

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroekologie a rostlinné produkce



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Posouzení různých typů trvalých travních porostů pro
použití v ekologickém zemědělství**

Bakalářská práce

**Eliška Krajčová
Ekologické zemědělství**

Ing. Zuzana Hrevušová, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "**Posouzení různých typů trvalých travních porostů pro použití v ekologickém zemědělství**" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22. 4. 2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala své vedoucí práce paní doktorce Ing. Zuzaně Hrevušové, Ph.D. za ochotu, čas, trpělivost, a především cenné rady při psaní bakalářské práce.

Posouzení různých typů trvalých travních porostů pro použití v ekologickém zemědělství

Souhrn

Záměrem bakalářské práce bylo představit pohled na trvalé travní porosty v ekologickém zemědělství. Práce si kladla za cíl vysvětlit mechanismy vzájemného ovlivňování mezi travními porosty, jejich druhovou diverzitou a ekologickými faktory stanoviště. Dalším cílem bylo představení jednotlivých porostových typů a posouzení jejich vhodnosti pro použití v ekologickém zemědělství.

Trvalé travní porosty plní řadu mimoprodukčních a produkčních funkcí. Z ekologických faktorů, které určují konkurenční a produkční schopnost travních porostů a ovlivňují jejich botanické složení, má největší vliv vodní a výživný režim stanoviště a využívání porostu. Optimální stanoviště pro hodnotný trvalý travní porost je na mezoeutrofním a mezofytním stupni s půdním pH mezi 5,5–6,5. Mezi hodnotné TTP patří například *Alopecuretum*, *Arrhenatheretum*, *Lolietum* aj. Důležité jsou i orografické faktory, jelikož porosty na prudkých svazích se špatně obhospodařují a neobhospodařované TTP ztrácí své produkční a mimoprodukční funkce a časem se mění na lesní společenstva. Dále bylo prokázáno, že některé druhy vyskytující se ve vegetaci, slouží jako bioindikátory stanovištních podmínek, například *Nardus stricta* indikuje půdy s nedostatkem živin.

Intenzita a způsob využívání má vliv na druhovou rozmanitost travních porostů, která podporuje multifunkčnost travního ekosystému. Bylo zjištěno, že nejvyšší druhové diverzity dosahují porosty extenzivně obhospodařované. Zemědělci by na základě charakteristiky konkrétního typu porostu, jeho účelu a stanovištních podmínek měli být schopni určit vhodnost pastvy a sečení a jejich kombinovaného využití. Například porostový typ *Arrhenatheretum* nesnáší pastvu, a naopak porostový typ *Lolietum* pastvu vyžaduje, ale kvůli ohrožení ruderálními plevely potřebuje i kosení nedopasků, jinak to v EZ může být problém kvůli zákazu používání herbicidů.

Bylo potvrzeno, že pozdější termín seče zhoršuje stravitelnost píce. Dále bylo zjištěno, že i některé kvalitní druhy ve vysokém zastoupení mohou zhoršovat kvalitu píce, například *Trisetum flavescens* způsobuje enzootickou kalcinózu.

Pro ekologické zemědělce je důležitá typologie, která pomocí fytoecologického snímkování kategorizuje travní porosty na základě různých vymezujících parametrů právě do porostových typů, které přispívají k posouzení vhodnosti pro hospodaření. Zlepšování TTP je do určité míry možné různými pratotechnickými zásahy, které jsou ale v EZ omezené a je důležité promyslet i jejich ekonomickou stránku.

Důležitý je další výzkum trvalých travních porostů, který by přinesl nové poznatky, které by napomohly k rovnovážnému využití produkčních a mimoprodukčních funkcí TTP a optimalizování podpory ekologických zemědělců.

Klíčová slova: ekologické faktory, rostlinná diverzita, hodnocení kvality porostu, produkční schopnost, bioindikátory, typologie

Assessment of different types of permanent grassland for use in organic farming

Summary

The aim of this work was to present a view of permanent grasslands in organic farming. The work aimed to explain the mechanisms of interaction between grasslands, their species diversity and ecological factors of the habitat. Another goal was to present the individual vegetation types and their assessment for use in organic farming.

Permanent grasslands perform a number of non-production and production functions. From the ecological factors that determine the competitiveness and production capacity of grasslands and affect their botanical composition, the water and nutritional regime of the habitat and the use of the grassland have the greatest influence. The optimal habitat for valuable permanent grassland is at the mesoeutrophic and mesophytic stage with a soil pH between 5.5–6.5. Valuable grasslands include, for example, *Alopecuretum*, *Arrhenatheretum*, *Lolietum*, etc. Orographic factors are also important, because grasslands located on steep slopes are poorly managed and unmanaged grasslands lose their production and non-production functions and will eventually turn into forest communities. Furthermore, some species found in vegetation have been shown to serve as bioindicators of habitat conditions, for example *Nardus stricta* indicates nutrient deficient soils.

The intensity and method of use affect the species diversity of grasslands, which supports the multifunctionality of the grassland ecosystem. It was found that the highest species diversity is achieved by extensively managed grasslands. Farmers should be able to determine the suitability of grazing and mowing and their combined use, based on the characteristics of the specific type of grassland, its purpose and habitat conditions. For example, the *Arrhenatheretum* grassland type does not tolerate grazing, and on the contrary, the *Lolietum* grassland type requires grazing, but due to the threat of ruderal weeds, it also needs mowing, otherwise it may be a problem in organic farming, due to the ban on the use of herbicides.

It has been confirmed that a later mowing date reduces forage digestibility. Additionally, even some high-quality species can degrade forage quality, for example *Trisetum flavescens* causes enzootic calcinosis.

Typology, which uses phytocenological imaging to categorize grasslands based on various defining parameters into different grassland types, is important for organic farmers. Grassland types contribute to the assessment of use for farming. The improvement of grasslands is possible by various pratotechnical interventions. However, the interventions for organic farming are limited and farmers have to consider their economic side.

Further research of permanent grassland is important to bring new insights that would help to make balanced use of the production and non-production functions of grasslands and optimize support for organic farmers.

Keywords: ecological factors, plant diversity, grassland quality, forage value, bioindicators, typology

Obsah

1 Úvod	7
2 Cíl práce	8
3 Literární rešerše	9
3.1 Význam trvalých travních porostů pro ekologické zemědělství	9
3.2 Ekologické faktory ovlivňující botanickou skladbu	10
3.2.1 Klimatické podmínky	11
3.2.2 Orografické podmínky.....	12
3.2.3 Edafické podmínky.....	13
3.2.3.1 Výživný režim	15
3.2.3.2 Vodní režim	19
3.3 Bioindikátory	20
3.4 Druhová diverzita	22
3.5 Rozdělení travních porostů	24
3.5.1 Z hlediska původu.....	24
3.5.2 Podle způsobu využívání.....	24
3.5.2.1 Pastva.....	24
3.5.2.2 Kosení (seč).....	26
3.6 Pratotechnika a ekologické zemědělství	27
3.6.1 Hnojení a jeho vliv na porost.....	29
3.7 Pícní kvalita porostu	30
3.8 Typologie	32
3.8.1 Fyziognomicko-floristické třídění	32
3.8.2 Floristicko-cenologické třídění (Curyšsko-montpelliérský směr)	32
3.8.3 Ekologicko-floristické třídění.....	33
3.8.4 Syngeneticko-floristické třídění.....	33
3.9 Nejvýznamnější travní společenstva	33
3.9.1 Mokřady.....	34
3.9.2 Porostový typ Nardetum.....	35
3.9.3 Porostový typ Trisetetum.....	36
3.9.4 Porostový typ Arrhenatheretum.....	36
3.9.5 Kostřavové porosty Festucetum	36
3.9.6 Porostový typ Alopecuretum	37
3.9.7 Porostový typ Dactylidetum	37
3.9.8 Lolietum.....	38
3.10 Posouzení typů porostů pro použití v ekologickém zemědělství	38
4 Závěr	42
5 Literatura	44

1 Úvod

Trvalé travní porosty jsou společenstva složená z trav, jetelovin a ostatních dvouděložných druhů. Jsou nedílnou součástí naší krajiny, kde zaujímají rozlohu přes milion hektarů (Hruška et al. 2018). Velkou část zaujímají i ve světovém měřítku. Již od počátku zemědělství nám sloužily svou produkční schopností, kdy sytily naše hospodářská zvířata kvalitní pící. Mezi produkční schopnosti se dá zařadit i sklizeň biomasy za účelem energetického využití na výrobu bioplynu, při níž jako vedlejší produkt vzniká digestát, který je možné použít jako hnojivo. Další možné využití biomasy z porostu je na produkci osiva. V současnosti si lidé již začali uvědomovat neblahý vliv průmyslu na životní prostředí, a tak se dostávají do popředí právě i často nedocenené mimoprodukční funkce trvalých travních porostů, mezi které patří například ochrana půdy před erozí, zachování biodiverzity, čištění vod aj.

S TTP se ve většině případů hospodaří na méně příznivých lokalitách, kde z nějakého důvodu není vhodné pěstovat polní plodiny. Jsou to tzv. marginální oblasti, kde nejsou vhodné klimatické podmínky, půda je potenciálně ohrožena erozí apod.

Vegetace travního porostu je přímo ovlivňována určitými stanovištními faktory, intenzitou a způsobem využívání porostu. K zachování kvalitního druhově rozmanitého porostu, který plní produkční i mimoprodukční funkce, které přispívají k řešení současných environmentálních problémů, je nejučinnější extenzivní hospodaření. Aby ale bylo možné extenzifikovat intenzivní hospodářství, je nutné vybalancovat systém podpory ekologických zemědělců, jelikož je hospodaření musí uživit.

Výzkum trvalých travních porostů je stále aktuální téma. Je nutné umět posoudit kompromisy mezi ekonomickým a environmentálním přínosem. Tomu napomáhá typologie, která třídí travní porosty do mnoha klasifikačních jednotek podle různých faktorů.

V ekologickém zemědělství má porostový typ větší význam než v konvenčním zemědělství, právě díky omezeným možnostem ošetřování v EZ (MZe 2021b), které by případně porost mohly výrazně zlepšit. Kvůli zákazům v EZ je důležité využívat kvalitní typy porostů, které nevyžadují např. chemické zásahy.

V EZ je nutné určit si jaký typ porostu je vhodný pro hospodaření, v jaké lokalitě, zda ta lokalita splňuje stanovištní podmínky pro daný typ porostu, zda se nám jeho pěstování vyplatí, zda z něho bude kvalitní píče, jakých potenciálních výnosů bude dosahovat. Je důležité zvážit ohrožení šířením plevelů, případně jak velké je to riziko, vzhledem k tomu, že v ekologickém zemědělství se nesmí používat herbicidy. Je potřeba určit jakým způsobem se bude porost obhospodařovat, jestli pastvou, sečením nebo kombinovaně. Zamyslet se nad tím jaké další pratotechnické zásahy bude žádoucí provádět. Dále je důležité zkontrolovat vhodnost a přístupnost lokality pro tyto zásahy. Ekologický zemědělec nesmí opomenout všechna kritéria, která musí splňovat, aby mohl dostat dotace.

2 Cíl práce

Cílem práce bylo vysvětlit vztah mezi prostředím a kvalitou travního porostu a zhodnotit jejich význam pro porosty v ekologickém zemědělství. Dalším cílem bylo představit nejvýznamnější typy trvalých travních porostů z hlediska jejich produkčních a mimoprodukčních funkcí. Posledním cílem bylo posoudit vhodný způsob využívání těchto porostů v režimu ekologického zemědělství.

3 Literární řešerše

3.1 Význam trvalých travních porostů pro ekologické zemědělství

V posledních letech se dostává do popředí hlavně ekologický význam trvalých travních porostů a snaha zabezpečit jejich mimoprodukční funkce. Trvalé travní porosty (TTP) jsou nedílnou součástí kostry ekologické stability krajiny (Kollárová 2007).

V ekologickém zemědělství ČR tvoří trvalé travní porosty 82,1 % z celkové výměry ekologicky obhospodařované půdy, což je cca 444 tis. ha pro rok 2019 (ÚZEI 2019). Dokonce dle Moudrého et al. (2008) dochází i díky nastavení dotačních titulů v ČR v ekologickém zemědělství k vysokému nárůstu hospodaření na TTP za současného útlumu využívání orné půdy, což není žádoucí v produkčních oblastech. Agroenvironmentální programy by měly být vybalancovány tak, aby více podpořily hospodaření na orné půdě a zároveň zachovaly dostatečnou motivaci pro využívání TTP.

Význam mimoprodukčních funkcí trvalých travních porostů vzrůstá s nutným řešením negativního dopadu civilizace na životní prostředí (Mrkvička et al. 2007). Důležitost travních porostů potvrzuje i D'Ottavio et al. (2017) tvrzením, že trvalé travní porosty poskytují rozmanité ekosystémové služby celosvětového významu, jako je produkce píce, podpora druhové diverzity, pastva pro opylovače, vodní čištění, svou retenční schopností omezují povrchový odtok škodlivých látek do vodních zdrojů, prevence před povodněmi a zmírňování globálního oteplování prostřednictvím ukládání uhlíku.

Tyto funkce jsou travní porosty schopny vykonávat jen pokud jsou správně obhospodařované. Nevyužívané a zanedbané travní porosty mají mimoprodukční funkce značně omezené, a dokonce mohou v tomto směru působit i negativně. Trvalé travní porosty hrají velkou roli v ochraně půdy proti vodní a větrné erozi. Důležité jsou v ochraně a stabilizaci druhové rozmanitosti. Zachování přirozeného a pestrého genofondu rostlin, živočichů a mikroorganismů přispívá k tlumení různých ekologických stresů (Klimeš 1997; Kollárová 2007). Travní porosty se mohou rovněž významně podílet na utváření místního klimatu (Alcamo et al. 2005) i na celkovém zlepšování životního prostředí (omezování prašnosti, tlumení hluku, vyrovnávání výkyvů teploty a okolního vzduchu a jeho vlhkosti). Živé rostlinné části, schopné transpirace, snižují teplotu a zvyšují relativní vzdušnou vlhkost a tím vytváří chladnější mikroklima. Suché porosty naopak atmosféru oteplují, jelikož vydávají CO₂ do ovzduší (Ústav výzkumu globální změny AV ČR 2017). Dále zvyšují půdní úrodnost tím, že vytváří množství odumřelé organické hmoty a půdu obohacují o humus. Fixují vzdušný dusík, produkují kyslík a poutají plynné exhaláty. V neposlední řadě přináší estetickou a krajino tvornou funkci a slouží i k rekreaci (Klimeš 1997; Kollárová 2007).

Tyto funkce ohrožuje nedostatečné využívání a opouštění (WallisDeVries et al. 2002), intenzifikace zemědělství (Young et al. 2005) a změna klimatu nebo mizení travnatých ploch v důsledku obdělávání, výstavby (Muller et al. 1998) a zalesňování, jako tomu bylo například v Maďarsku po rozpadu socialismu (Bíró et al. 2013).

3.2 Ekologické faktory ovlivňující botanickou skladbu

Ekologické faktory ovlivňují především skladbu porostu a jeho plošnou pokryvnost (Kvítek 2004), dále produkci a kvalitu píce (Novák 2004). Dle Urbana a Šarapatky (2003) druhová skladba přirozeného travinného společenstva vyjadřuje komplexnost abiotických a biotických faktorů, nejen z hlediska okamžitého stavu, ale i v procesu vývoje a může sloužit jako vodítko pro veškeré opatření vedoucí ke zvýšení kvality a produktivity porostu.

Jelikož je každý travní porost vázán na určité prostředí a zároveň je životním prostředím pro řadu mikro- a makroorganismů, lze tato společenstva definovat jako ekosystém (Novák 2008). Alcamo et al. (2005) vymezují ekosystém jako dynamický komplex společenstev rostlin, živočichů (včetně člověka), mikroorganismů a neživého prostředí, ve kterém dochází ke vzájemné výměně hmoty a energie. Složky ekosystému jsou ve vzájemných funkčních a trofických vztazích, jejichž důsledkem jsou i prostorové vztahy a prostorová struktura (Slavíková 1986).

Každý zásah do struktur ekosystémů vede vždy k větším či menším změnám celé soustavy, ve které existuje vzájemné ovlivňování se jednotlivých složek přímo i nepřímo, navzájem i celku. Dobrá znalost ekosystémových vazeb travních porostů je nutná pro harmonické uplatnění všech produkčních i mimoprodukčních funkcí těchto cenóz (Klímeš 1997).

Do tvorby produkce travních porostů se promítá řada abiotických (neživých) a biotických faktorů, které je nutno při využívání porostu respektovat (Tian et al. 2016).

Dle Klímeše (1997) travinný ekosystém tvoří několik subsystémů:

Úsek abiotického prostředí:

- subsystém klimatických faktorů
- subsystém orografických faktorů
- subsystém edafických faktorů

Úsek biotických složek:

- subsystém producentů – fytoceenóza
- subsystém konzumentů – zoocenóza
- subsystém dekompozitorů

Klečka (1938) zdůraznil, že porost je funkcí stanoviště $P=f(s)$. To znamená, že luční porost může nejlépe charakterizovat stanovištní podmínky nebo alespoň některé ekologické faktory. Dle tohoto vztahu pak vyplývá, že zvýšení výnosů a kvality píce produkčních TTP lze trvaleji dosáhnout pouze změnou stanovištních podmínek (Fiala 2002).

Výnos a kvalita travních porostů je výslednicí komplexního působení všech ekologických faktorů. Ideální podmínky pro hospodaření jsou tam, kde jsou všechny ekologické faktory v optimu (Slavíková 1986). Nejdůležitější ekologické faktory lze rozdělit na několik ekologických stupňů v ekologické řadě (Ellenberg 1988).

V přírodě se nachází poměrně omezené množství kombinací ekologických faktorů. Tyto kombinace se projevují v podobě určitých typů stanovišť, charakterizovaných zpravidla určitým klimatem, reliéfem geologickým substrátem, půdním typem a vodním režimem. Rozmanitost stanovištních typů určité krajiny závisí na její geologické stavbě a členitosti

reliéfu. Každý druh má na svém genetickém kódu zakotveno určité rozmezí snášenlivosti (amplitudu tolerance) vůči působení určitého ekologického faktoru (Moravec et al. 1994).

Ekologické faktory ve vztahu k porostu nelze posuzovat neměnně, ale je nutno přihlížet ke změnám, kterým tyto faktory podléhají během roku. Například nestačí znát hodnoty průměrné hladiny podzemní vody, protože rozhodující je vodní režim na začátku vegetačního období a jeho proměnlivost v průběhu roku (Rychnovská et al. 1985).

Dle Klimeše (1997) faktory ovlivňující stav a funkce travních ekosystémů můžeme rozdělit do dvou skupin podle jejich ovlivnitelnosti:

Konzervativní (neovlivnitelné):

- klimatické podmínky (teplota, srážky, vítr, rosa, vzdušná vlhkost, sluneční svit, délka dne)
- reliéf a expozice
- geologický podklad
- půdní druh a půdní typ

Progresivní (ovlivnitelné např. pratotechnickými zásahy)

- vodní režim
- výživný režim a hnojení
- obsah humusu
- půdní reakce (pH)
- biotické složky (producenti, konzumenti, dekompozitoři – půdní edafon)
- využívání porostu

Z těchto ekologických faktorů má na travní porosty z hlediska produkčních i mimoprodukčních funkcí největší vliv vodní a výživný režim, dále pak využívání porostů (Novák 2008).

3.2.1 Klimatické podmínky

Klimatické podmínky určité oblasti jsou ovlivněny slunečním zářením (Zheng et al. 2020), teplotou, srážkami, vlhkostí a prouděním vzduchu (Dibari et al. 2021). Tyto faktory lze v praxi komplexně vyjádřit výrobní oblastní, však přesnější rajonizace je vyjádřena dle BPEJ (bonitovaná půdně ekologická jednotka), která je charakterizována půdně-klimatickými podmínkami (VÚMOP 2019). Nejvýrazněji se projevuje vliv klimatických podmínek ze širšího geografického hlediska, neboť určuje vznik význačných rostlinných formací, např. stepní, luční, tundrová aj. (Klimeš 1997).

Sluneční záření je zdrojem energie pro fotosyntézu a tím i pro produkci biomasy (Bat-Oyun et al. 2012), dokonce Zheng et al. (2020) tvrdí, že na alpských loukách je sluneční záření dominantním faktorem pro tvorbu primární produkce biomasy. Intenzivní sluneční záření přispívá ke zlepšení stravitelnosti, tím že snižuje obsah ligninu a vlákniny (Novák 2008). Délka osvitů je také rozhodující faktor pro stanovení termínu využití porostu (Háková et al. 2004). Stejně tak optimální vzdušná vlhkost zvyšuje celkovou intenzitu fotosyntetických procesů. Ve vlhčích podmínkách je píce kvalitnější a stravitelnější (Klimeš 1997).

Množství srážek, a hlavně jejich rozložení během vegetačního období značně ovlivňuje druhové složení vegetace, především v oblastech, kde nemohou být kompenzovány jiným zdrojem vláhy, např. podzemní vodou (Rychnovská et al. 1985). Jak píše Knapp et al. (2002), pokud vystavíme porost většímu objemu srážek najednou a zároveň delšímu období sucha, však beze změn v celkovém úhrnu srážek, dojde ke změnám v procesech koloběhu uhlíku. Studie potvrdila snížení výkonosti fotosyntézy cca o 20 %, snížení primární nadzemní produkce cca o 10 % a snížení CO₂ v půdě, ale zvýšení rostlinné diverzity a výskyt vzácnějších druhů. Přirozené travní porosty dosahují plné produkční schopnosti při celkovém úhrnu srážek nad 700 mm za rok, což v ČR odpovídá vlhčí části bramborářské výrobní oblasti a horským oblastem (Klimeš 1997). Úhrn srážek za vegetační období by měl být 400–500 mm. Dle Jacobs et al. (2006), rosa významně přispívá k vodní bilanci a růstu rostlin, obzvláště v aridních oblastech (Malek et al. 1999). Tvorba rosy má úzkou vazbu na index listové plochy, který zase závisí na výživě (Klimeš 1997).

Teplota vzduchu ovlivňuje porost nepřetržitě a má vliv na řadu fyziologických procesů jako jsou fotosyntéza, respirace a příjem živin, a i na mikrobiální aktivitu půd (Klimeš 1997). Jak uvádí Dibari et al. (2021), v důsledku globálního oteplování spojeného se snížením srážek, zvláště v oblastech s vyšší nadmořskou výškou, dochází ke změnám společenstev. Posuny napříč výškovými gradienty v důsledku oteplení, způsobují vymizení trav tolerantních vůči chladu a invazi konkurenceschopnějších druhů teplomilných trav. Například v Alpách bylo naměřeno za poslední století oteplení o 2 °C a předpoklad dle klimatického modelu je + 3,3 °C na konci tohoto století (Gobiet et al. 2014). To pravděpodobně způsobí alarmující pokles endemických druhů (Dullinger et al. 2012), což povede k homogenizaci rostlinné vegetace (Liberati et al. 2019). Obecně platí, že optimální teplota pro růst trav v našich podmínkách je kolem 20 °C (Singh et al. 1983).

Vítr jako ekologický činitel se může projevit příznivě přenášením pylu a semen rostlin (Fehmi et al. 2021) nebo naopak může způsobit větrnou erozi (Breshears et al. 2003). Vítr zvyšuje transpiraci (Grace 1974), takže na návětrných polohách trpí rostliny nedostatkem srážek a dominují zde druhy s xeromorfní stavbou listů jako je *Nardus stricta* (Dibari et al. 2021).

3.2.2 Orografické podmínky

Orografické faktory tvoří soubor podmínek daných konfigurací terénu, který významně ovlivňuje složení travních porostů, klimatické faktory a nepřímo edafické prvky (Novák 2008). Značně ovlivňují i stupeň obhospodařování travních porostů, jak píše např. Amezaga et al. (2004), intenzita pastvy v interakci se svažitostí a expozicí má vliv na strukturu rostlinného společenstva. Mezi orografické faktory patří:

- **Nadmořská výška**, která je v mnoha případech určující pro výskyt určitého typu travního společenstva (Pellissier et al. 2010). V našich podmínkách s rostoucí nadmořskou výškou klesá průměrná teplota vzduchu, zvyšuje se úhrn srážek a intenzita slunečního záření, zkracuje se průměrná délka vegetačního období a mění se půdní podmínky (Rychnovská et al. 1985). Güsewell et al. (2012) píše, že hodnoty průměrného ukazatele živin spolu s produktivitou klesají s rostoucí nadmořskou výškou, v důsledku kratší vegetační doby a půdních podmínek. Podíl

travních porostů na kyselých půdách se zvyšuje s nadmořskou výškou, a to souvisí s poklesem druhové bohatosti. Při studiích je často pozorována nejvyšší druhová bohatost ve středních nadmořských výškách (Pickering a Butler, 2009), která je vysvětlována největší zásobou druhů tzv. „species pool“. Stanoviště s malou nadmořskou výškou mají jinou zásobu druhů než stanoviště v horských oblastech. Polohy se střední nadmořskou výškou mohou být osidlovány oběma skupinami druhů, tudíž pravděpodobně proto dosahují nejvyšší druhové bohatosti (Grytnes 2003)

- **Svažitost a expozice ke světovým stranám** mají vliv na produkční i mimoprodukční vlastnosti travních porostů. Obecně lze říct, že se vzrůstající svažitostí klesá produktivita (Klimeš 1997) a vzrůstají náklady na jejich správné obhospodařování, zejména kvůli tomu, že stroje ve specifických podmínkách dosahují nižší hodinové výkonosti a mají vyšší spotřebu na pohonné hmoty a opravy (Kollárová 2009). Podle Čítka a Šandery (1993) lze pozemky se svažitostí nad 15° využívat jen pastevně. Svažitost a expozice silně ovlivňuje množství slunečního záření zachyceného povrchem, a to má vliv na fotosyntézu a vegetační pokryv (Bennie et al. 2008). Ve studii Gong et al. (2008) zjistili, že severní svahy, především v suchých oblastech, vykazují vyšší produktivitu a druhovou diverzitu ve srovnání s jižními, což potvrzuje i Lieffers a Larkin-Lieffers (1987). Tyto svahové rozdíly v druhovém složení a produktivitě byly vysvětleny dostupností zdrojů, zejména vody (Armesto a Martínez 1978). Svažitost má negativní vliv na koncentraci půdního P a expozice zase na půdní pH, což může být způsobeno ztrátou živin povrchovým odtokem, tím pádem se více projevuje na severních svazích, díky většímu množství srážek (Amezaga et al. 2004).
- **Reliéf** má úzkou souvislost se svažitostí a expozicí. Trvalé travní porosty můžeme z hlediska makroreliefu rozdělit na údolní, rovinné a svahové. Údolní porosty jsou velmi výnosné vzhledem k vysoké úrodnosti nivních půd a lepšího zásobení vodou (Klimeš 1997), v zátopových oblastech chrání půdu před erozí (Novák 2008) a jsou schopny využít živiny přinášené záplavami a smyvem z okolních výše položených oblastí (Pavlů et al. 2019). Důsledkem toho může docházet na stanovištích k eutrofizaci (v případě velkého množství živin) a výskytu ruderálních plevelů (Filippov et al. 2008). Svahové porosty jsou odkázané pouze na vodu ze srážek (Novák 2008).

3.2.3 Edafické podmínky

Půdní podmínky mají významný vliv na produkci píce i druhovou rozmanitost (Merunková a Chytrý 2012). Poněvadž u lučních porostů nacházíme většinou malou hloubku prokořenění, je jejich druhové složení určováno hlavně vlastnostmi horní části půdního profilu (Rychnovská et al. 1985).

Vlastnosti půdy jsou navzájem spjaty fyzikálními a chemickými pochody a z toho důvodu se v přírodě nachází omezený počet kombinací půdních vlastností, jež se projevují jako určité půdní jednotky, rozlišené podle morfologických znaků půdy (Moravec et al. 1994).

Matečná hornina určuje chemické i fyzikální vlastnosti půdy a tím má vliv na druhovou skladbu travních porostů. Její význam vzrůstá se stoupající nadmořskou výškou (Novák 2008), v horských oblastech bývají na karbonátových substrátech u nehnojených přirozených porostů až dvojnásobné výnosy píce a zároveň pestřejší společenstva (Chytrý 2007) než na kyselých horninách s převahou silikátů (Klimeš 1997). Hnojením lze měnit fyzikální a chemické vlastnosti půdy a tím snižovat nepříznivý vliv matečné horniny (Urban a Šarapatka 2003).

Na vápencovém podkladu dosahuje porost vyšší druhové bohatosti než na silně kyselém podkladu s pH menším než 4,6 (Merunková a Chytrý 2012). Dominují tam kalcifilní rostliny, například *Bromus erectus* (Klimeš 1997). V těchto oblastech lze tedy předpokládat nižší potřebu vápnění. Jak uvádí Čop (2014), na Slovinsku i v ČR (Urban a Šarapatka 2003) se doporučuje meliorační vápnění pro půdy s pH menší jak 5 a udržovací vápnění pro půdy s pH menší jak 6.

Půdní druh představuje zrnitostní složení zeminy (Rychnovská et al. 1985). Struktura a hloubka půdy převážně určuje schopnost půd zadržovat vodu (Cosby et al. 1984). Písčité a hlinitopísčité půdy mají nejnižší schopnost akumulovat půdní vodu (Singh et al. 1998) a vyznačují se nízkou sorpcí minerálních látek (Rychnovská et al. 1985). Větší dostupnost živin pro rostliny byla zjištěna v jílovitohlinitých půdách než v písčitéch (Harrison a Bardgett 2010).

Hloubka biologicky účinného půdního profilu ovlivňuje porostovou skladbu i výnosovou schopnost a měla by se pohybovat od 0,2 m a více (Čítek a Šandera 1993).

Půdní typ je reprezentován určitým sledem půdních horizontů a odlišuje se chemickými vlastnostmi, promítá se převážně do floristického složení (Klimeš 1997). Nejrozšířenějším půdním typem v České republice jsou kambizemě s cca 55 % výměry půdy (Hauptman et al. 2009). Nivní a lužní půdy s příznivou hygrosérií a trofosérií, mají nejlepší podmínky pro rozvoj vysoce hodnotných porostových typů jako je *Alopecereturum* a *Festuceturum pratense* (Klimeš 1997).

Obsah půdní organické hmoty se projevuje jak na floristickém složení (Rychnovská et al. 1985), tak na mimoprodukčních funkcích. Ovlivňuje úděl organických zbytků a anorganických hnojiv, zvyšuje agregaci půdy, která omezuje erozi půdy, a také zvyšuje kationtovou výměnou kapacitu a schopnost půdy zadržovat vodu (Anderson a Coleman 1985). Snadno rozložitelná organická hmota poskytuje rostlinám a mikroorganismům živiny a energii. Stabilní organická hmota je důležitá pro ukládání uhlíku a fyzikální vlastnosti půd (Rumpel 2011). Bylo zaznamenáno, že vysoká rostlinná rozmanitost zvyšuje sekvestraci půdního C (Fornara a Tilman 2008). Anacker et al. (2021) naměřili, že přidání nebo ztráta cca 35 druhů na 100 m² je spojena s přidáním nebo ztrátou 1 % půdního C. Lange et al. (2015) tvrdí, že se zvyšující se rostlinnou bohatostí se zvyšuje i rozmanitost půdních mikroorganismů. Dle Fornara a Tilman (2008), nejvíce podporují akumulaci uhlíku v půdě trávy a jeteloviny C4, které se v našich podmínkách ale nevyskytují (Singh et al. 1983). Obecně množství uhlíku v půdě představuje rozdíl mezi přidaným uhlíkem z živočišných a rostlinných materiálů a ztrátou uhlíku mikrobiálním rozkladem aj. (Rees et al. 2005). U trvalých travních porostů je vyšší obsah organického uhlíku než na orné půdě (Cole et al. 1993). Kvalita

humusu se posuzuje podle poměru obsahu huminových kyselin k fulvokyselinám (HK : FK) nebo na základě poměru C : N (Pokorný et al. 2007).

Půdní reakce zásadně ovlivňuje chování živin v půdě i samotný růst rostlin (Trávník et al. 2020) i spektrum mikroorganismů, které se podílejí na dekompozičních procesech. V kyselých půdách jsou to převážně houby, v neutrálních a slabě alkalických půdách bakterie (Novák 2008). Reakce půdy závisí na koncentraci vodíkových iontů v půdním roztoku a vyjadřuje se pomocí jejího záporného logaritmu – pH (Moravec et al. 1994). Hodnota pH se pohybuje od 4,5 do 6,5 pro kyselé půdy, neutrální půdy s pH 6,6 až 7,2 a pH od 7,3 pro alkalické půdy (Vaněk et al. 2002). Půdní reakce má významný vliv na dostupnost živin pro rostliny (Bolan et al. 2003).

K okyselování půdy dochází přirozeně např. atmosférickou depozicí sirných a dusíkatých sloučenin (Graaf et al. 1998), které mění chemický stav půdy zvýšením dostupnosti dusíku. Je známo, že zvýšená dostupnost živin snižuje druhovou diverzitu ve společenstvech travních porostů (Berendse a Elberse 1990). S tím souhlasí i Merunková a Chytrý (2012) tvrzením, že druhová bohatost cévnatých rostlin klesá s rostoucí dostupností fosforu, draslíku a s vyšším obsahem organické hmoty v půdě. Dostupnost živin zvyšuje produktivitu travních porostů a intenzitu soutěže o světlo, čímž jsou ve výhodě vysoké, rychle rostoucí trávy, které postupně nahrazují ostatní pomaleji rostoucí dvouděložné druhy (Grime 1979). Dle Janssens et al. (1998) je zvýšená koncentrace fosforu považovaná za hlavní příčinu úbytku druhů. Kyselost půdy je proměnnou, která nejvíce koreluje s druhovou diverzitou rostlin. Ta stoupá se zvyšujícím se pH půdy, úměrně poměru mezi N : K a N : P (Roem a Berendse 2000). Zvýšený Al^{3+} má negativní vliv na dostupnost fosforu (Čop 2014). Podle Roem a Berendse (2000) i dostupnost draslíku klesá se snižujícím se pH. Verhoeven et al. (1996) píše, že záleží na druhu limitující živiny dle Liebigova zákona minima (1840). Rostlinná společenstva, kde je růst omezen dusíkem, se liší druhovým složením od rostlinných společenstev, která jsou omezena fosforem.

Při omezené biologické činnosti u silně kyselých půd je nízký obsah přístupných živin a vyskytují se zde druhy jako *Nardus stricta*, *Deschampsia flexuosa* aj. Půdy, vyskytující se pod porosty s vysokým podílem kulturních druhů, dosahují mírně kyselé reakce – pH 5,5–6,5. Při vyšším zastoupení jetelovin a dvouděložných rostlin v porostech dochází ke snížení půdní kyselosti (Mrkvička et al. 2001).

3.2.3.1 Výživný režim

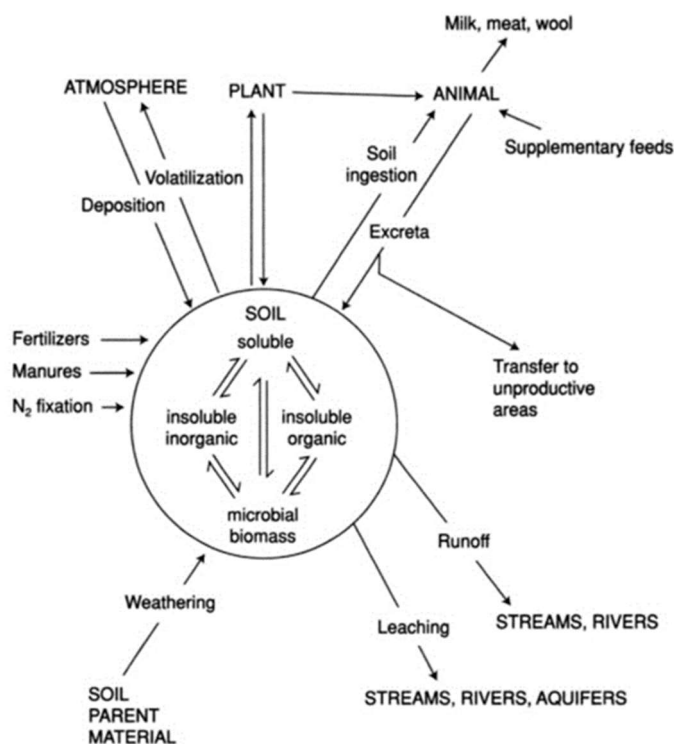
Výživný režim je rozhodujícím komplexním činitelem, který za dostatku vláhy určuje konkurenční a produkční schopnost travních porostů a ovlivňuje jejich botanické složení (Novák 2008). Nároky na živiny a schopnost jejich příjmů jsou u trav a ostatních druhů velmi rozdílné. Vzrůstnější hodnotné druhy jsou náročnější a mohou převládat na půdách s dostatkem přístupných živin, větší rostliny se mohou dostat na místa bohatá na živiny a vyčerpat z nich živiny dříve, než se k nim dostanou menší rostliny (Casper a Jackson 1997). Naopak na chudých půdách převládají nízké nehodnotné druhy, které mohou přijímat živiny z hůře dostupných vazeb (Šantrůček et al. 2008). Mnohdy nehnosené půdy s nedostatkem živin mohou obývat kvalitnější druhy, a to například díky symbiotickým vztahům

s mykorhizou. Arbuskulární mykorhizní houby propojují kořeny rostlin s okolní půdou prostřednictvím svých mycelií. S rostlinami vyměňují získané půdní živiny a vodu za fotosynteticky fixovaný uhlík (Šmilauer et al. 2020) a ovlivňují i konkurenční schopnosti rostlin (Weremijewicz et al. 2016).

V přírodních stanovištích je heterogenita živin všudypřítomná (Cain et al. 1999). Třeba dostupnost dusíku se v některých porostech může měnit i na vzdálenost několika centimetrů (Jackson a Caldwell 1993). Druhy se liší svou fyziologickou plasticitou kořenů, tj. zvýšením kapacity příjmu živin na jednotku délky kořene v reakci na lokalizované obohacení živinami (Jackson et al. 1990). Fransen et al. (2001) zjistili, že díky fyziologické plasticitě měla *Anthoxanthum odoratum* (druh nenáročný na živiny) vyšší schopnost získávat živiny než *Festuca rubra*. Pouze v homogenním prostředí je konkurence o živiny relativně symetrická, to znamená, že rostliny získávají živiny úměrně své biomase (Fransen et al. 2001). Van Der Krift a Berendse (2002) píší, že v prostředí chudém na živiny představuje dlouhá životnost kořenů důležitý mechanismus pro zachování živin a je spojená s průměrem kořene. Jejich data naznačují, že druhy trav z úrodných stanovišť mají jemnější kořeny a kratší životnost kořenů a tím pádem ztrácejí více biomasy a živin přeměnou kořenů a vstupem C a živin do půdního systému než druhy, které často obývají méně úrodné půdy. Ekologické důsledky těchto mezidruhových rozdílů mohou vést ke zlepšení úrodnosti půdy.

Koloběh živin se týká půdy, rostlin i živočichů (Obrázek 1) a je důležitý obzvláště na pastvinách, jelikož přežvýkavci často spoléhají na živiny právě z travních porostů, včetně sena a siláže. Po konzumaci zvířata některé živiny vylučují močí a výkaly zpět do půdy, kde po rozkladu živočišných a rostlinných zbytků probíhá řada procesů zahrnující přeměnu nerozpustných forem na rozpustné v půdě a přístupné pro rostliny. Živiny jsou v rostlinách transportovány z kořenů do nadzemních částí a dále využívány (Whitehead 2000).

Dále se živiny do travních porostů dostávají skrz atmosférickou depozici a hnojením (Obrázek 1), ke ztrátám dochází vyplavováním či volatilizací (Gibson 2009). Kvůli tomu je důležité zavést opatření, která přispívají ke snížení ztrát živin z travních porostů, aby nedocházelo ke znečišťování vodních toků. Mezi tyto opatření patří např. přizpůsobení dávek dusíkatých hnojiv, aplikace hnojiv postřikem a větší využívání jetelovin (Whitehead 2000).



Obrázek 1: Hlavní procesy účastníci se koloběhu živin v travinných ekosystémech (Whitehead 2000)

Pro produkci píče a její kvality jsou nejvýznamnějšími živinami dusík, fosfor, draslík, vápník, hořčík, popřípadě síra (Ryant & Skládanka 2004).

Perotti et al. (2021) ve své studii uvádí, že přístupnost živin v půdě se liší pro každý růstový cyklus, např. dostupnost N v půdě se v druhém růstovém cyklu zvětšila cca 5krát oproti prvnímu cyklu.

Ačkoli je dusík považován za klíčový faktor ovlivňující nadzemní primární produkci, stále více se uznává jeho společná limitace s fosforem (Bracken et al. 2014). Fay et al. (2015) zaznamenali, že N a P společně omezovaly produktivitu více než součet jejich individuálních omezení.

Obecně je nejdůležitější živinou v travnatých ekosystémech dusík, protože je důležitý v aminokyselinách a jejich derivátech, zejména v enzymu rubisco (Gibson 2009), který se účastní temnostní fáze fotosyntézy. Dusík podporuje dlouhivý růst, zvyšuje počet odnoží, a tím hustotu porostu. Nepřímo pak snižuje podíl jetelovin a podporuje vzrůstné druhy trav a bylin. Ovlivnění kvality píče dusíkem spočívá v nárůstu dusíkatých látek v sušině a její stravitelnosti. Nadměrné dávky N snižují obsah sušiny píče, zvyšují obsah vlákniny, redukuje obsah vodorozpustných cukrů a chutnost píče (Ryant & Skládanka 2004).

Vliv dusíku jako ekologického faktoru závisí na sloučenině, v níž je vázán, jako ekologický faktor se uplatňuje především v mineralizovaných formách. Dusík v organických sloučeninách (cca 95 %) představuje významnou rezervu (Moravec et al. 1994) a může se uvolňovat mnoho let, minerální formy N se vyskytují jen v malých koncentracích (cca 1-2 %) (Urban a Šarapatka 2003). Proto je důležitá aktivita mikroorganismů v půdě, díky které dochází k biologickým přeměnám N v půdě, např. k mineralizaci organických látek, při které vznikají minerální formy dusíku snadno přístupné pro rostliny jako je NO_3^- a NH_4^+ . Některé

studie, např. Weigelt et al. (2005) dokazují, že některé druhy rostlin jsou schopny z půdy přijímat rozpuštěný organický dusík ve formě aminokyselin, čímž se obchází potřeba mikrobiální mineralizace. Schopnost příjmu aminokyselin se druhově liší, např. *Nardus stricta* preferuje aminokyselinu serin nad anorganickým N. Rychle rostoucí druhy *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum* a *Lolium perenne* přijímaly během experimentálního období výrazně více anorganického dusíku než jejich pomaleji rostoucí protějšky. Na nehnojených pastvinách s nízkou produktivitou však mohou pomalu rostoucí druhy jako je *Deschampsia flexuosa* nebo *Nardus stricta*, které mohou přijímat stejná množství anorganického a organického dusíku, přetrvávat, a to kvůli převaze organického dusíku rozpustného v těchto půdách.

Koloběh dusíků v travních porostech je otevřený systém, jelikož kromě dusíku dodávaného hnojením, je mimo jiné významným zdrojem i biologická fixace dusíku, díky symbiotickým vztahům jetelovin a hlízkových bakterií (McNeill & Unkovich 2007).

Přebytek dusíku je známý svým negativním vlivem na rostlinou diverzitu. Obdobně to platí i pro fosfor a draslík. Maximálního počtu druhů je dosaženo při obsahu 4 mg fosforu na 100 g půdy a draslíku 20 mg na 100 g půdy (Janssens et al. 1998).

Luční stanoviště se z hlediska přístupnosti dusíku dělí na pět ekologických stupňů takto (Klimeš 1997):

- N₁ oligotrofní: Kyselé půdy (Van Daele et al. 2017) s velmi nízkou zásobou dusíku. Převládají zde nízké nehodnotné druhy s relativně krátkou vegetační dobou, které jsou nenáročné na živiny jako je *Nardus stricta* (Schelfhout et al. 2021), *Calluna vulgaris*, *Molinia caerulea*. Porosty na těchto stanovištích mají vysokou druhovou diverzitu (Ceulemans et al. 2014).
- N₂ mezooligotrofní: Nedostatečně hnojené půdy s malou zásobou živin, vyskytují se zde nenáročné, ale již kvalitnější druhy. Z nekulturních druhů trav např. *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigeios* (Hejcman et al. 2005), *Anthoxanthum odoratum* (Elberse a Berendse 1993). Z kulturních trav např. *Festuca rubra* (Vázquez de Aldana a Berendse 2003), jejíž podíl klesá se zvyšující se dávkou hnojení (Skládanka et al. 2006). A z kulturních leguminóz třeba *Lotus corniculatus* (Ellenberg a Leuschner 2010).
- N₃ mezotrofní: Stanoviště průměrné zásobené dusíkem. Vyskytuje se zde například *Trisetum flavescens*, *Agrostis stolonifera*, *Holcus lanatus*, *Trifolium pratense* (Kelcey a Müller 2011)
- N₄ mezoeutrofní: Půdy s optimálním zásobením dusíkem. Vyskytují se zde nejkvalitnější porosty, vyznačující se sytě zelenou barvou, převládají v nich např. *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, které jak zjistil Grabowski et al. (2020) příznivě reagují na živiny ze závlah odpadních vod (škrob a pivovarské splašky). *Lolium perenne*, *Festuca pratensis* (Stoie a Rotar 2008), *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata* (Ellenberg a Leuschner 2010)
- N₅ eutrofní: Půdy mající velkou zásobu živin, často přehnojené statkovými hnojivy, převládají zde také vysoké trávy jako je *Alopecurus pratensis* (Peeters

2004), ale značnou plochu zaujímají ruderální plevele např. *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium*, *Geranium pratense* (Ellenberg a Leuschner 2010).

3.2.3.2 Vodní režim

Vodní režim, který ovlivňuje i dostupnost živin v půdě (Kozłowski 2012), je nejdůležitějším faktorem, který utváří rozložení rostlinných společenstev, druhovou diverzitu a projevy některých rostlinných strategií (Zelnik a Čarní 2008). Také ovlivňuje produkci nadzemní biomasy (Forstner et al. 2021). Moeslund et al. (2013) zaznamenali, že topografie má silný vliv na vodní bilanci.

Voda je zásadní pro všechny vývojové fáze rostliny. Společně s vodou se do rostliny dostávají rozpuštěné živiny, je nutná při udržení turgoru v buňkách, ke klíčení semen, ke správnému fungování enzymů apod. (Plett et al. 2020). Dostatečná zásoba půdní vody, umožňuje neomezenou transpiraci rostlin. Transpirace chladí rostliny a přízemní vrstvu atmosféry. Rostliny během dne pohlcují sluneční záření, které vyzařují zpět do vzduchu jako zjevné teplo. Nebýt transpirace měnilo by se veškeré pohlcené sluneční záření na zjevné teplo. Transpirací je část pohlceného záření spotřebováno jako latentní teplo na výpar vody. V průběhu dne se s tím, jak se mění příkon tepla a teplota vzduchu, také mění poměr mezi latentním a zjevným teplem. Z měřených dat plyne, že transpirace snižuje teplotu rostlinného pokryvu (z 47° C na 25°C), teplotu přízemní vrstvy vzduchu (z 29° C na 21°C), teplotu půdy v hloubce 15 cm (Šír et al. 2002).

Trávy trpící vodním stresem nerostou optimálně a nemohou dosáhnout růstového potenciálu, který by mohl podporovat převládající teplotní a radiační podmínky. Navíc trávy vystavené vodnímu stresu mohou snižovat podíl listů a může se u nich projevit snížená stravitelnost (Han et al. 2003).

Travní porosty se nejlépe vyvíjejí na stanovištích, kde kořenový systém je trvale a v dostatečném množství zásoben půdní vodou a netrpí extrémním nedostatkem ani nadbytkem. Travní porosty spotřebují víc vody než plodiny na orné půdě. Transpirační koeficient je cca 600–800 litrů vody na 1 kg sušiny (Novák 2008). Zdrojem půdní vláhly je atmosférická, podzemní a záplavová voda (Rychnovská et al. 1985). Kolísání podzemní hladiny vody ovlivňuje růst vegetace i fyzikální a chemické vlastnosti půdy (Chambers 1999). Důležitou roli hraje poměr vzduchu a vody v půdě, obzvláště při zamokření, které se projevuje degradací půdy a dominancí nehodnotných hygrofilních druhů (Rychnovská et al. 1985).

Druhovú skladbu travinných porostů je ovlivněna vlhkostními poměry obzvláště na začátku vegetačního období, kdy si rostliny nejvíce konkurují při tvorbě nadzemní fytomasy (Rychnovská et al. 1985).

Luční stanoviště můžeme z hlediska vodního režimu rozdělit pětistupňovou ekologickou řadou na (Havlíček et al. 2008):

- H₁ Xerofytní: Vysušené stanoviště jižních svahů, odkázané na atmosférické srážky. Dominují zde suchomilné druhy z čeledi Poaceae s hlavním významem pro

biodiverzitu (Mardari a Tănase 2015) jako je např. *Festuca ovina*, *Stipa pennata* nebo třeba *Elymus hispidus* (Schmitzberger a Thurner 2013).

- H₂ Mezoxerofytní: Suchá stanoviště odkázaná na atmosférické srážky, kterých je méně než 700 mm za rok a při vyšších teplotách nestačí pokrýt potřebu vody. Dominují většinou úzkolisté druhy *Festuca*, *Elytrigia repens*, *Arrhenatherum elatius* (Ellenberg a Leuschner 2010).
- H₃ Mezofytní: optimální vodní a vzdušný režim stanovišť, kapilární voda tvoří 60 % půdních pórů. Jsou to údolní lokality s hladinou podzemní vody 0,4–0,8 m pod povrchem půdy, dále oblasti se srážkami nad 700 mm za rok. Při dostatku živin se jedná o kvalitní porosty s převahou kulturních trav, např. *Festuca pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata* (Rychnovská 1993), *Lolium perenne* aj. (Ellenberg a Leuschner 2010).
- H₄ Mezohygrofytní: Mírně zamokřená stanoviště se sezónním přebytkem vody a nedostatkem vzduchu v půdě, zvláště na jaře. Rozvíjí se zde nehodnotné druhy např. nízké druhy *Carex* (Visser et al. 2000), *Equisetum palustre*, *Deschampsia cespitosa* (Ellenberg a Leuschner 2010).
- H₅ Hygrofytní: Zamokřená stanoviště s celoročním přebytkem vody. Vyznačují se vysokou produkcí nekvalitní píce s vysokým obsahem vlákniny a nízkou stravitelností. Vyskytují se zde např. vysoké druhy *Carex*, *Phragmites australis* (Clevering 1998), *Typha angustifolia*, *Iris pseudacorus*.

3.3 Bioindikátory

Bioindikátory jsou definovány jako organismy, buňky a subcelulární sloučeniny, které lze použít k hodnocení kvality životního prostředí a ekosystémů, stejně jako dopadu environmentálního stresu na složení a fungování ekosystémů (Kienzl et al. 2003).

Bioindikační metody vysvětlující diverzitu stanoviště vychází ze skutečnosti, že dynamický vývoj vegetace tíhne k rovnováze s prostředím. Rozdíly mezi stanovišti umožňují vegetaci klasifikovat. Rovnováha mezi vegetací a stanovištěm umožňuje stanovit kvalitu prostředí podle vegetace (bioindikace) či odhadovat možnou vegetaci podle vlastností prostředí nebo vytvářet cele klasifikační systémy, které berou v úvahu společně vegetaci i prostředí (Chytrý 2007). Markert et al. (2003) použil bioindikátory pro určení biodiverzity.

Navíc porostová skladba travních porostů neodráží jen současný stav stanoviště, ale i jeho předchozí a eventuálně možný vývoj, míru obhospodařování a využívání porostu (Klimeš 2007). Na základě zjištěného druhového složení Klimek et al. (2007) vyvozují, že snížení dávek dusíkatých hnojiv a zatížení hospodářskými zvířaty zachovává biologickou rozmanitost porostu.

Jednotlivé druhy trav, jetelovin i dalších dvouděložných druhů mají různou míru přizpůsobivosti (ekologickou amplitudu) vůči působení jednotlivých ekologických faktorů stanoviště. Druhy s úzkou stanovištní amplitudou se označují jako stenotopní a mají velkou indikační hodnotu, naopak druhy přizpůsobivé (eurytopní) nelze pro bioindikaci využít (Slavíková 1986).

Dle Slavíkové (1986) pokud známe rozsah tolerance druhu k určitému faktoru, můžeme toho využít zpětně pro zhodnocení stanoviště, na kterém roste. Rostlina na základě svých ekologických tolerancí indikuje vlastnosti stanoviště, ekologickými indikátory se mohou stát celá rostlinná stanoviště.

Bioindikátory patří zároveň ke druhům, které při změně určitých ekologických faktorů ze stanoviště mizí jako první. Nastává to hlavně při extrémních způsobech obhospodařování a využívání porostů nebo naopak při zanedbání pratotechniky (Klimeš 2004). Tyto stresory pak vedou k sérii degenerativních reakcí. Zpočátku rostlina reaguje na stresovou událost poklesem fyziologických funkcí, např. výkonu fotosyntézy. Rostliny se tak odchylují od svého normálního fyziologického standardu a klesá jejich vitalita, u rostlin s nízkou odolností vůči stresu dochází k akutnímu poškození a stárnutí. Obvykle na konci této fáze rostliny aktivují svůj mechanismus zvládnání stresu, jako je aklimatizace metabolických toků, aktivace opravných procesů a dlouhodobé metabolické a morfologické adaptace. Pokud však stres přetrvává dlouhodobě vede ke stádiu vyčerpání a následné smrti (Fränzle 2003).

V praxi se používají tyto bioindikátory (Klimeš 2004; Novák 2008):

Bioindikátory půdní reakce

Kyselou reakci indikují například *Festuca ovina*, *Nardus stricta* (Carroll et al. 2003), *Calluna vulgaris*, *Deschampsia flexuosa*. Alkalickou reakci zas druhy jako je *Onobrychis viciifolia*, *Salvia pratensis*, *Bromus erectus* (Poniatowski et al. 2018) aj. Rostliny, které indikují kyselou půdní reakci (acidofilní rostliny) zároveň indikují nedostatek vápníku v půdě.

Bioindikátory vodního režimu

Suchá stanoviště indikují například *Bromus erectus*, *Anthyllis vulneraria*, *Thymus vulgaris*. Zamokřená stanoviště druhy jako jsou *Deschampsia cespitosa* (Clark & Wilson 2001), *Carex riparia*, *Molinia caerulea*, *Bistorta major*, *Typha* sp. (Samiyappan 2019) aj.

U vodního režimu lze navíc z jeho skladby určit i jeho dynamickou složku, pro trvale vysokou hladinu podzemní vody je typický výskyt *Carex* sp., *Caltha palustris*, *Ranunculus* a dalších. Kolísající vodu v půdním profilu indikují druhy jako je *Deschampsia cespitosa*, *Carex echinata*, *Bistorta major* aj. Druhy jako jsou *Filipendula ulmaria*, *Deschampsia cespitosa*, *Silene flos-cuculi*, umožňují předvídat úspěšnost uplatnění biologické meliorace.

Dále lze ze skladby vyčíst i srážkové poměry. Na vysoké dešťové srážky ve vegetačním období ukazuje četnější výskyt *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Trisetum flavescens*. Naopak nízkou úroveň srážek ve vegetačním období naznačuje *Bromus erectus*, *Salvia pratensis*, *Festuca ovina* a další.

Bioindikátory výživného režimu

Půdy s nedostatkem živin odráží druhy jako je *Festuca ovina*, *Nardus stricta* (Schelfhout et al. 2021), *Deschampsia flexuosa*. Půdy bohaté na živiny například *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Lolium perenne* (Janssen 2012), *Arrhenatherum elatius* a jiné.

Bioindikátory vlivu sešlapávání

Rostliny snášející sešlapávání jsou např. *Poa pratensis*, *Trifolium repens*, *Lolium perenne* (Chytrý 2007). Mezi rostliny, které nesnášejí sešlapávání patří *Poa palustris*, *Arrhenatherum elatius*, *Salvia pratensis*.

Místo uplatnění jednotlivých fytoindikátorů lze použít kvantitativně-analytické metody a přístupy opírající se o hodnocení celkové porostové skladby (Klimeš 2004). Přínosem k bioindikaci jsou například i Ellenbergovy indikační hodnoty (Ellenberg et al. 1992), které vyjadřují v pořadové stupnici vztah rostlinných druhů ke světlu, teplotě, kontinentalitě, vlhkosti, půdní reakci a živinám. Pro vlhkost je tato stupnice dvanáctičlenná, pro ostatní faktory devítičlenná (Chytrý 2007).

Biologické monitorování a využití indikátorů je důležité, abychom viděli mnohdy negativní dopad lidské činnosti na životní prostředí. Významné jsou i pro posouzení odezvy přírody na opatření, která naopak podnikáme pro zlepšení stavu životního prostředí, biologické rozmanitosti a znovuoobnovení stability krajiny. Navíc využití bioindikátorů je příznivější i z ekonomického hlediska než využívání různých měřicích přístrojů (Boháč 1999).

3.4 Druhá diverzita

Biologická diverzita je rozmanitost všech živých organismů a systémů, jichž jsou tyto organismy součástí (United Nations 1992). Zahrnuje rostlinné a živočišné druhy, mikroorganismy a jejich genové informace (Novák 2008). Trvalé travní porosty mají vysokou biologickou rozmanitost (Gibon 2005). Sanderson et al. (2004) uvádí 10 až 60 druhů rostlin na 100 m² v závislosti na intenzitě hospodaření na evropských pastvinách. Biodiverzitu lze posuzovat na genetické, druhové a ekosystémové úrovni (Lampkin et al. 2015). Rostlinná rozmanitost v travních porostech poskytuje mnoho výhod pro fungování ekosystému i zemědělské produkce (Gajour et al. 2012). Hector a Bagchi (2007) píší, že multifunkčnost ekosystémů vyžaduje větší počet druhů. V některých studiích došli k závěrům, že druhová diverzita má pozitivní vliv na produktivitu (Bai et al. 2007; Weigelt et al. 2009). V praxi to však vypadá jinak, v mnohých případech je hospodaření za účelem zachování biodiverzity méně ekonomicky ziskové než konvenční způsoby hospodaření (Pärtel et al. 2005). Z těchto výsledků plyne, že vztah druhové diverzity k primární produkci je zatím nejednoznačný. Může to být způsobeno hlavně tím, že pokusy jsou prováděny na experimentálních loukách nebo čerstvě osetých travních porostech, kde složení vegetace zatím není v rovnováze s prostředím a kde je obhospodařování a sklizeň zřídka srovnatelné se zemědělskými situacemi (Wrage et al. 2011).

Navzdory nejasným účinkům na produkci, má druhová rozmanitost obvykle pozitivní vliv na kvalitu produktu (Elgersma et al. 2006), zdraví zvířat (Min et al. 2003; Martin et al. 2010), zadržování živin (Niklaus et al. 2006) a vody i na stabilitu ekosystému vůči biotickým a abiotickým změnám (Fischer et al. 2008). Biologická diverzita rovněž přispívá k samoregulaci systému, zejména škůdců, parazitů a chorob, a také k opylování, což umožňuje reprodukci rostlin, dostupnost genetický zdrojů a zdraví půdy a kvalitu vody (Lampkin et al. 2015). Důležitost biologické rozmanitosti potvrzuje mezinárodní úmluva o biologické rozmanitosti, která byla v roce 1992 podepsána na konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji. Cílem úmluvy je ochrana biodiverzity, udržitelné využívání jejích složek a rovnocenné rozdělování přínosů plynoucích z genetických zdrojů (United Nations 1992).

Extenzivní pastva byla navržena jako dobrý prostředek pro posílení a ochranu diverzity travních porostů (Dumont et al. 2007). Udržování a zvyšování biologické rozmanitosti obvykle vyžaduje snížení vstupů a vede ke ztrátě výnosu a kvality ve srovnání s intenzivně obhospodařovanými pastvinami (Isselstein et al. 2005). Schaub et al. (2021) uvádí, že extenzifikace je více než jen snižování vstupů a může vyžadovat určitý druh ekologické obnovy včetně dodávky směsí osiv pro různé travní porosty. Mnoho farmářů je však soustředěno v systémech orientovaných na produkci, ovlivněných trvale nízkými cenami mléka a masa (Erisman et al. 2016). Dle Kemp a Michalk (2007) produkce mléka a masa z extenzivní pastvy na biologicky rozmanitějších pastvinách je přirozeně omezená a ekonomický úspěch obvykle závisí na nějaké formě dotací na ochranu biodiverzity, ochranu ohrožených druhů ptactva, ochranu krajiny, cestovního ruchu a kulturního dědictví aj.

Společenský vývoj, včetně měnící se poptávky po červeném a bílém mase, ale také rostoucí posun k vegetariánské a veganské stravě bude vyvíjet tlaky, které mohou změnit poměr mezi pastvinami a ornou půdou (Garnett et al. 2017), a tím ovlivnit biologickou rozmanitost (Crenna et al. 2019).

Širší přechod k extenzivnímu obhospodařování trvalých travních porostů proto vyžaduje mnohostranný přístup, včetně přenosu znalostí, rozvoje politiky a alternativních platebních schémat za poskytování ekosystémových služeb (Schils et al. 2022).

Základní charakteristikou biologické rozmanitosti je vztah počtu druhů a velikosti zkoumané plochy. Uvádí se, že počet druhů s rostoucí plochou roste ze začátku rychle a pak stále pomaleji. Počet druhů je dán podmínkami na lokalitě, které určují, jak a kolik druhů tam může koexistovat, a krajinným kontextem, který určuje, kolik druhů se tam může dostat (Storch 2019).

Fischer et al. (2008) naznačuje, že efekt rozmanitosti je stejně důležitý jako efekt přítomných funkčních skupin (myšleno trávy, jeteloviny aj.) v rostlinné kompozici. Obvyklým parametrem pro hodnocení biodiverzity je počet druhů (abundance) a rovnoměrnost druhů (Magurran 2004). Rozmístění rostlin v porostu může být náhodné, pravidelné nebo skupinové, které je ve většině porostů. Rostliny jsou rozmístěny ve shlucích, způsobených vnějšími faktory stanoviště i vnitřními faktory, specifickými pro každý druh (Rychnovská 1985).

V žádném prostředí nejsou všechny druhy stejně běžné. Místo toho některé jsou velmi hojné, některé středně běžné a některé vzácné (Magurran 2004).

Pro přesnější určení druhové rozmanitosti byly zavedeny indexy zohledňující pokryvnost (dominanci) všech druhů (Storch 2019). Indexy diverzity můžeme rozdělit na tři skupiny. První jsou indexy založené na počtu druhů např. Margalefův index nebo Menhinickův index. Další jsou indexy založené na poměru početnosti druhů, které počítají jak s počtem druhů, tak s jejich početností např. Shannon-Weaverův index nebo Simpsonův index diverzity aj. (Skládanka et al. 2008). A třetí variantou je Q statistika založená na tvaru křivky abundancí kumulativního počtu druhů (Jarkovský et al. 2012).

3.5 Rozdělení travních porostů

3.5.1 Z hlediska původu

Na základě původu můžeme travní porosty rozdělit na přírodní, polopřirozené a uměle založené (Bullock et al. 2011). Přírodní travní porosty se vyvinuly na stanovištích, kde klimatické a jiné ekologické faktory neumožňují existenci lesa (Lemaire et al. 2011). Nacházejí se ve vysokohorských polohách nad horní hranicí lesa (subalpínské a vysokohorské louky) a v menší míře také na velmi suchých stanovištích a pravidelně narušovaných nivách (Šoch et al. 2009). Jejich druhová skladba je v souladu se stanovištními podmínkami (Kollárová 2007).

Polopřirozené travní porosty jsou produktem lidského hospodaření (Bengtsson et al. 2019). Ke své existenci potřebují pastvu nebo sečení, aby nedošlo k zalesnění v důsledku sekundární sukcese (Wahlman and Milberg 2002). Obhospodařování (např. sečením) přispívá k vyčerpání živin (Oelmann et al. 2009), což podporuje biologickou rozmanitost těchto stanovišť (Chytrý et al. 2015). Jejich druhová rozmanitost závisí na intenzitě obhospodařování, množství hnojiv apod. (Kollárová 2007).

Uměle založené travní porosty vznikají činností člověka, vysetím směsí kulturních trav a jetelovin s vysokým produkčním potenciálem. Většinou jsou hnojeny a udržovány intenzivním hospodařením (Kollárová 2007; Bullock et al. 2011).

3.5.2 Podle způsobu využívání

Travní porosty mohou být využívány jako pastviny, louky nebo kombinovaným způsobem (Peeters 2009). Šantrůček et al. (2008) je dle využívání dělí na absolutní louky, které jsou využívány pouze sečně a pastva je znemožněna nedostatečnou únosností drnu. Dále absolutní pastviny, u kterých svažitosť a nerovnost povrchu znemožňuje sečení a je tedy možná pouze pastva, nebo pastevní louky, které umožňují kombinované využívání (seč a pastva) či lze do tohoto rozdělení zahrnout speciální travní porosty, které jsou určeny k nezemědělskému využívání (okrasné, hřišřové travníky aj.).

Využití vstupů jako je použití hnojiv a herbicidů, přísevy, závlahy apod. může být v travních porostech značně variabilní, více než na orné půdě. Velké rozdíly ve využití vstupů, hospodaření, typech vegetace a ekologických podmínkách způsobují odlišnosti v produkci sušiny, kvalitě píce, míře zatížení zvířaty a živočišné výrobě. Nízko produkční porosty mohou ročně vyprodukovat pouze 2–3 tuny suché píce na hektar, zde se pasou především ovce. Oproti tomu vysoko produkční porosty v Evropě mohou produkovat až 10–12 tun na hektar u spásaných porostů a 15 až 20 tun na hektar u posečené biomasy (Peeters 2009). U nás dle Českého statistického úřadu (2021) dosahují průměrné výnosy luk a pastvin 3–3,5 tun na hektar, což lze vysvětlit nízkou úrovní ošetřování.

3.5.2.1 Pastva

Pastva zvířat sehrála podstatnou roli při formování naší krajiny už od počátku neolitu (Hejman a Pavlů 2006) a je jedním z hlavních faktorů, které utvářely evropskou přírodu (Čížek a Konvička 2006). Diaz et al. (2007) uvádí, že pastva hospodářských zvířat je

důležitou součástí kulturního dědictví mnoha ekosystémů a hraje důležitou roli v místní a globální dynamice vegetace. Podporuje jednoleté druhy před trvalými, krátké rostliny nad vysokými, stoloniferní druhy nebo druhy s přizemní listovou růžicí nad vzpřímenými a trsnatými druhy.

Pastva ovlivňuje druhovou rozmanitost rostlin v trvalých travních porostech prostřednictvím zatížení pastviny hospodářskými zvířaty tzv. „stocking rate“ (Pizzio et al. 2016), sezónností (Sternberg et al. 2000) a použitými druhy zvířat (Rook et al. 2004). Zatížení pastviny je počet hospodářských zvířat na jednotku plochy. Zatížení pastviny může ovlivnit rozmanitost v TTP dvěma mechanismy – odstraněním vegetace a sešlapáváním (Gajour et al. 2012). Obecně platí, že zvýšené zatížení pastviny je doprovázeno zvýšením zastoupení ruderalních a konkurenčních druhů (Pakeman 2004). Dumont et al. (2009) zjistili, že trávy tolerantní vůči stresu jsou hojnější na pastvinách s nižším zatížením, zatímco u trav s vysokou konkurenční schopností je pozorován opačný trend. Bullock et al. (1994) píší, že travní porosty s intenzivní pastvou vykazují vyšší podíl dvouděložných druhů.

Pastva udržuje a zvyšuje strukturální heterogenitu vegetace trvalých travních porostů (Rook a Tallowin 2003) v důsledku selektivní defoliace rostlinných druhů býložravci (Adler et al. 2001). Tato selektivní pastva má za následek mozaikovitost porostu, tj. střídání ploch intenzivně vypasaných a nedopasků (Gaisler et al. 2010). Preference krmení se liší v závislosti na druhu zvířete, jeho stavu, předchozího pastevního prostředí, sezóny aj. (Hughes 1993).

Vyšlapováním vznikají mezery ve vegetaci. Tyto mezery poskytují příležitosti pro regeneraci, poskytují stanoviště pro druhy, které mají horší konkurenceschopnost. Mezery usnadňují šíření druhů laterální vegetativní cestou a klíčení nových druhů z půdní semenné banky (Kotanen 1997).

Absence defoliace vede k poklesu diverzity rostlinných druhů (Pavlů et al. 2005). Sternberg et al. (2000) uvádí, že pastviny spásané dobyt看em po celý rok mají větší rostlinnou bohatost než stejné pastviny spásané příležitostně.

Hospodářská zvířata na pastvách se podílejí na emisích skleníkových plynů (Garnett et al. 2017) prostřednictvím emisí metanu, oxidu dusného a oxidu uhličitého, ale zase mohou napomáhat sekvestraci půdního C (Ghahramani et al. 2019).

Regulace zatížení pastviny a prostorové a časové rozmístění hospodářských zvířat je základem hospodaření na pastvě (Suttie et al. 2005).

Pastevní systémy lze rozdělit do dvou základních skupin (Kollárová 2007):

- rotační pastva – je spásání dvou a více pastvin, kde se střídá doba spásání s dobou obrůstání použité pastviny. Výhodou je lepší regenerace porostu, nevýhodou je vyšší finanční náročnost (Gaisler et al. 2010).
- kontinuální pastva – je nepřetržité spásání pastviny během roku nebo pastevní sezóny. Výhodou je nižší finanční náročnost (oplocení, manipulace se zvířaty, méně napájecích míst), nevýhodou je obtížná regulace kvality pastvy (Gaisler et al. 2010).

Lantinga (1985) uvádí, že po celou dobu pastvy je kořenová biomasa spásaných porostů větší při kontinuální pastvě ve srovnání s rotační.

3.5.2.2 Kosení (seč)

Vznik luk za účelem výroby sena se u nás datuje zhruba kolem roku 500 př.n.l., kdy se objevují první kosey (Hejčman a Pavlu 2006).

Kosení (seč) a odstraňování pokosené biomasy je považováno za způsob, jak zvýšit druhovou diverzitu v travních porostech díky odčerpání živin (Liu et al. 2021), omezení a vyrovnání konkurence o světlo. Sečením se zvyšuje množství světla ve spodních vegetačních vrstvách, díky čemuž je soutěž o světlo symetričtější a usnadňuje soužití druhů s různou konkurenceschopností (Kull a Zobel et al. 1991). Vegetace na sečených porostech je diverzifikovanější než u porostů využívaných pastvou, hlavně díky příznivějším podmínkám na šíření semen (Gajour et al 2012).

Obecně je vegetace travních porostů bohatější při menším počtu sečí – 1 až 2 seče za rok (Jacquemyn et al. 2003). Účinky sečení ve vegetaci TTP závisí na frekvenci sečení a termínu seče, zejména té první, podle fáze kvetení (Barbaro et al 2004). Navíc sečení může do porostů přinést velké množství semen, které jsou přenášeny a rozšiřovány technikou používanou při výrobě sena (Strykstra et al. 1997). Termín seče je důležitým faktorem ovlivňujícím floristickou kompozici. Moc brzký termín první seče může zabránit produkci semen neklonálními druhy, zatímco pozdní termín seče má zase za následek hustý vegetační kryt, do kterého těžce pronikají nové druhy (Smith a Jones 1991; Gajour et al. 2012). Termíny sečí ovlivňují vegetaci travních porostů podle kvetení rostlin. U rostlin s pohlavním rozmnožováním, seč před začátkem kvetení brání rozmnožování. Pokud k seči dojde těsně před výdrolem semen, část semen se vyváží se senem. V obou případech druhová diverzita klesá (Smith et al. 2002). Zvyšování diverzity pomocí semen je tedy užitečné pro přírodu, nikoli však pro produkci krmné píce. Nejvhodnějším obdobím seče biomasy ke krmným účelům je začátek metání trav (Konvalinka et al. 2007), neboť se začátkem fáze kvetení se snižuje stravitelnost a obsah živin v píci (Bruinenberg et al. 2002).

Vysoká frekvence sečení (3 až 4 ročně) upřednostňuje druhy s listy umístěnými blízko půdy, jako je např. *Taraxacum officinale*, *Poa pratensis* nebo světlomilné druhy jako *Trifolium repens*. Naopak vysoká frekvence sečení znevýhodňuje vysoké druhy rostlin jako je *Trisetum flavescens* (Gajour et al. 2012). Schippers a Joenje (2002) uvádí, že sečení některé druhy zvýhodňuje a jiné znevýhodňuje, podle jejich schopnosti tolerovat defoliaci a rychlosti regenerace. Například z pokusu zjistili, že když se seč vůbec nekonala, druh *Anthoxanthum odoratum* úplně zmizel a převládl *Holcus lanatus*.

Pokud se TTP využívají pro produkci píce, první seč probíhá cca v první polovině května. Druhá seč se uskuteční cca po 40 až 60 dnech od první seče, záleží jestli se jedná o dvousečný či trojsečný systém (Kollárová 2007). Frekvence sečení závisí na podmínkách stanoviště (Tälle et al. 2018).

Na místech, kde z nějakého důvodu nelze sklízet 2. (3.) seče, je možné porost využívat kombinovaně. Zařazením pasení je možné obohatit nižší porostové patro o nízko výběžkaté trávy, zvýšit podíl jetelovin, snížit nadměrný podíl méně hodnotných dvouděložných druhů a dosáhnout vhodného utužení půdy (Kollárová 2007). Dle MZe (2021b) je v ekologickém zemědělství povinné, aby byl travní porost spasen nebo minimálně dvakrát ročně posečen (v odůvodnitelných případech jednou ročně) ve stanoveném termínu. Posečená hmota musí být ze stanoviště odklizená.

3.6 Pratotechnika a ekologické zemědělství

Pratotechnika je soubor opatření přispívající ke zvýšení produkční schopnosti a kvality travních porostů. Principem je provádění různých biologických, chemických či mechanických zásahů, které vedou ke změně floristického složení a mění produkční a kvalitativní parametry píce. Do pratotechniky se počítá i hnojení (Skládanka et al. 2009).

V ekologickém systému pratotechniky TTP je pár rozdílů oproti konvenčnímu hospodaření. Jedná se především o zákaz používání chemických přípravků a minerálních dusíkatých hnojiv, vyšší uplatnění organických hnojiv a větší důraz na biologickou fixaci dusíku hlízkovými bakteriemi, tudíž podporu jetelovin. Důležitým faktorem k udržení stability produkce a kvality píce je intenzita a využívání porostů. Intenzita chovu hospodářských zvířat na TTP musí dosahovat nejméně 0,3 VDJ (1 velká dobytčí jednotka odpovídá 500 kg živé hmotnosti) na hektar a nejvýše 1,15 VDJ na hektar (MZe 2021b). Posledním faktorem je způsob šetrného zlepšení porostu, případně jeho obnova (Urban a Šarapatka 2003).

Akční plán ČR pro rozvoj ekologického zemědělství pro rok 2021–2027 si klade za cíl zvýšit podíl ekologicky obhospodařovaných ploch z 15 % na 22 % z celkové zemědělské půdy ČR (MZe 2021a). V ČR se ekologické zemědělství rozvíjí především v méně příznivých oblastech (Hrabalová 2017). Ekologické zemědělství, ať už se týká orné půdy nebo travních porostů, se snaží dosáhnout trvalého udržení a zlepšení půdní úrodnosti, ochrany genofondu a udržení biodiverzity. Zachování zbývajících druhově bohatých travních porostů je primárním cílem ochrany přírody (Isselstein et al. 2005). Dále usiluje o zachování krajinných prvků a jejich harmonizaci, hospodaření s vodou, udržení vody v krajině, ochranu povrchových a spodních vod před znečištěním, efektivní využívání energie, orientaci na obnovitelné zdroje. Snaží se o maximální recirkulaci živin a zabránění vnosu cizorodých látek do agroekosystémů, o optimalizaci životních podmínek pro všechny organismy včetně člověka (Moudrý et al. 2007). V zájmu ekologického zemědělství je také vytvoření podmínek chovu hospodářských zvířat, které odpovídají jejich welfare. A v neposlední řadě produkovat kvalitní (bio)potraviny a krmiva o vysoké nutriční hodnotě a v dostatečném množství (Dvorský a Urban 2014; Meena et al. 2020).

V ekologickém zemědělství České republiky dominují právě trvalé travní porosty, a to celkem z 82 % (Ministerstvo zemědělství 2022). Což vychází z několika předpokladů. Jak již bylo zmíněno, v EZ je zákaz používání minerálních hnojiv. Dle Českého statistického úřadu (2021) stejně spotřeba minerálních hnojiv v posledních letech klesá. Právě to, není pro TTP nijak výrazně omezující, neboť většina TTP se nachází v marginálních oblastech (Český statistický úřad 2017), kde zaprvé je ztížené obhospodařování a zadruhé zhoršená kvalita půdy apod. (Kang et al. 2013), obvykle se jedná o chudé půdy (Gerwin et al. 2018). Zlepšení takových porostů hnojením by vyžadovalo mnoho vstupů a výdajů, a to by se ekonomicky nevyplatilo. Logicky se drahá minerální hnojiva využívají na pěstování ekonomicky výnosných plodin. Menší problém může nastat se zákazem používání herbicidů, bez kterých je obtížné se zbavit některých ruderálních druhů. Vzhledem k nadbytku píce, vyplývajícího ze sníženého stavu skotu (Bucek et al. 2021) a velké rozlohy TTP – přes milion hektarů (Hruška et al. 2018), to ale opět není tak omezující pro travní porosty v marginálních oblastech, které plní spíše ekologické funkce. Protože intenzivní travní porosty pro produkci píce, kde se

využívají minerální hnojiva a herbicidy, se stejně nespolehají na dotace a nespádají do ekologického zemědělství.

Meemken & Qaim (2018) tvrdí, že ekologické zemědělství, které představuje pouze cca 1 % celostátní zemědělské půdy, má v průměru nižší výnos a vyžaduje větší znalosti zemědělců než konvenční. A zde nastává několik problémů. V rozvojových zemích je omezený přístup ke vzdělávání. Způsobený nižší výnos, zapříčiněný především zákazem syntetických hnojiv, pesticidů a GMO, znamená, že k dosažení stejného množství produkce pomocí organických metod by bylo zapotřebí více půdy. Dalším faktorem je, že rozšíření ekologické produkce by vedlo k nárůstu výrobních cen, a to by zhoršilo dostupnost potravin pro chudé spotřebitele. Východiskem k udržitelným výrobním systémům je tedy pravděpodobně kombinace konvenčního a ekologického zemědělství. S tímto tvrzením souhlasí Purnhagen et al. (2021) výrokem o zařazení moderní biotechnologie, zejména nových šlechtitelských technik do ekologické produkce, což by vyžadovalo úpravu právních předpisů EU. Ekologické zemědělství sice přispívá ke snížení degradace půdy a zlepšení její kvality, ale v mnoha situacích by se produktivita plodin a efektivita životního prostředí mohla zlepšit zkombinováním s mírnými hladinami syntetických hnojiv a nejnovějšími poznatky o genetickém zlepšování rostlin (Meemken a Qaim 2018).

Ekologické zemědělství běžně umožňuje následující pratotechnické zásahy, které dále upřesňuje Ministerstvo zemědělství a orgány ochrany přírody (MZe 2021b). Mezi tyto zásahy kromě již zmíněné pastvy a sečení, můžeme zařadit válení, vláčení, smykování, přísev, mulčování aj. Mechanickými úpravami travních porostů docílíme vyváženější produkce a zachování stejného floristického složení (Novák 2008).

Smykování slouží k rozhrnutí krtin, výkalů zvířat na pastvinách, které znečišťují píci, což je znát především u silážování (Urban a Šarapatka 2003). Rozhrnutím výkalů se také zrovnoměří přísun živin pro rostliny. Používají se např. smykovací sítě (Novák 2008).

Válení se uplatňuje na lehčích a rašelinných půdách na jaře, kdy je půda překypřená působením mrazu. Vytváří lepší kontakt mezi půdou a kořeny (Novák 2008). Na mokřích půdách hrozí nebezpečí utužení (Urban a Šarapatka 2003). Válení je nutné po výsevu nového porostu nebo přísevu do staršího porostu (Ahmad a Sultan 2021).

Vláčení lučními branami se nedoporučuje jako běžný zásah, jelikož při něm dochází k vytrhávání výběžků trav a bez následného válení řada odnoží zaschne. Význam má jen na degradovaných a zanedbaných plochách při odstraňování stařiny a prokypření půdy. Vhodné je i před provedením přísevu (Urban a Šarapatka 2003; Novák 2008).

Mulčování nabízí možné obhospodařování ta trvalých travních porostech, které nejsou zaměřeny na produkci píce. Na nevyužívaných travních porostech je podle stanovišť produkováno různě množství rostlinné biomasy, pro které není využití, naopak je na obtíž. Zhoršuje vzhled i funkce porostu (Fiala 2007). Mulčováním se tedy rozumí proces strojového oddělení většiny nadzemní rostlinné biomasy od strniště, její rozdrčení a následně rovnoměrné rozprostření po strništi. Jedná se o nejlevnější způsob obhospodařování neprodučních porostů, nicméně by to mělo být jen dočasné řešení, neboť mulčování nemůže být dlouhodobou náhradou za sečení nebo pastvu. Častější mulčování podporuje růst nižších druhů rostlin s plazivým charakterem nebo druhy vytvářející přízemní listovou růžici. Jde tedy o nalezení rovnováhy mezi akumulací biomasy a jejím rozkladem. U mladé mulčované

hmoty probíhá dekompozice rychleji (Gaisler et al. 2011). Gaisler et al. 2004 píše, že k největší druhové diverzitě dochází při mulčování třikrát ročně, a to v květnu, červenci a srpnu.

Přísev je biologicko-technický postup šetrného zlepšení porostu. Je tedy v souladu s ekologickým zemědělstvím, samozřejmě ale musí být použito certifikované osivo. Principem přísevu je omezené narušení původního travního drnu a přísev vhodných druhů a tím selepší například i sekvestrace uhlíku (Teixeira 2008; Madigan 2022). Přísevem měníme floristické složení porostu. Je dobré využívat rychle rostoucí druhy trav a jetelovin, které dokáží překonat konkurenční a alelopatické působení rostlin v původním porostu (Novák 2008) jako je například *Lolium perenne* a *Trifolium pratense* (Kohoutek et al. 2007). Přísevem lze zvyšovat druhovou diverzitu květnatých luk a tím zlepšovat jejich mimoprodukční funkce nebo zlepšovat kvalitu píče zvýšením zastoupení trav a jetelovin s vyšším obsahem energie. A v neposlední řadě nám přináší snížení nákladů na obnovu travních porostů. Přísev se může provádět i povrchově tzv. přesev. Prutovými branami se prokypří půda do hloubky cca 20–30 mm, pročistí se drn od stařiny a plošně se vyseje osivo. Takto přiseté porosty je dobré následně zaválet. Přísev je vhodné provádět na jaře nebo po včasné první seči, na konci května (Urban a Šarapatka 2003). Becker et al. (2020) došel k závěru, že výběr travních druhů ve směsích je manažerským nástrojem ke kontrole stability a produktivity travních porostů za specifických podmínek stanoviště.

Před jakýmkoli pratotechnickým zásahem je porost třeba posoudit, abychom vybrali nejvhodnější opatření a správnou techniku jeho provedení. Pro hodnocení stavu travních porostů může posloužit metoda inventarizace a klasifikace trvalých travních porostů (IKTTP). Ta zahrnuje evidenci ploch, posouzení stanovištních podmínek, hodnocení porostové skladby a návrhy na zlepšení stanoviště i konkrétního porostu (Kohoutek et al. 2007).

Neošetřování nebo nesprávné hospodaření na TTP vede k rozšíření plevelných společenstev a následné sukcesi. Zároveň i ke snížení počtu druhů, turistické neatraktivitě, zvýšené akumulaci nadzemní biomasy a v neposlední řadě k nesnadnému návratu ke kvalitnímu porostu (Fiala 2007).

3.6.1 Hnojení a jeho vliv na porost

Jedním z faktorů, které ovlivňují druhové složení porostu, je právě dostupnost živin. Živiny mohou být dodávány pomocí hnojiv. Hnojiva mohou být organická a anorganická, která jsou v režimu EZ zakázána. Většinou je rozdíl v přísunu živin, které rostlinám poskytují a v rychlosti jejich uvolňování po aplikaci (Kirkham et al. 2008).

Intenzivní dusíkaté hnojení má škodlivý vliv na diverzitu trvalých travních porostů (Jacquemyn et al. 2003). Hnojení dusíkem podporuje výskyt vzrůstných trav (Ryant a Skládanka 2004) jako je *Festuca pratensis*, *Phleum pratense*, *Poa trivialis*, které jsou schopné rychle a efektivně přijímat živiny z půdy (Pavlu et al. 2007). Nicméně dusíkatá hnojiva znevýhodňují druhy z čeledi *Fabaceae* jako jsou například *Trifolium* sp. a *Medicago* sp. (Gajour et al. 2012). Upřednostňování nitrofilních druhů vede ke konkurenčnímu vyloučení méně nitrofilních druhů (van Elsen 2000). Dusík má největší vliv na porost, dále pak fosfor, draslík a další živiny, které pro tuto rešerši nejsou tak podstatné.

V ekologickém zemědělství jsou využívána organická hnojiva, která jsou, co se týče obsahu živin všestrannější než anorganická hnojiva s výjimkou močůvky (Richter et al. 2002). Organická hnojiva zahrnují čerstvý nebo kompostovaný hnůj, kejdu a močůvku (Urban a Šarapatka 2003). Organická hnojiva, jako zdroj energie a uhlíku pro půdní mikroorganismy, kladně ovlivňují biologickou činnost půdy, působí také na fyzikální a chemické vlastnosti půdy, dodávají primární organickou hmotu, zlepšují půdní hospodaření s vodou, mají pozitivní vliv proti půdní erozi (Richter et al. 2002) a také mohou sloužit k imobilizaci potenciálně toxických prvků (Palansooriya et al. 2020).

Gajour et al. (2012) zjistili, že absence statkového hnoje vedla ke snížení pokryvnosti *Poa trivialis* a *Rumex acetosa*. Organický přísun živin podporuje růst krmných trav (Bornard a Brau-Nogué 1994) a druhů z čeledi *Apiaceae*, zejména na vlhkých pastvinách (Pautheney et al. 1994). Kirkham et al. 2008 experimentálně odhadl, že maximální druhová bohatost odpovídá aplikaci 6,5 tun organických hnojiv na hektar za rok. Tilvikienė et al. (2018) vyzorovali, že *Dactylis glomerata* hnojená organickým digestátem dosahovala vyššího výnosu, stability a kvality biomasy než hnojená minerálními hnojivy.

Často je při hnojení důležité nalézt kompromis mezi produktivitou a druhovou bohatostí (Gough et al. 2000).

Usazování rozložitelných výkalů a moči, rozšiřovaných během pastvy, může vytvořit oblasti bohaté na dusík (Dai 2000) a stimulovat mineralizaci dusíku (Hatch et al. 2000).

3.7 Pícní kvalita porostu

Jedním ze způsobů určení krmné kvality travních porostů je floristická analýza. Tento rozbor se skládá z dominance jednotlivých druhů ve floristických skupinách (v %) jednoděložných trav, jetelovin, ostatních dvouděložných druhů, kaprad'orostů, mechů a prázdných míst a jejich kvality píce od -4 do 8, příklady jednotlivých druhů jsou uvedeny níže (Tabulka 1).

Hodnocení kvality travních porostů (EGQ) se pohybuje v rozmezí od minusových toxických hodnot, přes škodlivé, bezcenné, až k vysoce kvalitním porostům s maximální hodnotou 100 (Novák 2004).

Hodnocení kvality porostu dle floristického složení je méně náročné než provádění chemických analýz. Pomocí laboratorních metod se zjišťuje množství vody, koncentrace energie bílkovin, sacharidů a tuků, obsah minerálních látek, vitamínů, antinutričních látek, hodnotí se chutnost, stravitelnost aj. (Novák 2004). Stravitelností se rozumí rozdíl mezi množstvím živin přijatých potravou a množstvím živin, které odešly exkrementy (Agropress 2015). Bruinenberg et al. (2002) uvádí, že stravitelnost u druhově bohatých travních porostů je nižší než u porostů intenzivně využívaných, důvodem jsou například různé fáze zralosti druhů. Druhy v různých fázích zralosti se liší stravitelností kvůli rozdílům v proporcích tkání a chemickým složením (Wilson 1994). Proto pozdní seč má za následek sníženou stravitelnost (Bruinenberg et al. 2002). Travní porosty využívané k intenzivní produkci jsou obvykle hojně hnojeny dusíkem a fosforem za účelem zvýšení produkce a kvality píce, což vylučuje druhově bohatou vegetaci (Plantureux et al. 2005). Intenzivně obhospodařované pastviny se vyznačují nízkým podílem odumřelé hmoty a vysokým podílem dobře stravitelných listů bohatých na dusíkaté látky. Naopak extenzivní pastviny se vyznačují píci, kterou zvířata spásají méně

ochotně (Pavlů et al. 2006). Chemické analýzy v praxi zase nepodávají tak věrný obrázek u vysoce rozmanitých porostů, protože každý vzorek má specifické složení rostlinných druhů. Nejobjektivnější metodou je tedy kombinace chemických analýz a hodnocení kvality na základě floristického složení a pícninářské hodnoty jednotlivých druhů (Novák 2004).

Hodnocením kvality na základě rostlinné kompozice se zabývalo mnoho autorů. Albrecht von Thaer (1810) byl prvním autorem, který zveřejnil seznam travních druhů, pokračovali např. De Vries et al. (1942), Regal a Krajčovič 1963, Klapp et al. (1953) a další.

Perotti et al. (2021) pozorovali rozdíly ve výnosech a kvalitě píce (N, P, K, stravitelná neutrálně detergentní vláknina – NDF, nestravitelná acidodetergentní vláknina – ADF, acidodetergentní lignin – ADL, vodorozpustné cukry – WSC aj.), zastoupení trav, jetelovin a dalších dvouděložných druhů, přístupností živin a půdní vlhkostí napříč růstovými cykly. Zjistili, že všechny hodnocené proměnné, s výjimkou pícního P, se pro každý růstový cyklus lišily. Například nejvyšší výnos a obsah WSC a K byl pozorován při sklizni biomasy z prvního růstového cyklu. Nejvyšší obsahy N a ADL a zároveň nejnižší obsahy NDF a ADF v píci byly naměřeny v třetím růstovém cyklu. Lze to vysvětlit rozdílnými ekologickými faktory a složením travních porostů. Základem kvality píce z travních porostů je její optimální složení: trávy 50–70 %, jeteloviny 15–25 % a zbytek ostatní druhy (Novák 2004).

Tabulka 1 – pícní kvalita vybraných rostlinných druhů, vypracována na základě Nováka (2004), který vychází z Klappa et al. (1953).

Rostlinné druhy	Příklady
Vysoce cenné až nejucennější	<i>Festuca pratensis</i> , <i>Lolium perrene</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Trifolium repens</i> aj.
Cenné až vysoce cenné	<i>Dactylis glomerata</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Astragalus glycyphyllos</i> aj.
Méně cenné až cenné	<i>Plantago lanceolata</i> , <i>Carum carvi</i> , <i>Taraxacum officinale</i> aj.
Nejméně cenné až méně cenné	<i>Bromus hordeaceus</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Holcus lanatus</i> aj.
Bezcenný až nejméně cenný	<i>Plantago major</i> , <i>Bellis perennis</i> , <i>Rumex crispus</i> aj.
Škodlivý až bezcenný	<i>Cardus spec.</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Cirsium arvense</i> aj.
Škodlivý až mírně toxický	<i>Orobanche spec.</i> , <i>Anthericum ramosum</i> aj.
Mírně toxický až vysoce toxický	<i>Datura stramonium</i> , <i>Cardamine pratensis</i> aj.
Vysoce toxický až smrtelný	<i>Tithymalus cyparissias</i> , <i>Aconitum firmum</i> , <i>Senecio jacobaea</i> aj.

Vysoce cenné porosty jsou pro zvířata chutné a mají vysoký podíl proteinů a rozpustných cukrů. Bruinenberg et al. (2002) píše, že trávy *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Elymus repens*, *Holcus lanatus* a jeteloviny jako *Trifolium repens*, mají dostatečně vysokou stravitelnost, aby mohly být použité pro dojnice, které mají nejvyšší nutriční nároky.

Méně hodnotné až cenné druhy se mohou stát fakultativními plevely v případě vyššího zastoupení v porostu, například zastoupení *Taraxum officinale* je vhodné do 5 % (Novák 2004).

Pozornost je nutné věnovat toxickým druhům, obsahujícím např. toxické alkaloidy (Pavlů et al. 2006), které mohou poškozovat zvířecí organismus. To se následně projeví na výsledném produktu – maso, mléko. Jelikož dospělá zvířata dokáží rozpoznat toxické druhy a zanechat je na pastvě, nastává problém až u čerstvě posečené píce či siláže, kde lze druhy obtížně rozeznat. Hodnocení kvality travních porostů může napovědět, kdy je třeba provést přísev kvalitnějšími druhy (Novák 2004).

3.8 Typologie

Pod typologií travních porostů si můžeme představit rozřídění travních porostů na podobné porostové typy na základě zvolených vhodných vymežujících přístupů. Ke třídění porostů mohou být využity parametry jako je dominance jednotlivých druhů, bioindikace stanovištních podmínek a typických druhů nacházených se na těchto určitých stanovištích a vývoj porostu v čase (Rychnovská et al. 1985). K tomu jsou potřeba fytoecologické analýzy porostu prostřednictvím botanického snímkování (Chytrý 2007). Fytoecologie je věda, zabývající se studiem rostlinných společenstev, obsahující rozbor jejich druhové skladby a vazby na určité podmínky prostředí, jejich rozšíření apod. Na počátku 19. století po celém světě vzniklo mnoho směrů a škol, které se zabývaly popisem rostlinné vegetace a prostředí (Moravec et al. 1994).

Způsoby třídění travních porostů můžeme dle Rychnovské et al. (1985) rozdělit na:

- 1) Fyziognomicko-floristické třídění
- 2) Floristicko-cenologické třídění
- 3) Ekologicko-floristické třídění
- 4) Syngeneticko-floristické třídění

3.8.1 Fyziognomicko-floristické třídění

Principem fyziognomicko-floristického třídění je zastoupení dominantních a subdominantních druhů (Rychnovská et al. 1985). Dominantní druh je druh s nejvyšší pokryvností v lokalitě, subdominantní má druhou nejvyšší pokryvnost v porostu (Belsky 1992). Dominance může být vyjádřena i váhovým podílem druhů v biomase porostu (Moravec 1994). Označení porostového typu tedy vychází z dominantního druhu, název se tudíž utvoří z kmene latinského rodového jména s připojením koncovky -etum, např. *Alopecuretum* – porost s dominantní *Alopecurus pratensis*. V případě *Alopecurus* jako subdominantního druhu by to bylo např. *Triseteto-Alopecuretum* – porostový typ s dominantním *Trisetum sp.* a subdominantní *Alopecurus sp.* (Klimeš 1997).

3.8.2 Floristicko-cenologické třídění (Curyšsko-montpellierský směr)

Tento směr se opírá o celkové druhové složení vegetace a tím se liší od ostatních směrů vycházejících především z dominantních druhů. Za nejvýznamnější znak se pokládá přítomnost určitého druhu, za méně významný jeho převládnutí (dominanta). Jak píše Rychnovská et al. (1985), principem je výskyt stálých druhů, omezených na určitou vegetační

jednotku (charakteristické druhy) a diferenciálních druhů, které nemusí, ale mohou být v dominanci. Byl vybudován syntaxonomický systém s touto hierarchií v hlavním ranku (úrovni): asociace, svaz, řád, třída. Asociace představuje nejnižší povinnou klasifikační jednotku (Moravec et al. 1994). Chytrý (2007) uvádí, že pro dostatečnou charakteristiku fytoocenologických asociací jsou kromě diagnostických druhů důležité také konstantní druhy, vyskytující se v porostech s vysokou frekvencí, a druhy dominantní, dosahující vysoké pokrývnosti. Za dominantní druhy lze pokládat druhy tvořící podstatnou část biomasy jednotlivých porostních pater. Diagnostické druhy se nachází hlavně v daném biotopu, zatímco ve většině jiných biotopů jsou vzácné nebo chybějící (Chytrý et al. 2010).

Názvosloví se tedy tvoří pomocí koncovek, pro asociace (-etum), svaz (-ion), řád (-etalia), třída (-etea). Používají se i syntaxony pro vedlejší rank jako je subvarianta, varianta, subasociace, podsvaz, podřád, podtřída (Moravec 1994). Tento směr nám tedy umožňuje porovnání porostů ve větších územních celcích a dobré informace o stanovišti (Rychnovská et al. 1985).

3.8.3 Ekologicko-floristické třídění

Tento systém vychází z vlastností prostředí, v podstatě z výše popsaných ekologických faktorů jako jsou klimatické poměry, topografie, vlhkostní poměry stanoviště, ale i produkční výnosnost, kvalita a možnost využití apod. Typ porostu je uváděn druhovou kombinací nápadnějších druhů (Rychnovská et al. 1985).

3.8.4 Syngeneticko-floristické třídění

Principem je studium společenstev v čase i prostoru. Změny v rostlinných společenstvech vedou k jejich střídání, změny mohou být postupné, katastrofické, opakované nebo jednosměrné. Vždy se jedná o vzájemné ovlivňování rostlinné vegetace a prostředí (Moravec et al. 1994). Toto třídění respektuje vývojové vztahy cenologicky si blízkých jednotek, přičemž tyto vztahy jsou určovány stanovištními faktory. Z tohoto třídění vychází metoda ekologických řad, kterou založil a rozvinul Rameskij (1924) Z českých autorů ji popisují např. Regal a Krajčovič (1963) nebo Kropáčová (1961). U travních porostů se jedná především o vodní a výživný režim (Rychnovská et al. 1985).

3.9 Nejvýznamnější travní společenstva

Dále rešerše bude zaměřena na posouzení vybraných porostových typů a bude se využívat fyziognomicko-floristického směru, vycházejícího z dominantních druhů. Pro ten je sice obtížné zařadit polydominantní fytoocenózy a vede tedy ke zúženějšímu obrázku o daném porostu. Ale dle Klimeše (1997) je v praxi nejpoužívanější, díky svým výhodám jako je snadné stanovení porostového typu. Dominantní či subdominantní druhy stejně největší měrou rozhodují o produkčním i mimoprodukčním uplatnění travního porostu a díky bioindikaci z nich lze vyčíst informace o stanovišti. Je nutno poznamenat, že řada nehodnotných porostů z pícninářského hlediska, plní mnohé mimoprodukční funkce, které jsou zmíněny na začátku rešerše.

3.9.1 Mokřady

Z porostů ze zamokřených stanovišť se v ČR hojně vyskytují například porosty s převahou *Phragmites australis*, *Molinia arundinacea*, *Molinia caerulea*, *Calamagrostis epigejos*, *Phalaris arundinacea* a *Carex* sp. Zamokřené louky jsou přechodem mezi suchozemskými a vodními ekosystémy (Novák 2008). Míra zavodnění, kolísání hladiny, množství živin v půdě, míra narušování povrchu aj. utváří rozmanitá mokřadní společenstva.

Vlivem lidské činnosti téměř nedochází ke vzniku nových mokřadních vegetací, jelikož zabraňujeme řekám v jejich krajinnotvorné činnosti stavěním přehrad apod. A stará mokřadní společenstva zanikají tím, že se v nich nahromadí odumřelá biomasa a postupně se dostanou na souš (Háková et al. 2004). Flousek (2019) píše, že díky klimatickým změnám, které významně ovlivňují vodní poměry, v Krkonoších dochází k vysychání mokřadních stanovišť. Mokřady vzhledem k jejich diverzitě vyžadují rozmanitou péči, od nezasahování přes kosení, manipulaci s vodou až po odbahňování apod. (Háková et al. 2004).

Porostový typ *Phragmitetum australis*

Jedná se o druhově chudý porost s dominantním *Phragmites australis*. Na základě různých parametrů dosahují *Phragmites* sp. výšky 2–4 metry. Plně zapojené porosty s velkým množstvím stařiny často tvoří jen *Phragmites australis* a jeho pokryvnost se pohybuje v rozmezí 80–100 %. Tato vegetace má širokou ekologickou valenci, vyskytuje se v různých typech mokřadů, na pobřeží rybníků, mrtvých tůních, říčních náplavech. Může se šířit také jako ruderalní druh na opuštěných polích. *Phragmites australis* osidluje jak oligotrofní, tak silně eutrofní stanoviště s různým pH (Šumberová 2011), preferuje nižší obsah organické hmoty v substrátu (Lenssen et al. 2000). Na dlouhodobě zamokřených eutrofních stanovištích s vysokým obsahem organického bahna, což vede k hnití odumřelé biomasy (Šumberová 2011), bývá nahrazen například porostem s *Typha latifolia* (Crawford a Braendle 1996).

Typha sp. i *Phragmites* sp. lze využívat k výrobě užitkových a okrasných předmětů, takže by se dalo říci, že mají kulturní hodnotu (Šenfeldová a Eberhardová 1970). Archeobotanické údaje naznačují, že již v době železné byl *Phragmites* použit jako stavební materiál pro zastřešení domů (Martín-Seijo et al. 2020). Domorodí Američané ho používali na výrobu šípů či holí, které máčeli do jedu (Jones 2007). Dále se používal na výrobu cigaret, píšálek a rohoží (Kiviat a Hamilton 2001).

Xiao et al. 2020 poznamenal, že biologický odpad z *Phragmites australis* může sloužit k nenákladné výrobě biouhlu, který zvyšuje půdní úrodnost zmírněním zasolení a zhutnění půdy, také pomáhá akumulaci půdní organické hmoty a zadržování živin. Aplikace biouhlu může pomoci ke snížení aplikace hnojiv.

Podle Bonanno a Giudice (2010) je *Phragmites australis* jeden z nejlepších rostlinných organismů pro detekci těžkých kovů a škodlivých sloučenin a měl by být používán pro metody biomonitoringu v mokřadech. Sawidis et al. (1995) uvádí, že oddenky a výhonky *Phragmites australis* mohou akumulovat velké množství těžkých kovů díky kortexovému parenchymu s velkými mezibuněčnými vzduchovými prostory. Vzhledem ke své absorpční schopnosti a toleranci ke kontaminovanému prostředí je nejpoužívanějším

rostlinným druhem pro úpravu vody prostřednictvím fytoremediace (Batty a Younger 2004) a čištění odpadních vod (Meuleman et al. 2002).

Vhodnou pratotechnikou pro tento porostový typ je ruční kosení jednou za dva roky s okamžitým odklizením biomasy, případně se může usušit. Provádí se v době metání a kvetení – cca červen. Pokud nám jde o zahuštění porostu, provádí se zimní seč, ale hrozí riziko vymrzání. Obecně lze říci, že management obhospodařování závisí na ochranářském zájmu (Háková et al. 2004). Dle (Šumberová 2011) v ČR nepatří mezi ohrožené druhy, ale je důležitý pro hnízdění ptáků a jako stanoviště dalších živočichů (Kiviat 2019).

Porostový typ *Molinietum*

Jedná se o porost s dominantním *Molinia caerulea*, kde se vyskytují i druhy jako *Deschampsia caespitosa*, *Nardus stricta*, *Agrostis canina* aj. Jsou to pícninářsky podřadné porosty (Klimeš 1997). Sklizenou biomasu lze používat jako podestýlkový materiál (Háková et al. 2004). Vyskytují se obzvláště na rašelinných stanovištích (Klimeš 1997). Tam dochází k velkému kolísání hladiny podzemní vody (Havlová 2006), čím je větší kolísání hladiny, tím je menší zastoupení ostatních druhů a porost bývá prořídlý (Klimeš 1997). Tento porostový typ je charakteristický svou druhovou diverzitou, na ploše 16–25 m² se nachází obvykle 35 až 50 rostlinných druhů (Chytrý 2007).

V České republice je nejhojnější v jižních a středních Čechách (Havlová 2006). Při dlouhodobém narušení vodního režimu se může *Molinietum* vyvinout jako náhradní vegetace vápnatých slatinišť (Chytrý 2007). Po odvodnění přechází toto společenstvo na kyselejších substrátech ve smilkové porosty a na bazičtějších v suché porosty s dominantním *Bromus erectus* (Chytrý 2007). Tento typ porostu většinou spadá do jednosečného systému obhospodařování (Havlová 2006), ovšem pokud je cílem zamezit šíření *Molinia caerulea*, je efektivní seč provádět dvakrát za rok (Háková et al. 2004).

3.9.2 Porostový typ *Nardetum*

Jde o porostový typ s dominantní *Nardus stricta* nebo *Avenella flexuosa* a zastoupením většího množství dvouděložných druhů. Pícninářsky se jedná o podřadný porost, plní především mimoprodukční funkce (Klimeš 1997). U nás se porosty s převahou *Nardus* sp. vyskytují na oligotrofních stanovištích s nízkým pH (GalvANEK & Janák 2008) a jsou druhově chudá, ale například v Alpách nalezneme druhově bohaté, ekologicky významné pastviny *Nardetum* (Kurtogullari et al. 2019). Na stanovištích s větší zásobou živin se obvykle nacházejí i vzrůstnější druhy trav, např. *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* aj., většinou však *Nardeta* obývají na živiny chudé půdy (Klimeš 1997). Obvykle osidlují podhorské a horské stanoviště, např. Krkonoše, Hrubý Jeseník (Chytrý 2007).

Dlouhodobé opuštění porostů může vést k převládnutí konkurenceschopnějších rychle se šířících druhů jako je *Deschampsia caespitosa* nebo *Calamagrostis villosa* (Hejcman et al. 2009). Ovšem samotné dlouhodobé sečení zas vede k ochuzování stanoviště o živiny s omezováním náročnějších cenných druhů. Takže ideální volbou je střídání sečení a pastvy, případně mulčování a přihnojování statkovými hnojivy (Háková et al. 2004). Kurtogullari et al. (2019) uvádí, že na velkých letních pastvinách s nízkou intenzitou a dlouhodobou pastvou se *Nardus stricta* stává dominantní díky selektivní pastvě.

3.9.3 Porostový typ *Trisetetum*

Porost se vyznačuje dominancí *Trisetum flavescens*. Jedná se o mezofilní horské louky s výskytem trav jako jsou *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* a jetelovin jako *Trifolium pratense* (Novák 2008). Louky jsou obvykle sečeny jednou až dvakrát ročně, druhá seč může být nahrazena pastvou (Háková et al. 2004), ale není to vhodné, protože trojštět není zrovna pastevně odolný (Novák 2008). Nadměrná pastva vede k posunu společenstva do poháňkových pastvin.

Porosty mohou být extenzivně hnojeny, ovšem jak přehnojenost, tak nedostatek živin vede ke změně floristického složení (Háková et al. 2004). Trojštětové porosty patří mezi kvalitní porostové typy s poměrně vyrovnanou produkční schopností a pestrým botanickým složením s vyšším podílem jetelovin (Klimeš 1997). K druhové diverzitě přispívá extenzivní charakter využívání v důsledku topografie, která omezuje použití zemědělských strojů a kratší vegetační období (Petras et al. 2012).

3.9.4 Porostový typ *Arrhenatheretum*

Jedná se o mezofilní ovsíkové květnaté louky a extenzivní pastviny, kde je dominantním druhem *Arrhenatherum elatius*. Často se hojně vyskytují *Agrostis capillaris*, *Trisetum flavescens*, *Festuca rubra*, *Alopecurus pratensis* (Chytrý 2007). Z dvouděložných druhů jsou zastoupeny *Achillea sp.*, *Taraxacum sp.*, *Plantago sp.*, *Leucanthemum album*, *Trifolium pratense* aj. (Háková et al. 2004). Tyto louky obsahují zhruba 30–40 rostlinných druhů na ploše 16–25 m². Osidlují celé území od nížin až po podhorské oblasti, do cca 600–800 m n. m.

Louky jsou na stanovištích se zásobou živin velmi produktivní (Chytrý 2007). Dosahují výnosu kolem 4 tun sena na hektar, při hnojení až dvojnásobek (Rychnovská et al. 1985). Poskytují vyrovnanou produkci, nedochází u nich k výraznějším letním depresím, důvodem je, že *Arrhenatherum elatius* je poměrně tolerantní k suchu. Kvalita píce na mezofytních stanovištích je výborná, klesá na sušších stanovištích (Klimeš 1997).

Nížinné produktivní porosty je vhodné kosit dvakrát až třikrát ročně (Scotton 2016) se sušením sena na místě a následným odvozem. Při trojsečném systému je vhodné přihnojit hnojem, dávkou, která je ekvivalentem 80–90 kg N na hektar (Klimeš 2004) a mírně vápnit. Může se i mulčovat, ale ne opakovaně za sebou. U nížinných typů, u kterých jde o zachování diverzity je třeba dvousečný systém se zvolením vhodného termínu seči, aby nebyly ohrožené chráněné druhy. A u podhorských chudších typů stačí jedna seč do roka nebo extenzivní pastva skotu a ovcí od poloviny září do října s dokosením nedopasků. Doporučené je pastvu opakovat po třech letech. U podhorských a chudších typů není vhodné přihnojit ani vápnit (Háková et al. 2004). Při intenzivnějším využívání *Arrhenatherum elatius* z porostu ustupuje (Klimeš 1997).

3.9.5 Kostřavové porosty *Festucetum*

Můžeme rozlišit porosty, kde dominují úzkolisté kostřavy, například *Festuca ovina* (*Festucetum ovinae*) jejichž výnosy a kvalita píce jsou malé, ale plní mimoprodukční význam.

Dále porosty s dominantním druhem *Festuca rubra* a subdominantním druhem *Agrostis tenuis* (*Festuceto – Agrostidetum*). Tyto porosty se nacházejí na středně vlhkých půdách se střední zásobou živin v podhorských a horských oblastech (Klimeš 1997) s kyselou půdou (Hulme et al. 2001) Je ideální střídavé využívání pastvy a sečení. Jsou to porosty s poměrně dobrou produktivitou a nutriční hodnotou (Hulme et al. 2001). Je na místě rozvíjet jejich mimoprodukční funkce jako je udržení druhové diverzity.

Porostový typ s převládající *Festuca pratensis* (*Festucetum pratense*) se uplatňuje na mezofytních a mezotrofních až mezoeutrofních stanovištích. Při střední intenzitě výživy porosty poskytují výnosy s kvalitní pící. Jedná se o dvouosečné louky, které je možno využívat i kombinovaně (Klimeš 1997).

3.9.6 Porostový typ *Alopecuretum*

Jde o jeden z nejhodnotnějších porostových typů jak z produkčního, tak mimoprodukčního hlediska (Klimeš 1997). Dominantním druhem je *Alopecurus pratensis*. *Alopecurus pratensis* je jednou z nejvýznamnějších krmných trav rozšířených po celé Evropě (Yang et al. 2021). Často se vyskytují druhy *Agropyrum repens*, *Deschampsia cespitosa*, *Holcus lanatus*, *Ranunculus repens*, *Rumex obtusifolius*. Louky se nacházejí v nivách řek, které bývají často přeplovované obzvláště na jaře. Připlavené usazeniny fungují jako hnojivo (Háková et al. 2004). Toogood et al. (2008) píše, že tyto louky jsou odolnější vůči vysychání po záplavách. Vlhké psárkové louky se vyskytují po celé ČR.

Louky vyžadují pravidelnou seč 2x (3x) za rok. Těžší techniku je možné využívat podle stavu stanoviště, pokud je přemokřené tak ne. Při snížené četnosti záplav nebo úplné absenci je možné přihnojovat a vápnit, frekvenci a dávky je nutno posoudit podle konkrétního stavu stanoviště a porostu na něm. Klimeš (2004) píše, že pro udržení *Alopecurus pratensis* v dominanci je nejnižší potřebná dávka 100 kg N na hektar společně s odpovídající dávkou P a K. Porosty s dominancí *Deschampsia cespitosa* není vhodné hnojit nikdy. V určitých případech lze třetí seč nahradit pastvou, tudíž již nepřihnojovat a tuhé výkaly rozmístit smykáním (Háková et al. 2004). Porosty mají důležitou roli ve filtraci splachů a vysokého obsahu živin ve vodě a také v ochraně půdy proti erozi (Chytrý 2007), odstranění znečištění, v sekvetraci uklíku a zmírnění záplav (Toogood et al. 2008).

3.9.7 Porostový typ *Dactylidetum*

Dominujícím druhem je *Dactylis glomerata*, často se vykytují druhy *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Rumex obtusifolius* aj. Většinou tento porostový typ spadá do kategorie uměle založených porostů, které se hnojí (Klimeš 2004). Novák (2008) píše, že se nacházejí především na mezoetrofních až eutrofních půdách s mezofytním vodním režimem (Klimeš 2004)

Porosty tvoří velké množství nadzemní biomasy a mají kvalitní pící (Novák 2004), za předpokladu, že vlivem přehnojení nedojde k ruderilazici porostu. Dalším předpokladem kvalitní píce je včasná sklizeň tj, před metáním *Dactylis glomerata* (Klimeš 2004). Využívá se sečí či pastvou (Háková et al. 2004). Visconti et al. (2020) uvádí, že *Dactylis glomerata* je vhodným kandidátem pro fytostabilizaci důlních půd kontaminovaných potenciálně toxickými prvky v kombinaci s organickými doplňky, jako je biouhel a kompost.

3.9.8 Lolietum

Nízké porosty s dominantním *Lolium perenne* s častým výskytem *Plantago major*, *Taraxacum sp.*, *Trifolium repens*, *Poa annua*, *Polygonum arenastrum*. Jde o druhově chudé porosty s obvyklým počtem deseti až patnácti druhů na 5–10 m². Porosty osidlují osluněné často sešlapávané stanoviště. Společenstvo je závislé na pravidelném sešlapávání, jelikož právě to eliminuje konkurenční vzrůstnější druhy. Naopak vysokou intenzitou sešlapávání zase v porostu vznikají prázdná místa (Chytrý 2007). *Lolium perenne* je často součástí přísevů (Bírer a Gökkuş 2020) díky své pícninářské hodnotě (Novák 2004). Jak píše McDonagh et al. (2016), *Lolium perenne* tvoří základ produkce travních porostů na pastvinách mírného pásma a je celosvětově jednou z nejdůležitějších krmných trav.

3.10 Posouzení typů porostů pro použití v ekologickém zemědělství

V ekologickém zemědělství je nutné si určit reálné cíle, protože přeci jen některé zákazy v EZ ztěžují obhospodařování (MZe 2021b). A proto je potřeba pečlivě zvážit v jakých lokalitách (podmínkách) obhospodařovat travní porost a také jaký konkrétní typ. Jak již bylo řečeno, v EZ je důležité udržet kvalitu a minimalizovat vstupy, což je mnohdy na úkor výnosu. Pro udržení kvalitního TTP je nutné harmonizovat všechny okolnosti, které mají na porost vliv a také zvážit možná rizika spojená s hospodařením v EZ, jako jsou např. ruderální plevele. Často kladenou otázkou je také, zda se vyplatí zlepšovat nevhodné porosty. Všechny tyto okolnosti by měl mít uvědomělý ekologický zemědělec na paměti a mít dostatek znalostí, aby byl schopen posoudit vhodnost hospodaření.

Z hlediska výnosového potenciálu jsou vhodnými typy porostů například *Trisetetum*, *Arrhenatherum*, *Festucetum pratensis*, *Alopecuretum*, *Lolietum*, *Dactylidetum* (Klimeš 2004). Klimeš (1997) uvádí jejich výnosové potenciály při správném ošetřování a dodávání živin hnojivými mezi 3–7 tun na hektar pro *Trisetetum*, 5–9 tun na hektar pro *Arrhenatherum*, u kterého pouze na suchých stanovištích dochází k poklesu produktivity na 3 až 5 tun na hektar. Pro *Festucetum pratensis* 4,5–6 tun na hektar, pro *Dactylidetum* 3–10 tun na hektar, pro *Alopecuretum* 5–8,5 tun na hektar a pro *Lolietum* produkce píce kolísá mezi 2– 8,5 t.

Co se týče kvality porostů, tak se dá vyvodit z pícninářské hodnoty dominantních a často zastoupených druhů v porostu. Dle Nováka (2004) jsou výše zmíněné porosty s jejich dominantními druhy zařazené do vysoce hodnotných porostů s kvalitní pící. Je však nutné si dávat pozor na složení konkrétní krmné dávky a na výskyt nekvalitních a toxických druhů. I některé kvalitní druhy ve vysokém zastoupení mohou zvířatům škodit. Například *Lolium perenne* obsahuje látku lolitrem, která způsobuje závrať při vysokých letních teplotách (Varney et al. 1992). Dále jeteloviny *Trifolium repens* a *Trifolium pratense* mohou způsobit tympanii bacheru skotu, což je onemocnění, při kterém se v bacheru hromadí nadměrné množství plynových bublinek a poté se celý obsah bacheru přemění na pěnu (Agropress 2019). Proto je důležité respektovat doporučený podíl *Lolium perenne* a *Trifolium repens*, který je do 25 %, v případě *Trifolium pratense* do 5 % (Novák 2004).

U porostového typu *Trisetum* se také musí hlídat nadměrné zkrmování a zastoupení druhu *Trisetum flavescens* v krmné směsi. *Trisetum flavescens* totiž obsahuje látku 1,25 dihydroxyvitamin D3, která způsobuje onemocnění nazývané enzootická kalcinóza (Havlíček et al. 2014). Toto onemocnění je charakterizováno např. hyperkalcémií (zvýšenou hladinou vápníku), hyperfosfatémií (zvýšenou hladinou fosforu), osteonekrózou a osteopetrózou (Machado et al. 2020).

Pro obhospodařování TTP je nutné si uvědomovat charakteristické vlastnosti jednotlivých druhů v prorostu a podle nich určit správné využívání. Jako příklad lze uvést porostový typ *Arrhenatherum*, kde dominantní druh *Arrhenatherum elatius* nesnáší pastvu, a proto je vhodné porost využívat jako louku, tj. sečným způsobem (Klimeš 1997). Dále třeba porostový typ *Dactylidetum* potřebuje pravidelnou obnovu, jelikož dominantní druh *Dactylis glomerata* má kratší životnost (Šantrůček et al. 2008).

Plevelé jsou v EZ často závažný problém, a proto je třeba dát si pozor na jejich rozšíření, především velkolistých šťovíků *Rumex* sp. To bývá problém například na jílkových pastvinách (*Lolietum*), které jsou náchylné ke vzniku prázdných míst, většinou vlivem nevhodné pěstební techniky (Klimeš 1997). Tyto mezery pak snadno osidlují vysoce konkurenceschopné ruderální plevely (Gajour et al. 2012) jako jsou právě *Rumex* sp. *Rumex obtusifolius* a *Rumex crispus* patří mezi nejrozšířenější plevelné druhy travních porostů na světě. Tyto druhy snižují kvalitu píce i její výnosy. Látka rumicin, která je obzvláště v nadzemních částí rostliny může způsobovat poruchy trávení nebo dermatitidy. Většina hospodářských zvířat se jejich spásání však naštěstí vyhýbá (Pavlů et al. 2011).

Mikulka et al. (2009) uvádí, že regulace plevelů, obzvláště širokolistých druhů *Rumex*, je na pastvinách a loukách s jejich velkým početním zastoupením velice složitá, ekonomicky náročná a především dlouhodobá. Širokolistým druhům *Rumex* vyhovují podmínky, kdy je v půdě vysoký obsah dostupných živin (N, P, K), objevují se zejména na místech, která byla v minulosti narušena či silně pohnojena. Největší narušení drnu bývá v okolí napáječek, shromaždišť apod., obzvláště v deštivém počasí. Také prosperují, když mají dostatečný zdroj klíčivých semen z okolních porostů nebo z půdní semenné banky a při vyšší intenzitě pastvy/sečení, kdy jsou konkurenceschopnější než travní druhy v prorostu, což se stává na jaře. Jakmile na stanovišti nastanou tyto podmínky je pro ekologické zemědělce téměř nemožné se jich zbavit bez použití herbicidů (Pavlů et al. 2011).

Mezi vhodné mechanické opatření patří kosení, které *Rumex* sp. oslabí, proto by se i na pastvinách měly kosit nedopasky (Urban a Šarapatka 2003). Dalším zásahem může být vykopávání a vytahování rostlin s částí kořene, aspoň do hloubky 15 cm (Hujerová et al. 2016). Van Evert et al. (2011) píší, že řešením pro ekologické zemědělství by mohl být robot, který je pomocí GPS navigován k odstraňování plevelných druhů. Dále lze využít tepelné likvidace, která je obecně vysoce energeticky náročná (Pavlů et al. 2011). Z biologických metod zatím není žádná cíleně využívána, nejčastěji škodí *Rumex* sp. mandelinka ředkvičková (Urban a Šarapatka 2003).

Obecně platí, že pro obhospodařování TTP v ekologickém zemědělství je nejdůležitější prevence proti šíření plevelných druhů. Ta spočívá v dosévání prázdných míst kvalitními druhy, používání čistého osiva, dodržování optimálního termínu seči, tj. před kvetením *Rumex* sp., aby se zabránilo jejich vysemenění (Urban a Šarapatka 2003). Dále

spočívá v rovnoměrné pastvě, aby nedocházelo k přílišnému rozrušování drnu. Také je nutné rovnoměrné rozhrnování výkalů, aby se zamezilo bodového přehnojení (Mikulka et al. 2009).

Jelikož je travní porost funkcí stanoviště (Klečka et al. 1938), víme, že nejdůležitější vliv mají ekologické faktory, které ovlivňují druhové zastoupení, kvalitu i výnos TTP. Pro hospodaření je tedy ideální, když jsou všechny ekologické faktory v optimu (Slavíková 1986).

Z pohledu klimatického, jsou vhodné oblasti s optimálním množstvím srážek, protože v Čechách se TTP nezavlažují, neboť je to nerentabilní (Rey et al. 2016). Pro travní porosty je ideální roční úhrn srážek kolem 700 mm (Klimeš 1997), tomu dle ČHMÚ (2020) odpovídají například oblasti Jihočeského, Plzeňského, Karlovarského a Jihomoravského kraje. Ty by měly splňovat mezofytní stupeň vodního režimu s hladinou podzemní vody 0,4–0,8 m a podporovat typy travních porostů (Havlíček et al. 2008) s převahou druhů jako je *Festuca pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Lolium perenne* aj. (Ellenberg a Leuschner 2010). Vyšší hladina vody v jarních měsících může představovat problém při sklizni raných porostů, např. *Alopecuretum* (Hrevušová a Hakl 2019), u nichž opožděná seč způsobuje zhoršenou stravitelnost (Bruinenberg et al. 2002).

Z orografického hlediska by vhodné porosty neměly být položeny na svazích, kde se obtížně využívá mechanizace (Kollárová 2009), což znemožňuje udržení kvalitního porostu, hlavně pastvin bez plevelů, jelikož ty jsou závislé na pravidelném kosení nedopasků (Urban a Šarapatka 2003). Nevhodnost oblastí s vysokou nadmořskou výškou je patrná již z pohledu porostů, které tyto oblasti přirozeně osidlují, typickým příkladem je porostový typ *Nardetum* s dominantním druhem *Nardus stricta*, který roste v Krkonoších (Chytrý 2007). S rostoucí nadmořskou výškou jsou častější vysoce kyselé půdy, na kterých je omezená rostlinná druhová diverzita (Güsewell et al. 2012) a je zde nedostatek přístupných živin (Schelfhout et al. 2021). Dle Tilmana (2000) každé snížení počtu rostlinných druhů na pozemku na polovinu vede k 10–20% ztrátě produktivity. Je nutno zdůraznit, že úbytek druhů ovlivňuje i hnojení, které naopak produktivitu zvyšuje (Honsová et al. 2007).

Z pedologického hlediska je optimální pH půdy pro travní porosty mezi 5,5 až 6,5 (Mrkvička et al. 2001). S travními porosty by se nemělo hospodařit na mělkých půdách, jelikož omezují výnosy (VÚMOP 2019). Takové půdy bývají na svazích v horských oblastech. Kvalitní a výnosné porosty potřebují půdy s optimální vododržností. Z písčitých půd voda s živinami rychle uniká (Singh et al. 1998). Jílovité půdy jsou zase nevhodné na pastviny, jelikož za mokra mají nízkou únosnost drnu (Háková et al. 2004). Je známo, že podmáčené půdy hromadí velké množství surové organické hmoty, která ztrácí schopnost sloužit jako zdroj energie pro půdní mikroorganismy (Černý et al. 2019). Optimálním výživným režimem je mezoeutrofní stupeň, kde prosperují porostové typy *Alopecuretum*, *Arrhenatherum* (Grabowski et al. 2020), *Festucetum*, *Lolietum*, jelikož jejich dominantní druhy jsou náročné na živiny. Oblasti s tímto výživným režimem se nachází v nivách vodních toků (Klimeš 1997), například v okolí Lužnice. Vysoké trávy jako je *Alopecurus pratensis* (Peeters 2004) se mohou vyskytovat i v přehnojených oblastech s přebytkem živin, ale často bývají z porostu vytlačeny ruderálními plevely (Novák 2008).

Vlastnosti porostů a stanovištní podmínky na méně příznivých lokalitách se dají do jisté míry zlepšit různými pratotechnickými zásahy (Novák 2008), jako je např. provzdušnění půdy, přísev (Kohoutek et al. 2007) či přihnojení vhodnou dávkou organických hnojiv

(Richter et al. 2002). Otázkou je, zdali se vyplatí například zlepšení mokřadních společenstev s podřadnou pící, jako jsou např. *Phragmitetum* a *Molinietum*, kde je celoroční přebytek vody. Mokřady se spíše nevysušují za účelem vytvoření běžného porostu, jelikož by to bylo jednak neekologické, tak i vysoce neekonomické. Což mimo jiné vyplývá i z velké rozlohy TTP (Hruška et al. 2018) a nízkého stavu skotu (Bucek et al. 2021). Spíše dochází k jejich obnově a plnění vysoce ceněných mimoprodukčních funkcí v krajině (Batty a Younger 2004; Háková et al. 2004; Kiviat 2019).

4 Závěr

Cílem bakalářské práce bylo představení a posouzení nejvýznamnějších typů trvalých travních porostů a mechanismů, které ovlivňují jejich produkční a mimoprodukční vlastnosti. Z literární rešerše vyplývá, že trvalé travní porosty jsou komplexní ekosystém, který ovlivňuje řada vnějších i vnitřních faktorů. A jedině dobrou znalostí ekosystémových vazeb lze dosáhnout vyváženého uplatnění produkčních i mimoprodukčních funkcí travních porostů.

Bylo zjištěno, že:

- z ekologických faktorů, které určují konkurenční a produkční schopnost travních porostů a ovlivňují jejich botanické složení, má největší vliv vodní a výživný režim stanoviště a využívání porostu,
- optimální stanoviště pro hodnotný trvalý travní porost je na mezoeutrofním a mezofytním stupni s půdním pH mezi 5,5–6,5,
- travní porost se zanedbaným obhospodařováním ztrácí schopnost plnit produkční a mimoprodukční funkce a následnou sukcesí se mění na lesní společenstvo,
- pro vhodné obhospodařování je nutné, aby byl porost na přístupných stanovištích, tj. ne na prudkých horských svazích,
- mezi vhodné pratotechnické zásahy v ekologickém zemědělství, kromě pastvy a sečení, patří vláčení, válení, kosení nedopasků, smykování, přísevy, hnojení organickými hnojivy a občasné mulčování,
- vegetace vyskytující se v dané lokalitě odráží její stanovištní podmínky a způsoby využívání, tudíž jednotlivé druhy zastoupené ve vegetaci mohou sloužit jako bioindikátory,
- vhodný způsob využívání TTP se odvíjí od charakteristiky konkrétního typu porostu a jeho účelu, například pro porostový typ *Phragmitetum*, který plní převážně mimoprodukční funkce, je vhodné ruční kosení jednou za dva roky s okamžitým odklizem biomasy. A pro produkční typ jako je např. *Arrhenatheretum*, jsou vhodné dvě až tři seče za rok se sušením sena na místě a následným odvozem,
- extenzivně obhospodařované trvalé travní porosty mají vysokou biologickou rozmanitost, která má pozitivní vliv na řadu ekosystémových služeb a pravděpodobně i na produkční vlastnosti,
- mezi pícninařsky hodnotné porosty patří např. *Arrhenatheretum*, *Festucetum*, *Alopecuretum*, *Lolietum*, *Dactylidetum*,
- mokřadní společenstva, jako jsou např. *Phragmitetum* a *Molinietum*, nám poskytují řadu mimoprodukčních funkcí a jejich úprava na kvalitní produkční porosty je neekologická i neekonomická,
- zlepšování porostů je do jisté míry možné různými pratotechnickými zásahy, ale je nutné brát v úvahu, že ekologičtí zemědělci mají omezené možnosti a je třeba dobře promyslet ekonomickou stránku těchto zásahů.

Snahou této bakalářské práce bylo literární rešerší přednést ucelený pohled na trvalé travní porosty v ekologickém zemědělství, na jejich kategorizaci, druhovou skladbu a ekologické faktory ovlivňující jejich funkce. Důležitý je další výzkum na toto téma, který by přinesl nové poznatky, které by usnadnily harmonizaci hospodaření s TTP.

5 Literatura

Adler PB, Raff DA, Lauenroth WK. 2001 The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* **128**: 465–479.

Agropress. 2015. Hodnocení krmiv u skotu. Agropress. Dostupné na <https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:H2RAnIW5KDsJ:https://www.agropress.cz/hodnoceni-krmiv-u-skotu/+&cd=1&hl=cs&ct=clnk&gl=cz> (zpřístupněno březen 2022).

Agropress. 2019. Poruchy trávení v bachoru. Dostupné na <https://www.agropress.cz/poruchy-traveni-v-bachoru/> (zpřístupněno červenec 2019).

Ahmad F, Sultan M, editors. 2021. *Technology in Agriculture*. Books on Demand, London.

Alcamo J, et al. 2005. *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Island Press, Washington DC.

Amezaga I, Mendarte S, Albizu I, Besga G, Garbisu C, Onaindia M. 2004. Grazing intensity, aspect, and slope effects on limestone grassland structure. *Journal of Range Management* **57**: 606–612.

Anacker BL, Seastedt TR, Halward TM, Lezberg AL. 2021. Soil carbon and plant richness relationships differ among grassland types, disturbance history and plant functional groups. *Oecologia* **196**: 1153–1166.

Anderson DW, Coleman DC. 1985. The dynamics of organic matter in grassland soils. *Journal of soil and water conservation* **40**: 211–216.

Armesto JJ, Martínez JA. 1978. Relationships between vegetation structure and slope aspect in the Mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology* **66**: 881–889.

Bai Y, Wu J, Pan Q, Huang J, Wang Q, Li F, Buyantuev A, Han XG. 2007. Positive linear relationship between productivity and diversity: Evidence from the Eurasian Steppe. *Journal of Applied Ecology* **44**: 1023–1034.

Barbaro L, Dutoit T, Anthelme F, Corcket E. 2004. Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *Journal of Environmental Management* **72**: 261–275.

Bat-Oyun T, Shinoda M, Tsubo M. 2012. Effects of cloud, atmospheric water vapor, and dust on photosynthetically active radiation and total solar radiation in a Mongolian grassland. *Journal of arid land* **4**: 349–356.

- Batty LC, Younger PL. 2004. Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: effects of metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution* **132**: 85–93.
- Becker T, Isselstein J, Jürschik R, Benke M, Kayser M. 2020. Performance of Modern Varieties of *Festuca arundinacea* and *Phleum pratense* as an Alternative to *Lolium perenne* in Intensively Managed Sown Grasslands. *Agronomy* **10**: 540.
- Belsky AJ. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science* **3**: 187–200.
- Bennie J, Huntley B, Wiltshire A, Hill MO, Baxter R. 2008. Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling* **216**: 47–59.
- Berendse F, Elberse WT. 1990. Competition and nutrient availability in heathland and grassland ecosystems. Pages 93-116 in Grace J, Tilman D, editors. *Perspectives on plant competition*. Academic press, San Diego.
- Birer S a Gökkuş A. 2020. Effects of single and mixed sowing of perennial grass (*Lolium perenne* L.) with cool season species on grass performance. *Applied ecology and environmental research* **18**: 587–596.
- Biró M, Czucz B, Horváth F, Révész A, Csatári B, Molnár Z. 2013. Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* **28**: 789–803
- Boháč J. 1999. Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. *Životní prostředí* **33**: 126–129.
- Bolan N, Adriano D, Curtin D. 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy* **78**: 215–272.
- Bonanno G, Giudice RL. 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators* **10**: 639–645.
- Bornard A, Brau-Nogué C. 1994. La fertilisation organique en alpage: influence su la qualité et évolution de la végétation. *Fourrages* **139**: 367–374.
- Bracken M, Hillebrand H, Borer E, Seabloom E, Cebrian J, Cleland E, Elser J, Gruner D, Harpole W, Ngai J, Smith J. 2014. Signatures of nutrient limitation and co-limitation: Responses of autotroph internal nutrient concentrations to nitrogen and phosphorus additions. *Oikos* **124**: 113–121.

Breshears DD, Whicker JJ, Johansen MP, Ponder JE. 2003. Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth surface processes and landforms* **28**: 1189–1209.

Bruinenberg MH, Valk H, Korevaar H, Struik PC. 2002. Factors affecting digestibility of temperate forages from seminatural grasslands. A review. Blackwell Science Limited *Grass and forage Science* **57**: 292–301.

Bucek P, et al. 2021. Ročenka 2020. Chov skotu v České republice. ČMSCH, VÚŽV, Praha.

Bullock JM et al. 2011. Chapter 6: Semi-natural grasslands. Pages 161–196 in UK NEA, The UK National Ecosystem Assessment. UNEP-WCMC, Cambridge.

Bullock JM, Hill BC, Dale MP, Silvertown J. 1994. An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland and the role of seedlings recruitment into gaps. *Journal of Applied Ecology* **31**: 493–507.

Cain ML, Subler S, Evans JP, Fortin MJ. 1999. Sampling spatial and temporal variation in soil nitrogen availability. *Oecologia* **118**: 397–404.

Carroll JA, Caporn SJM, Johnson D, Morecroft MD, Lee JA. 2003. The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition. *Environmental Pollution* **121**: 363–376.

Casper BB, Jackson RB. 1997. Plant competition underground. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**: 545–570.

Ceulemans T, Stevens CJ, Duchateau L, Jacquemyn H, Gowing DJG, Merckx R, Wallace H, van Rooijen N, Goethem T, Bobbink R, Dorland E, Gaudnik C, Alard D, Corcket E, Muller S, Dise NB, Dupré C, Diekmann M, & Honnay O. 2014. Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Global Change Biology* **20**: 3814–3822.

Clark DL, Wilson MV. 2001. Fire, mowing, and hand-removal of woody species in restoring a native wetland prairie in the willamette valley of oregon. *Wetlands* **21**: 135–144.

Clevering OA. 1998. An investigation into the effects of nitrogen on growth and morphology of stable and die-back populations of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* **60**: 11–25.

Cole CV, Flach K, Lee J, Sauerbeck D, Stewart B. 1993. Agricultural sources and sinks of carbon. *Water, Air and Soil Pollution* **70**: 111–122.

Cosby BJ, Hornberger GM, Clapp RB, Ginn TR. 1984. A statistical exploration of the relationships of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. *Water Resources Research* **20**: 682–690.

Crawford RMM, Braendle R. 1996. Oxygen deprivation stress in a changing environment. *Journal of Experimental Botany* **47**: 145–159.

Crenna E, Sinkko T, Sala S. 2019. Biodiversity impacts due to food consumption in Europe.

Černý J, et al. 2019. Organická hmota v půdě, její obsah, složky a význam. *Agromanual*. Dostupné na <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/hnojeni/organicka-hmota-v-pude-jeji-obsah-slozky-a-vyznam> (zprístupněno listopad 2019).

Český statistický úřad. 2017. Kartogramy, mapy – zemědělství. Dostupné na https://www.czso.cz/csu/czso/kartogramy_zemedelstvi (zprístupněno srpen 2017).

Český statistický úřad. 2021. Statistická ročenka České republiky – 2021. 13. Zemědělství, Praha. Dostupné na <https://www.czso.cz/csu/czso/13-zemedelstvi-4atjxn5i2z> (zprístupněno listopad 2021).

ČHMÚ.2020. Územní srážky v roce 2020. Dostupné na <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>.

Čítek J, Šandera Z. 1993. Základy pastvinářství. Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství České republiky, Praha.

Čížek L, Konvička M. 2006. Pastva a biodiverzita. Page 6 in Mládek J, Pavlů V, Hejčman M, Gaisler J, (eds). Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha.

Čop J. 2014. Soil acidification and liming in grassland production and grassland soil fertility in Slovenia. *Acta agriculturae Slovenica* **103**: 15–25.

D'Ottavio P, Francioni M, Trozzo L, Sedić E, Budimir K, Avanzolini P, Trombetta MF, Porqueddu C, Santilocchi R, Toderi M. 2017. Trends and approaches in the analysis of ecosystem services provided by grazing systems. A review. *Grass Forage Science* **73**: 15–25.

Dai X. 2000. Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* **11**: 715–724.

De Vries DM, t'Hart ML, Kruijne AA. 1942. Een Waardeering van grasland op grond van de plantkundige samenstelling. *Landbouwkundig Tijdschrift* **54**: 245–265.

Diaz S, Lavorel S, McIntyre S, Falczuk V, Casanoves F, Milchunas DG, Skarpe C, Rusch G, Sternberg M, Noy-Meir I, Landsberg J, Zhang W, Clark H, Campbelle BD. 2007. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* **13**: 313–341.

Dibari C, Pulina A, Argenti G, Aglietti C, Bindi M, Moriondo M, Mula L, Pasqui M, Seddaiu G, Roggero PP. 2021. Climate change impacts on the Alpine, Continental and Mediterranean grassland systems of Italy. A review. *Italian Journal of Agronomy* **16**: 1843.

Dullinger S, Gattringer A, Thuiller W, Moser D, Zimmermann NE, Guisan A, Willner W, Plutzer C, Leitner M, Mang T, Caccianiga M, Dirnböck T, Ertl S, Fischer A, Lenoir J, Svenning JC, Psomas A, Schmatz DR, SilC U, Vittoz P, Hülb K, 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* **2**: 619–22.

Dumont B, Farrugia A, Garel JP, Bachelard P, Boitier E, Frain M. 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* **64**: 92–105.

Dumont B, Rook AJ, Coran Ch, Röver KU. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science* **62**: 159–171.

Dvorský J, Urban J. 2014. *Základy ekologického zemědělství*. ÚKZÚZ, Brno.

Elberse WT, Berendse F. 1993. A Comparative Study of the Growth and Morphology of Eight Grass Species from Habitats with Different Nutrient Availabilities. *Functional Ecology* **7**: 223–229.

Elgersma A, Tamminga S, Ellen G. 2006. Modifying milk composition through forage. *Animal Feed Science and Technology* **131**: 3–4.

Ellenberg H, Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Ulmer.

Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. In: Zelený D. 2012. Poznámky k používání průměrných Ellenbergových indikačních hodnot při analýze vegetační dat. *Zprávy České Botanické Společnosti* **47**: 159–178.

Ellenberg H. 1988. *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Erismann JW, van Eekeren N, De Wit J, Koopmans CJ, Cuijpers WJM, Oerlemans N, Koks BJ. 2016. Agriculture and biodiversity: A better balance benefits both. *AIMS Agriculture and Food* **1**: 157–174.
- Fay P, Prober S, Harpole W, Knops J, Bakker J, Borer E, Lind E, Macdougall A, Seabloom E, Wragg P, Adler P, Blumenthal D, Buckley Y, Chu C, Cleland E, Collins S, Davies K, Du G, Feng X, Yang L. 2015. Grassland productivity limited by multiple nutrients. *Nature Plants* **1**, 15080.
- Fehmi JS, Rasmussen C, Arnold AE. 2021. The pioneer effect advantage in plant invasions: site priming of native grasslands by invasive grasses. *Ecosphere* **12**: 1–12.
- Fiala J. 2002. Současný systém obhospodařování travních porostů: 1. část. *Úroda* **50**: 9-11.
- Fiala J. 2007. Modifikovaná pratotechnika trvalých travních porostů – mulčování. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Filippov P. a kol. 2008. Příručka hodnocení biotopů. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Fischer M, Rottstock T, Marquard E, Middelhoff C, Roscher C, Temperton VM, Oelmann Y, Weigelt A. 2008. L'expérience de Iéna démontre les avantages de la diversité végétale pour les prairies. *Fourrages* **195**: 275–286.
- Flousek J. 2019. Krkonoše a klimatická změna. *Fórum ochrany přírody* **4**: 12–15.
- Fornara DA, Tilman D. 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology* **96**: 314–322.
- Forstner V, Groh J, Vremec M, Herndl M, Vereecken H, Gerke H, Birk S, Pütz T. 2021. Response of water balance components to climate change in permanent grassland soil ecosystems. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* **2021**: 1–30.
- Fransen B, Kroon H, Berendse F. 2001. Soil Nutrient Heterogeneity Alters Competition between Two Perennial Grass Species. *Ecology* **82**: 2534–2546.
- Fränzle O. 2003 Bioindicators and environmental stress assessment. Pages 41–84 in Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG, editors. *Bioindicators and Biomonitors*. Elsevier, Amsterdam.
- Gaisler J, Hejcman M, Pavlů V. 2004. Effect of different mulching and cutting regimes on the vegetation of upland meadow. *Plant, Soil and Environment* **50**: 324–331.
- Gaisler J, Pavlů V, Mládek J, Hejcman M, Pavlů L. 2011. Obhospodařování travních porostů ve vztahu agro-environmentálním opatřením. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.

Gaisler J, Pavlů V, Pavlů L, Mikulka J. 2010. Extenzivní obhospodařování trvalých travních porostů v podhorských oblastech mulčováním. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.

Galvãnek D, Janák M. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6230 *Species-rich *Nardus* grasslands. European Commission.

Garnett T, Godde C, Muller A, Röss E, Smith P, de Boer IJM, Ermgassen E, Herrero M, van Middelaar C, Schader C, van Zanten H. 2017. Grazed and confused? Ruminating on cattle, grazing systems, methane, nitrous oxide, the soil carbon sequestration question. Food Climate Research Network, University of Oxford.

Gaujour E, Amiaud B, Mignolet C, Plantureux S. 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **32**: 133–160.

Gerwin W, Repmann F, Galatsidas S, Vlachaki D, Gounaris N, Baumgarten W, Volkmann C, Keramitzis D, Kiourtsis F, Freese D. 2018. Assessment and quantification of marginal lands for biomass production in Europe using soil-quality indicators. *Soil* **4**: 267–290.

Ghahramani A, Howden S, Del Prado A, Thomas D, Moore A, Ji B, Ates S. 2019. Climate Change Impact, Adaptation, and Mitigation in Temperate Grazing Systems: A Review. *Sustainability* **11**: 7224.

Gibon A. 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science* **96**: 11–31.

Gobiet A, Kotlarski S, Beniston M, Heinrich G, Rajczak J, Stoel M, 2014. 21st century climate change in the European Alps. A review. *Science of the Total Environment* **493**: 1138–51.

Gong X, Brueck H, Giese KM, Zhang L, Sattelmacher B, Lin S. 2008. Slope aspect has effects on productivity and species composition of hilly grassland in the Xilin River Basin, Inner Mongolia, China. *Journal of Arid Environments* **72**: 483–493.

Gough L, Osenberg CW, Gross KL, Collins SL. 2000. Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos* **89**: 428–439.

Graaf M, Bobbink R, Roelofs J, Verbeek P. 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on 3 heathland species. *Plant ecology* **135**: 185–196.

Grabowski K, Grzegorzczak S, Olszewska M, Łachacz A. 2020. The effect of long-term wastewater irrigation on the botanical composition of meadow sward, yield and nutritional value of hay. *Journal of Elementology* **25**: 823–834.

- Grace J. 1974. The effect of wind on grasses: 1. cuticular and stomatal transpiration. *Journal of experimental botany* **25**: 542-551.
- Grime JP. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Grytnes JA. 2003. Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. *Ecography* **26**: 291–300.
- Güsewell S, Peter M, Birrer S. 2012. Altitude modifies species richness–nutrient indicator value relationships in a country-wide survey of grassland vegetation. *Ecological Indicators* **20**: 134–142.
- Háková A, Klauisová A, Sádlo J (eds.). 2004. *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. PLANETA XII*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Han D, O’Kiely P, Da-Wen S. 2003. Application of Water-stress Models to estimate the Herbage Dry Matter Yield of a Permanent Grassland Pasture Sward Regrowth. *Biosystems Engineering* **84**: 101–111
- Harrison KA, Bardgett RD. 2010. Influence of plant species and soil conditions on plant-soil feedback in mixed grassland communities. *Journal of Ecology* **98**: 384–395.
- Hatch DJ, Lovell RD, Antil RS, Jarvis SC, Owen PM. 2000. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. *Biology and Fertility of Soils* **30**: 288–293.
- Hauptman I, Kukul Z, Pošmourný K. 2009. *Půda v České republice*. Consult, Praha.
- Havlíček Z, et al. 2014. *Zdravotní bezpečnost krmiv, stájové prostředí a výskyt mastitid*. Mendelova univerzita, Brno.
- Havlíček Z, Skládanka J, Doležal P, Chládek G, Veselý P, Ryant P. 2008. *Pastevní chov zvířat v podmínkách cross compliance*. Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.
- Havlová M. 2006. Syntaxonomical revision of the Molinion meadows in the Czech Republic. *Preslia* **78**: 87–102.
- Hector A, Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* **448**: 188–190.
- Hejcman M, Klauisová M, Hejcmanová 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**: 91–96.

Hejcman M, Klaudisova M, Schellberg J, Honsova D. 2007. The Rengen grassland experiment: plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **122**: 259–266.

Hejcman M, Pavlů V. 2006. Historie pastevního obhospodařování. Pages 7–9 in Mládek J, Pavlů V, Hejcman M, Gaisler J, editors. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha.

Hejcman M, Pavlů V, Hejcmanová P, Lokvenc T. 2005. Trávy v opuštěné školce aneb O sukcesi v krkonošské arкто-alpínské tundře. *Vesmír* 84: 409.

Honsová D, Hejcman M, Klaudisová M, Pavlů V, Kocourková D, Hakl J. 2007. Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia* **79**: 245–258.

Hrabalová A. 2017. Desetina půdy u nás je v režimu ekologického zemědělství. *Agrobases* 4: 16–17.

Hrevušová Z, Hakl J. 2019. Jak zakládat a jak nezakládat travní porosty. *Agromanual*. Dostupné na <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/technologie/jak-zakladat-a-jak-nezakladat-travni-porosty> (zpřístupněno červenec 2019).

Hruška M, et al. 2018. *Situační a výhledová zpráva. Půda*. Ministerstvo zemědělství, Praha.

Hughes RN, editor. 1993. *Diet selection: an interdisciplinary approach to foraging behaviour*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Hujerová R, Pavlů L, Pavlů V, Gaisler J, Hejcman M, Ludvíková V. 2016. Manual weeding of *Rumex obtusifolius* and its effects on plant species composition in organically managed grassland. *Journal of Pest Science* **89**: 257–266.

Hulme PD, Pakeman R, Torvell L, Fisher JM, Gordon I. 2001. The effects of controlled sheep grazing on the dynamics of *Agrostis-Festuca* grassland. *Journal of Applied Ecology* **36**: 886–900.

Hulme PD, Pakeman R, Torvell L, Fisher JM, Gordon I. 2001. The effects of controlled sheep grazing on the dynamics of *Agrostis-Festuca* grassland. *Journal of Applied Ecology* **36**: 886–900.

Chambers JC. 1999. Central Nevada riparian areas: physical and chemical properties of meadow soils. *Journal of Range Management* **52**: 92–99.

Chytrý M, Dražil T, Hájek M, Kalníková V, Preislerová Z, Šibík J, Ujházy K, Axmanová I, Bernátová D, Blanár D, Dancák M, Drevojan P, Fajmon K, Galváněk D, Hájková P, Herben

T, Hrivnák R, Janecek Š, Janišova M, Jiráská Š, Kliment J, Kochjarová J, Lepš J, Leskovjanská A, Merunková K, Mládek J, Skezák M, Šeffler J, Šefflerová V, Škodová I, Uhlířová J, Ujházyová M, Vymazalová M. 2015. The most species-rich plant communities in the Czech Republic and Slovakia (with new world records). *Preslia* **87**: 217–278.

Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P, (eds.). 2010. Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Chytrý M. (ed.). 2007. Vegetace České republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha.

Isselstein J, Jeangros B, Pavlu V. 2005. Agronomic Aspects of Biodiversity Targeted Management of Temperate Grasslands in Europe: a review. *Agronomy Research* **3**: 139-151.

Jackson RB, Caldwell MM. 1993. The scale of nutrient heterogeneity around individual plants and its quantification with geostatistics. *Ecology* **74**: 612–614.

Jackson RB, Manwaring JH, Caldwell MM. 1990. Rapid physiological adjustment of roots to localized soil enrichment. *Nature* **344**: 58–60.

Jacobs AFG, Heusinkveld BG, Kruit RJW, Berkowicz SM. 2006. Contribution of dew to the water budget of a grassland area in the Netherlands. *Water resource research* **42**: 1–8.

Jacquemyn H, Brys R, Hermy M. 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation* **111**: 137–147.

Janssen JP. 2012. Nature Management by Grazing and Cutting: On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Springer Science & Business Media.

Janssens FA, Peeters A, Tallowin J, Bakker JP, Bekker RM, Fillat F. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* **202**: 69–78.

Jarkovský J, Littnerová S, Dušek L. 2012. Statistické hodnocení biodiverzity. Akademické nakladatelství CERM, Brno.

Jones DE. 2007. Poison Arrows: North American Indian Hunting and Warfare. University of Texas Press, Texas. *Journal of Cleaner Production* **227**: 378–391.

Kang S, Post W, West T, Bandaru V, Izaurrealde R, Wang D, Nichols D. 2013. Marginal Lands: Concept, Assessment and Management. *Journal of Agricultural Science* **5**: 129–139.

Kelcey JG, Müller N (eds.). 2011. Plants and Habitats of European Cities. Springer Science and Business Media.

- Kemp DR, Michalk DL. 2007. Towards sustainable grassland and livestock management. *The Journal of Agricultural Science* **145**: 543–564.
- Kienzl K, Riss A, Vogel W, Hackl J, Götz B. 2003. Bioindicators and biomonitors for policy, legislation and administration. Pages 85–122 in Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG, editors. *Bioindicators and Biomonitors*. Elsevier, Amsterdam.
- Kirkham F, Tallowin J, Sanderson R, Bhogal A, Chambers B, Stevens D. 2008. The impact of organic and inorganic fertilizers and lime on the species-richness and plant functional characteristics of hay meadow communities. *Biological Conservation* **141**: 1411–1427.
- Kiviat E, Hamilton E. 2001. Phragmites use by Native North Americans. *Aquatic Botany* **69**: 341–357.
- Kiviat E. 2019. Organisms using *Phragmites australis* are diverse and similar on three continents. *Journal of Natural History* **53**: 1975–2010.
- Klapp E, Boeker P, König F, Stählin A. 1953. Wertzahlen der Grünlandpflanzen. *Das Grünland* **2**: 38–42.
- Klečka A, Fabián J, Kunz E. 1938. *Pícninářství v teorii a praxi*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Klimek S, Kemmermann ARG, Hofmann M, Isselstein J. 2007. Plant species richness and composition in managed grasslands. The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation* **134**: 559–570.
- Klimeš F. 1997. *Lukařství a pastvinářství*. Ekologie Travních porostů. Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Klimeš F. 2004. *Lukařství a pastvinářství*. Biodiagnostika a speciální pratotechnika. Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Knapp AK, Fay PA, Blair JM, Collins SL, Smith MD, Carlisle JD, Harper CW, Danner BT, Lett MS, McCarron JK. 2002. Rainfall Variability, Carbon Cycling, and Plant Species Diversity in a Mesic Grassland. *Science* **298**: 2202–2205.
- Kohoutek A, Komárek P, Nerušil P, Odstrčilová V. 2007. *Přísevy jetelovin a trav do trvalých travních porostů*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Kollárová M. 2007. *Zásady pro obhospodařování trvalých travních porostů*. Výzkumný ústav zemědělské techniky, Praha.

- Kollárová M. 2009. Údržba trvalých travních porostů. Výzkumný ústav zemědělské techniky, Praha. Dostupné na <https://www.zemedelec.cz/udrzba-trvalych-travnich-porostu/> (zpřístupněno únor 2009)
- Konvalina P, Moudrý J, Kalinová J. 2007. Pěstování rostlin v ekologickém zemědělství. JU ZF, České Budějovice.
- Kotanen PM. 1997. Effects of gap area and shape on recolonization by grassland plants with differing reproductive strategies. *Canadian Journal of Botany* **75**: 352–361.
- Kozłowski TT, editor. 2012. *Water Deficits and Plant Growth, Volume III: Plant Responses and Control of Water Balance*. Elsevier Science.
- Kropáčová A. 1961. Louky kostřavy červené. *Preslia* **33**: 243–257.
- Kull K, Zobel M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science* **2**: 711–714.
- Kurtogullari Y, Rieder N, Arlettaz R, Humbert JY. 2019. Conservation and restoration of *Nardus* grasslands in the Swiss northern Alps. *Applied Vegetation Science* **23**: 26–38.
- Kvítek T. 2004. Zásady managementu využívání zón diferencované ochrany trvalými travními porosty v povodí vodárenských nádrží. VÚMOP, Praha.
- Lampkin N, Pearce B, Leake A, Creissen H, Gerrard C, Girling R, Lloyd S, Padel S, Smith J, Smith L, Vieweger A, Wolfe M. 2015. The Role of Agroecology in Sustainable Intensification, 10: 13140.
- Lange M, Eisenhauer N, Sierra CA, Bessler H, Engels C, Griffiths RI, Mellado-Vázquez PG, Malik AA, Roy J, Scheu S, Steinbeiss S, Thomson BC, Trumbore SE, Gleixner G. 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Natural Communications* **6**: 1–8.
- Lantinga EA. *Productivity of Grasslands under Continuous and Rotational Grazing*. 1985. Wageningen Agricultural University, Wageningen.
- Lemaire G, Hodgson J, Chabbi A, editors. 2011. *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford.
- Lenssen J, Menting FBJ, Putten WH, Blom CWPM. 2000. Variation in species composition and species richness within *Phragmites australis* dominated riparian zones. *Plant Ecology* **147**: 137–146.

- Liberati L, Messerli S, Matteodo M, Vittoz P, 2019. Contrasting impacts of climate change on the vegetation of windy ridges and snowbeds in the Swiss Alps. *Alpine Botany* **129**: 95-105.
- Liebig JFV. 1840. Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie: in English. *Organic Chemistry in its Application to Agriculture and Physiology*.
- Lieffers VJ, Larkin-Lieffers PA. 1987. Slope, aspect, and slope position as factors controlling grassland communities in the coulees of the Oldman River, Alberta. *Canadian journal of botany* **65**: 1371–1378.
- Liu H, Wang R, Lü XT, Cai J, Feng X, Yang G, Li H, Zhang Y, Han XG. 2021. Effects of nitrogen addition on plant-soil micronutrients vary with nitrogen form and mowing management in a meadow steppe. *Environmental Pollution* **289**: 117969.
- Madigan A, Zimmermann J, Krol D, Williams M, Jones M. 2021. Full Inversion Tillage (FIT) during pasture renewal as a potential management strategy for enhanced carbon sequestration and storage in Irish grassland soils. *Science of The Total Environment* **805**: 150342.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Machado M, Castro MB, Gimeno EJ, Barros SS, Correa FR. 2020. Enzootic calcinosis in ruminants: A review. *Toxicon* **187**: 1–9.
- Malek E, McCurdy GD, Giles B. 1999. Dew contribution to the annual water balance in semi-arid desert valleys. *Journal of Arid Environments* **42**: 71–80.
- Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG. 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of environment. Pages 1–40 in Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG, editors. *Bioindicators and Biomonitors*. Elsevier, Amsterdam.
- Martin C, Morgavi D, Doreau M. 2010. Methane mitigation in ruminants: From microbe to the farm scale. *Animal: an international journal of animal bioscience* **4**: 351-365.
- Martín-Seijo M, Teira-Brión A, Currás A, Rodríguez-Rellán C. 2020. After the fire: the end of a house life-cycle at the Iron Age site of Nabás (North-western Iberia). *Vegetation History and Archaeobotany* **29**: 427–446.
- McDonagh, J, O'Donovan M, McEvoy M, Gilliland T. 2016. Genetic gain in perennial ryegrass (*Lolium perenne*) varieties 1973 to 2013. *Euphytica* **212**: 187–199.
- McNeill A, Unkovich M. 2007. The Nitrogen Cycle in Terrestrial Ecosystems. Pages 37–64 in Marschner P, Rengel Z, editors. *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems*. Springer, Berlin.

- Meemken EM, Qaim M. 2018. Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. *Annual Review of Resource Economics* **10**: 39–63.
- Meena R, Meena RS, Naik B, Meena Babu, Meena S. 2020. Organic farming-concept, principles, goals & as a sustainable agriculture: A review. *International Journal of Chemical Studies* **8**: 24–32.
- Merunková K, Chytrý M. 2012. Environmental control of species richness and composition in upland grasslands of the southern Czech Republic. *Plant Ecology*: **213**: 591–602.
- Meuleman AFM, Beekman JP, Verhoeven JTA. 2002. Nutrient retention and nutrient-use efficiency in *Phragmites australis* stands after wastewater application. *Wetlands* **22**: 712–721 (2002).
- Mikulka J, Pavlů V, Skuhrovec J, Koprdovalá S. 2009. *Metody regulace plevelů na trvalých travních porostech*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Min BR, Barry TN, Attwood GT, McNabb WC. 2003 The effect of condensed tannins on the nutrition and health of ruminants fed fresh temperate forages: a review. *Animal Feed Science and Technology* **106**: 3–19.
- Ministerstvo zemědělství. 2022. *Ročenka 2020 - Ekologické zemědělství v ČR*. Praha.
- Moeslund J, Arge L, Bøcher P, Dalgaard T, Ejrnæs R, Odgaard M, Svenning JC. 2013. Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation* **22**: 2151–2166.
- Moravec J. a kol. 1994. *Fytocenologie*. Academia, Praha.
- Moudrý J, Friebel L, Konvalina P. 2008. Hospodaření na trvalých travních porostech a využívání agroenvironmentálních programů v ekologickém zemědělství v ČR. *Acta Universitatis Bohemicae Meridionales The Scientific Journal for Economics* **XI** (2).
- Moudrý J, Konvalina P, Kalinová J. 2007. *Základní principy ekologického zemědělství*. JU ZF, České Budějovice.
- Mrkvička J, Veselá M, Niňaj M. 2007. Trvalé travní porosty-jejich funkce v krajině. Strany 188–199 ve Sborníku z konference „Ekologické zemědělství 2007“. Katedra pícninářství a trávnickářství. Česká zemědělská univerzita. Praha.
- Mrkvička J. a kol. 2001. Zelený úhor a změny botanického složení lučního porostu. *Agromagazín* **2**: 16–17.
- Muller S, Dutoit T, Alard D, Gréviolot F. 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology* **6**: 94–101.

- MZe. 2021a. Akční plán ČR pro rozvoj ekologického zemědělství v letech 2021–2027. Praha.
- MZe. 2021b. Metodika k provádění nařízení vlády č. 75/2015 Sb., o podmínkách provádění agroenvironmentálně-klimatických opatření a o změně nařízení vlády č. 79/2007 Sb., o podmínkách provádění agroenvironmentálních opatření, ve znění pozdějších předpisů pro rok 2021. Praha.
- Niklaus P, Wardle D, Tate KR. 2006. Effects of Plant Species Diversity and Composition on Nitrogen Cycling and the Trace Gas Balance of Soils. *Plant and Soil* 282: 83-98.
nitrogen accumulation. *Journal of Ecology* 96: 314–322.
- Novák J. 2004. Evaluation of grassland quality. *Ekológia* 23: 127-143.
- Novák J. 2008. Pasienky, lúky a trávniky. Patria I. Spol. s.r.o., Prievidza.
- Oelmann Y, Broll G, Hölzel N, Kleinebecker T, Vogel A, Schwartz P. 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation* 142: 2941–2948.
- Pakeman RJ. 2004. Consistency of plant species and trait responses to grazing along a productivity gradient: a multi-site analysis. *Journal of Ecology* 92: 893–905.
- Palansooriya KN, Shaheen SM, Chen SS, Tsang DCW, Hashimoto Y, Hou D, Bolan NS, Rinklebe J, Ok YS. 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International* 134: 105046.
- Pärtel M, Laanisto L, Zobel M. 2007. Contrasting plant productivity–diversity relationships across latitude: the role of evolutionary history. *Ecology* 88: 1091–1097.
- Pautheny Y, Roumet JP, Neyroz A. 1994. Influence de la fertilisation azotée sur la végétation de prairies de fauche en vallée d’Aoste (Italie). *Fourrages* 139: 375–378.
- Pavlů L, Gaisler J, Pavlů V, Haase H, Kändler M, Titěra J, Pavlů K, Teka TK, Blechinger K. 2019. Obhospodařování travních porostů pro podporu biodiverzity v přeshraniční oblasti Liberec–Žitava. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Pavlů V, Hejčman M, Gaisler J, Pavlů L, Hujerová R. 2011. Možnosti regulace širokolistých šťovíků v travních porostech v systému ekologického zemědělství. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Pavlů V, Hejčman M, Pavlů L, Gaisler J, Nežerková P, Guerovich M. 2005. Vegetation changes after cessation of grazing management in the Jizerské Mountains (Czech Republic). *Annales Botanici Fennici* 42: 343–349.

- 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, Hejduk S, Mládek Jan, Hejcman M. 2006. Kvalita pastevní píče. Pages 29–32 in Mládek J, Pavlů V, Hejcman M, Gaisler J, editors. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha.
- Peeters A. 2009. Importance, evolution, environmental impact and future challenges of grasslands and grassland-based systems in Europe. *Grassland Science* **55**: 113–125.
- Pellissier L, Fournier B, Guisan A, Vittoz P. 2010. Plant traits co-vary with altitude in grasslands and forests in the European Alps. *Plant ecology* **211**: 351–365.
- Perotti E, Huguenin-Elie O, Meisser M, Dubois S, Probo M, Mariotte P. 2021. Climatic, soil, and vegetation drivers of forage yield and quality differ across the first three growth cycles of intensively managed permanent grasslands. *European Journal of Agronomy* **122**: 1–11.
- Petras T, Kaligarič M, Ivajnsic D, Skornik S. 2012. Plant Communities with Yellow Oat Grass (*Trisetum Flavescens* (L.) Pb.) In The Submontane And Montane Regions Of Slovenia. *Hacquetia* **11**: 179-207.
- Pickering C, Richardt S. 2009. Patterns in vascular plant species density in tall alpine herbfield along an increasing altitudinal gradient in an Australian alpine region. *Australian Journal of Botany* **57**: 210–220.
- Pizzio R, Herrero-Jáuregui C, Pizzio M, Oesterheld M. 2016. Impact of stocking rate on species diversity and composition of a subtropical grassland in Argentina. *Applied Vegetation Science* **19**: 454–461.
- Plantureux S, Peeters A, McCracken D. 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research* **3**: 153–164.
- Plett DC, Ranathunge K, Melino VJ, Kuya N, Uga Y, Kronzucker HJ. 2020. The intersection of nitrogen nutrition and water use in plants: new paths toward improved crop productivity. *Journal of Experimental Botany* **71**: 4452–4468.
- Pokorný E, Šarapatka B, Hejátková K. 2007. Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku: metodická pomůcka. Zemědělská a ekologická regionální agentura, Náměšť nad Oslavou.
- Poniatowski D, Hertenstein F, Raude N, Gottbehüt K, Nickel H, Fartmann T. 2018. The invasion of *Bromus erectus* alters species diversity of vascular plants and leafhoppers in calcareous grasslands. *Insect Conservation and Diversity* **11**: 578–586.

Purnhagen KP, Clemens S, Eriksson D, Fresco LO, Tosun J, Qaim M, Visser RGF, Weber APM, Wesseler JHH, Zilberman D. 2021. Europe's Farm to Fork Strategy and Its Commitment to Biotechnology and Organic Farming: Conflicting or Complementary Goals? *Trends in Plant Science* **26**: 600–606.

Ramenskij LG. 1924. Osnovnyje zakonomernosti rastitel'nogo pokrova i ich izučenie. *Vestn. Opytn. Dela, Voroněž.*

Rees B, Bingham I, Baddeley J, Watson C. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* **128**: 130–154.

Regal V, Krajčovič V. 1963. *Pícninářství. Statní zemědělské nakladatelství, Praha.*

Richter R, Hlušek J, Ryant P, Lošák T. 2002. Organická hnojiva a jejich postavení v zemědělské praxi. *Úroda* **50**: 9–12.

Roem WJ, Berendse F. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation* **92**: 151–161.

Rook AJ, Dumont B, Isselstein J, Osoro K, WallisDeVries MF, Parente G, Mills J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures—a review. *Biological Conservation* **119**: 137–150.

Rook AJ, Tallwin JRB. 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research* **52**: 181–189.

Rumpel C. 2011. Carbon storage and organic matter dynamics in grassland soils. Pages 65–72 in Lemaire G, Hodgson J, Channi A, editors. *Grassland Productivity and Ecosystems Services*. CABI, Paris.

Ryant P, Skládanka J. 2004. Výživa a hnojení trvalých travních porostů. Sborník přednášek z mezinárodní konference a setkání chovatelů ovce – kozy, Seč.

Rychnovská M, Balátová E, Úlehlová B, Pelikán J. 1985. *Ekologie lučních porostů*. Academia, Praha.

Rychnovská M, editor. 1993. *Structure and Functioning of Seminatural Meadows*. Academia, Praha.

Samiyappan M. 2019. Bioindicators in Aquatic Environment and their significance. *Journal of Aquaculture in the Tropics* **34**: 73–79.

- Sanderson M, Skinner H, Barker D, Edwards GR, Tracy B, Wedin D. 2004. Plant Species Diversity and Management of Temperate Forage and Grazing Land Ecosystems. *Crop Science* **44**: 1132–1144.
- Sawidis T, Chettri MK, Zachariadis GA, Stratis JA. 1995. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **32**: 73–80.
- Scotton M. 2016. Establishing a semi-natural grassland: Effects of harvesting time and sowing density on species composition and structure of a restored *Arrhenatherum elatius* meadow. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **220**: 35–44.
- Schaub S, Finger R, Buchmann N, Steiner V, Klaus V. 2021. The costs of diversity: higher prices for more diverse grassland seed mixtures. *Environmental Research Letters* **16**: 094011.
- Schelfhout S, Wasof S, Mertens J, Vanhellefont M, Demey A, Haegeman A, DeCock E, Moeneclaeys I, Vangansbeke P, Viaene N, Baeyen S, Sutter ND, Maes M, Van der Putten WH, Verheyen K, Schrijver AD. 2021. Effects of bioavailable phosphorus and soil biota on typical *Nardus* grassland species in competition with fast-growing plant species. *Ecological Indicators* **120**: 106880.
- Schils LM, Bufe C, Rhymer CM, Francksen RM, Klaus VH, Abdalla M, Milazzo F, Lellei-Kovács E, ten Berge H, Bertora C, Chodkiewicz A, Dămătîrcă C, Feigenwinter I, Fernández-Rebollo P, Ghiasi S, Hejduk S, Hiron M, Janicka M, Pellaton R, Smith KE, Thorman R, Vanwalleghem T, Williams J, Zavattaro L, Kempen J, Derkx R, Smith P, Whittingham MJ, Buchmann N, Price JPN. 2022. Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **330**: 10789.
- Schippers P, Joenje W. 2002. Modelling the effect of fertilizer, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystem and Environment* **93**: 351–365.
- Singh JS, Laurenroth WK, Milchunas DG. 1983. Geography of grassland ecosystems. *Progress in Physical Geography* **7**: 46–80.
- Singh JS, Milchunas D, Lauenroth W. 1998. Soil Water Dynamics and Vegetation Patterns in a Semiarid Grassland. *Plant Ecology* **134**: 77–89.
- Skládanka J, Hrabě F, Heger P. 2008. Effect of fertilization and use intensity on the diversity and quality of herbage. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **2**: 131–138.

Skládanka J, Hrabě F, Macháčová H. 2006. Effects of fertilization and weather condition on grass stand composition changes of *Sanguisorba–Festucetum comutatae* association. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **4**: 61–70.

Skládanka J, Večerek M, Vyskočil I. 2009. *Travné ekosystémy. Ústav výživy zvířat a pícninářství, Praha.*

Slavíková J. 1986. *Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.*

Smith RS, Jones L. 1991. The Phenology of Mesotrophic Grassland in the Pennine Dales, Northern England: Historic Hay Cutting Dates, Vegetation Variation and Plant Species Phenologies. *Journal of Applied Ecology* **28**: 42–59.

Smith RS, Shiel RS, Millwards D, Corkhill P, Sanderson RA. 2002. Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. *Journal of Applied Ecology* **39**: 279–293.

Sternberg M, Gutman M, Perevolotsky A, Ungar ED, Kigel J. 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology* **37**: 224–237.

Stoie A, Rotar I. 2008. Correlations between productivity and oligotrophic character in *Arnica Montana* habitats from Gârda de sus community (Apuseni mountains – Romania). *Bulletin UASVM, Agriculture* **65**: 277–282.

Storch D. 2019. Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Academia* **5**: 194–197.

Strykstra RJ, Verweij GL, Bakker JP. 1997. Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Botanica Neerlandica* **46**: 387–402.

Suttie J, Reynolds S, Batello C. 2005. *Grasslands of the World. FAO, Rome.*

Šantrůček J. a kol. 2008. *Encyklopedie pícninářství. Česká zemědělská univerzita, Praha.*

Šenfeldová H, Eberhardová A. 1970. *Technologie lidové výroby 1. Orobinec a sláma. Slováké muzeum, Uherské Hradiště.*

Šír M, Tesar M, Lichner L, Syrovátka O. 2002. Klimatická změna a transpirace rostlin. Conference: Extrémní hydrologické jevy v povodí **2002**: 151–156.

Šmilauer P, Košnar J, Kotlínek M, Šmilauerová M. 2020. Contrasting effects of host identity, plant community, and local species pool on the composition and colonization levels of

arbuscular mycorrhizal fungal community in a temperate grassland. *New Phytologist* **225**: 461–473.

Šoch M, et al. 2009. Využití trvalých travních porostů k projektu WD-44-07-1, Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří – Zpráva o řešení A 419. Univerzita J.E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

Šumberová K. 2011. *Phragmitetum australis* Savič 1926. Pages 405–409 in Chytrý M. (ed.). *Vegetace České republiky. 3. Vodní a mokřadní vegetace*. Academia, Praha.

Tälle M, Balázs D, Poschlod P, Valkó O, Westerberg L, Milberg P. 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation* **27**: 2451–2475.

Teixeira R, Domingos T, Canaveira P, Avelar T, Basch G, Belo C, Calouro F, Crespo D, Ferreira VG, Martins C. 2008. Carbon sequestration in biodiverse sown grasslands. *Options Méditerranéennes* **79**: 123–126.

Thaer A. 1810. *Grundsätze der rationellen Landwirtschaft*. Band 3, Verlag G. Reimer, Berlin.

Tian FP et al. 2016. Effects of biotic and abiotic factors on soil organic carbon in semi-arid grassland. *Journal of soil science and plant nutrition* **16**: 1087-1096.

Tilman D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* **450**: 208–211.

Tilvikienė V, Šlepetienė A, Kadžiulienė Ž. 2018. Effects of 5 years of digestate application on biomass production and quality of cocksfoot (*Dactylis glomerata* L.). *Grass and forage science* **73**: 206–217.

Toogood SE, Joyce CB, Waite S. 2008. Response of floodplain grassland plant communities to altered water regimes. *Plant Ecology* **197**: 285–298.

Trávník K a kol. 2020. *Metodický návod pro hnojení plodin*. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

United Nations. 1992. Text of the convention. CBD. Available from <https://www.cbd.int/convention/text/> (accessed květen 2016).

Urban J, Šarapatka B a kol. 2003. *Ekologické zemědělství: učebnice pro školy i praxi, I. díl*. Ministerstvo životního prostředí a PRO-BIO Svaz ekologických zemědělců, Praha.

Ústav výzkumu globální změny AV ČR. 2017. *Výzkum změny klimatu – sucho*. Enviweb. Dostupné na: <https://www.enviweb.cz/108834> (zprístupněno září 2017).

Ústav zemědělské ekonomiky a informací. 2020. Statistická šetření ekologického zemědělství. Základní statistické údaje (2019). Praha.

Van Daele F, Wasof S, Demey A, Schelfhout S, De Schrijver A, Baeten L, Ruijven J, Mertens J, Verheyen K. 2017. Quantifying establishment limitations during the ecological restoration of species-rich *Nardus* grassland. *Applied Vegetation Science* **20**: 594–607.

Van Der Krift TAJ, Berendse F. 2002. Root life spans of four grass species from habitats differing in nutrient availability. *Functional Ecology* **16**: 198–203.

Van Elsen T. 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **77**: 101–109.

Van Evert FK, et al. 2011. A robot to detect and control broad-leaved dock (*Rumex obtusifolius* L.) in grassland. *Journal of Field Robotics* **28**: 264–277.

Vaněk V. a kol. 2002. Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Martin Sedláček, Praha.

Varney DR, Prestidge RA, Jones DD, Varney LA, Siegel MR, Zavos PM. 1992. Reproductive performance of CD-1 mice fed diets containing endophyteinfected perennial ryegrass seed through continuous breeding. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **35**: 205–210.

Vázquez de Aldana BR, Berendse F. 2003 Nitrogen-use efficiency in six perennial grasses from contrasting habitats. *Functional Ecology* **11**: 619–26.

Verhoeven JTA, Koerslman W, Meuleman AFM. 1996. Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **11**: 494–497.

Visconti D, Álvarez-Robles MJ, Fiorentino N, Fagnano M, Clemente R. 2020. Use of *Brassica juncea* and *Dactylis glomerata* for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. *Chemosphere* **260**: 127661.

Visser E, Bögemann G, Steeg H, Pierik R, Blom C. 2000. Flooding tolerance of *Carex* species in relation to field distribution and aerenchyma formation. *New Phytologist* **148**: 93–103.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. 2019. eKatalog BPEJ. VÚMOP. Dostupné na: <https://bpej.vumop.cz/>

Wahlman H, Milberg P. 2002. Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Ann Botanici Fennici* **39**: 159–166.

- WallisDeVries MF, Poschlod P, Willems JH. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* **104**: 264–273.
- Weigelt A, Bol R, Bardgett RD. 2005. Preferential uptake of soil nitrogen forms by grassland plant species. *Oecologia* **142**: 627–635.
- Weigelt A, Weisser W, Buchmann N, Scherer-Lorenzen M. 2009. Biodiversity for multifunctional grasslands: Equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems. *Biogeosciences Discussions* **6**: 1695–1706.
- Weremijewicz J, Sternberg L, Janos D. 2016. Common mycorrhizal networks amplify competition by preferential mineral nutrient allocation to large host plants. *New Phytologist* **212**, 14041.
- Whitehead DC. 2000. Nutrient elements in grassland. Soil-plant-animal relationships. CABI Publishing, Wallingford.
- Wilson JR. 1994. Cell wall characteristics in relation to forage digestion by ruminants. *Journal of Agricultural Science* **122**: 173–182.
- Wrage N, Strodthoff J, Cuchillo HM, Isselstein J, Kayser M. 2011. Phytodiversity of temperate permanent grasslands: ecosystem services for agriculture and livestock management for diversity conservation. *Biodiversity and Conservation* **20**: 3317–3339.
- Yang J, Du W, Pang Y. 2021. Characterization of the complete chloroplast genome of *Alopecurus pratensis* L. (Poaceae). *Mitochondrial DNA Part B* **6**: 2379-2380.
- Young J, Watt A, Nowicki P, Alard D, Clitherow J, Henle K, Johnson R, Laczko E, McCracken D, Matouch S, Niemela J, Richards C. 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity and Conservation* **14**: 1641–1661.
- Zelnik I, Čarni A. 2008. Distribution of plant communities, ecological strategy types and diversity along a moisture gradient. *Community Ecology* **9**: 1–9.
- Zheng Z, Zhu W, Zhang Y. 2020. Seasonally and spatially varied controls of climatic factors on net primary productivity in alpine grasslands on the Tibetan Plateau. *Global ecology and conservation* **21**: 1-14.

