

Vliv extenzivní pastvy ovcí a koz na vegetaci suchých trávníků: 16 let sledování v Praze

The Impact of Low-intensity Sheep and Goat Grazing on Dry Grassland Vegetation: 16 Years of Monitoring in Prague

Jiří DOSTÁLEK¹ & Tomáš FRANTÍK²

¹Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i. Květnové nám. 391, CZ-252 43 Průhonice; dostalek@vukoz.cz

²Botanický ústav AV ČR, v.v.i., CZ-252 43 Průhonice; tomas.frantik@ibot.cas.cz

Abstract: This paper presents the results of the 16-year-long observation of the impact of extensive grazing on the vegetation of dry grasslands in Prague, which took place between 2000 and 2015. Based on the dataset of seventy permanent plots in seven specially protected areas, changes in vegetation variables were described. The monitoring results confirmed that pasture management in the monitored protected areas has a positive impact on nature conservation. However, some undesirable effects were also observed. On some areas long-term grazing may support an increase in the coverage of ruderal species or the expansive species *Arrhenatherum elatius*. Also the grazing period affects the development of vegetation. However, the changes are not the same for each site.

The impact of grazing on dry grassland vegetation at specific grazed localities needs to be monitored on a long-term basis, and changes made to the management as necessary. In our experience, generalizing the results based only on a few years of monitoring would be problematic.

Keywords: dry grassland, plant diversity conservation, Prague (Czech Republic), sheep and goat grazing, vegetation changes

Abstrakt: Příspěvek přináší výsledky šestnáctiletého sledování vlivu extenzivní pastvy na vegetaci suchých trávníků v Praze, které se uskutečnilo v letech 2000–2015. Na základě zpracování souboru údajů ze sedmdesáti trvalých ploch v sedmi zvláště chráněných územích byly popsány změny vegetačních charakteristik porostů. Výsledky sledování potvrdily, že pastevní management ve sledovaných chráněných územích má z hlediska ochrany přírody pozitivní vliv. Byly však pozorovány i některé nežádoucí efekty. Dlouhodobější pastva může na některých plochách podporovat zvyšování pokryvnosti ruderálních druhů, úbytek pokryvnosti charakteristických druhů chráněné vegetace nebo zvyšování pokryvnosti expanzivního ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*). Vývoj vegetace ovlivňuje také období pastvy. Změny však nejsou na jednotlivých lokalitách stejné.

Vliv pastvy na vegetaci suchých trávníků je třeba na konkrétních pasených lokalitách dlouhodobě průběžně sledovat a management podle potřeby měnit. Zobecňovat výsledky pouze několikaletého sledování by bylo podle našich zkušeností problematické.

Klíčová slova: ochrana druhové diverzity, Praha, pastva ovcí a koz, suché trávníky, změny vegetace

Nomenklatura: KUBÁT et al. (2002), CHYTRÝ et al. (2007)

Úvod

Suché trávníky v Praze obdobně jako na ostatním území České republiky vznikly většinou jako sekundární vegetace na místě původních teplomilných doubrav nebo dubohabřin. Hlavním faktorem, který zapříčinil rozvoj těchto porostů a dal vznik jejich druhovému bohatství, byla pastva divokých zvířat, která byla později nahrazena extenzivní pastvou koz, ovcí, skotu a koní (KUBÍKOVÁ 1999). Dalšími pozitivně působícími faktory byla příležitostná či pravidelná seč přístupných míst či působení ohně (KUBÍKOVÁ 1999). Existence suchých trávníků je tedy stejně jako v případě ostatních travních společenstev závislá na činnosti člověka (LOŽEK 1971). Lokality s xerothermní vegetací se v Praze nacházejí většinou na skalnatých pahorcích Vltavy, jejichž geologický podklad tvoří převážně droby a břidlice nebo vápence, na kterých se vytvářejí mělké půdy protorankerového typu.

Změny v zemědělském obhospodařování krajiny v průběhu 20. století, zejména po 2. světové válce, spojené s intenzifikací zemědělství, vyústily v postupné opouštění relativně neúrodných stanovišť suchých trávníků. Tento trend byl v Praze umocněn v souvislosti s urbanizací a industriálním rozvojem velkoměsta. Vývoj na neobhospodařovaných plochách vede k omezení disturbancí i stresových faktorů. V důsledku toho přibývá vysokých, zejména vytrvalých rostlin, které potlačují rostliny nízkého vzrůstu, včetně terofytů a geofytů. Tento efekt je navíc zesílen hromaděním stařiny (např. ENYEDI et al. 2008), jejíž přítomnost zmírňuje extrémní stanovištní podmínky, které podmiňují rozvoj a prosperitu chráněné xerothermní vegetace. Tento proces je považován za jednu z hlavních příčin úbytku druhové bohatosti suchých trávníků (viz např. WILLEMS 1983, WILLEMS et al. 1993).

Na území Prahy se zachovala celá řada stanovišť s vegetací suchých trávníků, která mají v současné době status chráněných území. V těchto územích existují ještě poměrně velké plochy zachovalých xerothermních trávníků, které jsou reprezentovány druhově bohatými společenstvy svazů *Festucion valesiaca* a *Alyso-Festucion pallentis* (podrobněji viz KUBÍKOVÁ 1976). Jejich vegetace patří k nejrozmanitějším rostlinným společenstvům a představují významnou součást biodiverzity evropské krajiny. Tato stanoviště však pozvolna zarůstají dřevinami, nejvíce *Prunus spinosa*, a v porostech bylin získávají převahu vytrvalé expanzivní trávy, zejména *Arrhenatherum elatius* – viz např. HROUDOVÁ & PRACH (1994). Tím dochází ke zmenšování ploch suchých trávníků a degradaci jejich druhového složení.

Důležitým předpokladem pro úspěšnou obnovu či péči o vegetaci suchých trávníků je obnovení disturbance v podobě původního či alternativního způsobu obhospodařování (ZOBEL et al. 1996, DZWONKO & LOSTER 1998). Za jeden z nejpřirozenějších způsobů péče o suché trávníky je považována pastva. Jejím působením jsou odstraňovány druhy vyššího vzrůstu s měkkými pletiví (HADAR et al. 1999), které v řadě případů omezují prosperitu chráněných xerothermních společenstev. Naopak je podporován rozvoj suchomilných druhů. Významně působí i sešlap, který přispívá ke zvýšení heterogenity prostředí, zejména k vytvoření volných míst pro uchycení semenáčků (BULLOCK et al. 1994).

Aby bylo zabráněno degradaci stanovišť suchých trávníků a aby se zachovala jejich druhová bohatost, inicioval Odbor ochrany prostředí Magistrátu hl. m. Prahy vysekání nežádoucích dřevin z nejceněnějších porostů a zavedení extenzivní pastvy ovcí a koz s cílem omezit nežádoucí růst dřevin a expanzivních trav. Prostřednictvím tohoto opatření by měl být udržen dobrý stav zbývajících ploch dosud zachovalých, či pouze mírně degradovaných suchých trávníků. V rámci tohoto projektu jsou od roku 2000 jednou ročně přepásány třemi stády o počtu 25–35 ovcí a 2–5 koz xerothermní trávníky v řadě chráněných území v Praze. Doba pasení je 1 až 4 týdny v závislosti na velikosti území. Pro podrobnější údaje o intenzitě pastvy viz DOSTÁLEK & FRANTÍK (2012).

Cílem této práce je popsat, do jaké míry ovlivňuje extenzivní pastevní management na území Prahy změny vegetace suchých trávníků a zachování jejich žádoucí druhové diverzity.

Studované lokality

Pro sledování účinku pastvy byly v roce 2000 vybrány suchomilné trávníky v sedmi zvláště chráněných územích (PP Salabka, PR Podhoří, PP Baba, PP Podbabské skály, PP Jeneřálka, PR Homolka, PR Prokopské údolí – Butovické hradiště) – podrobněji viz DOSTÁLEK & FRANTÍK (2008, 2012). Na těchto lokalitách existují ještě poměrně velké plochy zachovalých xerothermních trávníků, které jsou reprezentovány společenstvy svazů *Festucion valesiacae* a *Alyso-Festucion pallentis*. Pro tato druhově bohatá společenstva jsou charakteristické následující druhy: *Festuca valesiaca*, *F. rupicola*, *F. pallens*, *Koeleria macrantha*, *Carex humilis*, *Potentilla arenaria*, *Eryngium campestre*, *Thymus pannonicus*, *Centaurea stoebe*, *Artemisia campestris*, *Seseli osseum*, *Sedum acre* a jarní efeméry jako *Arenaria serpyllifolia*, *Erophilla verna* a *Holosteum umbellatum* (podrobněji viz KUBÍKOVÁ 1976; CHYTRÝ 2007; CHYTRÝ & TICHÝ 2003). Řadu porostů, které degradují, zejména v důsledku zarůstání expanzivním *Arrhenatherum elatius*, je však možné klasifikovat pouze na úrovni třídy *Festuco-Brometea*.

Metody sledování a zpracování údajů

Pro sběr základních údajů byl použit soubor sedmdesáti monitorovaných ploch, na kterých byl každý rok v druhé polovině června sledován stav vegetace, tj. pokryvnost jednotlivých rostlinných druhů. Pokud byla pastva provedena v dřívějším termínu, byly porosty před odečtem dat podle průběhu počasí ponechány 4–6 týdnů k regeneraci.

Plochy byly rozmístěny tak, aby pokud možno postihovaly celkovou variabilitu vegetace dané lokality. Měly podobu čtverců o velikosti 1 m² a byly trvale fixovány v terénu. Každý čtverec byl zaměřen pomocí GPS. Čtverce byly rozděleny sítí 3 × 3 na 9 menších čtverců. V každém z devíti menších čtverců bylo samostatně zapsáno kompletní druhové složení a odhadnuta procentuální pokryvnost jednotlivých druhů. Tak byl pro každou monitorovanou plochu získán odhad pokryvnosti každého druhu, který měl průměr i směrodatnou odchylku. Tímto způsobem byl v roce 2000 zachycen stav vegetačního krytu před začátkem pastvy a dále byl monitoring stejným způsobem prováděn ve všech následujících letech. Pro posouzení celkového stavu porostů z hlediska ochrany přírody a úspěšnosti pastevního managementu byly zvláště vyčleněny čtyři skupiny druhů: 1) dřeviny, 2) nitrofilní a ruderalní druhy, 3) druhy červeného seznamu (PROCHÁZKA 2001) a 4) druhy xerothermních trávníků, tj. diagnostické druhy třídy *Festuco-Brometea* (CHYTRÝ & TICHÝ 2003) s výjimkou expanzivního ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*) a válečky prapořité (*Brachypodium pinnatum*).

K vyhodnocení vlivu termínu pastvy na vegetaci byly stanoveny následující kategorie jejího načasování v předchozím roce: (1) nepaseno, (2) časná jarní pastva do 15. května, (3) jarní pastva od 15. května do 30. června, (4) letní pastva od 1. července do 31. července, (5) pozdní letní pastva po 1. srpnu. Všechny trvalé plochy v jednotlivých chráněných územích byly jednorázově přepaseny.

Pro každou plochu a rok byl vypočten Shannon-Wienerův informační index druhové diverzity (PIELOU 1966). Druhová diverzita je veličina, která v sobě zahrnuje jak počet druhů na určité ploše, tak jejich vyrovnanost, to znamená, že vysokou druhovou diverzitu mají na-

příklad plochy, kde je několik dominant, zatímco nízkou plochy se stejným počtem druhů, ale s výraznou dominancí jednoho druhu a se zanedbatelnou pokryvností druhů ostatních.

Jako měřítko meziroční nepodobnosti vegetace byl použit koeficient ED (Euclidean distance). Pro každou plochu byla stanovena nepodobnost mezi výchozím stavem (1) a stavem vegetace v roce 2015 (m). Nepodobnost vyjadřuje, jak moc se liší stav vegetace na dané ploše (tj. pokryvnost jednotlivých zastoupených druhů) v roce 1 a m .

Pro odhad podílu skutečného směru (trendu) ve změnách vegetace v průběhu let 1 až m byla vypočtena veličina trend (TR_ED) podle vzorce

$$TR_ED_m = 100 \frac{ED_{1m}}{\sum_{i=1}^{m-1} ED_{i,i+1}}$$

Trend nabývá hodnot 0 až 100 a popisuje podíl skutečného trendu na změnách vegetace. Hodnoty trendu, které se blíží 0, naznačují velký podíl pouhých oscilací, hodnota 100 vypovídá, že všechny změny, které se na ploše udály, mají jednotný směr. Trend je relativní veličina (to znamená, že na rozdíl od nepodobnosti nepopisuje velikost změn, ale hodnotí, do jaké míry jsou skutečnou sukcesí).

Data pokryvnosti jednotlivých druhů a skupin druhů byla hodnocena pomocí programu Canoco 5 (TER BRAAK & ŠMILAUER 2012). Použity byly gradientové analýzy PCA a DCA, přičemž do grafů jednotlivých druhů byly vynášeny pouze druhy s průměrnou pokryvností nad 0,5 % v celé databázi.

Všechna data druhové pokryvnosti, diversity, nepodobnosti ED a trendu TR_ED byla statisticky hodnocena pomocí programu Statistica v.9, přičemž byly použity dva základní přístupy:

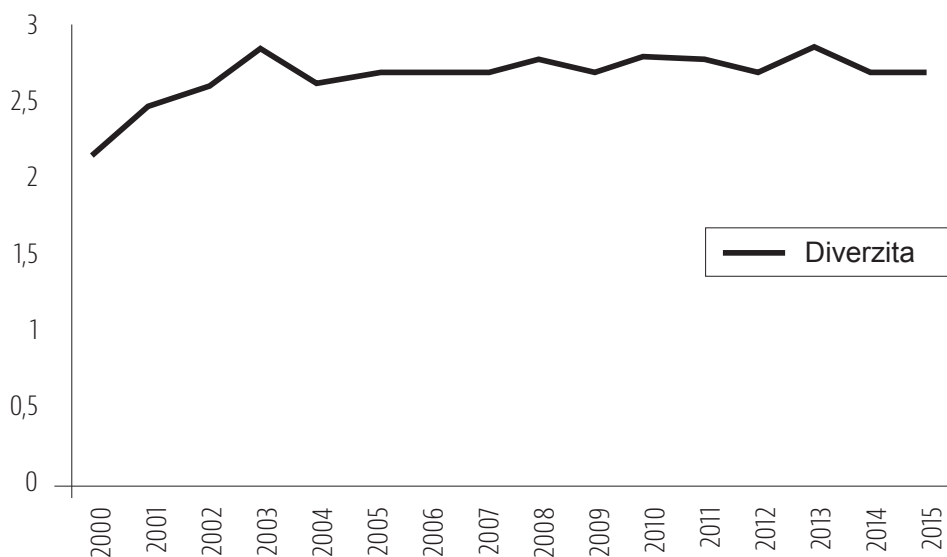
1. Testování významnosti rozdílů mezi roky a lokalitami bylo provedeno pomocí ANOVy a Tukeyova testu (veličiny s normálním rozložením a homogenitou rozptylu) nebo Kruskal-Wallisova testu (ostatní data). V případě testování rozdílů mezi prvním a konečným rokem monitoringu byly vypočteny rozdíly pokryvnosti na konci a na počátku sledování a tyto rozdíly byly testovány proti nule.
2. Testování významnosti lineárního trendu poklesu či vzestupu sledovaných charakteristik bylo provedeno pomocí korelační analýzy.

Při hodnocení vývoje pokryvnosti jednotlivých druhů a skupin druhů byly tyto dva přístupy kombinovány. Zatímco rozdíl mezi počátečním a konečným rokem vypovídá o aktuálním stavu, korelace postihuje vývoj během celých 16 let.

Výsledky a diskuse

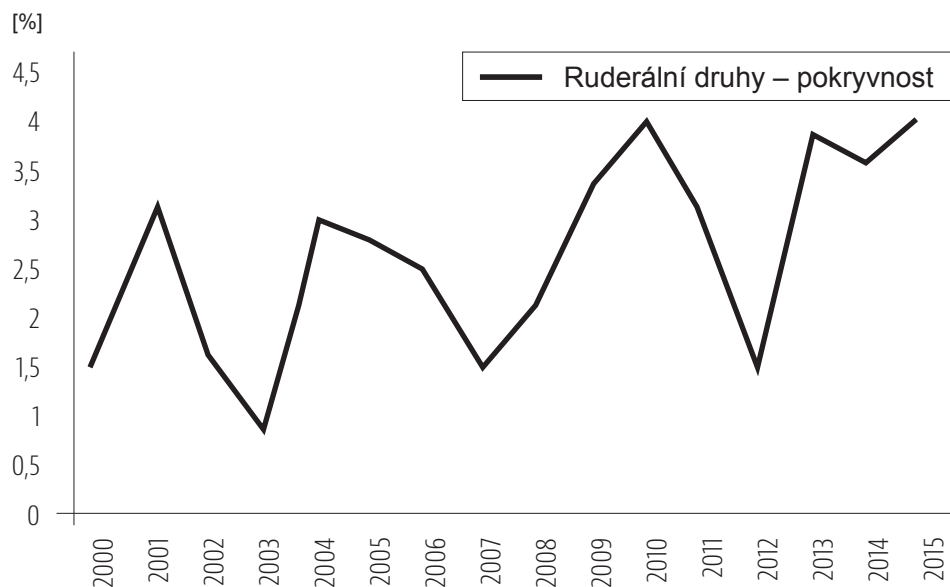
Vliv pastvy na rostlinná společenstva suchých trávníků byl největší v prvních letech po zavedení pastvy. Výsledky sledování změn vegetačních charakteristik ve společenstvech v období 2000–2015 je možné shrnout následujícím způsobem:

Hodnota druhové diversity se v průběhu sledovaného období významně zvýšila, vývoj diversity však nemá zřetelný lineární trend (obr. 1). Významné zvýšení hodnot diversity bylo pozorováno zejména v prvních letech po zavedení pastvy v důsledku výrazného zvýšení počtu druhů, v posledních letech hodnoty druhové diversity vykazují stagnaci. Zvýšení druhové bohatosti bylo způsobeno zejména nárůstem počtu ruderálních druhů, většinou



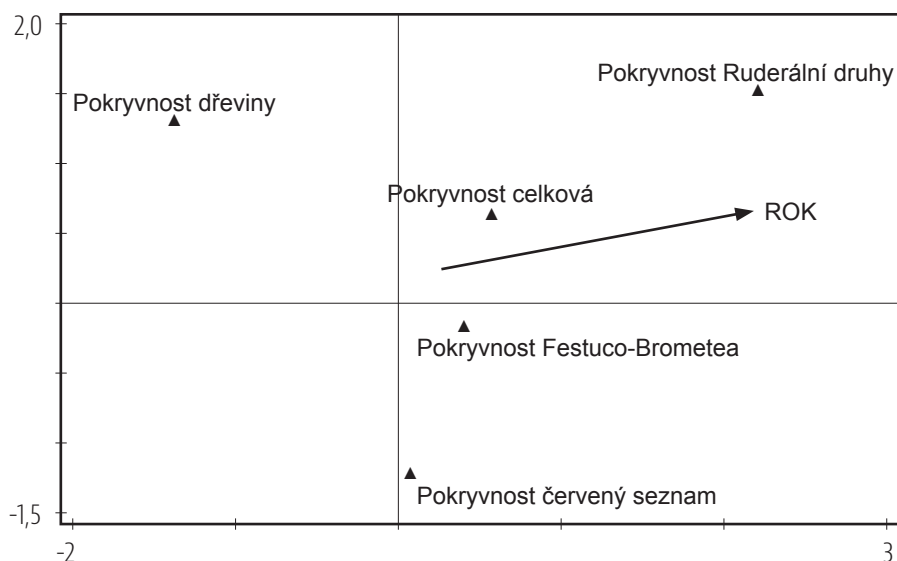
Obr. 1. Změny celkových hodnot druhové diverzity na monitorovaných plochách v chráněných územích. Hodnota v roce 2015 se statisticky významně liší od roku 2000, korelační koeficient závislosti diverzity na čase není významný.

Fig. 1. Changes in total species diversity on permanent plots in studied nature reserves. The value in the year 2015 is significantly different from the year 2000. Correlation between diversity and time is statistically not significant.



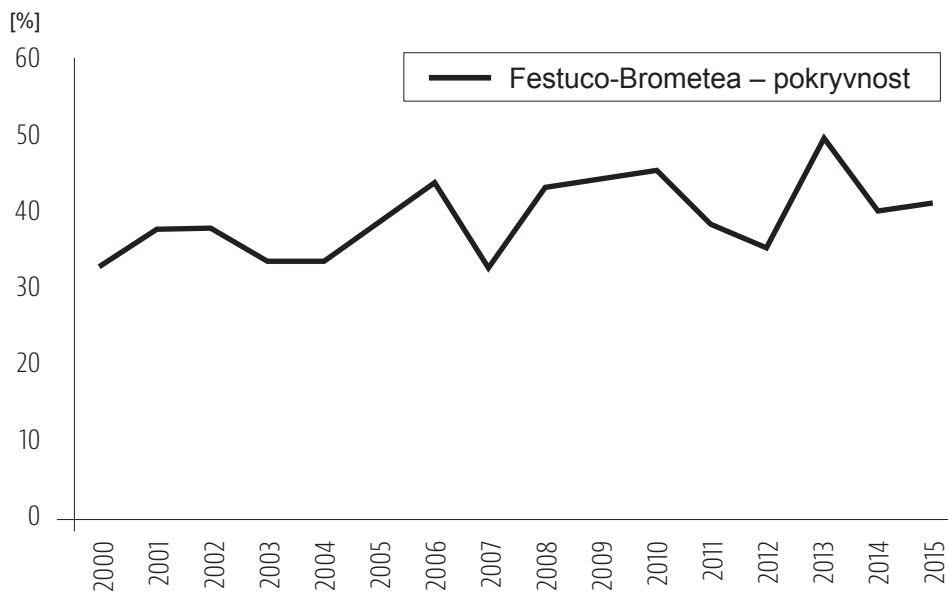
Obr. 2. Změny v pokryvnosti [%] nithrofilních ruderálních druhů v jednotlivých letech. Hodnoty se v průběhu sledovaného období významně zvyšovaly ($r=0,518$) a hodnota v roce 2015 se statisticky významně liší od roku 2000.

Fig. 2. Changes in cover [%] of nithrophilous ruderal species in individual years. Values increased significantly during the time of monitoring ($r=0,518$). The value in the year 2015 is significantly different from the year 2000.



Obr. 3. Gradientová analýza (DCA) všech studovaných ploch ukazuje rozdíly v zastoupení pokryvnosti skupin druhů, které vypovídají o celkovém stavu porostů v období 2000 až 2015. Skupiny druhů ve směru vektoru ROK přibýly, skupiny druhů v opačném směru ubýly.

Fig. 3. Gradient analysis (DCA) of all studied plots shows differences in the presence of cover of groups of species indicating the overall state of the vegetation from 2000 to 2015. Groups of species in the direction of the vector ROK (YEAR) increased, species groups in the opposite direction declined.



Obr. 4. Změny v pokryvnosti [%] charakteristických druhů Festuco-Brometea v jednotlivých letech. Hodnota v roce 2015 se statisticky významně liší od roku 2000, korelační koeficient závislosti pokryvnosti na čase není významný.

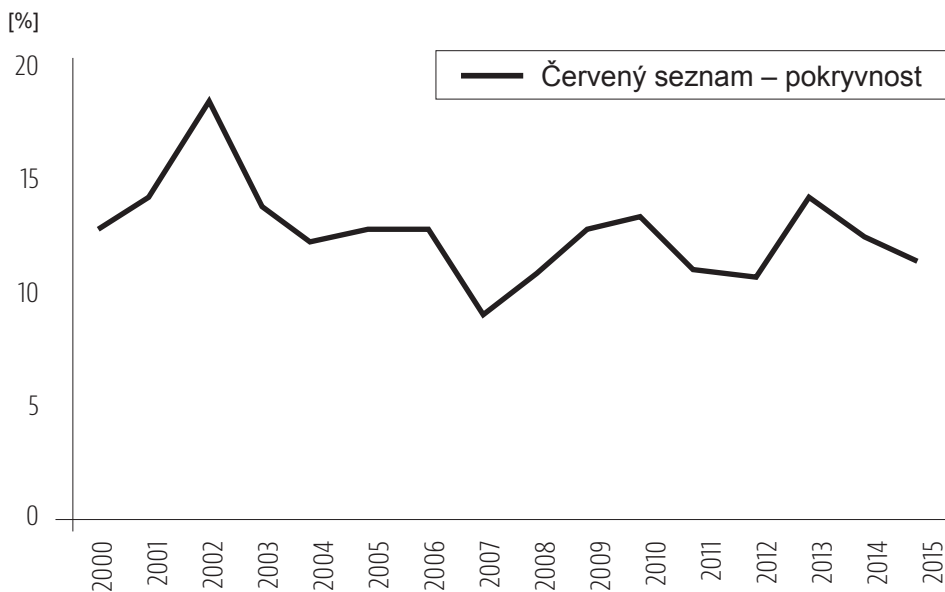
Fig. 4. Changes in cover [%] of characteristic species of Festuco-Brometea in individual years. The value in the year 2015 is significantly different from the year 2000. Correlation between cover and time is statistically not significant.

jednoletých plevelů, jejichž rozvoj je spojen s narušováním půdního substrátu. Míra výskytu těchto druhů se v období 2000–2015 významně zvýšila a přestože výrazně osciluje, lze u ní pozorovat zvyšující se trend (obr. 2). Také gradientová analýza dokumentuje zřetelný nárůst pokryvnosti ruderalních druhů (obr. 3). Nárůst však nebyl natolik významný, aby mohl negativně ovlivnit společenstva suchých trávníků, která jsou předmětem ochrany. Přiměřeně narušované porosty suchých trávníků se tak naopak mohou stát refugiem vzácnějších segetálních (plevelových) druhů.

Hodnota celkové pokryvnosti charakteristických druhů suchých trávníků (*Festuco-Brometea*) byla v roce 2015 významně vyšší než v roce 2000 (obr. 4), díky výrazným oscilacím však nemá zřetelný lineární trend. U této skupiny bylo také prokázáno mírné, statisticky významné, zvýšení počtu druhů. Mezi hodnotou pokryvnosti ohrožených druhů v roce 2015 a 2000 nebyl významný rozdíl (obr. 5) a ani počet ohrožených druhů se nezměnil.

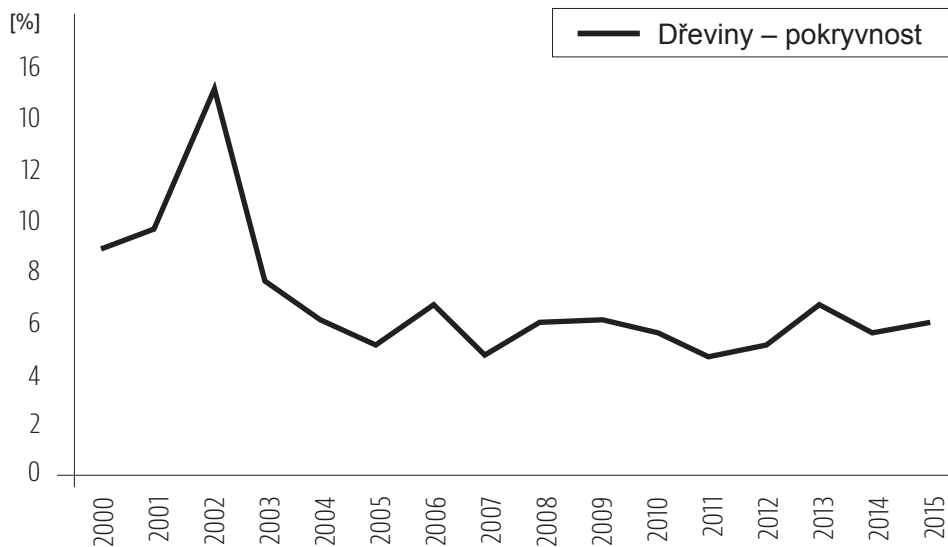
V období 2000–2015 docházelo k utlumení růstu dřevin, což dokládá významný snižující se lineární trend (obr. 6) i gradientová analýza (obr. 3). Hodnota pokryvnosti dřevin v roce 2000 a v roce 2015 se však významně neliší. Celková pokryvnost dřevin má v posledních letech setrvalou hodnotu (cca 5 %), která neomezuje prosperitu suchých trávníků.

Sledování v období 2000–2015 nepotvrdilo celkový trend ústupu expanzivního *Arrhenatherum elatius*, který byl pozorován v období let 2000–2006 (DOSTÁLEK & FRANTÍK 2008) – pokryvnost *A. elatius* v roce 2015 se statisticky významně neliší od roku 2000 a nevykazuje lineární trend (obr. 7). Po zavedení pastvy se pokryvnost *A. elatius* v letech 2000–2003 výrazně snížila. Od roku 2008 se však opět soustavně zvyšuje, s výjimkou roku 2012, kdy však byla v důsledku přísušku i celková pokryvnost porostů nižší. Změny pokryvnosti ovsíku se však lokálně velmi liší. Na některých lokalitách jeho pokryvnost klesá, na jiných



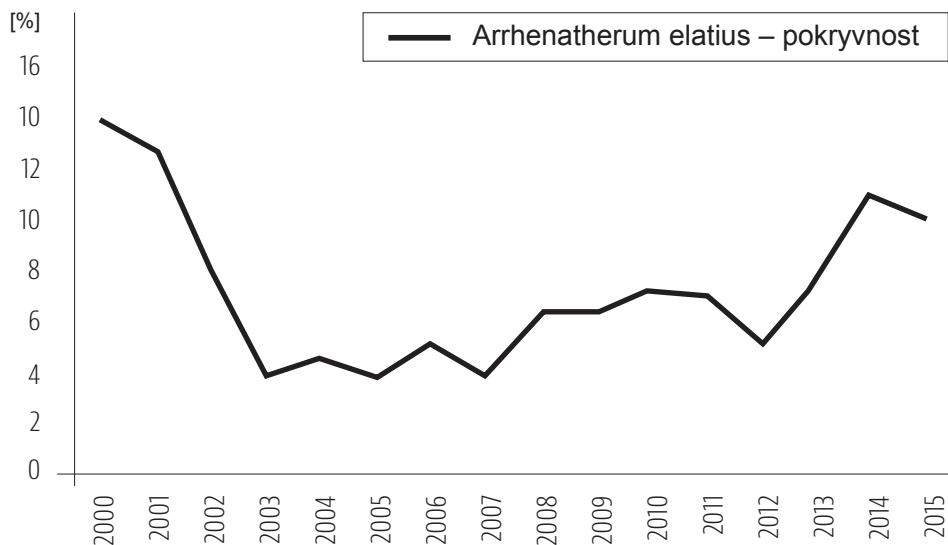
Obr. 5. Změny v pokryvnosti [%] druhů červeného seznamu v jednotlivých letech. Hodnota v roce 2015 se statisticky významně neliší od roku 2000, korelační koeficient závislosti pokryvnosti na čase není významný.

Fig. 5. Changes in cover [%] of Red List species in individual years. The value in the year 2015 is not significantly different from the year 2000. Correlation between cover and time is statistically not significant.



Obr. 6. Změny v pokryvnosti [%] dřevin v jednotlivých letech. Hodnoty se v průběhu sledovaného období významně snižovaly ($r=-0,575$), avšak hodnota v roce 2015 se statisticky významně neliší od roku 2000.

Fig. 6. Changes in cover [%] of woody plants in individual years. Values decreased significantly during the time of monitoring ($r=-0,575$), but the value in the year 2015 is not significantly different from the year 2000.



Obr. 7. Změny v pokryvnosti [%] expanzivního *Arrhenatherum elatius* v letech 2000 až 2015. Hodnota v roce 2015 se statisticky významně neliší od roku 2000, korelační koeficient závislosti pokryvnosti na čase není významný.

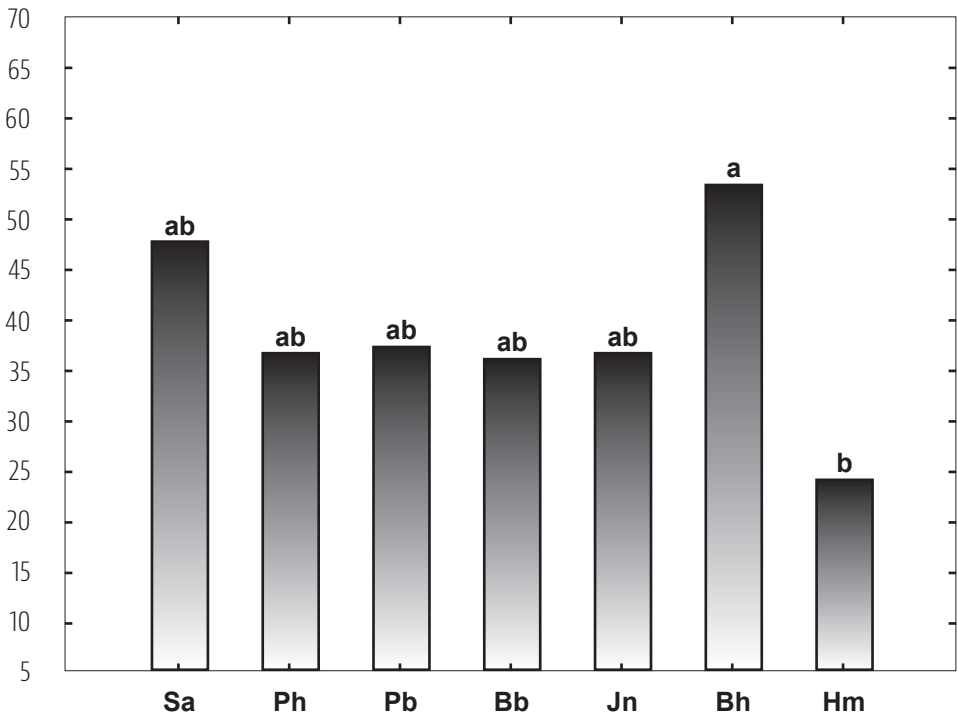
Fig. 7. Changes in cover [%] of expansive *Arrhenatherum elatius* during the period 2000–2015. The value in the year 2015 is not significantly different from the year 2000. Correlation between cover and time is statistically not significant.

se naopak zvyšuje. Zvyšování pokrývnosti *A. elatius* může být způsobeno postupným zvyšováním množství živin v souvislosti s pastvou, případně ruderalizací stanoviště. Vyšší obsah živin může pomoci překonat stres způsobený pasením a sešlapem (podrobněji viz DOSTÁLEK & FRANTÍK 2012).

Změny pokrývnosti jednotlivých druhů jsou většinou oscilativního charakteru a jsou do značné míry závislé na průběhu počasí (viz DOSTÁLEK & FRANTÍK 2008, 2011). Výjimkou snad mohou být druhy, u nichž je významná změna pokrývnosti v období 2000–2015 spojena s dlouhodobějším trendem: *Brachypodium pinnatum* – ústup, *Linum austriacum* – vzestup, *Salvia verticillata* – vzestup. Byly zaznamenány odlišnosti mezi jednotlivými chráněnými územími i trvalými plochami.

Mezi jednotlivými lokalitami byly též pozorovány rozdíly ve velikosti změny složení porostů, ke které došlo v období let 2000–2015. Z výsledků na obr. 8 je patrné, že hodnoty nepodobnosti jsou nejvyšší u lokalit PR Prokopské údolí – Butovické hradiště a PP Salabka. To znamená, že na těchto lokalitách došlo v porovnání s ostatními k nejvýraznějším změnám vegetačního krytu. Naopak nejméně se složení vegetace během 16 let změnilo na lokalitě PR Homolka.

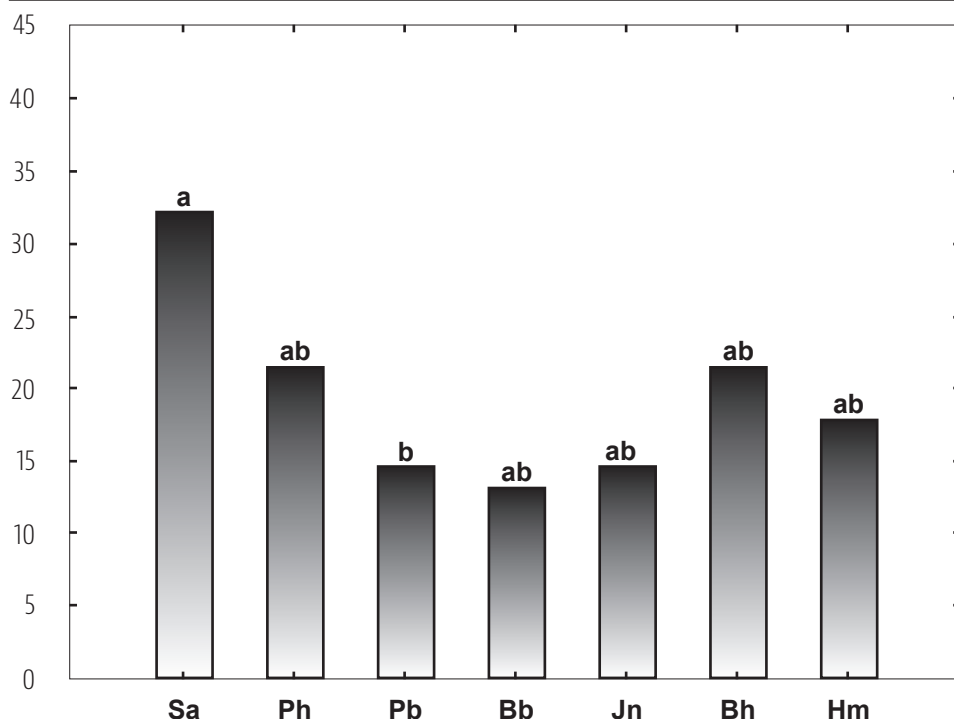
Složení porostů se zdaleka nevyvíjí jen určitým směrem, ale více či méně osciluje. Z obr. 9 je zjevné, že nejmenší podíl oscilací (tj. nejvyšší hodnotu trendu během období 2000–2015)



Obr. 8. Hodnoty Euklidovských distancí (ED) mezi rokem 2000 a rokem 2015 na studovaných trvalých plochách jednotlivých chráněných území. Hodnoty označené shodným písmenem nejsou statisticky významně odlišné.

Sa=PP Salabka, Ph=PR Podhoří, Pb=PP Podbabské skály, Bb=PP Baba, Jn=PP Jenerálka, Bh=PR Prokopské údolí – Butovické hradiště, Hm=PR Homolka.

Fig. 8. Values of Euclidean distances (ED) during the years 2000 and 2015 on studied permanent plots in individual nature reserves. Statistically insignificant differences are indicated by the same letter.



Obr. 9. Hodnoty trendu Euklidovských distancí (TR_ED) v období 2000–2015 na studovaných trvalých plochách jednotlivých chráněných území. Hodnoty označené shodným písmenem nejsou statisticky významně odlišné.

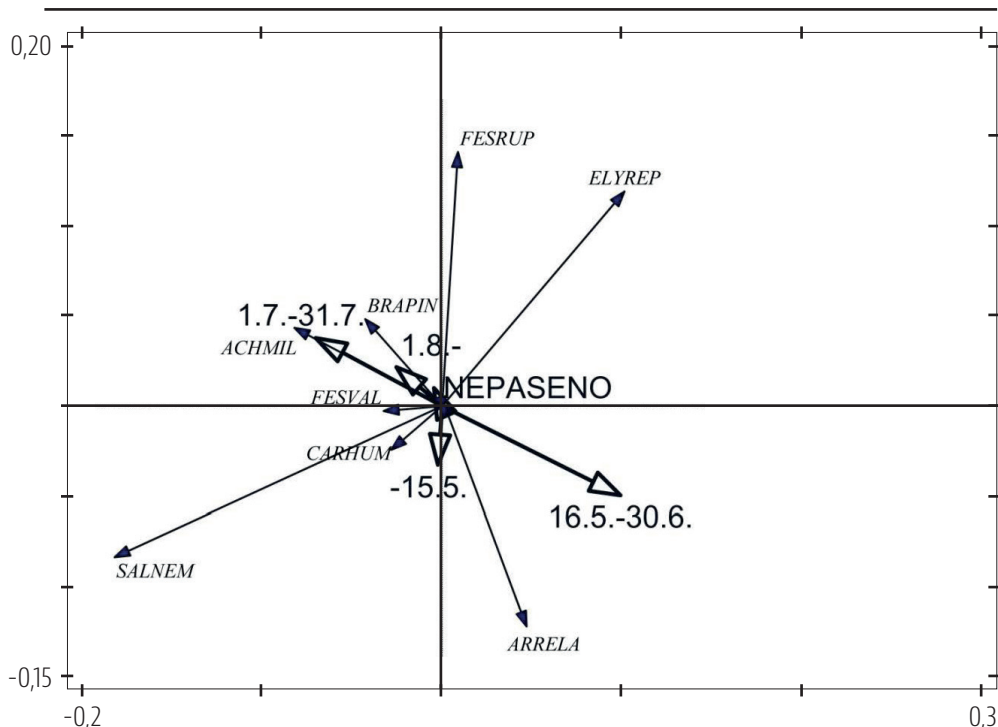
Sa=PP Salabka, Ph=PR Podhoří, Pb=PP Podbabské skály, Bb=PP Baba, Jn=PP Jenerálka, Bh=PR Prokopské údolí – Butovické hradiště, Hm=PR Homolka.

Fig. 9. Trend values of Euclidean distances (TR_ED) in the period 2000–2015 on studied permanent plots in individual nature reserves. Statistically insignificant differences are indicated by the same letter.

měla PP Salabka, velmi vysoký podíl oscilací měly naopak PP Podbabské skály, PP Jenerálka a PP Baba.

Vliv pastvy na vegetaci závisí také do značné míry na jejím načasování. Meziroční změna pokryvnosti některých druhů závisí na tom, kdy byla v předcházejícím roce pastva prováděna. Z výsledku analýzy PCA na obr. 10 vyplývá, že nepasení nezpůsobuje žádné meziroční změny ve vegetaci. Pastva v předchozím roce po 1. srpnu a pastva do 15. května má na vegetaci velmi malý vliv. Naproti tomu pastva v období 16. 5. – 31. 7. vede k poměrně značným meziročním změnám ve vegetaci. Zajímavým zjištěním však je, že pastva v červenci ovlivňuje vegetaci v následujícím roce odlišným způsobem než pastva v druhé půli května a v červnu. Ani účinné načasování pastvy však nemá pouze pozitivní účinky na vegetaci. Příkladem je například zjištění, že časná pastva (do konce června) podporuje meziroční nárůst pokryvnosti ovsíku. To může být způsobeno tím, že při pravděpodobně větší zásobě živin, související s dlouhodobějším pastevním managementem a zvyšující se atmosférickou depozicí dusíku na území velkoměsta, případně jinými antropickými vlivy, stačí ovsík v jarním období úspěšněji regenerovat. Naopak v pozdním létě a na podzim ztrácí jeho zaschlá stébla nutriční hodnotu, a proto o něj zvířata neprojevují výraznější zájem.

Celkové vyhodnocení údajů z období 2000–2015 nepotvrdilo významný vliv jarní pastvy v předchozím roce na ústup *Arrhenatherum elatius*, který byl pozorován v období



Obr. 10. Gradientová analýza PCA – vliv termínu pastvy na meziroční rozdíly v pokryvnosti všech druhů (tučně – termíny pastvy v předcházejícím roce).

Zkratky vybraných zajímavých druhů jsou vyjádřeny prostřednictvím tří počátečních písmen jejich rodového a druhového jména: *Achillea millefolium*, *Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex humilis*, *Elytrigia repens*, *Festuca rupicola*, *F. valesiaca*, *Salvia nemorosa*.

Fig. 10. Gradient analysis (PCA) – influence of grazing period on interannual differences in cover of all species (bold – grazing period in the previous year; nepaseno/without grazing).

Selected species abbreviations are based on the initial three letters of genus and species: *Achillea millefolium*, *Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex humilis*, *Elytrigia repens*, *Festuca rupicola*, *F. valesiaca*, *Salvia nemorosa*.

let 2000–2010 (DOSTÁLEK & FRANTÍK 2012). Výsledky ukázaly, že pastva v jarním období podporuje nárůst celkové pokryvnosti porostů, ale také pokryvnosti ovsíku v následujícím roce.

Závěr

Výsledky sledování v období 2000 až 2015 potvrdily, že chráněná vegetace na udržovaných územích je v relativně dobré kondici. Je zřejmé, že pastevní management ve sledovaných chráněných územích má z hlediska ochrany přírody pozitivní vliv, byly však pozorovány i některé nežádoucí efekty. Dlouhodobější pastva může na některých plochách podporovat ruderalizaci stanoviště, jejímž důsledkem je zvyšování pokryvnosti ruderálních druhů nebo pokryvnosti expanzivního ovsíku (*Arrhenatherum elatius*). Tyto změny však nejsou na jednotlivých lokalitách stejné. K managementu konkrétních území je tedy třeba přistupovat individuálně podle specifických doporučení pro jednotlivé lokality. V některých případech by bylo dobré pastvu na nějaký čas (2–3 roky) nahradit sekáním s následným odstraňováním biomasy. Vývoj vegetace ovlivňuje také období pastvy, které je vhodné

v jednotlivých chráněných územích střídat. Vhodné je také podle potřeby vysekávat nedopasky dřevin a nežádoucích expanzivních bylin.

Vliv pastvy na vegetaci suchých trávníků je třeba na konkrétních pasených lokalitách dlouhodobě průběžně sledovat a management podle potřeby měnit. Zobecňovat výsledky pouze několikaletého sledování by bylo podle našich zkušeností problematické.

Summary

The impact of grazing on plant communities was the biggest in the first years after the introduction of grazing. The results of monitoring of changes in the vegetation characteristics in the dry grassland communities in the period 2000–2015 can be summarized as follows:

- The value of species diversity significantly increased in the course of the monitored period; however, the development of diversity does not show an apparent linear trend (Fig. 1). A significant increase in the diversity values was registered especially in the first years after the introduction of grazing as a result of a marked increase in the number of species, the value of species diversity has been showing stagnation in recent years. The increase in species richness was especially caused by the higher number of ruderal species, mainly annual weeds, when their development is related to the disturbance of the soil substrate. The cover of these species significantly increased in the period 2000–2015, and despite the fact that it oscillates greatly; an increasing trend can be observed (Fig. 2). Also the gradient analysis documents an apparent increase in the cover of ruderal species (Fig. 3). However, the increase was not so significant to have an adverse impact on the communities of xerothermic vegetation that are the subject of protection. On the contrary, a reasonably disturbed vegetation of dry grassland may become a refuge for rarer segetal (weed) species.
- The value of overall cover of characteristic species of dry grassland (*Festuco-Brometea*) in 2015 was significantly higher than in 2000 (Fig. 4), though it does not have, due to significant oscillations, an apparent linear trend. For this group, a moderate, statistically significant increase in the number of species has been proven. The value of cover of the endangered species in 2015 and 2000 did not significantly differ (Fig. 5) and also the number of endangered species did not change.
- In the period of 2000–2015, the growth of woody species continued to fall, documented by a significant linear trend of decline (Fig. 6) as well as by the gradient analysis (Fig. 3). However, the value of woody species cover in 2000 and 2015 did not show any significant difference. The total cover of woody species has shown a constant value (5%) in recent years, not limiting the prosperity of dry grassland vegetation.
- The monitoring in the period 2000–2015 did not confirm the overall trend of the decline of *Arrhenatherum elatius* registered in the period 2000–2006 (Dostálek & Frantík 2008) – the cover of *A. elatius* in 2015 does not statistically show any significant difference compared with 2000 and does not show a linear trend (Fig. 7). Following the introduction of grazing, the cover of *A. elatius* significantly decreased in the period of 2000–2003. From 2008 onwards, however, it has systematically increased, except for 2012, when the overall vegetation cover was also reduced as a result of drought. However, the changes in the cover of *A. elatius* differ greatly on a local basis. In some localities, its cover is decreasing, when on the contrary, in the other localities it is increasing. The growing cover of *A. elatius* may be caused by a gradual increase in the nutrient content related to grazing, possibly the

ruderalization of the site. A higher nutrient content may help to overcome the stress caused by grazing and trampling (see more details in DOSTÁLEK & FRANTÍK 2012).

- The changes in the cover of individual species are mainly of an oscillating character and they are, to a significant extent, dependant on the course of the weather (see DOSTÁLEK & FRANTÍK 2008, 2011). The species where a significant change in cover in the period of 2000–2015 relates to a long-term trend (*Brachypodium pinnatum* – decline, *Linum austriacum* – increase, *Salvia verticillata* – increase) may be the exception. The differences were recognized between the individual protected areas, as well as on permanent plots.
- The individual localities also showed differences concerning the extent of the changes in the vegetation composition that occurred in the period 2000–2015. From the results shown in Fig. 8 it is apparent that the value of non-similarity is highest in the Butovické hradiště and Salabka Nature Reserve localities. This means that in these localities, compared with the other ones, the most significant changes in vegetation cover were registered. On the contrary, the change in the vegetation composition during the 16 years was lowest in the Homolka Nature Reserve locality.
- The vegetation composition is far from developing in a certain direction only; it is more or less oscillating. It is apparent from Fig. 9 that the lowest share of oscillations (i.e. the highest value of trend during the period 2000–2015) was shown by Salabka Nature Reserve; on the contrary, a very high share of oscillations was registered for Podbabské skály, Jenerálka, and Baba Nature Reserves.
- The impact of grazing on vegetation depends to a great extent on its timing. Particularly the timing of grazing in the preceding year has a major impact on the annual change in the cover of certain species. PCA analysis (Fig. 10) shows that no grazing in the preceding year results in no vegetation changes. Grazing in the period 16th May – 31st July has the strongest influence on the vegetation in the following year, whereas the effects of both very late grazing (after 1st August) and very early grazing (until 15th May) are very small. Most importantly, the impact of grazing on the vegetation in the period from mid-May until late-June and in July differs. Grazing in springtime leads to an increase in the cover of *Arrhenatherum elatius*, whereas grazing in July promotes the spread of *Achillea millefolium* and *Brachypodium pinnatum* (Fig. 10).
- The overall analysis of data from the period 2000–2015 did not confirm a significant impact of spring grazing in the preceding year on the decline of *Arrhenatherum elatius* that was monitored in the period of 2000–2010 (DOSTÁLEK & FRANTÍK 2012). The results showed that grazing in the spring period supports the overall vegetation cover, but also supports the cover of *A. elatius* in the following year.

Explanatory note to the Figures 8 and 9:

As the benchmark of annual non-similarity of vegetation, ED coefficient (Euclidean distance) was applied. Non-similarity between the initial state of vegetation (1) and the state of vegetation in 2015 (m) was set for each plot.

To estimate the share of the actual direction (trend) of the changes in vegetation in the course of the years 1 to m , the quantity trend (TR_ED) was calculated using the formula

$$TR_ED_m = 100 \frac{ED_{1m}}{\sum_{i=1}^{m-1} ED_{i,i+1}}$$

The trend takes the values 0–100 and describes the share of the actual trend of the vegetation changes. Trend values close to 0 indicate a large share of oscillations, the value 100 suggests that all changes taking place on the site are of the same direction. The trend is a relative quantity (it means that compared with non-similarity, it does not describe the extent of changes but it assesses to what extent these changes represent the actual succession).

Poděkování

Za obětavou pomoc v terénu a organizační zajištění našeho sledování děkujeme pracovníkům Odboru ochrany prostředí Magistrátu hlavního města Prahy, zejména Jiřímu Romovi a Petrovi Slavíkovi. Zuzana Münzbergová a Pavel Špryňar sbírali údaje na trvalých plochách v PR Homolka a PR Prokopské údolí – Butovické hradiště v průběhu let 2000–2004. Za pečlivé pročtení původní verze tohoto článku a podnětné poznámky děkujeme Karlu Prachovi. Text tohoto článku vznikl s podporou projektů č. VUKOZ-IP-00027073 a RVO 67985939.

Literatura

- BULLOCK J. M., CLEAR HILL B., DALE M. P. & SILWERTOWN J. (1994): An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. – *J. Appl. Ecol.* 31: 493–507.
- DOSTÁLEK J. & FRANTÍK T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). – *Biodivers. Conserv.* 17: 1439–1454.
- DOSTÁLEK J. & FRANTÍK T. (2011): Response of dry grassland vegetation to fluctuations in weather conditions: 9-year case study in Prague (Czech Republic). – *Biologia* 66/5: 837–847.
- DOSTÁLEK J. & FRANTÍK T. (2012): The Impact of Different Grazing Periods in Dry Grasslands on the Expansive Grass *Arrhenatherum elatius* L. and on Woody Species. – *Environmen. Manag.* 49: 855–861.
- DZWONKO Z. & LOSTER S. (1998): Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. – *J. Veg. Sci.* 9: 387–394.
- ENYEDI Z. M., RUPRECHT E. & DEÁK M. (2008): Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 55–62.
- HADAR L., NOY-MEIR I. & PEREVOLOTSKY A. (1999): The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species. – *J. Veg. Sci.* 10: 678–682.
- HROUDOVÁ Z. & PRACH K. (1994): Dlouhodobé změny reliktního stepního porostu v Českém krasu. – *Příroda* 1: 63–72.
- CHYTRÝ M. [ed.] (2007): Vegetace České republiky. 1. Travná a keříčková vegetace. – Academia, Praha.
- CHYTRÝ M. & TICHÝ L. (2003): Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision. – *Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masaryk. Brun.* 108: 1–231.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha.
- KUBÍKOVÁ J. (1976): Geobotanické vyhodnocení chráněných území na severovýchodě Prahy. – *Bohemia Centralis* 5: 61–105.

- KUBÍKOVÁ J. (1999): Xerothermní trávníky až semixerothermní lemy. – In: Petříček V. [ed.], Péče o chráněná území I, pp. 213–236, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- LOŽEK V. (1971): K otázce stepí ve střední Evropě. – Zpr. Čs. Bot. Spol. 6: 226–232.
- PIELOU E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. – J. Theor. Biol. 13: 131–144.
- PROCHÁZKA F. [ed.] (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). – Příroda, Praha, 18: 1–166.
- TER BRAAK C. J. F. & ŠMILAUER P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- WILLEMS J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. – Vegetatio 52: 171–180.
- WILLEMS J. H., PEET R. K. & BIK L. (1993): Changes in chalk-grasslands structure and species richness resulting from selective nutrient additions. – J. Veg. Sci. 4: 203–212.
- ZOBEL M., SUURKASK M., ROSÉN E. & PÄRTEL M. (1996): The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. – J. Veg. Sci. 7: 203–21

Publikováno online/Published online 22. 7. 2020
Publikováno (tisk)/Published (print) 20. 6. 2019