

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Dlouhodobé změny subalpínské vegetace
Králického Sněžníku**

Bc. Václav Husek

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ekologie a ochrana životního prostředí

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

Olomouc 2020

Husek V. 2020. Dlouhodobé změny subalpínské vegetace Králického Sněžníku [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 102 s. 2 přílohy. Česky.

Abstrakt

V posledních desetiletích pozorujeme změny v rostlinných společenstvech alpínského a subalpínského stupně, dávané do spojitosti s klimatickou změnou, atmosférickou depozicí dusíku nebo opuštěním od pastvy a travení. Vegetace alpínského bezlesí je významná svou biodiverzitou a výskytem ohrožených druhů rostlin (často endemitů a reliktních). V červenci 2019 byly zopakovány dva soubory nepřesně lokalizovaných fytoecologických snímků z 50. a 70. let 20. století vegetace alpínského bezlesí Králického Sněžníku. Analýzou vybrané nejrozdílnější opakované snímky, spolu s původními snímky, byly statisticky vyhodnoceny z pohledu dlouhodobé časové změny v diverzitě, druhového složení a pokryvnosti funkčních skupin. Zjistil jsem homogenizaci vegetace, průkazné snížení druhové bohatosti od 50. let, zvýšení pokryvnosti graminoidů a původních druhů s generalistickými znaky (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*) i semenáčků smrku. Naopak se průkazně snížila pokryvnost kvetoucích rostlin (forb) a specialistů. Snížil se výskyt ohrožených druhů, zejména regionálně ohroženějších. Výsledky odpovídají trendům z ostatních pohoří a jsou pravděpodobně důsledkem atmosférické depozice dusíku, upuštěním od pastvy a travení i klimatické změny spolu s globálním oteplováním. Rostlinná společenstva alpínského bezlesí jakožto předmět ochrany přírody NPR Králického Sněžníku jsou unifikovanější, druhově chudší s převahou graminoidů a původních druhů s generalistickými znaky. Ubývají zde kvetoucí druhy, specialisté a ohrožené druhy. Tento negativní trend by mohl být zmírněn vhodným ochrannářským managementem, založením na extenzivní pastvě a kosením.

Klíčová slova: homogenizace, alpínské bezlesí, Quasi-permanent plot, Fytoecologický snímek, Králický Sněžník

Husek V. 2020. Long-term changes subalpine vegetation of the Králický Sněžník Mts. [master's thesis]. Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 102 pp., Czech.

Abstract

In recent decades, we have seen changes in alpine and subalpine plant communities associated with climate change, atmospheric nitrogen deposition, or end of grazing and mowing. The vegetation of arcto-alpine tundra are important for the occurrence of endangered plant species (often endemic and relict). In July 2019, two sets of Quasi-permanent plot from the 50s and 70s of the 20th century of the alpine and subalpine vegetation in Králický Sněžník mts. were repeated. The analysis of selected most different repeated plot, together with the original plot, were statistically evaluated in terms of long-term changes in diversity, species composition and coverage of functional groups. I found homogenization of vegetation, a demonstrable decrease in species richness since the 1950s, an increase in the cover of graminoids and native species with generalist traits (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*) and spruce seedlings. On the contrary, the cover of flowering plants (forb) and specialists was significantly reduced. The incidence of endangered species, especially more regionally endangered species, had decreased. The results are in line with trends from other mountains and are probably due to atmospheric nitrogen deposition, end of grazing and mowing, as well as climate change along with global warming. The subject of nature protection plant communities of arcto-alpine tundra NPR Kralický Sněžník are more homogeneous, species-poorer with a predominance of graminoids and native species with generalist traits. Flowering species, specialists and endangered species are declining here. This negative trend could be mitigated by appropriate conservation management based on extensive grazing and mowing.

Key words: homogenization, arcto-alpine tundra, Quasi-permanent plot, vegetation plot, Králický Sněžník

Prohlášení

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

V Olomouci 27. Července 2020

.....

podpis

Obsah

Obsah.....	vi
Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam zkratk	x
Poděkování	xi
1. Úvod.....	12
1.1 Metoda opakovaných fytoocenologických snímků.....	14
1.2 Králický Sněžník: vybrané vegetační jednotky.....	16
2. Cíle práce	21
3. Materiál a metody	22
3.1 Charakteristika území.....	22
3.2 Referenční data.....	23
3.3 Terénní sběr.....	23
3.4 Editace dat	24
3.5 Statistické zpracování dat.....	24
Celková změna vegetace.....	25
Změna diverzity.....	26
Změna druhového složení.....	26
Změna v zastoupení funkčních skupin	26
Změna v zastoupení vegetačních jednotek.....	27
Změna Ellenbergových indikačních hodnot	27
Srovnání všech tří období	27
4. Výsledky	29
4.1 Vliv nepřesně umístěné plochy	29
4.2 Celková změna vegetace	31
Celková změna vegetace 1958 x 2019	31
Celková změna vegetace 1974 x 2019	34
4.3 Změna diverzity.....	37
Změna diverzity 1958 x 2019	37
Změna diverzity 1974 x 2019	41
4.4 Změna druhového složení	43

Změna druhového složení 1958 x 2019	43
Změna druhového složení 1974 x 2019	45
4.5 Změna v zastoupení funkčních skupin	47
Změna v pokryvnosti funkčních skupin 1958 x 2019	47
Změna v zastoupení funkčních skupin 1974 x 2019.....	51
4.6 Změna v zastoupení vegetačních jednotek	54
Změna v zastoupení vegetačních jednotek 1958 x2019	54
Změna v zastoupení vegetačních jednotek 1974 x2019	55
4.7 Změna Ellenbergových indikačních hodnot.....	57
Změna Ellenbergových indikačních hodnot 1958 x 2019	57
Změna Ellenbergových indikačních hodnot 1974 x 2019	57
4.8 Srovnání všech tří období.....	58
5. Diskuze.....	63
5.1 Homogenizace vegetace	64
5.2 Homogenizace a změna druhového složení	66
5.3 Změna v zastoupení ohrožených druhů.....	69
6. Závěr	72
7. Literatura	74
8. Přílohy	84
Příloha A: Fytocenologické snímky	84
Příloha B: Ortofotosnímky	99

Seznam tabulek

Tab. 1 Průměrné hodnoty tří ukazatelů diverzity (1958x2019)..	39
Tab. 2 Přehled vegetačních jednotek (1958x2019).....	54
Tab. 3 Přehled procentuálního zastoupení vegetačních jednotek (1958x2019 ...	54
Tab. 4 Přehled vegetačních jednotek (1974x2019).....	55
Tab. 5 Přehled procentuálního zastoupení vegetačních jednotek (1974x2019)..	56

Seznam obrázků

Obr. 1 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase (1958x2019).....	29
Obr. 2 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase (1958x2019).....	30
Obr. 3 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase (1974x2019).....	30
Obr. 4 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase (1974x2019).....	31
Obr. 5 NMDS (1958x2019).	32
Obr. 6 NMDS (1958x2019)	33
Obr. 7 RDA (1958x2019).....	34
Obr. 8 NMDS (1974x2019).	35
Obr. 9 NMDS (1974x2019).	36
Obr. 10 CCA (1974x2019).....	37
Obr. 11 Rarefakční křivky (1958x2019).	38
Obr. 12 Boxplot druhové bohatosti (1958x2019)	39
Obr. 13 PCoA Permdisp2 (1958x2019).	40
Obr. 14 Boxplot Permdisp2 (1958x2019).	40
Obr. 15 Rarefakční křivky (1974x2019)	41
Obr. 16 Boxplot druhové bohatosti (1974x2019)	41
Obr. 17 PCoA Permdisp2 (1974x2019).	42
Obr. 18 Boxplot Permdisp2 (1974x2019).	43
Obr. 19 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků z roku 1958. ..	44
Obr. 20 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků 2019	44
Obr. 21 Frekvence ohrožených druhů (C1-C3) (1958x2019).....	45
Obr. 22 Frekvence ohrožených druhů (C1-C3) v procentech (1958x2019).....	45
Obr. 23 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků z roku 1974. ..	46
Obr. 24 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků z roku 2019 ...	46
Obr. 25 Frekvence ohrožených druhů (C1-C3) (1974x2019).....	47
Obr. 26 Frekvence ohrožených druhů (C1-C3) v procentech(1974x2019).....	47
Obr. 27 Boxplot funkční typy (1958x2019).....	48
Obr. 28 Boxplot Raunkiaerovy životní formy (1958x2019).....	49
Obr. 29 Boxplot životní strategie (1958x2019)	49
Obr. 30 Boxplot dle Indexu ekologické specializace. (1958x2019).	50
Obr. 31 Boxplot dle Indexu ekologické specializace (1958x2019)	50
Obr. 32 Boxplot funkční skupiny (1974x2019)..	51
Obr. 33 Boxplot Raunkiaerovy životní formy (1974x2019).....	52
Obr. 34 Boxplot životní strategie(1974x2019).	52
Obr. 35 Boxplot dle Indexu ekologické specializace (1974x2019)..	53
Obr. 36 Boxplot dle Indexu ekologické specializace (1974x2019)	53
Obr. 37 NMDS (1958x1974x2019)	58

Obr. 38 RDA (1958x1974x2019).....	59
Obr. 39 Rarefakční křivky (1958x1974x2019).....	60
Obr. 40 Frekvence ohrožených druhů (1958x1974x2019).	60
Obr. 41 Boxplot funkční typy.(1958x1974x2019).....	61
Obr. 42 Boxplot Raunkiaerový životní formy (1958x1974x2019).....	61
Obr. 43 Boxplot životní strategie (1958x1974x2019)..	62
Obr. 44 Boxplot dle Indexu ekologické specializace (1958x1974x2019)	62

Seznam zkratk

EIH – Ellenbergova indikační hodnota

(1958x2019) – soubor obsahující původní fytocenologické snímky z roku 1958 a opakované snímky z roku 2019

(1974x2019) – soubor obsahující původní fytocenologické snímky ze 70. let 20. století a opakované snímky z roku 2019

Poděkování

Děkuji vedoucímu mé diplomové práce RNDr. Marku Banašovi, Ph.D. za rady během jejího zpracování. Za poskytnutí podmětné konzultace děkuji prof. RNDr. Františku Krahulcovi, CSc. A v neposlední řadě děkuji Sáře Michlové za kontrolu textu a své rodině za podporu během studia.

V Olomouci 27. 7. 2020

1. Úvod

V posledních desetiletích pozorujeme změny ve vegetaci i celých ekosystémech, které považujeme za důsledek dopadů lidské činnosti a klimatické změny. Klimatická změna způsobená lidskou činností je považována za hlavní faktor současné i budoucí ztráty biologické rozmanitosti (Butchart et al., 2010). Zvláště patrné jsou změny ve vysokohorských rostlinných společenstvech alpského a subalpského stupně. Hlavními rysy vegetace alpského bezlesí je absence zapojeného porostu stromů, malý vzrůst rostlin a nízká průměrná roční teplota (Körner 2003). V posledních desetiletích vykazují vysokohorské ekosystémy vyšší míru oteplování v důsledku klimatické změny (Lenoir et al. 2008; Gottf; Gobiet et al. 2014; Steinbauer et al. 2018). Vysokohorské ekosystémy, zejména alpské zóny, jsou citlivé na klimatické změny, protože alpské druhy rostlin jsou adaptované na specifické podmínky (Theurillat & Guisan 2001; Körner 2003; Chersich et al. 2015). Proto jsou vhodným ekosystémem pro zkoumání dopadů klimatické změny na rostlinná společenstva (Grabherr et al. 2010). Alpské bezlesí představuje útočiště chladnomilných druhů rostlin, které jsou kompetičně slabší než druhy z nižších nadmořských výšek a také endemitů, jež jsou výsledkem geografické izolace a glaciálních refugií (Molau 2003). I přes extrémní podmínky jsou vysokohorské ekosystémy významné svou vysokou biodiverzitou s vysokým stupněm endemismu (Smysčka et al. 2017; Noroozi et al. 2018).

Obecným efektem klimatické změny na rostlinné druhy je posun druhových distribucí do vyšších nadmořských výšek (Lenoir et al. 2008). S tím je spojen fenomén termofilizace, tedy změna alpské vegetace směrem ke zvýšení pokryvnosti teplomilnějších druhů na úkor původních chladnomilných druhů (Gottfried et al. 2012). Původní úzce specializované druhy musí před těmito generalisty z nižších nadmořských výšek ustoupit do vyšších nadmořských výšek, nebo lokálně vymírají (Theurillat & Guisan 2001; Pauli et al. 2012). Často dochází k přechodnému zvýšení druhové bohatosti horských vrcholů (Pauli et al. 2012; Steinbauer et al. 2018), která následně poklesne v důsledku konkurenčního vyloučení původních alpských druhů (Rumpf et al. 2019). Dochází tak k homogenizaci horské flóry (Jurasinski & Kreyling 2007; Britton et al.

2009; Ross et al. 2012; Czortek et al. 2018). Biotická homogenizace je proces snižování variability společenstev, kompozice vegetace se stává postupně podobnější, vzácnější a specializovanější druhy jsou nahrazovány obecně rozšířenými generalisty (McKinney & Lockwood 1999) Posun druhových distribucí do vyšších nadmořských výšek lze vysvětlovat i alternativními hypotézami, např. zvýšená depozice atmosférického dusíku (Klanderud & Birks 2003; Johnson et al. 2011), ústup pastvy (Speed et al. 2012), změna srážkového režimu a dostupnosti vlhkosti (Crimmins et al. 2011; McCain & Colwell 2011), rekolonizace ve vyšších nadmořských výškách po „malé době ledové“ (Kammer et al. 2007; Vittoz et al. 2009).

Abychom zjistili, jak se projevují dlouhodobé změny na aktuálních vysokohorských rostlinných společenstvech, je potřeba mít záznam struktury vegetace pořízený několik desítek let zpět. Pro tento účel se používá metoda opakovaných starých fytoecologických snímků napříč evropskými pohořími např. Alpy (Windmaier & Reisch 2013; Cannone & Pignatti 2014; Mattedo et al. 2016; Porro et al. 2019), Skotská vysočina (Britton et al. 2009; Ross et al. 2012), Vysoké Tatry (Czortek et al. 2018; Palaj & Kollár 2018; Palaj & Kollár 2019), Apeniny (Evangelista et al. 2016). V České republice máme pouze tři pohoří s výskytem vegetace alpského a subalpského stupně, jsou to nejvyšší vrcholy Krkonoš, Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku, které podléhají velkoplošné či maloplošné formě územní ochrany přírody. Využití opakovaných fytoecologických snímků u alpské vegetace u nás není příliš časté a objevily se pouze v Krkonoších (Matějka & Málková 2010) nebo Hrubém Jeseníku (Bureš & Kočí 2010; Zeidler et al. 2014).

Pro svou práci jsem tedy vybral Králický Sněžník, na kterém ještě neproběhla studie dlouhodobých změn vegetace nad horní hranicí lesa pomocí opakovaných fytoecologických snímků. Zopakoval jsem dvě sady fytoecologických snímků z období 50. a 70. let s cílem zjistit, zda se liší původní snímky od nově opakovaných snímků a tuto změnu porovnat s trendy vývoje vegetace z ostatních horských pohoří. Výzkum dlouhodobých změn horské flóry je důležitým podkladem pro naplánování managementu chráněných území s cílem zachování ohrožených druhů a biodiverzity pro příští generace.

1.1 Metoda opakovaných fytoocenologických snímků

Jedním ze způsobů studia dlouhodobých změn vegetace je metoda opakovaných fytoocenologických snímků. Jsou používány například v dlouhodobém výzkumu dopadů klimatické změny na vysokohorské prostředí GLORIA (Grabherr et al. 2000). Fytoocenologický snímek je soupis rostlinných druhů s odhadnutím jejich abundance na vymezené ploše, nejčastěji tvaru čtverce. Za rozvojem metody fytoocenologického snímkování je Josias Braun-Blanquet (1884–1980) (Michalcová 2010). Počátkem 20. století se standardizované fytoocenologické snímkování uplatňuje jako metoda popisu vegetace (Chytrý & Rafajová 2003). Snímky z dřívějších popisných fytoocenologických prací můžeme z velké části nalézt v digitalizovaných databázích, příkladem je Česká národní fytoocenologická databáze (Chytrý & Rafajová 2003). Původní snímky dělíme na základě znalosti jejich přesného umístění dle konsensu Kapfer et al. (2017). Permanent plot jsou snímky, u kterých známe přesnou polohu. Často se jedná o pevně vyznačené trvalé plochy, na kterých se provádí v pravidelných intervalech fytoocenologické snímkování. Quasi-permanent plot (Fischer & Klotz 1999) jsou snímky, u kterých známe jen přibližně jejich polohu. Tyto snímky často pochází z popisných fytoocenologických prací, ze kterých můžeme vyčíst informace o jejich umístění. Informace k přibližnému určení polohy jsou nadmořská výška, sklon, orientace svahu, zakres v mapě a popis místa snímku. Posledním typem je non-traceable plot, což jsou snímky, o kterých neznáme přesné umístění. Opakovat tyto snímky můžeme pouze v oblasti s relativně homogenním prostředím (Kapfer et al. 2017).

Jedním z hlavních projevů změny vegetace během času je druhový obrat (turnover), tedy změna druhové kompozice mezi původními a opakovanými snímky. Metoda opakovaných fytoocenologických snímků sebou nese tři nezávislé zdroje chyb, které ztěžují detekci skutečné změny vegetace způsobenou časem. Jsou to „relocation error“, tedy chyba způsobená nepřesnou lokalizací snímku, „observation bias“ neboli zkreslení pozorovatelem a „seasonality bias“, tedy zkreslení sezónností. Původní snímky pro mou práci mají povahu Quasi-permanent plot, proto budu níže rozebírat vliv a řešení nezávislých chyb právě ve vztahu ke Quasi-permanent plot.

„Relocation error“ způsobuje, že do zkoumané časové změny vstupuje prostorová variabilita, s tím je spjat jev zvaný pseudoturnover (Nilsson & Nilsson 1985). Pseudoturnover znamená, že změna vegetace je způsobená snímkováním jiného místa

(Fischer & Stocklin 1997), nikoliv vývojem v čase. Chyby způsobené nepřesným přemístěním snímku se mohou změnit ze zanedbatelných na statisticky významné (Kapfer et al. 2017). U Quasi-permanent plot se nelze „relocation error“ úplně vyhnout (Kapfer et al. 2017). Lze jej omezit zvážením všech dostupných informací o poloze původního snímku. V místě, kde by původní snímek mohl být, provedeme několik opakovaných snímků. V analýze vyhodnotíme časovou změnu mezi původním snímkem a průměrem opakovaných snímků, nebo nejvíce podobným/nepodobným opakovaným snímkem (Herben & Münzbergová 2003; Hédl 2004). Dle Ross et al. (2010) takto zjištěné časové změny (jako odhad z původního a opakovaného snímku) můžeme porovnat se změnou, kterou způsobuje prostorová variabilita (jako odhad porovnáním mezi opakovanými snímky). Takto zjistíme, zda je změna ve vegetaci způsobená časem vyšší než prostorová variabilita vegetace. Získáváme tak odhad významnosti možné chyby nepřesné lokalizace snímku vůči změně vegetace v čase. Metoda opakování původních fytoecologických snímků je robustní vůči chybě způsobenou nepřesnou lokalizací snímku (Kopecký & Macek 2015). Fischer & Stöcklin (1997) a Ross et al. (2010) dospěli k podobnému závěru při porovnání současné prostorové změny obratu druhů - pseudoturnover ve vegetační kompozici s obratem druhů v čase - turnover (Verheyen et al. 2018).

Observation bias je stav, kdy rozdílné druhové složení mezi původními a opakovanými snímky není způsobeno časovou změnou, ale zkreslením pozorovatele. Tato metodická chyba se týká zaznamenání rostlinných druhů, taxonomického určení rostlinných druhů a subjektivního odhadu pokryvnosti daného druhu. Roli hrají zkušenost pozorovatele, časový tlak a v případě horského prostředí i fyzická zdatnost (Burg et al. 2015). Chyba zkreslení pozorovatelem je všudypřítomnou součástí všech fytoecologických snímků, které zahrnují lidského pozorovatele (Lloyd et al. 2016) a je téměř nemožné tuto chybu odstranit. (Morrison et al. 2020). Ve vysokohorském prostředí alpského stupně je pseudoturnover způsobený chybou pozorovatele téměř třikrát menší než skutečné změny ve vegetaci pozorované během jednoho století (Burg et al. 2015). Observation bias lze potlačit, pokud opakované snímkování provedou zkušení terénní botanici (Kapfer et al. 2017).

Seasonality bias je vliv sezonality a krátkodobé fluktuace vegetace, způsobující variabilitu v datech, kterou nelze zcela odfiltrovat (Dodd et al. 1995). Snímkování v

rozdílném fenologickém období může mít za následek nadhodnocení nebo podhodnocení druhové početnosti (Vymazalová et al. 2012). Tento vliv lze omezit opakováním snímků ve stejném ročním období jako původní snímky (Kapfer et al. 2017).

Výše uvedené nezávislé zdroje chyb mají nezanedbatelný vliv na metodu opakování nepřesně lokalizovaných fytoocenologických snímků. Neměly by však odradit od této metody, protože historické záznamy vegetace, staré několik desetiletí, jsou neocenitelným zdrojem pro výzkum dopadu globálních změn na biologickou rozmanitost (Verheyen et al. 2018).

1.2 Králický Sněžník: vybrané vegetační jednotky

Králický Sněžník spadá do fytogeografické oblasti Oreophyticum (Hejný & Slavík 1988). V systému sudetských pohoří má Králický Sněžník bližší vztah k Hrubému Jeseníku než ke Krkonoším (Krahulec 1974). Je však druhově značně chudší, což lze vysvětlit nižší nadmořskou výškou, částečnou izolovaností a menším výskytem pramenišť a vlhkých skalisek (Zmrhalová & Halda 2008). Na bližší vztah k Hrubému Jeseníku ukazuje zastoupení takových prvků jako je *Ligusticum mutellina*, *Avenula planiculmis*, *Doronicum austriacum* a *Campanula barbata*, které rostou v Jeseníkách, ale v Krkonoších chybí (Krahulec 1974). Porosty kleče (*Pinus mugo*) se, stejně jako v Jeseníkách, nikdy nevyvinuly. Roste ovšem na polské straně a velmi přesně kopíruje státní hranici. Pochází z umělé výsadby a náleží k některému z alpských typů (ibid.). Proti Orlickým horám je Králický Sněžník charakterizován skupinou druhů, vyskytujících se obvykle až nad horní hranicí lesa, např. *Juncus trifidus*, *Hieracium aurantiacum*, *Hieracium alpinum*, *Carex bigelowii*, *Hypochaeris uniflora*. Mezi význačné fytogeografické prvky Králického Sněžníku patří řeřišnice hořká Opizova - *Cardamine amara subsp. opicii* (Krahulec 1974). Vrcholová část se nachází nad hranicí alpského bezlesí. Hranice probíhá zhruba po vrstevnici 1320 m n. m., v kotlině Moravy pak sestupuje do 1230 m. n. m. (Banaš & Tremel 2001). Nejvyšší stanoviště vrcholu zaujímají alpské trávníky asociace *Cetrario-Festucetum supinae*. Závětrné polohy jsou charakteristické společenstvy subalpínských trávníků svazu *Calamagrostion villosae*. Na klimaticky a edaficky extrémnějších stanovištích je vyvinuto společenstvo subalpínských brusnicových vřesovišť *Festuco supinae-Vaccinietum myrtilli*. Mezi botanicky nejbohatšími lokalitami Králického Sněžníku se považuje lavinová dráha pod pramenem Moravy. Zde občasné laviny udržují bezlesý stav ve smrkovém lesním vegetačním stupni.

Je zde zastoupena subalpínská kapradinová vegetace asociacemi *Adenostylo alliariae-Athyrietum distentifolii* a *Daphno mezerei-Dryopteridetum filicis-maris*. Alpínská vegetace Králického Sněžníku je srovnatelná s vegetací Krkonoš a Hrubého Jeseníku, pouze pokud se týká společenstev vyfoukaných a mírně chiofilních poloh. Má daleko chudší soubor společenstev vázaných na závětrné polohy a zcela chybí prameniště s alpínskými druhy (Krahulec 1990). Níže jsou tyto vegetační jednotky podrobněji popsány, popis vychází z Chytrého et al. (2007) a Krahulce (1974; 1990).

Vrcholová část

Svaz: ABA *Juncion trifidi*

Asociace: ABA01 *Cetrario-Festucetum supinae*

Kostřavovým alpínským trávnickům s lišejníky dominují *Festuca supina*, *Calluna vulgaris*, dále se uplatňují *Hieracium alpinum* agg., *Huperzia selago*, *Avenella flexuosa*. Mechorosty osídlují především volné plochy mezi trsy trav a bylin. Na složení mechového patra se nejvíce podílejí keříčkovité lišejníky rodů *Cetraria* a *Cladonia*. Vyskytují se na mělkých půdách (ranker) vrcholu, kde převládají téměř zapojené trávnické porosty severozápadního svahu jsou rozrušené. Zde je porost nejvíce ovlivněn větrem a v zimě je kryt nízkou sněhovou pokrývkou. Na vrcholové plato v hlubších půdách (podzol) a výskytem thufurů, převládá *Avenella flexuosa* a více uplatňuje *Carex bigelowii*.

Obvodová část vrcholu

Svaz: ADA *Calamagrostion villosae*

Krahulec (1974) uvádí na jihozápadním svahu hlavního vrcholu asociaci *Bistorto-Deschampsietum alpicolae*, tuto asociaci Chytrý et al. (2007) řadí mezi ochuzené a negativně diferencované porosty tohoto svazu. Společenstvo zde roste v terénních sníženinách, kde se dlouho drží sníh a jsou zde vhodné hydrologické podmínky během vegetační sezóny.

Asociace: ADA02 *Crepido conyzifoliae-Calamagrostietum villosae*

Subalpínské trávnické s třtinou chloupkatou jsou zpravidla zcela zapojené porosty. Ve vyšší vrstvě se vedle dominanty *Calamagrostis villosa* vyskytují častěji *Luzula luzuloides*

subsp. rubella, *Veratrum album subsp. Lobelianum* a *Solidago virgaurea*. V nižší vrstvě jsou hojněji zastoupeny *Avenella flexuosa*, *Homogyne alpina*, *Potentilla aurea*, *Trientalis europaea* a *Vaccinium myrtillus*. Na Králickém Sněžníku není tato asociace tak druhově bohatá, jak uvádí Jeník (1961), což je pravděpodobně dáno tím, že stanoviště není typicky závětrnou polohou. Diagnostický taxon *Crepis conyzifolia* se zde vyskytuje, ale výrazně neuplatňuje. Mechové patro není vyvinuto kvůli výrazné vrstvě stařiny. Vyskytuje se na obvodu vrcholové části.

Svaz: TEF *Genisto pilosae-Vaccinion*

Asociace: TEF03 *Festuco supinae-Vaccinietum myrtilli*

Subalpínskou borůvkovou vegetaci tvoří zapojené porosty s dominantní borůvkou (*Vaccinium myrtillus*), vysoké kolem 30 až 40 cm. Pronikají sem větrem silně ovlivněné smrky (*Picea abies*). Vyšší bylinné patro vedle borůvky obsahuje *Vaccinium vitis-idaea*, *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides subsp. rubella* a *Bistorta officinalis*. Nižší patro tvoří *Trientalis europaea*, *Avenella flexuosa*, *Homogyne alpina* a *Calluna vulgaris*. Mechové patro je zpravidla vyvinuto a uplatňují se v něm např. *Cetraria islandica* a *Polytrichum commune*. Vyskytují se hlavně na obvodu vrcholu v konvexních tvarech, pod intenzivním vlivem větru a poměrně nízké sněhové pokrývky s relativně krátkou dobou trvání. Vytváří četné přechody mezi svazy *Calamagrostion villosae* a *Juncion trifidi*. Je také prvním stádiem při zarůstání sutí.

Lavinová dráha

Bezlesý charakter biotopu určují občasné laviny, v průměru jedna lavina za 40 let. Lavinová dráha Králického Sněžníku patří mezi výrazně užší (21 m) a delší (515 m) lavinové dráhy Vysokých Sudet. Má jižní orientaci a průměrný sklon 23 stupňů, začíná v nadmořské výšce 1345 m. n. m a končí v 1141 m. n. m, s převýšením 204 m (Kraus 2015). Dřeviny vyskytující se na lavinové dráze mají šavlovitou formu růstu, např. *Sorbus aucuparia*, *Picea abies*, vzácně *Salix silesiaca* a *Acer pseudoplatanus*. Na sutích lavinové dráhy se nachází jedno ze stanovišť druhu *Juncion trifidi* (AOPK 2014).

Svaz: ADE *Dryopterido filicis-maris-Athyrium distentifolii*

Asociace: ADE01 *Daphno mezerei-Dryopteridetum filicis-maris*

Subalpínská kapradinová vegetace s kapradí samcem roste na ozemněných sutích pod skalkami na konci lavinové dráhy, orientované jižním až jihozápadním směrem. Horní vrstva je tvořena kapradinami *Dryopteris filix-mas*, *Athyrium distentifolium*, *Athyrium filix-femina*, a dále také druhy jako *Rosa pendulina*, *Rubus idaeus*, *Aconitum plicatum* i vtroušenými keři jako *Daphne mezereum*. Dolní vrstvu tvoří *Geranium robertianum*, *Pulmonaria obscura*, *Polystichum aculeatum*, *Petasites albus* a *Myosotis sylvatica*. Kapradiny vytváří silnou vrstvu surového humusu, a proto není mechové patro vyvinuté. V závětrné poloze se v zimě ukládá značné množství sněhu, který zabraňuje promrznutí půdy. Na jaře však sníh odtává poměrně brzy, což je způsobeno strmostí svahů, jejich příznivou orientací a vysychavým suťovým substrátem, ve kterém proudí vzduch a vytváří se specifické mikroklima. Stanoviště jsou tak ve srovnání s jinými biotopy subalpínského stupně velmi suchá a teplá.

Asociace: ADE02 *Adenostylo alliariae-Athyrietum distentifolii*

Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou zarůstají spodní konkávní část lavinové dráhy, zejména sutě s příznivým vlhkostním režimem. Tvoří druhově chudé porosty s dominantní papratkou horskou (*Athyrium distentifolium*), dosahující většinou výšky 60 až 100 cm a pokryvnosti 90 až 100 %. V horní vrstvě se vyskytují další statné druhy bylin: *Athyrium distentifolium*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*, *Cicerbita alpina*, *Senecio nemorensis* agg., *Rubus idaeus*, *Doronicum austriacum* a *Ranunculus platanifolius*. V dolní vrstvě v mezerách mezi trsy papratky: *Rumex arifolius*, *Silene dioica*, *Stellaria nemorum*, *Vaccinium myrtillus*, *Silene dioica* a *Trientalis europaea*. Výrazným rysem tohoto společenstva na Králickém Sněžníku, oproti Krkonošům a Hrubému Jeseníku, je absence diagnostického taxonu *Adenostyles alliariae*. Mechové patro je zpravidla vyvinuto slabě, s pokryvností nižší než 5 %, protože pod papratkovými porosty se vytváří silná vrstva surového humusu. V zimě se zde hromadí mohutná sněhová pokrývka a její pozvolné odtávání dlouho do jara zajišťuje dostatek vlhkosti. Sníh také poskytuje papratce tepelnou ochranu, která je důležitá vzhledem k citlivosti tohoto druhu k pozdním mrazům. Půdy jsou většinou hluboké a dobře vyvinuté, i když kamenité

Vlaštovčí kameny

Na Vlaštovčích skalách se objevuje nezapojená acidofilní vegetace skal s *Juncus trifidus*, která porůstá hrany a štěrby skal, zejména horní osluněné části. Spadá do svazu *Juncion trifidi* a liší se od podobných společenstev z Krkonoš a Hrubého Jeseníku, je nejvíce podobná asociaci *Agrostis rupestris-Juncus trifidus* (Oberdorfer 1957), popsané na Šumavě.

Prameniště nad horní hranicí lesa

Nachází se v blízkosti Vlaštovčích skal (západně od pramene Moravy), jehož společenstva s dominantními druhy jako ptačinec mokřadní (*Stellaria alsine*), vrbovka bahenní (*Epilobium palustre*), mokřýš střídavolistý (*Chrysosplenium alternifolium*), pomněnka hajní (*Myosotis nemorosa*) a absencí alpských druhů. Jsou obtížně klasifikovatelná, lze je zařadit do třídy RA *Montio-Cardaminetea*.

Vliv člověka

Díky odlehle poloze Králického Sněžníku byla tato oblast až do 18. století využívána pouze k extenzivní těžbě dřeva a lovu zvěře. Z důvodu pomalého přirozeného zmlazení lesních porostů ve vysokých polohách, byla řada těchto ploch přeměněna na horské louky a pastviny (AOPK 2014). Polohy nad hranicí lesa byly využívány pro travení a pastvu dobytka nejintenzivněji v 18. a 19. století, což vedlo obdobně jako např. v Hrubém Jeseníku ke snížení horní hranice lesa, vytvoření mnoha cest a výrazné změně vegetace holí (Chlapek 2007). Ještě v 60. letech 19. století se horské louky využívaly k travení a pastvě, od roku 1870 se horské hole již k travení a pastvě nevyužívají a začínají se zalesňovat (Hošek 1963 in Kolář 2017). Turistický rozmach vedl nejprve v letech 1895–1899 k vybudování rozhledny císaře Viléma I. na polské straně vrcholu. V roce 1912 byla postavena pro turisty Lichtenštejnova chata na jihovýchodním svahu v nadmořské výšce 1365 m n. m. Tyto stavby byly počátkem 70. let zdemolovány a jejich zbořeníště jsou dodnes na Králickém Sněžníku přítomna. Turistickým objektům Králického Sněžníku a vývoji synantropní vegetace v jejich úzkém okolí jsem se věnoval ve své bakalářské práci (Husek 2017). V roce 1990 byla vyhlášena Národní přírodní rezervace Králický Sněžník (Vyhláška MŽP 447/2013 Sb.). Dle informací Českého rozhlasu se má na polské straně realizovat obnova rozhledny císaře Viléma I. (Ženatý 2019)

2. Cíle práce

Cílem práce je zjistit zdali nastaly od poloviny 20. století významné změny v subalpínské a alpínské vegetaci Králického Sněžníku v následujících aspektech:

- Změnila se významně diverzita vegetace?
- Změnilo se významně druhové složení vegetace?
- Změnila se významně pokryvnost vybraných funkčních skupin?
- Změnily se ekologické podmínky ve studovaném území na základě analýzy Ellenbergových indikačních hodnot?

3. Materiál a metody

3.1 Charakteristika území

Kapitola převzata z mé bakalářské práce (Husek 2017) a částečně doplněna.

Vrchol Králický Sněžník (1423.7 m. n. m.) je součástí stejnojmenného masivu. Nachází se v severovýchodní části Pardubického kraje v okrese Ústí nad Orlicí na hranicích České a Polské republiky. Vrcholová část je součástí NPR Králický Sněžník (Vyhláška MŽP 447/2013 Sb.). Jedná se o řízenou rezervaci (IUCIN), jejímž cílem ochrany je uchování všech významných fenoménů živé i neživé přírody rezervace v dochovaném nebo lepším stavu (AOPK ČR 2014).

Po geologické stránce spadá do západosudetské oblasti Českého masivu, tvořené metamorfovanými horninami orlicko-sněžnického krystalinika. Při horním toku řeky Moravy to jsou ruly, svory s vložkami krystalických vápenců, dolomitů, amfibolitů a kvarcitů. Na samotném vrcholu se nachází ortoruly a migmatity.

Geomorfologicky náleží do celku Králický Sněžník, spadající do krkonošsko-jesenické (sudetské) soustavy. V pleistocénu zde probíhaly periglaciální procesy, díky kterým vznikla nivační deprese pramenného amfiteátru Moravy (AOPK ČR 2014), lavinová dráha na Králickém Sněžníku je vlivem nevhodné pozice z hlediska převládajícího větrného proudění a s ním spojenou nízkou akumulací sněhu velice málo aktivní a její morfologie není lavinami příliš poznamenána. Dendrochronologicky jsou datovány tři potenciální lavinové události od roku 1935, v průměru jedna lavina za 40 let (Kraus 2015). Poslední nejsilnější lavinová událost proběhla v roce 1999 (Vacek et al. 2004). Dále periglaciálními procesy vznikly skalní hradby (Vlaštovčí kameny), suťová pole a kamenná moře. Nacházejí se zde iniciální půdy leptosoly jako ranker podzolový, ranker podzolový suťový, litozem modální. Dále podzosoly zastoupené kryptopodzolem a podzolem modálním. V okolí pramenišť gleje (mapy.geology.cz).

Horní partie Králického Sněžníku spadají do klimatické oblasti CH4 (Quitt 1971), charakteristické velmi krátkým, chladným a vlhkým létem. Přechodným obdobím tvořeným chladným jarem a mírně chladným podzimem. Velmi dlouhou chladnou a

vlhkou zimou s velmi dlouhým trváním sněhové pokrývky. Průměrná roční teplota se pohybuje kolem 4,0 °C (1,7–5,1 °C) a průměrný úhrn srážek 1150 mm (Vacek et al. 2004). Území náleží k srážkově nejbohatším v ČR, vyskytují se však značné lokální rozdíly. Množství srážek na návětrných svazích je nižší než na závětrných (ibid.). Sněhová pokrývka v nejvyšších polohách trvá 230 dní a její výška na závětrných svazích dosahuje až 250 cm (ibid.). Převažují větry jiho-západní, sekundárně jižního směru (Jahn et al. 1996). Výrazný je zde vliv tzv. anemo-orografických systémů (Vacek et al. 2004), který ovšem na Králickém Sněžníku není vyvinut jako v Krkonoších či Hrubém Jeseníku (Krahulec 1990). Rozložení srážek je příznivé, maximum spadne během počínající a vrcholící vegetace - 640 mm (Vacek et al. 2004). Délka vegetační doby v 1300 m. n. m. je 71 dní a v 1400 m. n. m. je 62 dní s průměrnou teplotou 9 °C (ibid.). Vyskytuje se zde fénový efekt, který navyšuje teplotu až o 1,3°C na 100 m výškového rozdílu (Piasecki 1993 in Zahradník 2011).

3.2 Referenční data

Z České národní fytoecnologické databáze (Chytrý & Rafajová 2003) jsem vybral fytoecnologické snímky vegetace nad horní hranicí lesa. Prvním souborem bylo 15 vrcholových snímků z roku 1958, jejichž autorem je Jiří Vicherek. Druhým soubor byl tvořen 23 snímky z první poloviny 70. let 20. století a autorem je František Krahulec (1974; 1990). V případě druhého souboru snímků ze 70. let bylo k dispozici celkem 39 snímků, z časových a organizačních důvodů jsem se rozhodl ke kompromisu a vybral pouze 23 snímků, na základě subjektivního odhadu nejsnazší lokalizace v terénu. Konkrétně jsem vybral 4 snímky alpínských trávníků (ABA), 4 snímky borůvkové vegetace (TEF), 8 snímků subalpínských trávníků (ADA), 4 snímky z lavinové dráhy (ADE) a 3 snímky z prameniště mezi vrcholem a Vlačstovčimi kameny. Poloha snímků z roku 1958 se nepřekrývá s polohou snímků ze 70. let, a proto k nim přistupuji jako ke dvěma samostatným souborům. Snímky jsou zapsány sedmičlennou Braun-Blanquetovou stupnicí (Braun-Blanquet 1928) a uvádím je v příloze.

3.3 Terénní sběr

K určení přibližné polohy snímku jsem použil nadmořskou výšku, sklon, orientaci svahu a popis polohy. V případě druhého souboru snímku ze 70. let také osobní konzultaci s panem profesorem Krahulcem (červen 2019). Sběr dat jsem provedl v první polovině července 2019. K minimalizaci pseudoturnoveru jsem provedl 3 opakování na

každý snímek, se snahou zachytit heterogenitu přibližné odhadnuté polohy původního snímku.

Fytcenologický snímek jsem provedl jako soupis druhů vyšších rostlin a odhadnutí jejich pokryvnosti na základě devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (Westhoff & Maarel 1978). Dále jsem odhadl celkovou pokryvnost, pokryvnost bylinného patra (E1) a pokryvnost E0. Velikost opakovaných fytcenologických snímků byla následující: Původní snímky z roku 1958 měly rozměr 5x5 m, proto mé opakované snímky pro první soubor měly stejnou velikost. Původní snímky ze 70. let měly různou velikost, nejčastěji však 4x4 m. Proto mé opakované snímky pro druhý soubor měly rozměr 4x4 m. Uprostřed každého snímku jsem zaznamenal nadmořskou výšku, sklon a GPS souřadnice ve formátu WGS-84, provedené v aplikaci GPS Essential na mobilním telefonu značky Xiaomi Redmi. Snímky jsou uvedeny v příloze.

3.4 Editace dat

Terénní zápis 45 opakovaných fytcenologických snímků pro první soubor (1958) a 69 opakovaných fytcenologických snímků pro druhý soubor (70. léta) jsem převedl do databázového programu Turboveg (Hennekens & Schaminée 2001). Jejich následná editace a zpracování proběhla v programu Juice 7.1 (Tichý 2002) a MS Excel. Vědecké názvy taxonů jsem sjednotil dle Seznamu Danihelky (2012). Opakované snímky jsem převedl na sedmičlennou Braun-Blanquetovu stupnici (Braun-Blanquet 1928) a provedl Tüxenovu procentickou transformaci (1, 2, 3, 15, 38, 63, 88). Abych snížil rozdíly dané procentuálním vyjádřením, použil jsem na data odmocninovou transformaci. V následujících analýzách jsem pracoval pouze s bylinným patrem (E1), ve kterém byly zahrnuty i semenáčky stromů (juvenilové). Do téměř všech analýz jsem nezahrnul snímky z prameniště (3 původní ze 70. let a 9 opakovaných). Důvodem je příliš velká rozdílnost velikosti snímků (původní 1x1 m, mnou opakované 4x4 m).

3.5 Statistické zpracování dat

Všechny analýzy jsem provedl v programech Canoco for Windows 4.5 (ter Braak et Šmilauer 2002) a R 3.6.3 (R Core Team 2020). Pomocí balíků programu R: Vegan (Oksanen et al. 2019), Coin (Hothorn et al. 2006), Indispecies (De Cáceres & Legendre 2009), FD (Laliberté et al. 2014).

Pomocí floristické podobnosti měřené jako Bray-Curtis distance (míry nepodobnosti, výstupem je číslo 0 – beze změny, po 1 – zcela jiná vegetace) (funkce

regist, balíček Vegan) jsem vybral ke každému původnímu snímku nejrozdílnější opakovaný snímek a nejpodobnější opakovaný snímek. Tím jsem získal dva soubory dat.

Ke zjištění, zda je změna vegetace mezi původními a opakovanými snímky dána prostorovou heterogenitou (nepřesně lokalizovanou plochou - pseudoturnover), nebo časovou změnou (turnover), jsem použil obdobný přístup jako Ross et al. (2010). Spočítal jsem Bray-Curtisovy vzdálenosti (míry nepodobnosti). Heterogenitu prostoru (všechny opakované snímky) jsem porovnal s časovou změnou, a otestoval Wilcoxonovým testem. Časovou změnu jsem vyjádřil jako 1) původní snímky a všechny opakované snímky, 2) původní snímky a nejrozdílnější opakované snímky, 3) původní snímky a všechny nejpodobnější snímky.

Celková změna vegetace

Časovou změnu ve složení vegetace mezi obdobími jsem testoval metodou Permutational Multivariate Analysis of Variance (Permanova) a Analysis of similarities (ANOSIM) při 999 permutací stratifikované kódem místa (kovariátami). K výpočtu Permanovy a ANOSIM byla použita matice rozdílnosti Bray-Curtis distance spočtené funkcí regist balíčku Vegan. Permanovu jsem vypočetl funkcí ADONIS a ANOSIM balíčku Vegan.

K vizualizaci změny složení vegetace jsem použil nepřímou ordinační metodu nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS). NMDS jsem počítal jako dvourozměrné s 500 náhodnými starty a výsledná konfigurace byla otočena užitím PCA tak, aby byla maximalizována variance bodů na první ose (standardní nastavení funkce metaMDS v balíčku Vegan). Do NMDS jsem promítl statisticky významné vektory při 999 permutací. Pokud vektor časové změny vyšel signifikantně, bylo celé NMDS otočeno tak, aby první ordinační osa odpovídala vektoru časové změny.

Techniku přímé ordinace jsem zvolil na základě délky gradientu DCA analýzy. Pro méně jak 4 jsem zvolil lineární RDA v nastavení: focus scaling on: Inter-species correlations, species score: Divide by standard deviation, sqrt transformation, samples: none, species: Center by species. Pro více jak 4 jsem zvolil unimodální CCA v nastavení: focus scaling on: Inter-species distance, scaling type: Hills scaling, sqrt transformation. Proměnná prostředí čas (nominální nové-1, staré-0), kovariáta kód místa pro odfiltrování prostorové variability mezi plochami. Pro první soubor obsahující snímky z 50. let a opakované snímky z roku 2019 byla kovariátou kód místa (8 kovariát). Soubor obsahující

snímky z roku 1974 a opakované snímky z roku 2019 měl 20 kovariát definovaných jako kód páru snímků.

Změna diverzity

Změnu druhové bohatosti – tedy alfa diverzity vyjádřenou jako počet druhů na snímek, jsem testoval dvouvýběrovým t-testem/párovým Wilcoxonovým testem a Two-Sample Permutation Test (funkce `oneway_test` v balíčku `Coin`). Změnu jsem vyjádřil boxplotem a sestrojením rarefakčních křivek funkcí `rarefy` v balíčku `Vegan`. Alfa diverzitu jsem dále vyjádřil Shannon-Wienerovým indexem a z něj odvozenou vyrovnanost (Pielou's evenness), změnu jsem otestoval výše zmíněnými testy.

Z hlediska betadiverzity jsem testoval změny v heterogenitě složení vegetace mezi obdobími a hypotézu o taxonomické homogenizaci pomocí metody Multivariate homogeneity of groups dispersions variances (PERMDISP2) (funkce `betadisper` balíčku `Vegan`). PERMDISP2 jsem počítal pomocí matice rozdílnosti Bray-Curtis distance; analýza počítá vzdálenosti každého jednotlivého snímku od centroidu dané skupiny (období) v mnohorozměrném prostoru a srovnává mezi skupinami. Výsledek je vyjádřen PCoa diagramem, boxplotem a je testován permutačním testem při 999 permutací stratifikovaného kódem místa (kovariáty). Blíže k metodě viz Anderson et al. (2006).

Změna druhového složení

Fukci `signassoc` (R- balík `Indispecies`) jsem využil pro zjištění druhů, které se podílely na změně složení vegetace. Funkce testuje průkaznou příslušnost druhu ke skupině snímků (původní/opakované) pomocí permutací ($n=999$) a zkoumá, zda je průměrná abundance druhu ve skupině vyšší než v jiné. Výsledné p-hodnoty u druhů jsou následně upraveny pomocí Šidákovy korekce mnohonásobného testování. Metodu využil například Vild et al. (2017) nebo Prach & Kopecký (2018). Analýzu indikátorových druhů pro dané časové období jsem provedl pomocí funkce `multipatt` R-balíku `Indispecies`. K identifikaci ohrožených druhů byl využit Červený seznam cévnatých rostlin České republiky (Grulich 2017).

Změna v zastoupení funkčních skupin

Jako funkční skupiny jsem zvolil Raunkiaerovy životní formy, životní ekologické strategie dle Grima získané z databáze `Pladias` (Wild et al 2019) a funkční typy. Funkční typy jsou klasifikované na základě růstové formy: Dwarf shrubs (keřičky), Graminoids (Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae), Forbs (kvetoucí dvouděložné rostliny), Pteridophytes

(kapradiny) použité například ve studiích zabývajících se změnou horské vegetace (Ross 2012, Porro 2019). Další funkční skupiny jsem charakterizoval na základě Indexu ekologické specializace v nelesní vegetaci (Zelený & Chytrý 2019). Prvně jsem charakterizoval generalisty velikostí indexu <5 a specialisty >5 . Po druhé jsem je definoval dle návrhu Zelený & Chytrý (2019), generalisté (<4), specialisté (>6), nezařazení (4–6). K výpočtu pokryvnosti jednotlivých kategorií funkčních skupin jsem použil funkci `functcomp` v balíčku `FD`. Změnu mezi obdobími jsem otestoval párovým t-testem/Wilcoxonovým testem a rovněž jsem použil `Two-Sample Permutation Test` (funkce `oneway_test` v balíčku `Coin`). Kategorie jednotlivých funkčních skupin, jež se průkazně změnily, byly využity jako vektory pro ordinační NMDS diagram.

Změna v zastoupení vegetačních jednotek

Klasifikaci vegetace jsem provedl pomocí Expertního systému Vegetace České republiky, který přiřadil fytoecologické snímky k jednotlivým asociacím vymezeným v monografii Vegetace České republiky (Chytrý 2007; Chytrý 2009; Chytrý 2011; Chytrý 2013). Analýza spočívá v přiřazování pomocí formálních definic metodou `Coctail` a pomocí podobnosti (Kočí et al. 2003; Tichý 2005), provedl jsem ji v programu `Juice`.

Změna Ellenbergových indikačních hodnot

Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH) se používají pro nepřímé hodnocení změny podmínek prostředí. Použil jsem Ellenbergovy hodnoty upravené pro českou flóru (Chytrý et al. 2018) a pomocí programu `Juice` jsem spočítal nevážené průměry pro jednotlivé snímky. Statistickou významnost jsem otestoval párovým Wilcoxonovým testem. Tím však nastává problém argumentace kruhem, průměrné EIH vypočtené z druhových dat používám k interpretaci těch samých vegetačních dat. Jelikož průměrné EIH je proměnná vypočtená z druhových dat a jejich použití v analýze spolu s jinými proměnnými vypočtenými z těchto dat může vést k závěrům, které jsou optimističtější, než by ve skutečnosti měly být (Zelený 2012), proto jsem dále použil modifikovaný permutační test (Zelený & Schaffers, 2012), který bere v potaz, že testované proměnné nejsou na sobě nezávislé. Test jsem provedl v programu `Juice` spolu s `JUICE-R` skriptem `MoPeT v1.2`.

Srovnání všech tří období

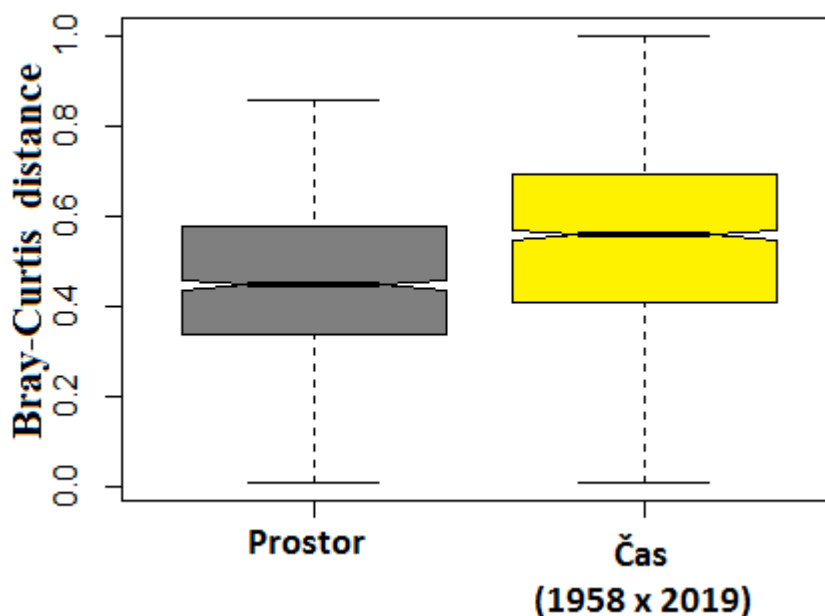
Protože snímky z roku 1958 jsou na jiných místech, než snímky z roku 1974, nelze je moc dobře mezi sebou porovnávat. Do modelu, ve kterém se porovnávají všechna tři období (1958 x 1974 x 2019), vstupuje příliš prostorové variability. Snímky ze 70. let

byly zaznamenány na různých místech Králického Sněžníku, proto obsahují vyšší prostorovou heterogenitu oproti snímkům z 50. let, které jsou zaznamenány často blízko sebe. Přesto jsem se pokusil všechna tři období porovnat jedním modelem. Z původních snímků jsem vybral 11 z 50. let, 11 ze 70. let a 66 opakovaných snímků z roku 2019 (3 opakované snímky na 1 původní). Z původních snímků jsem se snažil vybrat tak, aby byly snímky z 50. let prostorově a floristicky podobné (dle svazu) snímkům ze 70. let. Jako kovariáty byly zvoleny 3 skupiny: ABA= vrcholová vyfoukávaná alpská společenstva, TEF= keříčková společenstva, ADA=společenstva subalpínských trávníků. Na tomto zvoleném souboru jsem provedl výše uvedené statistické analýzy. Namísto párových testů jsem použil ANOVA/ Kruskal-Wallisův test, pro porovnání mezi obdobími Tukey-HSD test/párový Wilcoxonův test. Výsledný model je orientační a je třeba brát na vědomí výše zmíněná omezení.

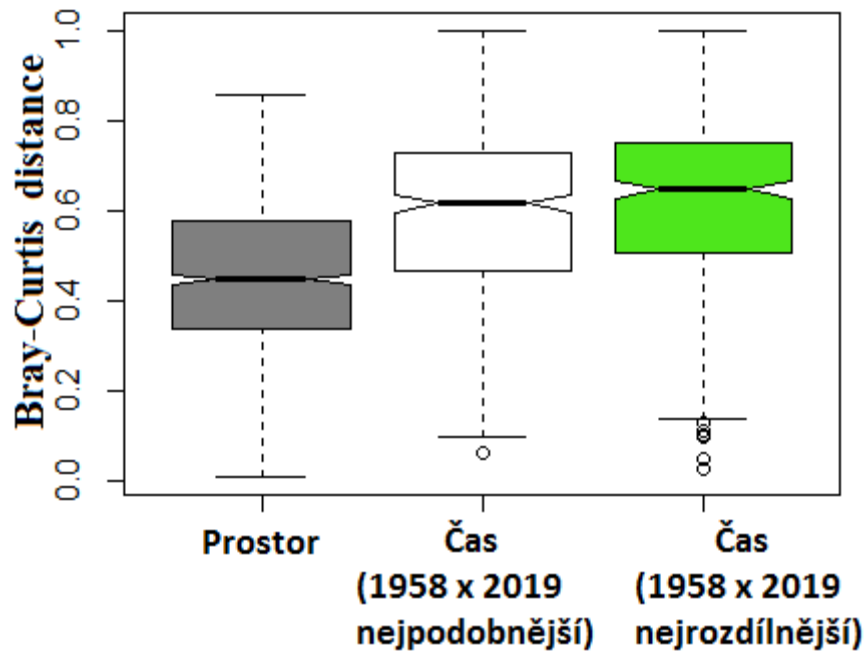
4. Výsledky

4.1 Vliv nepřesně umístěné plochy

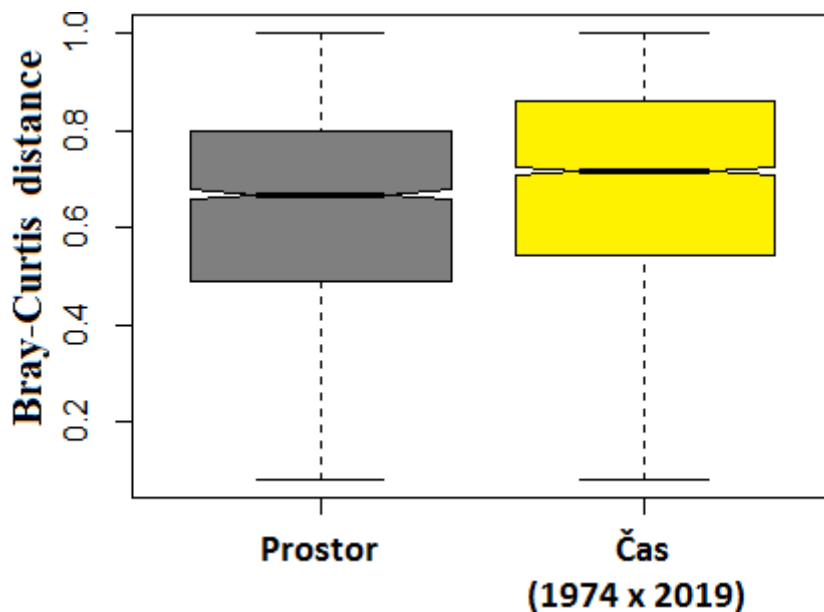
Srovnáním floristické podobnosti mezi snímky (Bray-Curtisova distance) jsem zjistil, zda je změna vegetace dána nepřesným umístěním opakovaného snímku (pseudoturnover) vzhledem k poloze původního snímku, nebo časovou změnou (turnover). Mediány skupin snímků se průkazně liší ($P < 0.001$). Změna floristického složení mezi původními a opakovanými snímky je pravděpodobně dána časovou změnou (turnover), nikoliv pouze prostorovou variabilitou vegetace (pseudoturnover).



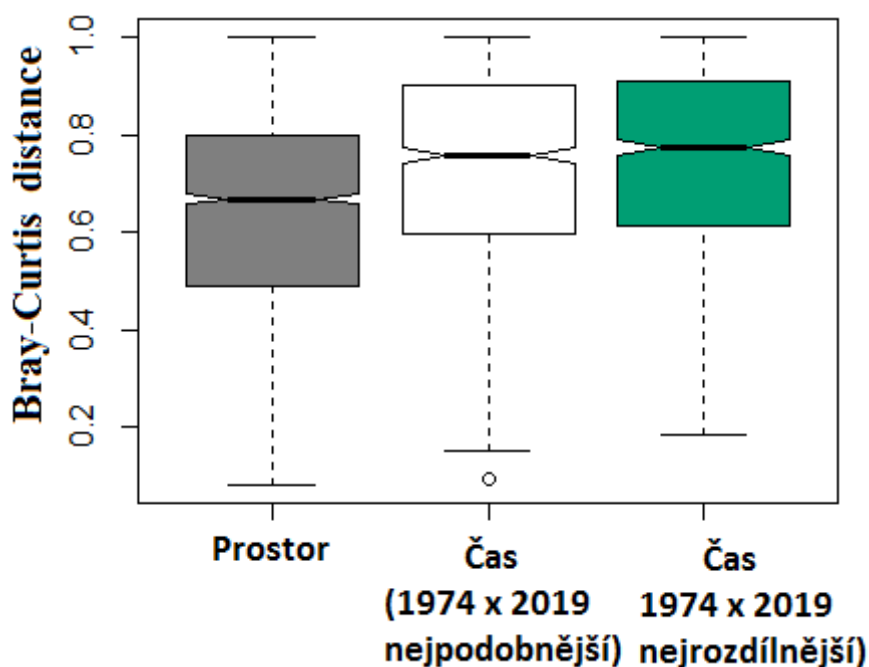
Obr. 1 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase pomocí míry nepodobnosti (Bray-Curtis distance) mezi snímky (hodnoty: 0= snímky jsou zcela stejné, 1= dva snímky jsou zcela nepodobné). Prostorovou heterogenitu zobrazuje rozsah B-C nepodobnosti mezi všemi opakovanými snímky z roku 2019. Heterogenita v čase vyjádřena B-C nepodobností mezi snímky z 1958 a všemi opakovanými snímky z roku 2019. Testováno Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 2 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase pomocí míry nepodobnosti (Bray-Curtis distance) mezi snímky (hodnoty: 0= snímky jsou zcela stejné, 1= dva snímky jsou zcela nepodobné). Prostorovou heterogenitu zobrazuje rozsah B-C nepodobnosti mezi všemi opakovanými snímky z roku 2019. Heterogenita v čase vyjádřena B-C nepodobností mezi snímky z roku 1958 a nejrozdílnějšími snímky z roku 2019/nejpodobnějšími snímky z roku 2019. Testováno Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 3 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase pomocí míry nepodobnosti (Bray-Curtis distance) mezi snímky (hodnoty: 0= snímky jsou zcela stejné, 1= dva snímky jsou zcela nepodobné). Prostorovou heterogenitu zobrazuje rozsah B-C nepodobnosti mezi všemi opakovanými snímky z roku 2019. Heterogenita v čase vyjádřena B-C nepodobností mezi snímky z roku 1974 a všemi opakovanými snímky z roku 2019. Testováno Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 4 Porovnání heterogenity vegetace v prostoru a v čase pomocí míry nepodobnosti (Bray-Curtis distance) mezi snímky (hodnoty: 0 = snímky jsou zcela stejné, 1 = dva snímky jsou zcela nepodobné). Prostorovou heterogenitu zobrazuje rozsah B-C nepodobnosti mezi všemi opakovanými snímky z roku 2019. Heterogenita v čase vyjádřena B-C nepodobností mezi snímky z roku 1974 a nejrozdílnějšími snímky z roku 2019/nejpodobnějšími snímky z roku 2019. Testováno Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$). Skupiny opakovaných snímků se od sebe průkazně neliší. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

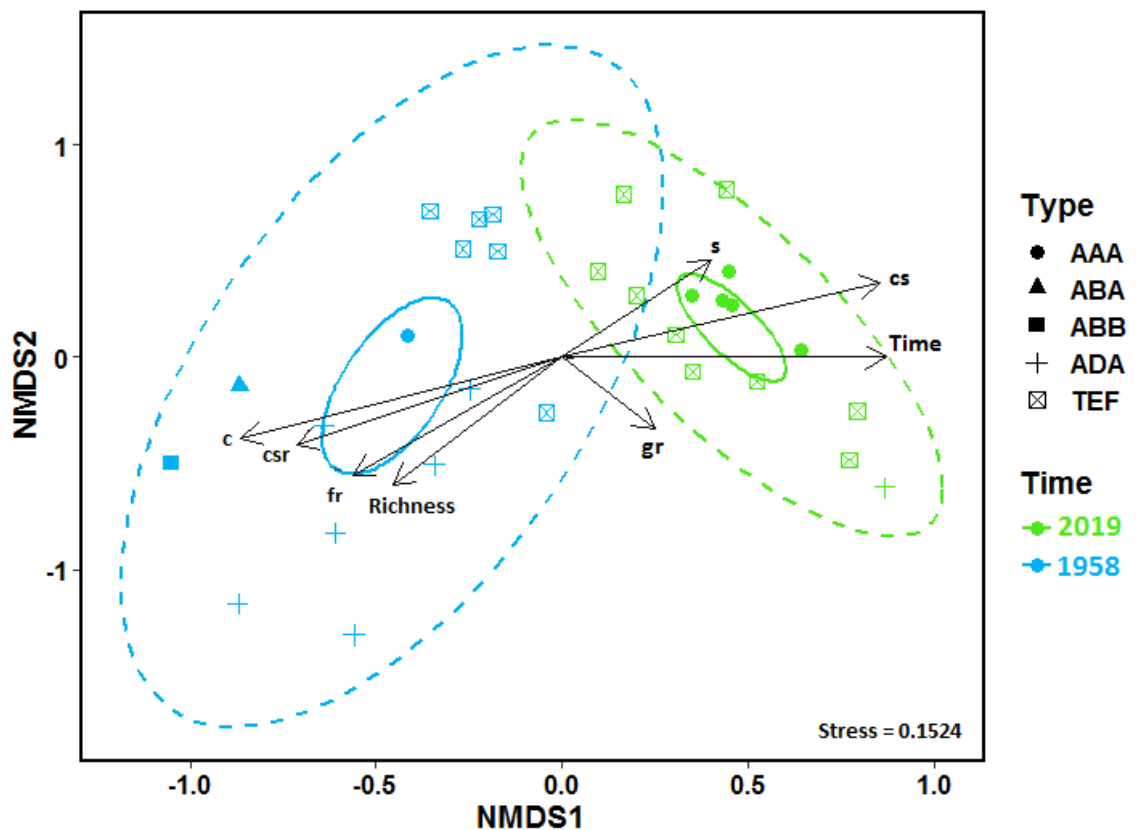
4.2 Celková změna vegetace

Celková změna vegetace 1958 x 2019

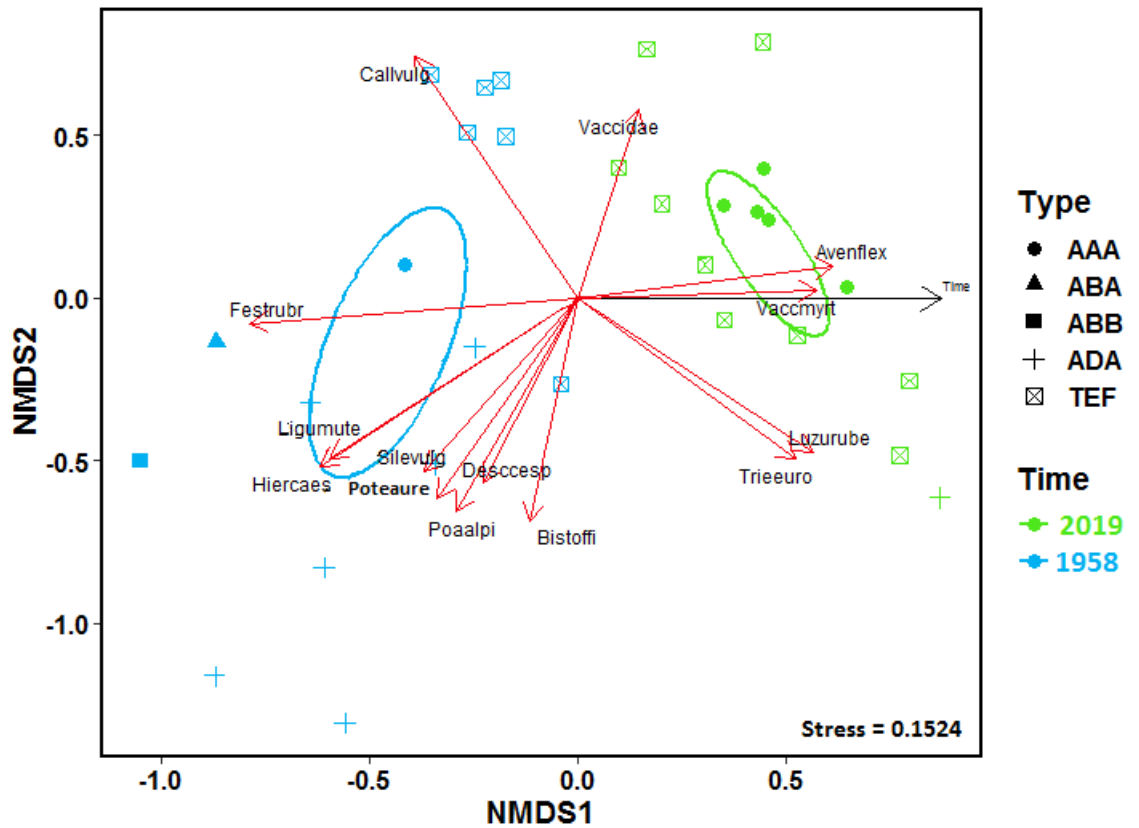
Snímky z 50. let se statisticky významně liší od snímků z roku 2019. Průkazný rozdíl mezi snímky z roku 1958 a všemi snímky z roku 2019 dokládá výsledek Permanovy analýzy ($F = 9.48$, $P < 0.001$) i analýzy podobnosti ANOSIM ($R = 0.48$, $P < 0.001$). Statisticky významné jsou též rozdíly mezi snímky z 50. let a nejpodobnějšími opakovanými snímky z roku 2019 ($F = 8.4$, $p = 0.001$; $R = 0.48$, $P < 0.001$) i mezi nejrozdílnějšími opakovanými snímky z roku 2019 ($F = 9.48$, $p = 0.001$; $R = 0.41$, $P < 0.001$). Všechny testy byly testovány Monte Carlo permutačním testem při 999 permutací stratifikovány kódem místa - 8 kovariát. K dalším analýzám jsem zvolil sadu snímků skládající se z původních snímků z 50. let a nejrozdílnějších opakovaných snímků z roku 2019.

Z nepřímé ordinace (Obr. 5) lze odvodit následující závěry: Značná vzdálenost mezi elipsami standardní chyby (SE) ukazuje na rozdílnost vegetace mezi dvěma

obdobími. Menší elipsa standardní odchylky (SD) pro snímky z roku 2019 naznačuje homogenizaci vegetace, čemuž odpovídá i úbytek druhové bohatosti znázorněné vektorem Richness ($r^2=0.57$, $P < 0.001$, 999 permutací). Klesá též pokryvnost kvetoucích dvouděložných rostlin (vektor fr, $r^2=0.62$, $P < 0.001$, 999 permutací). Co se týče životních strategií, lze ze směru vektorů vyčíst úbytek pokryvnosti C-stratégů (vektor c, $r^2=0.89$, $P < 0.001$, 999 permutací) a CSR-stratégů (vektor csr, $r^2=0.67$, $P < 0.001$, 999 permutací). Přibývá pokryvnost CS-stratégů (vektor cs, $r^2=0.85$, $P < 0.001$, 999 permutací) a S-stratégů ($r^2=0.36$, $P < 0.001$, 999 permutací). Viz Obr. 5.

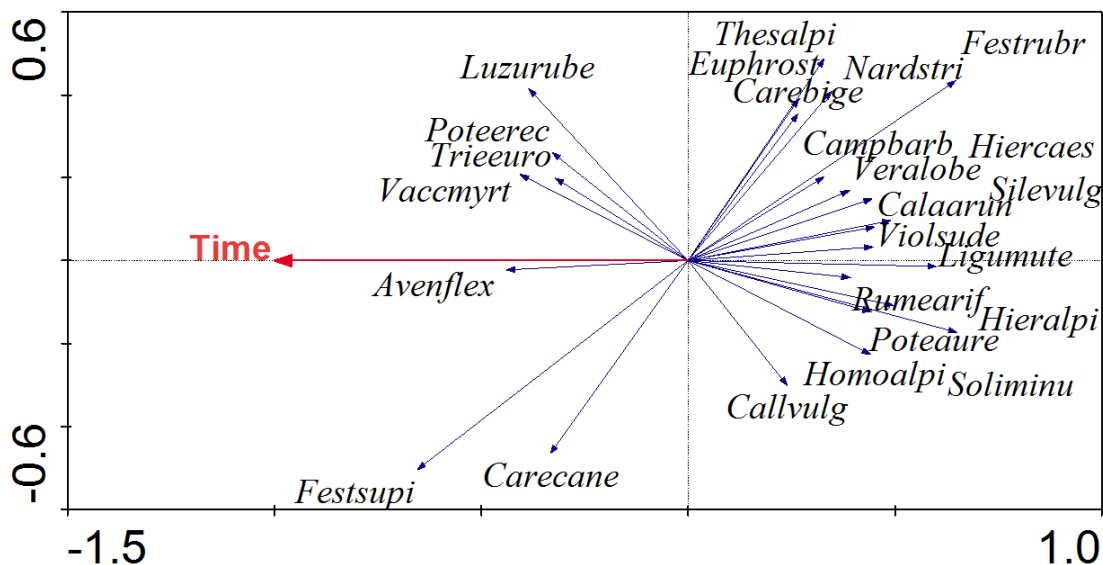


Obr. 5 Dvourozměrně počítané NMDS, zobrazena 1. a 2. osa. Body zobrazují snímky s barvou roku pořízení a tvarem příslušnosti ke svazu, šipky zobrazují vektory změny. Čárkovaná elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní odchylky (SD) rozptylu vegetace, menší plná elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní chyby (SE) z průměru polohy snímků z každého období. Menší elipsy 2019 oproti 1958 naznačují homogenizaci vegetace, značná vzdálenost mezi SE elipsami ukazuje odlišnost vegetace mezi obdobími. Vektory změny: časové změny (Time: $r^2=0.75$, $P < 0.001$, 999 permutací); druhové bohatosti (Richness: $r^2=0.57$, $p=0.001$); pokryvnosti fukčních typů Forbs (fr: $r^2=0.62$, $P < 0.001$, 999 permutací), Graminoids (gr: $r^2=0.17$, $P=0.058$); pokryvnosti životní strategie dle Grima CS-stratégů (cs: $r^2=0.67$, $P < 0.001$, 999 permutací), S-stratégů (s: $r^2=0.36$, $P < 0.001$, 999 permutací), CSR-stratégů (csr: $r^2=0.67$, $P < 0.001$, 999 permutací).



Obr. 6 NMDS dvourozměrně vypočítáno, zobrazena 1. a 2. osa. Body zobrazují snímek s barvou roku pořízení a tvarem příslušnosti ke svazu, žlutá šipka zobrazuje vektor časové změny ($r^2 = 0.75$, $P < 0.001$, 999 permutací), červené šipky zobrazují vektor statisticky významných 14 druhů ($r^2 > 0.32$, $P < 0.003$, 999 permutací). Elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní chyby (SE) z průměru polohy snímků z každého období. Legenda: Vaccmyrt=*Vaccinium myrtillus*, Vaccidae=*Vaccinium vitis-idaea*, Avenflex=*Avenella flexuosa*, Trieeuro=*Trientalis europaea*, Luzurube=*Luzula luzuloides* ssp. *rubella*, Ligumute=*Ligusticum mutellina*, Festrubr=*Festuca rubra*, Silevulg=*Silene vulgaris* ssp. *vulgaris*, Bistoffi=*Bistorta officinalis*, Callvulg=*Calluna vulgaris*, Hiercaes=*Hieracium caesium*, Desccesp=*Deschampsia cespitosa*, Poteaure=*Potentilla aurea*, Poaalpi=*Poa alpina*.

Přímou ordinaci vegetace jsem zobrazil RDA modelem (Obr. 7). Zobrazuje variabilitu vegetace související s časovou změnou s odfiltrováním prostorové variability pomocí kovariát ($F = 11.24$, $P < 0.001$, 999 permutací stratifikováno kódem plochy - 8 kovariát). Časová změna zde vysvětluje 22 % variability ve složení vegetace.



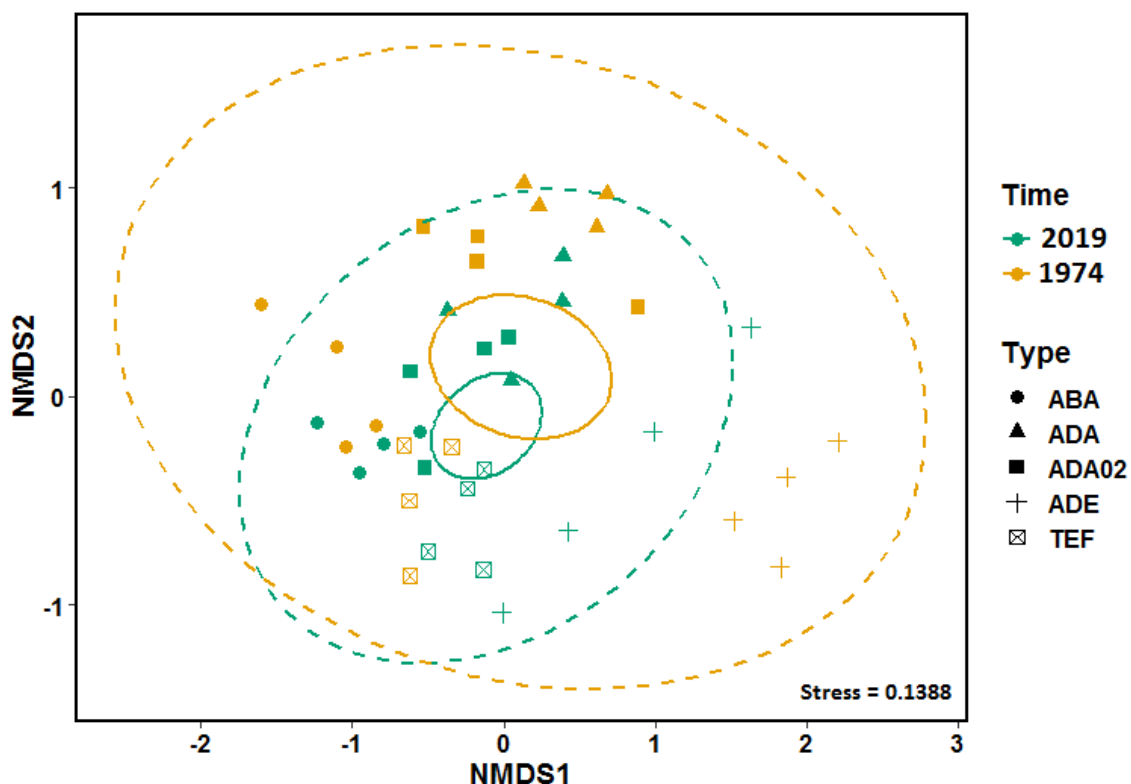
Obr. 7 Přímá ordinační analýza RDA s časem jako nominální proměna prostředí na 1. ordinační ose, kovariáta definována jako kód plochy. Zobrazeno je 25 druhů, jejichž variabilita je z více než 14 % vysvětlena ordinačními osami. První ordinační osa vyjadřuje 21 % variability, druhá 11 % variability. $F=11.37$, $P < 0.001$, (999 permutací stratifikováno kódem plochy - 8 kovariát). Legenda: Vaccmyrt=*Vaccinium myrtillus*, Avenflex=*Avenella flexuosa*, Trieeuro=*Trientalis europaea*, Festsupi=*Festuca supina*, Carecane=*Carex canescens*, Luzurube=*Luzula luzuloides* ssp. *rubella*, Poteerec=*Potentilla erecta*, Callvulg=*Calluna vulgaris*, Hieralpi=*Hieracium alpinum*, Rumearif=*Rumex arifolius*, Ligumute=*Ligusticum mutellina*, Violsude=*Viola lutea* ssp. *sudetica*, Veralobe=*Veratrum album* ssp. *lobelianum*, Nardstri=*Nardus stricta*, Poteaure=*Potentilla aurea*, Silevulg=*Silene vulgaris*, Campbarb=*Campanula barbata*, Carebig=*Carex bigelowii*, Hiercaes=*Hieracium caesium*, Soliminu=*Solidago virgaurea* ssp. *minuta*, Thesalpi=*Thesium alpinum*, Festrubr=*Festuca rubra*, Homoalpi=*Homogyne alpina*, Euphrost=*Euphrasia officinalis* var. *rostkoviana*, Calaarun=*Calamagrostis arundinacea*.

Celková změna vegetace 1974 x 2019

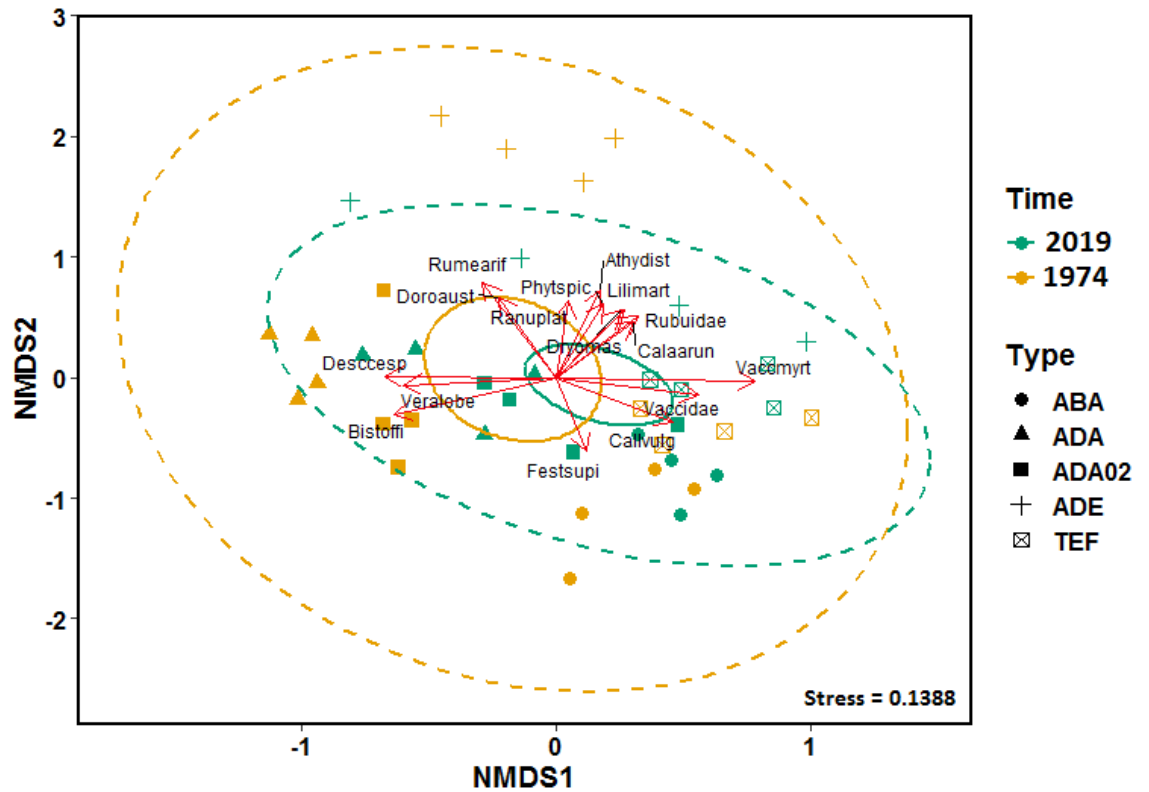
Statisticky významně se liší původní snímky ze 70. let od opakovaných snímků z roku 2019. Průkazný rozdíl mezi všemi opakovanými snímky z roku 2019 a původními snímky ze 70. let dokládá výsledek Permanovy analýzy ($F= 4.85$, $P < 0.001$) i analýzy podobnosti ANOSIM ($R = 0.28$, $P < 0.001$). Statisticky významně se od původních snímků ze 70. let liší i nejpodobnější opakované snímky z roku 2019 ($F=2.74$, $P < 0.001$; $R= 0.09$, $P < 0.001$) a nejrozdílnější opakované snímky ($F=3.27$, $P < 0.001$; $R=0.12$, $P < 0.001$). Všechny analýzy byly testovány Monte Carlo permutačním testem při 999 permutací stratifikovaných kódem místa - 20 kovariát. Pro další analýzy jsem zvolil sadu snímků obsahující původní snímky ze 70. let a opakované nejrozdílnější snímky z roku 2019.

Z nepřímé ordinace (Obr. 8) lze odvodit následující závěr: Elipsy standardní chyby (SE) se částečně protínají, vegetace mezi obdobími není tolik rozdílná. Menší čárkovaná elipsa standardní odchylky (SD) pro snímky z roku 2019 naznačuje

homogenizaci vegetace. Vektor časové změny tomuto NMDS modelu statisticky významně neodpovídá ($r^2 = 0.08$, $P = 0.2$).

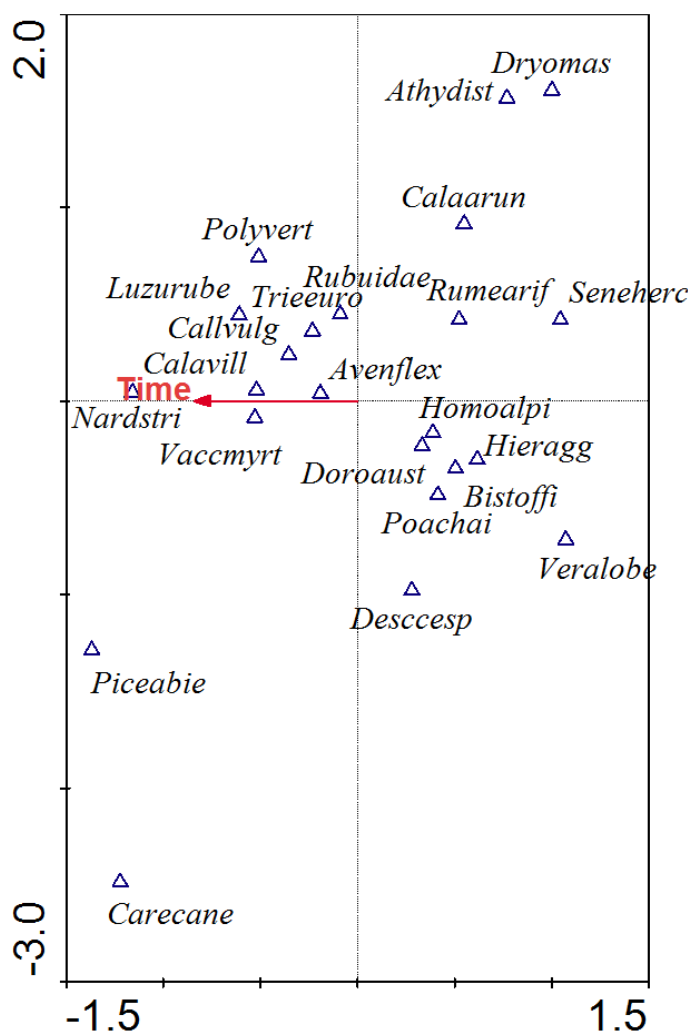


Obr. 8 Diagram dvourozměrně počítaného NMDS, zobrazena 1. a 2. osa. Body znázorňují snímky s barvou roku pořízení a tvarem příslušnosti ke skupině definované Krahulcem (1990). Čárkovaná elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní odchylky (SD) rozptylu vegetace, menší plná elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní chyby (SE) z průměru polohy snímků z každého období. Skupiny dle Krahulce (1990): ABA=Cetario-festucetum supinae, ADA=Bistorto- Deschampsietum alpicolae, ADA02=Sileno vulgaris-Calamagrostietum villosae, ADE=Daphno-dryopteridetum and Adenostyli-Athyrietum, TEF=Festuco supinae- Vaccinietum myrtilli.



Obr. 9 NMDS dvourozměrně vypočítáno, zobrazena 1. a 2. osa otočeno tak, aby 1. ordinační osa odpovídala vektoru časové změny. Body zobrazují snímek s barvou roku pořízení a tvarem příslušnosti ke svazu, červené šipky zobrazují vektor statisticky významných 14 druhů ($r^2 > 0.32$, $P = 0.003$, 999 permutací). Elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní chyby (SE) z průměru polohy snímků z každého období. Legenda: Vaccmyrt=*Vaccinium myrtillus*, Vaccidae=*Vaccinium vitis-idaea*, Bistoffi=*Bistorta officinalis*, Callvulg=*Calluna vulgaris*, Festsupi=*Festuca supina*, Veralobe=*Veratrum album* ssp. *lobelianum*, Doroaust=*Doronicum austriacum*, Rumearif=*Rumex arifolius*, Phytspic=*Phyteuma spicatum*, Rubuidae=*Rubus idaeus*, Dryomas=*Dryopteris filix-mas*, Athydist=*Athyrium distentifolium*, Desccesp=*Deschampsia cespitosa*, Ranuplat=*Ranunculus platanifolius*, Lilimart=*Lilium martagon*, Desccesp=*Deschampsia cespitosa*, Calaarun=*Calamagrostis arundinacea*.

Přímou ordinaci vegetace jsem zobrazil CCA modelem (Obr. 10). Zobrazuje variabilitu vegetace související s časovou změnou s odfiltrováním prostorové variability pomocí kovariát ($F = 3.02$, $P < 0.001$, 999 permutací stratifikováno kódem páru snímků - 20 kovariát). Časová změna zde vysvětluje 28 % variability ve složení vegetace.



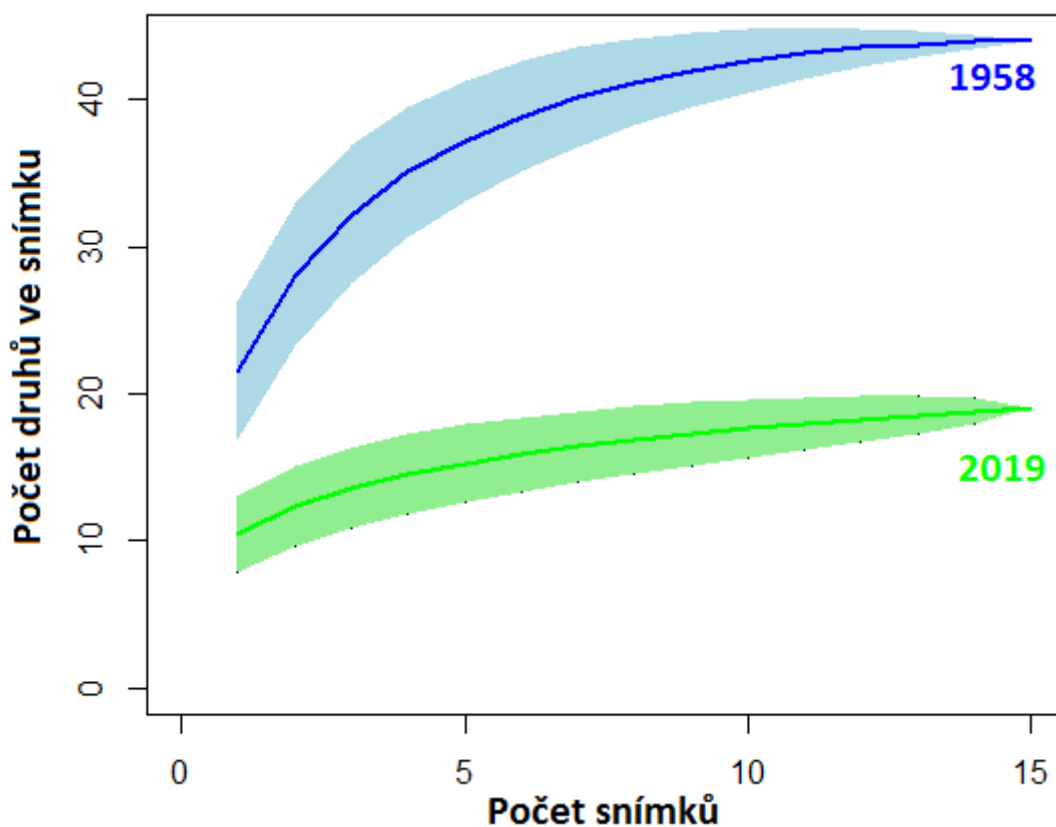
Obr. 10 Přímá ordinační analýza CCA s časem jako nominální proměna prostředí na 1. ordinační ose, kovariáta definována jako kód páru. Zobrazeno je 23 druhů, jejichž variabilita je z více než 2 % vysvětlena ordinačními osami a zároveň mají váhu v ordinaci nad 5 %. První ordinační osa vyjadřuje 28 % variability, druhá 35 % variability. $F= 3.02$, $P < 0.001$, (999 permutací stratifikováno kódem páru – 20 kovariát).
 Legenda: Vaccmyrt=*Vaccinium myrtillus*, Bistoffi=*Bistorta officinalis*, Callvulg=*Calluna vulgaris*, Veralobe=*Veratrum album* ssp. *lobelianum*, Doroaust=*Doronicum austriacum*, Rumearif=*Rumex arifolius*, Rubuidae=*Rubus idaeus*, Dryomas=*Dryopteris filix-mas*, Athydist=*Athyrium distentifolium*, Calaarun=*Calamagrostis arundinacea*, Trieeuro=*Trientalis europaea*, Piceabie=*Picea abies*, Nardstri=*Nardus stricta*, Hieragg=*Hieracium alpinum* agg., Polyvert=*Polygonatum verticillatum*, Luzurube=*Luzula luzuloides* ssp. *rubella*, Calavill=*Calamagrostis villosa*, Poachai=*Poa chaixii*, Carecane=*Carex canescens*, Homoalpi=*Homogyne alpina*, Seneherc=*Senecio hercynicus*, Avenflex=*Avenella flexuosa*.

4.3 Změna diverzity

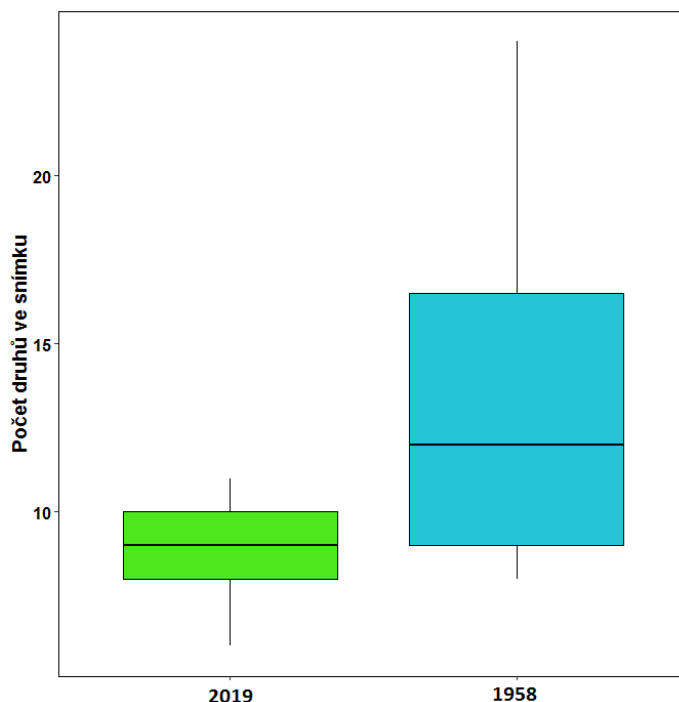
Změna diverzity 1958 x 2019

Z hlediska alfa diverzity vyjádřené jako počet druhů na snímek nastala statisticky významná změna mezi původními snímky z 50. let a všemi opakovanými snímky z roku 2019 otestované dvouvýběrovým t-testem ($t= -3.6265$, $P = 0.002$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -4.4297$, $P < 0.001$, 999 permutací).

U sady snímků obsahující původní snímky z 50. let a nejrozdílnější opakované snímky z roku 2019 nastala průkazná změna otestovaná párovým Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -2.9937$, $P < 0.001$). Od 50. let klesla druhová bohatost vyjádřená počtem druhů na snímek viz Rarefakční křivky (Obr. 11) a boxplot (Obr. 12). Tomu odpovídá i nižší Shannon-Wienerův index pro opakované snímky z roku 2019 viz Tab. 1.



Obr. 11 Rarefakční křivky zobrazující trend nárůstu druhové bohatosti se zvyšujícím se počtem snímků. Testováno Two-Sample Permutation Test ($Z = -2.9937$, $p < 0.001$, 999 permutací).



Obr. 12 Boxplot druhové bohatosti. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.. Testováno Two-Sample Permutation Test ($Z = -2.9937$, $P < 0.001$, 999 permutací).

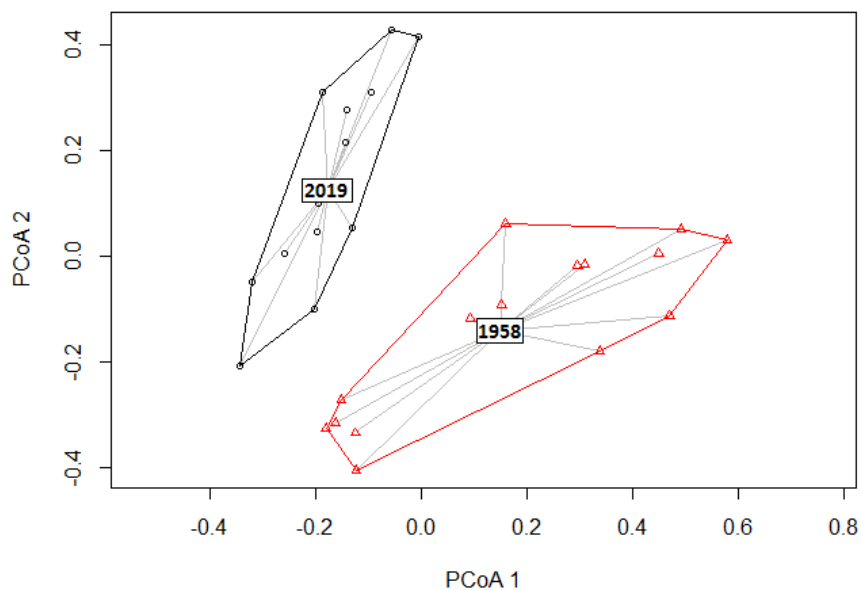
Tab. 1: Průměrné hodnoty tří ukazatelů diverzity v souborech snímků z let 2019 a 1958. Rozdíl statisticky významný párový t-test ($t = -2.5$, $P = 0.024$), Two-Sample Permutation Test ($Z = -2.366$, $P = 0.015$, 999 permutací).

	Absolutní počet druhů	Průměr počtu druhů	Shannon-Wienerův index	Vyrovnanost
2019	19	8.6	1.1811	0.350589
1958	45	13.6	1.628	0.497746

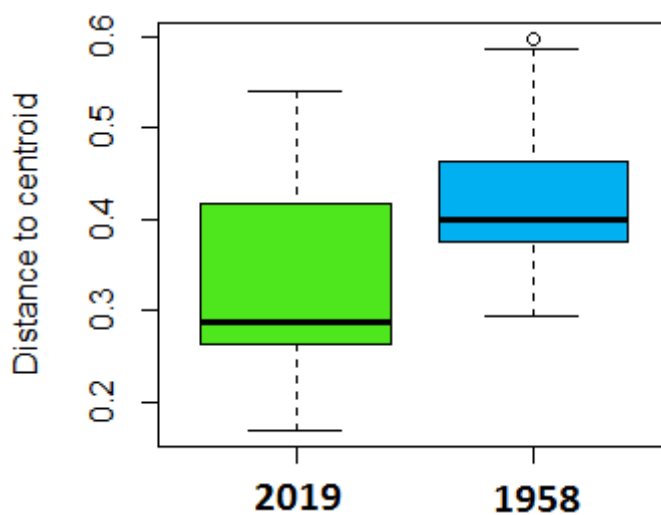
Ze srovnání betadiverzity mezi souborem původních snímků (50. léta) a souborem všech opakovaných snímků (2019) metodou PERMDISP2 vyplývá, že soubor snímků z 50. let je více heterogenní než soubor všech opakovaných snímků z roku 2019 ($F = 9.43$, $P = 0.006$, 999 permutací stratifikováno kódem místa).

U srovnání betadiverzity mezi souborem původních snímků z 50. let a souborem nejrozdílnějších opakovaných snímků (2019) metodou PERMDISP2 vyšel následující výsledek: Od 50. let došlo k homogenizaci vegetace na sledovaných snímcích

(PERMDISP2: $F= 6.43$, $P = 0.016$, 999 permutací stratifikováno kódem plochy- 8 kovariát). Viz Obr. 13 a Obr. 14.



Obr. 13 PCoA diagram znázorňuje heterogenitu druhového složení ve skupinách snímků z roku 1958 a 2019. Zobrazena spojnice od snímků k mediánu skupiny (obdeník s letopočtem) v mnohorozměrném prostoru Bray-Curtisových nepodobností mezi snímků. Polygon ohraničuje rozpětí snímků dané skupiny. $F= 6.43$, $P = 0.016$ (999 permutací stratifikováno kódem páru snímků).

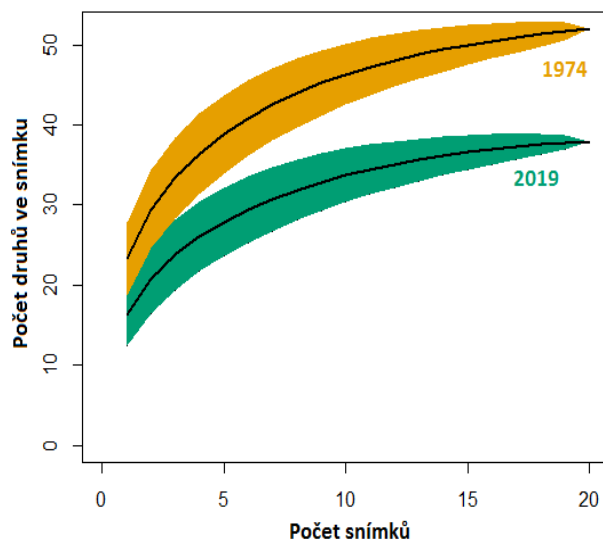


Obr. 14 Boxplot beta diverzity zobrazuje výsledek srovnání heterogenity metodou Permdisp2. Rozložení vzdálenosti k centroidu skupiny snímků v mnohorozměrném prostoru Bray-Curtisových nepodobností mezi snímků. $F= 6.43$, $P = 0.016$ (999 permutací stratifikováno kódem místa). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

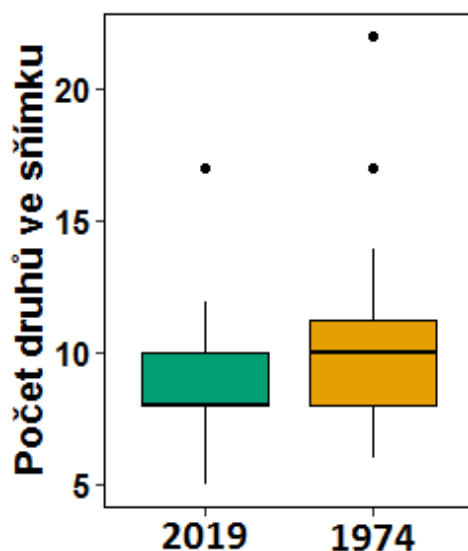
Změna diverzity 1974 x 2019

Změna v alfa diverzitě vyjádřené jako počet druhů na snímek nebyla statisticky průkazná pro původní snímky z roku 1974 a všemi opakovanými snímky z roku 2019.

Snížení druhové bohatosti pro opakované nejrozdílnější snímky z roku 2019 znázorňují rarefakční křivky (Obr. 15) a boxplot (Obr. 16). Změna však není statisticky významná.



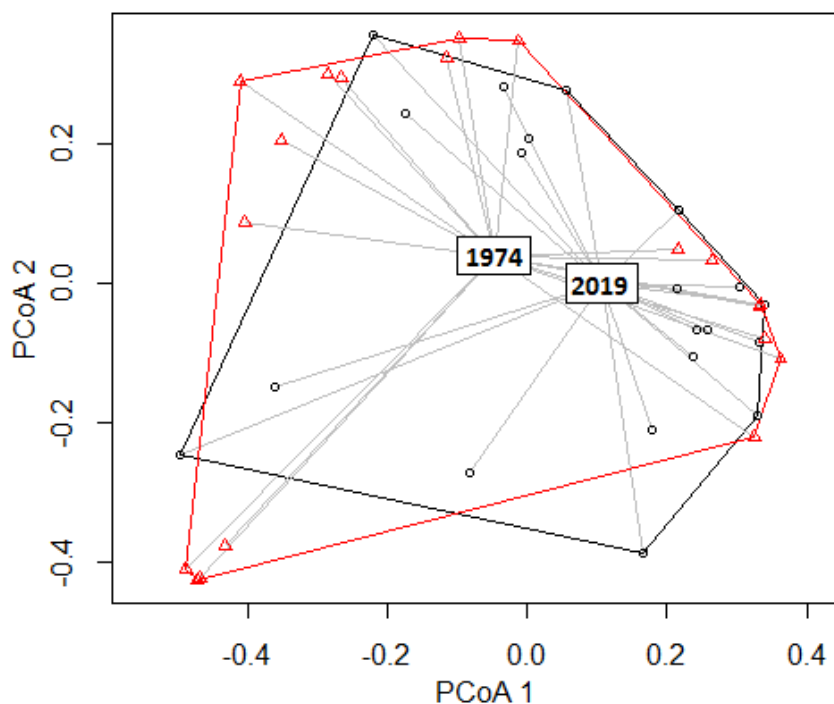
Obr. 15 Rarefakční křivky zobrazující trend nárůstu druhové bohatosti se zvyšujícím se počtem snímků. Změna v čase statisticky neprůkazná



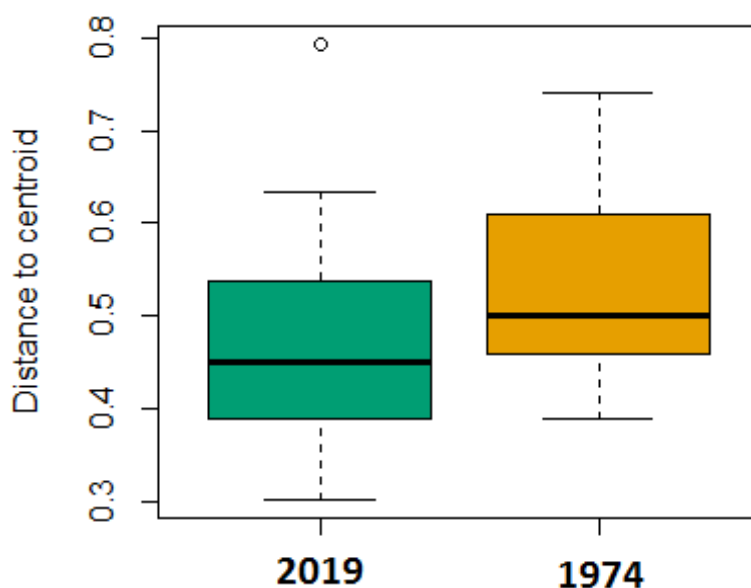
Obr. 16 Boxplot druhové bohatosti, změna v čase statisticky neprůkazná. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

Srovnáním původních snímků ze 70. let a všemi opakovanými snímky z roku 2019 z hlediska betadiverzity metodou PERMDISP2 vyplývá, že soubor snímků ze 70. let je více heterogenní než soubor všech opakovaných snímků z roku 2019 ($F= 7.85$, $P = 0.003$, 999 permutací, stratifikováno kódem místa).

U srovnání betadiverzity mezi souborem opakovaných snímků ze 70. let a souborem opakovaných nejrozdílnějších snímků z roku 2019 metodou PERMDISP2 vyšel následující výsledek: Od 70. let došlo k homogenizaci vegetace na sledovaných snímcích ($F= 4.15$, $P = 0.032$, 999 permutací, stratifikováno kódem páru snímků).



Obr. 17 PCoA diagram znázorňuje heterogenitu druhového složení ve skupině snímků z roku 1974 a skupině opakovaných nejrozdílnějších snímků z roku 2019. Zobrazena spojnice od snímků k mediánu skupiny (obdeník s letopočtem) v mnohorozměrném prostoru Bray-Curtisových nepodobností mezi snímky. Polygon ohraničuje rozpětí snímků dané skupiny (999 permutací stratifikováno kódem páru snímků). $F= 4.15$, $P = 0.032$ (999 permutací, stratifikováno kódem páru snímků).

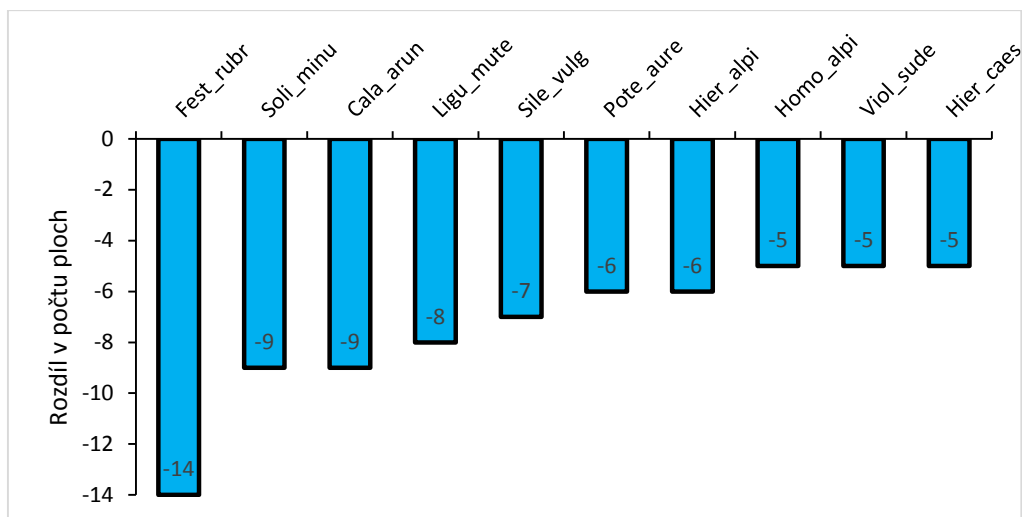


Obr. 18 Boxplot zobrazuje výsledek srovnání homogenity metodou Permdisp mezi souborem původních snímků z roku 1974 a souborem opakovaných nejrozdílnějších snímků z roku 2019. Rozložení vzdálenosti k centroidu skupiny snímků v mnohorozměrném prostoru Bray-Curtisových nepodobností mezi snímky. $F= 4.15$, $P = 0.032$ (999 permutací stratifikováno kódem páru snímků). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

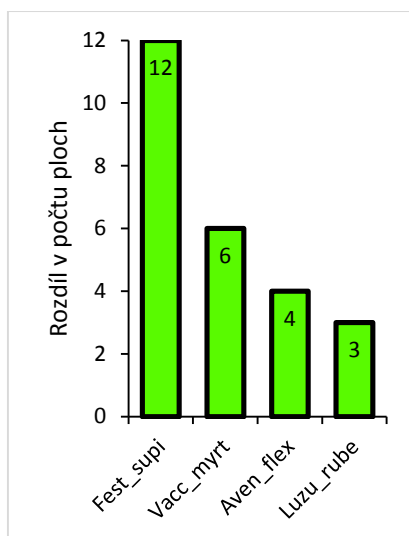
4.4 Změna druhového složení

Změna druhového složení 1958 x 2019

Pro soubor obsahující původní snímky (50. léta) a opakované nejrozdílnější snímky (2019) nastala následující změna na úrovni frekvence a pokryvnosti druhů ve snímcích: Průkazně svou frekvenci a pokryvnost snížilo deset druhů (Obr. 19) a čtyři druhy statisticky významně hojnější (Obr. 20). Druhy zaznamenané na grafech jsou zároveň i indikátorové pro dané období.

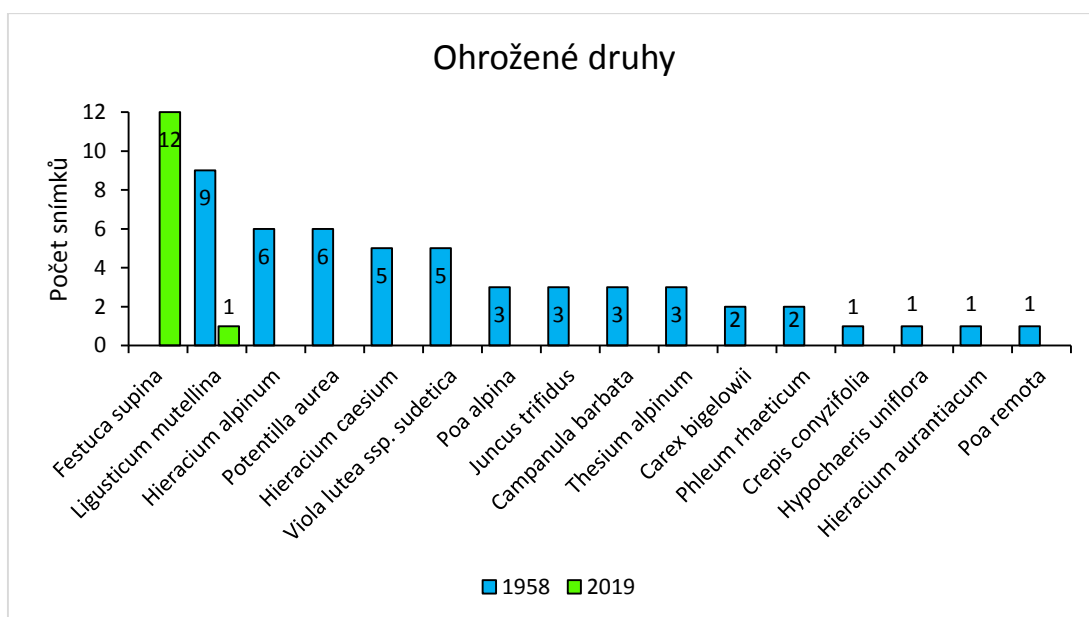


Obr. 19 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků z roku 1958 ($p < 0.05$ po Šidákově korekci). Osa y zobrazuje rozdíl v počtu ploch s daným druhem v souboru snímků z roku 2019 minus počet ploch v souboru snímků z roku 1958. Celkový počet těchto druhů je deset. Tyto druhy jsou také indikátorové pro snímky 1958 ($P < 0.05$). Legenda: Festrubr=*Festuca rubra*, Silevulg=*Silene vulgaris*, Soliminu=*Solidago virgaurea* ssp. *minuta*, Calaarun=*Calamagrostis arundinacea*, Ligungute=*Ligusticum mutellina*, Poteaure=*Potentilla aurea*, Hiercaes=*Hieracium caesium*, Hieralpi=*Hieracium alpinum*, Violsude=*Viola lutea* ssp. *sudetica*, Homoalpi=*Homogyne alpina*.

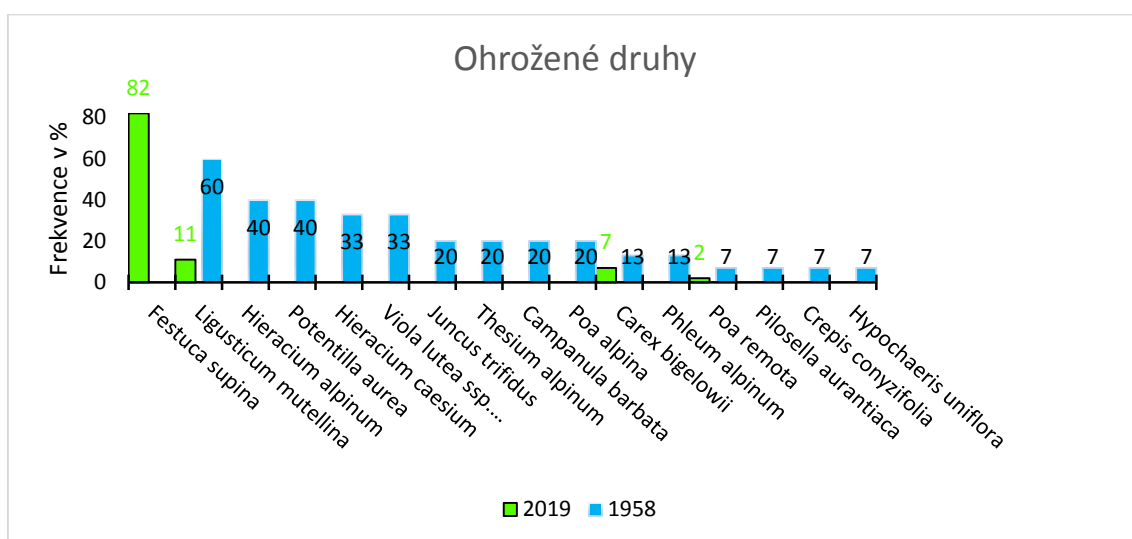


Obr. 20 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků 2019 ($P < 0.05$ po Šidákově korekci). Osa y zobrazuje rozdíl v počtu ploch s daným druhem v souboru snímků z roku 2019 minus počet ploch v souboru snímků z roku 1958. Celkový počet těchto druhů je čtyři. Tyto druhy jsou také indikátorové pro snímky z roku 2019 ($P < 0.02$). Legenda: Festsupi=*Festuca supina*, Vaccmyrt=*Vaccinium myrtillus*, Avenflex=*Avenella flexuosa*, Luzurube=*Luzula luzuloides* ssp. *rubella*.

Od 50. let došlo k poklesu ochranně významných druhů rostlin (Obr. 21-22).



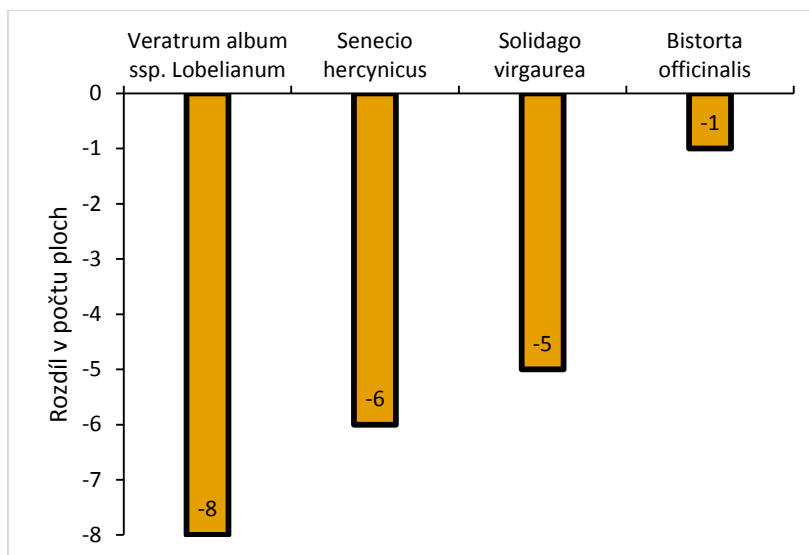
Obr. 21 frekvence ohrožených druhů (C1-C3) ve snímcích z roku 2019 a 1958



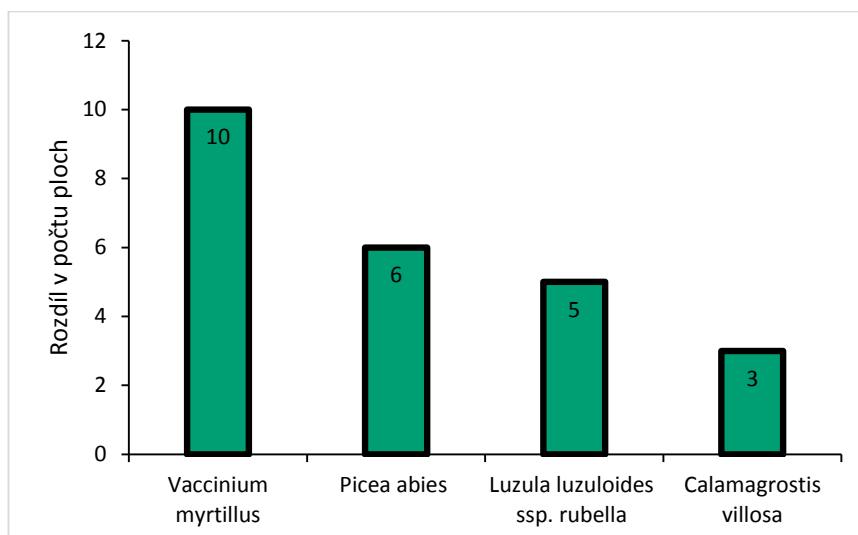
Obr. 22 Frekvence ohrožených druhů (C1-C3) v procentech ve všech snímcích (15 snímků z roku 1958, 45 snímků z roku 2019)

Změna druhového složení 1974 x 2019

Na změně vegetace mezi původními snímky ze 70. let a opakovanými nejrozdílnějšími snímky z roku 2019 se statisticky významně podílelo osm druhů rostlin. Čtyři druhy, které průkazně ubyly jak frekvencí ve snímcích, tak svou pokryvností (Obr. 23), tyto druhy jsou také pro snímky ze 70. let indikátorové. Druhy, co signifikantně přibyly, zobrazuje Obr. 24. Tyto druhy jsou též pro rok 2019 indikátorové vyjma *Calamagrostis villosa*.

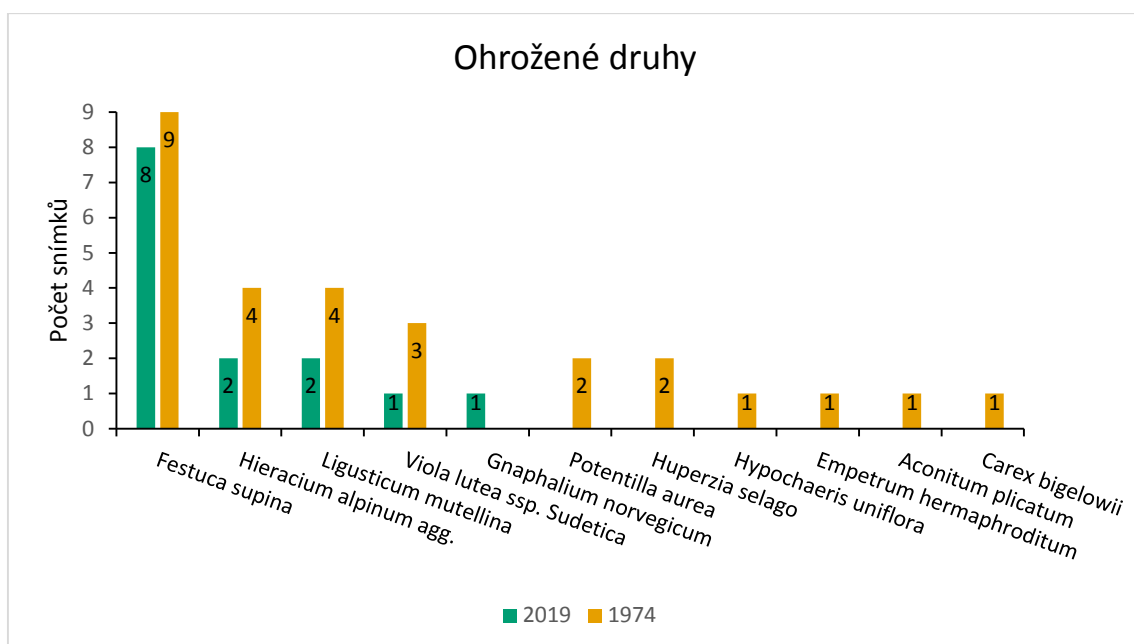


Obr. 23 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků z roku 1974 ($P < 0.05$ po Šidákově korekci). Osa y zobrazuje rozdíl v počtu ploch s daným druhem v souboru snímků z roku 2019 minus počet ploch v souboru snímků z roku 1974. Tyto druhy jsou také indikátorové pro snímky 1958 ($P < 0.03$).

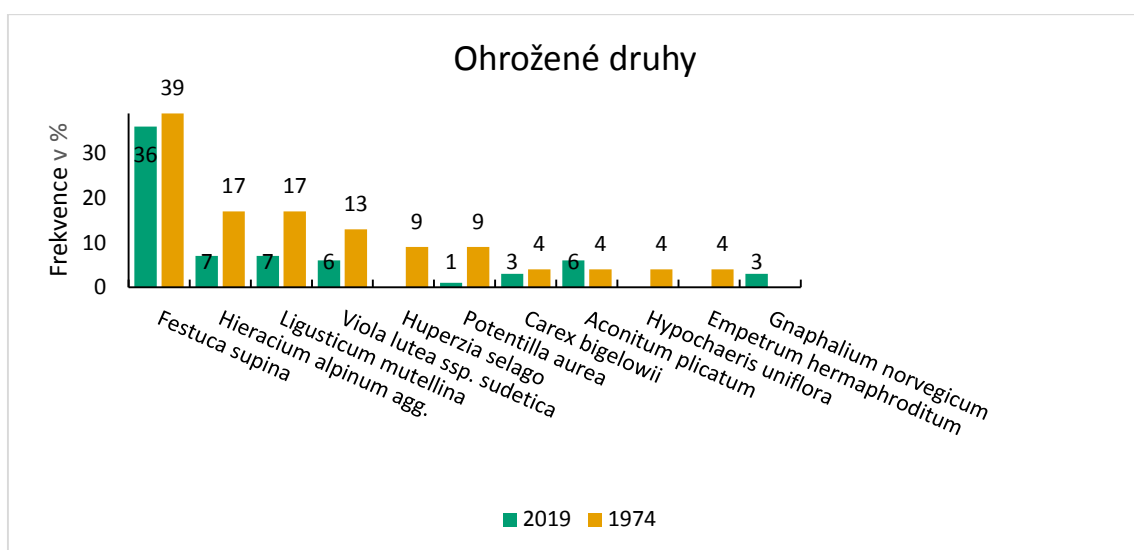


Obr. 24 Druhy statisticky významně hojnější v souboru snímků z roku 2019 ($P < 0.05$ po Šidákově korekci). Osa y zobrazuje rozdíl v počtu ploch s daným druhem v souboru snímků z roku 2019 minus počet ploch v souboru snímků z roku 1958. Celkový počet těchto druhů je čtyři. Tyto druhy jsou také indikátorové pro snímky z roku 2019 ($P < 0.04$) vyjma *Calamagrostis villosa*.

Trend snížení frekvence výskytu ohrožených druhů (C1-C3) v opakovaných nejrozdílnějších snímcích z roku 2019 (Obr. 25). Lze vidět i u snížení procentuální frekvence v zastoupení ohrožených druhů ve všech opakovaných snímcích (Obr. 26). Do grafu byly zahrnuty i snímky vyřazené pro předchozí analýzy (tři původní a devět opakovaných).



Obr. 25 frekvence ohrožených druhů (C1-C3) ve snímcích z roku 2019 a 1974.



Obr. 26 Frekvence ohrožených druhů (C1-C3) v procentech ve všech snímcích (23 snímků původních z roku 1974 a 69 opakovaných z roku 2019).

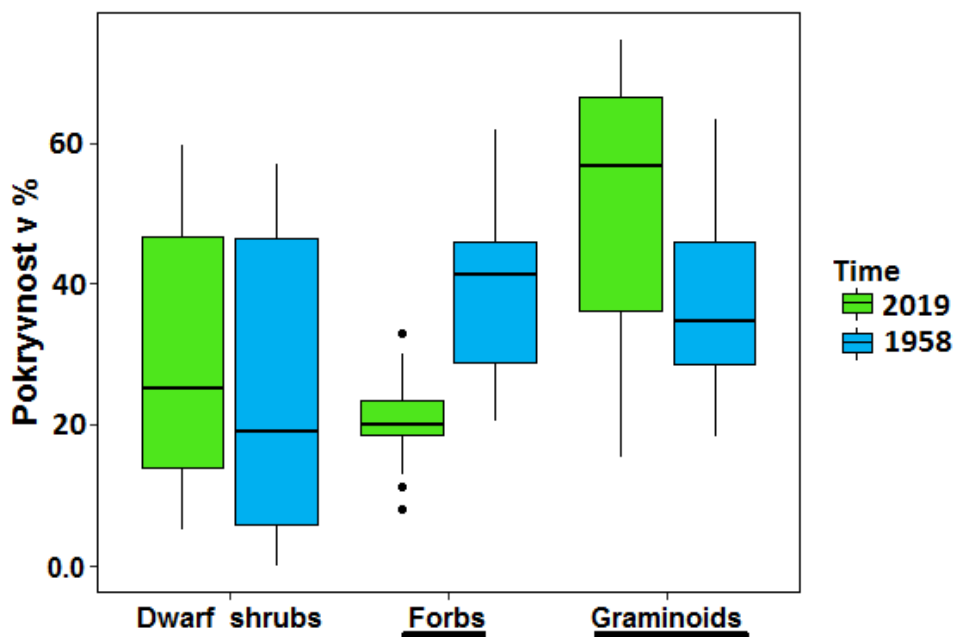
4.5 Změna v zastoupení funkčních skupin

Změna v pokryvnosti funkčních skupin 1958 x 2019

Následující výsledky se týkají souboru obsahující původní snímky z roku 1958 a nejrozdílnější opakované snímky z roku 2019. Průkazné snížení funkční typu Forbs (kvetoucí rostliny) bylo testováno párovým t-testem ($t = -5.67$, $P < 0.001$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -3.6552$, $P < 0.001$). U Graminoids (Poaceae, Cyperaceae,

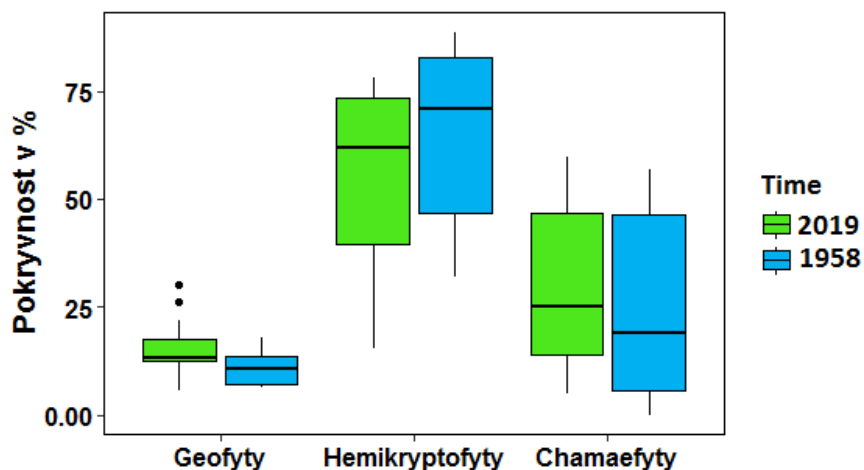
Juncaceae) se v roce 2019 zvýšila pokryvnost ($t = 2.72$, $P = 0.016$; $Z = 1.9565$, $P = 0.048$).

Viz Obr. 27.



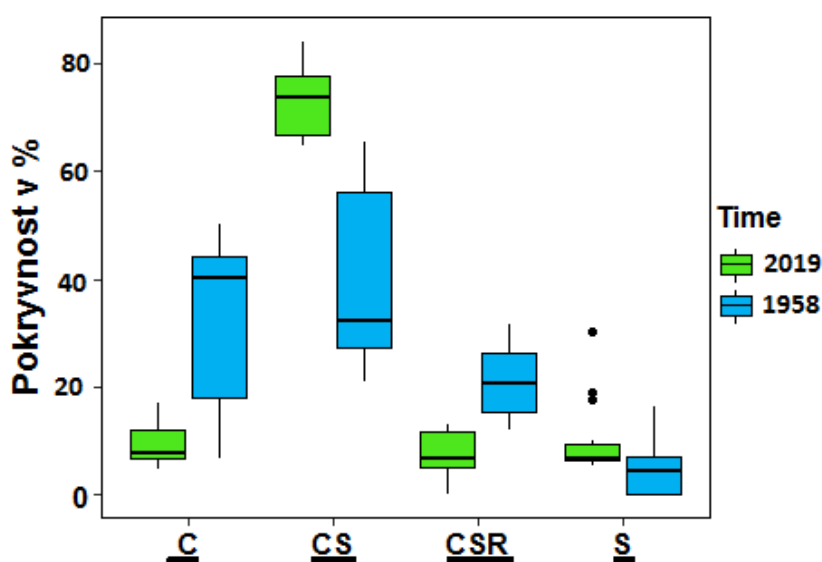
Obr. 27 Boxplot pokryvnosti funkčních typů. Průkazná změna v pokryvnosti nastala u skupiny Forbs ($t = -5.67$, $p = 0.00005$) a Graminoids ($t = 2.72$, $P = 0.016$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

Z hlediska Raunkiaerových životních forem nastalo zvýšení pokryvnosti v průměru o 5 % u geofytů. Párový Wilcoxon test nebyl průkazný ($P = 0.063$), zatímco Two-Sample Permutation Test vyšel průkazně ($Z = 2.19$, $P = 0.022$). Viz Obr. 28.



Obr. 28 Boxplot pokryvnosti Raunkiaerových životních forem. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

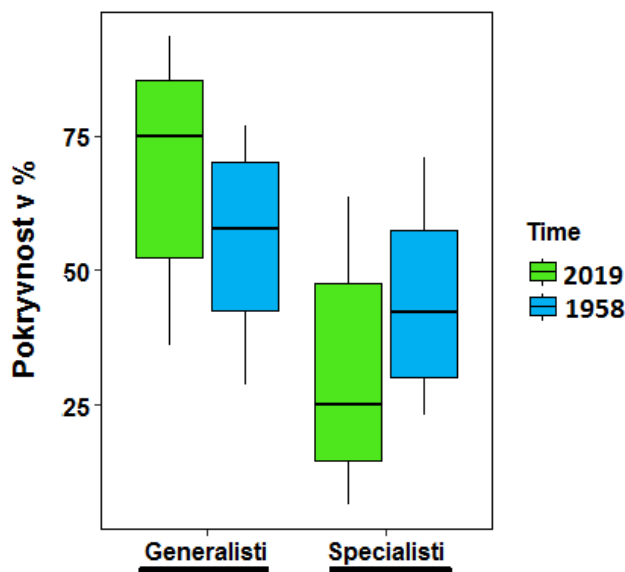
U životních strategií dle Grima byly zaznamenány statisticky významné změny pokryvnosti. Snížení pokryvnosti u kompetitorů (C) testované párovým Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -3.9986$, $P < 0.001$) a u CSR strategie testované párovým t-testem ($t = -7.06$, $P < 0.001$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -4.1499$, $P < 0.001$). Zvýšení pokryvnosti nastalo u stres tolerátorů (S) testované párovým Wilcoxonovým testem ($p = 0.008$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = 2.3$, $P = 0.01$) a u přechodného typu strategie CS ($P < 0.001$; $Z = 4.4121$, $P < 0.001$). Viz Obr. 29.



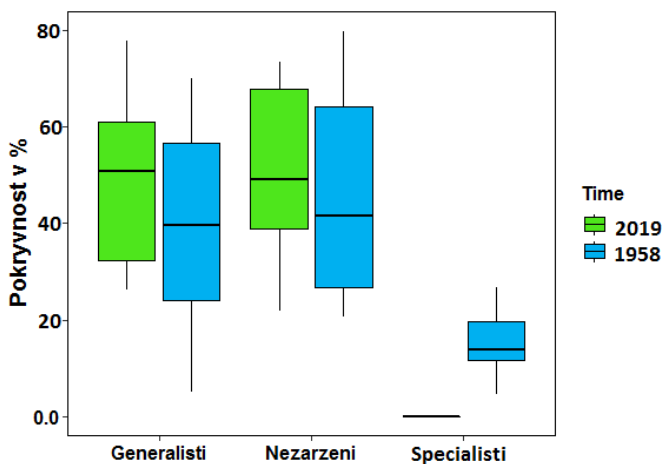
Obr. 29 Boxplot pokryvnosti životních strategií. Statisticky významná změna v pokryvnosti nastala u C-kompetitor ($P < 0.001$), CS-kompetitor/stres tolerátor ($P < 0.001$), CSR-kompetitor/stres tolerátor/ruderál

($t = -7.06$, $P < 0.001$), S-stres tolerátor ($P < 0.001$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

Z hlediska změny pokryvnosti generalistů/specialistů na základě Indexu ekologické specializace nastali následující změny. Pokud byli generalisté definováni velikostí indexu <5 a specialisté >5 došlo k průkaznému zvýšení pokryvnosti generalistů ($t=3.64$, $P = 0.002$; $Z= 1.96$, $P = 0.05$) a snížení pokryvnosti specialistů ($t=-3.64$, $P = 0.002$; $Z= -1.96$, $P = 0.04$). Viz Obr. 30. Při charakterizování generalistů velikostí indexu <4 a specialistů >6 byl, zaznamenám statisticky významný pokles specialistů ($P < 0.001$; $Z=-4.59$, $P < 0.001$). Viz Obr. 31.



Obr. 30 Boxplot pokryvností dle Indexu ekologické specializace. Na základě velikosti Indexu ekologické specializace jsou definováni generalisté (<5) a specialisté (>5). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

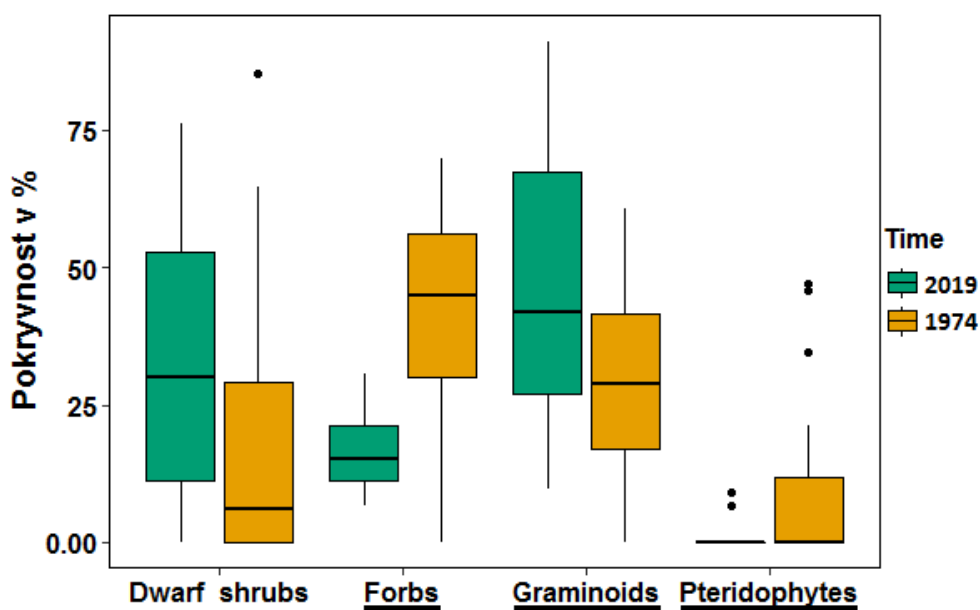


Obr. 31 Boxplot pokryvností dle Indexu ekologické specializace. Na základě velikosti Indexu ekologické specializace jsou definováni generalisté (<4) a specialisté (>6), skupina nezařeni jsou v rozsahu hodnot

4–6. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

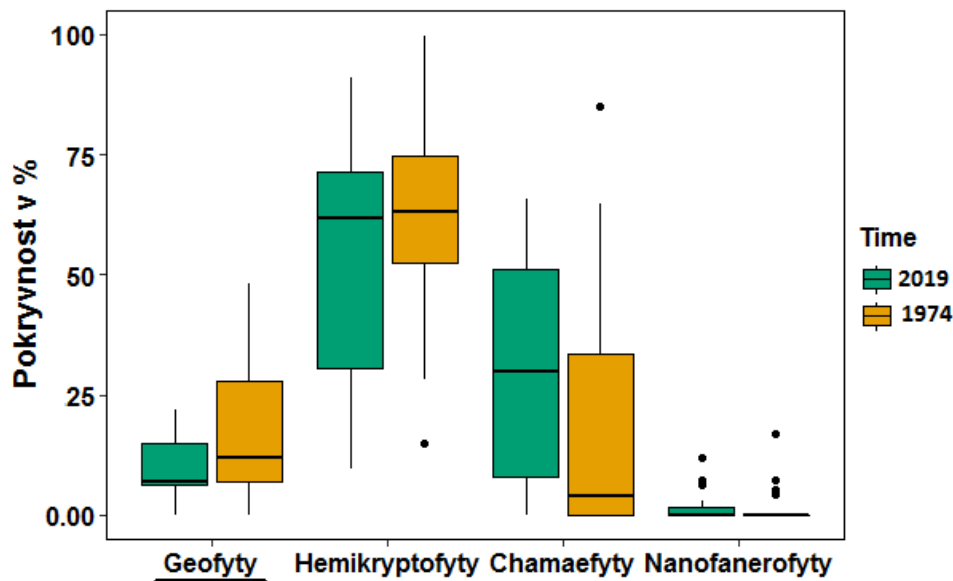
Změna v zastoupení funkčních skupin 1974 x 2019

Následující výsledky se týkají souboru obsahující původní snímky z roku 1974 a opakované nejrozdílnější snímky z roku 2019. Svou pokryvnost staticky významně snížil funkční typ Forbs, testováno párovým Wilcoxonovým testem ($P < 0.001$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -4.3$, $P < 0.001$). Dále průkazně snížil pokryvnost Pteridophytes ($Z = -1.98$, $p = 0.04$; $P = 0.022$) způsobené poklesem pokryvnosti *Athyrium distentifolium* na lavinové dráze. Pokryvnost zvýšili Graminoids ($t = 2.93$, $p = 0.008$; $Z = 2.22$, $P = 0.025$). Two-Sample Permutation Test vyšel na hranici průkaznosti u funkčního typu Dwarf shrubs ($Z = 1.84$, $P = 0.055$), zatímco párový Wilcoxonův test vyšel průkazně ($P = 0.004$). Viz Obr. 32.



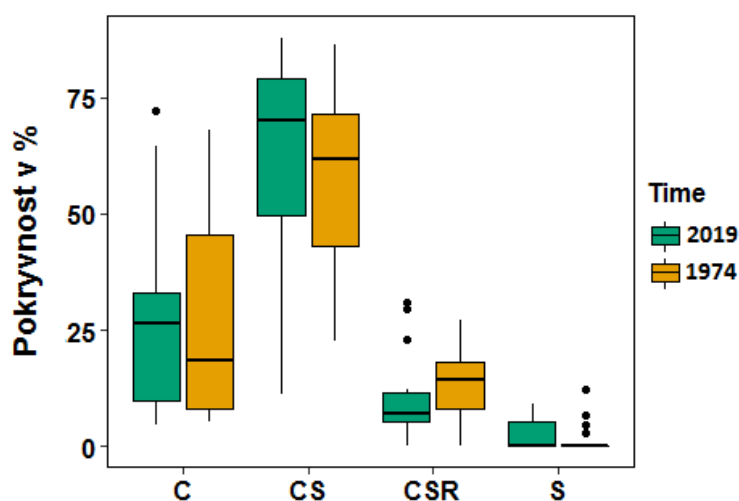
Obr. 32 Boxplot Pokryvnosti funkčních skupin. Průkazná změna v pokryvnosti nastala u skupiny Dwarf shrubs ($P = 0.004$), Forbs ($P < 0.001$), Graminoids ($t = 2.93$, $P = 0.008$) a Pteridophytes ($P = 0.022$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

Statisticky významně snížila pokryvnost Raunkiaerova životní forma geofyty testované párovým Wilcoxonovým testem ($P = 0.015$) a Two-Sample Permutation Test ($Z = -2.02$, $P = 0.031$). Zvýšení pokryvnosti u chamaefytů bylo průkazné u párového Wilcoxonova testu ($p = 0.008$), ale neprůkazné u Two-Sample Permutation Test ($Z = 1.7$, $P = 0.08$). Viz Obr. 33.



Obr. 33 Boxplot pokryvnosti Raunkiaerových životních forem. Statisticky významná změna v pokryvnosti nastala u geofytů ($P = 0.015$) a částečně u chamaefytů ($P = 0.008$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

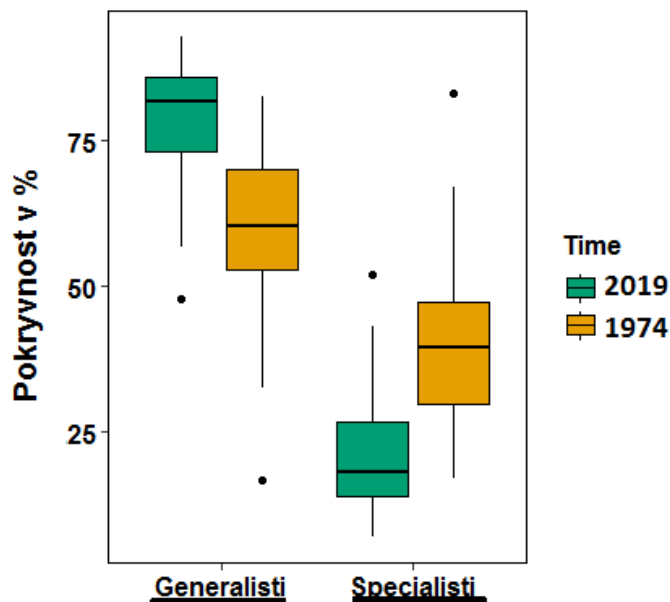
Změna v pokryvnosti z hlediska životních strategií dle Grima nebyla statisticky významná.



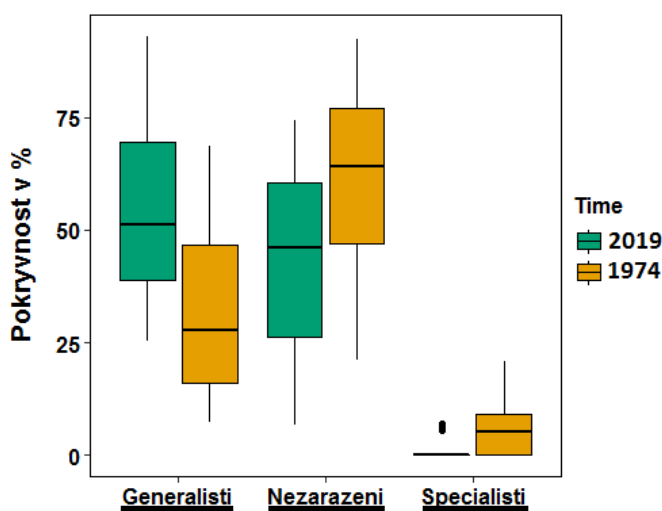
Obr. 34 Boxplot pokryvnosti životních strategií. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehle hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

Z hlediska změny pokryvnosti generalistů/specialistů na základě Indexu ekologické specializace nastali následující změny. Pokud byli generalisté definováni velikostí indexu <5 a specialisté >5 došlo k průkaznému zvýšení pokryvnosti generalistů ($t=6.33$, $P < 0.001$; $Z= 3.52$, $P < 0.001$) a snížení pokryvnosti specialistů ($t=-6.33$, $P < 0.001$; $Z=-3.5295$, $P < 0.001$). Viz Obr. 35. Při charakterizování generalistů velikostí indexu <4 , a specialistů >6 nastali následující průkazné změny v pokryvnosti. Zvýšení

pokryvnosti u generalistů ($t=6.65$, $P < 0.001$; $Z=3.074$, $P = 0.002$), pokles v pokryvnosti nezařazených ($t=-4.06$, $P < 0.001$; $Z = -2.35$, $P = 0.02$) a také pokles specialistů ($P = 0.002$; $Z= -2.95$, $P < 0.001$). Viz Obr. 36.



Obr. 35 Boxplot pokryvností dle Indexu ekologické specializace. Na základě velikosti Indexu ekologické specializace jsou definováni generalisté (<5) a specialisté (>5). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 36 Boxplot pokryvností dle Indexu ekologické specializace. Na základě velikosti Indexu ekologické specializace jsou definováni generalisté (<4) a specialisté (>6), skupina nezařazení jsou v rozsahu hodnot 4–6. Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

4.6 Změna v zastoupení vegetačních jednotek

Změna v zastoupení vegetačních jednotek 1958 x2019

Přehled vegetačních jednotek pro soubor obsahující původní snímky (50. léta) a nejrozdílnější opakované snímky z roku 2019 znázorňuje Tab. 2.

Tab. 2 Přehled vegetačních jednotek

Svaz	Asociace	Asociace česky	1958 počet snímků	2019 počet snímků
AAA	AAA02 - Junco trifidi- Empetretum hermaphroditum	skalní alpinská vřesoviště s šichou	1	5
ABA	ABA01 - Cetrario- Festucetum supinae	kostrňavové alpinské trávníky s lišejníky	1	0
ABB	ABB01 - Carici bigelowii-Nardetum strictae	smilkové alpinské trávníky	1	0
ADA	ADA01 - Sphagno compacti-Molinietum caeruleae	subalpinské bezkolencové trávníky	3	1
ADA	ADA03 - Viola sudeticae- Deschampsietum cespitosae	subalpinské metlicové trávníky	3	0
TEF	TEF01 - Vaccinio- Callunetum vulgaris	podhorská a horská brusnicová vřesoviště	5	2
TEF	TEF02 - Calamagrostio arundinaceae-Vaccinietum myrtilli	brusnicová vegetace lesního stupně	0	1
TEF	TEF03 - Festuco supinae- Vaccinietum myrtilli	subalpinská borůvková vegetace	1	6

Procentuální zastoupení vegetačních jednotek v původních snímcích z 50. let a ve všech opakovaných snímcích z roku 2019 je zobrazeno v Tab. 3. Lze postřehnout téměř 30% nárůst v zastoupení svazu TEF (68.8 %) v roce 2019 oproti roku 1958 (39.9 %). 7 snímků z 1958 bylo přiřazeno k dané asociaci, i když jsou jí velmi nepodobné, průměrná hodnota jejich indexu FPMI (Frequency-Positive Fidelity Index) byla 31. Ze 45 opakovaných snímků z roku 2019 bylo 15 přiřazeno k dané asociaci, i když jsou jí velmi nepodobné, průměrná hodnota jejich indexu FPMI byla 23. Tyto snímky jsou v příloze označeny otazníkem (?).

Tab. 3 Přehled procentuálního zastoupení vegetačních jednotek v původních snímcích z 50. let (15 snímků) a všech opakovaných snímcích z roku 2019 (45 snímků)

Svaz	Asociace	Asociace česky	1958 Relativní počet snímků (%)	2019 Relativní počet snímků (%)
AAA	AAA02-Junco trifidi- Empetretum hermaphroditum	skalní alpinská vřesoviště s šichou	6.6	20

ABA	ABA01 - Cetrario-Festucetum supinae	kostřavové alpínské trávníky s lišejníky	6.6	4.4
ABB	ABB01 - Carici bigelowii-Nardetum strictae	smilkové alpínské trávníky	6.6	4.4
ADA	ADA01 -Sphagno compacti-Molinietum caeruleae	subalpínské bezkolencové trávníky	20	2.2
ADA	ADA03 - Violo sudeticae-Deschampsietum cespitosae	subalpínské metlicové trávníky	20	0
TEF	TEF01 -Vaccinio-Callunetum vulgaris	podhorská a horská brusnicová vřesoviště	33.3	22.2
TEF	TEF02 -Calamagrostio arundinaceae-Vaccinietum myrtilli	brusnicová vegetace lesního stupně	0	8.8
TEF	TEF03 -Festuco supinae-Vaccinietum myrtilli	subalpínská borůvková vegetace	6.6	37.8

Změna v zastoupení vegetačních jednotek 1974 x2019

Přehled zastoupení vegetačních jednotek pro soubor obsahující původní snímky z roku 1974 a opakované středně rozdílné snímky z roku 2019 zobrazuje Tab. 4. Nárůst zastoupení svazu TEF a pokles zastoupení svazu ADA odpovídá stejné tendenci u Tab. 5.

Tab. 4 Přehled vegetačních jednotek pro původní snímky ze 70. let (20 snímků) a opakovaných středně rozdílných snímků z roku 2019 (20 snímků)

Svaz	Asociace	Asociace český	1974 počet snímků	2019 počet snímků
TEF	TEF02 -Calamagrostio arundinaceae-Vaccinietum myrtilli	Brusnicová vegetace lesního stupně	1	3
TEF	TEF03 -Festuco supinae-Vaccinietum myrtilli	Subalpínská borůvková vegetace	3	8
TEA	TEA01 Festuco supinae-Nardetum strictae	Druhově chudé subalpínské smilkové trávníky	1	0
AAA	AAA01 Avenello flexuosae-Callunetum vulgaris	alpínská vřesoviště	0	2
AAA	AAA02 Junco trifidi-Empetretum hermaphroditi	Skalní alpínská vřesoviště s šichou	0	1
ABA	ABA01 - Cetrario-Festucetum supinae	Kostřavové alpínské trávníky s lišejníky	4	0
ABB	ABB01 - Carici bigelowii-Nardetum strictae	Smilkové alpínské trávníky	0	1
ADA	ADA01 -Sphagno compacti-Molinietum caeruleae	Subalpínské bezkolencové trávníky	1	0
ADA	ADA02 Crepido conyzifoliae-Calamagrostietum villosae	Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou	3	0
ADA	ADA03 - Violo sudeticae-Deschampsietum cespitosae	Subalpínské metlicové trávníky	3	1
ADE	ADE01 Daphno mezerei-Dryopteridetum filicis-mariss	Subalpínské kapradinové vegetace s kapradí samcem	1	0

ADE	ADE02 Adenostylo alliariae-Athyrietum distentifolii	Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou	2	0
ADD	ADD01 Ranunculo platanifolii-Adenostyletum alliariae	Subalpínské havezové nivy	1	1
SAD	SAD01 Cryptogrammetum crispae	Vegetace subalpínských a alpínských silikátových sutí s jinořadcem kadeřavým	0	1
XEA	XEA04 Junco effusi- Calamagrostietum villosae	Vegetace narušovaných stanovišť s třtinou chloupkatou	0	2

U procentuálního zastoupení vegetačních jednotek pro původní snímky ze 70. let a všechny opakované snímky z roku 2019 (Tab. 5) lze postřehnout 35 % nárůst zastoupení u svazu Podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště (TEF) a téměř 27% pokles v zastoupení svazu Subalpínské vysokostébelné trávníky (ADA). 8 snímků ze 70. let bylo přiřazeno k dané asociaci, i když jsou jí velmi nepodobné, průměrná hodnota jejich indexu FPMI byla 25.45. Z 60 opakovaných snímků z roku 2019 bylo 33 snímků přiřazeno k dané asociaci, i když jsou jí velmi nepodobné, průměrná hodnota jejich indexu FPMI byla 23.43. Tyto snímky jsou v příloze označeny otazníkem (?).

Tab. 5 Přehled procentuálního zastoupení vegetačních jednotek v původních snímcích ze 70. let (20 snímků) a všech opakovaných snímcích z roku 2019 (60 snímků)

Svaz	Asociace	Asociace česky	1974 Relativní počet snímků (%)	2019 Relativní počet snímků (%)
TEA	TEA01 Festuco supinae- Nardetum strictae	Druhově chudé subalpínské smilkové trávníky	5	0
TEF	TEF01 -Vaccinio- Callunetum vulgaris	podhorská a horská brusnicová vřesoviště	0	1.7
TEF	TEF02 -Calamagrostio arundinaceae-Vaccinietum myrtilli	brusnicová vegetace lesního stupně	5	15
TEF	TEF03 -Festuco supinae- Vaccinietum myrtilli	subalpínská borůvková vegetace	15	38.3
AAA	AAA01 Avenello flexuosae- Callunetum vulgaris	alpínská vřesoviště	0	5
AAA	AAA02 -Junco trifidi- Empetretum hermaphroditi	skalní alpínská vřesoviště s šichou	0	1.7
ABA	ABA01 - Cetrario- Festucetum supinae	kostrhavové alpínské trávníky s lišejníky	20	5
ABB	ABB01 - Carici bigelowii- Nardetum strictae	smilkové alpínské trávníky	0	3.3
ADA	ADA01 -Sphagno compacti- Molinietum caeruleae	subalpínské bezkolencové trávníky	5	0
ADA	ADA02 Crepido conyzifoliae-Calamagrostietum villosae	Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou	15	0

ADA	ADA03 - <i>Viola sudeticae-</i> <i>Deschampsietum cespitosae</i>	subalpínské metlicové trávníky	15	8.3
ADD	ADD01 <i>Ranunculo</i> <i>platanifolii-Adenostyletum alliariae</i>	Subalpínské havezové nivy	5	1.7
ADE	ADE01 <i>Daphno mezerei-</i> <i>Dryopteridetum filicis-maris</i>	Subalpínské kapradinové vegetace s kapradí samcem	5	0
ADE	ADE02 <i>Adenostylo</i> <i>alliariae-Athyrietum distentifolii</i>	Subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou	10	3.3
SAD	SAD01 <i>Cryptogrammetum</i> <i>crispae</i>	Vegetace subalpínských a alpínských silikátových sutí s jinořadcem kadeřavým	0	8.3
XEA	XEA04 <i>Junco effusi-</i> <i>Calamagrostietum villosae</i>	Vegetace narušovaných stanovišť s třtinou chloupkatou	0	8.3

4.7 Změna Ellenbergových indikačních hodnot

Změna Ellenbergových indikačních hodnot 1958 x 2019

Pro původní snímky z roku 1958 a pro všechny opakované snímky z roku 2019 modifikační permutační test neprokázal statisticky průkaznou změnu. V souboru obsahujícím původní snímky z 50. let a nejrozdílnější opakované snímky z roku 2019 nastaly jen malé změny v průměrných hodnotách Ellenbergových indikačních hodnot, a to v řádu desetin hodnotových jednotek. Modifikační permutační test nenalezl statisticky významné změny. Párový Wilcoxonův test našel průkazné změny u indikační hodnoty Světlo ($P < 0.001$, pokles o 0.31), Vlhkost ($P = 0.003$, nárůst o 0.26), Reakce ($P = 0.002$, pokles o 0.81), živiny ($P = 0.019$ pokles o 0.44). Z důvodu nízké změny v řádu desetin hodnotových jednotek a neprůkazného výsledku modifikovaného permutačního testu jsem se rozhodl Ellenbergovy indikační hodnoty nezobrazit v ordinačních modelech.

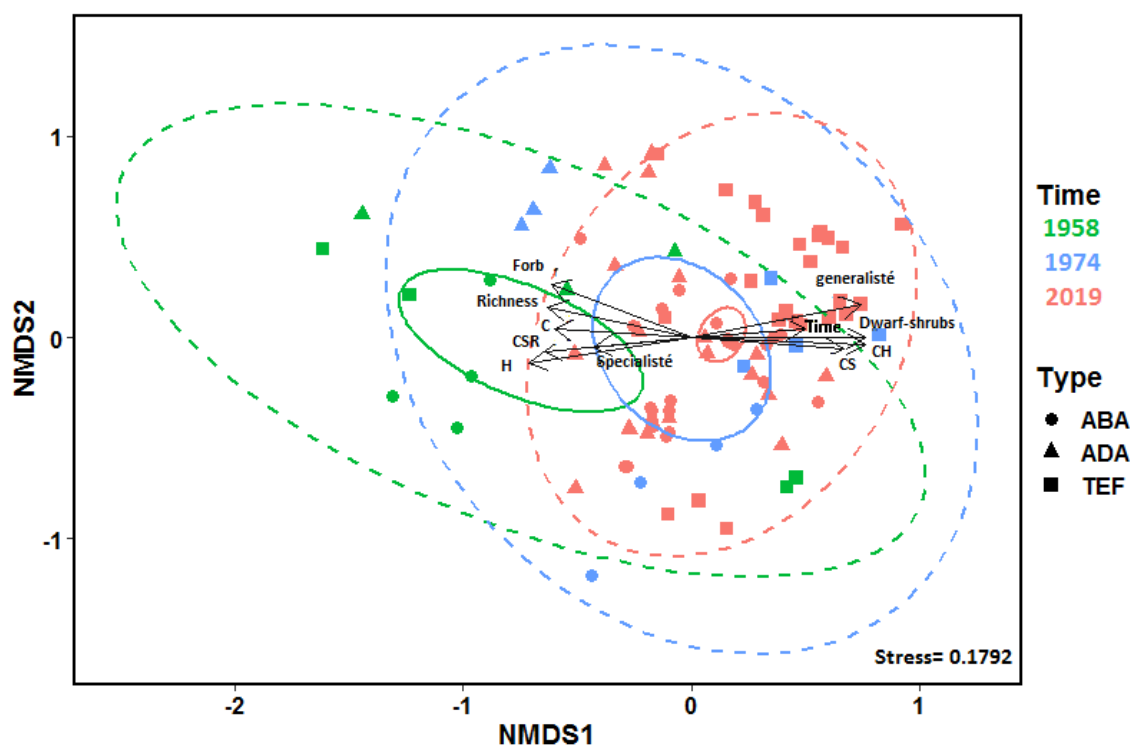
Změna Ellenbergových indikačních hodnot 1974 x 2019

Mezi původními snímky ze 70. let a všemi opakovanými snímky z roku 2019 nezaznamenal modifikovaný permutační test statisticky významnou změnu v Ellenbergových indikačních hodnotách. V souboru obsahujícím původní snímky z roku 1974 a opakované nejrozdílnější snímky z roku 2019 nastaly malé změny v průměru Ellenbergových indikačních hodnot, a to v řádu desetin hodnotových jednotek. Modifikovaný permutační test neodhalil statisticky průkazné změny. Při použití párového Wilcoxonova testu vyšly průkazné hodnoty pro teplotu ($P < 0.001$, nárůst o 0.27), reakci

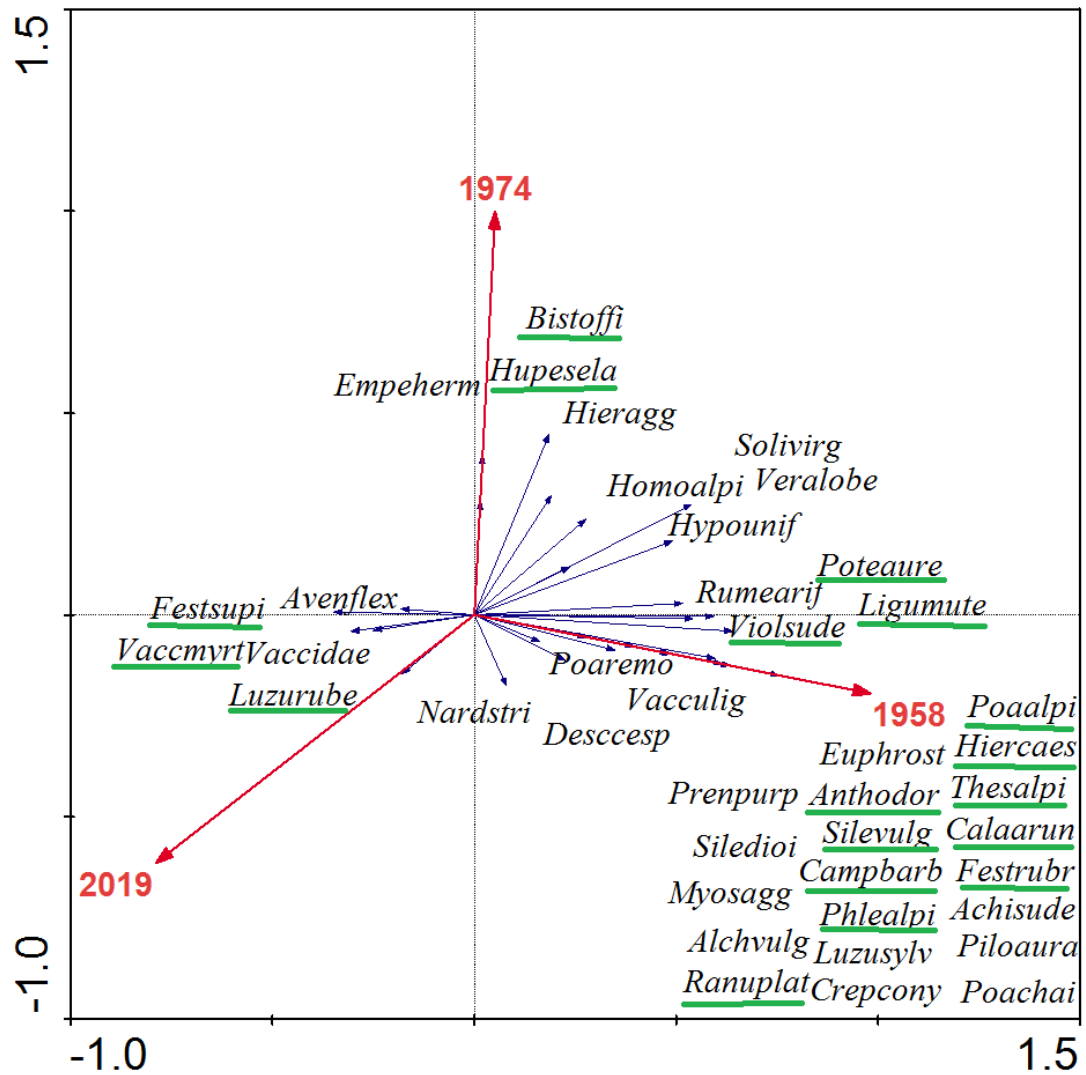
($P = 0.004$, pokles o 0.56) a živiny ($P = 0.02$, pokles o 0.41). Změna v průměrech Ellenbergových indikačních hodnot mezi obdobími je v řádu desetin jednotek a modifikovaný permutační test neprokázal statisticky významné rozdíly. Proto jsem se rozhodl tyto hodnoty nezobrazit v ordinačních modelech.

4.8 Srovnání všech tří období

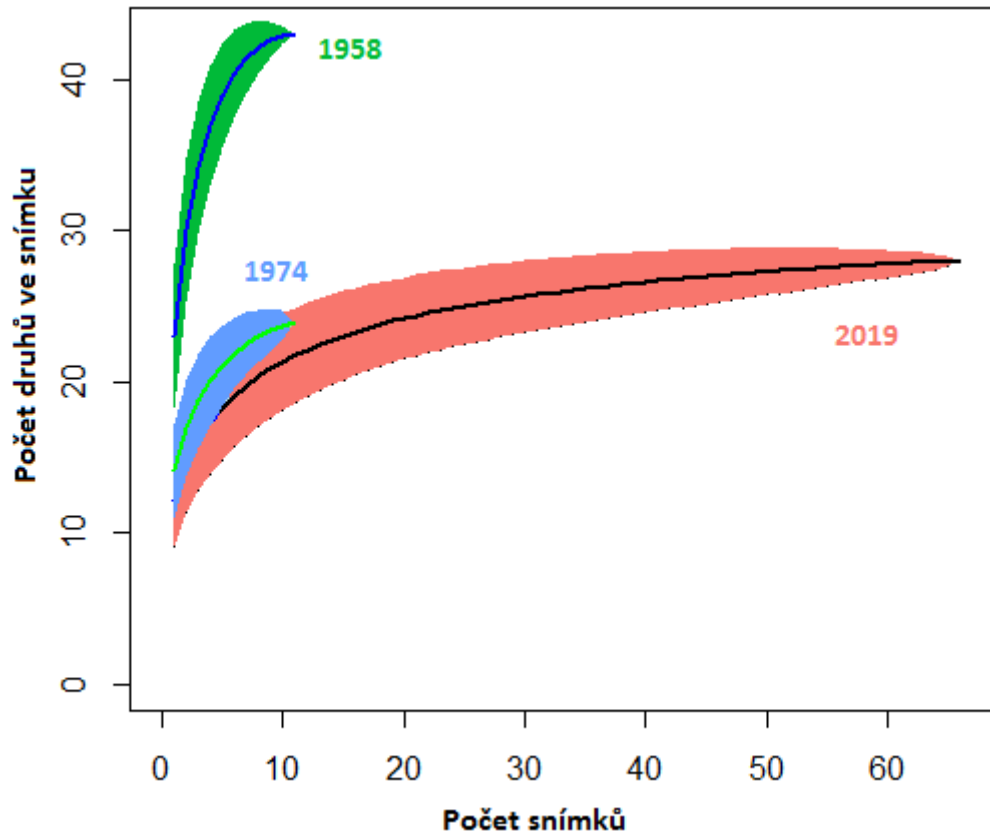
Snímky se mezi obdobími statisticky významně liší. Průkazný rozdíl mezi obdobími dokládá výsledek Permanovy analýzy ($F = 11.11$, $P < 0.001$) i analýzy podobnosti ANOSIM ($R = 0.46$, $P < 0.001$).



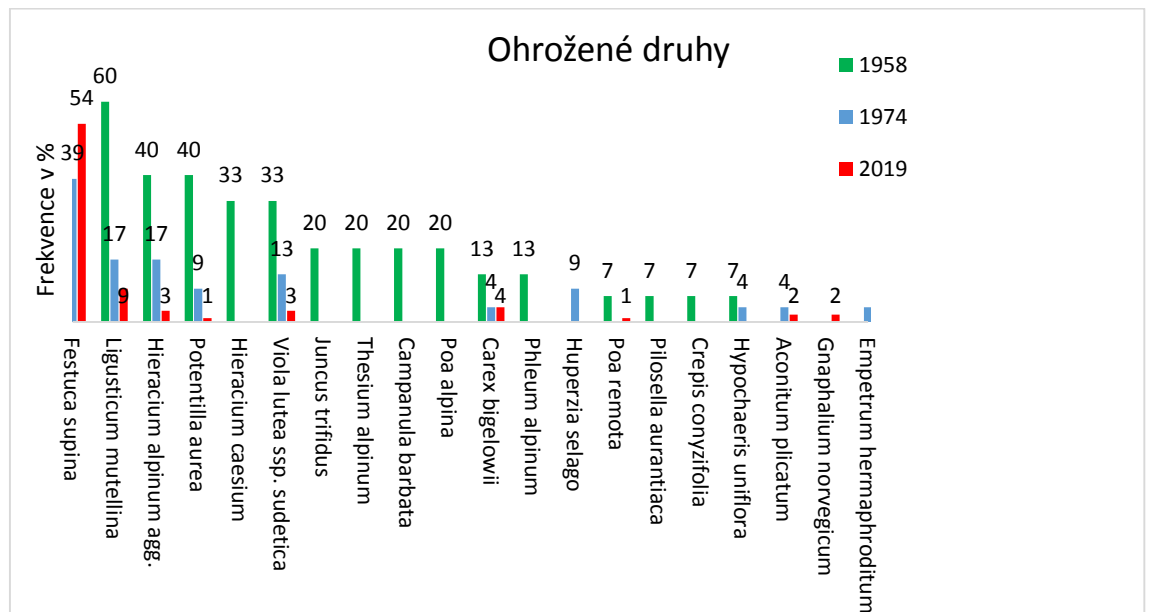
Obr. 37 Diagram dvourozměrně počítaného NMDS zobrazena 1. a 2. osa. Body znázorňují snímky s barvou roku pořízení a tvarem příslušnosti ke skupině. Čárkovaná elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní odchylky (SD) rozptylu vegetace, menší plná elipsa zobrazuje 95% rozptyl standardní chyby (SE) z průměru polohy snímků z každého období. Šipky průkazné vektory změny, které zároveň průkazně koreluje s modelem. Vektor časové změny (Time: $r^2 = 0.24$, $P < 0.001$, 999 permutací); druhové bohatosti (Richness: $r^2 = 0.42$, $P < 0.001$); pokryvnosti fukčních typů Forbs ($r^2 = 0.62$, $P < 0.001$, 999 permutací), Dwarf shrubs ($r^2 = 0.57$, $p = 0.001$, 999 permutací); pokryvnosti životní strategie dle Grima CS-strategů (cs: $r^2 = 0.44$, $P < 0.001$, 999 permutací), C- strategů (C: $r^2 = 0.36$, $P < 0.001$, 999 permutací), CSR- strategů (csr: $r^2 = 0.42$, $P < 0.001$, 999 permutací); pokryvnosti generalistů ($r^2 = 0.57$, $P < 0.001$, 999 permutací) a specialistů ($r^2 = 0.18$, $P < 0.001$); pokryvnosti Raunkiaerových životních forem Hemikryptofyty (H: $r^2 = 0.52$, $P < 0.001$, 999 permutací), Chamaefyty ($r^2 = 0.58$, $P < 0.001$). ABA= vrcholová vyfoukávaná alpská společenstva, TEF= keříčková společenstva, ADA=společenstva subalpínských trávníků.



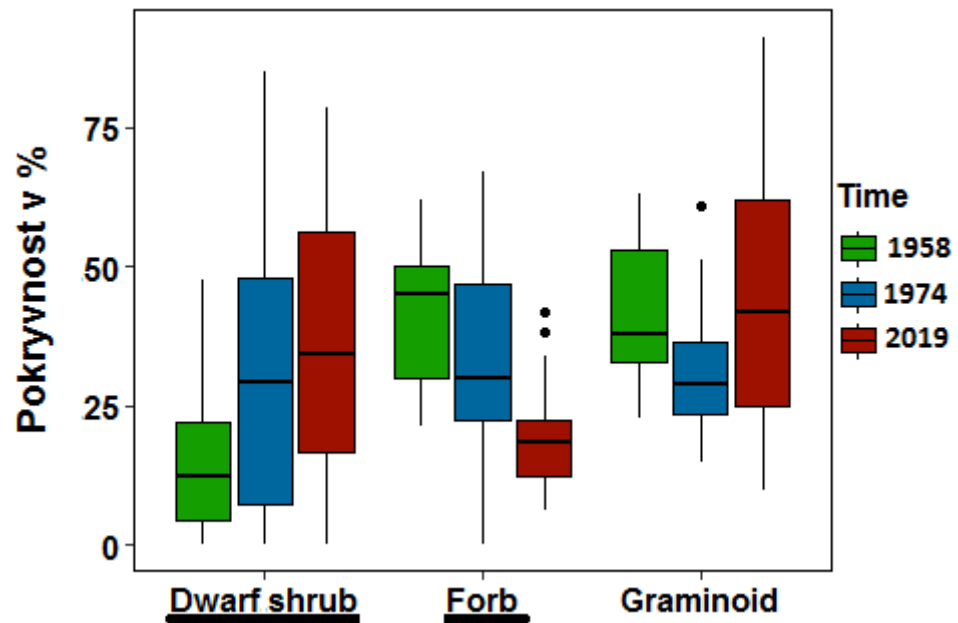
Obr. 38 Přímá ordinační analýza RDA s časem jako nominální proměna prostředí na 1. ordinační ose, 3 kovariáty definovány jako skupina (ABA, TEF, ADA). Zobrazeno je 41 druhů, jejichž variabilita je z více než 3 % vysvětlena ordinačními osami. První ordinační osa vyjadřuje 11% variability, druhá 1.6% variability. $F = 2.83$, $P = 0.003$, (999 permutací stratifikováno vegetační skupinou - 3 kovariáty). Zeleně podtržené jsou druhy statisticky významně hojnější pro dané období ($P < 0.05$ po Šidákově korekci; analýza signasocc). Legenda: *Vaccmyrt*=*Vaccinium myrtillus*, *Vaccidae*=*Vaccinium vitis-idaea*, *Avenflex*=*Avenella flexuosa*, *Luzurube*=*Luzula luzuloides* ssp. *rubella*, *Bistoffi*=*Bistorta officinalis*, *Violsude*=*Viola lutea* ssp. *sudetica*, *Poteaure*=*Potentilla aurea*, *Ligumute*=*Ligusticum mutellina*, *Hiercaes*=*Hieracium caesium*, *Campbarb*=*Campanula barbata*, *Poalpi*=*Poa alpina*, *Calaarun*=*Calamagrostis arundinacea*, *Silevulg*=*Silene vulgaris*, *Anthodor*=*Anthoxanthum odoratum*, *Ranuplat*=*Ranunculus platanifolius*, *Thesalpi*=*Thesium alpinum*, *Phlealpi*=*Phleum alpinum*, *Hupesela*=*Huperzia selago*, *Festrubr*=*Festuca rubra*, *Empeherm*=*Empetrum hermaphroditum*, *Hypounif*=*Hypochaeris uniflora*, *Achisude*=*Achillea millefolium* ssp. *sudetica*, *Piloaura*=*Pilosella aurantiaca*, *Poachai*=*Poa chaixii*, *Luzusylv*=*Luzula sylvatica*, *Crepcony*=*Crepis conyzifolia*, *Prenpurp*=*Prenanthes purpurea*, *Siledioi*=*Silene dioica*, *Myosagg*=*Myosotis palustris* agg., *Alchvulg*=*Alchemilla vulgaris*, *Desccesp*=*Deschampsia cespitosa*, *Poaremo*=*Poa remota*, *Vacculig*=*Vaccinium uliginosum*, *Solivirg*=*Solidago virgaurea*, *Hieragg*=*Hieracium alpinum* agg., *Homoalpi*=*Homogyne alpina*, *Violsude*=*Viola lutea* ssp. *sudetica*, *Veralobe*=*Veratrum album* ssp. *lobelianum*, *Poteaure*=*Potentilla aurea*, *Silevulg*=*Silene vulgaris*, *Rumearif*=*Rumex arifolius*, *Nardstri*=*Nardus stricta*,



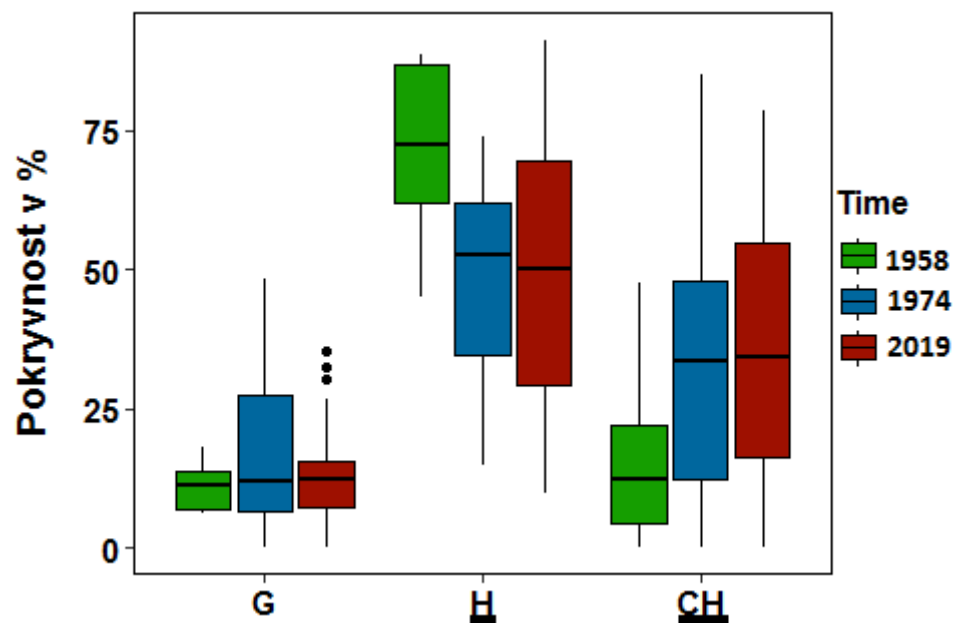
Obr. 379 Rarefakční křivky zobrazující trend nárůstu druhové bohatosti se zvyšujícím se počtem snímků. Průkazný Kruskal-Wallis test ($P < 0.001$), signifikantní mezi 1958 a 2019 ($P < 0.001$), 1958 a 1974 ($P < 0.001$)



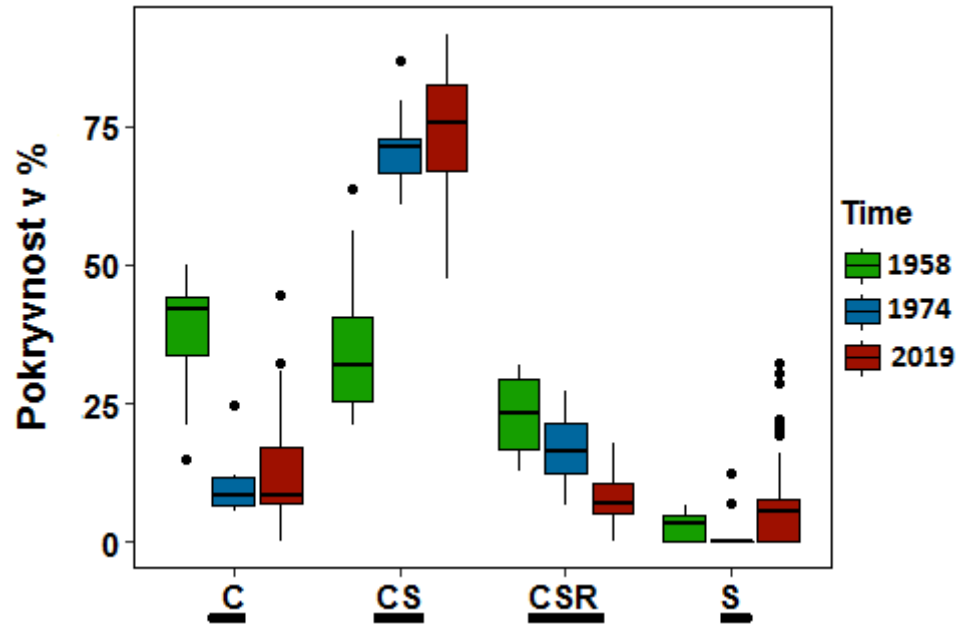
Obr. 380 Frekvence ohrožených druhů (C1- C2) v procentech pro 15 snímků z roku 1958, 23 snímků z roku 1974 a 114 snímků z roku 2019.



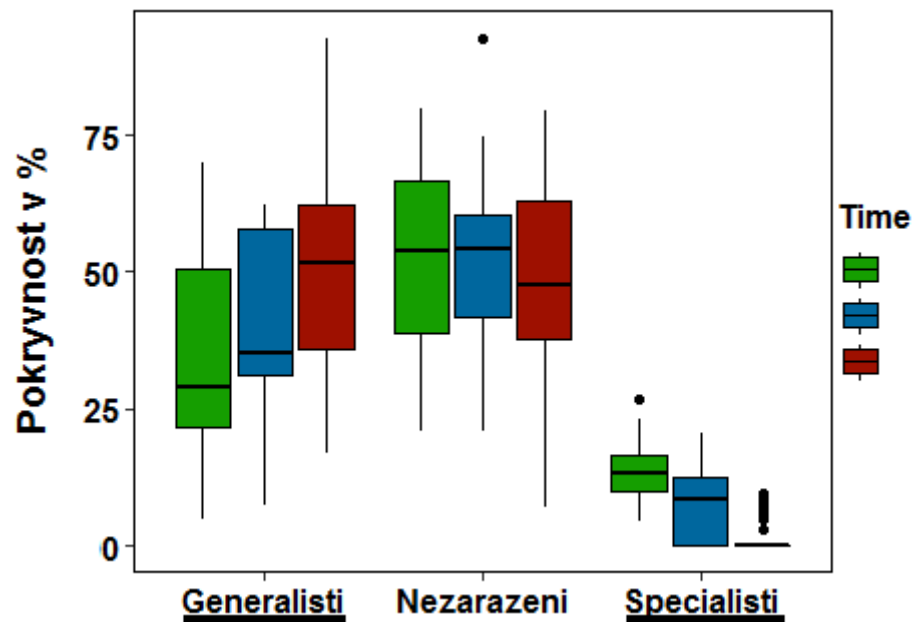
Obr. 41 Boxplot pokryvnosti funkčních typů. Průkazná změna v pokryvnosti nastala u skupiny Forb ($\chi^2 = 28.31$, $P < 0.001$) a mezi obdobími 1958x2019 ($P < 0.001$) a 1974x2019 ($P = 0.002$), Dwarf shrub ($\chi^2 = 8.84$, $P = 0.01$) a mezi obdobími 1958x2019 ($p = 0.016$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 42 Boxplot pokryvnosti Raunkiaerových životních forem. Průkazná změna v pokryvnosti nastala u Hemikryptofytů ($\chi^2 = 9.2$, $P = 0.009$) a to mezi obdobími 1958x1974 ($P = 0.012$) a 1958x2019 ($P = 0.011$), Chamaefytů ($\chi^2 = 8.3$, $P = 0.015$) a to mezi obdobími 1958x2019 ($p = 0.017$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 43 Boxplot pokryvnosti životních strategií. Statisticky významná změna v pokryvnosti nastala u C-kompetitor ($\chi^2 = 23.6$, $P < 0.001$) a to mezi obdobími 1958x 1974 a 1958x2019 ($P < 0.001$), CS-kompetitor/stres tolerátor ($\chi^2 = 27$, $P < 0.001$) a to mezi obdobími 1958x 1974 a 1958x2019 ($P < 0.001$), CSR-kompetitor/stres tolerátor/ruderál ($\chi^2 = 37$, $P < 0.001$) a to mezi všemi obdobími navzájem ($P < 0.001$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.



Obr. 44 Boxplot pokryvností dle Indexu ekologické specializace. Na základě velikosti Indexu ekologické specializace jsou definováni generalisté (<4) a specialisté (>6), skupina nezarazeni jsou v rozsahu hodnot 4–6. Průkazná změna v pokryvnosti Generalistů ($F = 9.4$, $P = 0.002$) a to mezi obdobími 1958x2019 ($P = 0.02$), Specialistů ($\chi^2 = 45$, $P < 0.001$) a to mezi všemi třemi obdobími navzájem ($P < 0.001$). Boxy zobrazují první kvartil, třetí kvartil a medián hodnot, vousy značí rozpětí a body jsou odlehlé hodnoty dále než 1,5 násobek mezikvartilového rozpětí.

5. Diskuze

Na úvod budu diskutovat typy zkreslení, které mou metodu doprovází. Relocation error nelze nikdy úplně vyloučit (Kapfer et al. 2017). Pro jeho redukci bylo použito všech dostupných informací o poloze snímku. Provedl jsem 3 opakování na snímek se snahou zachytit prostorovou heterogenitu místa přibližné polohy původního snímku. Analýza ukázala, že časová změna vegetace je větší než prostorová variabilita zaznamenaná všemi opakovanými snímky (Ross et al. 2010). Aby lépe vynikly trendy změn ve vegetaci, použil jsem nejrozdílnější opakované snímky od původních snímků na základě Bray-Curtis distance. Průkazné změny byly jak u nejpodobnějších snímků, tak při analýze se všemi původními snímky. Původní snímky z roku 1958 byly pořízeny začátkem července, snímky ze 70. let v období červenec-srpen. Já jsem provedl opakované snímkování v první půlce července, dle Vymazalové et al. (2012) je začátek léta pravděpodobně nejlepší období pro snímkování. Kvalita referenčních snímků je dle mého názoru vysoká, vede mě k tomu předpoklad, že autoři (Jiří Vicherek, František Krahulec) dosáhli mnoha akademických i vědeckých úspěchů (Skálová 2012; Chytrý 2014). Dalším zdrojem zkreslení je Observer bias, který je součástí všech fytoocenologických snímků a je téměř nemožné tuto chybu odstranit (Lloyd et al. 2016; Morrison et al. 2020). Pokusil jsem se ho eliminovat použitím devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (Westhoff & Maarel 1978), determinačního klíče (Kubát et al. 2002) a návštěvou Králického Sněžníku před samotným sběrem dat. Snímky z roku 1958 jsou jen z 8 míst (viz popis umístění snímků v příloze) a důvod jejich pořízení se mi nepodařilo zjistit. Zatímco snímky ze 70. let pokrývají rovnoměrněji prostor bezlesí, protože byly pořízeny za účelem diplomové práce o vegetaci na Králickém Sněžníku (Krahulec 1974). Rozdílné umístění i charakter rozprostření jednotlivých snímků v prostoru neumožňovaly porovnat je mezi sebou. Při analýze všech 3 období by vstupovalo příliš prostorové variability. Přesto jsem se pokusil analýzu všech 3 období provést, za použití vybraných snímků, které jsou prostorově a floristicky podobné. Výsledné analýzy všech 3 období jsou spíše orientační, přesto postihují trendy z předchozích analýz. Práce by šla vylepšit použitím profesionálního barometrického výškoměru a zopakováním více snímků. Ze 70. let jich existuje 39, já zopakoval 23 a v analýze použil 20 (vyřadil jsem snímky z prameniště). Bohužel zvolená

metoda 3 opakování na 1 původní snímek byla časově a organizačně náročná a nedovolila mi zopakovat všechny snímky. Roli hrála odlehlost Králického Sněžníku, absence finančně přijatelného ubytování a proměnlivé horské počasí. Výsledky z Expertního systému pro automatickou klasifikaci fytoocenologických snímků z České republiky ukazují, že ne každý snímek lze spolehlivě klasifikovat k dané asociaci. Lze pozorovat nárůst svazu brusnicové vegetace (TEF), který může mít spojitost s průkazným nárůstem pokryvnosti a frekvence *Vaccinium myrtillus*.

Mnou zvolená metoda je doprovázena vlivy zkreslující výsledky, které lze do určité míry eliminovat. Přesto by tento fakt neměl odrazovat, neboť historicky zaznamenané snímky vegetace jsou neocenitelným zdrojem pro výzkum globálních změn a měl by se co nejvíce využít (Verheyen et al. 2018). I přes mnohá omezení, které doprovází výsledky mé observační studie, lze odhadovat a snažit se interpretovat změny ve vegetaci alpského bezlesí Králického Sněžníku.

5.1 Homogenizace vegetace

V posledních desetiletích probíhá homogenizace vegetace nad horní hranicí lesa na Králickém Sněžníku. Snímky z roku 2019 jsou si podobnější než snímky z 50. a 70. let. Nasvědčují tomu průkazné výsledky analýzy (PERMDISP2) o taxonomické homogenizaci, na stejný trend poukazují menší elipsy standardní odchylky (SD) v NMDS diagramech, což odpovídá trendu homogenizace horské vegetace i z ostatních evropských pohoří (Jurasinski & Kreyling 2007; Britton et al. 2009; Odland et al. 2010; Ross et al. 2012; Czortek et al. 2018).

Od 50. let nastal průkazný pokles druhové bohatosti (alfadiverzity), neprůkazné snížení bylo zaznamenáno pro druhý soubor (1974x2019). To je ve shodě s pozorovaným úbytkem druhové bohatosti v nedalekých Jeseníkách (Bureš & Kočí 2010; Zeidler et al. 2014). Snížení druhové bohatosti doprovázené biotickou homogenizací zaznamenali v horské vegetaci Skotské vysočiny (Ross et al. 2012). Rozdílný trend, kdy homogenizace vegetace je doprovázená zvýšením alfadiverzity, se zaznamenal u subalpínských společenstev ve švýcarských Alpách (Matteodo et al. 2016) a alpské zóně Skotské vysočiny (Britton et al. 2009), v Norsku (Odland et al. 2010), alpských vrcholů (Jurasinski & Kreyling 2007), dokonce i na Mt. Taisetsu v Japonsku (Amagai et al. 2018).

Pokles druhové bohatosti se odráží v poklesu pokryvnosti funkční skupiny Forb a nárůstem pokryvnosti Graminoidů průkazných u obou souborů. Nárůst Graminoidů a

pokles pokryvnosti Forbů je dobrým indikátorem dopadů atmosférické depozice dusíku (Stevens et al. 2009). Atmosférická depozice dusíku je jedním z předních ohrožení alpinských stanovišť v České republice (Chytrý et al. 2019). Je zodpovědná za expanzi trav (*Avenella flexuosa*, *Calamagrostis villosa*) a ústup vzácných druhů v polských Krkonoších (Fabiszewski & Wojtun 2001). Dopadem depozice dusíku je snížení druhové bohatosti trávníků (Stevens et al. 2004; Roth et al. 2013). Subalpínské a alpinské trávníky jsou pravděpodobně náchylnější k negativním účinkům depozice dusíku, protože mají kratší vegetační období a obecně mělčí a na živiny chudší půdy (Bowman et al. 2012). Depozice atmosférického dusíku se pro Králický Sněžník udává 59 kg/ha/rok, 380–900 ppm/rok (Fabiszewski & Brej 2000). Přitom potenciální citlivost alpinské a subalpínské vegetace je na dávku dusíku 5–10 kg/ha/rok, při které se mění druhová kompozice a zvedá rostlinná produkce (Bowman et al. 2006; Bobbink et al. 2015). To ovšem nekorresponduje s výsledky Ellenbergových indikačních hodnot. Výsledky průměrných EIH živin v případě modifikovaného permutačního testu nezaznamenaly průkazné změny mezi obdobími, při použití párového Wilcoxonova testu byl zaznamenán průkazný pokles v řádu desetin (0.4). Snížení EIH živiny je dáno nárůstem druhů s nižšími nároky na dusík v půdě (*Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Luzula luzuloides subsp. rubella*), a také nižším počtem druhů rostlin ve snímcích a nemusí odrážet skutečné změny koncentrace prvku v prostředí (Zeidler et al. 2014). Průkazné snížení EIH reakce při použití párového Wilcoxonova testu může poukazovat na acidifikaci atmosférickou depozicí dusíku či spadu oxidů síry během 2. poloviny 20. století (Fabiszewski & Brej 2000).

V Pyrenejích atmosférická depozice dusíku spolu s globálním oteplováním zvyšuje druhovou bohatost vyšších rostlin subalpínské zóny, které jsou obhospodařovány extenzivní pastvou (Boutin et al. 2017). Ve vrcholových částech Králického Sněžníku se extenzivní pastva či travení přestaly uplatňovat od 70. let 19. století (Hošek 1963 in Kolář 2017). Dle Bureše (2013) jsou hlavními příčinami ztráty druhové diverzity vysokých poloh CHKO Jeseníky konec tradičního hospodaření a atmosférická depozice dusíku. Obnova pastvy v nedalekých Jeseníkách je spojena se zvýšením druhové bohatosti, vyšším uplatněním vzácných a ohrožených druhů a snížením pokryvnosti dominant jako je *Vaccinium myrtillus* a *Calamagrostis villosa* (Mrázková-Štýbnarová et al. 2020). Ochranařský management založený na extenzivní pastvě a travení pro vrcholové partie Králického Sněžníku by byl přínosný, ale dle mého názoru obtížně proveditelný. Králickým Sněžníkem probíhá státní hranice, dalším omezením je jeho

odlehlost a celkem intenzivní turistické využití (více jak 19 000 turistů v období 5/2011–11/2011 (Banaš & Zahradník 2012)), které bude v budoucnu zvýšeno obnovou vrcholové rozhledny (Ženatý 2019). Případný ochranný management by mohl vycházet z návrhu Hákové et al. (2004) a Vernerové (2018), kontinuální pastva od července do půlky září ovce v počtu 10 ks/ha. Doplněné kosením zejména nedopasků v letním období s odklizením biomasy v intervalu 1x za 1–3 roky a revizí vlivu managementu 1x za 3 roky (ibid.). Kosení, eventuálně pastva jsou uvedeny v plánu zásahů a opatření NPR Králický Sněžník (AOPK 2014), aktuálně by šlo management financovat v rámci PPK A (chráněná území) dotačním titulem A.1/A.2 (Směrnice MŽP č. 10/2017).

5.2 Homogenizace a změna druhového složení

Biotická homogenizace je také spojena s úbytkem vzácnějších a geograficky méně rozšířených druhů a jejich nahrazení menším počtem široce rozšířených generalistů (McKinney & Lockwood 1999). Tento patern je patrný i ve výsledcích mé práce. Poukazuje na něj zvýšení pokryvnosti generalistů a snížení pokryvnosti specialistů na základě Indexu ekologické specializace. Při hrubém dělení (generalisté <5, specialisté >5) byl trend průkazný u obou souborů snímků. Při dělení, které bylo navrženo Zelený & Chytrý (2019) (generalisté <4, specialisté >6, nezařazení 4–6), se výsledky od sebe lišily. Pro soubor (1958x2019) byl vidět statisticky nevýznamný nárůst pokryvnosti u generalistů a skupiny nezařazení, zatímco specialisté klesli z průměrné pokryvnosti 15 % na 0 (ze všech 45 opakovaných snímků byly 3 snímky s průměrnou pokryvností specialistů 4%). Pro soubor obsahující snímky ze 70. let bylo statisticky průkazné zvýšení pokryvnosti generalistů v průměru 21%, ale průkazné snížení pokryvnosti nezařazených v průměru o 16%, specialisté zmenšili svou pokryvnost z průměrných 5% na méně než 1%. Trend nárůstu generalistů na úkor specialistů je podobný v obou souborech. Rozdíly ve výsledcích mohou být způsobeny rozdílnou lokalizací snímků (z 50. let vrcholová část, ze 70. let vrchol, obvod vrcholu, lavinová dráha) i rozdílem v čase pořízení (16 let).

Dále na patern homogenizace vegetace, způsobené úbytkem specialistů a nahrazení generalisty, poukazují výsledky analýzy druhového složení. Druhy, které průkazně zvýšily svou frekvenci a pokryvnost v roce 2019, budu dále charakterizovat dle údajů z databáze Pladias (Wild et al 2019). Tyto druhy mají výškový výskyt od nížin, pahorkatin po subalpínský stupeň a hodnotou Indexu ekologické specializace pro nelesní vegetaci >4 (*Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Piceas abies*, *Calamagrostis*

villosa). Výjimkou je *Festuca supina*, ohrožený taxon (C3) vyskytující se v subalpínském stupni a s hodnotou indexu 5.5 (soubor 1958x2019). Druh s průkazným zvýšením frekvence a pokryvnosti pro oba soubory *Luzula luzuloides subsp. rubella* se v ČR vyskytuje v horách a subalpínském stupni, hodnota indexu není stanovena (*Luzula luzuloides* má 4.3). Všechny výše zmíněné druhy jsou běžnou součástí subalpínského stupně, ovšem vyznačují se generalistickými znaky. Některé druhy, které signifikantně snížily svou frekvenci a pokryvnost v roce 2019 ve srovnání se snímky z 50. let, odkazují na trend ustupujících specialistů. Jsou to ohrožené taxony hor a subalpínského stupně s hodnotou Indexu ekologické specializace pro nelesní vegetaci >6 (*Potentilla aurea*, *Hieracium alpinum*, *Viola lutea subsp. sudetica*). Dále subalpínské a horské druhy s nižší hodnotou Indexu ekologické specializace *Ligusticum mutellina* (5.4,C3), *Hieracium caesium* (4.4, C3) a *Homogyne alpina* (5). Další druhy do tohoto trendu nezapadají. Mají rozšíření od nížin po subalpínský stupeň a nižší hodnotou Indexu ekologické specializace *Calamagrostis arundinacea*(3.2), *Silene vulgaris* (3.9), *Festuca rubra* (5).

Do trendu nezapadají ani klesající druhy ze souboru (1974x2019). Jsou to druhy vyskytující se od podhůří po subalpínský stupeň a mají nižší hodnotou Indexu ekologické specializace *Senecio Hercinicus*(3.6), *Solidago virgaurea*(3.6), *Bistorta officinalis*(5.3), a vzácnější taxon *Veratrum album subsp. lobelianum* (4.3, C4a).

Jedním z dalších ohrožení stanovišť nad horní hranicí lesa v ČR jsou problematické původní druhy (Chytrý et al. 2019). Průkazné uplatnění některých druhů pro snímky z roku 2019 je ve shodě s pozorováním i z jiných míst. Uplatnění Graminoidů jako je *Avenella flexuosa* v Jeseníkách (Bureš & Kočí 2010; Zeidler et al. 2014), v Tatrách (Palaj & Kollár 2018), Krkonoších (Fabiszewski & Wojtun 2001) a *Calamagrostis villosa* ve Vysokých Sudetech (Fabiszewski & Brej 2000; Fabiszewski & Wojtun 2001). Dle Fabiszewskiho (2000; 2001) je nárůst těchto druhů na úkor mechorostů a lišejníků spojen s atmosférickou depozicí dusíku a acidifikací. Expanze *Calamagrostis villosa* v subalpínské vegetaci Krkonoš se na základě manipulativního experimentu vysvětluje dlouhodobou sukcesí po ukončení tradičního hospodaření spolu se zvýšenou dostupností dusíku (Hejcman et al. 2009).

Nárůst pokryvnosti *Vaccinium myrtillus* v Jeseníkách (Bureš & Kočí 2010; Zeidler et al. 2014) a Tatrách (Palaj & Kollár 2018). Zvyšující pokryvnost *Vaccinium myrtillus* má za následek snížení druhové bohatosti a homogenizaci vegetace (Boscutti et

al. 2018). V Jeseníkách se jednoznačně ukázal výrazný nárůst plochy s borůvkou na úkor dřívějších travníků doprovázené snížením druhové bohatosti (Bureš & Kočí 2010; Štencel 2019), tato expanze *Vaccinium myrtillus* není dosud přesvědčivě vysvětlena (Bureš 2014). K omezení expanze borůvky a podpoření travníků je v období 2017–2023 realizováno kosení na 25 ha NPR Praděd (Havíra et al. 2017; Štencel 2019).

Nárůst pokryvnosti *Piceas abies* odpovídá zjištění Koláře (2017) při studiu dynamiky horní hranice lesa Králického Sněžníku. Dle Koláře (2017) se vzestup horní hranice lesa vyznačuje vyšším počtem uchycených semenáčků i vyšší pokryvností smrku za posledních 30 let, a je pravděpodobně výsledkem zvyšujících se teplot. Podle Koláře (2017) podobnou dynamiku postupu horní hranice lesa směrem k bezlesí zaznamenal Treml et al. (2016) v Krkonoších a na Hrubém Jeseníku.

Druhy, které průkazně snížily svou frekvenci a pokryvnost, většinou patří mezi kvetoucí rostliny a odpovídají trendu snížení pokryvnosti funkční skupiny Forb. Významné snížení pokryvnosti *Bistorta officinalis* a nezaznamenaní *Veratrum album subsp. lobelianum* se projevilo i průkazným snížením pokryvnosti geofytů u souboru snímků 1974x2019. Pokles kvetoucích rostlin a konkurenčně slabších druhů se v Jeseníkách dává do souvislosti se silnou vrstvou nerozkládající se stařiny, která neumožňuje klíčení semen (Havíra et al 2017; Bureš & Kočí 2010). Tento stav způsobují změny po ukončení pastvy spolu se změnami půdních vlastností a aktivitou edafonu (Bureš & Kočí 2010). Zvyšující se teplota vlivem klimatických změn nepovede k rychlejší dekompozici opadu, zpomalovat ji bude snížená vlhkost půdy a nedostatečná izolace menší sněhové pokrývky (Gavazov 2010). Akumulace stařiny a pokles uchycování semen a druhové bohatosti po přerušení pastvy jsou známy z manipulativních experimentů (Galvánek & Lepš 2012). Na Malé Fatře je opuštění pastvy doprovázeno poklesem druhové bohatosti, s charakteristickým úbytkem kvetoucích rostlin a nárůstem borůvky a expanzivních trav (Kliment 2015). Na Králickém Sněžníku jsem silnější vrstvu stařiny zaznamenal, ovšem dle dostupných informací pastva a travení zde skončily už v 70. letech 19. století (Hošek 1963 in Kolář 2017), na rozdíl od Jeseníků, kde útlum hospodaření nastal v polovině 20. století (Štencel 2012). Lze se jen domýšlet, zda na akumulaci stařiny a s tím spojené změny vegetace, má na Králickém Sněžníku nejspíše vliv spad síry a dusíku v posledních desetiletích, nebo zda probíhalo dál občasné hospodaření ve vrcholové partii, které není v dostupných pramenech zaznamenáno.

Průkazná změna pokryvností CSR strategií dle Grima u souboru (1958x2019) se dá vysvětlit snížením druhové bohatosti, druhy s průkazně zvýšenou pokryvností *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Luzula luzuloides* ssp. *Rubella* a *Festuca supina* jakožto CS stratégů. Úbytek C stratégů je spojen s poklesem *Calamagrostis arundinacea* a *Festuca rubra*.

5.3 Změna v zastoupení ohrožených druhů

Frekvence výskytu ohrožených druhů v kategorii C1-C3 (Grulich 2017) je v období 2019 nejnižší. Většina ohrožených druhů, které jsem znovu nezaznamenal v opakovaných snímcích, byla nalezena ve floristických průzkumech z let 2002–2005 (Prausová et al. 2011). Výjimkou je *Poa alpina*, druh skalních štěrbin, který se v ČR vyskytuje už jen v několika lokalitách CHKO Jeseníky. Dle červeného seznamu CHKO Jeseníky je zařazen do kategorie E, kriticky ohrožené (Bureš 2013), a vyskytoval se ve 3 vrcholových snímcích z roku 1958. Druhy z vrcholových snímků z 50. let *Crepis conyzifolia* a *Thesium alpinum* floristické průzkumy nezaznamenaly, ovšem udávají se jako pravděpodobně přehlédnuté (Prausová et al. 2011). V nedalekých Jeseníkách se řadí mezi druhy ohrožené (kategorie V) a jejich úbytek je spojen s opuštěním pastvy a zvýšenou depozicí atmosférického dusíku (Bureš 2013). Níže budu diskutovat ohrožené druhy, obsažené v původních snímcích, ale mnou už v opakovaných snímcích nenalezené, a které zároveň uvádějí předchozí floristické inventarizace (Prausová et al. 2011). *Hypochaeris uniflora* a *Phleum alpinum*, ohrožené druhy (V) Jeseníků, kde jejich lokality zanikají v důsledku upuštění od pastvy (Bureš 2013). Oba dva druhy byly nalezeny na zbořeníštích bývalých turistických objektů vrcholové části Králického Sněžníku (Husek 2017). Do kategorie V - ohrožené druhy, dále spadá druh vyfoukávaných skal *Juncus trifidus* (Bureš 2013). *Juncus trifidus* byl zaznamenán na několika vrcholových snímcích z 50. let. Dále se na Králickém Sněžníku vyskytuje na Vlastovčích kamenech (Prausová et al. 2011, Krahulec 1974) a na jednom stanovišti v sutích lavinové dráhy (AOPK 2014). *Pilosella aurantiaca* a *Campanula barbata* dle Bureše (2013) v Jeseníkách ubývají, a to na lokalitách, kde dříve probíhala pastva a travení, ale zároveň apofytují kolem turistických cest, horských chat či jinak lidmi pozměněných biotopů. Proto jsou řazeny do kategorie LD - druhy méně ohrožené, vyžadující pozornost (Bureš 2013). *Campanula barbata* byl zaznamenán na několika vrcholových snímcích z 50. let. Dnes je na Králickém Sněžníku zaznamenávána v lemech loveckých chodníků, pod sochou slůněte (Prausová et al. 2011; AOPK 2014) a lokalitě na horním konci obce Dolní Morava v 710

m. n. m u lesní cesty (Šillerová 2016). *Huperzia selago* je druh v Jeseníkách apofytizující mimo nebezpečí (kategorie O), tedy ani vzácný a většinou ničím bezprostředně ohrožovaný (Bureš 2013). Nalezen byl na vrcholovém zbořeništi bývalé rozhledny císaře Viléma (Husek 2017). *Empetrum hermaphroditum*, druh vyžadující pozornost (kategorie I), v Jeseníkách místy ohrožen sešlapem turistů (Bureš 2013). Nalezen pouze ve snímku brusnicové vegetace ze 70. let. *Hieracium caesium* – tento ohrožený taxon, nalezený pouze ve vrcholových snímcích z 50. let, je dle Bureše (2013) v kategorii P - nejasné a sporné případy a je tedy nutná revize jeho výskytu, v Krkonoších je neznámý. V předchozích floristických průzkumech nebyly *Hieracium* sp. rozlišovány do druhů (Prausová et al. 2011; AOPK 2014).

Oproti původním snímkům jsem zaznamenal *Gnaphalium norvegicum* (C3). Tento druh byl nalezen i předchozími floristickými průzkumy (Prausová et al. 2011). Dle Bureše (2013) se mu v Jeseníkách daří v okolí horských chat a spadá dle červeného seznamu CHKO Jeseníky do kategorie vyžadující pozornost (LD). Znovu zaznamenané ohrožené druhy v roce 2019, byly uvedeny v přechodných floristických inventarizacích (Prausová et al. 2011) a lze je rozdělit do několika skupin. Druhy vyžadující pozornost a v CHKO Jeseníky často rostou na lidmi pozměněných biotopech (Bureš 2013). Jsou to: *Potentilla aurea*, *Viola lutea ssp. sudetica* nalezené i na zbořeništích bývalých turistických objektů (Husek 2017). Dále druhy mimo nebezpečí (kategorie O), které nejsou v nedalekých Jeseníkách ani vzácné a většinou ničím bezprostředně ohrožované (Bureš 2013). Jsou to rostliny *Festuca supina*, *Ligusticum mutellina*, *Carex bigelowii*, nalezené i na zbořeništích Králického Sněžníku (Husek 2017), a *Aconitum plicatum*. *Poa remota* patří v Jeseníkách mezi druhy vzácné (kategorie R), vyskytující se na několika lokalitách v malých populacích a nejsou bezprostředně ohroženy (Bureš 2013). *Hieracium alpinum agg.* je dle Bureše (2013) druh vzácný (kategorie V), který v Jeseníkách prokazatelně ubyl v důsledku snížené disturbance, zvýšené atmosférické depozice dusíku a nedostačeného zpracování mrtvé biomasy edafonem (zapojené metličkové a kostřavové trávníky s kompaktní vrstvou surového humusu) či okusu kamzíků.

V analýze frekvence ohrožených druhů jsem použil pouze nejvyšší kategorie C1–C3 červeného seznamu (Grulich 2017). Dále uvedu druhy kategorie C4a - vzácnější taxon vyžadující pozornost, protože existují indicie jejich ústupu (Grulich 2017). Většina těchto

druhů byla zaznamenána předchozími floristickými průzkumy (Prausová et al. 2011). Výjimkou je *Achillea millefolium ssp. Sudetica*, zaznamenaná ve vrcholovém snímku z roku 1958. V Jeseníkách je to druh ohrožený (kategorie V), kvůli ohrožení sběrem pro lékařské účely (Bureš 2013). *Cicerbita alpina*, *Ranunculus plataniifolius*, subalpínské vlhkomilné druhy kategorie LD, v Jeseníkách méně ohrožené, vyžadující pozornost (Bureš 2013), zaznamenané zejména ve snímcích z lavinové dráhy. Dalším druhem zaznamenaným na lavinové dráze je *Lilium martagon*, v Jeseníkách ohrožená (kategorie V) kvůli vykopávání a přesazování do zahrádek (Bureš 2013). *Veratrum album ssp. lobelianum* má v Jeseníkách širokou ekologickou amplitudu a spadá do kategorie I - vyžadující pozornost (Bureš 2013). Druhy zaznamenané v lavinové dráze jak v původních, tak mnou opakovaných snímcích jsou *Viola biflora* a *Doronicum austriacum*. Dle Bureše (2013) nejsou v Jeseníkách ohrožené, *Viola biflora* (kategorie LD) a *Doronicum austriacum* (kategorie O). Druhy z prameniště, zaznamenané v původních i opakovaných snímcích, jsou *Tephrosieris crispa* (O) a *Epilobium palustre* - kategorie LD (Bureš 2013). Pouze v opakovaném snímku z lavinové dráhy se vyskytovala *Salix silesiaca*. Tento subalpínský druh vlhkých sutí a sudetských karů je v CHKO Jeseníky mimo ohrožení (Bureš 2013). Nalezen byl také na vrcholových zbořeništích Králického Sněžníku (Husek 2017)

6. Závěr

Dlouhodobý, několik desetiletí trvající vývoj vegetace nad horní hranicí lesa Králického Sněžníku, se projevil ve změně diverzity. Rostlinná společenstva jsou si floristicky podobnější, tedy dochází k homogenizaci vegetace. Trend byl doprovázen snížením druhové bohatosti, což se projevilo ve výsledcích ostatních analýz. Významným projevem dlouhodobé změny byl nárůst pokryvnosti graminoidů a generalistů, vyskytujících se přirozeně v subalpínském stupni (*Luzula luzuloides ssp. rubella*, *Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Festuca supina*, *Vaccinium myrtillus*). Tyto druhy zvyšují svou pokryvnost i v ostatních pohořích. Vzdůstá také pokryvnost semenáčků smrku (*Picea abies*), což poukazuje na vzestup horní hranice lesa. Naopak poklesla pokryvnost specialistů a kvetoucích rostlin (funkční skupina forb). Příčiny těchto změn lze hledat, jako u ostatních hor, v atmosférické depozici dusíku, acidifikaci z druhé poloviny 20. století, sukcesi po opuštění tradičního hospodaření (pastva, travení). V neposlední řadě také klimatické změny a s tím spojené oteplování, nelze však prokázat expanzi druhů z nižších nadmořských výšek tak jako u výše položených pohoří (Gottfried et al. 2012; Steinbauer et al. 2018). Ubylo také ohrožených druhů, častěji těch ohroženějších podle regionálního červeného seznamu CHKO Jeseníky (např. *Thesium alpinum*, *Crepis conyzifolia*, *Poa alpina*, *Juncus trifidus*). Jejich úbytek se v Jeseníkách spojuje s atmosférickou depozicí dusíku a ústupem pastvy a travení (Bureš 2013). Znovu nalezené ohrožené druhy dle červeného seznamu CHKO Jeseníky jsou častěji méně ohrožené a mimo nebezpečí.

Hlavní předměty ochrany NPR Králický Sněžník, tedy alpínská a subalpínská rostlinná společenstva, se stávají unifikovanější, druhově chudší s převahou běžných horských druhů s generalistickými znaky a graminoidů. Ubývá kvetoucích druhů a specialistů, stejně tak regionálně ohroženějších, ochranářsky významných druhů. Tyhle změny jsou výsledkem faktorů, projevujících se v různé míře i v ostatních pohořích nad horní hranicí lesa v Evropě. Tento pro ochranu přírody negativní trend by šlo zmírnit vhodným ochranářským managementem. V Jeseníkách se kosení a obnova extenzivní pastvy v určitých lokalitách začala provozovat a přinesla první pozitivní výsledky (Vernerová 2018; Mrázková-Štýbnarová et al. 2020). Čas ukáže, zda se druhově chudší,

odlehlejší hraniční vrchol Králický Sněžník dočká vhodného managementu podobně jako lokality v Jeseníkách nebo Krkonoších. I přes absenci ochranného managementu a ponechání volnému vývoji, bude i do budoucna vhodným objektem pro studium dlouhodobých změn vegetace nad horní hranicí lesa.

7. Literatura

- Amagai Y, Kudo G, Sato K. 2018. Changes in alpine plant communities under climate change: Dynamics of snow-meadow vegetation in northern Japan over the last 40 years. *Applied Vegetation Science*. 21(4):561–571.
- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*. 9(6):683–693.
- AOPK ČR. 2014. Plán péče pro národní přírodní rezervaci Králický Sněžník a její ochranné pásmo na období 2014–2023. Available from:http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/ug_file.php?FULLTEXT_UPLOAD=&RECORD_ID=25291
- Bakker JP, Olf H, Willems JH, Zobel M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?. *Journal of Vegetation Science*. 7(2):147–156.
- Banaš M, Tremel V. 2001. Characteristics of Alpine Timberline in the Hruby Jeseník and Kralicky Sneznik Mountains. Abstrakt in: Stankovičová, H. (red.): Sborník abstraktů z vědecké konference doktorandů, Bratislava, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Komenského, nestr
- Banaš M, Zahradník D. 2012. Návštěvníci pod drobnohledem aneb monitoring návštěvnosti v Jeseníkách. *CAMPANULA*. 3(1):6
- Bobbink R, Tomassen H, Weijters M, van den Berg L, Strengbom J, Braun S, Hettelingh JP. 2015. Effects and empirical critical loads of nitrogen for Europe. In *Critical loads and dynamic risk assessments* (pp. 85–127). Springer, Dordrecht.
- Boutin M, Corcket E, Alard D, Villar L, Jiménez JJ, Blaix C, Pornon A. 2017. Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands. *Journal of Ecology*. 105(5):1199–1209.

- Bowman WD, Gartner JR, Holland K, Wiedermann M. 2006. Nitrogen critical loads for alpine vegetation and terrestrial ecosystem response: are we there yet?. *Ecological applications*. 16(3):1183–1193.
- Braun-Blanquet J. 1928. *Pflanzensoziologie*: J. Springer
- Britton AJ, Beale CM, Towers W, Hewison RL. 2009. Biodiversity gains and losses: evidence for homogenisation of Scottish alpine vegetation. *Biological conservation*. 142(8):1728–1739.
- Bureš L. & Kočí M. 2010. Problematika dlouhodobých změn flóry a vegetace subalpínského stupně Hrubého Jeseníku. – Ms. Správa CHKO Jeseníky, 115 pp. + příl.
- Bureš L. 2013. *Chráněné a ohrožené rostliny CHKO Jeseník*. Olomouc: Agentura Rubico, s.r.o.
- Bureš L. 2014. Antropicky podmíněné změny subalpínské vegetace Hrubého Jeseníku. *CAMPANULA Sborník referátů z konference k 45. výročí CHKO Jeseníky*. 31–41.
- Burg S, Rixen C, Stöckli V, Wipf S. 2015. Observation bias and its causes in botanical surveys on high-alpine summits. *Journal of Vegetation Science*. 26(1):191–200.
- Butchart SH, Walpole M, Collen B, Van Strien A, Scharlemann JP, Almond RE, Carpenter KE. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982):1164–1168.
- Cannone N. & Pignatti S. 2014. Ecological responses of plant species and communities to climate warming: upward shift or range filling processes?. *Climatic Change*. 123(2):201–214.
- Crimmins SM, Dobrowski SZ, Greenberg JA, Abatzoglou JT, Mynsberge AR. 2011. Changes in climatic water balance drive downhill shifts in plant species' optimum elevations. *Science*. 331(6015):324–327.
- Czortek P, Kapfer J, Delimat A, Eycott AE, Grytnes JA, Orczewska A, Jaroszewicz B. 2018. Plant species composition shifts in the Tatra Mts as a response to environmental change: a resurvey study after 90 years. *Folia geobotanica*. 53(3):333–348.
- Danihelka J, Chrtěk J, Kaplan Z. 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia* 84(3): 647–811.

- De Cáceres M. & Legendre P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. 90(12):3566–3574
- Dodd M, et al. 1995. Community stability: a 60-year record of trends and outbreaks in the occurrence of species in the Park Grass Experiment. *Journal of Ecology*. 83(2):277–285.
- Evangelista A, Frate L, Carranza ML, Attorre F, Pelino G, Stanisci A. 2016. Changes in composition, ecology and structure of high-mountain vegetation: a re-visitation study over 42 years. *AoB Plants*. 27(8):1–11
- Fabiszewski J. & Brej T. 2000. Contemporary habitat and floristic changes in the Sudeten Mts. *Acta societatis botanicorum Poloniae*. 69(3):215–222.
- Fabiszewski J. & Wojtuń B. 2001. Contemporary floristic changes in the Karkonosze Mts. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 70(3):237–245.
- Fischer A. & Klotz S. 1999. Zusammenstellung von Begriffen, die in der Vegetations-Dauerbeobachtung eine zentrale Rolle spielen. *Tuexenia* 19:10–12.
- Fischer M. & Stöcklin J. 1997. Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950–1985. *Conservation Biology*. 11(3):727–737.
- Galvánek D. & Lepš J. 2012. The effect of management on productivity, litter accumulation and seedling recruitment in a Carpathian mountain grassland. *Plant Ecology* 213(3):523–533.
- Gavazov KS. 2010. Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. *Plant and soil*. 337(1-2):19–32.
- Gobiet A, Kotlarski S, Beniston M, Heinrich G, Rajczak J, Stoffel M. 2014. 21st century climate change in the European Alps—a review. *Science of the Total Environment*. 493:1138–1151.
- Gottfried M, Pauli H, Futschik A, Akhalkatsi M, Barančok P, Alonso JLB, Krajčí J. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature climate change*. 2(2):111–115.
- Grabherr, G., Gottfried, M., and Pauli, H. (2010). Climate change impacts in alpine environments. *Geography Compass*, 4(8):1133–1153.
- Grulich V. 2017. Červený seznam cévnatých rostlin ČR. *Příroda*. . Praha. 35:75–132.
- Háková A, KlauDISOVÁ A, Sádlo J. 2004. Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. *Planeta*. 12(8):70–75.

- Havira et al. 2017. Projekt podpory biodiverzity horských biotopů v oblasti Pradědu 72(3):6–10.
- Hédl R. 2004. Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology*. 170(2):243–265.
- Hejcman M, Klaudivová M, Hejcmanova P, Pavlů V, Jones M. 2009. Expansion of *Calamagrostis villosa* in sub-alpine *Nardus stricta* grassland: Cessation of cutting management or high nitrogen deposition?. *Agriculture, ecosystems & environment*. 129(1-3):91–96.
- Hejný S. & Slavík B. 1988.[eds.] *Květena ČSR 1*. Praha: Academia.
- Hennekens SM, Schaminée JHJ. 2001. TURBOVEG , a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*. 589–591.
- Herben T. & Münzbergová Z. 2003. Zpracování geobotanických dat v příkladech. Data o druhovém složení.(Analysis of geobotany data in examples. I. Species composition data). Katedra botaniky PřF UK, Praha.
- Hošek E. 1963. Historický průzkum lesů, Lesní závod Hanušovice (LHC Branná, StaréMěsto a Králíky), Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Zvolen, pobočka Frýdek, Olomouc, 158 str.
- Husek V. 2017. Dlouhodobé změny vegetace zbořenišť na vrcholu Králického Sněžníku [bakalářská práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 34 s. 2 přílohy. Česky
- Chersich S, Rejšek K, Vranová V, Bordoni M, Meisina C. 2015. Climate change impacts on the Alpine ecosystem: an overview with focus on the soil – a review. *Journal of forest science*, 61(11):496–514.
- Chlapek J. 2007. Národní přírodní rezervace Králický Sněžník. *Ochrana přírody* 62(5):2–5.
- Chytrý M, et al. 2007. *Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková společenstva*. Praha: Academia.
- Chytrý M, et al. 2009. *Vegetace České republiky 2. Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace*. Praha: Academia.
- Chytrý M, et al. 2011. *Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace*. Praha: Academia.

- Chytrý M, et al. 2013. Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace. Praha: Academia.
- Chytrý M, Hájek M, Kočí M, Pešout P, Roleček J, Sádlo J, Grulich V. 2019. Red list of habitats of the Czech Republic. *Ecological Indicators*. 106:105446.
- Chytrý M, Tichý L, Dřevojan P, Sádlo J, Zelený D. 2018. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* 90(2):83–103.
- Chytrý M. & Rafajová M. 2003. Czech National Phytosociological Database : basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia*. 75(1):1–15.
- Chytrý M. 2014. Profesor Jiří Vicherek – příběh botanika v neklidných časech . *Živa*. 61(6):142 –143.
- Jahn A, et al. 1996. Masyw Śnieżnika - zmiany w środowisku przyrodniczym. Polska Agencja Ekologiczna S.A., Wydawnictwa PAE. 320p.
- Jeník J. 1961. Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. Praha: Československé akademie věd.
- Johnson DR, Ebert-May D, Webber PJ, Tweedie CE. 2011. Forecasting alpine vegetation change using repeat sampling and a novel modeling approach. *Ambio*. 40(6):693
- Jurasinski G. & Kreyling J. 2007. Upward shift of alpine plants increases floristic similarity of mountain summits. *Journal of Vegetation science*. 18(5):711–718.
- Kammer PM, Schob C, Choler P. 2007 Increasing species richness on mountain summits: upward migration due to anthropogenic climate change or re-colonisation? *Journal of Vegetation Science*. 18(2):301–306.
- Kapfer J, Hédli R, Jurasinski G, Kopecký M, Schei FH, Grytnes JA. 2017. Resurveying historical vegetation data– opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science*. 20(2):164–171.
- Klanderud K. & Birks HJB. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene* 13(1):1–6.
- Kliment J. 2015. Zmeny v druhovom zložení asociácie Homogyno alpinae-Nardetum po takmer 60 rokoch. *Bull. Slov. Bot. Spoločn.* 37(1):103–114.
- Kočí M, Chytrý M, Tichý L. 2003. Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification: a case study of subalpine tall-forb vegetation. *Journal of Vegetation Science*. 14(4):601–610.
- Kolář V. 2017. Dynamika horní hranice lesa na Králickém Sněžníku.[diplomová práce] Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf Univerzita Karlova.

- Körner C. 2003. Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer. 344 pp.
- Krahulec F. 1974. Vegetace kulminační části Králického Sněžníku. -- Diplomová práce, Ms. [depon. in: Knihovna Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty UK v Praze].
- Krahulec F. 1990. Alpine vegetation of the Králický Sněžník Mts. (The Sudeten Mts.) *Preslia*.62(4):307–322.
- Krause D. 2015 Morfologie a aktivita vybraných lavinových drah v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku.[diplomová práce] Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf Univerzita Karlova.
- Kubát K, Hrouda L, Chrtěk J jun., Kaplan Z, Kirschner J, Štěpánek J. 2002. Klíč ke květeně České republiky. Praha: Academia. 928 s.
- Laliberté E. & Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91(1): 299–305
- Lenoir J, Gégout JC, Marquet PA, De Ruffray P, Brisse H. 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*. 20(5884): 1768–1771.
- Matějka K. & Málková J. 2010. Long-term dynamics of plant communities in subalpine and alpine zone of the Eastern Giant Mts. *Opera Corcontica*. 47(1):123–138
- Matteodo M, Ammann K, Verrecchia EP, Vittoz P. 2016. Snowbeds are more affected than other subalpine–alpine plant communities by climate change in the Swiss Alps. *Ecology and evolution*. 6(19):6969–6982.
- McCain CM. & Colwell RK. 2011. Assessing the threat to montane biodiversity from discordant shifts in temperature and precipitation in a changing climate. *Ecology Letters*. 14(12):1236–1245.
- McKinney ML. & Lockwood JL. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*. 14(11):450–453.
- Michalcová Dana 2010. Co je to fytocenologický snímek. *Živa*. 57(6):265–266.
- Molau U. 2003. Overview: patterns in diversity. In *Alpine Biodiversity in Europe* (pp. 125–132). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Morrison LW, Bingham SN, Young CC. 2020. Inter-Observer Error in Wetland Vegetation Surveys. *Wetlands*. 40(2):249–258.

- Morrison LW. 2016. Observer error in vegetation surveys: a review. *Journal of Plant Ecology* 9(4):367–379.
- Mrázková-Štýbnarová M, Holec J, Štencel R, Kolářová M, Tyšer L, Látal O. 2020. Impact of Renewed Cattle Grazing on Floristic Composition in the Hrubý Jeseník Mountains. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. 68(2):335–342.
- Nilsson IN. & Nilsson SG. 1985. Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on islands: Error trend and betweenobserver variation when recording vascular plants. *Journal of Ecology*. 73:1–65.
- Noroozi J, Talebi A, Doostmohammadi M, Rumpf SB, Linder HP, Schneeweiss GM. 2018. Hotspots within a global biodiversity hotspot-areas of endemism are associated with high mountain ranges. *Scientific Reports*. 8(1):1–10.
- Odland A, Høitomt T, Olsen SL. 2010. Increasing vascular plant richness on 13 high mountain summits in southern Norway since the early 1970s. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*. 42(4):458–470.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R. et al. 2019. *vegan: Community Ecology Package*.
- Palaj A. & Kollár J. 2018. Changes in alpine vegetation over 50 years in the Western Tatras (Slovakia). *Ekológia (Bratislava)*. 37(2):122–133.
- Palaj A. & Kollár J. 2019. Changes in Snowbed Vegetation in the Western Carpathians Under Changing Climatic Conditions and Land Use in the Last Decades. *Ekológia (Bratislava)*. 38(4):318–335.
- Pauli H, Gottfried M, Dullinger S, Abdaladze O, Akhalkatsi M, Alonso JLB, Ghosn D. 2012. Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science*. 336(6079):353–355.
- Porro F, Tomaselli M, et al. 2019. Could plant diversity metrics explain climate-driven vegetation changes on mountain summits of the GLORIA network?. *Biodiversity and Conservation*. 28(13):3575–3596.
- Prach J. & Kopecký M. 2018. Landscape-scale vegetation homogenization in Central European sub-montane forests over the past 50 years. *Applied Vegetation Science*. 21(3):373–384.
- Prausová R, Kleinová H, Baťová I. 2011. Výsledky floristického průzkumu Národní přírodní rezervace Králický Sněžník v letech 2002-2005. *Vč. sb. příř. – Práce a studie*. 18:59–90.

- Quitt E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Brno: Academia. *Studia Geographica* 16, GgÚ ČSAV. p. 7
- Ross LC, Woodin SJ, Hester A, Thompson DB, Birks HJB. 2010. How important is plot relocation accuracy when interpreting re-visitation studies of vegetation change?. *Plant Ecology & Diversity*. 3(1):1–8.
- Ross LC, Woodin SJ, Hester AJ, Thompson DB, Birks HJB. 2012. Biotic homogenization of upland vegetation: patterns and drivers at multiple spatial scales over five decades. *Journal of vegetation science*. 23(4):755–770.
- Roth T, Kohli L, Rihm B, Achermann B. 2013. Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. *Agriculture, ecosystems & environment*. 178:121–126.
- Rumpf SB, Hülber K, Wessely J, Willner W, Moser D, Gattringer A, Dullinger S. 2019. Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. *Nature communications*. 10(1):1–9.
- Skálová H. 2012. František Krahulec – 60 let. *Živa*. 59(2):26–27.
- Směrnice MŽP č. 10/2017 pro poskytování finančních prostředků v rámci Programu péče o krajinu v letech 2018–2020.
- Smyčka J, Roquet C, Renaud J, Thuiller W, Zimmermann NE, Lavergne S. 2017. Disentangling drivers of plant endemism and diversification in the European Alps—A phylogenetic and spatially explicit approach. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*. 28:19–27.
- Speed JDM, Austrheim G, Hester AJ, Mysterud A. 2012. Elevational advance of alpine plant communities is buffered by herbivory. *Journal of Vegetation Science*. 23(4):617–625.
- Steinbauer MJ, Grytnes JA, Jurasinski G, Kulonen A, Lenoir J, Pauli H, Rixen C, Winkler M, Bardy-Durchhalter M, Barni E, et al. 2018. Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*. 556(7700):231–234
- Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO, Gowing DJ. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*. 303(5665):1876–1879.
- Stevens CJ, Maskell LC, Smart SM, Caporn SJM, Dise NB, Gowing DJG. 2009. Identifying indicators of atmospheric nitrogen deposition impacts in acid grasslands. *Biological Conservation*. 142(10):2069–2075.

- Šillerová A. 2016. Populační a stanovištní charakteristika zvonku vousatého (*Campanula barbata*) v oblasti alpického bezlesí Hrubého Jeseníku [Diplomová práce]. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 33 s.
- Štencl. 2012. Znovuobnovená pastva skotu na Švýcarském. *Ochrana přírody* 67(5):33–33.
- Štencl. 2019. Půl století CHKO Jeseníky aneb Jesenické proměny. *Ochrana přírody* 74(4):2–5.
- Theurillat JP, Guisan A. 2001. Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic change*. 50(1-2): 77–109.
- Tichý L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*. 13(3):451–453.
- Tichý L. 2005. New similarity indices for the assignment of relevés to the vegetation units of an existing phytosociological classification. *Plant ecology*. 179(1): 67–72.
- Treml V, Šenfeldr M, Chuman T, Ponocná T, Demková K 2016. Twentieth century treeline ecotone advance in the Sudetes Mountains (Central Europe) was induced by agricultural land abandonment rather than climate change. *Journal of Vegetation Science*. 27(6):1209–1221.
- Vacek et al. 2004. Plán péče o NPR Králický Sněžník. [depon. in: Knihovna AOPK ČR, Pardubice].
- Verheyen K, Bažány M, Čečko E, Chudomelová M, Closset-Kopp D, Czortek P, Fabšičová M. 2018. Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science*. 29(5):812–823.
- Vernerová Z. 2018. Pastva a její vliv na vegetaci v NPR Praděd. [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 36 s. Česky
- Vild O, Hédl R, Kopeck M, Szabó P, Suchánková S, Zouhar V. 2017. The paradox of long-term ungulate impact: increase of plant species richness in a temperate forest. *Applied vegetation science*. 20(2):282–292.
- Vittoz P, Dussex N, Wassef J, Guisan A. 2009. Diaspore traits discriminate good from weak colonisers on high elevation summits. *Basic and Applied Ecology*. 10(6):508–515
- Vymazalová M, Axmanová I, Tichý L. 2012. Effect of intra-seasonal variability on vegetation data. *Journal of Vegetation Science*. 23(5):978–984.

- Westhoff V. & Van der Maarel E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R. H. (ed.): Classification of plant communities. W. Junk, The Hague. 289–399.
- Wild J, Kaplan Z, Danihelka J, Petřík P, Chytrý M, Novotný P, Rohn M, Šulc V, Brůna J, Chobot K, Ekrt L, Holubová D, Knollová I, Kocián P, Štech M, Štěpánek J, Zouhar V. 2019. Plant distribution data for the Czech Republic integrated in the Pladias database. *Preslia* 91(1):1–24.
- Windmaier T. & Reisch C. 2013. Long-term study of an alpine grassland: local constancy in times of global change. *Alpine botany*. 123(1):1–6.
- Zahradník D. 2011. Klimato-fenologická srovnávací analýza tří stanovišť alpského bezlesí Vysokých Sudet na příkladu druhů *Calluna vulgaris* a *Vaccinium myrtillus* [Diplomová práce]. Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci, 61 stran, 14 příloh, česky.
- Zeidler M, Chmelinová B, Banaš M, Lešková M. 2014. Dlouhodobé změny subalpínské vegetace svahu Petrových kamenů v Hrubém Jeseníku. *Příroda*. Praha. 32:5–17.
- Zelený D. & Chytrý M. 2019. Ecological Specialization Indices for species of the Czech flora. *Preslia* 91(2):93–116.
- Zelený D. & Schaffers AP. 2012. Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*. 23(3):419–431.
- Zelený D. 2012. Poznámky k používání průměrných Ellenbergových indikačních hodnot při analýze vegetačních dat. In: *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha. 47:159–178
- Zmrhalová M. & Halda. 2008. Bryoflóra a lichenoflóra české strany Králického Sněžníku–úvod. *ACTA MUS. RICHNOV., SECT. NATUR.* 15(1):1–5
- Ženatý J. 2019. Na Králickém Sněžníku bude znovu rozhledna. Český rozhlas Pardubice [online]. [Internet]. Available from: <https://pardubice.rozhlas.cz/na-kralickem-snezniku-bude-znovu-rozhledna-7791142>

8. Přílohy

Příloha A: Fytocenologické snímky

Tabulka 1 Opakované fytocenologické snímky 2019 - 2. soubor.....	85
Tabulka 2 Původní fytocenologické snímky ze 70. let 20. století.....	88
Tabulka 3 Opakované fytocenologické snímky 2019 - 1. soubor.....	91
Tabulka 4 Původní snímky z 1958	92
Tabulka 5 Hlavičková data k opak. Fyt. snímků 2019 - 2. soubor.....	93
Tabulka 6 Hlavičková data k původním snímkům ze 70. let 20. století	95
Tabulka 7 Rozpis snímků (1974x2019) – 2. soubor	96
Tabulka 8 Hlavičková data opakovaných snímků z 2019- 1. soubor.....	96
Tabulka 9 Hlavičková data původní snímky z roku 1958.....	98

		64	65	66	67	68	69
Avenella flexuosa	E1
Calamagrostis villosa	E1	2b	2b	3	1	.	2b
Calluna vulgaris	E1
Festuca supina	E1
Bistorta officinalis	E1
Vaccinium myrtillus	E1	r	.	+	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	E1
Trientalis europaea	E1
Deschampsia cespitosa	E1	+	+	.	3	3	2b
Homogyne alpina	E1
Luzula luzuloides ssp. rubella	E1
Rubus idaeus	E1	+	+	+	+	r	.
Sorbus aucuparia	juv.
Picea abies	E2	.	1
Picea abies	juv.	1	.	+	r	+	.
Athyrium distentifolium	E1	+	1	+	+	+	+
Vaccinium uliginosum	E1
Nardus stricta	E1
Hieracium alpinum agg.	E1
Solidago virgaurea	E1
Potentilla aurea	E1
Carex bigelowii	E1
Polygonatum verticillatum	E1
Ligusticum mutellina	E1
Potentilla erecta	E1
Silene vulgaris	E1
Myosotis nemorosa	E1
Phyteuma spicatum	E1
Viola lutea ssp. sudetica	E1
Anthoxanthum odoratum agg.	E1
Rumex arifolius	E1	+	1	1	2m	2m	2m
Poa chaixii	E1	+	+
Aconitum plicatum	E1
Chrysosplenium alternifolium	E1
Epilobium palustre	E1
Festuca rubra	E1
Urtica dioica	E1
Doronicum austriacum	E1	+	r	.	1	+	+
Stellaria alsine	E1
Tephrosieris crispa	E1
Impatiens noli-tangere	E1
Calamagrostis arundinacea	E1
Oxalis acetosella	E1	+	+	+	+	+	+
Athyrium filix-femina	E1	.	+	+	.	+	+
Epilobium angustifolium	E1
Silene dioica	E1
Carex canescens	E1	2b	2b	3	.	+	.
Geranium robertianum	E1	r	.
Gnaphalium norvegicum	E1
Pulmonaria obscura	E1	r
Viola biflora	E1	.	.	.	+	+	+
Juncus inflexus	E1
Salix silesiaca	E1
Acer pseudoplatanus	juv.	.	r	.	.	r	.
Luzula sylvatica	E1	.	.	+	+	.	.

		408785	408782	408787	408788	408776	408772	408773	408771	465156	465155	465154	465151	465160	465158	465157	465159	408792	408790	408791	
Gnaphalium norvegicum	E1
Pulmonaria obscura	E1
Viola biflora	E1
Juncus inflexus	E1
Salix silesiaca	E1
Acer pseudoplatanus	juv.
Luzula sylvatica	E1
Huperzia selago	E1	+	.	r
Hypochaeris uniflora	E1	r
Empetrum hermaphroditum	E1	.	.	.	2
Anthoxanthum alpinum	E1	+
Cicerbita alpina	E1	r
Geranium sylvaticum	E1	r
Paris quadrifolia	E1	r
Ranunculus platanifolius	E1	+
Senecio hercynicus	E1	2	.	.	1	r
Veratrum album ssp. lobelianum	E1	+	r	r	2	1	+	+	1
Chaerophyllum hirsutum	E1	r
Crepis paludosa	E1	r
Senecio ovatus	E1	+
Dryopteris filix-mas	E1
Galeobdolon montanum	E1
Lilium martagon	E1
Anthriscus nitidus	E1
Stellaria nemorum	E1

		465163	465164	465165	465166
Avenella flexuosa	E1	.	r	.	.
Calamagrostis villosa	E1
Calluna vulgaris	E1
Festuca supina	E1
Bistorta officinalis	E1
Vaccinium myrtillus	E1
Vaccinium vitis-idaea	E1
Trientalis europaea	E1
Deschampsia cespitosa	E1
Homogyne alpina	E1
Luzula luzuloides ssp. rubella	E1
Rubus idaeus	E1	3	1	1	.
Sorbus aucuparia	juv.
Picea abies	E2
Picea abies	juv.
Athyrium distentifolium	E1	1	5	5	5
Vaccinium uliginosum	E1
Nardus stricta	E1
Hieracium alpinum agg.	E1
Solidago virgaurea	E1
Potentilla aurea	E1
Carex bigelowii	E1

		465163	465164	465165	465166
Polygonatum verticillatum	E1	.	.	r	.
Ligusticum mutellina	E1
Potentilla erecta	E1
Silene vulgaris	E1
Myosotis nemorosa	E1
Phyteuma spicatum	E1	1	+	+	.
Viola lutea ssp. sudetica	E1
Anthoxanthum odoratum agg.	E1
Rumex arifolius	E1	1	2	2	3
Poa chaixii	E1	.	r	.	.
Aconitum plicatum	E1
Chrysosplenium alternifolium	E1	.	+	.	.
Epilobium palustre	E1
Festuca rubra	E1
Urtica dioica	E1
Doronicum austriacum	E1	r	r	.	+
Stellaria alsine	E1
Tephrosia crista	E1
Impatiens noli-tangere	E1
Calamagrostis arundinacea	E1	3	r	.	+
Oxalis acetosella	E1
Athyrium filix-femina	E1
Epilobium angustifolium	E1	+	.	.	.
Silene dioica	E1	.	r	+	.
Carex canescens	E1
Geranium robertianum	E1
Gnaphalium norvegicum	E1
Pulmonaria obscura	E1
Viola biflora	E1
Juncus inflexus	E1
Salix silesiaca	E1
Acer pseudoplatanus	juv.
Luzula sylvatica	E1
Huperzia selago	E1
Hypochaeris uniflora	E1
Empetrum hermaphroditum	E1
Anthoxanthum alpinum	E1
Cicerbita alpina	E1	1	r	.	.
Geranium sylvaticum	E1	.	r	.	.
Paris quadrifolia	E1	1	1	.	.
Ranunculus platanifolius	E1	1	.	r	+
Senecio hercynicus	E1	1	1	+	.
Veratrum album ssp. lobelianum	E1
Chaerophyllum hirsutum	E1
Crepis paludosa	E1
Senecio ovatus	E1
Dryopteris filix-mas	E1	3	1	+	+
Galeobdolon montanum	E1	1	.	.	.
Lilium martagon	E1	1	r	r	.
Anthriscus nitidus	E1	.	r	.	.
Stellaria nemorum	E1	.	.	.	1

Tabulka 3 Opakované fytoocenologické snímky 2019 - 1. soubor

		70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92
Avenella flexuosa	E1	+	1	1	2a	+	1	1	2	2	+	+	+	1	1	+	1	1	+	1	2m	2m	1	1
Calamagrostis villosa	E1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	1	+	+	1	1	+
Calluna vulgaris	E1	3	4	3	3	4	3	2b	3	4	+	1	1	1	+	1	1	2	1	+	1	1	+	1
Festuca rubra	E1	1	.	.	+	+	+	.	+	+
Festuca supina	E1	2a	2b	3	3	2b	2a	2a	2b	2a	5	5	5	4	5	5	5	3	4	5	2b	2b	+	1
Luzula luzuloides ssp. rubella	E1	r	.	.	+	+	1	+	.	+	.	+	.	+	.	.
Vaccinium myrtillus	E1	2b	+	2a	1	+	2b	3	2b	+	.	.	+	1	+	+	+	1	+	1	3	3	3	3
Vaccinium vitis-idaea	E1	2b	+	+	+	2a	2a	1	2a	+	.	.	+	1	+	+	+	+	+	+	2b	3	3	2b
Homogyne alpina	E1	.	.	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Athyrium distentifolium	E1	r
Bistorta officinalis	E1	r	r	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+
Carex canescens	E1	+	+	+	+	+	+
Carex bigelowii	E1	+	r	.	.	r	.
Nardus stricta	E1	1
Deschampsia cespitosa	E1	+
Ligusticum mutellina	E1	r	.	r	.	.
Picea abies	juv.	+	.	.

		93	94	95	96	97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	
Avenella flexuosa	E1	2a	1	+	+	1	+	1	2a	1	2a	1	1	2a	2m	2m	2m	+	+	1	2a	+	+	
Calamagrostis villosa	E1	+	+	+	+	+	+	.	1	1	2a	+	2b	2a	+	1	2b	+	+	+	2m	+	+	
Calluna vulgaris	E1	+	3	+	.	4	3	2b	+	+	+	.	+	+	+	.	
Festuca rubra	E1	
Festuca supina	E1	2b	+	+	+	1	1	+	2b	2b	2a	2a	1	2a	3	
Luzula luzuloides ssp. rubella	E1	.	.	.	3	.	+	.	3	1	+	3	2b	2b	3	3	4	+	+	2b	3	.	+	
Vaccinium myrtillus	E1	2m	2b	4	3	.	3	3	1	3	3	+	2b	2m	2m	4	+	5	5	4	3	5	5	
Vaccinium vitis-idaea	E1	3	2b	2b	1	+	1	3	+	3	2b	.	2a	1	1	2m	+	
Homogyne alpina	E1	+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	.	+	+	
Athyrium distentifolium	E1	
Bistorta officinalis	E1	.	.	+	+	.	+	.	+	+	+	1	+	+	+	+	+	+	r	+	+	.	.	
Carex canescens	E1	
Carex bigelowii	E1	
Nardus stricta	E1	1	1	+	.	2m	2m	
Deschampsia cespitosa	E1	+	3	+	
Ligusticum mutellina	E1	+	.	.	r	r	
Picea abies	juv.	
Trientalis europaea	E1	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	.	r	+	+	.	.	
Sorbus aucuparia	juv.	r	
Rubus idaeus	E1	1	+	
Poa remota	E1	+	
Polygonatum verticillatum	E1	+	.	+	+	.	+	.	.	.	r	.	
Silene vulgaris	E1	r	+	+	.	.	
Potentilla erecta	E1	r	.	+	r	r	+	.	
Anthoxanthum odoratum	E1	r	.	.

Tabulka 5 Hlavičková data k opakovaným fytoocenologickým snímkům 2019 - 2. soubor

č. snímku	asociace	GPS	Datum	Nadmořská výška	Orientace	Sklon	Celková pokrývnost	E1 (%)	E0 (%)	E2 (%)	počet druhů	velikost snímku v m2
1	TEF02	N50°12'16.26" E016°51'04.68"	8.7.2019	1376	135	5	90	90	0	0	7	16
2	TEF03	N50°12'16.44" E016°51'04.8"	8.7.2019	1374	135	5	95	95	1	0	6	16
3	TEF03	N50°12'16.74" E016°51'04.92"	8.7.2019	1376	135	5	90	90	1	0	11	16
4	TEF03	N50°12'18.36" E016°51'03.6"	8.7.2019	1381	135	5	91	90	1	0	8	16
5	TEF03	N50°12'18.54" E016°51'04.14"	8.7.2019	1383	135	5	91	90	1	0	8	16
6	TEF03?	N50°12'18.9" E016°51'03.48"	8.7.2019	1385	135	5	95	90	5	0	9	16
7	TEF02	N50°12'21.72" E016°50'47.88"	8.7.2019	1402	180	10	95	9	0	0	7	16
8	TEF02	N50°12'21.6" E016°50'47.94"	8.7.2019	1399	180	10	100	100	0	0	5	16
9	TEF02	N50°12'21.6" E016°50'49.2"	8.7.2019	1401	180	10	95	95	1	0	6	16
10	TEF03	N50°12'31.2" E016°51'06.48"	8.7.2019	1402	45	15	100	95	5	0	9	16
11	TEF03	N50°12'29.76" E016°51'07.32"	8.7.2019	1403	45	15	90	85	5	0	9	16
12	TEF03	N50°12'29.94" E016°51'07.62"	8.7.2019	1402	45	15	95	95	0	0	8	16
13	AAA01	N50°12'25.08" E016°50'48.42"	9.7.2019	1421	180	10	95	85	10	0	8	16
14	AAA01	N50°12'25.14" E016°50'48.18"	9.7.2019	1419	180	10	95	90	5	0	8	16
15	ABA01	N50°12'25.62" E016°50'48.54"	9.7.2019	1422	180	10	95	90	95	0	8	16
16	TEF03?	N50°12'28.14" E016°50'47.64"	9.7.2019	1420	315	15	95	90	5	0	9	16
17	AAA01	N50°12'28.44" E016°50'47.76"	9.7.2019	1420	315	15	90	80	10	0	10	16
18	TEF03	N50°12'28.14" E016°50'47.46"	9.7.2019	1419	315	15	100	80	20	0	12	16
19	ABA01	N50°12'27.3" E016°50'54.72"	9.7.2019	1420	x	0	95	95	0	0	11	16
20	TEF03	N50°12'27.24" E016°50'54.54"	9.7.2019	1423	x	0	96	95	1	0	12	16
21	ABA01	N50°12'26.52" E016°50'54.54"	9.7.2019	1422	x	0	95	95	0	0	6	16
22	TEF03?	N50°12'29.28" E016°50'53.4"	9.7.2019	1422	338	5	80	75	5	0	8	16
23	TEF01	N50°12'30.6" E016°50'53.04"	9.7.2019	1418	338	5	100	95	25	0	6	16
24	TEF03?	N50°12'30.72" E016°50'53.64"	9.7.2019	1418	338	5	95	95	0	0	9	16
25	TEF03?	N50°12'23.82" E016°50'55.32"	9.7.2019	1415	180	1	90	90	0	0	9	16
26	SAD01?	N50°12'23.64" E016°50'55.92"	9.7.2019	1415	180	1	85	85	0	0	6	16
27	TEF03?	N50°12'23.94" E016°50'56.82"	9.7.2019	1413	180	1	85	85	0	0	8	16
28	ABB01?	N50°12'24.18" E016°50'57.84"	9.7.2019	1415	135	5	85	85	0	0	11	16
29	ABB01?	N50°12'24.18" E016°50'57.6"	9.7.2019	1415	135	5	85	85	0	0	10	16
30	TEF03?	N50°12'24.84" E016°50'57.3"	9.7.2019	1416	135	5	85	85	0	0	10	16
31	TEF03?	N50°12'18.66" E016°50'59.34"	9.7.2019	1376	180	10	85	85	0	0	12	16
32	AAA02?	N50°12'18.66" E016°50'58.68"	9.7.2019	1379	180	10	80	80	0	0	8	16
33	ADA03?	N50°12'18.96" E016°50'59.16"	9.7.2019	1378	180	10	75	75	0	0	10	16
34	XEA04?	N50°12'16.8" E016°50'57.66"	9.7.2019	1359	180	30	90	90	0	0	10	16
35	TEF03	N50°12'16.8" E016°50'58.14"	9.7.2019	1361	180	30	90	90	0	0	9	16
36	TEF03?	N50°12'16.98" E016°50'57.42"	9.7.2019	1357	180	30	80	80	0	0	13	16
37	TEF03?	N50°12'19.92" E016°50'41.82"	10.7.2019	1382	225	10	70	70	0	0	8	16
38	ADA03?	N50°12'20.16" E016°50'42.36"	10.7.2019	1385	225	10	80	80	0	0	9	16
39	TEF03	N50°12'20.16" E016°50'41.82"	10.7.2019	1384	225	10	75	75	0	0	9	16
40	SAD01?	N50°12'20.64" E016°50'38.16"	10.7.2019	1382	225	5	85	85	0	0	8	16

č. snímku	asociace	GPS	Datum	Nadmořská výška	Orientace	Sklon	Celková pokrývnost	E1 (%)	E0 (%)	E2 (%)	počet druhů	velikost snímku v m ²
41	TEF03?	N50°12'20.46" E016°50'37.98"	10.7.2019	1381	225	5	90	90	0	0	10	16
42	SAD01?	N50°12'20.46" E016°50'37.8"	10.7.2019	1379	225	5	80	80	0	0	5	16
43	ADA03?	N50°12'18.18" E016°50'36.6"	10.7.2019	1348	180	10	90	90	0	0	8	16
44	ADA03?	N50°12'18.12" E016°50'36.06"	10.7.2019	1351	180	10	85	85	0	0	8	16
45	SAD01?	N50°12'18.12" E016°50'36.84"	10.7.2019	1351	180	10	70	70	0	0	7	16
46	ADA03?	N50°12'19.5" E016°50'40.14"	10.7.2019	1377	225	10	85	85	0	0	15	16
47	SAD01?	N50°12'19.8" E016°50'41.04"	10.7.2019	1376	225	10	85	85	0	0	9	16
48	TEF03?	N50°12'19.74" E016°50'40.32"	10.7.2019	1374	225	10	75	75	0	0	10	16
49		N50°12'18.96" E016°50'34.44"	10.7.2019	1361	180	5	85	85	2	0	11	16
50		N50°12'19.08" E016°50'34.74"	10.7.2019	1361	180	5	80	75	5	0	10	16
51		N50°12'19.14" E016°50'34.8"	10.7.2019	1363	180	5	80	75	5	0	14	16
52		N50°12'18.3" E016°50'35.28"	10.7.2019	1352	180	16	85	85	5	0	12	16
53		N50°12'18.24" E016°50'35.46"	10.7.2019	1354	180	16	80	75	5	0	12	16
54		N50°12'18.48" E016°50'35.34"	10.7.2019	1356	180	16	70	70	1	0	9	16
55		N 50° 12' 17.64" E 016° 50' 35.52"	10.7.2019	1344	180	16	90	85	15	0	10	16
56		N50°12'17.64" E016°50'35.46"	10.7.2019	1343	180	10	90	90	2	0	9	16
57		N50°12'17.52" E016°50'35.52"	10.7.2019	1343	180	10	90	90	0	0	8	16
58	TEF02	N50°12'12" E016°50'50.58"	11.7	1252	180	25	85	80	10	0	8	16
59	TEF02	N50°12'12.06" E016°50'50.76"	11.7	1252	180	25	75	70	20	0	8	16
60	TEF02	N50°12'11.76" E016°50'50.7"	11.7	1250	180	25	90	70	30	15	8	16
61	TEF02	N50°12'06" E016°50'45.06"	11.7	1170	180	20	70	60	25	30	10	16
62	TEF02	N50°12'06" E016°50'44.88"	11.7	1169	180	20	60	45	45	0	17	16
63	XEA04?	N50°12'06.24" E016°50'45.18"	11.7	1172	180	20	70	40	30	0	17	16
64	XEA04?	N50°12'04.32" E016°50'42.36"	11.7	1150	180	15	80	40	50	0	12	16
65	XEA04?	N50°12'04.02" E016°50'42.84"	11.7	1150	180	15	90	45	60	10	12	16
66	XEA04?	N50°12'04.02" E016°50'42.36"	11.7	1149	180	15	90	80	20	0	10	16
67	ADE02?	N50°12'00.66" E016°50'39.18"	11.7	1125	180	5	80	70	40	0	10	16
68	ADD01?	N50°12'00.42" E016°50'38.34"	11.7	1123	180	5	75	70	20	0	12	16
69	ADE02?	N50°12'00.36" E016°50'38.46"	11.7	1123	180	5	70	45	60	0	8	16

Poznámka: Otazník (?) značí snímky s průměrnou hodnotou FPMI indexu 23.43.

Tabulka 6 Hlavičková data k původním snímkům ze 70. let 20. století

č. snímku	asociace	Datum	Nadmořská výška	Orientace	Sklon	Celková pokrývnost	E1(%)	E0(%)	počet druhů	velikost snímku v m ²	autor
408785	TEF03	10.8.1974	1375	135	5	x	100	30	12	16	Krahulec
408782	TEF03	10.8.1974	1380	135	5	x	10	1	11	16	Krahulec
408787	TEF03	5.7.1973	1400	360	10	x	100	0	8	20	Krahulec
408788	TEF02	6.7.1975	1400	45	15	x	60	75	10	10	Krahulec
408776	ABA01	3.8.1974	1422	360	10	x	60	50	12	12	Krahulec
408772	ABA01	5.7.1973	1420	315	15	x	45	20	12	10	Krahulec
408773	ABA01	24.8.1974	1423	x	0	x	100	0	8	16	Krahulec
408771	ABA01	3.8.1974	1420	338	5	x	60	20	12	16	Krahulec
465156	ADA02?	24.8.1974	1415	180	1	x	100	0	10	16	Krahulec
465155	TEA01?	8.7.1973	1415	135	5	x	100	0	8	16	Krahulec
465154	ADA03?	3.8.1974	1375	180	10	x	100	0	12	16	Krahulec
465151	ADA03?	5.7.1973	1360	180	30	x	75	0	22	16	Krahulec
465160	ADA02?	24.8.1974	1380	225	10	x	100	0	8	16	Krahulec
465158	ADA01?	24.8.1974	1380	225	5	x	100	0	7	12	Krahulec
465157	ADA03	3.7.1973	1350	180	0	x	90	0	17	20	Krahulec
465159	ADA02?	24.8.1974	1375	225	10	x	100	0	10	12	Krahulec
408792		17.8.1974	1360	360	5	x	60	70	7	2	Krahulec
408790		17.8.1974	1345	360	5	x	60	50	5	2	Krahulec
408791		17.8.1974	1345	360	5	x	40	80	5	1	Krahulec
465163	ADE01	15.7.1971	1250	180	25	x	90	5	17	16	Krahulec
465164	ADD01?	5.7.1973	1170	180	20	x	100	0	18	16	Krahulec
465165	ADE02	5.7.1973	1150	180	15	x	100	0	11	16	Krahulec
465166	ADE02	8.7.1974	1125	180	5	x	100	0	7	16	Krahulec

Poznámka: Otazník (?) značí snímky s průměrnou hodnotou FPFÍ indexu 25.45.

Tabulka 7 Původní a opakované snímky, zvýrazněné= nejrozdílnější snímky, pram.=prameniště - nepoužité v analýze

Svaz	původní			opakované
TEF	408785	1	<u>2</u>	3
TEF	408782	4	<u>5</u>	6
TEF	408787	7	<u>8</u>	9
TEF	408788	10	<u>11</u>	<u>12</u>
ABA	408776	13	<u>14</u>	15
ABA	408772	16	<u>17</u>	18
ABA	408773	19	<u>20</u>	21
ABA	408771	22	23	<u>24</u>
ADA	465156	25	26	<u>27</u>
ADA	465155	28	<u>29</u>	30
ADA	465154	31	<u>32</u>	33
ADA	465151	<u>34</u>	35	36
ADA	465160	<u>37</u>	38	39
ADA	465158	40	41	<u>42</u>
ADA	465157	<u>43</u>	44	45
ADA	465159	46	47	<u>48</u>
pram.	408792	49	50	51
pram.	408790	52	53	54
pram.	408791	55	56	57
ADE	465163	58	<u>59</u>	60
ADE	465164	61	<u>62</u>	63
ADE	465165	<u>64</u>	65	66
ADE	465166	67	<u>68</u>	69

Tabulka 8 Hlavičková data opakovaných snímků z 2019- 1. soubor

č. snímku	asociace	GPS	Datum	Nadmořská výška	Orientace	Sklon	Celková pokrývnost	E1 (%)	E0 (%)	počet druhů	velikost snímku v m2
70	TEF01	N50°12'23.2" E016°50'45.11"	17.7.2019	1408	180	5	90	90	3	8	25
71	TEF01	N50°12'23.7" E016°50'45.3"	17.7.2019	1412	180	5	85	85	2	6	25
72	TEF01	N50°12'23.7" E016°50'45.6"	17.7.2019	1414	180	5	90	90	2	7	25
73	TEF01	N50°12'24.0" E016°50'46.4"	17.7.2019	1414	180	5	90	90	1	9	25
74	TEF01	N50°12'24.0" E016°50'46.7"	17.7.2019	1414	180	5	90	90	0	9	25
75	TEF01	N50°12'24.1" E016°50'47.7"	17.7.2019	1415	180	5	90	90	0	8	25
76	TEF03	N50°12'24.3" E016°50'47.7"	17.7.2019	1419	180	5	85	85	3	8	25
77	TEF01	N50°12'24.4" E016°50'47.6"	17.7.2019	1420	180	5	90	85	5	9	25
78	TEF01	N50°12'24.4" E016°50'47.4"	17.7.2019	1420	180	5	85	85	2	8	25
79	ABB01?	N50°12'25.7" E016°50'54.1"	17.7.2019	1418	x	0	100	100	0	6	25
80	ABB01?	N50°12'25.7" E016°50'54.3"	17.7.2019	1418	x	0	95	95	0	6	25
81	AAA02?	N50°12'25.5" E016°50'54.2"	17.7.2019	1417	x	0	100	100	0	8	25
82	AAA02?	N50°12'25.3" E016°50'54.3"	17.7.2019	1416	x	0	100	100	0	9	25
83	AAA02?	N50°12'25.3" E016°50'55.1"	17.7.2019	1415	x	0	95	95	0	10	25
84	AAA02?	N50°12'25.4" E016°50'55.2"	17.7.2019	1415	x	0	100	100	0	10	25
85	AAA02?	N50°12'25.3" E016°50'55.2"	17.7.2019	1415	x	0	95	95	0	9	25
86	ABA01	N50°12'25.2" E016°50'55.6"	17.7.2019	1415	x	0	85	85	0	11	25
87	ABA01	N50°12'25.2" E016°50'55.8"	17.7.2019	1415	x	0	90	90	0	10	25

č. snímku	asociace	GPS	Datum	Nadmořská výška	Orientace	Sklon	Celková pokrývnost	E1 (%)	E0 (%)	počet druhů	velikost snímku v m ²
89	TEF03	N50°12'26.6" E016°50'56.9"	17.7.2019	1418	135	0	90	90	3	9	25
90	TEF03	N50°12'27.0" E016°50'56.3"	17.7.2019	1420	135	0	95	90	5	12	25
91	TEF03	N50°12'23.6" E016°50'50.8"	17.7.2019	1416	203	5	95	95	0	8	25
92	TEF03	N50°12'23.4" E016°50'49.0"	17.7.2019	1415	203	5	90	85	5	8	25
93	AAA02?	N50°12'23.5" E016°50'48.2"	17.7.2019	1416	203	5	95	95	0	8	25
94	TEF01	N50°12'23.5" E016°50'47.9"	17.7.2019	1415	203	5	90	90	5	6	25
95	TEF03	N50°12'23.6" E016°50'47.7"	17.7.2019	1415	203	5	95	95	2	8	25
96	TEF03	N50°12'23.5" E016°50'47.6"	17.7.2019	1416	203	5	90	90	2	8	25
97	TEF01	N50°12'21.9" E016°51'00.1"	18.7.2019	1408	180	20	80	80	0	8	25
98	AAA02?	N50°12'21.9" E016°51'00.5"	18.7.2019	1412	180	20	85	85	0	9	25
99	TEF02	N50°12'22.0" E016°51'00.7"	18.7.2019	1411	180	20	85	85	5	6	25
100	TEF03?	N50°12'23.1" E016°50'41.8"	16.7.2019	1402	225	5	85	85	0	13	25
101	TEF03	N50°12'23.7" E016°50'43.3"	16.7.2019	1399	225	5	95	95	0	10	25
102	TEF03	N50°12'23.5" E016°50'43.0"	16.7.2019	1401	225	5	95	95	0	11	25
103	TEF03?	N50°12'21.9" E016°50'58.5"	16.7.2019	1403	180	15	90	90	0	11	25
104	TEF03?	N50°12'21.9" E016°50'58.3"	16.7.2019	1402	180	15	85	85	0	14	25
105	TEF03?	N50°12'21.8" E016°50'58.0"	16.7.2019	1398	180	15	85	85	0	12	25
106	AAA02?	N50°12'21.6" E016°50'57.7"	16.7.2019	1397	180	15	90	90	0	11	25
107	TEF03	N50°12'21.9" E016°50'57.2"	16.7.2019	1402	180	15	95	95	0	7	25
108	ADA01?	N50°12'21.9" E016°50'57.0"	16.7.2019	1399	180	15	85	85	0	8	25
109	TEF02	N50°12'21.9" E016°50'45.2"	18.7.2019	1401	180	20	100	100	0	6	25
110	TEF03	N50°12'22.0" E016°50'45.1"	18.7.2019	1402	180	20	95	95	0	6	25
111	TEF03	N50°12'22.1" E016°50'45.2"	18.7.2019	1402	180	20	85	85	0	7	25
112	TEF03	N50°12'21.9" E016°50'45.3"	18.7.2019	1398	180	20	85	85	1	9	25
113	TEF02	N50°12'22.3" E016°50'45.0"	18.7.2019	1401	180	20	95	95	3	5	25
114	TEF02	N50°12'22.4" E016°50'45.3"	18.7.2019	1403	180	20	95	95	1	6	25

Poznámka: Otazník (?) značí snímky s průměrnou hodnotou FPMI indexu 23.

Tabulka 9 Hlavičková data původní snímky z roku 1958

č. snímku	asociace	Datum	Nadmořská výška	Orientace	Sklon	Celková pokrývnost	E1 (%)	E0 (%)	počet druhů	velikost snímku v m2
417617	TEF01	25.7.1958	1420	180	5	x	80	50	9	25
417618	TEF01	25.7.1958	1420	180	5	x	80	40	8	25
417619	TEF01	25.7.1958	1420	180	5	x	90	50	8	25
417620	ADA01?	25.7.1958	1415	x	0	x	90	50	12	25
417621	ABA01	25.7.1958	1415	x	0	x	100	10	12	25
417622	ABB01?	25.7.1958	1415	x	0	x	100	20	14	25
417623	ADA01?	25.7.1958	1420	x	0	x	90	2	24	25
417624	TEF01	25.7.1958	1415	203	5	x	80	40	8	25
417625	TEF01	25.7.1958	1415	203	5	x	70	50	9	25
417626	ADA03?	25.7.1958	1400	180	20	x	100	10	23	25
417635	AAA02?	26.5.1958	1415	225	15	x	80	60	11	20
417627	ADA03	25.7.1958	1400	180	15	x	100	0	16	25
417628	ADA03?	25.7.1958	1400	180	20	x	90	0	16	25
417633	ADA01?	25.7.1958	1400	180	20	x	90	20	17	25
417634	TEF03	25.7.1958	1400	180	5	x	80	20	17	25

Poznámka: Otazník (?) značí snímky s průměrnou hodnotou FPMI indexu 31

Rozpis původní a opakované snímky, zvýrazněné= nejrozdílnější snímky

Král. Sněžník, cca 200 m JJZ od býv. rozhledny na vrcholu

Původní snímky: 417617; 417618; 417619

Opakované snímky: 70,71,72,73,74,75,76,77,78

vrchol Kralického Sněžníku (rovinatá část)

Původní snímky: 417620; 417621; 417622

Opakované snímky: 79,80,81,82,83,84,85,86,87

Král. Sněžník, cca 150 m VJV od bývalé rozhledny na vrcholu

Původní snímek: 417623

Opakované snímky: 88,89,90

Král. Sněžník, cca 100 m J od býv. rozhledny na vrcholu

Původní snímky: 417624; 417625

Opakované snímky: 91,92,93,94,95,96

Král. Sněžník, cca 300 m JV od bývalé rozhledny na vrcholu

Původní snímek: 417626

Opakované snímky: 97,98,99

Král. Sněžník, cca 200 m ZJZ od vrcholu u státní hranice

Původní snímek: 417635

Opakované snímky: 100,101,102

Král. Sněžník, J svah, nad pramenem Moravy

Původní snímky: 417627; 417628

Opakované snímky: 103,104,105,106,107,108

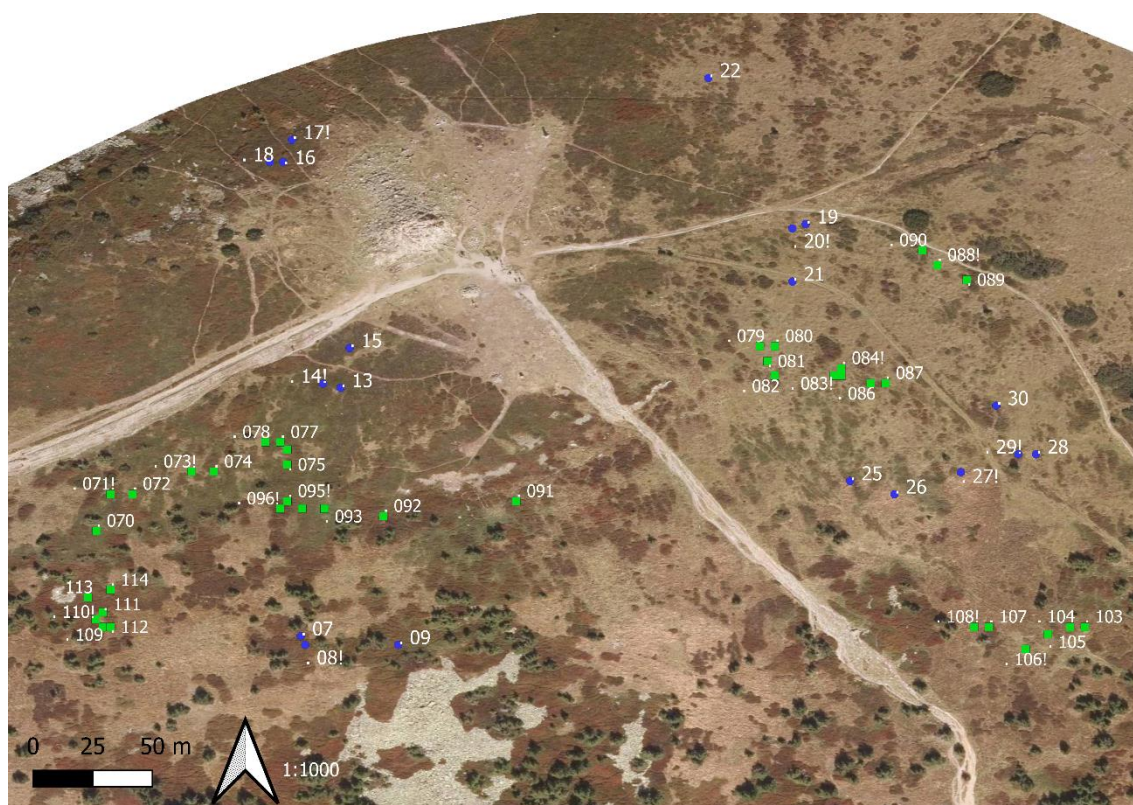
Král. Sněžník, cca 200 m JZ od vrcholu

Původní snímky: 417634, 417633

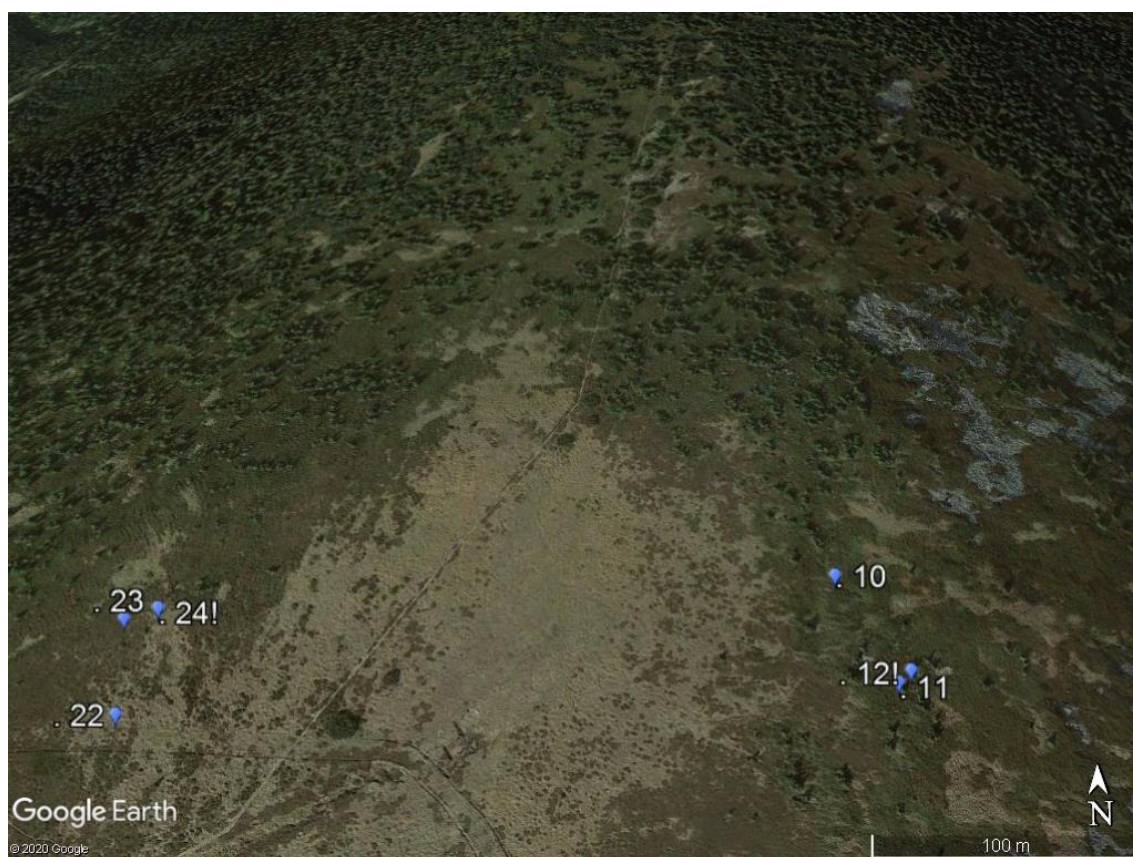
Opakované snímky: 109,110,111, 112,113,114

Příloha B: Ortofotosnímky

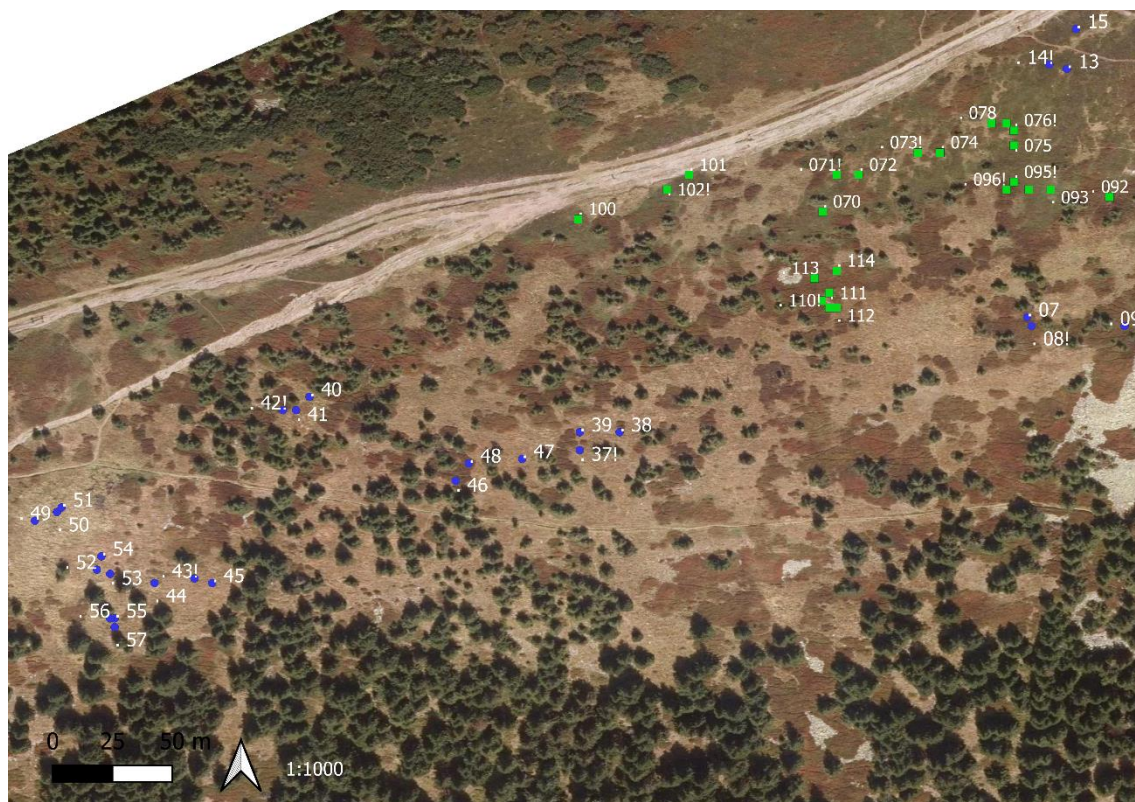
Obrázek 1 Vrchol Králického Sněžníku.....	100
Obrázek 2 Vrchol Králického Sněžníku.....	100
Obrázek 3 JZ svah Králického Sněžníku,	101
Obrázek 4 Jižní svah Králického sněžníku, snímky.....	101
Obrázek 5 Lavinová dráha,	102
Obrázek 6 Lavinová dráha,	102



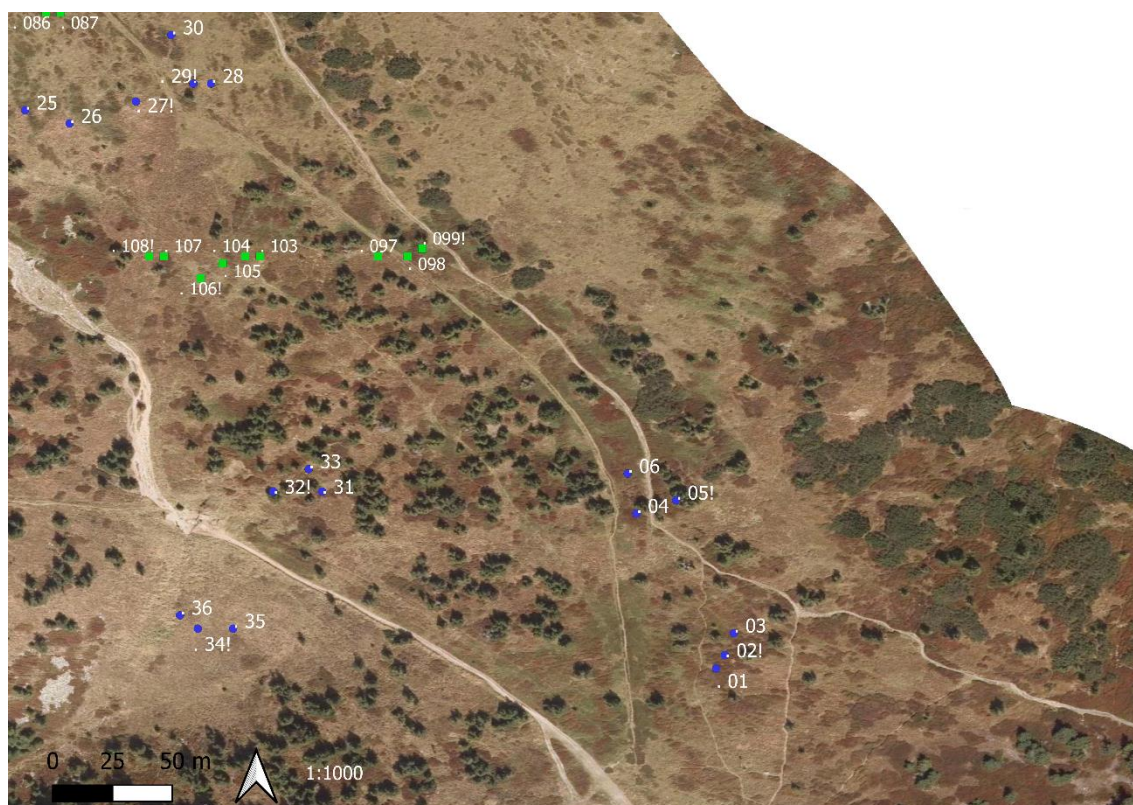
Obrázek 1 Vrchol Králického Sněžníku, snímky (!) byly použity v analýze. (ČÚZK)



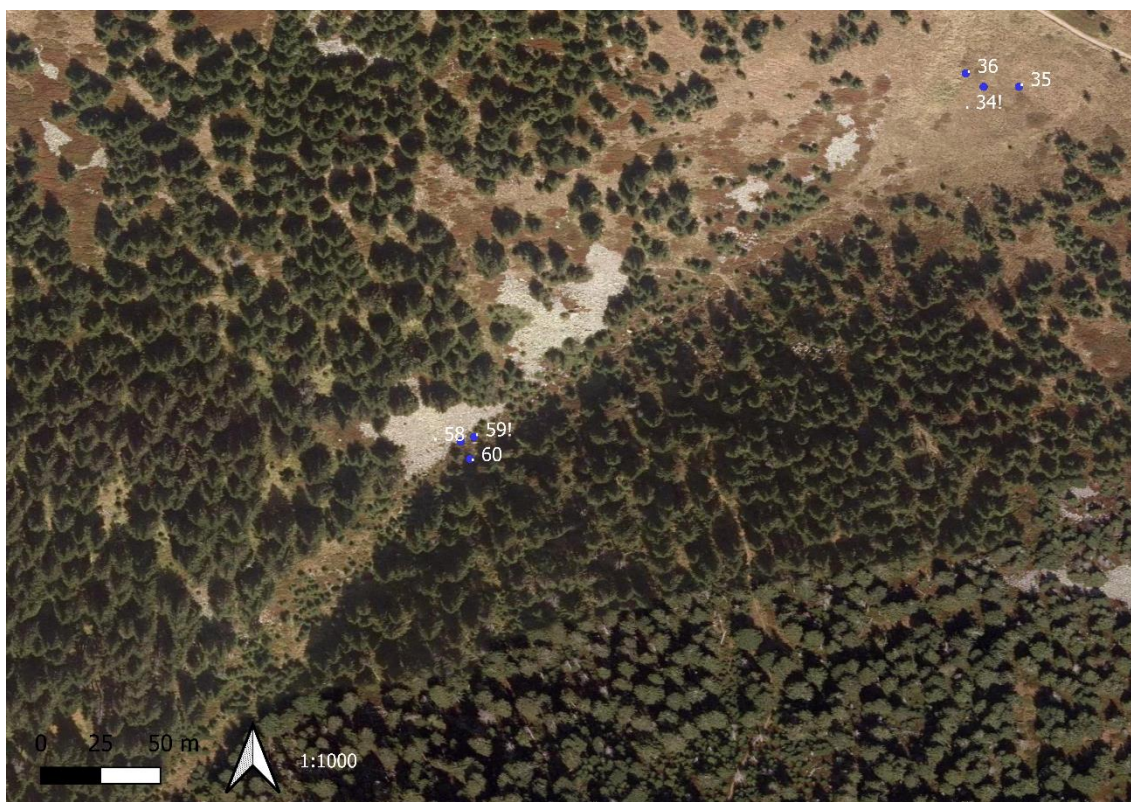
Obrázek 2 Vrchol Králického Sněžníku, Fytocenologické snímky na území Polska, snímky (!) byly použity v analýze. (Google Earth).



Obrázek 3 JZ svah Králického Sněžníku, snímky (!) byly použity v analýze. (ČÚZK).



Obrázek 4 Jižní svah Králického sněžníku, snímky (!) byly použity v analýze. (ČÚZK).



Obrázek 5 Lavinová dráha, snímky (!) byly použity v analýze. (ČÚZK).



Obrázek 6 Lavinová dráha, snímky (!) byly použity v analýze. (ČÚZK).