

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Česká zemědělská
univerzita v Praze

**Struktura mozaikovitě vegetace v závislosti na různé
intenzitě pastvy skotu v polopřirozeném travním porostu**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Autor práce: Vira Sharkan

Vedoucí práce: Ing. Vendula Ludvíková, Ph.D.

Praha 2024

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Vira Sharkan

Aplikovaná ekologie

Název práce

Struktura mozaikové vegetace v závislosti na různé intenzitě pastvy skotu v polopřirozeném travním porostu

Název anglicky

The structure of sward patches under different cattle grazing intensities in semi-natural grassland

Cíle práce

Cílem teoretické části práce bude shrnutí současných znalostí o významu trvalých travních porostů a pastvy a dále vlivu pastvy (zejména pastvy skotu) na strukturu a diverzitu spásaného porostu.

V teoretické části navazuje práce na dlouhodobý projekt a je zaměřena na zkoumání změn vegetační struktury pastevního porostu ve vztahu k různé defoliation intenzitě v průběhu deseti let. Cílem bakalářské práce je analyzovat změny botanického složení porostu a porovnat vývoj struktury a diverzity mozaikovitého porostu obhospodařovaného různou intenzitou pastvy jalovic.

Metodika

Bude provedena důkladná literární rešerše recentních publikací, zejména s využitím zdrojů z databáze Web of Science. V rámci praktické části budou zpracována data z let 2003 a 2012 (tj. rozmezí 10 vegetačních sezón). Pokus je založen na dlouhodobém pastevním experimentu v Jizerských horách. Výzkum probíhá ve dvou variantách obhospodařování: intenzivní a extenzivní pastvě. Vyhodnocení dat proběhne na základě zhodnocení jednotlivých druhů rostlin i na základě analýzy jednotlivých výškových kategorií spásaného porostu.

Doporučený rozsah práce

30-35 stran

Klíčová slova

heterogenita vegetace, trvalý travní porost, diverzita rostlin, kontinuální pastva

Doporučené zdroje informací

- Adler, P.B., Raff, A.D., Lauenroth, W.K., The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, 2001, roč. 128, 465-479.
- Correll O., Isselstein J., Pavlů V. Studying spatial and temporal dynamics of sward structure at low stocking densities, the use of an extended rising-plate-meter method. *Grass and Forage Science*, 2003, roč. 58:450-454.
- Kassahun, T. – Pavlů, K. – Pavlů, V. – Pavlů, L. – Blažek, P. Effect of 15-year sward management on vertical distribution of plant functional groups in a semi-natural perennial grassland of central Europe. *Applied Vegetation Science*, 2021, roč. 24, č. 1, s. 1-12. ISSN: 1402-2001.
- Ludvíková, V. – Pavlů, V. – Pavlů, L. – Gaisler, J. – Hejcman, M. Sward-height patches under intensive and extensive grazing density in an *Agrostis capillaris* grassland. *Folia Geobotanica*, 2015, roč. 50, č. 3, s. 219-228. ISSN: 1211-9520.
- Parsons, A.J., Dumont, B., Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal research*, 2003, roč 52, s. 161-179.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Vendula Ludvíková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 20. 3. 2024

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 28. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: *Struktura mozaikovitě vegetace v závislosti na různé intenzitě pastvy skotu v polopřirozeném travním porostu* vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 28. 3. 2024

Vira Sharkan

.....

Poděkování

Ráda bych vřele poděkovala své vedoucí bakalářské práce Ing. Vendule Ludvíkové Ph.D. za její ochotu, odborné rady, čas a celkovou pomoc při zpracování mé bakalářské práce. Dále bych ráda poděkovala své rodině, která mě podporovala během celého studia. V neposlední řadě bych ráda poděkovala svému příteli za jeho morální podporu a pomoc při zpracování dat.

Abstrakt

Hlavním cílem této bakalářské práce je provedení důkladné literární rešerše současných znalostí o významu trvalých travních porostů a pastvy a vlivu pastvy na strukturu a diverzitu spásaného porostu. Ze studií zaměřených na pastvu vyplývá, že pastva je nejpřirozenějším způsobem konzumace píce a je důležitým nástrojem pro ochranu cenných oblastí a udržování struktury krajiny. Pastva zásadním způsobem ovlivňuje strukturu a druhové složení vegetace prostřednictvím sešlapávání, selektivního vypásání rostlin a obohacování porostu o exkrementy. Trvalé travní porosty poskytují výjimečnou škálu ekosystémových služeb, proto je důležité porozumět dopadům, které mohou výrazně změnit a narušit tyto ekosystémy.

Dalším cílem bakalářské práce je analyzovat změny botanického složení porostu a porovnat vývoj struktury a diverzity mozaikovitého porostu obhospodařovaného různou intenzitou pastvy jalovic. Práce navazuje na dlouhodobý pastevní experiment v Jizerských horách v Oldřichově v Hájích. V rámci této části byla zpracována data z let 2003 a 2012 (tj. rozmezí 10 vegetačních sezón). Výzkum probíhal ve dvou variantách obhospodařování: intenzivní a extenzivní pastvě. Pro statistické zhodnocení, zda se liší počet zaznamenaných plošek a počet druhů ve snímcích pod různou výškovou kategorií v závislosti na sezóně, roce, nebo jejich interakci byla použita metoda analýzy rozptylu (ANOVA) v programu R. Výsledky statistického testování prokázaly, že různá míra defoliace (int, mod, ext) má vliv na počet zaznamenaných plošek (patchů) a na počet jednotlivých druhů rostlin ve snímcích.

Klíčová slova: heterogenita vegetace, trvalý travní porost, diverzita rostlin, kontinuální pastva

Abstract

The aim of this bachelor thesis is to conduct a thorough literature search of current knowledge on the importance of permanent grasslands and grazing and the effect of grazing on the structure and diversity of grazed vegetation. Studies on grazing suggest that grazing is the most natural way of consuming forage and is an important tool for protecting valuable areas and maintaining landscape structure. Grazing has a major impact on the structure and species composition of vegetation through trampling, selective grazing, and enrichment of vegetation with dung deposition. Permanent grasslands provide an exceptional range of ecosystem services, so it is important to understand the impacts that can significantly alter and disrupt these ecosystems.

A further aim of this thesis is to analyze changes in the botanical composition of the vegetation and to compare the development of the structure and diversity of a mosaic vegetation managed with different grazing intensities of heifers. The thesis follows a long-term grazing experiment in the Jizera Mountains in the Oldřichov v Hájích. In this part, data from 2003 and 2012 (i.e. 10 growing seasons) were processed. The research was carried out in two treatment variants: intensive and extensive grazing. To statistically evaluate whether the number of observed patches and the number of species in the samples under different height categories differed depending on the season, year or their interaction, the analysis of variance (ANOVA) method was used in R. The results of statistical testing showed that different defoliation intensity (int, mod, ext) has an influence on the number of observed patches and the number of individual plant species in the samples.

Key words: vegetation heterogeneity, permanent grass vegetation, plant diversity, continuous grazing

Obsah

1. ÚVOD	9
2. CÍLE PRÁCE	11
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE	12
3.1 Trvalé travní porosty	12
3.2 Faktory ovlivňující trvalé travní porosty.....	13
3.2.1 Klima.....	13
3.2.2 Matečná hornina.....	14
3.2.3 Půdní druh	14
3.2.4 Faktor obhospodařování	15
3.3 Význam pastvy přirozených a polopřirozených porostů.....	16
3.3.1 Sešlap	17
3.3.2 Exkrementy	17
3.3.3 Nadměrná pastva.....	18
3.4 Pastva skotu.....	18
3.5 Pastevní systémy	20
3.6 Struktura travního porostu a heterogenita	22
3.7 Stabilita porostu v čase.....	24
3.8 Koloběh živin	25
4. METODIKA	26
4.1 Popis zájmového území.....	26
4.2 Experimentální design.....	26
4.3 Sběr dat.....	27
4.4 Analýza dat.....	27
5. VÝSLEDKY	29
5.1 Vliv míry defoliace na počet zaznamenaných plošek (patchů).....	29
5.2 Vliv míry defoliace na počet rostlinných druhů.....	30
6. DISKUZE.....	35
7. ZÁVĚR	37
8. CITACE	38
9. PŘÍLOHY	48
9.1 Seznam zkratk	48
9.2 Tabulková příloha	49

1. ÚVOD

Nedostatečné povědomí o úbytku nelesních ekosystémů může pramenit z názoru, že travnaté plochy jsou ze své podstaty člověkem vytvořené, čímž se přehlídí jejich ochranná hodnota (Temperton et al. 2019). Za posledních 30 let došlo ke ztrátě přibližně 50-70 % druhově bohatých travních porostů ve střední a severní Evropě, což však široká veřejnost, která je dobře informována o úbytku tropických lesů, neví (Habel et al. 2013). Vymírání megafauny, tedy zvířat s hmotností přesahující 45 kg, je důsledkem lidské aktivity. Velcí býložravci, všežravci a predátoři hráli klíčovou roli v ekosystémech po dobu desítek milionů let a byli zároveň tvůrci a udržovateli těchto prostředí (Jirků et al. 2022). Jejich ztráta způsobila výrazné ochuzení ekosystémů na úrovni, která nepoznala období alespoň po dobu posledních 30 milionů let (Smith et al. 2018). Návrat megafauny proto představuje jednu z možných klíčových cest ke zmírnění klimatické změny i zastavení úbytku biodiverzity a její obnově (Jirků et al. 2022).

Dle údajů Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2023) v současné době trvalé travní porosty zaujímají 968 416 ha, což odpovídá více než čtvrtině celkové výměry zemědělské půdy v ČR. Existence travních porostů a jejich biodiverzita je závislá především na mírném narušování lidskou činností, zejména pastvou a kosením (Pártel et al. 2005).

Trvalé travní porosty patří mezi nejlevnější kvalitní zdroje krmiva pro efektivní produkci masa a mléka přežvýkavců (Van Den Pol et al. 2018). Stále více se uznává jejich potenciál poskytovat bioenergii (Hönigová et al. 2012). Kromě své produkční funkce udržují širokou škálu dalších ekosystémových služeb, a to například regulaci klimatu prostřednictvím sekvence uhlíku (Soussana et al. 2010), ochranu před erozí a povodněmi (Macleod et al. 2013) a opylování (Klein et al. 2007). Spolu s lesy hrají významnou roli při zvětšování vlhkosti vzduchu (Jankowska-Huflejt, 2006). Jsou důležitými zásobárnami biologické rozmanitosti a součástí agrární krajiny. Na jednom metru čtverečním travnaté plochy se může nacházet až několik desítek druhů rostlin (Ignatavicius, 2013). Navíc obsahují výjimečnou pestrost hmyzu (např. motýlů), ptáků nebo hub a poskytují estetické hodnoty, možnost rekreace a vzdělávání v oblasti přírody (Hönigová et al. 2012). Navzdory vysoké hodnotě travních porostů stále

dochází k jejich úbytku v důsledku opouštění nebo přímého ničení (Temperton et al. 2019).

V literární rešerši Schils et al. (2022) bylo tématu ekologických služeb věnováno dost času. Autoři uvádí, že i když jsou trvalé travní porosty v Evropě velmi rozmanité, společným znakem je, že živobytí zemědělských podniků s trvalými travními porosty závisí na chovu hospodářských zvířat. Proto je pro budoucnost těchto porostů velmi důležitá současná debata o krmivech a potravinách (Tilman et Clark, 2014; Di Paola et al. 2017) a s ní spojená naléhavá potřeba snížit emise metanu z chovu hospodářských zvířat (Gerber et al. 2013). Ačkoli mohou existovat argumenty pro přeměnu vhodných trvalých travních porostů na ornou půdu za účelem přímé produkce potravin, taková přeměna by měla jednoznačně dopad na životně důležité ekosystémové služby (Schils et al. 2022). V důsledku toho je nutné komplexně pochopit dopady a pečlivě chránit pro nás tak cenné ekosystémy (Stevens, 2018).

2. CÍLE PRÁCE

Cílem teoretické části práce je shrnutí současných znalostí o významu trvalých travních porostů a pastvy a dále vlivu pastvy (zejména pastvy skotu) na strukturu a diverzitu spásaného porostu.

V teoretické části navazuje práce na dlouhodobý projekt a je zaměřena na zkoumání změn vegetační struktury pastevního porostu ve vztahu k různé defoliační intenzitě v průběhu deseti let. Cílem bakalářské práce je analyzovat změny botanického složení porostu a porovnat vývoj struktury a diverzity mozaikovitého porostu obhospodařovaného různou intenzitou pastvy jalovic.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 Trvalé travní porosty

Z hlediska původu trvalé travní porosty (TTP) ve střední Evropě lze rozdělit do tří základních kategorií (Hejcman et al. 2013):

- přirozené TTP – travní porosty, které jsou předurčeny přírodními podmínkami a volně žijícími býložravci;
- polopřirozené TTP – jejich existence úzce souvisí s dlouhodobou lidskou činností od počátku zemědělství v období mezolitu a neolitu;
- intenzivní TTP – jsou produktem moderního intenzivního zemědělství založeného na osetých a vysoce produktivních krmných trávách a leguminózách.

Jak uvádí Pavlů et al. (2019a), přirozené travní porosty vznikaly tam, kde podmínky nebyly vhodné pro vznik lesa. Vznik lesa je limitován: **nedostatkem srážek** (např. stepní vegetace v Českém středohoří), ale srážky pod 250 mm/rok nestačí ani pro vznik travních porostů; **nadmořskou výškou** (louky nad horní hranicí lesa – nepříznivé působení mrazu, větru a dalších faktorů); **mechanickým poškozením** (např. lavinové dráhy v Krkonoších).

Ve střední Evropě se rozlišují tři hlavní kategorie přirozených travních porostů (Hejcman et al. 2013).

- **Stepní travní porosty**, determinované suchem. Hranice mezi stepní a lesní vegetací může být velmi ostrá, jak je patrné z některých recentních příkladů z Českého středohoří.
- **Aluviální travní porosty**, determinované záplavami. Byly udržovány odlesňováním způsobeným bobrem a následnou pastvou velkými býložravci jako jsou divocí koně, srnci, jeleni, pratuři a zubři. Pastva zabránila zalesnění těchto ploch. V zimním období se plochy udržovaly okusem stromů a keřů těmito býložravci (Vera, 2002).
- **Alpínské travní porosty**, nacházející se nad horní hranicí lesa. Vyskytují se v oblastech nad horní hranicí lesa v Karpatech a Alpách. Malou plochu alpínských trávníků lze zaznamenat také v Krkonoších.

Polopřirozené a intenzivní travní porosty lze dále rozdělit podle systému hospodaření, do kterého patří, a to na pastviny, louky a pasené louky. Pro pastviny je klíčovým managementem pastva hospodářských zvířat, pro louky pravidelná seč a pro pasené louky seč v létě a pastva na jaře/podzim (Pavlů et al. 2007, Hejzman et al. 2010). Louky a pastviny patří mezi nejrozšířenější biotopy bezlesí v České republice. Vyskytují se roztroušeně po celém území České republiky od nížin až do hor. Ve velkém měřítku jsou vázány na oblasti s extenzivním zemědělským hospodařením. Jejich výskyt je podmíněn jak úživností půdy a její vlhkostí, tak faktory, které blokují přirozený vývoj vegetace (sukcesi) a udržují louky a pastviny v travinobylinných společenstvech. Optimálně těmito faktory jsou sečení, pastva, nebo jejich kombinace. Ve zvláštních případech je však žádoucí louky extenzivně hnojit a vápnit (Háková et al. 2004).

Podle klasifikace Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al. 2010) k pastvinám náleží: X5 intenzivní kulturní pastviny, T1.3 poháňkové pastviny, T3.2 pěchavové, T3.3 úzké suché, T3.5 acidofilní trávníky, T5 trávníky písčin a mělkých půd, T7 slaniska a T8 vřesoviště.

Někdy se také k pastvinám řadí luční porosty, které jsou pastvou ovlivněny, ale jejich hlavním způsobem využití je produkce krmiv (seno, travní siláž). Pastva se rovněž podílela na tvorbě a údržbě: T1.1 ovsíkových luk, T1.2 trojštětových luk, T2 smilkových trávníků, T3.4 širokolistých suchých trávníků a T1.10 porostů vlhkých narušovaných půd (Mládek et al. 2006).

3.2 Faktory ovlivňující trvalé travní porosty

3.2.1 Klima

Česká republika spadá do oblasti přechodného středoevropského klimatu. Západní část státu je ovlivňována oceánickým klimatem. Východní část je oproti západní pod vlivem klimatu kontinentálního. Chladné, deštivé léto a mírná zima jsou předurčeny oceánickým klimatem, kdežto horké léto a silná zima klimatem kontinentálním. Záleží na tom, jaké klima v daném roce převládá. Vlivem oceánského klimatu dochází k vysokým výnosům a nadbytku pastevních ploch v jednom roce. Pod vlivem kontinentálního klimatu v následujícím roce může dojít k nedostatku píče pro zvířata (Mládek et al. 2006). Optimální **množství srážek** pro travní porosty je 700-800 mm ročně. Zvláště důležité je množství srážek během vegetačního období, které by mělo

dosahovat 400-500 mm. Dalším důležitým faktorem je **teplota vzduchu**, která má zásadní vliv na délku vegetačního období a růst travních porostů.

Světlo limituje přítomnost vybraných druhů rostlin v porostech. Na dostatek světla jsou citlivé například jeteloviny. **Reliéf** určuje distribuci slunečního záření a vody. Expozice svahů rovnou určuje množství energie dopadající na vegetaci. Jižně exponované svahy jsou vystaveny většímu oslunění. Tamější půdy proto vysychají mnohem rychleji a intenzivněji než na severně exponovaných svazích (Mládek et al. 2006). Tvar terénu určuje rozložení srážek a vsakování dešťové vody. Pro návětrné svahy jsou typické vyšší srážkové úhrny. Na protilehlých stranách horských hřbetů vznikají srážkové stíny, ve kterých leží oblasti s nedostatkem dešťových srážek a nízkou produktivitou travních porostů (Pavlů, 2018; Mládek et al. 2006). Na rovinných pozemcích je lepší zasakování vody do půdy, na prudkých svazích je tomu naopak (Mládek et al. 2006). Stejně tak **vítr** je důležitým ekologickým faktorem, především na svažitéch a náhorních travních porostech. Se zvyšující se rychlostí větru dochází ke zvyšování transpirace, proto na návětrných polohách rostliny trpí nedostatkem vody, přestože srážek spadlo hodně. Na těchto stanovištích pak převládají rostliny s xeromorfní stavbou listů (např. smilka tuhá) (Skládanka et al. 2014b).

3.2.2 Matečná hornina

Matečná hornina je rozhodujícím faktorem z hlediska chemického a fyzikálního složení půdy. Na bazických horninách (spraše, aluviální hlíny, nezpevněné čedičové a andezitové tufy) vznikají půdy, poskytující příznivé podmínky pro vytvoření pestré vegetace, bohaté na jeteloviny a byliny. Kyselé horniny (křemenec, pískovec, váte písků, jílové břidlice) dávají vznik půdám s nižším podílem přístupných živin a nižším pH. Vegetace je proto méně pestrá, s nižší produkcí a kvalitou (Skládanka et al. 2014b).

3.2.3 Půdní druh

Půdní druh je rozlišován na základě zrnitosti. Jedná se o posuzování velikosti elementárních částic půdy (Pavlů, 2018). Větší podíl jílových částic umožňuje efektivněji poutat vodu. Naopak skeletovité a písčité půdy za suchého období nemají dostatek vody. Vyznačují se nedostatečnou schopností poutat vodu, rostliny jsou závislé na pravidelných srážkách (Mládek et al. 2006). Oproti půdním druhům se **půdní typy** od sebe liší chemickým složením půdy.

Od půdního typu se odvíjí druhové složení nehnojených travních porostů (Skládanka et al. 2014b). Větší množství organických látek a vysoká aktivita půdních živočichů vytváří půdy s vysokou schopností zadržovat vodu (Mládek et al. 2006). Možnosti obhospodařování porostu se odvíjejí od vodního režimu. Obsah vody v půdě je podmíněn zejména hladinou podzemní vody. Je-li hladina podzemní vody v hloubce, ze které může kapilárně vzlínat ke kořenové soustavě, projevuje se příznivé působení vodního režimu (Veselá et Mrkvička, 2001). Vlivem pojezdů těžké techniky nebo nadměrného rozrušování drnu a sešlapu dochází k vytvoření kompaktní vrchní vrstvy půdy. Výsledkem je nedostatek vzduchu, horší zakořeňování rostlin, omezení vsakovací schopnosti půdy a povrchový odtok (Mládek et al. 2006). Vodní režim stanoviště lze měnit pomocí odvodňování nebo závlah. Stejně tak lze měnit chemismus půdy pomocí statkových a průmyslových hnojiv. Zbývající uvedené faktory jsou většinou dány a nelze je nijak významně ovlivnit (Gaisler et al. 2010).

3.2.4 Faktor obhospodařování

Sečení je odstraňování části nadzemní biomasy rostlin. Biomasa je odstraňována najednou, což mění světelné podmínky a umožňuje přetrvání konkurenčně slabých, nízkých druhů na lokalitě, zejména s přizemní růžicí nebo druhů plazivých. Termíny a četnost sečí se stanovují na základě požadovaného stavu porostu a požadavků ochrany přírody. Obvykle na produktivních travních porostech v nižších až středních polohách se provádí 2x ročně (první seč v červnu, druhá v srpnu až září). Málo produktivní travní porosty v horských a podhorských polohách jsou sečeny pouze 1x ročně (červenec až srpen). Selektivní kosení je považováno za nejvhodnější obhospodařování pro ochranu biodiverzity. Na neposečených pásech se zachovává možnost úkrytu, dochází k dozrání semen, reprodukci hmyzů a drobných savců (Pavlů et al. 2019a).

Mulčování je proces rozdrčení travní biomasy od strniště a její rozptýlení zpět na strniště. Cílem je zabránění růstu náletových dřevin. Mulčování by nemělo nahradit tradiční kosení nebo pastvu. Může být použito při obnově hospodaření na dlouhodobě neobhospodařovaných loukách. Z dlouhodobého hlediska však není přínosné pro podporu biodiverzity (Pavlů, 2019a). Mulčování 1x ročně vyhovuje ovsíkovým loukám (Skládanka et al. 2014b). Vyšší četnost zásahu podporuje nižší druhy rostlin, stejně jako seč (Pavlů, 2019a).

Zavedení **pastevního obhospodařování** vyžaduje zohlednit intenzitu pastvy – zatížení pastviny zvířaty ve vztahu k produkci rostlinné hmoty na jednotku plochy. Pro pochopení mechanismů pastvy je nutné rozlišovat intenzitu pastvy od intenzity obhospodařování. Intenzita obhospodařování pastviny je soubor agrotechnických opatření (hnojení, obnova travních porostů, aplikace herbicidů), zaměřených na dosažení maximální produkce píče (Mládek, 2006).

Bezprostředním účinkem pastvy je změna indexu listové plochy a její vystavení vyššímu slunečnímu záření, než s jakým se dříve setkávala. Býložravci selektivně odstraňují vrchní listy, což zanechává listy s nižším obsahem dusíku, které jsou méně přizpůsobené vysokému oslunění (Gutschick, 1997). Některé rostliny se snaží odolat pastvě tím, že vykazují rezistenci, zatímco jiné se snaží nahradit ztracenou tkáň tolerancí. Rostliny s vysokou odolností mohou mít nízkou nutriční hodnotu nebo stravitelnost, aktivně používat strukturální (např. celulózu), mechanické (např. trny) nebo toxické (např. metabolity) obranné mechanismy (Van Soest, 1994). Příkladem těchto sekundárních sloučenin jsou taniny, terpeny, alkaloidy, oxaláty a glykosidy. V průběhu sezóny se jejich koncentrace mezi rostlinnými částmi mění. Snižují stravitelnost rostlin, vyvolávají toxické účinky nebo způsobují onemocnění (Hendrickson et Olson, 2006). Rostliny tolerantní k pastvě mají bohatou zásobu životaschopných meristémů nebo pupenů, které lze rychle aktivovat k zahájení opětovného růstu, pokud je k dispozici voda a živiny (Briske, 1991). Dalšími charakteristikami jsou vyšší poměr kořenů k výhonkům, schopnost přemísťovat živiny, vysoká fotosyntetická aktivita a trsovitý nebo kobercovitý růst (Strauss et Agrawal, 1999).

3.3 Význam pastvy přirozených a polopřirozených porostů

Nejstarší formou obhospodařování travních porostů je pastva (Mládek et al. 2006). Zvířata ovlivňují travní porosty selektivní pastvou, sešlapáváním a zanecháváním trusu. Přerušení pastvy na mnoha stanovištích spouští proces sukcese, což vede ke ztrátě rozmanitosti rostlin (cenných druhů i celých rostlinných společenstev) a živočichů (Chodkiewicz, 2020). Proto je pokračování jejich předešlého, tradičního a extenzivního obhospodařování předpokladem další existence většiny travních ekosystémů v Evropě (Pärtel et al. 2005).

Spásané plochy tlumí sukcesní vývoj, vykazují větší bohatství kvetoucích bylin a ohrožených druhů z Červeného seznamu. Pod tlakem pastvy velkých býložravců lze potlačit dominantní trávy, jako je expanzivní třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) (Henning et al. 2017; Dvorský et al. 2022; Dostálek et Frantík, 2012).

Současná krajina je výrazně zatížena eutrofizací a podle teorie kolísání dostupnosti zdrojů se stává dokonalým prostředím pro invazi nepůvodních druhů. Avšak v naší krajině se nalézají biotopy, které nepůvodní druhy hostí pouze v ojedinělých případech, a to kvůli nedostatku zdrojů, například alpské trávnické (Hejda et al. 2017). V polopřirozených trávnicích se pastva některých býložravců využívá ke snížení hustoty populace invazních druhů. Vhodné nastavení pastvy zastavuje šíření semen a slouží jako příprava pro pozdější zásahy (Berchová-Bimová et al. 2019). Tak například pastva ovcí pomáhá eradikaci lupiny mnoholisté (*Lupinus polyphyllus*), pastva koz – trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) (Rolková et Stehlíková, 2019; Vítková, 2011). Skot se lupině obvykle vyhýbá, rád spásá bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), dokud je relativně mladý a měkký (Nielsen et al. 2005).

3.3.1 Sešlap

Pravidelné sešlapávání půdy velkými býložravci může vést k jejímu ztuhnutí, což následně snižuje její infiltrační a retenční schopnost (Herbin et al. 2011). Na druhou stranu narušování paznehty nebo kopyty způsobuje změny v porostu. Vytváří se mezery a díry, které umožňují méně konkurenčně schopným druhům koexistovat s konkurenčně schopnějšími (Kalamees et Zobel, 2002) a nabízejí podmínky pro vyklíčení a následný růst semenáčků (Pavlů et al. 2019a). Pasoucí se zvířata mohou chránit specifická semena rostlin kypřením půdy a vytvářením mulče, který je zakrývá (Vavra, 2004).

3.3.2 Exkrementy

Pasoucí se zvířata obvykle spotřebují až 50 % roční nadzemní biomasy a 60 až 90 % požitou rostlinnou biomasu vracejí do půdy jako odpad (Maharning et al. 2009). Živiny vrácené do půdy poskytují dobře rozložitelnou organickou hmotu, což zvyšuje zásoby živin v půdě, heterogenitu zdrojů, produktivitu a diverzitu rostlin (Knapp et al. 1999; Johnson et Matchett, 2001). Pastva může také stimulovat větší přírůstek rostlin

ve prospěch podzemní biomasy, čímž se zvyšuje ukládání uhlíku do půdy v kořenech a v půdní organické hmotě (McSherry et Ritchie, 2013).

3.3.3 Nadměrná pastva

Při špatném hospodaření může mít pastva mnoho nežádoucích účinků, zejména intenzivní pastva s vysokou mírou zatížení (Maharning et al. 2009). V Evropě nadměrná pastva představuje 22,7 % všech degradačních procesů půdy (Warren et Khogali, 1992).

Většina zvířat se pase selektivně, což může vést k tomu, že převládne méně kvalitní travní porost, který obecně má vyšší obsah sekundárních metabolitů a strukturních sloučenin, jako je lignin. To může změnit dostupnost živin pro rostliny a mikroorganismy a ovlivnit fungování ekosystému (Maharning et al. 2009). Nadměrná pastva může také zhoršovat produktivitu rostlin tím, že snižuje fotosyntetickou tkáň (Chang et al. 2015; McSherry et Ritchie, 2013). Navíc dochází k výraznému narušení půdní struktury sešlapáváním, což zvyšuje erozi (Hoffmann et al. 2008). Nejvyšší úroveň invazibility je pozorována právě na silně narušených stanovištích (Chytrý et al. 2008).

Tam, kde jsou travní porosty znehodnoceny tlakem pastvy, není nutně nejlepší strategií vyloučení pastvy, jak bývá zvykem v případech, kdy jde především o biologickou rozmanitost. Optimální strategií může být spíše manipulace s načasováním, intenzitou a prostorovým rozložením pastvy s cílem postupně změnit stav travního porostu směrem k rozmanitějšímu rostlinnému společenstvu (Firn et al. 2013). Kromě toho je také důležitý druh paseného dobytka (Mládek, 2006) anebo jejich kombinace (Futa et al. 2017).

3.4 Pastva skotu

Pastva je selektivní odstraňování nadzemní biomasy rostlin zvířaty. Mezi selektivní spásáče, kteří nadzemní biomasu ukusují, patří ovce, kozy a koně. Ovce a kozy porost pouze ukusují, koně porost nejprve zachytí pysky a následně ukusují. V Evropě je **skot** považován za nejčastěji pasoucí se zvíře na polopřirozených travních porostech. Oproti zmíněným býložravcům skot je pastevní generalista. Tolik si nevybírání, který porost obtočí jazykem a následně uškubne (Pavlů et al. 2019a). Nemá horní řezáky a není schopen spásat nízké porosty. Spásá porost na výšku větší než 3-5

cm. Vyhýbá se pokáleným místům, příčinou je zápach (Mládek et al. 2006). Tato práce je zaměřena na pastvu skotu, proto těmto spásačům bude věnováno více pozornosti.

Skot je přežvýkavec, tj. býložravec se čtyřčlenným žaludkem. Nelze opomenout vztah mezi přežvýkavci a anaerobními mikroorganismy v jejich bachoru, který je důležitým příkladem mutualismu. Úlohou miliardy mikroorganismů je vylučování celulázy. Jedná se o enzym, který jako jediný dokáže rozkládat celulózu (Van Soest, 1977). Skot přednostně spásá jemnolisté druhy s vysokou stravitelností, např. jílek vytrvalý (*Lolium perenne*), jílek mnohokvětý (*Lolium multiflorum*), loloidní hybridy (*Festulolium braunii*), lipnici luční (*Poa pratensis*), kostřavu luční (*Festuca pratensis*), psárku luční (*Alopecurus pratensis*). Až poté spásá rostliny s hrubšími listy, jako je kostřava rákosovitá (*Festuca arundinacea*). Dává přednost dobře olistěným druhům (Skládanka et al. 2014a). Pastva skotu by měla být prováděna na méně svažitéch pozemcích, jinak vznikají vyšlapané chodníky a hrozí vznik eroze. Pro pastvu těchto pozemků jsou vhodné kozy a ovce (Mládek et al. 2006).

Teorie alokace zdrojů předpovídá tradičním plemenům skotu méně selektivní pastevní chování a vyšší aktivitu než komerčním plemenům. Menší selektivitu lze vysvětlit nižší rychlostí metabolismu a nízkými nároky na výživu (Webster, 1985). Rozdíl v aktivitě plemen však nemusí být zcela způsoben stupněm domestikace, ale může být také důsledkem rozdílné hmotnosti (Rook et al. 2004). Z výše uvedeného vyplývá, že tradiční plemena jsou vhodnější pro ochranu přírody na polopřirozených travních porostech (Hessle et al. 2008). Na přirozených travních porostech by se též měla pást především rustikální plemena, která jsou odolná vůči nepříznivým povětrnostním podmínkám, chorobám, a mají nízké nároky na výživu. Plemena by měla být široce propagována, se zvláštním zaměřením na přírodně cenné oblasti, kde jsou tradice jejich chovu a pěstování stále živé (Chabuz et al. 2019).

Jalovice lze začít pást již od sedmi měsíců, ale optimální věk je od devíti měsíců, kdy lépe snášejí změněné podmínky chovu. Účelné je sdružovat jalovice do skupin. Optimální velikost skupiny se řídí nosností a členitostí terénu (Skládanka et al. 2014a). Efektivita pastvy jalovic se v průběhu pastevního období zvyšuje. Na podzim jsou pauzy mezi pohyby čelistí kratší než v raném pastevním období. Jedním z důvodů nižší efektivity jarní pastvy může být explorační chování v novém prostředí (Hessle et al. 2008). Zvýšené nároky na živiny u rostoucích jalovic v průběhu pastevní sezóny jsou kompenzovány zvýšením dávky píce na jedno kousnutí (Cazcarra et al. 1995).

Prodloužení doby pastvy a přežvykování může souviset s teorií o antipredačním chování. Daná teorie předpokládá, že se velcí býložravci budou vyhýbat hledání potravy během tmy kvůli vnímanému riziku predace (Rutter, 2006). To naznačuje, že délka světelného dne omezuje dobu pastvy a může vysvětlovat, proč je pastva na podzim efektivnější. Kratší ušlá vzdálenost a nižší aktivita zvířat na podzim rovněž podporují teorii o antipredačním chování, neboť naznačují imobilitu během delších nocí (Hessle et al. 2008).

3.5 Pástevní systémy

Zavedení pástevních systémů jako způsobu obhospodařování bylo do využívání pástevních ploch implementováno poměrně nedávno, dokonce až ve 20. století (Briske et al. 2008). Dříve pro pastviny byla charakteristická volně se pasoucí stáda býložravců a tradiční přesun dobytka (Coughenour, 1991). Zvířata se přesouvala v reakci na nabídku píce, požáry, predátory a další faktory (Teague et al. 2011). Vzhledem k degradaci pástevních ploch ve 20. století se objevily různé druhy pástevních systémů (Sandhage-Hofmann, 2016). Rozlišují se tři základní pástevní systémy – volný, kontinuální a rotační.

V minulosti se **volná pastva** prováděla především na obecních pastvinách, kde se zvířata pásala pouze pod dohledem pastýře a bez nutnosti oplocení (Pavlů et al. 2019a).

Nejnovějším z pástevních systémů je **kontinuální pastva**, což je nepřetržitá pastva po celou pástevní sezónu na jedné pastvině, která má buď stabilní, nebo zvětšující se velikost. Pástevní tlak je buď konstantní, nebo kolísá v závislosti na množství dostupné píce na pastvině (Pavlů et al. 2019a). Zvířata rozhodují o tom, jak často a intenzivně bude konkrétní rostlina nebo plocha spásána (Sollenberger et al. 2009). Dávají přednost listům před stébly, fotosynteticky aktivním částem rostlin před odumřelými, jetelovinám před travami (Skládanka et al. 2014a). Kontinuální pastva tedy umožňuje zvířatům spásat pícniny selektivněji. Tím vzniká maloplošná heterogenita (Sandhage-Hofmann, 2016).

Kontinuální pastva se podle zatížení spásání dělí na extenzivní a intenzivní.

Za **extenzivní kontinuální pastvu** se považuje neregulované využití pastvin. Zvířata se po celou pastevní sezónu pohybují volně v jedné pastvině, nazývané oplůtek. Porost je spásán selektivně, přičemž nejcennější rostliny jsou spásány jako první a méně cenné a přestárlé rostliny jsou spásány v druhé polovině pastevní sezóny. Tento způsob pastvy se uplatňuje na pastvinách se zatížením do 0,5 - 1,0 DJ/ha (Pavlů et al. 2021).

Intenzivní kontinuální pastva je pastva s vyšším zatížením 1,5 - 3 DJ/ha. Zatížení pastviny se mění podle intenzity nárůstu píce, a to buď změnou rozlohy pastviny nebo počtu zvířat. Zvířata jsou umístěna na jedné pastvině (oplůtku) dokud není porost spasen, a poté jsou přehnána na jinou plochu. Travní drn nesmí být poškozen (Pavlů et al. 2021).

Dalším typem je **rotační pastva**, kde je pastvina rozdělena oplocením na více ploch (oplůtků). Každá plocha je spásána pouze v průběhu jednoho dne až týdne. Po spasení travní biomasy jsou zvířata přehnána do dalšího oplůtku. Na pastvině se střídají období, kdy je porost spásán a období, kdy je plocha bez zvířat, takže se vegetace obnovuje a odrůstá (Pavlů et al. 2019a).

Honová pastva – pastvina je rozdělena podle utváření terénu na několik honů (4–6), které se spásají 10-20 dnů. Selektivita (spásání pouze kvalitnějších a chutnějších druhů rostlin nebo jejich částí) je částečně omezena postupným spásáním honů. Vegetace v druhé polovině pastevního období obsahuje velký podíl ploch s vykvetlými travinami a bylinami, které zvířata nespásají. Tato metoda je poloextenzivní se zatížením pastvy do cca 1,5 DJ/ha a je použitelná v méně přístupných oblastech (Pavlů et al. 2021).

Při **oplůtkové pastvě** je pastevní plocha rozdělena na menší oplůtky (6–24), jejichž realizace je obvykle časově i materiálově náročnější než u pastvy honové. Nicméně je tento pastevní systém v České republice nejrozšířenější (Gaislerová et al. 2022). Velikost se volí s ohledem na stav biotopu, výnos a velikost stáda tak, aby zvířata spásala výběhy 2-5 dní (Pavlů et al. 2021).

Dávková pastva spočívá v přidělení potřebné pastevní plochy zvířatům pomocí ohradníků, obvykle elektrických. Plocha pastviny, která se nejčastěji nachází na

dočasných travních porostech, by měla odpovídat jejich půldenní nebo celodenní potřebě (Gaislerová et al. 2022).

Pásová pastva představuje pravidelné přidělování pastevní plochy čerstvé píce zvířatům pomocí pásů vytvořených elektrickým ohradníkem (Pavlů et al. 2021).

V praxi se rotační a kontinuální pastevní systémy mohou kombinovat v závislosti na místních podmínkách a možnostech zemědělců (Pavlů et al. 2019a). Celosvětová metaanalýza dopadů pastvy na ukazatele zdraví půdy naznačila, že rotační pastva zlepšuje objemovou hmotnost půdy a organický uhlík oproti kontinuální pastvě a mohla by být strategií zmírňující změnu klimatu (Byrnes et al. 2018).

3.6 Struktura travního porostu a heterogenita

Působení velkých býložravců je klíčovým faktorem ovlivňujícím strukturu a složení travních porostů. Řada rysů heterogenity travních porostů je výsledkem rozhodování pasoucích se býložravců o tom, kam a kdy se zakousnou (Parsons et Dumont, 2003).

Jedním z hlavních faktorů ovlivňujících prostorové uspořádání rostlin je selektivní defoliace. Býložravci se přednostně živí na dříve spásaných ploškách krátké vegetace s vysokou nutriční hodnotou. Relativní pokryvnost krátkých plošek se během vegetačního období zvyšuje (Ludvíková et al. 2015). Vyšší plošky buď nejsou spásány, nebo jsou spásány pouze zřídka (Dumont et al. 1995). Celková prostorová heterogenita se tak zvýší (Dumont et al. 2012). Adler et al. (2001) označují tento proces jako "patch grazing". Výsledkem této pastvy je vytvoření mozaiky – plošek se zcela odlišnými růstovými formami, výškou a vlastnostmi (Louault et al. 2005). Mozaikovitost silně ovlivňuje kvalitu biomasy, její množství, početnost a rozmanitost druhů (Laca et Lemaire, 2000).

Dostupnost porostu, pokud jde o jeho množství a prostorové rozložení, je hlavním faktorem pohybu dobytka (Parsons et Dumont, 2003). V případě intenzivní pastvy (cílová výška porostu 6 cm) se poskytují krátké plošky píce a jsou rovnoměrně rozmístěny. Rovněž vyvolávají u skotu potřebu zvětšovat plochu, kterou spásají v průběhu pastvy, aby splnily své nutriční potřeby. Homogenně rozmístěné vysoké travní porosty při velmi extenzivní pastvě (cílová výška porostu 18 cm) pohánějí skot k pohybu za účelem nalezení preferovaných plošek (Hamidi et al. 2021).

Výška porostu je hlavním kritériem určujícím strukturu porostu (Kassahun et al. 2021). Relativní podíl květů, stébel a odumřelé hmoty v různých horizontech (**vertikální struktura**) je jednou z hlavních složek strukturální variability, kterou lze manipulovat (Tallowin et al. 2005). Correll et al. (2003) zkoumali prostorové a časové proměnlivosti struktury porostu pod vlivem kontinuální extenzivní pastvy (*extensive grazing*) a kontinuální intenzivní pastvy (*intensive grazing*). Zjištěné rozpětí výšek a směrodatná odchylka průměrné výšky u porostu (extenzivní pastva: 3.54-7.28 cm; intenzivní pastva: 1.29-2.59 cm) naznačilo větší heterogenitu u pastvy extenzivní. Z hlediska sezónní variability vykazoval porost největší variabilitu výšek na začátku srpna. To platilo jak pro extenzivní, tak pro intenzivní pastvu.

Struktura porostu však může být velmi odlišná v závislosti na přítomných druzích rostlin (Kassahun et al. 2021). Ukázalo se, že vertikální struktura homogenních porostů mírného pásma se obvykle skládá z listů v horní vrstvě, zatímco spodní vrstva je tvořena převážně stébly a odumřelou biomasou (Hodgson, 1985). Druhově rozmanité porosty, složené z graminoidů, bylin, leguminóz a mechorostů byly zkoumány ve studii Kassahun et al. (2021). Intenzita pastvy významně ovlivňuje biomasu horní vrstvy (> 3 cm) všech funkčních skupin s výjimkou mechorostů, které netolerují sešlapávání (např. kostrbatec zelený *Rhytidiadelphus squarrosus*) (Ludvíková et al. 2014). Extenzivní pastva zvyšuje biomasu vysokých trav (např. *Alopecurus pratensis*, *Festuca rubra*, *Holcus lanatus* a *Holcus mollis*) a vysokých bylin (např. *Aegopodium podagraria*, *Cirsium palustre*, *Galium album*, *Hypericum maculatum*, *Lathyrus pratensis*, *Rumex acetosa*, *Ranunculus acris*, *Veronica chamaedrys*), kdežto leguminózy klesají. Uvedené druhy mají vyšší abundanci v kategoriích středně vysokých a vysokých plošek (Kassahun et al. 2021; Ludvíková et al. 2015). V porovnání s intenzivním pastevním obhospodařováním je zde odumřelé biomasy mnohem více (Ludvíková et al. 2014, Kassahun et al. 2021). Při intenzivní pastvě vzniká vegetace s nejnižší biomasou trav a bylin, kde leguminózy prosperují. Uplatňuje se zde *Trifolium repens* spolu s dalšími krátkými bylinami (*Taraxacum* sp., *Plantago lanceolata*, *Veronica serpyllifolia* a *Cerastium holosteoides*) a travami (např. *Agrostis capillaris*) (Ludvíková et al. 2015). Pro výskyt *Trifolium repens* je důležitá nejen intenzivní defoliace, která zajišťuje vhodné světelné podmínky, ale také disturbance spojené se sešlapem (Ludvíková et al. 2014). Vysoká pokryvnost *Trifolium repens* byla pozorována v kategorii krátkých plošek pod intenzivní pastvou.

Agrostis capillaris prosperoval ve všech kategoriích plošek pod intenzivní pastvou (Ludvíková, 2015). Spolu s *Festuca rubra* se jedná o druhy, které jsou velice tolerantní k intenzivní pastvě (Correll et al. 2003).

Zjištění pozorovaná ve studii Kassahun et al. (2021) v průběhu 15 let prokázala velké časové výkyvy ve složení funkčních skupin bez ohledu na způsob obhospodařování. Možným vysvětlením mohou být sezónní výkyvy teplot a srážek nebo klimatické meziroční rozdíly (Lepš et al. 2018; Fischer et al. 2020). *Festuca rubra* může měnit svou početnost v závislosti na intenzitě pastvy jak v průběhu let, tak ročních období, avšak v rámci jedné sezóny tomu tak není (Ludvíková et al. 2015). Je dobře adaptovaná na změny abiotických podmínek, hlavně na suchu (Titěra et al. 2020). Proto může zvyšovat pokryvnost a kompenzovat pokles jiných druhů v porostu, jako *Poa trivialis*, která je méně tolerantní k suchu (Peeters et al. 2004).

Mnohé ohrožené druhy, například druhy luční, které nejsou přizpůsobeny časté defoliaci a jsou závislé na pravidelné regeneraci ze semen, lze v pastevních systémech zachovat pouze v případě existence vhodných nik. Correll et al. (2003) tvrdí, že míra reprodukčního růstu zjevně souvisí s rozdílnou výškou plošek na pastvinách. S rostoucí výškou plošek (>5 cm) narůstá množství generativně se množících druhů. Proto extenzivní pastva poskytne těmto druhům lepší niky pro kvetení a tvorbu semen.

3.7 Stabilita porostu v čase

Opakovaná pastva v průběhu po sobě jdoucích let podporuje rozmanitost rostlin prostřednictvím odlišné lokální dynamiky vegetace (Marion et al. 2010).

S rostoucí intenzitou pastvy se zvyšuje velikost krátkých plošek a klesá velikost plošek vysokých. V průběhu let dochází ke spojování plošek do větších souvislých celků. Lze to považovat za součást procesu, při kterém vzniká stabilní prostorové uspořádání porostu. Stabilizace mozaikovitého uspořádání znamená, že vegetace krátkých plošek je tvořena chutnými druhy rostlin, které mohou poskytovat kvalitní zdroj píce. Středně vysoké a vysoké plošky však mohou představovat důležitý zdroj píce zejména v obdobích nízké produktivity porostu (Tonn et al. 2018). Preference zvířat spásat nižší plošky vede k udržení plošek s vyšší agronomickou hodnotou a může tak zvyšovat odolnost vytvořené mozaiky vůči narušení nebo změnám v pastevním managementu (Oom et al. 2010).

3.8 Koloběh živin

Moč a trus jsou považovány za klíčová místa pro koloběh živin na pastvinách. Přežvýkavci přednostně vylučují fosfor (P) v trusu, draslík (K) v moči a dusík (N) v různém poměru (Haynes et Williams, 1993). Koncentrace živin se v moči a trusu skotu může pohybovat v širokém rozmezí, přičemž značné rozdíly jsou i v rámci jednoho zvířete (Hoogendoorn et al. 2010).

Depozice moči s rostoucí intenzitou pastvy vede ke zvýšení produkce rostlinné biomasy a zásob N a K. Scheile et al. (2018) pozorovali vliv na parametry rostlinné biomasy dalších 7 měsíců po uložení moči. Proto mohou mít močová políčka velký význam na pastvinách s nízkou produktivitou. Nadprůměrný růst biomasy v reakci na N je pozorován u *Dactylis glomerata*, zatímco *Poa pratensis* vykazuje růst podprůměrný. U *Lolium perenne* je růst závislý na použitém kultivaru (Moir et al. 2013). Pokud nejde o komerčně využívané kultivary, všechny uvedené výnosné druhy trav mohou být adaptovány na relativně nízkou úroveň dostupnosti živin a jsou méně schopné využívat vysoké přísuny živin (Scheile et al. 2018). Leguminózy jsou známy pozitivní reakcí na P a K a negativní reakcí na vysoké vstupy N, NP nebo NPK (např. *Trifolium pratense*) (Titěra et al. 2020).

Býložravci se obecně vyhýbají spásání míst znečištěných výkaly, což je způsob, jak se vyhnout parazitům (Smith et al. 2009). Tuhé a tekuté výkaly vedou k vytváření přehnojených míst (tzv. mastná místa), jež se podílejí na vzniku nedopasků (Mládek et al. 2006). Velikost odmítnuté plochy kolem výkalů může být navíc ovlivněna intenzitou pastvy. V důsledku vyhýbání se pastvě a obohacování půdy živinami zjistili Gillet et al. (2010) sezónní změny ve struktuře a složení vegetace v okolí mastných míst. Avšak uvolněné živiny mohou být vymyty (Cameron et al. 2013) a částečně odpařeny ve formě NH₃. Proto obohacování půdy bývá velmi nízké (Pavlů et al. 2019b). Ztráty živin během zimy obvykle vedou k sezónním výkyvům v reakci pastvin na exkrementy v následujícím roce (Moir et al. 2011).

4. METODIKA

4.1 Popis zájmového území

Studie vlivu pastevního obhospodařování na změny struktury porostu v podhorských oblastech byla sledována na experimentálních pastevních plochách, 10 km severně od města Liberec v Jizerských horách, v severní části České republiky poblíž obce Oldřichov v Hájích. Nadmořská výška lokality činí 420 m. n. m., expozice pozemku je severozápadní. Podloží je tvořeno lokálně rozšířenou biotitickou žulou a překryto kambizemí s pH (KCl) 5,45 a obsahem organického C 4,53 %. Obsah rostlinám přístupného P, K, Ca a Mg v 1 kg půdy analyzovaný metodou Mehlich III (Mehlich, 1984) činil 28 mg, 67 mg, 1728 mg a 58 mg. Průměrný roční úhrn srážek je 803 mm a průměrná roční teplota 7,2 °C (údaje z meteorologické stanice v Liberci). Travní porost byl klasifikován jako mezofilní a zařazen do svazu *Arrhenatherion* (Chytrý, 2007).

4.2 Experimentální design

Pokusná lokalita je lokalizována na místě dlouhodobého Oldřichovského pastevního experimentu, založeného na dříve opuštěném travním porostu s původně homogenním druhovým složením rostlin na celé pokusné ploše v roce 1998 (Pavlů et al. 2007). Od roku 1998 byla experimentální pastvina každoročně od května do října nepřetržitě pasena mladými jalovicemi. Byly použity dvě kontrastní intenzity pastvy: extenzivní pastva (EG), při níž byla intenzita osazení nastavena tak, aby bylo dosaženo průměrné cílové výšky porostu větší než 10 cm, a intenzivní pastva (IG), při níž byla intenzita osazení nastavena tak, aby bylo dosaženo průměrné cílové výšky porostu menší než 5 cm. Průměrná intenzita zatížení činila přibližně 500 kg živé hmotnosti (dvě jalovice) na 1 ha pro EG a 1 000 kg živé hmotnosti (čtyři jalovice) na 1 ha pro IG.

4.3 Sběr dat

Pro výzkum struktury mozaikovitě vegetace byly studovány dvě varianty defoliačního tlaku – intenzivní (IG) a extenzivní (EG) kontinuální pastvy. V rámci uvedených obhospodařování byly určeny následující tři výškové kategorie plošek:

Int (*intensive*) – výška 0 až 5 cm

Mod (*moderate*) – výška 5,5 až 10 cm

Ext (*extensive*) – výška $\geq 10,5$ cm

Pokus byl uspořádán do dvou zcela znáhodněných bloků pokusných ploch. Každá pokusná plocha měla rozlohu přibližně 0,35 ha. Pro studii struktury porostu na každé z těchto ploch byly založeny dvě transektové linie o délce 40 m. Měření se provádělo v intervalech 1 m podél lineárních transektů. Vegetační snímky se prováděly na kruhové ploše o průměru 30 cm. Metodou CSHM (*Compressed sward height method*) byla v každém vegetačním snímku zaznamenána také výška stlačeného porostu pomocí kalibrované tyče s posuvným kruhovým diskem (*Rising plate meter*) o průměru 30 cm (Correll et al. 2003). Na 1 m² bylo zaznamenáno přibližně 24 druhů cévnatých rostlin s následujícími dominantními druhy: psineček obecný (*Agrostis capillaris*), kostřava červená (*Festuca rubra* agg.), jetel plazivý (*Trifolium repens*) a pampeliška (*Taraxacum* sp.) (Ludvíková et al. 2015). Celkový počet druhů cévnatých rostlin zaznamenaných při odběru vzorků v terénu činil 58 druhů. Kvůli problémům s identifikací v souvislosti s pastvou byly *Poa pratensis*, *P. annua* a *P. trivialis* sdruženy pod *Poa* sp.

Pro experiment byla vegetační data získána na začátku (červen) a na konci pastevní sezóny (říjen) v roce 2003 a 2012. Každý měsíc bylo provedeno 320 snímků (2 intenzity pastvy \times 2 bloky \times 2 opakování \times 40 bodů na transekt). Celkem bylo provedeno 1280 vegetačních snímků.

4.4 Analýza dat

Získaná data byla zapsána do programu MS Excel a byly spočteny základní statistické charakteristiky. Tabulkové a grafické výstupy byly vytvořeny v MS Excel a v programu R 4.3.2.

Pro statistické zhodnocení, zda se liší počet zaznamenaných plošek pod různou výškovou kategorií v závislosti na sezóně, roce, nebo jejich interakci byla použita

metoda analýzy rozptylu (ANOVA) v programu R 4.3.2. Hladina významnosti byla u všech testovaných statistik $\alpha = 0,05$.

Byla testována hypotéza, zda se střední hodnoty výškových kategorií (int, mod, ext) pod IG liší v rámci **roku 2003 a 2012**. Druhá testovaná hypotéza – zda se střední hodnoty výškových kategorií (int, mod, ext) pod IG liší v rámci **sezóny**. 3. hypotéza – zda se střední hodnoty výškových kategorií (int, mod, ext) pod IG liší v rámci **interakce sezóny a roku**. Stejně hypotézy byly formulovány pro EG obhospodařování.

Závislost vlivu míry defoliace (int, mod, ext) na počet přítomných druhů rostlin byla testována dvoufaktorovou ANOVOU. Dvě varianty defoliačního tlaku (IG a EG) pro období 10 let byly testovány zvlášť.

Byla testována hypotéza, zda se střední hodnoty počtu druhů pod IG int, mod, ext liší v rámci **roku 2003 a 2012**. Druhá testovaná hypotéza – zda se střední hodnoty počtu druhů pod IG int, mod, ext liší v rámci **sezóny**. 3. hypotéza – zda se střední hodnoty výškových kategorií (int, mod, ext) pod IG int, mod, ext liší v rámci **interakce sezóny a roku**. Stejně hypotézy byly formulovány pro EG obhospodařování.

5. VÝSLEDKY

5.1 Vliv míry defoliace na počet zaznamenaných plošek (patchů)

Závislost míry defoliace (int, mod, ext) na počet zaznamenaných plošek pod IG a EG obhospodařováním ve vztahu k sezóně, roku a jejich interakci, která byla testována dvoufaktorem ANOVOU, ukázala následující:

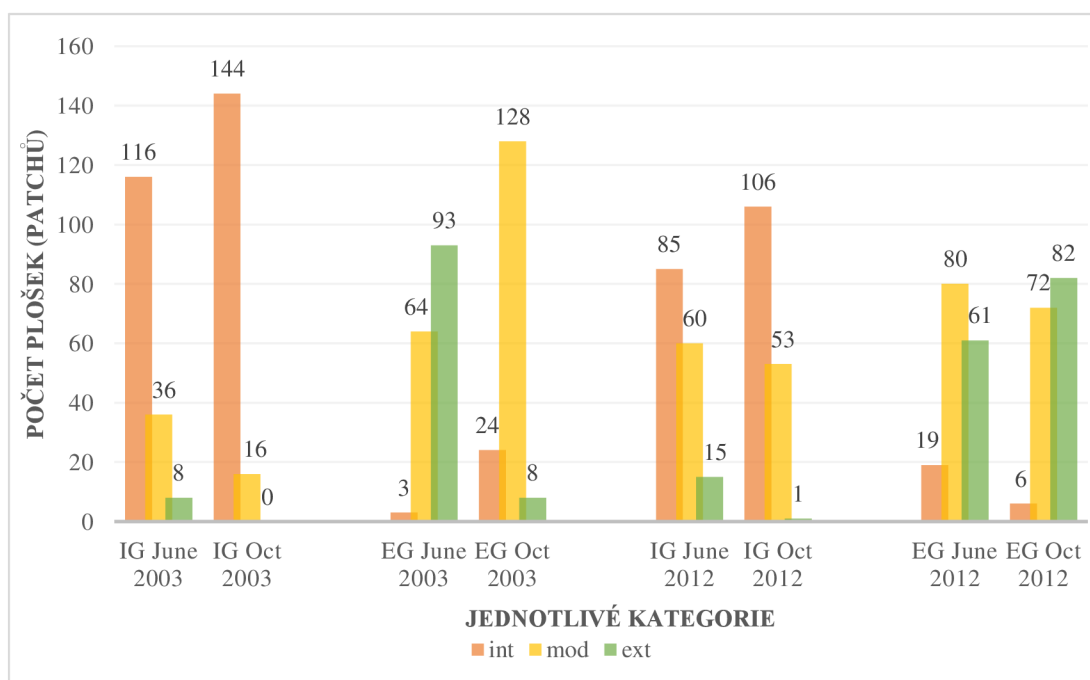
- časové efekty (sezóna a rok) v IG obhospodařování byly signifikantní pro krátké a střední plošky, pro vysoké byly signifikantní pouze pro sezónu.
- v EG obhospodařování časové efekty a jejich interakce byly signifikantní pro střední a vysoké plošky, kdežto pro nízké byla signifikantní pouze jejich interakce.

Výsledky jsou znázorněny v Tabulce 1.

Tab. 1 – Výsledky analýzy ANOVA, kterou byl testován vliv míry defoliace na počet zaznamenaných plošek. Zkratky v tabulce (F-hodnota – testovací statistika, P-hodnota – hladina významnosti).

Testované proměnné	Efekty	F-hodnota	P-hodnota
IG 2003_2012 int	Sezóna	19.57	<0.001
	Rok	38.8	<0.001
	Sezóna:Rok	0.4	0.528
IG 2003_2012 mod	Sezóna	6.286	0.012
	Rok	32.09	<0.001
	Sezóna:Rok	1.457	0.228
IG 2003_2012 ext	Sezóna	21.68	<0.001
	Rok	2.866	0.091
	Sezóna:Rok	1.612	0.205
EG 2003_2012 int	Sezóna	1.387	0.239
	Rok	0.087	0.769
	Sezóna:Rok	25.048	<0.001
EG 2003_2012 mod	Sezóna	21.7	<0.001
	Rok	11.07	<0.001
	Sezóna:Rok	35.88	<0.001
EG 2003_2012 ext	Sezóna	32.76	<0.001
	Rok	14.111	<0.001
	Sezóna:Rok	89.86	<0.001

Počet plošek v jednotlivých sezónách je znázorněn na Obrázku 1.



Obrázek 1: Graf počtu zaznamenaných plošek (patchů) v jednotlivých sezónách v roce 2003 a 2012. Zkratky (June – červen, Oct – říjen).

Podíl jednotlivých kategorií (int: mod: ext) v červnu 2003 ve variantě IG činil 0,72:0,23:0,05. V říjnu 2003 podíl činil 0,9:0,1:0. V roce 2012 v červnu tento podíl činil 0,53:0,38:0,09. V říjnu 2012 podíl činil 0,66:0,33:0,006.

Podíl jednotlivých kategorií (int: mod: ext) v červnu 2003 ve variantě EG činil 0,02:0,4:0,58. V říjnu 2003 podíl činil 0,15:0,8:0,05. V roce 2012 v červnu tento podíl činil 0,12:0,5:0,38. V říjnu 2012 podíl činil 0,04:0,45:0,51.

5.2 Vliv míry defoliace na počet rostlinných druhů

Každoroční kontinuální pastva v obou variantách (IG a EG) v průběhu 10 let měla pozitivní vliv na vývoj počtu rostlinných druhů. Ve variantě intenzivní pastvy (IG) bylo v roce 2003 zaznamenáno 36 druhů z celkového počtu rostlin. V roce 2012 tento počet činil 50 druhů. Přehled zjištěných druhů je uveden v Tab.1 v příloze 9.2.

V roce 2003 se nevyskytovaly druhy *Anthoxantum odoratum*, *Bellis perennis*, *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Crataegus*, *Deschampsia cespitosa*, *Galium uliginosum*, *Hypochaeris radicata*, *Leontodon autumnalis*, *Luzula campestris*, *Lychnis flos-cuculi*, *Poa sp.*, *Ranunculus auricomus*, *Sagina procumbens*, *Trisetum flavescens*,

Veronica arvensis. V roce 2012 se nevyskytovaly druhy *Anthriscus sylvestris* a *Vicia cracca*.

Ve variantě extenzivní pastvy (EG) bylo v roce 2003 zaznamenáno 38 druhů z celkového počtu. V roce 2012 byl tento počet vyšší a činil 49 druhů.

V roce 2003 se nevyskytovaly druhy *Anthoxantum odoratum*, *Campanula patula*, *Cardamine pratensis*, *Crataegus*, *Galium uliginosum*, *Glechoma hederacea*, *Heracleum sphondylium*, *Leontodon autumnalis*, *Luzula campestris*, *Lychnis flos-cuculi*, *Rosa* sp., *Stellaria media*, *Tanacetum vulgare*, *Trisetum flavescens*, *Veronica arvensis*. V roce 2012 se nevyskytovaly *Daeschampsia caespitosa*, *Leucanthemum album*, *Phleum pratense*, *Plantago major*.

Po provedení dvoufaktorové statistické analýzy ANOVA pro závislost míry defoliace na počet rostlinných druhů bylo zjištěno následující:

- časové efekty (sezóna a rok) v IG obhospodařování byly signifikantní pro krátké plošky, kdežto pro střední plošky byl signifikantní pouze rok. Pro plošky vysoké byly signifikantní časové efekty a jejich interakce.
- v EG obhospodařování časové efekty a jejich interakce byly signifikantní pro střední a vysoké plošky, kdežto pro nízké byla signifikantní pouze jejich interakce.

Výsledky byly znázorněny v Tabulce 2.

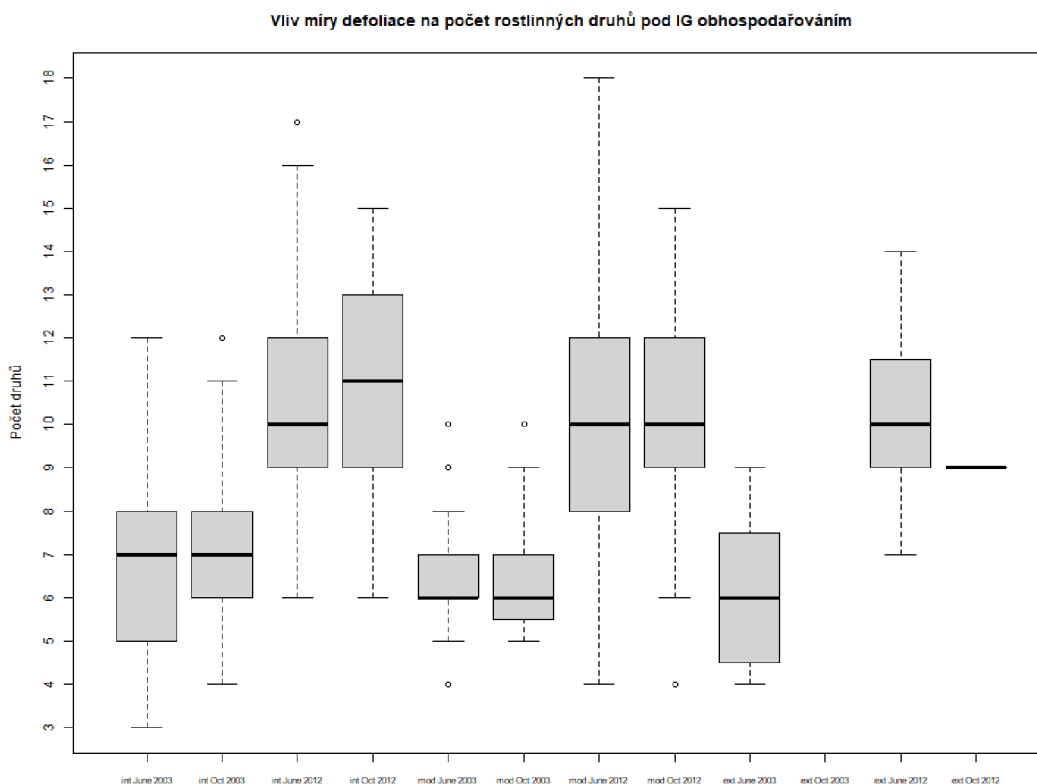
Tab. 2 – Výsledky analýzy ANOVA, kde byl testován vliv míry defoliace na počet rostlinných druhů. Zkratky v tabulce (F-hodnota – testovací statistika, P-hodnota – hladina významnosti).

Testované proměnné	Efekty	F-hodnota	P-hodnota
IG 2003_2012 int	Sezóna	23.65	<0.001
	Rok	4.29	0.039
	Sezóna:Rok	0.12	0.7289
IG 2003_2012 mod	Sezóna	3.737	0.0537
	Rok	64.77	<0.001
	Sezóna:Rok	0.398	0.5281
IG 2003_2012 ext	Sezóna	19.979	<0.001
	Rok	6.949	0.009
	Sezóna:Rok	4.944	0.027

Tab. 2 – Výsledky analýzy ANOVA, kde byl testován vliv míry defoliace na počet rostlinných druhů. Zkratky v tabulce (F-hodnota – testovací statistika, P-hodnota – hladina významnosti – pokračování).

EG 2003_2012 int	Sezóna	0.373	0.542
	Rok	0.796	0.373
	Sezóna:Rok	17.994	<0.001
EG 2003_2012 mod	Sezóna	4.776	0.029
	Rok	11.28	<0.001
	Sezóna:Rok	11.28	<0.001
EG 2003_2012 ext	Sezóna	11.89	<0.001
	Rok	56.51	<0.001
	Sezóna:Rok	60.79	<0.001

Počet druhů v jednotlivých letech a sezónách v IG obhospodařování je znázorněn na Obrázku 2.



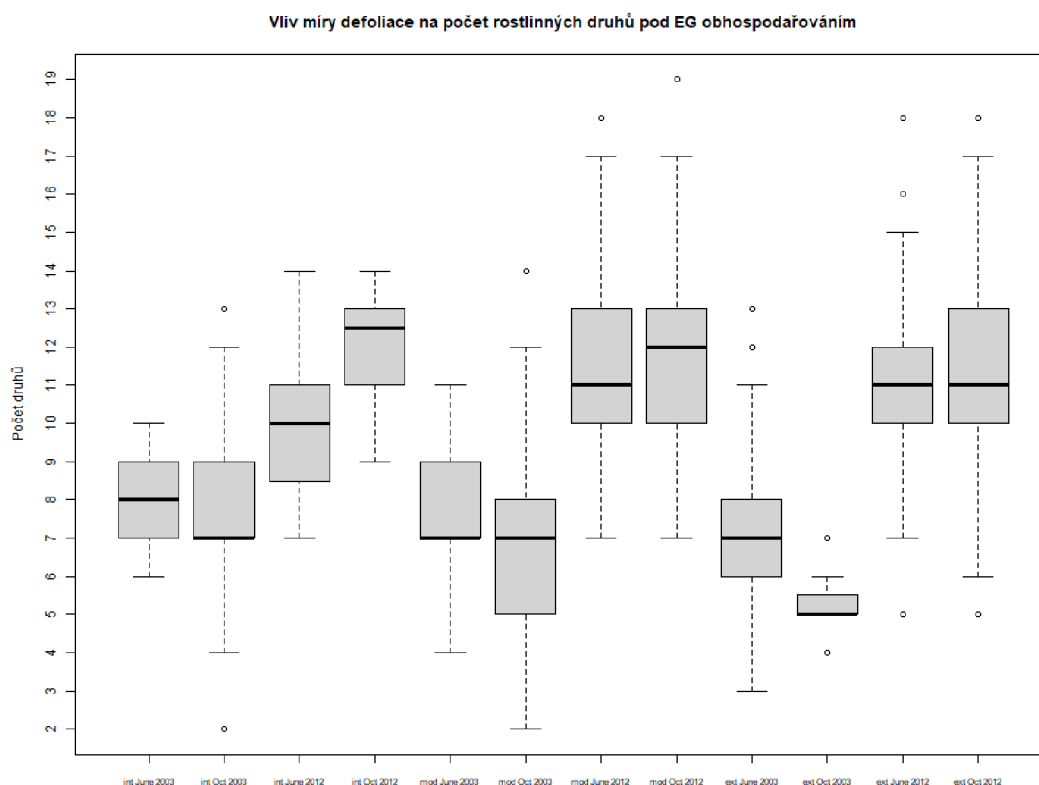
Obrázek 2: Graf počtu zaznamenaných plošek (patchů) v jednotlivých sezónách v roce 2003 a 2012 pod IG. Zkratky (June – červen, Oct – říjen).

Ve variantě intenzivní pastvy (IG) se v červnu v roce 2003 v krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) nacházelo průměrně 6,6 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 6,5 druhů ve snímku a na ploškách s výškou nad 10,5 cm (ext) 6,1 druhů ve snímku. Oproti tomu se v říjnu 2003 v

krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) nacházelo průměrně 7,3 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 6,4 druhů ve snímku. Plošky s výškou porostu nad 10,5 cm se nevyskytovaly.

V roce 2012 se v červnu v krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) nacházelo průměrně 10,6 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 10,2 druhů ve snímku a na ploškách s výškou nad 10,5 cm (ext) 10,5 druhů ve snímku. Oproti tomu se v říjnu 2012 v krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) nacházelo průměrně 10,9 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 10,2 druhů ve snímku a na ploškách s výškou nad 10,5 cm (ext) 9 druhů ve snímku.

Počet druhů v jednotlivých rocích a sezónách v EG obhospodařování je znázorněn na Obrázku 3.



Obrázek 3: Graf počtu zaznamenaných plošek (patchů) v jednotlivých sezónách v roce 2003 a 2012 pod EG. Zkratky (June – červen, Oct – říjen).

Ve variantě extenzivní pastvy (EG) se v červnu v roce 2003 v krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) nacházelo průměrně 8 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 7,6 druhů ve snímku a na ploškách

s výškou nad 10,5 cm (ext) 7,4 druhů ve snímku. Oproti tomu se v říjnu 2003 v krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) nacházelo průměrně 7,5 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 6,5 druhů ve snímku a na ploškách s výškou nad 10,5 cm (ext) 5,3 druhů ve snímku.

V roce 2012 se v červnu nacházelo průměrně 9,9 rostlinných druhů s výškou porostu do 5 cm (int), 11,3 s výškou porostu do 10 cm (mod) a 11 s výškou nad 10,5 cm (ext). Oproti tomu se v říjnu 2012 nacházelo v krátkých ploškách s výškou porostu do 5 cm (int) průměrně 12 druhů ve snímku, ve středních ploškách s výškou porostu do 10 cm (mod) 11,6 druhů ve snímku a na ploškách s výškou nad 10,5 cm (ext) 11,2 druhů ve snímku.

6. DISKUZE

První řešenou otázkou tohoto výzkumu bylo, zda se počet plošek (patchů) v roce 2003 pod různou mírou defoliace signifikantně lišil od roku 2012. V IG obhospodařování v rámci roku a sezóny byl zjištěn průkazný rozdíl v počtu plošek (kategorie int a mod), pro kategorii ext byl zjištěn průkazný rozdíl pouze v rámci sezóny. Intenzivní pastva vedla k vyššímu podílu krátkých plošek, vysoké plošky byly zastoupeny pouze ojediněle. V EG obhospodařování v rámci roku, sezóny a jejich interakce byl pozorován průkazný rozdíl v kategoriích mod a ext, kdežto v kategorii int průkazná byla pouze interakce roku a sezóny. Extenzivní pastva vedla k vyššímu podílu vysokých plošek, nízké plošky byly zastoupeny pouze ojediněle.

Obecně platí, že podíl defoliovaných krátkých plošek se s rostoucí intenzitou pastvy zvyšuje, zatímco podíl zřídka defoliovaných vysokých plošek se snižuje (Dumont et al. 2007). V extenzivní pastvě je tomu naopak. Podobné výsledky byly pozorovány ve studii Ludvíkové et al. (2015), kde dostupnost píce v intenzivně spásaném porostu výrazně nepřevyšovala poptávku, proto se jalovice mohly pást méně selektivně. Rovněž nedostatek srážek v srpnu 2003 (14,5 mm oproti 30letému průměru 88 mm) může být příčinou absence vysokých plošek na podzim v intenzivní variantě pastvy a jejich snížení na 5 % v extenzivní variantě (Ludvíková et al. 2015).

Druhou řešenou otázkou bylo, zda se počet rostlinných druhů ve snímcích v roce 2003 a 2012 liší. V IG obhospodařování časové efekty byly průkazné pro krátké plošky, pro střední plošky byl průkazný pouze rok. Pro vysoké plošky byly průkazné časové efekty a jejich interakce. V EG obhospodařování časové efekty a jejich interakce byly průkazné pro střední a vysoké plošky, kdežto pro nízké byla průkazná pouze jejich interakce.

V každém měření počet rostlinných druhů ve snímcích byl vyšší v roce 2012 pro obě varianty pastvy (IG a EG). Klíčovým předpokladem pro existenci velkého počtu druhů je heterogenita travního porostu (Mládek et al. 2006), kde se na krátkých ploškách vyskytují vysoce chutné, pastvu tolerující druhy rostlin, a na vyšších ploškách se vyskytují druhy se sníženou kvalitou píce (Díaz et al. 2001), které mohou být zdrojem píce obzvláště v obdobích nízké produktivity porostů (Tonn et al. 2018). Rovněž, jak bylo naznačováno v kapitole 3.3.1, sešlap hraje důležitou roli v koexistenci druhů a poskytování míst pro nové druhy. Odstraňování rostlinné

biomasy býložravci zvyšuje množství dostupného světla pro rostliny, čímž se snižuje početnost dominantních druhů a druhová bohatost se zvyšuje (Borer et al. 2014; Koerner et al. 2018).

7. ZÁVĚR

Hlavním cílem této práce bylo provedení důkladné literární rešerši recentních publikací a shrnutí současných znalostí o významu trvalých travních porostů a pastvy a dále vlivu pastvy (zejména pastvy skotu) na strukturu a diverzitu spásaného porostu.

Trvalé travní porosty udržují vysokou škálu ekosystémových služeb, slouží jako zásobárna biologické rozmanitosti a poskytují další významné jak ekologické, tak i ekonomické přínosy. Bez udržování travních porostu se spouští proces sukcese a dochází k přeměně druhové skladby. Jednou ze základních úloh pastvy je vrácení živin do půdy ve formě exkrementů, což následně zvyšuje heterogenitu zdrojů a diverzitu rostlin. Dále pasoucí se zvířata dokážou chránit semena rostlin a podpořit méně konkurenceschopné druhy prostřednictvím sešlapávání. Na druhou stranu, pokud je pastva nadměrná a není kontrolovaná, existuje riziko degradace půdy a zhoršování produktivity rostlin. Pastva má značný vliv na strukturu porostu z několika hledisek. V důsledku opakovaného spásání travního porostu a použití optimálního zatížení pastvin vzniká mozaikovitě uspořádání, které v průběhu pastevní sezóny anebo dokonce i let může zůstat stabilní. Zavedení pastvy zvyšuje prostorovou heterogenitu a zabraňuje šíření invazních druhů.

Praktická část práce se věnovala vyhodnocení dat na základě analýzy jednotlivých výškových kategorií spásaného porostu a na základě zhodnocení jednotlivých druhů rostlin. Pastva prokázala následující vliv na podíl výškových kategorií – v intenzivní pastvě se zvýšil podíl krátkých plošek a snížil se podíl vysokých plošek, v extenzivně pastvě bylo tomu naopak v důsledku větší nabídky píce. Počet rostlinných druhů se v obou pastevních variantách (IG a EG) zvětšil, což poukazuje na pozitivní vliv kontinuální pastvy na druhovou pestrost.

8. CITACE

Adler P. B., Raff D. A., Lauenroth W. K., 2001: The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128, 465–479.

Berchová-Bímová K., Kadlecová M., Vojík M., 2019: Hodnocení efektivity likvidace invazních druhů rostlin, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita Praha.

Borer E.T., Seabloom E. W., Gruner D.S., Harpole W.S., Hillebrand H., Lind E. M., Adler P.B., Alberti J., Anderson T. M., Bakker J.D., Biederman L., 2014: Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature*, 508(7497), pp. 517-520.

Briske D., 1991: Developmental Morphology and Physiology of Grasses. In: *Grazing Management: An Ecological Perspective*, Timber Press, Portland, 85-108.

Briske D. D., Derner J. D., Brown J. R., Fuhlendorf S. D., Teague W. R., Havstad K. M., Willms W. D., 2008: Rotational Grazing on Rangelands: Reconciliation of Perception and Experimental Evidence. *Rangeland Ecology & Management*, 61(1), 3–17.

Byrnes R. C., Eastburn D. J., Tate K. W., Roche, L. M., 2018: A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *Journal of Environment Quality*, 47(4), 758.

Cameron K. C., Di H. J., Moir J. L., 2013: Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of applied biology*, 162(2), 145-173.

Cazcarra R. F., Petit M., D'hour P., 1995: The effect of sward height on grazing behaviour and herbage intake of three sizes of Charolais cattle grazing cocksfoot (*Dactylis glomerata*) swards. *Animal Science*, 61(3), 511-518.

Correll O., Isselstein J., Pavlů V., 2003: Studying spatial and temporal dynamics of sward structure at low stocking densities, the use of an extended rising-plate-meter method. *Grass and Forage Science*, 58 (4), 450-454.

Coughenour M.B., 1991: Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching, and native ungulate ecosystems. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 44(6), 530-542.

Český statistický úřad (ČSÚ), 2023.

Di Paola A., Rulli M. C., Santini M., 2017: Human food vs. animal feed debate. A thorough analysis of environmental footprints. *Land use policy*, 67, 652-659.

Díaz S., Noy-Mair I., Cabido M., 2001: Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology*, 38, 497–508.

Dostálek J., Frantík T., 2012: Controlling of Expansive Grass *Arrhenatherum elatius* and Woody Species by Grazing Management.

Dumont B., D'hour P., Petit M., 1995: The usefulness of grazing test for studying the ability of sheep and cattle to exploit reproductive patches of pasture. *Applied Animal Behaviour Science* 45 (1-2). 79-88.

Dumont B., Rossignol N., Loucougaray G., Carrere P., Chadoeuf J., Fleurance G., Yavercovski N., 2012: When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 153, 50–56.

Dumont B., Garel J.P., Ginane C., Decuq F., Farruggia A., Pradel P., Rigolot C., Petit M., 2007: Effect of cattle grazing a species rich mountain pasture under different stocking rates on the dynamics of diet selection and sward structure. *Animal* 1: 1042–1052.

Dvorský M., Mudrák O., Doležal J., Jirků M., 2022: Reintroduction of large herbivores restored plant species richness in abandoned dry temperate grassland. *Plant Ecology*, 223(5), 525-535.

Firn J., Price J. N. Whalley R. D., 2013: Using strategically applied grazing to manage invasive alien plants in novel grasslands. *Ecological Processes*, 2(1), 1-11.

Fischer F. M., Chytrý K., Těšitel J., Danihelka J. Chytrý M., 2020: Weather fluctuations drive short-term dynamics and long-term stability in plant communities: A 25-year study in a Central European dry grassland. *Journal of Vegetation Science*, 31, 711–721.

Futa B., Patkowski K., Bielińska E. J., Gruszecki T. M., Pluta M., Kulik M., Chmielewski S., 2017: Sheep and horse grazing in a large-scale protection area and its positive impact on chemical and biological soil properties. *Polish Journal of Soil Science*, 49 (2), 111.

Gaisler J., Pavlů V., Pavlů L., Mikulka J., 2010: Extenzivní obhospodařování trvalých travních porostů v podhořských oblastech mulčováním. Výzkumní ústav rostlinné výroby, Praha 6 – Ruzyně.

Gaislerová M., Homolka P., Koukolová V., 2022: Pastva zvířat a pastevní technologie.

Gerber P.J., Steinfeld H., Henderson B., Mottet A., Opio C., Dijkman J., Falcucci A., Tempio G., 2013: Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Gillet F., Kohler F., Vandenberghe C., Buttler A., 2010: Effect of dung deposition on small-scale patch structure and seasonal vegetation dynamics in mountain pastures. *Agriculture, ecosystems & environment*, 135(1-2), 34-41.

Gutschick V. P., 1997: Photosynthesis, growth rate, and biomass allocation. In *Ecology in Agriculture* (pp. 39-78). Academic Press.

Habel J. C., Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C., Wiezik, M., 2013: European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2131-2138.

Hamidi D., Komainda M., Tonn B., Harbers J., Grinnell N. A., Isselstein J., 2021: The Effect of Grazing Intensity and Sward Heterogeneity on the Movement Behavior of Suckler Cows on Semi-natural Grassland. *Frontiers in Veterinary Science*, 8, 639096.

Háková A., Klaudivová A. Sádlo J., 2004: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. *Planeta XII*, 3/2004 – druhá část. Ministerstvo životního prostředí, Praha.

Haynes R. J., Williams P. H., 1993: Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in agronomy*, 49, 119-199.

Hejda M., Hanzelka J., Kadlec T., Štrobl M., Pyšek P., Reif J., 2017: Impacts of an invasive tree across trophic levels: Species richness, community composition and resident species' traits. *Diversity and Distributions*, 23(9), 997-1007.

Hejzman M., Schellberg J., Pavlů V., 2010: Long-term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of *Lolio-Cynosuretum* grassland after the cessation of fertilizer application. *Applied Vegetation Science*, 13, 257–269.

Hejcman M., Hejcmanová P., Pavlů V., Beneš J., 2013: Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science*.

Hendrickson J. R., Olson B., 2006: Understanding plant response to grazing. *Targeted Grazing: A Natural Approach to Vegetation Management and Landscape Enhancement*, ed. Launchbaugh K, 32-39.

Henning K., Lorenz A., von Oheimb G., Härdtle W., Tischew S., 2017: Year-round cattle and horse grazing supports the restoration of abandoned, dry sandy grassland and heathland communities by suppressing *Calamagrostis epigejos* and enhancing species richness. *Journal for Nature Conservation*, 40, 120-130.

Herbin T., Hennessy D., Richards K. G., Piwowarczyk A., Murphy J. J., Holden N. M., 2011: The effects of dairy cow weight on selected soil physical properties indicative of compaction. *Soil Use and Management*, 27(1), 36-44.

Hessle A., Rutter M., Wallin K., 2008: Effect of breed, season and pasture moisture gradient on foraging behaviour in cattle on semi-natural grasslands. *Applied Animal Behaviour Science*. Volume 111, Issues 1–2, pages 108-119.

Hodgson J., 1985: The control of herbage intake in the grazing ruminant. *Proceedings of the Nutrition Society*, 44(2), 339–346.

Hoffmann C., Funk R., Wieland R., Li Y., Sommer M., 2008: Effects of grazing and topography on dust flux and deposition in the Xilingele grassland, Inner Mongolia. *Journal of arid environments*, 72(5), 792-807.

Hönigová I., Vačkář D., Lorencová E., Melichar J., Götzl M., Sonderegger G., Oušková V., Hošek M., Chobot K., 2012: Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, pp 78.

Hoogendoorn C. J., Betteridge K., Costall D. A., Ledgard S. F., 2010: Nitrogen concentration in the urine of cattle, sheep and deer grazing a common ryegrass/cocksfoot/white clover pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 53(3), 235-243.

Chabuz W., Kulik M., Sawicka-Zugaj W., Żółkiewski P., Warda M., Pluta M., Lipiec A., Bochniak A., Zdulski J., 2019: Impact of the type of use of permanent grasslands

areas in mountainous regions on the floristic diversity of habitats and animal welfare. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00629.

Chang X., Bao X., Wang S., Wilkes A., Erdenetsetseg B., Baival, B., Avaadorj D., Maisaikhan T., Damdinsuren B., 2015: Simulating effects of grazing on soil organic carbon stocks in Mongolian grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, 278-284.

Chodkiewicz A., 2020: Advantages and disadvantages of Polish primitive horse grazing on valuable nature areas – A review. *Global Ecology and Conservation*, 21.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P., 2010: Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Chytrý M., Jarosik V., Pyšek P., Hájek O., Knollova I., Tichý L., Danihelka J., 2008: Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*. 89. 1541-53.

Ignatavicius G., 2013: Effects of grassland management on plant communities. *Ekologija*, 59 (2).

Jankowska-Huflejt H., 2006: The function of permanent grasslands in water resources protection. *Journal of water and land development*. No.10: 55–65.

Jirků M., Dostal D., Prach K., Stejskal V., Robovský J., Marhoul P., Jirků D., Beneš R., Czernik A., Číp D., Janečková A., Lisal K., Michálek B., Peksa O., Rektoris L., Stejskal R., Vlček J., 2022: Přirozená pastva velkých býložravců Metodika přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného managementu nelesních a lesních stanovišť. Certifikovaná metodika (Nment), 2. vydání.

Johnson L.C., Matchett J.R., 2001: Fire and grazing regulate belowground processes in tallgrass prairie. *Ecology*, 82(12), 3377-3389.

Kalamees R., Zobel M., 2002: The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecology*. 83, 1017–1025.

Kassahun T., Pavlů K., Pavlů V. V., Pavlů L., Blažek P., 2021: Effect of 15-year sward management on vertical distribution of plant functional groups in a semi-natural perennial grassland of central Europe. *Applied Vegetation Science*, 24(1).

- Klein A.M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tschardt T., 2007: Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.
- Knapp A.K., Blair J. M., Briggs J.M., Collins S.L., Hartnett D.C., Johnson L.C., Towne E.G., 1999: Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. *BioScience* 49, 39–50.
- Koerner S.E., Smith M.D., Burkepile D.E., Hanan N.P., Avolio M.L., Collins S.L., Knapp A.K., Lemoine N.P., Forrester E.J., Eby S., Thompson D.I., 2018: Change in dominance determines herbivore effects on plant biodiversity. *Nat Ecol Evol* 2: 1925–1932.
- Laca E. A., Lemaire G., 2000: Measuring sward structure. In *Field and laboratory methods for grassland and animal production research*, pp. 103-121.
- Lepš J., Májková M., Vítová A., Doležal J. de Bello F., 2018: Stabilizing effects in temporal fluctuations: management, traits, and species richness in high-diversity communities. *Ecology*, 99 (2), 360–371.
- Louault F., Pillar V. D., Aufrere J., Garnier E., Soussana J. F., 2005: Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of vegetation Science*, 16(2), 151-160.
- Ludvíková V., Pavlů V., Gaisler J., Hejcman M., Pavlů L., 2014: Long-term defoliation by cattle grazing with and without trampling differently affects soil penetration resistance and plant species composition in *Agrostis capillaris* grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 204–211.
- Ludvíková V., Pavlů V., Pavlů L., Gaisler J., Hejcman M., 2015: Sward-height patches under intensive and extensive grazing density in an *Agrostis capillaris* grassland. *Folia Geobotanica*, 50, 219–228.
- Macleod C.K.J., Humphreys M.W., Whalley W.R., Turner L., Binley A., Watts, C.W., Haygarth P.M., 2013: A novel grass hybrid to reduce flood generation in temperate regions. *Scientific reports*, 3 (1), 1-7.
- Maharning A.R., Mills A.A., Adl S.M., 2009: Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. *Applied soil ecology*, 41(2), 137-147.

- Marion B., Bonis A., Bouzillé J. B., 2010: How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity and richness in wet grasslands? *Ecoscience*, 17, 229–239.
- McSherry M.E., Ritchie, M.E., 2013: Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global change biology*, 19(5), 1347-1357.
- Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Gaisler J., 2006: Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV Praha, 104 pp.
- Moir J.L., Edwards G.R., Berry L.N., 2013: Nitrogen uptake and leaching loss of thirteen temperate grass species under high N loading. *Grass and Forage Science*, 68(2), 313-325.
- Moir J.L., Cameron K.C., Di H.J., Fertsak U., 2011: The spatial coverage of dairy cattle urine patches in an intensively grazed pasture system. *The Journal of Agricultural Science*, 149(4), 473-485.
- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M., 2005: The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest & Landscape Denmark, Hoersholm, 44 pp.
- Oom S. P., Hester A. J., Legg C. J., 2010: Grazing across grass: shrub boundaries: Can spatial heterogeneity increase resistance? *Agriculture, ecosystems & environment*, 139(1-2), 159-166.
- Parsons A. J., Dumont B., 2003: Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal Research*, 52, 161–179.
- Pärtel M., Bruun H.H., Sammul M., 2005: Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland science in Europe*, 10 (1), 14.
- Pavlů K., Kassahun T., Nwaogu C., Pavlů L., Gaisler J. A. N., Homolka P., Pavlů V., 2019b: Effect of grazing intensity and dung on herbage and soil nutrients.
- Pavlů L., 2018: Základy pedologie a ochrany půdy. Katedra pedologie a ochrany půdy. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Pavlů L., Gaisler J., Pavlů V., Haase H., Kändler M., Titěra J., Pavlů K., Teka T. K., Blechinger K., (2019a): Obhospodařování travních porostů pro podporu biodiverzity v přeshraniční oblasti Liberec-Žitava. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. Praha.

Pavlů V., Hejcman M., Pavlů L., Gaisler J., 2007: Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland. *Applied Vegetation Science*, 10, 375–382.

Pavlů V., Gaisler J., Pavlů L., Hejcman M., Ludvíková V., Svobodová A., Krahulec F., Steinbachová D., 2021: Standardy péče o přírodu a krajinu. AOPK ČR. Praha.

Peeters A., Vanbellinghen C., Frame J., 2004: Wild and Sown Grasses. Profiles of a Temperate Species Selection: Ecology, Biodiversity and Use.

Rolková J., Stehlíková L., 2019: Udělali jsme pro přírodu – Jak zatočit s lupinou. *Arnika* 2019/2, s. 43-49.

Rook A. J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M. F., Parente G., Mills J., 2004: Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological conservation*, 119 (2), 137-150.

Rutter S.M., 2006: Diet preference for grass and legumes in free-ranging domestic sheep and cattle: Current theory and future application. *Applied Animal Behaviour Science*, 97(1), 17-35.

Sandhage-Hofmann A., 2016: Rangeland Management. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier, Amsterdam.

Schils R.L., Bufe C., Rhymer C.M., Francksen R.M., Klaus V.H., Abdalla M., Milazzo F., Lellei-Kovács E., Berge H., Bertora C., Chodkiewicz A., Dámátfircá C., Feigenwinter I., Fernández-Rebollo P., Ghiasi S., Hejduk S., Hiron M., Janicka M., Pellaton R., Smith K., Thorman R., Vanwallegem T., Williams J., Zavattaro L., Kampen J., Derkx R., Smith P., Whittingham M., Buchmann N., 2022: Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330, 107891.

Scheile T., Isselstein J., Tonn B., 2018: Herbage biomass and uptake under low-input grazing as affected by cattle and sheep excrement patches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 112, 277–289.

Skládanka J., Doležal O., Hegedüsová Z., Holásek R., Chládek G., Kopec T., Kropsch M., Kučera J., Kvapilík J., Ofner-Schröck E., Onráková M., Strápak P., 2014a: Chov strakatého skotu. Brno: Mendelova univerzita v Brně.

Skládanka J., Cagaš B., Doležal P., Havlíček Z., Hejduk S., Horký P., Jančovič J., Klusoňová I., Knot P., Kovár P., Alba M., Jhonny E., Mikyska F., Nawrath A., Pokorný R., Sláma P., Szwedziak K., Tukiendorf M., Šeda J., Vozár L., Vyskočil I., Zeman L., 2014b: *Pícninářství*. 1. vyd. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014. 368 s.

Smith F. A., Smith R. E. E., Lyons S. K., Payne J. L., 2018: Body Size Downgrading of Mammals over the Late Quaternary. *Science* 360: 310–313.

Smith L. A., White P. C., Marion G., Hutchings, M. R., 2009: Livestock grazing behavior and inter-versus intraspecific disease risk via the fecal–oral route. *Behavioral Ecology*, 20(2), 426-432.

Sollenberger L.E., Vendramini J.M.B., Dubeux J.C.B., 2009: *Grazing Management Concepts and Practices*. Florida: Agronomy Department/Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.

Soussana J., Tallec T., Blanfort V., 2010: Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4(3), 334-350.

Stevens, C. J., 2018: Recent advances in understanding grasslands. *F1000Research*, 7.

Strauss S.Y., Agrawal A.A., 1999: The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *Trends Ecol Evol*. May, 14(5):179-185.

Tallowin J.R.B., Rook A.J., Rutter, S.M., 2005: Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. *Animal Science Journal*, 81(2), 193–198.

Teague W.R., Dowhower S.L., Baker S.A., Haile N., DeLaune P.B., Conover, D.M., 2011: Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agriculture, ecosystems & environment*, 141(3-4), 310-322.

Temperton V.M., Buchmann N., Buisson E., Durigan G., Kazmierczak Ł., Perring M. P., Sá Dechoum M., Veldman J.W., Overbeck G.E., 2019: Step back from the forest and step up to the Bonn challenge: How a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. *Restoration Ecology*, 27, 705–719.

Tilman D., Clark M., 2014: Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515, 518–522.

- Titěra J., Pavlů V. V., Pavlů L., Hejcman M., Gaisler J., Schellberg J., 2020: Response of grassland vegetation composition to different fertilizer treatments recorded over ten years following 64 years of fertilizer applications in the Rengen Grassland Experiment. *Applied Vegetation Science*, 23(3), 417-427.
- Tonn B., Raab C., Isselstein J., 2018: Sward patterns created by patch grazing are stable over more than a decade. *Grass and Forage Science*, 74, 104–114.
- Van Den Pol A., Becker T., Fernandez A. B., Hennessy T., Peratoner G., 2018: Social and economic impacts of grass based ruminant production. In *Sustainable meat and milk production from grasslands*, Vol. 23, pp. 697-708.
- Van Soest P.J., 1977: Plant fiber and its role in herbivore nutrition. *Cornell Veterinarian*, Vol 67, pp 307–326.
- Van Soest P.J., 1994: *Nutritional ecology of the ruminant*. Cornell University Press. New York. 476 pp.
- Vavra M., 2004: Biodiversity: Grazing Management. *Encyclopedia of Animal Science*, 127.
- Vera F.W.M., 2002: *Grazing ecology and forest history*. Oxford University press, New York.
- Veselá M., Mrkvička J., Dulárová A., 2001: Vliv stanoviště a hnojení na druhové složení a výnosy luk. *Úroda*.
- Vítková M., 2011: Péče o akátové porosty. *Ochrana přírody*, 66, 6, s. 7–12.
- Warren A., Khogali M., 1992: Assessment of desertification and drought in the Sudano-Sahelian region, 1985-1991. United Nations Sudano-Sahelian Office.
- Webster A.J.F., 1985: Differences in the energetic efficiency of animal growth. *Journal of Animal Science*, 61(suppl_2), 92-103.

9. PŘÍLOHY

9.1 Seznam zkratk

ČSÚ – Český statistický úřad

DJ/ha = 500 kg živé hmotnosti zvířete na hektar

EG – extensive grazing, extenzivní pastva

Ext – extensive – vysoké plošky, výška nad 10 cm

IG – intensive grazing, intenzivní pastva

Int – intensive – krátké plošky, výška 0 až 5 cm

K – draslík

Mod – moderate – střední plošky, výška 5,5 až 10 cm

N – dusík

P – fosfor

TTP – trvalý travní porost

9.2 Tabulková příloha

Tab 1: Seznam rostlinných druhů vyskytujících se na zájmové ploše v červnu a říjnu v roce 2003 a 2012.

Číslo	Zkratka	Latinský název druhu	Český název druhu	IG 2003	IG 2012	EG 2003	EG 2012
1	AegoPod	<i>Aegopodium podagraria</i>	bršlice kozí noha	1	1	1	1
2	AgroCap	<i>Agrostis capillaris</i>	psineček obecný	1	1	1	1
3	AchiMil	<i>Achillea millefolium</i>	řebříček obecný	1	1	1	1
4	AlchVul	<i>Alchemilla vulgaris</i>	kontryhel obecný	1	1	1	1
5	AlopPra	<i>Alopecurus pratensis</i>	psárka luční	1	1	1	1
6	AnthOdo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	tomka vonná	0	1	0	1
7	AnthSyl	<i>Anthriscus sylvestris</i>	kerblík lesní	1	0	1	1
8	BellPer	<i>Bellis perennis</i>	sedmikráska obecná	0	1	0	0
9	CampPat	<i>Campanula patula</i>	zvonek rozkladitý	0	0	0	1
10	CardPra	<i>Cardamine pratensis</i>	řeřišnice luční	1	1	0	1
11	CarexSp	<i>Carex</i> sp.	ostřice sp.	1	1	1	1
12	CeraHol	<i>Cerastium holosteoides</i>	rožec obecný	1	1	1	1
13	CirsArv	<i>Cirsium arvense</i>	pcháč oset	0	1	1	1
14	CirsPal	<i>Cirsium palustre</i>	pcháč bahenní	1	1	1	1
15	CirsVul	<i>Cirsium vulgare</i>	pcháč obecný	0	1	0	0
16	Crataeg	<i>Crataegus</i>	hloh	0	1	0	1
17	DactGlo	<i>Dactylis glomerata</i>	srha říznačka	1	1	1	1
18	DescCae	<i>Daeschampsia caespitosa</i>	metlice trsnatá	0	1	1	0
19	ElytRep	<i>Elytrigia repens</i>	pýr plazivý	1	1	1	1
20	FestPra	<i>Festuca pratensis</i>	kostřava luční	1	1	1	1
21	FestRub	<i>Festuca rubra</i>	kostřava červená	1	1	1	1
22	GaliAlb	<i>Galium album</i>	svízel bílý	1	1	1	1
23	GaliUli	<i>Galium uliginosum</i>	svízel slatinný	0	1	0	1
24	GlechHed	<i>Glechoma hederacea</i>	popenec obecný	1	1	0	1
25	HeraSph	<i>Heracleum sphondylium</i>	bolševník obecný	0	0	0	1
26	HolcLan	<i>Holcus lanatus</i>	medyněk vlnatý	1	1	1	1
27	HolcMol	<i>Holcus mollis</i>	medyněk měkký	1	1	1	1
28	HypeMac	<i>Hypericum maculatum</i>	třezalka tečkovaná	1	1	1	1
29	HypoRad	<i>Hypochaeris radicata</i>	prasetník kořenatý	0	1	0	0
30	LathPra	<i>Lathyrus pratensis</i>	hrachor luční	1	1	1	1
31	LeonAut	<i>Leontodon autumnalis</i>	máchelka podzimní	0	1	0	1
32	LeucAlb	<i>Leucanthemum album</i>	kopretina bílá	1	1	1	0
33	LotuUli	<i>Lotus uliginosus</i>	štírovník bažinný	1	1	1	1
34	LuzuCam	<i>Luzula campestris</i>	bika ladní	0	1	0	1
35	LychFlc	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	kohoutek luční	0	1	0	1
36	moss	moss	mechorosty	1	1	1	1

Tab 1: Seznam rostlinných druhů vyskytujících se na zájmové ploše v červnu a říjnu v roce 2003 a 2012 – Pokračování.

37	<i>PhlePra</i>	<i>Phleum pratense</i>	bojínek luční	0	0	1	0
38	<i>PlanLan</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	jitrocel kopinatý	1	1	1	1
39	<i>PlanMaj</i>	<i>Plantago major</i>	jitrocel větší	1	1	1	0
40	<i>PoaSp</i>	<i>Poa</i> sp.	lipnice	0	1	1	1
41	<i>RanuAcr</i>	<i>Ranunculus acris</i>	pryskyřník prudký	1	1	1	1
42	<i>RanuRep</i>	<i>Ranunculus repens</i>	pryskyřník plazivý	1	1	1	1
43	<i>RanuAur</i>	<i>Ranunculus auricomus</i>	pryskyřník mnohotvárný	0	1	0	0
44	<i>RosaSp</i>	<i>Rosa</i> sp.	růže sp.	0	0	0	1
45	<i>RumeAce</i>	<i>Rumex acetosa</i>	šťovík obecný	1	1	1	1
46	<i>SagiPro</i>	<i>Sagina procumbens</i>	úrazník položený	0	1	0	0
47	<i>StelGra</i>	<i>Stellaria graminea</i>	ptačinec trávovitý	1	1	1	1
48	<i>StelMed</i>	<i>Stellaria media</i>	ptačinec prostřední	0	0	0	1
49	<i>TanaVul</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>	vrtič obecný	0	0	0	1
50	<i>TaraOff</i>	<i>Taraxacum</i> sp.	pampeliška sp.	1	1	1	1
51	<i>TrifRep</i>	<i>Trifolium repens</i>	jetel plazivý	1	1	1	1
52	<i>TrisFla</i>	<i>Trisetum flavescens</i>	trojštět žlutavý	0	1	0	1
53	<i>UrtiDio</i>	<i>Urtica dioica</i>	kopřiva dvoudomá	1	1	1	1
54	<i>VeroArv</i>	<i>Veronica arvensis</i>	rozrazil rolní	0	1	0	1
55	<i>VeroCha</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>	rozrazil rezekvítek	1	1	1	1
56	<i>VeroSer</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>	rozrazil douškolistý	1	1	1	1
57	<i>ViciCra</i>	<i>Vicia cracca</i>	vikev ptačí	1	0	1	1
58	<i>ViciSep</i>	<i>Vicia sepium</i>	vikev plotní	1	1	1	1