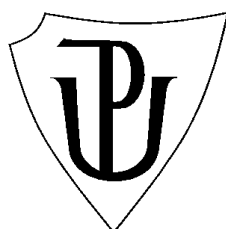


Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Produkce, funkční a chemické složení nadzemní biomasy
a chemické složení opadu alpské tundry Východních
Sudet v reakci na seč

Michaela Konečná

Diplomová práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. Marek Banaš, Ph.D.

Olomouc 2020

Konečná M. 2020. [diplomová práce]. Produkce, funkční a chemické složení nadzemní biomasy a chemické složení opadu alpinské tundry Východních Sudet v reakci na seč. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 61 pp., 7 příloh. Česky.

Abstrakt

Nízká produktivita společenstev alpinské tundry do značné míry determinuje fungování horských ekosystémů. Tyto ekosystémy se vyvíjely pod působením extrémních, ale relativně po většinu holocénu stabilních abiotických podmínek prostředí. Recentně působící antropogenní aktivity ale vyvolávají změny ve druhovém složení a struktuře vegetace. Nicméně v důsledku vysoké heterogenity a časoprostorové variability podmínek prostředí alpinské tundry není predikce změn ekosystémových procesů alpinské tundry v reakci na působení antropogenních faktorů stále pochopena. Právě proto byla zkoumána produkce, funkční a chemické složení nadzemní biomasy a chemické složení opadu společenstev zapojených metličkových trávníků v reakci na seč, která proběhla opakovaně ve dvou studiích předcházejících letech. Seč způsobila slabé snížení produkce nadzemní biomasy a opadu. Snížení rozsahu produkce nadzemní biomasy a opadu se projevilo i na struktuře vegetace a chemickém složení nadzemní biomasy a opadu. Na sečených plochách došlo k mírnému potlačení dominantních druhů ve vegetaci. Zjištěné výsledky indikují, že rozdíly v produkci nadzemní biomasy v reakci na odebrání živin prostřednictvím seče se projevují již pod vlivem jejího krátkodobého působení. To má i praktické využití pro ochranu přírody v podobě nastavení vhodného managementu pro podporu biodiverzity.

Klíčová slova: Jeseníky; Koncentrace dusíku, fosforu a uhlíku; Poměr dusík:uhlík; Vysoká Hole; Zapojené metličkové trávníky

Konečná M. 2020. [master's thesis]. Production, functional and chemical composition of the above-ground biomass and the chemical composition of the litter of Alpine tundra of Eastern Sudeten Mountains in response to mowing. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 61 pp. 7 Appendices. Czech.

Abstract

The low productivity of the Alpine tundra communities plays a key role in the ecological functioning of mountain ecosystems. These ecosystems evolved because of the extreme but relatively stable abiotic environmental conditions during Holocene. Recently, some human activities cause the changes of the species composition and the structure of the vegetation. However, the prediction of changes of the ecosystem processes of the Alpine tundra in response to affecting of some human activities still remains poorly understood, owing to the high heterogeneity and spatio-temporal variability of the environmental conditions of the Alpine tundra. As a result, the production, functional and chemical composition of the above-ground biomass and the chemical composition of the litter of Alpine grassland on base-poor soil in response to two years long-term mowing were investigated. The mowing caused a weakly decrease of the production of above-ground biomass and of the litter of the Alpine tundra. Decrease of extent of the above-ground biomass production was also reflected in the structure of vegetation and in the chemical composition of above-ground biomass and of litter. On the mowed areas a slight suppression of dominant species in vegetation was discovered. These results suggest that the differences in above-ground biomass production appeared in response to mowing in short-term period. Thus, it provides practical utilization for planning a conservation management to promoting the biodiversity.

Key words: Alpine grasslands on base-poor soil; Concentration of carbon, nitrogen and phosphorus; Jeseníky Mountains; Ratio of nitrogen:carbon; Vysoká Hole

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Marka Banaše, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 27. července 2020

.....

podpis

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam příloh.....	x
Poděkování.....	xi
1. Úvod.....	1
2. Cíle práce	4
3. Produkce biomasy alpinské tundry	5
3.1 Přírodní faktory.....	6
3.2 Antropogenní faktory.....	8
4. Materiál a metody	11
4.1 Charakteristika studijního území	11
4.2 Design experimentu	12
4.3 Odběr nadzemní biomasy, opadu a stanovení koncentrace dusíku, fosforu a uhlíku	12
4.4 Statistické zpracování dat	13
5. Výsledky	15
5.1 Hmotnost nadzemní biomasy.....	15
5.2 Koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v nadzemní biomase	17
5.3 Koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v opadu	19
6. Diskuze.....	22
7. Souhrn	36
8. Reference.....	37
9. Přílohy.....	44

Seznam tabulek

Tabulka 1: Kategorizace odebírané nadzemní rostlinné biomasy	13
---	----

Seznam obrázků

- Obrázek 1:** Srovnání hmotnosti nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability..... 15
- Obrázek 2:** Srovnání průměrného hmotnostního zastoupení vymezených funkčních skupin **T** (*Avenella flexuosa*, *Festuca supina*, *Nardus stricta*), **BIS** (*Bistorta major*), **CAR** (*Carex* sp.), **GRAM** (vzrůstově vyšší graminoidní druhy: *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*) a **MECH** (blíže nespecifikované druhy mechů a lišejníků) nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Úsečky značí střední chybu průměru..... 15
- Obrázek 3:** Ordinační diagram metody RDA zobrazující rozložení nadzemní biomasy vymezených funkčních skupin **T** (*Avenella flexuosa*, *Festuca supina*, *Nardus stricta*), **BIS** (*Bistorta major*), **CAR** (*Carex* sp.), **GRAM** (vzrůstově vyšší graminoidní druhy: *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*) a **MECH** (blíže nespecifikované druhy mechů a lišejníků) na **S** (sečených plochách) a **K** (kontrolních plochách – bez managementu) o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. 16
- Obrázek 4:** Srovnání hmotnostního obsahu fosforu v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. 17
- Obrázek 5:** Srovnání procentuálního obsahu uhlíku v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. 18
- Obrázek 6:** Srovnání procentuálního obsahu dusíku v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. 18
- Obrázek 7:** Srovnání hmotnostního poměru C:N v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých

plochách o velikosti 0,25 m ² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. C (uhlík), N (dusík)	19
Obrázek 8: Srovnání hmotnostního obsahu fosforu v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m ² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.....	20
Obrázek 9: Srovnání procentuálního obsahu uhlíku v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m ² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.....	20
Obrázek 10: Srovnání procentuálního obsahu dusíku v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m ² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.....	21
Obrázek 11: Srovnání poměru C:N v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m ² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. C (uhlík), N (dusík)	21

Seznam příloh

Příloha 1: Schéma rozložení trvalé monitorovací plochy © Marek Banaš.....	44
Příloha 2: Mapa založených trvalých monitorovacích ploch v prostoru Vysoké Hole..	45
Příloha 3: Přehled GPS souřadnic založených trvalých monitorovacích ploch v prostoru Vysoké Hole.	46
Příloha 4: Trvalá monitorovací plocha o velikosti 0,25 m ² po provedeném destruktivním odběru nadzemní biomasy v zapojených metličkových trávnících v prostoru Vysoké Hole © Marek Banaš, 1. 7. 2019.	47
Příloha 5: Přehled naměřených hmotností nadzemní biomasy pro jednotlivé funkční skupiny rostlin na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách zapojených metličkových trávníků o velikosti 0,25 m ² v r. 2019.	48
Příloha 6: Zastoupení uhlíku, dusíku a fosforu v nadzemní biomase rostlin zapojených metličkových trávníků na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m ² v r. 2019.....	49
Příloha 7: Zastoupení uhlíku, dusíku a fosforu v opadu rostlin zapojených metličkových trávníků na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m ² v r. 2019.....	50

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala především svému vedoucímu RNDr. Marku Banašovi Ph. D. za inspiraci, pomoc, rady a možnost podílet se na jeho výzkumu. Za pomoc, vstřícný přístup, rady a připomínky během vlastního mechanického zpracovávání vzorků nadzemní biomasy a opadu děkuji RNDr. Miroslavu Zeidlerovi, Ph. D.. Za konstruktivní rady ke statistickému zpracování části dat děkuji RNDr. Martinu Duchoslavovi, Ph. D.. Za pomoc při práci v terénu děkuji Bc. Ondřeji Škarkovi a Mgr. Davidu Zahradníkovi. Za vstřícnost v podobě poskytnutí prostoru v sušárně děkuji katedře Botaniky, jmenovitě Mgr. Martině Oulehlové, Ph. D., obdobně za poskytnutí prostoru pro zpracování vzorků děkuji katedře Ekologie. Za chemickou analýzu vzorků nadzemní biomasy a opadu děkuji pracovníkům laboratoře Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP) v Praze. V neposlední řadě děkuji svým rodičům za to, že mi umožnili studovat a poskytli mi během studia zázemí.

Práce vznikla za finanční podpory AOPK na základě smlouvy o dílo č. 10251/SOPK/16 v rámci projektu „Podpora managementového plánování a biodiverzity horských biotopů v oblasti Pradědu“, reg. č. EIS:CZ.05.4.27/0.0/0.0/15_009/0001426.

V Olomouci, 27. července 2020

1. Úvod

Ekosystémy arкто-alpínské tundry jsou soustředěny především na severní polokouli a zaujímají přibližně 15–24 % zemského povrchu (Bliss 1971; Zhao & Running 2010). Jejich společenstva jsou tvořena pomalu rostoucími druhy rostlin, které jsou specificky adaptovány na minerálně chudé, relativně chladné a suché půdy s velkým množstvím akumulovaného, hůře rozložitelného organického materiálu (Chapin & Shaver 1985; Bowman et al. 1993; Bowman & Fisk 2001; Rustad et al. 2001) a stabilní, ale extrémní klimatické podmínky prostředí (Billings 1973; Chapin & Shaver 1985; Taylor & Seastedt 1994). Tyto abiotické faktory prostředí výrazně limitují růst rostlin a v konečném důsledku tedy i produkci nadzemní biomasy alpínské tundry, která je ve srovnání s ostatními terestrickými ekosystémy malá (Bowman & Fisk 2001).

Právě limitace produkce nadzemní biomasy společenstev alpínské tundry extrémními, ale relativně po většinu holocénu stabilními abiotickými podmínkami prostředí (Billings 1973) má patrně za následek citlivost a zranitelnost dynamiky ekosystémových procesů alpínské tundry zejména ve vztahu ke změnám výše zmíněných abiotických podmínek prostředí. Především pak k recentně probíhajícím změnám režimu teploty vzduchu a srážek (Walker et al. 1994; Zhang et al. 1996; Tinner & Kaltenrieder 2005; Berdanier & Klein 2011; Johnson et al. 2011). Tyto změny zároveň vysoce ohrožují i alpínskou biodiverzitu vzhledem k nadmořskou výškou omezené možnosti migrace rostlin do příznivých podmínek (Grabherr et al. 1994) a k celkově malé rozloze, na níž se společenstva alpínských tunder vyskytují (Bliss 1971; Körner 2003; Tinner & Kaltenrieder 2005).

Vysoká míra ohrožení v kombinaci s reliktním charakterem alpínského bezlesí tak vedla k rostoucímu počtu experimentálních studií, pokoušejících se kvantifikovat interakce recentně působících antropogenních faktorů na dynamiku ekosystémových procesů alpínské tundry. Obecné trendy reakcí produkce nadzemní biomasy a související půdní respirace a mineralizace dusíku na změnu dynamiky sněhové pokrývky, absenci tradičního způsobu obhospodařování, globální změnu klimatu (změny teplotního a srážkového režimu) a zvýšené atmosférické depozice dusíku byly experimentálně demonstrovány v mnoha ekologických studiích (např. Bowman & Bliss 1959; Hunt et al. 1988; Brooks & Williams 1999; Clement et al. 2012; Clark et al. 2007; Björk et al. 2008; Freppaz et al. 2008; Jonas et al. 2008; Wohlfahrt et al. 2008; Baptist et al. 2009; Wipf et al. 2009; Baptist & Yoccoz 2010; Berdanier & Klein 2011;

Clements et al. 2012; Saccone et al. 2013; Choler 2018). Většina těchto studií ale pochází ze Severní Ameriky, Alp a Východní Evropy (ibid.). Nicméně v prostředí hercynských středohor střední Evropy a Východních Sudet byly dopady antropogenních faktorů doposud studovány jen omezeně. To syntézou dostupné literatury uvádí i studie Banaš et al. (2017). Predikce změn dynamiky ekosystémových procesů alpské tundry v reakci na působení antropogenních faktorů je ale v prostředí alpské tundry značně komplikována následkem jeho vysoké heterogenity a časoprostorové variability (např. Rustad et al. 2001; Zhao & Running 2010). Rostoucí teploty a změny ve srážkovém režimu jsou totiž reflektovány měnicími se podmínkami prostředí včetně změn dynamiky sněhové pokrývky. Ta do značné míry determinuje dynamiku ekosystémových procesů, jakým je i produkce nadzemní biomasy. Dynamika sněhové pokrývky je pak ale vysoce časoprostorově variabilní, což se odráží i na variabilitě v produkci nadzemní biomasy v návaznosti na změny druhového složení alpské tundry, potažmo kvalitu opadu (Bliss 1956; Billings & Bliss 1959; Bowman 1992; Kudo & Ito 1992; Fisk et al. 1998; Choler 2005; Jonas et al. 2008; Ernakovich et al. 2014; Choler 2018). Výsledky studie Keller et al. (2005) navíc naznačují, že změna dynamiky sněhové pokrývky postihuje zejména hory mírného pásu. Ekologické důsledky antropogenních změn na prostředí alpské tundry, především v horách středních nadmořských výšek tak tedy zůstávají stále nejasné. Tudíž reakce alpských ekosystémů na antropogenně podmíněné změny podmínek prostředí, a tedy i možnost extrapolace získaných výsledků není stále uspokojivě vyřešena.

Pro predikci změn struktury vegetace v kontextu globální změny klimatu je tedy nutné pochopit změnu lokálních bioklimatických charakteristik (Lenoir & Svenning 2015; Fan et al. 2016). Jedním z vhodných přístupů se tak jeví sledování produkce nadzemní biomasy v reakci na seč. Tato metoda vede k odebrání živin z ekosystému a umožňuje tak sledovat změny v kompozici rostlinných společenstev v reakci na kompetici, což v polopřirozených trávnících většinou podporuje vyšší biodiverzitu (Al-Mufti et al. 1977). Zachovaná vysoká biodiverzita v horském prostředí Jeseníků je totiž patrně následkem limitace produkce biomasy nedostatkem živin (Tolvanen 1997; Bowman et al. 1993; Körner 2003), jejichž množství, zejména pak atmosférického dusíku se neustále zvyšuje (např. Bowman et al. 1993; Vitousek et al. 1997). Zvyšování trofie prostředí alpské tundry vede k následnému šíření kompetičně zdatnějších druhů rostlin. To je dále akcelerováno v souvislosti se zánikem tradičního způsobu obhospodařování alpských trávníků, tj. kosení a pastvy

(např. Hejcman et al. 2009), od kterého bylo v Hrubém Jeseníku upuštěno již krátce po 2. světové válce (Hošek 1973; Jeník & Hampel 1992 cit. in Banaš et al. 2017). Dopad seče na druhové složení subalpinských společenstev v prostředí Sudet dokládají studie z Krkonoš (Hejcman et al. 2006, 2009, 2010; Pecháčková et al. 2010). Extrapolace zjištěných závěrů na alpickou tundru Jeseníků je ale silně omezena v důsledku značně odlišného druhového složení fytoceóz v Krkonoších ve srovnání s Jeseníky (Jeník 1961). Dále je nutné nalézt interakci mezi chemickým složením nadzemní biomasy s ohledem na poměrné zastoupení jednotlivých funkčních skupin rostlin a limitací produkce nadzemní biomasy množstvím dostupných živin v návaznosti na chemické složení opadu pro možnost snadné kvantifikace antropogenního ovlivnění a predikce dynamiky ekosystémových procesů alpické tundry.

Pro jednotlivá rostlinná společenstva a konkrétní druhy rostlin alpické tundry totiž lze odhalit funkčně specifické reakce na antropogenně podmíněné změny v prostředí alpického bezlesí. Některé rostliny vykazují reakci na změnu podmínek prostředí již pod vlivem krátkodobého působení změn podmínek prostředí, zatímco u řady jiných druhů rostlin lze očekávat značnou časovou prodlevu mezi vlivem faktoru a jednoznačnou odezvou rostlin (Banaš et al. 2017). Rychlost reakce funkčních skupin rostlin alpické tundry hor středních nadmořských výšek, včetně Východních Sudet v kontextu antropogenního ovlivnění ekosystémových procesů je ale stále nejasná. Tudíž pro praktické využití existence funkčních skupin rostlin pro ochranu přírody je nutné kvantifikovat rychlost změny produkce nadzemní biomasy s ohledem na zastoupení jednotlivých funkčních skupin rostlin v reakci na seč.

Kombinací studia produkce, funkčního a chemického složení nadzemní biomasy a chemického složení opadu v reakci na seč je tedy možné sledovat reakce vegetace alpické tundry na antropogenně podmíněné změny podmínek v horském prostředí Jeseníků. To má praktické využití i pro ochranu přírody v podobě volby optimálního managementu pro ochranu biodiverzity a ekosystémových procesů alpické tundry Jeseníků. V kontextu globální změny klimatu přispějí k pochopení a predikci vývoje, dynamiky ekosystémových procesů alpické tundry další manipulativní experimenty v kombinaci s dlouhodobým sledováním změn podmínek prostředí.

2. Cíle práce

Pochopení a možnost predikce reakcí alpínské tundry na recentně probíhající, do značné míry antropogenně podmíněné změny podmínek prostředí, a tedy i volba optimálního managementu pro ochranu biodiverzity v CHKO Jeseníky není stále uspokojivě vyřešena.

Cílem této práce je (a) sepsat literární rešerši na téma produkce biomasy alpínské tundry; (b) destruktivním odběhem nadzemní biomasy a opadu alpínské tundry přispět k objasnění reakce produkce, funkčního a chemického složení nadzemní biomasy a chemického složení opadu rostlin zapojených metličkových trávníků na seč, která proběhla opakovaně ve dvou studiích předcházejících letech; (c) zhodnotit vhodnost seče jako managementu pro podporu biodiverzity zapojených metličkových trávníků v CHKO Jeseníky.

3. Produkce biomasy alpinské tundry

Primární produkce neboli množství biomasy vytvořené fotosyntézou na dané ploše za jednotku času je ekosystémově specifické. V porovnání s ostatními terestrickými ekosystémy je produkce biomasy společenstev alpinské tundry malá (Bowman & Fisk 2001).

Produkce biomasy ekosystémů alpinské tundry je pravděpodobně silně omezena klimatickými podmínkami prostředí, které je charakterizováno nízkými teplotami. Ty se odráží v krátké vegetační sezoně a časoprostorové variabilitě v dostupnosti půdní vlhkosti ve vztahu k srážkám a topografii (Billings 1973; Walker et al. 1993; Taylor & Seastedt 1994), což vede k dominanci druhů s pomalým růstem na minerálně chudých, relativně chladných a suchých půdách s velkým množstvím akumulovaného, hůře rozložitelného organického materiálu (Chapin & Shaver 1985; Bowman et al 1993; Bowman & Fisk 2001; Rustad et al. 2001). Pomalé mineralizační procesy, navíc akcelerované krátkou vegetační sezonou, tak mají za následek v mnoha starších studiích uváděnou limitaci růstu rostlin dostupností minerálních látek, především dusíku (Tolvanen 1997; Körner 2003). Zhao & Running (2010) globální analýzou ale naznačují, že v současnosti limituje produkci biomasy primárně teplota (Zhao & Running 2010). Nicméně recentní studie z luk ve vyšších nadmořských výškách ukazují, že na limitaci produkce biomasy alpinské tundry se podílí nejen teplotou řízená délka vegetační sezony, ale i půdní vlhkost (Berdanier & Klein 2011). Limitace růstu rostlin, a tedy i celkové produkce biomasy alpinské tundry je tak patrně odrazem dostupnosti dusíku, půdní vlhkosti a teploty. Význam dostupnosti dusíku, půdní vlhkosti a teploty na úrovni konkrétního ekosystému je pak značně ovlivněn použitým měřítkem studia v souvislosti s mesotopografickým gradientem (Taylor & Seastedt 1994), půdním profilem (Clement et al. 2012) a druhovým složením, potažmo kvalitou opadu (Kudo & Ito 1992; Choler 2005; Babtist et al. 2009). To generuje časoprostorovou variabilitu ekosystémů alpinské tundry (Kudo & Ito 1992; Taylor & Seastedt 1994; Choler 2005).

Produkce biomasy společenstev alpinské tundry byla po většinu holocénu limitována extrémními, za to ale relativně stabilními abiotickými podmínkami prostředí (Billings 1973). To má tedy za následek citlivost a zranitelnost biologických a chemických procesů ve vztahu ke změnám výše popsaných parametrů prostředí, zejména pak ke změnám režimu teploty vzduchu a srážkového režimu (Zhang et al. 1996; Tinner & Kaltenrieder 2005; Berdanier & Klein 2011; Johnson et al. 2011). Proto jsou

alpínská společenstva často využívaným indikátorem ke sledování antropogenně podmíněných změn podmínek prostředí (např. Banaš et al. 2017).

Nicméně reakce rostlin na změny v srážkovém režimu, délce vegetační sezony, půdní vlhkosti, dostupnosti dusíku a fosforu jsou specifické pro jednotlivá rostlinná společenstva a konkrétní druhy (např. Bowman et al. 1993; Walker et al. 1994; Hejzman et al. 2007). Lze ale rozlišovat funkční skupiny, pro které lze vysledovat jednotné, funkčně specifické kvalitativní a kvantitativní odezvy v reakci na změnu podmínek prostředí v čase. Rychlost reakce funkčních skupin na změněné podmínky prostředí je specifická pro jednotlivé funkční skupiny a faktory prostředí. (Banaš et al. 2017).

Současná kompozice rostlinných společenstev alpínské tundry, potažmo i produkce nadzemní biomasy je tedy výsledkem působení specifické kombinace mnoha přírodních a později i antropogenních faktorů během holocénu.

3.1 Přírodní faktory

Produkce biomasy alpínské tundry je determinována působením přírodních, především abiotických faktorů. Hlavními abiotickými faktory determinujícími kompozici rostlinných společenstev (produkcí nadzemní biomasy) a s ní související biogeochemické cykly je topografie (Bliss 1956; Billings 1973; Walker et al. 1993; Taylor & Seastedt 1994; Löffler 2005) a směr převažujícího větrného proudění (Walker et al. 1993; Löffler 2005), což podmiňuje charakter, dobu trvání a distribuci sněhové pokrývky (Bliss 1956; Billings & Bliss 1959). Heterogenita v charakteru, době trvání a distribuci sněhové pokrývky má pak za následek vysokou variabilitu ve struktuře vegetace a související kvalitě opadu, tj. úživnosti půdy podél mesotopografického gradientu sněhové pokrývky (Bowman 1992; Kudo & Ito 1992; Choler 2005).

V krátkém časovém horizontu dynamika sněhové pokrývky determinuje lokální edafoklimatické podmínky prostředí prostřednictvím časoprostorové variability v dostupnosti půdní vlhkosti na jaře z tání sněhu (Billings & Bliss 1959; Walker et al. 1994; Fisk et al. 1998) a půdní teploty (Walker et al. 1999). V delším časovém horizontu dynamika sněhové pokrývky determinuje strukturu vegetace, a tedy i ekosystémové procesy (Billings 1973; Bowman et al. 1993; Walker et al. 1993, 1999; Choler 2005; Babtist et al. 2009), které reflektují produkci biomasy prostřednictvím délky vegetační sezony (Walker et al. 1999; Edwards et al. 2007), trofie půdy a dostupnosti půdní vlhkosti (Edwards et al. 2007).

Presence/absence sněhové pokrývky tak determinuje toky energie a vývoj půdy, což má důsledky i pro mineralizaci organické hmoty (Edwards et al. 2007) a fixaci dusíku z atmosférické depozice (Bowman 1992; Brooks et al. 1999).

Mineralizace organické hmoty (ovlivňuje produkci biomasy) se liší podél gradientu sněhové pokrývky v závislosti na několika faktorech, a to na půdní teplotě, půdní vlhkosti, kvantitě a kvalitě organického materiálu (Fisk et al. 1998). Obecně vyšší sněhová pokrývka pozitivně ovlivňuje chod teplot během zimy, a tedy i činnost mikroorganismů spojenou s vyšší respirací a mineralizací organické hmoty (Hunt et al. 1988; Brooks & Williams 1999; Björk et al. 2008; Baptist et al. 2009; Saccone et al. 2013). Například recentní studie Baptist & Yoccoz (2010) uvádí dvojnásobně vyšší množství biomasy vytvořené na plochách s vyšší sněhovou pokrývkou. Izolační vlastnosti sněhu tedy patrně značně determinují mikrobiální aktivitu, která je vysoce ovlivněna teplotním režimem a jeho fluktuacemi v podobě cyklického střídání fází mrznutí a tání půdy. Počet, frekvence a doba trvání fází zmrznutí a tání půdy pak ovlivňuje biogeochemické cykly prvků, především dusíku a uhlíku (Edwards et al. 2007; Freppaz et al. 2008). Opakované zmrznutí a tání půdy totiž vede k disturbanci struktury půdy, což přímo způsobuje degradaci půdní organické hmoty a anorganického dusíku (Freppaz et al. 2008) a nepřímo negativně působí na společenstva mikroorganismů (Edwards et al. 2007). To je podporováno výsledky studie Saccone et al. (2013) demonstrující, že zvýšený výskyt teplotních fluktuací (fází mrznutí a tání) půdy v průběhu zimy má za následek snížení rozsahu dekompozice rostlinného opadu. Distribuce sněhové pokrývky tak má efekt na rozsah dekompozice a s tím spojené uvolňování dusíku (Saccone et al. 2013). Délka vegetační sezony, dostupnost půdní vlhkosti a režim půdních teplot během zimy se tedy projevují v rozsahu mineralizace opadu a uvolňování dusíku (Walker et al. 1999; Bowman 2000; Edwards et al. 2007).

Dalším zdrojem dusíku v alpinských ekosystémech je jeho atmosférická depozice na sněhové pokrývce (Bowman 1992; Brooks et al. 1999). Ta je pro rostliny a mikroorganismy dostupná na začátku vegetační sezony v podobě jarního tání. Výsledky recentní studie Clements et al. (2012) ale naznačují, že v důsledku disturbanční činnosti větrného proudění dochází k nerovnoměrné distribuci atmosférické depozice dusíku na sněhové pokrývce, a tedy i k nerovnoměrnému uvolňování dusíku do půdy v průběhu jarního tání. Nerovnoměrné uvolňování dusíku pak tedy do značné míry přispívá k plošné heterogenitě v produkci biomasy v dusíkem limitovaných ekosystémech

(Bowman 1992). Nicméně dle výsledků studie Clements et al. (2012) představuje uvolňování deponovaného dusíku ze sněhové pokrývky v alpínských ekosystémech minoritní, vzhledem k disturbanční činnosti větru prostorově variabilní zdroj dusíku.

3.2 Antropogenní faktory

Na produkci biomasy má zásadní vliv i historický vývoj území spjatý s řadou přímo (způsob obhospodařování) i nepřímo (klimatická změna, depozice dusíku) recentně působících antropogenních faktorů (Bowman 2000).

Mezi významné přímé antropogenní faktory, které ovlivňují strukturu horské vegetace patří tradiční způsob obhospodařování alpínské a subalpínské vegetace v podobě seče a pastvy (Messerli & Ives 1997 cit. in Dullinger et al. 2003). Tyto antropogenní faktory podmínily podobu alpínské a subalpínské vegetace střední Evropy včetně Vysokých Sudet (Klimeš & Klimešová 1991; Jeník & Hampel 1992 cit. in Banaš et al. 2017). Vliv seče a pastvy na jednotlivá společenstva alpínské tundry je ale specifický (např. Češková 2011; Popelka 2014).

Seč má v důsledku odstranění biomasy v krátké časové periodě uniformní efekt na rozsáhlou plochu, což vede k homogenizaci vegetace (Lepš 2014). Naproti tomu pastva vede mimo vlastního odstranění nadzemní biomasy i k ovlivnění dynamiky alpínských trávníků depozicí trusu a sešlapem (Köhler et al. 2004), které generuje mikrostanovištní variabilitu (Olf & Ritchie 1998). Samotné odstranění nadzemní biomasy totiž obecně modifikuje půdní teplotu a vlhkost a zvyšuje dostupnost dopadajícího světla, což má pozitivní vliv na produkci biomasy. S rostoucí teplotou pak produkce biomasy obecně roste, ale jen dokud nezačne být limitována množstvím dostupné půdní vlhkosti. V případě pastvy navíc dochází k zvyšování trofie společenstev v důsledku depozice trusu, což rovněž pozitivně ovlivňuje produkci biomasy (Wohlfahrt et al. 2008). Při nastavení danému ekosystému odpovídajícího managementu ale může dojít ke zvýšení biodiverzity (Klimeš & Klimešová 1991; Krahulec et al. 2001). Při absenci managementu naopak většinou dochází k převládnutí vysokých nitrofilních a graminoidních druhů ve vegetaci (Klimeš & Klimešová 1991; Krahulec et al. 2001; Dullinger et al. 2003).

Změny ve struktuře a fungování vegetace jsou dále nepřímo ovlivňovány změnou klimatu, která postihuje všechny přírodní procesy. Teplota a dostupnost vody totiž patří mezi hlavní abiotické faktory determinující fungování alpínských ekosystémů (Barnett et al. 2005; Aerts 2006). V kontextu globální změny klimatu pak recentní studie

zdůrazňují především negativní efekt rostoucích teplot na výšku a dobu trvání sněhové pokrývky projevující se především v horách mírného pásu (Keller et al. 2005) a s tím související změnu rozsahu dekompozice rostlinného opadu (Aerts 2006). Tento trend se v krátkodobém časovém horizontu projeví okamžitě v dané vegetační sezoně v podobě ovlivnění růstu rostlin (Walker et al. 1993). V dlouhém časovém horizontu pak ve změně struktury vegetace, a tedy i ekosystémových procesů (Rustad et al. 2001).

Růst rostlin v alpinských ekosystémech je totiž závislý především na vodě z tajícího sněhu (Fisk et al. 1998; Jonas et al. 2008), která se může v důsledku prodloužení vegetační sezony, potažmo rostoucí teploty stát pro růst rostlin limitující (Zhao & Running 2010; Berdanier & Klein 2011). Dynamika sněhové pokrývky je totiž silně ovlivněna extremizací chodu počasí v průběhu roku, které má na základě aktuálně zjištěných a predikovaných trendů z hor Severní Ameriky za následek vzrůst dešťových na úkor sněhových srážek. To se projevuje redukcí akumulovaného sněhu v zimě a zároveň rychlejším táním sněhu na jaře (Barnett et al. 2005; revidováno Hsu et al. 2012). Tento trend zde má zřejmě za následek letní sucha (revidováno Hsu et al. 2012) a prodloužení vegetační sezony (Billigins 1973; revidováno Ernakovich et al. 2014).

Nicméně schopnost rostlin přizpůsobit se těmto měnícím se podmínkám prostředí je většinou silně omezena geneticky (Billigins 1973), a to faktory jako je jejich fenologie, způsob alokace uhlíkatých látek a životní forma (Chapin 1980). U většiny jarních rostlin je fenologie závislá na fotoperiodě, proto rychlejší roztání sněhu na jaře neprodlužuje jejich vegetační sezonu (Wipf et al. 2009; revidováno Ernakovich et al. 2014). Naopak působí na růst rostlin inhibičně v důsledku snížené dostupnosti vody (Billings & Bliss 1959; revidováno Ernakovich et al. 2014) a prudkých poklesů teplot (Choler 2018). Vyšší teploty během léta navíc vedou celkově k dřívější senescenci rostlin v důsledku většího vysychání půdy. Výsledkem tedy je kratší vegetační sezona se sníženou produkcí biomasy a zvýšenou ztrátou živin. Mikrobiální aktivita je totiž závislá na teplotě. Takže při změně chodu teplot bude mikrobiální aktivita prodloužena. Množství pro rostliny dostupného dusíku se tak může snížit v důsledku v důsledku asynchronie mezi růstem rostlin na jaře limitovaným fotoperiodou a mikrobiální aktivitou. Nicméně mikrobiální aktivita může být limitována během zimy (Brooks & Williams 1999; Walker et al. 1999; revidováno Ernakovich et al. 2014), protože v důsledku oteplování se mění i režim srážek (revidováno Hsu et al. 2012). To má za následek omezení mikrobiální aktivity prostřednictvím nižších teplot a nižší půdní

vlhkostí (Brooks & Williams 1999; Walker et al. 1999; revidováno Ernakovich et al. 2014). Z dlouhodobého hlediska tak rostoucí teplota vede k změnám ve druhovém složení a struktuře vegetace, což může nepřímo působit na druhové složení a strukturu společenstev dekompozitorů a detritivorů (Aerts 2006). Ekologické důsledky globálního oteplování na mikrobiální aktivitu jsou ale stále nejasné (Schmidt et al. 2007; Björk et al. 2008; Zinger et al. 2009). Tudiž ekologické efekty rostoucích teplot na alpské ekosystémy a ekosystémové procesy jsou patrně značně komplexní a vysoce časoprostorově variabilní (Rustad et al. 2001). V případě, že ale dojde ke změně druhového složení vegetace (Chapin et al. 1997; revidováno Ernakovich et al. 2014) může prodlužování vegetační sezony v souvislosti s probíhající změnou klimatu obecně vést k větší produktivitě rostlin společně se zvýšenou půdní respirací a rozsahem mineralizace dusíku (např. Billings & Bliss 1959; Walker et al. 1993; Rustad et al. 2001; Aerts 2006; Day et al. 2008; Jonas et al. 2008).

Simultánně zvýšenou úživnost prostředí v důsledku rostoucí teploty akceleruje i narůstající koncentrace dusíku vlivem atmosférické depozice, která se během minulého století v důsledku lidské činnosti zdvojnásobila (Vitousek et al. 1997). Reakce rostlin na zvýšenou trofii jsou ale druhově i ekosystémově specifické. V případě většiny společenstev alpské tundry a mnoha (ale ne všech) v ní se vyskytujících druhů byla jejich produktivita v průběhu jejich historického vývoje limitována dostupností dusíku (Bowman et al. 1993). Tudiž by zvýšená depozice atmosférického dusíku mohla vést k jejich zvýšené produktivitě (Clement et al. 2012). To je v souladu s výsledky manipulativních experimentů, které odhalují, že s rostoucím množstvím deponovaného dusíku roste i produktivita (Bowman et al. 1993; Clark et al. 2007). Rostoucí množství dusíku je spjato i se změnou druhového složení společenstev (Hobbie 1992; Bobbink et al. 1998; Shaver et al. 2001) a částečně se může podílet na kompetičním vyloučení kompetičně méně zdatných druhů, a tedy i na ztrátě biodiverzity (Clark et al. 2007). To má za následek změnu ekosystémových procesů alpské tundry (Bowman et al. 1993; Bobbink et al. 1998) včetně rozdílů v rozsahu dekompozice opadu a mineralizace organické hmoty (Hobbie 1992), které jsou ovlivněny abiotickými faktory, jako je půdní teplota a vlhkost (Barnett et al. 2005; Aerts 2006), dynamika sněhové pokrývky (Bowman 1992; Brooks et al. 1999; Saccone et al. 2013) a kvalita a dostupnost substrátu (Kudo & Ito 1992; Choler 2005; Babbist et al. 2009).

4. Materiál a metody

4.1 Charakteristika studijního území

Studijní území bylo lokalizováno ve vrcholové části anemo-orografického systému (Jeník 1961) v porostu zapojeného metličkového trávníku na vrcholu Vysoká Hole (1464 m n. m.) v Hrubém Jeseníku, přibližně 9 km Z od nejvyššího vrcholu Hrubého Jeseníku, Pradědu (1491 m n. m.), poblíž obce Karlova Studánka. Náhorní plošina Vysoké Hole se vyznačovala subalpínským klimatem a vykazovala určitý nedostatek sněhové pokrývky (Piňosová 1986 cit. in. Klimeš & Klimešová 1991). Průměrná roční teplota na vrcholu Pradědu (1491 m n. m.) se pohybovala mezi 0 °C a 2 °C (Tolasz et al. 2007 cit. in. Treml et al. 2016), průměrné roční srážky byly 1200 mm. Průměrná délka vegetační sezony byla 144 dní (Kašpar & Treml 2016 cit. in. Treml et al. 2016). Půdy byly vyvinuty na geologickém podkladu tvořeného z fylitu místy s vložkami kvarcitu, metakonglomerátu, mramoru a různých metavulkanitů (Česká geologická služba 2007) a byly klasifikovány jako podzoly, tedy živinami chudé, kamenité půdy s pH v rozmezí 3,7–5,0 s hromaděním surového humusu a nepříznivým poměrem C:N (Kočič 2007; Česká zemědělská univerzita v Praze 2009). Průměrná výška horní hranice lesa byla 1302 m n. m. (Treml & Banaš 2005). Přičemž byla na základě analýzy historických a recentních leteckých snímků zaznamenána vzestupná tendence horní hranice lesa, patrně v souvislosti se zánikem tradičního způsobu obhospodařování alpínských trávníků v podobě seče a pastvy (Treml et al. 2016).

Díky existenci primárního bezlesí byly totiž vrcholové partie Hrubého Jeseníku využívány k pastvě přibližně od 15. století (Banaš & Hošek 2004 cit. in. Chmelinová 2013). Největší intenzity dosáhla pastva ovcí na přelomu 17. a 18. století (Hošek 1972, 1973). Na začátku 20. století byla pastva ovcí nahrazena pastvou skotu (Hošek 1973). Po roce 1945 byly travní porosty nepravidelně obhospodařovány a s intenzifikací zemědělství byly definitivně opuštěny. Následkem opuštění od pastvy a související eutrofizace pak byly porosty degradovány šířením kompetičně zdatných druhů rostlin (Hošek 1973; Jeník & Hampel 1992 cit. in. Banaš et al. 2017). Pro omezení svahových sesuvů se navíc objevily pokusy uměle zalesnit opuštěné pastviny v Hrubém Jeseníku nepůvodní borovicí klečí (*Pinus mugo*; Hošek 1973).

Travní porosty byly klasifikovány jako třída *Juncetea trifidi* Hadač in Klika et Hadač 1944 (svaz *Nardo strictae-Caricion bigelowii* Nordhagen 1943, asociace *Carici bigelowii-Nardetum strictae* (Zlatník 1928) Jeník 1961) s dominancí

metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) a smilky tuhé (*Nardus stricta*) o převážné pokryvnosti 90–100 %. Jedná se o druhově chudé porosty, které jsou složeny přibližně z deseti druhů cévnatých rostlin na ploše 16–25 m². Mechové patro chybí nebo je vyvinuto jen slabě (Kocí 2007).

4.2 Design experimentu

Na konci června v roce 2017 byl na lokalitě Vysoká Hole v porostu zapojeného metličkového trávníku, na místech s vizuálně homogenní vegetací, založen manipulační experiment v deseti blocích. Každý blok se skládal z dvou ploch od sebe vzájemně vzdálených přibližně 4 m s shodným typem aplikovaného managementu.

Každá z celkem 20 ploch se dále pro účely dlouhodobého sledování změn struktury a druhového složení vegetace dělila na 5 podploch o velikosti 1 m²: centrální podplochu určenou pro fytoecologické snímkování, 3 podplochy pro sledování biomasy (B) a 1 podplochu pro sledování půdního složení (P) a měření dekompozice (D). Na centrálně situovanou podplochu určenou pro fytoecologické snímkování (F) navazovala pufráční zóna 1 m z důvodu přístupu k ploše a omezení okrajového efektu (Příloha 1). Pouze podplochy F byly fixovány v rozích dlouhými tesařskými hřebíky (min. 20 cm), které byly k zemi přichyceny přes zavařovací víčka průměru cca 6 cm. Od fixujících kolíků čtverce F byly ostatní podplochy vždy doměřovány a v terénu nebyly zvlášť fixovány. Po založení ploch byl navíc každý levý horní roh plochy označen dřevěným kolíkem o průměru cca 2 x 2 cm a délce 70–100 cm. Každý kolík byl nahoře zvýrazněn červenou barvou a označen číslem plochy (doslovně převzato dle Banaš et al. 2017).

Celkově tedy bylo založeno 20 trvalých monitorovacích ploch: sečení (s managementem) – 10, kontrola (bez managementu) – 10 (Příloha 2,3). Seč byla zahájena v roce 2017. V této práci byla měřena pouze produkce, funkční a chemické složení nadzemní biomasy a chemické složení opadu.

4.3 Odběr nadzemní biomasy, opadu a stanovení koncentrace dusíku, fosforu a uhlíku

Produkce veškeré nadzemní biomasy byla odhadnuta metodou destruktivního odběru z každé experimentální plochy, tj. bez managementu – kontrola (10 ploch) a s managementem – seč (10 ploch) o velikosti 0,25 m² třetí rok od založení trvalých ploch na vrcholu vegetační sezony (začátek července, Příloha 4) a před v roce 2019 provedeným managementovým zásahem, ten proběhl v září. Nadzemní biomasa z každé

Tabulka 1: Kategorizace odebírané nadzemní rostlinné biomasy

kód	druhy
T	metlička křivolaká (<i>Avenella flexuosa</i>), kostřava nízká (<i>Festuca supina</i>), smilka tuhá (<i>Nardus stricta</i>)
BIS	rdesno hadí kořen (<i>Bistorta major</i>)
CAR	ostřice (<i>Carex</i> sp.)
GRAM	vzrůstově vyšší graminoidní druhy: třtina chloupkatá (<i>Calamagrostis villosa</i>), bika bělavá měděná (<i>Luzula luzuloides</i> subsp. <i>rubella</i>)
MECH	blíže nespecifikované druhy mechů a lišejníků (mechové patro)
OST	biomasa dalších druhů nespádající do výše uvedených kategorií, např. ostatní širokolisté (dvouděložné) rostliny a keřky

experimentální plochy byla zvlášť uložena v označeném igelitovém pytli a odvezena do laboratoře Přírodovědecké fakulty UP v Olomouci. Čerstvá nadzemní biomasa byla v laboratorních podmínkách roztríděna do 6 ekologických skupin (Tab 1). Nadzemní biomasa vytvořená v dané vegetační sezoně byla vizuálně oddělena od stařiny a vložena do označených papírových sáčků. Chemické složení opadu bylo odhadnuto metodou destruktivního odběru půdních jader o velikosti 0,1 m² z každé experimentální plochy, tj. bez managementu – kontrola (10 ploch) a s managementem – seč (10 ploch) o velikosti 0,25 m² třetí rok od založení trvalých ploch na konci vegetační sezony (konec srpna) a před v roce 2019 provedeným managementovým zásahem, ten proběhl v září. Opad byl vizuálně oddělen od minerální složky půdy.

V papírových sáčcích byla nadzemní biomasa vysušena v sušárně při 55 °C po dobu 48 hodin a ihned poté dle roztríděných kategorií zvážena. Veškerá nadzemní biomasa a opad pro každou plochu byla následně homogenizována, pomleta na střižném mlýnku a zaslána k analýze do chemické laboratoře Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP). Vzorky zde byly dále jemněji homogenizovány mletím a analyzovány z hlediska koncentrace celkového fosforu, dusíku a uhlíku. Fosfor byl stanoven fotometricky (Skalar). Pro analýzu celkového dusíku bylo použito rozkladu dle Kjeldahla s následným fotometrickým stanovením. Oxidovatelný uhlík byl stanoven dle ISO 14235 (doslovně převzato dle Banaš et al. 2017).

4.4 Statistické zpracování dat

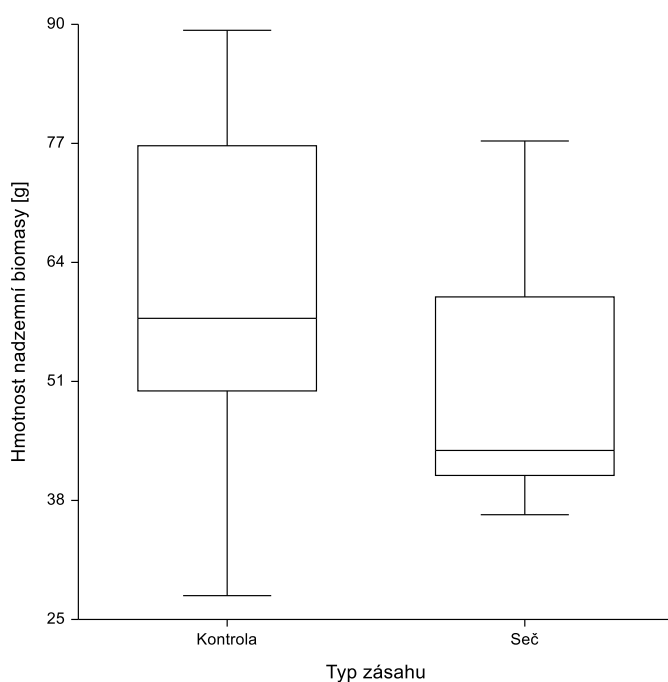
Získaná data byla vyhodnocena v programu NCSS 2007 (Hintze 2008) a CANOCO pro Windows 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002). Hmotnost nadzemní biomasy (Příloha 5),

koncentrace uhlíku, dusíku, fosforu v nadzemní biomase (Příloha 6) a v opadu (Příloha 7) mezi kontrolními a sečenými plochami byla testována za použití hierarchické ANOVy s blokovým uspořádáním ploch podřízených efektu typu zásahu (kontrola a seč). Variabilita hmotností a chemického složení nadzemní biomasy a opadu na sečených a kontrolních plochách byla vizualizována box ploty. Rozdíly v průměrném hmotnostním zastoupení funkčních skupin mezi kontrolními a sečenými plochami byly vizualizovány pomocí sloupcového grafu. Vztah mezi rozložením absolutních hmotností nadzemní biomasy vymezených funkčních skupin rostlin a vysvětlujícími proměnnými reprezentovanými typem managementu, tj. seč a kontrola byly testovány pomocí redundanční analýzy (RDA) s centrovanými daty o odezvě. Lineární technika byla zvolena jako nejvhodnější na základě předběžné DCA analýzy. Průkaznost toho vztahu byla testována Monte Carlo permutačním testem za použití 499 permutací.

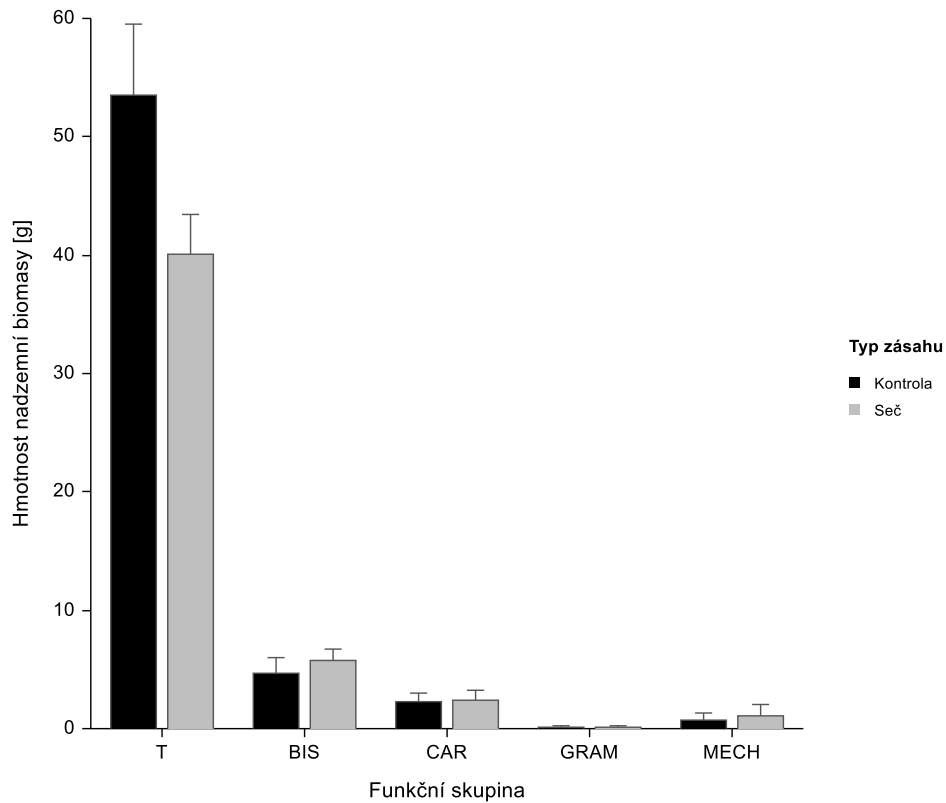
5. Výsledky

5.1 Hmotnost nadzemní biomasy

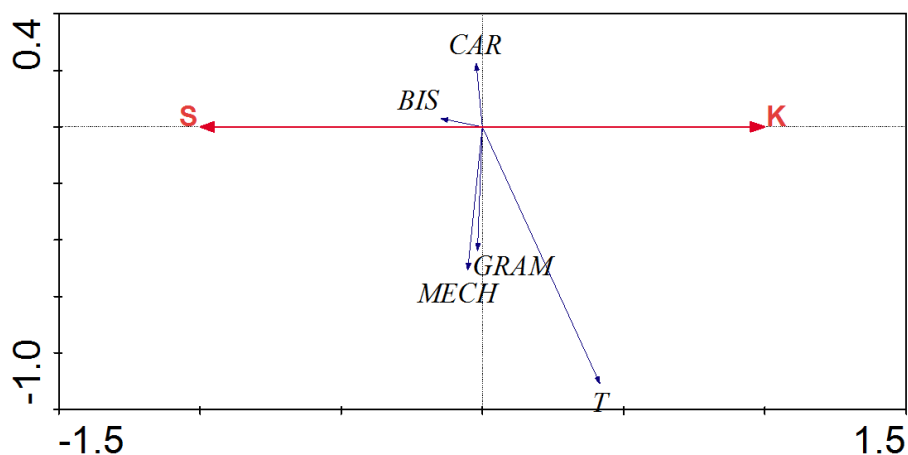
Efekt seče na hmotnost celkově vyprodukované nadzemní biomasy nebyl statisticky průkazný ($F_{1,8}=1,68$, $p=0,230758$). Průměrná hodnota hmotnosti vyprodukované nadzemní biomasy na kontrolních plochách dosahuje $61,27 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, na sečených plochách je průměrná hodnota hmotnosti vyprodukované nadzemní biomasy o $11,89 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ nižší (obr 1). Hmotnost vyprodukované nadzemní biomasy mezi kontrolními plochami (bez managementu) a sečenými plochami (s managementem) se pro vymezené funkční skupiny rostlin, tj. T, BIS, CAR a MECH také statisticky průkazně nelišila ($F_{1,8}=2,36$; $p=0,162809$; $F_{1,8}=0,83$, $p=0,389128$; $F_{1,8}=0,01$, $p=0,933768$; $F_{1,8}=0,05$, $p=0,834700$; v tomto pořadí). Průměrné hmotnostní zastoupení vyprodukované nadzemní biomasy vymezených funkčních skupin rostlin na sečených plochách odhaluje pokles množství vyprodukované nadzemní biomasy funkční skupiny T, u zbylých funkčních skupin (BIS, CAR a MECH) se množství vyprodukované nadzemní biomasy na sečených plochách zvýšilo (obr 2, 3). Na základě RDA analýzy byl vztah mezi rozložením nadzemní biomasy vymezených funkčních skupin v závislosti na typu managementu statisticky neprůkazný (vysvětlená variabilita všemi osami: 15,8 %, test všech kanonických os: $F=3,384$, $p=0,0960$; obr 3).



Obrázek 1: Srovnání hmotnosti nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti $0,25 \text{ m}^2$ v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



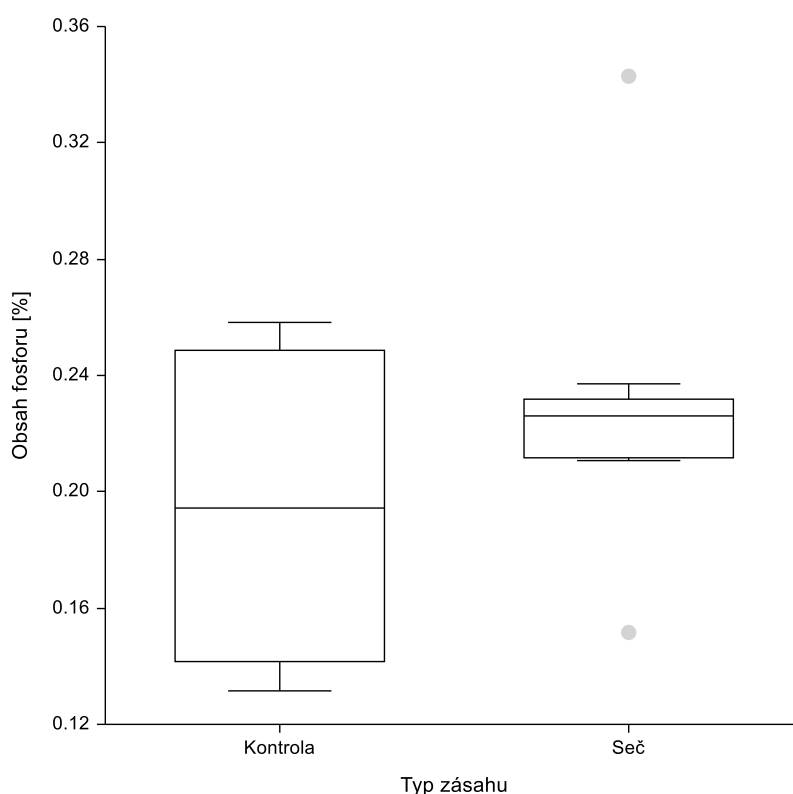
Obrázek 2: Srovnání průměrného hmotnostního zastoupení vymezených funkčních skupin **T** (*Avenella flexuosa*, *Festuca supina*, *Nardus stricta*), **BIS** (*Bistorta major*), **CAR** (*Carex* sp.), **GRAM** (vzrůstově vyšší graminoidní druhy: *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*) a **MECH** (blíže nespecifikované druhy mechů a lišejníků) nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Úsečky značí střední chybu průměru.



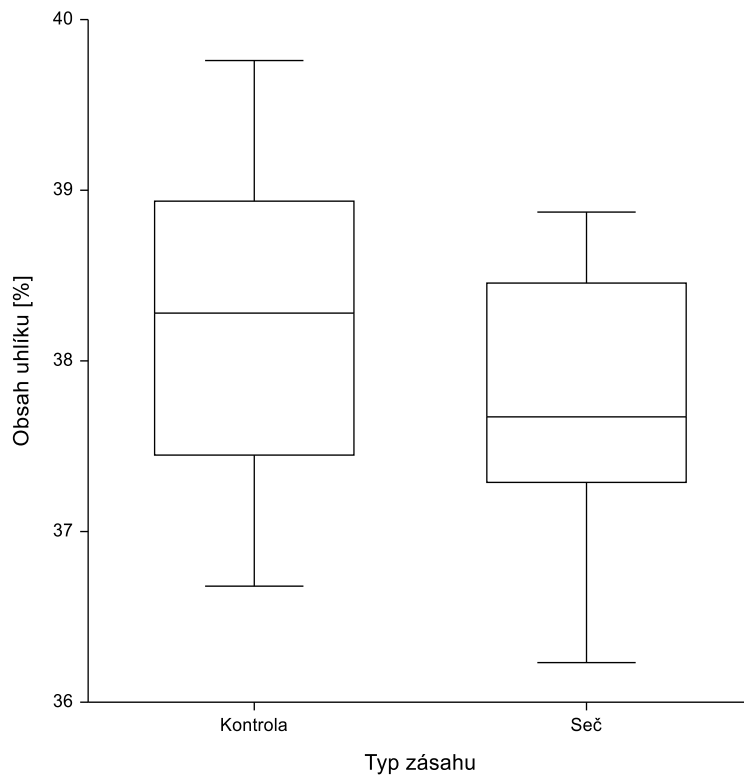
Obrázek 3: Ordinační diagram metody RDA zobrazující rozložení nadzemní biomasy vymezených funkčních skupin **T** (*Avenella flexuosa*, *Festuca supina*, *Nardus stricta*), **BIS** (*Bistorta major*), **CAR** (*Carex* sp.), **GRAM** (vzrůstově vyšší graminoidní druhy: *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*) a **MECH** (blíže nespecifikované druhy mechů a lišejníků) na **S** (sečených plochách) a **K** (kontrolních plochách – bez managementu) o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků.

5.2 Koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v nadzemní biomase

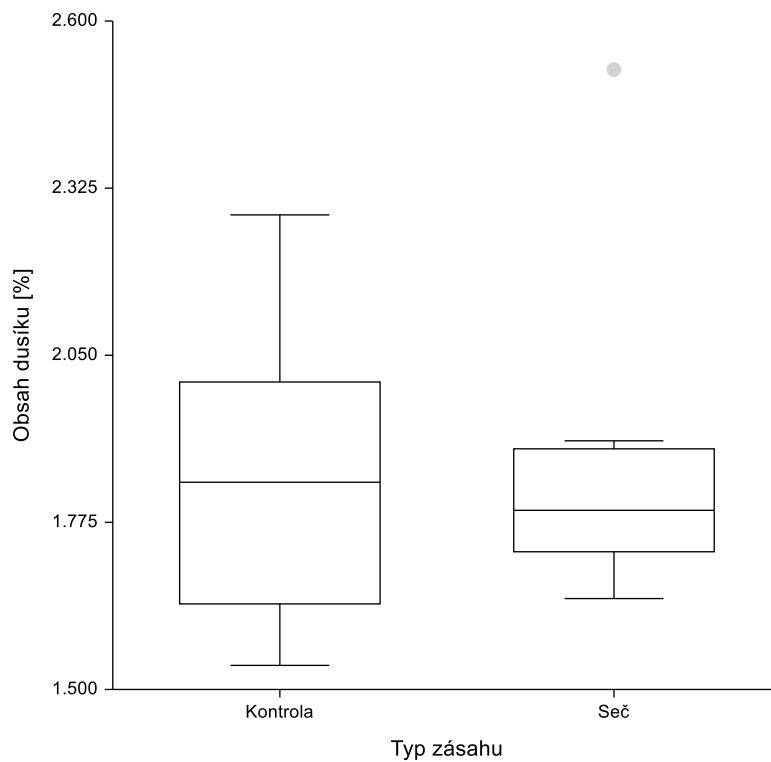
Koncentrace fosforu, uhlíku, dusíku a poměr uhlík:dusík v vyprodukované nadzemní biomase se mezi kontrolními plochami (bez managementu) a sečenými plochami (s managementem) statisticky průkazně nelišila ($F_{1,8} = 1,87$, $p = 0,209117$; $F_{1,8} = 0,01$, $p = 0,937707$; $F_{1,8} = 0,85$, $p = 0,384648$; $F_{1,8} = 0,11$, $p = 0,750534$; v tomto pořadí). Průměrná procentuální koncentrace fosforu na kontrolních plochách dosahovala 0,19 % a na sečených plochách se zvýšila, dosahovala 0,23 % (obr 4). Průměrná procentuální koncentrace uhlíku na kontrolních plochách dosahovala 38,2 % a na sečených plochách se snížila, dosahovala 37,7 % (obr 5). Průměrná procentuální koncentrace dusíku na kontrolních plochách i sečených plochách byla stejná, dosahovala 1,8 % (obr 6). Průměrný poměr procentuální koncentrace uhlíku:dusíku na kontrolních plochách dosahoval 20,93 % a na sečených plochách se snížil, dosahoval 20,53 % (obr 7).



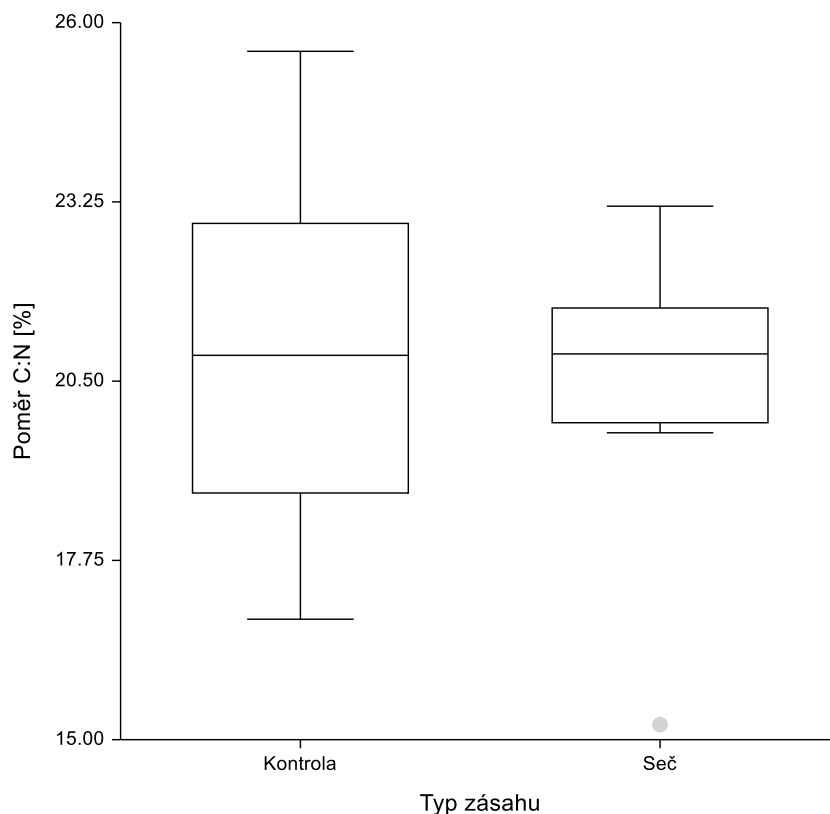
Obrázek 4: Srovnání hmotnostního obsahu fosforu v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



Obrázek 5: Srovnání procentuálního obsahu uhlíku v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



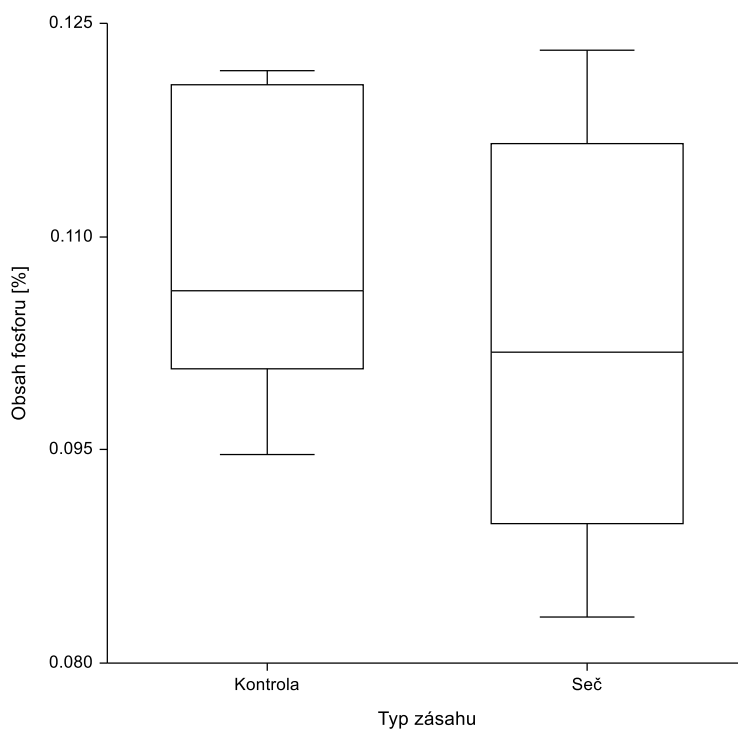
Obrázek 6: Srovnání procentuálního obsahu dusíku v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



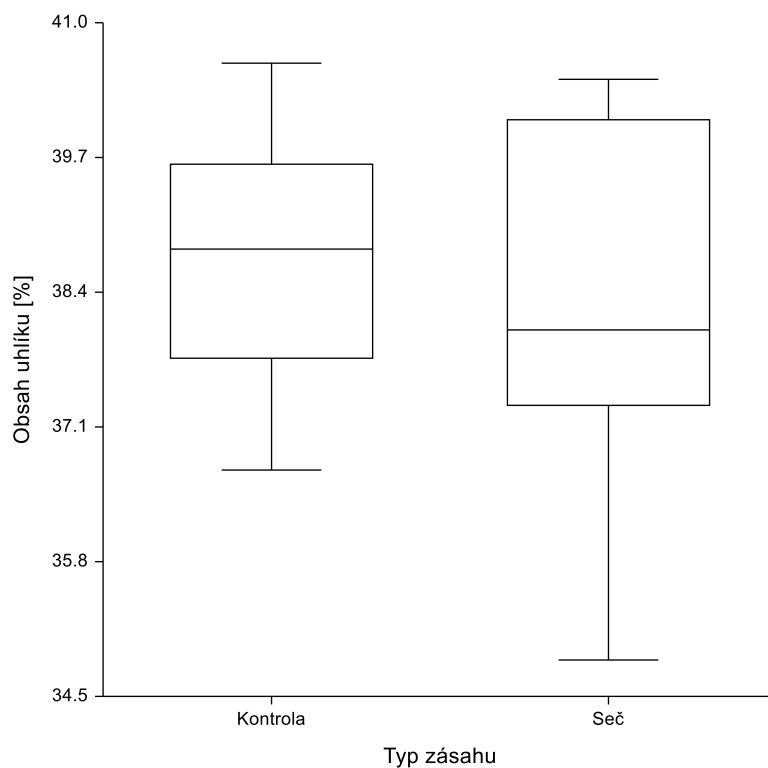
Obrázek 7: Srovnání hmotnostního poměru C:N v nadzemní biomase na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. C (uhlík), N (dusík)

5.3 Koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v opadu

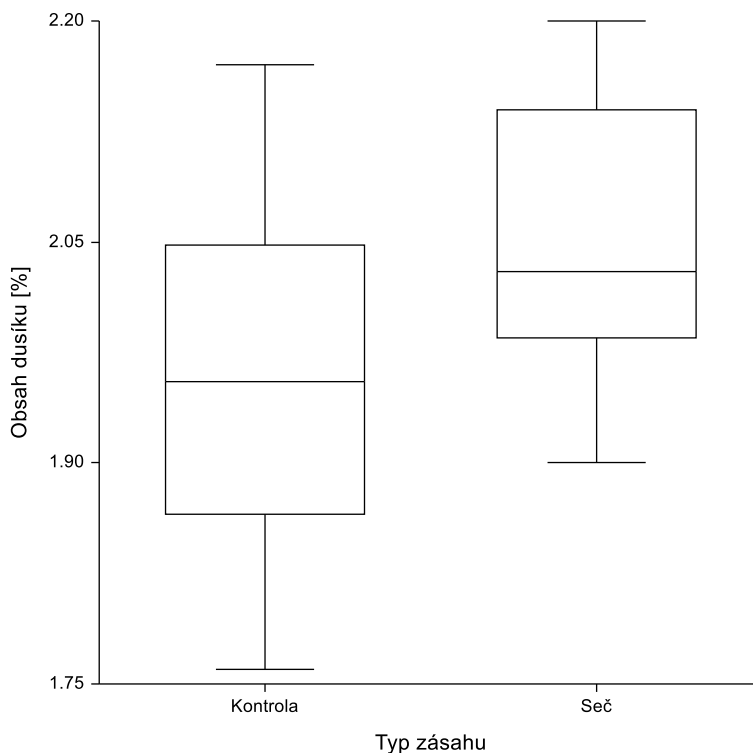
Koncentrace fosforu, uhlíku, dusíku a poměr uhlík:dusík v opadu nadzemní biomasy se mezi kontrolními plochami (bez managementu) a sečenými plochami (s managementem) statisticky průkazně nelišila ($F_{1,8}=1,36$, $p=0,276810$; $F_{1,8}=2,10$, $p=0,185229$; $F_{1,8}=0,52$, $p=0,489788$; $F_{1,8}=2,04$, $p=0,190618$; v tomto pořadí). Průměrná procentuální koncentrace fosforu na kontrolních plochách dosahovala 0,12 % a na sečených plochách se snížila, dosahovala 0,1 % (obr 8). Průměrná procentuální koncentrace uhlíku na kontrolních plochách dosahovala 38,7 % a na sečených plochách se snížila, dosahovala 38,2 % (obr 9). Průměrná procentuální koncentrace dusíku na kontrolních plochách dosahovala 1,96 % a na sečených plochách se zvýšila, dosahovala 2,05 % (obr 10). Průměrný poměr procentuální koncentrace uhlíku:dusíku na kontrolních plochách dosahoval 19,85 % a na sečených plochách dosahoval 18,7 % (obr 11).



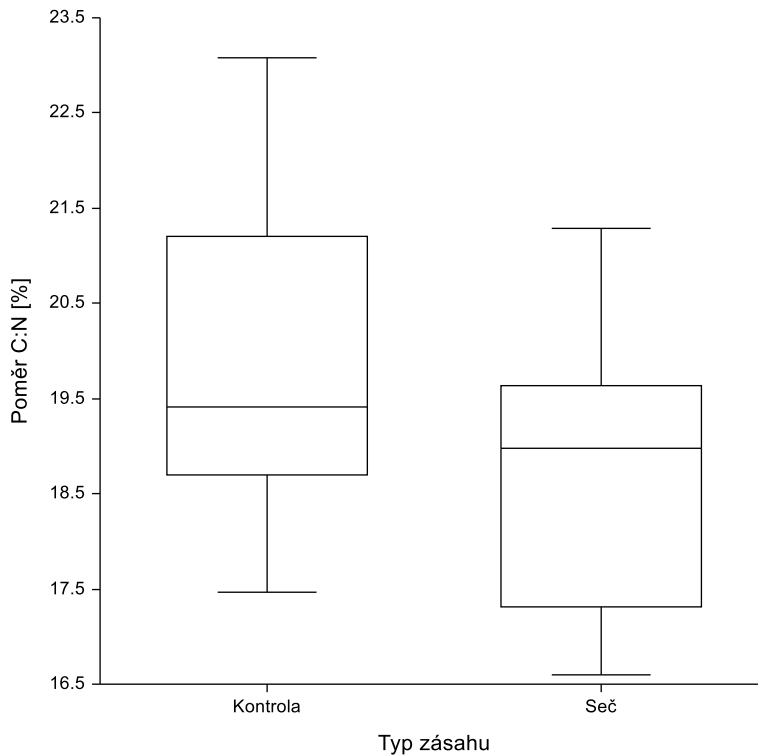
Obrázek 8: Srovnání hmotnostního obsahu fosforu v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



Obrázek 9: Srovnání procentuálního obsahu uhlíku v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



Obrázek 10: Srovnání procentuálního obsahu dusíku v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability.



Obrázek 11: Srovnání poměru C:N v opadu nadzemní biomasy na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v porostech zapojených metličkových trávníků. Tělo box plotu znázorňuje 25–75 % rozpětí variability, vousy značí zbytek variability. C (uhlík), N (dusík)

6. Diskuze

Na trvalých plochách založených za účelem dlouhodobého sledování změn struktury vegetace v kontextu recentně působících antropogenních aktivit byl od roku 2017 zahájen pravidelný, každoroční management v podobě jednorázové seče v průběhu září (Banaš et al. 2017). Na začátku července v roce 2019 byla na sečených trvalých plochách (s managementem) a kontrolních trvalých plochách (bez managementu) destruktivně odebrána veškerá nadzemní biomasa a opad. Mezi kontrolními a sečenými plochami byla zjištěna vizuálně patrná, ale statisticky neprůkazná diference v množství vytvořené nadzemní biomasy. Funkční a chemické složení vytvořené nadzemní biomasy a chemické složení opadu se mezi kontrolními a sečenými trvalými plochami rovněž statisticky průkazně nelišilo. Z dosažených výsledků tedy nelze jednoznačně predikovat dlouhodobou dynamiku budoucího vývoje vegetace zapojených metličkových trávníků. Krátkodobá dynamika produkce nadzemní biomasy společenstev subalpínských trávníků v reakci na seč totiž může být úplně odlišná od jejích dlouhodobých důsledků (např. Hejcman et al. 2005). Přesto v této práci odhalený efekt krátkodobé seče na množství vyprodukované nadzemní biomasy, poměrné zastoupení jednotlivých funkčních skupin rostlin a dostupnost fosforu naznačuje, že seč lze z krátkodobého hlediska pravděpodobně považovat za jeden z vhodných typů optimálního managementu pro podporu biodiverzity zapojených metličkových trávníků v Hrubém Jeseníku. Seč totiž vede k ochuzování zapojených metličkových trávníků o množství dostupných živin, které byly během historického vývoje pro vegetaci zapojených metličkových trávníků v Hrubém Jeseníku v kontextu aplikované seče a pastvy limitující (Hošek 1972, 1973).

Zjištěné množství průměrně vytvořené nadzemní biomasy (pro snadné srovnání s údaji v literatuře přepočtené na 1 m^2) na kontrolních plochách dosahuje přibližně 245 g. Na sečených plochách je průměrná hmotnost vytvořené nadzemní biomasy rostlin (pro snadné srovnání s údaji v literatuře přepočtená na 1 m^2) nižší přibližně o 49 g. V této práci zjištěné absolutní množství vyprodukované nadzemní biomasy na kontrolních plochách je v srovnatelné s výsledky studie Körner (2003). Ta pro vegetaci alpínské tundry mírného pásu, především v závislosti na teplotě vzduchu, dostupnosti dusíku a půdní vlhkosti, uvádí hodnoty vyprodukované nadzemní biomasy pohybující se od 100 g.m^{-2} až do 400 g.m^{-2} , převážně s průměrnou hodnotou přibližně 200 g.m^{-2} .

V této práci zjištěné absolutní hodnoty produkce celkové nadzemní biomasy na kontrolních plochách jsou víceméně srovnatelné s hodnotami získanými na stejných kontrolních plochách v roce 2017 dle Banaš et al. (2017). Variabilita v produkci absolutní, celkové nadzemní biomasy mezi dvěma roky je tedy zanedbatelná.

To indikuje, že dopad obecně uváděného zvyšování trofie v důsledku atmosférické depozice zejména dusíku (Vitousek et al. 1997; Clement et al. 2012; Mladenov et al. 2012) a rostoucích teplot (Zhang et al. 1996; Tinner & Kaltenrieder 2005; Berdanier & Klein 2011) na celkovou produkci nadzemní biomasy v zapojených metličkových trávnících je z krátkodobého časového hlediska zřejmě zanedbatelný. To je z krátkodobého ale i dlouhodobého hlediska podporováno i výsledky studie Liu et al. (2018). Ta na základě po dobu čtyř let trvajících experimentálního zahřívání trvalých ploch a 32 let trvajících sledování změn struktury vegetace alpských trávníků na trvalých plochách z Tibetské plošiny, kdy statisticky významné změny v transformaci funkčních skupin pro toto sledované období nebyly zaznamenány uvádí, že celková produkce nadzemní biomasy se v průběhu sledovaného období výrazně nezměnila. Tibetská plošina ale představuje dosti specifický typ ekosystémů alpských trávníků vyznačující se dlouhodobou limitací produkce nadzemní biomasy množstvím dostupné půdní vlhkosti. Vliv rostoucích teplot na produkci nadzemní biomasy totiž závisí na interakci mezi jejich pozitivním působením na růst rostlin v důsledku rostoucích teplot a jejich negativním působením na růst rostlin v důsledku redukce množství dostupné půdní vlhkosti (ibid.). To je v souladu s výsledky studie Zhao & Running (2010), která na základě sledování produkce nadzemní biomasy v dostupnosti půdní vlhkosti nelimitovaných terestrických ekosystémech po dobu deseti let odhaluje meziroční variabilitu v produkci nadzemní biomasy v závislosti na teplotním režimu. Takže se dá usuzovat na potenciální, ekosystémově specifickou změnu struktury vegetace, která se projevuje až v delším časovém horizontu v závislosti na lokálních podmínkách prostředí, potažmo do značné míry především v závislosti na dostupnosti půdní vlhkosti. Dostupnost půdní vlhkosti pak může být následkem seče modifikována a může se tak společně s redukcí množství dostupných minerálních látek spolupodílet na změně rozsahu produkce nadzemní biomasy v návaznosti na změny v druhové struktuře vegetace. Na základě v této práci zjištěných dat patrně ale až v delším časovém horizontu.

V této práci odhalené výsledky dosažené průměrné hmotnosti celkově vytvořené nadzemní biomasy rostlin společenstva zapojených metličkových trávníků pak odhalují mírnou hmotnostní diferenciaci v množství vyprodukované nadzemní biomasy v reakci

na odebrání minerálních látek prostřednictvím seče, i když tento vztah není statisticky průkazný. Hmotnostní, statisticky ale rovněž neprůkaznou diferenciaci v produkci nadzemní biomasy mezi kontrolními plochami (bez zásahu) a po dobu čtyř let každoročně mechanicky stříženými plochami v porostech zapojených metličkových trávníků Hrubého Jeseníku dokládá i studie Češková (2011). Produkce nadzemní biomasy je obecně totiž do značné míry determinována časoprostorovou heterogenitou v dostupnosti dusíku, půdní vlhkosti a teploty (Körner 2003; Zhao & Running 2010; Berdanier & Klein 2011), potažmo druhovým složením a strukturou vegetace (Kudo & Ito 1992; Choler 2005; Babtist et al. 2009). Následkem je pak mikrostanovištní časoprostorová variabilita lokálních podmínek prostředí alpínské tundry (Rustad et al. 2001; Zhao & Running 2010). Tyto podmínky prostředí pak reflektuje i výška porostu (Klimeš & Klimešová 2002; Hejcman et al. 2009, 2010).

Výška porostu je obecně považována za dobrý prediktor produkce nadzemní biomasy alpínských trávníků v reakci na seč (ibid.). V této práci ale byla homogenita porostu (druhové složení a struktura vegetace) ověřena v roce 2017 na s touto prací shodných kontrolních plochách dle Banaš et al. (2017). Přičemž druhy funkční skupiny GRAM, tj. *Calamagrostis villosa* a *Luzula luzuloides* subsp. *rubella* patřící mezi graminoidní druhy vyššího vzrůstu byly ve studované vegetaci přítomny pouze s nízkou pokryvností. Produkce nadzemní biomasy se pak tedy s ohledem na srovnatelnou přítomnost druhů funkční skupiny GRAM mezi rokem 2017 (ibid.) a rokem 2019 převážně výrazněji nelišila a vykazovala srovnatelnou časoprostorovou variabilitu. Tudíž se dá předpokládat, že statistická neprůkaznost interakce množství vytvořené nadzemní biomasy v reakci na seč by mohla být spíše následkem časoprostorové heterogenity v podobě mikrostanovištní variability v rozsahu dekompozice opadu (reflektováno výškou porostu) a pouze dva roky jednorázově aplikovanou sečí. Tudíž pouze dva roky jednorázově aplikovaná seč v zapojených metličkových trávnících v návaznosti na mikrostanovištní variabilitu podmínek prostředí patrně nepředstavuje dostatečnou dobu pro zachycení projevu seče v podobě statisticky průkazné redukce produkce nadzemní biomasy společenstva zapojených metličkových trávníků. Projev pravidelného odebrání živin prostřednictvím seče v podobě statisticky průkazného snížení množství vyprodukované nadzemní biomasy a potlačení kompetičně zdatnějších, dominantních druhů rostlin až v delším časovém horizontu, a to řadově za tři (Popelka 2014) až pět let (Pecháčková et al. 2010) je v Sudetech uváděn z Krkonoš (Pecháčková et al. 2010; Popelka 2014). To je dále podporováno závěry studie

Pecháčková et al. (2010), která odhaluje, že seč je vysoce selektivní proces. Dá se tedy předpokládat, že dopady seče se budou lišit mezi různými typy fytoocenóz a dokonce i v rámci stejného typu fytoocenózy, reakce rostlin na seč je totiž druhově specifická (ibid.). V kratším časovém horizontu pak seč pravděpodobně negativně ovlivňuje produkci nadzemní biomasy především u vyšších růstových forem, což dále akceleruje variabilitu v produkci nadzemní biomasy (např. Klimeš & Klimešová 2002; Hejcman et al. 2009, 2010). Seč totiž obecně vede k snížení dostupnosti minerálních látek. To má z dlouhodobého hlediska za následek pokles produkce nadzemní biomasy ve prospěch nárustu produkce podzemní biomasy (Poorter et al. 2012).

Množství vyprodukované nadzemní biomasy je pak v rámci kontrolních ploch (rozsah produkce nadzemní biomasy 27,578–89,411 g . m⁻²) i sečených ploch (rozsah produkce nadzemní biomasy 36,496–77,225 g . m⁻²) značně variabilní. Vysokou variabilitu v množství vyprodukované nadzemní biomasy na s touto prací shodných kontrolních plochách (rozsah produkce nadzemní biomasy 51,604–88,967 g . m⁻²) uvádí i Banaš et al. (2017). Patrně se jedná o následek v souvislosti s výše zmíněnou krátkou dobou trvání seče v návaznosti na zaznamenanou, značnou mikrostanovištní časoprostorovou heterogenitu podmínek prostředí alpínské tundry, která se odráží na pokryvnosti jednotlivých funkčních skupin rostlin. To je podporováno i závěry studií Billings (1973); Walker et al. (1993) a Taylor & Seastedt (1994). Vysoká heterogenita podmínek prostředí alpínské tundry by pak patrně mohla být podmíněna především v důsledku heterogenity v charakteru, době trvání a distribuci sněhové pokrývky (Bliss 1956; Billings & Bliss 1959). To se totiž bezprostředně projevuje v druhově specifické pokryvnosti jednotlivých druhů v následující vegetační sezoně (Walker et al. 1993) a v delším časovém horizontu v druhovém složení a struktuře vegetace (Kudo & Ito 1992; Choler 2005; Bapst et al. 2009). Následkem je pak změna v kvalitě opadu, a tedy i v úživnosti půdy (Bowman 1992; Kudo & Ito 1992; Choler 2005). Zjištěnou vysokou variabilitu v produkci nadzemní biomasy společenstva subalpínských luk v důsledku mikrostanovištní variability následkem časoprostorové heterogenity v délce trvání sněhové pokrývky z Francouzských Alp podporují i závěry studie Bapst et al. (2008). Přesto v této práci zjištěný, naznačený trend mírného snížení produkce nadzemní biomasy v reakci na seč odhaluje, že v současných podmínkách zapojených metličkových trávníků pravděpodobně jde o vhodný, ekonomicky přijatelný způsob managementu pro potlačení kompetičně zdatnějších, trsnatých graminoidních druhů, které byly na základě poměrného hmotnostního zastoupení ve vegetaci sečí nejvíce

ovlivněny. Vhodnost seče jako managementu pro potlačení kompetičně zdatnějších, trsnatých graminoidních druhů subalpínských trávníků podporují i závěry z Krkonoš dle Hejcman et al. (2009, 2010).

Nižší produkce nadzemní biomasy na sečených plochách ve srovnání s kontrolními plochami je totiž pravděpodobně následkem limitace produkce nadzemní biomasy množstvím dostupných živin. Ta se zřejmě projevila v důsledku jejich odebrání prostřednictvím dva roky aplikované, jednorázové seče. Produkce nadzemní biomasy v studovaném společenstvu převažujících trsnatých graminoidních druhů je pak obecně pozitivně korelována s množstvím dostupného dusíku (Bowman et al. 1993; Clark et al. 2007; Clement et al. 2012). To je v souladu s výsledky manipulativních experimentů se zvyšováním trofie alpínských půd prostřednictvím fertilizace, tj. aplikace dusíku v porostech alpínských trávníků dle Soudzilovskaia et al. (2005) a v porostech alpínských vřesovišť dle Ráčková (2012). V této práci provedené chemické analýzy ale na základě výrazných rozdílů v koncentraci fosforu v nadzemní biomase a opadu naznačují, že v zapojených metličkových trávnících v Hrubém Jeseníku je produkce nadzemní biomasy pravděpodobně spíše než dostupností dusíku limitována dostupností fosforu. To je podporováno výsledky řady recentně provedených manipulativních experimentů s pravidelným odebráním nadzemní biomasy prostřednictvím seče v subalpínských trávnících z Krkonoš (Hejcman et al. 2010) a rovněž v zapojených metličkových trávnících z Hrubého Jeseníku (Banaš et al. 2017). Tudíž naznačená limitace produkce nadzemní biomasy v důsledku pravidelného odebrání živin je zřejmě i do značné míry druhově specifická. Takže se pravděpodobně bude lišit v různých typech fytoocenóz.

V této práci odhalené změny v množství vyprodukované nadzemní biomasy mezi kontrolními a sečenými plochami se totiž projevují i na poměrném hmotnostním zastoupení vymezených funkčních skupin rostlin v celkovém množství vytvořené nadzemní biomasy. I když rozdíl v poměrném hmotnostním zastoupení vymezených funkčních skupin rostlin v celkovém množství vytvořené nadzemní biomasy mezi kontrolními a sečenými plochami není statisticky průkazný. Dá se tedy usuzovat na omezenou rychlost reakce struktury vegetace zapojených metličkových trávníků na dva roky každoročně aplikovanou seč. Dominantními druhy v této práci studovaných, zapojených metličkových trávníků v Hrubém Jeseníku jsou pak nízké, úzkolisté, trsnaté traviny: *Avenella flexuosa*, *Festuca supina* a *Nardus stricta*. Tyto druhy ve studované vegetaci bez ohledu na typ managementu převažují. Zřejmě se jedná o následek vyšší

schopnosti nadzemní kompetice o světlo a dostupné minerální látky trsnatými úzkolistými travinami ve srovnání s bylinami a úzkolistými, výběžkatými travinami (Zhang et al. 1996; Baptist et al. 2008; Pecháčková et al. 2010; Popelka 2014). To je v souladu s výsledky manipulativních experimentů, které na základě zvýšení trofie v prostředí alpské tundry odhalují vzrůst pokryvnosti trsnatých, graminoidních druhů ve vegetaci (Fox 1992; Bowman et al. 1993). Alternativně se jedná o následek vyšší efektivity v získávání dostupně půdní vlhkosti trsnatými, graminoidními druhy v souvislosti s hlouběji prorůstajícími kořeny. Ty v návaznosti na rostoucí teploty podporují vyšší pokryvnost, a tedy i vyšší rozsah produkce nadzemní biomasy včetně spotřeby minerálních látek (Liu et al. 2018), což vede i k jejich vyšší schopnosti nadzemní kompetice o množství dopadajícího slunečního záření. Vysoká pokryvnost trsnatých, graminoidních druhů je pro vegetaci zapojených metličkových trávníků ovšem typická (Kočí 2007). Nicméně pokryvnost trsnatých graminoidních druhů se může mezi jednotlivými roky lišit právě v závislosti na množství dostupné půdní vlhkosti (Baptist et al. 2008; Liu et al. 2018). Podíl ostatních vymezených funkčních skupin rostlin, tj. BIS (*Bistorta major*), CAR (*Carex* sp.), GRAM (*Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides* subsp. *rubella*) a MECH (mechy) na celkové nadzemní biomase je pak hmotnostně zanedbatelný. To je na s touto prací shodných kontrolních plochách konzistentní s výsledky studie Banaš et al. (2017).

V této práci zjištěné relativní hodnoty produkce celkové nadzemní biomasy minoritních funkčních skupin rostlin (BIS, CAR, GRAM a MECH) na kontrolních plochách ale nejsou zcela konzistentní s relativními hodnotami získanými na shodných kontrolních plochách v roce 2017, dle Banaš et al. (2017). Lze tedy usuzovat na variabilitu v produkci nadzemní biomasy minoritních funkčních skupin rostlin mezi dvěma roky. Tato variabilita by patně mohla být následkem odlišného průběhu počasí během roku (Zhang et al. 1996). Tento mechanismus je podporován výsledky studie Liu et al. (2018) z alpských trávníků z Tibetské plošiny, kde se v rámci manipulativního experimentu se zvyšováním teploty po dobu 4 let v závislosti na průběhu počasí vyskytovala meziroční variabilita v poměrném zastoupení funkčních skupin rostlin. V letech s dostatečným srážkovým režimem se zastoupení graminoidních druhů zvýšilo, zatímco zastoupení ostříc kleslo, zastoupení bylin zůstalo konstantní (ibid.). Průběh počasí během roku se totiž obecně podílí na ovlivnění interspecifických interakcí (kompetice) v důsledku modifikace efektivity v získávání dostupných minerálních látek a množství dostupné půdní vlhkosti pro růst rostlin (Tinner & Kaltenrieder 2005;

Berdanier & Klein 2011). To je podporováno výsledky studie Baptist et al. (2008), která na základě studia funkčních znaků rostlin alpinských trávníků podél gradientu tání sněhové pokrývky ve Francouzských Alpách odhaluje, že na místech s kratší délkou trvávání sněhové pokrývky (nižší dostupností dusíku) je pokryvnost vegetace diskontinuální zatímco na místech s déle vytrvávající sněhovou pokrývkou (vyšší dostupností dusíku) je pokryvnost vegetace vyšší.

V této práci zjištěný celkový hmotnostní podíl ve vegetaci obecně minoritních funkčních skupin rostlin (BIS, CAR a MECH) se ale na sečených plochách ve srovnání s kontrolními plochami mírně, i když statisticky neprůkazně zvýšil. Relativní hmotnostní podíl funkční skupiny GRAM mezi kontrolními a sečenými plochami nelze hodnotit z důvodu její malé pokryvnosti ve studované vegetaci. Ačkoli druhy funkční skupiny GRAM, tj. *Calamagrostis villosa* a *Luzula luzuloides* subsp. *rubella* patří mezi graminoidní druhy vyššího vzrůstu. Tudíž se dá předpokládat, že při zvýšení pokryvnosti by funkční skupina GRAM měla být pravidelnou sečí nejvíce ovlivněna (Hejman et al. 2009). Nicméně slabý vzrůst zbylých minoritních funkčních skupin rostlin, tj. BIS, CAR a MECH indikuje, že vyšší zastoupení minoritních funkčních skupin rostlin v celkové nadzemní biomase na sečených plochách by pravděpodobně mohlo být následkem změny mikrostanovištních podmínek především v podobě vyšší dostupnosti světla a nižšího tlaku kompetice zejména o dostupné minerální látky. Podporu kompetičně méně zdatných, na dostatku dopadajícího slunečního záření závislých druhů prostřednictvím seče ze Sudet dokládají i závěry z Krkonoš (Pecháčková et al. 2010; Popelka 2014) a z Hrubého Jeseníku (Češková 2011). To je v souladu i s funkčními znaky jednotlivých funkčních skupin rostlin na získávání dostupných živin a půdní vlhkosti. Výsledky studie Liu et al. (2018) totiž odhalují vertikální diferenciaci v distribuci kořenů jednotlivých funkčních skupin, tj. úzkolistých trav (*Stipa aliena*, *Elymus nutans*, *Helictotrichon tibeticum*) s kořeny prorůstajícími až do hloubky 80 cm, širokolistých bylin (*Gentiana straminea*, *Tibetia himalaica*, *Saussurea pulchra*, *Medicago ruthenica*) s kořeny prorůstajícími až do hloubky 30 cm a ostřic (*Kobresia humilis*, *Carex przewalskii*) s kořeny prorůstajícími až do hloubky 25 cm. Vzhledem ke krátkodobému sledování reakce zapojených metličkových trávníků ale ovšem nelze zároveň vyloučit vliv stochastické variability podmínek prostředí.

V této práci byla zjištěna rostoucí pokryvnost, tj. produkce nadzemní biomasy na množství dusíku náročného druhu *Bistorta major* na sečených plochách. To je ale v rozporu s výsledky studie Pecháčková et al. (2010). V této práci zaznamenaná vyšší

pokryvnost *B. major* na sečených plochách by patrně ale mohla být právě následkem funkčních znaků tohoto druhu, které mu umožňují efektivnější získávání živin z prostředí. Tento nitrofilní druh totiž vytváří rozsáhlý kořenový systém, který mu zajišťuje efektivnější získávání dostupných minerálních látek, což umožňuje perzistenci tohoto druhu ve vyšších hustotách dokonce i v přítomnosti seče, která vede k odebrání živin z ekosystému a modifikaci v dostupné půdní vlhkosti (ibid.). Vyšší pokryvnost *B. major* mechanicky střížených plochách v porostech zapojených alpinských trávníků z Hrubého Jeseníku uvádí i Češková (2011). Nejednoznačnost predikce pokryvnosti různých funkčních skupin rostlin v reakci na krátkodobě aplikovanou seč je v souladu se závěry studie Pecháčková et al. (2010). Ta naznačuje, že dopady seče nemusí v krátkém časovém hledisku vždy jednoznačně vést k omezení produkce nadzemní biomasy na dostupnost živin náročných druhů, jako je v případě této práce *B. major*. Dá se totiž předpokládat, že množství prostřednictvím krátkodobé seče odebraných živin může být souběžně kompenzováno následkem jejich atmosférické depozice (Vitousek et al. 1997; Clement et al. 2012, Mladenov et al. 2012).

V této práci odhalený hmotnostní podíl funkčních skupin *Carex* sp. a mechů na nadzemní biomase se na sečených plochách ve srovnání s kontrolními plochami také zvýšil, ale pouze zanedbatelně. Trend rostoucí pokryvnosti *Carex bigelowii* na po dobu čtyř let střížených plochách v porostech zapojených alpinských trávníků z Hrubého Jeseníku naznačuje i studie Češková (2011). Naznačený trend vzrůstající pokryvnosti *C. bigelowii* na sečených plochách je podporován výsledky studie Štursová (1974) z Krkonoš, která na základě manipulativního experimentu v podobě stržení drnu na ploše 1 m² v porostu zapojených alpinských trávníků odhaluje, že *C. bigelowii* se expanzivně z okolního porostu šířila na plochy se strženým drnem. Na plochy se strženým drnem se rovněž šířily i mechorosty, a to s pokryvností 20 %. Obdobně expanzivní šíření na plochy se strženým drnem v případě druhu *Carex pilulifera* v porostech zapojených alpinských trávníků z Krkonoš dokládá i studie Popelka (2014). Tudíž se dá usuzovat, že nízké reflektování seče funkčními skupinami *Carex* sp. a mechy je zřejmě následkem jejich snížené schopnosti nadzemní kompetice o světlo a prostor pro klíčení semen v porovnání s trsnatými graminoidními druhy. Takže nízké reflektování seče funkčními skupinami *Carex* sp. a mechy pravděpodobně není následkem jejich limitace abiotickými podmínkami prostředí po pravidelném odebrání nadzemní biomasy prostřednictvím seče. Seč totiž obecně modifikuje půdní teplotu a vlhkost, což je obvykle pro řadu druhů z funkční skupiny *Carex* sp. a mechy často

limitující. Rostoucí půdní teploty na sečených plochách by pak totiž mohli vést k limitaci produkce nadzemní biomasy rostlin množstvím dostupné půdní vlhkosti (Wohlfahrt et al. 2008). Nicméně v této práci zaznamenaný slabý trend vzrůstu pokryvnosti funkčních skupin *Carex* sp. a mechů naznačuje, že nízká pokryvnost funkčních skupin *Carex* sp. a mechy na sečených plochách je zřejmě spíše následkem nedostatečného potlačení kompetičně zdatnějších, v zapojených metličkových trávnicích dominantních trsnatých graminoidních druhů prostřednictvím pouze dva roky aplikované seče. To je podporováno závěry studií Štursová (1974) a Popelka (2014), kde pokryvnost funkční skupiny *Carex* sp. a mechů na plochách se strženým drnem, tj. patrně i se sníženou dostupností půdní vlhkosti nebyla ve srovnání s okolním porostem omezena. Přesto lze usuzovat, že i během dvou let aplikovaná seč do značné míry determinuje druhové složení, tj. strukturu vegetace zapojených metličkových trávníků. Ta se pak odráží nejen v produkci nadzemní biomasy jednotlivých funkčních skupin ale zároveň i v množství dostupných minerálních látek, tj. v chemickém složení vytvořené nadzemní biomasy, potažmo kvalitě opadu.

Množství minerálních látek je pak v pletivech rostlin alpské tundry obecně nejvyšší bezprostředně po tání sněhu a následně se v průběhu vegetační sezony postupně snižuje v důsledku působení procesů translokace a ředění látek v nově vznikajících nadzemních pletivech rostlin (Wielgolaski et al. 1981; Körner 2003). Dostupnost minerálních látek v prostředí alpské tundry je pak jedním z důležitých abiotických faktorů, které se podílí na množství vytvořené nadzemní biomasy (Tolvanen 1997; Körner 2003). Množství vyprodukované nadzemní biomasy je v dané vegetační sezoně ale značně ovlivněno i chodem počasí v průběhu minulého roku, především pak srážkovým a teplotním režimem (Zhang et al. 1996; Liu et al. 2018). Ten se projevuje především v charakteru, délce trvání a distribuci sněhové pokrývky (Bliss 1956; Billings & Bliss 1959), což má patrně prostřednictvím rozsahu dekompozice, potažmo struktury vegetace v následující vegetační sezoně dopad na množství pro růst rostlin dostupných minerálních látek (Babtist et al. 2008).

Zjištěná procentuální koncentrace fosforu, uhlíku, dusíku a poměru uhlík:dusík (C:N) v nadzemní biomase rostlin zapojených metličkových trávníků je specifická pro jednotlivé chemické prvky a statisticky neprůkazně se liší mezi kontrolními a sečenými plochami. Průměrná hmotnostní procentuální fosforu na kontrolních plochách dosahovala 0,19 % a na sečených plochách dosahovala 0,23 %, tj. na sečených plochách se ve srovnání s kontrolními plochami zvýšila přibližně o 0,04 %. Průměrná

procentuální koncentrace uhlíku na kontrolních plochách dosahovala 38,2 % a na sečených plochách dosahovala 37,7 %, tj. na sečených plochách se koncentrace uhlíku snížila přibližně o 1 %. Průměrná procentuální koncentrace dusíku je na kontrolních plochách i sečených plochách přibližně stejná, tj. 1,8 %. Průměrný procentuální poměr C:N na kontrolních plochách dosahoval 20,93 % a na sečených plochách dosahoval 20,53 %, tj. na sečených plochách se ve srovnání s kontrolními plochami snížil přibližně o 0,4 %. Množství fosforu, uhlíku a dusíku na kontrolních plochách odpovídá běžně uváděným koncentracím těchto prvků v zapojených metličkových trávnicích (Banaš et al. 2017). Zjištěné relativní hodnoty průměrné koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v nadzemní biomase na kontrolních plochách, bez managementu (0,19; 38,2; 1,8; v tomto pořadí) jsou víceméně srovnatelné s hodnotami získanými na shodných kontrolních plochách v roce 2017 (0,27; 38,09; 1,8; v tomto pořadí, dle Banaš et al. 2017). Takže variabilita v hodnotách procentuální koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v celkové nadzemní biomase mezi dvěma roky je tedy zanedbatelná.

Pokles procentuální koncentrace uhlíku v nadzemní biomase na sečených plochách naznačuje, že množství dostupného uhlíku po dobu jeho dvouletého odebrání prostřednictvím seče se v dlouhodobějším časovém hledisku může stát pro produkci nadzemní biomasy zapojených metličkových trávníků limitující. Naopak průměrná procentuální koncentrace dusíku je na kontrolních a sečených plochách přibližně konstantní. Tudíž se dá předpokládat, že množství dostupného dusíku po dobu jeho dvouletého odebrání prostřednictvím seče není pro produkci nadzemní biomasy zapojených metličkových trávníků limitující. Zjištěné hodnoty procentuální koncentrace uhlíku a dusíku v nadzemní biomase na sečených a kontrolních plochách reflektuje i konstantní poměr C:N. Naznačená absence výrazné limitace produkce nadzemní biomasy během dvouletého odebrání živin sečí je v rozporu s obecně přijímanou hypotézou postulující, že růst rostlin v alpinském prostředí je většinou limitován dostupností dusíku (Bowman et al. 1993; Körner 2003). Výsledky studie Hejzman et al. (2010) ale na základě studia dopadů seče na obnovu původně druhově bohatých subalpinských luk v Krkonoších odhalují, že limitace produkce nadzemní biomasy množstvím dostupného dusíku závisí na schopnosti jednotlivých druhů rostlin získávat z prostředí rovněž limitující množství dostupného fosforu. V této práci zjištěné konstantní hodnoty koncentrace dusíku v nadzemní biomase mezi sečenými a kontrolními plochami pak naznačují, že množství dostupného dusíku, které je

omezováno pravidelným odebráním nadzemní biomasy prostřednictvím seče je pravděpodobně kompenzováno v kontextu dokumentového trendu zvýšené depozice atmosférického dusíku (Vitousek et al. 1997; Clement et al. 2012; Mladenov et al. 2012). Výsledky studie Mladenov et al. (2012) pak na základě měření atmosférické depozice dusíku a fosforu v horách Severní Ameriky odhalují, že depozice atmosférického dusíku ($4,3 \text{ kg N Ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) je přibližně 29krát vyšší než depozice fosforu ($0,15 \text{ kg P Ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). Naznačená kompenzace dusíku na sečených plochách následkem jeho atmosférické depozice je podporována i závěry studie Hejcman et al. (2010). Tudiž lze usuzovat, že recentně se pro produkci nadzemní biomasy řady druhů rostlin stává limitující, případně silně omezující množství dostupného fosforu. Ten se je uvolňován do prostředí zvětráváním hornin, činností mikroorganismů a depozicí exkrementů. Limitaci produkce nadzemní biomasy množstvím dostupného fosforu dokládají i výsledky dlouhodobého monitorování residuálního vlivu ukončených manipulativních experimentů s obohacováním subalpinských luk v Krkonoších o množství dostupného dusíku, fosforu a vápníku dle Hejcman et al. (2007) a Klauisová et al. (2009). Naznačená limitace produkce nadzemní biomasy množstvím dostupného fosforu je na s touto prací shodných kontrolních plochách v porostu zapojeného metličkového trávníku Hrubého Jeseníku rovněž podporována i závěry studie Banaš et al. (2017).

Předpoklad limitace produkce nadzemní biomasy zapojených metličkových trávníků v Hrubém Jeseníku množstvím dostupného fosforu je v souladu i s ekologickými nároky ve společenstvu převažujících graminoidních druhů. Hlavní dominantou zapojených metličkových trávníků v Hrubém Jeseníku je totiž *Avenella flexuosa* (Kočí 2007), tedy druh vázaný na substrát s vyšší dostupností fosforu (Hejcman et al. 2007). Naopak *Nardus stricta* (dominantní druh zapojených metličkových trávníků v Krkonoších, Kočí 2007) je v prostředí s dostatkem fosforu kompetičně potlačována (Jewell et al. 2005; Hejcman et al. 2007). Reflexe podmínek prostředí prostřednictvím ekologických nároků ve vegetaci převažujících druhů je podporována i výsledky studie Soudzilovskaia et al. (2005). Ta na základě manipulativních experimentů se zvyšováním trofie prostředí pomocí dusíku a fosforu v prostředí alpinské tundry Kavkazu s dominancí *Festuca ovina*, *Carex sempervirens* a *Carex umbrosa* dokládá limitaci produkce společenstev alpinské tundry množstvím dostupného dusíku. Tudiž se dá předpokládat, že dopad seče na limitaci produkce nadzemní biomasy vegetace alpinské tundry je do značné míry druhově specifický,

pravděpodobně se tedy bude lišit mezi různými typy fytocenóz.

To je podporováno hmotnostní koncentrací fosforu, která se v nadzemní biomase na sečených plochách v porostech zapojených metličkových trávníků mírně zvýšila. Zvýšená procentuální koncentrace fosforu je v souladu s hmotnostním poklesem v nadzemní biomase převažujících, na dostupnost fosforu náročných graminoidních druhů, tj. především *Avenella flexuosa*. Koncentrace fosforu v pletivech, na dostupnost fosforu náročných rostlin by pak patrně mohla být vyšší v důsledku sníženého ředění koncentrace fosforu v nově vznikajících nadzemních pletivech (Wielgolaski et al. 1981; Körner 2003) v souvislosti s poklesem celkové pokrývnosti graminoidních druhů, především *A. flexuosa* v nadzemní biomase na sečených plochách. Druh *A. flexuosa* ve studované vegetaci zapojených metličkových trávníků převažuje. Tudíž modifikace v množství dostupných minerálních látek následkem jejich odebrání prostřednictvím seče je patrně reflektována druhovým složením a tedy i strukturou vegetace, potažmo chemickým složením, tj. kvalitou opadu vegetace alpinské tundry.

Chemické složení a množství celkově vytvořené nadzemní biomasy se pak přímo (Chapin 1980) a společně s rozsahem dekompozice se pak nepřímo (Barnett et al. 2005; Aerts 2006) podílí na množství vytvořeného opadu. Dekompozice opadu je pak obecně ovlivněna zejména abiotickými faktory, jako je půdní teplota a půdní vlhkost (Barnett et al. 2005; Aerts 2006). Dá se předpokládat, že tyto faktory mohou být následkem seče modifikovány. Efekt seče na limitaci produkce nadzemní biomasy množstvím dostupného dusíku a fosforu tudíž bude záviset na dostupnosti těchto látek, která se bude lišit s ohledem na rozsah dekompozice opadu (Fan et al. 2016) v závislosti na mikrobiální aktivitě (Edwards et al. 2007).

V této práci zjištěná procentuální koncentrace fosforu, uhlíku, dusíku a poměr uhlík:dusík (C:N) v opadu zapojených metličkových trávníků je specifická pro jednotlivé chemické prvky a statisticky neprůkazně se liší i mezi kontrolními a sečenými plochami. Průměrná hmotnostní procentuální fosforu na kontrolních plochách dosahovala 0,12 % a na sečených plochách dosahovala 0,1 % tj. na sečených plochách se ve srovnání s kontrolními plochami snížila přibližně o 0,02 %. Průměrná procentuální koncentrace uhlíku na kontrolních plochách dosahovala 38,7 % a na sečených plochách dosahovala 38,2 %, tj. na sečených plochách se koncentrace uhlíku snížila přibližně o 0,5 %. Průměrná procentuální koncentrace dusíku na kontrolních plochách dosahovala 1,96 % a na sečených plochách dosahovala 2,05 %, tj. na sečených plochách se koncentrace dusíku zvýšila přibližně o 0,09 %. Průměrný poměr C:N na kontrolních plochách

dosahoval 19,85 % a na sečených plochách dosahoval 18,7 %, tj. na sečených plochách se ve srovnání s kontrolními plochami snížil přibližně o 1,15 %. Množství fosforu, uhlíku a dusíku na kontrolních plochách odpovídá běžně uváděným koncentracím těchto prvků v opadu zapojených metličkových trávníků (Banaš et al. 2017). Zjištěné absolutní hodnoty průměrné procentuální koncentrace fosforu, uhlíku a dusíku v opadu na kontrolních plochách, bez managementu (0,12; 38,7; 1,96; v tomto pořadí) víceméně odpovídají hodnotám získaným na shodných kontrolních plochách v roce 2017 (0,27; 38; 2,039; v tomto pořadí dle Banaš et al. 2017). Naznačená, poměrně nevýrazná meziroční variabilita v koncentraci fosforu v rámci kontrolních ploch by pak pravděpodobně mohla být následkem odlišného chodu počasí v průběhu roku, které je reflektováno odlišnou strukturou vegetace (zastoupením funkčních skupin), tj. patrně i odlišnou kvalitou opadu.

Pokles v množství uhlíku v opadu mezi kontrolními a sečenými plochami je poměrně nevýrazný, naznačuje ale možnou limitaci produkce nadzemní biomasy následkem odebrání živin prostřednictvím seče v delším časovém horizontu. To je v souladu i s jeho procentuální koncentrací v nadzemní biomase, která se mezi sečenými a kontrolními plochami rovněž liší i když pouze mírně. Koncentrace dusíku v opadu na sečených plochách se naopak poměrně nevýrazně zvýšila. Dá se tedy předpokládat, že se pravděpodobně se tedy nejedná o prvek, který by se stal pro růst rostlin v zapojených metličkových trávnících Hrubého Jeseníku v důsledku dva roky aplikované seče limitující. To je v souladu i s jeho procentuální koncentrací v nadzemní biomase, která se mezi sečenými a kontrolními plochami neliší. Patrně se jedná o následek kompenzace seči odebraného dusíku a uhlíku následkem jejich atmosférické depozice (Mladenov et al. 2012), která se projevila vzhledem ke krátké době trvání seče.

Naznačenou absenci limitace produkce nadzemní biomasy množstvím v opadu dostupného uhlíku a dusíku reflektuje i pokles poměru C:N na sečených plochách vzhledem k zvýšené procentuální koncentraci dusíku v opadu na sečených plochách. Dá se tedy usuzovat, že na sečených plochách jsou příznivější podmínky pro dekompozici opadu. Dusík tedy patrně na sečených plochách není limitující pro produkci nadzemní biomasy.

Pro růst rostlin společenstva zapojených metličkových trávníků by pak patrně na základě jeho zvýšené koncentrace v nadzemní biomase na sečených plochách měla být naopak limitující dostupnost fosforu. To je ale pouze slabě podporováno zjištěným, nezřetelným poklesem procentuální koncentrace fosforu v opadu na sečených plochách.

Naznačený trend klesající koncentrace fosforu v opadu na sečených plochách by patrně mohl být následkem jeho zpětné absorpce především na dostupnost fosforu náročné *Avenella flexuosa* (Hejcman et al. 2007) a snížení rozsahu celkové produkce nadzemní biomasy (Chapin 1980). Tudíž se dá usuzovat, že dostupnost fosforu by se pro růst rostlin na sečených plochách v porostu zapojených metličkových trávníků mohla v důsledku dlouhodobě aplikované seče stát potenciálně limitujícím faktorem produkce nadzemní biomasy.

7. Souhrn

Pokles produkce nadzemní biomasy společenstva zapojeného metličkového trávníku v reakci na seč naznačuje, že v krátkodobém časovém horizontu lze seč považovat za jeden z vhodných typů managementu k obnově těchto, na živiny chudých společenstev v Hrubém Jeseníku. Dva roky aplikovaná seč potlačovala pokryvnosti ve vegetaci dominantních, zejména graminoidních druhů ve prospěch kompetičně méně zdatných druhů, což naznačuje statisticky průkaznou redukci produkce nadzemní biomasy dominantních druhů zapojených metličkových trávníků až v delším časovém horizontu. Omezení pokryvnosti dominantních druhů v důsledku jednorázově aplikované, každoroční seče totiž na základě slabého vzrůstu kompetičně méně zdatných funkčních skupin rostlin pravděpodobně vedlo k snížení kompetice o množství dostupného světla a volného prostoru pro klíčení. Koncentrace uhlíku v nadzemní biomase se na sečených plochách nevýrazně snížila, zatímco koncentrace dusíku na sečených i kontrolních plochách zůstala konstantní. Množství dostupného uhlíku a dusíku v souvislosti s jejich podobným zastoupením v opadu tedy zřejmě nebylo limitujícím prvkem pro růst rostlin. Naopak koncentrace fosforu se v nadzemní biomase na sečených plochách slabě zvýšila. Vyšší koncentrace fosforu v nadzemní biomase na sečených plochách byla pravděpodobně následkem redukce celkové produkce nadzemní biomasy, která se projevila zvýšením koncentrace fosforu v rostlinných pletivech. Dá se tedy předpokládat, že fosfor je limitujícím prvkem pro růst rostlin zapojených metličkových trávníků. To je podporováno i zjištěnými hodnotami chemického složení opadu. Koncentrace uhlíku a fosforu v opadu se na sečených plochách snížila, patrně následkem jejich zpětné absorpce rostlinami a celkově nižším rozsahem produkce nadzemní biomasy na sečených plochách. Naopak koncentrace dusíku v opadu se na sečených plochách zvýšila. Nejednalo se tedy o prvek, který by se v reakci na krátkodobě aplikovaného managementu na sečených plochách stal pro růst rostlin limitující. To je podporováno i jeho konstantní koncentrací v nadzemní biomase na sečených a kontrolních plochách.

Pro komplexnější pochopení reakce společenstev zapojených metličkových trávníků na odebírání živin seči je vhodné pokračovat v monitorování změn struktury a druhového složení vegetace na založených trvalých plochách pro zachycení vývoje struktury a druhového složení vegetace v delším časovém horizontu.

8. Reference

- Aerts R. 2006.** The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *J Ecol* 94:713–724.
- Al-Mufti MM, Sydes CL, Furness SB, Grime JP, Band SR. 1977.** A Quantitative Analysis of Shoot Phenology and Dominance in Herbaceous Vegetation. *J Ecol.* 65:759–791.
- Bales RC, Molotch NP, Painter TH, Dettinger MD, Rice R, Dozier J. 2006.** Mountain hydrology of the western United States. *Water Resour Res.* 42:1–13.
- Banaš M, Hošek J. 2004.** Management turismu v nejvyšších polohách Východních Sudet–příkladová studie plánu péče národní přírodní rezervace Praděd. *Opera Corcontice.* 41:515–526. [cit in Chmelinová 2013]
- Banaš M, Zeidler M, Kočí M, Chuman T, Ouledle F, Treml V, Tumajer J, Mašek J, Hejda T, Miřijovský J, Zahradník D, Halfar J, Jirásková E, Šedá M. 2017.** Monitoring nelesních ekosystémů v NPR Praděd a PR Břidličná v období 2017–2023–1. část. 123 pp.
- Baptist F, Choler P. 2008.** A simulation of the importance of length of growing season and canopy functional properties on the seasonal gross primary production of temperate alpine meadows. *Ann Bot.* 101:549–559.
- Baptist F, Yoccoz NG, Choler P. 2009.** Direct and indirect control by snow cover over decomposition in alpine tundra along a snowmelt gradient. *Plant Soil.* 328:397–410.
- Baptist F, Yoccoz NG, Choler P. 2010.** Direct and indirect control by snow cover over decomposition in alpine tundra along a snowmelt gradient. *Plant Soil.* 328:397–410.
- Barnett T, Adam J, Lettenmaier D. 2005.** Potential impacts of a warming climate on water availability in snow dominated regions. *Nature* 438:303–309.
- Berdanier AB, Klein JA. 2011.** Growing Season Length and Soil Moisture Interactively Constrain High Elevation Aboveground Net Primary Production. *Ecosystems.* 14:963–974.
- Billings WD, Bliss LC. 1959.** An Alpine Snowbank Environment and Its Effects on Vegetation, Plant Development, and Productivity. *Ecology.* 40:388–397.
- Billings WD. 1973.** Similarities, Vegetations: to Disturbance Susceptibility. *Sci York.* 23:697–704.
- Björk RG, Björkman MP, Andersson MX, Klemetsson L. 2008.** Temporal variation in soil microbial communities in Alpine tundra. *Soil Biol Biochem.* 40:266–268.
- Bliss LC. 1971.** Arctic and Alpine Plant Life Cycles. *Annu Rev Ecol Syst.* 2:405–438.
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM. 1998.** The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J Ecol* 86:717–738.

- Bowman WD, Fisk MF. 2001.** Primary production. In: Bowman WD, Seastedt T. (eds.) Structure and function of an alpine ecosystem. Oxford University Press. Oxford. UK. 177–197 pp.
- Bowman WD, Theodose TA, Schardt JC, Conant RT. 1993.** Constraints of Nutrient Availability on Primary Production in Two Alpine Tundra Communities. *Ecology*. 74:2085–2097.
- Bowman WD. 1992.** Inputs and Storage of Nitrogen in Winter Snowpack in an Alpine Ecosystem. *Arct Alp Res*. 24:211–215.
- Bowman WD. 2000.** Biotic Controls over Ecosystem Response to Environmental Change in Alpine Tundra of the Rocky Mountains. *J Hum Environ*. 29:396–400.
- Brooks PD, Williams MW. 1999.** Snowpack controls on nitrogen cycling and export in seasonally snow-covered catchments. *Hydrol Process*. 13:2177–2190.
- Clark CM, Cleland EE, Collins SL, Fargione JE, Gough L, Gross KL, Pennings SC, Suding KN, Grace JB. 2007.** Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecol Lett*. 10:596–607.
- Clement JC, Robson TM, Guillemain R, Saccone P, Lochet J, Aubert S, Lavorel S. 2012.** The effects of snow–N deposition and snowmelt dynamics on soil–N cycling in marginal terraced grasslands in the French Alps. *Biogeochemistry*. 108:297–315.
- Česká geologická služba. 2007.** Geologická mapa České republiky 1 : 500 000 (GEOČR500). dostupné on-line: Národní geoportál INSPIRE <<http://geoportal.gov.cz>>.
- Česká zemědělská univerzita v Praze. 2009.** Klasifikace půdních typů podle TKSP a WRB. dostupné on-line: Národní geoportál INSPIRE <<http://geoportal.gov.cz>>.
- Češková A. 2011.** Změny alpinské vegetace pod vlivem různé mechanické disturbance na lokalitě Vysoká hole – Petrovy kameny. Diplomová práce. Katedra ekologie a ochrany ŽP PřF UP v Olomouci. 86 pp.
- Day TA, Ruhland CT, Xiong FS. 2008.** Warming increases aboveground plant biomass and C stocks in vascular–plant–dominated Antarctic tundra. *Glob Chang Biol*. 14:1827–1843.
- Dullinger S, Dirnböck T, Greimler S, Grabherr G. 2003.** A resampling approach to evaluate effects of summer farming on subalpine plant species diversity. *J Veg Sci*. 14:243–252.
- Edwards AC, Scalenghe R, Freppaz M. 2007.** Changes in the seasonal snow cover of alpine regions and its effect on soil processes: a review. *Quat Int*. 162–163:172–181.
- Ernakovich JG, Hopping KA, Berdanier AB, Simpson RT, Kachergis EJ, Steltzer H, Wallenstein MD. 2014.** Predicted responses of arctic and alpine ecosystems to altered seasonality under climate change. *Glob Chang Biol*. 20:3256–3269.
- Fabiszewski J, Brej T. 2000.** Contemporary habitat and floristic changes in the Sudeten Mts. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 69:215–222.

- Fan Z, Neff JC, Wieder WR. 2016.** Model-based analysis of environmental controls over ecosystem primary production in an alpine tundra dry meadow. *Biogeochemistry*. 128:35–49.
- Fisk MC, Schmidt SK, Seastedt TR. 1998.** Topographic patterns of above – and belowground production and nitrogen cycling in alpine tundra. *Ecology*. 79:2253–2266.
- Fox JF. 1992.** Responses of diversity and growth–form dominance to fertility in Alaskan tundra fellfield communities. *Arct. Alp. Res.* 24:233–237.
- Freppaz M, Celi L, Marchelli M, Zanini E. 2008.** Snow removal and its influence on temperature and N dynamics in alpine soils (Vallée d’Aoste, northwest Italy). *J Plant Nutr Soil Sci.* 171:672–680.
- Grabherr G, Gottfried M, Gruber A, Pauli H. 1995.** Patterns and current changes alpine plant diversity. In: Chapin III FS, Körner C. (eds.) *Arctic and alpine biodiversity: patterns, causes and ecosystem consequences*. Ecological Studies. 113. Springer. Berlin. 167–181 pp.
- Grabherr G, Gottfried M, Pauli H. 1994.** Climate effects on mountain plants. *Nature*. 369:448.
- Hejzman M, Češková M, Pavlů V. 2010.** Control of *Molinia caerulea* by cutting management on sub–alpine grassland. *Flora Morphol Distrib Funct Ecol Plants*. 205:577–582.
- Hejzman M, Klaudivová M, Hejzmanová P, Pavlů V, Jones M. 2009.** Expansion of *Calamagrostis villosa* in sub–alpine *Nardus stricta* grassland: Cessation of cutting management or high nitrogen deposition? *Agric Ecosyst Environ*. 129:91–96.
- Hejzman M, Klaudivová M, Štursa J, Pavlů V, Schellberg J, Hejzmanová P, Hakl J, Rauch O, Vacek S. 2007.** Revisiting a 37 years abandoned fertilizer experiment on *Nardus* grassland in the Czech Republic. *Agric Ecosyst Environ*. 118:231–236.
- Hejzman M, Pavlů V, Hejzmanová P, Gaisler J, Hakl J, Rauch O. 2006.** Farmer decision making and its effect on subalpine grassland succession in the Giant Mts., Czech Republic. *Acta Soc Bot Pol.* 75:165–174.
- Hejzman M, Pavlů V, Gaisler J, Klaudivová M, Nežerková P, Pavlů L. 2005.** Spread and control of *Calamagrostis villosa* above upper tree limit in the Giant Mts., Czech Republic *Grassl Sci.* 10:61–64.
- Hintze J. 2008.** NCSS 2007. Number Cruncher Statistical System. NCSS. Kaysville.
- Hobbie SE. 1992.** Effects of plant species on nutrient cycling. *Trends Ecol Evol.* 7:336–339.
- Hošek E. 1972.** Vlivy minulosti na přírodu a historické zajímavosti v chráněné krajinné oblasti Jeseníky. *Campanula.* 3:103–118.
- Hošek E. 1973.** Vývoj dosavadního hospodaření v nejvyšších polohách Jeseníku a jeho vliv na horní hranici lesa. *Campanula.* 4:69–81.

- Hsu JS, Powell J, Adler PB. 2012.** Sensitivity of mean annual primary production to precipitation. *Glob Chang Biol.* 18:2246–2255.
- Hunt AHW, Ingham ER, Coleman DC, Elliott ET, Reid CPP. 1988.** Nitrogen limitation of production and decomposition in prairie, mountain meadow, and pine forest. *Ecology.* 69:1009–1016.
- Chapin FS, Shaver GR. 1985.** Individualistic Growth Response of Tundra Plant Species to Environmental Manipulations in the Field. *Ecology.* 66:564–576.
- Chapin FS. 1980.** The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11:233–260.
- Chmelinová B. 2013.** Krátkodobé změny subalpínské a alpínské vegetace po ukončení antropogenních zásahů v Hrubém Jeseníku. Diplomová práce. Katedra ekologie a ŽP Pff UP v Olomouci. 64 pp.
- Choler P. 2005.** Consistent Shifts in Alpine Plant Traits along a Mesotopographical Gradient. *Arctic, Antarct Alp Res.* 37:444–453.
- Choler P. 2018.** Winter soil temperature dependence of alpine plant distribution: Implications for anticipating vegetation changes under a warming climate. *Perspect Plant Ecol Evol Syst.* 30:6–15.
- Jeník J, Hampel R. 1992.** Die waldfreien Kammlagen des Altvatergebirges (Geschichte und Ökologie). Stuttgart: Mährisch – Schlesischer Sudetengebirgsverein. 104 pp. [cit. in Banaš et al. 2017]
- Jeník J. 1961.** Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. Academia. Praha. 409 pp.
- Jewell PL, Güsewell S, Berry NR, Käuferle D, Kreuzer M, Edwards PJ. 2005.** Vegetation patterns maintained by cattle grazing on a degraded mountain pasture. *Bot Helv.* 115:109–124.
- Johnson D, Vachon J, Britton AJ, Helliwell RC. 2011.** Drought alters carbon fluxes in alpine snowbed ecosystems through contrasting impacts on graminoids and forbs. *New Phytologist* 190:740–749.
- Jonas T, Rixen C, Sturm M, Stoeckli V. 2008.** How alpine plant growth is linked to snow cover and climate variability. *J Geophys Res Biogeosciences.* 113:1–10.
- Kašpar J, Treml, V. 2016.** Thermal characteristics of alpine treelines in Central Europe north of the Alps. *Climate Research* 68:1–12. [cit. in Treml et al. 2016]
- Keller F, Goyette S, Beniston M. 2005.** Sensitivity analysis of snow cover to climate change scenarios and their impact on plant habitats in alpine terrain. *Clim Change.* 72:299–319.
- Klaudisová M, Hejcman M, Pavlů V. 2009.** Long-term residual effect of short-term fertilizer application on Ca, N and P concentrations in grasses *Nardus stricta* L. and *Avenella flexuosa* L. *Nutr Cycl Agroecosystems.* 85:187–193.
- Klimeš L, Klimešová J. 1991.** Alpine tundra in the Hruby Jesenik Mts., the Sudeten, and its tentative development in the 20th century. *Preslia.* 63:245–268.

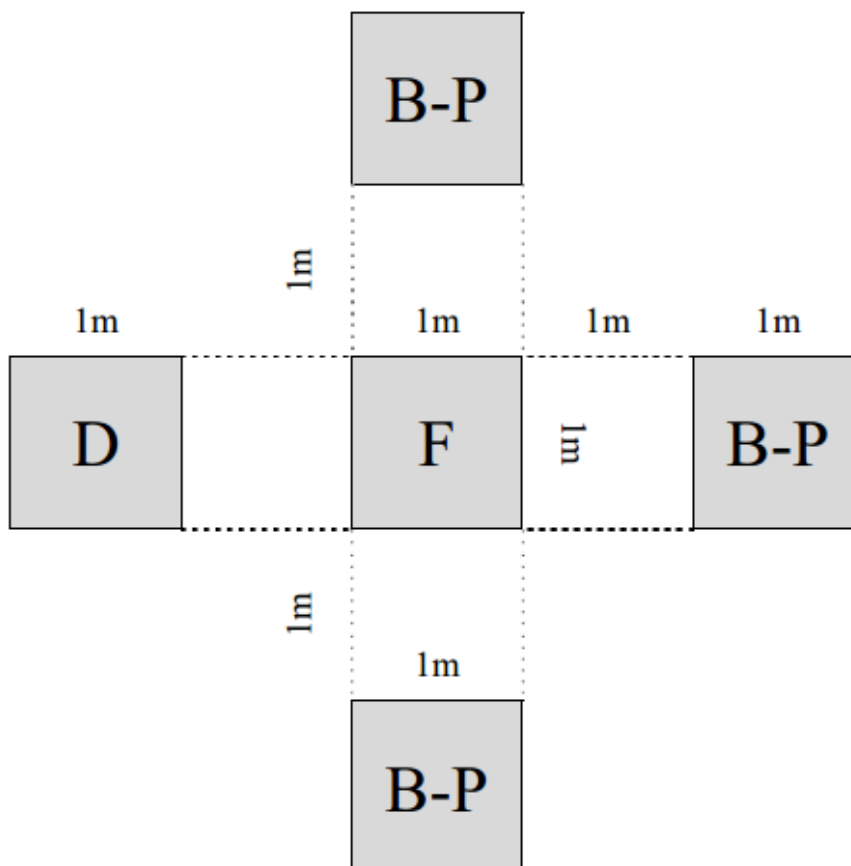
- Klimeš L, Klimešová J. 2002.** The effects of mowing and fertilisation on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows? *Evol. Ecol.* 15, 363–382.
- Kočí M. 2007.** ABB01 *Carici bigelowii–Nardetum strictae* (Zlatník 1928) Jeník 1961. 81–83. In: Chytrý M. (ed.). *Vegetace České republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace* [Vegetation of the Czech Republic. 1. Grassland and Heathland Vegetation]. Academia. Praha. 528 pp.
- Kohler F, Gillet F, Gobat JM, Buttler A. 2004.** Seasonal vegetation changes in mountain pastures due to simulated effects of cattle grazing. *J Veg Sci.* 15:143–150.
- Körner C. 2003.** *Alpine Plant Life Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems.* Körner C. (ed). Berlin. Springer International Publishing. 351 pp.
- Krahulec F, Skálová H, Herben T, Hadincová V, Wildová R, Pecháčková S. 2001.** Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Appl Veg Sci.* 4:97–102.
- Kudo G, Ito K. 1992.** Plant distribution in relation to the length of the growing season in a snow-bed in the Taisetsu Mountains, northern Japan. *Vegetatio.* 98:165–174.
- Lenoir J, Svenning JC. 2015.** Climate-related range shifts – a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography.* 38:15–28.
- Lepš J. 2014.** Scale – and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. *J Appl Ecol.* 51:978–987.
- Liu H, Mi Z, Lin L, Wang Y, Zhang Z, Zhang F, Wang H, Liu L, Zhu B, Cao G. 2018.** Shifting plant species composition in response to climate change stabilizes grassland primary production. *Proc Natl Acad Sci.* 115:4051–4056.
- Löffler J. 2005.** Snow cover dynamics, soil moisture variability and vegetation ecology in high mountain catchments of central Norway. *Hydrol Process.* 19:2385–2405.
- Messerli B, Ives JD. 1997.** *Mountains of the world.* The Parthenon Publishing Group. New York. NY. US. 510 pp. [cit. in Dullinger et al. 2003]
- Mladenov N, Williams MW, Schmidt SK, Cawley K. 2012.** Atmospheric deposition as a source of carbon and nutrients to an alpine catchment of the Colorado Rocky Mountains. *Biogeosciences* 9:3337–3355.
- Olf H, Ritchie ME. 1998.** Effects of herbivores on Grassland Plant Diversity. *Trends Ecol. Evol.* 13:261–265.
- Pecháčková S, Hadincová V, Münzbergová Z, Herben T, Krahulec F. 2010.** Restoration of Species-Rich, Nutrient-Limited Mountain Grassland by Mowing and Fertilization. *Restor Ecol.* 18:166–174.
- Piňosová J. 1986.** Některé výsledky měření sněhové pokrývky v Hrubém Jeseníku. – *Zpr. Cs. Bot. Společ., Praha,* 21:69–78. [cit in Klimeš & Klimešová 1991]
- Popelka O. 2014.** Vliv různých disturbancí na subalpínskou a alpínskou vegetaci Krkonoš. Diplomová práce. Katedra botaniky PřF UP v Olomouci. 100 pp.

- Poorter H, Niklas KJ, Reich PB, Oleksyn J, Poot P, Mommer L. 2012.** Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytol.* 193:30–50.
- Ráčková M. 2012.** Vliv globálních změn prostředí na obsah dusíku a uhlíku v biomase rostlin alpských vřesovišť v pohořích Vysokých Sudet. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí, PřF UP v Olomouci. 51 pp.
- Rustad L, Campbell J, Marion G, Norby R, Mitchell M, Hartley A, Cornelissen J, Gurevitch J. 2001.** A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia.* 126:543–562.
- Saccone P, Morin S, Baptist F, Bonneville JM, Colace MP, Domine F, Faure M, Geremia R, Lochet J, Poly F, Lavorel S, Clément JCH. 2013.** The effects of snowpack properties and plant strategies on litter decomposition during winter in subalpine meadows. *Plant Soil.* 363:215–229.
- Shaver G, Bret-Harte S, Jones M, Johnstone J, Gough L, Laundre J, Chapin F. 2001.** Species composition interacts with fertilizer to control long-term change in tundra productivity. *Ecology.* 82:3163–3181.
- Schmidt SK, Costello EK, Nemergut DR, Cleveland CC, Reed SC, Weintraub MN, Meyer AF, Martin MA. 2007.** Biogeochemical consequences of rapid microbial turnover and seasonal succession in soil. *Ecology.* 88:1379–1385.
- Soudzilovskaia ANA, Onipchenko VG, Cornelissen JHC, Aerts R. 2005.** Biomass Production, N:P Ratio and Nutrient Limitation in a Caucasian Alpine Tundra. *J Veg Sci.* 16:399–406.
- Štursová H. 1974.** Příspěvek k ekologii porostů smilky (*Nardus stricta* L.) v Krkonoších. *Opera Corcontica.* 11:79–130.
- Taylor RV, Seastedt TR. 1994.** Short – and Long-Term Patterns of Soil Moisture in Alpine Tundra. *Arct Alp Res.* 26:14–20.
- ter Braak CJF, Šmilauer P. 2002.** CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power. Ithaca NY. USA:www.canoco.com.
- Tinner W, Kaltenrieder P. 2005.** Rapid responses of high-mountain vegetation to early Holocene environmental changes in the Swiss Alps. *J Ecol.* 93:936–947.
- Tolasz R, Míková T, Valeriánová A, Voženílek V. 2007.** Climate Atlas of Czechia. 1st edn. Czech Hydrometeorological Institute. Prague. 254 pp. [cit. in Trembl et al. 2016]
- Tolvanen A. 1997.** Recovery of the bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) from artificial spring and summer frost. *Plant Ecol.* 130:35–39.
- Trembl V, Banaš M. 2005.** Alpská hranice lesa v Hrubém Jeseníku. *Campanula. Sborník Ref z Konf k 35 výročí CHKO Jeseníky 1969–2004:*50–56.
- Vitousek PM, Aber J, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman GD. 1997.** Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences *Issues in Ecology.* *Issues Ecol.* 1:1–17.

- Walker MD, Walker DA, Arft AM. 1999.** Long-term experimental manipulation of winter snow regime and summer temperature in arctic and alpine tundra. *Hydrological Processes* 13:2315–2330.
- Walker MD, Webber PJ, Arnold EA, Ebert-May D. 1994.** Effects of interannual climate variation on aboveground phytomass in alpine vegetation. *Ecology* 75:393–408.
- Walker DA, Halfpenny JC, Walker MD, Wessman CA. 1993.** Long-term studies of snow–vegetation interactions. *BioScience* 43:287–301.
- Wielgolaski FE, Bliss LC, Svoboda J, Doyle G. 1981.** Primary production of tundra. In Bliss LC, Heal OW, Moore JJ. (eds.) *Tundra ecosystems: a comparative analysis*. Volume 1. Cambridge University Press. Cambridge. 819 pp.
- Wipf S, Stoeckli V, Bebi P. 2009.** Winter climate change in alpine tundra: Plant responses to changes in snow depth and snowmelt timing. *Clim Change* 94:105–121.
- Wohlfahrt G, Anderson-Dunn M, Bahn M, Balzarolo M, Berninger F, Campbell C, Carrara A, Cescatti A, Christensen T, Dore S, Eugster W, Friberg T, Furger M, Gianelle D, Gimeno C, Hargreaves K, Hari P, Haslwanter A, Johansson T, Marcolla B, Milford C, Nagy Z, Nemitz E, Rogiers N, Sanz MJ, Siegwolf RTW, Susiluoto S, Sutton M, Tuba Z, Ugolini F, Valentini R, Zorer R, Cernusca A. 2008.** Biotic, abiotic, and management controls on the net ecosystem CO₂ exchange of European mountain grassland ecosystems. *Ecosystems* 11:1338–1351.
- Zhang Y, Welker JM. 1996.** Tibetan Alpine Tundra Responses to Simulated Changes in Climate: Aboveground Biomass and Community Responses. *Arctic Alpine Research* 28:203–209.
- Zhao M, Running SW. 2010.** Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329:940–943.
- Zinger L, Shahnavaz B, Baptist F, Geremia RA, Choler P. 2009.** Microbial diversity in alpine tundra soils correlates with snow cover dynamics. *ISME J* 3:850–859.

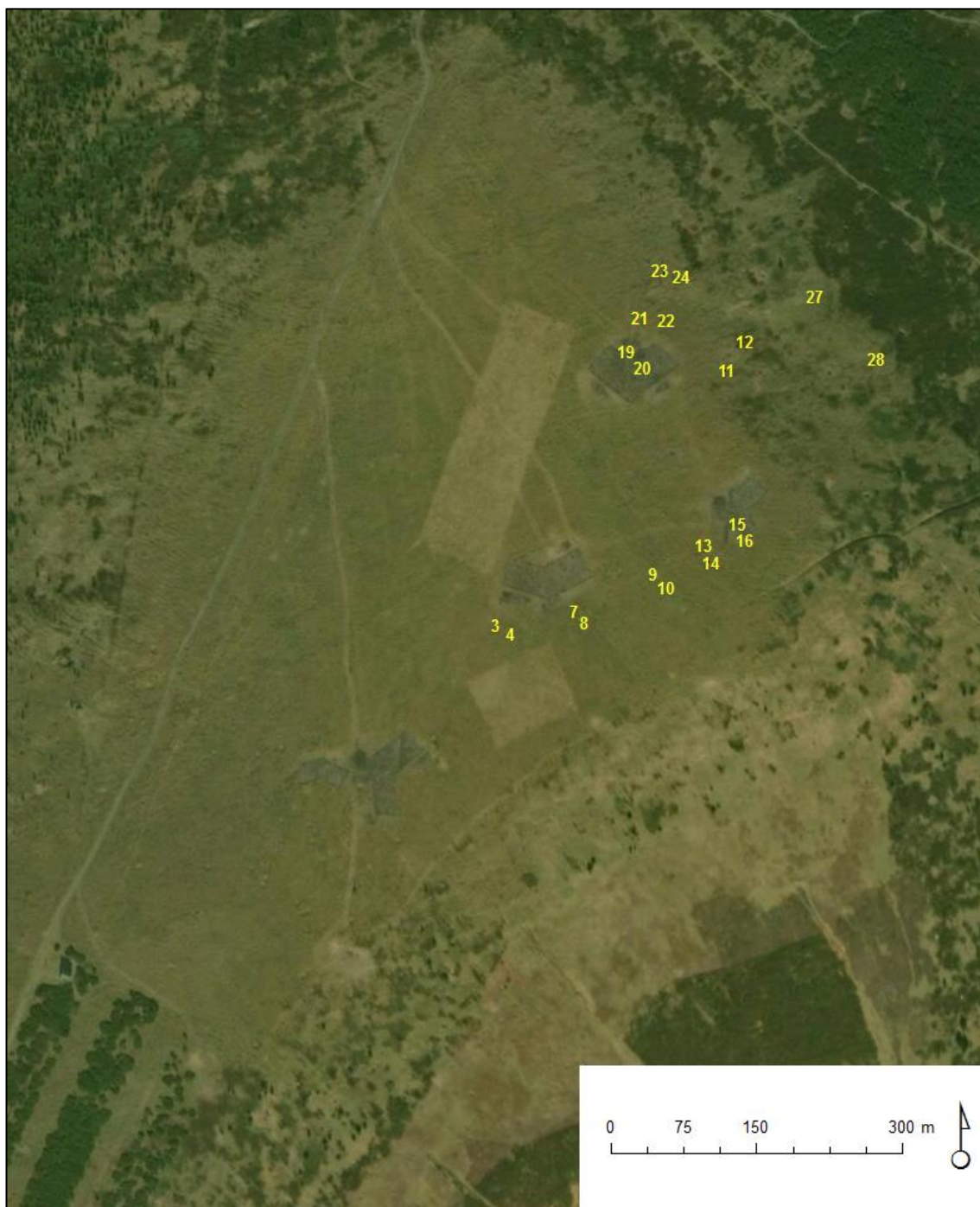
9. Přílohy

Příloha 1: Schéma rozložení trvalé monitorovací plochy © Marek Banaš



F (podplocha pro fytoocenologické snímkování), **B** (podplocha pro sledování biomasy), **P** (podplocha pro sledování půdního složení), **D** (podplocha pro měření dekompozice)

Příloha 2: Mapa založených trvalých monitorovacích ploch v prostoru Vysoké Hole.



Příloha 3: Přehled GPS souřadnic založených trvalých monitorovacích ploch v prostoru Vysoké Hole.

Plocha	Typ zásahu	Souřadnice
3	Kontrola	17°14'7.367"E 50°3'42.581"N
4	Kontrola	17°14'7.817"E 50°3'42.438"N
7	Kontrola	17°14'9.952"E 50°3'42.816"N
8	Kontrola	17°14'10.248"E 50°3'42.628"N
9	Seč	17°14'12.494"E 50°3'43.668"N
10	Seč	17°14'12.859"E 50°3'43.381"N
11	Kontrola	17°14'14.98"E 50°3'47.993"N
12	Kontrola	17°14'15.525"E 50°3'48.613"N
13	Seč	17°14'14.125"E 50°3'44.185"N
14	Seč	17°14'14.437"E 50°3'43.895"N
15	Kontrola	17°14'15.274"E 50°3'44.707"N
16	Kontrola	17°14'15.475"E 50°3'44.444"N
19	Seč	17°14'11.776"E 50°3'48.303"N
20	Seč	17°14'12.131"E 50°3'48.085"N
21	Seč	17°14'12.295"E 50°3'49.094"N
22	Seč	17°14'12.836"E 50°3'49.06"N
23	Seč	17°14'12.947"E 50°3'50.065"N
24	Seč	17°14'13.339"E 50°3'49.953"N
27	Kontrola	17°14'17.792"E 50°3'49.516"N
28	Kontrola	17°14'19.82"E 50°3'48.165"N

Příloha 4: Trvalá monitorovací plocha o velikosti 0,25 m² po provedeném destruktivním odběru nadzemní biomasy v zapojených metličkových trávnicích v prostoru Vysoké Hole
© Marek Banaš, 1. 7. 2019.



Příloha 5: Přehled naměřených hmotností nadzemní biomasy pro jednotlivé funkční skupiny rostlin na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách zapojených metličkových trávníků o velikosti 0,25 m² v r. 2019.

Plocha	Typ zásahu	Celková hmotnost nadzemní biomasy	Funkční skupina				
		na ploše [g]	Hmotnost T [g]	Hmotnost BIS [g]	Hmotnost CAR [g]	Hmotnost GRAM [g]	Hmotnost MECH [g]
3	Kontrola	57,955	47,387	3,776	6,792	0	0
4	Kontrola	27,578	21,805	0,424	5,349	0	0
7	Kontrola	57,889	53,631	1,629	2,629	0	0
8	Kontrola	53,443	43,923	5,045	3,697	0	0,778
9	Seč	36,496	35,392	1,035	0	0,069	0
10	Seč	57,403	36,588	11,724	9,091	0	0
11	Kontrola	89,411	73,48	13,117	1,016	1,047	0,751
12	Kontrola	86,294	79,972	0,211	0	0	6,111
13	Seč	77,225	59,243	2,463	5,465	0	10,054
14	Seč	41,257	30,389	8,528	2,326	0,014	0
15	Kontrola	73,602	67,742	5,86	0	0	0
16	Kontrola	73,165	70,288	0,589	2,288	0	0
19	Seč	42,881	33,594	6,063	3,224	0	0
20	Seč	68,568	60,53	5,885	0,906	1,247	0
21	Seč	44,111	37,752	5,513	0,662	0	0,184
22	Seč	39,026	34,723	3,608	0,695	0	0
23	Seč	45,037	36,515	8,225	0,297	0	0
24	Seč	41,849	36,474	4,414	0,961	0	0
27	Kontrola	54,027	43,862	10,001	0	0,164	0
28	Kontrola	39,349	32,605	6,044	0,7	0	0

T (metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), kostřava nízká (*Festuca supina*), smilka tuhá (*Nardus stricta*)), **BIS** (rdesno hadí kořen (*Bistorta major*)), **CAR** (ostřice (*Carex* sp.)), **GRAM** (vzrůstově vyšší graminoidní druhy: třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), bika bělavá měděná (*Luzula luzuloides* subsp. *rubella*)) a **MECH** (blíže nespecifikované druhy mechů a lišejníků, tj. mechové patro)

Příloha 6: Zastoupení uhlíku, dusíku a fosforu v nadzemní biomase rostlin zapojených metličkových trávníků na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v r. 2019.

Plocha	Typ zásahu	Fosfor [%]	Uhlík [%]	Dusík [%]	C:N [%]
3	Kontrola	0,1314	38,79	1,840	21,082
4	Kontrola	0,1784	38,42	2,280	16,851
7	Kontrola	0,1387	39,36	1,540	25,558
8	Kontrola	0,1576	39,76	1,770	22,463
9	Seč	0,2301	37,45	1,880	19,92
10	Seč	0,3429	38,38	2,520	15,23
11	Kontrola	0,2176	38,42	1,640	23,427
12	Kontrola	0,21	38,14	1,840	20,728
13	Seč	0,1516	38,26	1,650	23,188
14	Seč	0,2119	38,67	1,890	20,46
15	Kontrola	0,248	37,33	1,640	22,762
16	Kontrola	0,2508	37,77	2,200	17,168
19	Seč	0,227	36,80	1,740	21,149
20	Seč	0,2122	38,87	1,830	21,24
21	Seč	0,2109	37,69	1,760	21,415
22	Seč	0,2372	37,61	1,690	22,254
23	Seč	0,2297	37,65	1,910	19,712
24	Seč	0,2254	36,23	1,750	20,703
27	Kontrola	0,2583	37,49	1,940	19,325
28	Kontrola	0,1428	36,68	1,840	19,935

C:N Poměr uhlíku a dusíku

Příloha 7: Zastoupení uhlíku, dusíku a fosforu v opadu rostlin zapojených metličkových trávníků na kontrolních plochách (bez managementu) a po dobu 2 let pravidelně každoročně sečených trvalých plochách o velikosti 0,25 m² v r. 2019.

Plocha	Typ zásahu	Fosfor [%]	Uhlík [%]	Dusík [%]	C:N [%]
3	Kontrola	0,1059	39,34	1,910	20,597
4	Kontrola	0,1102	37,09	1,910	19,419
7	Kontrola	0,1	38,18	2,000	19,09
8	Kontrola	0,1211	37,98	2,170	17,502
9	Seč	0,0832	38,18	2,200	17,355
10	Seč	0,1162	37,57	2,120	17,722
11	Kontrola	0,1016	38,34	2,000	19,17
12	Kontrola	0,0947	40,61	1,760	23,074
13	Seč	0,1099	40,05	2,060	19,442
14	Seč	0,1231	36,52	2,200	16,6
15	Kontrola	0,1065	39,40	2,030	19,409
16	Kontrola	0,1217	36,68	2,100	17,467
19	Seč	0,1	34,85	2,030	17,167
20	Seč	0,1037	37,90	1,940	19,536
21	Seč	0,0873	40,09	2,020	19,847
22	Seč	0,0925	39,15	2,000	19,575
23	Seč	0,0906	40,45	1,900	21,289
24	Seč	0,1175	37,61	2,030	18,527
27	Kontrola	0,1205	39,28	1,870	21,005
28	Kontrola	0,1009	40,33	1,850	21,8

C:N Poměr uhlíku a dusíku