

Különböző hasznosítási módú gyepterület növényállomány szerkezetének alakulása WB értékek szerint

Varga Krisztina – Csízi István

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Karcag Kutatóintézet,
Karcag

Var81139@uni-mate.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

Cönológiai vizsgálatunkat a Karcagi Kutatóintézet 2009 óta alulhasznosított gyepterületén végeztük el 2017-2020 között, ahol a következő hasznosítási módok növény szerkezetre gyakorolt hatását elemeztük: zéró hasznosítás, évi egyszeri kaszálás, évi egyszeri mulcsoszás, valamint réthasznosítás. A gyeppaszociáció felvételezésére a Balázs-féle kvadrátmódszert alkalmaztuk. A felvételezett növényeket csoportosítottuk és elemeztük Borhidi-féle vízigény (WB) ökológiai mutatók alapján.

Kulcsszavak: alulhasznosított gyepterület, kaszáló, rét, gyepterület, vezérnövény változás, vízigény

SUMMARY

We carried out our phenological study in the underutilized grassland of the Karcag Research Institute between 2017 and 2020, where we analyzed the effects of the following utilization methods on plant structure: zero utilization, mowing once a year, mulching once a year and meadow utilization. The Balázs quadrat method was used to record the grassland association. The recorded plants were grouped and analysed according to Borhidi's water demand (WB) ecological indicators.

Keywords: under-utilised grassland, mowing, meadow, lawn mulch, control crop change, water demand

BEVEZETÉS

Magyarországon Várallyay (2007) szerint a jobb talajadottságú területeken jelentéktelen a gyepterület szerepe, így nagy fitomassza hozam sem várható. Kun (1998) leírása szerint a gyepterületeknek csak a 9%-a található cserjőzóna talajon. Szentés et al. (2007) közlik, hogy gyepterületeink igen gyenge termőképességűek. Az előbb leírtak indokolják, hogy kísérletünket az aszálytól fokozottan sújtott Tiszántúl reprezentatív szikes termőhelyén állítottuk be.

A természetes élőhelyek nagy része erősen leromlott állapotban található, vagy már elpusztult, ezért az extenzív művelés alatt álló területek jelentősé válnak számos faj állományainak fennmaradása szempontjából (Baldock et al., 1994), valamint számos veszélyeztetett társulást tartanak számon, mivel a gyepterületekhez kötődik a magas természeti értékeket képviselő állat- és növényfajok közel harmada (Ángyán, 2003).

Számos kutató megállapította (Muller et al., 1998; Harris, 2010; Lu et al., 2017), hogy a gyepterület leromlása világszerte problémához vezet (Kessler és Laban, 1994; Carrick és Krüger, 2007; Wu et al.,

2020). Papanastasis (2009) szerint a gyepterületek a legjobban leromlott területek. Liu et al. (2019) megállapították, hogy a gyepterületek 40%-a degradálódott. Li (1997) megfogalmazta, hogy a gyepterület degradációját a gyepterület minőségének, termelékenységének, gazdasági potenciáljának, szolgáltatási funkciójának, biológiai sokféleségének vagy komplexitásának leromlását jelenti (Li et al., 2013). Ezzel a kijelentéssel más kutatók is egyet értenek (Feng et al., 2009; Lin et al., 2015). A gyepterület degradációja általában a növényi társulás összetételének megváltozása kíséri (Jauffret és Lavorel, 2003; Wang et al., 2006; Xie és Sha, 2012). A gyepterületek helytelen kezelése következtében a gyomnövények felszaporodása tapasztalható (Nagy és Vargyas, 1988), melyek legeltetéssel nem hasznosíthatók (Barcsák és Kertész, 1986). Ubrizsy (1962) szerint a gyepterületek 35%-a el van gyomosodva a helytelen hasznosítás következtében. A degradálódott, hézagos területek szintén a gyomok felszaporodásának kedvez (Rusch, 1993). Ezáltal gyepterületeink jellegtelenné válnak, károsítják a felszaporodott gyomok az értékes gyepalkotókat, továbbá rontják a gyepterület minőség- és takarmányértékét (Barcsák et al., 1978). Vetter (2005), Fernandez-Gimenez és Le Febre (2006) szerint a gyepterület leromlásának fő mozgatórugója a gyepterület privatizációja által megváltozott legeltetési rendszer. A gyepterület leromlása komplex dinamikus folyamatokat foglal magába: elsivatagosodás, talajtömörödés, fakitermelés, erózió (Kovdaa, 1976; Li et al., 2006). Liu (2006) megállapítása szerint a gyepterület leromlásának további tipikus jellemzői a növényi lefedettség csökkenése, homokosodás, illetve a sósodás. Továbbá csökken a növényzet a különböző felhasználási célokra (takarmánytermelés), megnövekszik a mérgező fajok aránya, valamint csökken a gyökérszóna vízmegtartó képessége (Zhang és Liu, 2003; Cui és Graf, 2009; Ma et al., 2018). Liu és Diamond, (2005), valamint Gang et al. (2014) szerint a gyepterület leromlását az éghajlatváltozás (csapadék mennyiségének és a hőmérsékletnek a változása) és az emberi tevékenység (pl. túllelegtetés és alulhasznosítás) okozza. A hazai gyepterületeink ráfordításszintje prognosztizálhatóan az extenzifikáció felé tolódik, melyet jól szemléltet Tasi et al. (2014) felmérése, miszerint a magyar gyepterületek 20%-a parlagon hever. A fent leírtak is alátámasztják témaválasztásunk elkeresítő aktualitását.

A gyepterület fejlődése szorosan összefügg a csapadékmennyiséggel és a vízellátottsággal (Tasi et al., 2021). Baskay-Tóth (1962) kifejti, hogy a talaj vízviszonyai sokkal erősebben hatnak a gyepterület hozamának az alakulására, mint a szántóföldi

növénytermesztésre. Legmagasabb a gyepnövényzet vízszükséglete a hajtások szárba indulásától a virágzás fenofázisáig. Rét- és kaszálóhasználatnál, tehát amikor az első növedék gazdasági célja a széna készítés, ún. csúcshűvesség jelenik meg a virágzás kezdetén, a kaszálás optimumánál. Számításai szerint 1 cm kötött gyepfajréteg átnedvesedéséhez ~4 mm felszíni víz szükséges. Mivel a természetes gyep gyökérszónájának 90%-a a 0-10 cm-es talajszintben helyezkedik el, a kritikus felső 10 cm átnedvesítéséhez ~40 mm víz szükséges.

Nagy és Vargyas (1988) kifejtik, hogy az őszi-téli csapadék általában elegendő az öszi-nyári gyepnövények főnövedékéből nyert szénaterméshez. Az utóbbi évek klímaváltozásig ez a megállapítás fenn is állt.

Kéziratunk célkitűzése, hogy megállapítsuk, hogy a hasznosítási mód különböző megváltoztatása milyen mértékben hatott a növényállomány szerkezetére, a gyepársulást alkotó fajok vízigényére fókuszálva.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Karcagi Kutatóintézet 01712 helyrajzi számú gyepterületén 2009-ben kísérlet beállítása történt, az extenzív hasznosítási módok következtében, a természetes gyepen végbemenő növény szerkezet változásának pontosítása céljából. A terület 50 éves csapadéktalaga 503 mm. A kísérlet időszakában az évi átlaghőmérséklet, az éves csapadék, valamint Vinczeffy (1993) módszere szerint az évjárat klímaindexét s jellegét az 1. táblázatban tekinthetjük meg.

1. táblázat

A vizsgálati időszak klimatikus adatai (Karcag, 2017-2020)

Év(1)	Évi átlaghőmérséklet(2) (°C)	Évi csapadékösszeg(3) (mm)	Klíma-index(4) (mm/°C)	Az év jellege(5)
2017	11,20	527,50	0,129	Száraz(6)
2018	12,50	557,80	0,122	Száraz(6)
2019	13,30	505,10	0,104	Aszályos(7)
2020	11,70	648,50	0,152	Kissé száraz(8)

Table 1: Climatic data of the study period (Karcag, 2017-2020)

year(1), average annual temperature(°C)(2), annual precipitation amount (mm)(3), climate index (mm/°C)(4), the nature of the year(5), dry(6), drought(7), a bit dry(8)

A kísérlet azonos talajadottsági feltételekkel (közepes réti szolonyec) és mikrodomborzati viszonyok mellett lett beállítva, ahol a kísérlet elején a terület azonos növényállomány szerkezettel (*Alopecuretum pratensis*) rendelkezett. A kísérletünket nem érintő terület fennmaradó részén évi egyszeri kaszálás, majd sarjúlegeltetés zajlik 500 egyedet számláló juhnyájjal ún. láb alóli pásztoroló legeltetési móddal, melyet 2009 óta folytatnak (réthasználat kezelés). Az Intézet gyepéből 124 hektáron folyik réthasználat, tehát az állatsűrűség 4 juh/ha. Természetesen a pásztoroló legeltetési módból adódóan, ahol a nyáj elterülve legel, ott a sarjú gyepnövedék borotválva van. A réthasználatú kezelés parcelláit csak egy kerítés választja el a többi kezeléstől. 1987-2009 között, a kísérlet beállítását megelőzően, kaszálónak (évi egyszeri kaszálás) használta az Intézet a területet. 1987 előtti hasznosításról nincs adat, mivel egy helyi termelőszövetkezeté volt a terület. A közölt eredmények a 2017-2020 közötti időszakot ölelik fel.

A 2009-ben indított kísérletben 3 ismétlésben 4 kezelést állítottunk be, ahol a parcella méret nettó 20,8 m² (10,4m×2m) volt:

- Zéró hasznosítású kezelés: a terület nincs hasznosítva (jelölése: A/Z);
- Mulcs kezelés: szárazzás minden május 3. dekádjában. A lezúzott növényi maradvány a területen marad (jelölése: A/M);
- Kaszálás kezelés: május 3. dekádjában a fitomassza eltávolítása kaszálással (jelölése: A/K);

- Réthasználat kezelés: május 3. dekádjában fitomassza eltávolítása kaszálással, majd juhlegeltetés (4 juh/ha) augusztusban. (jelölése: A/R).

A Karcagi Kutatóintézet akkreditált laboratóriumában végezték el az általános talajvizsgálatot, melynek eredménye a következő: humusztartalom: 5,74%; pH érték: 4,61; Arany-féle kötöttség: 56,08; nitrogéntartalom: 2,9 mg/kg; foszfor-pentoxid tartalom: 202,17; kálium-oxid tartalom: 577 mg/kg.

A növények felvételezésére Balázs-féle kvadrát módszert alkalmaztunk (Balázs, 1949). A felvételezett növényeket továbbá vízigényük alapján a szintén a Borhidi-féle WB 1-12 (vízigény) ökológiai mutató szerint (Borhidi, 1993) csoportosítottuk.

Vízigény szerinti csoportosítás (WB): **1.** Erősen szárazságtűrő növények, **2.** Szárazságjelző növények, **3.** Szárazságtűrő növények, **4.** Félzáraz termőhelyek növényei, **5.** Félüde termőhelyek növényei, **6.** Üde termőhelyek növényei, **7.** Nedvességjelző növények, **8.** Rövid elárasztást is eltűrő növények, **9.** Talajvízjelző növények, **10.** Változó vízállású termőhelyek növényei, **11.** Vízben úszó gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek, **12.** Alámerült vízinövények.

Az ökológiai mutató elemzésére a következő képletet használtuk:

$$WB \% = \frac{\text{összborítás} (\%) }{\text{parcellák borítása} (\%) } \times 100\%$$

A parcellák növénycönológiai felvételezése, valamint kezelése (kaszálása) a következő időpontokban történtek meg: 2017. május 31.; 2018. május 23.; 2019. május 22. és 2020. május 21.

EREDMÉNYEK

A cönológiai felvételezések összegzése során megállapítottuk, hogy a mulcsozott kezelésű területen (A/M) vezérnövény váltás történt 2019-ben. A réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) helyett a keskenylevelű réti perje (*Poa pratensis subsp. angustifolia*) lett a domináns fű faj. A zéró használatú területen (A/Z) *Rosa canina* jelent meg, de itt megjegyzendő, hogy a szaporítóképletei ennek a cserjefajnak bőséggel rendelkezésre álltak a közeli erdősávban. A réthasznosítású területen (A/R) szintén vezérnövény váltás történt 2018-ban. A réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) helyett a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) borításának térnyerése figyelhető meg. Az *Alopecurus pratensis* a domináns társuláskötő szerepét fenn tudta tartani alulhasznosítás hatására is, mint tarackos szálfű, a kaszált, mulcsozott, és a hasznosítatlanul hagyott kísérleti parcellákban. Előbbi hasznosítási módú területeken csak a főnövedék van hasznosítva. A réthasznosítási kezelésnek helyt adó, a többi kezelést védő kerítésen kívüli gyepek viszont kétszer van hasznosítva egy évben, a főnövedék májusi kaszálása után, augusztusban sarjülegeltetés folyik a területen. Valószínűsíthetőleg az alacsony tarlómagasságra történő legeltetés, valamint taposási- és az ürülékhatás miatt az alfűvek borítási részaránya növekszik, elsősorban a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*). Továbbá megállapítottuk, hogy a réthasználatú terület a legdiverzebb, itt átlagosan 21 faj volt található a területen, míg a zéró hasznosítású területen találtam a legkevesebb növényfajt (6 db).

A növényeket vízigényük szerint a Borhidi-féle WB ökológiai mutatók szerint csoportosítottuk: **szárazsággjelző növények** (*Achillea setacea*, *Eryngium campestre*, *Potentilla argentea*, *Trifolium resutum*, *Trifolium striatum*); **szárazágtűrő növények** (*Bromus pannonicus*, *Cardaria draba*, *Euphorbia cypriassis*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*, *Rosa canina*); **félszáraz termőhelyek növényei** (*Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Crepis setosa*, *Lathyrus tuberosus*, *Lepidium perfoliatum*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Plantago schwarzenbergiana*, *Podospermum canum*, *Polygonum aviculare*, *Silene alba*); **félüde termőhelyek növényei** (*Bromus hordeaceus*, *Cerastium vulgare*, *Elymus repens*, *Lolium perenne*, *Sonchus asper*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens*, *Veronica persica*, *Vicia tetrasperma*); **üde termőhelyek növényei** (*Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis subsp. angustifolia*, *Rumex obtusifolius*); **nedvességgjelző növények** (*Galium aparine*, *Gypsophila muralis*, *Inula britannica*, *Ranunculus acris*).

Kiszámoltuk a felvételezett növények vízigény ökológiai mutatóit a borítás súlyozottságára, melynek

eredményei a következő táblázatban tekinthető meg (2. táblázat).

2. táblázat

A növények borítása a Borhidi-féle vízigény ökológiai mutatók szerint (Karcag, 2017-2020)

Mulcsozott hasznosítású (A/M) területek borítása (%) (1)				
	2017	2018	2019	2020
WB 1(5)	0,00	0,00	0,00	0,00
WB 2(6)	1,07	0,52	1,70	1,12
WB 3(7)	3,20	3,14	4,54	3,37
WB 4(8)	1,07	1,57	1,14	1,12
WB 5(9)	3,20	4,71	11,92	10,11
WB 6(10)	89,86	89,01	80,13	83,71
WB 7(11)	1,60	1,05	0,57	0,56
Kaszálás hasznosítású (A/K) területek borítása (%) (2)				
	2017	2018	2019	2020
WB 1(5)	0,00	0,00	0,00	0,00
WB 2(6)	1,05	4,17	3,28	1,09
WB 3(7)	0,00	0,52	0,00	0,00
WB 4(8)	3,16	0,52	3,83	3,28
WB 5(9)	2,63	3,13	17,49	16,39
WB 6(10)	93,16	91,67	75,41	79,23
WB 7(11)	0,00	0,00	0,00	0,00
Zéró hasznosítású (A/Z) területek borítása (%) (3)				
	2017	2018	2019	2020
WB 1(5)	0,00	0,00	0,00	0,00
WB 2(6)	0,00	0,00	0,00	0,00
WB 3(7)	18,09	16,09	19,90	27,50
WB 4(8)	0,53	0,57	1,00	0,71
WB 5(9)	1,60	5,75	5,47	6,96
WB 6(10)	54,26	59,77	45,27	56,25
WB 7(11)	25,53	17,82	28,36	8,57
Rét hasznosítású (A/R) területek borítása (%) (4)				
	2017	2018	2019	2020
WB 1(5)	0,00	0,00	0,00	0,00
WB 2(6)	6,77	5,32	7,18	8,13
WB 3(7)	23,44	42,55	49,72	51,22
WB 4(8)	9,90	12,77	11,05	12,20
WB 5(9)	4,69	7,45	7,73	7,32
WB 6(10)	50,00	28,19	19,34	17,07
WB 7(11)	5,21	3,72	4,97	4,07

Table 2: Plant cover according to Borhidi's water balance ecological indicators (Karcag, 2017-2020)

Coverage of areas with mulched utilization (A/M) (%) (1), Coverage of areas with mowing (A/K) (%) (2), Coverage of areas with zero utilization (A/Z) (%) (3), Coverage of meadow utilization (A/R) areas (%) (4), WB1 - highly drought-tolerant plants(5), WB2 - drought-indicating plants(6), WB3 - drought-tolerant plants(7), WB4 - plants of semi-arid growing areas(8), WB5 - plants of semi-fresh growing areas(9), WB6 - plants of cool growing areas(10), WB7 - moisture-indicating plants(11)

A szárazsággjelző növények (WB2) elemzése során azt tapasztaltuk, hogy 2019-2020 között csökkent 66,67%-kal az előbbi növénycsoport borítása a kaszált területeken (A/K) (p-érték: 0,016). A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő szárazsággjelző növények

borítása magasabb (2017 p-érték: 0,018; 2018 p-érték: 0,033; 2019 p-érték: 0,007; 2020 p-érték: 0,003). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő szárazságjelző növények borítása magasabb (2017 p-érték: 0,018; 2019 p-érték: 0,002; 2020 p-érték: 0,003). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő szárazságjelző növények borítása magasabb (2017 p-érték: 0,008; 2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,002; 2020 p-érték: 0,001).

A szárazágtűrő növények (WB3) elemzése során azt tapasztaltuk, hogy a réthasznosítású területen (A/R) 2017-2018 között 77,78%-kal (p-érték: $6,26E^{-05}$), valamint 2018-2019 között 12,5%-kal (p-érték: 0,034) nőtt ezeknek a növényeknek a borítása. A mulcsozott (A/M) és a kaszált (A/K) használatú terület összehasonlításakor a statisztikai elemzés 2018-ban (p-érték: 0,007) és 2019-ben (p-érték: 0,016) statisztikailag összefüggő eredményt mutatott, tehát a mulcs kezelésű területen magasabb volt a szárazágtűrő növények borítása. A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő szárazágtűrő növények borítása magasabb (2017 p-érték: $2,3E^{-05}$; 2018 p-érték: $2E^{-07}$; 2019 p-érték: $2,2E^{-05}$; 2020 p-érték: $1,9E^{-05}$). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő szárazágtűrő növények borítása magasabb (2017 p-érték: $1,3E^{-05}$; 2018 p-érték: $6,1E^{-07}$; 2019 p-érték: $7,4E^{-06}$; 2020 p-érték: $1,5E^{-05}$). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő szárazágtűrő növények borítása magasabb volt 2018-ban (p-érték: 0,041).

A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő félszáraz növényeinek (WB4) borítása magasabb (2017 p-érték: 0,024; 2018 p-érték: 0,028; 2019 p-érték: 0,001; 2020 p-érték: 0,007). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő félszáraz növényeinek borítása magasabb (2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,0010; 2020 p-érték: 0,006). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő félszáraz növényeinek borítása magasabb (2017 p-érték: 0,016; 2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,0002; 2020 p-érték: 0,0001).

A féltüde termőhelyek növényeinek (WB5) elemzésekor azt tapasztaltuk, hogy a kaszált területen (A/K) 2018-2019 között nőtt 433,33%-kal ezeknek a növényeknek a borítása (p-érték: 0,038). A kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt.

Az üde termőhelyek növényeinek (WB6) elemzésekor azt tapasztaltuk, hogy a mulcsozott kezelésű területen 16,97%-kal (p-érték: 0,020) és a kaszálás kezelésű területen (p-érték: 0,022) 2018-2019 között 21,59%-kal csökkent a felvételezett

növények borítása. A réthasznosítású területen 2017-2018 között 44,79%-kal csökkent ezeknek a növényeknek a borítása (p-érték: 0,020). A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő üde növények borítása kisebb (2017 p-érték: 0,001; 2018 p-érték: 0,002; 2019 p-érték: 0,0002; 2020 p-érték: 0,0001). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő üde növények borítása kisebb (2017 p-érték: 0,0008; 2018 p-érték: 0,0005; 2019 p-érték: $9,6E^{-05}$; 2020 p-érték: 0,0002).

A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő nedvességjelző növények (WB7) borítása nagyobb (2017 p-érték: 0,025; 2018 p-érték: 0,024; 2020 p-érték: 0,013). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottuk, hogy a réthasználatú területen lévő üde növények borítása kisebb (2017 p-érték: 0,0006; 2018 p-érték: 0,002; 2019 p-érték: 0,040; 2020 p-érték: 0,002).

DISZKUSSZIÓ

Az alulhasznosított gyepeken végzett vizsgálataink során megállapítottuk, hogy a kísérlet beállítása óta eltelt 14 év hatására a zero hasznosítású gyepterületen a zárószukcesszió felé haladó növényállomány szerkezeti változások (cserjésedés) bár számottevőek, de szaporítóképlet hiányában ez a helyzetkép más termőhelyen kis eséllyel reprodukálható. A zero hasznosításnál figyelemreméltó ugyanakkor a fajszegénység a többi hasznosítási módhoz viszonyítva. Ez a tény megerősíti Nagy (2001) megállapítását, miszerint a nem hasznosított gyepeken csökkennek az alacsonyabb terméti aprócsekeszek és herefélék borítási értékei. Szintén alátámasztja Tóth et al. (2002) kutatómunkáját, akik a kötött talajú, természetes gyepek fajgazdagságának csökkenéséről számoltak be a réthasználat felől, a kaszálóhasználaton át, a zerohasználat felé haladva. Pensza et al. (2013) szerint is veszélyezteti a szukcessziós folyamatok előrehaladása bizonyos gypalkotók megmaradását.

Az ecsetpázsitos szikes rét domináns pázsitfüvei magas borítással rendelkeznek a hasznosítás felhagyása után 14 évvel is, mely ezen természetközeli gypasszociáció növényállomány szerkezetének stabilitását jelzi, megerősítve Vinczeffy (1993) tapasztalatait az ösgyepekkel kapcsolatban.

A réthasznosítású (A/R) területen a *Festuca pseudovina* vezérnövényé válását 2018-ban a nedvesség csökkenése okozhatta. Így a WB3 (szárazágtűrő) kategóriába sorolt gypalkotók borítása, a 2017. évi 23,44%-ról 2018-ra 42,55%-ra nőtt, sőt tovább növekedett a későbbi vizsgálati években is.

A sarjúnövedéket tarra rágó juhok szerepét a vezérnövény váltásban nem elemeztük ezen kéziratban, de a témakör további kutatását lényegesnek tekintjük.

IRODALOM

- Ángyán J. (2003): Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-556.
- Balázs F. (1949): A gyepek termésbecslése növénycönológia alapján. Agrártudományok. 1. 25-35.
- Baldock, D.-Beaufoy, G.-Dark, J. (1994): The Nature of Farming. Low Intensity Farming Systems in Nine European Countries. IEEP London. 1-68.
- Barcsák Z.-Kertész I. (1986): Gazdaságos gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-260.
- Barcsák Z.-Baskay-Tóth B.-Prieger K. (1978): Gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-339.
- Baskay-Tóth B. (1962): Legelő- és rétművelés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-370.
- Borhidi A. (1993): A magyar flóra szociális magatartástípusa, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. KTM-OTVH-JPTE kiadványa, Pécs. 1-93.
- Carrick, P. J.-Krüger, R. (2007): Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. Journal of Arid Environments. 70(4): 767-781.
- Cui, X. F.-Graf, H. F. (2009): Recent land cover changes on the Tibetan Plateau: a review. Climatic Change. 94. 47-61.
- Feng, Y.-Lu, Q.-Tokola, T.-Liu, H.-Wang, X. (2009): Assessment of grassland degradation in Guinan county, Qinghai Province, China, in the past 30 years. Land Degradation & Development. 20(1): 55-68.
- Fernandez-Gimenez, M. E.-Le Febre, S. (2006): Mobility in pastoral systems: Dynamic flux or downward trend? The International Journal of Sustainable Development and World Ecology. 13(5): 341-362.
- Gang, C. C.-Zhou, W.-Chen, Y. Z.-Wang, Z. Q.-Sun, Z. G.-Li, J. L.-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.
- 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. 1-12.
- Jauffret, S.-Lavorel, S. (2003): Are plant functional types relevant to describe degradation in arid, southern Tunisian steppes? Journal of Vegetation Science. 14. 399-408.
- Kessler, J. J.-Laban, P. (1994): Planning strategies and funding modalities for land rehabilitation. Land Degradation & Development. 5(1): 25-32.
- Kovdaa, V. A. (1976): Soil loss: an overview. Agro-Ecosystems. 3(1): 205-224.
- Kun A. (1998): Száraz gyepek Magyarországon. Göncöl Alapítvány kiadványa, Vác. 1-31.
- Li, B. (1997): The degradation and countermeasure of grassland in North China. Scientia Agricultura Sinica. 6(2): 1-9.
- Li, X. R.-Jia, X. H.-Dong, G. R. (2006): Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-West China. Journal of Arid Environments, 64(3): 505-522.
- 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.
- 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.
- Liu, J.-Diamond, J. (2005): China's environment in a globalizing world. Nature. 435. 1179-1186.
- Liu, M.-Dries, L.-Wim 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.
- Lu, X.-Kelsey, K. C.-Yan, Y.-Sun, J.-Wang, X.-Cheng, G.-Jason, C. N. (2017): Effects of grazing on ecosystem structure and function of alpine grasslands in Qinghai-Tibetan Plateau: a synthesis. Ecosphere. 8. e01656.
- 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 CO₂ emissions from an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. Environmental Science and Pollution Research. 25. 26576-26591
- Muller, S.-Dutoit, T.-Alard, D.-Gréville, F. (1998): Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. Restoration Ecology. 6(1): 94-101.
- Nagy G. (2001): A gyephasználat és a vidékfejlesztés összefüggései. Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. DGYN 17. Debrecen. 24-25.
- Nagy Z.-Vargyas Cs. (1988): Gyepnővénytermesztés, gyepetakarmány-hasznosítás. Gyep- és Takarmánygazdálkodási Fejlesztő Gazd. Társ., Szombathely. 1-554.
- Papanastasis, V. P. (2009): Restoration of degraded grazing lands through grazing management: Can it work? Restoration Ecology. 17(4): 441-445.
- Penksza K.-Házi J.-Tóth A.-Wichmann B.-Pajor F.-Gyuricza Cs.-Póti P. (2013): Eltérő hasznosítású szürkemarha legelő szezonális táplálóanyag tartalom, fajdiverzitás változása és ennek hatása a biomaszra mennyiségére és összetételére nedves pannon gyepekben. Növénytermelés 62. 73-94.
- Rusch, G. (1993): The role of regeneration by seed in the dynamics of limestone grassland communities. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertation Faculty of Science. Acta Universitatis Upsaliensis. 1-22.
- Szentes Sz.-Penksza K.-Tasi J. (2007): Gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dunántúli-középhegység néhány természetes gyepében. Animal welfare, ethology and housing systems. 3(2): 127-149.
- 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 2014/1. 57-58.
- Tasi J.-Bajnok M.-Halász A.-Ibadzane M.-Penksza K. (2021): Az ökológiai mutatók és a jelzőnövények ismeretének jelentősége a gyepgazdálkodásban 1. rész: A talaj vízháztartása és kémhatása. Gyepgazdálkodási Közlemények. 14(2): 49-54.
- Tóth Cs.-Nyakas A.-Nagy G.-Nan Z. B. (2002): A comparison of two arid steppe vegetations from different geographical regions. Multifunction grasslands. La Rochelle. 170-171.
- Ubrizsy G. (1962): Vegyszeres gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-430.
- Várallyay Gy. (2007): A gyepgazdálkodás szerepe az EU Talajvédelmi Stratégiájában. Gyepgazdálkodási Közlemények. 5. 3-15.

- Vetter, S. (2005): Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: Recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments*. 62(2): 321-341.
- Vinczeffly I. (1993): Gyep-típológia. Legelő- és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 99-102.
- Wang, W.-Wang Q.-Wang, H. (2006): The effect of land management on plant community composition, species diversity, and productivity of alpine Kobersia steppe meadow. *Ecological Research*. 21. 181-187.
- Wu, G.-MinChen, X.-Ling, J.-Li, F.-Li, F. Y.-Peixoto, L.-When, Y.-Zhou, S. L. (2020): Effect of soil warming and increased precipitation on greenhouse gas fluxes in spring maize seasons in the North China Plain. *Science of the Total Environment*. 734. 139269.
- Xie, Y.-Sha, Z. (2012): Quantitative Analysis of Driving Factors of Grassland Degradation: A Case Study in Xilin River Basin, InnerMongolia. *The Scientific World Journal*. 1-14.
- Zhang, Y. M.-Liu, J. K. (2003): Effects of Plateau Zokors (*Myospalax fontanierii*) on plant community and soil in alpine meadow. *Journal of Mammalogy*. 82. 644-651.