

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
KATEDRA EKOLOGIE A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Barbora Chmelinová

**Krátkodobé změny subalpínské a alpínské
vegetace po ukončení antropogenních zásahů v
Hrubém Jeseníku**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

v oboru Ochrana a tvorba životního prostředí

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

Olomouc 2013

Chmelinová, B: Krátkodobé změny subalpínské a alpínské vegetace po ukončení antropogenních zásahů v Hrubém Jeseníku. *Diplomová práce*. Katedra ekologie a ŽP PŘF UP v Olomouci. 64 stran, 13 stran příloh. Česky

Abstrakt

Alpínské a subalpínské prostředí patří mezi biotopy nejvíce ohrožené turistickým ruchem a dalšími antropogenními aktivitami. Vliv lidské činnosti se projevuje nejen ve sešlapávání turistických chodníků, ale i v tlaku na obnovení některých tradičních způsobů hospodaření v primárním horském bezlesí. Po ukončení úvodního pětiletého experimentu, kdy byly na experimentálních trvalých plochách v nejvyšších polohách Hrubého Jeseníku (mezi Petrovými kameny a Vysokou holí) prováděny zásahy simulující lidskou činnost (sešlap, stříhání biomasy a kompletní stržení drnu), byl následně pozorován zpětný vývoj vegetace na těchto plochách.

Na trvalých plochách bylo prováděno fytoocenologické snímkování pomocí Braun-Blanquetovy stupnice. Byla snímkována společenstva alpínských vřesovišť, smilkových alpínských trávníků, subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*), subalpínské borůvkové vegetace a subalpínské kapradinové vegetace s papratkou horskou (*Athyrium distentifolium*). Na plochách byla sledována pokryvnost jednotlivých rostlinných druhů, jež byla následně statisticky zpracována.

Vývoj sledovaných rostlinných společenstev po ukončení zásahů byl rozdílný nejen podle typu společenstva, ale i mezi jednotlivými zásahy ve společenstvu. Ukázalo se, že nejvýraznější vliv má stržení drnu, které bylo po 3 letech od ukončení zásahů výrazně odlišné stavu vegetace na ostatních plochách. Vřes obecný (*Calluna vulgaris*) pozitivně reagoval na zásah stržení drnu. Jako nejvíce resilientní vůči mechanickým zásahům se jevila společenstva s dominancí travin.

Klíčová slova: alpínské vegetace, primární bezlesí, antropogenní zásahy, sukcese, Hrubý Jeseník

Chmelinová, B: The short-term changes of the subalpine and alpine vegetation after the determination of human impacts in the Hrubý Jeseník Mountains *Diplomová práce*. Department of Ecology and Environmental Science, Palacký University in Olomouc. 64 pages, 13 pages of appendix.
Czech

Abstract

Alpine and Subalpine environment is one of the biotopes the most endangered by tourism. Influence of human activity is apparent not only in touristic paths being trod down, but as well in pressure to renew some of the traditional ways of farming in the primary treeless mountain areas.

After the five-years long experiment involving simulation of human activity (trampling, cutting of biomass, tearing of turf) on the experimental areas in Hrubý Jeseník (between Petrovy kameny and Vysoká hole) had been terminated the regressive development of the area was observed. The Phytosociologic scanning was conducted on the area by Braun-Blaquet scale. Alpine moorlands, Alpine nardus grass, subalpine grass with *Calamagrostis villosa*, subalpine blueberry vegetation and subalpine fern vegetation with *Athyrium distentifolium* have been scanned. The species cover on the area is being observed and statistically processed.

Development of the associations after the interference differs not only by the type of association, but as well by the type of interference. The most prominent impact has the turf being torn off, which differs significantly after three years after the interference. *Calluna vulgaris* reacts positively to the turf being torn off. The most resilient association would be those with predomination of grass.

Key words: Alpine vegetation, primary forest timberline, human impact, succession, Hrubý Jeseník Mountains

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

V Olomouci, 29.dubna 2013

.....

Podpis

Obsah

Seznam obrázků	vii
Seznam grafů.....	viii
Seznam tabulek	ix
Poděkování.....	xi
1. Úvod	12
2. Cíle práce.....	14
3. Materiál a metody.....	15
3.1. Popis zájmového území.....	15
3.2. Geomorfologické a geologické poměry	18
3.3. Klimatické poměry, anemo-orografické systémy.....	18
3.4. Studovaná rostlinná společenstva	19
3.5. Výzkumné plochy, design sběru dat.....	23
3.6. Odečty pokryvností a analýza dat	25
4. Výsledky	28
Alpínská vřesoviště.....	28
Smilkové alpínské trávníky	31
Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou (<i>Calamagrostis villosa</i>)	33
Subalpínská borůvková vegetace	36
Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou.....	38
5. Diskuze	41
6. Závěr.....	52
7. Citovaná literatura	55
8. Bibliografie	60
9. Přílohy	65

Seznam obrázků

Obrázek 1: Lokalizace trvalých ploch pro sledování vlivu mechanických disturbancí v Hrubém Jeseníku (Bradáčová 2007)	16
Obrázek 2: Poloha, sklon a nadmořská výška pokusných bloků (Bradáčová 2007)	17
Obrázek 3: Vývoj sněhové pokrývky na Šeráku v Hrubém Jeseníku (anonymous 2013)	66
Obrázek 4: Plocha se strženým drnem a kontrolní plocha ve společenstvu alpínských vřesovišť v roce 2012.	67
Obrázek 5: Regenerace vřesu obecného (<i>Calluna vulgaris</i>) po zásahu stržení drnu v alpínských vřesovištích (rok 2012).....	67
Obrázek 6: Regenerace vřesu obecného (<i>Calluna vulgaris</i>) po stržení drnu ve smilkových alpínských trávníků (rok 2012).....	68

Seznam grafů

Graf 1: Náhodné rozmístění jednotlivých zásahů (převzato od Bradáčová 2007)	24
Graf 2: Výsledky RDA analýzy ve společenstvu alpských vřesovišť (2012).....	29
Graf 3: Výsledky CCA analýzy ve společenstvu smilkových alpských trávníků (2012)	32
Graf 4: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na společenstvo subalpských trávníků s třtinou chloupkatou (2012)	34
Graf 5: Výsledky CCA analýzy vlivu interakce času a kontroly, času a stržení drnu; společenstvo subalpských trávníků s třtinou chloupkatou (2010 - 2012)	36
Graf 6: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpskou borůvkovou vegetaci (2012).....	37
Graf 7: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpskou kapradinovou vegetaci s papratkou horskou (<i>Athyrium distentifolium</i>).....	39
Graf 8: Vývoj počtu návštěvníků v Hrubém Jeseníku - oblast Ovčárna (pouze autobusová doprava, mimo pěší); záznamy CHKO Jeseníky, © Správa CHKO Jeseníky	65
Graf 9: Výsledky DCA analýzy pro společenstva alpských vřesovišť. Výrazně oddělena plocha bloku 2 se zásahy sešlap nejnižší (9, 27, 45) a střední intenzity (7, 25, 43), kontrolní plocha (11,29, 47), plocha se strženým drnem (10, 28, 46). Propojeny některé plochy v čase. Klasifikováno podle roku 2010 – 2012.	66
Graf 10: Výsledky DCA analýzy pro smilkové alpské trávníky (klasifikováno podle roku 2010 - 2012)	68
Graf 11: Výsledky DCA analýzy pro společenstvo subalpských trávníků s třtinou chloupkatou bez viditelného trendu ve vývoji. Klasifikováno podle roku 2010 – 2012.....	69
Graf 12: Výsledky DCA analýzy pro společenstva subalpské borůvkové vegetace. Červeně zvýrazněny plochy se sestřiháním biomasy. Klasifikováno podle roku 2010 - 2012.	69
Graf 13: Výsledky DCA analýzy pro subalpskou kapradinovou vegetaci s papratkou horskou. Červeně zvýrazněny plochy se strženým drnem. Klasifikováno podle roku 2010 - 2012.	70

Seznam tabulek

Tabulka 1: Hodnocení pokrývnosti druhů a přepis pro statistické použití	25
Tabulka 2: Model odpovědi druhů podle DCA analýzy (odvozeno podle délky gradientu)	26
Tabulka 3: Výsledky RDA analýzy ve společenstvu alpínských vřesovišť (2012).....	28
Tabulka 4: Výsledky RDA analýzy ve společenstvu alpínských vřesovišť, interakce času se všemi typy zásahů (2010 – 2012).....	29
Tabulka 5: Výsledky RDA analýzy pro interakci jednotlivých zásahů v čase, alpínská vřesoviště (2010 - 2012).....	30
Tabulka 6: Výsledky CCA analýz pro smilkové alpínské trávníky (2012)	32
Tabulka 7: Výsledky RCA analýzy ve společenstvu smilkových alpínských trávníků, interakce času a zásahů (2010 – 2012)	33
Tabulka 8: Výsledky CCA analýzy pro společenstvo subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou (2012)	34
Tabulka 9: Výsledky CCA analýzy pro společenstvo subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou; interakce zásahů a času (2010 - 2012).....	35
Tabulka 10: Výsledky CCA analýzy pro společenstva subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou, interakce čas a kontrola, čas a drn (2010 - 2012)	35
Tabulka 11: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpínskou borůvkovou vegetaci (2012)	36
Tabulka 12: Výsledky RDA analýzy vlivu zásahů v čase na společenstvo subalpínské borůvkové vegetace (2010 - 2012).....	38
Tabulka 13: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpínskou kapradinovou vegetaci s paprčkou horskou (2012)	38
Tabulka 14: Výsledky RDA analýzy pro subalpínská kapradinová společenstva s paprčkou horskou, vliv interakce času se zásahy (2010 - 2012).....	40
Tabulka 15: Výsledky RDA analýzy vlivu interakce jednotlivých zásahů a času, společenstvo smilkových alpínských trávníků (2010 - 2012)	71
Tabulka 16: Výsledky CCA analýzy pro společenstva subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou, interakce jednotlivých zásahů a času (2010 - 2012)	72

Tabulka 17: Výsledky RDA analýzy pro subalpínskou borůvkovou vegetaci, interakce času s každým zásahem a kontrolou zvlášť (2010 - 2012)	74
Tabulka 18: Výsledky RDA analýzy pro subalpínskou kapradinovou vegetaci, interakce času s jednotlivými zásahy a kontrolou (2010 - 2012)	75

Poděkování

Za pomoc při zpracování překládané diplomové práce děkuji svému vedoucímu práce RNDr. Marku Banašovi, Ph.D. Za odborné konzultace a cenné rady při statistické zpracování dat děkuji RNDr. Martinu Duchoslavovi, Ph.D. Za poskytnutá data děkuji Mgr. Sylvii Bradáčové a Mgr. Adéle Češkové. Za pomoc v terénu děkuji Bc. Ondřeji Popelkovi, Bc. Josefě Volfové a svým rodičům. Děkuji Správě CHKO Jeseníky za vstřícný přístup při povolování vstupu do NPR Praděd i za poskytnuté údaje o návštěvnosti. Děkuji všem, kteří se po dobu práce podporovali a starali se o mě. Děkuji.

V Olomouci, 18.4. 2013

1. Úvod

Horské ekosystémy jsou díky svým specifickým podmínkám jedny z nejzranitelnějších ekosystémů světa (Takahashi et Miyajima 2010). Vysoká rozdílnost v podmínkách prostředí vede k ploškovitému charakteru subalpínských a alpínských společenstev (Tasser et Tappeiner 2002). Kromě abiotických faktorů prostředí se výrazně uplatňuje i vliv tvaru reliéfu.

Ve střední Evropě se horské ekosystémy vyznačují poměrně zachovalými společenstvy rostlin s vysokým počtem endemitů a ohrožených rostlin. Význam těchto ekosystémů jen podtrhuje fakt, že velká část z nich se nejen v České republice nachází v chráněných územích typu CHKO nebo NP (včetně zájmového území Hrubého Jeseníku).

Výsledky dostupných studií naznačují, že nejběžnější turistické a rekreační aktivity, pokud nejsou usměrňovány, negativně ovlivňují přírodní hodnoty a životní prostředí (Van der Duim et Caalders 2002; Liddle 1997). Aktivity, jako pěší turistika, jízda na kole či na koni, způsobují snížení výšky vegetace, snížení celkového množství biomasy, redukci počtu květů či semen, snížení pokryvnosti, přímé ničení semen a dalších rozmnožovacích struktur (Pickering et Hill 2007). Podél turistických tras a chodníků se vytvářejí různě široké lemy antropogenně poškozené vegetace (Hill et Pickering 2006; McDougall et Wright 2004). Přirozená obnova zničených míst má omezené úspěchy díky podmínkám, které omezují dobu růstu ale i rozmnožování rostlin. Zvyšuje se tím potenciál půdní eroze (Scherrer et Pickering 2006).

Jednotlivé formace horské vegetace jsou různě zranitelné a odolné k mechanickým disturbancím, přičemž k nejvíce zranitelným patří druhově bohatá vysokobylinná společenstva a společenstva keříčků (Whiman et Chilcott 2003; Whinam et Chilcott 1999). Na rozdíl od bylinných porostů keříčková společenstva s vřesem obecným (*Calluna vulgaris*) či brusnicí brusinkou (*Vaccinium myrtillus*) projevují zvýšenou regenerační schopnost při úplném odstranění půdního krytu (Petříček 1999). Travniny patří mezi rostliny nejvíce odolné mechanické disturbanci. Odolávají sešlapávání i vyšších intenzit.

V pohořích Vysokých Sudet je výskyt některých druhů rostlin a diverzita rostlinných společenstev přímo závislá na existenci bezlesých zón (Jeník 1961). Dnešní rozšíření proto indikuje dlouhodobější trvání bezlesých enkláv. Nicméně výskyt těchto enkláv není dán teplotně, ale spíše závisí na půdních podmínkách, vodním režimu a sklonu svahu (Tremel et al. 2008). Tremel et al. (2008) nadále vylučují možnost, že by v době holocenního optima dosahovala horní hranice lesa vrcholů Pradědu, Velkého Máje nebo Petrových kamenů. Horní hranice lesa tak zřejmě nikdy nedosahovala výšek nad 1300 m n. m (Rybníček et Rybníčková 2004).

Vrcholové partie zájmového území i díky existenci primárního bezlesí byly dlouhodobě využívány k pastvě. Masív Hrubého Jeseníku začal člověk využívat k pastvě od 15. století (Banaš et Hošek 2004). Intenzivně se v okolí Petrových kamenů začalo pásat na přelomu 17. a 18. století. Jednalo se o pastvu ovcí. Nejvyššího rozsahu dosáhla pravděpodobně v prostoru někdejšího panství Bruntál, kde se páslo od Petrových kamenů přes Malou holi až po Velkou Kotlinu (Hošek 1973; Hošek 1972).

Změna nastala začátkem 20. století, kdy se zmiňované svahy pod Petrovými kameny a v okolí vrcholu Pradědu začaly využívat k pastvě dobytka, tentokrát skotu. Počet pasoucích se kusů se zvýšil na 300 – 400 kusů po roce 1938 (Hošek 1973). Pastva ustala po druhé světové válce, definitivně s intenzifikací zemědělství. Dnes se pastva skotu vrátila do okolí chaty Švýcárna.

Ve 20. století se výrazně intenzifikuje vliv turismu na vrcholové partie Hrubého Jeseníku. Na vrchol Pradědu je vybudována asfaltová cesta, která původně sloužila pro vozidla přivážející materiál na stavbu rozhledny. Je zřízena kyvadlová autobusová doprava na sedlo Ovčárny. Na vrchol Petrových kamenů je postavena lanovka. Nárůst počtu letních a zimních turistů je dokumentován správou CHKO (graf:8; přílohy). Zájem o využívání nejvyšších poloh Hrubého Jeseníku neustále stoupá a lze předpokládat jeho další růst. Plocha Jeseníků však zůstává nezměněna, zachovalé horské a subalpínské ekosystémy jsou čím dál více ohrožovány, omezovány a narušovány. Jejich poškození se jen pomalu obnovuje a místy hrozí i ireverzibilní změny (Bureš 2005).

2. Cíle práce

Cílem předkládané diplomové práce je popsat vývoj rozdílných subalpínských a alpínských rostlinných společenstev po ukončení předchozích mechanických disturbancí různého typu a intenzity v přirozeném subalpínském a alpínském bezlesí Hrubého Jeseníku. Na lokalitě Petrovy kameny – Vysoká hole bylo nejprve po pět let prováděno několik typů zásahů (3 intenzity sešlapu, stříh, stržení drnu). Po jejich ukončení byl následně během 3 sezón sledován vývoj vegetace na jednotlivých plochách s cílem zjistit, zda se po ukončení mechanických zásahů vrátí, nebo přiblíží studovaná horská společenstva své přirozené druhové skladbě a pokryvnosti.

V rámci studie se budeme tedy zabývat především studováním sukcese vegetace na trvalých plochách. Pokusíme se potvrdit, že travinná společenstva nejen lépe odolávají mechanické disturbanci, ale i dříve regenerují. Studie také naváže na výsledky předchozích studií a pokusí se potvrdit či vyvrátit předpoklady v nich zmiňované.

Mezi studovaná rostlinná společenstva patří: alpínská vřesoviště (*Avenello flexuosa* – *Callunetum vulgaris*), subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou (*Crepidomyzifoliae* – *Calamagrostietum villosae*), smilkové alpínské trávníky (*Carici bigelowii* – *Nardetum strictae*), subalpínská borůvková vegetace (*Festuco supinae*- *accinetum myrtilii*) a subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou (*Adenostylo-alliariae* – *Athyrietum distentifolii*) (Chytrý 2010).

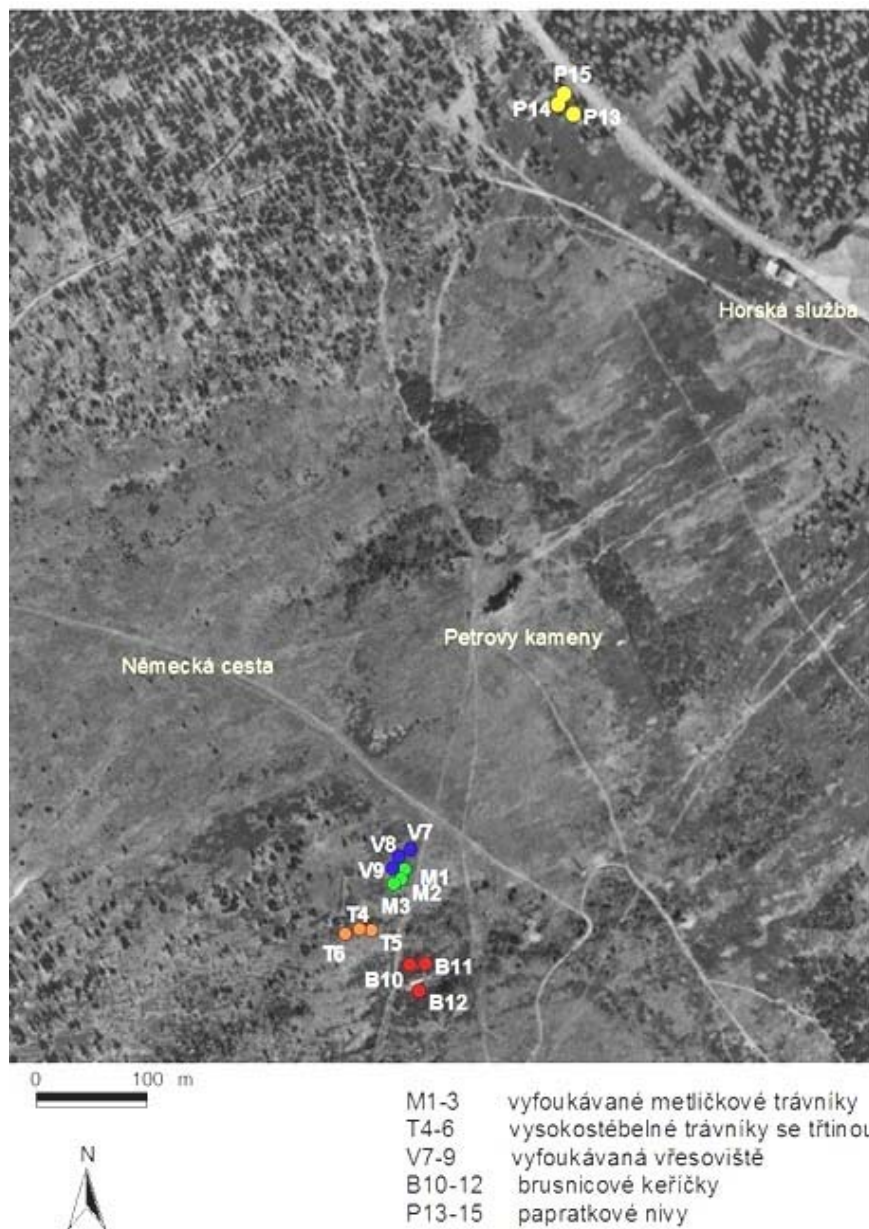
Tato diplomová práce navazuje na předchozí diplomové práce Mgr. Adély Češkové (2011) a Mgr. Silvie Bradáčové (2007), a proto bude možné srovnat jimi vyslovené předpoklady vývoje vegetace na sledovaných plochách s aktuální skutečností.

3. Materiál a metody

3.1. Popis zájmového území

Lokalita, na které byl proveden experiment, se nachází mezi vrcholy Petrových kamenů a Vysoké hole v NPR Praděd. NPR Praděd se nachází přibližně ve středu CHKO Jeseník a jedná se o jednu z největších NPR na našem území. Celková rozloha NPR Praděd je 40 ha. Současná rezervace vznikla v roce 1991 sloučením bývalých státních přírodních rezervací Vrchol Pradědu (vyhlášena 1955), Malá kotlina (1955), Velká kotlina (1955), Petrovy kameny (1955), Divoký důl (1955) a Bílá Opava (1964) (Demek et Kříž 1994).

Pokusné plochy se nacházejí v lokalitě, která je uzavřená pro vstup turistů. Nejbližší turistické značení vede přibližně 100 m od sledovaných ploch. Plochy kapradinové vegetace jsou cca 15 m nad asfaltovou silnicí vedoucí na vrchol Pradědu (obr. 1). Přesné údaje o lokalizaci plochy jsou zakresleny následující tabulce (obr. 2)



Obrázek 1: Lokalizace trvalých ploch pro sledování vlivu mechanických disturbancí v Hrubém Jeseníku (Bradáčová 2007)

Obrázek 2: Poloha, sklon a nadmořská výška pokusných bloků (Bradáčová 2007)

blok	poloha souřadnice GPS	nadmořská výška (m)	sklon (°)
M1	50°03.990N 017°13.976E	1430	10
M2	50°03.986N 017°13.973E	1431	5
M3	50°03.981N 017°13.964E	1429	10
T4	50°03.939N 017°13.926E	1424	13
T5	50°03.940N 017°13.929E	1425	10
T6	50°03.938N 017°13.922E	1424	10
V7	50°03.992N 017°13.959E	1430	5
V8	50°03.991N 017°13.952E	1429	5
V9	50°03.982N 017°13.952E	1429	5
B10	50°03.938N 017°13.981E	1434	12
B11	50°03.941N 017°13.994E	1439	7
B12	50°03.916N 017°13.993E	1440	15
P13	50°04.345N 017°14.004E	1332	23
P14	50°04.349N 017°13.989E	1328	39
P15	50°04.349N 017°13.996E	1325	35

Označení pokusných bloků (používané také níže v práci):

M1-M3 zapojené alpské trávníky s dominancí metličky křivolaké
T4-T6 vysokostébelné trávníky s dominantní třtinou chloupkatou
V7-V9 alpská vřesoviště s dominantním vřesem obecným
B10-B12 subalpínská borůvková vegetace

3.2. Geomorfologické a geologické poměry

(Převzato z bakalářské práce Chmelinová 2011)

Hrubý Jeseník je nejvyšším pohořím Východních Sudet s kerným reliéfem. Pohoří v centrální části dosahuje nejvyšších výšek v okolí Pradědu (1491 m) a na přilehlém ústředním hřebenu s plochým povrchem ve výškách od 1300 do 1460 m.

Celou východní část Hrubého Jeseníku tvoří mohutná klenba, která byla podle říčky Desné označena jako klenba desenská. Proti klenbě keprnické nejsou v jejím jádře zastoupeny v takovém množství „ortoruly“ a převládajícími horninami jsou migmatity a pararuly. Klenba je rozdělena bělským zlomem na dvě části neboli kry – na kru pradědskou (kru Pradědu) a kru Orlickou (kru Orlíku). V pradědské kře (zahrnující tzv. Pradědskou hornatinu) převládají pararuly nad migmatity, kdežto v kře orlické jsou tyto horniny přibližně v rovnováze (Pouba et al. 1962).

Vysokoholský hřbet, jehož součástí jsou sledované plochy, je okrsek ve střední části Pradědské hornatiny budovaný krystalikem Hrubého Jeseníku, zejména pararulami, fylity a kvarcity vranských vrstev. Jedná se o vysoko vyzdviženou kru zemské kůry protaženou ve směru SV-JZ se zbytky vyzdvižené a kryogenně přemodelované holoroviny ve vrcholových částech s četnými kryogenními tvary jako jsou kryoplanační terasy, kamenné moře, izolované skály a jiné (Demek et al. 2006).

V chladných obdobích pleistocénu probíhaly na plošinách a na svazích kryogenní pochody, které dále modelovaly třetihorní georeliéf. Nad řadou plošin ční izolované skály a skalní hradby. Snížením plošin na svazích vznikly stupně kryoplanačních terasy a jejich protnutím kryoplanační vrcholové plošiny (Demek et Kříž 1994). Nad těmito terasami se nachází skály Petrovy kameny, Vozka s mrazovými sruby hříbovitého tvaru (Demek et al. 2006).

3.3. Klimatické poměry, anemo-orografické systémy

Svou zeměpisnou polohou náleží Hrubý Jeseník k mírnému klimatickému pásmu, do přechodné oblasti mezi oceánským a kontinentálním typem podnebí. Pro oblast je charakteristická značná proměnlivost počasí. Klima v nejvyšších partiích, zejména s ohledem na teplotu vzduchu, je obdobné klimatu ve skandinávských

tundrách (Jeník 1961). Na Pradědu je v 54 % dnů v roce naměřen mráz, který se může objevit i v nejteplejších měsících červenci a srpnu. Celkové množství srážek v polohách nad 1200 m n. m. může dosahovat až 1400 mm za rok. Značného ekologického významu nabývají horizontální srážky, především jinovatka, námraza a ledovka (Demek et Kříž 1994).

Výrazným klimatickým činitelem na vrcholcích hor jsou lokální větry, mezi nimiž nejhlavnější roli zaujímá anemo-orografický systém Divoké Desné. Jeho koryto tvoří na severovýchodě střed hlavního hřebene, na jihozápadě vrchol Mravenečníku až sedlo u Františkovy myslivny a Máj. Větry západních směrů narážejí na hlavní hřeben Hrubého Jeseníku a stáčejí se mírně k jihu proti toku Divoké Desné. V závěru tohoto údolí je vzdušný proud přinucen vystoupit až na úroveň hřebene v úseku mezi Petrovými Kameny, Vysokou holí a Kamzičnickem. Zdejší anemo-orografický systém patří mezi nejstálější v rámci celého Hrubého Jeseníku (Jeník 1961).

S anemo-orografickým systémem souvisí i půdní vlhkost na lokalitě. V exponovaných vrcholových partiích těchto systému je půda vysušována silným výparem. K vysoušení půd zároveň přispívá nedostatek humusu a jemnozemi, které váží půdní vodu (Jeník 1961).

3.4. Studovaná rostlinná společenstva

(upraveno podle Chytrý 2010)

Alpínská vřesoviště *Avenello flexuosa-Callunetum vulgaris* (Zlatník 1925)

Diagnostické druhy: *Avenella flexuosa*, *Calluna vulgaris*, *Campanula bohemica*, ***Carex bigelowii***, *Diphasiostrum alpinum*, ***Festuca supina***, *Geum montanum*, ***Hieracium alpinum* agg.**, *Hesperzia selago*, *Juncus trifidus*, *Pulsatilla alpina* subsp. *austriaca*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Alectoria ochroleuca*, *Lophozia lycopodioides*, ***Cetraria islandica***, *C.nivalis*, *Cladonia arbuscula*, ***C.bellidiflora***, *C.grayi*, ***C.macilenta***, ***C.merochlorophaea***, *C.pleurota*, *C.uncialis*, *Gymnocelea inflata*, *Micarea turfosa*, *Themnolia vermicularis*

Konstantní druhy: *Avenella flexuosa*, *Bistorta major*, ***Calluna vulgaris***, *Carex bigelowii*, *Festuca supina*, ***Hieracium alpinum* agg.**, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, ***Cetraria islandica***, *Cladonia macilenta*, *C.merochlorophaea*, *Pohlia nutans*

Dominantní druhy: ***Calluna vulgaris***

(převzato z bakalářské práce Chmelinová 2011)

Společenstvo pozorované plochy se řadí do svazu *Loiseleurio procumbentis* – *Vaccinion* (Braun-Blanquet et Jenny 1926), asociace *Avenello flexuosae* – *Callunetum vulgaris* (Zlatník 1925). Pro společenstvo jsou typické nízké porosty s dominantním vřesem obecným (*Calluna vulgaris*) pokrývajícím až 80 % plochy a dále s metličkou křivolakou (*Avenella flexuosa*) nebo s ostřicí bigelowou (*Carex bigelowii*). Alpínská vřesoviště se vyskytují nad horní hranicí lesa ve výškách nad 1400 m n. m. a jejich rozšíření je omezeno na tzv. kryo-eolitickou zónu. Jde o většinou konvexní tvary na nejextrémnějších stanovištích návětrných stran s výrazně se projevující erozí a abrazí. Vřesoviště rostou na nejsušších místech subalpínského i alpínského stupně s nízkou sněhovou pokrývkou (Chytrý 2010).

Smilkové alpínské trávníky *Carici bigelowii* – *Nardetum strictae* (Zlatník 1928)

Diagnostické druhy: *Avenella flexuosa*, ***Carex bigelowii***, ***Festuca supina***, *Galium saxatile*, ***Hieracium alpinum* agg.**, *Nardus stricta*, *Solidago virgaurea*

Konstantní druhy: ***Avenella flexuosa***, *Bistorata major*, *Calamagrostis villosa*, *Calluna vulgaris*, *Carex bigelowii*, *Festuca supina*, *Hieracium alpinum* agg., ***Nardus stricta***, *Solidago virgaurea*

Dominantní druhy: ***Avenella flexuosa***, ***Nardus stricta***

(upraveno podle Chytrý 2010)

Nápadný je rozdíl mezi krkonošskými porosty, tvořenými převážně smilkou tuhou (*Nardus stricta*), a jesenickými, jejichž dominantou je metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), což zapříčiňuje odlišné geologické podloží a způsob jeho zvětrávání.

Smilkové trávníky tvoří husté porosty o pokryvnosti nejčastěji 90 – 100 %. Hlavními druhy, uplatňujícími se jako dominanty, jsou smilka tuhá v krkonošských

porostech a metlička křivolaká v jesenických. V druhově chudých porostech je dále přítomno ještě několik druhů trav. Porosty obsahují zpravidla jen kolem 10 druhů cévnatých rostlin na ploše 16 – 25 m².

Smilkové trávníky vytvářejí rozsáhlé porosty na plochých hřebenech, vrcholových plošinách a mírných svazích v alpínském stupni zpravidla nad 1300 m n.m. Na deflačním reliéfu je střídají kostřavové trávníky s lišejníky (*Cetrario-Festucetum supinae*) a alpínská vřesoviště (*Avenello flexuosae* – *Callunetum vulgaris*). Vyskytují se na hlubších, ale kamenitých půdách.

Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou *Crepido conyzifoliae*-*Calamagrostietum villose* (Jeník 1961)

Diagnostické druhy: *Salix silesiaca*, *Anemone narcissiflora*, ***Athyrium distentifolium***, *Avenella flexuosa*, *Bistorta major*, *Calamagrostis villosa*, *Crepis conyzifolia*, ***Gentiana asclepiadea***, *Homogyne alpina*, *Luzula luzuloides*, ***Melampyrum sylvaticum***, *Potentilla aurea*, *Ranunculus platanifolius*, ***Rumex arifolius***, *Silene vulgaris*, *Solidago virgaurea*, ***Trientalis europaea***, *Vaccinium myrtillus*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*

Konstantní druhy: *Athyrium distentifolium*, ***Avenella flexuosa***, *Bistorata major*, ***Calamagrostis villosa***, ***Gentiana asclepiadea***, *Homogyne alpina*, *Luzula luzuloides*, *Melampyrum sylvaticum*, *Potentilla aurea*, ***Rumex arifolius***, *Senecio nemorensis* agg., *Silene vulgaris*, *Solidago virgaurea*, ***Trientalis europea***, ***Vaccinium myrtillus***, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*

Dominantní druhy: ***Calamagrostis villosa***

(převzato z bakalářské práce Chmelinová 2011)

Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou jsou druhově poměrně bohaté, zpravidla zcela zapojené trávníky. Dominantní třtina chloupkatá dosahuje výšek kolem 30 – 40 cm. Mechové patro je jen slabě vyvinuto. Společenstvo se vyskytuje hlavně v závětrných stranách, zpravidla v karech. Vyskytuje se v supramontánním a

subalpínském stupni ve výškách kolem 1200 m n. m. Sníh zabraňuje promrzání půdního profilu. Půdy jsou podzoly hluboké kolem 30 cm, vysychavé s dostatečným množstvím humusu (Chytrý 2010).

Subalpínská borůvková vegetace *Festuco supinae* – *Vaccinietum myrtilli* (Šmarda 1950)

Diagnostické druhy: *Avenella flexuosa*, *Calamagrostis villosa*, *Hieracium alpinum* agg., *Homogyne alpina*, *Ligusticum mutellina*, *Melampyrum sylvaticum*, ***Trientalis europaea***, *Vaccinium myrtillus*, *Lophozia lyspodiodes*, *Catraria islandica*, *Dicranum fuscescens*

Konstantní druhy: ***Avenella flexuosa***, ***Calamagrostis villosa***, *Homogyne alpina*, *Luzula luzuloides*, *Nardus stricta*, *Trientalis europaea*, ***Vaccinium myrtillus***, *Vaccinium vitis-idaea*

Dominantí druhy: ***Calamagrostis villosa***, ***Vaccinium myrtillus***

Tato společenstva jsou typická zapojenými porosty s dominantní borůvkou, vysoké kolem 40 cm. Borůvková vegetace roste nad horní hranicí lesa. Příměs tvoří i brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*), popřípadě traviny (např. *Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides* nebo *Calamagrostis villosa*).

Subalpínská borůvková vegetace je rozšířena v blízkosti horní hranice lesa v nadmořských výškách 1200 – 1400 m. Vegetace se vyhýbá vyfoukávaným vrcholovým polohám. Na rozdíl od alpínské keříčkové vegetace s vřesem je v zimě kryta mocnou sněhovou pokrývkou, která poskytuje ochranu před mrazem a silným větrem. Opad stařiny vytváří silnou vrstvu humusu (Chytrý 2010).

Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou *Adenostylo-alliariae* – *Athyrietum distentifolii* (Jeník 1961)

Diagnostické druhy: ***Adenostyles alliaria***, ***Athyrium distentifolium***, *Calamagrostis villosa*, *Cicerbita alpina*, *Gentiana asclepiadea*, *Polygonatum verticillatum*, ***Rumex arifolius***, *Silene dioica*, *Stellaria nemorum*, *Streptopus amplexifolius*, *Trientalis*

europaea, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*, *Brachythecium reflexum*, *Plagiothecium denticulatum*, *Racomitrium heterostichum*

Konstantní druhy: *Adenostyles alliariae*, ***Athyrium distentifolium***, *Avenella flexuosa*, *Bistorata major*, ***Calamagrostis villosa***, *Dryopteris filix-mas*, *Gentiana asclepiadea*, *Oxylis acetosella*, *Rubus idaeus*, ***Rumex arifolius***, *Senecio nemorensis* agg., *Silene dioica*, *Stellarium nemorum*, *Vaccinium myrtillus*, *Veratrum album* subsp. *lobelianum*, *Plagiothecium denticulatum*

Dominantní: ***Athyrium distentifolium***

(převzato z bakalářské práce Chmelinová 2011)

Tyto porosty jsou druhově chudé s dominantní papratkou horskou (*Athyrium distentifolium*) dosahující výšek 60 – 100 cm. Mechové patro je zpravidla slabě vyvinuto, protože pod papratkovými porosty se vytváří silná vrstva surového humusu.

Papratkové porosty se vyskytují většinou na závětrných svazích severní až východní orientace. Jde o vlhká, často zastíněná stanoviště při horní hranici lesa, kde nelesní papratkou porosty často plynule přecházejí v podrost papratkových smrčín. V zimě se zde hromadí mohutná sněhová pokrývka, která zajišťuje tepelnou ochranu proti pozdějším mrazům, ke kterým je papratka náchylná (Chytrý 2010).

3.5. Výzkumné plochy, design sběru dat

Experiment byl založen na plochách v sedle mezi vrcholy Petrových kamenů a Vysokou holí. Území se nachází v bezzásahové zóně, nevedou přes něj žádné turistické stezky. Plochy s dominantním vřesem obecným (*Calluna vulgaris*), metličkou křivolakou (*Avenella flexuosa*) a třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*) mají JZ orientaci, plochy s dominantní borůvkou Z a plochy s dominantní papratkou jsou orientované severním směrem. Všechny plochy se nacházejí v rozmezí výšek 1320 až 1430 m n. m. Mimo plochy s porosty papratky horské jsou všechny na návětrné straně Vysoké hole a Petrových kamenů, v závěru anemo-orografického systému Divoké Desné.

Pokusné plochy byly založeny v roce 2004. Až do roku 2008 na nich byly experimentálně prováděny mechanické zásahy, které simulovaly různé lidské aktivity.

Jednalo se o tři intenzity sešlapů (50, 100 a 200 sešlapů na 1m²), stříhání vegetace s odstraněním vegetace a stržení drnu (přesný popis zásahů viz Bradáčová 2011). Od roku 2010 bylo na plochách prováděno pouze sledování pokryvnosti jednotlivých rostlinných druhů (sukcese na plochách), bez opakování mechanické disturbance.

Plochy byly vyznačeny v pěti společenstvech rostlin a to: alpinská vřesoviště (dále vřesoviště), subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou (dále třtinové trávníky), smilkové alpinské trávníky (dále smilkové trávníky), subalpínská borůvková vegetace (dále borůvková vegetace) a subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou (dále porosty papratty). V každém společenstvu byly vybrány tři bloky skládající se ze šesti ploch. K jednotlivým plochám v bloku byl náhodně přidělen typ zásahu (viz graf 1).

Graf 1: Náhodné rozmístění jednotlivých zásahů (převzato od Bradáčová 2007); M - metličkové trávníky; T – třtinové trávníky; V – vřesoviště; B – brusnicové keříčky; P – papratkové nivy, X1 – X3 – číslo bloku, označení disturbančních zásahů: D – stržení drnu; S – sestřihání biomasy, 1 – sešlap nejnižší intenzity, 2 – sešlap střední intenzity, 3 – sešlap nejvyšší intenzity, K – kontrolní plocha

M1	<table border="1"><tr><td>D</td><td>S</td><td>3</td></tr><tr><td>1</td><td>2</td><td>K</td></tr></table>	D	S	3	1	2	K	M2	<table border="1"><tr><td>3</td><td>D</td><td>S</td></tr><tr><td>1</td><td>K</td><td>2</td></tr></table>	3	D	S	1	K	2	M3	<table border="1"><tr><td>K</td><td>3</td><td>D</td></tr><tr><td>2</td><td>S</td><td>1</td></tr></table>	K	3	D	2	S	1
D	S	3																					
1	2	K																					
3	D	S																					
1	K	2																					
K	3	D																					
2	S	1																					
T1	<table border="1"><tr><td>S</td><td>1</td><td>2</td></tr><tr><td>K</td><td>D</td><td>3</td></tr></table>	S	1	2	K	D	3	T2	<table border="1"><tr><td>2</td><td>1</td><td>K</td></tr><tr><td>D</td><td>3</td><td>S</td></tr></table>	2	1	K	D	3	S	T3	<table border="1"><tr><td>2</td><td>S</td><td>K</td></tr><tr><td>1</td><td>3</td><td>D</td></tr></table>	2	S	K	1	3	D
S	1	2																					
K	D	3																					
2	1	K																					
D	3	S																					
2	S	K																					
1	3	D																					
V1	<table border="1"><tr><td>K</td><td>S</td><td>D</td></tr><tr><td>1</td><td>3</td><td>2</td></tr></table>	K	S	D	1	3	2	V2	<table border="1"><tr><td>2</td><td>3</td><td>1</td></tr><tr><td>D</td><td>K</td><td>S</td></tr></table>	2	3	1	D	K	S	V3	<table border="1"><tr><td>2</td><td>1</td><td>D</td></tr><tr><td>3</td><td>S</td><td>K</td></tr></table>	2	1	D	3	S	K
K	S	D																					
1	3	2																					
2	3	1																					
D	K	S																					
2	1	D																					
3	S	K																					
B1	<table border="1"><tr><td>2</td><td>K</td><td>3</td></tr><tr><td>1</td><td>D</td><td>S</td></tr></table>	2	K	3	1	D	S	B2	<table border="1"><tr><td>3</td><td>2</td><td>S</td></tr><tr><td>D</td><td>K</td><td>1</td></tr></table>	3	2	S	D	K	1	B3	<table border="1"><tr><td>S</td><td>K</td><td>2</td></tr><tr><td>3</td><td>1</td><td>D</td></tr></table>	S	K	2	3	1	D
2	K	3																					
1	D	S																					
3	2	S																					
D	K	1																					
S	K	2																					
3	1	D																					
P1	<table border="1"><tr><td>K</td><td>3</td><td>1</td></tr><tr><td>D</td><td>2</td><td>S</td></tr></table>	K	3	1	D	2	S	P2	<table border="1"><tr><td>D</td><td>1</td><td>3</td></tr><tr><td>2</td><td>S</td><td>K</td></tr></table>	D	1	3	2	S	K	P3	<table border="1"><tr><td>3</td><td>2</td><td>D</td></tr><tr><td>1</td><td>K</td><td>S</td></tr></table>	3	2	D	1	K	S
K	3	1																					
D	2	S																					
D	1	3																					
2	S	K																					
3	2	D																					
1	K	S																					

Pokryvnost byla sledována na plochách o rozměrech 1 m² (Vennet et al. 2012; Chytrý et Otýpková 2003) mimo porosty paprkatky, kde byla zvolena délka hrany 1,5 m². Každá plocha byla označena v levém a pravém horním rohu železným kolíkem. Kolem jednotlivých ploch byl ponechán 10cm okraj, aby se předešlo okrajovému efektu. Jednotlivé plochy byly rozděleny na 9 stejných malých podplošek kódovaných od *a* (vpravo dole) po *i* (vlevo nahoře).

3.6. Odečty pokryvnosti a analýza dat

Pro identifikaci velikosti plochy byly použity kovové rámy, které se přikládaly ke kovovým kolíkům vyznačujícím plochy. Odečty pokryvnosti byly prováděny uprostřed vegetační sezóny na přelomu července a srpna. Pro zjišťování pokryvnosti byla použita Braun – Blanquetova stupnice (viz tabulka 1). Data byla pro statistické zpracování převedena na procentuální zastoupení (Herben et Münzbergová 2001).

Tabulka 1: Hodnocení pokryvnosti druhů a přepis pro statistické použití

Braun-Branquetova stupnice	Pokryvnost	Procento
r	zhruba 1 rostlina	1
1	do 5%	3
2	5 – 25%	13
3	25 – 50%	38
4	50 – 75%	63
5	75 – 100 %	88

Data byla zaznamenávána do předem připravených tabulek a následně přepsána do tabulek v programu MS Excel. Řádky představovaly jednotlivé vzorky a sloupce druhy, pro které byla použita zkratky názvů (první tři písmena z rodového i druhového jména). K jednotlivým vzorkům byly přidány i data o prostřední. Čas byl kódován lineárně (2010 – 1, 2011 – 2, 2012 – 3), bloky, typy zásahů, podplošky byly kódovány jako „dummy“ proměnné (Herben et Münzbergová 2001).

Pro analýzu dat byl zvolen program CANOCO for Windows 4.5, ve kterém byly provedeny všechny potřebné mnohorozměrné analýzy. Pro zjištění délky gradientu prostředí byla zvolena nepřímá ordinace pomocí DCA (Destrended Correspondence Analysis). Následně podle výsledků DCA analýzy byl zvolen typ přímé gradientové analýzy (RDA nebo CCA) a byly provedeny dva typy testů. U všech analýz byla

provedena log-transformace pokryvnosti druhů, která ponížila rozdíly mezi dominantami a ostatními druhy. U přímých analýz byla provedena standardizace a centrování vzorků.

První typ testů se zaměřoval na průkaznost jednotlivých typů zásahů tři roky po ukončení zásahů (v roce 2012). Analýza byla provedena na úrovni podplošek, zadána byla data o pokryvnostech v procentech na jednotlivých podploškách, data o proměnných prostředí a kovariáty prostředí. Jako proměnné prostředí byly použity jednotlivé typy zásahů, kovariátami byly bloky a podplošky.

Druhý typ testů měl prokázat, zdali existuje vliv interakce času s daným zásahem v rámci tří let, po které ale již zásah nebyl prováděn. Pro tyto analýzy byly vypočítány pomocí programu MS Excel průměry pro jednotlivé typy zásahů v každém roce (vždy průměr z podplošek α -i pro danou plochu). Testovanou proměnou pak byla interakce času a pokusného zásahu, kde jako kovariáty byly použit čas a nominálně kódované plochy (1-18 pro každý rok). Následně byl každý zásah v interakci s časem testován zvlášť.

Tabulka 2: Model odpovědi druhů podle DCA analýzy (odvozeno podle délky gradientu)

Společenstvo	První typ testu (vliv proměnných v roce 2012)	Druhý typ testu (interakce zásahu a času)
Alpínská vřesoviště	Lineární	Lineární
Smilkové alpínské trávníky	Unimodální	Lineární
Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou	Unimodální	Unimodální
Subalpínská borůvková vegetace	Unimodální	Lineární
Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou	Unimodální	Lineární

Průkaznost jednotlivých testů byla testována pomocí Monte-Carlo permutačních testů s 499 provedenými permutacemi. U druhého typu testů byl testován jednak společný vliv všech interakcí na společenstvo a následně vliv

jednotlivých interakcí (ostatní byly vždy ponechány jako kovariáty, stejně jako čas).
Pro grafické znázornění byl použit program CANODRAW for Windows 4.0.

4. Výsledky

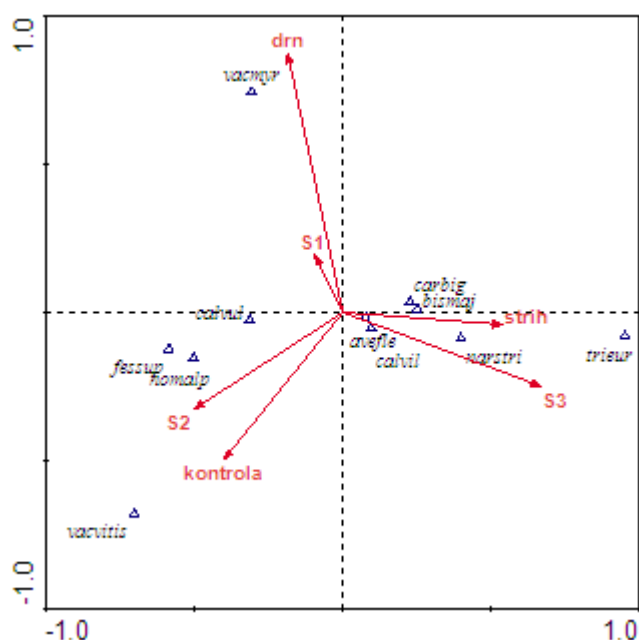
Výsledky testů jsou uspořádané podle jednotlivých typů společenstev.

Alpínská vřesoviště

Při testování vlivu zásahů v roce 2012 byl signifikantní Monte-Carlo permutační test při hladině významnosti 0,2 % (tabulka 3) pro všechny kanonické osy. Po třech letech od ukončení zásahů je od ostatních ploch odlišná plocha se strženým drnem, se kterým slabě korelují plochy s nejnižší intenzitou zásahu. Na plochách se stříháním a sešlapem nejvyšší intenzity se více projevují traviny.

Tabulka 3: Výsledky RDA analýzy ve společenstvu alpínských vřesovišť (2012)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.122	0.068	0.039	0.013	2.094
Species-environment correlations	0.654	0.619	0.472	0.373	
Cumulative percentage variance					
of species data	6.9	10.7	12.9	13.6	
of species-environment relation	48.1	75.1	90.6	95.8	
Sum of all eigenvalues	1.781				
Sum of all canonical eigenvalues	0.254				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis				eigenvalue = 0.122	
				F-ratio = 10.749	
				P-value = 0.0020	
Monte Carlo test of significance of all canonical axes				Trace = 0.254	
				F-ratio = 4.853	
				P-value = 0.0020	



Graf 2: Výsledky RDA analýzy ve společenstvu alpských vřesovišť (2012): S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy; avefle- *Avenella felxuosa*, bismaj- *Bistorta major*, calvil- *Calamagrostis villosa*, calvil- *Calluna vulgaris*, carbig – *Carex Bigelowii*, fessup- *Festuca supina*, homalp- *Homogyne alpina*, trieur- *Trientalis europaea*, vacmyr- *Vaccinium myrtillus*, Vacvitis- *vaccinium vitis-idaea*

Při testování interakce času s jednotlivými zásahy výsledky Monte Carlo permutačního testu ukázaly statisticky neprůkazný vliv na druhové složení společenstev (tabulka 4) při P-hodnota = 17%. Následné testování jednotlivých zásahů v interakci s časem zvlášť tento test potvrdil pouze interakci času × kontroly a sešlapu nejnižší intenzity, kdy hodnota P = 5% (tabulka 5).

Tabulka 4: Výsledky RDA analýzy ve společenstvu alpských vřesovišť, interakce času se všemi typy zásahů (2010 – 2012)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.011	0.007	0.004	0.002	1.000
Species-environment correlations	0.555	0.553	0.535	0.425	
Cumulative percentage variance					
of species data	7.9	13.1	15.7	17.1	
of species-environment relation	45.0	74.4	89.1	97.0	
Sum of all eigenvalues	0.140				
Sum of all canonical eigenvalues	0.025				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.011 F-ratio = 2.582 P-value = 0.3440

Monte Carlo test of significance of all canonical axes	Trace = 0.025
	F-ratio = 1.282
	P-value = 0.138

Tabulka 5: Výsledky RDA analýzy pro interakci jednotlivých zásahů v čase, alpinská vřesoviště (2010 - 2012)

Porovnání kontrola × stržení drnu					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.034	0.023	0.019	1.000
Species-environment correlations	0.611	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	3.2	32.2	51.3	67.1	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.082				
Sum of all canonical eigenvalues	0.015				
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					
				Trace = 0.004	
				F-ratio = 0.997	
				P-value = 0.4360	
Porovnání kontrola × stříhání biomasy					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.034	0.023	0.019	1.000
Species-environment correlations	0.611	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	3.2	32.2	51.3	67.1	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.082				
Sum of all canonical eigenvalues	0.015				
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					
				Trace = 0.006	
				F-ratio = 1.508	
				P-value = 0.1880	
Porovnání kontrola × sešlap nejnižší intenzity					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.009	0.034	0.023	0.019	1.000
Species-environment correlations	0.541	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	7.3	35.1	53.3	68.5	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.124				
Sum of all canonical eigenvalues	0.009				
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					
				Trace = 0.009	
				F-ratio = 2.375	
				P-value = 0.0500	

Porovnání kontrola × sešlap střední intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.034	0.023	0.019	1.000
Species-environment correlations	0.497	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	4.3	33.0	51.8	67.5	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.120				
Sum of all canonical eigenvalues	0.005				

Monte Carlo test of significance of all canonical axes

Trace = 0.005
 F-ratio = 1.363
P-value = 0.2500

Porovnání kontrola × sešlap nejvyšší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.005	0.034	0.023	0.019	1.000
Species-environment correlations	0.497	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	4.3	33.0	51.8	67.5	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.120				
Sum of all canonical eigenvalues	0.005				

Monte Carlo test of significance of all canonical axes

Trace = 0.005
 F-ratio = 1.269
P-value = 0.2720

Smilkové alpínské trávníky

Testování vlivu rozdílných zásahů na společenstva smilkových alpínských trávníků v roce 2012 byl Monte-Carlo permutační test signifikantní při hladině významnosti 0,4 % (tabulka 6). Z grafu 3 lze vidět, že typ zásahu drn je i po 3 letech v roce 2012 zcela odlišný od ostatních typů zásahů. Se zásahem drn úzce koreluje vřes obecný. Nejnižší intenzita sešlapů koreluje s kontrolní plochou, naopak druhou skupinu podobných zásahů tvoří sešlapy střední a vyšší intenzity a plochy, kde byla stříhaná biomasa.

Tabulka 6: Výsledky CCA analýz pro smilkové alpínské trávníky (2012)

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.173	0.047	0.024	0.010	1.392
Species-environment correlations	0.674	0.436	0.370	0.258	
Cumulative percentage variance					
of species data	13.9	17.7	19.6	20.5	
of species-environment relation	67.7	86.0	95.5	99.6	
Sum of all eigenvalues	1.243				
Sum of all canonical eigenvalues	0.256				

Monte Carlo test of significance of first canonical axis

eigenvalue = 0.173

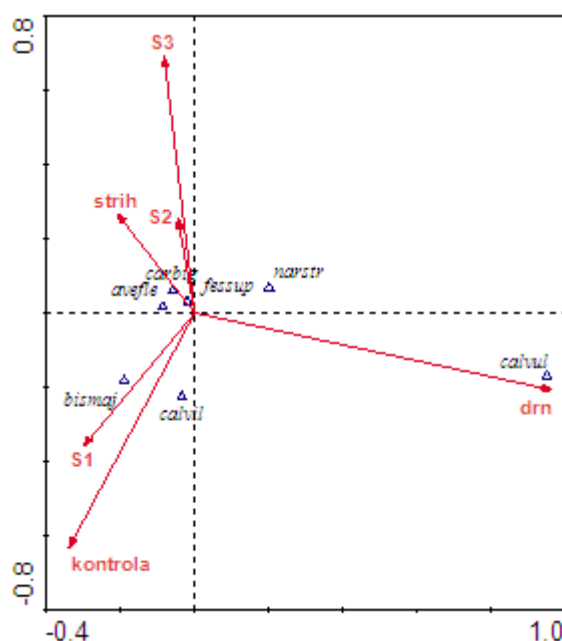
F-ratio = 23.607

P-value = 0.0040

Monte Carlo test of significance of all canonical axes

Trace = 0.256

F-ratio = 7.559

P-value = 0.0040

Graf 3: Výsledky CCA analýzy ve společenstvu smilkových alpínských trávníků (2012): S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy, avefle - *Avenella flexuosa*, calvil- *Calamagrostis villos*, bismaj - *Bistorta major*, calvil - *Calluna vulgaris*, carbig - *Carex bigelowii*, fessup - *Festuca supina*, narstri - *Nardus stricta*

Výsledky Monte Carlo permutačního testu při testování vlivu interakce času a zásahů byl statisticky neprůkazný (tabulka 7). Hodnota P-value je dokonce 100 %.

Při testování vlivu jednotlivých zásahů a kontroly v interakci v čase byly všechny Monte-Carlo permutační testy neprůkazné (tabulka 15, příloha).

Tabulka 7: Výsledky RCA analýzy ve společenstvu smilkových alpínských trávníků, interakce času a zásahů (2010 – 2012)

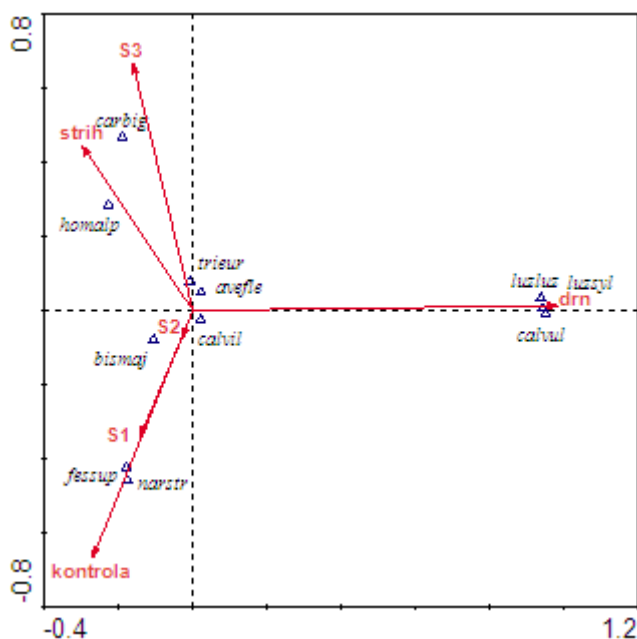
Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.008	0.005	0.002	0.001	1.000
Species-environment correlations	0.254	0.287	0.149	0.165	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.8	2.8	3.2	3.6	
of species-environment relation	49.3	76.2	89.0	97.7	
Sum of all eigenvalues	0.470				
Sum of all canonical eigenvalues	0.017				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.008 F-ratio = 0.548 P-value = 1.0000
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.017 F-ratio = 0.227 P-value = 1.0000

Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*)

Subalpínské trávníky signifikantně reagují v roce 2012 na jednotlivé typy zásahů. Hodnota P- value podle Monte-Carlo permutačního testu je 0.2 %. Plochy se zásahem stržení drnu jsou zcela odlišné od ostatních ploch. Druhy vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), biky lesní (*Luzula sylvatica*) a biky bělavé (*Luzula luzuloides*) pozitivně korelují právě se zásahem stržení drnu. Kontrolní plochy korelují s plochami, kde byl proveden sestřih nejnižší i střední intenzity.

Tabulka 8: Výsledky CCA analýzy pro společenstvo subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou (2012)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.166	0.115	0.028	0.017	2.168
Species-environment correlations	0.651	0.729	0.421	0.329	
Cumulative percentage variance					
of species data	8.7	14.8	16.2	17.1	
of species-environment relation	50.5	85.6	94.1	99.3	
Sum of all eigenvalues	1.905				
Sum of all canonical eigenvalues	0.329				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.166 F-ratio = 13.960 P-value = 0.0020
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.329 F-ratio = 6.093 P-value = 0.0020



Graf 4: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na společenstvo subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou (2012):

S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy ,avefle - *Avenella flexuosa*, bismaj - *Bistorta major*, calvil- *Calamagrostis villosa*, calvil- *Calluna vulgaris*, carbig - *Carex bigelowii*, fessup - *Festuca supina*, homapl - *Homogyne alpina*, luzluz - *Luzula luzuloides*, luzsyl - *Luzula sylvatica*, narstri - *Nardus stricta*, trieuro - *Trientalis europaea*

Při druhém typu testů, kde se testovala interakce zásahů v čase a jednotlivého zásahu, nebyl signifikantní výsledek (tabulka 9). Pouze výsledek u zásahu stržení drnu

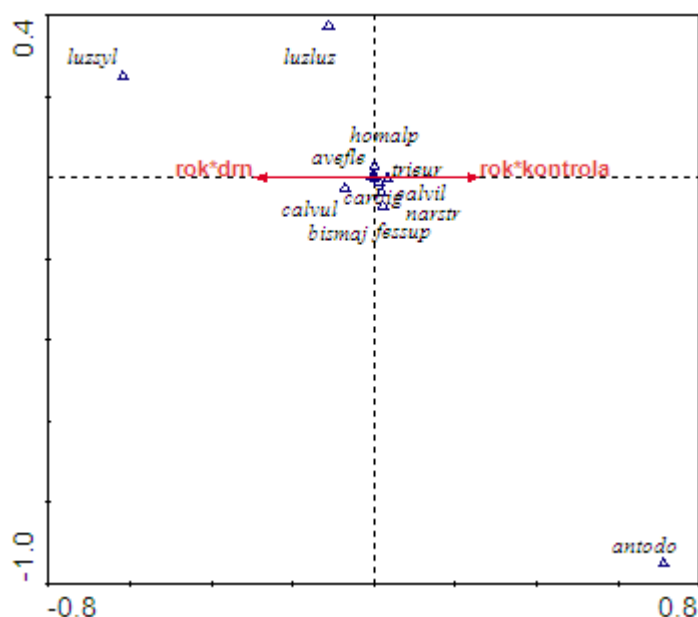
byl při jednotlivém testování společně s kontrolou průkazný při hodnotě P-value = 2 % (tabulka 10 a graf 5).

Tabulka 9: Výsledky CCA analýzy pro společenstvo subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou; interakce zásahů a času (2010 - 2012)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.033	0.010	0.001	0.001	1.470
Species-environment correlations	0.651	0.394	0.165	0.265	
Cumulative percentage variance					
of species data	9.8	12.7	13.0	13.3	
of species-environment relation	73.9	95.3	97.9	100.0	
Sum of all eigenvalues	0.335				
Sum of all canonical eigenvalues	0.044				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.033 F-ratio = 3.264 P-value = 0.1920
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.044 F-ratio = 0.919 P-value = 0.6000

Tabulka 10: Výsledky CCA analýzy pro společenstva subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou, interakce čas a kontrola, čas a drn (2010 - 2012)

Porovnání kontrola × drn					
Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.026	0.076	0.070	0.064	1.470
Species-environment correlations	0.576	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	8.2	32.3	54.5	74.7	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.316				
Sum of all canonical eigenvalues	0.026				
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.026 F-ratio = 2.687 P-value = 0.0260



Graf 5: Výsledky CCA analýzy vlivu interakce času a kontroly, času a stržení drnu; společenstvo subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou (2010 - 2012): S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy, S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity; *antodo* - *Anthoxantum odoratum*, *avefle* - *Avenella flexuosa*, *bismaj* - *Bistorta major*, *calvil*- *Calamagrostis villosa*, *carbig* - *Carex bigelowii*, *calvul*- *Calluna vulgaris*, *fessup* - *Festuca supina*, *homalp* - *Homogyne alpina*, *luzluz* - *Luzula luzuloides*, *luzsylv* - *Luzula sylvatica*, *narstri* - *Nardus stricta*

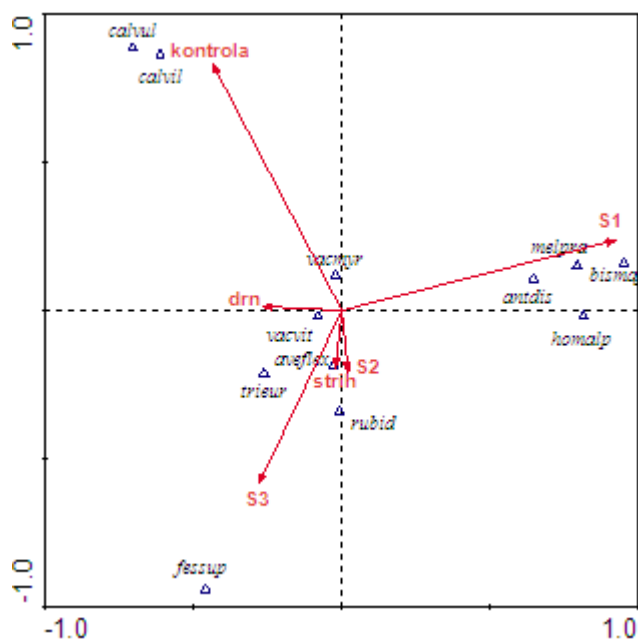
Subalpínská borůvková vegetace

Monte-Carlo permutační test potvrdil vliv jednotlivých zásahů na společenstva subalpínské borůvkové vegetace v roce 2012. Hladina významnosti testu je 0.2 %.

Tabulka 11: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpínskou borůvkovou vegetaci (2012)

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.122	0.068	0.039	0.013	2.094
Species-environment correlations	0.654	0.619	0.472	0.373	
Cumulative percentage variance					
of species data	6.9	10.7	12.9	13.6	
of species-environment relation	48.1	75.1	90.6	95.8	
Sum of all eigenvalues	1.781				
Sum of all canonical eigenvalues	0.254				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis				eigenvalue = 0.122	
				F-ratio = 10.749	
				P-value = 0.0020	
Monte Carlo test of significance of all canonical axes				Trace = 0.254	
				F-ratio = 4.853	
				P-value = 0.0020	

Kontrolní plochy jsou odlišné od ostatních zásahů, úzce s nimi koreluje druh vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) a třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*). S plochami s nejnižší intenzitou zásahu pozitivně koreluje druh černýš luční (*Melampyrum pratense*), rdesno hadí kořen (*Bistorta major*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*) nebo papratka horská (*Athyrium distentifolium*).



Graf 6: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpínskou borůvkovou vegetaci (2012): S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity; *athdis* - *Athyrium distentifolium*, *avefle* - *Avenella flexuosa*, *bismaj* - *Bistorta major*, *calvil*- *Calamagrostis villosa*, *calvil*- *Calluna vulgaris*, *fessup* - *Festuca supina*, *melpra*- *Melampyrum pratense*, *rubid*- *Rubus idaeus*, *triuro* - *Trientalis europaea*, *vacmyr*- *Vaccinium myrtillus*, *vacvit* - *Vaccinium vitis-idaea*

Analýza vlivu zásahů v interakci s časem byla nesignifikantní. Hodnota P-value Monte-Carlo permutačním testu je 13 %. Pokud byly testovány jednotlivé zásahy v interakci s časem mezi lety 2010 – 2012, opět byl výsledek Monte-Carlo permutačních testů neprůkazný.

Tabulka 12: Výsledky RDA analýzy vlivu zásahů v čase na společenstvo subalpínské borůvkové vegetace (2010 - 2012)

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.007	0.005	0.002	0.000	1.000
Species-environment correlations	0.637	0.541	0.449	0.233	
Cumulative percentage variance					
of species data	8.9	15.1	17.6	17.9	
of species-environment relation	49.6	83.7	97.6	99.4	
Sum of all eigenvalues	0.082				
Sum of all canonical eigenvalues	0.015				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.007 F-ratio = 2.948 P-value = 0.2340
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.015 F-ratio = 1.320 P-value = 0.1380

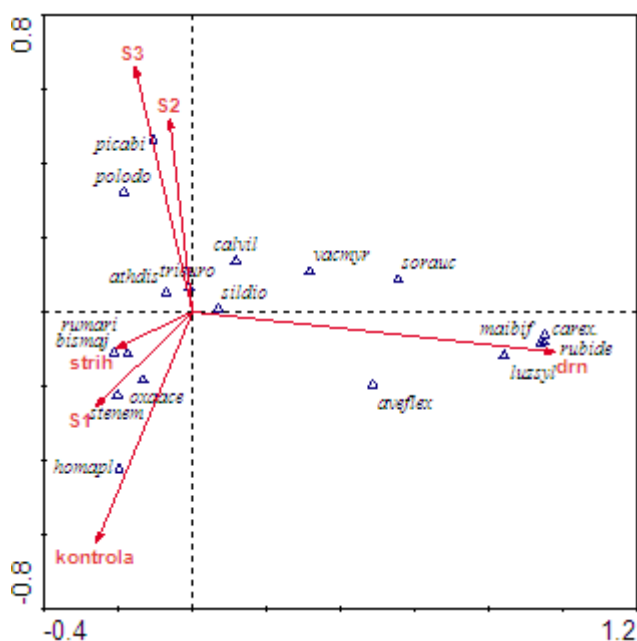
Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou

Vliv jednotlivých zásahů na subalpínskou kapradinovou vegetaci s papratkou horskou v roce 2012 byl signifikantní na hladině významnosti 0.2 %.

Tabulka 13: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpínskou kapradinovou vegetaci s papratkou horskou (2012).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.302	0.067	0.020	0.015	2.763
Species-environment correlations	0.866	0.600	0.367	0.337	
Cumulative percentage variance					
of species data	11.7	14.3	15.0	15.6	
of species-environment relation	73.3	89.5	94.3	97.9	
Sum of all eigenvalues	2.588				
Sum of all canonical eigenvalues	0.413				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.302 F-ratio = 19.194 P-value = 0.0020
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.413 F-ratio = 5.505 P-value = 0.0020

Zcela odlišnou odezvu na jednotlivé zásahy má zásah stržení drnu. Podobnou odezvu společenstva mají zásahy střední a největší intenzity. Vysokou korelaci se zásahem stržení drnu vykazují rostliny pstroček dvoulistý (*Maianthemum bifolium*), maliník obecný (*Rubus idaeus*) nebo bika lesní (*Luzula sylvatica*).



Graf 7: Výsledky CCA analýzy vlivu zásahů na subalpínskou kapradinovou vegetaci s papratkou horskou (*Athyrium distentifolium*): S1- sešlap nejnižší intenzity, S2- sešlap střední intenzity, S3- sešlap nejvyšší intenzity, drn- stržení drnu, strih- stříhání biomasy: *athdis* - *Athyrium distentifolium*, *avefle* - *Avenella flexuosa*, *bismaj* - *Bistorta major*, *calvil*- *Calamagrostis villosa*, *homapl* - *Homogyne alpina*, *luzsyl* - *Luzula sylvatica*, *maibif* - *Maianthemum bifolium*, *oxaace* - *Oxalis acetosella*, *picabi* - *Picea abies*, *polodo* – *Polygonatum odoratum* , *rubid*- *Rubus idaeus odotarium*, *rumari* - *Rumex arifolius*, *sildio* - *Silenen dioica*, *sorauc* - *Sorbus aucuparia juv.*, *stenem* - *Stellaria nemorum*, *trieuro* - *Trientalis europaea*, *vacmyr*- *Vaccinium myrtillus*

Testování jednotlivých zásahů v interakci s časem se ukázalo jako neprůkazné, stejně jako testování každého jednotlivého zásahů zvlášť. Celkový test měl hodnoty P-value 54 %.

Tabulka 14: Výsledky RDA analýzy pro subalpínská kapradiová společenstva s papratkou horskou, vliv interakce času se zásahy (2010 - 2012).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.302	0.067	0.020	0.015	2.763
Species-environment correlations	0.619	0.578	0.540	0.304	
Cumulative percentage variance					
of species data	7.0	11.7	14.3	15.4	
of species-environment relation	43.6	72.3	88.1	95.4	
Sum of all eigenvalues	0.195				
Sum of all canonical eigenvalues	0.032				
Monte Carlo test of significance of first canonical axis					eigenvalue = 0.014 F-ratio = 2.274 P-value = 0.5420
Monte Carlo test of significance of all canonical axes					Trace = 0.032 F-ratio = 0.965 P-value = 0.5360

5. Diskuze

Projekt sledování vlivu změn horských společenstev rostlin v důsledku antropogenních vlivů se skládá ze dvou částí. Od roku 2005 do roku 2008 zde byly prováděny zásahy, následně od roku 2010 do roku 2012 je pozorována změna společenstev již bez vlivu zásahů. Češková (2011) ve své práci vyhodnocuje vlivy zásahů na plochy ve všech pěti typech společenstev a všechny typy zásahu mají průkazný vliv na společenstva.

Tři roky po ukončení zásahů je vliv zásahů v interakci s časem neprůkazný, průkazným zůstávají pouze některé zásahy jednotlivě, nikoliv jako soubor změn. Tato neprůkaznost ale může být zapříčiněna malým počtem opakování samotných zásahů v rámci společenstev. Pokryvnosti vegetace byly sice určovány na úrovni podplošek, ale pro vyhodnocení změn pokryvnosti bylo nutné počítat s průměrem za celou plochu, kde byl jednotlivý typ zásahů prováděn. Tím se snížil počet opakování na minimum.

Ani nepřímé gradientové analýzy (graf 9 až 13, příloha) neukazují jasný směr variability ploch. Plochy se neshlukují do jednotlivých skupin podle roků. Sukcese na nich neprobíhá jedním směrem. Plochy reagují v každém roce na jednotlivé zásahy odlišně. Některé z nich se sice v posledním roce přibližují k plochám kontrolním, většina ale s kontrolními plochami nekoreluje.

I kontrolní plochy se nevyvíjejí jednotným směrem. Ty mohou reagovat na abiotické (především klimatické) podmínky, které tak v každém roce mění pokryvnost druhů na ploše. Rozdílné abiotické podmínky ovlivňují ostatní experimentální plochy a v interakci se zásahem tak tvoří zcela specifický soubor ekologických faktorů, který se graficky jeví jako neuspořádaný sukcesní vývoj bez jasného jednotného směru sukcese.

V případě testování vlivu zásahů 3 roky po ukončení experimentu (v roce 2012), můžeme konstatovat prokazatelný vliv zásahů u všech ploch. Nejvíce jsou odlišné plošky se strženým drnem mimo společenstvo subalpínské borůvkové vegetace, kde se jako nejvíce odlišný ukázal vliv sešlapu nejnižší intenzity, a u vřesovišť.

Za relativně podobné podle účinků na plochy mohl být považován vliv sestřihání biomasy a sešlap s nejvyšší intenzitou.

Obecně lze říci, že čas potřebný k obnově společenstva se liší s intenzitou sešlapu, typem životních forem rostlin a typem narušení společenstva (odhalení půdního pokryvu). Zdánlivě se pak pohybuje mezi třemi až pěti roky (Whinam et al. 2003). Monz (2002) ve své práci uvádí, že pokud počty sešlapů na ploše nepřesahují intenzitu 200 sešlapů, dochází k regeneraci společenstva poměrně rychle. Některá společenstva (především travin) mohou zregenerovat již po dvou letech (Monz 2002).

Předkládaný výzkum dokazuje, že po třech letech ve společenstvech s dominantními travinami (smilkové alpské trávníky a subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou) skutečně blízce korelují plochy kontrolní s plochami s nejnižší intenzitou sešlapu (50 sešlapů), u trávníků s třtinou chloupkatou dokonce i se střední intenzitou sešlapu (100 sešlapů). Jedná se sice o nižší intenzitu sešlapu než uvádí Monz (2002), ale tyto rozdíly mohou být způsobené hlavně rozdílnými abiotickými podmínkami mezi jednotlivými experimenty. Pokusné plochy v tomto experimentu se nachází v závěru anemo-orografického systému, lze tedy předpokládat mnohem extrémnější klimatické podmínky (vyšší intenzity síly větru, která vede ke zvýšenému vysušování a další).

Alpínská vřesoviště

Alpínská vřesoviště s dominantním vřesem obecným (*Calluna vulgaris*) patří mezi společenstva, kde se výrazně projevil vliv všech typů zásahů, ale v interakci s časem byl u většiny zásahů neprůkazný. Statisticky signifikantní se ukazuje vliv pouze zásahů nejnižší intenzity sešlapu v interakci s časem, ostatní plochy se během pozorovaných tří let vyvíjely nezávisle na předchozích typech zásahů.

Na výsledcích nepřímé gradientové analýzy (DCA) se od ostatních ploch výrazněji odlišuje blok 2 typy zásahu nejnižší a střední intenzita sešlapu, kontrolní plocha a plocha se strženým drnem (graf 9, přílohy). Blok 2 byl v terénu odlišný především tím, že měl výrazně vyšší zastoupení dominantního vřesu než ostatní plochy. Na plochách kontrolních a s nejnižší intenzitou zásahu lze vidět podobný trend vývoje, naopak plochy se strženým drnem nebo střední intenzitou zásahu mají vývoj téměř

opačný. Rok 2011, který je právě výrazně odlišný od ostatních, byl výrazně bohatší na sněhovou pokrývku (obrázek 3; přílohy). Ta mohla dodat do půdy větší množství živin, na což negativně reagoval vřes v plochách kontrolních. Jako dominanta mohl ovlivnit celý kontrolní snímek. Naopak v plochách, kde byl vřes utlumen předchozími zásahy, zvýšený příjmem dusíku způsobil nárůst celkové biomasy.

Přestože Češková (2011) ve své práci uvádí, že nejvíce se kontrolní ploše podobají plochy s nejnižší intenzitou sešlapu, po třech letech tyto plochy spíše korelují s plochami, kde byl stržen drn (obr. 4; přílohy). Může to být opožděná reakce na typ zásahu, kdy se pokrývnost vřesu sice snižovala pomaleji než u ostatních ploch, ale tento pokles pokračoval i po ukončení zásahů. Tím nastalo odumření vřesu až v období, kdy v ostatních plochách již docházelo ke generativní obnově druhu. Na těchto plochách již během zásahů došlo k odumření některých keříků vřesu a rozrušení celistvosti vegetačního pokryvu. Volný prostor mezi vegetací umožnil, že ihned po ukončení zásahů se zde mohly objevit semenáčky vřesu. V místech s nižší intenzitou sešlapu se objevují volné plochy až po ukončení zásahů. Lze předpokládat, že zde bude proto vřes regenerovat později, což se ukazuje už druhý a následně i třetí rok po ukončení zásahů.

Zásah, při kterém byl stržen drn, byl proveden pouze jednou na začátku experimentu v roce 2005. Na těchto plochách došlo ke generativní obnově vřesových porostů (obr.5, přílohy), jak předpokládala ve své práci Bradáčová (2007), která se na experimentu podílela první dva roky po založení. Vřes se zde objevuje v zastoupení pokrývnosti srovnatelné například s plochami, kde došlo k nejnižší intenzitě zásahu. Na plochách se strženým drnem dochází k mizení volných ploch bez vegetačního pokryvu, svoje zastoupení postupně zvyšují traviny. Bude tak docházet ke zpomalení generativní obnovy vřesu a svou pokrývnost v následujících letech mohou zvyšovat i nadále traviny.

Tento vývoj jen potvrzuje dosavadní poznatky o vývoji vřesovišť a vřesu samotného. Vřes obecný je pomalu rostoucí keř, který je vázaný na minerálně chudá stanoviště (Grimingham 1972). Díky pomalému růstu je málo konkurenčně schopný, proto se vyskytuje na místech, kde je snižená především mezidruhovú konkurence

(právě stanoviště s chudým podložím nebo místa s pravidelně se opakujícím strháváním drnu a jeho odnosem na jiné místo). Uvolněním prostoru ve vegetačním krytu dochází ke generativní obnově vřesu, jehož semenáčky jsou náročné na osvětlení plochy.

V plochách, kde došlo k vysoké degradaci porostů vřesu, se projevuje zvýšená pokryvnost travin a ostřice Bigelowa (*Carex bigelowii*). Častěji než v plochách kontrolních se projevují i dvouděložné rostliny. Stejný vývoj dokládá i Češková (2011). Můžeme tedy konstatovat, že i přes nesignifikantnost výsledků permutačních testů, pokračují alpínská vřesoviště v podobných trendech, jaké byly pozorovány během zásahů. Výsledky mohou být také ovlivněny posunem kontrolních ploch, u kterých během celého experimentu postupně dochází ke zvýšení zastoupení travin.

K samotné degradaci vřesovišť navíc přispívají i abiotické podmínky. Na některých kontrolních plochách můžeme pozorovat nárůst travin během provádění celého experimentu. Jak už bylo zmíněno, vřes je vázaný především na živinami chudé podloží (Grimingham 1972). Díky zvýšenému spadu dusíku z atmosférických srážek může docházet k obohacování podkladu živinami, větší množství živin lépe využijí konkurenčně silnější traviny, a dojde tak k potlačení vřesu. Traviny svým zvýšením vegetačního pokryvu následně zamezí generativnímu rozmnožování vřesu. Semenáčky v tomto experimentu vřesu jsou vázané především na plochy bez vegetačního pokryvu a to i mimo společenstva alpínských vřesovišť, ale i ve společenstvech subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou nebo ve smilkových alpínských trávnících.

Nejnižší pokryvnosti vřesu se objevují v roce 2012 na plochách, kde byl prováděn sešlap nejvyšší intenzity a sestřihání biomasy. Lze předpokládat, že tyto dva typy zásahů měly největší vliv na generativní i vegetativní rozmnožování vřesu. V případě vegetativního rozmnožování docházelo v době zásahu k pravidelnému sestřihání nebo ulamování stonkových bází, a vřes tak nemohl regenerovat (Jebavá 2004). Konkurenční výhodu získaly traviny, které mají regenerační pupeny ukryty v pochvách a nebyly sestřihávány. Po ukončení zásahů byl již vřes konkurenčně potlačen a nemohlo tak dojít ke zvýšení pokryvnosti.

Snížení množství semenáčků může být limitováno jednak přímým ničením semen v důsledku sešlapu, nebo redukcí fotosyntetizující plochy, a tím vyvolaným snížením počtu květů (Cole 2002, Klug et al. 2002). Pro uchycení semenáčků je potřeba půdní povrch bez vegetativního pokryvu. Při zvýšené pokryvnosti travin tak lze předpokládat, že nedošlo vůbec k vyklíčení semen, nebo byly semenáčky konkurenčně potlačeny.

Na plochách alpínských vřesovišť tak podle předpokladu Bradáčové (2011) doopravdy dochází po ukončení zásahů ke zvýšení zastoupení travin a dalších jednoduchých rostlin. Vřes zvyšuje svou pokryvnost pouze na plochách se strženým drnem, které se vyvíjejí zatím směrem k alpínským vřesovištím, avšak i zde dochází k postupnému nárůstu travin. Pokud se nezvýší přirozená disturbance plochy, která by podporovala narušování půdního pokryvu, může se vývoj i na plochách se strženým drnem spíše vyvíjet směrem k některému z travinných společenstev.

Hlavním negativním faktorem, který způsobuje degradaci vřesovišť obecně, je zvýšené zastoupení živin. Vřesoviště v závěru anemo-orografického systému Divoké Desné jsou vystavena zvýšeným atmosférickým srážkám. V posledních letech se potvrzuje fenomén zvýšeného spadu dusíku ve srážkách, jenž má za následek vyšší množství živin v půdě. Pokud se bude i nadále tento fenomén intenzifikovat a nebude docházet k pravidelné disturbanci vřesovišť, tato společenstva budou přeměněna na jiná, zřejmě s vyšším zastoupením travin a malým zastoupením samotného vřesu.

Smilkové alpínské trávníky

Smilkové alpínské trávníky v Hrubím Jeseníku mají jako dominantu metličku křivolakou (*Avenella flexuosa*) oproti krkonošským porostům, kde dominuje smilka tuhá (*Nardus stricta*) (Chytrý 2010). Ve srovnání s ostatními sledovanými společenstvy je můžeme pokládat za nejodolnější vůči abiotickým vlivům prostředí. Dominantní druhy jsou hemikryptofyty, především pak trsnaté trávy (Monz 2002).

Češková (2011) pozoruje na plochách mezi roky 2005 - 2008 pokles celkové pokryvnosti společenstva tak i dominantních druhů metličky křivolaké a kostřavy nízké. Naopak zmiňuje zvýšení početnosti další jednoduché rostliny ostřice Bigelowa (*Carex*

bigelowii), který je podpořen i výsledky z paralelně probíhajícího experimentu v Krkonoších na lokalitě Mumlavská louka (Janešová 2010). Snížení pokryvnosti metličky uvolňuje prostor pro nové druhy, na těchto ploškách hlavně pro ostřici Bigelowu (*Carex bigelowii*), anebo smilku tuhou (*Nardus stricta*).

Vlivy jednotlivých zásahů v interakci s časem byly na všech plochách vysoce neprůkazné. V roce 2012 se jako zásah, který nejméně koreluje s ostatními plochami, projevil zásah typu stržení drnu. Zásah podpořil růst vřesu obecného (*Calluna vulgaris*). Porosty smilkových trávníků se nacházejí v relativní blízkosti alpínských vřesovišť, a lze tedy předpokládat vysoký přísun semen vřesu obecného. Stejně jako v plochách alpínských vřesovišť i zde, na plochách se strženým drnem, dochází k výraznému nárůstu pokryvnosti tohoto druhu, a to především díky velkému množství semenáčků a juvenilů (obr 6, příloha).

Možný vliv historické pastvy (Bradáčová 2007), která by upřednostnila v původním společenstvu s větším zastoupením vřesu obecného metličku křivolakou lze jen těžko předpokládat, pokud by na ploše při strhování drnu nebyly nalezeny dřevnaté pozůstatky. K regeneraci vřesu totiž dochází téměř výlučně v plochách se strženým drnem, naopak v místech se stříháním biomasy, která by mohla připomínat vliv pastvy, se vřes vyskytuje náhodně v malých pokryvnostech.

Na některých plochách se strženým drnem, ale zároveň i na plochách s nejvyšší intenzitou sešlapu, se ve vyšším zastoupení projevuje smilka tuhá (*Nardus stricta*). Objevuje se jak ve formě juvenilů tak i adultů, což poukazuje na oba typy rozmnožování. Některé plochy jsou osídlovány díky zvětšujícímu se trsu z okolních ploch, jiné pomocí semenáčků.

Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou

Stejně jako v předcházejících společenstvech se ukazuje zásah stržení drnu jako odlišný od ostatních ploch. Jeho vliv je statisticky průkazný i v interakci s časem. Na jedné z ploch, kde byl drn stržen, dochází k výraznému nárůstu pokryvnosti vřesu obecného, který tak opět pozitivně reaguje na tento typ managementu. Rozšiřuje se i do okolního prostoru. Tuto plošku už ve své práci zmiňuje i Češková (2011). Pozitivně

ale s plochami se strženým drnem reagují i druhy biky lesní (*Luzula sylvatica*) a biky bělavé (*Luzula luzuloides*). Bika lesní se dokonce v rámci celého pozorovaného společenstva objevuje poprvé až v roce 2012.

Kontrolní plochy již silně korelují s plochami nejnižší a střední intenzity sešlapu. Na všech plochách dochází k celkovému nárůstu pokryvnosti dominantní třtiny chloupkaté z původních 47 %, které uvádí Češková (2011), až na 79 %. Pokryvnost se téměř neliší od původní pokryvnosti třtiny chloupkaté. Vývoj na ploškách s nejnižší a střední intenzitou sešlapu tak potvrzuje výsledky některých studií, které odhadují návrat společenstev s dominantními travinami již po 3 – 5 letech (Whinam et al 2003). Pozitivní vliv na tyto typy zásahů vykazují i ostatní druhy travin mimo metličky křivolaké.

Značná část autorů uvádí jako možnou výhodu sečení travinných porostů zvyšování druhové diverzity (Jongipierová et al.2012, Gaisler et al. 2011). Na plochách se sestřiháním biomasy se tato zkušenost neprojevila. Přechodně se zvýšil podíl rdesna hadího kořene (*Bistorta major*) nebo sedmikvítku evropského (*Trientalis europea*), ale stálý trend nelze vypočítat. Se stříhem pozitivně koreluje v posledním roce podbělice alpská (*Homogyne alpina*), v roce předcházejícím byla naopak nalezena spíše náhodně. K průkaznosti tvrzení o zvýšení druhové diverzity pod vlivem sečení by byla zřejmě potřebná delší doba trvání zásahu, kdy by došlo k trvalejšímu poklesu dominantní třtiny chloupkaté.

Oproti ostatním travinám, vyskytujícím se na plochách experimentu, je třtina volně trsnatým druhem. Toto morfologické přizpůsobení ji napomáhá mnohem rychlejšímu osídlení volných ploch. Jestliže je porost zvýšeně disturbován, například vyšší intenzitou sešlapu, dokáže na rozdíl od trsnatých druhů rychleji obsadit původní stanoviště.

Subalpínská borůvková vegetace

Subalpínská borůvková vegetace je jediný typ společenstva (mimo samotná vřesoviště), kde se stržení drnu neprojevilo jako jednoznačně nejvíce odlišné. Dokonce tyto plochy nejvíce korelovaly s kontrolními plochami. Dominantní brusnice borůvka

(*Vaccinium vitis-idaea*) je velmi rychle schopná nejen generativní, ale především vegetativní regenerace. Přestože ihned po ukončení pokusu měla relativně vysokou pokrývnost brusnice brusinka, což odkazuje na její vysokou resistenci, z dlouhodobého hlediska má brusnice borůvka vyšší resilienci (Tolvanen 2001). V poměrném zastoupení pokrývností tak mohla být plocha se strženým drnem mnohem podobnější kontrolní ploše, než například plochy se sestřihem nebo různými typy sešlapu.

Na rozdíl od alpínských vřesovišť, která jsou borůvkové vegetaci podobné z morfologického hlediska, dochází k pozitivní korelaci brusnice borůvky nejen při zásahu typu sestřihání biomasy a nejvyšší intenzity sešlapu, s těmito zásahy koreluje i střední intenzita sešlapu. Je možné, že intenzita 100 sešlapů je vrchní hranice pro rostlinu, aby si udržela dostatek fotosyntetizující plochy a byla tak schopna nejen vytvářet květy, ale i obnovovat poničené větve. Při sešlapu vyšších intenzit dochází k nadměrnému ničení biomasy rostliny, některé keříčky zcela vymírají, jiné aspoň částečně prosychají.

Plochy, kde bylo provedeno sestřihávání biomasy, se v průběhu let 2010 – 2012 měnili jen zřídka (graf 12). Při sestřihání biomasy u borůvky může docházet k výraznému omezení rozmnožování druhu v důsledku ztráty fotosyntetizující plochy. Vegetativní obnova je potlačena, neboť potřebná energie je využívána spíše k tvorbě nové fotosyntetizující biomasy, generativní obnova je znemožněna, neboť jsou zlikvidovány koncové části větví, na kterých se vyskytují květy u borůvky. Plocha potřebná k regeneraci a nastartování vegetativního ale především generativního rozmnožování bude zřejmě delší jak tři roky.

Pouze na plochách s nejnižší intenzitou sešlapu a kontrolních plochách se brusnice borůvka nachází ve výrazně dominantním zastoupení. Střední a nejvyšší sešlap podporuje výskyt travin, jako jsou metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) nebo kostřava nízká (*Festuca supina*), v jedné z ploch je poměrně silně zastoupen maliník obecný (*Rubus idaeus*). Při výše zmíněných typech zásahů se častěji vyskytují druhy dvouděložných rostlin, především pak v posledním roce narostlo zastoupení sedmikvítku evropského (*Trientalis europaea*).

Pozitivní korelaci s nárůstem počtu dvouděložných rostlin ale vykazuje i plocha s nejnižší intenzitou sešlapu. Kromě rdesna hadího kořene (*Bistorta major*) se zvyšuje zastoupení i černýše lučního (*Melampyrum pratense*) nebo papratky horské (*Athyrium distentifolium*). Borůvková vegetace se nachází nejbližší turistickému chodníku, který vede po vrcholové části hřebene Vysoké hole, odkud sem případně mohou být zaneseny spory dalších druhů rostlin. Většina druhů, které se nově objevily ve společenstvu, je ale shodná s druhy v plochách východně od brusnicové vegetace. Z tohoto směru také převládá většina větrného proudění.

Z hlediska interakce času s jednotlivými zásahy byl potenciální vliv permutačním testem vyloučen. Přestože některé typy zásahů měly relativně nízkou hodnotu permutačního testu (15 %), jejich vliv nebyl potvrzen. Jednalo se o zásahy nejvyšší intenzity sešlapu a stržení drnu, které v roce 2012 byly korelovány.

Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou

Vliv jednotlivých zásahů v interakci s časem nebyl průkazný ani u papratkové vegetace. Potenciální vliv byl vyloučen jak na úrovni interakce všech zásahů, tak i na úrovni jednotlivých zásahů v čase. V grafickém zobrazení (graf 13, příloha) a i při terénním pozorování jsou výrazně odlišné plošky se strženým drnem. Vývoj v čase se odlišuje u těchto velmi podobných plošek z hlediska vegetace.

Vliv zásahů v roce 2012 opět odhalil vysokou rozdílnost ploch se strženým drnem a ostatních ploch. Na plochách se strženým drnem se vyskytovaly ve větším množství traviny v pokryvnosti až 63% na úrovni podplošek. I po 7 letech od stržení drnu dochází jen k velmi pomalému zarůstání ploch samotnou papratkou horskou (*Athyrium distentifolium*), stále se zde vyskytuje velmi početné mechové patro.

Papratka horská je druh se zvýšenými nároky na vlhkost (Jurko 1990). Pokud dojde ke stržení drnu, zvedne se teplota půdního povrchu, a tím je způsobeno snižování půdní vlhkosti. Vysoušení ploch v experimentu není tak výrazné díky SV orientaci svahu (Kobayashi et al. 1997), přesto je to vliv natolik silný, že dochází ke zpomalení zarůstání ploch druhem. K zarůstání ploch dominantní papratkou

je pozvolné, směrem od okraje ke středu čtverců. Nedochozí ke generativnímu rozmnožování (s jedinou výjimkou).

Některé práce předpokládají, že papratková společenstva v Hrubém Jeseníku se nacházejí v místech původních papratkových smrčín (Chytrý 2010). Při stržení drnu se ukázalo, že doopravdy se na některých místech objevují semenáčky smrku (dokládá i Bradáčová 2007), stejně jako na místech s nejvyšší intenzitou sešlapu. Z pozorování vyplývá, že tyto semenáčky se v místech udrží maximálně dva roky, v následujícím období nejsou již nalezeny. Z dřevin se v místech zásahů objevil i jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Pro další vývoj tohoto trendu by bylo vhodné delšího pozorování.

Na plochách, kde byl proveden pravidelný sestřih biomasy, došlo k přechodnému snížení pokryvnosti papratky (Češková 2011). Objevily se zde ve větším zastoupením kvetoucí dvouděložné rostliny jako havez česnáčkovitá (*Adenostyles alliariae*), šťovík áronolistý (*Rumex arifolius*) nebo rdesno hadí kořen (*Bistorta major*). Nárůst dvouděložných druhů pozitivně korelovat se sníženou pokryvností papratky, tedy zvýšeným světlem v podrostu. Papratka výrazně stíní plochy, kde roste. Další utlumování dalších rostlin v podrostu je způsobeno odumřelou biomasou papratky, jež se velmi pomalu rozkládá.

Po třech letech se plochy s nejnižší intenzitou sešlapu velmi podobají kontrolním plochám. Přestože papratka horská patří k druhům s nízkou resistencí, významný nárůst pokryvnosti lze pozorovat již v prvním roce po ukončení zásahů. Šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), který snižoval svou pokryvnost na sešlapávaných plochách (Češková 2011), v roce 2012 stále negativně koreluje s plochami se střední a vysokou intenzitou sešlapu. Jeho negativní korelace ale není tak průkazná, jako v případě práce Češkové (2011). To potvrzuje, že i na plochách s vyšší intenzitou sešlapu postupně dochází k narůstání pokryvnosti dominantní papratky a přibližují se postupně plochám kontrolním. Z grafu 7 sice vyplývá, že jsou si tyto plochy vzájemně ještě vysoce nepodobné, to ale může způsobit přítomnost podbělice alpské (*Homogyne alpina*) v plochách kontrolních a její nepřítomnost v plochách s vysokým sešlapem, nebo naopak přítomnost kokoříku vonného (*Polygonatum odoratum*) v plochách se sešlapem. Bohužel nepřítomnost druhu neukazuje na to, že by

se v plochách již nevyskytovaly příhodné podmínky pro růst rostlin, rostlina se sem pouze nemusela dostat.

Horská rostlinná společenstva jsou typická ploškovitým charakterem rozšíření v závislosti na místních ekologických faktorech, jako je rozložení sněhové pokrývky, půdní poměry nebo vlhkost (Tasser et Tappeiner 2002). Přestože abiotické podmínky patří k výrazným činitelům při vývoji a regeneraci rostlinných společenstev, představují pouze 33 % z celkové variability prostředí (Bednorzet al. 2000).

Z výsledků práce vyplývá, že nejvyšší vliv na společenstva má odstranění drnu až na podložní vrstvu. Dojde ke změně komplexu faktorů spojovaných s půdními vlastnostmi, na které jednotlivé druhy reagují rozdílně (Strandberg 2002). Na odstranění prakticky většiny živin se strženým drnem pozitivně reaguje vřes obecný (*Calluna vulgaris*), který se stává relativně významně zastoupeným na těchto plochách i v travinných společenstvech. V neporušených travinných společenstvech vřes obecný nalezneme jen vysoce vzácně. Na sníženou půdní vlhkost negativně reagují porosty papratky horské, které ani po 3 letech regenerace nedokázaly zvýšit svou pokryvnost v místech se strženým drnem.

Obecně experiment potvrdil, že traviny jsou společenstva nejvíce resistantní k různým typům sešlapů (Whinam et Chilcott 2003), v roce 2012 můžeme dokumentovat i jejich vysokou resilienci. Plochy s nejnižším sešlapem vysoce korelují s kontrolními plochami. V případě porostů subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou se i porosty se středním sešlapem sjednotily s kontrolními plochami.

Přechodné zvýšení druhů na plochách se stříháním biomasy se postupně snižuje. Dvouděložné rostliny se sice zvýšeně vyskytují na plochách sestříhaných nebo s nejvyšší intenzitou sešlapu, v důsledku ukončení těchto zásahů se ale jejich zvýšená pokryvnost může ukázat jako přechodná (McDougall 2001). Pro potvrzení tohoto předpokladu bude zapotřebí delší pozorování plochy.

6. Závěr

Cílem předkládané diplomové práce bylo dokumentovat a zdůvodnit změny sledovaných pěti alpínských a subalpínských rostlinných společenstev po skončení předchozích pěti typů experimentálních mechanických zásahů. Mezi tyto zásahy patřily tři intenzity sešlapu, sestřihávání biomasy a stržení drnu. Po třech letech od ukončení zásahů byly zjištěny následující hlavní skutečnosti:

- 1) Po ukončení zásahu se jednotlivé plochy v čase vyvíjejí statisticky nezávisle na předchozím zásahu, přestože z přímého pozorování lze vyvodit určité dlouhodobé změny.
- 2) Plochy s nejnižší intenzitou sešlapu jsou vysoce korelovány s kontrolními plochami. Výjimkou jsou alpínská vřesoviště, kde pozitivně s plochou kontrolní korelují plochy se strženým drnem, a subalpínská borůvková vegetace.
- 3) Nejvíce odlišný vliv na rostlinná společenstva má nejvíce intenzivní zásah, ve kterém došlo ke stržení drnu. Plochy se u většiny společenstev výrazně liší ostatních ploch. Rostliny negativně reagují na změnu především půdních podmínek a dochází ke změně složení rostlin na ploše.
- 4) Na plochách se sestřiženou biomasou a nejvyšší intenzitou sešlapu dochází zřejmě přechodně k nárůstu počtu druhů hlavně dvouděložných rostlin.
- 5) Papratka horská (*Athyrium distentifolium*) nedokáže obsazovat plochy se strženým drnem, k jejich zarůstání dochází jen zvolna směrem do okrajů ploch doprostřed.
- 6) Vřes obecný (*Calluna vulgaris*) jako jediný druh výrazně pozitivně reaguje na stržení drnu. Jeho pokryvnost narůstá i v travinných společenstvech, pokud zde byl stržen drn.

- 7) Další vývoj alpínských vřesovišť může vést k degradaci tohoto společenstva, v důsledku předpokládaného zvyšování množství dusíku ve srážkách, pokud nebude dostatečně vysoká přirozená disturbance v místech výskytu této vegetace.

Práce byla zaměřena i na praktické zohlednění výsledku pro následující implikaci do managementu alpínské vegetace. Přestože se jedná o poměrně krátkou dobu sukcese, můžeme doporučit následující management, který by měl podpořit zachování společenstev a možné zvýšení diverzity.

Alpínská vřesoviště

Zvýšené množství dusíku ve srážkách vede k degradaci společenstva. V případě zvyšování zastoupení travin ve společenstvu lze vřesoviště podpořit stržením drnu na větší ploše. Rozhodně není vhodné plochy kosit nebo jimi vést turistický stezky. Vysoká intenzita sešlapu opět vede k degradaci vřesovišť na úkor travinných společenstev.

Smilkové alpínské trávníky

Na těchto plochách je možné povolit nižší intenzitu sešlapu, po níž se společenstvo dokáže rychle regenerovat. Sečení vede k přechodnému zvýšení počtu druhů na ploše, lze tak doporučit pastvu jako vhodný management.

Subalpínská trávníky s třtinou chloupkatou

Plochy se rychle regenerují i při středně vysoké intenzitě sešlapu. Vliv na zvýšení počtu druhů má přechodně jak stržení drnu, tak sečení biomasy. Je ale zapotřebí pravidelného sečení či spásání, společenstvo regeneruje velmi rychle a po 3 letech již opět výrazně dominuje pouze třtina chloupkatá na úkor jiných druhů.

Subalpínská borůvková vegetace

Borůvková vegetace reaguje nárůstem počtu druhů při stržení drnu, ale pouze na několik prvních let. Rychle dochází k obnově dominantní borůvky nejen při stržení drnu, ale i středních a nejnižších intenzitách sešlapu. Pokud na plochách nebude

docházet k vysoké intenzitě sešlapu nebo pravidelnému sestřihávání (vede k prosychání porostů), není potřebný žádný management.

Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou

Ve společenstvu dochází k rychlé regeneraci při jakékoli intenzitě sešlapu. Při vyšších intenzitách dochází přechodně k navýšení počtu druhů v rostlinném společenstvu. Negativní vliv na kapradinovou vegetaci má stržení drnu, kdy k regeneraci dochází po velmi dlouhé době. Na plochách je tedy nutné vyloučit destruktivní metody management, naopak občasné sešlap nemusí vést k výrazné degradaci společenstva.

7. Citovaná literatura

Anonymous. (4. duben 2013). *vývoj sněhové pokrývky*. Získáno 4. duben 2013, z vývoj sněhové pokrývky: <http://pocasi-volary.cz/velhartice/snow.php>

Banaš, M. et Hošek, J. (2004). Management turismu v nejvyšších polohách Východních Sudet - příkaldová studie plánu péče národní přírodní rezervace Praděd. *Opera Corcontice* , 41/2, 515-526.

Bednorz, F. et al. (2000). Humus form in the forest-alpine tundra ecotone at Stillber (Dischmatal, Switzerland): Spatial Heterogeneity and Classification. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* , 32/1, 21-29.

Bradáčová, S. (2007). Vliv vybraných disturbancí na některá rostlinná společenstva v subalpínské stupni Hrubého Jeseníku. *Diplomová práce. (Dep. In: knih. Katedry Ekologie a ochrany ŽP. PŘ.F. UP)* . Olomouc: neznámý.

Braun-Blanquet, J. et Jenny, J. (1926). Vegetation-Entwicklung und Bodenbildung in der alpine Stife der Zentralalpen (Klimaxgebiet des Caricion curvulae). Mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im sweizerischen Nationalparkgebiet. *Denkschr. Schweiz. Naturf. Ges.* , 63, 183-349.

Bureš, L. (2005). Analýza antropických vlivů v nejcennějších částech CHKO Jeseníky. *Campanula* , 22-27.

Cole, D. (2002). Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, USA. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* , 34 (4), 365-376.

Češková, A. (2011). Změny alpínské vegetace pod vlivem různé mechanické disturbance na lokalitě Vysoká hole-Petrovy kameny. *Diplomová práce*. Olomouc.

Demek, J. et Kříž, V. (1994). *Terénní cvičení z fyzické geografie (na příkladu Jeseníků a okolí)*. Ostrava: Přírodovědecké fakulta Ostravské univerzity.

Demek, J. et al. (2006). *Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny*. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky.

Gaisler, J. et al. (2011). *Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatřením*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.

Grimingham, C. (1972). *Ecology of heathlands*. London: Chapman and Hall.

Herben, T. et Münzbergová, Z. (2001). *Zpracování geobotanických dat v příkladech*. Praha.

Hill, W. et Pickering, C. (2006). Vegetation associated with different walking track types in the Kosciuszko alpine area, Australia. *Journal of Environmental Management*, 78, 24-34.

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.

Chytrý, M. (2010). *Vegetace České republiky: 1. Travinná a keříčková vegetace*. Praha: Academia.

Chytrý, M. et Otýpková, Z. (2003). Plot sizes used for phytocological sampling of european vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14 (4), 563-570.

Janešová, K. (2010). Změny subalpínské a alpínské vegetace pod vlivem různé mechanické disturbance na lokalitě Mumlavská louka. *Diplomová práce*. Olomouc.

Jebavá, K. (2004). Management horských vřesovišť v Krkonoších. *Diplomová práce*. Olomouc.

Jeník, J. (1961). *Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku*. Praha: Československé akademie věd.

Jongipierová, I. et al. (2012). *Ekologická obnova v České republice*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny .

Jurko, A. (1990). *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Bratislava: Príroda.

Klug, B. et al. (2002). Effect of trampling on vegetation above timberline in the Eastern Alps. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* , 34, 377-388.

Kobayashi, T. et al. (1997). Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. 8 (6), 873-880.

Lepš, J. et Šmilauer, P. (2000). *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. (D. Vašková, Překl.) České Budějovice: Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Liddle, M. (1997). *Recreation ecology. The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*. London: Chapman & Hall.

McDougall, K. (2001). Colonization by alpine native plants of a stabilized road verge on Bogong High Plains, Victoria. *Ecological Management and Restoration* , 2, 47 - 52.

McDougall, K. et Wright, J. (2004). The impact of trampling on fieldmark vegetation in Kosciuszko National Park, Australia. *Australian Journal of Botany* , 52, 315-320.

Monz, J. (2002). The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management* , 64, 207-217.

Petríček, V. et al. (1999). *Péče o chráněná území: I. Nelesní společenstva*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky.

Pickering, C. et Hill, W. (2007). Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management* , 85, 791-800.

Pouba, Z. et al. (1962). *Vysvětlivky k přehledné geologické mapě ČSSR 1:200 000*. Praha: Ústřední ústav geologický v nakladatelství Československo AV.

Rybníček, K. et Rybníčková, E. (2004). Pollen analyses of sediments from the summit of the Praděd range in Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia* , 32, 331-348.

Scherrer, P. et Pickering, C. (2006). Recovery of alpine herbfield on a closed walking track in the Kosciuszko alpine zone, Australia. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* , 38 (2), 239-248.

Strandberg, B. (2002). Long-term recovery of disturbed arctic vegetation. *Plant Ecology*, In press.

Šmarda, J. (1950). Květena Hrubého Jeseníku. (Část sociologická). *Časopis Moravské Musea*, 35, 78-156.

Takahashi, K. et Miyajima, Y. (2010). Effects of roads on alpine and subalpine plant species distribution along an altitudinal gradient on Mount Norikura, central Japan. *123*, 741-749.

Tasser, E. et Tappeiner, U. (2002). Impact of land use changes in mountain vegetation. *5*, 173-184.

Tolvanen, A. et al. (2001). Regeneration of dominant plant after short-term pedestrian trampling in subarctic plant communities. V F. Wielgolaski, *Nordic mountain birch ecosystem* (stránky 359-368). Carnforth: Parthenon Publishing.

Tovalnen, A. et Laine, K. (1997). Effects of reproduction and artificial herbivory on vegetation growth and resource levels in deciduous and evergreens dwarf shrubs. *Canadien Journal of Botany*, 75.

Treml, V. et al. (2008). Holocene dynamics of alpine timberline in the High Sudetes. *Biologie*, 63/1, 73-80.

Van der Duim, R. et Caalders, J. (2002). Impacts and Intervention, Annals of Tourism Research. *Biodiversity and Tourism*, 29, 743-761.

Venn, S. et al. (2012). Short-term variation in species richness across an altitudinal gradient of alpine summits. *Biodiversity Conservation*, 21, 8157-3186.

Whiman, J. et Chilcott, N. (2003). Impact after four years of experimental trampling in alpine/sub-alpine environment in western Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 67, 339-351.

Whinam, J. et Chilcott, N. (1999). Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 57, 205-220.

Whinam, J. et al. (2003). A method for calculating environmental sensitivity to walker trampling in the Tasmania World Heritage Area. In: R. Buckley, C. Pickering et D. Weaver, *Nature-based Tourism, Environmental and Land Management*. London: CAB International.

Zlatník, A. (1925). Les associations des la végétation des Krkonoše et le pH. *Věstník Královské České Společnosti Nauk*, 1926(1925)/10, 1-67.

8. Bibliografie

- Anonymous. (4. duben 2013). *Vývoj sněhové pokrývky*. Získáno 4. duben 2013, z vývoj sněhové pokrývky: <http://pocasi-volary.cz/velhartice/snow.php>
- Banaš, M. et Hošek, J. (2004). Management turismu v nejvyšších polohách Východních Sudet - příkladová studie plánu péče národní přírodní rezervace Praděd. *Opera Corcontice*, 41/2, 515-526.
- Bednorz, F. et al. (2000). Humus form in the forest-alpine tundra ecotone at Stillber (Dischmatal, Switzerland): Spatial Heterogeneity and Classification. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 32/1, 21-29.
- Bradáčová, S. (2007). Vliv vybraných disturbancí na některá rostlinná společenstva v subalpínské stupni Hrubého Jeseníku. *Diplomová práce. (Dep. In: knih. Katedry Ekologie a ochrany ŽP. Př.F. UP)*. Olomouc.
- Braun-Blanquet, J. et Jenny, J. (1926). Vegetation-Entwicklung und Bodenbildung in der alpine Stife der Zentralalpen (Klimaxgebiet des Caricion curvulae). Mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im sweizerischen Nationalparkgebiet. *Denkschr. Schweiz. Naturf. Ges.*, 63, 183-349.
- Bureš, L. (2005). Analýza antropických vlivů v nejcennějších částech CHKO Jeseníky. *Campanula*, 22-27.
- Cole, D. (2002). Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, USA. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 34 (4), 365-376.
- Češková, A. (2011). Změny alpské vegetace pod vlivem různé mechanické disturbance na lokalitě Vysoká hole-Petrovy kameny. *Diplomová práce*. Olomouc.
- Demek, J. et Kříž, V. (1994). *Terénní cvičení z fyzické geografie (na příkladu Jeseníků a okolí)*. Ostrava: Přírodovědecké fakulta Ostravské univerzity.
- Demek, J., et al. (2006). *Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny*. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky.

Gaisler, J., et al.(2011). *Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatřením*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.

Grimingham, C. (1972). *Ecology of heathlands*. London: Chapman and Hall.

Herben, T.et Münzbergová, Z. (2001). *Zpracování geobotanických dat v příkladech*. Praha.

Hill, W. et Pickering, C. (2006). Vegetation associated with different walking track types in the Kosciuszko alpine area, Australia. *Journal of Environmental Management* , 78, 24-34.

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.

Chytrý, M. (2010). *Vegetace České republiky: 1.Travná a keříčková vegetace*. Praha: Academia.

Chytrý, M. et Otýpková, Z. (2003). Plot sizes used for phytocological sampling of european vegetation. *Journal of Vegetation Science* , 14 (4), 563-570.

Janešová, K. (2010). Změny subalpínské a alpínské vegetace pod vlivem různé mechanické disturbance na lokalitě Mumlavská louka. *Diplomová práce*. Olomouc.

Jebavá, K. (2004). Management horských vřesovišť v Krkonoších. *Diplomová práce*.Olomouc.

Jeník, J. (1961). *Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku*. Praha: Československé akademie věd.

Jongipierová, I.,et al. (2012). *Ekologická obnova v České republice*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny .

Jurko, A. (1990). *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Bratislava: Príroda.

Klug, B. et al. (2002). Effect of trampling on vegetation above timberline in the Eastern Alps. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* , 34, 377-388.

Kobayashi, T. et al.(1997). Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. 8 (6), 873-880.

Lepš, J. et Šmilauer, P. (2000). *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. (D. Vašková, Překl.) České Budějovice: Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Liddle, M. (1997). *Recreation ecology. The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*. London: Chapman & Hall.

McDougall, K. (2001). Colonization by alpine native plants of a stabilized road verge on Bogong High Plains, Victoria. *Ecological Management and Restoration* , 2, 47 - 52.

McDougall, K., & Wright, J. (2004). The impact of trampling on fieldmark vegetation in Kosciuszko National Park, Australia. *Australian Journal of Botany* , 52, 315-320.

Monz, J. (2002). The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management* , 64, 207-217.

Petříček, V. et al.. (1999). *Péče o chráněná území: I. Nelesní společenstva*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky.

Pickering, C. et Hill, W. (2007). Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management* , 85, 791-800.

Pouba, Z. et al. (1962). *Vysvětlivky k přehledné geologické mapě ČSSR 1:200 000*. Praha: Ústřední ústav geologický v nakladatelství Československo AV.

Rybníček, K. et Rybníčková, E. (2004). Pollen analyses of sediments from the summit of the Praděd range in Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia* , 32, 331-348.

Scherrer, P. et Pickering, C. (2006). Recovery of alpine herbfield on a closed walking track in the Kosciuszko alpine zone, Australia. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* , 38 (2), 239-248.

Strandberg, B. (2002). Long-term recovery of disturbed arctic vegetation. *Plant Ecology*, In press.

Šmarda, J. (1950). Květena Hrubého Jeseníku. (Část sociologická). *Časopis Moravské Musea*, 35, 78-156.

Takahashi, K. et Miyajima, Y. (2010). Effects of roads on alpine and subalpine plant species distribution along an altitudinal gradient on Mount Norikura, central Japan. *123*, 741-749.

Tasser, E. et Tappeiner, U. (2002). Impact of land use changes in mountain vegetation. *5*, 173-184.

Tolvanen, A., et al. (2001). Regeneration of dominant plant after short-term pedestrian trampling in subarctic plant communities. V F. Wielgolaski, *Nordic mountain birch ecosystem* (stránky 359-368). Carnforth: Parthenon Publishing.

Tovalnen, A., et Laine, K. (1997). Effects of reproduction and artificial herbivory on vegetation growth and resource levels in deciduous and evergreens dwarf shrubs. *Canadian Journal of Botany*, 75.

Treml, V. et al. (2008). Holocene dynamics of alpine timberline in the High Sudetes. *Biologie*, 63/1, 73-80.

Van der Duim, R. et Caalders, J. (2002). Impacts and Intervention, Annals of Tourism Research. *Biodiversity and Tourism*, 29, 743-761.

Venn, S. et al. (2012). Short-term variation in species richness across an altitudinal gradient of alpine summits. *Biodiversity Conservation*, 21, 8157-3186.

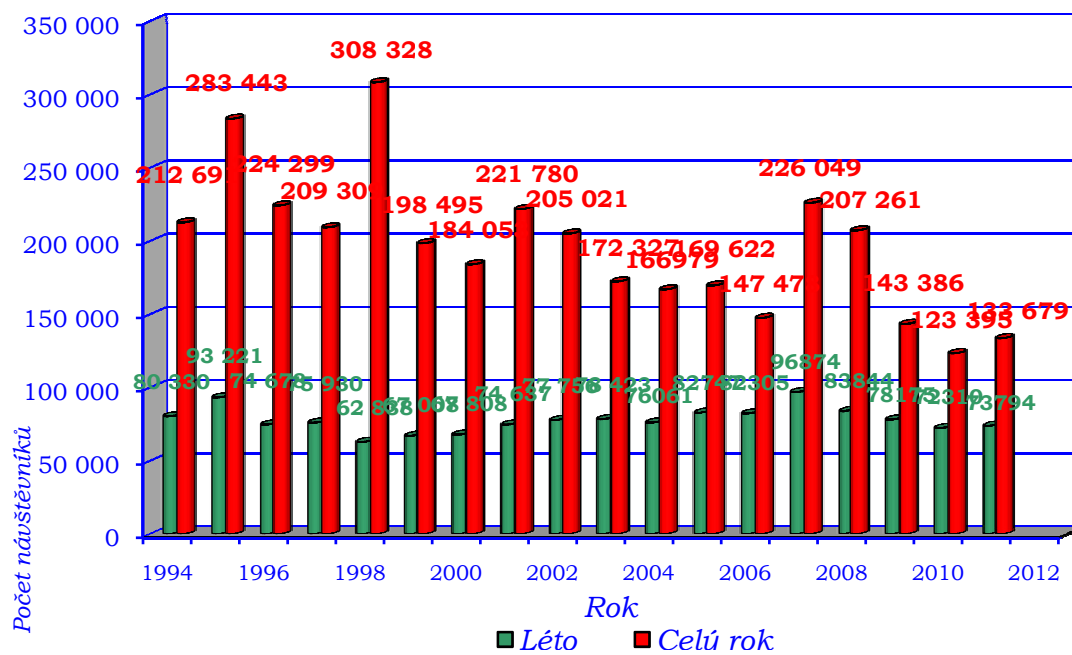
Whiman, J. et Chilcott, N. (2003). Impact after four years of experimental trampling in alpine/sub-alpine environment in western Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 67, 339-351.

Whinam, J. et Chilcott, N. (1999). Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 57, 205-220.

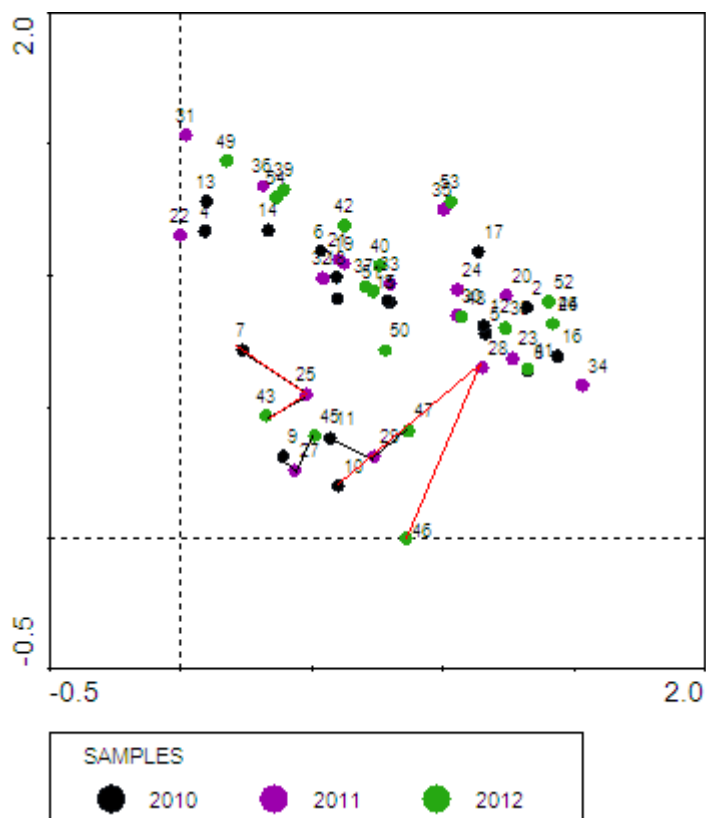
Whinam, J. et al. (2003). A method for calculating environmental sensitivity to walker trampling in the Tasmania World Heritage Area. In: R. Buckley, C. Pickering, & D. Weaver, *Nature-based Tourism, Environmental and Land Management*. London: CAB International.

Zlatník, A. (1925). Les associations des la végétation des Krkonoše et le pH. *Věstník Královské České Společnosti Nauk*, 1926(1925)/10, 1-67.

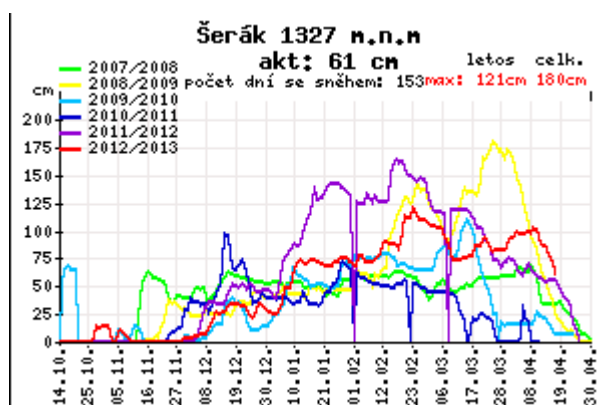
9. Přílohy



Graf 8: Vývoj počtu návštěvníků v Hrubém Jeseníku - oblast Ovčárna (pouze autobusová doprava, mimo pěší); záznamy CHKO Jeseníky, © Správa CHKO Jeseníky



Graf 9: Výsledky DCA analýzy pro společenstva alpínských vřesovišť. Výrazně oddělena plocha bloku 2 se zásahy sešlap nejnižší (9, 27, 45) a střední intenzity (7, 25, 43), kontrolní plocha (11, 29, 47), plocha se strženým drnem (10, 28, 46), propojeny některé plochy v rámci času. Klasifikováno podle roku 2010 – 2012.

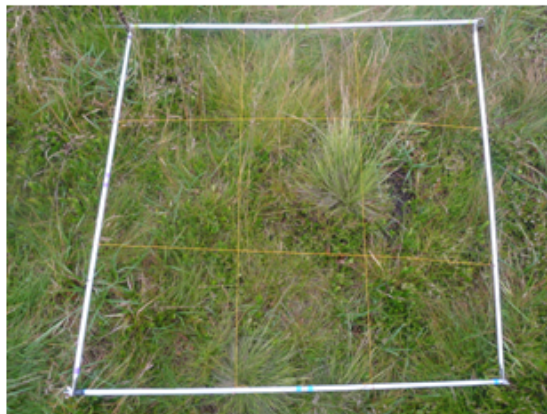


Obrázek 3: Vývoj sněhové pokrývky na Šeráku v Hrubém Jeseníku (anonymus 2013)

Stržení drnu



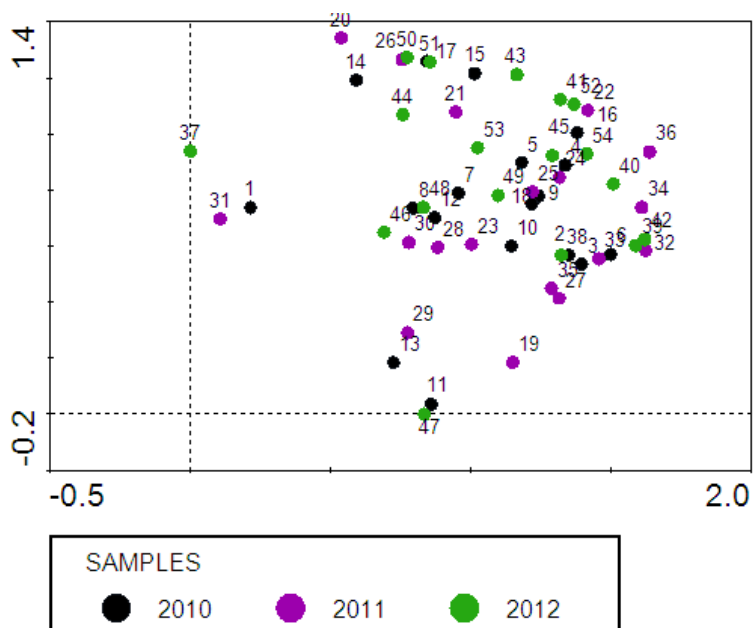
Kontrolní plocha



Obrázek 4: Plocha se strženým drnem a kontrolní plocha ve společenstvu alpských vřesovišť v roce 2012.



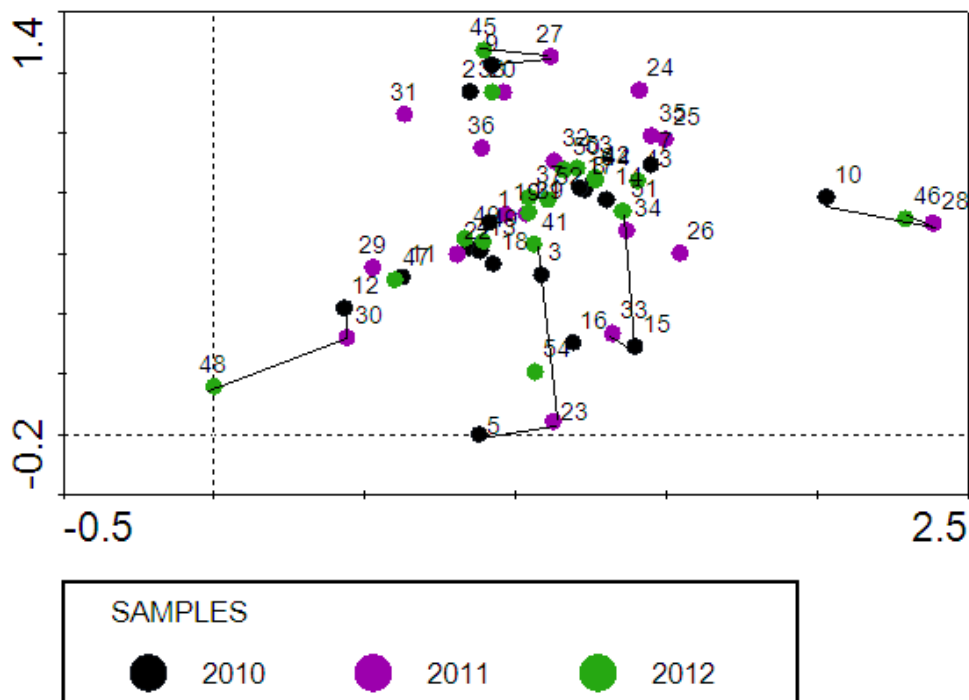
Obrázek 5: Regenerace vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) po zásahu stržení drnu v alpských vřesovištích (rok 2012)



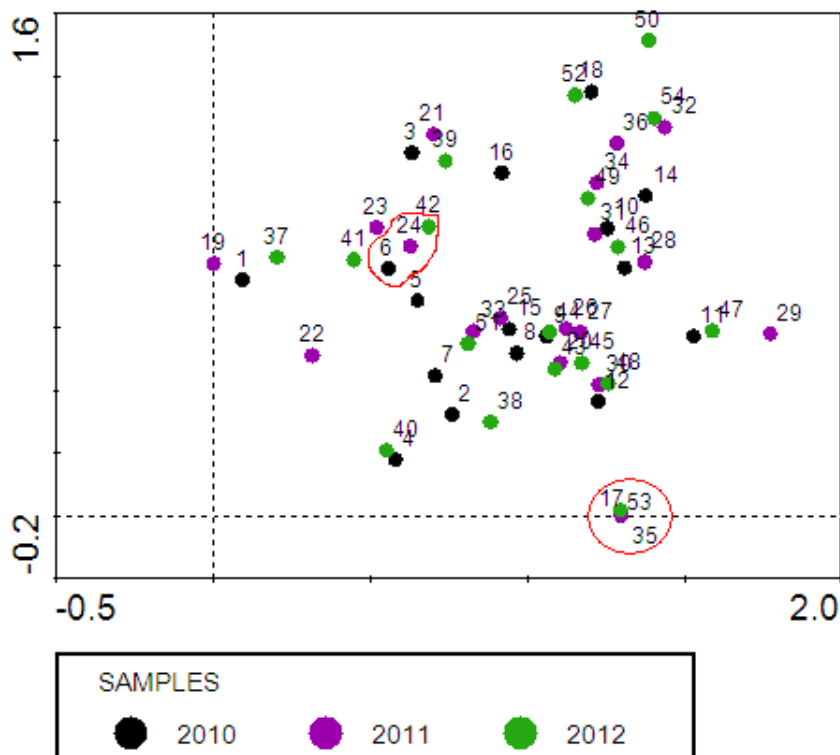
Graf 10: Výsledky DCA analýzy pro smilkové alpínské trávníky (klasifikováno podle roku 2010 - 2012)



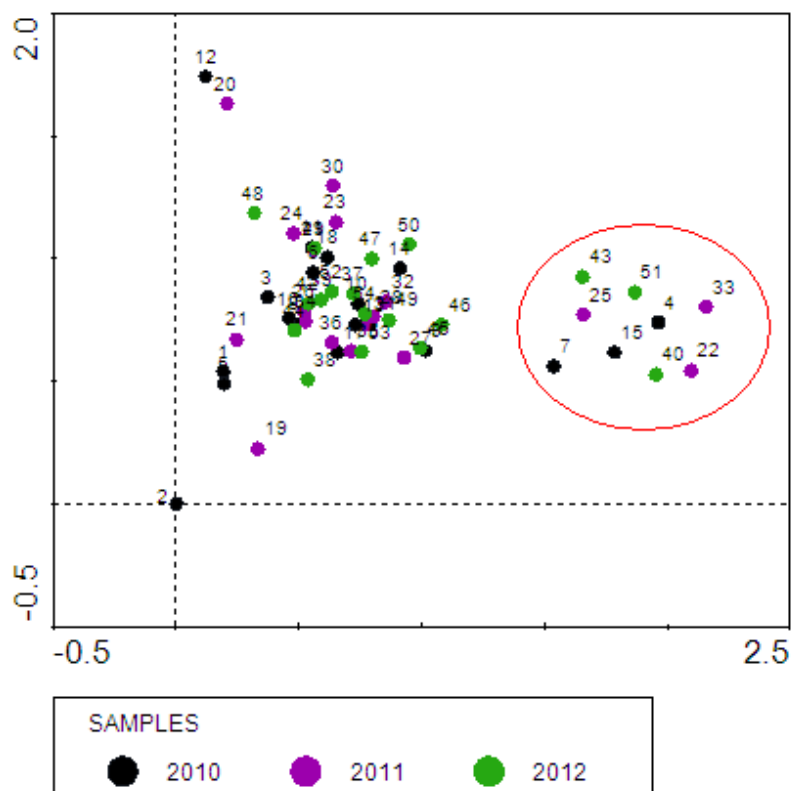
Obrázek 6: Regenerace vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) po stržení drnu v smilkových trávnících (rok 2012)



Graf 11: Výsledky DCA analýzy pro společenstvo subalpínských trávničků s třtinou chloupkatou bez viditelného trendu ve vývoji. Klasifikováno podle roku 2010 – 2012



Graf 12: Výsledky DCA analýzy pro společenstva subalpínské borůvkové vegetace. Červeně zvýrazněny plochy se sestřiháním biomasy. Klasifikováno podle roku 2010 - 2012.



Graf 13: Výsledky DCA analýzy pro subalpínskou kapradinovou vegetaci s papratkou horskou. Červeně zvýrazněny plochy se strženým drnem. Klasifikováno podle roku 2010 - 2012.

Tabulka 15: Výsledky RDA analýzy vlivu interakce jednotlivých zásahů a času, společenstvo smilkových alpínských trávníků (2010 - 2012)

Porovnání kontrola × odstranění drnu					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.006	0.256	0.058	0.055	1.000
Species-environment correlations	0.252	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.4	57.1	69.8	81.8	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.459				
Sum of all canonical eigenvalues	0.006				
Monte Carlo test of significance of first all canonical axes				eigenvalue = 0.006	
				F-ratio = 0.422	
				P-value = 0.8020	
Porovnání kontrola × stříhání biomasy					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.256	0.058	0.055	1.000
Species-environment correlations	0.169	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.5	56.7	69.5	81.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.455				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				
Monte Carlo test of significance of first all canonical axes				Trace = 0.002	
				F-ratio = 0.161	
				P-value = 0.9700	
Porovnání kontrola × sešlap nejnižší intenzity					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.256	0.058	0.055	1.000
Species-environment correlations	0.186	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.4	56.7	69.5	81.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.455				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				
Monte Carlo test of significance of first all canonical axes				Trace = 0.002	
				F-ratio = 0.133	
				P-value = 0.9800	

Porovnání kontrola × sešlap střední intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.256	0.058	0.055	1.000
Species-environment correlations	0.186	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.4	56.6	69.5	81.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.454				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.002
 F-ratio = 0.117
P-value = 0.9820

Porovnání kontrola × sešlap nejvyšší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.003	0.256	0.058	0.055	1.000
Species-environment correlations	0.216	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.6	56.7	69.5	81.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.455				
Sum of all canonical eigenvalues	0.003				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.003
 F-ratio = 0.173
P-value = 0.9720

Tabulka 16: Výsledky CCA analýzy pro společenstva subalpínských trávníků s třtinou chloupkatou, interakce jednotlivých zásahů a času (2010 - 2012)

Porovnání kontrola × střihání biomasy

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.008	0.076	0.070	0.064	1.470
Species-environment correlations	0.326	0.000	0.000	0.000	
of species data	2.5	28.1	51.6	73.1	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.298				
Sum of all canonical eigenvalues	0.008				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.008
 F-ratio = 0.778
P-value = 0.5960

Porovnání kontrola × sešlap nejnižší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.001	0.076	0.070	0.064	1.470
Species-environment correlations	0.171	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.4	26.5	50.6	72.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.291				
Sum of all canonical eigenvalues	0.001				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.001
F-ratio = 0.124
P-value = 0.9940

Porovnání kontrola × sešlap střední intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.076	0.070	0.064	1.470
Species-environment correlations	0.189	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.8	26.8	50.8	72.7	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.293				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.002
F-ratio = 0.248
P-value = 0.9620

Porovnání kontrola × sešlap nejvyšší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.005	0.076	0.070	0.064	1.470
Species-environment correlations	0.271	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.7	27.5	51.3	72.9	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.295				
Sum of all canonical eigenvalues	0.005				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.005
F-ratio = 0.533
P-value = 0.7720

Tabulka 17: Výsledky RDA analýzy pro subalpínskou borůvkovou vegetaci, interakce času s každým zásahem a kontrolou zvlášť (2010 - 2012)

Porovnání kontrola × odstranění drnu					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.003	0.021	0.017	0.009	1.000
Species-environment correlations	0.473	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	4.8	34.0	58.6	71.9	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.071				
Sum of all canonical eigenvalues	0.003				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes
 eigenvalue = 0.003
 F-ratio = 1.510
P-value = 0.1560

Porovnání kontrola × stříhání biomasy					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.021	0.017	0.009	1.000
Species-environment correlations	0.376	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	2.2	32.3	57.5	71.1	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.069				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes
 Trace = 0.002
 F-ratio = 0.688
P-value = 0.6400

Porovnání kontrola × sešlap nejnižší intenzity					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.003	0.021	0.017	0.009	1.000
Species-environment correlations	0.541	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	3.8	33.3	58.2	71.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.070				
Sum of all canonical eigenvalues	0.003				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes
 Trace = 0.003
 F-ratio = 1.180
P-value = 0.2740

Porovnání kontrola × sešlap střední intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.001	0.021	0.017	0.009	1.000
Species-environment correlations	0.390	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.7	31.8	57.2	70.9	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.068				
Sum of all canonical eigenvalues	0.001				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.001
 F-ratio = 0.505
P-value = 0.7780

Porovnání kontrola × sešlap nejvyšší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.021	0.017	0.009	1.000
Species-environment correlations	0.478	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	5.1	34.2	58.7	71.9	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.071				
Sum of all canonical eigenvalues	0.004				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.004
 F-ratio = 1.598
P-value = 0.1500

Tabulka 18: Výsledky RDA analýzy pro subalpínskou kapradinovou vegetaci, interakce času s jednotlivými zásahy a kontrolou (2010 - 2012)

Porovnání kontrola × odstranění drnu

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.008	0.047	0.036	0.031	1.000
Species-environment correlations	0.595	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	4.4	31.7	52.6	70.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.171				
Sum of all canonical eigenvalues	0.008				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

eigenvalue = 0.008
 F-ratio = 1.377
P-value = 0.2660

Porovnání kontrola × stříhání biomasy

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.049	0.036	0.031	1.000
Species-environment correlations	0.457	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	2.4	30.8	51.9	70.2	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.171				
Sum of all canonical eigenvalues	0.004				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.004
 F-ratio = 0.766
P-value = 0.6160

Porovnání kontrola × sešlap nejnižší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.047	0.036	0.031	1.000
Species-environment correlations	0.407	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.2	29.4	51.1	69.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.166				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.002
 F-ratio = 0.367
P-value = 0.9180

Porovnání kontrola × sešlap střední intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.047	0.036	0.031	1.000
Species-environment correlations	0.511	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	2.4	30.3	51.7	70.0	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.168				
Sum of all canonical eigenvalues	0.004				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.004
 F-ratio = 0.736
P-value = 0.5960

Porovnání kontrola × sešlap nejvyšší intenzity

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.002	0.047	0.036	0.031	1.000
Species-environment correlations	0.357	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.3	29.5	51.1	69.7	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues	0.166				
Sum of all canonical eigenvalues	0.002				

Monte Carlo test of significance of first all canonical axes

Trace = 0.002

F-ratio = 0.389

P-value = 0.9140
