

## Természetközeli sziki legelő diverzitásának és fajösszetételének változása különböző gyephasznosítási módok esetén

VARGA Krisztina<sup>1\*</sup>, CSÍZI István<sup>1</sup>, BOJTÉ Csilla, KOVÁCS Györgyi<sup>2</sup>, HALÁSZ András<sup>3</sup>, NAGY Dominik<sup>3</sup>, KISS Csaba<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Nemzeti Éghajlat- és Tájkutatói Központ, 5300 Karcag, Kisújszállási út 166.; \*[varga.krisztina@uni-mate.hu](mailto:varga.krisztina@uni-mate.hu)

<sup>2</sup>Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet, Víz tudományi és Környezetinformatikai Tanszék, 4032 Debrecen, Böszörményi út 146/B.

<sup>3</sup>Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Állattenyésztési Tudományok Intézet, Állattenyésztés-technológiai és Állattjóléti Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>4</sup>Eszterházy Károly Katolikus Egyetem, Biológiai Intézet, Állattani Tanszék, 3300 Eger, Leányka u. 6.

Elfogadva: 2024. december 13.

**Kulcsszavak:** egyenletesség, fajgazdagság, fitocönológia, kaszálás, Shannon-diverzitás, túllegeltetés.

**Összefoglalás:** A Kárpát-medence számottevő részét borító eurázsiai erdőssztyep meghatározó, gyeptakarománybázisra alapozott állattenyésztésnek adott otthont még pár évtizede is. A 21. században a folyamatosan csökkenő legeltetett állatlétszám és a természetvédelmi célú gyephasznosítás korlátozott támogatása eredményeként növekszik a gyepgazdálkodással hasznosított, mára felhagyott gyepek területe. Ugyanakkor a munkaerőhiány kezelésére létesített legelőterületekben a túllegeltetés kopárosodást okoz. Kutatásunkban egy külterjesen művelt, természetközeli gyeptársulás diverzitásának és fajösszetételének változását követtük nyomon különböző hasznosítási módok mellett. Alföldi cickafarkos-füves puszta és ecetpázsitos sziki rét közötti átmenti gyep társulás legelőn 2009-ben elindított kísérletben az alkalmazott kezelések a következők voltak: zero hasznosítású gyep, kaszálás, réhasznosítás (kaszálás és sarjú legeltetés juhokkal), valamint túllegeltetés. A 11 évet felölelő kísérleti időszak utolsó 4 évében, 2017–2020 között folytattuk a vizsgálatokat. Évente egyszer fitocönológiai felmérést végeztünk, rögzítve a növényfajok borítását. Eredményeink szerint a Shannon-diverzitás a túllegeltetett és a réhasznosítású területen jelentősen magasabb volt, mint a zero hasznosítású vagy kaszált gyepekben, ami elsősorban a fajszámok különbségének tulajdonítható. A réhasznosítású terület volt a legfajgazdagabb 29 növényfajjal a vizsgálat 4 éve alatt, míg a legfajszegényebb a zero hasznosítású gyep volt, 2017-ben mindössze 6 fajjal. Az egyenletesség értékei kevésbé tértek el egymástól a különböző kezelésekben. A vizsgálat 4 éve alatt nem változott számottevően a Shannon-diverzitás értéke adott gyephasznosításon belül. A kaszáló és a zero hasznosítású területeken magasabb volt a fűvek részesedése a fajszámból és az összborításból, mint a réhasznosítású vagy a túllegeltetett kezelésekben. A kaszáló és a rét kezelésekben domináns szálfű *Alopecurus pratensis* borítása a túllegeltetett gyepekben 10% alá csökkent. A legelés inten-

\* Levelező szerző

zításának növekedésével az alfű *Festuca pseudovina* előretörése figyelhető meg. A zéró hasznosítás esetén a *Rosa canina* okoz cserjésedést. Az egyéves *Hordeum murinum* kizárólag a túllegeltetett kezelésnél jelent meg, és borítása 13,5%-ról 22,9%-ra nőtt 2017 és 2020 között, ami már jelentős juhegészségügyi kockázatot jelenthet. Kutatómunkánk eredményei alapján a vizsgált élőhelyhez hasonló éghajlati és talajadottságok mellett leginkább a réthasznosítási gyepegzaldálkodási gyakorlat képes megőrizni a természetközeli gyeppaszociációk eredeti fajdiverzitását.

**Idézés:** Varga K., Csízi I., Bojté Cs., Kovács Gy., Halász A., Nagy D., Kiss Cs. 2025: Természetközeli sziki legelő diverzitásának és fajösszetételének változása különböző gyeppaszociációs módok esetén. Bot. Közlem. 112(1): 41–60. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2025.112.1.41>

## Bevezetés

A gyepek bolygónk legnagyobb fajgazdagsággal rendelkező ökoszisztémái közé tartoznak (WILSON et al. 2012, ZHOU et al. 2021), ugyanakkor a természetközeli gyepterületeket világszerte többfelé a fajdiverzitás csökkenésének veszélye fenyegeti (ZHANG et al. 2020). Ennek ellenére a gyepterületek természetvédelmi helyzete világszerte eltérő (TISCORNIA et al. 2019). Több kutatócsoport (WU et al. 2014, LU et al. 2017) felhívta a figyelmet arra, hogy a gyepek leromlása számos élőhelyen botanikai és gazdasági problémákhoz vezethet. A folyamat gyorsuló tendenciája nyomán becslések szerint akár 49%-ot is elérhet az emberiség által hasznosított gyepterületek valamilyen mértékben degradálódott hányada (GIBBS és SALMON 2015, LIU et al. 2019). A degradáció a gyepek minőségének, termelékenységének, gazdasági potenciáljának, ökoszisztéma szolgáltatási funkciójának, biológiai sokféleségének vagy komplexitásának csökkenését vonja maga után (LI et al. 2013, LIN et al. 2015). Az olyan emberi tevékenységek, mint a túllegeltetés és az infrastrukturális fejlesztések, jelentős mértékben befolyásolják a regionális ökoszisztéma-szolgáltatásokat (SETO et al. 2011). A gyepterületek pusztulása elsősorban ökológiai jellemzőik (pl. biológiai sokféleségük, termelékenységük, a talaj szervesanyag-tartalma) és más ökoszisztéma-szolgáltatások (pl. takarmányhozam, takarmányminőség) csökkenésében mutatkozik meg (ZHOU et al. 2023). Emellett a gyepek leromlása olyan környezeti problémákat is okozhat, mint a talajerózió, a szikesedés, az elsivatagosodás, valamint a spontán tüzek kialakulása (ZHANG et al. 2019, XIE et al. 2020).

Számtalan nehézséget okoz az olyan potenciális tényezők együttes hatása, mint a tájhasználat változása, például a túllegeltetés (HARRIS 2010, ALLEN et al. 2011), a kaszálás elmaradása és más helytelen gazdálkodási gyakorlatok (VELDMAN et al. 2015, WICK et al. 2016, ANDRADE et al. 2018), az éghajlatváltozás (GANG et al. 2014, ZHOU et al. 2014), az eutrofizáció, a földek használatának átalakítása vagy a termelésből kivonása (LARK et al. 2020, BARDGETT et al. 2021). Az emberek megélhetése szempontjából a túllegeltetés a világ minden tá-

ján jelentős probléma. Ezáltal ugyanis csökken az a takarmánybázis, amin a legeltetéses állattartás alapszik (TÖRÖK et al. 2018b). Egyes régiókban a legeltetés megszűnése jellemző, ezzel ellentétben Ausztrália, Afrika (SIYABULELA et al. 2020), Ázsia (KAMP et al. 2016, SHAHRIARY et al. 2021), Dél-Amerika (GAITÁN et al. 2018), valamint Európa egyes területein is jellemzővé vált a túllegeltetés (ABU HAMMAD és TUMEIZI 2012, VETTER és BOND 2012). A legelő állatok taposása és legelése befolyásolja a területek fajösszetételét (XIE és SHA 2012, KOVÁCSNÉ KONCZ et al. 2020, MOR-MUSSERY et al. 2020). A jelentős taposás csökkenti a biomasszát (BORER et al. 2014, WANG et al. 2017) és csupasz foltokat hoz létre, ahol a növények elfekvő magjai később kihajthatnak, így ezek a fedetlen foltok dinamikus mozaikszerkezetet eredményezhetnek (DEÁK et al. 2017). Az állatok által kedvelt, gyakran látogatott területeken, mint például a pihenőhelyeknél, illetve az itató környékén nagyobb kiterjedésű csupasz területek alakulnak ki (EVANS 1977). Ezen kívül az állatállomány hosszú távú taposása a talaj tápanyag- és szervesanyag-tartalmának csökkenését és a homokfrakció növekedését is okozhatja, ami fokozott talajeróziót eredményez, ez viszont meghatározó szerepet tölt be a gyepterületek leromlásában (LU et al. 2017). Túllegeltetés esetében az erős taposás csökkenti a talaj porozitását és a csapadék beszivárgásának hatékonyságát, így összességében vízhiányt okoz (ZHAO et al. 2007). A túlzott terhelés mérsékli a gyp állattartó képességét is (JIANG et al. 2023).

Nemcsak a túllegeltetés okoz problémát, hanem a hasznosítás elmaradása is. A nem megfelelő kezelés hatására a területen az értékes gypalkotó fajok eltűnnek, és ezzel egy időben kompetitor fajok terjedése fenyegeti a természetes gyp fennmaradását (ISSELSTEIN et al. 2005). Hasznosítás nélkül a réteken megindul az elavarosodás, számos esetben elnádásodás is. PEREVOLOTSKY és SELIGMAN (1998) szerint a mediterrán és a száraz vidékeken az alulhasznosítás a „zöld sivatag” jelenséghez vezet, amikor a terület áthatolhatatlan bozótossá válik, csökken a terület fajgazdagsága, valamint vízhiány következtében megnő a bozotttűz kialakulásának veszélye. BAKKER és BERENDSE (1999) megállapította, hogy a hagyományos gypkezelés megszűnése következtében a nem hasznosított területeken jelentősen megnő a gyúlékony fűavar mennyisége. A területeken inváziós fásszárú növények rohamos térhódítása kezdődhet meg (BAJOR et al. 2016). A cserjésedéssel csökken a gyepek diverzitása ERDŐS et al. (2013) megállapítása szerint. SZENTES et al. (2012) szerint a gyepek cserjésedésével csökken a lágyszárúak borítása, ami a talaj túlzott felmelegedéséhez vezet, és ez kedvez a degradációs folyamatoknak. A degradálódott gyepterületen megnövekszik a mérgező fajok aránya, mivel a legelő állatok kikerülik azokat (MA et al. 2018). A növényi fajgazdagság csökkenésének (BARTHA et al. 2014) következménye az állatvilág elszegényesedése is (SAUER et al. 2013, WRIGHT és WIMBERLY 2013). A

degradálódott területeken eluralkodhatnak a nemkívánatos inváziós fajok, ami a természetközeli állapot megszűnését okozza (SANDERSON et al. 2013).

Magyarországon a legeltetéses állattartás, elsősorban a juhtartás fokozatos csökkenése jellemző: a rendszerváltáskori 3 millió egyed helyett 2023 első felében már csak 789 ezer juh volt (ANONYMUS 2024). Emellett a munkaerőhiány is a legelőkertes technológia terjedéséhez (VARGA és CSÍZI 2020) és szélsőséges gyepphasznosítási módok megjelenéséhez vezetett. FERNANDEZ-GIMENEZ és LE FEBRE (2006) szerint a gyepek leromlásának fő mozgatórugója a gyepek privatizációja miatt megváltozott legeltetési rendszer. A legelőkertes tartási mód ugyanis gyakran túllegeltetéshez vezet, míg a távolabbi legelőrészek fitomasszája hasznosítatlan marad (zéró hasznosítás). TASI et al. (2014) a Corine 50 felszínborítási adatok alapján arra következtettek, hogy magyarországi szinten a gyepek kb. 20%-a hasznosítatlan, sőt az észak-magyarországi régióban súlyosabb a helyzet, a hasznosítatlan gyepek aránya pl. 2005-ben 47,1% volt. Ez egy értékes forrás részleges kihasználását jelenti, hiszen, ha nincs legeltetési lehetőség, a gyeppnövényzet főnövedékének produkciója kaszálás útján betakarítható lenne (kaszáló használat), míg legelő állat megléte esetén emellett a sarjűnövedék is hasznosításra kerül (réthasználat).

Kutatásunk célkitűzése a sérülékeny gyepp növényzet elemzése volt, melynek során értékeltük a kísérleti kezelésekre adott növényzeti választ a szociális magatartási típusok (VARGA és CSÍZI 2023b), a degradáció (VARGA et al. 2024b), a vízigény (VARGA és CSÍZI 2023c), valamint a nitrogénigény (VARGA és CSÍZI 2023a) szempontjából. A gyeppgazdálkodás ágazatát sújtó számos probléma miatt kísérletes vizsgálatunk célja volt degradálódott, szolonyec talajadottságú pan-non gyepterületen megérteni a növényzet változását. Jelen összehasonlító elemzésünkben a növényzet összetételének változását tárgyaljuk a különböző kezelésekből. Vizsgáltuk a fajgazdagság, diverzitás és fajösszetétel összefüggéseit. A vizsgálat eredményei értékes ismeretekkel szolgálhatnak a hasonló területi adottságokkal rendelkező gyepeken gazdálkodók számára.

## Anyag és módszer

### A mintaterület jellemzése

Kísérletünket a Közép-Tisza-vidéki szikes talajú, meleg mérsékelt éghajlatú, szemi-arid termőhelyi viszonyokat jól reprezentáló helyszínen (HORTOBÁGYI és SIMON 2000), a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Karcagi Kutatóintézet gyepterületén állítottuk be (helyrajzi szám: 01712/1, koordináták: 47° 17' 27.8" N 20° 55' 12.0" E). A kísérleti terület tengerszint feletti magassága 83 m. A MATE Karcagi Kutatóintézetben található OMSZ mérőállomás adatai alapján a 30 éves (1991–2020) csapadékatlag 539 mm, az éves középhőmérséklet 11,3 °C. A kísérlet területének talajtípusa közepes réti szolonyec talaj. A kísérlet beállításakor 0-10

cm-es mélységben vett talajminta általános talajtani jellemzői a következők: pH: 5,1; Arany-féle kötöttség: 53; humusz: 3,8 m/m%; nitrogéntartalom: 3 mg/kg; foszfor-pentoxid tartalom: 46 mg/kg; kálium-oxid tartalom: 253 mg/kg. A talajvizsgálatot intézetünk akkreditált laboratóriuma végezte el a vonatkozó magyar szabványoknak megfelelően (pH – MSZ-08-206: 1978 2.1 sz.; Arany-féle kötöttség – MSZ-08-205: 1978 5.1 sz.; humusztartalom – MSZ-08-210: 1977 2.2 sz.; nitrogén – LABTK 12a: 2004, foszfor-pentoxid – MSZ20135: 1999 5.4.2 sz. és kálium-oxid – MSZ 20135: 1999 5.3 sz.). A vizsgált kísérleti terület a Pannóniai flóratartományba, az Alföld flóraidékének a Tiszántúli flórajárásába tartozik (HORTOBÁGYI és SIMON 2000). A gypállomány az ecsetpázsitos sziki rét (*Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* Soó 1933 corr. Borhidi 2003) és a cicakafarkos-füves szikes pusztá (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* Soó (1933) 1947 corr. Borhidi 1996) közötti átmeneti gyeptársulásba sorolható. A vizsgált termőhely a Natura 2000 hálózathoz tartozik (269/2007. (X. 18.) Korm. rendelet).

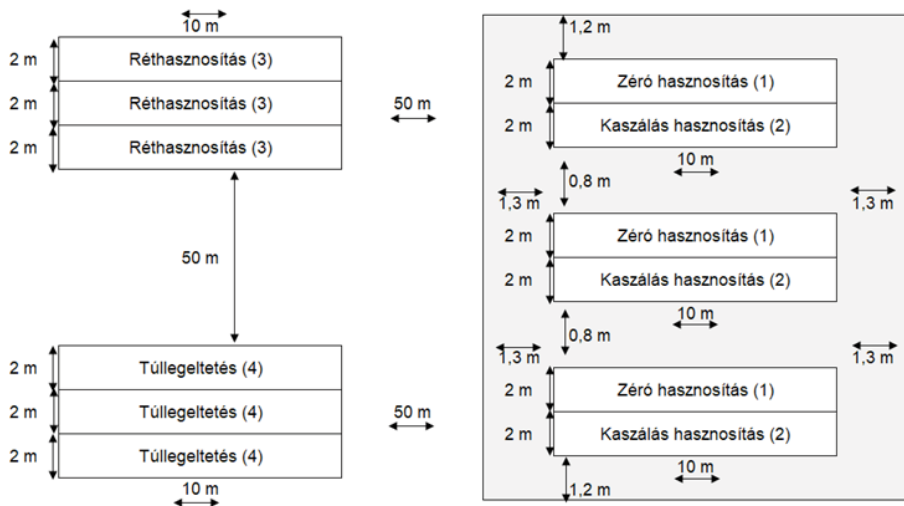
1987–2009 között, a kísérlet beállítását megelőzően, intézetünk kaszálónak használta a területet évi egyszeri kaszálással. Ezen időszak alatt a gyepterületen hozzáadás jellegű beavatkozás (pl. felülvetés, trágyázás, öntözés) nem történt. 1987 előtt egy helyi termelőszövetkezeté volt a gyepterület, a hasznosítás akkori módjáról nincs adat. A kísérlet kezdetekor, 2009-ben ebből az egységes gyepszerkezetű, legalább 20 éve kaszálóként használt területből indultunk ki.

### Kísérleti elrendezés

A terület réthasznosítású részén évi egyszeri kaszálás, majd sarjú legeltetés zajlik 500 egyedű számláló juhnyájjal ún. láb alóli pásztoroló legeltetési móddal, amit 2009 óta folytatnak (réthasználat kezelés). Az intézet gyepeiből 124 hektáron folyik réthasználat, az állatsűrűség így 4 juh/ha. A pásztoroló legeltetési módból adódóan, ahol a nyáj szétterülve legel, ott a sarjú gyepterületet rövidre legeli. A réthasználatú és a túllegeltetett kezelések parcellái egymás szomszédságában találhatók, csak egy kerítés választja el a többi kezeléstől (zéró hasznosítás és kaszálás hasznosítás, 1. ábra). A túllegeltetett területen a 25 juh/ha állatsűrűség jól reprezentálja az állattartó épület mellett közvetlenül létrehozott legelőkeretek munkaerőhiány miatti kényszerből adódó szélsőséges kihasználását.

A kísérlethez 3 ismétlésben négyféle kezelést állítottunk be 2009-ben, ahol a különböző kezelést kapó egységek mérete nettó 20 m<sup>2</sup> (10 m × 2 m) volt (1. ábra):

- Zéró hasznosítás: a területen sem kaszálás, sem legeltetés nem folyik;
- Kaszáló használat: minden évben május 3. dekádjában gépi kaszálás 5 cm-es tarlómagassággal és a széna lehordása a területről;
- Réthasználat: május 3. dekádjában gépi kaszálás 5 cm-es tarlómagassággal és a széna lehordása a területről, majd juhlegeltetés (4 juh/ha) augusztusban;
- Túllegeltetés: 25 juh/ha legeltetése április közepétől október végéig.



**1. ábra.** A gyepkezelési kísérlet területi elrendezése a természetközeli sziki legelőn. Jobb oldalon a szürke háttér a juhok elől kerítéssel elzárt területet jelzi.

**Fig. 1.** Layout of the field experiment in the studied seminatural alkaline pasture. The blocks with a grey background are fenced around to keep out sheep. (1) = Zero utilisation; (2) = Mowing; (3) = Meadow; (4) = Overgrazing.

A jelen tanulmányunkban közölt eredmények a 2017–2020 közötti időszakot ölelik fel.

Vizsgálatunkhoz a Karcagi Kutatóintézet Meteorológiai Mérőállomás hőmérsékleti és csapadékadatait használtuk fel 2016. január 1-től 2020. december 31-ig (E1. táblázat). Ebben az időszakban 2019 volt a legkevesbé csapadékos (505,1 mm) és az egyik legmelegebb év 12,5 °C évi középhőmérséklettel. 2020-ban hullott a legtöbb csapadék, a sokéves átlagot is jelentősen meghaladva (648,5 mm), és ebben az évben mértük a legcsapadékosabb hónapot is (július: 139,3 mm).

### Vegetációs felmérés

A növényállomány fitocönológiai felvételezését a Balázs-féle kvadrát módszerrel végeztük (BALÁZS 1960), ahol az adott növényfaj által lefedett gyepterület nagyságát a Balázs-féle dominanciaérték (DB) jelzi. A DB értéket az egész egységre adtuk meg kezelésként (20 m<sup>2</sup>). A kezelések területeit felosztottuk 32 egységre, és a növények felvételezésekor meghatároztuk, hogy a terület hány 32-ed részét borítja az adott növényfaj. A nagyon alacsony borítási értéket elérő fajokat + jellel jelöltük (DB=0,5), ami 1,56% borításnak felel meg. A Balázs-féle dominanciaérték maximális összege 32 lehet ( $DB_{max} = 32$ , ha egyetlen növény-

faj a teljes területet beborítja; ez felel meg 100%-os borításnak). A borítási értékek számításához az alábbi képletet használtuk:  $\text{borítás (\%)} = (\text{DB}/\text{DB}_{\text{max}}) \times 100$ .

A fitocönológiai vizsgálatokat évente egyszer végeztük tavasszal, május végén, a kezeléseket (kaszálás, a széna lehordása a területről) közvetlenül megelőzően, az alábbi időpontokban: 2017. május 31., 2018. május 23., 2019. május 22. és 2020. május 21. A növények tudományos neveit KIRÁLY (2009) szerint használtuk. A növényfajok felvételezésekor rögzítettük a borítatlan területek nagyságát is, ezt az adatot használtuk fel az összborítás meghatározásához, 100%-ból kivonva a csupasz foltok méretét.

### Statisztikai elemzés

A kísérletekben felvételezett adatokat a Microsoft Office Excel (LST Professional 2021) programban rögzítettük. A Shannon-diverzitás (H) értékeinek számításához a tömegesség adatokat a növényfajok borításának összesített százalékos értékei jelentették. Az egyes kezelések ismétléseiből számított Shannon-diverzitás értékekre és a kezelések típusaira (kategorikus változó) egytényezős varianciaanalízist (one-way ANOVA) futtattunk (CHAMBERS et al. 1992). Az egyes kezelések Shannon-diverzitás értékeit átlagoltuk, majd ezen kezeléspárokat Hutcheson t-próbával hasonlítottuk össze (HUTCHESON 1970, ZAR 2010). Egy kezeléstípuson belül az évek közötti összehasonlításokat külön végeztük el. Az adatok statisztikai elemzéséhez és grafikai ábrázolásához R statisztikai környezetet használtunk (RStudio 2021.09.0+351; RStudio Team 2021) a szükséges feladatspecifikus programcsomagok használatával: ggplot2 (WICKHAM 2016), cowplot (WILKE 2019), ecolTest (SALINAS és RAMIREZ-DELGADO 2021).

### Eredmények

A vizsgált területen mindenhol 90% feletti volt az átlagos összborítás a kísérlet minden évében, kivéve a túllegeltetett kezelésben, ahol 2018-ban és 2019-ben 90% körülre csökkent: 89,6% volt 2018-ban és 90,6% 2019-ben. A vizsgálati időszak alatt az összborítás nem különbözött szignifikánsan a kezelések között: a zéró hasznosítású kezelésnél átlagosan 95,6%, a kaszálás esetében 97,4%, a réthasználatú kezelésnél 97,0%, a túllegeltetett kezelésnél pedig 93,0% volt. 2018-ban a kaszálás kezelés kivételével mindenütt nőtt a borítatlan terület. A legnagyobb csupasz felszíneket a túllegeltetett területen észleltük, ahol 2018-ban és 2019-ben ez az érték átlagosan 10,4 és 9,4% volt (E2. táblázat).

A fitocönológiai felvételezés során a terület egészére vonatkozóan összesen 50 fajt észleltünk. A réthasznosítás és a túllegeltetés esetében 2,8-4,1-szer magasabb volt a terület össz fajszáma, mint a zéró hasznosításnál és a kaszálásnál (E2.

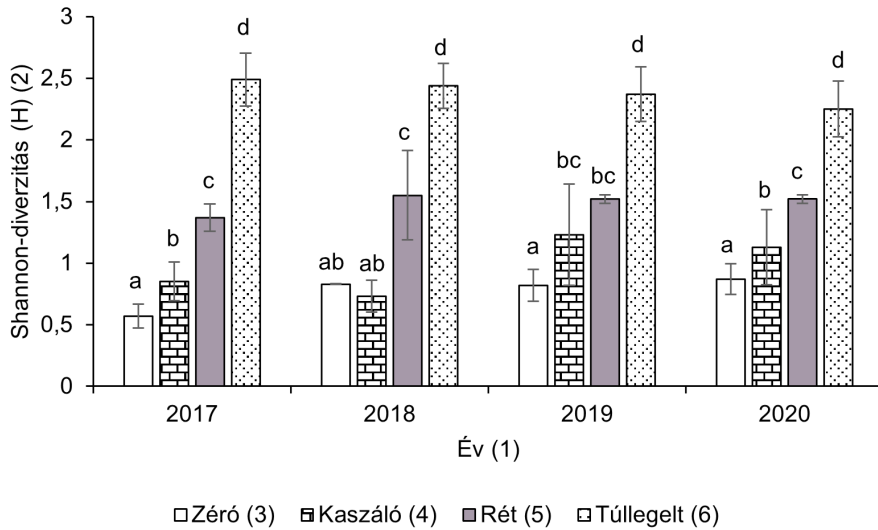
táblázat). A legmagasabb a fajszám a réthasznosításnál és a túllegeltetésnél (31 faj 2017-ben), a legalacsonyabb a zéró hasznosításnál (6 faj 2017-ben) mutatkozott. A kísérlet utolsó évében, 2020-ban a zéró hasznosítású kezelésben 7, a kaszálás kezelésben 11, a réthasználatú kezelésben 29, míg a túllegeltetett kezelésben 24 növényfaj volt. Vizsgálatunk időtartama alatt – 2017 és 2020 között – a kaszálás kezelésben nőtt a fajszám (7-ről 11-re), míg a túllegeltetett területen csökkent (31-ről 24-re) (E2. táblázat).

Két növényfajt találtunk, amelyik mindegyik kezelésben előfordult: az *Alopecurus pratensis*-t, ami az ecsetpázsitos szikes rét társulás domináns alkotója, valamint a *Poa pratensis*-t (E2. táblázat). A *Rosa canina* volt az egyetlen olyan faj, amit kizárólag a zéró használatú kezelésben észleltünk. Csak a kaszálás kezelésben jelent meg a *Crepis setosa* és a *Lolium perenne*. Kizárólag a réthasználatú kezelésben fordult elő 9 faj: *Achillea setacea*, *Euphorbia cyparissias*, *Lathyrus tuberosus*, *Lepidium perfoliatum*, *Plantago schwarzenbergiana*, *Polygonum aviculare*, *Ranunculus acris*, *Trifolium repens*, *T. striatum*. A túllegeltetett kezelésben észleltük a legtöbb, 12 fajt, ami kizárólag abban az egy kezelésben él: *Achillea collina*, *Capsella bursa-pastoris*, *Carduus acanthoides*, *C. nutans*, *Conium maculatum*, *Daucus carota*, *Erodium cicutarium*, *Hordeum murinum*, *Portulaca oleracea*, *Sonchus arvensis*, *Trifolium angulatum*, *Tripleurospermum perforatum* (E2. táblázat).

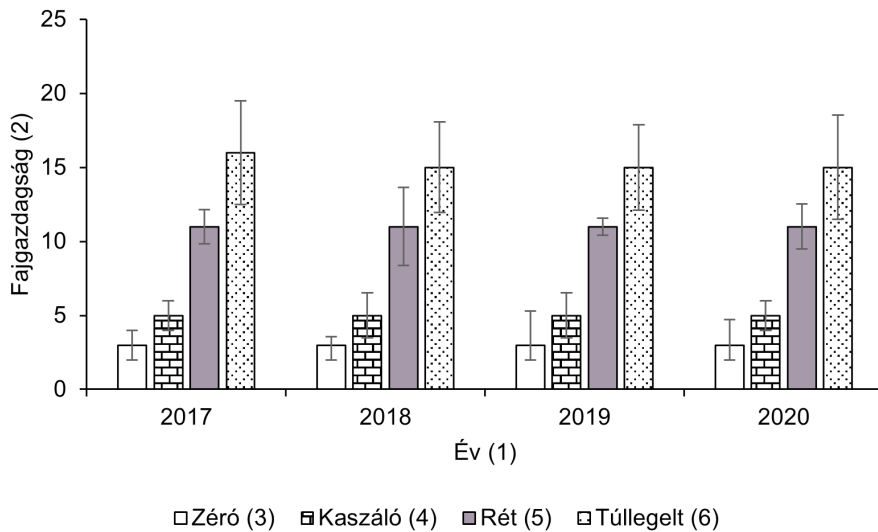
A különböző hasznosítású területek növényzetének diverzitását a Shannon-diverzitás (H), a fajgazdagság és az egyenletesség értékével jellemezhetjük. A varianciaanalízis (ANOVA) szerint az egyes kezelésekhöz tartozó Shannon-diverzitás értékek minden évben szignifikánsan különböztek a kezelések között; 2017:  $F = 95,79$   $p < 0,001$ ; 2018:  $F = 45,93$   $p < 0,001$ ; 2019:  $F = 25,2$   $p < 0,001$ ; 2020:  $F = 31,19$   $p < 0,001$ . A túllegelt gyepp Shannon-diverzitása jelentősen felülmúlta a többi kezelés értékét, ezt a réthasználat követte, ami mindig meghaladta a zéró hasznosítás és legtöbbször a kaszáló hasznosítás H értékét is (2. ábra). A kezelések Shannon-diverzitásának különbsége elsősorban a kvadrátonkénti fajszám eltéréseinek tulajdonítható (ami a túllegelt területeken volt a legmagasabb, és a rét, kaszáló, zéró hasznosítás sorrendben csökkent, 3. ábra). Az egyenletesség tekintetében kevésbé tértek el a kezelések (4. ábra). A Hutcheson-féle t-teszt eredményei alapján az évek során a Shannon-diverzitás értéke nem változott lényegesen az egyes kezeléseken. 2017-ben és 2020-ban a kezelések összehasonlításakor az összes esetben szignifikáns eltérést kaptunk. 2018-ban a zéró és a kaszáló kezelések összehasonlításánál ( $p = 0,18$ ), míg 2019-ben a kaszáló és a rét kezelések között ( $p = 0,051$ ) nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget (2. ábra).

A kísérlet folyamán jellegzetes változások történtek a gyeppálmányok fajösszetételében. A zéró hasznosítású területen fordult elő az egyetlen cserjefaj. A *Rosa canina* ebben a kezelési típusban a megfigyelési időszakban már mindvégig jelen volt, borítása 2019–2020-ra 20,8%-ra növekedett. A réthasznosítá-



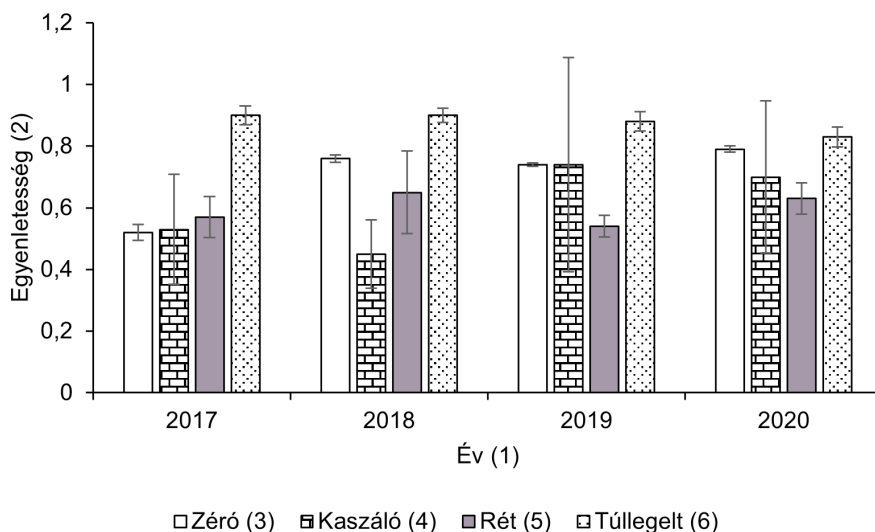


**2. ábra.** A Shannon-diverzitás értéke a különböző kezelésekben a vizsgált természetközeli sziki legelőn. Átlag  $\pm$  szórás értékek. Az eltérő betűjelzéssel ellátott oszlopok szignifikánsan különböznek.  
**Fig. 2.** Shannon diversity index in the studied treatments in a seminatural alkaline pasture. Mean  $\pm$  SD values. Columns marked with different letter are significantly different. (1) Year; (2) Shannon diversity (H); (3) Zero utilisation; (4) Mowing; (5) Meadow; (6) Overgrazing.



**3. ábra.** Az egyes kezelésekben észlelt kvadrátonkénti fajszám a vizsgált természetközeli sziki legelőn. Átlag  $\pm$  szórás értékek.

**Fig. 3.** Number of plant species per quadrat in the studied treatments in a seminatural alkaline pasture. Mean  $\pm$  SD values. (1) Year; (2) Species richness; (3) Zero; (4) Mowing; (5) Meadow; (6) Overgrazing.



4. ábra. Az egyes kezelésekhez tartozó kvadrátonkénti egyenletesség értéke a vizsgált természetközeli sziki legelőn. Átlag  $\pm$  szórás értékek.

Fig. 4. Evenness of species abundance in the studied treatments in a seminatural alkaline pasture. Mean  $\pm$  SD values. (1) Year; (2) Evenness; (3) Zero utilisation; (4) Mowing; (5) Meadow; (6) Overgrazing.

sú kezelésben vezérnövény váltás történt 2018-ban: a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) helyett a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) térnyerése figyelhető meg, és a későbbiekben a két fűfaj aránya folyamatosan a csenkesz javára változott. Az *Alopecurus pratensis* alulhasznosítás mellett fenn tudta tartani a dominanciáját: átlagos borítása a zero hasznosításúakban 50,8%, a kaszált parcellákban 51,2% volt, ugyanakkor a túllegeltetett területen már 2017-ben is csak 8,3%-ot ért el, ami 2020-ra megfeleződött. A túllegeltetett területen az egérárpa (*Hordeum murinum*) elterjedése volt jellemző, borítása 13,5%-ról 22,9%-ra növekedett 2017 és 2020 között.

A különböző kezeléseknél jellemző eltérések figyelhetők meg abban a tekintetben, hogy a fűvek a fajkészletnek, illetőleg a növényzet borításának mekkora hányadát teszik ki. A teljes megfigyelési időszakra nézve, az össz fajszám 43,3%-a a fűvekhez tartozik a zero hasznosítású területen, ez az arány 38,2% kaszálás, 24,2% réthasznosítás és 22,6% túllegeltetés mellett (E2. táblázat). Ha a fűvek összborításból való részesedését nézzük, a fajszámokból számított aránynál magasabb értékeket kapunk, és a rangsorban az első két helyezett helyet cserél: első helyen ekkor a kaszáló áll (91,9%), ezt követi sorban a zero hasznosítású kezelési típus (78,5%), a rét (71,5%), majd a túllegeltetett terület (51,9%). Nem azonos fűfajok élnek a kísérleti területen a különféle kezelések mellett. A zero hasznosítású és a kaszált parcellák egymáshoz hasonló és szegényesebb fajkészletű-

ek a pázsitfűvekre nézve. Jóval több fűfajt találunk a kétféle legeltetett területen, melyek közös fajai a *Bromus hordeaceus*, *Festuca pseudovina* és *F. rupicola*; a rét-hasznosítású terület saját faja a *Bromus pannonicus*, a túllegeltetett területé pedig a *Hordeum murinum* (E2. táblázat).

### Megvitatás

A legeltetett kérődzők állományának csökkenése miatt a kihasználatlan gyepterületek napjainkra állandó problémát jelentenek a hazai gyepgazdálkodásban. Az évről-évre változó mennyiségű, elvénült fitomassza folyamatosan gyarapítja a gypavar mennyiségét, ami természetvédelmi problémák potenciális forrása lehet (TÖRÖK et al. 2018a, VALKÓ et al. 2018). Paradox módon a pannonsztyepeken emellett a túllegeltetés is gondot okozhat, ugyanis a gazdálkodók a legeltetett állatállományukat, minőségi pásztor munkaerő híján, zárt legelőkertekben tartják, nap nap után ugyanott (VETTER és BOND 2012, LU et al. 2017).

A Tiszántúl jellegzetes szikespusztai legelőjén folytatott terepkísérletünkben azt tapasztaltuk, hogy a legeltetett területeken jelentősen magasabb a növényfajok száma és a Shannon-diverzitás értéke, mint a legeléstől elzárt területen. Sőt, a túllegeltetett gyepek Shannon-diverzitása jelentősen felülmúlta a többi kezelésnél kapott értékeket, míg egyenletesség tekintetében kevésbé tértek el a kezelések. Ez összecseng VICKERY et al. (2001) megállapításaival, miszerint a legeltetett gyepek nagyobb diverzitási értékkel bírnak, az alacsonyabb növényzetmagasság miatti kedvezőbb fényviszonyok, valamint a magpergés részleges lehetősége okán, mint a kaszált gyepek. KOVACSICS-VÁRI et al. (2024) szintén fajszám növekedést tapasztalt nyírségi homoki juhlegelőkön a legeltetési intenzitás fokozódásával, amit mi is észleltünk a túllegeltetett kezelésnél. A magasabb fajszámok a túllegeltetett gyepek degradációjából is adódhatnak: olyan, gyomnak tekinthető fajok terjedhetnek el a területen, melyeket az állatok nem szívesen fogyasztanak, így szabad lehetőség nyílik a szaporítóképleteik kifejlődésére (VARGA és CSÍZI 2023b).

A növényállomány összetételét tekintve, jelen kutatásban vizsgált gyepek zéró és kaszálás kezeléseknél a kísérlet 11. évében is a kezdeti állapot domináns fűfajai (*Alopecurus pratensis* és *Poa pratensis*) maradtak uralkodók. Az általános gyakorlati tapasztalat szerint az egyoldalú kaszáló hasznosítási mód a nagyobb növénymagasság miatt kedvez a szálfűveknek, a hasznosítatlan (zéró használatú) területen pedig a sűrű avarnemezt szinte kizárólag a tarackos szálfűvek tudják áttörni (*Alopecurus pratensis* és *Poa pratensis*), amit NAGY (2001) is megállapított. Szintén ez utóbbi kezelési típusnál figyelhető meg a felhagyott gyepek cserjésedése. Ezt a gyepek fennmaradása szempontjából országosan is problémát jelentő folyamatot általában több cserjefaj (pl. *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*) előretörése okozza, de a kísérleti területen egyetlen faj, a *Rosa canina* fokozatos térnyerése idézi elő.

Alapvetően figyelembe kell venni az eredményeink megítélésénél, hogy a kaszáló kezeléssű területeken csak a főnövedék volt hasznosítva, a réthasznosítású gyepeknél viszont kétszeri hasznosítás van egy évben: a főnövedék májusi kaszálása után augusztusban sarjú legeltetés történik juhnyájjal a területen. A legelő juhok miatt kialakuló alacsony tarlómagasság, valamint taposási és ürülékhatás miatt megnő az aljfüvek borítási részaránya, amit a kísérletünknek helyt adó szolonyec talajadottságú biotópon elsősorban a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) térnyerése mutatott. Ugyanerre vezethető vissza az is, hogy a különféle kezelési típusok mellett eltérő fűfajok fordulnak elő. A szálfüvek és az aljfüvek csoportjaira a legeltetés és a kaszálás eltérő módon hat. A magasabb termetű szálfüvek, mint a kísérleti terület fajai közül az *Alopecurus pratensis* és *Elymus repens*, a kaszálást általában jól bírják, de a legelést nem. A kisebb magasságú aljfüvek, mint amilyenek a keskenylevelű *Festuca* fajok, a rágást, tiprást jól elviselik; elsősorban töleveleket fejlesztenek és évente több növedéket is hoznak (SZOMBATI és TASI 2007). A kísérleti területeink már huzamos ideje azonos kezelésnek vannak kitéve, de a réthasznosítású területen 2018-ban éppen egy szálfű-aljű dominanciaváltásnak lehettünk tanúi, amiből arra lehet következtetni, hogy az itt alkalmazott állatsűrűség (4 juh/ha) már meghaladja egyes szálfüvek legeléstűrését. A hasznosítási intenzitás és az időjárási körülmények együttesen hatnak a füvek hozamára (TÖRÖK et al. 2013), az optimális termelési eredmények és a gyepek megóvása érdekében egyaránt fontos az élőhely adottságaihoz igazítani az alkalmazott hasznosítási rendszert. A túllegeltetett területen a nagy állatlétszámból (25 juh/ha) adódó hatásokat az élőhelyen előforduló szálfüvek közül már csak a réti ecsetpázsit képes elviselni, az is csupán néhány százalékra csökkent borításértékkel.

A túllegeltetett területen egy, az állatjólétre különösen veszélyes gyomfaj, az egérárpa (*Hordeum murinum*) mennyiségének növekedését észleltük, míg a faj egyáltalán nem fordult elő semelyik másik gyephasznosítású területen. Ez a gyomnövény kifejezetten az erős túllegeltetés miatt kiritkult gyepeken jelenik meg tömegesen. Az egérárpa kalászkái megsérthetik legeléskor a juhok körmének pártaszegélyét, sántaságot idézve elő, illetve a szemgolyó mögé bepislogva, ha nem észlelik és kezelik hamar, vakságot okozhatnak (VARGA et al. 2024a). Az elfogadott megítélés szerint, ha az adott gyepterületen az egérárpa borítása 10% felett van, az már állategészségügyi kockázatot jelent. Az egérárpával fertőzött gyeptőnövedéket a területről eltávolítva vagy égetőüzembe lehet szállítani, vagy a vastagabb irharéteggel és a juhokénál sokkal durvább emésztőtraktussal rendelkező húsmarhák mélyalmos karámjába ajánlott hordani alomnak, ugyanis, ha ki is jut innen a szemtermése a szántóföldre, az ottani területkezelés nem enged utódnövényt kifejlődni (VARGA et al. 2024a).

A növényállomány jellegében, illetve az élő növényzettel nem fedett talajfelszín mennyiségében bekövetkezett változások azt mutatják, hogy a túlhasználat

nagyobb gondot okoz a vizsgált területen, mint az alulhasználat. Az eredmények egyértelműen jelzik, hogy a nagyfokú túllegeltetés miatt kopárosodott területeken egyidejűleg megjelentek a növényzet nélküli foltok és a gyomokból álló állományok. Ez olyan problémára hívja fel a figyelmet, ami az állattartó gazdaságok telephelyeivel közvetlenül érintkező gyepterületeken kialakított, állandó legelőterületeket várhatóan egyre súlyosabban érinti majd. A nem hasznosított gyepterületeken viszont az avar felhalmozódása csökkenti a fajgazdagságot, s emellett spontán tüzek potenciális forrása is. Kutatómunkánk eredményei alapján a vizsgált élőhelyhez hasonló éghajlati és talajadottságok mellett leginkább a réthasznosítási gyepegzalkodási gyakorlat képes megőrizni a természetközeli gyeppaszociációk eredeti, pótolhatatlan fajdiverzitását.

### Irodalomjegyzék

- 269/2007. (X. 18.) Korm. rendelet a NATURA 2000 gyepterületek fenntartásának földhasználati szabályairól. <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a0700269.kor>
- ABU HAMMAD A., TUMEIZI A. 2012: Land degradation: socioeconomic and environmental causes and consequences in the eastern Mediterranean. *Land Degradation & Development* 23(3): 216–226. <https://doi.org/10.1002/ldr.1069>
- ALLEN V. G., BATELLO C., BERRETTA E. J., HODGSON J., KOTHMANN M., LI X., MCIVOR J., MILNE J., MORRIS C., PEETERS A., SANDERSON M. 2011: An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science* 66(1): 2–28. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>
- ANDRADE B. O., MARCHESI E., BURKART S., SETUBAL R. B., LEZAMA F., PERELMAN S., SCHNEIDER A. A., TREVISAN R., OVERBECK G. E., BOLDRINI I. I. 2018: Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188(3): 250–256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- ANONYMUS 2024: Juhtenyészetek és kecsketenyészetek Magyarországon – tényleges adatok tükrében. 2024. szeptember. In: SÁFÁR L., LÉVAI A. (szerk.) *A Magyar Juhtenyésztők és Kecsketenyésztők Szövetsége kiadványa*. HVG Kiadó Zrt., Budapest. pp. 104–118.
- BAJOR Z., ZIMMERMANN Z., SZABÓ G., FEHÉR ZS., JÁRDI I., LAMPERT R., KERÉNYI-NAGY V., PENKSZA P., L. SZABÓ ZS., SZÉKELY ZS., WICHMANN B., PENKSZA K. 2016: Effect of conservation management practices on sand grassland vegetation in Budapest, Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research* 14(3): 233–247. [https://doi.org/10.15666/aeer/1403\\_233247](https://doi.org/10.15666/aeer/1403_233247)
- BAKKER J. P., BERENDSE F. 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14(2): 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- BALÁZS F. 1960: A gyepek botanikai és gazdasági értékelése. *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai* 8. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 28 pp.
- BARDGETT R. D., BULLOCK J. M., LAVOREL S., MANNING P., SCHAFFNER U., OSTLE N., CHOMEL M., DURIGAN G., FRY E. L., JOHNSON D., LAVALLEE J. M., LE PROVOST G., LUO S., PNG K., SANKARAN M., HOU X., ZHOU H., MA L., REN W., LI X., DING Y., LI Y., SHI H. 2021: Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment* 2: 720–735. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>

- BARTHA S., SZENTES SZ., HORVÁTH A., HÁZI J., ZIMMERMANN Z., MOLNÁR Cs., DANCZA I., MARGÓCZI K., PÁL R. W., PURGER D., SCHMIDT D., ÓVÁRI M., KOMOLY C., SUTYINSZKI Zs., SZABÓ G., CSATHÓ A. I., JUHÁSZ M., PENKSZA K., MOLNÁR Zs. 2014: Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201–213.  
<https://doi.org/10.1111/avsc.12066>
- BORER E. T., SEABLOOM E. W., GRUNER D. S., HARPOLE W. S., HILLEBRAND H., LIND E. M., ADLER P. B., ALBERTI J., ANDERSON T. M., BAKKER J. D., BIEDERMAN L., BLUMENTHAL D., BROWN C. S., BRUDVIG L. A., BUCKLEY Y. M., CADOTTE M., CHU C., CLELAND E. E., CRAWLEY M. J., DALEO P., DAMSCHEN E. I., DAVIES K. F., DECRAPEO N. M., DU G., FIRN J., HAUTIER Y., HECKMAN R. W., HECTOR A., HILLERISLAMBERS J., IRIBARNE O., KLEIN J. A., KNOPS J. M. H., LA PIERRE K. J., LEAKEY A. D. B., LI W., MACDOUGALL A. S., MCCULLEY R. L., MELBOURNE B. A., MITCHELL C. E., MOORE J. L., MORTENSEN B., O'HALLORAN L. R., ORROCK J. L., PASCUAL J., PROBER S. M., PYKE D. A., RISCH A. C., SCHUETZ M., SMITH M. D., STEVENS C. J., SULLIVAN L. L., WILLIAMS R. J., WRAGG P. D., WRIGHT J. P., YANG L. H. 2014: Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature* 508: 517–520. <https://doi.org/10.1038/nature13144>
- CHAMBERS J. M., FRENY A. E., HEIBERGER R. M. 1992: Analysis of variance; designed experiments. In: CHAMBERS J. M., HASTIE T. J. (eds) *Statistical Models in S*. Routledge, New York, pp. 145–194.
- DEÁK B., TÖLGYESI Cs., KELEMEN A., BÁTORI Z., GALLÉ R., BRAGINA T. M., YERKIN A. I. A., VÁLKÓ O. 2017: The effects of micro-habitats and grazing intensity on the vegetation of burial mounds in the Kazakh steppes. *Plant Ecology & Diversity* 10(5–6): 509–520.  
<https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430871>
- ERDŐS L., CSERHALMI D., BÁTORI Z., KISS T., MORSCHHAUSER T., BENYHE B., DÉNES A. 2013: Shrub encroachment in a wooded-steppe mosaic: combining GIS methods with landscape historical analysis. *Applied Ecology and Environmental Research* 11(3): 371–384.
- EVANS R. 1977: Overgrazing and soil erosion on hill pastures with particular reference to the Peak District. *Grass and Forage Science* 32(2): 65–76.  
<http://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1977.tb01415.x>
- FERNANDEZ-GIMENEZ M. E., LE FEBRE S. 2006: Mobility in pastoral systems: Dynamic flux or downward trend? *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 13(5): 341–362. <http://doi.org/10.1080/13504500609469685>
- GAITÁN J. J., BRAN D. E., OLIVA G. E., AGUIAR M. R., BUONO G. G., FERRANTE D., NAKAMATSU V., CIARI G., SALOMONE J. M., MASSARA V., MARTÍNEZ G. G., MAESTRE F. T. 2018: Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation & Development* 29(2): 210–218.  
<https://doi.org/10.1002/ldr.2694>
- GANG C., ZHOU W., CHEN Y., WANG Z., SUN Z., LI J., QI J., ODEH I. 2014: Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. *Environmental Earth Science* 72(11): 4273–4282.  
<http://doi.org/10.1007/s12665-014-3322-6>
- GIBBS H. K., SALMON J. M. 2015: Mapping the world's degraded lands. *Applied Geography* 57: 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.024>
- HARRIS R. B. 2010: Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan plateau: A review of the evidence of its magnitude and causes. *Journal of Arid Environments* 74(1): 1–12.  
<http://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.06.014>
- HORTOBÁGYI T., SIMON T. 2000: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 538 pp.

- HUTCHESON K. 1970: A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151–154. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4)
- ISSELSTEIN J., JEANGROS B., PAVLU V. 2005: Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agronomy Research* 3(2): 139–151.
- JIANG A., JING L.-H., MIPAM T.-D., TIAN L.-M. 2023: Progress in research on the effects of grazing on grassland litter decomposition. *Acta Prataculturae Sinica* 32(4): 208–220. <https://doi.org/10.11686/cyxb2022160>
- KAMP J., KOSHKIN M. A., BRAGINA T. M., KATZNER T. E., MILNER-GULLAND E. J., SCHREIBER D., SHELDON R., SHMALENKO A., SMELANSKY I., TERRAUBE J., URAZALIEV R. 2016: Persistent and novel threats to the biodiversity of Kazakhstan's steppes and semi-deserts. *Biodiversity and Conservation* 25: 2521–2541. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1083-0>
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő, 616 pp.
- KOVACSICS-VÁRI G., SONKOLY J., TÓTH K., MCINTOSH-BUDAY A., DÍAZ CANDO P. E., TÖRÖ-SZIJGYÁRTÓ V., BALOGH N., GUALLICHICO SUNTAXI L. R., ESPINOZA AMI F. D., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B., TÖRÖK P. 2024: High species richness of sheep-grazed sand pastures is driven by disturbance tolerant and weedy short-lived species. *Ecology and Evolution* 14(9): e70282. <https://doi.org/10.1002/ece3.70282>
- KOVÁCSNÉ KONCZ N., BÉRI B., DEÁK B., KELEMEN A., TÓTH K., KISS R., RADÓCZ SZ., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B., VALKÓ O. 2020: Meat production and maintaining biodiversity: Grazing by traditional breeds and crossbred beef cattle breeds in marshes and grasslands. *Applied Vegetation Science* 23(2): 139–148. <http://doi.org/10.1111/avsc.12475>
- LARK T. J., SPAWN S. A., BOUGIE M., GIBBS H. K. 2020: Cropland expansion in the United States produces marginal yields at high costs to wildlife. *Nature Communications* 11: 4295. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18045-z>
- LI X.-L., GAO J., BRIERLEY G., QIAO Y.-M., ZHANG J., YANG Y.-W. 2013: Rangeland degradation on the Qinghai-Tibet plateau: implications for rehabilitation. *Land Degradation & Development* 24(1): 72–80. <https://doi.org/10.1002/ldr.1108>
- LIN L., LI Y. K., XU X. L., ZHANG F. W., DU Y. G., LIU S. L., GUO X. W., CAO G. M. 2015: Predicting parameters of degradation succession processes of Tibetan *Kobresia* grasslands. *Solid Earth* 6(4): 1237–1246. <https://doi.org/10.5194/se-6-1237-2015>
- LIU M., DRIES L., HEIJMAN W., ZHU X., DENG X., HUANG J. 2019: Land tenure reform and grassland degradation in Inner Mongolia, China. *China Economic Review* 55: 181–198. <https://doi.org/10.1016/j.chieco.2019.04.006>
- LU X., KELSEY K. C., YAN Y., SUN J., WANG X., CHENG G., NEFF J. C. 2017: Effects of grazing on ecosystem structure and function of alpine grasslands in Qinghai–Tibetan Plateau: a synthesis. *Ecosphere* 8(1): e01656. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1656>
- MA L., YAO Z., ZHENG X., ZHANG H., WANG K., ZHU B., WANG R., ZHANG W., LIU C. 2018: Increasing grassland degradation stimulates the non-growing season CO<sub>2</sub> emissions from an alpine meadow on the Qinghai–Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 26576–26591. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2724-5>
- MOR-MUSSERY A., ABU-GLAION H., SHUKER S., ZAADY E. 2020: The influence of trampling by small ruminants on soil fertility in semi-arid rangelands. *Arid Land Research and Management* 35(2): 189–197. <https://doi.org/10.1080/15324982.2020.1827083>
- NAGY G. 2001: A gyephasználat és vidékfejlesztés összefüggései. In: NAGY G., PETŐ K., VINCZEFFY I. (szerk.) Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai: többirányú gyephasználat szaktanácsadási alapjai III. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 17. Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum, Debrecen. pp. 22–31.

- PEREVOLOTSKY A., SELIGMAN N. G. 1998: Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems: Inversion of a paradigm. *BioScience* 48(12): 1007–1017. <https://doi.org/10.2307/1313457>
- SALINAS H., RAMIREZ-DELGADO D. 2021: *ecolTest*: community ecology tests. R package version 0.0.1 <https://cran.r-project.org/web/packages/ecolTest/index.html>
- SANDERSON M. A., ARCHER D., HENDRICKSON J., KRONBERG S., LIEBIG M., NICHOLS K., SCHMER M., TANAKA D., AGUILAR J. 2013: Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: Outcomes from pastures and integrated crop–livestock systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 28(2): 129–144. <https://doi.org/10.1017/S1742170512000312>
- SAUER J. R., LINK W. A., FALLON J. E., PARDIECK K. L., ZIOLKOWSKI JR. D. J. 2013: The North American breeding bird survey 1966–2011: summary analysis and species accounts. *North American Fauna* 79: 1–32.
- SETO K. C., FRAGKIAS M., GÜNERALP B., REILLY M. K. 2011: A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS One* 6(8): e23777. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0023777>
- SHAHRIARY E., LANGFORD R. P., GILL T. E., HUSSEIN M., HARGROVE W. L., GOLDING P. 2021: Partitioning variation in vegetation communities around Lajaneh Piosphere, Iran. *Arid Land Research and Management* 35(1): 32–54. <https://doi.org/10.1080/15324982.2020.1783025>
- SIYABULELA S., TEFERA S., WAKINDIKI I., KELETSO M. 2020: Comparison of grass and soil conditions around water points in different land use systems in semi-arid South African rangelands and implications for management and current rangeland paradigms. *Arid Land Research and Management* 34(2): 207–230. <https://doi.org/10.1080/15324982.2019.1670279>
- SZENTES SZ., SUTYINSZKI Zs., SZABÓ G., ZIMMERMANN Z., HÁZI J., WICHMANN B., HUFNÁGEL L., PENKSZA K., BARTHA S. 2012: Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology* 7(6): 1055–1065. <https://doi.org/10.2478/s11535-012-0101-9>
- SZOMBATI D., TASI J. 2007: Különböző gyephasznosítási módok hatása a növényállomány összetételére a hortobágyi vizes élőhelyrekonstrukciós programban. *Animal welfare, etológia és tartástechnológia* 3(1): 70–101.
- TASI J., BAJNOK M., HALÁSZ A., SZABÓ F., HARKÁNYINÉ SZÉKELY Zs., LÁNG V. 2014: Magyarországi komplex gyepgazdálkodási adatbázis létrehozásának első lépései és eredményei. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 12(1–2): 57–64. <https://doi.org/10.55725/gygk/2014/12/1-2/9770>
- TISCORNIA G., JAURENA M., BAETHGEN W. 2019: Drivers, process, and consequences of native grassland degradation: insights from a literature review and a survey in Río de la Plata grasslands. *Agronomy* 9(5): 239. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050239>
- TÖRÖK G., BAJNOK M., BÉRES A., HARKÁNYINÉ SZÉKELY Zs., TASI J. 2013: Az időjárási tényezők és a hasznosítási rendszerek hatása a terméshozamra és a minőségre néhány pázsitfűfaj esetében. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 11(1–2): 43–56.
- TÖRÖK P., JANIŠOVÁ M., KUZEMKO A., RŪSIŇA S., STEVANOVIĆ Z. D. 2018a: Grasslands, their threats and management in Eastern Europe. In: SQUIRES V. R., DENGLE J., HUA L., FENG H. (eds) *Grasslands of the World: Diversity, Management and Conservation*. CRC Press, Florida, pp. 64–88.
- TÖRÖK P., PENKSZA K., TÓTH E., KELEMEN A., SONKOLY J., TÓTHMÉRÉSZ B. 2018b: Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing effects on grassland biodiversity. *Ecology and Evolution* 8(20): 10326–10335. <https://doi.org/10.1002/ece3.4508>
- VALKÓ O., VENN S., ŽMIHOSKI M., BIURRUN I., LABADESSA R., LOOS J. 2018: The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaearctic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia* 17(1): 5–16. <https://doi.org/10.1515/hacq-2017-0018>



- VARGA K., CSÍZI I. 2020: Túllegettetett természetközeli gyeptársulás rekultivációja legeltetés kizárással. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 18(1–2): 45–53.
- VARGA K., CSÍZI I. 2023a: A hasznosítási módok hatása az extenzív gyepterület növényállományának ökológiai szempontú nitrogénigény mutatóira. *Növénytermelés* 72(2): 127–143.
- VARGA K., CSÍZI I. 2023b: Degradációs fok alakulása különböző gyephasznosítási módok esetén. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 21(1): 35–44.  
<https://doi.org/10.55725/gygk/2023/21/1/12275>
- VARGA K., CSÍZI I. 2023c: Különböző hasznosítási módú gyeptársulás növényállomány szerkezetének alakulása WB értékek szerint. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 21(2): 59–64.  
<https://doi.org/10.55725/gygk/2023/21/2/13642>
- VARGA K., CSÍZI I., BOJTÉ Cs. E. 2024a: Egérárpa, egy igazi veszélyforrás a juhlegelőkön. *Magyar Juhászat és Kecskenyésztés: A Magyar Mezőgazdaság Melléklete* 33(6): 5.
- VARGA K., CSÍZI I., HALÁSZ A., MEZŐSZENTGYÖRGYI D., NAGY D. 2024b: Monitoring the degradation of semi-natural grassland associations under different land-use patterns. *Agronomy* 14(1): 35. <https://doi.org/10.3390/agronomy14010035>
- VELDMAN J. W., BUISSON E., DURIGAN G., FERNANDES G. W., LE STRADIC S., MAHY G., NEGREIROS D., OVERBECK G. E., VELDMAN R. G., ZALOUMIS N. P., PUTZ F. E., BOND W. J. 2015: Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(3): 154–162. <https://doi.org/10.1890/140270>
- VETTER S., BOND W. J. 2012: Changing predictors of spatial and temporal variability in stocking rates in a severely degraded communal rangeland. *Land Degradation & Development* 23(2): 190–199. <https://doi.org/10.1002/ldr.1076>
- VICKERY J. A., TALLOVIN J. R., FEBER R. E., ASTERAKI E. J., ATKINSON P. W., FULLER R. J., BROWN V. K. 2001: The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38(3): 647–664. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>
- WANG Z., DENG X., SONG W., LI Z., CHEN J. 2017: What is the main cause of grassland degradation? A case study of grassland ecosystem service in the middle-south Inner Mongolia. *Catena* 150: 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.014>
- WICK A. F., GEAUMONT B. A., SEDIVEC K. K., HENDRICKSON J. R. 2016: Grassland degradation. In: SHRODER J. F., SIVANPILLAI R. (eds) *Biological and environmental hazards, risks and disasters*. Elsevier, New York, Volume 8, pp. 257–276.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394847-2.00016-4>
- WICKHAM H. 2016: *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York.  
<https://ggplot2.tidyverse.org>
- WILKE C. O. 2019: *cowplot: streamlined plot theme and plot annotations for “ggplot2”*. R package version 1.1.2. CRAN: Contributed Packages. The R Foundation.  
<https://doi.org/10.32614/cran.package.cowplot>
- WILSON J. B., PEET R. K., DENGLER J., PÄRTEL M. 2012: Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23(4): 796–802.  
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
- WRIGHT C. K., WIMBERLY M. C. 2013: Recent land use change in the Western Corn Belt threatens grasslands and wetlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(10): 4134–4139. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215404110>
- WU G.-L., REN G.-H., DONG Q.-M., SHI J.-J., WANG Y.-L. 2014: Above- and belowground response along degradation gradient in an alpine grassland of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Clean Soil Air Water* 42: 319–323. <http://doi.org/10.1002/clen.201200084>

- XIE H., ZHANG Y., WU Z., LV T. 2020: A bibliometric analysis on land degradation: Current status, development, and future directions. *Land* 9(1): 28. <https://doi.org/10.3390/land9010028>
- XIE Y., SHA Z. 2012: Quantitative analysis of driving factors of grassland degradation: a case study in Xilin River Basin, Inner Mongolia. *The Scientific World Journal* 2012: 169724.
- ZAR J. H. 2010: *Biostatistical Analysis*. 5th ed. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River. 944 pp.
- ZHANG W., XUE X., PENG F., YOU Q., HAO A. 2019: Meta-analysis of the effects of grassland degradation on plant and soil properties in the alpine meadows of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Global Ecology and Conservation* 20: e00774. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00774>
- ZHANG Y., GANJURJAV H., DONG S., GAO Q. 2020: Excessive plant compensatory growth: a potential endogenous driver of meadow degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecosystem Health and Sustainability* 6(1): 1816500. <https://doi.org/10.1080/20964129.2020.1816500>
- ZHAO Y., PETH S., KRÜMMELBEIN J., HORN R., WANG Z., STEFFENS M., HOFFMANN C., PENG X. 2007: Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland. *Ecological Modelling* 205(1–2): 241–254. <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.02.019>
- ZHOU H., YANG X., ZHOU C., SHAO X., SHI Z., LI H., SU H., QIN R., CHANG T., HU X., YUAN F., LI S., ZHANG Z., MA L. 2023: Alpine grassland degradation and its restoration in the Qinghai-Tibet Plateau. *Grasses* 2(1): 31–46. <https://doi.org/10.3390/grasses2010004>
- ZHOU T., HOU G., SUN J., ZONG N., SHI P. 2021: Degradation shifts plant communities from S- to R-strategy in an alpine meadow, Tibetan Plateau. *Science of The Total Environment* 800: 149572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149572>
- ZHOU W., GANG C., ZHOU L., CHEN Y., LI J., JU W., ODEH I. 2014: Dynamic of grassland vegetation degradation and its quantitative assessment in the northwest China. *Acta Oecologica* 55: 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.12.006>

## Elektronikus melléklet Electronic supplement

**E1. táblázat.** A vizsgált időszak klimatikus adatai (2016–2020, MATE Karcagi Kutatóintézet meteorológiai mérőállomás)

**Table E1.** Climatic data for the period under study (2016–2020, meteorological station at MATE Research Institute of Karcag)

**E2. táblázat.** A különböző kezelésekben felvételezett növények listája és átlagos borítása (%) a vizsgált természetközeli szikes legelőn

**Table E2.** List and average cover (%) of plant species encountered in the different treatments during the field experiment in the seminatural alkaline pasture studied

## Changes in the diversity and species composition of a seminatural saline pasture under different grassland management regimes

K. VARGA<sup>1\*</sup>, I. CSÍZI<sup>1</sup>, Cs. BOJTÉ, Gy. KOVÁCS<sup>2</sup>, A. HALÁSZ<sup>3</sup>, D. NAGY<sup>3</sup>,  
Cs. KISS<sup>4</sup>

<sup>1</sup>National Research Centre for Climate and Regional Land Management, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences,

5300 Karcag, Kisújszállási út 166, Hungary; \*varga.krisztina@uni-mate.hu

<sup>2</sup>Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, Institute of Water and Environmental Management, Department of Water Science and Environmental Informatics, University of Debrecen,

4032 Debrecen, Böszörményi út 146/B, Hungary

<sup>3</sup>Institute of Animal Sciences, Department of Animal Husbandry and Animal Welfare, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences,

2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary

<sup>4</sup>Institute of Biology, Department of Zoology, Eszterházy Károly Catholic University, 3300 Eger, Leányka u. 6, Hungary

Accepted: 13 December 2024

**Key words:** cutting for hay, evenness, overgrazing, phytocoenology, Shannon diversity, species richness.

The Eurasian forest-steppe that covers a large part of the Carpathian Basin was home to a dominant grassland forage-based livestock production for several decades. In the 21st century, the area of grassland under grassland management, now abandoned, is increasing as a result of steadily declining grazing livestock numbers and limited support for grassland use for conservation purposes. At the same time, overgrazing in pasture gardens established to address labour shortages is causing depletion. In our study, we followed the changes in diversity and species composition of an externally managed semi-natural grassland under different management regimes. In an experiment launched in 2009 on the Hungarian Great Plain in a meadow with transitional grassland association between *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* and *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*, the treatments applied were zero-utilisation (neither grazed nor mowed), mowing, meadow grazing (mowing and sheep grazing) and overgrazing. Of the complete 11-year period of the experiment, the last 4 years (2017–2020) were stud-

---

\* Corresponding author

ied. Once a year, a phytocoenological survey was carried out, recording the cover of each plant species. Our results showed that Shannon diversity was significantly higher in the overgrazed and meadow-grassland areas than in the zero utilisation or mowed grassland, mainly due to differences in species numbers. The meadow grassland was the most species-rich with 29 plant species over the 4 years of the study, while the most species-poor was the zero utilisation grassland with only 6 species in 2017. Evenness values differed little between treatments. The Shannon diversity value did not change significantly over the 4 years of the study within a given grassland utilisation. In the mowing and zero utilisation treatments, the proportion of grasses in species number and total cover was higher than in the meadow and overgrazed treatments. The cover of the tall grass *Alopecurus pratensis* dominant in the mowing and meadow treatments decreased to below 10% in the overgrazed grassland. With increasing grazing intensity, an advance of the short grass *Festuca pseudovina* was observed. At zero utilisation, *Rosa canina* causes shrub encroachment. The annual grass *Hordeum murinum* appeared only in the overgrazing treatment and its cover increased from 13.5% to 22.9% between 2017 and 2020, which may already represent a significant potential for animal health risk. The results of our research suggest that, under similar climatic and soil conditions to the habitat under study, meadow management practices are the most likely to maintain the original diversity of semi-natural grassland associations.

**Citation:** Varga K., Csízi I., Bojté Cs., Kovács Gy., Halász A., Nagy D., Kiss Cs. 2025: Changes in the diversity and species composition of a seminatural saline pasture under different grassland management regimes. Bot. Közlem. 112(1): 41–60. (in Hungarian with English abstract)  
<https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2025.112.1.41>