

OBSAH

1	ÚVOD	8
2	CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE	9
3	CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉHO ÚZEMÍ	10
3.1	VYMEZENÍ ÚZEMÍ A JEHO PŘÍRODNÍ POMĚRY	10
3.1.1	<i>Klima</i>	11
3.1.2	<i>Geologie a pedologie</i>	12
3.1.3	<i>Hydrologie a hydrogeologie</i>	13
3.1.4	<i>Vegetace</i>	13
3.1.5	<i>Živočišstvo</i>	14
3.2	HISTORIE A VLIV ČLOVĚKA NA STUDOVANOU OBLAST	15
3.2.1	<i>Vznik</i>	15
3.2.2	<i>Pískovna</i>	15
3.2.3	<i>Požáry</i>	16
4	TEORETICKÉ POZNATKY MANAGEMENTU	17
4.1	SUKCESE	17
4.2	DISTURBANCE	17
4.3	VYPALOVÁNÍ	18
5	METODIKA	19
5.1	SBĚR DAT	19
5.1.1	<i>Trvalé plochy</i>	19
5.2	ANALÝZA DAT	20
5.2.1	<i>Data o druhovém složení</i>	20
5.2.2	<i>Mnohorozměrná analýza dat</i>	22
6	VÝSLEDKY	23
6.1	CHARAKTERISTIKA VEGETAČNÍCH TYPŮ PŘED ZÁSAHY	23
6.1.1	<i>Fytocenologická klasifikace</i>	23
6.1.2	<i>Funkční skupiny</i>	27
6.1.3	<i>Počet taxonů a Shannon-Wienerův index druhové diverzity</i>	28
6.1.4	<i>Ellenbergovy indikační hodnoty</i>	28
6.1.5	<i>Půdní rozbory</i>	30

6.2	DYNAMIKA VEGETACE POD VLIVEM MANAGEMENTOVÝCH ZÁSAHŮ	32
6.2.1	<i>Zastoupení funkčních skupin</i>	32
6.2.2	<i>Počet taxonů</i>	39
6.2.3	<i>Dynamika dominantních druhů</i>	45
6.2.4	<i>Hierarchická klasifikace skupin</i>	47
6.2.5	<i>Ellenbergovy indikační hodnoty</i>	52
6.3	MNOHOROZMĚRNÁ ANALÝZA DAT	59
6.3.1	<i>Explorační analýza</i>	59
6.3.2	<i>Změny druhového složení ve vegetačních typech</i>	61
7	DISKUSE	66
8	ZÁVĚR	69
9	LITERATURA	70
10	PŘÍLOHY	74

1 ÚVOD

Největší území s výskytem vátých písků na Moravě se nachází v trojúhelníku mezi Hodonínem, Kyjovem a Bzencem (Grulich et al. 2002).

Jedná se o nejrozsáhlejší, reprezentativní a dobře zachovalou ukázkou vegetace otevřených vátých písků v ČR. V tomto jedinečném komplexu několika typů psamofytní vegetace v různých sukcesních stádiích se střídají reprezentativní porosty panonských stepních trávníků na písku s kostřavovými trávníky písčin. Na narušovaných místech se vyskytují otevřené trávníky písčin s *Corynephorus canescens* spolu s maloplošně zastoupenou jednoletou vegetací písčin. Na nezalesněných plochách se vyskytuje řada teplomilných druhů živočichů, převážně hmyzu (Mackovčín et al. 2007).

Podle Chytrého (Chytrý et al. 2007) byly výskyty vegetace na tomto území často vázány na zpětnou sukcesi při pastevní a těžební degradaci lesa, která posléze vedla až k obnově rozsáhlých holých písčin. Eutrofizace těchto přirozeně živinami chudých společenstev způsobuje buď vznik jednoletých nitrofilních společenstev, nebo urychluje zarůstání travami a stabilizaci zapojeného trávníku, často s konkurenčně silnými travami, např. *Calamagrostis epigejos*. Na místech s akumulací slabé vrstvy opadaného borového jehličí se často hustě rozrůstají mechy a lišejníky.

2 CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE

Udržení vysoké druhové bohatosti je často považováno za jeden z největších cílů ochrany a zachování přírody. V managementu vegetace je nicméně důležité, zdali nárůst druhové bohatosti se děje ve prospěch přirozených druhů či nežádoucích druhů jako plevelů nebo nepůvodní druhy (Chytrý et al. 2001). Vliv disturbance může být nezbytnou součástí určující složení rostlinného společenstva a diverzity následkem účinku konkurenčních vztahů, dominance a vitality (Fynn et al. 2004). Pro přírodní management je důležité rozumět procesům ovlivňujícím přítomnost různých sukcesních stádií společenstev (Sýkora et al. 2004).

Vegetaci písčín nejvíce ohrožuje především sukcese (nálety *Pinus sylvestris* a *Robinia pseudacacia*), eutrofizace a šíření expanzivních druhů (*Calamagrostis epigejos*). Hlavním smyslem managementu je těmto faktorům zabránit, to znamená udržet bezlesí a obnovovat plochy s volným pískem (Sádlo et al. 2004).

Cílem diplomové práce je cíleně ověřit vliv některých managementových zásahů na druhové složení studovaných vegetačních typů psamofytní vegetace a nalézt optimální typ managementu, který bude umožňovat zachování stávající vegetace území.

3 CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉHO ÚZEMÍ

3.1 Vymezení území a jeho přírodní poměry

Pro studium vlivu různých managementových zásahů na druhové složení psamofytní vegetace v Dolnomoravském úvalu byla vybrána NPP Váté písky u Bzence, která je popisována jako nejrozsáhlejší, reprezentativní a dobře zachovalá ukázka tohoto typu vegetace na jižní Moravě¹.

Jedná se o úzký bezlesý pruh, široký do 60 metrů, podél železniční trati mezi Rohatcem a Bzencem-přívozem (113,3–118,8 km = 5,5 km) (obr. 1). NPP Váté písky byla vyhlášena 25. 10. 1990 vyhláškou ONV v Hodoníně, přehlášena 31. 1. 1992 vyhláškou OkÚ v Hodoníně. Leží na katastrálním území Bzenec a Vracov s výměrou 61,7459 ha a nadmořskou výškou 180–190 m n.m. (Bezděčka et al. 2001).

NPP Váté písky s pokusnými čtverci



Obr. 1. Vymezení NPP Váté písky s vyznačením lokalizace pokusných ploch.

¹ http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=133544

3.1.1 Klima

Podle Quitta (Quitt 1975) patří zkoumaná oblast do teplé klimatické oblasti T4, pro kterou je charakteristické velmi dlouhé, velmi teplé a velmi suché léto. Přechodné období je velmi krátké, s teplým jarem a podzimem. Zima je krátká, mírně teplá a suchá až velmi suchá, s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky. Průměrná roční teplota leží mezi 9,0 a 9,5 °C, průměrný roční srážkový úhrn činí 550-600 mm (Grulich et al. 2002). Rozdělení srážek je během roku nerovnoměrné. Převážná část spadne v období velké spotřeby vody vegetací a velkého výparu (obr. 3).

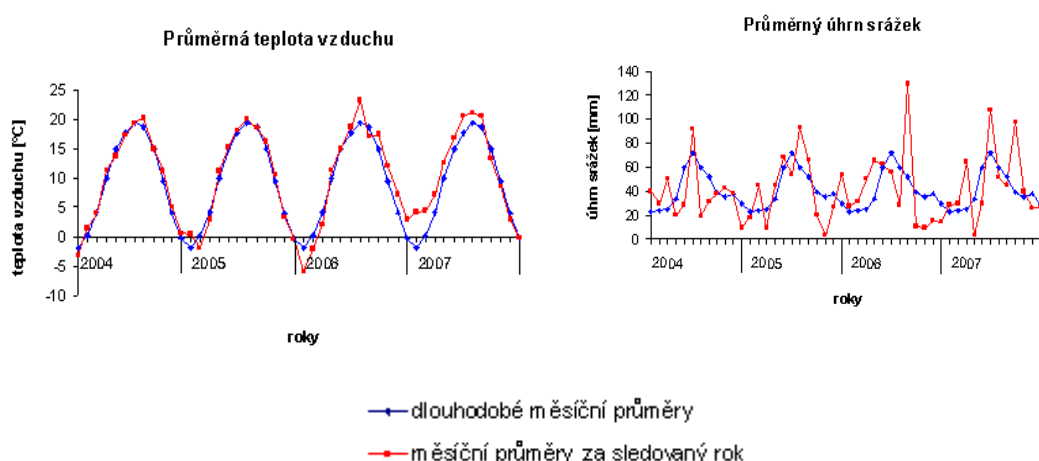
Pro sledované období (2005-2007) se mi, kvůli zpoplatnění klimatických dat, podařilo získat jen data z meteorologické stanice ve Velkých Pavlovicích, vzdálené cca 30 km JZ od studované lokality².

Srážkově i teplotně byly významné především roky 2006 a 2007, kdy především v letních měsících překračovaly průměrné hodnoty dlouhodobé průměry (obr. 2).

Rok 2007 byl výjimečný vyššími ročními průměry teplot i srážek (tab. 1).

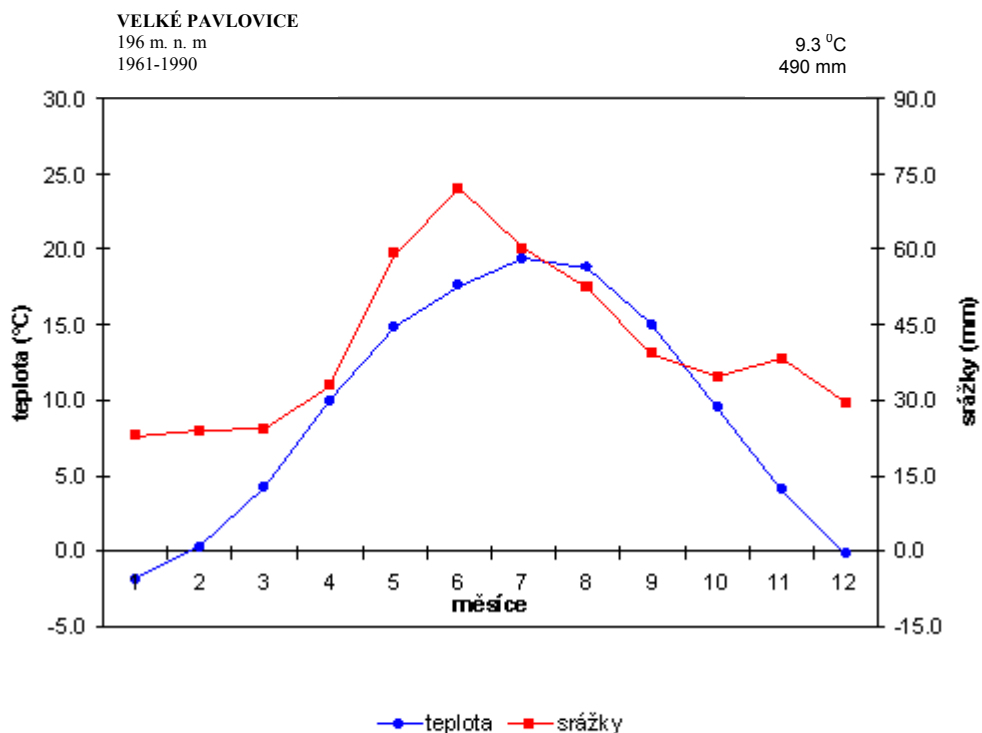
Tab. 1. Dlouhodobé průměry (DP) za období 1961-1990 a roční průměry teploty a srážek v letech 2004-2007 ve Velkých Pavlovicích (zdroj: ČHMÚ).

Klimatické údaje/roky	DP	2004	2005	2006	2007
Teplota (°C)	9,3	9,7	9,5	9,9	11
Úhrn srážek (mm)	490	436,6	494	498,2	547,3



Obr. 2. Dlouhodobé průměry, průměrná teplota vzduchu a průměrný úhrn srážek ve Velkých Pavlovicích v letech 2004-2007 (zdroj: ČHMÚ).

² <http://www.chmi.cz/meteo/ok/infklim.htm>



Obr. 3. Klimadiagram (dlouhodobý průměr 1961-1990; meteorologická stanice Velké Pavlovice; ČHMÚ).

3.1.2 Geologie a pedologie

Území přísluší k vnitrokarpatkým sníženinám, které jsou vyplněny sedimenty neogenního moře (období sarmat a panon). Z těchto sedimentů a kvartérních teras řeky Moravy byly vyvátý jižními a jihozápadními větry, v době poledové (před 9-12 tis. lety), jejich jemnější frakce. Vznikla tak oblast vátých písků o mocnosti 10-30 metrů s četnými přesypy (Petrová et al. 2000).

Písky jsou velmi kyselé a chudé živinami. V jejich podloží se nachází nepropustné terciární jíly, bohaté minerálními solemi i bázemi (Grulich 1987). Váté písky mají vysoký podíl hrubší zrnitostní frakce o průměru zrn 0,1 až 2,0 mm (tzv. písku), které obsahují 65-95% (Pelíšek 1963) (viz kapitola 5.1.5). Propustnost pro vodu přesypových písků je značná (Šmarda 1961a). Tam, kde písky dosahují velké mocnosti, omezená kapilarita neumožňuje vzlínání vody (Grulich 1987).

Obsah humusu je pod 1 %, je to důsledek nepříznivých podmínek pro jeho tvorbu (hlavně vysoké teploty a sucho), které vedou k mineralizaci rostlinných zbytků (Slavoňovský 1964). Písky iniciálních stádií mají humusu málo (0-0,58 %). Písky

degradačních stádií obsahují humusu od 0,53 do 1,15 %. Pro tvorbu humusu mají i v těchto stádiích hlavní význam trávy a vytrvalé byliny (Slavoňovský 1963).

Soudržnost (odolnost proti stlačování a proti rozpojování) je závislá např. na struktuře půdy, na její vlhkosti, na obsahu humusu, na prokořenění aj. Pro soudržnost písků má dále velký význam jejich zrnitost, zejména obsah jílnatých částic (Slavoňovský 1966).

3.1.3 Hygrologie a hydrogeologie

Váté písky jsou silně propustné. Umožňují snadnou infiltraci atmosférických srážek i povrchových vod. Výskyt podzemní vody je ovlivněn horninovým složením, úložnými poměry hornin, rázem reliéfu a poměrem mezi srážkami a výparem. Podzemní voda je vázána na průlomový kolektor údolní nivy řeky Moravy a na průlomový kolektor vátých písků, kde dochází k dotaci zásob podzemní vody infiltrací z výše položených míst. Díky klimatickým podmínkám dochází k velmi vysokému výparu.

Nevýhodou vátých písků je, že postrádají povrchovou vrstvu méně propustných hlín, které by zabraňovaly přímému znečištění podzemní vody vodou povrchovou. Proto je podzemní voda v kvartérním kolektoru většinou znečištěna bakteriemi, dusičnany, dusitany a amoniakem (Petrová et al. 2000).

3.1.4 Vegetace

Květena Vátých písků představuje kombinaci subatlantských druhů, z nichž některé zde dosahují jihovýchodní hranice areálu, a panonských druhů, které zde dosahují severozápadní hranice areálu. Mezi subatlantské druhy Vátých písků patří *Armeria vulgaris* subsp. *vulgaris*, *Corynephorus canescens* a *Spergula morisonii*; k panonským druhům se řadí *Gypsophila paniculata*, *Hierochloë repens*, *Linaria genistifolia*, *Spergula pentandra* a *Stipa borysthena*. *Thymus serpyllum* se zde blíží jižní hranici svého areálu. Místní populace *Festuca vaginata* je hodnocena jako samostatný poddruh, subsp. *dominii*, který je endemitem západní Panonie (Grulich et al. 2002).

Otevřené trávníky vátých písků s paličkovcem jsou často charakterizovány jako mozaika vegetace, která je chudá na cévnaté rostliny, ale bohatá na lišejníky rostoucí na zemi, hlavně na rod *Cladonia* (cf. Masselink 1994; Fanta 1995; Schaminée et al. 1996; Jentsch et Beyschlag 2003 cit. in Hasse et Daniëls 2006). Jeví se jako pionýrská vegetace u pobřežních a vnitrozemních vlnových písčinych ploch v nížinách střední Evropy (Hasse 2006). Nízké pH, nízký stav živin (obzvláště N a P) a nízká kapacita půdy (Lache 1976; Olf et al. 1993 cit. in Hasse et Daniëls 2006) činí toto území

nepříznivé pro většinu cévnatých druhů rostlin (Hasse et Daniëls 2006). Rostliny rostoucí na tomto typu stanoviště jsou však morfologicky a ekofyziologicky přizpůsobeny extrémním ekologickým podmínkám, zejména mikroklimatickým, půdním (Šmarda 1961b) a způsob jejich distribuce je velmi rozmanitý (Rychnovská et Květ 1963). Kromě jejich specifické přizpůsobivosti písčité půdě jsou důležitými faktory distribuce těchto rostlin především vodní režim a území jejich rozšíření. (Rychnovská et Květ 1963).

Především kyselost substrátu se jeví jako důležitý limitní faktor v distribuci mnoha druhů rostlin (Rychnovská-Soudková 1963). Druhy rostoucí v úzkém rozmezí pH mají více méně konstantní schopnost regulovat pH media (Kosłowska 1934 cit. in Rychnovská-Soudková 1958), některé psamofyty z kyselých písků mají tuto schopnost velmi malou a znemožňuje jim tudíž osidlovat lokality s odlišnou aciditou (Rychnovská-Soudková 1958).

Kořeny psamofytů dovedou snášet značné vyschnutí, za tohoto stavu jsou dokonce z hlediska mechanického více než 2x výkonnější ve srovnání se stavem při vyšší vlhkosti (Slavoňovský 1965). Kořenové systémy druhů určitého vývojového stádia společenstva se vzájemně prostupují a vytvářejí v povrchové vrstvě půdy hustou síť kořenů a oddenků různých mechanických vlastností (Slavoňovský 1967).

3.1.5 Živočišstvo

Především teplomilná entomofauna zahrnuje řadu legislativně chráněných druhů, jako je *Mantis religiosa*, *Mantispa styriaca*, *Libelloides macaronius*. Bylo zde zjištěno několik druhů mravkolva, např. *Myrmeleon formicarius*, řada druhů sarančí, např. *Oedipoda coerulescens*, kobylek *Tettigonia viridissima*, zajímavé druhy brouků *Polyphylla fullo*, teplomilné druhy mravenců a motýlů, např. *Zerynthia polyxena* (příloha 1, foto 3), *Hipparchia statilinus*, *Iphiclides podalirius*, i některé druhy motýlů, které jinde v ČR nenajdeme. Jedná se zejména o *Aplocera efformata*, *Zygaena laeta*, *Chamaesphecia leucopsiformis*. Z obratlovců lze zmínit *Lullula arbore*, *Upupa epops*, *Jynx torquilla*, hojně se vyskytující *Lacerta viridis* (příloha 1, foto 1) (Bezděčka et al. 2001).

3.2 Historie a vliv člověka na studovanou oblast

3.2.1 Vznik

Dnešní přesypy vátých písků jsou podle Chytrého (Chytrý et al. 2007) pozůstatkem dun vzniklých v glaciálu, které pak během holocénu podléhaly postupné stabilizaci, morfologické destrukci, obohacení písku hlinitými a jílovitými částicemi, a sukcesí.

Během holocénu se na silných vrstvách vátých písků vyvinuly acidofilní doubravy asociace *Festuco ovinae-Quercetum* ze svazu *Genisto germanicae-Quercion*, pravděpodobně s autochtonní borovicí (*Pinus sylvestris*), zatímco na mělkých vrstvách písku rostly panonské teplomilné doubravy asociace *Carici fritschii-Quercetum roboris* ze svazu *Aceri tatarici-Quercion*. V mezidunových sníženinách se místy vytvořily dubohabřiny svazu *Carpinion* a tam, kde byl písek vyvát až na úroveň hladiny podzemní vody, také mokřadní olšiny asociace *Carici elongace-Alnetum* ze svazu *Alnion glutinosae* (Grulich et al. 2002).

Lesní porosty Hodonínské a Bzenecké Dúbravy byly ve středověku silně poškozeny pastvou. Na některých místech se do konce 18. století vytvořily pohyblivé písčité duny, a proto se území často označovalo jako Moravská Sahara. V první polovině 19. století byly zahájeny rozsáhlé zalesňovací akce, vysázena byla hlavně borovice lesní. Váté písky zachránila před úplným zalesněním výstavba Ferdinandovy severní dráhy (z Vídně do Krakova) v roce 1841. Ta prochází východním okrajem území mezi obcemi Rohatec a Moravský Písek. Podél dráhy musel být až do konce osmdesátých let 20. století zachován bezpečnostní pruh volného písku k ochraně okolního lesa před požáry. Tento pruh písku se stal důležitým útočištěm psamofilní flóry a vegetace (Grulich et al. 2002).

3.2.2 Pískovna

Veškeré informace o pískovně jsem získala od a.s. Tvarbet Moravia Hodonín. Těžba písku se datuje už k roku 1954, kdy byly provedeny průzkumné práce. Pískovna je situována na pravé straně podél železniční trati ve směru Břeclav - Přerov. Jihovýchodní hranici tvoří přirozené meandry řeky Moravy. Omezení hloubky těžby je dáno tím, že celé území pískovny leží v CHOPAV Kvartér řeky Moravy a těžbou pod hladinou podzemní vody mohlo dojít ke změně režimu podzemních vod. Další omezení pískovny se týkají NPP Váté písky a PP Osypané břehy, kdy se vzhledem k nim stanovilo ochranné pásmo 80 m od železnice a 70 m od řeky Moravy (Vaculíková 2006).

V ČR je stanovena povinnost rekultivace vytěženého prostoru k jeho původnímu využití (příloha 1, foto 2). Využití spontánní sukcese, zejména pokud je štěrkopískovna obklopená (polo) přirozenými společenstvy, se jeví jako atraktivní a ekonomicky výhodná možnost obnovení vegetace na těžbou narušených místech (Prach et Pyšek 2000; Wiegand et Felinks 2001 cit. in Prach et al. 2006). Nerekultivovaná stanoviště mohou fungovat jako náhradní biotopy pro některé vzácné a ohrožené druhy rostlin (Machová 1996; Zimlová 1996; Ryšavá 2001 cit. in Prach et al. 2006). Výsledky studií ukazují, že vliv faktorů okolní krajiny je pro sukcesi vegetace v opuštěných štěrkopískovnách významnější než lokální stanovištní podmínky (Prach et al. 2006).

3.2.3 Požáry

Oheň je důležitým ekologickým faktorem regulujícím např. sukcesi lesa v boreálních lesích (Johnson 1992; Egelmark 1993; Parviainen 1996; Ryan, 2002; Gromtsev 1996 cit. in Marozas et al. 2007). Oheň může změnit podzemní fyzikální, chemické a mikrobiální procesy eliminující nadzemní biomasu. Silné požáry mohou změnit sukcesi a druhové složení vegetace (Marozas et al. 2007).

Požáry v zájmovém území nejsou výjimkou (příloha 1, foto 7, 8). Dnes jsou však méně časté, než v minulosti, kdy se šířily z jisker od parních lokomotiv. Požáry v NPP Váté písky jsou sledovány ČD, která mi poskytla informace o požárech v letech 2001-2007 (příloha 2, tab. 1). Požáry jsou nejčastěji způsobeny technickými závadami, kdy je vegetační porost zapálen od jisker z výfuku, popř. z brzdového systému.

4 TEORETICKÉ POZNATKY MANAGEMENTU

Vegetace písčín vyžaduje občasnou dosti radikální obnovu plošek s volným povrchem písku. Smyslem managementu je zamezit tomu, co tento biotop nejvíce ohrožuje. Jde o tři hlavní faktory: sukcese, eutrofizace a šíření expanzivních a invazních druhů. Tyto faktory zde ovšem nevystupují izolovaně, nýbrž se vzájemně ovlivňují. Důsledkem eutrofizace totiž bývá sukcese a ta se často projeví rychlým vzestupem konkurenčně silných druhů (Sádlo et al. 2004).

4.1 Sukcese

Sukcese rostlinného společenstva je primárně determinována abiotickými podmínkami stanoviště a druhovým složením společenstva v blízkém okolí sledované plochy (Prach et al. 2006). Bere se fakt, že atmosférická eutrofizace zrychlila proces sukcese v minulých obdobích (Hasse et Daniëls 2006). Akumulace dusíku během sukcesních řad je provázena zvýšením biomasy, sníženou prostupností světla do půdy, snížením poměru root/shoot, zvyšující se dominantností vyšších druhů a sníženým množstvím malých, krátce žijících druhů. S akumulací živin v ekosystému se očekává, že se rostlinná biomasa zvýší (Olf et al. 1993). Je všeobecně akceptován fakt, že během sukcese se sníží rychlost výměny druhů ve společenstvu (Prach et al. 1993). Některé druhy jako např. *Calamagrostis epigejos* jsou schopny dominovat i v počáteční fázi sukcese a to hlavně díky intenzivnímu vegetativnímu šíření (Pyšek 1994). U pobřežních dun je proces sukcese zahájen fixací a řízením komplexu pedogeneze (akumulací humusu) a sukcesem vegetace (Bonte et Hoffmann 2005). Suché, kyselé, živinami chudé trávníky s paličkovcem jsou v krátkém časovém měřítku dost stabilní rostlinné společenstvo a jejich vývoj se shoduje s hypotetickými sériemi sukcesních řad (Hasse et Daniëls 2006).

4.2 Disturbance

Přítomnost mnoha druhů a celých biotopů závisí na opakovaném narušování prostředí. Příslušné druhy jsou zpravidla konkurenčně méně zdatné, zato dokážou čerstvě narušený půdní povrch rychle osídlit. Tím dočasně předstihnou druhy konkurenčně silnější, ale s pomalejším růstem, a na krátko opanují volný prostor. Narušování povrchu vlastně znamená opakované zmlazování porostu, případně dokonce jeho udržení v počátečním stádiu zarůstání volné plochy. Narušování povrchu nelze

nahrazovat účinkem seče, která v dlouhodobém měřítku naopak trávníky spíše zahušťuje. Částečně se zmenšuje zásoba semen v půdě, ale významnější může být, že se tak do půdy snadněji dostanou nová semena z okolního prostoru. Cílem není rovnoměrně narušená plocha, ale mozaika narušených plošek sousedících se zapojenou vegetací (Sádlo et al. 2004).

Efekt disturbance na dominantní a konkurenční druhy může mít velký vliv na diverzitu druhů (Fynn et al. 2004) a to díky modifikaci dostupnosti zdrojů, množství a síle konkurenčních dominant (Huston 1979; Collins et al. 1998 cit. in Fynn et al. 2004).

4.3 Vypalování

Prvotním cílem vypalování je odstranění nadzemní biomasy. Vypalování má však i další význam (např. ovlivnění konkurenčních vztahů, změna obsahu živin v půdě, změna světelných podmínek, ovlivnění dormance semen v půdě atd.). Slouží k odstranění nadzemní biomasy (stařiny) a k podpoření vegetativního rozmnožování. Změny světelných podmínek mohou dočasně vést ke změnám pokryvnosti druhů (ve prospěch světlomilných druhů rostlin). Nutné je respektovat konkurenční vztahy a životní strategie druhů, např. u *Calamagrostis epigejos* vypalování ve vegetačním klidu podpoří vegetativní šíření pomocí podzemních orgánů (Sádlo et al. 2004).

Při vypalování dochází ke ztrátám živin, hlavně únikem do atmosféry s kouřem a vymýváním popela. Tam, kde oheň není příliš silný, zůstanou ve vrstvě mechů, lišejníků a opadu zachovány báze stonků (Sedláková et Chytrý 1999b).

Vypalování může mít i některé negativní důsledky. Když shoří vegetace na velké ploše, mohou se šířit nežádoucí expanzivní druhy a způsobit dlouhodobě nevrátne změny vegetace. Častější silné vypalování na větších plochách může také vyhubit druhy citlivé na oheň a vytvořit jednotvárné stejnověké porosty (Sedláková et Chytrý 1999c).

5 METODIKA

5.1 Sběr dat

Terénní výzkum jsem prováděla v letech 2005-2007 ve dvou sezónách (kvůli rozdílnému jarnímu a letnímu aspektu). Jednalo se především o zápis fytoocenologických snímků. Jarní sezónu jsem hodnotila v květnu a letní sezónu v červenci.

5.1.1 Trvalé plochy

V roce 2005 jsem založila v NPP Váté písky manipulativní experiment. Sledované zásahy a kontrolu (bez zásahu) jsem uspořádala celkem do šestnácti bloků. Tyto bloky byly náhodně rozmístěny po čtyřech do porostů čtyř základních vegetačních typů, které reprezentují současnou vegetaci Vátých písků: (i) otevřený porost, kde dominoval *Corynephorus canescens*, (ii) typ s dominancí *Stipa borysthenica*, (iii) typ s dominancí *Calamagrostis epigejos* a (iv) druhově chudé porosty pod stromy *Pinus sylvestris*. Na každé společenstvo připadly čtyři bloky. Bloky se skládaly ze čtyř trvalých čtverců, každý o velikosti 1 x 1 m, lišících se typem managementu. Typy zásahů: 1) pokusné stržení substrátu (drnu) o výšce cca 10 cm a jeho odstranění z plochy; 2) pokusné přerýtí (převrácení) vrstvy substrátu do hloubky cca 30 cm; 3) lokální vypálení nadzemní části vegetace pomocí plynového hořáku a 4) kontrola bez zásahu. Čtverce jsem fixovala umělými trubkami, zapuštěnými mírně nad povrch terénu. Vzorkování čtverců zahrnovalo zaznamenávání druhové skladby na úrovni čtverců o velikosti 1 x 1 m a na úrovni podčtverců o velikosti 10 x 10 cm, před provedením pokusných zásahů v květnu a červenci 2005 a po provedení zásahů v květnu a červenci 2006 a 2007.

V září 2005 byl ve čtvercích stržen drn a převrácena vrstva půdy cca 30 cm. Lokální vypálení nadzemní části vegetace pomocí plynového hořáku bylo provedeno v dubnu 2006 z důvodu čekání na vyjádření orgánů státní ochrany přírody ohledně povolení prováděných zásahů. Trvalé plochy byly vypáleny středně silným ohněm, který spálil velkou část nadzemní biomasy. Intenzita ohně byla větší na plochách se *Stipa borysthenica*, *Calamagrostis epigejos*, jelikož se jedná o zapojenější porost, a pod *Pinus sylvestris*, kde byla vrstva seschlého jehličí. Menší intenzita ohně byla na otevřeném porostu, kde dominoval *Corynephorus canescens*. Zásahy byly prováděny i v „pufrovací zóně“ kolem čtverců (cca 20 cm). Jeden celý blok s *Corynephorus canescens* musel být vyřazen ze sledování, jelikož v roce 2006 shořel. Požár byl způsoben

technickou závadou (úlet jisker z výfuku popř. z brzdného systému) na projíždějící vlakové soupravě (příloha 2, tab. 1).

Sledovány byly pouze cévnaté rostliny. Nomenklaturu pro cévnaté rostliny jsem sjednotila podle Klíče ke květeně České republiky (Kubát et al. 2002), syntaxonomickou nomenklaturu pak dle Vegetace České republiky 1 (Chytrý et al. 2007). Pro odhad pokryvnosti druhů na úrovni čtverců jsem použila vlastní stupnici. Hodnoty této stupnice byly 1-99 (střední intervalů po 3 %) a získaly se sečtením frekvence ve 100 podčtvercích. Na úrovni podčtverců jsem použila vlastní jednoduchou stupnici. Hodnota 1 odpovídala rozsahu 1-50 %, hodnota 2 rozsahu 51-100 %.

V listopadu 2007 bylo v bezprostředním okolí náhodně vybraných čtverců (4 na každé společenstvo) odebráno 16 půdních vzorků pro fyzikálně-chemické analýzy z hloubky 10-15 cm (vždy ze stejného horizontu) do Kopeckého válečků. Vzorky byly převezeny do laboratoře katedry ekologie a ŽP PřF UP, zde vysušeny a dále analyzovány. Ztráta žíháním a stanovení pH byly analyzovány v laboratoři Ústavu geologie a pedologie (LDF) MZLU v Brně.

Pro sestrojení mapy NPP Váté písky s pokusnými čtverci (obr. 1) byla jako mapový podklad použita data ZABAGET v měřítku 1:10 000, mapové listy: 34-22-14, 34-22-15, 34-22-19, poskytnuté Zeměměřickým úřadem v Praze. Pro přesnou polohu bloků se čtverci byla použita GPS. Mapa byla vyhotovena v prostředí GIS v programu ArcView GIS 3.2.

5.2 Analýza dat

5.2.1 Data o druhovém složení

Vegetační zápisy z trvalých ploch jsem zaznamenala do databázového programu Turboveg for Windows 2.40c (Hennekens et Schaminée 2001) a takto připravená data byla dále exportována do příslušných analytických programů.

Druhové složení jsem analyzovala podle funkčních skupin (životní strategie *sensu* Grime 1979, životní formy *sensu* Raunkiaer 1934). Pro zařazení taxonů do životních strategií jsem použila databázi: „Vyhledávací a informační systém cévnatých rostlin v Německu“³. V této databázi chyběly taxony *Seseli osseum* a *Festuca vaginata* subsp. *dominii*, které jsem zařadila, na základě odhadu jejich ekologie, mezi CS strategy. Málo zastoupené strategie CR, SR a R jsem sjednotila v R+ kategorii. Podle Klíče ke květeně

³ <http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp>

ČR (Kubát et al. 2002) jsem přiřadila taxonům příslušnou životní formu a pro statistické analýzy následně sloučila hemikryptofyty s geofyty a chamaefyty s fanerofyty z důvodu nízkých četností některých životních forem.

Data typu presence/absence jsem použila pro zjištění absolutního a kumulativního počtu taxonů (tj. počet taxonů, které byly zaznamenány během všech 3 let sledování čtverců).

Dále jsem spočítala pro jednotlivé čtverce počty taxonů (druhovou bohatost), Shannon-Wienerův index druhové diverzity a průměrné indikační hodnoty Ellenbergových čísel (*sensu* Ellenberg et al. 1991) pro faktory: světlo, teplota, kontinentalita, vlhkost, půdní reakce a živiny. Indikační hodnoty jednotlivých taxonů nebyly váženy jejich frekvencí.

V programu JUICE 6.5 (Tichý 2002) jsem provedla hierarchickou divizivní klasifikaci (postavenou na hlavních gradientech druhového složení) všech zápisů na úrovni čtverců pomocí algoritmu TWINSpan (Hill 1979) do 12 skupin. Tento počet skupin vycházel ze 4 vegetačních typů sledovaných na počátku pokusu a potenciálních změn druhového složení během 3 let, tj. 4 vegetační typy x 3 roky. Každý čtverec byl tak klasifikován v příslušném roce a sezóně do jedné z 12 skupin.

Pro charakteristiku vegetačních typů před zásahy (rok 2005) jsem spočítala pro kvantitativní proměnné průměry na čtverec ze dvou sezón. Životní formy a strategie jsem otestovala pomocí kontingenčních tabulek. Pro testování byly funkčně podobné kategorie s nízkými frekvencemi sloučeny. Počty taxonů, Shannon-Wienerův index druhové diverzity a indikační hodnoty jsem testovala jednocestnou ANOVOU. Srovnání mezi společenstvy jsem provedla pomocí Tukey-Kramerova testu mnohonásobného porovnání (Zar 1996).

Pro dynamiku vegetace pod vlivem managementových zásahů jsem hodnoty pro kvantitativní proměnné spočítala zvlášť pro jednotlivé sezóny. Změny parametrů (počet taxonů, Shannon-Wienerův index druhové diverzity a indikační hodnoty) v letech 2005-2007 jsem analyzovala pro všechna společenstva dohromady. Použila jsem analýzu variance s opakovanými měřeními, kde společenstvo, zásah a sezóna byly považovány za „between-subject“ faktory, čas (rok) za „within-subject“ faktor a čtverec za subjekt.

Chemická analýza vzorků byla provedena podle Zbírálka (2002) a zahrnovala: úpravu vzorků, stanovení aktivního pH/H₂O a výměnného pH/CaCl₂, dále stanovení C, P v mg/kg sušiny. Na stanovení obsahu Ca, Mg, K, Na, Al [mg/kg sušiny] byl použit roztok Mehlich III. Kationtová výměnná kapacita (KVK) byla stanovena součtovou metodou z

koncentrací prvků Ca, Mg, K, Na plamennou spektrofotometrií FAAS [mmol.chem.ekv/kg]. Pro posouzení zásoby celkového dusíku byla použita metoda Kjeldahla podle Zbírala (2004). Ztráta žiháním byla provedena dle Zbírala (2004), stejně jako určení zrnitosti (v %) do jednotlivých velikostních tříd (frakcí).

5.2.2 *Mnohorozměrná analýza dat*

V prvním kroku jsem data analyzovala pomocí DCA (*Detrended Correspondence Analysis*). Délka gradientu v druhových datech na první ordinační ose byla větší než 4 standardní odchylky (ter Braak et Šmilauer 2002).

Použila jsem detrendovanou korespondenční analýzu (DCA) pro všechny vzorky. Provedla jsem klasifikaci s označením jednotlivých vzorků v závislosti na vegetačních typech a zobrazila je, stejně jako druhy s nejvyšší vahou v analýze a environmentální proměnné.

Analýza trvalých ploch na úrovni čtverců má tzv. split-plot design. Jsou zde dvě do sebe vřazené úrovně reziduální variability, variabilita mezi plochami a variabilita mezi časovými záznamy jedné plochy (Herben et Münzbergová 2003).

Pro testování rozcházení vlivu managementových zásahů u jednotlivých vegetačních typů během sezón jsem použila RDA (*Redundancy Analysis*). K této volbě bylo přistoupeno po předběžných DCA analýzách vzorků jednotlivých společenstev, kde délky gradientů první ordinační osy byly vždy pod 3 standardní odchylky. Kovariátami byl odfiltrován vliv rozdílu mezi plochami a vliv společeného vývoje (ID ploch a čas). RDA analýzu jsem použila i při testování společného vývoje všech ploch u studovaných vegetačních typů bez ohledu na managementový zásah během sezón. Jako kovariáty jsem použila čtverce jednotlivých vegetačních typů (Lepš et Šmilauer 2003).

Změny druhového složení ve vegetačních typech jsem dále analyzovala pomocí metody hlavních odpovědných křivek PRC (*Principal Response Curves*), která představuje časovou trajektorii druhového složení pod vlivem managementových zásahů ve srovnání s kontrolou a je založena na výsledcích RDA analýzy. Testování RDA a PRC jsem provedla podle vzorového příkladu Lepše et Šmilauera (2003), str. 215–235. U dvou výše popsaných analýz nebyly testované druhově chudé porosty s *Pinus sylvestris*, kde se v roce 2006 a 2007 vyskytl čtverec bez vegetace. Tento problém bývá často řešen přidáním „fingovaného“ druhu, což je ale chybné (Herben et Münzbergová 2003). Statistická významnost byla otestována Monte Carlo permutačním testem (499 permutací).

6 VÝSLEDKY

6.1 Charakteristika vegetačních typů před zásahy

6.1.1 Fytocenologická klasifikace

6.1.1.1 Vegetační typ s dominancí *Corynephorus canescens* (příloha 1, foto 9, 13; tab. 2)

Dle současné fytocenologické klasifikace (Sádlo et al. in Chytrý et al. 2007) lze tyto porosty zařadit do asociace *Corniculario aculeatae-Corynephorum canescentis* Steffer 1931 v rámci svazu *Corynephorion canescentis* a třídy *Koelerio-Corynephoretea*.

Jde o pionýrskou vegetaci písčín na místech, kde rostliny trpí stresem ze sucha, rychlým střídáním teplotních extrémů, mechanickým narušováním vodní nebo větrnou erozí a jedná se o stanoviště chudá na živiny. Tyto faktory vedly k selekci několika ekologických skupin konkurenčně slabých, ale ke stresu tolerantních rostlinných druhů, které jsou úzce specializovány na tento druh stanoviště. Specializovanou skupinu představují např. krátkověké, jarní terofyty, např. *Cerastium*, *Erophila*, *Myosotis*, *Spergula*, *Veronica* aj. Další specializovanou skupinou jsou např. mechy a lišejníky. Na mělkých suchých půdách se vyskytují i hemikryptofyty, výhodu mají zejména druhy, které pohyblivý substrát zpevňují rozsáhlým kořenovým systémem (např. *Corynephorus canescens*), podzemními oddenky (např. *Carex hirta*) nebo tvorbou kobercovitých klonů (např. *Thymus serpyllum*). Vzhledem k malé konkurenční schopnosti většiny specializovaných druhů se floristická skladba a struktura porostů při změně stanovištních podmínek rychle mění (Chytrý et al. 2007). Asociace *Corniculario aculeatae-Corynephorum canescentis* (subatlantské trávníky vátých písků s paličkovcem šedavým) je charakteristická dominancí trávy *Corynephorus canescens*. Hojně jsou zastoupeny jednoletky *Filago minima*, *Spergula morisonii* a *Veronica dillenii*, acidofilní druhy oligotrofních trávníků (např. *Jasione montana* a *Rumex acetosella*) a psamofilní, kobercovitě rostoucí *Thymus serpyllum*. Roztroušeně se vyskytují také teplomilné druhy suchých trávníků (*Euphorbia cyparissias*, *Hypericum perforatum*). Přejít k odvozenějším sukcesním stádiím indikují trávy (např. *Agrostis*).

6.1.1.2 Vegetační typ s dominancí *Stipa borysthenica* (příloha 1, foto 10, 17; tab. 2)

Tyto porosty lze podle Vicherka (1975) zařadit do subsociace *Diantho serotini-Festucetum vaginatae stipetosum sabulosae* v rámci svazu *Festucion vaginatae* a třídy *Festucetea vaginatae*; podle Sádla et al. (in Chytrý et al. 2007) však tato subsociace postrádá mimo kavyl další indikační druhy a není v současném fytoecologickém systému uznávána.

Jedná se o druhově bohaté společenstvo, ve kterém zpravidla chybějí druhy atlantského a subatlantského rozšíření a převládají kontinentální stepní druhy např. *Helichrysum arenarium* a *Stipa borysthenica*. Dominantní životní formou jsou hemikryptofyty, které mají hluboký kořenový systém jako adaptaci na růst v silně vysychavých písčitých půdách. Výrazné zastoupení mají také jarní efemérní jednoletky, mechy a lišejníky (Chytrý et al. 2007). Asociace *Diantho serotini-Festucetum vaginatae* je charakteristická druhy *Festuca vaginata* subsp. *dominii*, *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthenica* vyskytující se hlavně na náspech kolem železniční trati. Jedná se o vegetaci vzniklou na místě původních borových doubrav (Šmarda 1961a). V druhovém složení se kombinují druhy subatlantské (*Corynephorus canescens*, *Jasione montana*, *Spergula morisonii*) s druhy kontinentálními (*Festuca vaginata* subsp. *dominii*, *Stipa borysthenica*, *Helichrysum arenarium*).

6.1.1.3 Vegetační typ s dominancí *Calamagrostis epigejos* (příloha 1, foto 11, 21; tab. 2)

Tento vegetační typ nelze zařadit do fytoecologické klasifikace, jelikož se jedná o sukcesní vývojové stádium. Dominantní, vysoká oddenková tráva *Calamagrostis epigejos* je běžná na území střední Evropy, kde roste na různých typech míst přirozeného, polo-přirozeného a uměle vytvořeného prostředí (Rebele a Lehmann 2001). *Calamagrostis epigejos* obvykle kolonizuje holý povrch půd a je široce zastoupena v ruderalních a suchých společenstvech trávníků (Lehmann et Rebele 2002). Na písčité půdě nízké úrodnosti roste tato dominantní tráva mezi jinými druhy a vytváří relativně nízký kryt (Rebele et Lehmann 2001). Má obrovskou schopnost plasticity co do tvarových adaptací, převažujícího způsobu šíření nebo zapojení do různě složitých typů porostů (Prach et al. 2006).

6.1.1.4 Druhově chudé porosty s *Pinus sylvestris* (příloha 1, foto 12, 25; tab. 2)

Druhové porosty s *Pinus sylvestris* rovněž nelze zařadit do současné fytocenologické klasifikace. Porosty s *Pinus sylvestris* jsou na studovaném území řídce roztroušeny, netvoří hustý porost a v rámci managementu NPP Váté písky budou za čas odstraněny. Na místech pod *Pinus sylvestris* se akumulovala slabá vrstva opadaného jehličí, na niž se často rozrůstají hlavně mechy (*Ceratodon purpureus* a *Polytrichum piliferum*) a lišejníky, především rod *Cladonia* (Chytrý et al. 2007). Na tomto typu společenstva převládá *Festuca rupicola* s kontinentální tendencí rozšíření.

Tato klasifikace ukazuje na rozdíly mezi studovanými vegetačními typy, což je patrné i z obrázků 21 a 22 (kapitola 6.3.1), kde byly klasifikovány vzorky do vegetačních typů.

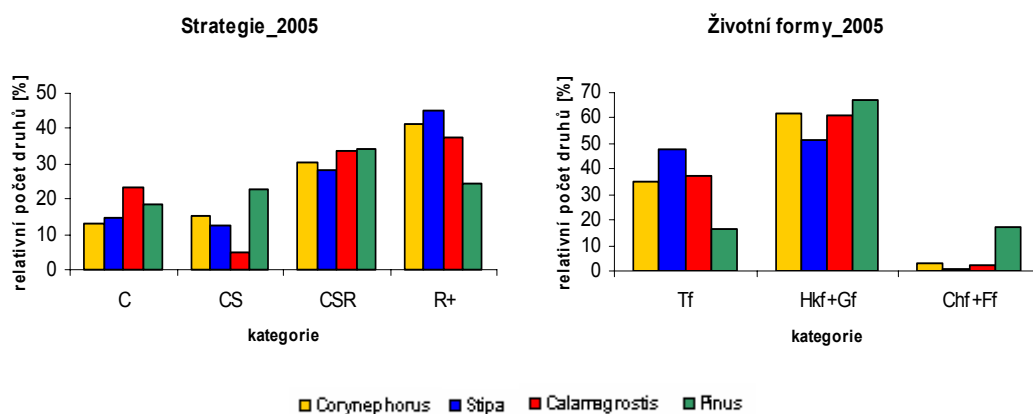
Tab. 2. Stálostní tabulka druhů ve vegetačních typech ve dvou sezónách v roce 2005, před provedením managementových zásahů (zvýrazněny jsou typické druhy pro jednotlivé typy společenstev).

Typ společenstva	Corynephorus		Stipa		Calamagrostis		Pinus	
	1	2	1	2	1	2	1	2
sezóna	1	2	1	2	1	2	1	2
počet druhů	26	24	36	32	38	32	24	22
stálost (%)	C _i	C _i	C _i	C _i	C _i	C _i	C _i	C _i
<i>Rumex acetosella</i>	92	58	100	88	94	88	50	63
<i>Corynephorus canescens</i>	100	100	75	69	25	25	50	50
<i>Cerastium semidecandrum</i>	100	8	100	0	94	0	13	0
<i>Hypericum perforatum</i>	100	92	75	75	63	63	6	19
<i>Agrostis vinealis</i>	75	75	94	75	75	81	25	63
<i>Thymus serpyllum</i>	33	42	6	0	19	19	19	13
<i>Spergula morisonii</i>	83	0	69	0	50	0	25	0
<i>Veronica dillenii</i>	67	0	75	0	56	0	0	0
<i>Jasione montana</i>	33	75	0	31	0	19	19	50
<i>Filago minima</i>	75	100	50	44	13	13	13	25
<i>Stipa borysthena</i>	8	17	100	100	0	0	0	0
<i>Myosotis ramosissima</i>	58	0	100	0	63	25	6	0
<i>Carex hirta</i>	50	58	94	94	75	75	13	19
<i>Verbascum phoeniceum</i>	50	42	88	88	13	13	19	13
<i>Arabidopsis thaliana</i>	0	0	94	19	44	0	0	0
<i>Viola arvensis</i>	0	0	69	50	94	38	0	0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	17	17	38	25	100	100	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	100	69
<i>Festuca rupicola</i>	0	0	6	6	0	0	75	69
<i>Conyza canadensis</i>	75	100	19	63	19	31	25	13
<i>Helichrysum arenarium</i>	33	33	6	25	25	25	13	13
<i>Trifolium arvense</i>	17	25	58	58	19	25	6	6
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	33	33	13	13	6	6	6	19
<i>Euphorbia cyparissias</i>	33	33	19	19	25	19	0	0
<i>Scleranthus perennis</i>	58	25	6	6	6	0	25	13
<i>Poa pratensis</i>	0	0	25	25	19	38	0	19
<i>Linaria genistifolia</i>	8	8	63	38	6	38	0	0
<i>Potentilla argentea</i>	8	8	19	19	6	13	0	0
<i>Erophila verna</i>	50	0	56	0	6	0	0	0
<i>Festuca vaginata</i> subsp. <i>dominii</i>	17	25	0	6	0	0	0	0
<i>Verbascum densiflorum</i>	8	0	13	19	0	0	0	0
<i>Bromus hordeaceus</i>	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Carex caryophylla</i>	0	0	13	0	38	25	0	0
<i>Lamium amplexicaule</i>	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	19	19	0	0	0	0
<i>Filago arvensis</i>	0	0	19	25	0	0	6	13
<i>Seseli osseum</i>	0	0	13	13	6	6	0	0
<i>Trifolium campestre</i>	0	0	6	13	0	0	0	0
<i>Hieracium pilosella</i>	0	0	6	6	6	0	25	25
<i>Achillea millefolium</i> subsp. <i>millefolium</i>	0	0	0	0	25	25	0	0
<i>Armeria elongata</i> subsp. <i>elongata</i>	0	0	0	0	25	25	0	0
<i>Luzula campestris</i>	0	0	0	0	25	25	6	0
<i>Vicia tetrasperma</i>	0	0	0	0	19	9	0	0
<i>Allium scorodoprasum</i>	0	0	0	0	13	0	0	0
<i>Centaurea stoebe</i> subsp. <i>stoebe</i>	0	0	0	0	6	13	0	0
<i>Convolvulus arvensis</i>	0	0	0	0	6	6	0	0
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	0	0	0	0	6	6	0	0
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0	0	0	0	13	0	0	0
<i>Thymus pannonicus</i>	0	0	0	0	6	6	0	0
<i>Dianthus carthusianorum</i>	0	8	0	19	0	0	25	25
<i>Koeleria macrantha</i>	0	0	0	0	0	0	25	25
<i>Poa annua</i>	0	25	0	0	0	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i>	0	33	0	0	0	0	0	0
<i>Arenaria leptoclados</i>	0	0	0	19	0	0	0	0
<i>Poa angustifolia</i>	0	0	0	19	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	13	0	0
<i>Tragopogon dubius</i>	0	0	0	0	0	6	0	0
<i>Quercus robur</i>	0	0	0	0	0	0	0	6

6.1.2 Funkční skupiny

6.1.2.1 Životní strategie a životní formy

Studované vegetační typy se lišily v zastoupení životních strategií i životních forem (tab. 3). U sledovaných vegetačních typů byl zjištěn signifikantní rozdíl mezi životními strategiemi, kromě strategie CSR (tab. 3). Z obrázku č. 4 je patrné nejvyšší zastoupení kompetitorů (C) u společenstva s *Calamagrostis epigejos*. Ve společenstvu se *Stipa borysthenica* a *Corynephorus canescens* převládaly ruderálové (R+) a u druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris* to byly CSR stratégové (CSR). Mezi životními formami byl zjištěn signifikantní rozdíl u všech sledovaných vegetačních typů (tab. 3). Z obr. 4 je patrné, že nejvíce terofytů bylo ve společenstvu, kde dominoval druh *Stipa borysthenica*. U ostatních společenstev byla nejvíce zastoupená kategorie hemikryptofytů. Další kategorie (geofyty, chamaefyty a fanerofyty) představovaly minoritní složku.



Obr. 4. Relativní zastoupení životních strategií a životních forem v porostech čtyř studovaných vegetačních typů v roce 2005, před provedenými zásahy. Zkratky viz Metodika.

Tab. 3. Statistický test zastoupení životních strategií a životních forem v porostech čtyř studovaných vegetačních typů v roce 2005, před provedenými zásahy (kontingenční tabulky).

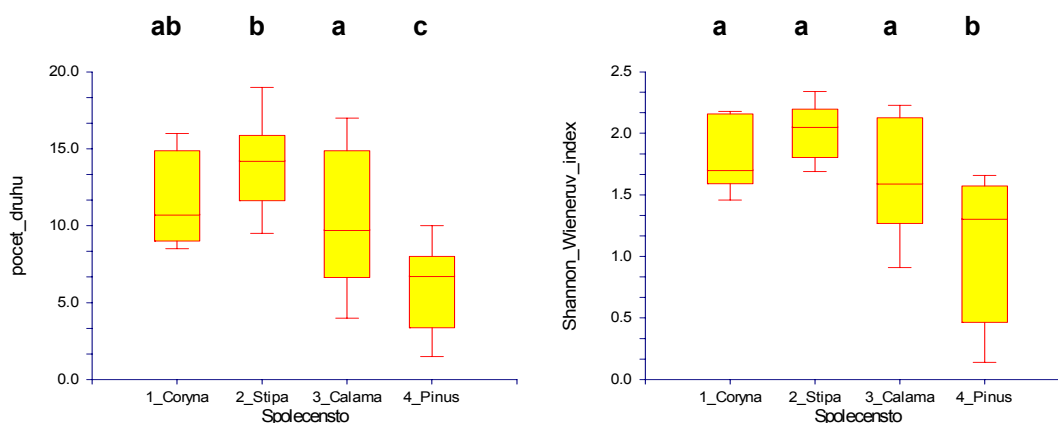
	χ^2	DF	P		χ^2	DF	P
Životní strategie*	39,49	9	<0,001	Životní formy**	95,47	6	<0,001
C	11,61	3	0,009	Tf	37,69	3	<0,001
CS	23,23	3	<0,001	Hkf+Gf	10,82	3	0,013
CSR	2,73	3	0,435	Chf+Ff	70,09	3	<0,001
R+	24,42	3	<0,001				

* pro test byly sjednoceny strategie CR, SR a R

** pro test byly sjednoceny hemikryptofyty s geofyty a chamaefyty s fanerofyty

6.1.3 Počet taxonů a Shannon-Wienerův index druhové diverzity

Společenstva jsou na úrovni čtverců relativně chudá (obr. 5). Taxonomicky nejbohatší bylo před zásahy společenstvo s dominancí *Stipa borysthenica*, kde bylo průměrně na ploše 1 m² zaznamenáno 15 taxonů. Nejmenší taxonomická bohatost (6 taxonů na čtverec) byla zjištěna v porostech s *Pinus sylvestris*. Shannon-Wienerův index druhové diverzity však ukazuje podobnou a vyšší diverzitu společenstev s dominancí *Stipa borysthenica*, *Calamagrostis epigeios* a *Corynephorus canescens* než byla zaznamenána u porostů s *Pinus sylvestris* (tab. 4, obr. 5).

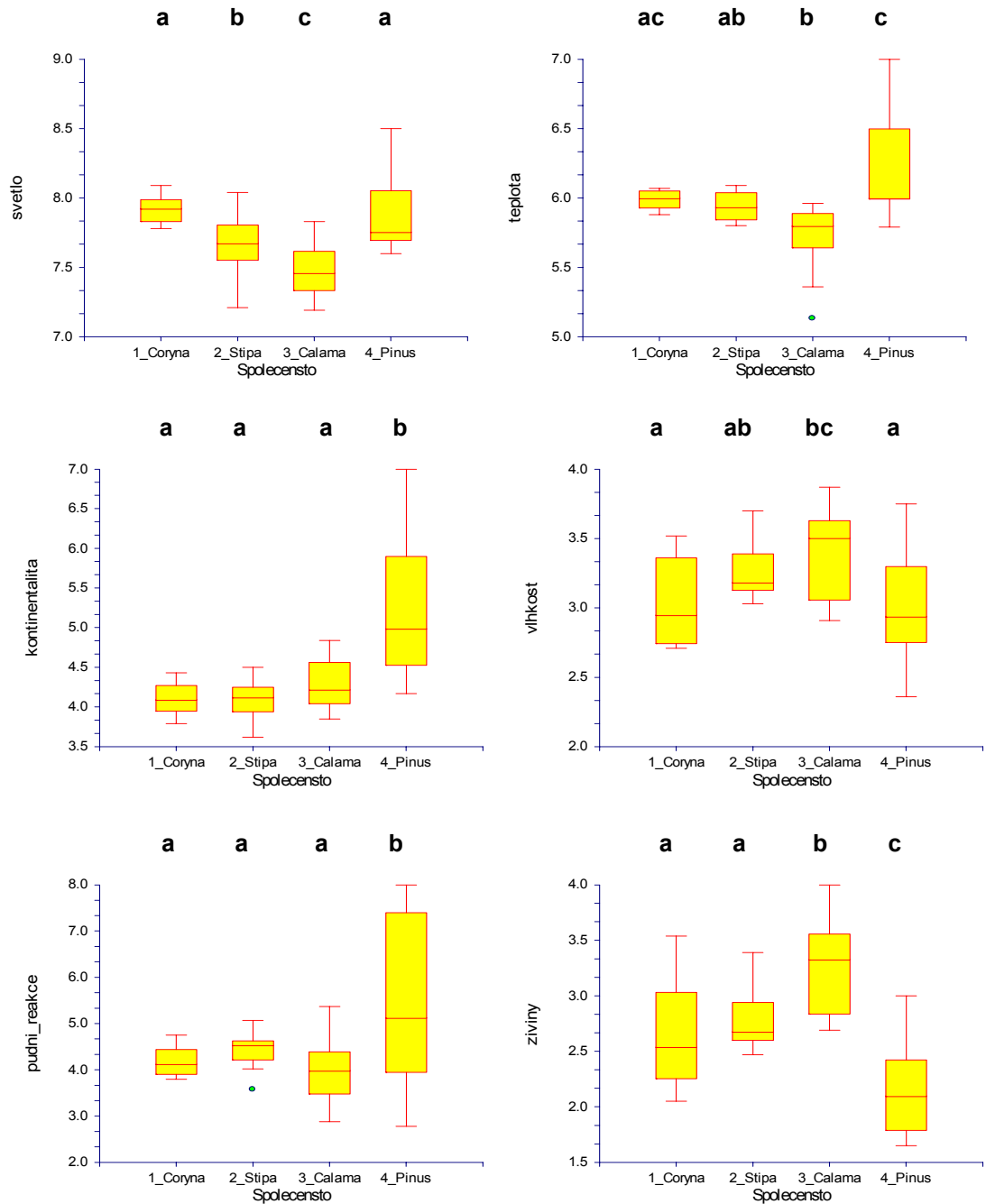


Obr. 5. Krabičkový diagram počtu taxonů a Shannon-Wienerova indexu diverzity v porostech čtyř studovaných vegetačních typů v roce 2005, před provedeními zásahy. Společenstva označená stejným písmenem se vzájemně neliší na základě Tukey-Kramerova testu mnohonásobného porovnání ($P=0,05$).

6.1.4 Ellenbergovy indikační hodnoty

Společenstva se signifikantně lišila ve všech sledovaných parametrech prostředí (tab. 4, obr. 6). Ve všech společenstvech převládaly světlomilné druhy. Společenstva s dominancí *Corynephorus canescens* a *Pinus sylvestris* přesto vykazovala vyšší indikační hodnoty pro světlo než ostatní sledované typy. Hodnota pro teplotu se pohybovala kolem 6, to znamená, že ve sledovaných vegetačních typech převládaly teplomilné rostliny. Nejvíce kontinentálních druhů se objevovalo v porostech společenstva s *Pinus sylvestris*. Co se týká vlhkosti, všechna společenstva indikovala suché podmínky; nejmezofilnější byly porosty s *Calamagrostis epigeios*. Půdní reakce byla překvapivě nejvyšší pod *Pinus sylvestris* a pohybovala se kolem 5, což indikuje středně kyselou půdu. Ostatní společenstva indikovala hodnotu kolem 4, tj. kyselou půdu. Všechna společenstva byla celkově chudá na živiny a hodnoty byly pod 4. Půdy

relativně nejvíce bohaté na živiny byly indikovány ve společenstvu s dominancí *Calamagrostis epigejos*, naopak na živiny nejchudší půdy byly indikovány v porostech *Pinus sylvestris*.



Obr. 6. Krabičkový diagram indikačních hodnot ve společenstvech v roce 2005. Společenstva označená stejným písmenem se vzájemně neliší na základě Tukey-Kramerova testu mnohonásobného porovnání (P=0,05).

Tab. 4. Výsledky jednocestné ANOVY pro počet taxonů, Shannon-Wienerův index diverzity a indikační hodnoty pro světlo, teplotu, kontinentalitu, vlhkost, půdní reakci a živiny mezi společenstvy v r. 2005.

Faktory prostředí	DF	F	P
počet taxonů	3	15,79	<0,001
Shannon-Wienerův index	3	14,92	<0,001
světlo	3	15,03	<0,001
teplota	3	9,99	<0,001
kontinentalita	3	17,18	<0,001
vlhkost	3	5,37	0,003
půdní reakce	3	6,1	0,001
živiny	3	23,48	<0,001

6.1.5 Půdní rozbor

Z tab. 5, které představuje výsledky z analýzy půdy je patrné, že se jednalo o velmi kyselé písky. Aktivní pH/H₂O se pohybovalo kolem hodnoty 5 a nejvyšší bylo naměřeno u vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthenica*, stejně jako výměnné pH/CaCl₂, jehož hodnoty byly v průměru 4,3.

Pokud jde o zásobenění živinami, nejvyšší obsah všech prvků byl pod porosty se *Stipa borysthenica*. Obsah Ca se jevil jako velmi vysoký a jeho hodnoty se pohybovaly od 44 do 425 mg/kg sušiny. Obsah organických látek (vyjádřený jako ztráta žiháním) se pohyboval překvapivě vysoko, a to kolem 10 %. Tato hodnota odpovídá silně humózním půdám a je pravděpodobně ovlivněna místy, kde se půda odebírala (např. železniční násypy).

Výměnná sorpční kapacita byla velmi nízká u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens*, dokonce nižší než u druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris*.

Podle půdních rozborů mají váté písky vysoký podíl hrubší zrnitostní frakce o průměru zrn 0,25 až 2,0 mm (velikostní frakce dle Zbírala 2004) a obsahují ji průměrně 42 %, zatímco nejjemnější frakci jen 0,5 %. Zastoupení velikostních tříd bylo ve všech vegetačních typech poměrně vyrovnané.

Tab. 5. Chemické a fyzikální vlastnosti vátých písků pro jednotlivé vegetační typy z roku 2007.

hodnoty	Společenstvo Corynephorus		Společenstvo Stipa		Společenstvo Calamagrostis		Společenstvo Pinus	
	průměr	rozmezí	průměr	rozmezí	průměr	rozmezí	průměr	rozmezí
pH CaCl ₂	4,1	3,8-4,5	4,5	4,2-4,7	4,3	3,8-4,7	4,3	3,9-4,6
pH H ₂ O	4,9	4,7-5,0	5,1	5,0-5,2	4,9	4,8-9,8	4,9	4,8-4,9
ztráta žiháním	9,8	9,7-9,9	9,8	9,6-9,9	9,8	9,7-9,8	9,8	9,6-9,8
<u>prvky [mg/kg sušiny]</u>								
Ca	120,5	44,4-217,8	324,5	222,8-425,2	194,6	102,8-307,6	136,9	125,2-149,8
Mg	17,8	6,8-26,8	34,9	32,2-41,2	25,7	14,4-33,8	19,6	13,4-26,6
K	38,9	24,1-55,5	52,7	33,8-74,6	63,4	42,9-84,5	30,2	29,7-32,1
Na	12,5	10,1-16,2	12,3	11,0-13,3	13,0	11,4-15,9	12,0	9,8-13,1
Al	18,9	17,5-21,8	24,8	15,2-38,8	19,4	14,2-24,3	23,9	22,3-25,5
KVK	9,0	3,9-15,0	21,0	15,1-27,1	14,0	7,9-20,4	9,7	8,5-10,5
<u>velikostní třídy (%)</u>								
1	40,3	37,9-42,9	44,2	34,7-50,9	40,8	38,5-42,0	41,2	39,5-42,3
2	34,4	32,1-36,1	31,4	28,0-35,4	34,0	32,7-35,5	33,5	32,6-35,0
3	20,8	20,0-21,6	21,0	17,9-26,9	20,7	20,1-21,6	20,4	19,6-21,3
4	4,0	3,5-4,4	3,0	2,6-3,7	4,0	3,6-4,5	4,3	3,7-5,1
5	0,5	0,4-0,5	0,4	0,3-0,4	0,5	0,3-0,6	0,6	0,5-0,7

6.2 Dynamika vegetace pod vlivem managementových zásahů

6.2.1 Zastoupení funkčních skupin

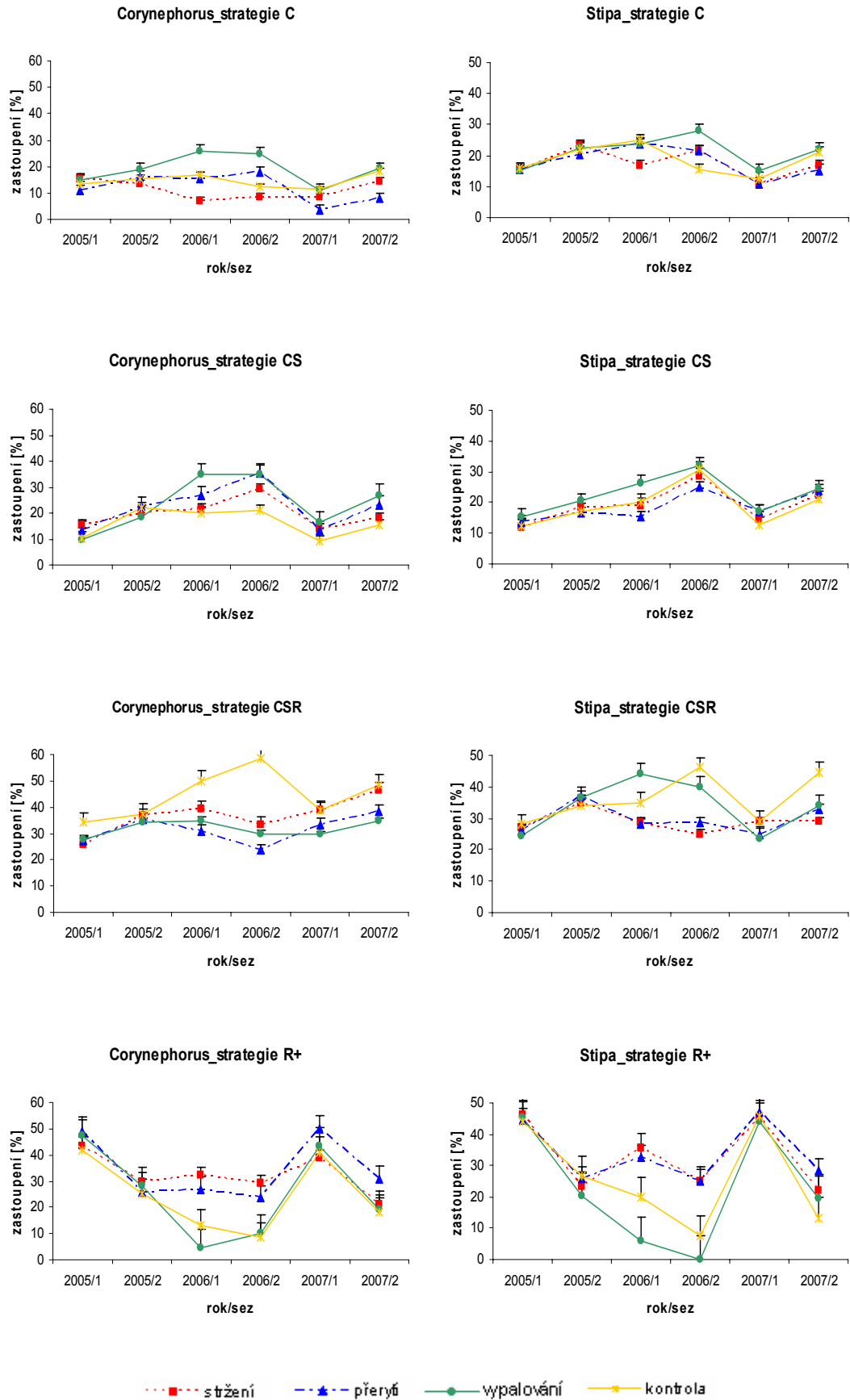
Z obr. 7 a 8 je patrné, že ve všech studovaných vegetačních typech byla během let 2005-2007 nejvíce zastoupena především CSR a R+ (CR, SR a R) strategie. Zajímavý je u všech vegetačních typů vývoj R+ strategie. Její zastoupení kolísalo i během roku, kdy především na jaře bylo vyšší zastoupení jednoletých R+ strategií, např. *Cerastium semidecandrum*, *Spergula morisonii*, *Veronica dillenii*, *Erophila verna*. Po vypálení se druhy s touto strategií téměř nevyskytovaly. Bylo to pravděpodobně způsobeno dobou vypalování, kdy kvůli čekání na vyjádření orgánů ochrany přírody byl tento zásah proveden až v dubnu. V tu dobu byla většina semen připravena klíčit, popř. již semenáčky rostly. I když byla povrchová semenná banka a semenáčky patrně spáleny, následující rok (2007) se zastoupení R+ strategií opět zvýšilo (obr. 7, 8).

U vegetačního typu, kde dominoval *Corynephorus canescens* se po vypálení (2006) zvýšilo relativní zastoupení C strategií, zatímco po stržení drnu došlo k poklesu. V roce 2007 se zastoupení snížilo i po přerytí substrátu. Po provedení všech managementových zásahů je zvýšilo relativní zastoupení. Naproti tomu pokleslo zastoupení CSR strategií a to u všech provedených zásahů. Relativní zastoupení R+ strategií bylo po vypálení na jaře 2006 nižší než u kontroly, ale po přerytí substrátu se zastoupení této strategie zvýšilo v roce 2006 i 2007 a po stržení substrátu v roce 2006 (obr. 7).

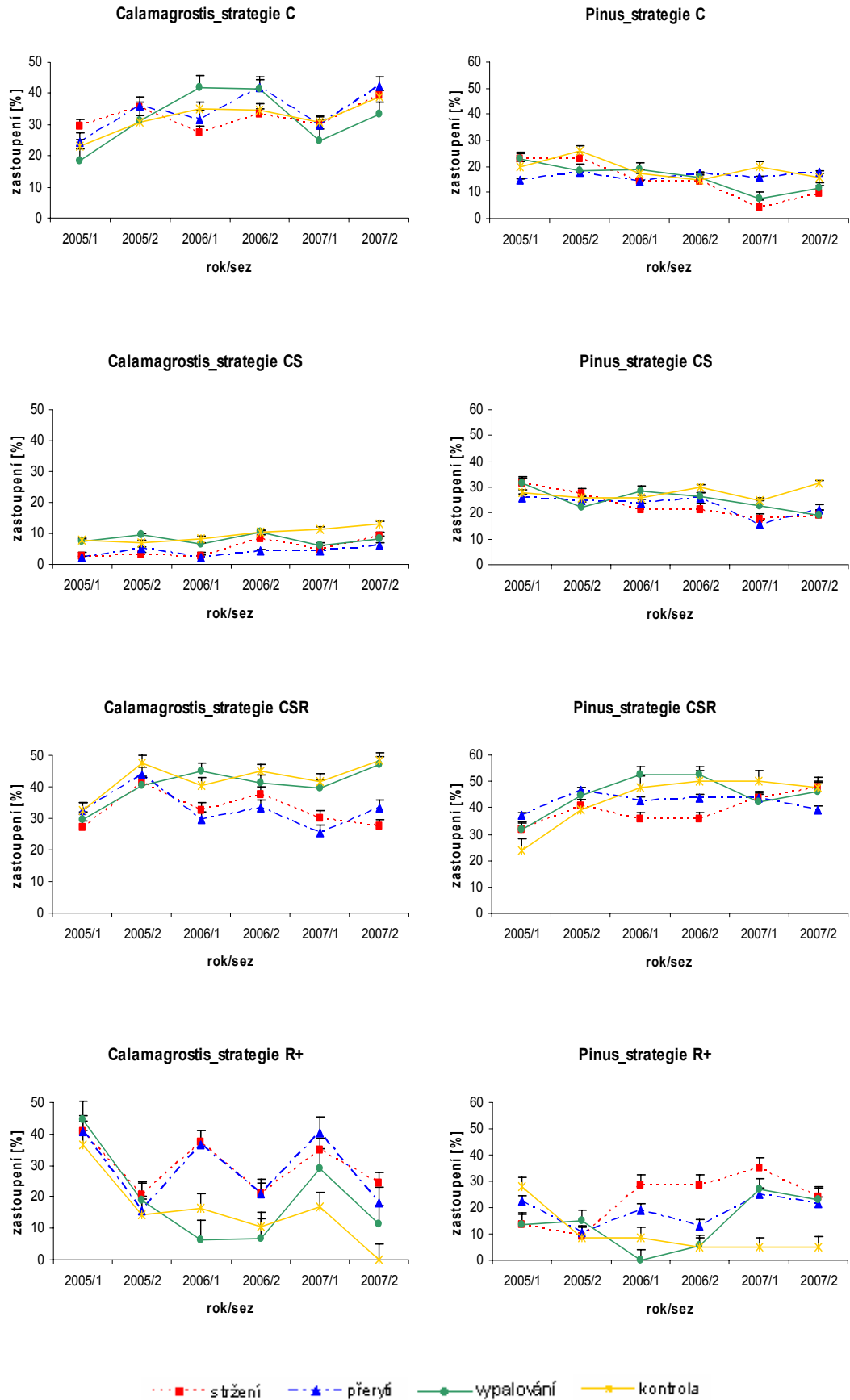
U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthenica* bylo na jaře 2006 relativní zastoupení C strategií nižší než u kontroly. V letní sezóně se zvýšilo zastoupení této strategie u všech zásahů. Zastoupení CS strategií se nepatrně zvýšilo po vypálení a snížilo po přerytí substrátu. Po vypálení přibývalo na jaře 2006 druhů s CSR strategií, přerytí a stržení drnu mělo za následek snížení této kategorie. V roce 2006 pokleslo po vypálení relativní zastoupení R+ strategií, po stržení a přerytí substrátu se zastoupení této strategie zvýšilo, a to především v roce 2006 (obr. 7).

U vegetačního typu, kde dominovala *Calamagrostis epigejos*, byla nejvíce zastoupená strategie C. Její zastoupení se po vypálení v roce 2006 zvýšilo, ale následující rok (2007) byl zaznamenán její pokles. Zastoupení CSR se snížilo po stržení a přerytí substrátu. R+ strategie po vypálení v roce 2006 poklesla, ale v roce 2007 bylo zastoupení vyšší než u kontroly. Po stržení a přerytí substrátu se relativní zastoupení této kategorie zvýšilo a kolísalo během let (obr. 8).

Druhově chudé porosty s *Pinus sylvestris* měly na jaře 2007 nižší zastoupení C stratégů u všech managementových zásahů. Zastoupení CSR stratégů se snížilo v roce 2006 po stržení a přerytí substrátu. Po vypálení se na jaře 2006 snížilo zastoupení R+ stratégů, na jaře 2007 byl nárůst této strategie o cca 20 %. Stržení a přerytí substrátu vedlo k vyššímu zastoupení strategie R+ (obr. 8).



Obr. 7. Změny v zastoupení životních strategií u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthenea* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.



Obr. 8. Změny v zastoupení životních strategií u vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* a *Pinus sylvestris* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.

Zastoupení životních forem bylo u studovaných vegetačních typů během let velmi podobné. Dominantní složku tvořily travinné a bylinné hemikryptofyty (obr. 9, 10).

V letní sezóně je u všech vegetačních typů nápadný (někdy jen slabý) pokles Tf. Rostliny s touto životní formou se v letním období vykytují jen v podobě semen v půdě.

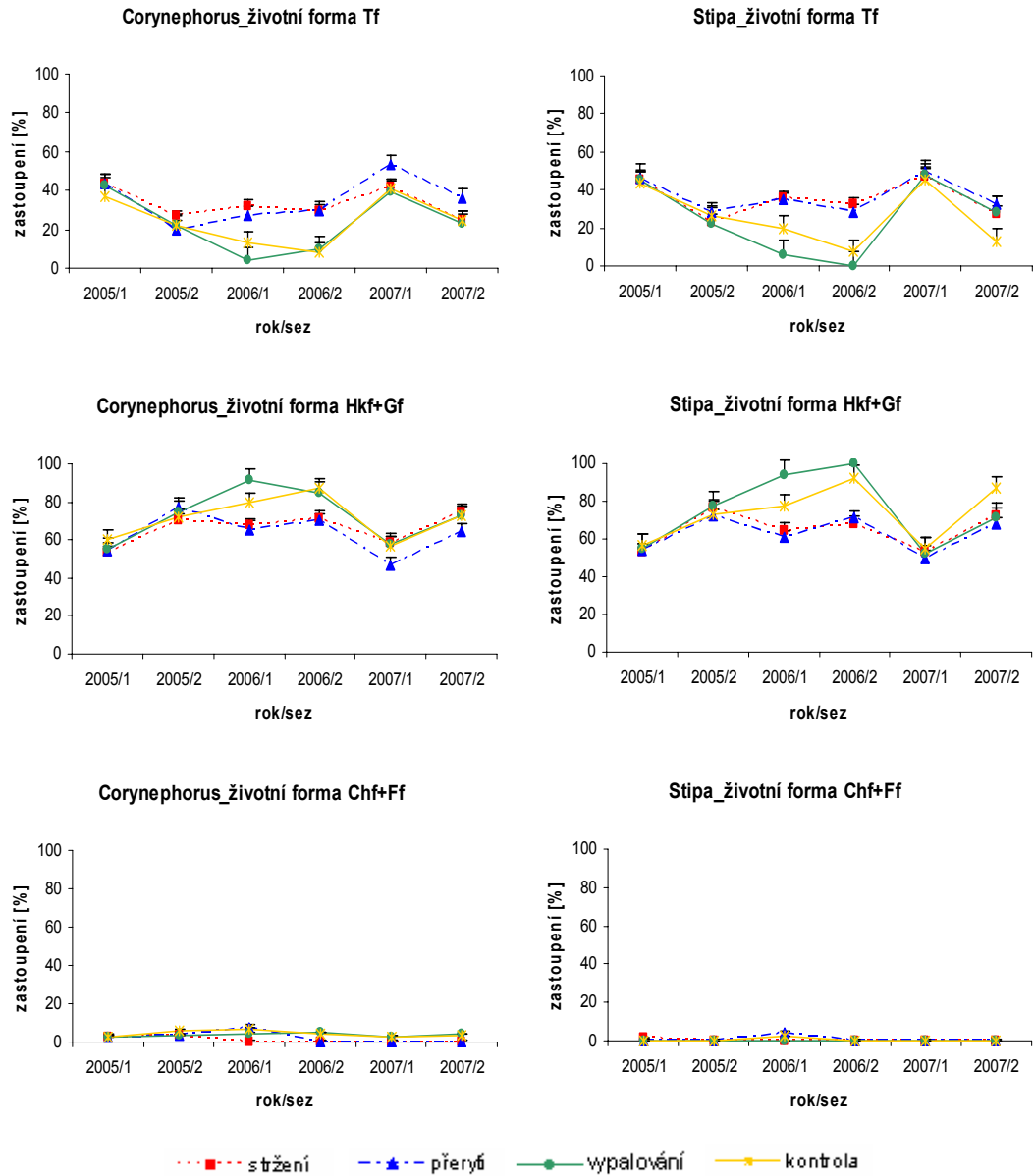
U vegetačního typu, kde dominoval *Corynephorus canescens* se zastoupení Tf v roce 2006 zvýšilo po přerytí a stržení substrátu, v roce 2007 bylo vyšší zastoupení této životní formy po přerytí substrátu. Po vypálení je patrný pokles Tf (oproti kontrole) na jaře 2006. V tomto čase se po vypálení zvýšilo zastoupení Hkf + Gf. Po přerytí se zastoupení této životní formy snížilo v 2006 i 2007. V roce 2006 byl pokles i po stržení substrátu. Životní forma Chf + Ff byla zastoupena minimálně (obr. 9).

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthenica* se zastoupení Tf snížilo po vypálení a to v roce 2006, v tomto roce se relativní zastoupení terofytů zvýšilo po stržení a přerytí substrátu. Zastoupení Hkf + Gf se po vypálení zvýšilo (2006), zatímco po přerytí a stržení drnu se snížilo zastoupení druhů s těmito životními formami. Zastoupení Chf + Ff bylo zanedbatelné (obr. 9).

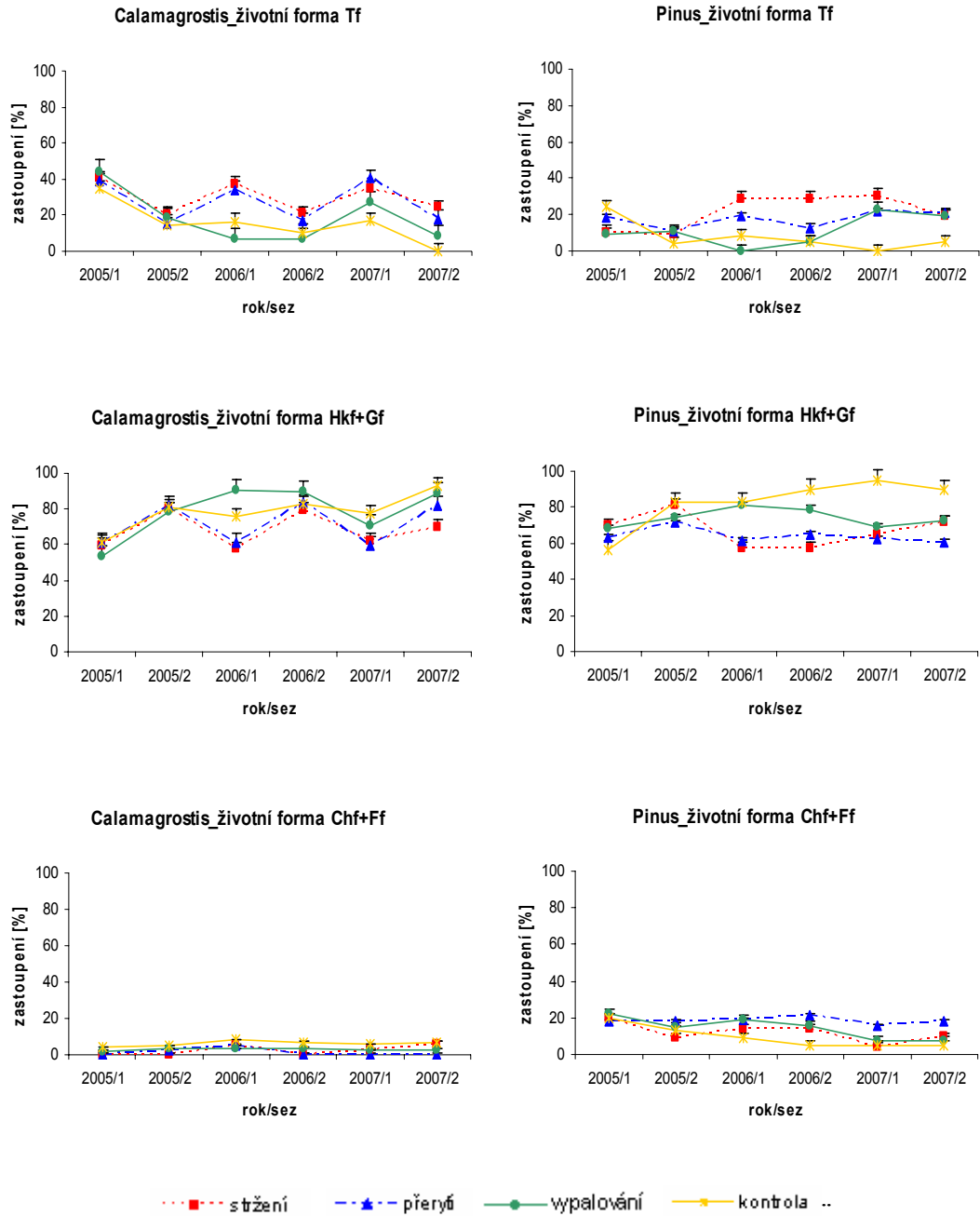
U vegetačního typu, kde dominovala *Calamagrostis epigejos* se zastoupení terofytů zvýšilo po přerytí a stržení substrátu a kolísalo během let. V roce 2006 byl zaznamenán po vypálení pokles této životní formy, ale již v roce 2007 došlo k jejímu nárůstu. Zastoupení Hkf + Gf se zvýšilo v roce 2006 po vypálení, po stržení a přerytí substrátu jejich zastoupení kolísalo během let, kdy v jarní sezóně bylo zastoupení nižší (obr 10).

U druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris* bylo zastoupení Tf po vypálení na jaře 2006 nižší než u kontroly, v roce 2007 se zastoupení zvýšilo. V roce 2006 bylo vyšší zastoupení této životní formy po stržení a přerytí substrátu. Relativní zastoupení Hkf + Gf se snížilo po vypálení, přerytí i stržení substrátu. U Chf + Ff bylo zastoupení vyšší po přerytí, stržení substrátu i vypálení (obr. 10).

Výskyt geofytů a chamaefytů byl nevýznamný, jednalo se o druhy *Asparagus officinalis*, *Astragalus glycyphyllos*, *Allium scorodoprasum*, *Thymus serpyllum* a *Thymus pannonicus*. Kategorie fanerofytů obsahovala především semenáčky borovice a to především pod porosty *Pinus sylvestris* (obr. 10).



Obr. 9. Změny v zastoupení životních forem u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthena* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.



Obr. 10. Změny v zastoupení životních forem u vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* a *Pinus sylvestris* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.

6.2.2 Počet taxonů

Pro počet druhů nebyl v jednotlivých vegetačních typech během let 2005-2007 (obr. 11) zjištěn signifikantní rozdíl mezi managementovými zásahy. Což je patrné i z tabulky 7. (kapitola 6.2.5), kde byly vegetační typy testovány dohromady a byly zohledněny jednotlivé sezóny.

Studované vegetační typy jsou druhově chudé (obr. 11). Na úrovni čtverců (1 m²) se počet druhů pohyboval v rozmezí 6-20 druhů, na úrovni podčtverců (100 cm²) jen v rozmezí 1-3 druhy (v závislosti na typu společenstva).

Počet druhů se lišil i v závislosti na typu managementového zásahu (obr. 11). Rok po provedení zásahů počet druhů poklesl u všech vegetačních typů, ale již v následujícím roce došlo k jejich vzestupu. Na úrovni čtverců poklesl v roce 2006 počet druhů i na kontrole. Tento pokles byl pravděpodobně způsoben extrémními podmínkami, které omezily vyklíčení mnoha druhů.

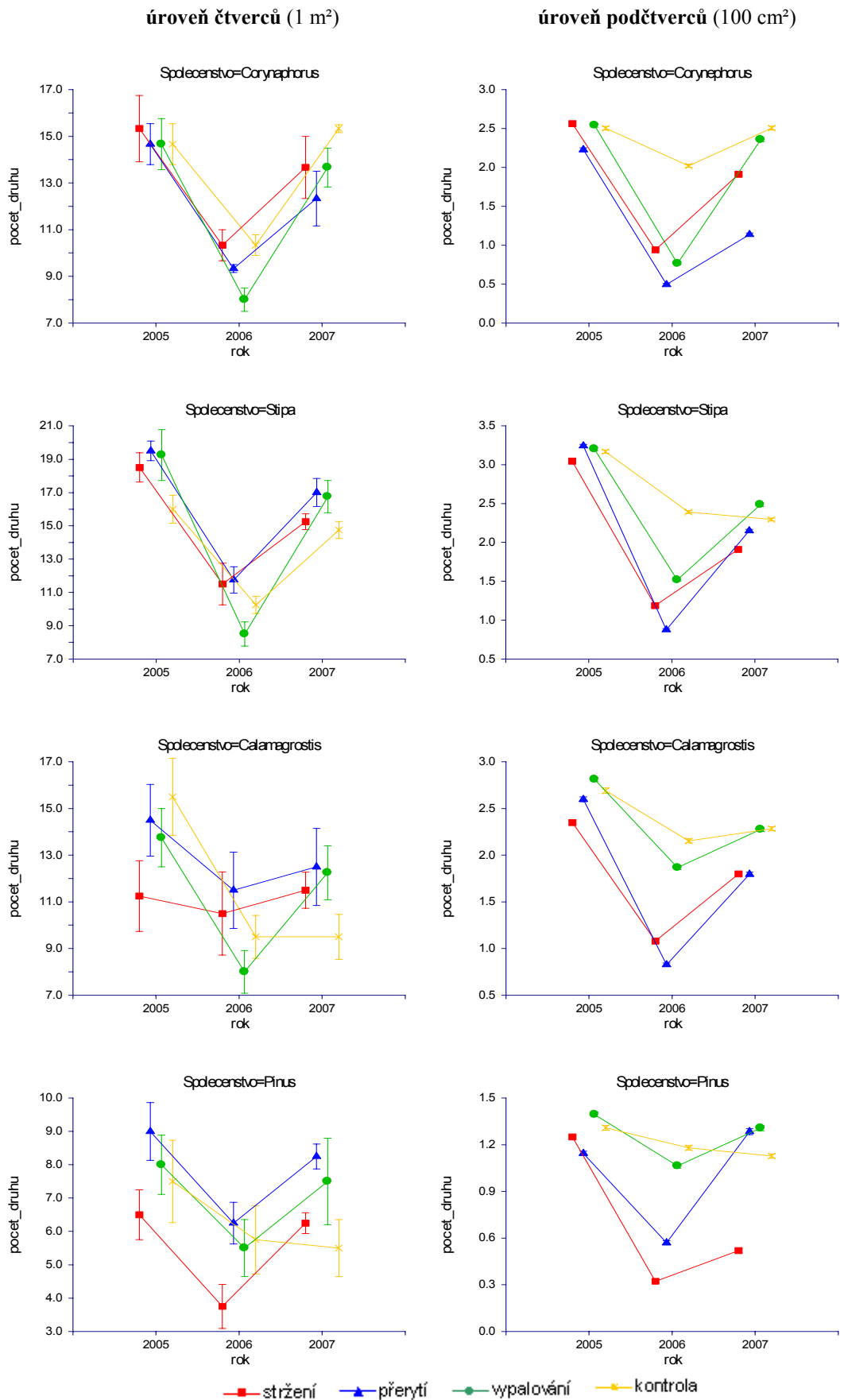
U vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* mělo na úrovni čtverců i podčtverců největší vliv na pokles počtu druhů přerytí, které pravděpodobně způsobilo promíchání půdního horizontu a zvýšení výparu. Na úrovni čtverců byl počet druhů před zásahy cca 15 druhů, největší pokles byl po vypálení, a to o 7 druhů, na kontrole byl pokles o 5 druhů. V roce 2007 byl počet druhů v průměru 13. Na úrovni podčtverců byl počet druhů v průměru 2-3, po zásazích se počet druhů snížil o 1, kromě kontroly, kde zůstal počet druhů téměř stejný. Na této úrovni byl nejnižší nárůst počtu druhů v roce 2007 po přerytí substrátu. V roce 2007 se v tomto typu společenstva vyskytovaly především druhy *Coryza canadensis*, *Rumex acetosella* a *Corynephorus canescens*.

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthena*, byl počet druhů před provedenými zásahy v průměru 18. Největší pokles (2006) byl po vypálení, a to o 10 druhů, na kontrole byl pokles o 6 druhů. V roce 2007 byl počet druhů v průměru 15. Na úrovni podčtverců se počet druhů před zásahy pohyboval kolem 3, největší pokles (o 2 druhy) byl po přerytí substrátu. Na kontrole se počet druhů snížil i v roce 2007, ale to se neprojevovalo na úrovni celých čtverců. Po vypálení se opět objevil druh *Stipa borysthena*, ale po stržení drnu a přerytí vrstvy substrátu se v roce 2006, ale především v roce 2007 objevily druhy *Rumex acetosella* a *Trifolium arvense*.

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Calamagrostis epigejos* se ukázalo, že jakýkoliv zásah vedl k potlačení tohoto druhu a pravděpodobně ke zpomalení sukcese. Na úrovni čtverců došlo především po vypálení k rychlému poklesu počtu druhů (6), ale

již v roce 2007 byl počet druhů po tomto zásahu vyšší, než po ostatních typech narušení. Na kontrole klesl v roce 2006 počet druhů o 7 a v roce 2007 zůstal oproti předešlému roku stejný. Na úrovni podčtverců způsobila disturbance (stržení drnu a přerytí substrátu) snížení počtu druhů, ale to se výrazně neprojevilo na úrovni čtverců. Na kontrole nedošlo k výraznému snížení počtu druhů. Regenerační schopnost druhu *Calamagrostis epigejos* byla poměrně veliká. Patrně dochází k tomu, že díky snížení kompetice s dominantou mohly vyklíčit vzácnější druhy.

U druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris* mělo na úrovni čtverce pozitivní vliv především přerytí substrátu. Po tomto zásahu se patrně dostala na povrch semena ze semenné banky a začala klíčit, nebo byl přísun nových druhů způsoben náletem semen z okolí. Na kontrole se snížil v roce 2006 počet druhů o dva, pokles byl i v roce 2007. Podobné změny byly i na úrovni podčtverců. Nejvyšší pokles byl zde v roce 2006 po stržení drnu, počet druhů se v roce 2007 po tomto zásahu nezvyšoval. V roce 2007 se u tohoto typu společenstva objevily druhy *Rumex acetosella* a *Conyza canadensis*.



Obr. 11. Změna počtu druhů na úrovni čtverců a podčtverců u studovaných vegetačních typů během let 2005-2007 bez ohledu na sezónu.

Absolutní počet druhů během 3 let kolísal u všech vegetačních typů a managementových zásahů (obr. 12, 13). Druhovú bohatost se v roce 2006 snížila u všech zásahů, dokonce i na kontrole. Tento pokles byl patrně způsoben nepříznivými podmínkami, které znemožnily nebo omezily růst mnoha rostlin. Z tohoto pohledu byl efekt disturbance nevýznamný.

Křivky absolutní a kumulativní druhové bohatosti se nepatrně rozcházejí, což je důsledek uchycení nových druhů.

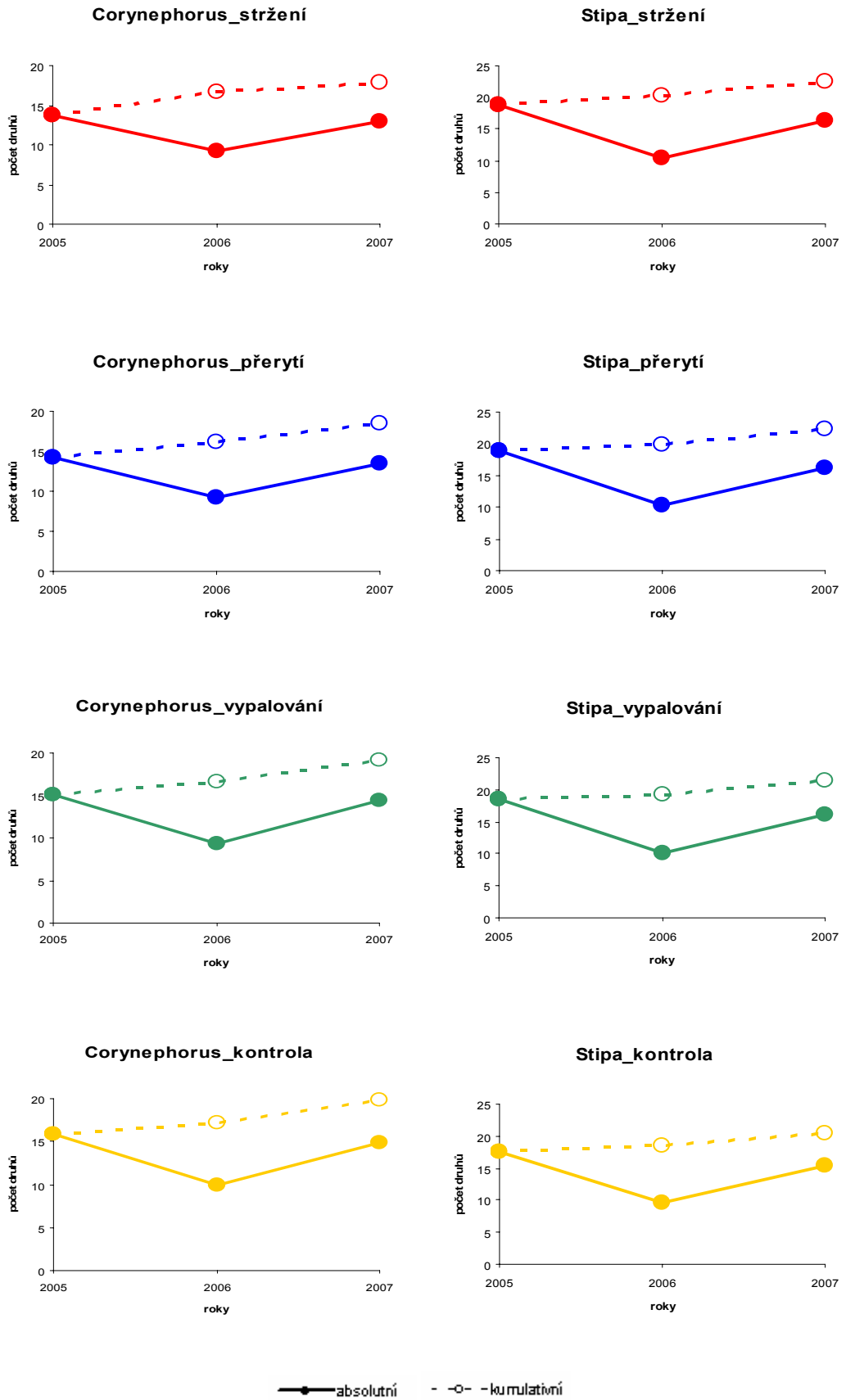
U vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* se v roce 2006 objevily nové druhy především po přerytí a stržení substrátu, uchytil se např. druh *Cynodon dactylon* a *Linaria genistifolia*. V roce 2007 se nové druhy uchytily po všech zásazích i na kontrole, jednalo se např. o druhy *Cerastium semidecandrum*, *Spergula morisonii*, *Erophila verna*, *Jasione montana*, *Verbascum densiflorum* (obr. 12).

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthenica* se v roce 2006 uchytily nové druhy (např. *Conyza canadensis* a semenáčky *Pinus sylvestris*) především po stržení substrátu. V roce 2007 nových druhů přibylo u všech managementových zásahů i na kontrole. Jednalo se např. o druhy *Cerastium semidecandrum*, *Arabidopsis thaliana*, *Trifolium arvense*, *Spergula morisonii*, *Verbascum densiflorum*, *Erophila verna*, *Linaria genistifolia* (obr. 12).

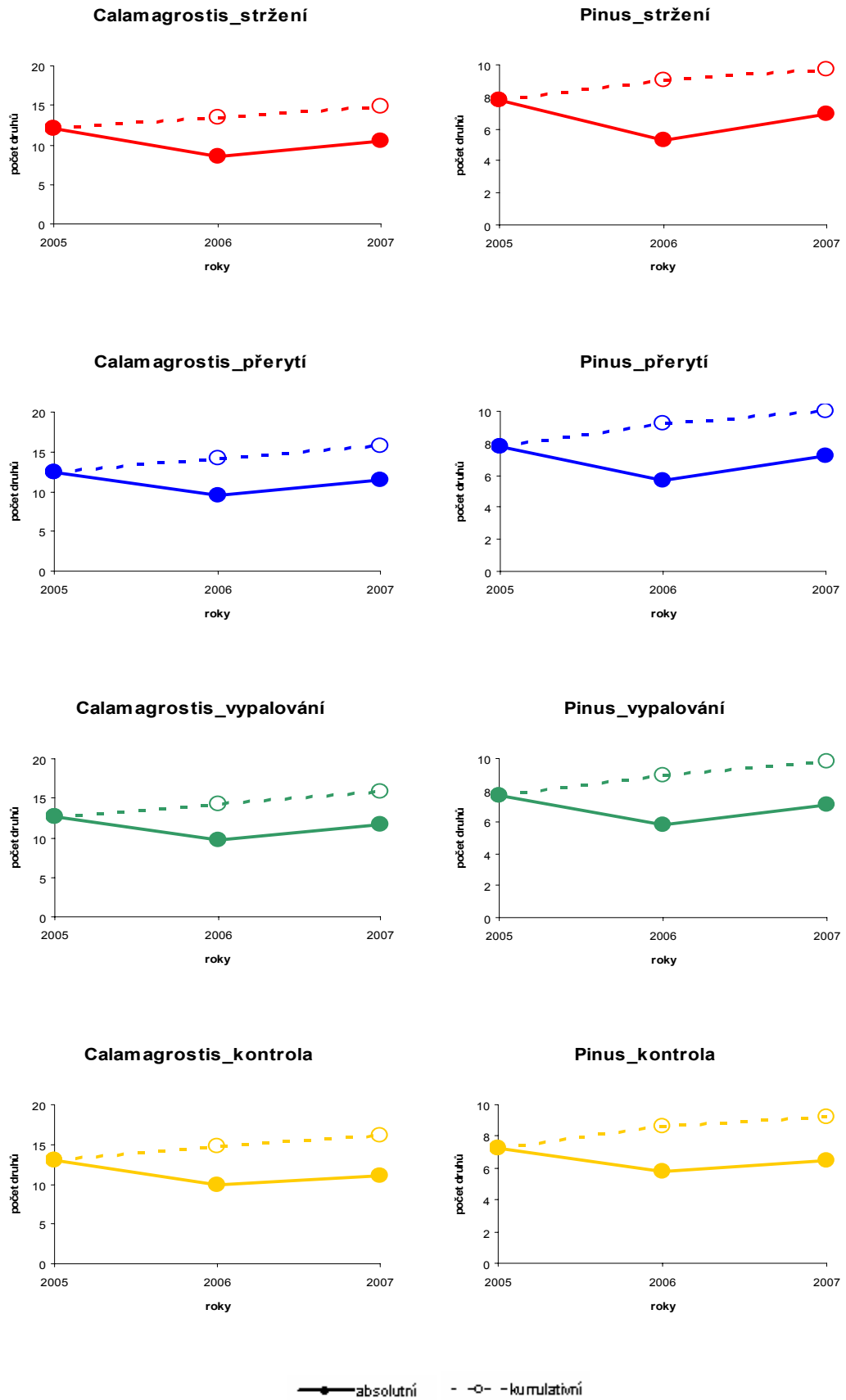
U vegetačního typu, kde dominoval druh *Calamagrostis epigejos* se v roce 2006 objevily např. druhy *Conyza canadensis* a semenáčky *Pinus sylvestris* a to především po stržení a přerytí substrátu. Nové druhy se v roce 2007 uchytily po všech zásazích i na kontrole (např. *Cerastium semidecandrum*, *Spergula morisonii*, *Linaria genistifolia*, *Myosotis ramosissima* (obr. 13).

U druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris* byl přísun nových druhů v roce 2006 především po přerytí substrátu. Objevily se např. druhy *Conyza canadensis* a *Rumex acetosella*. V roce 2007 přibylo nových druhů především po vypálení a stržení substrátu, jednalo se např. o druhy *Scleranthus perennis*, *Spergula morisonii*, *Jasione montana*, *Trifolium arvense* (obr. 13).

Jelikož se jedná o druhově chudá oligotrofní společenstva, uchycení a růst nových druhů je omezen a rozdíly v počtech druhů jsou minimální (obr. 12, 13).



Obr. 12. Absolutní a kumulativní počty druhů u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthena* během let 2005-2007.



Obr. 13. Absolutní a kumulativní počty druhů u vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* a *Pinus sylvestris* během let 2005-2007.

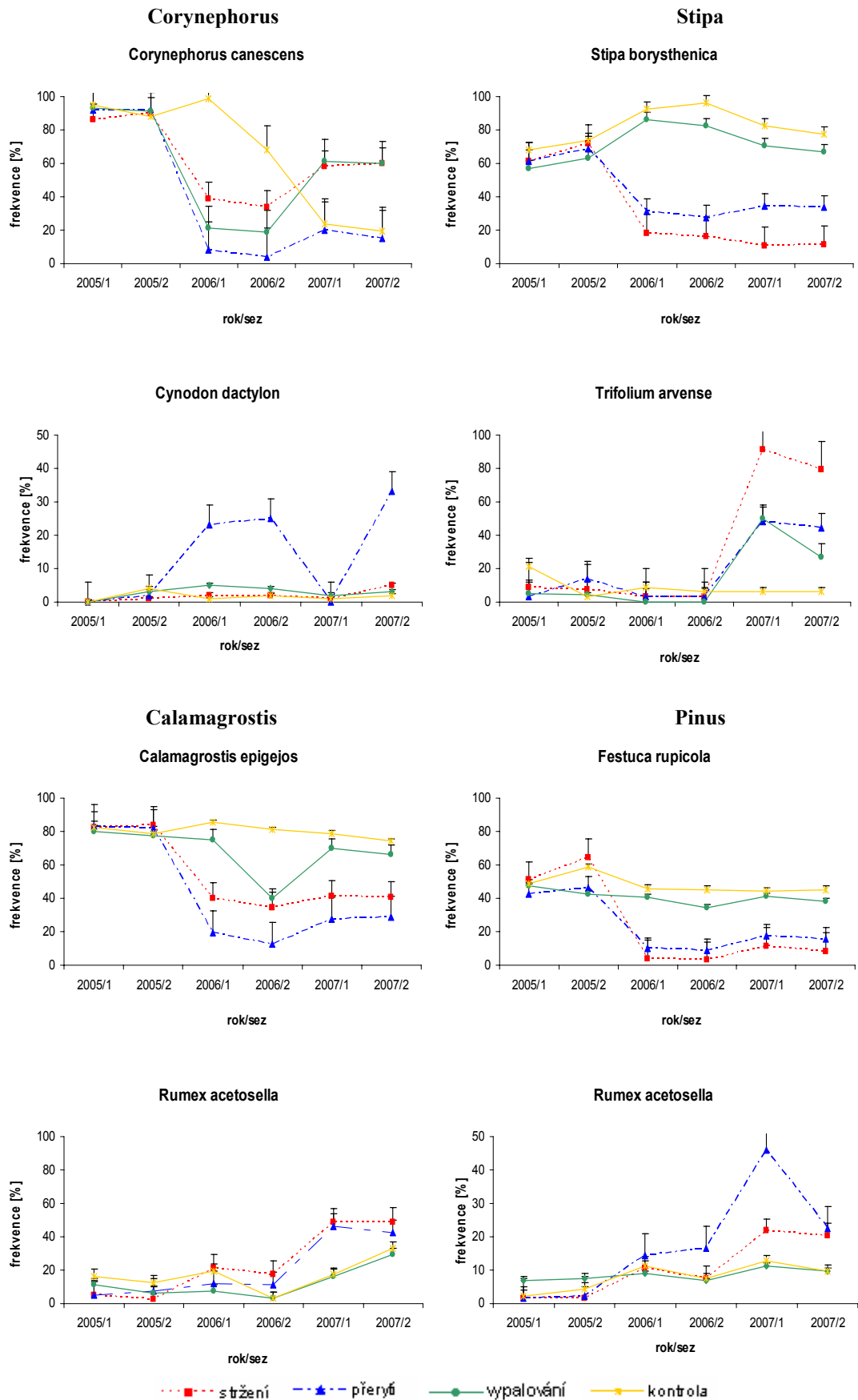
6.2.3 Dynamika dominantních druhů

U vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* se výskyt tohoto druhu v roce 2006 snížil u všech managementových zásahů, nejvíce po přerytí substrátu (o cca 90 %). V roce 2007 byl výrazný pokles u kontroly, zatímco po stržení substrátu a po vypálení se v roce 2007 frekvence zvýšila v průměru o cca 30 %. V roce 2006 se u tohoto typu společenstva objevil druh *Cynodon dactylon*. Jeho frekvence se na jaře 2007 opět snížila, ale v letní sezóně byl nárůst o cca 30% (obr. 14).

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthenica* došlo v roce 2006 a 2007 k poklesu četnosti tohoto druhu po stržení a přerytí substrátu. Po vypálení se v roce 2006 frekvence druhu zvýšila o cca 20 %. V roce 2007 se u tohoto typu společenstva objevil druh *Trifolium arvense* a to především po stržení drnu, kde dosáhl frekvence cca 90 % (obr. 14).

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Calamagrostis epigejos* byla v roce 2006 a 2007 četnost této trávy nejnižší po přerytí substrátu, dokonce nižší než po stržení drnu. Po vypálení byla frekvence tohoto druhu přechodně snižena v letní sezóně v roce 2006 (obr. 14). U tohoto typu společenstva zvýšil svou frekvenci v roce 2007 druh *Rumex acetosella*, a to především po stržení a přerytí substrátu (obr. 14).

U druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris* nejvíce poklesl výskyt druhu *Festuca rupicola* po stržení a přerytí substrátu v roce 2006 a 2007. Druh *Rumex acetosella* u tohoto typu společenstva zvýšil svou frekvenci především po přerytí substrátu, a to na jaře 2007 o cca 30 % (obr. 14).



Obr. 14. Frekvence výskytu dominantních druhů ve studovaných vegetačních typech v letech 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedené zásahu.

6.2.4 Hierarchická klasifikace skupin

Při této klasifikaci, která je postavena na hlavních gradientech druhového složení (TWINSPAN), jsem vycházela ze 4 základních vegetačních typů a jejich potenciálních změn během 3 let. Každý opakovaně zapisovaný čtverec byl zařazen do jedné z 12 klasifikačních skupin (tab. 6).

Do skupiny č. 1 jsou zařazeny dva čtverce, ve kterých byl po stržení substrátu holý povrch, a nevyskytovala se žádná vegetace. Jednalo se o druhově chudé porosty s *Pinus sylvestris*, a to v jarní a letní sezóně v roce 2006 (příloha 1, foto 5).

Ve skupině 2 a 4 dominoval druh *Festuca rupicola*, ve 3 skupině kromě něj ještě druh *Hieracium pilosella*, *Corynephorus canescens*, *Rumex acetosella*, *Pinus sylvestris* aj.

Do skupiny 5, 6 a 7 byly zařazeny čtverce, kde dominoval druh *Calamagrostis epigejos*. Další převládající druhy byly *Rumex acetosella*, *Agrostis vinealis* a u skupiny 5 druh *Carex caryophylla* a *Achillea millefolium* subsp. *millefolium*.

Druh *Corynephorus canescens* a *Rumex acetosella* převládaly ve skupině 8 a 9. Ve skupině 12 přibýly k těmto druhům ještě druhy *Carex hirta*, *Stipa borysthena* a *Veronica dillenii*.

Ve skupině 10 a 11 byly nejvíce zastoupeny druhy *Stipa borysthena*, *Hypericum perforatum*, dále druhy *Carex hirta*, *Rumex acetosella*, *Agrostis vinealis* aj.

Změna druhového složení v hierarchické klasifikaci nebyla u vegetačních typů během let výrazná (oproti změně dominant v kapitole 6.2.3, obr. 14). U všech vegetačních typů došlo sice většinou po zásazích k přechodu do jiných klasifikovaných skupin, ale již v roce 2007 je patrný návrat k původnímu druhovému složení, které bylo u jednotlivých vegetačních typů před provedením managementových zásahů (obr. 15, 16).

Vegetační typ s dominancí *Corynephorus canescens* po stržení substrátu přešel v létě 2006 ve skupinu 8, která se vyskytovala převážně u druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris*. Po vypálení tento vegetační typ přešel v roce 2006 do skupiny 6, která byla u vegetačního typu, kde dominoval druh *Calamagrostis epigejos* a v létě 2007 pak do skupiny 8. V letní sezóně 2006 do skupiny 8 přešel tento vegetační typ i na kontrole. Přerýtí substrátu u typu s dominancí *Corynephorus canescens* nevedlo ke změně druhového složení (obr. 15).

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthena* se po stržení substrátu v létě 2006 a 2007 objevila skupina 9, která byla převážně u vegetačního typu s

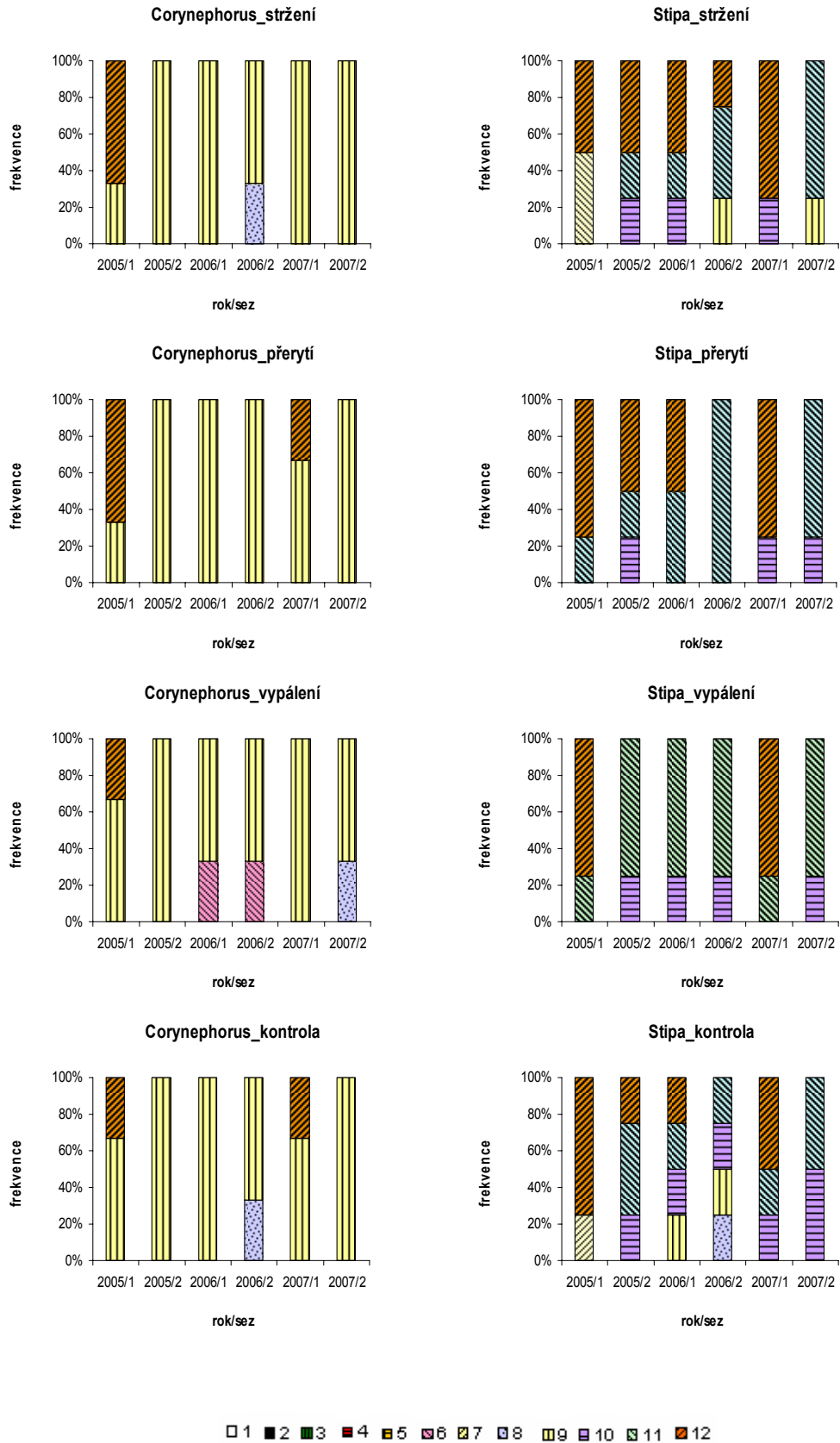
dominancí *Corynephorus canescens*. U kontroly přešel tento vegetační typ do skupiny 9 v roce 2006. V létě 2006 se v tomto vegetačním typu objevila i skupina 8, která se vyskytla u druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris*. Po přerytí substrátu a vypálení nedošlo ke změně v druhovém složení (obr. 15).

Vegetačního typ, kde dominoval druh *Calamagrostis epigejos* po stržení substrátu na jaře 2006 přešlo ve skupinu 8, která se vyskytovala převážně u druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris*. Po přerytí substrátu se na jaře 2007 objevila skupina 12, která se vyskytovala u vegetačního typu s dominancí *Stipa borysthena* a *Corynephorus canescens*. Druhové složení se u toho vegetačního typu nezměnilo po vypálení porostu a na kontrole (obr. 16).

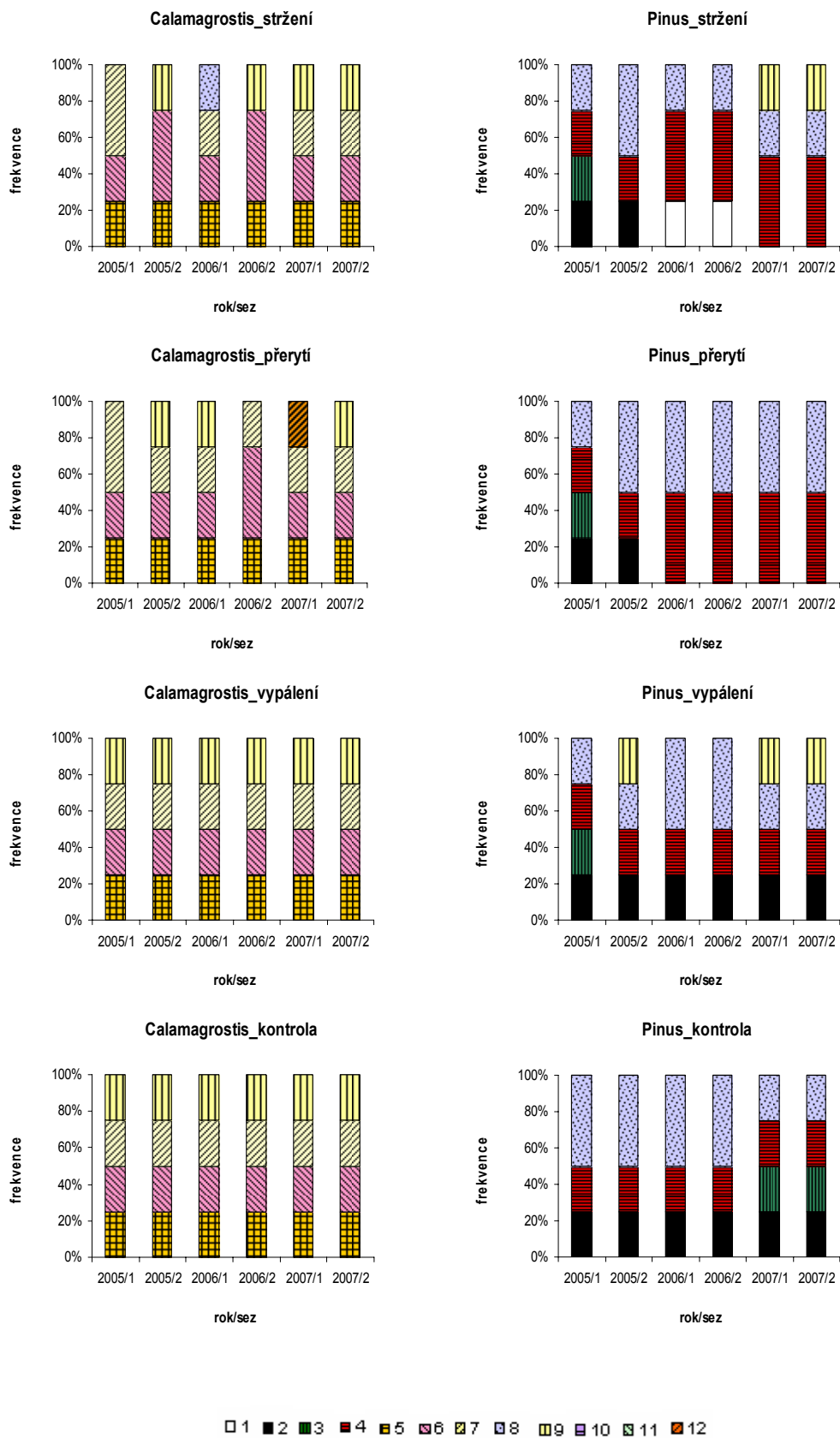
U druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris* se v roce 2006 po stržení substrátu objevila skupina s holým povrchem, kde se nevyskytovala žádná vegetace. V roce 2007 přešel tento vegetační typ ve skupinu 9, která byla převážně u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens*. Na kontrole, po vypálení a přerytí substrátu nedocházelo k výrazné změně druhového složení (obr. 16).

Tab. 6. Procentuální synoptická tabulka (TWINSPAN klasifikace) 12 skupin na úrovni čtverců (zvýrazněny jsou druhy, které mají fidelitu > 20).

číslo TWINSPAN skupiny	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
počet čtverců ve skupině	2	16	5	32	24	29	27	41	87	16	39	42
Diferenciální druhy z TWINSPAN skupin												
holý povrch	100											
<i>Festuca rupicola</i>		100	100	100		24		24			8	7
<i>Pinus sylvestris</i>		25	100	78	13		11	68	8		3	2
<i>Corynephorus canescens</i>			100			17	15	95	95	75	51	90
<i>Hieracium pilosella</i>			100			3		44			8	
<i>Jasione montana</i>			80	6				63	60	13	21	17
<i>Thymus serpyllum</i>			40					20	36			2
<i>Koeleria macrantha</i>				50								
<i>Dianthus carthusianorum</i>				72	13				1	19	3	
<i>Calamagrostis epigejos</i>					100	100	100	2	24		5	24
<i>Carex hirta</i>				34	88	79	15		48	88	64	81
<i>Achillea millefolium</i> subsp. <i>millefolium</i>				6	100	14						
<i>Carex caryophylla</i>					100	7	4					5
<i>Euphorbia cyparissias</i>				13	54				38	25	18	12
<i>Potentilla argentea</i>				6	46		4		2	56	10	10
<i>Myosotis ramosissima</i>					46	24	15	2	9	6	15	45
<i>Trifolium arvense</i>				19	79	7	4		15	81	33	36
<i>Arrhenatherum elatius</i>					42							2
<i>Thymus pannonicus</i>					25							
<i>Luzula campestris</i>			20		71			15				
<i>Vicia tetrasperma</i>					54							
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>					13							
<i>Descurainia sophia</i>					8							
<i>Armeria vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>					71							
<i>Allium scorodoprasum</i>					8							
<i>Astragalus glycyphyllos</i>					8							
<i>Papaver somniferum</i>					13							
<i>Convolvulus arvensis</i>					25							
<i>Hypericum perforatum</i>			40		71	90	19	7	74	100	62	62
<i>Agrostis vinealis</i>		25	40		42	79	70	61	59	19	79	69
<i>Viola arvensis</i>				9	21	45	63		2		28	45
<i>Spergula morisonii</i>			20			3	41	20	28			67
<i>Poa pratensis</i>		6	20	3	25		63	7			33	2
<i>Filago minima</i>							7	15	54		18	57
<i>Coryza canadensis</i>				50	25	41	33	54	79	44	67	69
<i>Helichrysum arenarium</i>							7	22	38	25		2
<i>Cynodon dactylon</i>						3		7	36			
<i>Stipa borysthena</i>							11	2	22	100	100	79
<i>Verbascum phoeniceum</i>		13			17		15	20	57	75	72	67
<i>Linaria genistifolia</i>				16	25	45	11	7	22	69	23	50
<i>Bromus hordeaceus</i>							4			13		10
<i>Seseli osseum</i>					8					75		7
<i>Filago arvensis</i>			20					20	3	56	10	7
<i>Trifolium campestre</i>										13		2
<i>Poa angustifolia</i>										31	5	
<i>Verbascum densiflorum</i>					8			2	8	19	31	26
<i>Eryngium campestre</i>										19	33	5
<i>Veronica dillenii</i>					29		33	2	24		3	76
<i>Cerastium semidecandrum</i>			20		33	28	48	2	21	19	10	74
<i>Arabidopsis thaliana</i>						14	26		6	19	13	57
<i>Erophila verna</i>					4				8	19	3	33
<i>Scleranthus perennis</i>								17	18		3	21
Ostatní druhy												
<i>Rumex acetosella</i>			80	81	88	93	59	95	84	88	87	98
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			20	6	29			20	23	6	8	21
<i>Centaurea stoebe</i>					13				11	6	3	10
<i>Arenaria leptoclados</i>											3	5
<i>Anthemis ruthenica</i>									3	6		2
<i>Plantago arenaria</i>										13		
<i>Lamium amplexicaule</i>							4					
<i>Quercus robur</i>				3								
<i>Tragopogon dubius</i>					4							
<i>Asparagus officinalis</i>									1			
<i>Poa annua</i>									3			
<i>Echium vulgare</i>											3	
<i>Festuca vaginata</i> subsp. <i>dominii</i>									6	6		



Obr. 15. Změny v zastoupení skupin u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthonica* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeního zásahu.



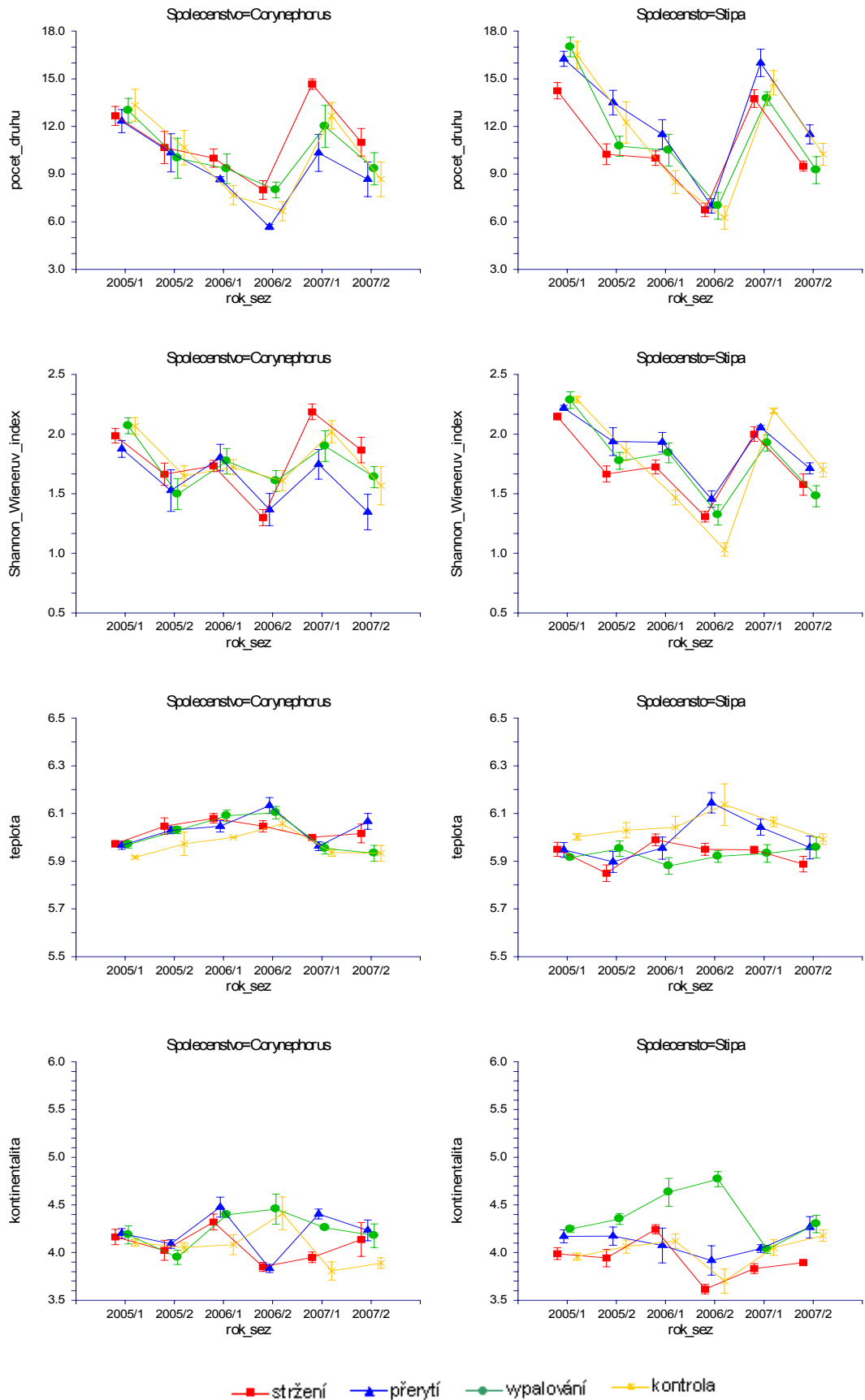
Obr. 16. Změny v zastoupení skupin u vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* a *Pinus sylvestris* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.

6.2.5 Ellenbergovy indikační hodnoty

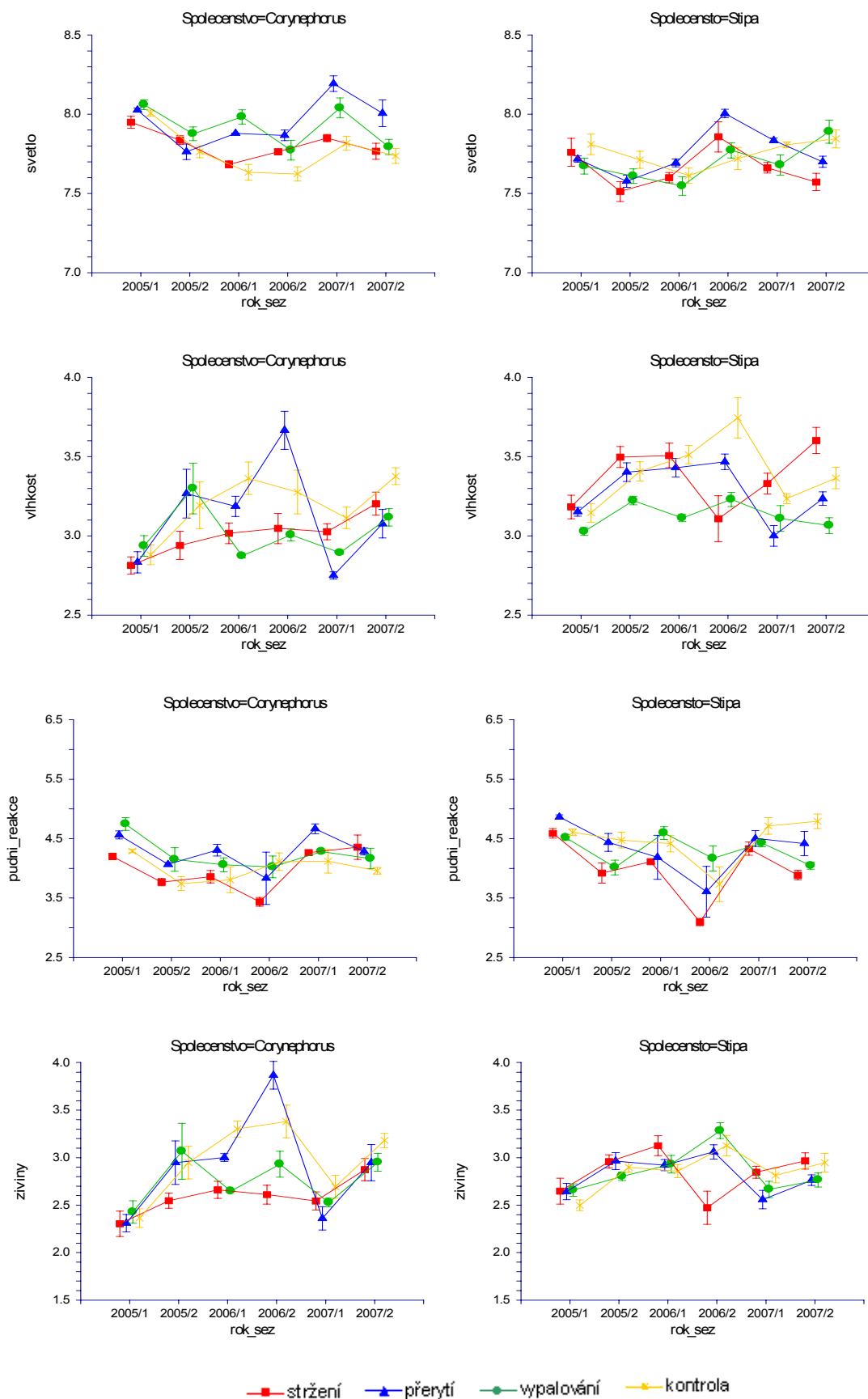
Studovaná společenstva se významně lišila ve všech faktorech prostředí, kromě půdní reakce. Byly zaznamenány rozdíly mezi roky u všech faktorů s výjimkou teploty a kontinentality. Signifikantní interakce společenstvo x rok nebyla zaznamenána u indikačních hodnot pro světlo, vlhkost a živiny. Signifikantní rozdíl byl zjištěn mezi sezónami, a to pro počet taxonů, Shannon-Wienerův index a obsah živin. Vliv managementových zásahů a jejich interakcí ovšem nebyl prokázán, výjimku tvořil Shannon-Wienerův index diverzity, který byl ovlivněn interakcí zásah x rok (tab. 7).

U vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* se počet taxonů v roce 2007 zvýšil o cca 7 druhů a to po stržení substrátu (obr. 17). Nejmenší nárůst druhů byl v tomto roce po přerytí. Největší roli zde asi hraje semenná banka a vliv okolí, z kterého se na narušené plochy šíří diaspory. Průměrné indikační hodnoty Ellenbergových čísel se po vypálení zvýšily zejména pro kontinentalitu druhů. Objevily se vytrvalé byliny *Anthoxanthum odoratum* a *Euphorbia cyparissias*. Po přerytí substrátu a vypálení se zvýšily hodnoty pro světlo, ale rozdíly jsou minimální (obr. 18). Přerytí mělo spíše vliv na vlhkost, která přechodně stoupla v létě 2006. V roce 2006 se po tomto zásahu objevil druh *Cynodon dactylon*, který pravděpodobně indikuje vyšší obsah živin.

Počet druhů u vegetačního typu s dominancí *Stipa borysthena* v roce 2006 výrazně poklesl i na kontrole (obr. 17). Pokles byl pravděpodobně způsoben nepříznivými podmínkami pro výskyt mnoha rostlin. Ale již v roce 2007 byl nárůst dokonce o 10 druhů. Po vypálení se zvýšil počet druhů, které patrně indikují kontinentálnější rozšíření. Jednalo se o vytrvalé druhy *Hypericum perforatum*, *Agrostis vinealis*, *Rumex acetosella*. V roce 2006 se půdní reakce nejvíce snížila po stržení vápnatého substrátu. Hodnota se v letní sezóně pohybovala jen kolem 3 (obr. 18). Odstranění svrchní vrstvy cca 10 cm způsobilo odstranění živin, jejichž obsah byl nejvyšší právě u porostu se *Stipa borysthena* (tab. 5).



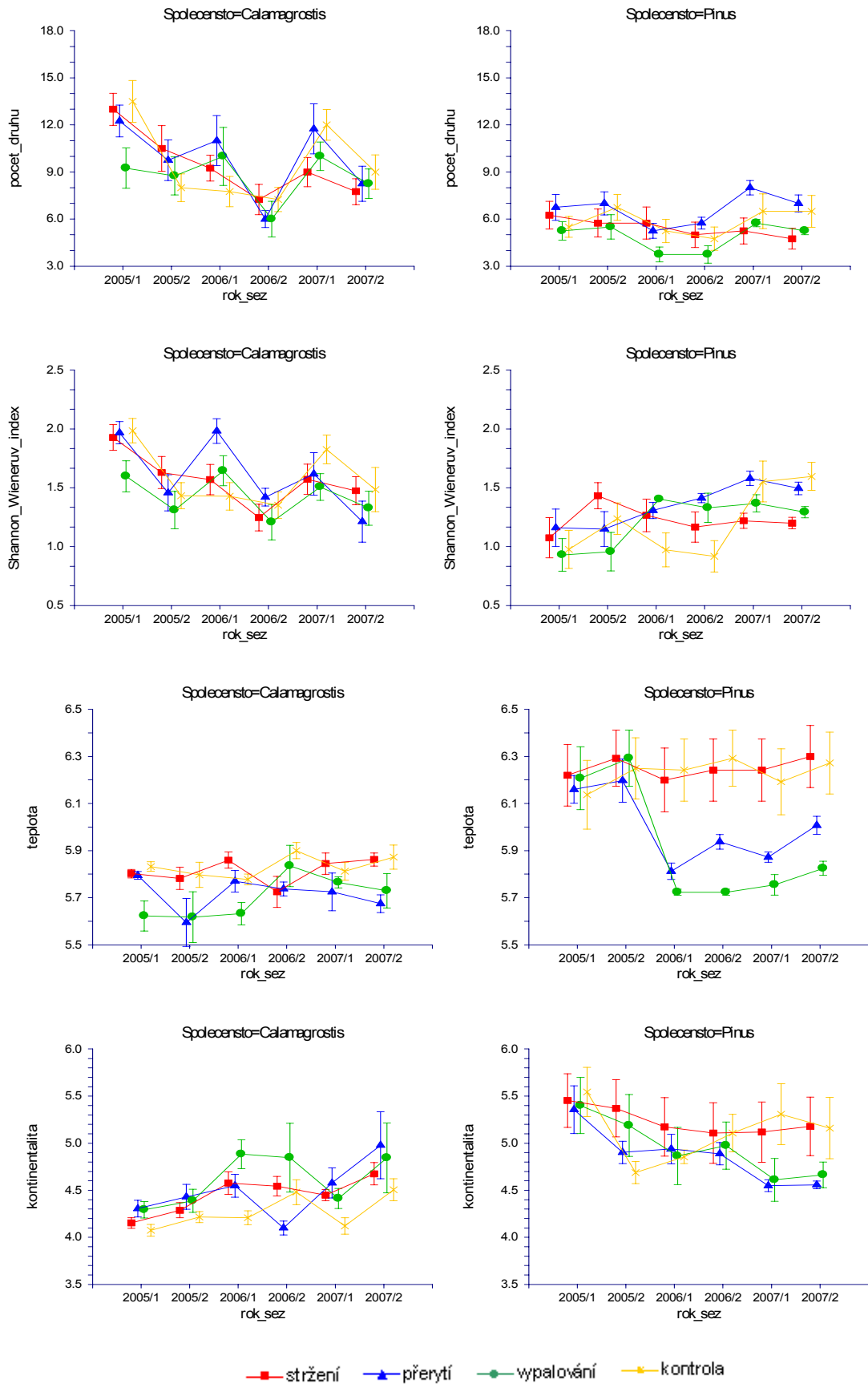
Obr. 17. Počty taxonů, Shannon-Wienerův index druhové diverzity a průměrné indikační hodnoty Ellenbergových čísel pro teplotu a kontinentalitu u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthonica* během let 2005–2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.



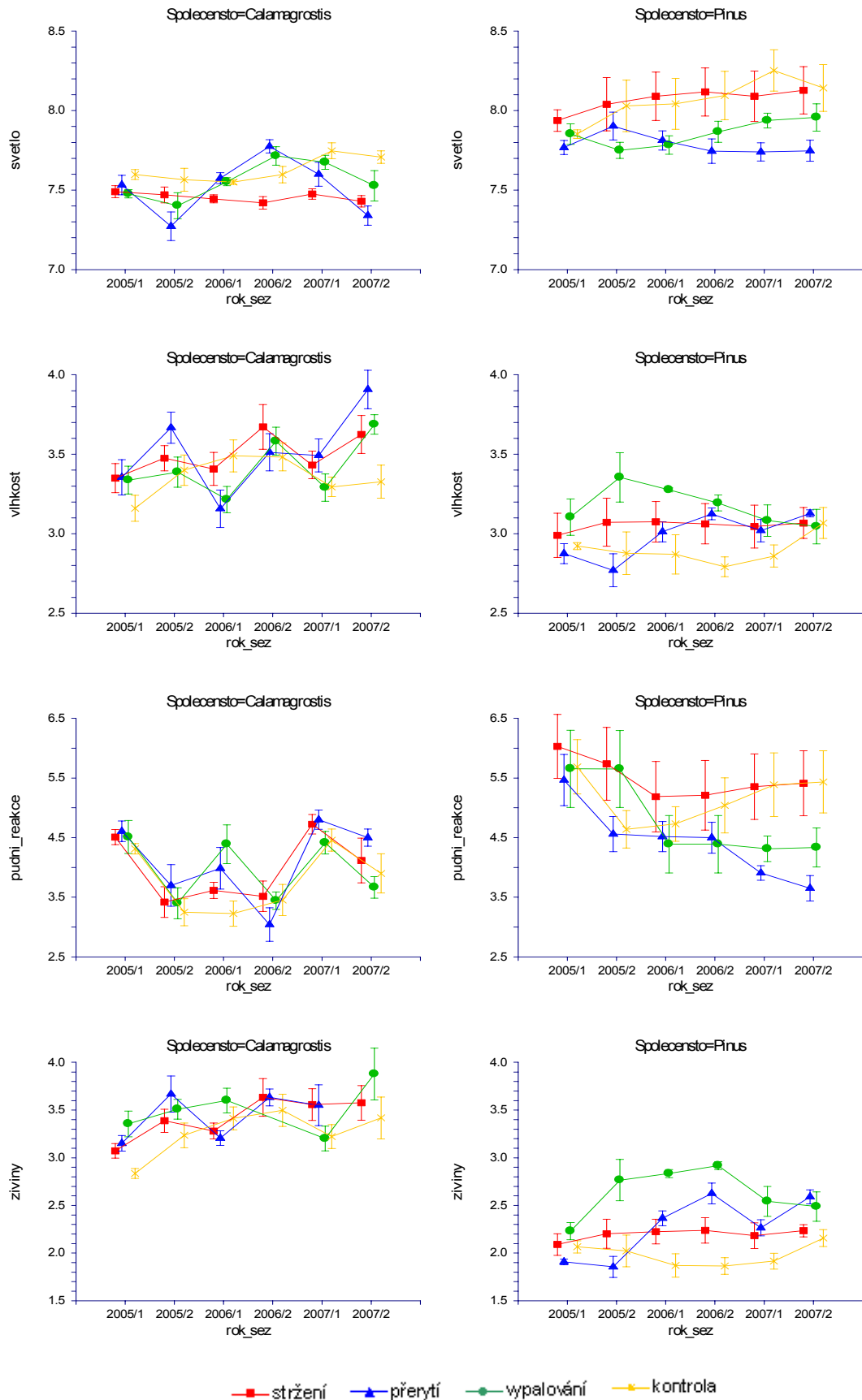
Obr. 18. Průměrné indikační hodnoty Ellenbergových čísel pro světlo, vlhkost, půdní reakci a živiny u vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* a *Stipa borysthenica* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a provedeného zásahu.

U vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* se počet taxonů u kontroly snížil již v letní sezóně v roce 2005 o cca 6 druhů a v dalším roce ještě o jeden druh. U všech zásahů se snížil počet taxonů v létě 2006, kdy došlo k poklesu o cca 5 druhů (obr. 19). Již na jaře 2007 došlo k opětovnému navýšení počtu taxonů. Shannon-Wienerův index diverzity se po přerytí substrátu na jaře 2006 navrátil na stejnou hodnotu jako na jaře 2005 (Příloha 1, foto 6). Vypálení nadzemní části vedlo k výskytu kontinentálnějších druhů. Objevily se zde vytrvalé druhy *Achillea millefolium* subsp. *millefolium* a *Agrostis vinealis*. Půdní reakce v tomto typu vegetace kolísala po všech zásazích. V tomto společenstvu bylo celkově i nejvíce živin (obr. 20).

Druhově chudé porosty s *Pinus sylvestris* měly počet taxonů jen kolem 6, i Shannon-Wienerův index diverzity byl nízký, ale po všech zásazích mírně vzrostl, nejvíce po přerytí substrátu, zatímco u kontroly došlo v roce 2006 k jeho poklesu (obr. 19). Po přerytí a vypálení začaly plochy kolonizovat druhy, které indikují nižší teplotu. Stržení nemělo na tuto hodnotu vliv. Kontinentalita u tohoto typu společenstva mírně klesala. Substrát se stal kyselejší po přerytí a vypálení. Překvapivě stržení substrátu nemělo na půdní reakci vliv. Obsah živin se zvýšil po vypálení a přerytí (obr. 20).



Obr. 19. Počty taxonů, Shannon-Wienerův index druhové diverzity a průměrné indikační hodnoty Ellenbergových čísel pro teplotu a kontinentalitu u vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* a *Pinus sylvestris* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.



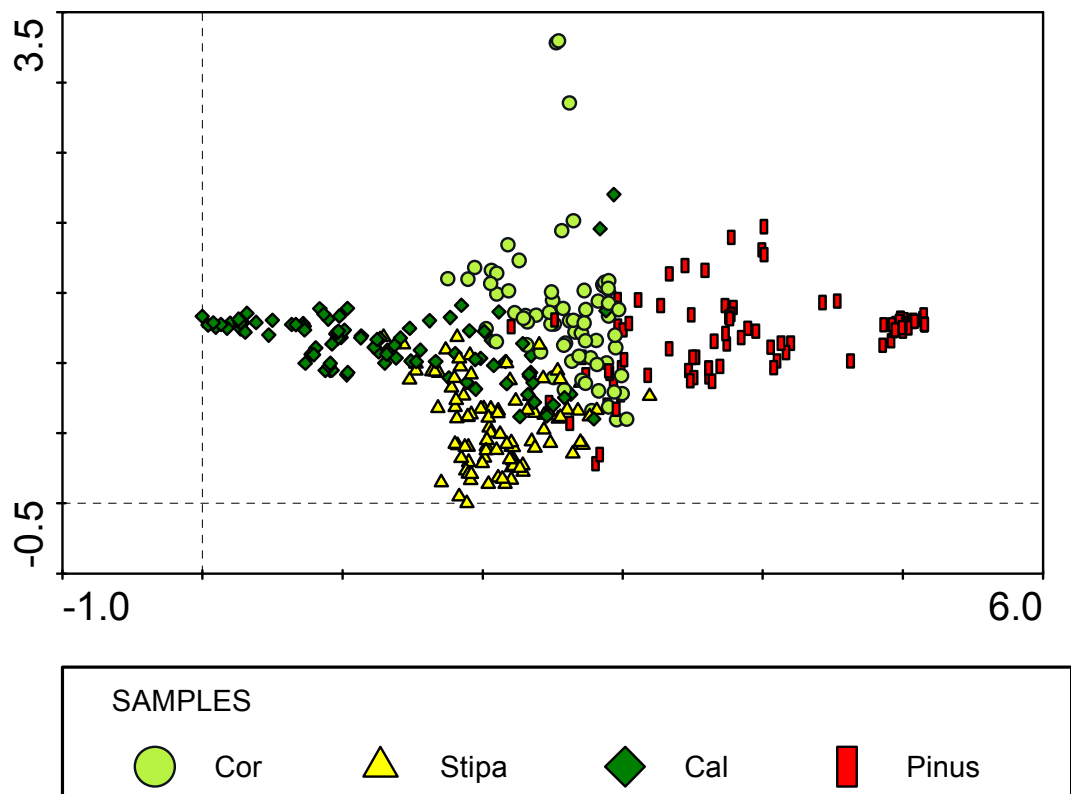
Obr. 20. Průměrné indikační hodnoty Ellenbergových čísel pro světlo, vlhkost, půdní reakci a živiny u vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* a *Pinus sylvestris* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu a typ provedeného zásahu.

Tab. 7. Výsledky analýzy variance s opakovaným měřením pro počet taxonů, Shannon-Wienerův index diverzity a indikační hodnoty pro světlo, teplotu, kontinentalitu, vlhkost, půdní reakci a živiny u studovaných vegetačních typů v letech 2005-2007.

	Počet taxonů			Shannon-Wienerův index			Světlo			Teplota			Kontinentalita			Vlhkost			Půdní reakce			Živiny		
	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Zásah (A)	3	0,14	0,932	3	0,09	0,964	3	0,12	0,948	3	0,69	0,567	3	0,21	0,892	3	0,06	0,980	3	0,01	0,999	3	0,74	0,536
Sezóna (B)	1	7,33	0,011	1	7,56	0,010	1	0,14	0,713	1	1,13	0,726	1	0,02	0,892	1	3,42	0,075	1	1,51	0,229	1	5,53	0,026
AB	3	0,00	0,999	3	0,03	0,994	3	0,02	0,996	3	0,03	0,993	3	0,05	0,986	3	0,15	0,931	3	0,02	0,996	3	0,33	0,806
Společenstvo(C)	3	9,12	<0,001	3	5,86	<0,001	3	6,20	0,002	3	4,05	0,017	3	6,45	0,001	3	5,28	0,005	3	2,04	0,131	3	20,65	<0,001
AC	9	0,16	0,996	9	0,14	0,998	9	0,52	0,847	9	0,33	0,958	9	0,21	0,990	9	0,47	0,882	9	0,25	0,982	9	0,56	0,818
BC	3	0,98	0,417	3	1,10	0,364	3	0,25	0,864	3	0,07	0,975	3	0,12	0,946	3	0,31	0,821	3	0,13	0,944	3	0,42	0,740
ABC	9	1,03	0,999	9	0,03	0,999	9	0,04	0,999	9	0,03	0,999	9	0,04	0,999	9	0,06	0,999	9	0,02	0,999	9	0,05	0,999
Rok (E)	2	53,89	<0,001	2	9,47	<0,001	2	3,21	0,048	2	0,40	0,670	2	0,38	0,684	2	3,44	0,039	2	8,79	<0,001	2	13,89	<0,001
AE	6	0,79	0,578	6	2,35	0,044	6	1,46	0,209	6	0,83	0,555	6	0,99	0,443	6	1,25	0,297	6	0,91	0,494	6	1,20	0,319
BE	2	0,32	0,727	2	0,01	0,990	2	5,73	0,005	2	0,26	0,769	2	2,04	0,140	2	1,16	0,322	2	1,90	0,159	2	0,81	0,449
ABE	6	0,51	0,796	6	0,24	0,963	6	0,28	0,943	6	0,29	0,940	6	0,56	0,758	6	0,32	0,926	6	0,20	0,974	6	0,36	0,900
CE	6	4,57	<0,001	6	4,87	<0,001	6	1,79	0,117	6	3,38	0,006	6	2,42	0,038	6	0,93	0,484	6	2,32	0,046	6	1,02	0,425
ACE	18	0,69	0,806	18	0,74	0,760	18	1,13	0,346	18	1,15	0,333	18	0,72	0,779	18	1,63	0,084	18	0,67	0,822	18	1,41	0,165
BCE	6	0,28	0,946	6	0,40	0,873	6	1,47	0,205	6	0,32	0,921	6	0,91	0,498	6	0,46	0,832	6	0,47	0,826	6	0,20	0,975
ABCE	18	0,48	0,956	18	0,23	0,999	18	0,55	0,921	18	0,15	0,999	18	0,24	0,999	18	0,63	0,856	18	0,21	0,999	18	0,66	0,340

6.3 Mnohorozměrná analýza dat

6.3.1 Explorační analýza

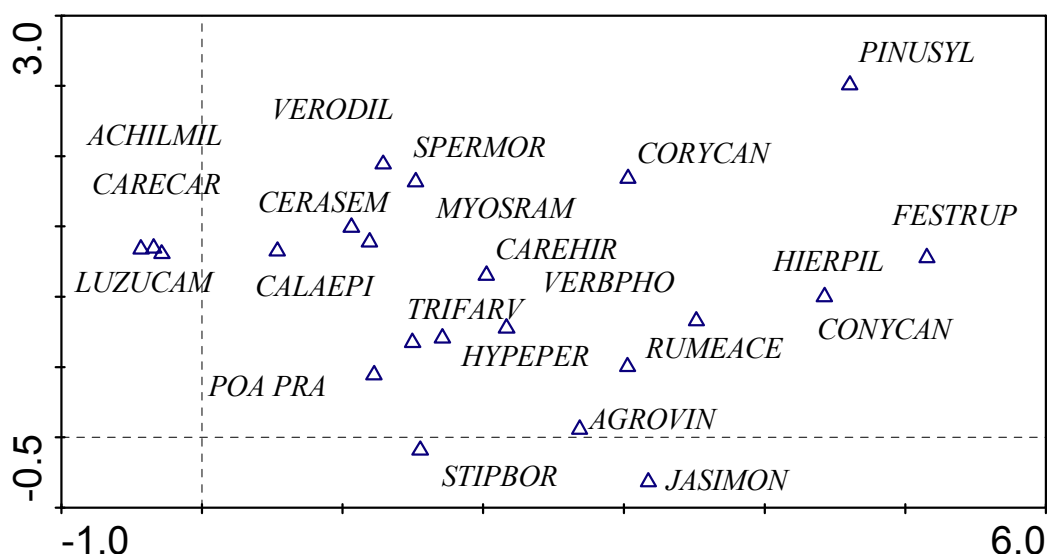


Obr. 21. Ordinační diagram DCA všech opakovaně zaznamenaných ploch s vizualizovanou klasifikací vzorků do studovaných vegetačních typů (použité zkratky: Cor = vegetační typ s dominancí *Corynephorus canescens*, Stipa = vegetační typ s dominancí *Stipa borysthenica*, Cal = vegetační typ s dominancí *Calamagrostis epigejos*, Pinus = druhově chudé porosty s *Pinus sylvestris*).

Hlavní gradient zjištěný ordinací vzorků (obr. 21) odpovídá velmi dobře fytoocenologické klasifikaci studovaných vegetačních typů (kapitola 6.1.1).

V případě vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* (Cal) je zřetelné prolínání s vegetačním typem *Stipa borysthenica* (Stipa). U ostatních vegetačních typů k výraznému prolínání vzorků nedošlo (obr. 21).

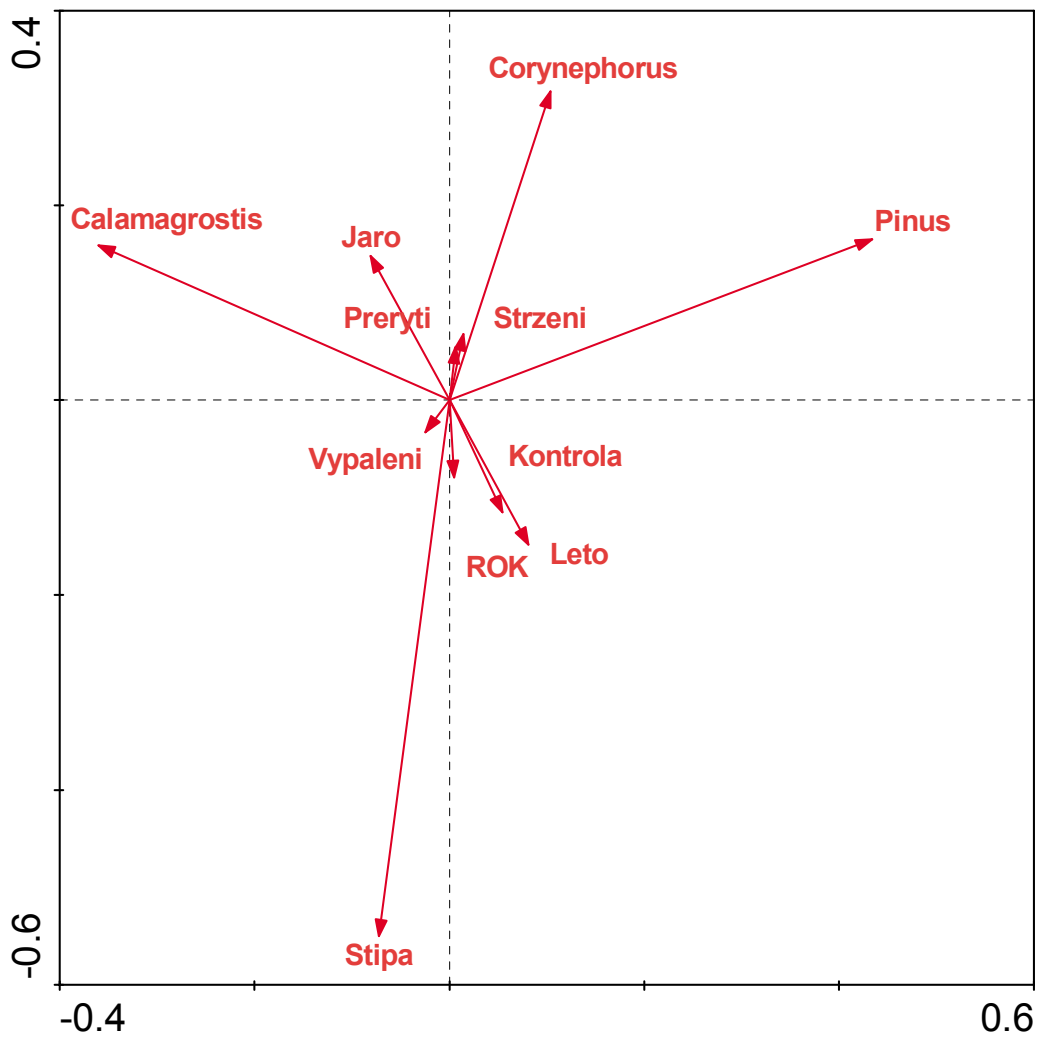
Obdobně vypovídá také obr. 22. Pozice druhů, jež měly největší váhu v analýze (obr. 22) odpovídá ordinačnímu diagramu pro klasifikaci vzorků do vymezených vegetačních typů (obr. 21).



Obr. 22. Ordinační diagram druhů (DCA), vizualizovány pouze druhy s nejvyšší vahou v analýze (použité zkratky: AGROVIN = *Agrostis vinealis*, ACHOLMIL = *Achillea millefolium* subsp. *millefolium*, CALAEPI = *Calamagrostis epigejos*, CARECAR = *Carex caryophyllea*, CAREHIR = *Carex hirta*, CERASEM = *Cerastium semidecandrum*, CONYCAN = *Conyza canadensis*, CORYCAN = *Corynephorus canescens*, FESTRUP = *Festuca rupicola*, HIERPIL = *Hieracium pilosella*, HYPEPER = *Hypericum perforatum*, JASIMON = *Jasione montana*, LUZUCAM = *Luzula campestris*, MYOSRAM = *Myosotis ramosissima*, PINUSYL = *Pinus sylvestris*, POA PRA = *Poa pratensis*, RUMEACE = *Rumex acetosella*, SPERMOR = *Spergula morisonii*, STIPBOR = *Stipa borysthena*, TRIFARV = *Trifolium arvense*, VERBPHO = *Verbascum phoeniceum*, VERODIL = *Veronica dillenii*).

Z ordinačního diagramu pro environmentální proměnné je patrné, že nejvíce variability v druhových datech vysvětlují vymezené vegetační typy (obr. 23). Zbylou variabilitu vysvětlují především fenologické aspekty ve vegetaci a konečně managementové zásahy. Variabilita vysvětlovaná managementovými zásahy je korelována spíš podél druhé ordinační osy (obr. 23).

Na základě této analýzy se přistoupilo k analýze změn druhového složení zvlášť pro jednotlivé studované vegetační typy.



Obr. 23. Ordinační diagram všech opakovaně zaznamenávaných ploch (DCA) pro environmentální proměnné.

6.3.2 Změny druhového složení ve vegetačních typech

Při odfiltrování vlivu společného vývoje (sukcese) nebyla u studovaných vegetačních typů prokázána odlišnost vlivu managementových zásahů během sezón v letech 2005-2007. Ani zahrnutí společného vývoje všech ploch u studovaných vegetačních typů nevedlo k signifikantním výsledkům (tab. 8).

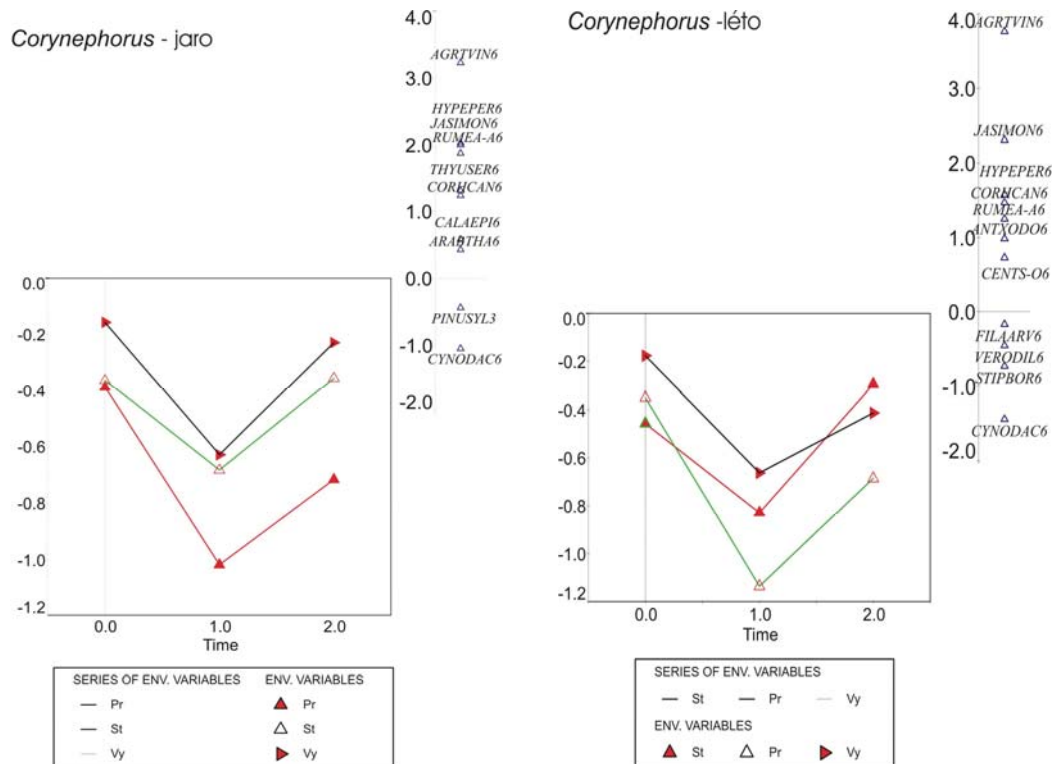
Analýza vlivu různých managementových zásahů vůči kontrole nebyla sice statisticky signifikantní na 5 % hladině významnosti v letech 2005-2007 (tab. 9), ale pro vizualizaci jsem u studovaných vegetačních typů zobrazila hlavní odpovědní křivky, které představují druhovou změnu způsobenou studovanými managementovými zásahy.

Tab. 8. Výsledky redundanční analýzy (RDA) s Monte Carlo permutačním testem (499 permutací) pro vegetační typy s dominancí *Corynephorus canescens*, *Stipa borysthena* a *Calamagrostis epigejos* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu (použité zkratky: j = jaro, l = léto, r = rok, s = stržení, p = přerýtí, v = vypálení, k = kontrola, č = čtverec).

Vegetační typ	Sezóna	Vysvětlující proměnné	Kovariáty	% variability I. ordinační osy	F	P
Corynephorus	j	r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	r, č	5.0	2.52	0.110
	l	r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	r, č	4.9	2.56	0.054
	j	r, r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	č	10.2	4.66	0.726
	l	r, r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	č	13.6	6.37	0.352
Stipa	j	r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	r, č	3.2	1.77	0.250
	l	r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	r, č	4.1	2.32	0.398
	j	r, r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	č	11.0	5.86	0.610
	l	r, r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	č	8.8	4.77	0.276
Calamagrostis	j	r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	r, č	3.0	1.55	0.968
	l	r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	r, č	3.9	2.01	0.934
	j	r, r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	č	6.1	3.08	0.880
	l	r, r _x s, r _x p, r _x v, r _x k	č	5.3	2.68	0.856

Tab. 9. Výsledky analýzy hlavních odpovědných křivek (PRC) s Monte Carlo permutačním testem pro vegetační typy s dominancí *Corynephorus canescens*, *Stipa borysthena* a *Calamagrostis epigejos* během let 2005-2007 s ohledem na sezónu.

Vegetační typ	Sezóna	% variability I. ordinační osy	F	P
Corynephorus	jaro	7.5	2.62	0.636
Corynephorus	léto	8.6	2.93	0.440
Stipa	jaro	4.2	2.20	0.614
Stipa	léto	6.5	2.90	0.350
Calamagrostis	jaro	4.3	1.78	0.944
Calamagrostis	léto	5.2	2.10	0.898

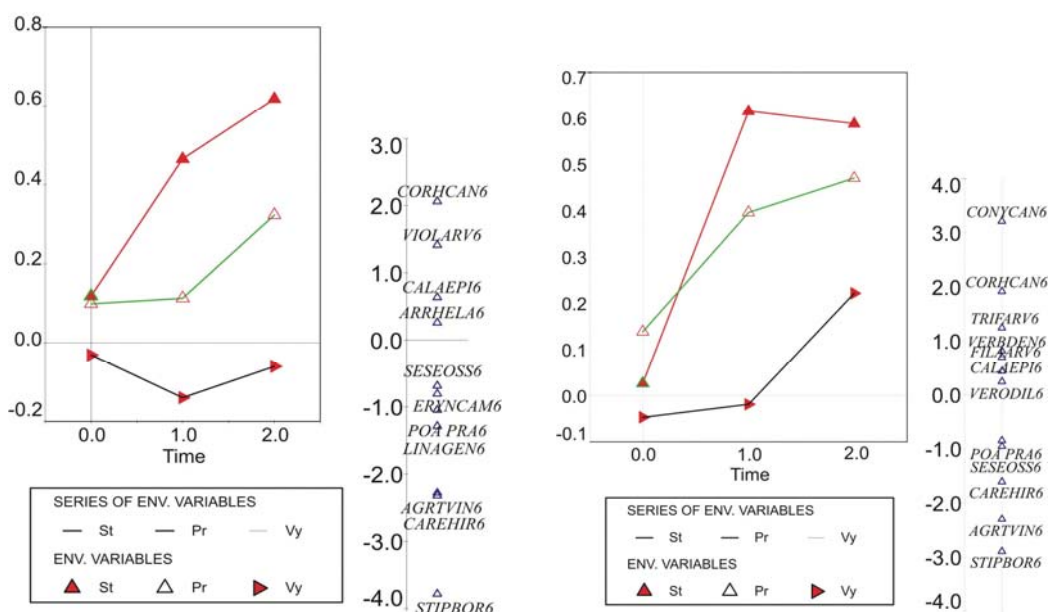


Obr. 24. Hlavní odpovědní křivky (PRC) pro vegetační typ s dominancí *Corynephorus canescens* během let 0 = 2005, 1 = 2006, 2 = 2007 s ohledem na sezónu. Úsečka rovnoběžná s osou x a protínající osu y v hodnotě 0 reprezentuje druhové složení na kontrole (použité zkratky: Př = přerýtí, St = stržení, Vy = vypálení; AGRTVIN = *Agrostis vinealis*, ANTXODO = *Anthoxanthum odoratum*, ARABTHA = *Arabidopsis thaliana*, CALAEPI = *Calamagrostis epigejos*, CENTS-O = *Centaurea stoebe* subsp. *stoebe*, CORHCAN = *Corynephorus canescens*, CYNODAC = *Cynodon dactylon*, FILAARV = *Filago arvensis*, HYPEPER = *Hypericum perforatum*, JASIMON = *Jasione montana*, PINUSYL = *Pinus sylvestris*, RUMEA-A = *Rumex acetosella*, STIPBOR = *Stipa borysthena*, THYUSER = *Thymus serpyllum*, VERODIL = *Veronica dillenii*).

U vegetačního typu s dominancí *Corynephorus canescens* byla největší průměrná odchylka druhového složení od kontroly především po přerýtí substrátu, menší pak po stržení drnu a vypálení (obr. 24). Po všech zásazích byly v jarní sezóně pozitivně korelovány druhy *Cynodon dactylon* a *Pinus sylvestris*, v letní sezóně pak *Cynodon dactylon*, *Stipa borysthena*, *Veronica dillenii* a *Filago arvensis*. Na kontrole byly preferovány především druhy *Agrostis vinealis*, *Jasione montana*, *Hypericum perforatum*, *Rumex acetosella*, *Corynephorus canescens*. V roce 2007 je patrný návrat k druhovému složení, které bylo u tohoto vegetačního typu před provedením zásahů.

Stipa - jaro

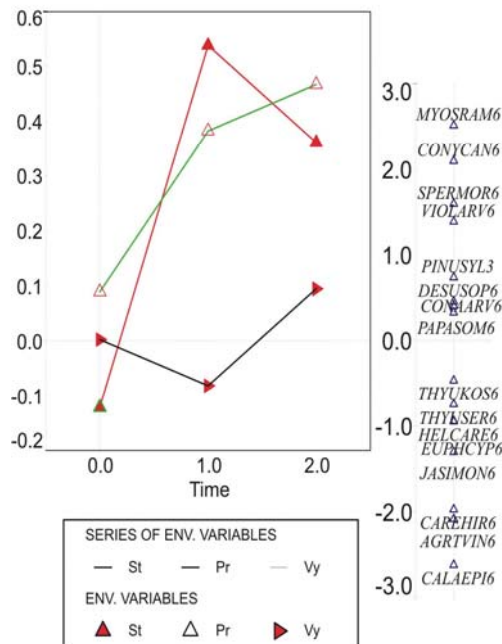
Stipa - léto



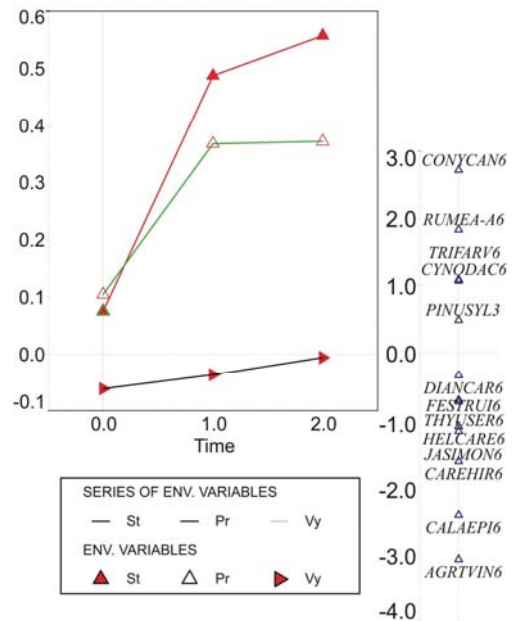
Obr. 25. Hlavní odpovědní křivky (PRC) pro vegetační typ s dominancí *Stipa borysthenea* během let let 0 = 2005, 1 = 2006, 2 = 2007 s ohledem na sezónu. Úsečka rovnoběžná s osou x a protínající osu y v hodnotě 0 reprezentuje druhové složení na kontrole (použité zkratky: Př = přerytí, St = stržení, Vy = vypálení; AGRTVIN = *Agrostis vinealis*, ARRHELA = *Arrhenatherum elatius*, CALAEPI = *Calamagrostis epigejos*, CAREHIR = *Carex hirta*, CONYCAN = *Conyza canadensis*, CORHCAN = *Corynephorus canescens*, ERYNCAM = *Eryngium campestre*, FILAARV = *Filago arvensis*, LINGEN = *Linaria genistifolia*, POA PRA = *Poa pratensis*, SESEOSS = *Seseli oleum*, STIPBOR = *Stipa borysthenea*, TRIFARV = *Trifolium arvense*, VERBDEN = *Verbascum densiflorum*, VERODIL = *Veronica dillenii*, VIOLARV = *Viola arvensis*).

U vegetačního typu, kde dominoval druh *Stipa borysthenea* byla největší průměrná odchylka druhového složení od kontroly především po stržení a přerytí substrátu. U těchto zásahů byly v jarní sezóně pozitivně korelovány především druhy *Corynephorus canescens*, *Viola arvensis*, *Calamagrostis epigejos* a v letní sezóně pak druhy *Conyza canadensis*, *Corynephorus canescens*, *Trifolium arvense* a *Verbascum densiflorum*. Po vypálení byl v jarní sezóně 2006, 2007 a v letní sezóně 2006 preferován především druh *Stipa borysthenea*, dále pak např. *Agrostis vinealis*, *Carex hirta* a *Poa pratensis*.

Calamagrostis - jaro



Calamagrostis - léto



Obr. 26. Hlavní odpovědní křivky (PRC) pro vegetační typ s dominancí *Calamagrostis epigejos* během let 0 = 2005, 1 = 2006, 2 = 2007 s ohledem na sezónu. Úsečka rovnoběžná s osou x a protínající osu y v hodnotě 0 reprezentuje druhové složení na kontrole (použité zkratky: Př = přerýtí, St = stržení, Vy = vypálení; AGRTVIN = *Agrostis vinealis*, CALAEPI = *Calamagrostis epigejos*, CAREHIR = *Carex hirta*, CONVARV = *Convolvulus arvensis*, CONYCAN = *Conyza canadensis*, CYNODAC = *Cynodon dactylon*, DESUSOP = *Descurainia sophia*, DIANCAR = *Dianthus carthusianorum*, EUPHCYP = *Euphorbia cyparissias*, FESTRUI = *Festuca rupicola*, FILAARV = *Filago arvensis*, HELCARE = *Helichrysum arenarium*, JASIMON = *Jasione montana*, MYOSRAM = *Myosotis ramosissima*, PAPANOM = *Papaver somniferum*, PINUSYL = *Pinus sylvestris*, RUMEA-A = *Rumex acetosella*, SPERMOR = *Spergula morisonii*, THYUKOS = *Thymus pannonicus*, THYUSER = *Thymus serpyllum*, TRIFARV = *Trifolium arvense*, VIOLARV = *Viola arvensis*).

U vegetačního typu s dominancí *Calamagrostis epigejos* byla největší průměrná odchylka druhového složení od kontroly především po stržení a přerýtí substrátu. Působením těchto zásahů byly v jarní sezóně pozitivně korelovány např. druhy *Myosotis ramosissima*, *Conyza canadensis*, *Spergula morisonii* a *Viola arvensis* v letní sezóně pak např. *Conyza canadensis*, *Rumex acetosella* a *Trifolium arvense*. Vypalování mělo nejmenší vliv na změnu druhového složení a preferovalo v roce 2006 především druhy *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis vinealis* a *Carex hirta*.

7 DISKUSE

Záměrem této práce bylo ověřit vliv některých managementových zásahů na druhové složení vybraných vegetačních typů psamofytní vegetace, která je ohrožena především sukcesí, eutrofizací a šířením expanzivních druhů. Managementové zásahy měly vliv spíše na vybrané druhy, celkový vliv na studované vegetační typy nebyl prokázán. Přesto bylo možné pozorovat, že každé společenstvo reagovalo na příslušné zásahy jinak; nejmenší vliv na změnu druhového složení mělo vypálení vegetace, největší přerytí a stržení substrátu. Sukcese byla u studovaných vegetačních typů poměrně rychlá.

Vliv managementu na studované vegetační typy nebyl během 3letého pozorování prokázán. Výsledek mohl být ovlivněn velkou heterogenitou druhového složení, důležitým faktorem bylo i suché léto 2006, kdy v červenci úhrn srážek dosahoval pouze poloviční hodnoty dlouhodobého průměru, a teplota v tomto měsíci překračovala dlouhodobé průměry⁴. To ovlivnilo vegetaci i na kontrolních plochách, tudíž efekt disturbance (stržení a přerytí substrátu) byl relativně zanedbatelný.

Na některé vybrané druhy měly jednotlivé managementové zásahy výrazný vliv, což se projevilo jako pokles počtu zaznamenaných taxonů, jakožto přímý efekt odstraňování, usychání či odumírání vegetace (Hasse et Daniëls 2006). Zajímavá reakce byla po přerytí a stržení substrátu u trávy *Calamagrostis epigejos*, i když se jedná o oddenkovou, polykarpickou trvalku formující rozsáhlé klony výhonků, tolerující i chudou půdu a kyselé prostředí (Pyšek 1994), byla po těchto zásazích zjištěna nižší četnost výskytu tohoto druhu, ale počet druhů se téměř nezměnil. Bylo to patrně způsobeno odstraněním humusu a vytvořením vhodných podmínek pro uchycení a rozšíření nových druhů (Lehmann et Rebele 2002). Některé druhy se po přerytí substrátu a odstranění drnu rychle rozšířily, jednalo se např. o druh *Rumex acetosella*, a to patrně díky schopnosti regenerovat z adventivních pupenů na kořenech (Sedláková et Chytrý 1999a). I když se jedná o přirozeně živinami chudá společenstva (Chytrý et al. 2007) a uchycení a růst druhů je omezen, došlo během let 2005-2007 k uchycení nových druhů, jednalo se především o jednoleté rostliny. To ovšem nepotvrzuje studie Hasse et Daniëls (2006), kteří po aplikaci podobných zásahů na písčných dunách v

⁴ <http://www.chmi.cz/meteo/ok/infklim.htm>

Holandsku nepozorovali invazi nových druhů, ani úbytek zaznamenaných druhů, pouze se změnila jejich relativní abundance. Bylo to pravděpodobně způsobeno tím, že vybraná společenstva v NPP Váté písky, oproti pískům v Holandsku, obsahovala více živin v půdě a nová semena se šířila z okolního porostu (Sádlo et al. 2004).

I když nebyl během let 2005-2007 rozdíl mezi managementovými zásahy prokázán, studované vegetační typy odlišně reagovaly na jednotlivé zásahy. Patrně to způsobil fakt, že se vybraná společenstva lišila již před zásahy, a to především ve druhovém složení. Signifikantní rozdíl byl i v zastoupení funkčních skupin a faktorech prostředí. Během let byl zaznamenán i rozdíl mezi jarní a letní sezónou, který byl způsoben hlavně díky přítomnosti ozimých a časně jarních jednoletých rostlin v jarním období. V létě tyto rostliny již ukončily svůj životní cyklus a přežívaly v podobě semen v půdě (Lehmann et Rebele 2002).

Nejmenší vliv na změnu druhového složení ve vegetačních typech mělo vypálení vegetace, oheň sice změnil počet druhů a strukturu vegetace, ale způsobil jen minimální změny v druhovém složení (Reinhart et al. 2004). Vypálením zůstaly uchovány některé stonkové báze chamaefytů a hemikryptofytů (Sedláková et Chytrý 1999c) a byly zvýhodněny druhy povrchové vegetace (Marozas et al. 2007). Počet druhů se po tomto typu zásahu dramaticky snížil, bylo to s největší pravděpodobností způsobeno nevhodnou dobou vypalování, kdy kvůli čekání na vyjádření orgánů ochrany přírody byl tento zásah proveden až v dubnu 2006. V tu dobu byla většina semen připravena klíčit, popř. již semenáčky rostly. I když byla povrchová semenná banka a semenáčky patrně spáleny, došlo v roce 2007 k nárůstu druhové bohatosti, což potvrzují i studie na vřesovištích (Chytrý et al. 2001; Sedláková et Chytrý 1999b; Sedláková et Chytrý 1999c). V důsledku přerytí a stržení substrátu došlo u studovaných vegetačních typů ke změně prostředí, což mělo za následek i změnu druhového složení. Např. se objevilo více jednoletých rostlin, což bylo patrně způsobeno zvýšením dostupnosti světla a snížením konkurenceschopnosti dominantních druhů (Fynn et al. 2004). Váté písky patří mezi kyselé (Hasse et Daniëls 2006) a po stržení a přerytí substrátu se na povrch dostal surový písek a hodnota pro půdní reakci se ještě snížila. Rostliny se tak mohly uchytit i díky své regulační schopnosti směrem k optimálnímu pH (Rychnovská-Soudková 1963). Po převrácení cca 30 cm vrstvy substrátu došlo k promíchání půdního horizontu a na povrch se dostala semena ze semenné rezervy v půdě (Kemeny et al. 2005). Následující období byly pravděpodobně živiny vyplaveny a vlivem větru došlo k

vysušení substrátu (Ellenberg 1988; Hellström 1996). Tyto faktory mohly být limitující pro růst nových druhů (Prach et al. 1993). Zatím co po stržení drnu došlo k přímé likvidaci rostlin, odstranění substrátu se semeny, k odčerpání živin a snížení produktivity stanoviště (Sedláková et Chytrý 1999a). To se výrazně projevilo např. u druhově chudých porostů s *Pinus sylvestris*, kde byl ještě v druhém roce po tomto zásahu čtverec bez vegetace. Omezen byl i růst druhu *Stipa borysthenica*, který podle půdních rozborů vyžaduje o něco vyšší pH a obsah živin.

Díky lokálnímu charakteru vybraných managementových zásahů byla sukcese u studovaných vegetačních typů poměrně rychlá. Diaspory se šířily z okolní vegetace a v počáteční fázi sekundární sukcese převládaly druhy, které byly schopny regenerovat ze zachovalých vegetativních orgánů (Sedláková et Chytrý 1999a) a klíčit se semenné banky. Po dvou letech pozorování byl patrný náznak k návratu původního druhového složení, které bylo u jednotlivých vegetačních typů před provedením managementových zásahů. Hasse et Daniëls (2006) ve své studii pozorovali, že většina vegetačních změn byla ve shodě s hypotetickými sériemi sukcesních fází a že reakce na změny v druhovém složení záležely na extrému počasí a na sukcesním stádiu studované vegetace, což potvrzují i má zjištění. Během sukcese pomalu docházelo k hromadění organické hmoty (Sýkora et al. 2004) a zvyšovalo se množství živin (Ellenberg 1988), pravděpodobně jako důsledek depozice atmosférického dusíku (Sedláková et Chytrý 1999c).

8 ZÁVĚR

I když odpovědi jednotlivých společenstev na zásahy během let 2005-2007 se od sebe mírně odlišovaly, vliv vybraných zásahů na studované vegetační typy nebyl prokázán. Po zvážení všech zájmových skupin organismů, které se v CHÚ vyskytují, je hlavním cílem ochrany vátých písků udržet raná sukcesní stádia a neaplikovat jeden managementový zásah na celou lokalitu. Do plánu péče o NPP Váté písky na období 2008-2017 byla navržena především likvidace náletových dřevin, mozaikovitě snižování výměry eutrofních ploch s *Calamagrostis epigejos* a dalšími ruderálními rostlinami a pomístní mechanické narušování ploch především s vyvinutým travinným porostem. Důležitým bodem bude obnova bezlesí mezi železničními stanicemi Bzenec-Přívoz a Moravský Písek, protože toto území nebylo v minulém plánu péče jakkoliv udržováno.

Jelikož vliv managementu na studované vegetační typy nebyl během 3letého pozorování prokázán, rozhodla jsem se v terénním výzkumu pokračovat.

9 LITERATURA

- Bezděčka, P., Hauserová, Š., Jongepier, W. J., Kučera, Z. et Paličková, M. (2001): Chráněná území okresu Hodonín. – OkÚ Hodonín, Ref. ŽP, 18 pp.
- Bonte, D. et Hoffmann, M. (2005): Are coastal dune management actions for biodiversity restoration and conservation underpinned by internationally published scientific research? – VLIZ Special Publication 19: 165–178.
- Ellenberg, H. (1988): *Vegetation Ecology of Central Europe*. Fourth edition. – Cambridge University Press, Cambridge: 368–387.
- Fynn, R., Morris, C. et Edwards, T. (2004): Effect of burning and mowing on grass and forb diversity in a long-term grassland experiment. – *Applied Vegetation Science* 7: 1–10.
- Grulich, V. (1987): Fytogeografická charakteristika jihomoravských písků. – *Zprávy České botanické společnosti* 22, Mater. 6: 75–79.
- Grulich, V., Antonín, V. et Danihelka, J. (2002): Národní přírodní památka Váté písky u Bzence. Botanický průvodce. – Česká botanická společnost 4 pp.
- Hasse, T. (2006): *A Contribution to Ecology and Conservation of Corynephorus grassland*. – University of Münster, 72 pp.
- Hasse, T. et Daniëls, F. J. A. (2006): Species response to experimentally induced habitat change in a *Corynephorus* grassland. – *Journal of Vegetation Science* 17: 135–146.
- Hellström, G. B. (1996): Preliminary investigations into recent changes of the Goukamma Nature Reserve frontal dune system, South Africa, with management implications. – *Landscape and Urban Planning* 34: 225–235.
- Hennekens, S. M. et Schamin, J. H. J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.
- Herben, T. et Münzbergová, Z. (2003): *Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení*. – Skripta PřF UK, Praha, 118 pp.
- Hill, M. O. (1979): TWINSpan. A Fortran program for arranging multivariate data in an ordered twoway table by classification of the individuals and attributes. – Cornell University, Ithaca, NY.
- Chytrý, M. (ed.) (2007): *Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation*. – Academia, 525 pp.

- Chytrý, M., Sedláková, I. et Tichý, L. (2001): Species richness and species turnover in a successional heathland. – *Applied Vegetation Science* 4: 89–96.
- Kemeny, G., Zoltan, N. et Zoltan, T. (2005): Seed bank dynamics in a semiarid sandy grassland in Hungary. – *Ekológia (Bratislava)* 24: 1–13.
- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J. Jun., Kaplan, Z., Kirschner, J. et Štěpánek, J. (2002): Klíč ke květeně České Republiky. – Academia, 928 pp.
- Lehmann, C. et Rebele, F. (2002): Successful management of *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth on a sandy landfill site. – *Journal of Applied Botany* 76: 77–81.
- Lepš, J. et Šmilauer, P. (2003): *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. – Cambridge University Press, Cambridge, 282 pp.
- Mackovčín, P., Jatiová, M., Demek, J. et Slavík, P. (2007): Chráněná území ČR, svazek IX. – AOPK ČR a EkoCentrum Brno.
- Marozas, V., Racinkas, J. et Bartkevicius, E. (2007): Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. – *Forest Ecology and Management* 250: 47–55.
- Oloff, H., Huisman, J. et van Tooren, B. F. (1993): Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. – *Journal of Ecology* 81: 693–706.
- Pelíšek, J. (1963): Charakteristika pleistocénních vátych písků ČSSR. – *Časopis Moravského musea* 48: 69–82.
- Petrová, P., Novák, Z. et Havlíček, P. (2000): Geologické poměry kvartérních sedimentů v oblasti Bzenec – přívoz. – *Zprávy geologického výzkumu v roce 1999, ČGÚ*, p. 9-11.
- Prach, K., Pyšek, P. et Šmilauer, P. (1993): On the rate of succession. – *Oikos* 66: 343–346.
- Prach, K., Pyšek, P., Tichý, L., Kovář, P., Jongepierová, I. et Řehouňková, K. (2006): Botanical research and ecological restoration. – *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 21:65–207.
- Pyšek, P. (1994): Effect of soil characteristics on succession in sites reclaimed after acid rain deforestation. – *Ecological Engineering* 3: 39–47.
- Quitt, E. (1975): Klimatické oblasti ČSR. 1 : 500 000. – Geografický Ústav ČSAV.
- Rebele, F. et Lehmann, C. (2001): Biological Flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. – *Flora* 196: 325–344.

- Reinhart, K. et Menges, E. (2004): Effects of re-introducing fire to central Florida sandhill community. – *Applied Vegetation Science* 7: 141–150.
- Rychnovská, M. et Květ, J. (1963): Water relations of some psammophytes with respect to their distribution. – In Ruber, A. J. et Whitehead, F. H. (editors): *The Water Relations of Plants*. John Eley and Sons, New York, p. 190–198.
- Rychnovská-Soudková, M. (1958): Regulační schopnost rostlin jako ukazovatel aciditní amplitudy jejich přirozeného výskytu. – *Biologia* 13: 662–668.
- Rychnovská-Soudková, M. (1963): An outpost site of *Corynephorus canescens* in the region between the Danube and the Tisza and its causal explanation. – *Acta Biologica Hungarica* 14: 57–66.
- Sádlo, J., Háková, A., Klaudivová, A., Fišer, B., Pokorný, J., Hofhanzl, A. et Zdražil, V. (2004): *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000*. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 99 pp.
- Sedláková, I. et Chytrý, M. (1999a): Can a disturbance event caused the shift of southern Moravian dry grassland to heathland?. – *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 17: 25–36.
- Sedláková, I. et Chytrý, M. (1999b): Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. – *Plant Ecology* 143: 77–87.
- Sedláková, I. et Chytrý, M. (1999c): Secondary succession of heathlands in the Podyjí National Park after burning and cutting: management applications. – *Příroda* 14: 51–72.
- Slavoňovský, F. (1963): O působení bylinného krytu na soudružnost přesypových písčitých půd Záhoří. – *Spisy Přírod. Fak. Univ. Brno L 18, 440*: 57–97.
- Slavoňovský, F. (1964): O působení bylinného krytu na odolnost přesypových písčitých půd Záhoří proti rozpojování. – *Spisy Přírod. Fak. Univ. Brno L 22, 455*: 325–398.
- Slavoňovský, F. (1965): O zpevňujícím významu jednoletých psamofytů. – *Spisy Přírod. Fak. Univ. Brno L 26, 467*: 435–468.
- Slavoňovský, F. (1966): Soudržnost osypů a basí pískoven u žel. st. Strážnice-Přívoz. – *Spisy Přírod. Fak. Univ. Brno L 30, 477*: 341–355.
- Slavoňovský, F. (1967): Zpevňující význam podzemní hmoty dvou psamofilních společenstev I., II. – *Spisy Přírod. Fak. Univ. Brno L 32, 487*: 439–483.
- Slípková, R. (2008): Geologicko-pedologické šetření NPP Váté písky u Bzence. – Ms. [Bak. práce MZLU Brno]. *In prep.*

- Sýkora, K. V., van den Bogert, J. C. J. M. et Berendse, F. (2004): Changes in soil and vegetation during dune slack succession. – *Journal of Vegetation Science* 15: 209–218.
- Šmarda, F. (1961a): Rostlinná společenstva území přesypových písků lesa Doubravy u Hodonína. – *Pr. Brněn. Zákł. ČSAV* 33, 413: 1–56.
- Šmarda, F. (1961b): Příspěvek k poznání sukcese na přesypových písčích v Dolnomoravském úvalu. – *Biologia* 16: 611–614.
- ter Braak, C. J. F. et Šmilauer, P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Biometris, Wageningen and České Budějovice.
- Tichý, L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. – *Journal of Vegetation Science* 13: 451–453.
- Vaculíková, A. (2006): Psamofytní flóra a vegetace v Dolnomoravském úvalu: Historie, současný stav a management. – Ms. [Bak. práce UP Olomouc].
- Vicherek, J. (1975): Synekologická charakteristika psamofytní vegetace jižní Moravy. – Ms., závěr. zpr., Botanický ústav AV ČR Průhonice.
- Zbiral, J. (2002): Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. – ÚKZÚZ, Brno.
- Zbiral, J. (2004): Analýza půd III. Jednotné pracovní postupy. – ÚKZÚZ, Brno.

Internetové odkazy:

Český hydrometeorologický ústav

[<http://www.chmi.cz/meteo/ok/infklim.htm> – 2.4.2008].

Search and information system on vascular plants in Germany

(Vyhledávací a informační systém cévnatých rostlin v Německu)

[<http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp> – 12.2.2008].

Natura 2000. Stanoviště z přílohy I.

[http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=133544 – 12.2.2008].

10 PŘÍLOHY