



1949

**A LEGELTETÉS NÖVÉNYZETRE ÉS  
TALAJMAGBANKRA GYAKOROLT HATÁSÁNAK  
VIZSGÁLATA HOMOKI GYEPKÖZÖSSÉGEKBEN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Kovacsics-Vári Gergely

Témavezető:  
Prof. Dr. Török Péter  
Egyetemi tanár  
Az MTA Doktora

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2025



## A doktori értekezés betétlapja

Ezen értekezést a Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanácsa **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Funkcionális és restaurációs ökológiai** doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2025.

.....  
a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Kovacsics-Vári Gergely** doktorjelölt 2020-2024 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Funkcionális és restaurációs ökológiai** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2025.

.....  
témavezető aláírása



**A doktori értekezés betétlapja**

**A LEGELTETÉS NÖVÉNYZETRE ÉS TALAJMAGBANKRA  
GYAKOROLT HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA HOMOKI  
GYEPKÖZÖSSÉGEKBEN**

**EFFECTS OF LIVESTOCK GRAZING ON VEGETATION AND  
SOIL SEED BANK IN SAND GRASSLANDS**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében a  
Környezettudomány tudományágban  
Írta: **Kovacsics-Vári Gergely** okleveles Biológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**  
(**Funkcionális és restaurációs ökológiai** Doktori programja) keretében

Témavezető:  
Prof. Dr. Török Péter .....

Az értekezés bírálói:  
.....  
.....

A bírálóbizottság:  
elnök: .....  
tagok: .....  
.....  
.....

Az értekezés védésének időpontja: 2025.



## Tartalomjegyzék

1	Bevezetés .....	9
2	Irodalmi előzmények .....	10
3	Anyag és módszer .....	23
3.1	A vizsgálati terület bemutatása .....	23
3.2	Mintavételi elrendezés .....	25
3.3	Minta gyűjtése és kezelése .....	27
3.4	Adatgyűjtés és adatfeldolgozás .....	30
4	Eredmények .....	34
4.1	Növényzet vizsgálata .....	34
4.2	Biomassza vizsgálata .....	37
4.3	Talajmagbank vizsgálata .....	43
5	Diszkusszió .....	50
5.1	Növényzet vizsgálata .....	50
5.2	Biomassza vizsgálata .....	54
5.3	Talajmagbank vizsgálata .....	58
6	Új tudományos eredmények .....	64
7	Összefoglalás .....	66
8	Summary .....	67
	Köszönetnyilvánítás .....	68
	Irodalom .....	69
	Függelékek .....	81



## 1 Bevezetés

Munkánk során célul tűztük ki, hogy megvizsgáljuk a homoki gyepközösségek összetételét mind a legelő állat típusa (juh, szarvasmarha), mind pedig a legelésintenzitás tekintetében. Több megközelítésben is vizsgáltuk a fajok alapján meghatározott funkcionális jellegek és funkcionális csoportok tömegességi viszonyait (százalékos borítás, biomassa, illetve talajmagbank), melyet három külön tanulmányra (publikációra) osztottunk fel. Két tanulmány (a tanulmányok megjelenésének sorrendje szerint az első és a harmadik) foglalkozott a legelő állat típusának és a legelésintenzitás szintjeinek összehasonlításával. Ehhez az összehasonlításhoz az adatokat az első tanulmány esetében a növényzet fajainak százalékos borítása, a harmadik tanulmány esetében pedig a talajmagbank összetétele szolgáltatta. A második tanulmány pedig az első tanulmányban kapott eredmények következtetéseit hivatott megerősíteni juhlegelt mintavételi helyekre koncentrálva, a különböző legelésintenzitási szintek összehasonlításával. Fontos megjegyezni, hogy eredményeink a közösségek dinamikai folyamatainak jobb megértése mellett elsősorban természetvédelmi, másodsorban pedig legelőgazdálkodási célokat szolgálnak.

A három tanulmányban összesen kilenc kérdést fogalmaztunk meg, melyek a következők:

Az első tanulmányhoz kapcsolódó kérdések:

- (i) A legelés intenzitása vagy a legelő állat fajtája fejt ki nagyobb hatást a vizsgált homoki gyepközösségek növényzetére?
- (ii) A juh vagy a szarvasmarha legélése csökkenti jobban a vizsgált gyepközösségek biomasszáját, fajszámát és funkcionális diverzitását?
- (iii) Van-e jelentős változás a közösségek növényi jelleg-összetételében a legelésintenzitás függvényében?

A második tanulmányhoz kapcsolódó kérdések:

- (iv) Hogyan befolyásolja a juhlegelés növekvő intenzitása az élő biomasszát, a fajszámot és ezek egymással való kapcsolatát a vizsgált homoki gyepközösségekben?
- (v) Hogyan befolyásolja a juhlegelés növekvő intenzitása a rövid életű fűneműek és kétszikűek, valamint az évelő fűneműek és kétszikűek biomasszáját?
- (vi) Hogyan változik a ruderális fajok biomassza aránya alapján meghatározott zavarási érték a legelésintenzitás függvényében?

A harmadik tanulmányhoz kapcsolódó kérdések:

- (vii) Van-e különbség a talajmagbank diverzitása, sűrűsége és fajösszetétele tekintetében a szarvasmarha- és juhlegelt mintavételi helyek között?
- (viii) Van-e különbség a talajmagbank diverzitása, sűrűsége és fajösszetétele között a különböző legelésintenzitási szintek tekintetében?
- (ix) Van-e a legelő állat típusának és a legelésintenzitásnak hatása a talajmagbank összetételére a CSR stratégiák tekintetében?

## **2 Irodalmi előzmények**

A Palearktisz nagy kiterjedésű (45 millió km<sup>2</sup>) régió, melyben a gyepek mintegy 9,7 millió km<sup>2</sup>-t foglalnak el igen változatos tájakon, a kontinentális és mediterrán éghajlatú Európától kezdve a Közel-Keleten (beleértve Észak-Afrikát) és Közép-Ázsián át Kelet-Ázsiáig, beleértve Japánt is (Squires et al., 2018; Török & Dengler, 2018). Hogy pontosan mit is értünk gyepek alatt, azt Janišová et al. (2011) és Dengler et al. (2014) tanulmányai jól definiálják. Ezek szerint a gyepek olyan fátlan természetes növényközösségek, melyek növényzetét lágyszárú fajok, kiemelten pászitfűvek (*Poaceae*), sásfélék

(*Cyperaceae*) és szittyófélék (*Juncaceae*) alkotják, viszonylag sűrű (rendszerint legalább 25%-os talajborítású) növényzetet létrehozva. Ebbe a meghatározásba nem tartoznak bele a 3–5 évente újratett agrár gyepterületek (ezek a nemzetközi irodalomban jellemzően „artificial grassland” néven ismertek), a mesterséges gyepek (futballpálya gyepek), illetve a fűnemű fajok alkotta mezőgazdasági vetések sem.

A gyepi ökoszisztémák szinte minden éghajlati övben megtalálhatók, az északi és déli sarkvidéket, a magas hegycsúcsokat és a szélsőségesen száraz területeket kivéve. Az emberiség szempontjából a gyepek kiemelt fontosságúak, ugyanis számos ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak, például élelemforrást jelentenek (az ember és a háziállatok számára egyaránt), védelmet biztosítanak a talajerózióval szemben, fontos vízvisszatartó szereppel bírnak, helyi léptékben szabályozzák a hidrológiai viszonyokat, illetve tartós szénraktárak. Ahogy más ökoszisztémák közösségei, úgy a gyepi közösségek is biztosítják a holtanyag lebontását és újrahasznosítását, de egyaránt megkötik a mezőgazdaságban alkalmazott növényvédő szereket, káros vegyszereket és kimosódó többlettápanyagokat (Squires et al., 2018). Nem elhanyagolható ökoszisztéma szolgáltatás a mikroklíma szabályozása sem, mely hozzájárul a gyepek biológiai diverzitásának növeléséhez. Továbbá a gyepek számos faj számára jelentenek élőhelyet (Squires et al., 2018).

Jól ismert, hogy a gyepekhez több nagytestű legelő állatfaj és számos edényes növényfaj kötődik, de ez a gerinctelen fajok (pl. szárazföldi csigák, egyenesszárnyúak, lepkék) tekintetében is igaz (Detzel, 1998; WallisDeVries & Swaay, 2009; Squires et al., 2018). Érdekesség, hogy 100 m<sup>2</sup> alatti léptékben a mérsékeltövi gyepekben (jellemzően Kelet-Közép-Európában, Észak-Európában, illetve Argentínában) az edényes növényfajok száma nagyobb lehet, mint a trópusi esőerdőkben, míg ez utóbbiak fajszáma és

diverzitása csak a 100 m<sup>2</sup> feletti léptékben mérve kiemelkedő (Wilson et al., 2012). A fentiek alapján nem kérdés, hogy a fajok és élőhelyek védelme, illetve a restaurációs tevékenységek kiemelt jelentőségűek a gyepek esetében is. Ennek a kiemelt figyelemnek számos oka van, amit a Palearktisz esetében Török & Dengler (2018) foglaltak össze. Hat fő problémacsoportot vázoltak fel, melyen belül összesen 14 kisebb csoportot különítettek el. Ezek közül az első helyen áll a területvesztés (*I.*), melyen belül elkülöníthető a gyepek átalakítása szántóföldekké (*a*), az erdősítés (*b*), a bányászat és energiatermelés (*c*), illetve az urbanizáció, közlekedés és turizmus (*d*). A második a gyephasználatban bekövetkező változások (*II.*), melyen belül elkülöníthető a gyepek felhagyása és/vagy kis mértékben történő használata (*a*), a túlhasználat, túllegeltetés (*b*), illetve a mezőgazdálkodás intenzívebbé válása (*c*). A harmadik problémacsoport, amikor az adott területen belüli körülmények megváltoznak (*III.*). Ilyenek lehetnek az eutrofizáció (*a*) vagy a megváltozott hidrológiai állapotok (*b*). A következő két nagy problémacsoport – kisebb csoportok nélkül – a klímaváltozás (*IV.*) és az idegenhonos fajok (*V.*) hatása. A hatodik nagy problémacsoport a közvetlen emberi hatás (*VI.*), melyen belül elkülöníthető a katonai és fegyveres konfliktus (*a*), a rekreációs tevékenységek (*b*), illetve a fajok begyűjtése és vadászata (*c*). Ha Török & Dengler (2018) általános értékelését követjük, akkor ez alapján az egyik legsúlyosabb hatást a területvesztés jelenti, azon belül is a gyepek átalakítása szántóföldekké. Még az előzőnél is súlyosabb problémákat okozhatnak a gyephasználatban bekövetkező változások, azon belül a gyepek felhagyása vagy elégtelenül kicsi intenzitású használata, mely a biodiverzitás csökkenéséhez vezet. Ezeket követi a sorban a túllegeltetés és a túlhasználat, melyek szintén a biodiverzitás csökkenéséhez vezetnek. A felsoroltakból tehát kitűnik, hogy a gyepek feltörése és szántóföldekké alakítása, valamint a helytelen gyeppelkezelés az, amivel kiemelten foglalkozni

kell. Kisebb léptékben természetesen lehetnek jelentős különbségek a veszélyeztető tényezőkben. Például a túllegeltetés nagyobb probléma a települések környékén lévő gyepeken Kazahsztánban vagy Kína száraz gyepeiben, ahol az állatok legelésintenzitása mellett a szárazság is komoly súlyosbító tényező (Miao et al., 2021). Továbbá a katonai és fegyveres konfliktusok okozta zavarás is jelentős lehet, mint ahogy ez tapasztalható például Ukrajnában, a Közel-Keleten vagy Közép-Ázsiában az elmúlt néhány évben.

A fenti, gyepekhez kötődő problémák közül számos Magyarország gyepeit is érintette (Török et al., 2015). Az egyik ilyen probléma az alföldön jellemző tájtalakítások (*I.*), melyek során a múlt század negyvenes és ötvenes éveiben a gyepek jelentős részét szántóföldekké alakították át. A mocsarakban, lápokban, illetve nedvesebb gyepeken vagy azok közelében gyakran vízelvezető csatornákat alakítottak ki, aminek következtében azok kiszáradtak. A kiszáradást okozhatták a korábbi nagy kiterjedésű vízrendezési munkálatok, illetve a folyószabályozások hosszú távú következményeként bekövetkező tartós talajvízszint csökkenés, ahogy a Nyírségben vagy a Duna–Tisza közti homokhátságon történt (Molnár et al., 2008). A másik probléma a területek felhagyása (*II.*), ami nemcsak az alföldet, hanem a hegyvidékeinket is kedvezőtlenül érintette, ugyanis számos, nehezen megközelíthető gyepterület művelését felhagyták, aminek következménye a cserjésedés és a beerdősülés lett (Valkó et al., 2011). Ez a kedvezőtlen folyamat szoros kapcsolatban áll az állattartás intenzifikációjával (*III.*), mivel az 1960-as évektől egyre elterjedtebb lett a nagyüzemi istálló állattartás, a hagyományos állattartás pedig háttérbe szorult. Ha a KSH 2013-as elemzését vesszük figyelembe (KSH, 2013), akkor ez a kedvezőtlen folyamat összefüggést mutat a kaszálók és legelők jelentős csökkenésével (ezzel együtt a szarvasmarha és juhállomány jelentős csökkenésével). Ez összhangban áll a

Palearktiszban tapasztalható egyik legsúlyosabb problémával, a gyepek felhagyásával és az állattartás intenzifikációjával (Stevens et al., 2010). Hazánkat is érintik az idegenhonos fajok térnyerésének negatív következményei (IV). Botta-Dukát (2008) értékelte a hazánkban található természetes élőhelyek idegenhonos fajok általi veszélyeztetettségét. Eszerint a száraz szikes és sziklagyepek a legellenállóbbak, míg a nyílt homoki gyepek a legérzékenyebbek ebben a tekintetben. Ez arra hívja fel a figyelmet, hogy a homoki gyepeket is magukba foglaló tájakban jelentkező zavarások mellett az idegenhonos fajok térhódítása is egy komoly súlyosbító tényező. A sóstressz szikes gyepeken nagyobb, míg a sziklagyepek jóval izoláltabbak (ezáltal nehezebben megközelíthetők), mint a homoki gyepek. Ennek eredményeként nemcsak az idegenhonos fajokkal szemben ellenállóbbak, hanem mezőgazdasági művelésre sem alkalmasak, illetve a degradáció, fragmentáció, területcsökkenés sem olyan számottevő esetükben, mint például a produktív alföldi löszgyepek esetében (Biró et al., 2018). A homoki gyepek a löszgyepekhez képest kevésbé produktívak, a szikes gyepekhez képest jelentősen kisebb a sókoncentrációjuk, a sziklagyepekhez képest pedig sokkal könnyebben elérhetők, így könnyebb őket megművelni. Elsősorban löszön, de homokon is jellemző, hogy a gyepek csupán foltokként, úgynevezett „szigetekként” vannak jelen a nagy kiterjedésű agrártájakban, emiatt számos esetben a faji sokféleség és a tájszintű sokféleség fenntartásában ezek a fennmaradt foltok jelentik az utolsó esélyt (Árgay & Deák, 2023).

A felmerülő problémákra az egyik megoldás lehet, ha újabb védett területeket jelölnek ki, hiszen a jogi védelem mérsékelheti a jelentősebb emberi behatás valószínűségét és mértékét. Ez annál is inkább szükséges lehet, mivelhogy a védett területek aránya globális szinten, a mérsékelt övi gyepi ökoszisztémák tekintetében nagyon kevés, mindössze 4,6% (UNEP-

WCMC & IUCN, 2016; Carbutt et al., 2017), ami csupán csekély, hibahatáron belüli (kb. 0,1%-os) növekedést jelent egy két évvel korábbi értékeléshez képest (Juffe-Bignoli et al., 2014). Mivel a védett területek sokszor nem megfelelően nagyok, ezért jelentősen függenek a környező területektől, vagyis a megfelelő védelemre a védett területeken belül és kívül is szükség van (Rosenzweig, 2003; Troupin & Carmel, 2014). A hagyományos, extenzív gazdálkodási módszerek több élőlény ökológiai igényeinek a kielégítésére lehetnek alkalmasak, mint az intenzív, gépesített, vegyszeres módszerek. A fentiekben ismertetett fenntartható gazdálkodási gyakorlat elterjedése érdekében a gazdálkodókat be kell vonni a természetvédelmi beavatkozások kivitelezésébe, valamint a jó gyakorlat által elért eredmények fenntartásában is érdekeltté kell tenni őket – aminek az egyik hatékony eszköze lehet a fenntartható gazdálkodást támogató agrártámogatási rendszerek kiépítése (Kleijn & Sutherland, 2003; Batáry et al., 2015; Sattler et al., 2023). A támogatást legelőkre is fel lehet venni, melynek értelemszerű előfeltétele a legelőhöz tartozó állatállomány.

A legeltetési gyakorlat esetében talán a legalapvetőbb kérdés, hogy természetvédelmi szempontból mely területeken számít a legelés jó, illetve jobb gyakorlatnak, mint más gyepgazdálkodási módszerek (pl. kaszálás). Tälle et al. (2016) szerint a mohák, lepkék, talajlakó bogarak és pókok esetében a legelés, míg a talaj magbankja, a talajlakó férgek és egyenesszárnyúak esetében a kaszálás lehet a kedvezőbb. Általánosságban véve a növények esetében a hatás nem egyértelmű, de ha élőhely és tengerszint feletti magasság szerint részletesebb osztályozást adunk meg, akkor a következőket lehet mondani: ahol egyértelműen száraz az élőhely, vagy nagyon magasan van a talajvízszint (pl. mocsarak és lápok), ott a kaszálás kedvezőbb, a két szélsőség között viszont a legeltetés általában jobban hozzájárul a nagyobb természetvédelmi érték eléréséhez. A

tengerszint feletti magasság tekintetében hegyvidéken a kaszálás, síkságon pedig a legeltetés a kedvezőbb, de mindent egybevetve általában a legeltetés a célravezetőbb a természetvédelmi értékmegőrzés szempontjából (Tälle et al., 2016). A kaszálással szemben a legelés egy természetes jelenség, viszont a legnagyobb legelő állatok (ún. megaherbivorok) kihalása és erőteljes visszaszorulása miatt ma már a háziállatok legelésére is támaszkodnunk kell. Ez azonban komoly kihívást is jelent, mivel a háziállatok legeltetésére jellemző, hogy kisebb és sokszor elkerített területeket legeltetnek, nagyobb sűrűségben, így általában több fitomasszát is távolítanak el a vad legelő állatokhoz képest (Fleischner, 1994; Senn, 2022). A háziállatok legelésével kapcsolatban felismert problémák két fontos kérdést vetnek fel. Az egyik, hogy mi az a legeltetési intenzitás, ami még nem vezet a biológiai sokféleség csökkenéséhez. A másik pedig, hogy hogyan válasszuk meg a legelő állat típusát, hogy az hosszú távon fenntartható legyen.

Három fontos tényezőt kell figyelembe venni a legeltetés esetében (Török et al., 2024): a legelés intenzitását, a legelő állat típusát, valamint a legeltető közösség tulajdonságait, kiemelten a biomassza produkcóra és a fajgazdagságra. A legelést, mint zavarást, más zavarási típusokhoz hasonlóan (mint például a kaszálás vagy az égetés) több fő komponensre lehet szétválasztani, ezáltal jellemezve a zavarás mértékét/szintjét (Buhk et al., 2007; Jentsch et al., 2022). Első lépésben a zavarást időbeli és térbeli komponensekre lehet osztani. Az időbeli komponens a zavarás gyakoriságából, szezonálisából és az időtartamából áll, melyek egymást befolyásolva, bizonyos korlátokon belül képesek változni. Térbeli komponensekről beszélünk, ha a zavarás által érintett terület méretéről, formájáról (pl. lineáris, pontszerű), eloszlásáról (pl. homogén, heterogén) van szó, továbbá a (pl. kor vagy faj szerinti) szelektivitás is egy térbeli komponens (Buhk et al., 2007). Ezek összefüggésben állhatnak az időbeli

komponensekkel. Mind az időbeli, mind pedig a térbeli komponensek kapcsán figyelembe kell venni a zavarás intenzitásának a mértékét. A legelés esetében az intenzitás mértékét többnyire a legelő állat hektáronkénti számával, úgynevezett állategységgel szokták megadni. Az 1 állategység 1 egyednek felel meg, ha a szarvasmarhák legelését vesszük figyelembe, viszont a juhok esetében csak 0,2 állategységgel számolunk. Ez a szám erős kapcsolatban áll a többi komponenssel. Például a legelés gyakorisága nem lehet nagy, ha az állatok száma hektáronként nagy (Turner et al., 1998; White & Jentsch, 2001), ami megerősíti a fentebb írt állítást, miszerint az egyes komponensek csak bizonyos határokon belül változnak. Egy bizonyos gyakoriságon túl már nem zavarásról, hanem stresszről beszélünk (Turner et al., 1998; White & Jentsch, 2001). Ez a legelés kapcsán szárazság és hőstressz lehet, ami a taposás és biomassa csökkenés következménye (Peco et al., 2006; Savadogo et al., 2007). Ezeket a következményeket a klimatikus tényezők tovább súlyosbíthatják (Luo et al., 2017).

A másik fontos kérdés a legelő állat típusának a helyes megválasztása. A juh és a szarvasmarha, mint legelő állat alkalmazása globálisan és Magyarországon is jelentős (Házi et al., 2012; Fetzel et al., 2017). A legelő állatok legelési mintázatainak összehasonlítása fontos szempont a legelés vizsgálata során, mivel a zavarás komponensei másképpen érvényesülnek, ha a legelő állat típusa is más. A preferált táplálék, a szelektivitás és az állat testi adottságaiból, képességeiből eredő következmények kiemelt szerepet kapnak az összehasonlításokban. A különböző legelő állatok legelésének összehasonlítása általában kevésbé kutatott, de a szarvasmarha és a ló, valamint a szarvasmarha és a juh legelésének összehasonlításával viszonylag sok tanulmány foglalkozott már. Például a Heck-marha és a konik ló legelése viszonylag kevésbé szelektív, továbbá míg a Heck-marha táplálékában gyakoriak a fásszárúak, addig a konik főleg fűvet fogyaszt, így jól kiegészítik

egymást (Cosyns et al., 2001; Loucougaray et al., 2004; Buttenschön & Buttenschön, 2013; Senn, 2022). A juh és a szarvasmarha legelése között számos különbséget tártak fel (Rook et al., 2004; Metera et al., 2010; Jerrentrup et al., 2015). A szarvasmarha a nyelvét, a juh pedig a metszőfogait használja a növények lelegeléséhez, aminek az eredménye, hogy a juhok igen aprólékosan tudják kiválasztani a kívánt növényt. A juhok közelebb legelnek a földhöz, továbbá a juhok gyakran fogyasztanak vegetatív részeket, míg a szarvasmarhák inkább a reprodukív részeket részesítik előnyben (Rook et al., 2004; Metera et al., 2010; Jerrentrup et al., 2015). Azt is megfigyelték, hogy a juhok legelése a kétszikű fajokra erősebben szelektív, mint a szarvasmarháké. Előfordulhat, hogy a legelő állat típusának nagyobb hatása van a növényzetre, mint a legelésintenzitásnak. Például azt találták, hogy a juh legelése kisebb fajdiverzitást eredményez rövid fűvű szikes gyepekben, mint a szarvasmarhák legelése (Tóth et al., 2018). A szarvasmarhákkal történő legeltetés tehát természetvédelmi szempontból kedvezőbb lehet, azonban a juhok legelése is kedvező lehet bizonyos esetekben. Eichberg & Donath (2018) a juhlegelést ajánlja a nyílt homoki növényzet helyreállításához, mivel a juhok a csírázás szempontjából kedvező talajmélységbe tudják a magokat leejtteni a taposásukkal. Továbbá juhok százai vagy akár ezrei lehetnek egy-egy legelőn, melyek a legelés során viszonylag nagy távolságokat tesznek meg, így hatékonyan tudnak magokat terjeszteni (Rosenthal et al., 2012). Legelőgazdálkodási szempontból a juhlegelés előnye, hogy nagyobb legelési gyakoriságot lehet alkalmazni egy adott legelőn, mivel rövidebb regenerációs idővel számolnak juhlegelőkön. Azonban ez rövidfűvű gyepekben célszerű, ugyanis a juhokat nem tanácsos mélyebb fekvésű, üde, magas gyepbe hajtani, mivel ott a májmételykór nagyobb kockázatot jelent számukra (Vinczeffy, 1993; Radics et al., 2001).

A zavarás különböző komponensei és a legelő állat típusa mellett egy további nagyon fontos szempont, hogy milyen tulajdonságai vannak a legelt ökoszisztémának. Egy Iránban készült tanulmány szerint például a legelés nem egyformán hat a száraz és az üde gyepek növényzetére (Rahmanian et al., 2022). Azt találták, hogy az üde gyepekben erősebb diverzitáscsökkenés tapasztalható a nagy legelésintenzitás hatására a kis legelésintenzitáshoz képest, mint a száraz vagy félszáraz gyepekben. Egy Magyarországon készült tanulmányban négy legelésintenzitási szintet és négy szarvasmarhával legeltetett gyeptípust (száraz löszgyepek, mészkérülő nedves gyepek, mészkedvelő nedves gyepek, száraz mészkedvelő rövidfűvű gyepek) hasonlítottak össze (Török et al., 2018). Kimutatták, hogy mind az intenzitás, mind pedig a gyeptípus erősen befolyásolja a növényzetben vizsgált változókat (pl. diverzitási mérőszámokat és levéljellegeket). Liu et al. (2015) Kelet-Ázsiában különböző diverzitású gyeptípusokon hasonlították össze a szarvasmarha és/vagy a juh legelését. A vizsgálat során törekedtek arra, hogy a legelésintenzitás szintje egyforma legyen. A magas diverzitású élőhelyen a legelő állat típusa nem mutatott szignifikáns különbséget, viszont a fajszegényebb élőhelyen a szarvasmarha legelés szignifikánsan növelte a növényzet sokféleségét. Az adott gyepek közösség egyéb tulajdonságai, mint például az, hogy milyen mértékű és minőségű stressznek van kitéve (például tájhasználat vagy éghajlati tulajdonságok okozta szárazságstressz és/vagy sóstressz), illetve hogy milyen táji környezetben helyezkedik el, szintén meghatározó lehet, ha például az idegenhonos fajok terjedése tekintetében hasonlítjuk össze őket (Botta-Dukát, 2008). Az idegenhonos fajok arányát a fentiek mellett például az is befolyásolja, hogy van-e az adott területen legeltetés, és ha van, akkor az milyen intenzitású (Beck et al., 2015; Baggio et al., 2018).

Ha a legelés növényzetre gyakorolt hatását szeretnénk megvizsgálni a fent említett szempontok szerint, akkor a vizsgálat egyik sarkalatos pontja, hogy a növényzet megfelelő módon mérhető paramétereit kiválasszuk. A növényi jellegek és növényi funkcionális csoportok jó lehetőséget nyújtanak arra, hogy a fajokat valamilyen szempont szerint csoportosítva vizsgáljuk, illetve ezen csoportok összetétele, változatossága révén jellemezzük a növényzetben végbemenő változásokat. Ezáltal képet kaphatunk egy adott ökoszisztéma működéséről és állapotáról (Cseceserits et al., 2009; Schulze, 2019). A legelés kutatásban a levéljellegeket gyakran alkalmazzák, mint funkcionális jellegeket, mivel ezek (pl. a fajlagos levélfelület, levél szárazanyagtartalom) jól reagálnak a legelés okozta zavarásra a közösségekben (Schulze, 2019). Emellett a növényi életformákat szintén alkalmazhatják a zavarás mértékének a megállapítására. Egy globális léptékű metaanalízis eredményei szerint, a rövid életű (vagyis az egyéves és kétéves) fajok aránya növekszik, míg az évelő fajoké csökken a legelés intenzitásának a növekedésével (Díaz et al., 2006). További csoportosításra nyújtanak lehetőséget a CSR stratégiák. Alkalmazásukkal megtudhatjuk, hogy egy adott faj/egyed milyen meggyőzésben képviseli a versengő vagy más néven kompetítor (C), a stressztűrő (S) és a ruderalis vagy zavarástűrő (R) stratégiát (Grime, 1974; Pierce et al., 2013), ami használható információt nyújthat a legeltetés vizsgálatához. Számos korábbi, a funkcionális tulajdonságokat vizsgáló tanulmánynak köszönhetően a meghatározott fajok könnyen és gyorsan besorolhatók különböző funkcionális csoportokba, illetve mérések alapján megadhatók egyes funkcionális jellegeik. A különböző adatbázisok, mint például a LEDA (Kleyer et al., 2008) vagy a PADAPT (Sonkoly et al., 2023) ezekhez az átfogó és gyors elemzésekhez regionális léptékű adatokkal járulhatnak hozzá.

A fentiekből kitűnik, hogy a zavarás szintjét, a legelő állat típusát és az érintett gyepközösség tulajdonságait egyaránt fontos figyelembe venni, illetve azok különbözőségét meghatározni a vizsgálatok során. Ezáltal képet kaphatunk arról, hogy mely tényezők mekkora hatása lehet a gyepvegetáció összetételére és diverzitására. Doktori munkám során lehetőségem volt arra, hogy különböző zavarási szinteket és különböző legelő állattípusok hatásait vizsgáljam savanyú homoki gyepközösségekben. A legelés hatásának vizsgálata szempontjából a savanyú homoki gyepközösségek a kevésbé kutatott közösségek közé tartoznak mind a mai napig (Jentsch & Beyschlag, 2003). Mivel a homoki gyepközösségekben a növényi biomassa, a növényzet sűrűsége és fajgazdagsága is csökken az éghajlatváltozás következtében, a megfelelő kezelések jövőbeli megválasztása kiemelkedő jelentőségű (Luo et al., 2017). Továbbá a homoki gyepközösségeket magában foglaló táj struktúrája (például, hogy milyen sűrűn lakott) és a nyíltabb homoki gyeptársulások kisebb növényzeti borítása érzékenyebbé teszi ezeket a közösségeket az idegenhonos fajok betelepülésével szemben is (Botta-Dukát, 2008). Bár a legelés hatását már többen vizsgálták hazai homoki gyepeken (pl. meszes homokon Ónodi et al., 2006 és 2008), a legelő állat típusának szerepét, több elemből álló legelésintenzitás mellett, korábban még nem tárták fel. A legelő állat és a legelésintenzitás szerepét célszerű több szempontból is megvizsgálni úgy, mint a növényzet borítása, biomasszája. Ezek mellett egy további fontos szempont a talajmagbankra gyakorolt hatás. Legjobb tudomásunk szerint a legelő állat és a legelésintenzitás talajmagbankra gyakorolt hatását, egy tanulmányon belül még nem vizsgálták. A talajmagbankkal és legeléssel foglalkozó tanulmányok nagy része nem ad információt arról, hogy milyen a legelő állat típusa az adott legelőn (Shi et al., 2022), holott ez az információ fontos lenne (Tóth et al., 2018). Ugyan a talajmagbank tulajdonságai lassan

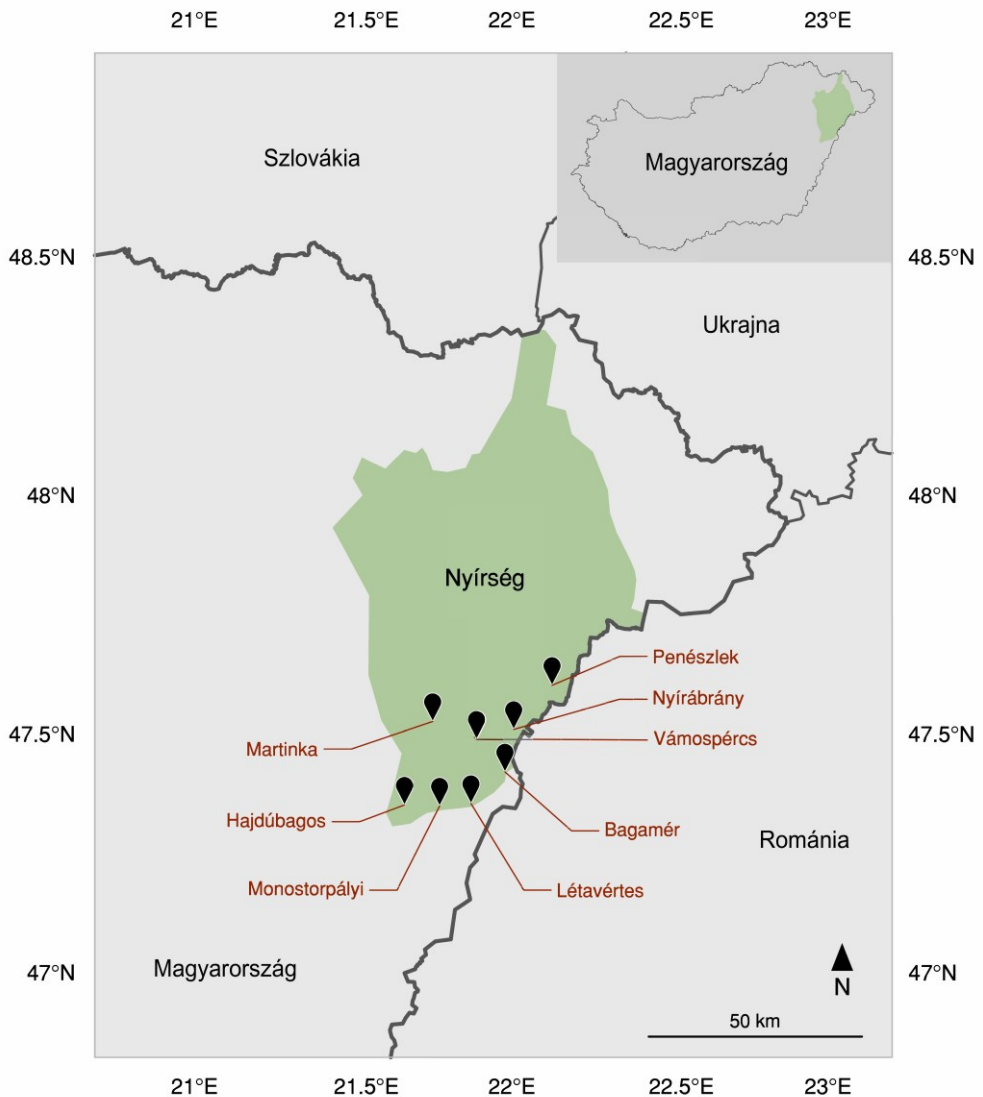
követik a legeltetés eredményeként a növényzetben végbe menő változásokat (Sanou et al., 2018; Zida et al., 2020), azonban fontos információt szolgáltatnak, hiszen zavarást (pl. legelést) követően kulcsszerepük van a gyepközösségek regenerációjában (Toräng et al., 2010).

### 3 Anyag és módszer

#### 3.1 A vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálati területünk 8 település 10 legelőjét foglalja magában, melyek a Nyírség déli részén helyezkednek el (1. ábra, illetve 1. sz. függelék). A tájra a kontinentális éghajlat jellemző. Az éves átlag csapadékmennyiség 530 és 680 mm közé, az éves átlaghőmérséklet pedig 9,4 és 9,8 °C közé esik (Dövényi, 2010). Aszályos években az éves csapadék mennyiség nem éri el a 400 mm-t sem (Négyesi, 2018). A főként homok és homokos vályog fizikai talajféleséggel jellemezhető talajok pH értéke enyhén savanyú, és többnyire humuszban szegény (2. sz. függelék).

A tájra eredetileg jellemző a homoki gyeppek, illetve a nyílt és zárt tölgyes foltok váltakozása, melyeket tovább színesít a lápos és mocsaras területek jelenléte a mélyebb fekvésű részekben (Papp & Dudás, 1988). A nedvesebb élőhelyek közösségei mára erősen megfogyatkoztak. A sűrűn lakott tájban gyakoriak a szántóföldek és az erdőültetvények (Botta-Dukát, 2008). A vizsgált területek gyepközösségeiben jellemző a *Festuca pseudovina*, *F. vaginata* és a *Corynephorus canescens* évelő fűfajok dominanciája. Folyamatos legeltetés mellett gyakori faj a *Cynodon dactylon*, valamint egyéb zavarástűrő, rövid életű kétszikűek és fűvek (pl. *Anthemis ruthenica*, *Bromus hordeaceus*, *Euphorbia cyparissias*). Az általunk vizsgált területen többek között a *Filago minima*, *Rumex acetosella*, *Cerastium semidecandrum*, *Myosotis stricta* a jellemző természetes pionír fajok (Borhidi, 1995), melyek többnyire rövid életű kétszikűek. A szociális magatartás típusok jellemzése alapján (Borhidi, 1995) a specialista fajok, mint a *Jasione montana*, a *Pulsatilla flavescens* vagy az *Anacamptis morio*, érzékenyek a zavarásra.



**1. ábra.** A vizsgálati terület szempontjából lényeges települések földrajzi helyzete a Nyírségben. A mintavételi helyek a térképen látható települések közigazgatási egységein belül találhatók.

A vizsgálati területen jellemző rosszízű vagy szúrós fajok a *Verbascum phlomoides*, a *V. densiflorum*, az *Eryngium campestre*, illetve Cappuccino & Carpenter (2005) megfigyelései alapján vélhetően a *Thymus glabrescens* is. A következő honos, illetve idegenhonos gyomok gyakoriak a vizsgálati területen: *Ambrosia artemisiifolia*, *Chenopodium album*, *Conyza canadensis*, *Digitaria sanguinalis* és *Setaria viridis*.

A vizsgálati terület 10 legelőjén összesen 28 mintavételi helyet választottunk ki a három tanulmányhoz. Ebből 13 birkalegelt, 13 marhalegelt, 2 mintavételi hely pedig 2008 óta legeléskizárt volt (Aszalósné et al., 2023). A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság (HNPI) munkatársai szerint a vadon élő állatok zavarása (pl. mezei nyúl és őz) elenyésző a vizsgálati területen. Minden mintavételi hely a HNPI területére, melyből egy a hajdúsámsoni önkormányzat tulajdonában van, így az állattartók tőlük bérlik a legelőt. A többi esetben a legelőt a HNPI-től bérlik az állattartók. A vizsgálati területen szezonális, pásztoroló legeltetés zajlik.

### **3.2 Mintavételi elrendezés**

A mintavételi helyek kiválasztásánál elsődleges szempont volt a juh és a szarvasmarha által legelt területek elkülönítése, illetve a legelésintenzitás megállapítása a HNPI munkatársainak segítségével. A legelésintenzitás esetében fontos szempont volt, hogy egy nagyobb skálát fedjünk le, amit akár öt kategóriába is be tudunk sorolni. A HNPI munkatársai, valamint korábbi tanulmányok (pl. Tonn et al., 2019) is hangsúlyozták már, hogy az állategység hektáronkénti száma (ÁE/ha) önmagában nem elég annak a megállapítására, hogy a legelő állat milyen hatással van a gyepközösségre. Ezért a HNPI munkatársai által szolgáltatott ÁE/ha adatokon túl figyelembe vettük a hodálytól/istállótól, itató helytől, pihenő helytől (röviden a gyakran látogatott helyektől) való távolságot is. A kisebb távolsággal nagyobb legelési gyakoriságot, ezáltal nagyobb intenzitást feltételeztünk. Megállapítottuk a hulladék mennyiségét is minden kiválasztott helyen. Az ÁE/ha, a gyakran látogatott helyektől való távolság, valamint a hulladék mennyisége alapján meghatároztuk a legelésintenzitás szintjeit (1. táblázat). A hulladék mennyiségének meghatározásánál nem darabszámot, hanem egységeket vettünk figyelembe, ami egy ürítési eseménynek felel meg.

Egy adott legelőn – lehetőség szerint – legalább két mintavételi helyet jelöltünk ki, egyet a gyakran látogatott helyekhez közel (<150 m) és egy másikat azoktól távol (>150 m). Egyes legelőkön juhokkal és szarvasmarhával legeltetett részek is voltak (pl. Hajdúbagason és Monostórában), így azokon a legelőkön négy mintavételi helyünk is volt. A mintavételi helyek kiválasztásánál az ÁE/ha, a gyakran látogatott helyektől való távolság, valamint a hulladék mennyisége mellett figyelembe vettünk további szempontokat is: Elkerültük az olyan, nem homoki gyepeket magukban foglaló területrészeket, mint az árokpartok vagy a földutak, illetve az azokkal szomszédos területek. Kerültük a talajbolygatás következtében csupaszodott talajfelszínt is. A magbank vizsgálatoknál szempont volt az is, hogy ne vegyünk talajmintát hullatékából (itt elsősorban a szarvasmarha hullatékra kellett odafigyelni), mert az torzítja az eredményeket. A fent leírt szempontok alapján megfelelőnek ítélt mintavételi helyeket többször is felkerestük az évek során, hogy a három különböző tanulmányhoz szükséges mintavételezést elvégezzük.

A vizsgálatok során  $10 \times 10$  m-es mintavételi helyeket jelöltünk ki, melyek teljes területét használtuk a hulladék mennyiségének meghatározásához. A  $10 \times 10$  m-es mintavételi helyeken belül szabályos elrendezésben öt darab,  $2 \times 2$  m-es mintavételi négyzetet is elhelyeztünk (2. ábra), melyet a növényfajok százalékos borításának megállapításához használtunk, valamint a talajmagbank-minták gyűjtéséhez. Mind a borításbecslést, mind a talajmagbank minták gyűjtését öt ismétléssel végeztük egy  $10 \times 10$  m-es mintavételi helyen. A biomassza mintavétele szintén a  $10 \times 10$  m-es mintavételi helyek határain belül volt, de a  $2 \times 2$  m-es négyzeteken kívül, melyhez  $20 \times 20$  cm-es mintavételi négyzeteket használtunk, tíz ismétléssel egy  $10 \times 10$  m-es mintavételi helyen.

**1. táblázat.** A legelésintenzitás különböző szintjei. Szarvasmarha esetében egy egyed állategysége 1, míg juhok esetében 0,2. A 150 m távolság becslésen alapszik. Az állatok mozgása 150 m-en belül nagyjából egyformán gyakori, viszont 150 m-en túl a mozgás/terelés irányát illetően egyre nagyobb eltérések tapasztalhatók. A hulladék mennyiségének meghatározásánál nem darabszámot, hanem egységeket vettünk figyelembe, ami egy ürítési eseménynek felel meg. A legelészárított mintavételi helyeket 0-val jelöltük ebben a táblázatban, illetve az 1. sz. függelékben, azonban a biomassza vizsgálat során 1-től (a 0-nak megfelelő) 5-ig (a 4-nek megfelelő) tartó számozást használtunk (lásd a biomassza vizsgálat releváns ábráit). A borítás vizsgálat és a magbank vizsgálat során nem voltak legelészárított mintavételi helyek.

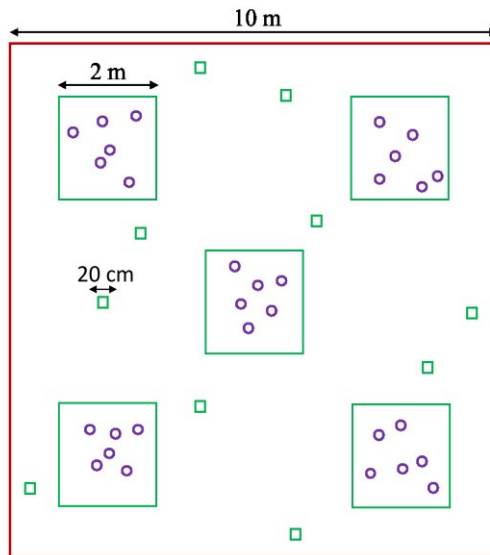
Legelésintenzitás	Állategység hektáronként (ÁE/ha)	Gyakran látogatott helyektől való távolság (m)	Hulladék mennyiség (ürítési esemény)
0		Legelészárított	
1	0.5 – 0.8	>150	0 – 20
2	0.5 – 0.8	<150	>20
3	1.1 – 4	>150	0 – 20
4	1.1 – 4	<150	>20

### 3.3 Minta gyűjtése és kezelése

#### *Növényzet és biomassza vizsgálata*

Az első tanulmányhoz a növényfajok százalékos borításának az adatait gyűjtöttük. Összesen 26 mintavételi helyet jelöltünk ki (13 marha- és 13 juhlegelt mintavételi helyet) a borításvizsgálatokhoz. Minden mintavételi helyen öt ismétléssel vettünk mintát, így összesen 130 mintánk volt. A százalékos borítás megállapítását a 2 × 2 m-es mintavételi négyzetekben végeztük (2. ábra) 2021-ben május végétől június elejéig, amikor a növényzet legtöbb faja jól meghatározható terepen.

A növényzet százalékos borításának meghatározásával egy időben gyűjtöttük a biomasszát is, azonban az elemzésekhez végül csak 15 mintavételi hely adatait használtuk fel (13 juhlegelt és 2 legelészárított mintavételi helyet).



**2. ábra.** Egy adott mintavételi hely elrendezése. Egy mintavételi helyen öt ismétlésben becsültük meg a növényfajok százalékos borítását ( $2 \times 2$  m-es kvadrátok). A biomasszát random mintavétellel gyűjtöttük ( $20 \times 20$  cm-es kvadrátok), tíz ismétléssel. Magbank furatot hatszor vettünk egy  $2 \times 2$  m-es kvadráton belül, random elrendezésben. Egy furat átmérője 4 cm volt. A hat furatot egyetlen, összevont mintaként kezeltük minden egyes kvadrát esetében, így öt ismétlésünk volt egy mintavételi helyen.

Minden mintavételi helyen 10 ismétléssel vettünk mintát, így összesen 150 mintánk volt. A minta gyűjtéséhez  $20 \times 20$  cm-es kereteket és metszőollót használtunk. A biomassza mintákat papírzacskókba gyűjtöttük, majd laboratóriumban, szárítógépben szárítottuk 48 órán keresztül,  $65$  °C-on. A száraz mintákat avar és élő biomassza főfrakciókra válogattuk szét, mely a következőket foglalta magában: moha, zuzmó és edényes növény. Utóbbi főfrakciót fajok szerint is szétválogattuk. A szétválogatott frakciók tömegét analitikai mérlegen  $0,01$  g pontossággal mértük.

### *Talajmagbank vizsgálata*

A talajmagbank összetételének meghatározásához 2023. március elején vettünk mintát. Összesen 25 mintavételi helyünk volt (12 birkalegelt és 13 marhalegelt). A mintavétel során minden egyes mintanegyzetből 6 furatot vettünk (2. ábra), ami mintavételi helyenként összesen 30, mindösszesen 750 furat gyűjtését jelentette (egy-egy furat teljes térfogata  $128 \text{ cm}^3$  volt). A magbank csíráztatásához ter Heerdt (1996) eljárását követtük. A talajmagbank mintáit előzetesen egy két elemből álló szitasoron át kell mosni (minta koncentrációja), hogy ne használjunk fölösleges talajt a csíráztatáshoz. A koncentrált mintákat vékony rétegben sterilizált földre terítjük, amit előzetesen már virágládákba töltöttünk. A csírázó növényeket ezekből távolítjuk el, ha már meghatározható állapotban vannak, vagy innen ültetjük át, ha még nem határozhatóak. Ezáltal több helyük marad a további fejlődéshez, és a virágládákban is szabad helyet tudunk fenntartani. Az átültetett növények nevelése a határozható állapotukig tart. A növényeket fűtetlen üvegházakban neveltük. Az üvegházakban voltak kontroll ládák is, melyekben nem volt minta. Ezek segítségével állapítottuk meg, hogy milyen (diszperzió által az üvegházba került) fajok szennyezhetik a mintát. A csíráztatás április elejétől november közepéig tartott, melyben volt egy július elejétől szeptember elejéig tartó leállás. Az üvegházakat (benne a növényekkel) folyamatosan ellenőriztük, és évszaktól függően a fő feladat az öntözés, szellőztetés, fagyvédelem, illetve a növények állapotának ellenőrzése volt. Az említett leállás előtt a virágládákból minden csírázó növényt eltávolítottunk, majd leállítottuk az öntözést, csak az átültetett növényeket öntöztük. A nyári leállással az évszakra jellemző száraz körülményeket igyekeztünk utánozni, ami kedvező az olyan magok számára, melyek hősokkot igényelnek a nyugalmi állapot (dormancia) feloldásához, ami aztán elindítja a csírázás folyamatát (Baskin & Baskin, 1998).

Szeptember elején a locsolás elkezdésével újraindítottuk a csíráztatást és az első fagyok beálltaig folytattuk. A megerősödött növényeket kitelepítettük az üvegházakon kívülre, majd avarral betakartuk és tél végéig úgy hagytuk. A kevésbé fejlett egyedek az üvegházakban maradtak. Ekkor nem öntöztünk és nem szellőztettünk már, továbbá az üvegház falától távol tartottuk a növényeket. Tél végén, az első melegebb időszak beköszöntével, óvatosan újraindítottuk az öntözést és szellőztetést, amit mindaddig folytattunk, amíg az összes növényt meg nem határoztuk.

### **3.4 Adatgyűjtés és adatfeldolgozás**

#### *Növényzet vizsgálata*

Első körben a korábbi legeléssel foglalkozó vizsgálatok során alkalmazott növényjellegeket és funkcionális csoportokat választottuk ki. Vizsgáltuk a növénymagasságot, virágzási időt és életforma besorolást (Király, 2009; Sonkoly et al., 2023). Vizsgáltuk továbbá a rozettaképzés (a tölevélrózsa képzésének) valószínűségét és az ezermagtömeget (Király, 2009; Klimešová & de Bello, 2009; Török et al., 2013, 2016a; Sonkoly et al., 2023). A levéljellegek közül a levélterületet (LA), a levél száraztömegét (LDW), a fajlagos levélfelületet (SLA), valamint a levél szárazanyagtartalmát (LDMC) választottuk ki az elemzésekhez (Lhotsky et al., 2016; E-Vojtkó et al., 2020; Gyalus et al., 2022; McIntosh-Buday et al., 2022; Sonkoly et al., 2023). Az elemzések során Shannon-diverzitást, egyenletességet és fajszámot határoztunk meg. Emellett olyan funkcionális diverzitási indexeket is számoltunk, mint a funkcionális gazdagság (FRich), funkcionális egyenletesség (FEve), funkcionális divergencia (FDiv) és a funkcionális diszperzió (FDis) (Mason et al., 2005). A vizsgálatok során meghatároztuk a közösségisúlyozott átlagokat (Community Weighted Mean – CWM). A funkcionális diverzitás számításához az „FDiversity” programcsomagot használtuk. Az indexek számolása során Gower-féle hasonlóságot

alkalmaztunk (Casanoves et al., 2011). A jellegek közötti távolságok meghatározásához Rao-féle kvadratikus entrópiát számoltunk (Botta-Dukát, 2005).

Az elemzések során általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) használtunk, melyekben a független változók a legelésintenzitás és a legelő állat típusa voltak, a mintavételi helyeket pedig random faktorként használtuk. A függő változókat a 3. sz. függelék tartalmazza. A GLMM alkalmazása során az összehasonlított változókön Bonferroni-Holm korrekciót is végrehajtottunk. Ezekhez az elemzésekhez SPSS 26.0 programot használtunk (IBM, 2019).

A fajok abundancia értékeit felhasználva kanonikus korrespondencia elemzést végeztünk (CCA), melyhez a CANOCO 4.5 programot alkalmaztuk (Lepš & Šmilauer, 2003). A CCA-hoz első körben a jellegek előszelekcióját végeztük el Monte-Carlo permutációs tesztet (499 permutációt) futtatva. Ennek során a szignifikánsnak bizonyult jelleget adtuk hozzá a végső CCA számításához.

### *Biomassza vizsgálata*

A második tanulmányban nagyobb hangsúlyt fektettünk a zavarást jelző fajok vizsgálatára a kiválogatott növényfajok biomasszája alapján. A fajok biomasszáját a növény életformája, illetve morfológiája alapján négy csoportba soroltuk: rövid életű füveket, rövid életű kétszikűeket, évelő füveket és évelő kétszikűeket különböztettünk meg. A csoportosításhoz a Pannon Flóra Jellegadatbázisát (Pannonian Database of Plant Traits - PADAPT, Sonkoly et al., 2023) és az Új magyar fűvészkönyv határozókulcsát (Király, 2009) használtuk. A biomassza alapján egy másik besorolást is végeztünk Borhidi Attila 1995-ös szociális magatartás típusokkal (SZMT) kapcsolatos munkája alapján (Borhidi, 1995). Az eszerint besorolt fajokat tovább csoportosítottuk, melynek során három kategóriát

hoztunk létre. A legkisebb szám (1-es) jelzi a kisebb zavarást és nagyobb természetességet képviselő SZMT-eket (kompetítorok, generalisták, specialisták és a homoki gyepek természetes pionír fajai). A legnagyobb szám (3-as) a legnagyobb zavarást és a legkisebb természetességet képviselő SZMT-eket (ruderalis kompetítor, adventív kompetítor, őshonos gyom). A két szélső kategória közötti 2-es kategória sajátos helyzetben van, melyet egyedül a zavarástűrő fajok képviselnek. Mind a három csoportnak kiszámoltuk a CWM értékét, amit aztán zavarási értéként használtunk az eredmények értelmezéséhez. Az első tanulmányhoz hasonlóan itt is GLMM statisztikát használtunk, viszont itt nem vizsgáltuk a legelő állat hatását, valamint a vizsgált függő változók is eltérnek (3. sz. függelék). A biomassza értékeket mintavételi helyenként és intenzitási kategóriánként csoportosítva összevetettük a fajszámmal, hogy megállapítsuk, milyen típusú összefüggés található közöttük. CCA-t alkalmaztunk ebben a tanulmányban is a CANOCO 5.0 programot használva (Šmilauer & Lepš, 2014), melybe hét változót foglaltunk bele (talaj pH értéke, talaj N, P és K tartalma, talaj kötöttsége, talaj humusztartalma és a zavarási érték). Az elemzés során végül csupán a szignifikáns hatású változókat használtuk, melyet Monte-Carlo permutációs teszttel előszelektáltunk (499 permutáció, a szignifikancia küszöbértéke  $p=0,002$ ).

#### *Talajmagbank vizsgálata*

A harmadik tanulmányban az első tanulmányhoz hasonlóan összehasonlítottuk a legelő állat és az intenzitás hatását, melynek összehasonlításához GLMM statisztikát alkalmaztunk. A random faktor és a független változók megegyeznek az első tanulmánnyal, a függő változók viszont eltérnek (lásd 3. sz. függelék). A második tanulmányhoz hasonlóan növénymorfológia és életforma szerint csoportosítottuk a fajokat az előző

fejezetben említett irodalmak felhasználásával (Király, 2009; Sonkoly et al., 2023).

A másik csoportosítási szempont alapját Pierce et al. (2013) munkája adta, akik Grime CSR stratégiájának elméletéhez (Grime, 1974) alkottak meg egy levéljellegeken alapuló osztályozási rendszert, amit mi is felhasználtunk az elemzésekhez. A talajmagbank-mintákból meghatározott fajokhoz hozzárendeltük a megfelelő levéljelleg adatokat (LA, LDMC és SLA), melyeket a PADAPT-ból gyűjtöttünk (Sonkoly et al., 2023).

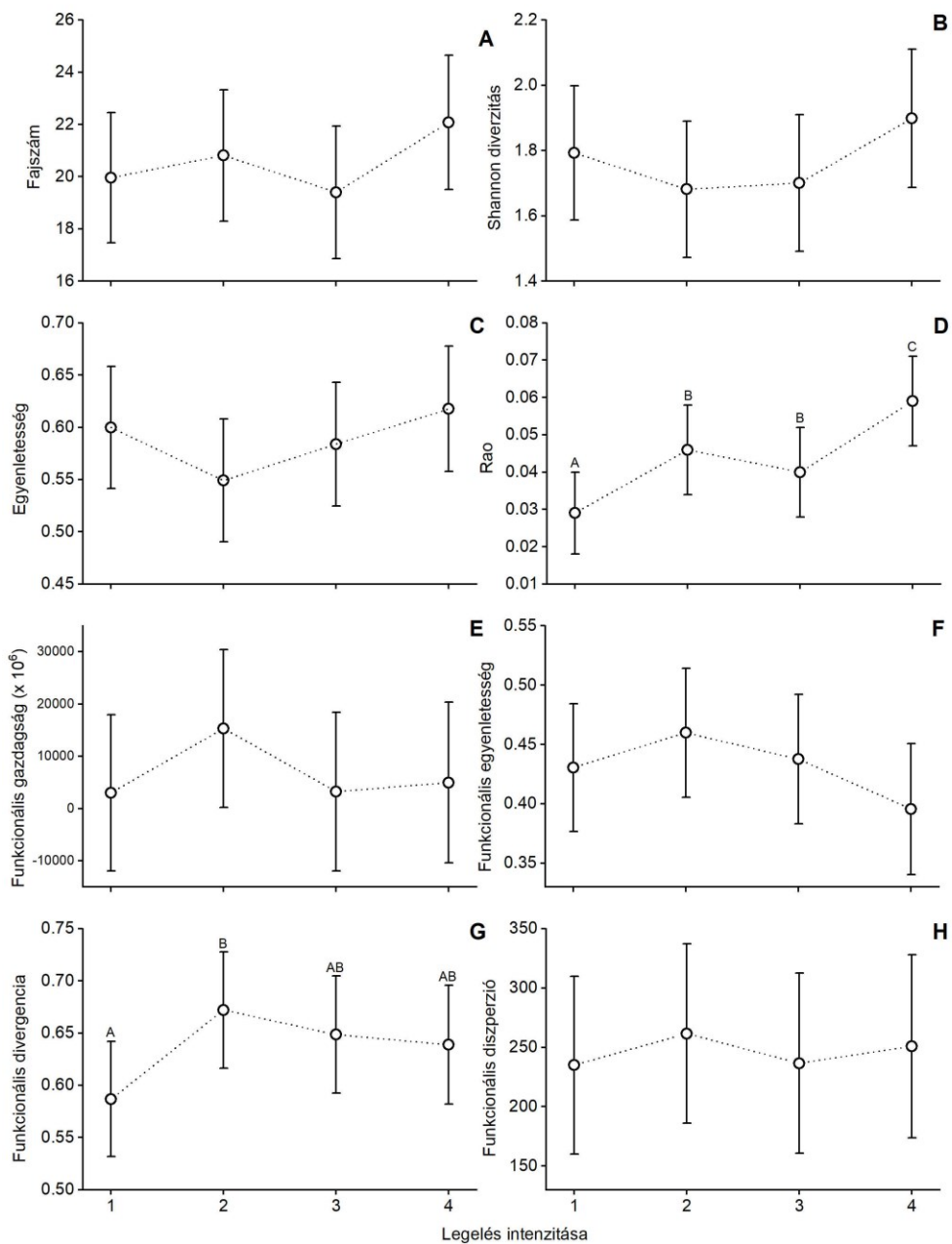
## 4 Eredmények

### 4.1 Növényzet vizsgálata

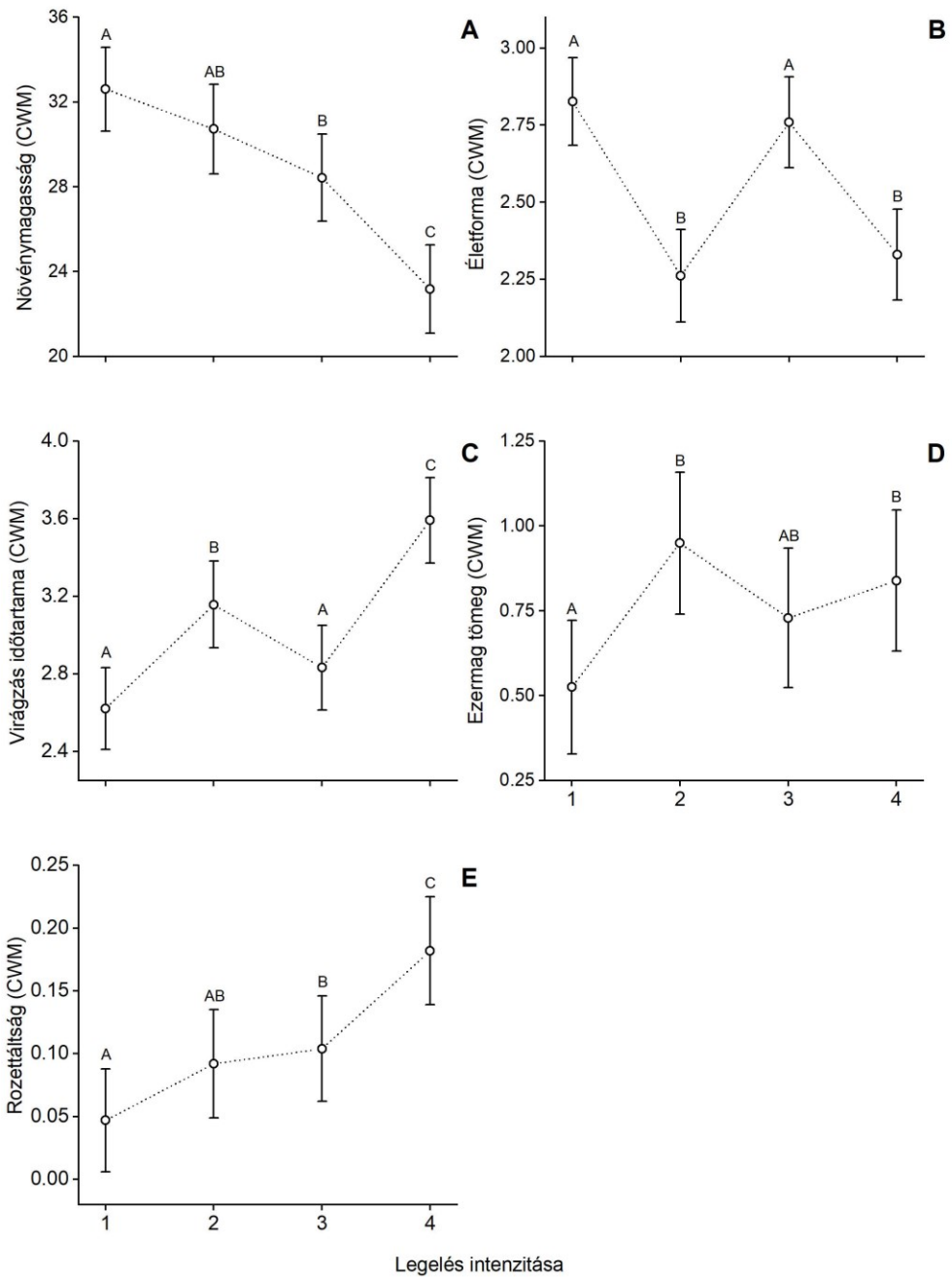
A terepi felmérések során 160 meghatározott faj borítási értékét állapítottuk meg. A Rao-féle kvadratikus entrópia, a funkcionális divergencia és a vizsgált jellegek CWM értékének többségére (az LDW és LA értékeket kivéve) a legelésintenzitás szignifikánsan hatott (3. sz függelék). Nagyobb legelésintenzitás mellett a Rao kvadratikus entrópia értékei is szignifikánsan nagyobbak voltak a legnagyobb legelésintenzitáson a többi intenzitásszinthez képest (3./D ábra). A FDiv esetében a legkisebb intenzitásszint szignifikánsan kisebb értékeket mutatott a többi intenzitásszinthez képest (3./G ábra).

A növények magassága csökkenő (4./A ábra), míg a virágzási periódus hossza (4./C ábra) és a rozettátság (4./E ábra) növekvő trendet mutatott. Az életforma esetében nincs egyértelmű csökkenő vagy növekvő trend az intenzitás függvényében; az első és a harmadik intenzitási szint szignifikánsan nagyobb értékeket mutatott a második és a negyedik intenzitási szinteknél (4./B ábra). Az ezermagtömeg értékei szignifikánsan kisebbek voltak az első intenzitásszinten a második és a negyedik intenzitásszintekhez képest (4./D ábra). A vizsgált levéljellegek közül (5. ábra) az SLA (5./C ábra) és az LDMC (5./D ábra) értékek mutattak szignifikáns különbségeket, egymással ellentétes irányban: az SLA növekvő, míg az LDMC csökkenő trendet mutatott nagyobb legelésintenzitás mellett.

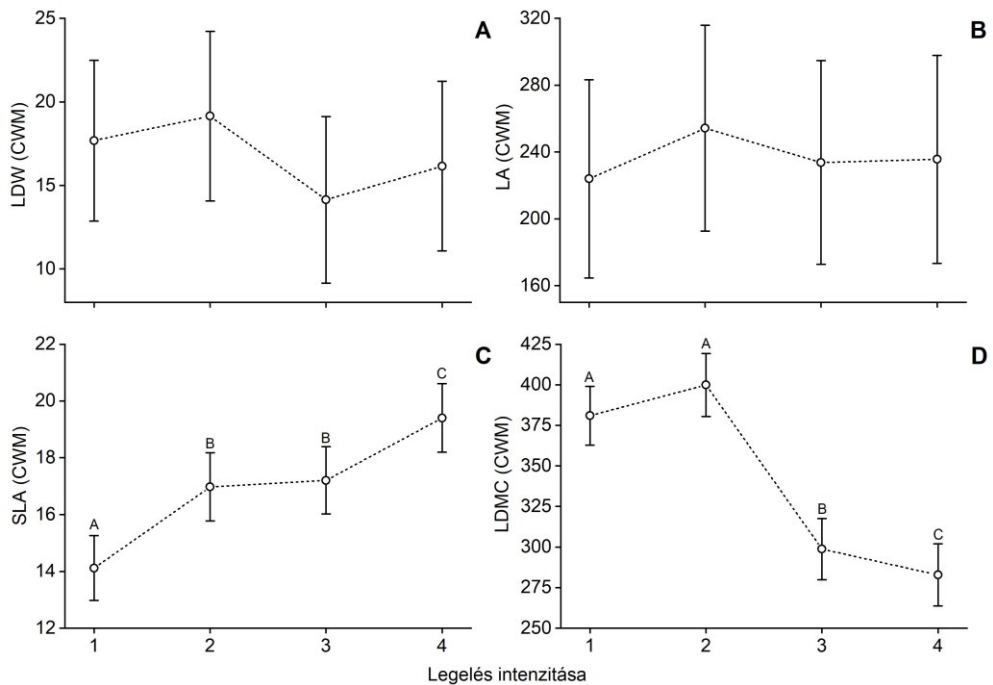
Az életforma, a rozettaképzés és a három levéljelleg bizonyult szignifikánsnak a CCA-hoz szükséges előszelekció során. A CCA négy tengelye a kumulatív variancia 41.8 %-át, míg a faj-környezet viszony a 73.1 %-át magyarázta (6. ábra). Az LDW értékek negatívan korreláltak az SLA értékekkel, az életformával és a rozettátsággal.



**3. ábra.** A legelésintenzitás fajszámra (A), Shannon-diverzitásra (B), egyenletességre (C), Rao entrópiára (D), funkcionális gazdagságra (E), funkcionális egyenletességre (F), funkcionális divergenciára (G) és funkcionális diszperzióra (H) gyakorolt hatása. A hibasávok feletti betűk (A–C) a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag  $\pm$  legkevésebb szignifikáns különbségek).



**4. ábra.** A legelésintenzitás növénymagasságra (A), életformára (B), virágzási időre (C), ezermagtömegre (D) és rozettaképzésre (E) gyakorolt hatása. A hibásávok feletti betűk (A–C) a szignifikáns különbségeket jelölik. CWM: közösségsúlyozott átlag (becsült átlag ± legkevesbé szignifikáns különbségek).

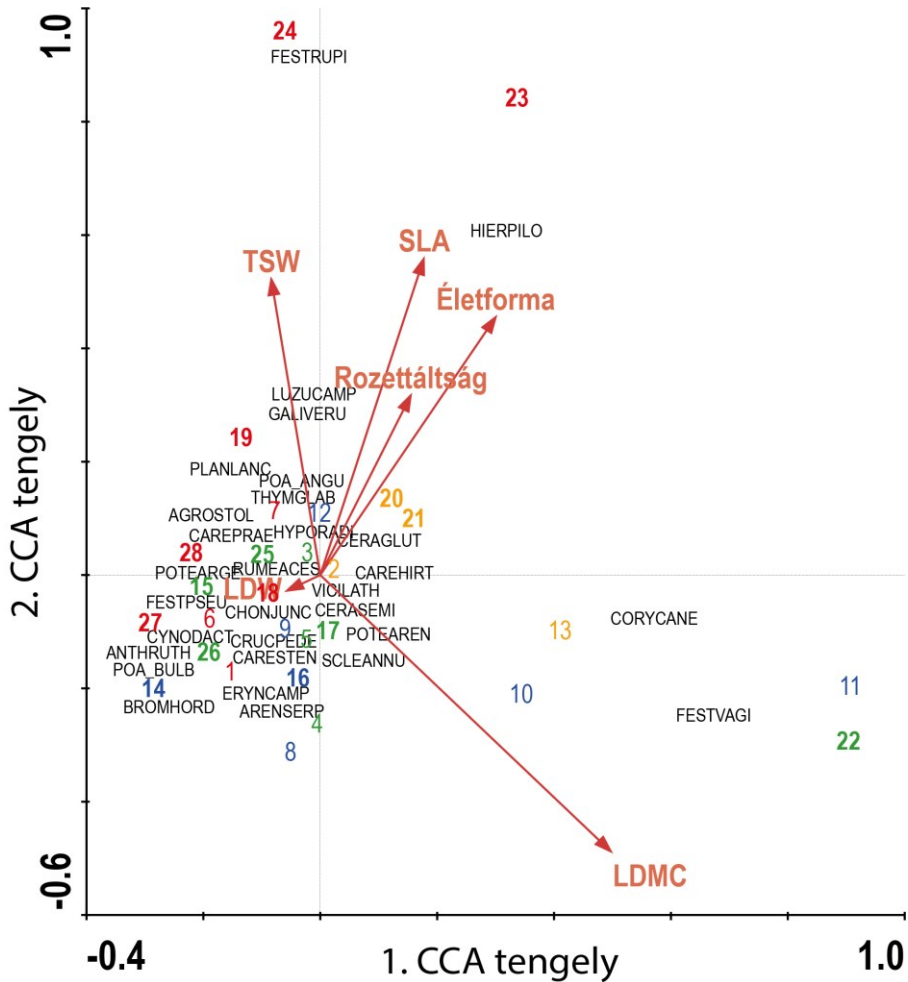


**5. ábra.** A legelésintenzitás levél száraz tömegre (LDW; A), levélterületre (LA; B), fajlagos levélfelületre (SLA; C) és a levél szárazanyagtartalomra (LDMC; D) gyakorot hatása. A hibásávok feletti betűk (A–C) a szignifikáns különbségeket jelölik. CWM: közösségsúlyozott átlag (becsült átlag ± legkevésbé szignifikáns különbségek).

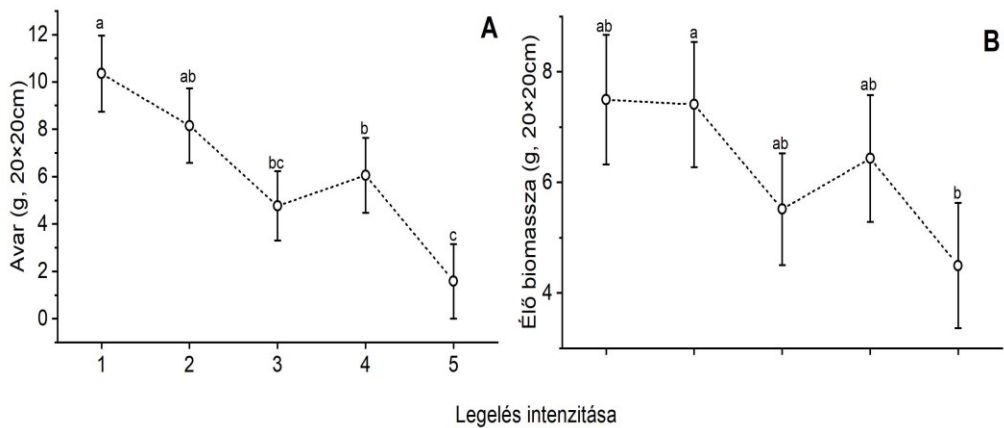
## 4.2 Biomassza vizsgálata

Összesen 84 növényfajt sikerült azonosítani a 13 birkalegelt és 2 legelészikárt mintavételi hely biomasszájában. 24 fűneműt (8 rövid életű és 16 évelő) és 60 kétszikűt találtunk (36 rövid életű és 24 évelő). A biomassza nagyobb frakciói közül az élő biomassza és az avar is, valamint a fajszám is szignifikáns különbségeket mutatott (3. sz. függelék).

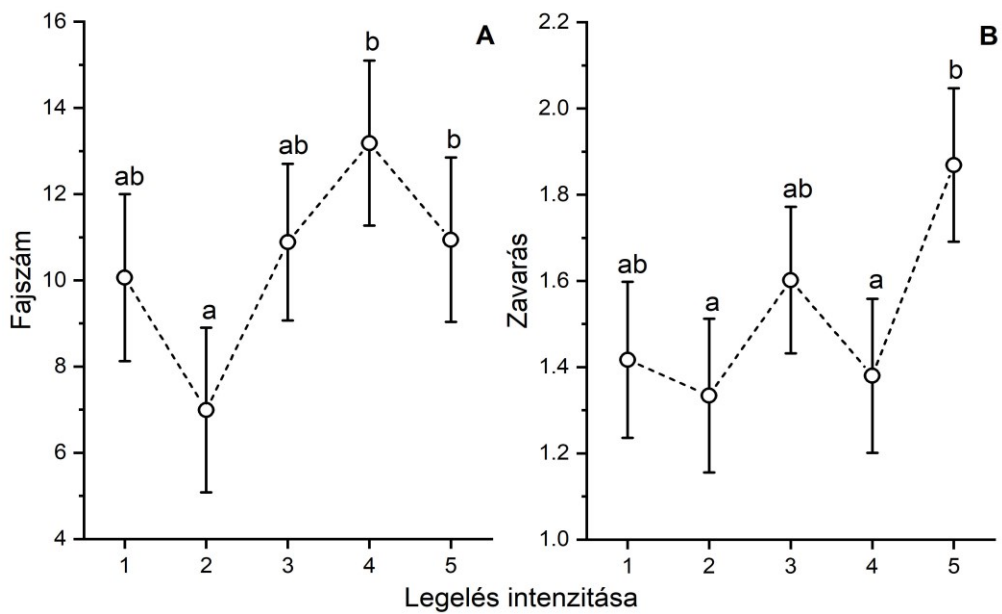
Az élő biomassza és az avar szignifikánsan változott a legelésintenzitás függvényében (3. sz. függelék; 7. ábra). Az avar (7./A ábra) és az élő biomassza (7./B ábra) csökkenő trendet mutatott. A legelésintenzitás negyedik és ötödik szintjén szignifikánsan nagyobb volt a fajszám a második intenzitásszinttel összehasonlítva (8./A. ábra).



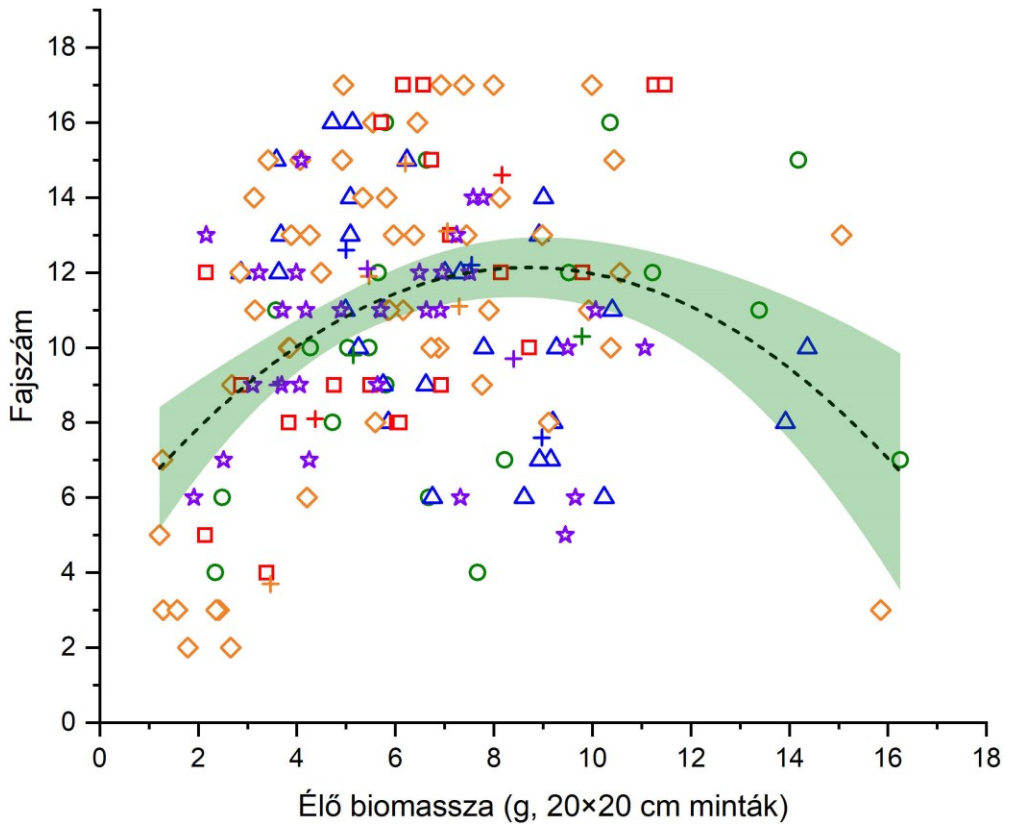
**6. ábra.** A növényzet fajösszetétele és a növényi jellegek közötti kapcsolat kanonikus korrespondencia analízise. A számok a mintavételi helyeket jelölik (1. sz. függelék). Juhok által legelt mintavételi helyek: 1–13, szarvasmarhák által legelt mintavételi helyek: 14–26. Legelésintenzitás szintjei: első (zöld), második (kék), harmadik (narancs), negyedik (vörös). LDW: levél száraztömeg, LDMC: levél szárazanyagtartalom, SLA: fajlagos levélfelület. Az ábrán az alábbi fajok kerültek feltüntetésre a tudományos nemzetségnév (első négy betű) és a tudományos fajnév (második négy betű) rövidítésével: *Agrostis stolonifera*, *Anthemis ruthenica*, *Arenaria serpyllifolia*, *Bromus hordeaceus*, *Carex praecox*, *Carex stenophylla*, *Cerastium glutinosum*, *Cerastium semidecandrum*, *Chondrilla juncea*, *Corynephorus canescens*, *Cruciata pedemontana*, *Cynodon dactylon*, *Eryngium campestre*, *Festuca pseudovina*, *Festuca vaginata*, *Hieracium pilosella*, *Luzula campestris*, *Plantago lanceolata*, *Poa angustifolia*, *Poa bulbosa*, *Potentilla arenaria*, *Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*, *Scleranthus annuus* és *Thymus glabrescens*.



**7. ábra.** A legelésintenzitás avarra (A) és élő biomasszára (B) gyakorolt hatása. Megjegyzés: A hibásávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag ± legkevésbé szignifikáns különbségek).



**8. ábra.** A legelésintenzitás fajszámra (A) és zavarási értékre (B) gyakorolt hatása. CWM: közösségsúlyozott átlag. A hibásávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag ± legkevésbé szignifikáns különbségek).



**9. ábra.** A fajszám és az élő biomassa közti kapcsolat a különböző intenzitási szinteket képviselő mintavételi helyek adatai alapján. Legelésintenzitások: első (zöld karika), második (kék háromszög), harmadik (narancs rombusz), negyedik (vörös négyzet) és ötödik (lila csillag). A '+' jelek egy adott mintavételi hely középpontjait (centroidját) jelölik.

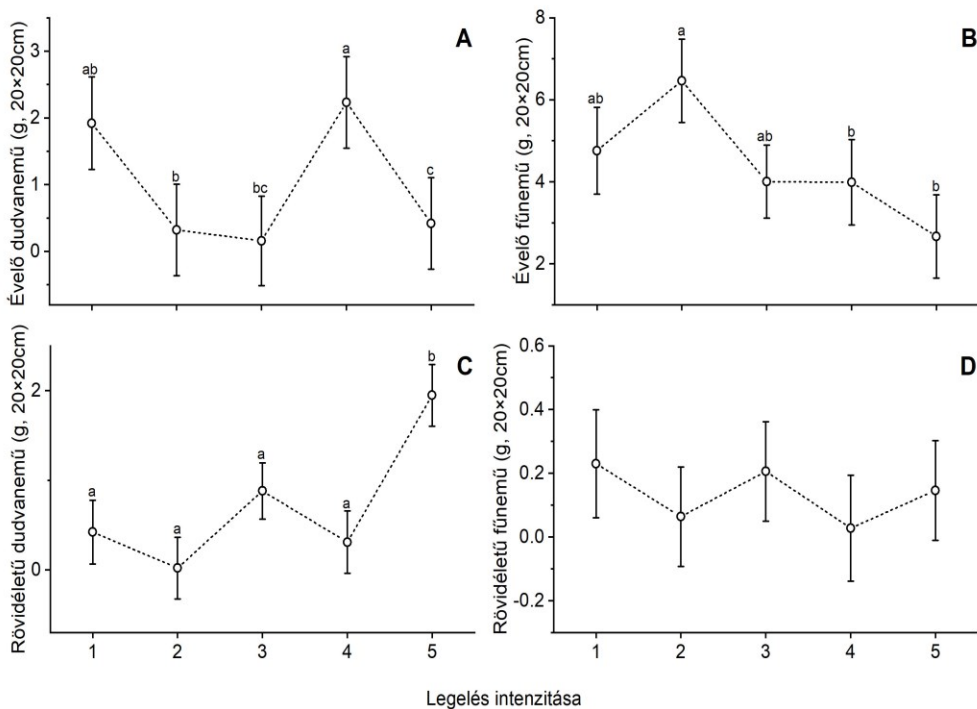
A zavarási érték szignifikáns különbségeket mutatott, legnagyobb értékkel az ötödik intenzitásszinten (3. sz. függelék; 8./B ábra).

A fajszám unimodális összefüggést mutatott az élő biomassa mennyiségével. Az intenzitásszintek nem különültek el sem a fajszám, sem a biomassa tengelye mentén (9. ábra).

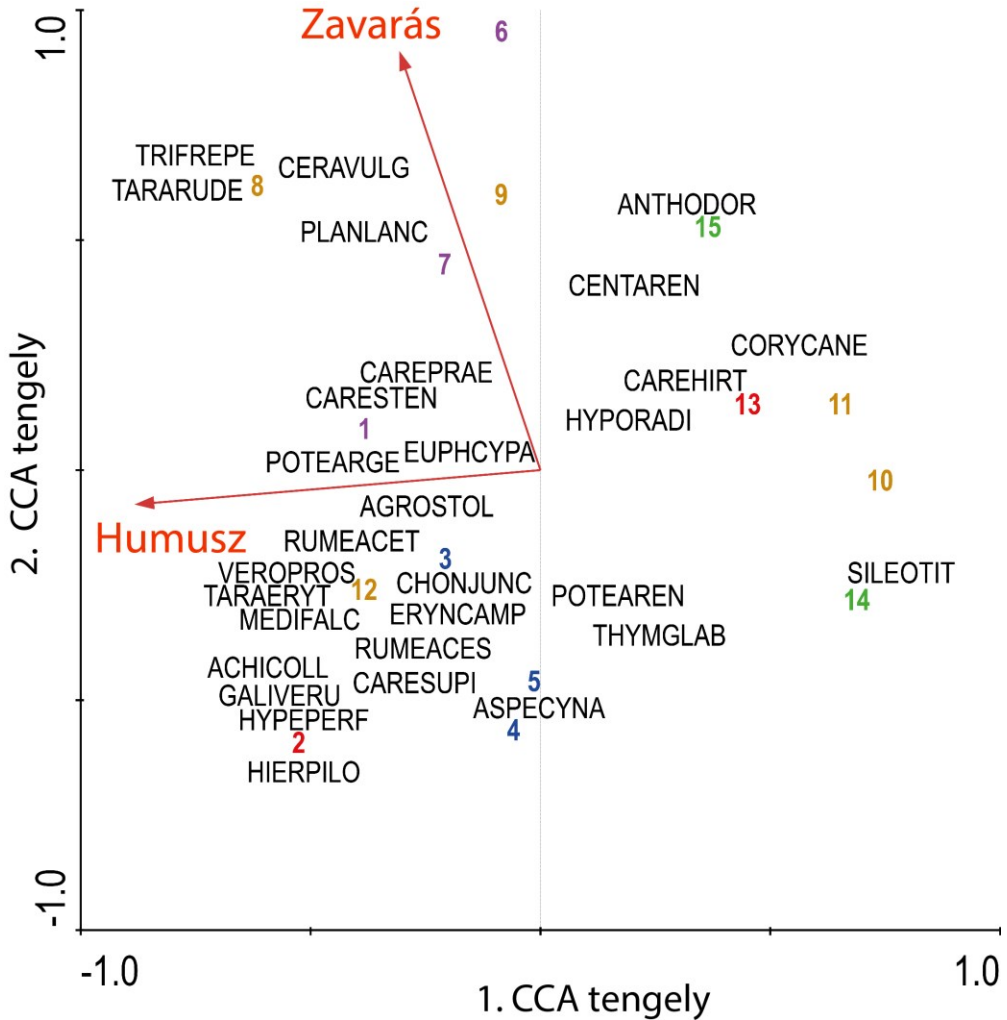
Az évelő kétszikű biomassza szignifikánsan nagyobb értéket mutatott a negyedik intenzitásszinten a második, harmadik és ötödik intenzitási szintekhez képest (10./A ábra), míg az évelő fűneműek biomasszája a második intenzitási szinten mutatott szignifikánsan nagyobb értéket a negyedik és ötödik intenzitási szinthez képest (10./B ábra).

A rövid életű kétszikűek esetében szignifikánsan nagyobb értéket kaptunk az ötödik intenzitásszinten a többi szinttel összehasonlítva (10./C ábra), míg a rövid életű fűneműek nem mutattak szignifikáns különbséget (10./D ábra).

Az előszelekció során a talaj humusztartalma és a zavarási érték bizonyult szignifikáns prediktornak a CCA-val kapcsolatban, azonban a két prediktor csak gyengén korrelált egymással (11. ábra).



**10. ábra.** A legelésintenzitás évelő dudvanemű/kétszikű (A), évelő fűnemű (B), rövid életű dudvanemű/kétszikű (C) és a rövid életű fűnemű (D) biomasszára gyakorolt hatása. A hibásávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag ± legkevésbé szignifikáns különbségek).



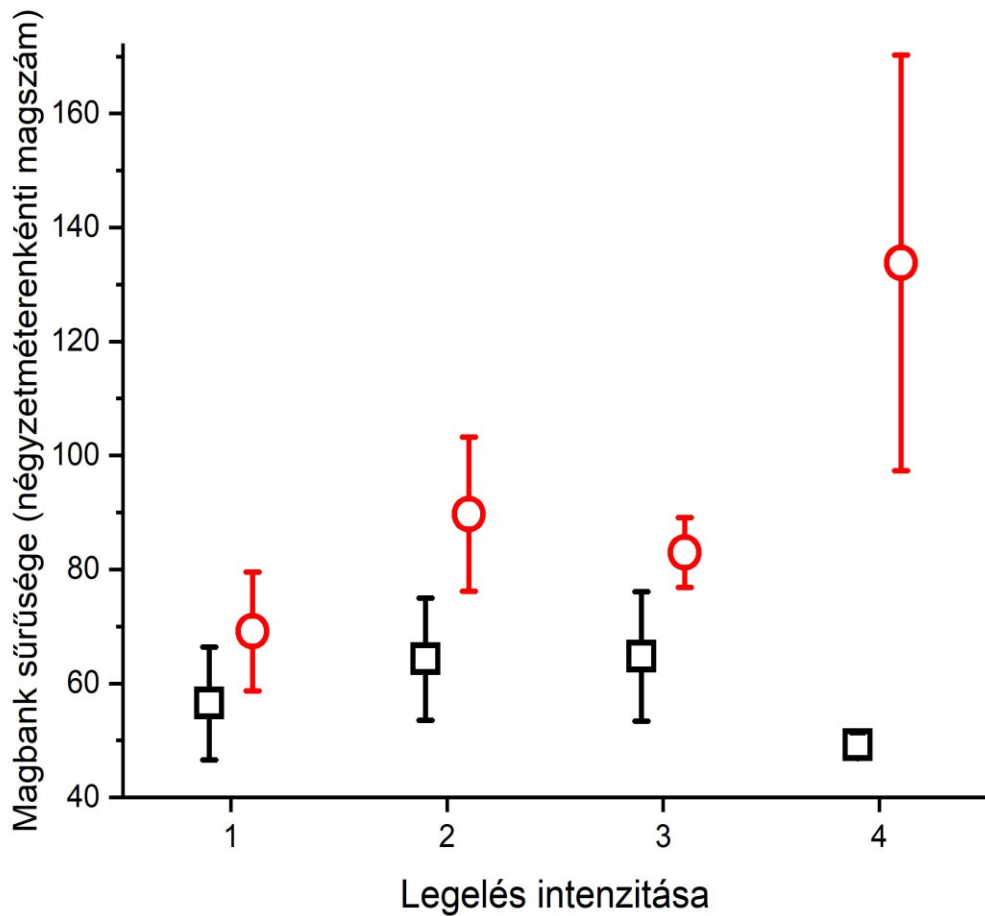
**11. ábra.** A fajkompozíció, a humusztartalom és a zavarási érték (szociális magatartás típusok közösségsúlyozott átlaga) közötti kapcsolat kanonikus korrespondencia elemzése. A számok magyarázata az 1. sz. függelékben található. Legelésintenzitás szintjei: első (zöld), második (kék), harmadik (narancs), negyedik (vörös), ötödik (lila). Az ábrán az alábbi fajok kerültek feltüntetésre a tudományos nemzetségnév (első négy betű) és a tudományos fajnév (második négy betű) rövidítésével: *Achillea collina*, *Agrostis stolonifera*, *Anthoxanthum odoratum*, *Asperula cynanchica*, *Carex hirta*, *Carex praecox*, *Carex stenophylla*, *Carex supina*, *Centaurea arenaria*, *Cerastium vulgare*, *Chondrilla juncea*, *Corynephorus canescens*, *Eryngium campestre*, *Euphorbia cyparissias*, *Galium verum*, *Hieracium pilosella*, *Hypericum perforatum*, *Hypochoeris radicata*, *Medicago falcata*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla arenaria*, *Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*, *Rumex acetosa*, *Silene otites*, *Taraxacum sect. Erythrosperma*, *Taraxacum sect. Ruderalia*, *Thymus glabrescens*, *Trifolium repens* és *Veronica prostrata*.

### 4.3 Talajmagbank vizsgálata

Összesen 9461 növényegyed csírázott ki, ez a csíraszám 128 faj között oszlott meg. Feltételezhetően szél általi diszperzióval 3 további taxon (*Epilobium sp.*, *Oxalis sp.*, *Sonchus oleraceus*) is szennyezte a mintát, de csupán csekély mértékben. Juh által legelt mintavételi helyeken 7.679, míg marha által legelt mintavételi helyeken 12.227 volt az átlagos magszám négyzetméterenként.

A talajmagbank-vizsgálat statisztikai elemzéseinek összegzését a 3. sz. függelék mutatja. Az eredmények azt mutatták, hogy a legelő állat típusának csak a teljes magbank sűrűségére volt szignifikáns hatása, viszont a legelő állat típusának és a legelés intenzitásának az interakciója szignifikáns hatásúnak bizonyult a teljes fajszámra, valamint az évelő kétszikűek és fűneműek fajszámára egyaránt.

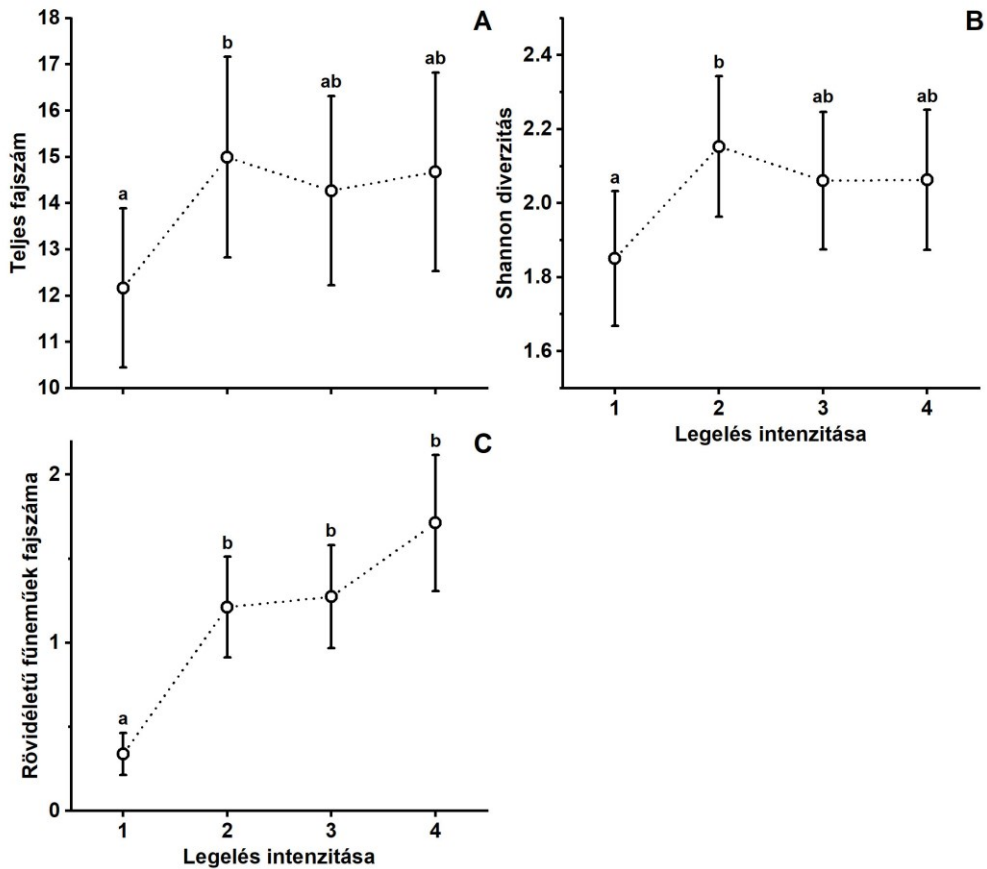
A legelő állat típusának és a legelés intenzitásának az interakciója nemcsak a teljes magsűrűség, hanem a rövid életű kétszikűek és fűneműek, valamint az évelő kétszikűek és fűneműek magsűrűsége tekintetében is szignifikáns hatású volt. A teljes magsűrűség tekintetében a marha által legelt mintavételi helyeken nagyobb magsűrűséget tapasztaltunk, ami a második, de különösen a negyedik intenzitásszinten volt szembetűnő (12. ábra).



**12. ábra.** A legelő állat és a legelésintenzitás teljes magbank sűrűsége gyakorolt hatása. A fekete négyzetek a juhval, míg a vörös körök a marhával legelt mintavételi helyeket jelölik.

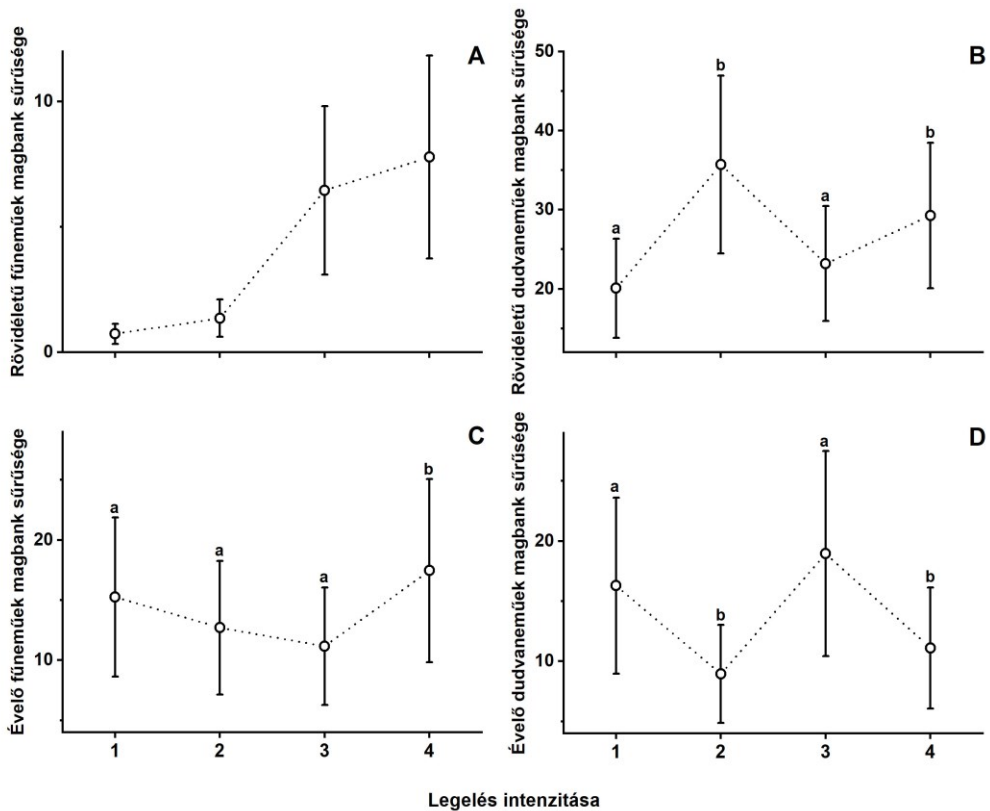
A teljes fajszám a második intenzitásszinten szignifikánsan nagyobb volt, mint az első intenzitásszinten (13./A ábra), Hasonlóan a teljes fajszámhoz a Shannon-diverzitás szintén a második szinten mutatott nagyobb értéket az elsőhöz képest (13./B ábra). A rövid életű fűneműek fajszáma az első intenzitásszinten szignifikánsan kisebb volt a többi szinthez képest (13./C ábra).

A rövid életű fűneműek megsűrűségéből adódó különbségek nem voltak szignifikánsak, míg az évelő fűneműek megsűrűsége a negyedik intenzitásszinten szignifikánsan nagyobb volt a többi szinthez képest (14./A és C ábrák). A rövid életű kétszikűek megsűrűsége a második és negyedik intenzitásszinten, míg az évelő kétszikűek megsűrűsége az első és harmadik szinten volt szignifikánsan nagyobb a másik két intenzitáshoz képest (14./B és D ábrák).

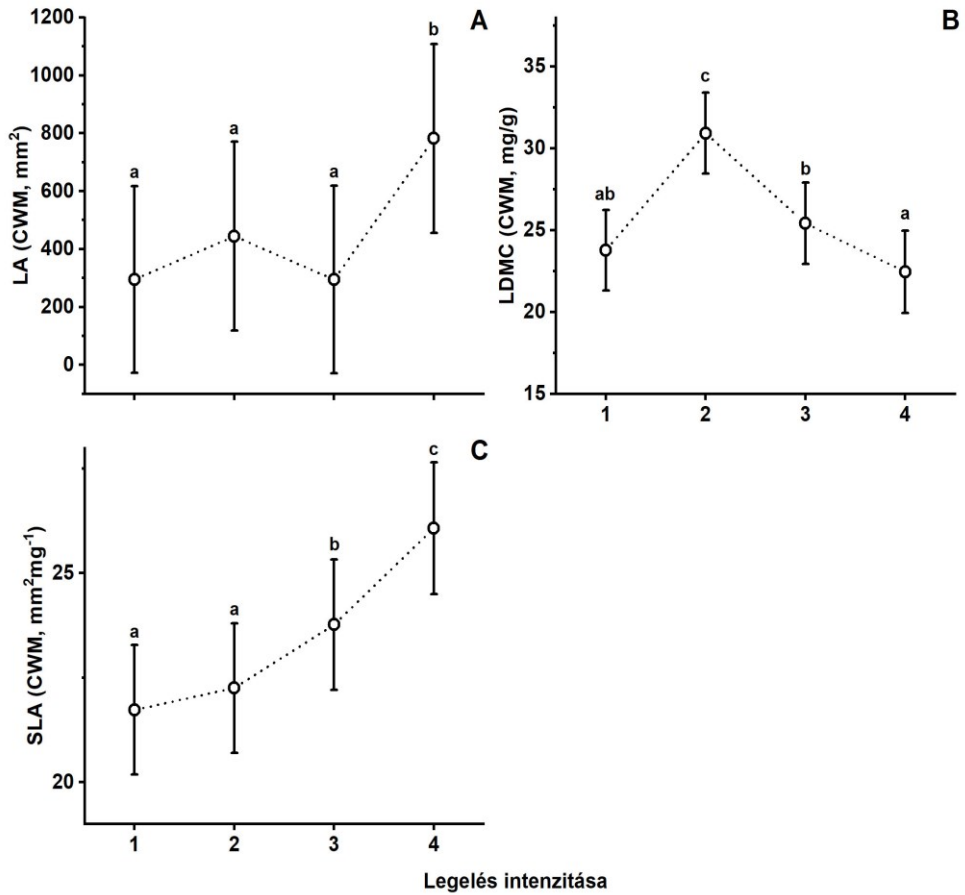


**13. ábra.** A legelésintenzitásnak a talajmagbank teljes fajszámra (A), Shannon-diverzitására (B) és a rövid életű fűneműek fajszámára (C) gyakorolt hatása. A hibasávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag  $\pm$  legkevesbé szignifikáns különbségek).

A talajmagbank mintáiban azonosított fajokhoz rendelt levéljellegek közül az LA a negyedik intenzitásszinten szignifikánsan nagyobb volt a többi intenzitásszinthez képest (15./A ábra). Az LDMC a második és negyedik intenzitásszint között szignifikánsan csökkenő (15./B ábra), míg az SLA értékek az első és negyedik intenzitásszint között szignifikánsan növekvő trendet mutattak (15./C ábra).



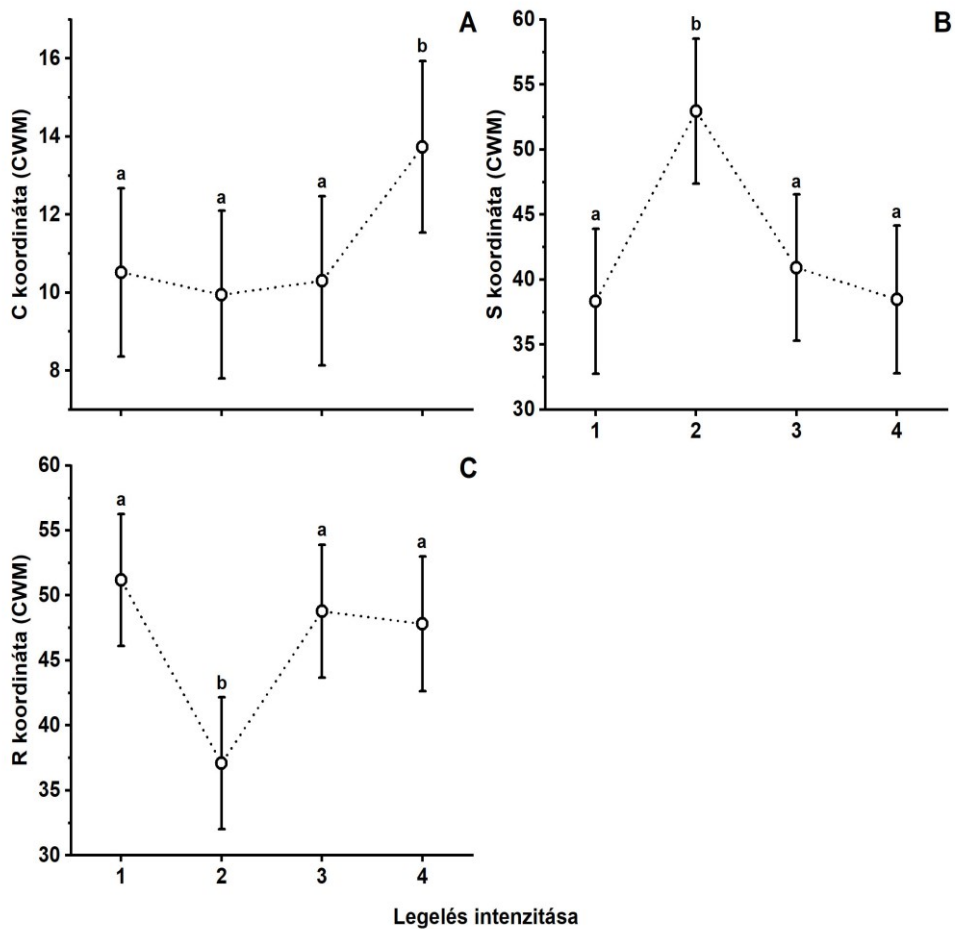
**14. ábra.** A legelésintenzitásnak a talajmagbank rövid életű fűnemű (A), rövid életű dudvanemű/kétszikű (B), évelő fűnemű (C) és évelő dudvanemű/kétszikű (D) magbank sűrűségére gyakorolt hatása. A hibasávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag  $\pm$  legkevésbé szignifikáns különbségek).



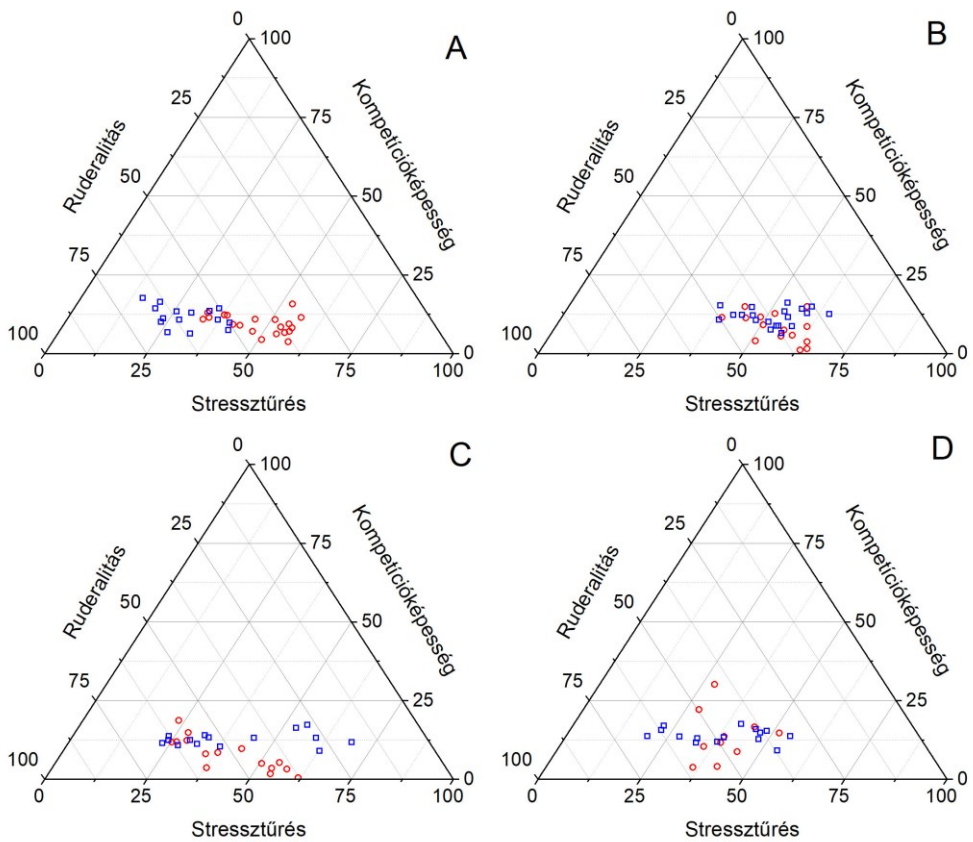
**15. ábra.** A legelésintenzitás levélterületre (LA; A), levél szárazanyagtartalomra (LDMC; B) és a fajlagos levélfelületre (SLA; C) gyakorolt hatása. CWM: közösségsúlyozott átlag. A hibasávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag ± legkevesebb szignifikáns különbségek).

A legelő állat típusa kapcsán nem, viszont az intenzitás tekintetében a CSR stratégiák közösségsúlyozott átlagának különbségei egyöntetűen szignifikánsak voltak. A C koordináta közösségsúlyozott átlaga az ötödik intenzitásszinten szignifikánsan nagyobb volt a többi intenzitáshoz képest (16./A ábra), míg az R és az S koordináták kapcsán egymással ellentétes eredményeket kaptunk (16./B és C ábrák). A második intenzitásszinten az S koordináta szignifikánsan nagyobb, míg az R

koordináta szignifikánsan kisebb volt a többi intenzitásszinthez képest. A legelő állatnak ugyan nem volt hatása a CSR stratégiákra, csupán a legelésintenzitással való interakcióban (kiéve a C koordinátát), azonban a CSR térben a két állat hatása jobban elkülönül az egyes intenzitásszinteken, legjobban az első és legkevésbé a második intenzitásszinten (17./A–D ábrák).



**16. ábra.** A legelésintenzitás CSR stratégiákra gyakorolt hatása (C koordináta: A; S koordináta: B; R koordináta: C). CWM: közösségsúlyozott átlag. A hibasávok feletti betűk a szignifikáns különbségeket jelölik (becsült átlag  $\pm$  legkevésbé szignifikáns különbségek).



**17. ábra.** A magbánk összetétele a CSR stratégiák tekintetében juh (vörös kör) és szarvasmarha (kék négyzet) által legelt mintavételi helyeken különböző legelésintenzitásokon (A: első, B: második, C: harmadik, D: negyedik intenzitás szint).

## 5 Diszkusszió

### 5.1 Növényzet vizsgálata

A 3. sz. függelék összefoglalt eredményei alapján a legelő állat hatása kevésbé kifejezett a legelésintenzitás hatásához képest. A legelés intenzitásának a vizsgált függő változókra gyakorolt erősebb hatása mögött a homoki gyepek gyomosodása állhat az intenzitás növekedésének következtében (vö: Godó et al., 2017). Szikes gyepeken a legelő állat hatása erősebb volt, mint a legelésintenzitásé (Tóth et al., 2018), szikes gyepeken azonban a gyomok előretörése korlátozottabb, mint homoki gyepeken a vízháztartásban végbemenő változások, valamint a talaj sótartalmának nagyobb koncentrációja miatt (Egan & Ungar, 2000). Magyarországon a homoki gyepek közvetlen közelében számos esetben találhatunk szántóföldeket, felhagyott mezőgazdasági területeket, erdőültetvényeket. Minden ilyen terület forrásként szolgál a gyomok terjedéséhez, melyre a homoki gyepek érzékenyen reagálnak (Botta-Dukát, 2008).

A gyomosodás egy másik folyamata magához a legeléshez kötődik. Az intenzitás növekedésével a taposás és legelés mértéke értelemszerűen növekszik, és a felső talajréteg tömörödöttsége, valamint a csökkent növényzeti borítás következtében növekvő talajfelszíni párologtatás miatt feltehetően csökken az elérhető víz mennyisége és csupasz talajfelszín jön létre, ami kedvez a gyomok betelepülésének és terjedésének (Hofman & Isselstein, 2004; Godó et al., 2017). Korábban megállapították már, hogy a szarvasmarha legelés szelektivitása kisebb, mint a juhoké (Jerrentrup et al., 2015). A szelektivitásból adódó különbségek szikes gyepeken jobban megmutatkoznak (Tóth et al., 2018), ugyanis szikes gyepeken az intenzitás növekedésének a következtében nem olyan markáns a gyomok térnyerése, mint ahogy azt a vizsgált homoki gyepeken feltételezzük. A legelő állat szelektivitásnak és a vizsgált közösség fajszámának kulcsfontossága lehet

abban, hogy a legelés intenzitásának vagy a legelő állat típusának van nagyobb hatása a növényzetre. A szelektivitás csökken, ha (a homoki gyepekre is jellemzően) fajszegény a gyepek (Mládek et al., 2013), és így a juh és marhalegelés közötti különbségek is csökkenhetnek. Ezzel ellentmondásban lehetnek Liu et al. (2015) eredményei. Ők azt találták, hogy kisebb növénydiverzitás mellett a szarvasmarha és a juh hatása között nagyobb a különbség, mint nagyobb növénydiverzitás mellett.

Nem találtunk bizonyítékot arra nézve, hogy a juh vagy a szarvasmarha legelése csökkenti-e jobban a biomasszát, a fajgazdagságot vagy a funkcionális diverzitást. A fűneműek és az avar biomasszája azonos trend szerint változik az eredményeink alapján. Ennek hátterében az áll, hogy a fűneműek a társulásalkotó elemek a vizsgált közösségekben, ezek termelik a legnagyobb avar mennyiséget, így a fűneműek mennyiségi változását követi az avar változása is. Ezzel ellentétben a kétszikűek biomasszája nem mutatott szignifikáns változást, mitöbb, szinte azonos értékeket mutatott az intenzitásszintek mentén. Ennek az egyik oka lehet, hogy a feltételezett gyomok, melyek az intenzíven legelt területeket kolonizálják (Hofman & Isselstein, 2004), helyettesítik azokat a kétszikűeket, melyek a legelésből fakadó zavarás következtében megfogyatkoznak vagy eltűnnek, és ez egy legelő állat típusától független folyamat az általunk vizsgált közösségekben.

A legelésintenzitásnak szignifikáns hatása volt a Rao kvadratikus entrópia és a funkcionális divergencia (FDiv) értékeire. A Rao kvadratikus entrópia értéke nagyobb volt nagyobb legelésintenzitás mellett, ami a fajok funkcióinak nagyobb különbségét jelzi az általunk kiválasztott növényi jellegek változatosságán keresztül. Valószínűleg a zavarástűrést képviselő jellegek a zavarásra való érzékenységet képviselő növényi jellegekkel szemben egyre nagyobb arányban találhatók meg a legelésintenzitás növekedésével.

Az FDiv értékei a második intenzitásszinten a legnagyobbak, ami arra utal, hogy a zavarásra érzékeny és a zavarást tűrő fajokat képviselő különböző jellegek értékei valószínűleg ezen a szinten különülnek el a legjobban. Török et al. (2016b) és Török et al. (2018) különböző típusú gyepközösségek legelőit vizsgáltak és azt találták, hogy a szignifikánsan nagyobb FDiv értékek más intenzitásszinteken jelennek meg, ami felhívja a figyelmet arra, hogy a különböző élőhelytípusok egymástól eltérő módon reagálnak a zavarásokra.

A legelésintenzitás függvényében jelentős változásokat találtunk a vizsgált növényjellegek tekintetében. Többek között a rozettaképzés mutatott jelentős változásokat, ami nem meglepő, hiszen a legelésintenzitás növekedése következtében előnyössé válik a levelek nagyobb kiterjedése a talaj felszíne közelében – ezáltal háttérbe kerülnek az olyan fajok, amelyeknél nem jellemző a rozettaképzés (Jerrentrup et al., 2015; Török et al., 2016b). Az SLA nagyobb értékei nagyobb legelésintenzitáson szintén jelentősek, ami elsőre nehezen értelmezhető, ha figyelembe vesszük Westoby (1998) kijelentését. Westoby (1998) szerint nagyobb legelésintenzitás mellett az SLA érték is nagyobb, viszont azok a növények, melyek SLA értékei nagyobbak, jellemzően ízletesebbek. Ez alapján azt várhatnánk, hogy a legelésintenzitás növekedésével hamarabb eltűnnek. Ugyanakkor ezek a növények gyors növekedésre képesek, gyors a regenerációjuk, így nagy valószínűséggel érnek el jelentősebb borítást, mielőtt újra lelegelik őket. Emellett azt is meg kell jegyezni, hogy a nagyobb szelektivitású legelő állatok is lehetnek kevésbé szelektívek, ha a növényzet faji sokfélesége kicsi (mint pl. a homoki gyepekben) és a kisebb SLA értékű fajokat is gyakrabban fogyasztják (Vesk et al., 2004). Ezt a megfigyelést többen is megerősítették (Golodets et al., 2009; Török et al., 2016b). Az LDW érték és az életforma, a rozettaképzés és az SLA értékek között negatív korreláció áll fenn a CCA

eredményei szerint. Erre kézenfekvő magyarázatnak tűnik, hogy a fűneműekre inkább a kisebb SLA értékek jellemzők, viszont a rozettaképzés nem megszokott, továbbá a fűvek többsége inkább évelő. Valószínűleg az egyévesek aránya is növekszik a legelésintenzitás növekedésével, miközben az LDW csökken. Ezt az intenzitásfüggő csökkenést az LDW esetében Díaz et al. (2001) tanulmánya is megerősítette. Elemzéseinkben az LDMC értéke csökkenést mutatott az intenzitás függvényében, ami feltételezhetően a magasabbra növekvő, vélhetően évelő fűneműek elfogyasztása miatt van. A nagyobb LDMC értékkel rendelkező növények lassabban hajtanak újra egy zavarási eseményt, és az ezzel járó biomassza csökkenést követően, így nagyobb zavarási gyakoriság mellett ezek a növények nem tudnak érvényesülni (White & Jentsch, 2001; Fischer et al., 2019). Az eredményeink alapján elmondható, hogy a kisebb termetű és hosszabb virágzási periódussal rendelkező növények sikeresebben érvényesülhetnek a legelőkön a zavarás növekedésével. Hasonló megfigyeléseket közöltek szikes gyepeken (Török et al., 2016b). Az életforma tekintetében nem kaptunk jól értelmezhető trendet a legelésintenzitás függvényében. Ennek a háttérben számos tényező állhat. Az egyik lehetőség, hogy az ízletes és a legelést jól tűrő fajok elkülönülhetnek; az ízletes fajok visszaszorulnak, a legelést tűrő fajok előtérbe kerülnek (Magnano et al., 2019; Díaz et al., 2006; Matějková et al., 2003). Ennek a lehetőségnek az esélyét csökkenti az a megállapítás, hogy az ízletes fajok képesek lehetnek a gyors regenerációra a zavarást követően (Westoby, 1998). Emellett korábbi tanulmányok már beszámoltak arról, hogy az egyéves növények aránya erős változást mutat a legelésintenzitás növekedésével (Díaz et al.; 2001; Klimešová et al., 2008). Mivel az eredményeink magyarázatához a gyomosodásért felelős, rövid életű növényeket rendszeresen megemlítettük a borítás vizsgálata kapcsán, ezért a

legelés biomassza összetételére gyakorolt hatásának a vizsgálata során a gyomosodásért felelős fajoknak a térnyerését vizsgáltuk meg pontosabban.

## 5.2 Biomassza vizsgálata

Az élő biomassza és a fajszám között unimodális összefüggést találtunk. A közepes mennyiségű biomasszánál, ahol a legnagyobb a fajszám, köztes zavarást feltételezünk. Köztes zavarás esetén a körülmények a fajok szélesebb körének megfelelőek (Metera et al., 2010; Vázquez-Ribera & Martorell, 2022), így a fajszám is növekszik, ami magyarázatot adhat az unimodális összefüggésre.

Deng et al. (2013) eredményei szerint a növényzet sűrűsége, magassága és borítása a legeléskizárt mintavételi helyeken éri el a legnagyobb értékeket. Ha a legelésintenzitás kicsi, akkor az erősebb kompetitorok magasabbra nőnek, mivel több forrást tudnak felhalmozni, és így sűrű növényzetben is hatékonyan nőnek (Westoby, 1999; He et al., 2021). A növekvő legelésintenzitással csökken az élő biomassza és ennek megfelelően a holt anyag (Magnano et al., 2019). A mi esetünkben, az első és második intenzitáshoz tartozó szimbólumok (9. ábra) gyakrabban fordulnak elő nagyobb élő biomassza mennyiség mellett, ami összhangban van a korábbi megfigyelésekkel (Westoby, 1999; Deng et al., 2013; Magnano et al., 2019; He et al., 2021).

Habár unimodális összefüggést találtunk az élő biomassza és a fajszám között a vizsgált legelőkön, ez nem jelenti azt, hogy szélsőségesen száraz években is ilyen az összefüggés mintázata. Ehelyett a fajszám valószínűleg monoton csökken a biomassza növekedésének a függvényében (Milchunas et al., 1988; Gao & Carmel, 2020).

A különböző legelésintenzitási szintek mintái nem különültek el sem a fajszám, sem pedig a biomassza tengelye mentén (9. ábra). Az elkülönülés hiányának az oka a finom térbeli skálán jelentkező heterogenitás lehet. Egy

hazai tanulmányban homoki és szikes gyepeket vizsgáltak, és azt találták, hogy a mintavételi négyzet mérete és a legelés hatása között szignifikáns összefüggés van (Godó et al., 2017). A fajösszetételben tapasztalható különbségek kisebbek voltak, ha a mintavételi négyzet nagyobb volt. Ez egy lehetséges magyarázat arra, hogy az igen kicsi,  $20 \times 20$  cm-es felületekről gyűjtött mintáink miért mutatnak nagy átfedést mind a fajszám, mind pedig a biomassza tekintetében. Kis léptékben jelentkezhettek olyan heterogenitást növelő tényezők (pl. a fajszámot befolyásoló, avarral különböző mértékben borított, kicsi felszínek), amelyek megjelenhetnek a jobban és a kevésbé legelt mintavételi helyeken is. Nagyobb léptékben ezeknek a heterogenitást növelő tényezőknek az aránya valószínűleg már inkább mutatna egyezést a legelésintenzitás mértékével. Ennek megfelelően a fajösszetétel is jobban hasonlítana azonos legelésintenzitás mellett.

A fő biomassza frakciók kapcsán szignifikáns különbségeket kaptunk, melynek a háttérben álló magyarázatokat fentebb, az első tanulmány diszkussziójában részleteztem. A második tanulmányban a fűneműeket és a kétszikűeket felosztottuk rövid életűekre és évelőkre. Kemp et al. (2000) szerint az évelő fűvek érzékenyek a zavarásra (és egyébként általánosságban az évelő fajok is Díaz et al., 2006 eredményei szerint), és a növekvő zavarással a szubordinált fajok számára lehetővé válik a szélesebb körű terjedés (Grime & Mackey, 2002). Ez magyarázatot adhat arra, hogy miért találtunk szignifikánsan kisebb biomassza értékeket az évelő fűneműek esetében.

Ha az élő biomassza frakció változását megnézzük, akkor látható, hogy az szignifikánsan kisebb a nagyobb intenzitás mellett, míg a rövid életű kétszikűek biomasszája szignifikánsan nagyobb. Három lehetséges magyarázata lehet ennek. (I.) A juhok kevésbé szelektívek kétszikűekre, ha nagyobb a legelésintenzitás (Golodets et al., 2009; Tóth et al., 2018), továbbá

a juhok szelektivitása rugalmasan változik attól függően, hogy mekkora az elérhető kétszikű biomassza és/vagy fajsúly (Mládek et al., 2013; Liu et al., 2015). Ez csökkenést okozhat az élő biomasszában, de kedvezhet a rövid életű kétszikűeknek, köszönhetően a gyors regenerációjuknak és a jó kolonizáló képességüknek (Westoby, 1999; Hofmann & Isselstein, 2004).

(II.) A kisebb termetű fajok jellemzőek nagyobb legelésintenzitás mellett (Deng et al., 2013; Török et al., 2016b), melyek biomasszája feltehetően kisebb, ha nem vesszük figyelembe olyan tényezőket, mint pl. az eltérő klonális növekedésből származó különbségek (Klimešová & de Bello, 2009).

(III.) Az SLA értékek nagyobbak, míg az LDMC értékek kisebbek a rövid életű kétszikűek esetében, így a száraz tömegük is kisebb azokhoz a fajokhoz viszonyítva, melyeknek SLA értéke kicsi, LDMC értéke pedig nagy (E-Vojtkó et al., 2020). Díaz et al. (2006) elemzése szerint az évelő fajok aránya kisebb, ha a legelésintenzitás nagyobb, míg a rövid életűeké nő, ami megerősíti a rövid életű kétszikűek kapcsán kapott eredményeinket.

Az évelő kétszikűek és rövid életű fűneműek esetében nincs egyértelmű összefüggés a legelésintenzitással, jóllehet az évelő kétszikűek esetében találtunk szignifikáns különbséget: feltűnően nagyobb volt a biomasszájuk a negyedik legelésintenzitási szinten. Ezeknek a mintázatoknak a kialakulásában jelentős szerepet játszhat a közösleges kakukkfű (*Thymus glabrescens*). Ez a faj egy törpecserje, fásodott szárral, tehát nagy a száraz tömege. Továbbá feltételezhető, hogy az egyedekben található fitokemikáliák (monoterpének) kellemetlen íze miatt a legelő állat számára nem vonzó, ahogy arra Cappuccino & Carpenter (2005) a *Thymus vulgaris* kapcsán rámutatott. A rövid életű fűneműek nem mutattak szignifikáns különbséget, mely egyrészt azért lehetséges, mert igen kevés rövid életű fűnemű fajt találtunk. Továbbá vannak olyan fajok, melyek inkább kisebb, és vannak olyanok, melyek inkább nagyobb intenzitásszinten képviseltek nagyobb

biomasszát. Például a nagy széltippán (*Apera spica-venti*) nagyobb biomasszával fordult elő kisebb intenzitásszinteken, míg a puha rosznoknak (*Bromus hordeaceus*) nagyobb intenzitásszinteken volt nagyobb a biomasszája.

A három csoportra osztott szociális magatartás típusok biomasszájának CWM értékei alapján számolt zavarási érték az ötödik intenzitásszinten volt a legnagyobb. Emellett a fajszám is a nagyobb intenzitásszinteken (nyolcadik és ötödik) volt a legnagyobb. Tehát a nagyobb zavarási értéket képviselő fajok növelték a fajszámot. Ez egyben azt is jelenti, hogy csökkentették a közösségre jellemző jellegzetes fajösszetételt. Ez megerősíti az első tanulmányhoz kapcsolódó diszkusszióban rendszeresen megfogalmazott feltételezéseinket, miszerint az eredmények háttérében a zavarástűrő fajok állnak. Azok a mintázatok is azonosíthatók a vizsgált növényzetben, amelyek a túllegelt állapotra utalnak. Schulze (2019) a túllegeltséghez vezető utat négy lépésben határozza meg. Az első lépésben a növényzet összetétele változik, a másodikban csökken a növényzet borítása, a harmadikban csupasz talajfelszín keletkezik, a negyedikben a talajerózió egyre komolyabbá válik. Az eredményeink többé-kevésbé megerősítik ezeket a lépéseket. Habár feltételezhető, hogy a csupasz talajfelszín kialakulása további jelentős változást idéz elő a növényzet összetételében, amiben a nagyobb zavarási értéket képviselő fajoknak lehet nagy szerepe. Midolo et al. (2023) több ezer fajt értékelték zavarási kategóriák alapján és azt találták, hogy az egyéves növények jellemzően kedvelik a zavarást. Ennek oka, hogy a növekedési, fejlődési képességük jobban illik egy olyan közegbe, ahol instabil állapotok uralkodnak, melyben a kiszámíthatóbb, stabilabb közeget kedvelő, a rendelkezésre álló forrásokat hatékonyan felhasználó kompetitorok nem érvényesülnek (Salguero-Gómez, 2017; Schulze, 2019). Eredményeinkben a zavarási értékek jó egyezést mutatnak a rövid életű kétszikűekkel. Az

eredményeink azt mutatják, hogy a zavarástűrő fajok megjelenése várható intenzíven legelt mintavételi helyeken. Az intenzitás negyedik és ötödik szintjére relatíve magas (1.1 és 4 közötti)  $\text{ÁE/ha}$  értékek jellemzők. Az intenzív legelés hatására növekvő fajszámról számolt be Kiss et al. (2006). Munkájukban marhalegelőket vizsgáltak és figyelembe vették az istállótól való távolságot a mintavételi helyek kijelölésénél, hasonlóan a mi tanulmányunkhoz. Szintén szociális magatartás típusokat használva, a zavarástűrő fajok nagyobb arányát tapasztalták az istállókhöz közel, ami hozzájárult a nagyobb fajszámhoz (ehhez hozzá kell tenni, hogy a vizsgálatukban  $2 \times 2$  m-es kvadrátokat használtak borításbecsléshez). Egyes függő változók nem egyértelműen nagyobbak vagy kisebbek. Ennek a hátterében az intenzitás szintek besorolásának a logikája állhat (1. táblázat). Bizonyos függő változók (pl. rövid életű kétszikűek, zavarási értékek) aszerint alakulnak, hogy a gyakran látogatott helyek közel vagy távol vannak. Ez pl. a második és a harmadik intenzitás szint között is megfigyelhető, amiből azt feltételezhetjük, hogy a növényzet funkcionális összetételére erősebb hatással van a legelés gyakorisága, mint a legelő állat hektáronkénti száma. Habár az  $\text{ÁE/ha}$  egy fontos mérőszám, Kiss et al. (2006) és Tonn et al. (2019) eredményei is azt sugallják, hogy egyéb mérőszámokat is figyelembe kell venni az értékelés során.

### **5.3 Talajmagbank vizsgálata**

A juh és a szarvasmarha legelésének hatása között nem találtunk szignifikáns különbségeket a vizsgált függő változók tekintetében, kivéve a teljes magsűrűséget, ahol a szarvasmarha legelése nagyobb magbank sűrűséget eredményezett, mint a juh legelése, különösen a második, de legjobban a negyedik legelésintenzitási szinten. Erre a két legelésintenzitási szintre jellemző, hogy a gyakran látogatott helyek közelebb vannak a mintavételi helyekhez. Shi et al. (2022) elemzése szerint a legeltetéssel

foglalkozó tanulmányok többsége nem nyújt információt a legelő állat típusáról vagy olyan legelőkről számolnak be, ahol több állattípus legel.

Több információt szolgáltatnak számunkra azok a tanulmányok, melyek a növényzet és a legelés kapcsolatáról írnak. Metera et al. (2010) és Jerrentrup et al. (2015) azt találták, hogy a juh szelektivitása nagyobb a kétszikűek irányában, mint a szarvasmarha legelése. Ez a szelektivitásbeli különbség nagyobb taxonómiai és funkcionális diverzitáshoz vezethet szarvasmarha legelés esetében (Tóth et al., 2018). Ugyan a mi esetünkben a nagyobb diverzitást nem sikerült bizonyítanunk, viszont a teljes magzsűrűség nagyobb volt a szarvasmarha legelés esetében, ami feltételezhetően az említett kisebb szelektivitásnak tudható be. Továbbá, a szarvasmarhákkal összehasonlítva, a juhok közelebb legelnek a talajfelszínhez (Metera et al., 2010; Jerrentrup et al., 2015), ami feltételezhetően jobban hozzájárul csupasz talajfelszín kialakulásához, ahol az esély nagyobb a magok csírázására, ezzel együtt pedig a magbank sűrűség csökkenésére. Metera et al. (2010) és Jerrentrup et al. (2015) arról is beszámoltak, hogy a juhok inkább a vegetatív részeket, a szarvasmarhák pedig inkább a reproduktív részeket kedvelik. Utóbbi ugyan hozzájárulhat a magbank sűrűség csökkenéséhez, azonban a mi esetünkben valószínűleg a kisebb szelektivitás a kétszikűek irányában jobban érvényesül. Emellett még az is fontos különbség lehet, hogy a juhok a metszőfogaikat használják, a szarvasmarhák pedig a nyelvüket (Rook et al., 2004; Jerrentrup et al., 2015), ami a szarvasmarhák kisebb szelekciós képességéhez szintén hozzájárulhat.

Ha a reproduktív részekre vonatkozó nagyobb szelekciót gyengébb tényezőként kezeljük a szelektivitás többi tényezőjéhez képest, akkor azt mondhatjuk, hogy a szarvasmarha legelése több mag érlelését teszi lehetővé. Ez a rövid életű kétszikűek esetében különösen előnyös lehet, hiszen jellemzően nagy mennyiségben érlelnek kisméretű magokat (Coomes &

Grubb, 2003). A magbank vizsgálataink eredményeit összehasonlítva azt lehet látni, hogy a rövid életű kétszikűek magbank sűrűségének a mintázata mutatja a legnagyobb hasonlóságot a teljes magbank sűrűségével. Ez arra utal, hogy mind a rövid életű kétszikűek magbank sűrűsége, mind pedig a teljes magbank sűrűsége erős válaszreakciót mutat a gyakran látogatott helyek közelségére (második és negyedik intenzitásiszint). Annak ellenére, hogy a teljes, valamint a rövid életű kétszikűek magbank sűrűsége hasonló mintázatot mutatott, a juh és a szarvasmarha legelése közti különbség nem volt szignifikáns a rövid életű kétszikűek magbank sűrűsége esetében. Szignifikáns különbséget csak a legelő állat típusa és a legelésintenzitás interakciója esetében találtunk (3. sz. függelék). Ezek alapján nem mondhatjuk azt, hogy a szarvasmarhák nagyobb mértékben járulnak hozzá a rövid életű kétszikűek magbank sűrűségének a növeléséhez, mint a juhok. A második tanulmányunkban pl. azt találtuk, hogy a rövid életű füvek biomasszája szignifikánsan nagyobb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol a gyakran látogatott helyek közelebb voltak. Ehhez hozzá kell tenni, hogy a legelés következtében a növényzet és a talajmagbank összetételében egyre nagyobb hasonlóságot lehet tapasztalni az idő múlásával (Sanou et al., 2018; Zida et al., 2020). Mindezekből arra lehet következtetni, hogy a juh hozzájárulása a rövid életű kétszikűek magbank sűrűségének a növekedéséhez szintén jelentős lehet, ami magyarázhatja a szignifikáns különbség hiányát a két legelő állat között.

Egy 2022-ben megjelent metaanalízis eredményei alapján a talajmagbank fajszámát a kisebb legelésintenzitás növeli (Shi et al., 2022). A mi esetünkben a második legelésintenzitási szinten volt a legnagyobb a fajszám és a Shannon-diverzitás, ami megerősíti a metaanalízis eredményeit. A magbank sűrűségével kapcsolatban azt találták, hogy az a száraz és üde élőhelyen is csökken, ha a legelésintenzitás növekszik (Shi et al., 2022).

Ellentmondásnak tűnhet, hogy ha a zavarással nő a magprodukciónak, akkor miért csökken a magbank sűrűsége. A megnövekedett magprodukciónak nem feltétlenül jelenti azt, hogy a nagyobb magmennyiség a talajmagbank részét is fogja képezni (Klimkowska et al., 2009). Az első intenzitásszinten tapasztalható kicsi magbank sűrűsége nem erősíti meg Shi et al. (2022) eredményeit. Mitöbb, kisebb intenzitásszinten számolnunk kell az avarnak mint magcsapdának a szerepével, ami a talajmagbank képzés akadályaként lehet (Ruprecht & Szabó, 2012).

A talajmagbank rövid életű kétszikű fajainak aránya összhangban van a második tanulmányban a rövid életű kétszikűek biomasszájával az eredményeivel, noha az csak juhlegelt mintavételi helyekkel foglalkozott. A rövid életű kétszikűek magbank sűrűsége fordított arányosságban áll az élő kétszikűek magbank sűrűségével; ahol az egyik nőtt, ott a másik csökkent. Ez az ellentétes irányú változás a második tanulmányunkban nem tapasztalható, ami arra enged következtetni, hogy az élő kétszikűek biomasszájában jelentős szerepet képviselő fajok (elsősorban a közönséges kakukkfű; *Thymus glabrescens*) magbank képzése jelentéktelen. Az élő fűnemek magsűrűsége szignifikánsan nagyobb volt a negyedik intenzitásszinten, ami a második tanulmány eredményei alapján nem volt várható. Ez vélhetően a szittyó fajoknak (*Juncus* spp.) tulajdonítható, melyek ugyan a borítás és biomassza vizsgálatok során nem kerültek elő, viszont apró termetű magjaik nagy számban megtalálhatóak a talaj magbankjában.

A rövid életű fűnemek sűrűsége nem különbözött szignifikáns mértékben, ami vélhetően kis fajsámuknak tudható be.

A legelésintenzitás szignifikáns hatást gyakorolt a CSR stratégiákra és a levéljellegekre egyaránt. Ugyan nem találtunk szignifikáns különbségeket a juh és a szarvasmarha legelése között a CSR stratégiák és a levéljellegek tekintetében, azonban a két legelő állat jól elkülönült az első

intenzitásszinthez tartozó CSR háromszögön belül. Mivel a pontok szóródása leginkább az S koordináták mentén mutat nagyobb változásokat a különböző intenzitásszinteken, ezért a stressz hatását célszerű a jövőben alaposabban megvizsgálni.

A CSR stratégiák Pierce et al. (2013) megközelítésében levéljelleg alapúak: az LA a C, az LDMC az S, az SLA pedig az R koordinátákat határozza meg. Azonban, ha összevetjük az SLA és az R koordináta adatait a legelésintenzitás függvényében, akkor csupán szerény egyezést találunk közöttük. Az SLA monoton növekedéssel jól tükrözi a legelésintenzitás növekedését. Viszont az SLA értékek a zavarás súlyosságára (ÁE/ha) és a zavarás gyakoriságára (gyakran látogatott helyektől való távolság) másképpen reagálnak egy korábbi tanulmányban (Herben et al., 2018), vagyis egyik esetben sincs monoton növekedés. Azonban a talajmagbank vizsgálatához létrehozott négy intenzitásszint a zavarás súlyosságát és gyakoriságát is magában foglalja, ami megmagyarázhatja, hogy miért nincs összhangban az eredményünk a korábbiakkal.

Habár az R koordináták nem ugyanazt a mintázatot mutatják, mint az SLA, ám azok veszik fel a legnagyobb értékeket a CSR háromszögekben. Ebből arra következtethetünk, hogy a CSR stratégiák képesek jelezni a legelésből származó zavarást. Azonban a koordináták alakulása a legelésintenzitás függvényében nehezen értelmezhető, mivel a CSR stratégiák szerepének az ismerete alapján más eredményeket várnánk. Pl. a C koordináta egyfajta középutat jelent az S és az R koordináták között (Pierce et al., 2013). A tápanyag felhasználásuk gyorsabb, mint a nagyobb S koordináták felé orientálódó fajoké, ugyanakkor a tápanyag elraktározásának a stratégiája kifejezettebben jelen van, mint a nagyobb R koordináták felé orientálódó fajoknak. Ez jó kompetíciós képességet eredményez. Így azt várhatnánk, hogy a nagy C koordináta értékeket képviselő fajok legnagyobb

arányban az kisebb intenziási szinteken lesznek, ahol a jó kompetitor fajok számára ekkor kedvezőbbek a körülmények (Westoby, 1999; He et al., 2021). Az R koordináták fajai jó regenerációs képességgel rendelkeznek, így zavarást követően gyorsan kifejlődnek és szaporodnak (Westoby, 1998; Pierce et al., 2013), tehát azt várhatnánk, hogy a nagyobb intenzitásszinteken lesznek a legnagyobb arányban. A fentiek egy lehetséges magyarázata a növényfajok stresszel és zavarással szembeni nagy változatossága. Faji szinten nézve a zavarásra vagy a stresszre adott válasz eltérő lehet. Pl. a nagylevelű, kellemetlen ízű fajok növelhetik a C koordináták értékeit nagyobb legelésintenzitáson. Ha a stresszt vesszük figyelembe, akkor például az árnyéktűrő vagy a szárazságot, meleget tűrő fajok vélhetően eltérő intenzitásszinteken mutatnak nagyobb értékeket. Ezt a felvetést megerősítheti McIntosh-Buday et al. (2024) tanulmánya, akik azt találták, hogy a CSR stratégiák túl nagy léptékűek ahhoz, hogy a sóstressz hatását kimutassák szikes gyepek és löszgyepek összehasonlításánál. A felvetés alapján úgy tűnik, hogy a CSR stratégiák értelmezése tisztább képet ad akkor, ha faji szinten vizsgálódunk, s nem közösségi szinten. Pl. annak értelmezése, hogy egy adott fajhoz tartozó CSR stratégia koordinátáinak a százalékos megoszlása hogyan reagál az ÁE/ha értékekre, illetve a gyakran látogatott helyektől való távolságra. Ehhez további jellegetek és funkcionális csoportokat szükséges bevonni a jövőben.

## 6 Új tudományos eredmények

A disszertációm alapját képező három tanulmány legfontosabb eredményeit szeretném az alábbiakban leírni, illetve a három tanulmányban egyaránt megjelenő legfontosabb megfigyeléseket.

(1) A legelő állat típusának a hatása kevésbé érvényesül a vizsgált homoki gyepközösségekben, mint a legelésintenzitás hatása. Ugyanakkor szikes gyepeken azt állapították meg, hogy a legelő állat jelentősebb tényező lehet. Ez megerősíti azt a már korábban felismert igényt, hogy a legelés tervezésénél fontos figyelembe venni a legelés intenzitását, a legelő állat típusát és az élőhely típusát is. A jövőben hasonló megközelítésű vizsgálatokat célszerű folytatni több különböző élőhelyen. Azonban ehhez további pontosításokra lesz még szükség.

(2) A biomassa vizsgálat rávilágított arra, hogy a fajszám növekedése nem a jellegzetes homoki gyepközösség fennmaradásához járul hozzá, hanem inkább gyomosodást jelez, ami nagyobb legelésintenzitás mellett alakul ki. Ehhez kapcsolódóan érdekes kérdés lehet, hogy a fajszám milyen összefüggésben van a biomasszával és a legelésintenzitással, azonban ezek megfelelő értelmezéséhez több térbeli skála alkalmazása szükséges.

(3) A talajmagbank vizsgálatával volt tetten érhető az, hogy a legelő állatnak is lehet jelentős hatása homoki gyepközösségekben, ami felhívja a figyelmet egy adott élőhely több megközelítésben történő vizsgálatának a fontosságára. Továbbá arra, hogy a lehetséges függő változóknak egy megfelelően széles körét kell megvizsgálni. Kimutattuk, hogy a szarvasmarhák legelése a gyakran látogatott helyek közelében jobban hozzájárul a magbank sűrűség növekedéséhez, mint a juh leglése. A CSR stratégiákat feltételezésünk szerint úgy érdemes vizsgálni, ha egy-egy meghatározott fajról több információnk van a CSR stratégiák százalékos értékeit illetően. Így pontosabb következtetéseket tudunk megállapítani arra

vonatkozóan, hogy az adott fajok milyen szerepet töltenek be zavart és egyben stresszelt közösségben. Ezáltal a CSR stratégiák alkalmazásának a lehetőségeiről és korlátairól is több fogalmunk lehet.

(4) A három tanulmány eredményei több esetben is arra utalnak, hogy a feltételezhetően gyakran látogatott helyek közelsége jelentős hatást gyakorol a növényzetre és a talajmagbankra. Ez felveti annak az igényét, hogy a legelés gyakoriságának a hatását mélyrehatóbban vizsgáljuk, hosszabb távon. A feltételezhetően gyakran látogatott helyek, mint a gyomosodás kiinduló pontjai, felvetik e helyek optimális szerkezetének és legelőn belüli elhelyezkedésének a kérdését. Ezek a kérdések a Nyírséghez hasonló, sűrűn lakott régiókban különösen fontosak. Mindez rávilágít arra, hogy a jövőben még sok kérdést szükséges megvizsgálni annak érdekében, hogy minél jobb javaslatokat tudjunk megfogalmazni a fenntartható legelőgazdálkodáshoz.

## 7 Összefoglalás

Értekezésem célja a legeltetés homoki gyepek közösségekre gyakorolt hatásának vizsgálata volt. Szarvasmarha vagy juh által legelt mintavételi helyeket jelöltünk ki nyírségi legelőkön, melyeket különböző legelésintenzitással legeltettek. A különböző legelésintenzitási szintek megalkotásához az állategység/hektár (ÁE/ha) értékeket, az itatóktól, karámoktól, pihenőhelyektől (tehát a gyakran látogatott helyektől) való távolságot és a hullatékmennyiséget vettük figyelembe. A kijelölt mintavételi helyeken, cönológiai felvételezéseket végeztünk, valamint talajmagbank és biomassza mintákat gyűjtöttünk. Kimutattuk, hogy a vizsgált változók többségére a legelésintenzitás erősebben hat, mint a legelő állat típusa. Kivételt képez ez alól a teljes magbanksűrűség, melynek kapcsán megállapíthattuk, hogy a szarvasmarha által legelt mintavételi helyeinken nagyobb volt a magbanksűrűség, mint a juh által legeltéken. Megállapítottuk, hogy ha a legelésintenzitás nagy, akkor nő a növényfajok átlagos virágzási ideje, átlagos magasságuk kisebb, valamint nagyobb arányban tapasztalható rozettáltság (tőlevélrózsa képzés). Juh által legelt gyepekben nő a fajszám nagyobb legelésintenzitás mellett, a megnövekedett fajszámhoz azonban gyomosító fajok járulnak hozzá. Kisléptékben (20 × 20 cm) a vizsgált gyep heterogenitása nem tükrözi a legelésintenzitási szintek sajátosságait a fajszám, illetve az élő biomassza tekintetében. Egyes vizsgált változók, mint pl. a teljes magbanksűrűség, érzékenyebben reagálnak a gyakran látogatott helyektől való távolságra, mint az ÁE/ha értékekre. Eredményeink segítik a legeltetés tervezését a természetvédelmi célú legelőgazdálkodás során.

## 8 Summary

The aim of my doctoral thesis was to study the effect of grazing on sand grasslands. We selected sites grazed by cattle or sheep in pastures of the Nyírség region. These selected sites were grazed with different intensity levels. To create grazing intensity levels, livestock unit/ hectare (LU/ha), proximity to watering points, paddocks, and resting points (that is, frequently visited places), as well as the number of droppings were considered. In the selected sites, we recorded the percentage cover of plants, and sampled soil seed bank and biomass. We found that grazing intensity is a stronger driver than livestock type for most of the selected variables. The only exception was total seedbank density on which we found that cattle grazing increased total seed density more than sheep grazing. It was found that flowering period is longer, average height of plant species is shorter, and rosette formation likeliness is higher when grazing intensity is higher. In sites grazed by sheep, species richness is higher although species richness is increased by weedy species. We found that small-scale heterogeneity ( $20 \times 20$  cm) of the selected sites does not reflect the characteristics of grazing intensity levels in terms of species richness and green biomass. Some of the selected variables, e.g., total seedbank density, have a more sensitive response to the proximity of frequently visited places than LU/ha. Our findings provide good suggestions for planning conservational grazing.

## **Köszönetnyilvánítás**

Témavezetőmnek, Török Péternek köszönöm munkám szakmai irányítását és a kutatómunka minden fázisában nyújtott segítségét. Köszönöm Tóthmérész Bélának a munkámhoz nyújtott szakmai tanácsait, segítségét. Sonkoly Juditnak és Tóth Katalinnak köszönöm az egyes munkafázisokban nyújtott szakmai segítségét. Köszönettel tartozom doktorandusz hallgatótársaimnak McIntoshné Buday Andreának, Patricia Elizabeth Díaz Cando-nak, Törő-Szijgyártó Viktóriának, továbbá a kutatócsoport munkatársainak és szakdolgozóinak, valamint további hozzájárulóknak (Balogh Nóra, Derrick Odame Amo, Francis David Espinoza Ami, Károlyi Evelin, Luis Roberto Guallichico Suntaxi, Madar Szilvia, Papp Szabolcs, Petró Edit, Pliska Attila, Sake Godana Duba, Takács Attila, Tóth-Szabó Edina) az elengedhetetlen háttérmunkáért. Köszönöm a Hortobágyi Nemzeti Park munkatársainak (Demeter László, Kovács Zoltán, Patalenszki Norbert, Pompola Krisztián, Széll László) az adatszolgáltatást. Előopponenseimnek (Bátori Zoltánnak, Löki Viktornak) köszönöm az alapos, jobbító szándékú bírálatot. Köszönöm továbbá minden egyetemi dolgozónak és hallgatónak a segítséget, akik valamilyen módon hozzájárultak a munka megvalósulásához. Köszönettel tartozom a szüleimnek, Vári Margitnak és Kovacsics Istvánnak a pótolhatatlan támogatásért. A tárgyi és eszközfeltételeket és az értekezés elkészítését a DE TTK Ökológiai Tanszéke, az NKFIH KKP 144068, K 119225 pályázata, illetve a HUN-REN-DE Lendület Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoport támogatta – köszönet érte.

## Irodalom

- Árgay, Z., Deák, B. 2023. Kunhalmok megőrzése mezőgazdasági területeken. Agrárminisztérium, Kecskemét.
- Aszalósné Balogh, R., Farkas, E., Tüdősné Budai, J., Lőkös, L., Matus, G. 2023. Cryptogamic Biomass in Pannonic Acidic Sand Steppes Subject to Changing Land-Use. *Plants*, 12, 2972.
- Baggio, R., Medeiros, R.B., Focht, T., Boavista, L.R., Pillar, V.D., Müller, S.C. 2018. Effects of initial disturbances and grazing regime on native grassland invasion by *Eragrostis plana* in southern Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(3), 158–165.
- Baskin, C.C., Baskin, J.M. 1998. *Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Elsevier.
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., Sutherland, W.J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), 1006–1016.
- Beck, J.J., Hernandez, D.L., Pasari, J.R., Zavaleta, E.S. 2015. Grazing maintains native plant diversity and promotes community stability in an annual grassland. *Ecological Applications*, 25, 1259–1270.
- Biró, M., Bölöni, J., Molnár, Zs. 2018. Use of long-term data to evaluate loss and endangerment status of Natura 2000 habitats and effects of protected areas. *Conservation Biology* 32(3), 660–671.
- Borhidi, A. 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica*, 39, 97–181.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16, 533–540.
- Botta-Dukát, Z. 2008. Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Suppl.), 219–227.
- Buhk, C., Retzer, V., Beierkuhnlein, C., Jentsch, A. 2007. Predicting plant species richness and vegetation patterns in cultural landscapes using disturbance parameters. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, 446–452.
- Buttenschön, R.M., Buttenschön, J. 2013. Woodland grazing with cattle – results from 25 years of grazing in acidophilus pedunculate oak

- (*Quercus robur*) woodland. In: Rotherham, I.D. (ed), *Trees, forested landscapes and grazing animals*. Routledge, Oxon.
- Cappuccino, N., Carpenter, D. 2005. Invasive exotic plants suffer less herbivory than non-invasive exotic plants. *Biology Letters*, 1, 435–438.
- Carbutt, C., Henwood, W.D., Gilfedder, L.A. 2017. Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone? *Biodiversity and Conservation*, 26, 2911–2932.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J.A., Díaz, S. 2011. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2, 233–237.
- Coomes, D.A., Grubb, P.J. 2003. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 283–291.
- Cosyns, E., Degezelle, T., Demeulenaere, E., Hoffmann, M. 2001. Feeding ecology of Konik horses and donkeys in Belgian coastal dunes and its implications for nature management. *Belgian Journal of Zoology*, 131, 111–118.
- Csecserits, A., Szabó, R., Czúcz, B. 2009. Növényi tulajdonságok, tulajdonság-adatbázisok és ezek felhasználása az ökológiai kutatásokban. *Botanikai Közlemények*, 96(1–2), 31–47.
- Deng, L., Sweeney, S., Shangguan, Z.-P. 2013. Grassland responses to grazing disturbance: plant diversity changes with grazing intensity in a desert steppe. *Grass and Forage Science*, 69, 524–533.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. 2014. Biodiversity of Palearctic grasslands: A synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 1–14.
- Detzel, P. 1998. *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., Campbell, B.D. 2006. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology*, 13, 313–341.
- Díaz, S., Noy-Meir, I., Cabido, M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology*, 38, 497–508.

- Dövényi, Z. (szerk). 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet.
- Egan, T.P., Ungar, I.A. 2000. Similarity between seed banks and above-ground vegetation along a salinity gradient. *Journal of Vegetation Science*, 11, 189–194.
- Eichberg, C., Donath, T.W. 2018. Sheep trampling on surface-lying seeds improves seedling recruitment in open sand ecosystems. *Restoration Ecology*, 26, 211–219.
- E-Vojtkó, A., Balogh, N., Deák, B., Kelemen, A., Kis, Sz., Kiss, R., Lovas-Kiss, Á., Löki, V., Lukács, K., Molnár V., A., Nagy, T., Sonkoly, J., Süveges, K., Takács, A., Tóth, E., Tóth, K., Tóthmérész, B., Török, P., Valkó, O., Vojtkó, A., Lukács, B.A. 2020. Leaf trait records of vascular plant species in the Pannonian flora with special focus on endemics and rarities. *Folia Geobotanica*, 55, 73–79.
- Fetzel, T., Havlik, P., Herrero, M., Kaplan, J.O., Kastner, T., Kroisleitner, C., Rolinski, S., Searchinger, T., Van Bodegom, P.M., Wirsenius, S., Erb, K.H. 2017. Quantification of uncertainties in global grazing systems assessment. *Global Biogeochemical Cycles*, 31, 1089–1102.
- Fischer, F.M., Bonnet, O.J.F., Cezimbra, I.M., Pillar, V.D. 2019. Long-term effects of grazing intensity on strategies and spatial components of functional diversity in subtropical grassland. *Applied Vegetation Science*, 22, 39–47.
- Fleischner, T.L. 1994. Ecological cost of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology*, 8, 629–644.
- Gao, J., Carmel, Y. 2020. Can the intermediate disturbance hypothesis explain grazing–diversity relations at a global scale? *Oikos*, 129, 493–502.
- Godó, L., Valkó, O., Tóthmérész, B., Török, P., Kelemen, A., Deák, B. 2017. Scale-dependent effects of grazing on the species richness of alkaline and sand grasslands. *Tuexenia*, 37, 229–246.
- Golodets, C., Sternberg, M., Kigel, J. 2009. A community-level test of the leaf-height-seed ecology strategy scheme in relation to grazing conditions. *Journal of Vegetation Science*, 20, 392–402.
- Grime, J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250, 26–31.
- Grime, J.P., Mackey, J.M.L. 2002. The role of plasticity in resource capture by plants. *Evolutionary Ecology*, 16, 299–307.

- Gyalus, A., Barabás, S., Berki, B., Botta-Dukát, Z., Kabai, M., Lengyel, A., Lhotsky, B., Csecserits, A. 2022. Plant trait records of the Hungarian and Serbian flora and methodological description of some hard to measure plant species. *Acta Botanica Hungarica*, 64, 451–454.
- Házi, J., Penksza, K., Bartha, S., Hufnagel, L., Tóth, A., Gyuricza, C., Szentés, S. 2012. Cut mowing and grazing effects with grey cattle on plant species composition in case of pannon wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research*, 10, 223–231.
- He, Q., Jiang, K., Hou, W., Zhao, Y., Sun, X., Wang, L., Zou, Y., Zhu, Z., Zhang, H. 2021. Grazing alters species relative abundance by affecting plant functional traits in a Tibetan subalpine meadow. *Ecology and Evolution*, 11, 11028–11037.
- Herben, T., Klimešová, J., Chytrý, M. 2018. Effects of disturbance frequency and severity on plant traits: An assessment across a temperate flora. *Functional Ecology*, 32, 799–808.
- Hofmann, M., Isselstein, J. 2004. Seedling recruitment on agriculturally improved mesic grassland: The influence of disturbance and management schemes. *Applied Vegetation Science*, 7, 193–200.
- IBM 2019. SPSS Statistics for Windows, Version 26.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Janišová, M., Bartha, S., Kiehl, K., Jürgen, D. 2011. Advances in the conservation of dry grasslands – Introduction to contributions from the 7th European Dry Grassland Meeting. *Plant Biosystems*, 145, 507–513.
- Jentsch, A., Beyschlag, W. 2003. Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central europe. *Flora*, 198, 3–25.
- Jentsch, A., Seidl, R., Wohlgemuth, T. 2022. Disturbances and Disturbance regimes. In: Wohlgemuth, T., Jentsch, A., Seidl, R. (Eds), *Disturbance Ecology*. Switzerland: Springer Nature, 11–40.
- Jerrentrup, J.S., Seither, M., Petersen, U., Isselstein, J. 2015. Little grazer species effect on the vegetation in a rotational grazing system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 243–250.
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, A.N., Martinez-Lopez, J., Lewis, E., Eassom, A., Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, A., Arnell, A.P., O'Connor, B., Park, S., Shi, Y.N., Danks, F.S., MacSharry, B., Kingston, N. 2014. Protected planet report 2014.

United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.

- Kemp, D.R., Michalk, D.L., Virgona, J.M. 2000. Towards more sustainable pastures: lessons learnt. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 40, 343–356.
- Király, G. (szerk.) 2009. Új magyar fűvészkönyv (Határozókulcsok). Jósuvárfő, Aggtelek National Park Directorate.
- Kiss, T., Malatinszky, Á., Penksza, K. 2006. Comparative coenological examinations on pastures of the great Hungarian Plain I. (horse and cattle pasture near Hódmezővásárhely). *Tájékológiai Lapok*, 4, 339–346.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting diversity? *Journal of Applied Ecology*, 40, 947–969.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B. 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96, 1266–1274.
- Klimešová, J., de Bello, F. 2009. CLO-PLA: the database of clonal and bud bank traits of Central European flora. *Journal of Vegetation Science*, 20, 511–516.
- Klimešová, J., Latzel, V., de Bello, F., Groenendael, J.M. 2008. Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia*, 80, 245–253.
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Den Held, S., Brienen, R., Verbeek, S., Vegelin, K. 2009. Seed production in fens and fen meadows along a disturbance gradient. *Applied Vegetation Science*, 12(3), 304–315.
- KSH. (Központi Statisztikai Hivatal) 2013. 4.1.22. Állatállomány. [http://www.ksh.hu/docs/hun/xsadat/xsadat\\_eves/i\\_oma003.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xsadat/xsadat_eves/i_oma003.html).

- Lepš, J., Šmilauer, P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lhotsky, B., Csecserits, A., Kovács, B., Botta-Dukát, Z. 2016. New plant trait records of the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica*, 58, 397–400.
- Liu, J., Feng, C., Wang, D., Wang, L., Wilsey, B.J., Zhong, Z. 2015. Impacts of grazing by different large herbivores in grassland depend on plant species diversity. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1053–1062.
- Loucougaray, G., Bonis, A., Bouzille, J.B. 2004. Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation*, 116, 59–71.
- Luo, Y., Zhao, X., Zuo, X., Li, Y., Wang, T. 2017. Plant responses to warming and increased precipitation in three categories of dune stabilization in northeastern China. *Ecological Restoration*, 32(6), 887–898.
- Magnano, A.L., Krug, P., Casa, V., Quintana, R.D. 2019. Changes in vegetation composition and structure following livestock exclusion in a temperate fluvial wetland. *Applied Vegetation Science*, 22, 484–493.
- Mason, N.W., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111, 112–118.
- Matějková, I., van Diggelen, R., Prach, K. 2003. An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. *Applied Vegetation Science*, 6, 161–168.
- McIntosh-Buday, A., Sonkoly, J., Molnár, A., Szél-Tóth, K., Törő-Szijgyártó, V., Madar, Sz., Károlyi, E., Díaz Cando, P.E., Kovacsics-Vári, G., Tóthmérész, B., Török, P. 2024. Grime's ecological strategies reveal contrasting patterns in alkaline and loess grasslands. *Global Ecology and Conservation*, e03132.
- McIntosh-Buday, A., Sonkoly, J., Takács, A., Balogh, N., Kovacsics-Vári, G., Teleki, B., Süveges, K., Tóth, K., Hábczyus, A.A., Lukács, B.A., Lovass-Kiss, Á., Löki, V., Tomasovszky, A., Tóthmérész, B., Török, P., Tóth, E. 2022. New data of plant leaf traits from Central Europe. *Data in Brief*, 42, 108286.
- Metera, E., Sakowski, T., Sloniewski, K., Romanowicz, B. 2010. Grazing as tool to maintain biodiversity of grassland— a review. *Animal Science Papers and Reports*, 28, 315–334.

- Miao, L., Sun, Z., Ren, Y., Schierhorn, F., Müller, D. 2021. Grassland greening on the Mongolian Plateau despite higher grazing intensity. *Land Degradation and Development*, 32, 792–802.
- Midolo, G., Herben, T., Axmanová, I., Marcenò, C., Pätsch, R., Bruelheide, H., Karger, D.N., Ačić, S., Bergamini, A., Bergmeier, E., Biurrun, I., Bonari, G., Čarni, A., Chiarucci, A., De Sanctis, M., Demina, O., Dengler, J., Dziuba, T., Fanelli, G., Garbolino, E., del Galdo, G.G., Goral, F., Güler, B., Hinojos-Mendoza, G., Jansen, F., Jiménez-Alfaro, B., Lengyel, A., Lenoir, J., Pérez-Haase, A., Pielech, R., Prokhorov, V., Rašomavičius, V., Ruprecht, E., Růsina, S., Šilc, U., Škvorc, Ž., Stančić, Z., Tatarenko, I., Chytrý, M. 2023. Disturbance indicator values for European plants. *Global Ecology and Biogeography*, 32, 24–34.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist*, 132, 87–106.
- Mládek, J., Mládková, P., Hejmanová, P., Dvorský, M., Pavlu, V., de Bello, F., Duchoslav, M., Hejman, M., Pakeman, R.J. 2013. Plant trait assembly affects superiority of grazer's foraging strategies in species-rich grasslands. *PLoS ONE*, 8, e69800.
- Molnár, Zs., Bölöni, J., Horváth, F. 2008. Threatening factors encountered: Actual endangerment of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Suppl.), 199–217.
- Négyesi, G. 2018. Mezővédő fásítások tér- és időbeli változásának vizsgálata a Nyírségben – a szélerózió szemszögéből. *Tájökológiai Lapok*, 16, 113–128.
- Ónodi, G., Kertész, M., Botta-Dukát, Z. 2006. Effects of simulated grazing on open perennial sand grassland. *Community Ecology*, 7, 133–141.
- Ónodi, G., Kertész, M., Botta-Dukát, Z., Altbäcker, V. 2008. Grazing Effects on Vegetation Composition and on the Spread of Fire on Open Sand Grasslands. *Arid Land Research and Management*, 22, 273–285.
- Papp, L., Dudás, M. 1988. Adatok a Közép-, a Dél-Nyírség és környékének botanikai értékeiről I. *Calandrella* 2(2), 5–25.
- Peco, B., Sánchez, A.M., Azcárate, F.M. 2006. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113, 284–294.

- Pierce, S., Brusa, G., Vagge, I., Cerabolini, B.E.L. 2013. Allocating CSR plant functional types: the use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. *Functional Ecology*, 27, 1002–1010.
- Radics, L., Birkás, M., Darvas, B., Békési, P., Roszik, P., Solti, G., Szalai, Z., Szemán, L., Kismányoki, T. 2001. Ökológiai gazdálkodás a növénytermesztésben. In: Radics, L. (szerk.), *Ökológiai gazdálkodás*. Dinasztia Kiadó, Budapest, 66–240.
- Rahmanian, S., Hejda, M., Ejtehadi, H., Farzam, M., Pyšek, P., Memariani, F. 2022. Effects of livestock grazing on plant species diversity vary along a climatic gradient in northeastern Iran. *Applied Vegetation Science*, 23, 551–561.
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisdeVries, M.F., Parente, G., Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, 119, 137–150.
- Rosenthal, G., Schrautzer, J., Eichberg, C. 2012. Low-intensity grazing with domestic herbivores: a tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia*, 32, 167–205.
- Rosenzweig, M. 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx*, 37(2), 194–205.
- Ruprecht, E., Szabó, A. 2012. Grass litter is a natural seed trap in long-term undisturbed grassland. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 495–504.
- Salguero-Gómez, R. 2017. Applications of the fast-slow continuum and reproductive strategy framework of plant life histories. *New Phytologist*, 213, 1618–1624.
- Sanou, L., Zida, D., Savadogo, P., Thiombiano, A. 2018. Comparison of aboveground vegetation and soil seed bank composition at sites of different grazing intensity around a savanna-woodland watering point in West Africa. *Journal of Plant Research*, 131(5), 773–788.
- Sattler, C., Barghusen, R., Bredemeier, B., Dutilly, C., Prager, K. 2023. Institutional analysis of actors involved in the governance of innovative contracts for agrienvironmental and climate schemes. *Global Environmental Change*, 80, 102668.
- Savadogo, P., Sawadogo, L., Tiveau, D. 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and

- pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118, 80–92.
- Senn, J. 2022. Large Herbivores. In: Wohlgemuth, T., Jentsch, A., Seidl, R. (Eds), *Disturbance Ecology*. Switzerland: Springer Nature, 295–312.
- Schulze, E.-D. (Ed) 2019. *Plant Ecology (Second Edition)*. Springer-Verlag GmbH, Germany, part of Springer Nature, Berlin, Heidelberg.
- Shi, Y.-F., Shi, S.-H., Huang, X.-M., Jiang, Y.-S., Liu, J., Zhao, Y., Zhang, Z.-S. 2022. A global meta-analysis of grazing effects on soil seed banks. *Land Degradation & Development*, 33(11), 1892–1900.
- Šmilauer, P., Lepš, J. 2014. *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco 5*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sonkoly, J., Tóth, E., Balogh, N., Balogh, L., Bartha, D., Csendesné Bata, K., Bátor, Z., Békefi, N., Botta-Dukát, Z., Bölöni, J., Csecserits, A., Csiky, J., Csontos, P., Dancza, I., Deák, B., Dobolyi, Z.K., E-Vojtkó, A., Gyulai, F., Hábcenzyus, A.A., Henn, T., Horváth, F., Höhn, M., Jakab, G., Kelemen, A., Király, G., Kis, S., Kovacsics-Vári, G., Kun, A., Lehoczky, É., Lengyel, A., Lhotsky, B., Löki, V., Lukács, B.A., Matus, G., McIntosh-Buday, A., Mesterházy, A., Migléc, T., Molnár V., A., Molnár, Z., Morschhauser, T., Papp, L., Pósa, P., Rédei, T., Schmidt, D., Szmorad, F., Takács, A., Tamás, J., Tiborcz, V., Tölgyesi, C., Tóth, K., Tóthmérész, B., Valkó, O., Virók, V., Wirth, T., Török, P. 2023. PADAPT 1.0 – the Pannonian Dataset of Plant Traits. *Scientific Data*, 10, 742.
- Squires, V.R., Dengler, J., Feng, H., Hua, L. 2018. *Grasslands of the world*. CRC Press, Boca Raton.
- Stevens, D.P., Smith, S.L.N., Blackstock, T.H., Bosanquet, S.D.S., Stevens, J.P. 2010. *Grasslands of Wales – A Survey of Lowland Species-rich Grasslands 1987– 2004*. University of Wales Press, Cardiff.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P. 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200–212.
- Ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P. 1996. An improved method for seed-bank analysis: Seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology*, 10, 144–151.

- Tonn, B., Densing, E.M., Gabler, J., Isselstein, J. 2019. Grazing-induced patchiness, not grazing intensity, drives plant diversity in European low-input pastures. *Journal of Applied Ecology*, 56, 1624–1636.
- Toräng, P., Ehrlen, J., Agren, J. 2010. Linking environmental and demographic data to predict future population viability of a perennial herb. *Oecologia*, 163, 99–109.
- Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B., Török, P. 2018. Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. *Land Degradation & Development*, 29, 231–239.
- Török, P., Dengler, J. 2018. Palearctic grasslands in Transition: Overarching Patterns and Future Prospects. In: Squires, V.R., Dengler, J., Feng, H., Hua, L. (Eds), *Grasslands of the World: Diversity, Management, and Conservation*. Boca Raton: CRC Press, 15–26.
- Török, P., Lindborg, R., Eldridge, D., Pakeman, R. 2024. Grazing effects on vegetation: Biodiversity, management, and restoration. *Applied Vegetation Science*, 27, e12794.
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O. 2015. Természetközeli állapotú gyepek szerepe az ökológiai folyamatok fenntartásában. In: Török, P., Tóthmérész, B. (szerk), *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata*. Budapest: ÖMKI, 7–14.
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Albert, Á-J., Matus, G., Molnár V., A., Ruprecht, E., Papp, L., Deák, B., Horváth, O., Takács, A., Hüse, B., Tóthmérész, B. 2013. New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing social behaviour types. *Acta Botanica Hungarica*, 55, 429–472.
- Török, P., Penksza, K., Tóth, E., Kelemen, A., Sonkoly, J., Tóthmérész, B. 2018. Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing effects on grassland biodiversity. *Ecology & Evolution*, 8, 10326–10335.
- Török, P., Tóth, E., Tóth, K., Valkó, O., Deák, B., Kelbert, B., Bálint, P., Radócz, Sz., Kelemen, A., Sonkoly, J., Migléc, T., Matus, G., Takács, A., Molnár V., A., Süveges, K., Papp, L., Papp, L. Jr., Tóth, Z., Baktay, B., Málnási Csizmadia, G., Oláh, I., Peti, E., Schellenberger, J., Szalkovszki, O., Kiss, R., Tóthmérész, B. 2016a. New measurements of thousand-seed weight of species in the Pannonian Flora. *Acta Botanica Hungarica*, 58, 187–198.

- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, E., Tóthmérész, B. 2016b. Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, 23–30.
- Troupin, D., Carmel, Y. 2014. Can agro-ecosystems efficiently complement protected area networks? *Biological Conservation*, 169, 158–166.
- Turner, G.M., Baker, W.L., Peterson, C.J., Peet, R.K. 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1, 511–523.
- UNEP-WCMC and IUCN 2016. Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN, Cambridge and Gland.
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B., Matus, G. 2011. Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilus meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology*, 19, 9–15.
- Vázquez-Ribera, C., Martorell, C. 2022. The effects of livestock grazing on vegetation in a semiarid grassland: a test of three hypotheses. *Applied Vegetation Science*, 25, e12656.
- Vesk, P.A., Leishman, M.R., Westoby, M. 2004. Simple traits do not predict grazing response in Australian dry shrublands and woodlands. *Journal of Applied Ecology*, 41, 22–31.
- Vinczeffy, I. 1993. Legelő- és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- WallisDeVries, M.F., van Swaay, C.A.M. 2009. Grasslands and habitats for butterflies in Europe. In: Veen, P., Jefferson, R., de Schmidt, J., van der Straaten, J. (Eds), *Grasslands in Europe of high Nature Value*. KNNV Publishing, Zeist, 27–34.
- Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199, 213–227.
- Westoby, M. 1999. The LHS strategy scheme in relation to grazing and fire. In: Eldridge, D., Freudenberger, D. (Eds), *People and rangelands building the future*. VI. International Rangeland Congress Inc., 1–2, 893–896.
- White, P.S., Jentsch, A. 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany*, 62, 399–499.

- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., Pärtel, M. 2012. Plant species richness: The world records. *Journal of Vegetation Science*, 23, 796–802.
- Zida, D., Sanou, L., Diawara, S., Savadogo, P., Thiombiano, A. 2020. Herbaceous seeds dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecologica*, 108, 103607.

## **Függelék**

**1. sz. függelék.** A mintavételi helyek tulajdonságai. Megjegyzések: Az első oszlop számait a kanonikus korrespondencia analízisekhez (CCA) használtuk (6. és 11. ábrák). A csillagozott 14-es és 15-ös számok a biomassa vizsgálat CCA elemzésében szerepelnek, a csillagozás nélküliek csak a borítás vizsgálat CCA elemzésében. A számok 1-től 13-ig a borítás és a biomassa vizsgálatnak is a részét képezik. A legelésbizárt mintavételi helyek 0-val jelöltek itt és az 1. táblázatban, azonban a biomassa vizsgálat során 1-től 5-ig tartó számozást használtunk. Megjegyzés: Tszf (tengerszint feletti magasság). Az első oszlop számai a következő legelőkhöz tartoznak: 1, 2 (Nagy-legelő); 3 (Csikó-karám); 4, 5, 16, 17 (Nagy-nyomás); 6, 7 (Kepecs-tag); 8, 9, 10, 13, 14 (Martinkai-legelő); 11, 12, 18, 19 (Monostorpályi-legelő); 15, 25, 26 (Villongó); 14, 15 (Malomgát); 20, 21, 22 (Veres-rét); 23, 24 (Teleki-legelő).

Mintavételi hely száma	Település	Koordináták Észak	Koordináták Kelet	Tszf (m)	Legelő mérete	Intenzitás szintje	Legelő állat	Fajta
1	Létavértes	47.4179'	21.89950	116	200	4	Juh	Merino
2	Létavértes	47.4226'	21.91110	117	200	3	Juh	Merino
3	Létavértes	47.4413'	21.92817	120	130	1	Juh	Merino
4	Hajdúbagos	47.4158'	21.68023	107	140	1	Juh	Merino
5	Hajdúbagos	47.4118'	21.68336	109	140	1	Juh	Merino
6	Létavértes	47.4247'	21.86181	116	200	4	Juh	Merino
7	Létavértes	47.4292'	21.86382	114	200	3	Juh	Merino
8	Martinka	47.5729'	21.77960	129	126	2	Juh	Merino
9	Martinka	47.5739'	21.78137	130	126	1	Juh	Merino
10	Martinka	47.5748'	21.79247	130	76	1	Juh	Merino
11	Monostorpályi	47.4094'	21.77691	112	45	2	Juh	Merino
12	Monostorpályi	47.4155'	21.78521	112	45	2	Juh	Merino
13	Martinka	47.5806'	21.77093	132	57	3	Juh	Merino
14*	Martinka	47.5754'	21.79281	131	Nem releváns	0	Nem volt	Nem volt
15*	Vámospércs	47.5324'	21.95022	132	Nem releváns	0	Nem volt	Nem volt
14	Bagamér	47.4705'	21.95886	123	123	2	Marha	Limousine
15	Bagamér	47.4616'	21.95509	123	123	1	Marha	Limousine

**1. sz. függelék.** A mintavételi helyek tulajdonságai. Megjegyzések: Az első oszlop számait a kanonikus korrespondencia analízisekhez (CCA) használtuk (6. és 11. ábrák). A csillagozott 14-es és 15-ös számok a biomassa vizsgálat CCA elemzésében szerepelnek, a csillagozás nélküliek csak a borítás vizsgálat CCA elemzésében. A számok 1-től 13-ig a borítás és a biomassa vizsgálatnak is a részét képezik. A legeléskizárt mintavételi helyek 0-val jelöltek itt és az 1. táblázatban, azonban a biomassa vizsgálat során 1-től 5-ig tartó számozást használtunk. Megjegyzés: Tszf (tengerszint feletti magasság). Az első oszlop számai a következő legelőkhöz tartoznak: 1, 2 (Nagy-legelő); 3 (Csikó-karám); 4, 5, 16, 17 (Nagy-nyomás); 6, 7 (Kepecs-tag); 8, 9, 10, 13, 14 (Martinkai-legelő); 11, 12, 18, 19 (Monostorpályi-legelő); 15, 25, 26 (Villongó); 14, 15 (Malomgát); 20, 21, 22 (Veres-rét); 23, 24 (Teleki-legelő).

Mintavételi hely száma	Település	Koordináták Észak	Koordináták Kelet	Tszf (m)	Legelő mérete	Intenzitás szintje	Legelő állat	Fajta
16	Hajdúbagos	47.40308	21.67038	102	120	2	Marha	Magyar Simmental
17	Hajdúbagos	47.40815	21.67208	105	120	1	Marha	Magyar Simmental
18	Monostorpályi	47.41533	21.79199	111	60	4	Marha	Magyar Simmental
19	Monostorpályi	47.41906	21.79536	112	60	3	Marha	Magyar Simmental
20	Penészlek	47.60824	22.13450	143	10	4	Marha	Charolais
21	Penészlek	47.60622	22.13307	144	10	3	Marha	Charolais
22	Penészlek	47.60060	22.13297	143	24	1	Marha	Charolais
23	Nyírábrány	47.56406	22.01879	137	80	2	Marha	Magyar Simmental
24	Nyírábrány	47.55688	22.01717	135	80	2	Marha	Magyar Simmental
25	Vámospércs	47.52766	21.95124	132	29	4	Marha	Magyar Simmental
26	Vámospércs	47.52657	21.94810	131	29	3	Marha	Magyar Simmental

**2. sz. függelék.** A mintavételi helyek talajtulajdonságai. A vízben oldható só tartalom és  $\text{CaCO}_3$  tartalom alacsony volt egyforma értékekkel ( $<0,02$  m/m% és  $<0,1$  m/m %), ezért a táblázatban nem tüntettük fel. A számok 1-től 13-ig a borítás és a biomassza vizsgálatnak is a részét képezik.

Mintavételi hely	pH (KCl)	Talajtípus	Humusz [m/m%]	N-nitrit +nitrát (KCl oldható) [mg/kg]	$\text{K}_2\text{O}$ (ammónium-laktát oldható) [mg/kg]	$\text{O}_{10}\text{P}_4$ (ammónium-laktát oldható) [mg/kg]
1	5,39	Homok	1,5	2	85	40
2	4,74	Homok	1,8	2	87	58
3	4,45	Homok	1,6	3	65	59
4	5,18	Homok	1,4	1	107	42
5	5,24	Homok	1,3	1	105	34
6	5,24	Homok	1,2	1	101	61
7	5,39	Homok	1,7	2	121	85
8	5,71	Homok	2,1	2	191	2.35
9	5,61	Homok	1,4	2	111	41
10	5,49	Homok	0,8	1	83	82
11	5,03	Homok	0,9	3	53	42
12	7,26	Homokos vályog	2,6	3	184	137
13	4,66	Homok	0,7	<1	58	39
14*	5,01	Homok	0,6	1	58	38
15*	5,22	Homok	0,8	1	75	40
14	5,53	Homok	2	1	133	179
15	4,94	Homok	1,5	<1	76	41
16	5,5	Loam	2,5	3	193	51
17	5,58	Homokos vályog	1,6	1	134	54
18	6,11	Homok	3,1	10	115	52
19	6,2	Loam	2,9	3	61	51

**2. sz. függelék** (folytatás). A mintavételi helyek talajtulajdonságai. A vízben oldható só tartalom és  $\text{CaCO}_3$  tartalom alacsony volt egyforma értékekkel ( $<0,02$  m/m% és  $<0,1$  m/m %), ezért a táblázatban nem tüntettük fel. A számok 1-től 13-ig a borítás és a biomassza vizsgálatnak is a részét képezik.

Minatvételi hely	pH (KCl)	Talajtípus	Humusz [m/m%]	N-nitrit +nitrát (KCl oldható) [mg/kg]	$\text{K}_2\text{O}$ (ammónium-laktát oldható) [mg/kg]	$\text{O}_{10}\text{P}_4$ (ammónium-lakáát oldható) [mg/kg]
20	5,49	Homok	0,9	1	86	35
21	5,83	Homok	1,1	1	86	40
22	5,56	Homok	0,9	<1	53	29
23	6,29	Homok	1,6	2	130	43
24	5,85	Homok	1,1	2	115	50
25	4,77	Homokos vályog	3,7	4	102	56
26	5,11	Homok	1,6	1	93	45

**3. sz. függelék.** A legelésintenzitás, a legelő állapot, valamint a kettő interakciójának a hatása a három tanulmányban vizsgált változókra. A szignifikáns különbségeket ( $p < 0,05$ ) **félkövér** karakterek, a marginálisan szignifikáns különbségeket ( $p < 0,1$ ) pedig *dőlt* karakterek jelölik.

Tulajdonságok	Legelésintenzitás		Legelő állapot		Legelésintenzitás × legelő állapot	
Növényzet vizsgálata						
Faji diverzitás	<i>F</i> <sub>3,122</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>1,132</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>3,132</sub>	<i>p</i>
Fajszám	1,70	0,170	0,66	0,418	<b>4,89</b>	<b>0,003</b>
Shannon-diverzitás	1,83	0,145	0,82	0,368	2,56	0,058
Egyenletesség	2,14	0,099	0,51	0,478	<b>3,81</b>	<b>0,012</b>
Multi-trait indexek	<i>F</i> <sub>3,122</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>1,132</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>3,132</sub>	<i>p</i>
Rao entrópia	<b>30,34</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,54	0,464	<b>7,00</b>	<b>&lt;0,001</b>
Funkcionális gazdagság	1,46	0,229	0,06	0,810	1,97	0,122
Funkcionális egyenletesség	1,92	0,130	0,11	0,743	2,20	0,092
Funkcionális divergencia	<b>4,53</b>	<b>0,005</b>	0,03	0,863	<b>5,44</b>	<b>0,002</b>
Funkcionális diszperzió	0,27	0,844	0,33	0,565	<b>3,55</b>	<b>0,017</b>
Jellegek súlyozott átlagai	<i>F</i> <sub>3,122</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>1,132</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>3,132</sub>	<i>p</i>
Növény magasság	<b>6,48</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,50	0,483	2,18	0,093
Életforma	<b>13,01</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,01	0,932	2,39	0,072
Virágzási idő	<b>15,96</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,11	0,746	<b>11,18</b>	<b>&lt;0,001</b>
Ezermagtömeg	2,02	0,114	0,28	0,595	2,15	0,097
Rozetta képzés	<b>7,59</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,24	0,623	<b>4,35</b>	<b>0,006</b>
Levél szárazömeg (LDW)	0,85	0,471	0,37	0,54	2,45	0,067
Levélterület (LA)	0,25	0,862	0,60	0,441	<b>3,84</b>	<b>0,011</b>
Fajlagos levélterület (SLA)	<b>16,67</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,01	0,979	<b>2,96</b>	<b>0,035</b>
Levél szárazanyagtartalom (LDMC)	<b>13,74</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,01	0,999	1,76	0,158

**3. sz. függelék** (folytatás). A legelésintenzitás, a legelő állat, valamint a kettő interakciójának a hatása a három tanulmányban vizsgált változókra. A szignifikáns különbségeket ( $p < 0,05$ ) **félkövér** karakterek, a marginálisan szignifikáns különbségeket ( $p < 0,1$ ) pedig *dőlt* karakterek jelölik.

Tulajdonságok	Legelésintenzitás		Legelő állat		Legelésintenzitás × legelő állat	
<b>Növényzet vizsgálata</b>						
Biomassza	<i>F</i> <sub>3,252</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>1,252</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>3,252</sub>	<i>p</i>
Fűnemek	<b>9,14</b>	<b>&lt;0,001</b>	2,18	0,14	<b>5,70</b>	<b>0,001</b>
Kétszikűek	0,16	0,926	0,42	0,517	0,13	0,941
Avar	<b>12,82</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,75	0,387	<i>2,12</i>	<i>0,098</i>
Moha	<b>3,02</b>	<b>0,031</b>	0,44	0,506	1,05	0,371
Zuzmó	<i>2,15</i>	<i>0,094</i>	0,06	0,809	<b>3,77</b>	<b>0,011</b>
<b>Biomassza vizsgálata</b>						
	<i>F</i> <sub>4,145</sub>	<i>p</i>	<i>n.a</i>	<i>n.a</i>	<i>n.a</i>	<i>n.a</i>
Fajszám	<b>5,66</b>	<b>&lt;0,001</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Zavarási érték	<b>6,24</b>	<b>&lt;0,001</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Fő biomassza frációk	<i>F</i> <sub>4,145</sub>	<i>p</i>	n.a	n.a	n.a	n.a
Élő biomassza	<b>2,49</b>	<b>0,046</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Avar	<b>10,97</b>	<b>&lt;0,001</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Specifikus biomassza frációk	<i>F</i> <sub>4,145</sub>	<i>p</i>	<i>n.a</i>	<i>n.a</i>	<i>n.a</i>	<i>n.a</i>
Évelő kétszikű	<b>25,88</b>	<b>&lt;0,001</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Évelő fűnemű	<b>3,21</b>	<b>0,015</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Rövid életű kétszikű	<b>11,20</b>	<b>&lt;0,001</b>	n.a	n.a	n.a	n.a
Rövid életű fűnemű	0,27	0,897	n.a	n.a	n.a	n.a

**3. sz. függelék** (folytatás). A legelésintenzitás, a legelő állat, valamint a kettő interakciójának a hatása a három tanulmányban vizsgált változókra. A szignifikáns különbségeket ( $p < 0,05$ ) **félkövér** karakterek, a marginálisan szignifikáns különbségeket ( $p < 0,1$ ) pedig *dőlt* karakterek jelölik.

Tulajdonságok	Legelésintenzitás		Legelő állat		Legelésintenzitás × legelő állat	
<b>Magbank vizsgálata</b>						
	<i>F</i> <sub>3,117</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>1,117</sub>	<i>p</i>	<i>F</i> <sub>3,117</sub>	<i>p</i>
Shannon-diverzitás	<b>3,266</b>	<b>0,024</b>	0,748	0,389	4,038	0,009
Egyenletesség	0,966	0,411	0,001	0,997	1,749	0,161
<i>Fajsám</i>						
Teljes	<b>2,691</b>	<b>0,049</b>	1,780	0,185	<b>7,208</b>	<b>&lt;0,001</b>
Rövid életű kétszikű	1,459	0,229	0,855	0,357	<i>2,344</i>	<i>0,077</i>
Rövid életű fűnemű	<b>5,953</b>	<b>0,001</b>	0,876	0,351	1,751	0,160
Évelő kétszikű	0,506	0,679	1,060	0,305	<b>3,557</b>	<b>0,017</b>
Évelő fűnemű	0,013	0,998	0,889	0,348	<b>3,534</b>	<b>0,017</b>
<i>Magbank sűrűség</i>						
Teljes	<b>3,117</b>	<b>0,029</b>	<b>7,030</b>	<b>0,009</b>	<b>98,919</b>	<b>&lt;0,001</b>
Rövid életű kétszikű	<b>26,154</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,015	0,902	<b>21,274</b>	<b>&lt;0,001</b>
Rövid életű fűnemű	<b>6,861</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,280	0,598	<b>20,347</b>	<b>&lt;0,001</b>
Évelő kétszikű	<b>26,468</b>	<b>&lt;0,001</b>	<i>3,092</i>	<i>0,081</i>	<b>62,217</b>	<b>&lt;0,001</b>
Évelő fűnemű	<b>11,003</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,514	0,475	<b>58,055</b>	<b>&lt;0,001</b>
<i>Közösségsúlyozott átlagok</i>						
LA	<b>8,356</b>	<b>&lt;0,001</b>	2,650	0,106	<b>4,485</b>	<b>0,005</b>
LDMC	<b>20,913</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,343	0,559	<b>5,272</b>	<b>0,002</b>
SLA	<b>12,657</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,018	0,315	<b>6,404</b>	<b>&lt;0,001</b>
C koordináta	<b>5,028</b>	<b>0,003</b>	0,436	0,510	1,488	0,222
S koordináta	<b>14,877</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,292	0,590	<b>5,990</b>	<b>0,001</b>
R koordináta	<b>14,886</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,099	0,754	<b>8,068</b>	<b>&lt;0,001</b>