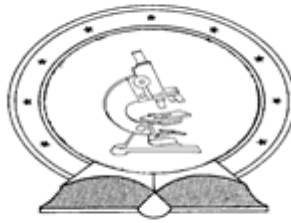


DE-TTK



1949

**Természetvédelmi célú legeltetés hatása a rövid fűvű szikes
gyepek vegetációjára intenzitási grádiens mentén**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

TÓTH EDINA

Témavezető:

Dr. Török Péter

Tudományos tanácsadó

Az MTA Doktora

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2017

A doktori értekezés betétlapja

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és teresztris ökológia** doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2017. szeptember 13.

.....
a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Tóth Edina** doktorjelölt 2014-2017 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és teresztris ökológia** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2017. szeptember 13.

.....
témavezető aláírása

A doktori értekezés betétlapja

**TERMÉSZETVÉDELMI CÉLÚ LEGELTETÉS HATÁSA A RÖVID
FÜVŰ SZIKES GYEPEK VEGETÁCIÓJÁRA INTENZITÁSI
GRÁDIENS MENTÉN**

**EFFECTS OF LIVESTOCK GRAZING ON THE VEGETATION OF
SHORT-GRASS ALKALI GRASSLANDS ALONG AN INTENSITY
GRADIENT**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében a
Környezettudomány tudományágban

Írta: **Tóth Edina** okleveles Természetvédelmi mérnök

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász Nagy Pál Doktori Iskolája**
(**Kvantitatív és teresztris ökológia** Doktori programja) keretében

Témavezetők:

Dr. Török Péter

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:

tagok:

..... ..

A doktori szigorlat időpontja:

Az értekezés bírálói:

..... ..

..... ..

A bírálóbizottság:

elnök:

tagok:

..... ..

..... ..

..... ..

Az értekezés védésének időpontja: 2017.

Tartalom

Bevezetés és irodalmi áttekintés.....	9
Anyag és módszer.....	21
A vizsgálati terület bemutatása.....	21
Mintavételi elrendezés.....	23
Adatgyűjtés és adatfeldolgozás.....	25
Eredmények.....	27
Pásztoroló és szabad legeltetés funkcionális összehasonlítása.....	27
Hagyományos szarvasmarha és juhlegelés funkcionális összehasonlítása.....	31
Diskusszió.....	37
Pásztoroló és szabad legeltetés funkcionális összehasonlítása.....	37
Hagyományos szarvasmarha és juhlegelés funkcionális összehasonlítása.....	42
A legelő állat hatása a diverzitásra és a traitek összetételére.....	42
A legelés intenzitásfüggő hatása.....	45
Irodalom.....	51

Bevezetés és irodalmi áttekintés

Az európai gyepek a kontinens biológiai sokféleségének fő hordozói, számos taxonómiai csoport tekintetében illetve a veszélyeztetett fajok számát és arányát tekintve is az élen állnak az oligotróf vizes élőhelyeket követően (Bohn et al. 2004, Korneck et al. 1998). Számos növény- és állatfaj kötődik hozzájuk életük bizonyos szakaszában, élő-, táplálkozó- vagy szaporodó helyként használva a gyepeket (Kárpáti 2001, Kiss et al. 2016), így tehát a tájléptékű biodiverzitás megőrzésében is kiemelt jelentőségük van (Cousins & Lindborg 2008). Az európai endemikus edényes növényfajok 18,1%-a kötődik gyepterületekhez, ami jóval magasabb arányt jelent, mint az összességében kiterjedtebb erdei élőhelyek esetében tapasztalt érték (Hobohm & Bruchmann 2009, Habel et al. 2013). Az világ összes lepkefajának egyötöde, míg az európai lepkefajok egyharmada, a pillangók 63%-a kötődik gyepekhez valamely életszakaszában (WallisDeVries & van Swaay 2009), ráadásul a gyógynövényeknek is több mint egyharmada gyepekhez kötötten fordul elő (Korneck et al. 1998). A hazai gyepterületek természetvédelmi jelentősége is kiemelkedő, mivel a védett és fokozottan védett növényfajok 75%-a, a védett és fokozottan védett állatfajoknak pedig csaknem 50%-a kötődik gyepekhez valamely életszakaszában (Török et al. 2013a). Mindezek okán napjaink restaurációs ökológiai kutatásainak és a természetvédelmi gyakorlat kiemelten fontos kérdése és feladata a gyepek biodiverzitásának helyreállítása és megőrzése (Wallis de Vries et al. 1998, Isselstein et al. 2005, Török et al. 2011ab, Dengler et al. 2014).

A gyepek igen fontos agrár-ökoszisztémák is, hiszen Közép-Európa mezőgazdasági területeinek 30%-át fűves élőhelyek adják, az Európai

Unióban (EU25) a mezőgazdasági területek 30 %-a gyepek művelési ágba tartozik (EUROSTAT) (Zimkova et al. 2007, Isselstein et al. 2005). Azonban Európa számos pontján a gyepek kezelése nem megfelelő, a területek túllegelték (Bakker & Berendse 1999, Angassa 2014, Hu et al. 2015). Emiatt a biológiai sokféleség megőrzésében a féltermészetes és száraz gyepeknek igen nagy jelentősége van a mezőgazdaság által dominált területeken is (WallisdeVries et al. 1998, Dengler et al. 2014). Ezért a gyepi biodiverzitás megőrzése kiemelten fontos olyan agrártípusokon, ahol az extenzív gyepek számos veszélyeztetett növény- és állatfaj menedékei lehetnek (Cousins & Lindborg 2008). Azonban a kezelésbe bevonni kívánt gazdálkodók legtöbbször elutasítók, kritikusak a természetvédelemmel szemben (Kelemen et al. 2013). Szerencsére léteznek azonban ellenpéldák is, olyan gazdálkodók, akik a hagyományos ökológiai ismereteket alkalmazzák is a mezőgazdasági gyakorlatban. Babai & Molnár (2014); illetve Babai et al. (2014) részletesen is foglalkoznak a generációkon át öröklődő, kulturálisan átadott tudás és kezelési tevékenység fontosságával.

A korábban Európa-szerte nagy kiterjedésű és összefüggő gyepterületek esetében az utóbbi mintegy két évszázadban a jelentős területcsökkenésen és fragmentálódáson túlmenően a biodiverzitás jelentős csökkenése volt jellemző (Dengler et al. 2014, Habel et al. 2013). A gyepek leromlása a biodiverzitás csökkenésén keresztül számos fontos ökoszisztéma szolgáltatás sérüléséhez és elvesztéséhez vezethet (Tscharrntke et al. 2012, Habel et al. 2013, Papanastasis et al. 2015, Sutcliffe et al. 2015). A gyepek degradációja a fajösszetétel kedvezőtlen változásaihoz (Dengler et al. 2014, Valkó et al. 2011, 2012), a növény- és állatfajoknak (Bohner 2007) és azok élő-, táplálkozó- és szaporodó helyeinek elvesztéséhez vezet. Pedig a gyepek olyan fontos feladatokat látnak el, mint az élelmiszer- és takarmánytermelés, a tápanyagok újrahasznosítása, a mikroklíma szabályozása, a helyi

hidrológiai viszonyok szabályozása, a nem kívánatos organizmusok visszaszorítása és a káros vegyi anyagok semlegesítése (Altieri 1999).

A korábban jellemző összefüggő és kiterjedt gyepterületek elvesztéséhez számos veszélyeztető tényező járult hozzá, és a fennmaradt területeket ezek a továbbiakban is fenyegetik. Az európai gyepek jelentős részét korábban beszántották, feltörték, intenzív művelés alá vonták vagy éppen erdőket telepítettek rájuk ültetvényyszerű fatermesztés céljából (Török 2014, Dengler et al. 2014, Henle et al. 2008, Pullin et al. 2009, Valkó et al. 2016, Prach et al. 2017). Prach et al. (2017) átfogóan összefoglalják és taglalják a gyepek eltűnéséhez és degradációjához vezető okokat. A gyepek eltűnéséért alapvetően a szántóterületekké alakítás, az urbanizáció, a kezelés felhagyását követő spontán cserjésedés és erdősülés illetve a tervszerű erdő és ültetvény-telepítés tehető felelőssé. A növekvő mezőgazdasági termelésnek köszönhetően számos gyepp beszántásra került, szántóterületté vált. Ez Kelet-Európában főként a szocialista tervgazdálkodás időszakára volt tehető, amikor mind az elsődleges, mind a másodlagos gyepeket rövid időn belül mezőgazdasági művelésbe vonták. Ennek következtében 1950 és 1980 között a gyepterületek közel kétharmada eltűnt. Ukrajna is a korábban igen számottevő sztyepp területeinek csupán 3%-át őrizte meg (Korochenko & Peregrym 2012), és jelentős területveszteség érte Bulgária hegyvidéki területeit és a Kárpát-medence több országát is (Valkó et al. 2012, Vassilev et al. 2011). Ennek ellenére is a kelet-európai régióban magas természetvédelmi értéket képviselő gyepek maradtak fenn, főként Bulgáriában, Magyarországon, Moldovában és Ukrajnában (Török et al. 2017). De Európán kívül az, orosz és kazah gyepterületek is hasonló csökkenő trendet mutatnak (Hölzer et al. 2002, Kamp et al. 2011). Mongóliai és kínai gyepterületek esetében jóval kisebb mértékű csökkenésről beszélhetünk (White et al. 2000).

A gyepterületek kiterjedésének csökkenése Európa nyugati felén is drasztikus mértéket mutatott; példaként kiemelhető, hogy például Wales természet közeli gyepeinek 90%-a, addig az észtországi jellegzetes alvar vegetáció 59-94%-a tűnt el az elmúlt közel száz évben (Stevens et al. 2010, Helm et al. 2006).

A felhagyott gyepterületeken beindult spontán cserjésedés és erdősülési folyamatok során főként szélterjesztésű fafajok (például *Betula* sp. és *Populus* sp.) és zoochor cserjék jelentek meg többnyire (például *Prunus* sp., *Crataegus* sp. vagy *Rosa* sp.) (Prach & Pyšek 2001, Jírová et al. 2011). Míg az erdősítés során gyorsan növvő, rövid vágás fordulójú fajokat telepítettek korábbi gyepek helyére. A gyepek degradációjáért Prach et al. (2017) főként a fragmentációt, a kezelés felhagyását, a légköri eutrofizációt, a megváltozott vízállapotot illetve gyepterület intenzitásának, frekvenciájának megváltozását teszik felelőssé. A fragmentáció erőteljesen csökkenti a gyepek kiterjedését és növeli a gyepfoltok izolációját; a felhagyás hatására a területek könnyedén vissza erdősülnek; a légköri nitrogén kiülepedése illetve a szerves és szervesetlen trágyázás, műtrágyák alkalmazása mellett a tápanyagszegény élőhelyek tápanyag-ellátottsága megváltozik. A korábbi nedves élőhelyek lecsapolása, a termőterületek növelés céljából, megváltoztatta a területek vízháztartását, a túllegelt vagy intenzíven kaszált gyepeknek csökkent a diverzitásuk, homogenizálódtak.

Penksza et al. (2008) nyomán tudjuk, hogy az 1900-as évek első felében a féltermészetes gyepek még egész Közép-Európában elterjedtek voltak. Azonban a 19. század második, a 20. század első felében, 1867-1913 között, a mai Magyarország összes gyepterületének közel 40%-a tűnt el. 1985-től 2000-ig további lassú ütemű területvesztés hatására, évi 1,13% körüli területcsökkenés volt megfigyelhető (Bíró et al. 2011). A kelet-európai régióban bár a gyepterületek jelenlegi kiterjedése több mint 29 millió hektár,

ennek alig 10-30%-a természetes vagy féltermészetes állapotú gyepek (Török et al. 2017-in press). A hazai gyepterületek becsült kiterjedése 2000-ben összesen 1 millió 51 000 ha volt (Bíró et al. 2011), ekkor a hazai gyepterületekből csak 256 674 ha volt oltalom alatt (Ángyán 2000, Kárpáti 2007). 2014-ben a gyepek művelési ágban lévő területek kiterjedése 761 000 és 1 millió 48 000 hektár között volt a különböző források (KSH, Corine 50, MÉTA) szerint (Tasi et al. 2014).

A megmaradt gyepterületek jelentős természetvédelmi értékkel bírnak, és legalább részben mozaikos jellegük miatt biológiai sokféleségük igen sokrétű (Dengler et al. 2014). Mivel az európai gyepterületek jelentős része korábban erdőirtások következtében alakultak ki, ezért fenntartásukhoz többnyire alacsony intenzitású kaszálás vagy legeltetés szükséges (Fisher & Wipf 2002, Török et al. 2014). A természetvédelmi célú gyepek kezelésének hatékony eszközei lehetnek a hagyományos legeltetés, a kaszálás, illetve egyéb természetkímélő gazdálkodási módok alkalmazása (Tälle et al. 2016, Láng 1997). Európa szerte a gyepek diverzitásának megőrzése összekapcsolódik az alacsony intenzitású gyepgazdálkodással, mint ahogyan az az extenzíven kezelt gyepekben is jellemző (Báldi et al. 2013, Dengler et al. 2014, Dumont et al. 2011).

Az élelmiszertermelés iparivá válása azonban a teljes állatállomány és a legeltetés csökkenését eredményezték (Isselstein et al. 2005), ezek a változások pedig helyenként a hagyományos legeltetési rendszerek megszűnéséhez vezettek. Így mindenképpen szükség van manapság fejlettebb gazdálkodási ismeretekre, melyek jobban integrálják a biológiai sokféleség és a fajgazdag legelőgazdálkodás céljait (Isselstein et al. 2005). Habár Sutcliffe et al. (2015) úgy vélik, hogy főként a Közép- és Kelet Európai országokban nem megfelelő módon tervezettek és kivitelezettek az agrár-környezetvédelmi támogatásokkal összefüggő beavatkozások, a

természetvédelemben dolgozó szakemberek és felelős szervezetek próbálnak gazdaságilag is elfogadható, költséghatékony kezelési módokat találni, melyek a gyakorlatban is megvalósíthatóak, így biztosítva a gyepék biológiai sokféleségének megőrzését és egyben gazdasági fenntarthatóságát. Prach et al. (2017) és Török et al. (2011a) munkájukban összefoglalják napjainkban a gyepék megőrzésére és helyreállítására vonatkozó kezelési módokat, részletesen kitérve az egyes kezelések költségeire, előnyeire, feltételeire.

Napjainkban a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlatban is egyre elterjedtebbé vált a hagyományos alacsony intenzitású extenzív legeltetési rendszerek alkalmazása (Ausden et al. 2005). Természetvédelmi szempontból előnyös megoldás lehet a korábban intenzíven művelt területek ökológiai szempontú gazdálkodási rendszerekké történő átalakítása is. Fisher & Wipf (2002) és Pykälä (2003) is kiemelik, hogy a tervszerű és mértéktartó módon zajló legeltetés bölcs hasznosítási mód lehet felhagyott mezőgazdasági területek esetében is. Számos szerző hívja fel a figyelmet a hagyományos kezelések, kaszálás, legeltetés újbóli bevezetésének pozitív hatásaira (Galvánék & Lepš 2008, Valkó et al. 2011, 2012). Az extenzív legeltetés segítheti a közösségre jellemző fajok megtelepedését növelve ezzel a gyepék természetességét és fajgazdagságát (Török et al. 2011a). A növényzet legelésre adott válaszait igen erősen befolyásolja (i) a legelő állatfaj, (ii) a legelés intenzitása és tartama, illetve (iii) a gyep fajösszetétele és egyéb jellemzői (Schaich et al. 2010, Peco et al. 2012, Jerrentrup et al. 2015).

Európa-szerte az ökológiai szemléletű gyepek kezelésben leginkább a szarvasmarhával és juhval történő legeltetést alkalmazzák (Dumont et al. 2011, Peco et al. 2006). Hazánkban is használatos mindkét állatfaj a legeltetési gyepek kezelésében.

Saláta et al. (2012) összefoglalása szerint a nagytestű növényevők általi legelés megváltoztatja a gyep társulások primer produkcióját (Noy-Meir et al. 1989), térbeli heterogenitását (Adler & Lauenroth 2000, Peco et al. 2006), a növényzet struktúráját (Sala 1988), fajösszetételét (Kahmen et al. 2002) és fajdiverzitását is (Virágh & Bartha 1996, Pykälä et al. 2005, Fuhlendorf & Smeins 1999, Cipriotti & Aguiar 2005, Catorci et al. 2011ab). Számos szerző utal arra, hogy a robosztus, nagytestű növényevőkkel való legeltetés egyértelműen pozitív hatást gyakorol a vegetációra (Bartoszuk et al. 2001, Mann & Tischew 2010, Gilhaus et al. 2014, Török et al. 2014, Török et al. 2016a), így a hagyományosan legeléssel fenntartott szikes gyepekre is (Török et al. 2014).

Több tanulmány is foglalkozik a szarvasmarha legeltetés gyepekre, a növényzet összetételére, diverzitására, fajgazdagságára gyakorolt hatásaival, például Bullock & Pakeman 1997, Bartoszuk et al. 2001, Rogalski et al. 2001, Fisher & Wipf 2002, Pykälä 2005, Dumont et al. 2007, Mann & Tischew 2010, Török et al. 2014, Gilhaus et al. 2014, Cornelissen & Vulink 2015, melyekre alapozva kijelenthető, hogy a szarvasmarha legelés mozaikos, heterogén vegetáció struktúráját alakíthat ki, mely a gyepi biodiverzitás és az élőhely foltok megőrzése szempontjából egyaránt pozitív hatású (Metera et al. 2010). A korábbi vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a szarvasmarha esetében a hagyományos, pásztoroló legeltetés, és a szabad legeltetés egyaránt megfelelő lehet a kívánt természetvédelmi és gyepkezelési célok eléréséhez (Török et al. 2016a). Európa szerte a száraz gyep kezelésére a legeltetés különböző formáit alkalmazzák (Dostálek & Frantik 2008). Több szerző (Cerdà & Lavee 1999, Palacio et al. 2014, Pulido et al. 2016) kiemeli viszont, hogy az intenzitás és a legelő állat megfelelő megválasztása száraz gyep esetében kiemelten fontos, mivel a nem megfelelően megtervezett legelés a gyepterkezet tartós károsodásához,

degradálódáshoz illetve szélsőséges esetekben elsivatagosodáshoz is vezethet.

Számos irodalom számol be arról, hogy a juhlegeltetés is eredményesen használható hegyvidéki területeken (Nowakowski et al. 1999, 2000), valamint alföldi területeken egyaránt (Groberek 2005). A juhlegeléssel kapcsolatosan azonban egyértelműen elmondható, hogy alacsonyabb taxon- és funkcionális diverzitású gyepek eredményez (Rook et al. 2004, Sebastià et al. 2008, Jerrentrup et al. 2015, Pykäla 2005).

A két állatfaj, azaz a szarvasmarha és a juh vegetációra gyakorolt hatásai erőteljesen különbözőek, melyek egyrészt az eltérő testméretre és eltérő legelési magasságra, másrészt a eltérő táplálkozási stratégiáikra is visszavezethetőek. Míg a szarvasmarha táplálkozását tekintve generalista (Rook et al. 2004), addig a juh jobban megválogatja táplálékát, a kétszikűekre erősen szelektív (Jerrentrup et al. 2015). Ezen kívül a juhok váltakozva használják a MQ (maximising for forage quality) és MI (maximising intake) stratégiákat, élőhelytől függően (Mladek et al. 2013). Mivel juhlegelés a kétszikűekre nézve erősen szelektív lehet, így a juhlegelés a kétszikű fajok alacsonyabb borítási értékeit eredményezheti (Jerrentrup et al. 2015), beleértve a pillangósvirágú fajokat is (Nolan et al. 2001). Táplálkozásának módja is alátámasztja, hogy erősen szelektíven legel. Rook et al. (2004) bemutatták, hogy a juhok a talajfelszínhez egészen közel, metszőfogukkal harapják le a kívánt növényegyedet, így fajra, sőt növényegyedre nézve is szelektíven legelnek. Warda & Rogalski (2004) szerint ez a szelektív legelés növeli a kellemetlen ízű fajok borítási értékeit, de ugyanakkor támogatja a mozaikosabb tájszerkezet kialakulását. A juh ráadásul alacsonyabb bélkapacitással rendelkezik, mint a szarvasmarha. Nehezen emésztenek meg bizonyos növényeket, illetve növényi részeket, így inkább magasabb tápértékű növényi részeket fogyasztanak (Rook et al.

2004), bár növekvő intenzitás mellett csökkenhet a legelő állatfajok szelektivitása (Dumont et al. 2007, Rook et al. 2004).

Scimone et al. (2007) szerint a legelési intenzitás is kiemelten fontos, és már önmagában véve is jelentős hatást gyakorol a gyepekre. A gyepek legeltetésre adott válaszaiban nagyban függnek a legelési intenzitástól, ennek ellenére számos tanulmány csak „legelt” és „nem legelt” kategóriákat használva veti össze a legelés hatásait (Díaz et al. 2007, Overbeck 2014, Tarhouni et al. 2015). Általában az alacsony produktivitású gyepeken a növekvő legelési intenzitás csökkenti a fajgazdagságot, azonban a magas produktivitású területeken ellentétes trend látható. Magas produktivitású területeken a növekvő intenzitású legelés növeli a diverzitást, a domináns kompetítor fajok visszaszorítása mellett szabad növényzetmentes felszín kialakításával, melyekben könnyebben képesek megtelepedni az alárendelt szerepű célfajok (Bullock et al. 2001, Lezama et al. 2014). A legelési intenzitás megválasztásánál fontos lenne az optimális középút megtalálása és alkalmazása a gyepterületek hosszú távú fenntartásához, egyik szélsőség sem megfelelő a sérülékeny gyepek megőrzéséhez, fenntartásához

Peco et al. (2006) mediterrán dehesa gyepeken végzett vizsgálataiban kimutatta, hogy a legeltetés hosszú távú elhagyása a gyepi fajok több mint 60%-ának eltűnéséhez vezethet. Az alullegetetés azonban ugyanolyan káros lehet a biodiverzitásra, mint a túllegeltetés (Scimone et al. 2007). Az alullegetetés hatására fokozatosan tűnnek el a legeléstűrő endemikus fűvek és pillangós fajok (Peco et al. 2006). Az alacsony intenzitású legeltetés növeli a fauna fajgazdagságát is, különösen a lepkékét, a szöcskékét és a talajlakó ízeltlábúakét (Wallis de Vries et al. 2007). A mérsékelt legeltetés hasznos eszköz lehet Európa számos részén a cserjék visszaszorításának, mivel a kihasználatlan területek alacsony legelési nyomása, felhagyása cserjésedéshez vezet (Casasus et al. 2007, Bailey et al. 1998). A mérsékelt

legeltetés segít kialakítani egy mozaikos tájszerkezetet alacsonyabb és magasabb vegetációjú növényzeti foltok létrehozásával, kontrasztos növekedési formákkal és kompetitív kölcsönhatásokkal (Milchunas et al. 1988). Az extenzív és a fél intenzív legeltetés pozitívan hat a diverzitásra. Úgy tűnik, hogy a legelők alacsony telepítési sűrűsége megkönnyítheti a különböző gyepek helyreállítását és javítja az állatok egyéni teljesítményét (Isselstein et al. 2005, Tallowin et al. 2005). A túllegeltetés azonban hat a talajtulajdonságokra is, melynek következtében csökken a beszivárgás mértéke, kisebb a talajnedvesség és a termékenység, megváltozik a mikrobiológiai aktivitás és nő az erózió mértéke (Czeglédi & Radácsi 2005, Thurow 2005). Nagy legeltetési nyomás mellett csökken a biodiverzitás, megváltozik a gyepek összetétele, és nem kívánatos invazív fajok megjelenéséhez vezethet. A túllegeltetés következtében a gyepterületek átalakulnak, degradálódnak; a növények fajszáma lecsökken (Penksza et al. 2005).

Eddig számos hazai és nemzetközi együttműködésben végzett kutatás foglalkozott már a legelésnek a növényzet összetételére, fajgazdagságra, diverzitására gyakorolt hatásaival, a funkcionális változókon, úgynevezett növényi tulajdonságokon alapuló terepi vizsgálatok ritkának tekinthetőek. Akadnak olyan vizsgálatok, melyekben csak egy állatfaj hatásait nézték különböző intenzitású legelés mellett (Diaz et al. 2001). Mások egy adott intenzitás mellett vizsgálták különböző legelő állatok gyepekre gyakorolt hatását (Dumont et al. 2011). Török et al. (2014) pedig egyféle állat- és intenzitási szint hatását vetették össze különféle gyeptípusokban. Azonban a legelő állat és az intenzitás funkcionális növényi tulajdonságokra (trait-ekre) gyakorolt hatásaival még csak kevesen foglalkoztak (de lásd például Klimešová et al. 2008, de Bello et al. 2006, Kleinebecker et al. 2011, Jerrentrup et al. 2015).

A funkcionális tulajdonságokon alapuló megközelítés napjainkban egyre inkább terjedőben van (Teuber et al. 2013, Kechang et al. 2015, Komac et al. 2015), ugyanis ezek a típusú vizsgálatok segíthetnek a vegetációs változásokat alakító háttérmechanizmusok feltárásában és megértésében (Villéger et al. 2008, Carmona et al. 2012). Mindez elengedhetetlen az ökoszisztémák működésének és a lokális és tájleptékű biodiverzitás-mintázat megváltozásának megértéséhez (Villéger et al. 2008, Carmona et al. 2012). A növényi tulajdonságok vagy jellegek olyan növénybiológiai jellemzők, melyek reagálnak az adott ökoszisztémát ért hatásokra (Keddy 1992, Kelly 1996, Gitay & Noble 1997, Lavorel et al. 1997, Kahmen & Poschlod 2008). Kahmen & Poschlod (2008) nyomán olvashatjuk, hogy ezen túlmenően az esetleges változások előrejelzésében is segíthetnek a növényi tulajdonságokon alapuló elemzések, rámutatva a kezelések és a gazdálkodás megváltozás hatásai mögött húzódó folyamatok fontosságára (Bakker et al. 1996, Noble & Gitay 1996, Roberts 1996ab, Campbell et al. 1999, Kleyer 1999, Pausas 1999). A növényi jellegeken alapuló vizsgálatok felfedik a fajok egymás mellett élésének hátterét és a fajok viselkedési stratégiáit a környezetvédelmi kihívásokkal szemben (Bernard-Verdier et al. 2012, Carboni et al. 2014, Wellstein et al. 2014, Dengler et al. 2014).

A legeltetés növényzetre gyakorolt specifikus hatásainak ismerete így igen fontos lenne, ez a tény pedig alátámasztja a finom léptékű vizsgálatok fontosságát. Kevés vizsgálat foglalkozik továbbá annak összehasonlításával, hogy mely tényező lehet fontosabb a legelés bevezetésénél egy területre, a legelés intenzitása vagy pedig a legelő állatfaj. Pedig ez a típusú összehasonlítás indokolt az olyan gyepterületek esetében, ahol több alternatíva kínálkozik a legelő állat típusára és az intenzitásra nézve.

A doktori disszertációmban ismertetett eredmények hozzájárulhatnak ezen ismerethiány pótlásához, gazdagítva az összehasonlító jellegű tanulmányok

szűk körét a témában. Vizsgálataim során arra helyeztem a hangsúlyt, hogy két esettanulmányon keresztül rövid fűvű szikes gyepekben vizsgáljam eltérő intenzitású szarvasmarha, illetve juhlegelés a növényzet összetételére, diverzitására, fajgazdagságára és a növényközösségek funkcionális jellegeire gyakorolt hatásait. Kutatásunk során a két tervezett vizsgálattal az alábbi vizsgálati kérdésekre kerestük a választ:

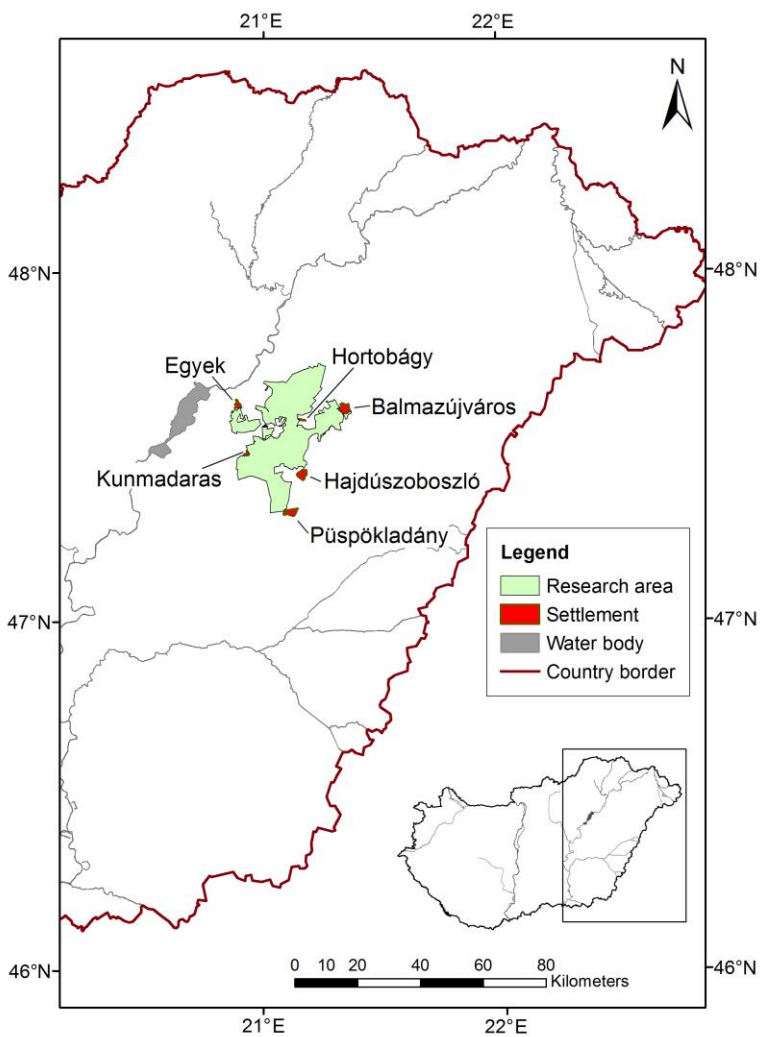
- (i) Hogyan változik növekvő legelési intenzitás mellett a gyepek fajgazdagsága, diverzitása és egyenletessége?
- (ii) Hogyan hat a legeltetés a funkcionális növényi tulajdonságok, illetve jellegek összetételére és eloszlására?
- (iii) Mennyiben helyettesíthető funkcionális szempontból a hagyományos pásztoroló legeltetés a szabad legeltetéssel a kezelt gyepek összetétele és diverzitása tekintetében?
- (iv) Alacsonyabb taxonómiai és funkcionális diverzitást illetve alacsonyabb kétszikű borítást eredményez-e a juhlegelés a szarvasmarha legeltetéssel összehasonlítva?
- (v) Intenzitásfüggő-e az eltérő legelő állat (juh, szarvasmarha) legeltetésnövényzetre gyakorolt hatása (azaz a tapasztalt különbségek a két típusú legelő állat esetében alacsony intenzitás mellett kifejezettebbek, mivel növekvő intenzitás hatására csökken a legelési szelektivitás mértéke)?

Anyag és módszer

A vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálati területek a Hortobágyi Nemzeti Park területén, Hortobágy, Egyek, Balmazújváros, Tiszaújváros, Püspökladány és Kunmadaras települések 35 km-es körzetében helyezkednek el. A mintaterületeken jellemzően kicsi a mikrodomborzat egyenetlensége és alacsony a talaj nedvességtartalma (Deák et al. 2014, 2015). A vizsgálati terület mérsékelt kontinentális klímájú, 9,5 °C átlagos középhőmérséklettel, és 550 mm átlagos évi csapadékmennyiséggel. Az éves csapadékmaximum általában júniusra esik (ez átlagosan mintegy 80 mm). A csapadék eloszlásában jellemzően nagy évek közötti fluktuáció tapasztalható (Lukács et al. 2015). A vegetáció felmérését megelőző évben (2013) az átlagokhoz képest melegebb és csapadékosabb volt az időjárás. 2014 tavasza meleg, azonban az előző évhez képest szárazabb volt (OMSZ 2015). Az időjárásban megfigyelhető eltérések eltérő hatást gyakorolnak az egyes fajcsoportokra, ezek a feltételek kedveztek a rövid életű fajok megtelepedésének.

Vizsgálatainkban ürmös szikespuszta gyepek kerültek kiválasztásra, melyek jellemző domináns fajai az *Artemisia santonicum* és a *Festuca pseudovina*, utóbbi a vizsgálati kvadrátokban olykor 70%-ot meghaladó borítással van jelen. A kiválasztási folyamatban a Hortobágyi Nemzeti Park munkatársai is segítségünkre voltak. A rövid fűvű szikes gyepek könnyen elkülöníthetőek voltak a többi, magasabb fűvű vegetációtípustól. A kiválasztott rövid fűvű szikes gyepek az alacsony produktivitású gyepek közé sorolhatóak. Fenntartásuk és kezelésük eszköze általánosan a hagyományos alacsony intenzitású legeltetés, szarvasmarha illetve juh bevonásával.



1. ábra. A vizsgálati területek elhelyezkedése

Megőrzésük jelentős hazai és nemzetközi természetvédelmi érdek, ugyanis értékes részei a NATURA2000 hálózatnak, melyen belül is kiemelt jelentőségűek. Refúgium területei számos növény- és állatfajnak, mint például a *Cirsium brachycephalum* vagy a *Gortyna borelii lunata*.

Ezek az élőhelyek Európa szerte egyikei a legjobb állapotban megmaradt gyepi élőhelyeknek, hiszen talajuk mezőgazdasági művelésre nem alkalmas. Eliás et al. (2013) összegző cikkében is hangsúlyozta, hogy a legnagyobb kiterjedésben és legjobb állapotban Magyarország területén találhatóak ezek a gyeptípusok. Az ürmös szikesek az év nagy részében száraz talajfelszínnel rendelkeznek, tavasszal indulnak el a szárazodási folyamatok; a talaj a nyár végére olyan mértékben kiszárad, hogy repedezett talajfelszín alakul ki. Ekkor a talaj ásványianyag-tartalma alacsonnyabbá válik, a felső talajrétegek sótartalma az alacsony és közepes tartomány között mozog (többnyire Na_2CO_3 és K_2CO_3) (Valkó et al. 2014). A talaj pH-értéke a lúgos tartományban mozog, a talaj vízkapacitása általában magas.

A választott területek jellemző fajai voltak: *Festuca pseudovina*, *Artemisia santonicum*, *Podospermum canum*, *Gypsophila muralis*, *Trifolium angulatum*, *T. striatum*, *T. retusum*, *Achillea setacea* és *A. collina*, *Lotus tenuis*, *Cerastium dubium*, *Plantago lanceolata*, *Inula britannica*, *Bupleurum tenuissimum*, *Limonium gmelinii* subsp. *hungarica*, és a *Carex stenophylla*. Az intenzíven legelt területeken rövid életű fajok voltak jelen, mint: *Hordeum hystrix*, *Bromus mollis*, *Cynodon dactylon* vagy az *Elymus repens*, *Matricaria recutita*, *Polygonum aviculare* (Török et al. 2011a, Deák et al. 2014).

Mintavételi elrendezés

Pásztorló és szabad legeltetés funkcionális összehasonlítása

A vizsgálatba összesen 15 területet vontunk be, melyeket szabad legeltetéssel, és hagyományos szarvasmarha legeltetéssel kezelték. A szabad legeltetéssel fenntartott gyepek közé 3 terület került, melyeket alacsony (0,1

állategység/ha a továbbiakban ÁE/ha) legeltetési intenzitás mellett egész évben a területeken lévő Heck-szarvasmarhával és Przewalski lovakkal legeltettek. A hagyományos legeltetéssel kezelt területeken a legelő állatfajta a magyar szürke szarvasmarha volt, szintén 3-3 mintavételi területen. Az állatok a területekre általában áprilistól voltak kihajtva, és egészen késő novemberig a területen tartózkodtak. A legelési intenzitások a következők szerint alakultak: alacsony: 0,5 ÁE/ha, közepes:1,5 ÁE/ha és magas: 2,5 ÁE/ha. További három túllegeltetett területet is bevontunk a vizsgálatba, melyeken a legelés intenzitása 4 ÁE/ha volt; a területeket szarvasmarha, juh, és kis mértékben szamár legelte. Az edényes növények valamint a mohák és zuzmók százalékos borítási értékeit 2014 májusának végén rögzítettük, összesen 150 db, 2×2 méter területű mintanégyszetben.

Hagyományos szarvasmarha és juhlegeltetés funkcionális összehasonlítása

A vizsgálatba összesen 28 területet vontunk be. A kiválasztott területeken a legelő állat magyar szürke szarvasmarha és juh volt. A kiválasztott területek megoszlása a következő volt: 13 volt a juhokkal, míg 15 szarvasmarhával legeltetett terület. A legelési intenzitás szintjei az alábbiak szerint alakultak: alacsonytól-közepes intenzitás: 0,5–1,5 ÁE/ha, illetve magas legelési intenzitás: 1,5–2,5 ÁE/ha. A juhek által legelt területeken a legelés intenzitása a következőképpen alakult: 5 terület esetében alacsony-közepes, míg 8 terület esetében magas volt. Ugyanez a szarvasmarha által legelt területek esetében 10 illetve 5 volt. A legelési intenzitás szintjei összhangban voltak az alkalmazott, helyi legeltetési rendszerekkel. Az edényes növények valamint a mohák és zuzmók borítási értékei 2014-ben, május végén kerültek felvételezésre, összesen 280 db, 2×2 méter alapterületű mintavételi négyszetben.

Adatgyűjtés és adatfeldolgozás

Mindkét vizsgálat esetében az adatgyűjtés és elemzés egyező módon történt. A növényi tulajdonság-alapú vizsgálatokhoz szükséges egyedi növényi tulajdonságok közül az egyszerűsített életforma típusok (rövidéletű, évelő egyszikűek, és kétszikűek, a virágzás kezdete (kezdő hónap) és a virágzás teljes időtartama (hónapok száma), rozettaképzés (igen/nem) valamint az átlagos növénymagasság (cm) Király (2009) határozókönyvéből kerültek kigyűjtésre. A növények klonális terjedőképességére vonatkozó adatokat a CLO-PLA (Klimešová & de Bello 2009) nemzetközi adatbázisból gyűjtöttem ki, ahol a laterális terjedés mértékét egy négyfokozatú étékelési rendszeren keresztül kategorizálják, a laterális terjedés éves mértéke szerint (m/év). Ennek megfelelően a kategóriák a következők szerint alakulnak: (1) nincs ilyen terjedés, (2) az éves terjedés mértéke kevesebb, mint 0,1 m/év, (3) a terjedés mértéke 0,1 és 0,25 m/év közé tehető, (4) a terjedés meghaladja a 0,25m /év mértéket (Kelemen et al. 2015).

A jelen tanulmányokban vizsgált levél tulajdonságok a következők voltak (mértékegységek megtalálhatóak az 1. táblázatban): levél szárazanyag-tartalom (leaf dry matter content=LDMC a továbbiakban), száraz levéltömeg (leaf dry weight=LDW), levél terület (leaf area=LA), illetve a fajlagos levélfelület (specific leaf area=SLA). A levél tulajdonságok a LEDA (Kleyer et al. 2008) nemzetközi adatbázisból kerültek kigyűjtésre. Azon fajok esetében, ahol nem találtunk adatot, a standardizált mérési gyakorlatnak megfelelő módon (Cornelissen et al. 2003) végzett saját mérésekkel egészítettük ki az adatokat. A laterális terjedésre vonatkozó adatok a LEDA (Kleyer et al. 2008), illetve a D3 (Hintze et al. 2013) adatbázisokból származtak. Az ezermagtömeg adatok saját adatbázisunkból származtak, mely adatok már publikálásra kerültek korábban (Török et al. 2013b és 2016b). Az ürmös puszták természetvédelmi szempontból jelentős célfajai a

szervek korábbi tapasztalatai alapján kerültek kiválasztásra (Török et al. 2012, Kelemen et al. 2013). A fajokat ezeken túlmenően pillangós és nem pillangós csoportra is felosztottuk. Minden egyes mért tulajdonság esetén számoltunk közösségre jellemző súlyozott átlagot (community weighed mean = CWM), funkcionális divergenciát és Rao kvadratikus diverzitási indexet. Az egyedi tulajdonságok esetében számoltunk multi-trait indexeket: Rao kvadratikus diverzitási indexet, funkcionális egyenletességet és funkcionális divergenciát és a súlyozáshoz Euklidészi távolságfüggvényt használtuk (Mouchet et al. 2010, Pla et al. 2012). Kiszámítottuk továbbá a közösségek fajszámát, Shannon diverzitását és egyenletességét minden mintanegyzet esetében. A számításokhoz minden esetben az FDiversity programcsomagot használtuk (Casanoves et al. 2011).

Összevetettük a gyepek vegetációs, illetve funkcionális jellemzőit különböző intenzitású legelés mellett, melyhez egy- és kétváltozós általános lineáris modellt (GLM) és Tukey-tesztet alkalmaztunk, ahol a “legelési intenzitás” volt a rögzített, és a “gyeptípus” a véletlen faktor. A GLM kiszámításához SPSS 17.0 programcsomagot használtunk. A vizsgált növényi tulajdonságok közösségi súlyozott átlagai (CWM) és a legelési intenzitás kapcsolatának vizsgálatához PCA-t és CCA-t alkalmaztunk. A CCA elemzése során a megfigyelt mintázatot összevetettük a közösség fajainak felhasználásával készített véletlenszerű mintázatokkal Monte Carlo permutáció segítségével (499 véletlenszerű mintázat). A fenti sokváltozós elemzésekhez a CANOCO 4.5 programcsomagot használtuk (Lepš & Šmilauer 2003). Az egyes mintaterületek vegetáció összetételében tapasztalt különbségeket Bray-Curtis hasonlóság és NDMS ordináció segítségével jelenítettük meg, melyet R statisztikai környezetben számoltunk (2.11.1 verzió, R Development Core Team 2010).

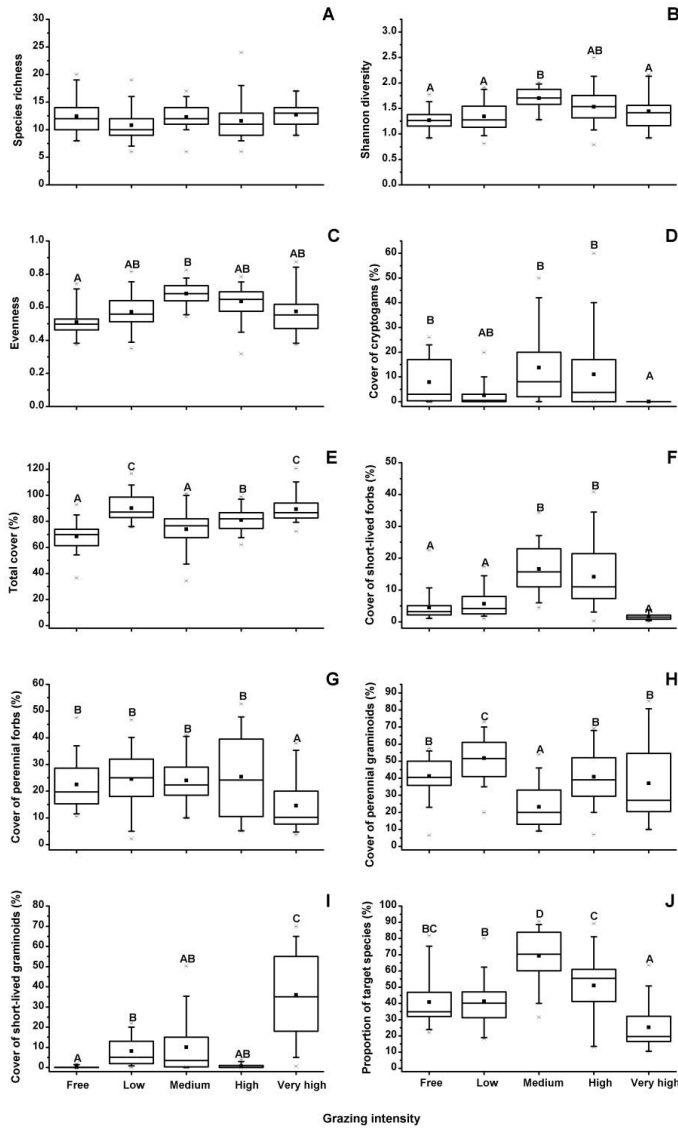
Eredmények

Pásztorló és szabad legeltetés funkcionális összehasonlítása

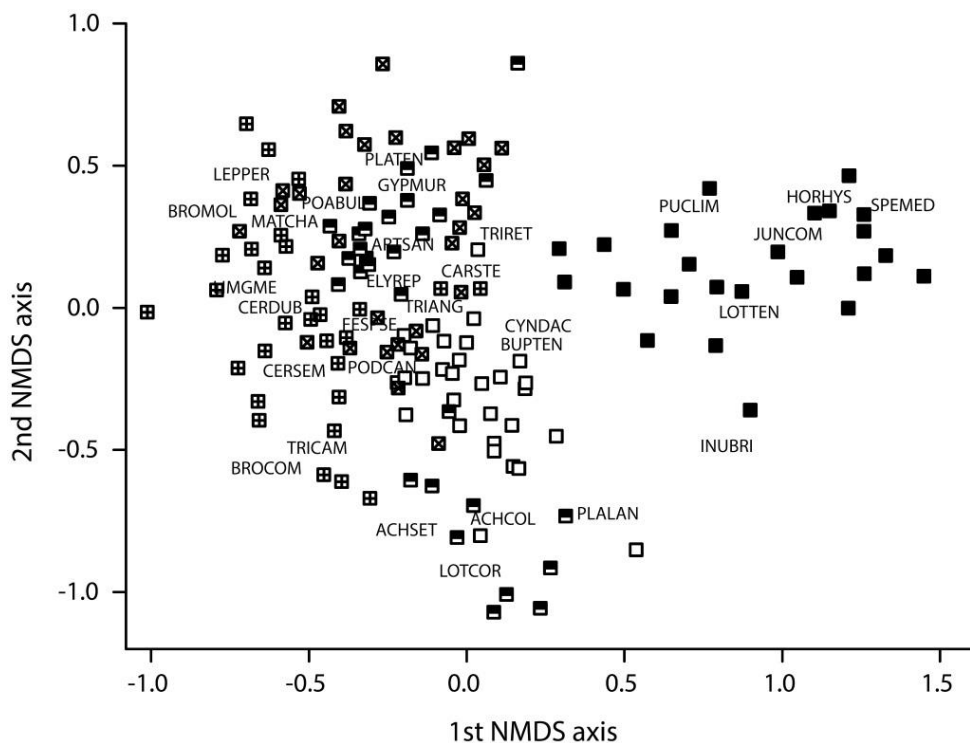
A kiválasztott 15 rövid fűvű szikes területen összesen 82 faj volt jelen, melyből 22 évelő kétszikű, 13 évelő egyszikű, 40 rövid életű kétszikű, illetve 7 rövid életű egyszikű volt.

Nem találtunk szignifikáns különbséget a különböző legelési intenzitással jellemezhető területek fajgazdagságában. A Shannon diverzitás és az egyenletesség esetében haranggörbe alakú összefüggés volt kimutatható, növekvő intenzitási grádiens mentén. A legmagasabb értékeket közepes legelési intenzitás mellett találtuk, míg az legalacsonyabb egyenletességi értékek a szabadon legelt területeken voltak kimutathatóak (2. ábra).

Ami a fajok összborítási értékeit illeti, növekvő legelési intenzitás mellett növekedett az összborítás, ami összhangban volt a rövid életű fajok borítás értékeinek növekedésével. Az NDMS ordináció jól mutatja, hogy a magas legelési intenzitással kezelt gyepék növényzetének összetétele eltér a többitől, ami vélhetően a sótűrő növényfajok (*Puccinellia limosa*, *Spergularia media*, *Lotus tenuis*) magas arányával, illetve a *Hordeum hystrix* magas borítási értékével magyarázható (3. ábra). A kriptogám fajok borítási értékei a legmagasabb intenzitás mellett voltak a legalacsonyabbak, a célfajok borítási értékei pedig szintén haranggörbe alakú összefüggést mutattak a legelési intenzitás növekedésével. A legmagasabb értékek közepes legelési intenzitás mellett voltak kimutathatóak (2. ábra).



2. ábra. (A–H) Az eltérő intenzitással legelt ürmös szikések növényzeti adottságainak változása (az eltérő betűjelek a szignifikáns különbségeket jelzik; a szignifikáns különbségek kimutatása GLM-t és Tukey teszt segítségével történt). Részábrák: Fajgazdagság (A; $F = 1,281$; $p = 0,278$), Shannon diverzitás (B, $F = 4,028$, $p = 0,004$), egyenletesség (C, $F = 5,092$, $p = 0,001$), kryptogám fajok borítása (D, $F = 13,472$, $p < 0,001$), összborítás (E, $F = 26,242$, $p < 0,001$), rövid életű kétszikűek borítása (F, $F = 36,308$, $p < 0,001$), élő kétszikűek borítása (G, $F = 41,328$, $p < 0,001$), élő egyszikűek borítása (H, $F = 6,211$, $p < 0,001$), rövidéletű egyszikűek borítása (I, $F = 14,376$, $p < 0,001$), célfajok százalékos borítása (J, kivéve *F. pseudovina*, $F = 31,929$, $p < 0,001$)



3. ábra. A növényzet összetétele a különböző intenzitással kezelt gyepekben, NDMS ordináció ábrázolva, Bray-Curtis hasonlóság alkalmazásával. Jelmagyarázat: üres szimbólum = szabad legeltetés, += alacsony intenzitású legelés, × = közepes intenzitású legelés, félig üres szimbólum = magas intenzitású legelés, teli szimbólum = nagyon magas intenzitású legelés. A fajneveket a genus és species nevek első három betűjéből képeztük, melyek a következők voltak: ACHCOL = *Achillea collina*, ACHSET = *Achillea setacea*, ARTSAN = *Artemisia santonicum*, BROCOM = *Bromus commutatus*, BROMOL = *Bromus mollis*, BUPTEN = *Bupleurum tenuissimum*, CARSTE = *Carex stenophylla*, CERDUB = *Cerastium dubium*, CERSEM = *Cerastium semidecandrum*, CYNDAC = *Cynodon dactylon*, ELYREP = *Elymus repens*, FESPSE = *Festuca pseudovina*, GYPMUR = *Gypsophila muralis*, HORHYS = *Hordeum hystrix*, INUBRI = *Inula britannica*, JUNCOM = *Juncus compressus*, LEPPER = *Lepidium perfoliatum*, LIMGME = *Limonium gmelinii* subsp. *hungarica*, LOTCOR = *Lotus corniculatus*, LOTTEN = *Lotus tenuis*, MATCHA = *Matricaria chamomilla*, PLALAN = *Plantago lanceolata*, PLATEN = *Plantago tenuiflora*, POABUL = *Poa bulbosa*, PODCAN = *Podospermum canum*, PUCLIM = *Puccinellia limosa*, SPEMED = *Spergularia media*, TRIANG = *Trifolium angulatum*, TRICAM = *Trifolium campestre*, TRIRET = *Trifolium retusum*. A 30 legnagyobb borítási értékű faj van ábrázolva

A gyepek funkcionális gazdagsága és a legelési intenzitás között nem volt kimutatható szignifikáns összefüggés. A legmagasabb Rao kvadratikus diverzitási index értékeket az alacsony intenzitású, szabad legeltetéssel kezelt területeken találtuk, valamint a Rao kvadratikus diverzitási index folyamatos csökkenését figyeltük meg az alacsonytól a nagyon magas legelési intenzitás felé, kivéve a szabadon legeltetett területeket. A gyepekben jellemzően a funkcionális egyenletesség a közepes legelési intenzitás mellett volt a legalacsonyabb, míg a funkcionális divergencia közepes és a magas intenzitás mellett egyaránt alacsony értékeket mutatott. Az egyedi növényi tulajdonságok funkcionális divergenciája esetében ismét egy haranggörbe rajzolódott ki, az alacsonytól a magas intenzitás felé (1. táblázat).

Jól láthatóak a GLM analízis eredményeiben, hogy a legelési intenzitás komplex hatást gyakorol a növényzetre. A funkcionális divergencia értékek haranggörbe alakú összefüggést mutatnak, az alacsony intenzitás felől a magas felé (1. táblázat). A 11 vizsgált növényi tulajdonság esetében vizsgáltuk az intenzitás és a mért átlagok összefüggését. A PCA ordináció tengelyeivel jelentős mértékben korreláló ($> |0,5|$) traiteket választottuk ki a kanonikus korrespondencia analízishez (CCA), melyek a következők voltak: átlagos növénymagasság (-0,739), LDMC (-0,792), levélrozettaképzés (0,797), SLA (0,928), ezer mag tömeg (0,691), terjedési sebesség (0,574) és a virágzás időtartama (0,706). Az első CCA tengely sajátértéke: 0,677, a második tengely sajátértéke 0,208 volt. A CCA-ban kimutatott mintázatok szignifikánsan különböztek a random mintázattól (a Monte Carlo permutációk száma 499, $F= 45,76$; $p=0,002$ az első tengelynél és $F= 20,18$, $p=0,002$ minden kanonikus tengelynél). A legelési intenzitás negatív összefüggést mutatott az átlagos növénymagassággal, illetve az LDMC-vel, azonban pozitívan korrelált a rozettaképzéssel, a fajlagos levélfelülettel, az ezermagtömeggel, a laterális terjedés sebességével, illetve a virágzási

periódussal. A virágzás kezdete azonban sem pozitívan, sem negatívan nem korrelált a legelési intenzitással (4. ábra). Ezeket a sok jellegén alapuló eredményeket nagyrészt az egyedi növényi tulajdonságok GLM analízise is megerősítette (1. táblázat).

Hagyományos szarvasmarha és juhlegeltetés funkcionális összehasonlítása

A kiválasztott 28 mintavételi terület, összesen 280 mintavételi négyzetében összesen 107 különböző növényfajt detektáltunk. Ezek közül 8 rövid életű egyszikű, 53 rövid életű kétszikű, 15 évelő egyszikű és 31 évelő kétszikű volt.

A juh által legelt területek fajgazdagsága szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a szarvasmarha által legeltéké, de a növekvő legelési intenzitás hatására a legelő állat típusától függetlenül csökkent a fajgazdagság. A Shannon diverzitás és az egyenletesség értékeire a legelő állat típusa szignifikáns hatást gyakorolt, azonban az intenzitás nem befolyásolta a kapott értékeket. Az alacsonyabb értékek a juh által legelt területeken voltak jellemzőek (2. táblázat, 5. ábra).

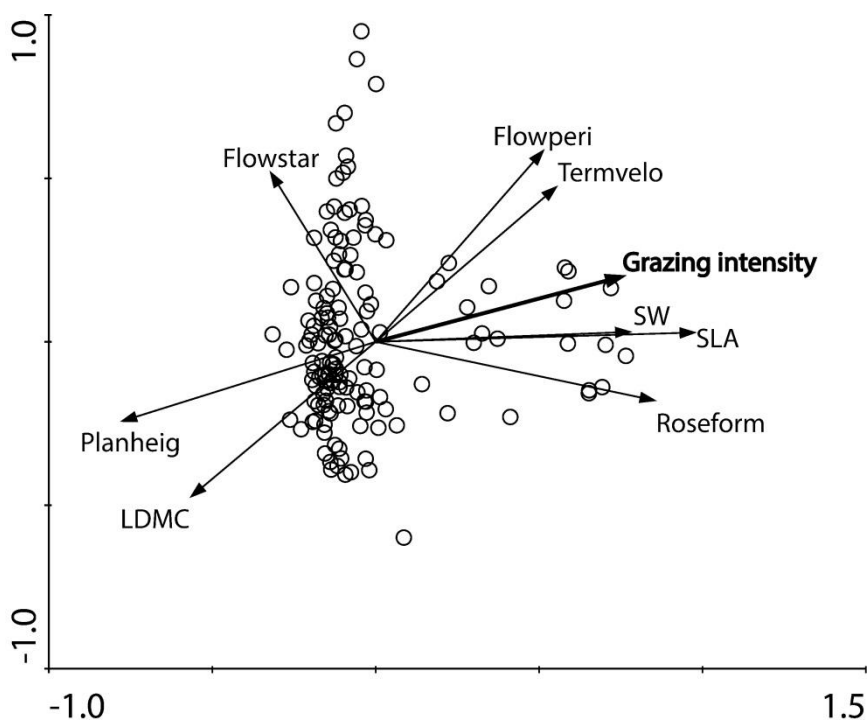
A rövid életű egyszikűek borítása csökkent a növekvő legelési intenzitás hatására a szarvasmarha és a juhval legeltetett területeken egyaránt. A rövid életű és az évelő kétszikűek borítása egyaránt alacsonyabb volt a juh által legelt területeken, mint a szarvasmarha által legelt területeken, függetlenül a legelési intenzitástól. Illetve hasonlóan a kétszikű fajokhoz, a pillangósvirágú fajok borításértékei is a juh által legelt területeken voltak a legalacsonyabbak, függetlenül a legelés intenzitásától (2. táblázat, 5. ábra).

1. táblázat. Ürmös szikések funkcionális növényi jellemzői eltérő legelési intenzitás mellett. Megjegyzés: * – csak a folytonos változókkal számoltunk. Egyváltozós GLM és Tukey teszt; a szignifikáns különbségeket **félkövérrel** emeltük ki. Az egyedi növényi tulajdonságok mértékegysége zárójelben, az egyedi tulajdonságok megnevezése mellett található.

	Intenzitás hatása		Intenzitás szintje				
	<i>F</i>	<i>p</i>	Szabad	Alacsony	Közepes	Magas	Túllegelt
			0.1 áe/ha	0.5 áe/ha	1.5 áe/ha	2.5 áe/ha	4 áe/ha
Funkcionális jellemzők							
Rao*($\times 10^4$)	5,812	<0,001	10,90 ^A	86,82 ^B	56,42 ^{AB}	49,05 ^{AB}	17,88 ^A
Funkcionális fajgazdagság * ($\times 10^8$)	1,452	0,220	3,08	18,17	13,47	12,89	2,04
Funkcionális egyenletesség*	4,983	0,001	0,39 ^{AB}	0,31 ^{AB}	0,25 ^A	0,39 ^B	0,38 ^B
Funkcionális divergencia*	5,304	0,001	0,61 ^{AB}	0,61 ^{AB}	0,54 ^A	0,72 ^B	0,55 ^A
Egyedi növényi tulajdonság indexek							
<i>Közösségi súlyozott átlag</i>							
Átlagos növénymagasság (cm)	24,74	<0,001	35,72 ^{BC}	38,03 ^C	32,60 ^B	36,04 ^C	27,64 ^A
Virágzás kezdete (hónap)	13,988	<0,001	5,48 ^{AB}	5,44 ^A	5,72 ^B	5,62 ^B	5,29 ^A
Virágzás időtartama (hónap)	6,616	<0,001	2,80 ^{AB}	2,73 ^A	3,00 ^{AB}	3,15 ^B	3,18 ^B
Klonális terjedés (1-4 kat.)	13,567	<0,001	2,24 ^{AB}	2,18 ^{AB}	2,01 ^A	2,38 ^B	1,97 ^A
Rozzettaképzés (igen/nem)	22,556	<0,001	0,20 ^A	0,22 ^A	0,23 ^A	0,19 ^A	0,53 ^B
LDW (g)	6,873	<0,001	9,50 ^A	46,17 ^B	28,32 ^{AB}	19,31 ^A	12,83 ^A
LDMC ($\text{mg} \times \text{g}^{-1}$)	5,328	<0,001	264,47 ^{AB}	263,91 ^B	236,74 ^A	247,27 ^{AB}	232,35 ^A
SLA ($\text{mm}^2 \times \text{g}^{-1}$)	40,861	<0,001	14,72 ^A	15,39 ^A	17,05 ^A	15,86 ^A	25,60 ^B
LA (mm^2)	3,102	0,017	149,53 ^A	337,50 ^A	237,77 ^A	391,67 ^B	353,51 ^{AB}
Magtömeg (mg)	15,187	<0,001	0,72 ^A	0,81 ^A	0,75 ^A	0,87 ^A	1,78 ^B
Laterális terjedés (m/s)	11,275	<0,001	1,83 ^A	1,85 ^A	2,02 ^{AB}	2,17 ^B	2,24 ^B
<i>Funkcionális divergencia *</i>							
Átlagos növénymagasság	38,303	<0,001	0,19 ^A	0,19 ^A	0,45 ^B	0,46 ^B	0,19 ^A
LDW	11,201	<0,001	0,75 ^{AB}	0,86 ^B	0,87 ^B	0,88 ^B	0,71 ^A
LDMC	13,442	<0,001	0,19 ^A	0,36 ^B	0,29 ^B	0,21 ^A	0,16 ^A
SLA	49,412	<0,001	0,22 ^{AB}	0,31 ^B	0,26 ^{AB}	0,20 ^A	0,48 ^C
LA	1,94	0,107	0,80	0,84	0,88	0,88	0,86
Magtömeg	4,02	0,004	0,88 ^{AB}	0,87 ^A	0,93 ^B	0,91 ^{AB}	0,93 ^B
Laterális terjedés sebessége	5,914	<0,001	0,33 ^{AB}	0,21 ^A	0,37 ^B	0,41 ^B	0,41 ^B

2. táblázat. A legelő állapot és az intenzitás hatása rövid fűvű gyepek növényzetére. Az összefüggéseket egyváltozós GLM analízissel kaptuk. A szignifikáns eredményeket félkövér betűtípussal jelöltük.

Növényi jellemzők	Intenzitás		Legelő állapot		Intenzitás × Legelő állapot	
	p	F	p	F	p	F
Fajgazdagság	0,001	10,53	<0,001	16,17	0,647	0,21
Shannon diverzitás	0,480	0,50	<0,001	75,54	0,330	0,95
Egyenletesség	0,237	1,41	<0,001	73,58	0,443	0,59
Borítás (%)						
Rövid életű egyszikű	0,031	4,70	0,559	0,34	0,019	5,55
Rövid életű kétszikű	0,141	2,18	<0,001	53,60	0,019	5,58
Évelő egyszikű	0,691	0,16	0,116	2,48	0,128	2,33
Évelő kétszikű	<0,001	21,5	0,024	5,18	0,934	0,01
Pillangós	0,232	1,43	<0,001	32,32	0,929	0,01



4. ábra. A vizsgált traitek és a legelési intenzitás kapcsolata, CCA-val ábrázolva (előzetes PCA elemzéssel a vizsgált 11 jelleget közül azt a 8 jelleget ábrázoltuk, melyek a legnagyobb mértékben korreláltak az első három faj-tengellyel) Rövidítések: Flowstar = virágzás kezdete, Flowperi = virágzás időtartama, Termvelo = magok térbeli terjedése, Grazing intensity = legelési intenzitás, SW = ezermagtömeg, SLA = fajlagos levélfelület, roseform = rozettáltság alakulása, LDMC = levél száraz anyag tartalom, Planheig = növénymagasság

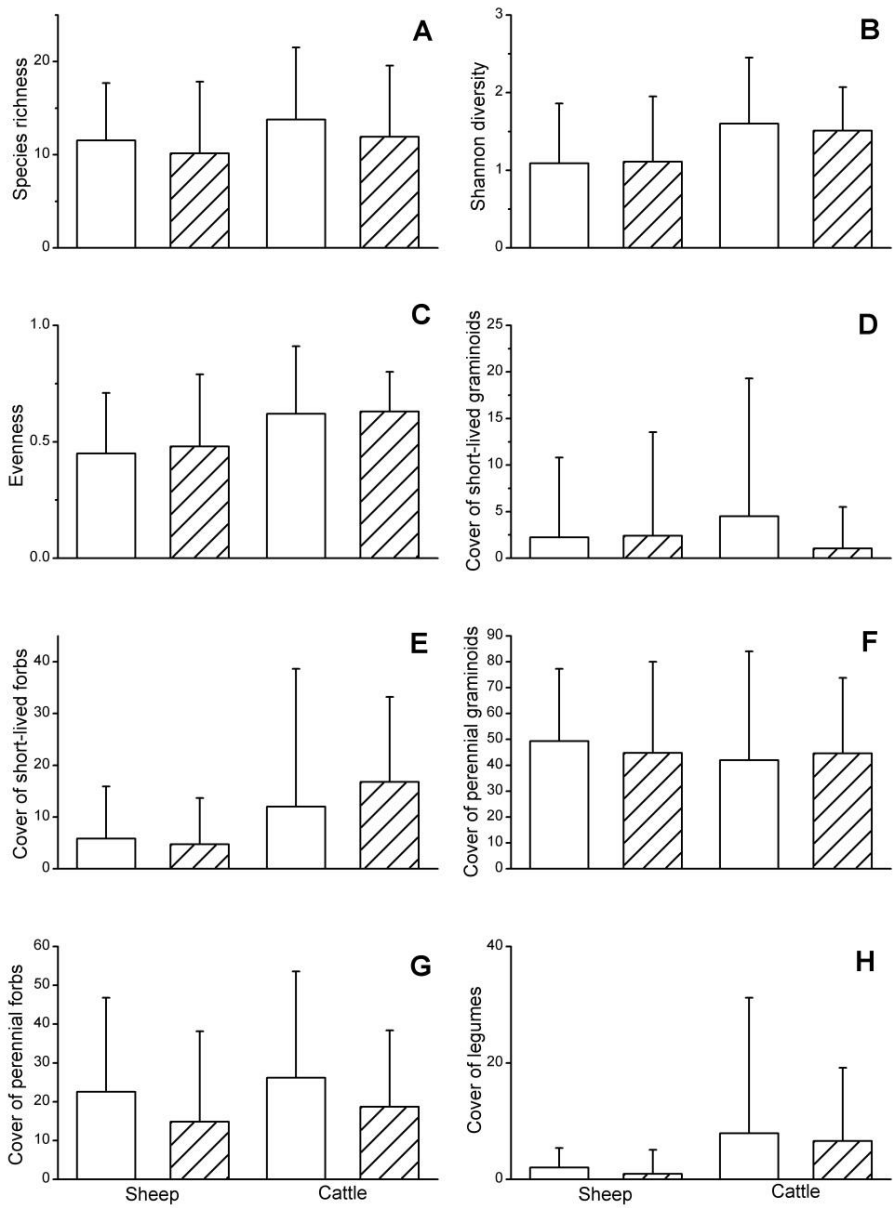
A növényi tulajdonság elemzés alapján a gyepek Rao kvadratikus diverzitási indexszel kifejezett több tulajdonságon alapuló funkcionális diverzitása szignifikánsan nagyobb volt a szarvasmarha által legelt területeken, mint a juh által legelt területeken, függetlenül a legelés intenzitásától. A funkcionális egyenletesség ezzel szemben csak a legelési intenzitással mutatott összefüggést, méghozzá a csökkenő legelési intenzitással csökkentek az egyenletességi értékek is. A több tulajdonságon alapuló funkcionális divergencia összefüggésben volt a legelési intenzitással, de legelő állatfajonként eltérő tendenciák voltak tapasztalhatóak. Növekvő legelési intenzitás mellett a juh legelt területeken csökkentek, a szarvasmarha legelt területeken viszont nőttek ezek az értékek (3. táblázat). Az egyedi növényi tulajdonság vizsgálatok eredményei szerint az egyes jellemzők közösségi súlyozott átlagai és funkcionális divergenciájuk is összefüggést mutatott a legelő állat típusával, a legelés intenzitásának hatása viszont csak kevés esetben volt kimutatható.

Ha a legelő állat és a növényi tulajdonságok interakcióit vesszük, látható, hogy a juhlegelés hatást gyakorolt számos egyedi traitre (3. táblázat). Több változó közösségi súlyozott átlag értékei és funkcionális divergenciája is alacsonyabb volt a juh legelt gyepekben. A virágzási időszak, a virágzás kezdete, a magtömeg CWM értéke csökkent, illetve ugyancsak alacsonyabb CWM értékek voltak az LDW, az LA és az SLA esetében. Míg hasonló tendenciát mutatott a funkcionális divergencia a virágzás ideje, a magtömeg, az LDW, az LA és SLA értékek kapcsán. Az átlagos növénymagasság CWM értékeit sem a legelő állat, sem a legelési intenzitás nem befolyásolta szignifikánsan, funkcionális divergenciája viszont magasabb volt marha legelt területeken. Az LDMC értékek CWM-értékei magasabbak voltak, a funkcionális divergenciája viszont alacsonyabb a juh által legelt területeken.

3. táblázat A rövid fűvű szikes gyepék funkcionális jellemzői különböző állattípus és intenzitás mellett. Egyváltozós GLM analízis; a szignifikáns különbségeket félkövérrel emeltük ki*.

Növényi jellemzők	Intenzitás		Állattípus		Intenzitás × Állattípus	
	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>
Funkcionális jellemzők						
Rao's kvadratikus index	0,201	1,640	0,004	8,264	0,423	0,645
Funkcionális egyenletesség	0,009	6,965	0,889	0,020	0,130	2,309
Funkcionális divergencia	0,044	4,079	0,156	2,027	<0,001	22,340
Egyedi tulajdonság indexek						
<i>Közösségi súlyozott átlag</i>						
Virágzás időtartama	0,926	0,009	<0,001	23,338	0,089	2,914
Virágzás kezdete	0,053	3,782	<0,001	13,419	0,003	8,853
Átlagos növénymagasság	0,313	1,021	0,835	0,043	0,248	1,341
LDMC	0,488	0,482	<0,001	20,450	0,790	0,071
LDW	0,012	6,416	<0,001	30,068	0,121	2,413
SLA	0,353	0,864	<0,001	27,372	0,986	0,001
LA	0,399	0,714	<0,001	32,070	0,871	0,026
Magtömeg	0,013	6,241	<0,001	48,744	0,015	5,993
Klonális terjedés	0,757	0,096	0,601	0,273	0,262	1,266
Rozettaképzés	0,468	0,528	<0,001	17,507	0,191	1,720
<i>Funkcionális divergencia*</i>						
Virágzás időtartama	0,459	0,550	<0,001	15,84	0,209	1,587
Virágzás kezdete	0,454	0,561	0,232	1,43	0,177	1,825
Átlagos növénymagasság	<0,001	31,854	<0,001	75,73	0,004	8,447
LDMC	0,035	4,480	<0,001	13,94	0,018	5,633
LDW	0,104	2,667	<0,001	76,76	0,138	2,212
SLA	0,237	1,407	0,003	9,09	0,066	3,417
LA	0,559	0,343	<0,001	76,20	0,305	1,057
Magtömeg	<0,001	14,245	<0,001	81,47	0,238	1,400

A növények klonális terjedőképességére sem az intenzitásnak, sem a legelő állatnak nem volt szignifikáns hatása, a rozettaképzésre viszont szignifikáns hatása volt a legelő állat típusának az intenzitástól függetlenül, a magasabb értékek juh legelt területekhez voltak köthetők (3. táblázat).



5. ábra. Növényzeti jellemzők a juh és szarvasmarha által legelt rövid fűvű gyepekben

Diszkusszió

Pásztorló és szabad legeltetés funkcionális összehasonlítása

Habár számos korábbi tanulmányban (Fischer & Wipf 2002, Metera et al. 2010) hangsúlyozzák, hogy az alacsony intenzitású legelés növeli, míg a magas csökkenti a fajgazdagságot, jelen tanulmányban azt találtuk, hogy a gyepék fajgazdagságára a legelő állat hatásához mérten nincs szignifikáns hatása a legelési intenzitásnak. Az általunk kapott eredmények azzal magyarázhatóak, hogy a szikes gyepék fajkészlete korlátozott, így a legelés hatása nem a fajkészlet átalakításában, hanem a fajok arányának megváltozásában jelentkezik. Jelentős fajösszetételbeli különbségeket csak nagyon magas legelési intenzitás esetén találtunk, minden más intenzitás esetében átfedő fajkészletet tapasztaltunk (3. ábra). A borítási értékekben tapasztalható változásokat alátámasztják a Shannon diverzitás és egyenletességi értékek esetében kapott haranggörbe alakú összefüggések is (2. ábra). Ezek az eredmények összhangban vannak a köztes zavarási hipotézissel (Connell 1978), mivel közepes intenzitás mellett voltak a legmagasabbak az értékek. A rövid életű fajok borítási értékeinél kapott eredmények nem erősítették meg Díaz et al. (2006) eredményeit, mely a legeltetés gyepekre gyakorolt hatásainak globális metaanalízisén alapszik. Vizsgálatunkban a rövid életű fajok borítása növekedett (2. ábra), míg Díaz et al. (2006) szerint viszont a legelésnek nincs hatása a rövid életű fajok borítási értékeire. Díaz et al. (2006) azonban nem vették figyelembe, sem a legelő állat, sem az intenzitás jellemzőit (csak legelt és nem legelt kezelés között tettek különbséget), annak ellenére, hogy mindkettő erősen befolyásolja a

legelés a fajkészletre és a gyepek diverzitására kifejtett hatásait (Wallis DeVries et al. 1998). A domesztikált állatfajok között erőteljes különbségek vannak mind a legelési szokásokban; mind a legelés növényzetre gyakorolt hatásában, ami nyilvánvaló például szarvasmarha és a juh között is. Jerrentrup et al. (2015) úgy vélik, hogy a juh nagyobb mértékben csökkenti a kétszikű fajok borítási értékét, mint a szarvasmarha, a juh szelektív legelése miatt (Dumont et al. 2011).

Jelen vizsgálatban a rövid életű fajok nagy borítási értékei több dologgal magyarázhatóak: (1) egyes fajok eltérő táplálkozási szelektivitása, (2) az évelő fajok eltérő mértékű visszaszorítása és a növényzetmentes foltok kiterjedésének változása (Díaz et al. 2006), (3) a szarvasmarha trágya okozta növekvő tápanyagellátottság (Bullock & Pakeman 1997), mely kedvez a zavarástűrő és a tápanyagigényes, rövid életű ruderalis fajok megtelepedésének, illetve annak, hogy (4) a legelés kedvez a rövid életű sótűrő fajok megtelepedésének (Loucougaray et al. 2004). Jelen tanulmányban magas legelési nyomás mellett a rövid életű és évelő kétszikűek alacsony borításáért a juhlegelés tehető felelőssé, mivel a juh általában erősen szelektív a kétszikűekre nézve (Jerrentrup et al. 2015).

A legelési intenzitás pozitívan korrelált a legtöbb egyedi jelleggel, viszont negatívan korrelált a növénymagassággal és az LDMC értékekkel. A rozettáltság, a magtömeg, a terjedési sebesség, a virágzás időtartama és kezdete valamint az SLA pozitív összefüggést mutatott a legelési intenzitással (4. ábra). Díaz et al. (2001) korábban azt mutatták ki, hogy az LDW és LA értékek csökkennek növekvő legelési intenzitás mellett. Vizsgálataink során az LDW és az intenzitás között haranggörbe alakú összefüggést mutattunk ki, míg az LA értékek növekedtek az intenzitás növekedésével. Habár a sokváltozós elemzések során ezeknek az egyedi növényi tulajdonságoknak a változásai nem bizonyultak meghatározó

tényezőnek (4. ábra). Ez az ellentmondás korábbi eredmények szerint azzal magyarázható, hogy a levél méretéhez képest, a rozetta képzés fontosabb volt, és a rozetta képzés mértéke növekedett a legelési intenzitással (de Bello et al. 2006). Erre az a valószínűsíthető magyarázat, hogy a szarvasmarha viszonylag magasan harapja le takarmányát, így a rozettát képző fajok előnyben vannak növekvő intenzitású szarvasmarha legelés mellett is (Jerrentrup et al. 2015).

Vizsgálataink alátámasztják azon korábbi kutatások eredményeit is, miszerint a legelési intenzitás negatívan korrelál a növénymagassággal (4. ábra) (Díaz et al. 2001, Klimešová et al. 2008, Zheng et al. 2011). A legelés SLA-ra gyakorolt hatása már sokkal összetettebb problémának bizonyult. Westoby (1999) szerint az SLA érték változása erősen intenzitásfüggő. Alacsony legelési intenzitás mellett a legelő állat valószínűleg szelektívabban a vékony és puha levelekre (magas SLA), mivel nagyobb legelési nyomás mellett csökken a szelektivitás és az állatok kevésbé lesznek képesek szelektálni a tápláléknövények között. A magas SLA értékű fajok emellett könnyen regenerálódnak, így az SLA súlyozott átlaga növekszik (Vesk et al. 2004). Az SLA értékhez kapcsolódóan azonban meg kell említenünk, hogy vele ellentétes irányban változott az LDMC (Golodets et al. 2009, Cruz et al. 2010), mely erősen csökkent az SLA és az intenzitás növekedésével (3. ábra). Ezek együttesen alátámasztják, hogy a szarvasmarha szelektivitása növekvő legelési intenzitás mellett csökken.

A virágzással kapcsolatos jellemzők kapcsán de Bello et al. (2005) kimutatták, hogy száraz környezetben a virágzási időszak hossza fontosabbnak bizonyult, mint nedves környezetben. Ezt saját eredményeink is alátámasztják, kimutattuk, hogy a legelés kedvezett a hosszú virágzási idejű fajoknak (4. ábra, 1. táblázat). Westoby (1999) megállapítása szerint magas vegetáció borítás esetén a legelés intenzitásának növekedésével csökken a

magtömeg, mivel az újulatot főként a csírázásra és megtelepedésre rendelkezésre álló szabad felszín mennyisége limitálja. Azonban a mi eredményeink azt igazolják, hogy a magtömeg változására inkább a külső, abiotikus tényezők vannak limitáló hatással, mint a rendelkezésre álló szabad felszín mennyisége (Vesk et al. 2004). A magtömeg és a terjedési sebesség közösségi súlyozott átlagainak és funkcionális divergenciájának növekedése a rövid életű fajok és néhány évelő egyszikű borításának növekedésével magyarázható. Török et al. (2013b) igazolták, hogy a rövid életű fajok magjai a legnagyobbak a helyi flórában, így ez igazolja a feltételezést. A divergencia növekedést szintén okozhatta a rövidéletű (pl. *Hordeum hystrix*) valamint évelő egyszikűek borításának növekedése, különösen a magas intenzitással legett gyepekben (utóbbi esetben lásd a *Juncus compressus* borításának növekedését, a 3. ábrán).

A legalacsonyabb funkcionális divergencia és egyenletességi értékeket közepes legelési intenzitás mellett találtuk (1. táblázat). Ez ellentmond a fajdiverzitásnál és egyenletességgel kapcsolatos eredményekkel, mert ott a legmagasabb értékeket közepes intenzitás mellett kaptuk.

A funkcionális egyenletesség általában az olyan közösségekben alacsonyabb, ahol a niche tér ki van töltve, de nincs teljesen kihasználva, ami alacsony produktivitást eredményez. Az alacsony funkcionális divergencia pedig alacsony szintű niche differenciálódást és nagyfokú erőforrás kompetíciót jelez (Mason et al. 2005). de Bello et al. (2006) szerint a biodiverzitás hagyományos mutatói nem ugyanazt a mintát mutatják, mint a diverzitás funkcionális összetevői (Rao kvadratus diverzitási index, funkcionális egyenletesség és divergencia). Eredményeink nyomán is elmondható, hogy a fajdiverzitás növekedése nem feltétlenül vonja magával a funkcionális diverzitás növekedését. Diaz & Cabido (2001) és de Bello et al. (2006) faj-trait készlet koncepciója azt sugallja, hogy a stressz tényezők

környezeti szűrői korlátozhatják a funkcionális jellemzők változatosságát, ez lehet felelős a kapott ellentétes trendekért. A magas fajgazdagság mellett jelentkező alacsony funkcionális diverzitás lehetővé teszi a niche-k finom léptékű felosztását, ami több, hasonló funkcionális jellemzővel rendelkező faj együttélését teszi lehetővé (Díaz & Cabido 2001). A fentiek alátámasztják Peco et al. (2012) megállapítását, miszerint a legelés hatásait nem lehet kellően jól jellemezni csupán a klasszikus diverzitási mutatók, vagy csak a funkcionális tulajdonságokon alapuló elemzésekkel.

Európa számos területén a gyepek diverzitásának megőrzésére a hagyományos pásztoroló és a szabad legeltetés javasolt. Jelen tanulmányban kimutattuk, hogy egyaránt nagy fajgazdagság és funkcionális diverzitás eléréséhez eltérő legelési intenzitások mozaikos alkalmazása lehet szükséges rövidfűvű szikes gyepekben. Eredményeink szerint a legnagyobb funkcionális diverzitás eléréséhez az alacsony intenzitású hagyományos legeltetés javasolt, azonban a legnagyobb fajdiverzitás, egyenletesség és a célfaj borításának közepes legelési intenzitás mellett várható. A gyepi specialista fajok magasabb borításához szintén alacsony intenzitású legelés szükséges. Eredményeink szerint meglehetősen hasonló növényzeti összetétellel és gyepi specialista fajok magas számával volt jellemezhetőek a szabad legeltetéssel és az alacsony intenzitású pásztoroló legeltetéssel kezelt gyepek. Ezek a kezelések tehát helyettesíthetik egymást, ürmös szikes gyepekben. Továbbá azt is megállapítottuk, hogy a nagyon magas legelési intenzitással kezelt gyepterületek kivételével, a további négy intenzitási szinttel kezelt gyepek fajösszetétele igen hasonló volt. Tehát e közösségek rezisztenciája a legelési nyomással szemben a fajösszetétel tekintetében igen figyelemreméltó, és nagyon fontos a gyepek kezelésében és megőrzésében.

Vizsgálatainkban igazoltuk, hogy a legelési intenzitás fontos hatást gyakorol a növényzet összetételére, fajgazdagságára, diverzitására és

funkcionális jellemzőire. Így kiemelten fontos a legelés intenzitásának körültekintő megválasztása. Továbbá legalább ilyen fontos tényező a legelő állatfajta gyeptípusnak megfelelő helyes megválasztása, melyet számos szerző eredményei is hangsúlyoznak (Rook et al. 2004, Metera et al. 2010, Jerrentrup et al. 2015). Kimutattuk, hogy nagyon intenzíven legelt területeken a kétszikű fajok alacsonyabb borítási értékeit okozhatta a kétszikűekre nézve erősen szelektív juhlegelés, mivel néhol juhok is előfordultak a területeken. Így mindenképpen fontosnak tartottuk a legelési intenzitás és a legelő állat hatásának együttes vizsgálatát, mellyel a második tanulmányban foglalkozom.

Hagyományos szarvasmarha és juhlegeltetés funkcionális összehasonlítása

A legelő állat hatása a diverzitásra és a növényi tulajdonságokra

A jelen vizsgálatban összehasonlítottuk a szarvasmarha, illetve juhlegelés hatásait ürmös-, és füves szikespuszták növényzetére egy intenzitási grádiens mentén. Korábbi eredményekre (Pykälä 2005, Jerrentrup et al. 2015) alapozva azt feltételeztük, hogy a juhlegelés alacsonyabb taxon- és funkcionális diverzitású gyepeket eredményez, mint a szarvasmarha legelés. A vizsgálat során sikerült ezeket a feltevéseinket korábbi szerzők eredményeihez hasonlóan igazolni (Rook et al. 2004, Sebastia et al. 2008, Jerrentrup et al. 2015). Kimutattuk, hogy a szarvasmarha által legelt területekhez képest valóban alacsonyabb volt a juh által legelt gyepek diverzitása. Ezen túlmenően igazoltuk, hogy a juhlegelés erősen csökkenti a kétszikű fajok, kiemelten a pillangós virágúak borítási értékeit is, mivel a juh erősen szelektív a kétszikű fajokra (Dumont et al. 2011, Sebastia et al. 2008) és a pillangósvirágúakra (Nolan et al. 2001). Ezeket támasztja alá, hogy

eredményeink szerint jelentősen lecsökkent mind a rövid életű, mind az évelő kétszikű fajok borítása, hasonlóképpen a pillangósok borítási értékeihez (2. táblázat, 5. ábra). A szarvasmarha kevésbé szelektíven legeli a fajokat, így kevésbé szelektív a kétszikűekre nézve. A juhok kisebb bélkapacitásuk miatt kénytelenek első körben olyan fajokat választani, melyek könnyen emészthetőek, illetve magas energia bevitt tesznek lehetővé (Rook et al. 2004). Ezzel indokolható az is, hogy a juhok inkább a későn, hosszabb ideig virágzó fűféléket kedvelik, melyek tápanyagminősége magasabb (Mladek et al. 2013). Táplálkozásuk egyéb sajátosságai és különbségei is segítik a juhokat a szelektívebb táplálkozás megvalósításában. Jerrentrup et al. (2015) által áttekintve: a juh egyedi növényeket választ ki metszőfogaival, közel a talajhoz legel (Rook et al. 2004), míg a szarvasmarha nyelvvel kanyarítja le a növényi biomasszát. A szarvasmarha táplálkozása így kevésbé szelektív fajokra és egyedekre nézve is, és csak magasabb vegetációban hatékony (Pykäla 2005). Török et al. (2014) is kifejti, hogy a szarvasmarha kevésbé szelektív a kétszikűekre, melyet azzal magyaráznak, hogy a szarvasmarha szívesebben választ olyan foltokat, ahol sok a biomassa, más legelő állatfajokhoz képest. Az eltérő legelési stratégiákat a rozettaképzéssel kapcsolatos eredmények is igazolják. Függetlenül az intenzitástól a rozettát képző fajok borítása szignifikánsan magasabb volt a juhhal legelt területeken, mint a szarvasmarha legelteken (3. táblázat).

Eredményeink szerint az évelő egyszikűek borítási értékeit sem az intenzitás, sem a legelő állat típusa nem befolyásolta (2. táblázat). Ennek az lehet a magyarázata, hogy az érintett fajok már alkalmazkodtak az őket érő zavaráshoz, melyben mélyre hatoló gyökérrendszerük és csomós szerkezetük is segítségükre van (Osem et al. 2002, Lezama et al. 2014). Ezt az élőhelyfüggő stratégiák is alátámasztják, melyeket a juhok alkalmaznak táplálkozásuk során (Mladek et al. 2013). Táplálkozóhelyeik között mozogva

ugyanis két ellentétes stratégiát használnak a juhok, mégpedig a MFQ (maximális takarmány minőség) és MI (maximális bevitel) stratégiákat (Mladek et al. 2013), mely szintén befolyásolja szelektivitásukat. A szelektivitást az élőhely fajösszetétele is erőteljesen befolyásolja, melyek igen eltérőek lehetnek és még a maximális beviteli stratégiánál is nagyfokú szelektivitást eredményezhet.

A juh által legelt gyepekben, függetlenül az intenzitástól, alacsonyabb volt a Rao kvadratikus diverzitási indexszel kifejezett több tulajdonságon alapuló funkcionális diverzitása (3. táblázat). Ez azt jelenti, hogy számos kétszikű faj tűnik el a vegetációból az erősen szelektív juhlegelés hatására. Ezért a juhok által legelt gyepok fajkészlete olyan fajokat tartalmaz, melyek hasonló funkcionális traitekkel rendelkeznek. A fentiekben ismertetett, az állatfajjal összefüggő szelektivitással kapcsolatos megállapításokat de Bello et al. (2006) is kiemelik.

A növénymagassággal kapcsolatos hipotézisünk nem igazolódott be. Azt feltételeztük, hogy a juhhal történő legeltetés csökkenti a gyepmagasságot. Azonban eredményeink szerint a növényi magasság CWM-jére nem volt hatással sem az intenzitás, sem a legelő állatfaj. Az átlagos növénymagasság funkcionális divergenciája azonban alacsonyabb volt a juh legelt területeken (3. táblázat). Ennek magyarázata lehet, hogy a növényi magasságnak nagyobb a variabilitása a szarvasmarha legelés esetén, mint juhlegelésnél. A szarvasmarha legelt területeken a nagyobb magasságbeli variabilitás a kétszikű fajokra vezethető vissza. A juhhal legelt területeken viszont az erős szelektivitás miatt visszaszorulnak a kétszikű fajok, és egy alacsonyabb, homogénebb vegetáció lesz jellemző. Jerrentrup et al. (2015) is azt az eredményt kapta, hogy a juh jelentősen csökkentette mind a magasabb, mind az alacsonyabb kétszikűek borítását, ezáltal csökkentve a funkcionális divergenciát, de a CWM-t nem.

A juhok erőteljesen szelektív legelését az egyedi növényi tulajdonságok vizsgálatai is egyértelműen alátámasztották (3. táblázat). A juh által legelt területeken alacsonyabb volt az LDW, LA, SLA, míg az LDMC magasabb volt, mint a szarvasmarha által legeltelen. Az alacsony SLA és LA értékek azt mutatják, hogy a juh inkább a nagyobb, puha leveleket választja, melyek kevesebb szilárdító szöveggel rendelkeznek (Vesk et al. 2004, Westoby 1999). Az SLA értékek csökkentek, és az LDMC értékek növekedtek, ami nem meglepő, hiszen a két mutató általában ellentétesen változik legelési intenzitás növekedésével, Ackerley et al. (2002) szerint az LA és SLA értékek általában párhuzamosan változnak, erősen korrelálnak. A kapott eredmények alátámasztják a juhok erős szelektivitását a kétszkiűekre nézve, különös tekintettel a pillangós fajokra. Továbbá Mladek et al. (2013) nyomán tudjuk, hogy a juhlegelés nagyobb mértékben befolyásolja a későn virágzó növény fajokat, mint a koraiakat. A későn virágzó fajoknak rendre magasabb és tartósabb a tápanyag minősége (jellemzően a virágzásig), mint a korán virágzóknak. Ezzel összhangban, eredményeink szerint a juhok által legelt területeken a virágzás időtartamának és kezdetének súlyozott átlaga is alacsonyabb volt, mint a szarvasmarha által legelt területeken. Tehát a juhok szelektívebbek voltak a későn és/vagy hosszú ideig virágzó fajokra (3. táblázat).

A legelés intenzitásfüggő hatása

Több korábbi kutatás kimutatta, hogy az alacsony intenzitású, extenzív legeltetésnek pozitív, míg a magas legelési intenzitásnak negatív hatása van a növényzet összetételére és a gyepek diverzitására (Fischer & Wipf 2002, Metera et al. 2010). Ezek a kutatások azonban többnyire csak egy állatfaj és az intenzitás hatásait vizsgálták: az életformára (az egyéves fajok

aránya/borítása nő, míg az évelőke csökken növekvő intenzitás mellett, Klimešová et al. 2008, Díaz et al. 2001), a növényi magasságra (növekvő intenzitás mellett alacsonyabb magasság, Díaz et al. 2001, Klimešová et al. 2008), a levél méretére (LA vagy LDW, növekvő intenzitás mellett alacsonyabb - Díaz et al. 2001, Cruz et al. 2010), az SLA-ra (függ az intenzitástól és a szelektivitástól egyaránt, számos esetben nő növekvő itenzitás mellett - Vesik et al. 2004, Westoby 1999, máskor csökken- Cruz et al. 2010), az LDMC-re (az intenzitással csökken, a csökkenő szeletivitas következtében - Cruz et al. 2010), a virágzási időre (növekvő intenzitásnál hosszabb - de Bello et al. 2005), a rozettaképzésre (növekvő intenzitás mellett magasabb - de Bello et al. 2006, Klimešová et al. 2008), vagy az ezermag tömegre (Vesik et al. 2004). Jelen vizsgálatban a legelés intenzitásának a legelő állatfaj hatásához mérten csupán néhány esetben volt statisztikailag igazolható hatása az egyes vegetációs tulajdonságokra. A legelési intenzitásnak szignifikáns hatása volt a fajgazdagságra, míg más diverzitási mutatókra, mint a Shannon diverzitás és az egyenletesség főként a legelő állat típusának volt szignifikáns hatása (2. táblázat). Ezek esetében az alacsonyabb értékek mindig juh legelt területekhez voltak köthetőek (5. ábra). Számos egyedi növényi tulajdonság összefüggésben volt a legelő állattal, míg az intenzitásnak csak néhány esetben volt szignifikáns hatása (3. táblázat). Egészen hasonló eredmények voltak jellemzőek a levél tulajdonságokra is (LDMC és LA, Golodets et al. 2009) és a földalatti rügybankban (Qian et al. 2014), ahol nem volt szignifikáns kapcsolat kimutatható a legelési intenzitás és a fent említett traitek között. Jelen kutatásban ennek az ellentmondásnak az lehet az oka, hogy a legelő állat típusának hatása felülmúlja az intenzitás hatásait rövid fűű gyepekben. Az átlagok közötti relatíve kismértékű különbségek az intenzitás hatására voltak (v.ö. 2. táblázat), ezekben az esetekben azonban az intenzitás hatása nem volt

szignifikáns. A legelő állat típusa esetében az átlag értékek között szintén voltak kimutatható különbségek, melyek szignifikánsak voltak ($<10\% - 100\%$).

A legtöbb esetben a növényzetben bekövetkező változások értékelésére egyetlen év nem elegendő. Jelen munka során számos körülmény volt, mely növelte az eredmények prediktív jellegét. (i) A legeltetés nem a vizsgálat évében kezdődött a területeken, továbbá olyan területeket választottunk, ahol a legeltetés hasonló volt a vizsgálatot megelőző 5 évben (hasonló intenzitás és legelő állat). (ii) 2014 meleg és száraz tavasza kedvezett számos rövid életű faj sikeres megtelepedésben (a kedvezőtlen körülmények között alacsony mértékű a megtelepedésük és igen ingadozó a biomassa produkciójuk). (iii) A mintavétel a biomassa produkció éves maximuma közelében történt (Kelemen et al. 2013). Így a vizsgált jellemzők közötti különbségeket inkább a legelő állat típusa, és az intenzitás befolyásolta, mint az abiotikus és klimatikus feltételekben tapasztalt eltérések.

A gyepek funkcionális jellemzőivel kapcsolatban azt látjuk, hogy az intenzitásnak itt sem volt statisztikailag igazolt hatása a funkcionális diverzitásra (Rao kvadratus diverzitási index), azonban az állatfaj igen meghatározó volt (3. táblázat). Ellentétes változások mutatkoztak ugyanis a két legelő állatfaj esetében. A szarvasmarha által legelt gyepekben szignifikánsan magasabb funkcionális diverzitás értékek voltak jellemzőek, mint a juh által legeltéken. Viszont a funkcionális egyenletesség növekvő legelési intenzitás mellett növekedett (3. táblázat). Ennek az a legvalószínűbb magyarázata, hogy növekvő intenzitás mellett eltűntek bizonyos alárendelt fajok a növényzetből, ami a fajok borításának alacsonyabb variabilitását eredményezte. A funkcionális divergencia esetében szintén ellentétes trendek mutatkoztak növekvő intenzitású legelés mellett (3. táblázat). A szarvasmarha legelt területeken tapasztalt magasabb divergencia értékek a

niche-ek jobb kihasználását eredményezik, lehetővé téve az ökoszisztémák stabilabb működését (Mason et al. 2005). Az intenzitásfüggő csökkenés oka a juhok erősen szelektív legelése, az intenzitásfüggő növekedés oka pedig a szarvasmarhák endozoochor magterjesztése lehet. Mouissie et al. (2005) vizsgálatai szerint a szarvasmarha trágya sok esetben tartalmaz nagyobb mennyiségű életképes magot, ugyanakkor a juh trágya nem. Vizsgálataik alapján egy szarvasmarha egyed trágyája 2,6 millió magot tartalmaz éves szinten, míg a juhoké csupán 40 ezret, a juhok megközelítőleg ugyanennyi magot terjesztenek a gyapjújukon, viszont a szarvasmarhák jóval kevesebbet szállítanak a szőrzetükben, mint amennyi trágyájukban megtalálható. Továbbá a szarvasmarha vizeletfoltjaival tápanyagban gazdag foltokat hoz létre, melyek kedveznek a fűféléknek (Bullok & Pakeman 1997). Ez is szélesíti a gyepek növényi tulajdonság-spektrumát, növelve ez által a fajgazdagságot és a funkcionális divergenciát.

Összességében elmondhatjuk, hogy a két bemutatott tanulmány alapján a disszertációm egyik fő következtetése az, hogy a legelő állatfaj hatása meghaladhatja a legelési intenzitás hatásait, felhívva a figyelmet arra, hogy szarvasmarha legeltetéssel magasabb diverzitású, nagyobb fajgazdagságú, és funkcionálisan is diverzebb vegetáció tartható fenn, mint juhlegeléssel. Ugyanakkor a juhok erőteljesen szelektíven táplálkoznak, így a kétszikű fajok alacsony borítási értékeit eredményezik, pedig a kétszikű fajok jelentős színező elemei a gyepek növényzetének, melyek növelik a gyepek diverzitását, fajgazdagságát. A gyepek funkcionális jellemzőire is hatással lehet a legelő állatfaj ideális megválasztása, ugyanis a gyepek funkcionális diverzitása, funkcionális egyenletessége és funkcionális divergenciája is csökken a juhhal való legeltetés hatására, melynek oka főként a juh erős táplálék-szelektivitása. Azonban növekvő intenzitás mellett az is megállapítható, hogy csökken a legelő állatok táplálék-szelekciója. A fent

említett trendek miatt is mindenképpen fontos megtalálni az optimális legelő állatfajt és a megfelelő intenzitást a helyi viszonyokhoz igazodva. Ahhoz, hogy a gyepék hosszú távon is stabil ökoszisztémaként működhessenek, és ne veszítsék el létfontosságú ökoszisztéma szolgáltató képességeiket, ezek költséghatékony összehangolására van szükség.

A disszertációm másik fontos következtetése, hogy az olyan fajszegény gyepék, mint a rövid fűvű szikes gyepék fajgazdagságának és funkcionális diverzitásának magas szintjének eléréséhez mozaikosan váltakozó eltérő legelési intenzitások alkalmazása lehet szükséges. Eredményeink szerint a legnagyobb funkcionális diverzitás eléréséhez az alacsony intenzitású hagyományos legeltetés, míg azonban a legnagyobb fajdiverzitás és egyenletesség, valamint a célfajok legnagyobb mértékű borításának eléréséhez, a közepes legelési intenzitás javasolt.

Ugyanakkor a kapott eredmények kiemelik a későbbi összehasonlító jellegű vizsgálatok szükségességét is. Mivel eredményeink alapján a legelő állat hatása elfedheti a legelés intenzitásfüggő hatásait, érdemes ennek az összehasonlításnak a tovább vitele, többféle gyeptípus és több különböző legelő állatfaj esetében is. Éppen ezért későbbi törekvésink között szerepel egy olyan vizsgálat, melyben számos eltérő gyeptípus (száraz és nedves egyaránt) szerepelne, illetve több különböző legelő állatfaj legelési intenzitásának hatásait vizsgálánk a növényzet szerkezetére, fajgazdagságára, a fajkészlet egyenletességére, illetve a növényi tulajdonságokra, növényi jellegekre.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Török Péternek, valamint Prof. Dr. Tóthmérész Bélának a munkám során nyújtott segítségükért és tanácsaikért. Köszönöm továbbá a társszerzők- Dr. Valkó Orsolya, Dr. Deák Balázs, Dr. Kelemen András, Dr. Miglécz Tamás, Dr. Sonkoly Judit, Dr. Tóth Katalin és Radócz Szilvia munkáját és segítségét. Köszönöm továbbá a szakmai munkám során Balogh Nóra és Kiss Réka a segítségét. Köszönöm a képzési idő alatt családom és párom folyamatos biztatását és támogatását. Doktori disszertációmot szerető keresztanyám emlékének ajánlanám, aki mindig bízott bennem és ösztönzött, hogy kitartóan végezzem munkám, mert idővel meg lesz a gyümölcse.

A munkámat és az értekezés alapjául szolgáló publikációk elkészítését a Nemzeti Tehetség Program, az Emberi Erőforrások Minisztériuma és az Emberi Erőforrás Támogatáskezelő NTP-EFÖ-P-15 pályázata támogatta. Az értekezésben szereplő kutatásokat a magyar állam és az Európai Unió együttműködésében a SROP- 4.2.2. B -15/1/KONV2015-0001, TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0007, és a TÁMOP 4.2.2/B-10/1-2010-0024 pályázat támogatta. A tárgyi és eszközfeltételeket és az értekezés elkészítését a DE TTK Ökológiai Tanszéke, az NKFIH K 119225 pályázata, illetve az MTA-DE Biodiverzitás és az MTA DE Lendület Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoportok biztosították.

Irodalom

- Ackerly, D.D., Knight, C.A., Weiss, S.B., Barton, K. 2002. Leaf size, specific leaf area and microhabitat distribution of chaparral woody plants: contrasting patterns in species level and community level analyses. *Oecologia* (2002) 130: 449-457.
- Adler, P.B., Lauenroth, W.K. 2000. Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. *Applied Vegetation Science* 3: 213-222.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 19-31.
- Angassa, A. 2014. Effects of grazing intensity and bush encroachment on herbaceous species and rangeland condition in Southern Ethiopia. *Land Degradation and Development* 25: 438-451.
- Ángyán, J. 2000. Válaszúton a mezőgazdaság. In: Gadó Gy. (szerk.) *A természet romlása a romlás természete. Föld Napja Alapítvány.*
- Ausden, M., Hall, M., Pearson, P., Strudwick, T. 2005. The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation* 122: 317-326.
- Babai, D., Molnár, Zs. 2014. Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 182: 123-130.
- Babai, D., Molnár, Á., Molnár, Z. 2014. "Ahogy gondolja, úgy veszi hasznát" Hagyományos ökológiai tudás és gazdálkodás Gyimesben. (Traditional ecological knowledge and land use in Gyimes (Eastern Carpathians) Budapest; Vácrátót: MTA Bölcsészettudományi Kutatóközpont Néprajztudományi Intézet; MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, pp.173.
- Bailey, D.W., Dumont, B., Wallis de Vries, M.F. 1998. Utilization of heterogeneous grasslands by domestic herbivores: theory to management. *Annales de Zootechnie* 47: 321-333.
- Bakker, J.P., Berendse, F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68.
- Bakker, J.P., Olff, H., Willems, J.H., Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147-156.

- Bartoszuk, H., Dembek, W., Jeziński, T., Kamiński, J., Kupis, J., Liro, A., Nawrocki, A.P., Sidor, T., Wasilewski, Z. 2001. Spasanie podmokłych łąk w dolinach Narwi i Biebrzy jako metoda ochrony ich walorów przyrodniczych. In Polish. Biblioteczka Wiadomości IMUZ, no. 98 (PL).
- Báldi, A., Batáry, P., Kleijn, D. 2013. Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary—analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166: 28-34.
- Bernard-Verdier, M., Navas, M.-L., Vellend, M., Violle, C., Fayolle, A., Garnier, E. 2012. Community assembly along a soil depth gradient: contrasting patterns of plant trait convergence and divergence in a Mediterranean rangeland. *Journal of Ecology* 100: 1422-1433.
- Bíró, M., Bölöni, J., Molnár, Zs., Czúcz, B., Horváth, F. 2011. Magyarország növényzetalapú természeti tökéjének változása az utóbbi 150-200 évben. MTA ÖBKI Vácrátót pp. 15-16.
- Bohn, U., Gollub, G., Hettwer, C., Neuhäuslová, Z., Raus, T., Schlüter, H., Weber, H., Hennekens, S. (Eds.) 2004. Map of the Natural Vegetation of Europe. Scale 1:2500000. Interactive CD-ROM: Explanatory Text, Legend, Maps. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Bohner, A. 2007. Phytodiversity in the intensive and extensive used valley meadows. *Biodiversität in Österreich*, 28 Juni 2007, 29-36, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irnding
- Bullock, J.M., Franklin, J., Stevenson, M.J., Silvertown, J., Coulson S.J., Gregory, S.J., Tofts, R. 2001. A plant trait analysis of responses to grazing in a longterm experiment. *Journal of Applied Ecology* 38: 253-267.
- Bullock, J., Pakeman, R. 1997. Grazing of lowland heath in England: management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation* 79: 1-13.
- Campbell, B.D., Stafford Smith, D.M., Ash, A.J. 1999. A rule-based model for the functional analysis of vegetation change in Australasian grasslands. *Journal of Vegetation Science* 10: 723-730.
- Carboni, M., de Bello, F., Janeček, Š., Doležal, J., Hornik, J., Lepš, J., Reitalu, T., Klimešova, J. 2014. Changes in trait divergence and

- convergence along a productivity gradient in wet meadows. *Agriculture Ecosystems and Environment*. DOI:10.1016/j.agee.2013.12.014.
- Carmona, C.P., Azcárate, F.M., de Bello, F., Ollero, H.S., Lepš, J., Peco, B. 2012. Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands: interactions between grazing, habitat type and rainfall. *Journal of Applied Ecology* 49: 1084-1093.
- 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.
- Casasus, I., Bernues, A., Sanz, A., Villalba, D., Riedel, J.L., Revilla, R. 2007. Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 365-370.
- Catorci, A., Ottaviani, G., Cesaretti, S. 2011b. Functional and coenological changes under different long-term management conditions in Apennine meadows (central Italy). *Phytocoenologia* 41: 45-58.
- Catorci, A., Ottaviani, G., Ballelli, S., Cesaretti, S. 2011a. Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. *Polish Journal of Ecology* 59: 115-128.
- Cerdà, A., Lavee, H. 1999. The effect of grazing on soil and water losses under arid and mediterranean climates. Implications for desertification. *Pirineos* 153-154: 159-174.
- Cipriotti, P.A., Aguiar, M.R. 2005. Effects of grazing on patch structure in a semi-arid two-phase vegetation mosaic. *Journal of Vegetation Science* 16: 57-66.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Cornelissen, J.H.C., Laval, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G., Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- Cornelissen, P., Vulink, J.T. 2015. Density-dependent diet selection and body condition of cattle and horses in heterogeneous landscapes. *Applied Animal Behaviour Science* 163: 28-38.

- Cousins, S.A.O., Lindborg, R. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 141: 233-240.
- Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (eds.) 2007. *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, DC.
- Cruz, P., De Quadros, F.L.F., Theau, J.P., Frizzo, A., Jouany, C., Duru, M., Carvalho, P.C.F. 2010. Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. *Rangeland Ecology Management* 63: 350-358.
- Czeplédi, L., Radácsi, A. 2005. Overutilization of pastures by livestock. *Grassland Studies* 2005: 29-35.
- de Bello, F., Lepš, J., Sebastià, M.-T. 2006. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography* 29: 801-810.
- de Bello, F., Lepš, J., Sebastià, M.-T. 2005. Predictive value of plant traits to grazing along a climatic gradient in the Mediterranean. *Journal of Applied Ecology* 42: 824-833.
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J., Heilmeyer, H. 2014. Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands—case study based on remotely sensed data. *Flora* 209: 693-697.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Szabó Sz, Szabó, G., Tóthmérész, B. 2015. Micro-topographic heterogeneity supports plant diversity: fine-scale patterns and age effect. *Basic and Applied Ecology* 16: 291-299.
- Dengler, J., Janisova, M., Török, P., Wellstein, C. 2014. Biodiversity of Palearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 1-14.
- Díaz, S., Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- 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* 12: 1-29.

- 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.
- Dostálek, J., Frantík, T. 2008. Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic) *Biodiversity and Conservation* 17: 1439-1454.
- Dumont, B., Rook, A.J., Coran, C.H., Rövek, K.-U. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science* 62 (2): 159-171.
- Dumont, B., Carrère, P., Ginane, C., Faruggia, A., Lanore, L., Tardif, A., Decuq, F., Darsonville, O., Louault, F. 2011. Plant-herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic and Applied Ecology* 12: 187-194.
- Eliáš, Jr., P., Sopotlieva, D., Dítě, D., Hájková, P., Apostolova, I., Senko, D., Melecková, Z., Hájek, M. 2013. Vegetation diversity of salt-rich grasslands in Southeast Europe. *Applied Vegetation Science* 16: 521-537.
- Fischer, M., Wipf, S. 2002. Effect of low-intensity grazing on species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104: 1-11.
- Fuhlendorf, S.D., Smeins, F.E. 1999. Scaling effects of grazing in a semi-arid grassland. *Journal of Vegetation Science* 10: 731-738.
- Galváneek, M., Lepš, J. 2008. Changes of species richness pattern in mountain grasslands: Abandonment vs. Restoration. *Biodiversity and Conservation* 17: 3241-3253.
- Gilhaus, K., Stelzner, F., Hölzel, N. 2014. Cattle foraging habits shape vegetation patterns of alluvial year-round grazing systems. *Plant Ecology* 215: 169-179.
- Gitay, H., Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? In: Smith, T.M., Shugart, H.H., Woodward, F.I. (Eds.), *Plant Functional Types—Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3-19.

- Golodets, C., Sternberg, M., Kiegel, 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.
- Groberek, J.J. 2005. Evaluation of nutritive value of forage from fallow land extensively grazed by polish wrzosowka sheep. Ocena wartości pokarmowej roślinności na gruntach odłogowanych ekstensywnie wypasanej przez owce rasy wrzosówka polska. PhD Thesis, Warsaw Agricultural University. In Polish.
- Habel, J.C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., Wiezik, M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22: 2131-2138.
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72-77.
- Hintze, C., Heydel, F., Hoppe, C., Cunze, S., König, A., Tackenberg, O. 2013. D3: the dispersal and diaspore database - baseline data and statistics on seed dispersal - perspect. *Plant Ecology Evolution and Systematics* 15: 180-192.
- Hobohm, C., Bruchmann, I. 2009. Endemische Gefäßpflanzen und ihre Habitate in Europa: Plädoyer für den Schutz der Grasland-Ökosysteme. *Ber Reinhold-Tüxen-Ges* 21: 142-161.
- Hölzel, N., Haub, C., Ingelfinger, M.P., Otte, A., Pilipenko, V.N. 2002. The return of the steppe: large-scale restoration of degraded land in southern Russia during the post-Soviet era. *Journal for Nature Conservation* 10: 75-85.
- Hu, G., Liu, H., Yin, Y., Song, Z. 2015. The roles of legumes in plant community succession of degraded grasslands in Northern China. *Land Degradation and Development*. DOI:10.1002/ldr.2382.
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlu, V. 2005. Agronomic aspect of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe-A review. *Agronomy Research* 3: 139-151.
- Jerrentrup, J.S., Seither, M., Petersen, U., Isselstein, J. 2015. Little grazer species effect on the vegetation in a rotational grazing system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 202: 243-250.
- Jírová, A., Klauďisová, A., Prach, K. 2012. Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* 15: 245-252.

- Kahmen, S., Poschlod, P., Schreiber, K.F. 2002. Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319-328.
- Kahmen, S., Poschlod, P. 2008. Effects of grassland management on plant functional trait composition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128 (2008): 137-145.
- Kamp, J., Urazaliev, R., Donald, P.F., Hölzel, N. 2011. Post-Soviet agricultural change predicts future declines after recent recovery in Eurasian steppe bird populations. *Biological Conservation* 144: 2607-2614.
- Kárpáti, L. 2001. A gyepék természetvédelmi jelentősége. In: Nagy G. et al. (szerk.): Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. DGYN 17. DE ATC, pp. 57-60.
- Kárpáti, L. 2007. Természetvédelem és állattenyésztés. *Magyar Mezőgazdaság* 62: 5-6.
- Kechang, N., He, J.-H., Zhang, S., Lechowicz, M.J. 2015. Grazing increases functional richness but not functional divergence in Tibetan alpine meadow plant communities. *Biodiversity and Conservation*. DOI:10.1007/s10531-015-0960-2.
- Keddy, P.A. 1992. A pragmatic approach to functional ecology. *Functional Ecology* 6: 621-626.
- Kelly, C.K. 1996. Identifying plant functional types using floristic data bases: Ecological correlates of plant size. *Journal of Vegetation Science* 7:417-424.
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Tóth, K., Tóthmérész, B. 2015. Both facilitation and limiting similarity shape the species coexistence in dry alkali grasslands. *Ecological Complexity* 21: 34-38.
- Kelemen A, Török P, Valkó O, Miglécz T, Tóthmérész B. 2013. Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24:1195-1203.
- Kelemen, E., Nguyen, G., Gomiero, T., Kovács, E., Choisis, J.P., Choisis, N., Paoletti, M.G., Podmaniczky, L., Ryschawy, J., Sarthou, J.P., Herzog, F., Dennis, P., Balázs K. 2013. Farmers' perceptions of biodiversity: Lessons from a discourse-based deliberative valuation study. *Land Use Policy* 35: 318-328.

- Király, G. (ed.) 2009. New Hungarian Herbal. The Vascular Plants of Hungary. Identification keys. Aggtelek National Park Directorate: Jósvalő.
- Kiss, O., Tokody, B., Deák, B., Moskát, Cs. 2016. Increased landscape heterogeneity supports the conservation of European Rollers (*Coracias garrulus*) in southern Hungary. Journal for Nature Conservation. DOI: 10.1016/j.jnc.2015.12.003
- Kleinebecker, T., Weber, H., Hölzel, N. 2011. Effects of grazing on seasonal variation of aboveground biomass quality in calcareous grasslands. Plant Ecology 212: 1563-1576.
- Kleyer, M. 1999. The distribution of plant functional types on gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. Journal of Vegetation Science 10: 697-708.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J.M., Klimeš, L., Klimešová, 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.
- Komac, B., Pladevall, C., Domènech, M., Fanlo, R. 2015. Functional diversity and grazing intensity in sub-alpine and alpine grasslands in Andorra. Applied Vegetation Science 18: 75-85.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U., May, R. 1998. Warum verarmt unsere Flora? – Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftenr. Vegetationskd. 29: 299-444.

- Korotchenko, I., Peregrym, M. 2012. Ukrainian steppes in the past at present and in the future. In: Werger M. J. A., van Staalduinen M. A. (szerk.): Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World. Springer, Dordrecht, pp. 173-196.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 474-478.
- Láng, I. 1997. A gyep szerepe a biodiverzitás megőrzésében. In: Legeltetési állattartás. Debrecen, pp. 133-137.
- Lepš, J., Šmilauer, P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., Cesa, A., Chaneton, E.J., Paruelo, J.M. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25: 8-21.
- Loucougaray, G., Bonis, A., Bouzillé, 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.
- Lukács, B.A., Török, P., Kelemen, A., Várbíró, G., Radócz, S., Takács, S., Miglécz, T., Tóthmérész, B., Valkó, O. 2015. Rainfall fluctuations and vegetation patterns in alkali grasslands – Self-organizing maps in vegetation analysis. *Tuexenia* 35: 381-397.
- Mann, S., Tischew, S. 2010. Role of megaherbivores in restoration of species-rich grasslands on former arable land in floodplains. *Waldökologie, Landschaftsforschung Naturschutz* 10: 7-15.
- Mason, N.W.H., 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.
- 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.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Laurenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* Vol.132. Num1.
- Mladek, J., Mládková, P., Hejčmanová, P., Dvorský, M., Pavlu, V., de Bello, F., Duchoslav, M., Hejčman, M., Pakeman, R. 2013. Plant trait

assembly affects superiority of Grazer's foraging strategies in species-rich grasslands. *PLoS One* 8: e69800.

- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Muillot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867-876.
- Mouissie, A.M., Vos, P., Verhagen, H.M.C., Bakker, J.P. 2005. Endozoochory by free-ranging, large herbivores: Ecological correlates and perspectives for restoration. *Basic and Applied Ecology* 6 (2005): 547-558.
- Noble, I., Gitay, H. 1996. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science* 7: 329-336.
- Nolan, T., Conolly, J., Wachendorf, M. 2001. Mixed grazing and climatic determinants of white clover (*Trifolium repens* L.) content in a permanent pasture. *Annals of Botany* 88: 713-724.
- Nowakowski, P., Ćwikła, A., Gawecki, J., Łuczak, W., Piasecki, M. 1999. Year-round grazing of the four herbivore species on degenerated shrubby pasture in Sudetes, *Livestock Farming Systems, Proceedings of the 5th International Symposium of EEAP, Posieux, Switzerland*, 191-193.
- Nowakowski, P., Dobicki, A., Aniołowski, K., Popiel, J., Mordak, R., Twardoń, J. 2000. Pobranie składników pokarmowych przez krowy matki i cielęta z naturalnego pastwiska górskiego. In Polish, summary in English. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Konferencje XXIV, No 375*: 179-185.
- Noy-Meir, I., Gutman, M., Kaplan, Y. 1989. Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290-310.
- Országos Meteorológiai Szolgálat 2015. Elmúlt évek időjárása (2001-2014)
http://met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_visszatekinto/elmult_evek_idojarasa/
- Osem, Y., Perevolotsky, A., Kigel, J. 2002. Grazing effects on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology* 90: 936-946.

- Overbeck, G.E. 2014. The effects of grazing depend on productivity, and what else? *Journal of Vegetation Science* 24: 6-7.
- Palacio, R.G., Bisigato, A.J., Bouza, P.J. 2014. Soil erosion in three grazed plant communities in Northeastern Patagonia. *Land Degradation and Development* 25: 594-603.
- Pausas, J.G. 1999. Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 717-722.
- Papanastasis, V.P., Bautista, S., Chouvardas, D., Mantzanas, K., Papadimitriou, M., Mayor, A.G., Koukioumi, P., Papaioannou, A., Vallejo, R.V. 2015. Comparative assessment of goods and services provided by grazing regulation and reforestation in degraded Mediterranean rangelands. *Land Degradation and Development*. DOI:10.1002/ldr.2368.
- Peco, B., Carmona, C.P., de Pablos, I., Azcárate, F.M. 2012. Effects of grazing abandonment on functional and taxonomic diversity of Mediterranean grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 152: 27-32.
- Peco, B., Sanchez, A.M., Azcarate, F.A. 2006. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 284-294.
- Penksza, K., Benyovszky, B.M., Malatinszky, Á. 2005. Legeltetés okozta fajösszetételbeli változások a bükki nagymezői gyepekben. *Növénytermelés* 54: 53-64.
- Penksza, K., Tasi, J., Szentés, Sz., Centeri, Cs. 2008. Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 47-53.
- Pla, L., Casanoves, F., Di Rienzo, J. 2012. *Quantifying Functional Biodiversity*. Springer: Berlin.
- Prach, K., Török P., Bakker J.D. 2017. Temperate grasslands. In: *Routledge handbook of ecological and environmental restoration*. pp. 126-141.
- Prach, K., Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* Volume 17, Issue 1, April 2001, Pages 55-62.

- Pulido, M., Schnabel, S., Contador, J.F.L., Lozano-Parra, J., González, F. 2016. The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. *Land Degradation and Development*. DOI:10.1002/ldr.2501.
- Pullin, A.S., Báldi, A., Can, O.E., Dietrich, M., Kati, V., Livoreil, B., Lövei, G., Mihók, B., Nevin, O., Selva, N., Sousa-Pinto, I. 2009. Conservation focus on Europe: Major conservation policy issues that need to be informed by Conservation Science. *Conservation Biology* 23: 818-824.
- Pykäla, J. 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 109-117.
- Pykäla, J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211-2226.
- Qian, J., Wang, Z., Liu, Z., Busso, C.A. 2014. Belowground bud bank responses to grazing intensity in the inner-mongolia steppe. China. *Land Degradation and Development*. DOI:10.1002/ldr.2300.
- Roberts, D.W. 1996a. Landscape vegetation modelling with vital attributes and fuzzy system theory. *Ecological Modelling* 90: 175-184.
- Roberts, D.W. 1996b. Modelling forest dynamics with vital attributes and fuzzy system theory. *Ecological Modelling* 90: 161-173.
- Rogalski, M., Wieczorek, A., Kardynska, S., Platek, K. 2001. Effect of grazing animals on floristic biodiversity of the sward. In Polish, summary in English. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 478: 65-70.
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis deVries, M.F., Parente, G., Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119: 137-150.
- Sala, O. E. 1988: The effect of herbivory on vegetation structure. In: *Plant form and vegetation structure* (Eds.: Werger M. J. A., van der Aart P. J. M., During H. J., Ed. Verhoeven J. T. A.). SPB, The Hague, pp. 317-330.
- Saláta, D., Falusi, E., Wichmann, B., Házi, J., Penksza, K. 2012. Faj- és vegetáció-összetétel elemzése eltérő legeltetési terhelés alatt a

cserépfalui és az erdőbényei fáslegelők különböző növényzeti típusaiban. *Botanikai Közlemények* 99 (1-2): 143-159.

- Schaich, H., Szabó, I., Kaphegyi, T.A.M. 2010. Grazing with Galloway cattle for floodplain restoration in the Syr Valley, Luxembourg. *Journal of Nature Conservation* 18: 268-277.
- Scimone, M., Rook, A.J., Garel, J.P., Sahin, N. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on grazing systems: 3. Effects on diversity of vegetation. *Grass and Forage Science* 62 (2): 172-184.
- Sebastià, M.-T., de Bello, F., Puig, L., Taull, M. 2008. Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science* 11: 215-222.
- 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.
- Sutcliffe, L.M.E., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L.V., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P., Apostolova, I., Arlettaz, R., Aunins, A., Aviron, A., Baležentienė, L., Čierna-Plassmann, M., Fischer, C., Gabrielová, J., Halada, L., Hartel, T., Helm, A., Hristov, I., Jelaska, S.D., Kaligarič, M., Kamp, J., Klimek, S., Koorberg, P., Kovács-Hostyánszki, A., Kuemmerle, T., Leuschner, C., Lindborg, R., Loos, J., Maccherini, S., Marja, R., Máthé, O., Proença, V., Rey-Benayas, J., Sans, F.X., Seifert, C., Stalenga, J., Timaeus, J., Török, P., van Swaay, C., Viik, E., Tschardtke, T. 2015. Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity & Distributions* 21: 722-730.
- 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. DOI: 10.1016/j.agee.2016.02.008
- Tallowin, J.R.B., Rook, A.J., Rutter, S.M. 2005. Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. *Animal Science* 81: 193-198.
- Tarhouni, M., Ben Hmida, W., Neffati, M. 2015. Long-term changes in plant life forms as a consequence of grazing exclusion under arid climatic conditions. *Land Degradation and Development*. DOI:10.1002/ldr.2407.

- Tasi, J., Bajnok, M., Halász, A., Szabó, F., Harkányiné Sz. Z., Láng, V. 2014. Magyarország komplex gyepgazdálkodási adatbázis létrehozásának első lépései és eredményei. Gyepgazdálkodási Közlemények 2014: 57-64.
- Teuber, L.M., Hölzel, N., Fraser, L.H. 2013. Livestock grazing in intermountain depressional wetlands-Effects on plant strategies, soil characteristics and biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 175: 21-28.
- Thurow, T.L. 2005. Biodiversity: Grazing practices, soil management. *Encyclopaedia of Animal Science*. Wilson G. Pond, Allan W. Bell, pp. 499.
- Török P. 2014. Gyepi biodiverzitás helyreállítása: spontán szukcesszió és gyepesítés. MTA doktora Pályázat Doktori értekezés. Debrecen. 2014. pp. 4-7.
- Török, P., Kapocsi, I., Deák, B. 2011b. Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. In *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*, Zhang WJ (ed). Nova Science Publishers Inc: New York; pp. 109-118.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Albert, Á., Matus, G., Molnár, V.A., Ruprecht, E., Papp, L., Deák, B., Horváth, O., Takács, A., Hüse, B., Tóthmérész, B. 2013b. Seed weights support Social Behaviour Types - Analysis and new thousand seed weight records of the Pannonian flora. *Acta Botanica Hungarica* 55: 429-472.
- Török, P., Tóth, E., Tóth, K., Valkó, O., Deák, B., Kelbert, B., Bálint, P., Radócz, S., Kelemen, A., Sonkoly, J., Miglécz, 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. 2016b. New measurements of thousand-seed weights of species in the Pannonian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 58: 187-198.
- Török, P., Hölzer, N., van Diggeler, R., Tischew, S. 2016a. Grazing in European open landscapes: How to reconcile sustainable land management and biodiversity conservation? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. DOI: 10.1016/j.agee.2016.06.012
- Török, P., Janišová, M., Kuzemko, A., Rūsina, S., Dajić Stevanović, Z. 2017. Grasslands, their threats and management in Eastern Europe. *Grassland management: problems and prospects*. (in press)

- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O. 2013a. A természetközeli gyepek szerepe a változatos élővilág és az ökológiai folyamatok fenntartásában. In: Török P (szerk.) Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. Budapest: Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, 2013. pp. 7-10.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, S., Tóthmérész, B. 2012. Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41-48.
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóthmérész, B. 2014. Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* 9 (5): e97095
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2011a. Grassland restoration on former croplands in Europe: as assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20: 2311-2332.
- Tscharntke, T, Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance W, Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W.H., Westphal, C. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes—eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661-685.
- Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Miglécz, T., Lukács, B.A., Török, P. 2014. Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 80-87.
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. 2016. Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2 (2): e01208
- Valkó, O., Török, P., Matus, G., Tóthmérész, B. 2012. Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207 (4): 303-309.

- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B., Matus, G. 2011. Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9-15.
- Vassilev, K., Pedashenko, H., Nikolov, S.C., Apostolova, I., Dengler, J. 2011. Effect of land abandonment on the vegetation of upland semi-natural grasslands in the Western Balkan Mts., Bulgaria. *Plant Biosystems* 145: 654-665.
- 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.
- Villéger, S., Mason, N.W., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Virágh, K., Bartha, S. 1996. The effect of current dynamical state of a loess steppe community on its responses to disturbances. *Tiscia* 30: 3-13.
- WallisDe Vries, M.F., Parkinson, A.E., Dulphy, J.P., Sayer, M., Diana, E. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science* 62 (2): 185-197.
- WallisDeVries, M.F., Bakker, J.P., van Wieren, S.E. (szerk.) 1998. *Grazing and Conservation Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- WallisDeVries, M., van Swaay, Ch. 2009. Grasslands as habitats for butterflies in Europe.
https://www.researchgate.net/publication/286676310_Grasslands_as_habitats_for_butterflies_in_Europe
- Warda, M., Rogalski, M. 2004. Grazing animals as an element of natural landscape. *Annales of Univeristy of Maria Curie Sklodowska, Sec. E*, 59 (4): 1985-1991.
- Wellstein, C., Campetella, G., Spada, F., Chelli, S., Mucina, L., Canullo, R., Bartha, S. 2014. Context-dependent assembly rules and the role of dominating grasses in semi-natural abandoned sub-Mediterranean grasslands. *Agriculture Ecosystems and Environment* 182: 113-122.

- Westoby, M. 1999. The LHS strategy scheme in relation to grazing and fire. Eldrige, D., Freudenberger, D. (Eds.), VIth International Rangeland Congress, vol. 2: 893- 896.
- White, R.P., Murray, S., Rohweder, M. 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems. World Resources Institute, Washington, DC.
- Zheng, S., Lan, Z., Li, W., Shao, R., Shan, Y., Wan, H., Taube, F., Bai, Y. 2011. Differential responses of plant functional trait to grazing between two contrasting dominant C3 and C4 species in a typical steppe of inner Mongolia, China. *Plant Soil* 340: 141-155.
- Zimkova, M., Kirilov, A., Rotar, I., Stypiński, P. 2007. Production and quality of semi natural grassland in South-eastern and Central Europe. *Grassland Science in Europe* 12: 15-26.