

SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

Természetvédelmi kezelés hatása hegyi rétek vegetációjára

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

PÁPAY GERGELY

Gödöllő

2020

A doktori iskola

megnevezése: Szent István Egyetem Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet

Témavezető: Dr. Penksza Károly,
egyetemi tanár
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Biológiatudományi Intézet

Az iskolavezető jóváhagyása

A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

Tartalom

1.	BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK	4
2.	IRODALMI ÁTTEKINTÉS	6
2.1.	A VADRÁGÁS	6
2.1.1.	TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉSEK	6
2.2.	CSEJERTÁS.....	9
3.	ANYAG ÉS MÓDSZER	11
3.1.	Vizsgálati területek	11
3.2.	Terepi adatgyűjtés	13
3.2.1.	CÖNOLÓGIAi vizsgálatok	13
3.2.2.	FLORISZTIKA VIZSGÁLATOK	14
3.2.3.	VADRÁGÁS-VIZSGÁLAT	14
3.2.4.	ADATELEMZÉS.....	14
4.	EREDMÉNYEK.....	16
4.1.	VADRÁGÁS EREDMÉNYEK.....	41
4.1.1.	Fásszárú csemeték előfordulási gyakorisága	41
4.1.2.	Vadrágás intenzitása a csemetéken	42
4.1.1.	Vadrágás szelektivitása a különböző fásszárú fajokra	43
4.2.	CÖNOLÓGIAI EREDMÉNYEK.....	16
4.2.1.	SÁR-HEGY	16
4.2.2.	PARÁDÓHUTAI EREDMÉNYEK.....	23
4.2.3.	FALLÓSKÚTI EREDMÉNYEK.....	30
5.	KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK	46
6.	ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	49
7.	ÖSSZEFOGLALÁS	50
8.	SUMMARY	54
9.		57
10.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	58
11.	IRODALOM	59

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

A hazai középhegységek, köztük a Mátra természetes zonális vegetáció típusai a bükkösök és a tölgyesek, amiket az elmúlt évszázadokban a lakosok több foltban kiirtottak, hogy a helyükön kaszálókat, illetve legelőket alakítsanak ki. Az utóbbi néhány évtizedben bekövetkezett társadalmi és gazdasági változások miatt viszont egyre több gyepterületet hagytak fel, ezzel szukcessziós folyamatokat indítva el rajtuk, aminek során a területek jelentősen becserjésedtek. A cserjésedéssel, erdősődéssel pedig gyakran nem csak az itt tipikus természetes erdőtársulás fajtái tértek vissza, hanem egyéb hazai növényfajok vagy özönnövények is spontán megjelentek.

A kaszálók és legelők Magyarország legfajgazdagabb élőhelyei közé tartoznak. Kialakulásukban az emberi tevékenységnek, az antropogén hatásnak nagy szerepe volt, fenntartásuk, természetvédelmi értékeik, biodiverzitásuk megőrzése fontos feladat. Ezek a területek egyben gazdasági szempontból, mint takarmányszolgáltatók is jelentősek. Fenntartásuk viszont nem képzelhető el emberi beavatkozás nélkül. A fenntartási munkák során nagy segítséget ad a területek eredeti botanikai és takarmányozástani értékeiknek megőrzése. Ezeket a célokat szem előtt tartva a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság 2010-ben kezdte el a KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007 számú „Rétek, gyepek, (fás)legelők helyreállítása és kezelése a BNPI működési területén” nevű pályázat megvalósítását a Mátra különböző, szakértők által kijelölt gyepterületein. Doktori munkám során a beavatkozásokkal érintett élőhelyeken végeztem cönológiai, gyepgazdálkodási vizsgálatokat, így a Fallóskút és Parádóhuta környéki gyepekben. Itt végeztem összehasonlító vizsgálataimat kontrollként a természetközeli gyepekben és a kezelt foltokban a kezelést követő időszakokban.

A doktori értekezésben arra kerestem a választ, hogy az erdős területekkel szomszédos, illetve azok közé ékelődő gyepterületeken

- 1) milyen mértékben érvényesül a vadak rágásának hatása?
- 2) természetvédelmi szempontból milyen feltűnően kedvező vagy kedvezőtlen szerepe lehet a vadrágásnak?

Vizsgálatom fő célkitűzései a következők voltak:

- Megállapítani, hogy közép-európai erdőssztyepp és lomboserdő zónában természetvédelmi beavatkozások segítségével, cserjeirtás után van-e esély természetes, természetközeli gyep (kaszáló vagy legelő) kialakítására.
- Kiemelt jelentősége volt annak az elemzése és értékelése, hogy milyen a vadhatás, mint gyeppalakító tényező szerepe a cserjék és a fő gyeppalkotó fajok, elsősorban pázsitfűvek dominancia viszonyainak változására.
- Cél volt, a cserjeirtott és az eredeti gyepi (kontroll) vadrágott terület összehasonlító elemzése is, és a vadak által fenntartott és létrehozott vegetáció típusok értékelése. További cél volt a hazai és nemzetközi vonatkozásban is a vadrágásos irodalmak áttekintése.
- A dolgozat célja annak megállapítása is, hogy a cserjeirtást követő 7 éven keresztül a vegetációban milyen változások történnek, a fajösszetétel, borítási értékek, inváziós fajok és a visszacserjésedés mértéket kiemelve.
- Fő kérdés volt annak az elemzése, hogy a cserjeirtást követő természetvédelmi kezelések (legeltetés, kaszálás), vagy annak hiánya (felhagyás) milyen változásokat okozott a vegetáció összetételében.
- Céлом volt azt is megvizsgálni, hogy a kialakított gyep összetétele

természetvédelmi és gyepgazdálkodási szempontok alapján mennyire jelentős, értékes.

- Kérdés volt, hogy a cserjeirtott területeken kívül a már korábban cserjeirtott és természetvédelmi kezelés alatt álló területek (kaszálók, legelők) kontrollként való alkalmazása mennyire vehető figyelembe.
- Fontos feladat volt annak az elemzése, hogy az egyes erdőtípusokban kialakított gyepek fajösszetétele, diverzitása a legeltetés vagy a kaszálás hatására lesz-e értékesebb? Melyik természetvédelmi tevékenység a megfelelő kezelési módszer a jelenlegi mikroklimatikus viszonyok, vegetációs szituációk között?
- Az ökológiai mutatók mennyire alkalmazhatók a gyepek értékelésekor, különösen a zavarás igazolására? Kiemelt kérdés volt ezen belül, hogy az ökológiai értékszámok közül melyik informatívabb, használhatóbb indikációs értéként?
- A munka módszertani részében további cél volt a a cönológiai és a vadrágásos módszerek együttes alkalmazásának a kidolgozása.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A VADRÁGÁS

Az európai mérsékelt övi gyepterületek a biodiverzitás megőrzésének jelentős helyszínei (Pärtel et al., 2005; Owen, 2008; Valkó et al., 2016). Köztük a hegyvidéki gyepek is lokálisan kiemelkedő természetvédelmi értéket képviselhetnek (Kricsfalusy, 2013; Figezky, 2004; Baráth és Penksza, 2012). Fennmaradásukat azonban számos tényező veszélyezteti. Ezek közül talán a legjelentősebb a gyepek teljes átalakulását, bezáródását okozó szukcessziós folyamat, a becserjésedés (Erdős et al., 2013; Török et al., 2007; Kalmár, 2014). Ennek megakadályozása általában mesterséges beavatkozásokat, aktív természetvédelmi kezelést igényel, pl. rendszeres cserjeirtást, kaszálást, legeltetést (Magos, 2008; Valkó et al., 2012; Tälle et al., 2016). Az ilyen gyepterületeket veszélyeztető egyik jelentős tényezőként sok helyen nevezik meg a nagy ökológiai hatásokkal rendelkező, jellemzően nagy populációsűrűségben előforduló patás vadfajainkat (Türke et al., 2008). A sziklagyepeken előforduló muflon jellemzően taposásával, a vaddisznó túrásával, míg a gímszarvas elsősorban a rágásával jelenthet veszélyt az értékes növénytársulásra (Baráth et al., 2013) vagy egy-egy veszélyeztetett lágyszárú fajra (Lendvay és Kalapos, 2009).

Mivel a gímszarvas, az őz és a vaddisznó középhegységeinkben természetes módon fordulnak elő (Bihari et al., 2007), ezért felmerül a kérdés, hogy a hegyvidéki gyepterületeken okozott természetes bolygatásaik feltétlenül természeti károkozásként azonosítandóak-e, vagy éppen ezek a vadhatások járulhatnak hozzá természetes módon is a problémát jelentő szukcessziós folyamatok lassításához (Katona et al., 2015). Ilyen jellegű vizsgálatokat hazánkban korábban csak elvétve végeztek (pl. Türke et al., 2008), így ennek mértékéről, jelentőségéről kutatásainkig még alig álltak rendelkezésre hazai adatok. Külföldi források azonban megerősítik, hogy erőteljes rágással a cserjésedés visszaszorítható (Silveira Pontes et al., 2012). Ráadásul ebben a legeltetett háziállatok mellett a vadon élő növényevőknek is kiemelkedő szerep juthat (Ponce-Guevara et al., 2016). A Mátra erdős területein végzett vadhatás felmérések (Fehér et al., 2016) azt mutatják, hogy regionális szinten nem olyan erőteljes a patás vadfajok szerepe az erdőfelújulás megakadályozásában, mint ahogy azt a tapasztalatok alapján vélik (Szomorad és Király, 2014).

A cserjeirtás gyepterületre kifejtett hatásairól is közöltek adatokat, melyek elsősorban a cserjésedést, mint a gyepterület gátló tényezőjét említik. A cserjésedés több módon gyakorol negatív hatást: leárnyékolja az alacsonyabb lágyszárú fajokat (Facelli és Pickett, 1991), mechanikai úton gátolja a fejlődésüket, és az általa okozott megnövekedett avarképződés allelopatikus anyagokat is felszabadíthat (Rice, 1984; Bonanomi et al., 2006a, b; Bajor et al., 2016). Az utóbbi években számos munka igazolta a vadrágás jelentőségét a természetes vegetáció fenntartásában (Fehér és Katona, 2013a, b; Katona et al., 2013a, b, c, 2016), valamint az ökoszisztéma-fenntartásban is (Szemethy et al., 2004a, b; Katona et al., 2007; Penksza et al., 2015, 2016; Halász et al., 2015).

2.1.1. TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉSEK

A természetvédelmi gyakorlatban sokáig uralkodott az a nézet, hogy az ökológiai rendszerek zártak és önszabályozók, stabil egyensúlyban vannak, melyben a fő hajtóerő az egyensúlyi klimaxállapot elérése (Simberloff, 1982; Clements, 1916). A természetvédelmi

feladatok között is elsődlegesnek tekintették a védett területek emberi hatástól való mentesítését. Az utóbbi időben számos munka azt igazolta, hogy a zavarások növelik a rendszer stabilitását (Simberloff 1982), a természetes bolygatások az ökológiai rendszerek életének alapvető részét képezik (White, 1979; Pickett et al., 1978; Whittaker et al., 1977; Standovár és Primack, 2001). A gyepek fontos szerepet játszanak a faj- és tájszintű sokféleség megőrzésében és fenntartásában (Dengler et al., 2014), ugyanakkor 1989 és 2007 között a gyepek területe tovább csökkent, amelynek egyik fő oka a korábbi művelés felhagyását követő cserjésedés és beerdősülés volt (Török et al., 2011; Valkó et al., 2011).

A bolygatások akár emberi eredetűek is lehetnek, mint ahogy az általunk vizsgált gyepterületek is antropogén hatásra jöttek létre, és fennmaradásukhoz is rendszeres emberi behatás szükséges. Az ilyen élőhelyek fenntartásához fontos az érintett területek tájtörténetének lehető legpontosabb ismerete, hogy milyen módon használták, milyen beavatkozásokat végeztek korábban (Standovár és Primack, 2001; Viszló, 2011).

A gyepek fenntartásának hagyományos formái ugyanakkor Európa szerte eltűnőben vannak a megváltozott tájhasználati szokások miatt (Kaligarič et al., 2006). A tájhasználat megszűnésére a nedves gyepterületek sokkal érzékenyebben reagálnak, gyorsabban degradálódnak, limitáltabb a restaurációs lehetőségük és ennek üteme is lassabb, mint a szárazabb gyepterületeken. A felhagyás hatására pázsitfűvek is felszaporodhatnak. A Kárpátokban vagy a Zempléni-hegységben gyakorivá válik a kékperje (*Molinia arundinacea*) (Klimeš et al., 2000, Valkó et al., 2011, 2012), illetve hazai középhegységeinkben a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) (Házi et al., 2010, 2011, 2012).

A még fajgazdag, értékes területek megőrzéséhez és az ökoszisztéma szolgáltatásokban betöltött szerepük változásának előre jelezhetősége érdekében igen fontos többet tudnunk a tájhasználat megváltozása, a fajdiverzitás és az ökoszisztéma funkciók kölcsönhatásáról (Kovács-Hostyánszki et al., 2011, 2013).

Nem lehetünk biztosak abban, hogy az egyes területeken a fajkompozícióban észlelt különbségek csakis a különböző kezelések hatására válaszolva alakultak, vagy a környezeti tényezők is éppúgy befolyással bírnak (Galvanek és Lepš, 2009). A felhasználható vízkészlet például erősen befolyásolja a gyepek termőképességét, a biomasza mennyiségét (Stampfli, 1995; Török et al., 2009). Más hazai területekhez hasonlóan a kaszálás szintén fontos háttértényező lehet (Valkó et al., 2009, 2011, 2012).

A kisléptékű zavarásra tehát szükség is van, hiszen ezek a műveletek kedvező hatással vannak a fajdiverzitásra (Morris, 2000; Borhidi, 2003), visszaszorítják a kompetitor fajokat (Curry, 1994), elősegítik a propagulumok terjedését, biztosítják az ökoszisztéma-szolgáltatások folyamatos fenntartását (Ryser et al., 1995, Fiala et al., 2003, 2007; Virágh et al., 2008), így a kaszálórétek és a fás legelők Közép-Európa leginkább fajgazdag társulásai közé tartoznak (Steffan-Dewenter és Leschke, 2002; Losvik, 1999; Stampfli és Zeiter, 1999; Ilmarinen és Mikola, 2009). Ha abbamarad a kaszálás, illetve a legeltetés, az a terület cserjésedéséhez, beerdősüléséhez vezethet (Ölvedi, 2010; Sendžikaite és Pakalnis, 2006; Willems, 1983), így természetvédelmi szempontból kézenfekvő megoldás lehet ezeken a területeken a kaszálás (vagy legeltetés) visszaállítása (Ölvedi, 2010; Deák és Tóthmérész 2005, 2007; Stampfli és Zeiter, 1999).

A növényiszociológiai kutatások megindulása idején a gyeptársulások vizsgálatokor a megismerésük, osztályozásuk, ökológiai rendszereik megismerése mellett nagy figyelmet fordítottak a biomasza-termelésük meghatározására is (Balázs, 1943, 1949; Máthé, 1954, 1956; Simon, 2004). A növényi biodiverzitás megőrzésének szükségessége azonban szocio-ökonómiai szempontokkal legeltetési rendszerekkel került szembe, amelyeknek a produktivitása egész Európában jelentősen csökkent a közelmúltban és a gyepi növényközösségek összetételének megváltozását eredményezte, mind a társulások szerkezete, mind a táji mozaikosság tekintetében (Persson, 1984; Francalancia et al., 1995;

Bakker, 1998; Pott, 1998, 2001; Bonanomi és Allegranza, 2004; Foglia et al., 2007).

A gyepek ökoszisztéma szolgáltatásai is egyre inkább előtérbe kerültek, amelyek Viszló (2011) szerint a következőkben foglalhatók össze:

- *Mezőgazdaság*: a termés mennyiségének növelése, minőségének javítása a talaj védelmével, kedvező mikroklimatikus hatások biztosításával a mezőgazdaság számára hasznos élőlényeknek.
- *Talajvédelem*: szél-, vízerózió elleni védelem, talajregeneráció elősegítése, talajterhelés tompítása.
- *Vízvédelem*: ivóvíz-bázisok, felszín alatti és felszíni vizek védelme.
- *Levegőtisztaság*: áramló levegő mechanikai szűrése, oxigéntermelés növelése, széndioxid megkötése, az allergén portterhelés csökkentése.
- *Térstruktúra megőrzése*: a tér tagolása, részegységekre bontása, strukturálása.
- *Élettér*: természetes növény- és állatvilág élőhelye, a biodiverzitás fenntartása.
- *Tájkép, esztétika*: a helyi közösség, illetve vendégfogadás, idegenforgalom számára pihenési és jóléti érték növelése.

A természetvédelmi kezelések megszűnése igen gyakran veszélyezteti az élőhelyek biológiai sokféleségét, néhány tágtűrő faj jelentős borításnövekedésével könnyen a diverzitás csökkenéséhez vezethet (Klimeš et al., 2000; Házi et al., 2009, 2011, 2012; Catorci et al., 2017; Valkó et al., 2018; Tälle et al., 2016; Török et al., 2007, 2008, 2014, 2016; Kiss et al., 2011). McNaughton (1979) szerint a mérsékelt legeltetés akár meg is duplázza a gyepek termelését, bár az intenzív legeltetésnek már erőteljes szelekciós hatásai vannak a vegetáció fajkészletére. A túllegeltetés gyakorlatilag az összes kontinens síkvidéki gyepeit veszélyezteti (Rowntree et al., 2004; Vetter és Bond, 2012; Lu et al., 2017; Olff és Ritchie, 1998; Tóth et al., 2016; Dengler et al., 2014).

Számos kutatás mutatott rá a kaszálás és cserjeirtás ellenkező előjelű hatásaira (Kelemen et al., 2014; Valkó et al., 2009, 2011, 2012; Deák és Tóthmérész, 2005, 2007; Penksza et al., 2007, 2008, 2010, 2013; Zimmermann et al., 2012; Szabó et al., 2010/2011, 2011; Szentés et al., 2009a, b; Török et al., 2009a, b; Mészáros et al., 2016). Az ilyen típusú zavarásokra sok esetben szükség van a gyepekben, mivel a fajdiverzitásra kedvező hatással vannak (Morris, 2000; Deák et al., 2015; Halász et al., 2015; Penksza et al., 2009a, b, 2016; Vida et al., 2008; Deák et al., 2014; Kovács-Hostyánszki et al., 2013). Elmaradásuk igen gyorsan a gyepek becserjésedéséhez is vezethet (Ölvedi, 2010; Sendžikaite és Pakalnis, 2006; Stampfli és Zeiter, 1999; Uj et al., 2013; Pápay és Uj, 2012; Erdős et al., 2013, 2014a, b; Halász, 2016). Barbaro et al. (2001) a francia alsó Alpokban végeztek vizsgálatokat mészkedvelő hegyvidéki gyepeken. Négy éven át végeztek rendszeres cserjeirtást, és így módon jelentősen növelni tudták a gyepek fajgazdagságát; számos ritka és védett évelő lágyszárú is újra megjelent. Eredményeik alapján javasolják, hogy a hasonló vizsgálatok során érdemes vizsgálni a fajok vegetációban betöltött funkcióját és a terjedési típusokat is a fajdiverzitás mellett, ugyanis a gyepek hosszú távú fennmaradása ettől is nagymértékben függ.

A természetvédelmi kezelések elősegítik a propagulumok terjedését, visszaszorítják a kompetitor fajokat (Ryser et al., 1995; Fiala et al., 2003; Bartha, 2007; Virágh et al., 2008), valamint csökkentik az élő, illetve a holt fitomassza (avar) mennyiségét, amely a természetes fajok megtelepedését is könnyíti, ezáltal is segítve a természetes állapotok hosszú távú fennmaradását (Billeter et al., 2007; Gerard et al., 2008; Kelemen, 2010; Kelemen et al., 2013a, b, c, d; Török et al., 2010, 2011, 2013; Deák et al., 2011, Török G. et al., 2013). Bár a zavarás hatásaival és szükségességével kapcsolatban ma sincs teljes egyetértés, az utóbbi évtizedekben több munka igazolta a zavarások pozitív hatását (Simberloff, 1982), valamint a természetes bolygatások meglétét az ökológiai rendszerek életében (White, 1979; Pickett és Thompson, 1978; Whittaker és Levin, 1977;

Standovár és Primack, 2001; Deák et al., 2014; Dengler et al., 2014; Kiss et al., 2011; Wichmann et al., 2016). Mindez a kismértékű zavarások szükségességét igazolja, melyek gyakran a fajdiverzitásra is kedvező hatással vannak (Morris, 2000; Deák et al., 2015).

Természetvédelem szempontjából fontos volt itt is, hogy milyen módszerek állnak rendelkezésre a természetes gyeptársulások megőrzésére. A fő cél minden esetben a mozaikosság megtartása, a minél nagyobb diverzitás elérése. Ennek három fő módja, lépése van: elsőként a cserjeirtás, majd a legeltetés és a kaszálás. Természetvédelmi területen maximum 3 méter széles gépi kaszát szabad alkalmazni (Bölöni et al. 2008). A kaszálást érdemes szakaszosan elvégezni, hogy az élőhely és a vegetáció minél változatosabb legyen. Gépi kaszálásnál figyelni kell arra is, hogy a talaj ne tömörödjön túlságosan: ez különösen nedvesebb, illetve lazább talajokon fontos (Ausden 2007, Viszló 2011).

2.2. CSERJEIRTÁS

A cserjeirtás vegetációra gyakorolt hatását a kaszáláshoz, legeltetéshez képest kevesebb kutatás vizsgálja. Ennek egyik magyarázata, hogy ez a módszer jóval több emberi munkaerőt igényel, kevésbé gépesíthető a kaszálásnál. Az azonban egyértelműnek látszik, hogy a növekvő cserjeborítás számos módon gyakorol negatív hatást a gyepekre: csökkenti a biodiverzitást (Giarrizzo et al., 2015, Tälle et al. 2016), leárnyékolja a lágyszárú növényeket (Bergelson, 1990; Facelli és Pickett, 1991) és mechanikus módon is gátolja növekedésüket (Wedin és Tilman, 1993). A cserjésedés az avarlebomlás csökkenéséhez is vezethet (Montané et al., 2010), és szinten tartja, sőt gyakran növeli a talaj szervesanyag-tartalmát (Montané et al., 2010, Hibbard et al., 2003; Montané et al. 2007). Ezenkívül a gyepek takarmányértékét, így az állatok növekedési rátáját is csökkenti (Papachristou et al., 1997, Armand és Etienne, 1995; Papanastasis et al., 1995; Garcia et al., 1999). Sala (1999) szerint a cserjék akadályt jelenthetnek a gyepek tápanyagfelvételére nézve. A fasszárú fajok növekvő borítása a tüzek esélyét is növelheti (Tárrega et al., 2009). Mivel megváltoztatják a talaj nedvesség- illetve tápanyagviszonyait, az elsivatagosodás veszélyét is növelhetik (Schlesinger et al., 1990). A lágyszárú fajok borításának csökkenésével visszaszorulnak, eltűnhetnek a specialista fajok, ami az élőhely homogenizálódásához vezethet (Clavel, 2011).

Hibbard és mtsai (2001) szerint a gyepek cserjésekké válásának globális jelensége összefüggésben áll a gyors szén- és nitrogén-felhalmozódással a talajban. Jackson és mtsai (2002) egyértelmű negatív összefüggést találtak a 30-tól 100 évig cserjésedett gyepek talajának szén-és nitrogén tartalma és a csapadékmennyiség között. Ennek ellentmond DeMarco és mtsai (2016) kutatása, mely szerint a cserjésedés stabil szerves szén megkötéséhez vezet.

Norris és mtsai (2001) szerint a virginiai boróka (*Juniperus virginiana*) préri vegetáción jelentős hatással lehet a talaj széntartalmára az ANPP két-háromszorosára növelésével. Ez a cserje jó példa a pionír, a kezeletlen gyepeket könnyen birtokba vevő fajokra (Holthuijzen és Sharik, 1985). Eldridge és mtsai (2011) áttekintő cikkükben azt állítják, hogy mivel a cserjésedésnek igen sok oka lehet, nem lehetséges globális szinten közvetlen kapcsolatot kimutatni az ökoszisztémák romló állapota és a növekvő cserjeborítás között.

Miután a fasszárúak elterjedtek a gyepon, pozitív feedback révén megkönnyíthetik más fasszárú fajok betelepődését, minekutána egy bizonyos borítási szint elérésével a folyamat visszafordíthatatlanná válik (Archer et al., 1988; Callaway és Davis, 1998; Barnes és Archer, 1999; Rousset és Lepart, 1999). Michielsen és mtsai. (2017) rámutattak, hogy a cserjésedés fő tényezői között szerepel a fasszárú fajok kora is, így a fiatalabb egyedek kisebb hatékonysággal tudnak újra hajtani, függetlenül a cserjeirtási módszertől. A

cserjefajok életciklusa során a föld alatti biomassza előtérbe kerülhet a föld feletti biomassza rovására, így tudnak a fásszárúak hatékonyan fennmaradni a folyamatosan zavart gyepekben is (Hmielowski et al., 2014).

Sala és mtsai (2000) szerint a gyepek különösen érzékenyek a változó földhasználatra, de biodiverzitásukra hatással van a legtöbb, a kutatásban megvizsgált tényező (klíma, nitrogénfelhalmozódás, biotikus változások, légköri CO₂-tartalom).

Az utóbbi évtizedekben egyértelművé vált, hogy a gyepek cserjésedése globális probléma (Archer et al., 1995). Ezalatt a gyepek cserjéssé alakulásának sok esete dokumentálásra került már. Bragg és mtsai (1976) összefüggéseket kutattak a kansasi *Andropogon* gyepek cserjésedése, illetve a talaj- és topográfiai tényezők között. Brown és mtsai (1998) 20 éven át légifotókon vizsgálták az *Acacia nilotica* térhódítását tengerparti gyepeken. Dussart és mtsai (1998) argentin félszáraz szavannákon vizsgálták a nyílt cserjések borítási értékeit, változását. Costello és mtsai (2000) szerint Ausztrália tengerközeli gyepein az *Acacia sophorae* növekvő borítása 76%-kal csökkentheti a vegetáció diverzitását. Lindsay és Bratton (1980) előrejelzése szerint 3-6 évtizeden belül az USA-beli Sziklás-hegység minden gyepterülete cserjéssé válhat.

Cserjésedés hatására a kis kiterjedésű gyeptoltok, a rövid életciklusú, rövidebb életű magvak és a szűk élőhelytűrésű fajok kerülnek veszélybe, ami érvényes veszélyeztetett, ritka és védett fajokra, és helyi kihalásukhoz vezethet (Fischer és Stöcklin, 1997; Stöcklin és Fischer, 1999).

D'Odorico és mtsai (2012) négy szintjét különítették el a cserjésedés folyamatának: stabil gyeptelepítés (I), növekvő cserjeborítás (II, III) és a tipikus dűne vegetáció (IV). Megállapították, hogy a cserjésedési folyamatot leginkább abban a fázisban lehet visszafordítani, amíg a gyepi növényfajok kompetitív előnyt élveznek még a cserjékkel szemben.

A cserjésedésért felelős fajok gyakran adventívek, de előfordulhat, hogy őshonosak az adott területen és kisebb mennyiségben akkor is jelen vannak, amikor a fűfélék dominálnak (van Auken, 2000).

Több kutatás is rámutat, hogy azok a gyepek a leginkább veszélyeztetettek a cserjésedéssel szemben, melyek kis területűek, fragmentáltak, és jellemzően rövid életű fajok népesítik be őket. Az ilyen gyepeken a ritkább specialista fajokat a lokális kihalás is fenyegetheti (Fischer és Stöcklin, 1997; Stöcklin és Fischer, 1999). Mindennek ellenére kevés olyan kutatás született, mely kvantitatív összefüggésekkel szolgál a megváltozott tájhasználat és a cserjeborítás növekedése között. Ez a védett, illetve védendő területeken különösen fontos lenne, ahogy e gyepek jelentősége elmozdul a gazdálkodástól a természetvédelmi szempontok felé (Usher, 1998).

Cserjeirtásnál dilemma adódhat abból, hogy bizonyos állatfajok eltűnhetnek a cserjékkel együtt az élőhelyről, ellenkező esetben viszont a cserjésedés veszélyezteti a gyepeket (Manning et al., 2004). A cserjésebb, fásabb területek esetleg ökotónként működhetnek a gyepek és az erdők között, így el kell dönteni, mennyire játszanak fontos szerepet az adott területen, mivel esetleg hasznos lehet őket kisebb foltokban meghagyni (Ausden, 2007). A cserjék megmaradása, térhódítása azonban a gyepek fennmaradását veszélyezteti (Manning et al., 2004; Kerényi-Nagy, 2012, 2015; Kerényi-Nagy és Nagy, 2011; Kerényi-Nagy et al., 2008). Általában 3-4 fa/hektár a legcélravezetőbb (Symes és Day, 2003). A használt módszerek a cserjék és fák méretétől függenek. A kis csemeték kézzel is kihúzhatók (bár ez időigényes feladat), a nagyobb fásszárúakhoz láncfűrész szükséges használni és esetleg herbiciddel bekenni a tuskókat, az újránövés elkerülése érdekében (Ausden, 2007).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. VIZSGÁLATI TERÜLETEK

A Mátra hazánk legmagasabb hegysége, az Északi-középhegység része. A mai arculatát a miocén-kori (13-19 millió év) andezitvulkáni működések alakították ki első sorban. Csapadék főleg a Dny-i, D-i, Ény-i és É-i szelekkel érkezik, 600-750 mm; a csúcsértékek rendszerint nyáron mérhetők. A Mátra nem szeles terület az Ény-i Kárpátok eltérítő hatása miatt. A sugárzási viszonyok is változatosak, ami sokszínű élővilág kialakítását segíti, de általánosságban véve elmondhatjuk, hogy a déli lejtők melegebbek. Az átlaghőmérséklet tszf. 100 m-enként kb. 0,3°C-ot csökken, aminek eredményeképp a növényzet függőleges tagozódása kiválóan megfigyelhető (Láng, 1955).

Vizsgálataimat 2013 és 2019 között a Mátra különböző hegyvidéki gyepek területein végeztem (Sár-hegy, Parádóhuta, Fallóskúti-rétek, Sombokor). Három területen (Sár-hegy, Parádóhuta, Fallóskúti-rétek), ahol a cserjésedés utáni vegetáció változást vizsgáltam, erdős területek közé beékelődő nyílt gyeptársulás található. A Sombokor területén a vadragásos vizsgálat kontroll területe volt.

A parádóhutai és a fallóskúti terület egy-egy, 5 évvel a vizsgálataink előtt cserjeirtott rét. Előbbinél azóta semmilyen beavatkozás nem történt, utóbbinál időszakos kaszálások fordulnak elő. A Sombokor területe a Kékes északi oldalán elhelyezkedő természetes sziklagyep társulás, ahol korábbi kezelés, használat nem történt.

Vizsgálataim első helyszíne, a Sár-hegy a Mátraalja részét képezi, de geológiai adottságai alapján az északabbra elhelyezkedő Kékes-tönc déli előretolt darabjáról beszélhetünk, amelyet andezit, andezittufa és breccsa épít fel (Láng, 1955). Lejtőin a középkortól kezdve évszázadokon keresztül szőlőtermesztés folyt, amelynek az 1890-es nagy filoxéra járvány vetett véget. Ekkor indult meg az újragyepesedés a hegyen. Ez a keveredés eredményezte a sár-hegyi rétek rendkívül nagy fajgazdagságát, amely már az 1920-as években magára vonta a botanikusok figyelmét (Baráz és Schmotzer, 2010; Baráz, 2011). A 186 hektáros Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület megalapítására 1986-ban került sor, majd 2004-ben létrejött a HUBN20046 jelű Natura 2000 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület is. A TT kezelési terve szerint végezhető a területen legeltetés és kaszálás, de szigorúan az eltartóképességhez igazodva: a TT legfeljebb 2/3-a kaszálható, és maximum 0,2 állategység/ha legeltethető (Gallai, 2016). A terület Natura 2000 fenntartási terve alapján a fő veszélyeztető tényezőként a fajösszetétel- változást, a szukcessziót, valamint a klímaváltozás hatására bekövetkező abiotikus változásokat említi meg. A kaszálógyepek esetében előtérbe helyezi a folyamatos extenzív kezelést (Gallai, 2016).

A Sár-hegyen a következő mintaterületek voltak (1. ábra):

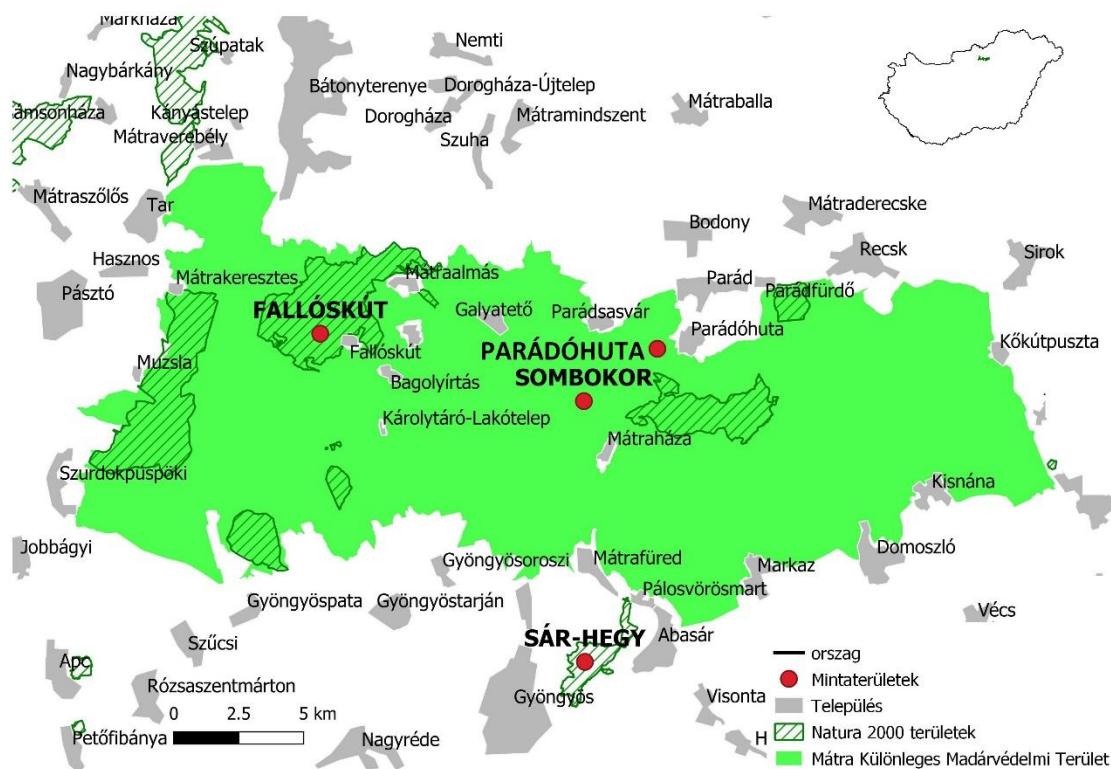
-I: Nyúlmány közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyeppé, *Arrhenatheretum elatioris* (Br.-Bl. 1919) Scherrer 1925 *typicum* Oberd. 1952 és *Festucetosum sulcatae* Egger 1958 szubasszociáció alakult ki.

-II: Kontroll terület, ami korábban is gyeppé volt, legeltették vagy kaszálták: A jellemző társulás a zárt pusztafüves sztyeppré: *Salvia-Festucetum sulcatae pannonicum* Zólyomi 1958, ahol a *Festuca valesiaca* domináns, mint szubasszociáció alkotó vagy fácies képző.

-III: Zárt rezgő nyaras (*Populus tremula*) erdőfolt.

-IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész, ahol szintén zárt gyeppé alakult ki: *Arrhenatheretum elatioris* (Br.-Bl. 1919) Scherrer 1925, amiben a *Danthonia*

decumbens fácies képző.



1. ábra A vizsgált területek

A második helyszín a Parádóhuta melletti gyepek voltak. E gyepeket a XVIII. század végéig erdő borította, melyeket az 1850-as évekig az itt üzemelő üveghuták fűtéséhez folyamatosan irtottak.

Mintaterületek Parádóhuta mellett:

- I. 2013-ig rendszeresen kaszálták. Mozaikos megjelenésű, amelyben szőrűgyep (*Festuco ovinae-Nardetum* Dostál 1933) és hegyi kaszáló (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940) foltok a leggyakoribbak.
- II. Cserjeirtott terület, hegyi kaszáló (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940) a typicumként tekinthető állományai mellett a *Helictotrichon pubescens* fáciése is jellemző.
- III. Cserjeirtott terület, hegyi kaszáló (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940), amit kettéosztottak egy intenzívebben legeltetett és egy kevésbé legeltetett területre.

A Fallóskút melletti mintaterületeink részét képezik a Natura 2000-hálózatnak, mint kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület, HUBN20049 néven. A terület fennmaradása szempontjából a legfőbb veszélyeztető tényező a túltartott vadállomány, az inváziós fajok és mindenekelőtt a kezelések esetleges elmaradása miatt bekövetkező cserjésedés.

Fallóskúton 8 mintaterületet vizsgáltam:

- I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület, összefüggő kiszáradó lápréti (*Molinietum coeruleae* W. Koch 1926) folt.
- II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek, ahol a hegyi kaszálóréten a kékperje (*Molinia arundinacea*), mint fációs alkotó van jelen (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940, Soó 1957).
- III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés szubasszociációját különítettük el (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940, Soó 1957 *arrhenatheretosum* Máthé – Kovács 1960).
- IV: A hegyi kaszáló szárazabb, *Festuca*-s subasszociációját különítettük el (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940e, Soó 1957 *Festucetosum pseudovinae* Máthé – Kovács 1960).
- V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok (*Pulsatillo hungaricae-Festucetum rupicola* (Soó 1938) Borhidi 1995) állományai jelentek meg.
- VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak. A cserjeirtást 2012-ben végezték.
- VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeacerris* Soó 1957) állomány volt. A cserjeirtást 2012-ben végezték.
- VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceo petraeae-Carpinetum pannonicum* Soó 1957) volt. A cserjeirtást 2012-ben végezték.

Kistáji besorolást tekintve ezek a gyepek a Magas-Mátrában helyezkednek el. Az eredeti növényzet évszázadokon keresztül tölgyes és bükkös erdő volt, ma már azonban a természetes élőhelyek közé tartoznak a kaszálók, legelők is. A kistáj mintegy 1000-1200 edényes növényfajának 10%-a védett, emellett az özönfajok is jelen vannak. Legnagyobb veszélyt a kisvirágú nebánsvirág (*Impatiens parviflora*) és az aranyvessző-fajok (*Solidago* spp.) jelentik (Dövényi, 2010).

Mivel a Mátrában általános probléma a gyepterületek felhagyása miatt bekövetkező cserjésedés, ezért 2008-ban a Mátrai Tájvédelmi Körzet kezelési tervébe is belekerült a következő célkitűzés: „a hagyományos területkezelési módok visszaállítása, valamint a nem őshonos, invazív fajok visszaszorítása az Igazgatóság egyik fő feladatát képezi. Elsősorban kaszálás végezhető a különösen értékes hegyi réteken.”

Mintaterületeimen 2010. február 8-a óta folyik a KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007 jelű „Rétek, gyepek, (fás) legelők helyreállítása és kezelése a BNPI Működési területén” nevű projekt, rövidtávú rehabilitációs, valamint hosszú távú, természetvédelmi gazdálkodáshoz kötődő célokkal.

3.2. Terepi adatgyűjtés

3.2.1. CÖNOLÓGIAI VIZSGÁLATOK

A cönológiai felvételezés 2×2 méteres kvadrátokat alkalmazva, Braun-Blanquet (1964) módszere alapján a borítási értékeket feljegyezve történt. A fajnevek Király (2009) nomenklatúrája szerint kerültek feljegyzésre, a természetvédelmi értékkategóriákat Simon (2000), a szociális magatartási típusokat Borhidi (1995) rendszere szolgáltatta. Az adatokat Raunkiaer (1934) és Pignatti (2005) életforma-rendszere szerint is értékeltem.

3.2.2. FLORISZTIKAI VIZSGÁLATOK

Mintaterületeink közül Fallóskút és Sár-hegy közösségi védelem alatt áll, utóbbi pedig állami védelem alatt is, bár a másik két gyepterület is gazdag értékes, védett és védendő fajokban, ami florisztikai adatok felvételét is indokoltá tette, többszöri terepbejárással felvettük az egyes töveket, ha csak egyenként fordultak elő vagy a kisebb csoportokat vagy jeleztük, hogy tömeges az előfordulás, a pontok GPS koordinátáit is rögzítettük. A 2013-ban aktualizált Standard Data Form (SDF) mindkét Natura 2000-es területről az 1. táblázatban felsorolt jelölőfajokat említi.

1. táblázat A Natura 2000 jelölő növényfajok a vizsgált területeken (A: 1-1 tő, B: szálanként, C: kisebb csoportok, D: tömeges)

Faj	Fallóskúti populáció (A-D)	Sár-hegyi populáció (A-D)
<i>Echium russicum</i>	D	B
<i>Pulsatilla grandis</i>	C	C
<i>Thlaspi jankae</i>	D	C

3.2.3. VADRÁGÁS-VIZSGÁLAT

A mintavételezés során az előzetes felmérések és elemzések alapján már megfelelő reprezentativitást biztosító 50 db mintavételi pontot jelöltünk ki minden egyes vizsgált helyszínen. Az adatok a területeken a jellegzetes lágyszárú növényzeti foltokat arányosan reprezentáló transzektek mentén kerültek felvételre egymástól 3-10 méterenként, a gyepterület méretétől függően (Parádóhuta kb. 1,5 ha; Fallóskút: 1,6 ha; Sombokor: 0,6 ha). Minden egyes mintaponton az alábbi vizsgálatokat végeztük el:

Egy mérőbot segítségével kijelölt 1,13 m sugarú körben (azaz 4m² alapterületen) megszámoltuk valamennyi ott előforduló fásszárú faj csemetéit. A felmérés során elkülönítettük a 0-50 cm (újulat) és az 51-200 cm (cserjeszint) kategóriákba tartozó egyedeket.

Minden, a növényevő vadfajok által még elérhető, 0-2 m közötti magasságú fa- és cserje egyednek jellemeztük a rágottságát az alábbi 5 kategória szerint: a) nem rágott; b) csak a csúcshajtás rágott; c) csak az oldalhajtások rágottak; d) a csúcs- és az oldalhajtások is rágottak; e) torz csemete: a csúcs- és oldalhajtások ismétlődően visszarágottak. A vizsgálatban a friss és a régi rágásokat nem különítettük el egymástól (Katona et al., 2013a, b).

A mintavételi egységekben vizsgáltuk a vaddisznótúrások előfordulását is, amit a bolygatott felszín kiterjedésének százalékos arányával jellemeztünk.

Emellett ugyanezekben az 1,13 m sugarú körökben cönológiai felvételezések is történtek (Penksza et al., 2016), ahol az előforduló lágý- és fásszárú fajok százalékos borítási értékeit becsültük. Ez utóbbiak eredményeit jelen disszertációban nem tárgyalom.

3.2.4. ADATELEMZÉS

Adataink alapján minden területen minden fásszárú fajnak megállapítottuk a relatív előfordulási arányát a teljes csemete készletben, illetve a megrágott csemetéinek az arányát (külön azokét is, melyek csúcshajtása sérült). A jelenlevő, a becserjesedésben szerepet játszó fásszárúak gyakoriságát (ritka – gyakori), illetve szelektív visszarágásukat (elkerült

– kedvelt) χ^2 illeszkedés-tesztel, majd ezt követően Bonferroni-tesztel elemeztük (Byers et al., 1984; Neu et al., 1974). Az előfordulás esetén egyenletes eloszlást feltételeztünk, a tényleges kínálati eloszlást pedig ehhez viszonyítottuk; míg a vadragás növényfajok közötti eloszlását a fajok kínálatban való megoszlásához hasonlítottuk. Az egyes fajok szelektáltságának (kedvelés vagy elkerülés) számszerűsített mértékét a Jacobs szelektivitás-index (Jacobs, 1974) segítségével számoltuk ki. A számítás itt a következő volt:

$$D = (r - p) / (r + p - 2rp), \text{ ahol}$$

r: a fajok aránya a fogyasztásban, p: a fajok aránya a kínálatban.

D értéke -1 (teljes elkerülés) és 1 (teljes preferencia) között változhat. A 0-hoz közeli értékek a kínálati arálynak megfelelő fogyasztást jeleznek (Katona et al., 2013c).

A teljes adatstruktúra feltárása érdekében különböző ordinációs eljárásokat alkalmaztunk vizsgálataink során. Ezek a módszerek segítik az eredeti (sokváltozós) adatszerkezetek értelmezését az eredeti változókból képzett változók használata révén. A változók lefedik az eredeti adatstruktúra varianciájának lehető legnagyobb hányadát. A PCA, főkomponens analízis során a változók (esetünkben a fajok) valamilyen háttérgrádiens menti lineáris összefüggéseit elemezzük. A DCA elemzés ezzel szemben egy unimodális, azaz maximummal rendelkező válaszgörbét feltételez. Az objektumok (fajok) ábrázolása DCA segítségével lehetséges azonos koordináta-rendszerben egy interaktív eljárás során. Eredményeinkben a szórássegységekre skálázott ordinációs tengelyek határozzák meg az ordinációs teret.

4. EREDMÉNYEK

4.1. CÖNOLÓGIAI EREDMÉNYEK

4.1.1. SÁR-HEGY

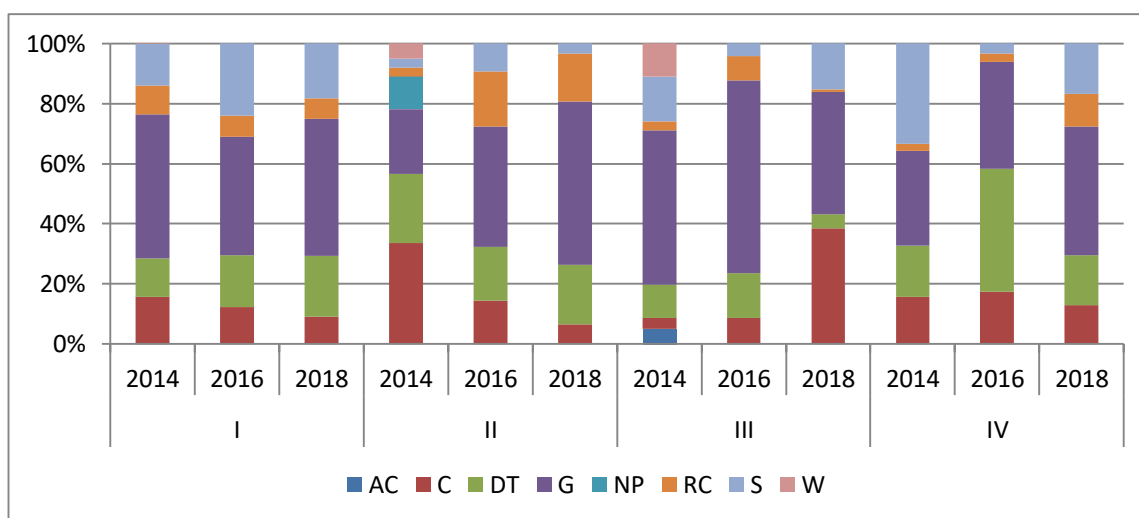
4.1.1.1. Szociális magatartás-típusok (SBT) szerinti értékelés

A fajok szociális magatartás-típusok (SBT) megoszlását tekintve (5. ábra) az I-essel jelölt, folyamatosan kaszált gyepen a legtöbb kategória borítása változatlan maradt. A specialisták (S), elsősorban a *Danthonia decumbens* borítása növekedett, míg a már 2013-ban is csak egész kis mértékben jelen levő gyomfajok (W) teljesen eltűntek.

A II-essel jelölt, cserjeirtás után felhagyott gyepen 2017-re a természetes pionír (NP, pl. *Arenaria serpyllifolia*, *Poa bulbosa*) fajok nagyrészt átadták részesedésüket a ruderalis kompetitor (RC), illetve specialista fajoknak. A kompetitor (C) fajok borítása csökkent a generalista (G) kategória javára.

A III-assal jelölt rezgőnyarasban a legnagyobb változást a ruderalis kompetitor fajok (főként *Calamagrostis epigeios*) lényeges borításnövekedése jelentette, míg a gyomfajok és az adventív kompetitorok (AC) lényegében eltűntek a vegetációból. A generalista fajok borítása nem változott lényegesen.

A IV-es, folyamatosan kaszált gyepen a specialista fajok 2017-re visszaszorultak a generalista és ruderalis kompetitor fajokkal szemben, a természetes zavarástűrő (DT) és kompetitor fajok borítása változatlan maradt 2017-ben is.



5. ábra A sár-hegyi mintaterületek fajainak a szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása (I: Nyúlmány közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyep: *Arrhenatheretum elatioris typicum* és *Festucetosum sulcatae*, II: Kontroll terület, ami korábban is gyep volt, legeltették vagy kaszálták: *Salvio-Festucetosum sulcatae pannonicum*, III: Zárt rezgőnyaras, IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész: *Arrhenatheretum elatioris*)

4.1.1.1. Természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti értékelés

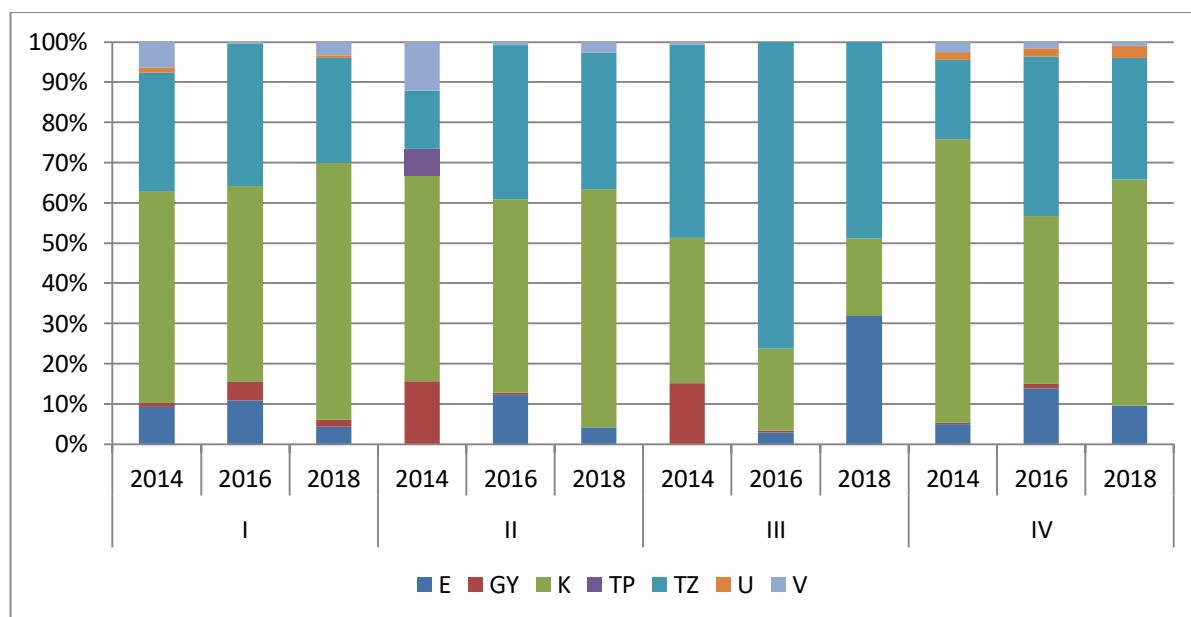
A fajok természetvédelmi értékkategóriáit (TVK) (6. ábra) nézve az I-es mintaterületen a

védett (V) kategóriába eső fajok (*Centaurea triumphetti*, *Melampyrum cristatum*) borítása csökkent, megjelent viszont az *Iris variegata* és a *Linum flavum*. Az állományalkotó (E) fajok borítása nem változott lényegesen, a kísérő (K) és gyom (GY) fajok borítása nőtt, míg a természetes zavarástűrőké (TZ) csökkent.

A II., felhagyott mintaterületen a leglényegesebb változás a védett kategória (főként *Stipa*-fajok) szinte teljes eltűnése volt, valamint az, hogy a természetes zavarástűrő fajok borítása több mint a duplájára emelkedett. Ezzel szemben a gyomfajok visszaszorultak.

A rezgőnyarasban (III) a már 2013-ban is nagy borítással rendelkező természetes zavarástűrők tovább növelték borításukat a kísérőfajok rovására, míg a gyomfajok (GY) eltűntek.

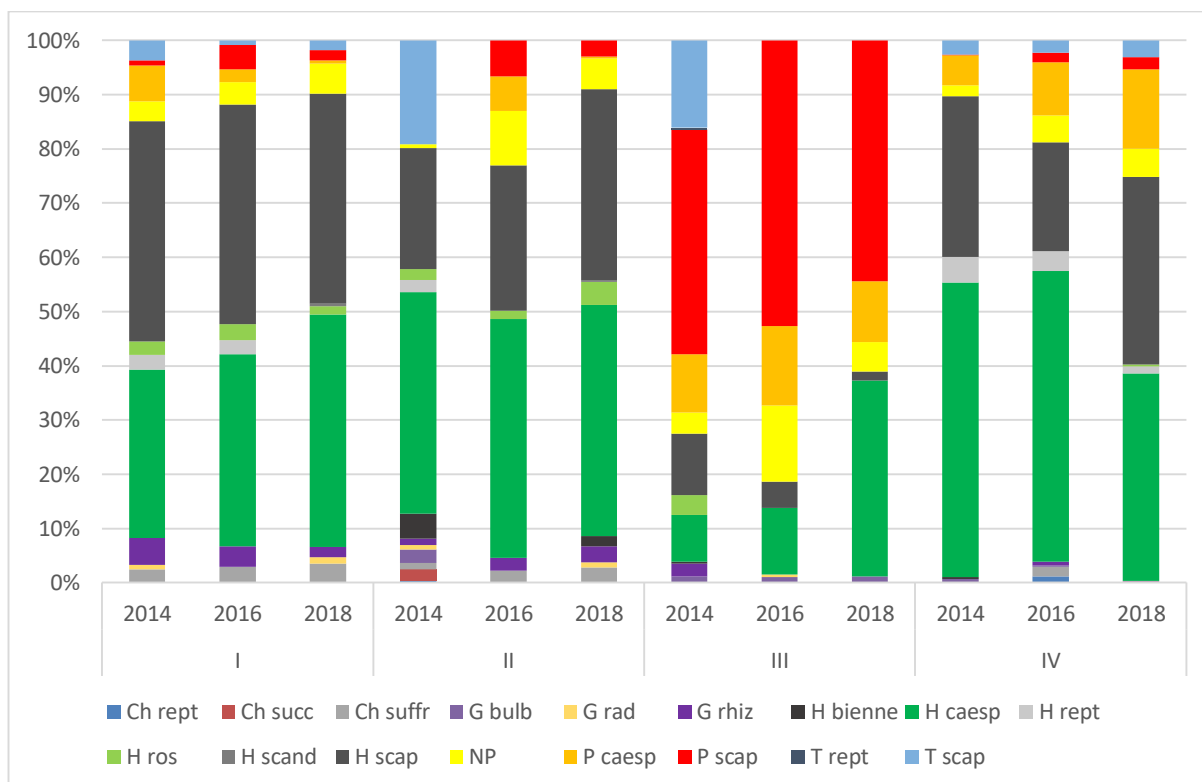
A IV-es mintaterület vegetációja stabilnak mondható a folyamatos kezelés következtében, lényeges változás nem történt a négy év alatt.



6. ábra A Sár-hegyi mintaterületek fajainak természetvédelmi kategóriák (TVK) szerinti megoszlása (I: Nyúlmány közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyep: *Arrhenatheretum elatioris typicum* és *Festucetosum sulcatae*, II: Kontroll terület, ami korábban is gyep volt, legeltették vagy kaszálták: *Salvio-Festucetum sulcatae pannonicum*, III: Zárt rezgőnyaras, IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész: *Arrhenatheretum elatioris*)

4.1.1.1. Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti értékelés

A fajok borításának Pignatti-féle értékkategóriák szerinti megoszlásán (7. ábra) egyértelműen látszik a természetvédelmi kezelések stabilizáló hatása. Az I-es, folyamatosan kezelt gyepon a fasszárúak (P) és évelő lágyszárúak (H), valamint a félcserjék (Ch) borítása változatlan maradt, míg az egyévesek (*Cruciata pedemontana*, *Lepidium campestre*) szinte teljesen eltűntek a vegetációból.



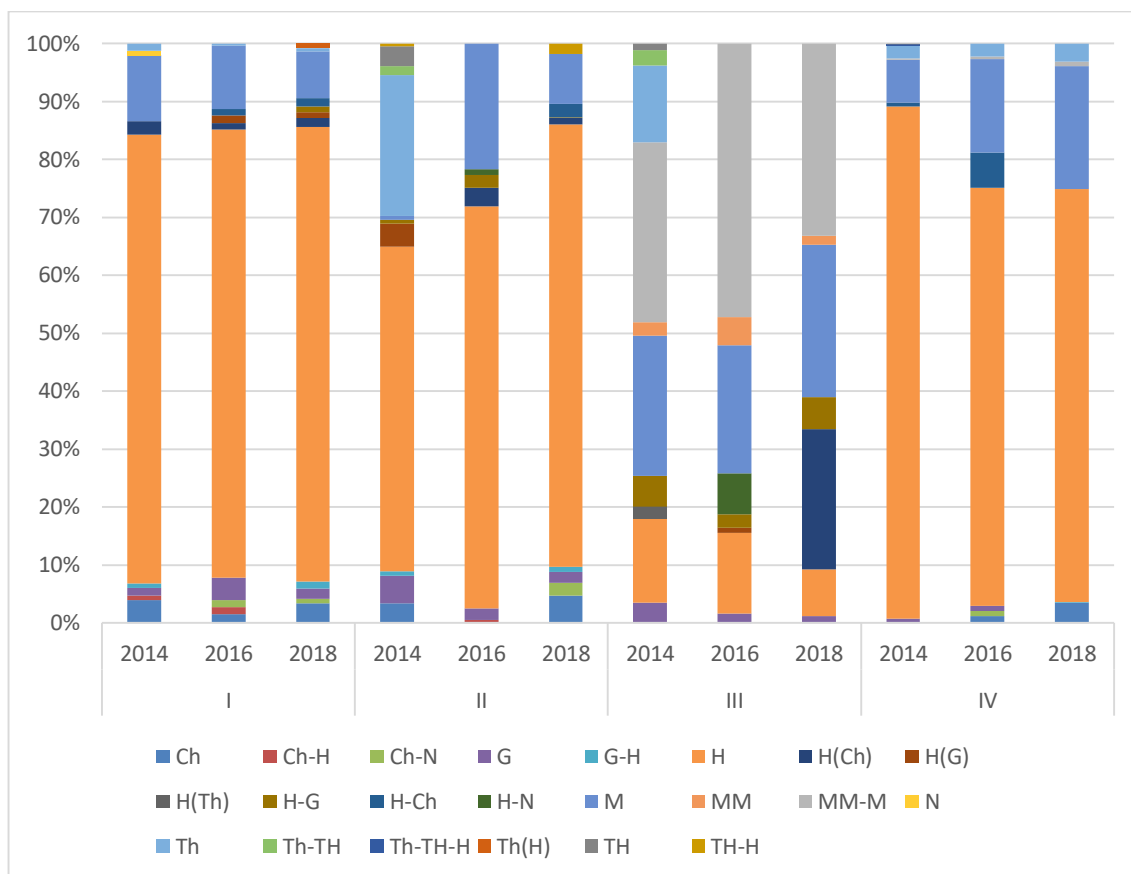
7. ábra A Sár-hegyi mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása (I: Nyúlmany közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyep: *Arrhenatheretum elatioris typicum* és *Festucetosum sulcatae*, II: Kontroll terület, ami korábban is gyep volt, legeltették vagy kaszálták: *Salvio-Festucetosum sulcatae pannonicum*, III: Zárt rezgőnyaras, IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész: *Arrhenatheretum elatioris*)

A II-es, magára hagyott gyepen az egyéves fajok átadták a helyüket a fásszárú fajoknak (*Acer tataricum*, *Rosa* spp., *Crataegus* spp.). Az évelő lágyszárúak borítása, főként a kétéveseké (*H bienne*) és a felegyenesedő szárúaké (*H caesp*) szintén csökkent.

A III-assal jelölt rezgőnyarasban 2017-re az egyéves fajok teljesen eltűntek, átadva a helyüket a facsemetéknek (*Populus tremula*, *Acer tataricum*, *Acer campestre*). Az évelő lágyszárúak összborítása stabil maradt, bár a belső megoszlásuk változott: 2017-re a siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*) lényeges térhódítását tapasztaltuk.

A IV-es, folyamatosan kezelt gyep kategória-megoszlása hasonló képet mutatott az I-eshez: a fás-, illetve lágyszárúak borításának aránya nem változott lényegesen a négy vizsgált év között.

4.1.1.2. Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti értékelés



0

8. ábra A sár-hegyi mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása (I: Nyúlmány közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyepek: *Arrhenatheretum elatioris typicum* és *Festucetosum sulcatae*, II: Kontroll terület, ami korábban is gyepek voltak, legeltették vagy kaszálták: *Salvio-Festucetosum sulcatae pannonicum*, III: Zárt rezgőnyaras, IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész: *Arrhenatheretum elatioris*)

A fajok borításának Raunkiaer-féle életforma kategóriák szerinti megoszlásában (8. ábra) az I-es mintaterületen nem történt lényeges változás: mindkét vizsgált évben a hemikriptofiták (H) uralták a vegetációt. A kisebb borítással képviselt kategóriák megoszlása változott kissé, a geofita (G) fajok borítása növekedett.

A hemikriptofiták, geofiták és kamefiták (Ch) relatív borítása a felhagyott II-es gyepen sem változott különösebben, de a therofita (Th) fajok átadták a helyüket a megafanerofitáknak (M).

A III-assal jelölt rezgőnyarasban szintén a therofiták tűntek el, helyüket átvették a *Populus termula*, illetve *Acer* fajok által képviselt fásszárúak, mellettük megjelent a hemikriptofita-nanofanerofita átmeneti kategóriába (H-N) tartozó *Rubus fruticosus* is.

A folyamatosan kaszált IV-es mintaterület borítási arányaiban lényeges változás az I-eshez hasonlóan nem történt négy év alatt, mindössze a hemikriptofiták borítása csökkent mintegy 10%-kal a fásszárúak és a kamefiták javára.

4.1.1.1. *Az adatok sokváltozós elemzése*

A Sár-hegy mintaterületeinek dendogramján világosan elkülönül a négy helyszín. Az első elágazás már 1,0-nál megtörténik, azaz gyakorlatilag teljesen más a négy mintaterület fajösszetétele (9. ábra).

Legmagasabban a III. mintaterület 2013-as, illetve 2015-ös eredményei válnak el egymástól. A két éves felhagyás igen nagymértékű változásokat indított el a fajösszetételben, ezenkívül 2015-re stabilizálódás figyelhető meg, az elágazások egyenletesebbek és közelebb vannak egymáshoz.

Az I-es és II-es mintaterületeken hasonló folyamatokat figyelhetünk meg. Mindkettőnek kétévi eredményei kb. 0,75-nél válnak el egymástól; mindkét hely kvadrátjain megfigyelhető, hogy fajösszetételük 2015-re sokkal hasonlóbbá vált egymáshoz viszonyítva, mint az első felvételi évben. Ez a jelenség különösen a II. mintaterületen figyelhető meg, ahol 2015-re a mozaikosság csökkenése volt a jellemző.

Ha a fajösszetétel mellett figyelembe vesszük az egyes fajok borítási értékeit is, a mintaterületek jól láthatóan elkülönülnek egymástól.

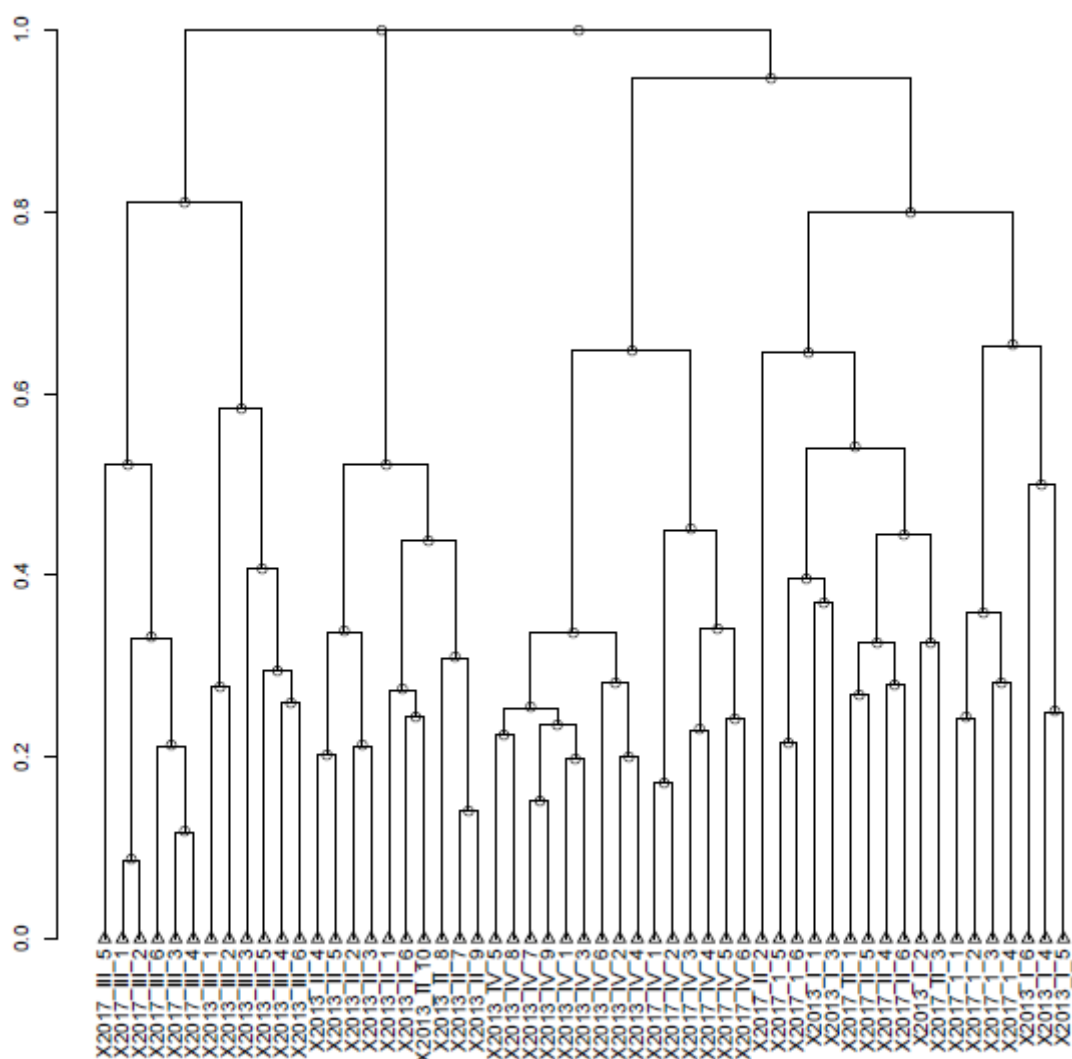
Az I. mintaterület 2013-as, illetve 2015-ös eredményein ez különösen jól látszik. A 2015-ös összetétel kissé stabilabb, közelebb helyezkednek el egymáshoz a felvételek. A II. mintaterület nagyobb mértékben stabilizálódott, de az összetétel változása nem volt ilyen jelentős, kismértékű átfedés tapasztalható a két év eredményei között, ami az I. területnél egyáltalán nem jelentkezett. A terület eredményei a középpont körül konvergálnak.

A III., napos, déli kitettségű mintaterület összetétele látványosan változott, 2015-re sokkal több hasonlóságot mutat a II. mintaterülettel, mint az első évben.

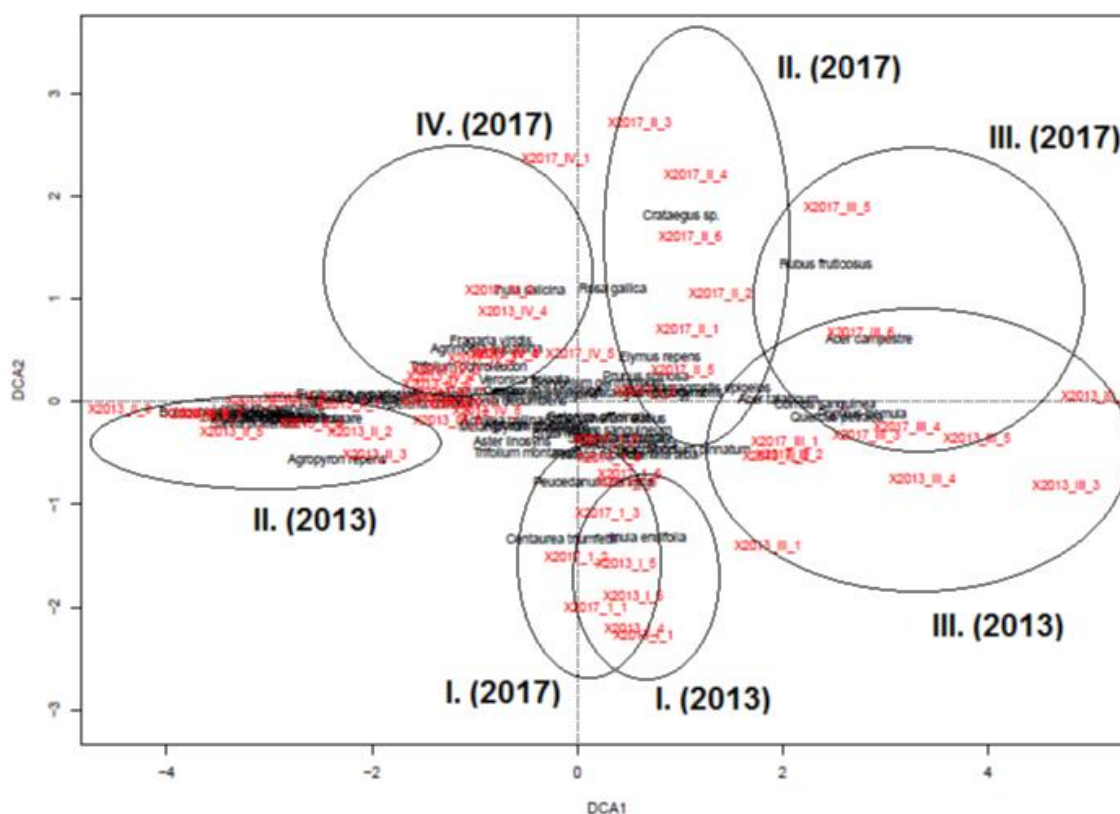
A mintaterületeken a fajok borításmegoszlásának DCA-elemzése szintén rámutat a folyamatos kezelés vegetáció-stabilizáló hatására (10. ábra): az I-es mintaterület eredményei igen nagy mértékben átfedést mutatnak a 2013-as, illetve 2017-es éveket tekintve. Mindkét év felvételei igen közel állnak egymáshoz, ami egyöntetű, kevésbé mozaikos vegetációra enged következtetni.

A felhagyott II-es mintaterület eredményei ezzel ellentétben igen távol helyezkednek el egymástól. Míg a 2013-as eredmény még egységes képet mutat, 2017-re a kvadrátok vegetációja eltávolodott egymástól és közelebb került a rendkívül becserjésedett III-as mintaterülethez. Utóbbi gyepfolt, a rezgőnyaras eredményei részleges átfedést mutatnak a két vizsgált évet tekintve, de a szórás mindkét évben igen nagy volt.

A IV-es, szintén folyamatosan kezelt terület sem változott nagymértékben, az eredmények között átfedés tapasztalható, bár 2017-re kismértékben elkülönültek a felvételek.



9. ábra A Sár-hegyi mintaterületek cönológia felvételeinek klasszifikációja (I: Nyúlmany közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyepek: *Arrhenatheretum elatioris typicum* és *Festucetosum sulcatae*, II: Kontroll terület, ami korábban is gyepek volt, legeltették vagy kaszálták: *Salvio-Festucetum sulcatae pannonicum*, III: Zárt rezgőnyaras, IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész: *Arrhenatheretum elatioris*)



10. ábra A Sár-hegyi mintaterületek cönológia felvételeinek DCA elemzése (I: Nyúlmány közelében fekvő, 9 éve cserjeirtott terület, ahol zárt gyepek: *Arrhenatheretum elatioris typicum* és *Festucetosum sulcatae*, II: Kontroll terület, ami korábban is gyepek volt, legeltették vagy kaszálták: *Salvia-Festucetum sulcatae pannonicum*, III: Zárt rezgőnyaras, IV: A tetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész: *Arrhenatheretum elatioris*)

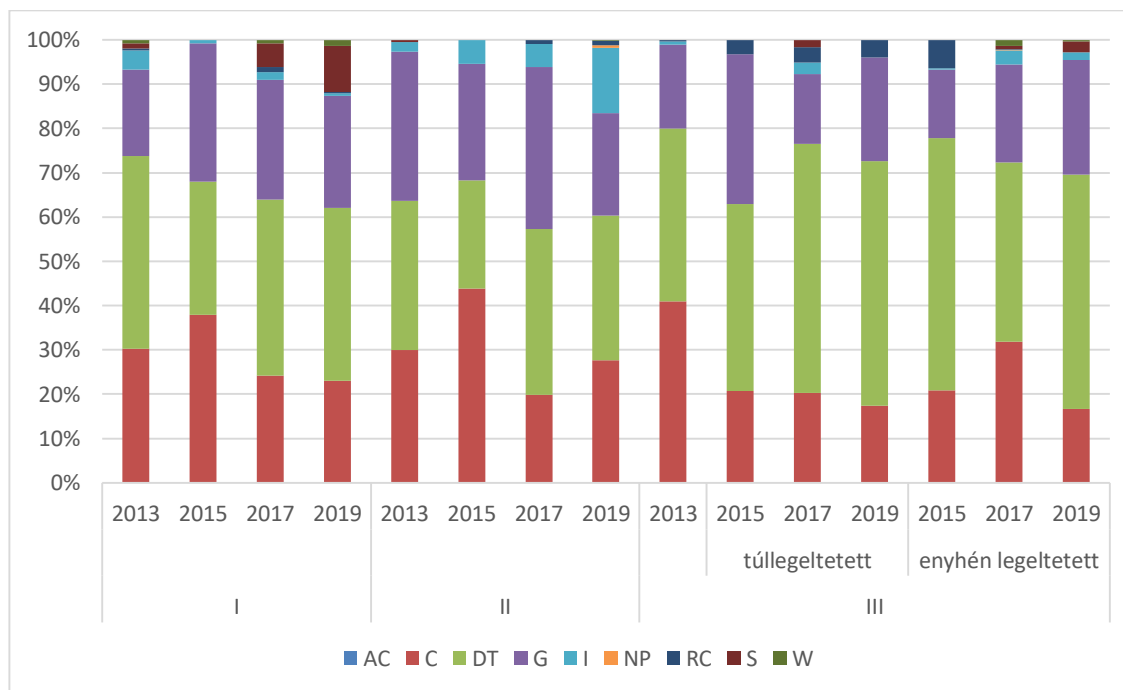
A klaszteranalízis eredményeiben (9. ábra) az I-es, kezelt mintaterület mindkét vizsgált évben keletkezett felvételei egyértelműen elkülönült csoportot alkotnak. A II-es mintaterület már árnyaltabb képet mutat: a 2017-es felvételek keverednek az előbb említett csoporttal.

A III-assal jelölt rezgőnyaras felvétele tökéletesen elkülönül a többi eredménytől mindkét évet tekintve, és a két év összefüggő csoportot alkot.

A IV-es, folyamatosan kezelt gyepek szintén elkülönült csoportot alkot.

4.1.2. PARÁDÓHUTAI EREDMÉNYEK

4.1.2.1. Szociális magatartás típusok (SBT) szerinti értékelés



11. ábra: A parádóhutai mintaterületek fajainak a szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása (I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: *Festuco ovinae-Nardetum* és *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, II. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, III. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae-Cynosuretum*)

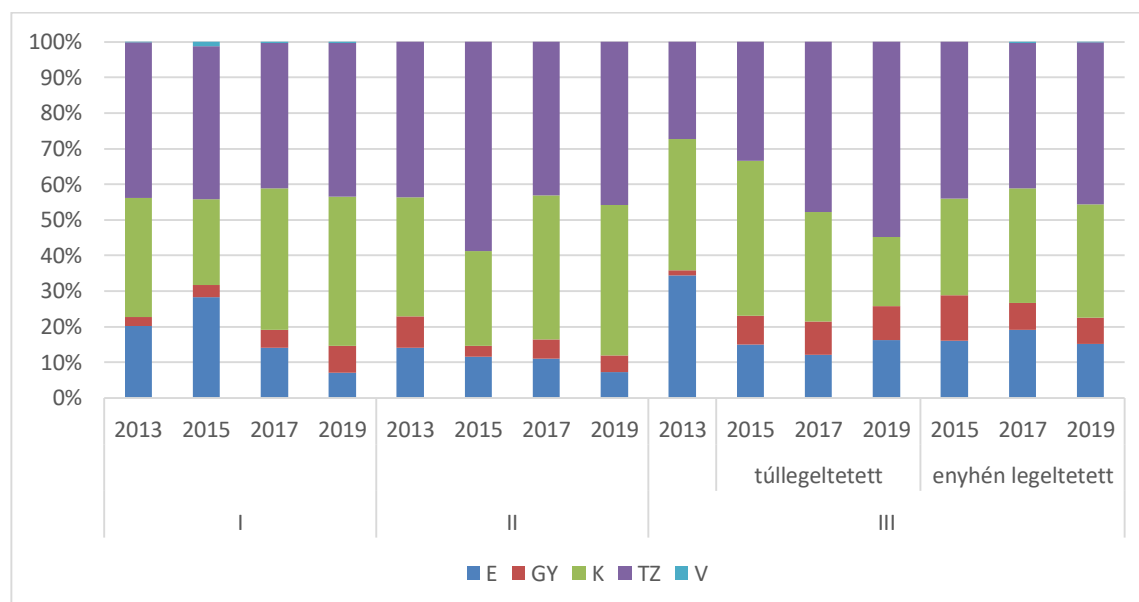
Az I. mintaterületen a fajok SBT-kategóriák szerinti (11. ábra) megoszlása nem változott drasztikus mértékben. Megjelent pl. a generalista gyertyán (*Carpinus betulus*) és a galagonya (*Crataegus monogyna*), valamint nőtt a borítása a kompetitor barázdált csenkesznek (*Festuca rupicola*), valamint a szőrfűnek (*Nardus stricta*). A már 2013-ban is kis borítással jelen levő gyomok (W) és ruderalis kompetitorok (RC) szinte teljesen eltűntek.

A II. mintaterületen 2012-ben történt cserjeirtás után kb. egyenlő mértékben borítottak a kompetitor, generalista és zavarástűrő fajok. 2015-re kis mértékben változtak a borítási arányok: a zavarástűrő fajok kissé felszaporodtak, a generalisták visszahúzódtak. Nőtt az invazív fajok borítása is.

A III. mintaterületen a kontrollként jelölt részen több mint 10 éve rendszeres kaszálás folyik. A kompetitorok és zavarástűrő fajok kb. egyenlő mértékben, 40%-ban borítanak, a maradékot nagyrészt generalisták borítják. A másik, 2012-ben cserjeirtott területen sok volt a gyom, és a ruderalis kompetitorok is megjelentek. 2015-ben a kíméletesen legeltetett területen a generalista fajok borítása 50%-nál is nagyobb lett, mint

pl. pelyhes selyemperje (*Holcus lanatus*) vagy a molyhos sás (*Carex tomentosa*), a kompetitor fajok visszaszorultak. Az intenzíven legeltetett területen megjelentek a ruderalis kompetitorok, a zavarástűrők borítása 60% fölé nőtt.

4.1.2.2. Természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti értékelés



12. ábra: A parádóhutai mintaterületek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti megoszlása (I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: *Festuco ovinae*-*Nardetum* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*)

A fajok TVK-kategóriáinak megoszlása szerint az első mintaterületen a zavarástűrő fajok borítása stagnált, ám a társulásalkotóké (E) nőtt, amiért elsősorban a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) a felelős (12. ábra). Nőtt a védett fajok borítása is, ilyen volt a kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia*) és a fekete kökörccsin (*Pulsatilla nigricans*). 2017-től az állományalkotó fajok borítása újra csökkenni kezdett.

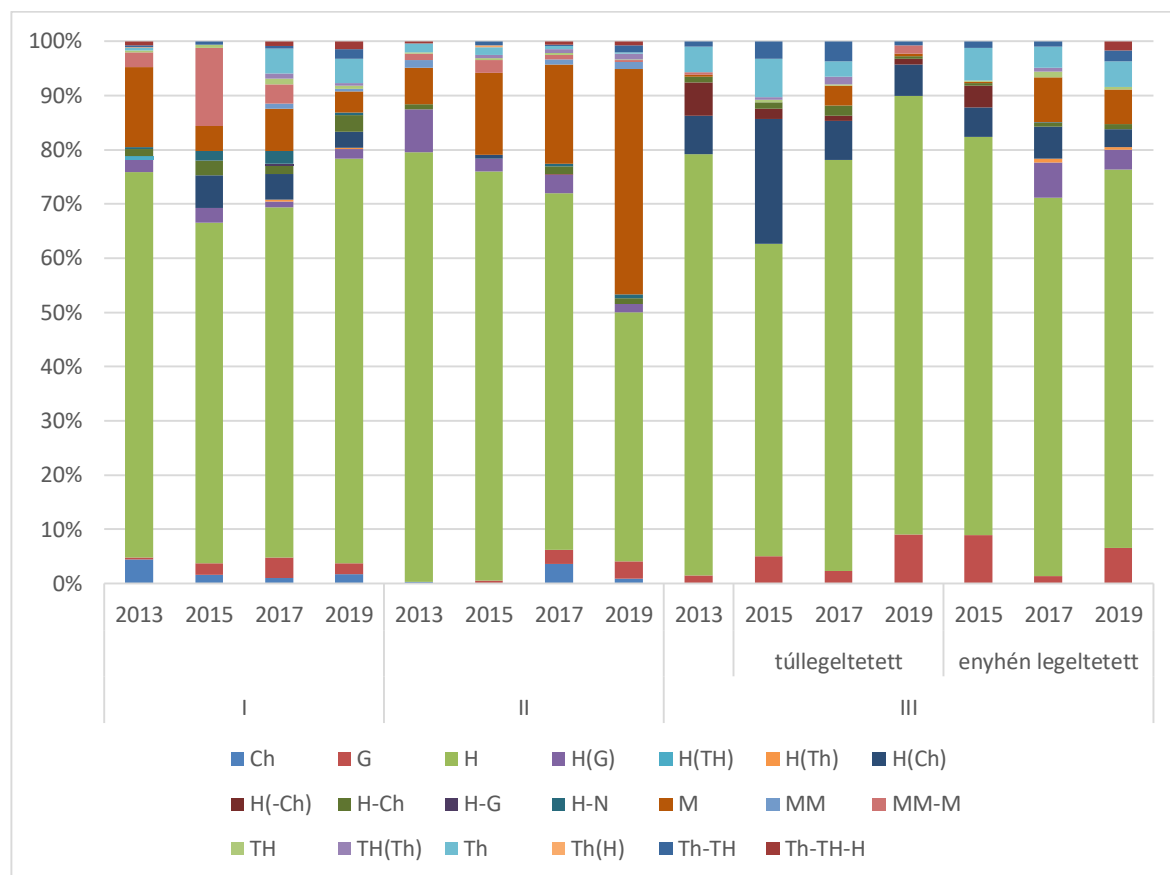
A II. mintaterületen a társulásalkotó fajok borítása nem változott lényegesen, 2015-ben nagyobb területet hódítottak meg a zavarástűrő fajok. A gyomok visszahúzódtak.

A III. mintaterületen a kontroll részen jelentős volt 2013-ban a társulásalkotó fajok borítása (elsősorban a gyepgazdálkodási szempontból is jelentős réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), a kísérő fajok borítása 30% fölötti. A terület túllegeltetett felén a zavarástűrő fajok száma folyamatosan növekedett a kísérőfajok rovására, az enyhén legeltetett részen pedig stagnált a kategóriák borítási megoszlása.

4.1.2.3. Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti értékelés

Az I. mintaterületen a hemikriptofita (H) fajok borítása nem változott különös mértékben.

A fennmaradó 25%, illetve 35% arányai is csak kis mértékben változtak: a megafanerofiták (M) helyét nagyrészt átvették a kisebb cserjék (MM-M), ami elsősorban azt takarja, hogy a kökény (*Prunus spinosa*) eltűnt, és helyette felszaporodott a rezgőnyár (*Populus tremula*). A kamefiták (Ch) borítása csökkent, nőtt viszont kis mértékben a geofitáké (G) (13. ábra).

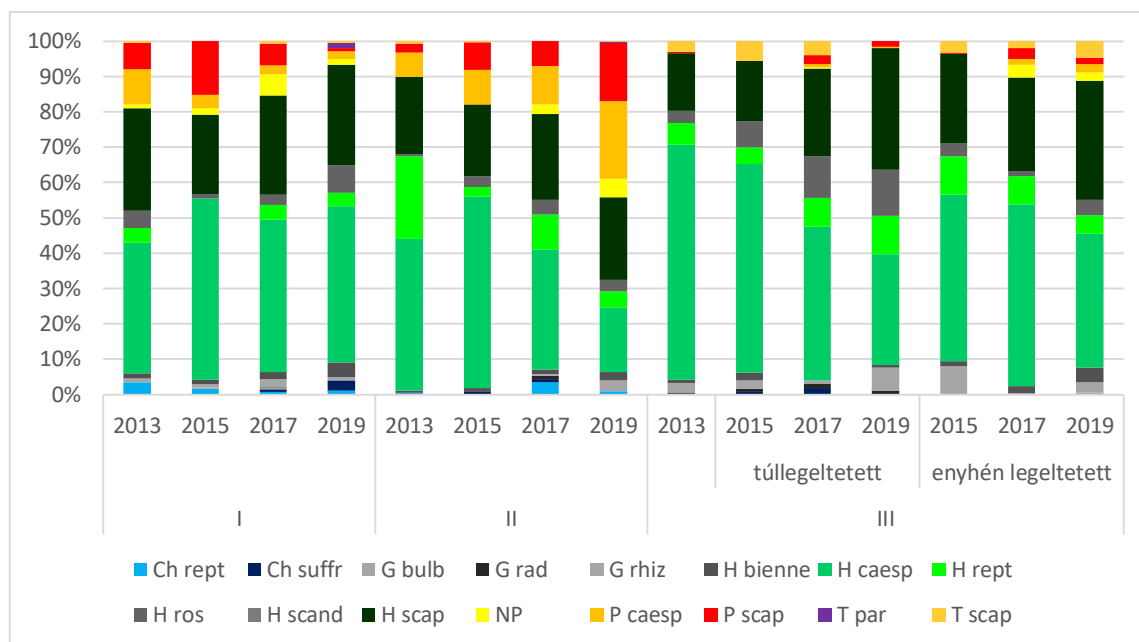


13. ábra: A parádóhutai mintaterületek fajainak Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti megoszlása (I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: *Festuco ovinae*-*Nardetum* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*)

A II. mintaterület nem mutat jelentős változásokat. A hemikriptofiták borítása majdnem azonos maradt, a megafanerofiták borítása növekedett kissé.

A III. mintaterületen belüli kontrollterületet 2013-ban túlnyomórészt évelő lágyszárúak borították, ami a gyepek nagyfokú stabilitását mutatja. A maradék kb. 10%-ot főként terofiták és geofiton fajok borítják, a fásszárúak aránya egészen minimális. A terofiták borítása kissé nagyobb, de a hemikriptofiták itt is uralkodóak. Ezeken az arányokon a legeltetés sem változtatott drasztikus mértékben. A kíméletesen legeltetett területen elterjedt ugyan egy kamefita-hemikriptofita átmeneti kategória (H(Ch)), ami elsősorban a pelyhes selyemperjét (*Holcus lanatus*) takarja, de az intenzívebben legeltetett részen az arányok szinte teljesen ugyanazok voltak, mint a kontrollterületen, eltekintve a geofiták nagyobb borításától.

4.1.2.4. Pignatti-féle értékkategóriák szerinti értékelés



14. ábra: A parádóhutai mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti megoszlása (I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: Festuco ovinae-Nardetum és Festucetum rubrae-Cynosuretum, II. Cserjeirtott terület: Festucetum rubrae-Cynosuretum, III. Cserjeirtott terület: Festucetum rubrae-Cynosuretum)

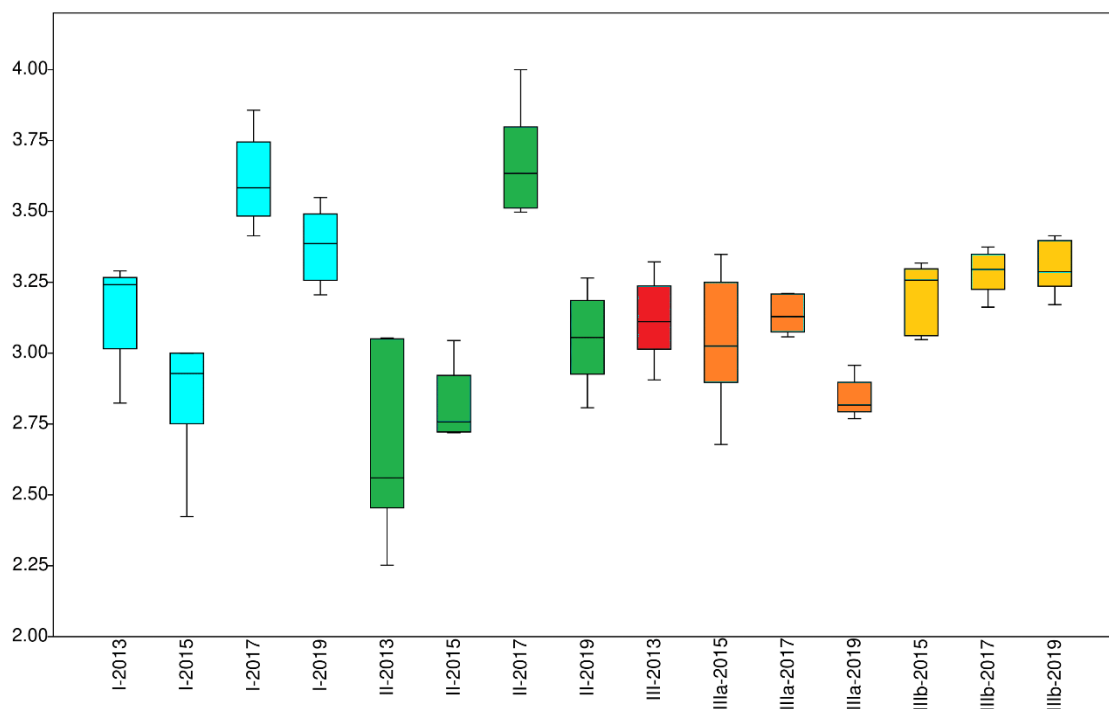
A területek vegetációjának Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti megoszlása alapján az I. mintaterületen 2013-ban, az évtizedes kaszálás után a fásszárúak borítása mintegy 20%-osnak volt mondható, a maradékot nagyrészt élő lágyszárúak borították; kis mértékben jelen voltak a chamaephyta fajok is (14. ábra). 2015-re elindult a legeltetés a területen, ennek ellenére a fásszárúak borításának aránya nem csökkent, sőt a törzzsel rendelkező fajok (P scap) növelték a borításukat. Az élő lágyszárúak arányai is változtak: A kúszó (H rept) és tölevélrózsás fajok (H ros) visszaszorultak, átadva helyüket a csomósan-zsombékosan fejlődő (P caesp) fajoknak. 2017-re az arányok megközelítőleg a 2013-as állapothoz tértek vissza. A vizsgálat utolsó évében a legeltetés megszűnésével és a kaszálás újrakezdésével ismét a fásszárú fajok borítása kezdett el csökkenni.

Vizsgálataim első évében, 2013-ban a II. számú területen a fásszárúak (NP és P) borítása igen alacsony, mintegy 10%-os volt, a maradékot gyakorlatilag teljes egészében élő lágyszárúak tették ki. Bár a következő években a fásszárúak borítása kismértékben nőtt, mégis 2018-ig e tekintetben nem történt jelentős változás. Az élő lágyszárú kategóriák egymáshoz viszonyított aránya változott, főként a kúszónövények (H rept) tekintetében. 2017-ben megjelentek a chamaephyta (Ch) és geofita (G) fajok is. Az utolsó évre –2019– jelentős változás történt. 2018-ban közel 20 ha-on cserjeirtást végeztek, így a vadállomány „legelő” területe több, mint a kétszeresére nőtt. A vadállomány ekkor már a kiterjedt területen nem tudta visszaszorítani a cserjésedést. 2019-re az élő lágyszárúak fajösszetétele nem változott igazán, de a borításuk jelentős mértékben csökkent és a cserjék törtek előre.

A IV. mintaterületen, a kontroll részen tapasztaltam a geofita fajok legnagyobb

borítását, ami főként mezei aszatot (*Cirsium arvense*), illetve tarackbúzát (*Elymus repens*) jelentett. A fászszerűak, illetve egyévesek borítása nem lépte túl a 2-3%-ot.

4.1.2.5. Shannon-diverzitás eredményei



15. ábra: A parádóhutai mintaterületek diverzitási eredményei

(I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: *Festuco ovinae-Nardetum* és *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, II. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, III. Cserjeirtott terület: *Festucetum rubrae-Cynosuretum*)

Az I. gyepp Shannon-diverzitása átlagosan 3,2 körül volt megállapítható 2013-ban. A legeltetés megszűnésével 2015-re erős csökkenés tapasztalható; majd a kaszálás megindulásával újra növekedés volt tapasztalható, 2019-re megközelítve az első évben mért értéket (15. ábra).

A II. mintaterületen a 2012-es cserjeirtás óta nem történt nagyobb beavatkozás, ám 2017-ig mégis emelkedett a diverzitás. Ez elsősorban a vadaknak köszönhető, akik az erdős területeken – facsemeték nem lévén – az itt kisarjadó cserjéket rágták le, elősegítve a lágyszárúak fejlődését. Ám a vizsgálat utolsó évére az érték mégis csökkenni kezdett, ami azt mutatja, hogy önmagában a vadak rágása még nem elég a diverzitás fenntartásához.

A III. mintaterületen az eredetileg 3,1 körüli diverzitás a kettéosztás utáni erősen legeltetett részen kis növekedés után erőteljes csökkenésnek indult; a kíméletesebben legeltetett részen pedig lassú emelkedés volt megfigyelhető.

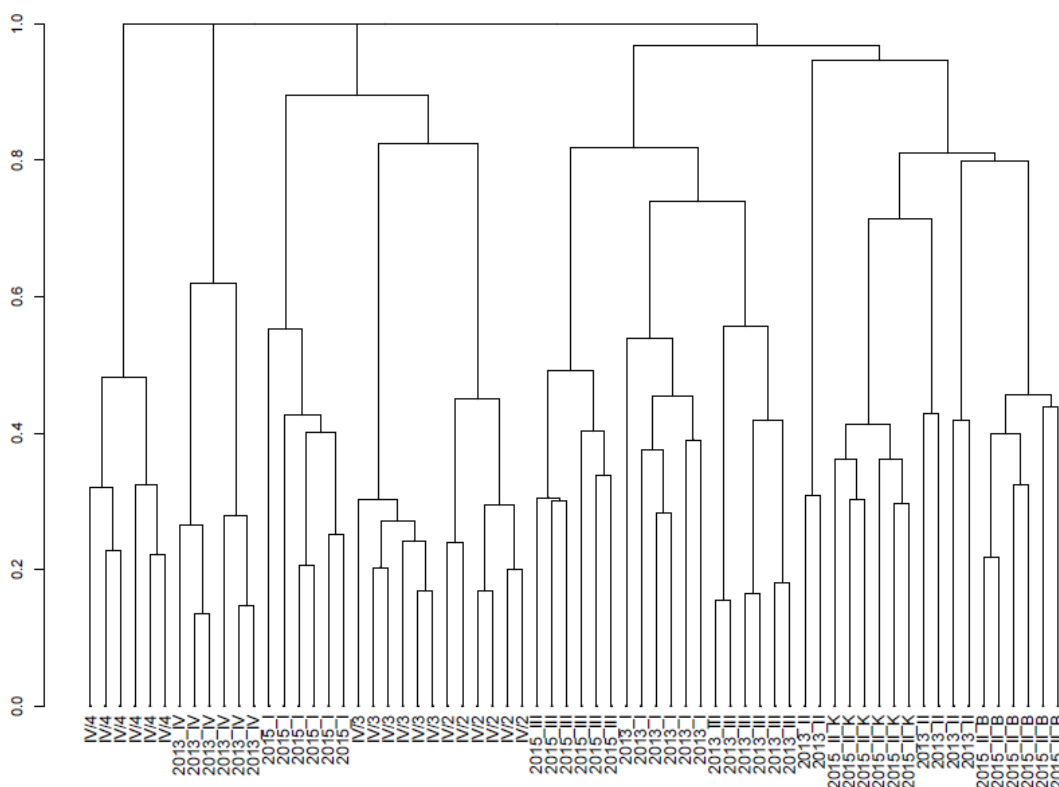
4.1.2.6. Az adatok sokváltozós statisztikai értékelése

A parádóhukai eredmények klasszifikációjában (16. ábra) négy, igen magasan elváló csoportot különíthetünk el: a II-III. mintaterületek csoportját, melyben benne vannak az I. terület 2013. évi eredményei is; utóbbi 2015-ös kvadrátjai, a kontrollterület és a gyengén legeltetett terület alkotta csoportok; valamint élesen elválnak ezektől a IV. terület 2013-as, illetve az intenzívebben legeltetett (IV/4) terület eredményei.

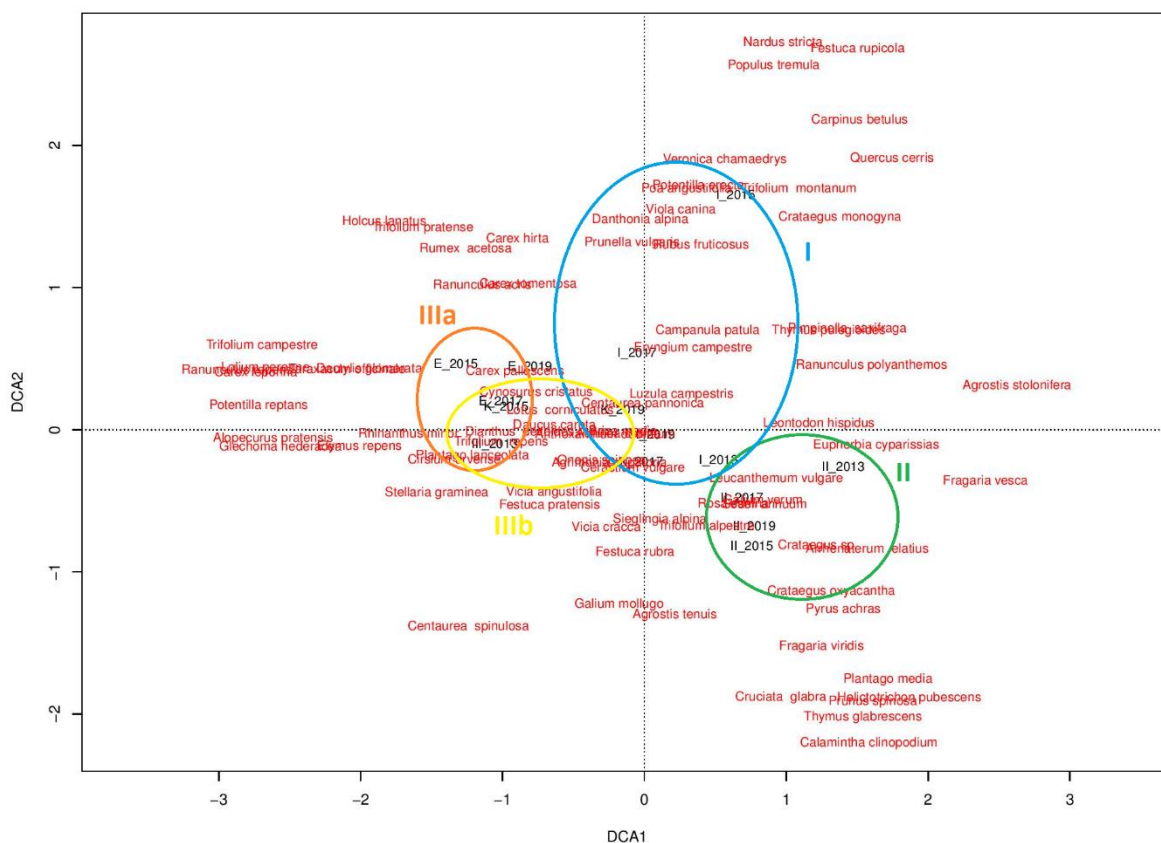
Legnagyobb különbözőségi szinten az I., magára hagyott terület két évi eredményei válnak el egymástól. A II., 2014-ben kettéválasztott terület továbbra is egy komplexet alkot. A 2013-as kvadrátok még viszonylag magasan elválasztódnak, a 2015-ös kaszált, illetve kaszálatlan részek eredményei sem állnak távol egymástól – igaz, a kaszált terület stabilabb lett, de az alap fajkészlet a földrajzi közelség miatt ugyanaz maradt.

A III. mintaterület két évi eredménye is ugyanabban a nagyobb komplexben maradt, bár történtek változások a fajösszetételben.

A IV. mintaterület 2013-ban magára hagyott részének kvadrátjai viszonylag élesen elválnak egymástól. A kontrollként jellemzett terület stabil, de még ennél is egyenletesebb eloszlású a mérsékelt legeltetett rész. Az intenzívebben legeltetett terület a kontrollhoz hasonló egyenletességet mutat, ám élesen elkülönül az összes többi felvételtől, önálló komplexet alkotva.



16. ábra: A parádóhutai mintaterületek klasszifikációs értékelése (I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: Festuco ovinae-Nardetum és Festucetum rubrae-Cynosuretum, II. Cserjeirtott terület: Festucetum rubrae-Cynosuretum, III. Cserjeirtott terület: Festucetum rubrae-Cynosuretum)



17. ábra: A parádóhutai mintaterületek DCA elemzése (I. 2013-ig rendszeresen kaszálták: Festuco ovinae-Nardetum és Festucetum rubrae-Cynosuretum, II. Cserjeirtott terület: Festucetum rubrae-Cynosuretum, III. Cserjeirtott terület: Festucetum rubrae-Cynosuretum)

A fajok borítási értékét is figyelembe vevő DCA-elemzés eredménye igen változatos képet mutat a parádóhutai felvételekkel kapcsolatban. Az I. terület 2013-ban még annyira közel állt a többi területhez, hogy nem is lehet egyértelműen elkülöníteni. 2015-ben azonban jelentősen eltávolodott innen, és világosan elkülönült, át sem fedve a többi területtel (17. ábra).

A II. mintaterület 2013-as, illetve a kaszálatlan részének 2015-ös eredményei szintén nehezen elkülöníthetők a többitől. A kaszálatlan (II/B) terület azonban némi elkülönülést mutat, itt két év alatt már elindult a szukcesszió.

A III. mintaterület mindkét évi eredménye világosan elkülönül. 2013-ban még igen mozaikos képet mutatott; 2015-re némileg homogenizálódott, de kvadrátjai még mindig távol esnek egymástól és a többi mintaterület eredményeitől is.

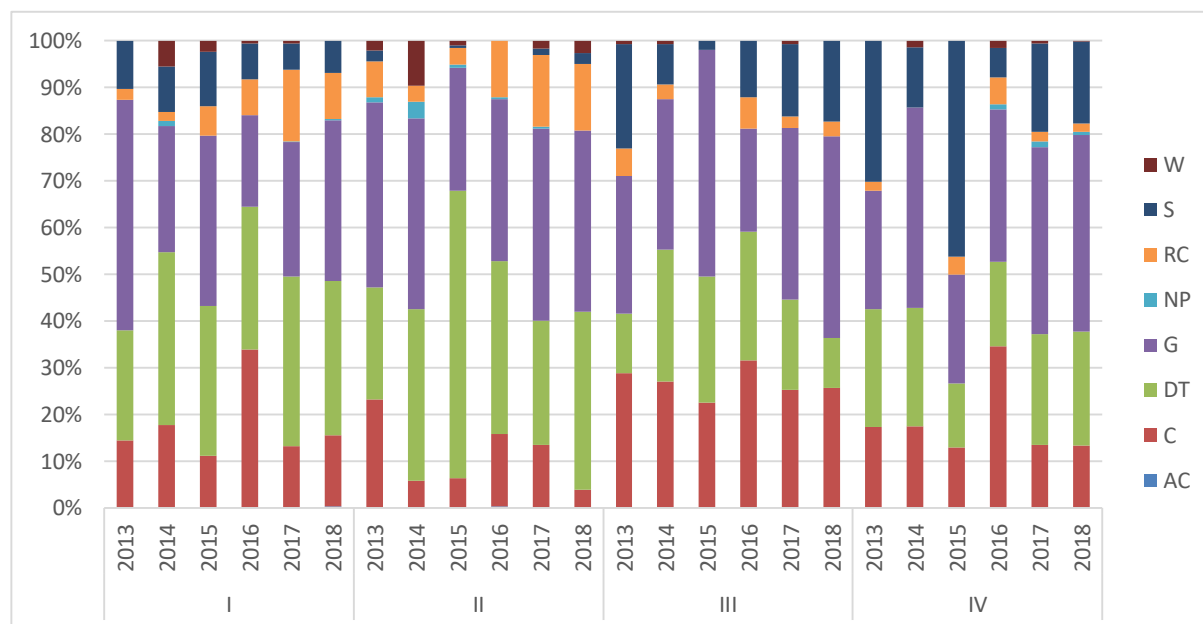
A IV. terület 2012-ben cserjeirtott, majd magára hagyott területe elkülönül a többitől. A kontrollként leírt IV/2. terület mind közül a leghomogénebb. 2015-ben a mérsékelten legeltetett terület elválk a többitől, de az intenzívebben legeltetett rész ismét szinte elkülöníthetetlenül hasonló a leghomogénebb területekhez.

4.1.3. FALLÓSKÚTI EREDMÉNYEK

4.1.3.1. Szociális magatartásformák (SBT) szerinti értékelés

Az I. számú, 2012-ben cserjeirtott területen 2013-ban a borítás legnagyobb részét generalista (G) fajok tették ki. A hirtelen megüresedett talajfelszíneken aztán elsősorban zavarástűrő (DT) fajok telepedtek meg, a kompetitor- (C), gyom- (W) és zavarástűrő fajok aránya csökkent. A legnagyobb borítással rendelkező gyomfaj a farkas kutyatej (*Euphorbia cyparissias*) volt. 2016 után a kategóriák borítási aránya stabilizálódott, a két utolsó év hasonló eredményeket hozott (18. ábra).

A II. területen hasonló folyamatokat tapasztaltam, a gyomfajok hirtelen felszaporodása után visszaesés volt tapasztalható. A harmadik évre különösen felszaporodott a lyukaslevelű orbáncfű (*Hypericum perforatum*), a zavarástűrő fajok borításnövekedéséért pedig elsősorban a szeder (*Rubus* spp.) volt a felelős. A kompetitor fajok borítása ezután csökkenésnek indult, a generalistáké nem változott jelentősen.



18. ábra: A fallóskúti mintaterületek (I-IV.) fajainak a szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízzivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum* *arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum* *Festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kőkény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

A III. mintaterületen vegyes volt a kép: bár a specialista fajok aránya csökkent,

szintén csökkent a tág tűréshatárú kompetitor-fajok borítása is, a ruderalis kompetitor (RC) fajok és a gyomok pedig teljesen eltűntek. 2015-ben megjelent a növényzetben a közönséges ínfű (*Ajuga genevensis*), devisszaszorult a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*). Az utolsó három évben a specialisták és generalisták borítása nőni kezdett a zavarástűrők rovására.

A IV. mintaterületen, ahogy a többi területen is, 2014-ben a specialista fajok visszaszorulását tapasztaltam, ám 2015-re ez a csoport már lényegesen nagyobb borítással rendelkezett. Ezzel szemben a generalista, a kompetitor- és zavarástűrő fajok borítása csökkent az utolsó évre. Nagymértékben felszaporodott a gyeppen a háromfogfű (*Danthonia decumbens*). A vizsgálat utolsó két évében már hasonló eredmények születtek a 2014-eshez képest, az előző évinél lényegesen több specialista fajjal, ami aztán újra visszaesett.



19. ábra: A fallóskúti mintaterületek (V-VIII.) fajainak a szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coerulae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

Az V. területen a második évben megjelentek a gyomok, visszaszorultak a generalisták és kisebb hullámmzással egyenletesnek mondható a kategóriák aránya, bár a kompetitor fajoké folyamatosan csökkent. Lényeges változást a VI. területen sem tapasztaltam az évek során (19. ábra).

A VII. területen a generalista és kompetitor fajok borítása ingadozó volt, 2016-ban

történt egy kisebb kiugrás utóbbiak javára, majd újra a generalisták nyertek teret a vegetációban. A kezdetben még jelenlevő gyomfajok szinte teljesen eltűntek az évek során. A VIII. területen az első évben nagy számban jelen levő specialisták és kompetitorok aránya csökkent, a kompetitorok és zavarástűrők aránya egy 2016-os kiugrást leszámítva egyenletessé vált.

4.1.3.2. Természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti értékelés



20. ábra: A fallóskúti mintaterületek (I-IV.) fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kőkény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

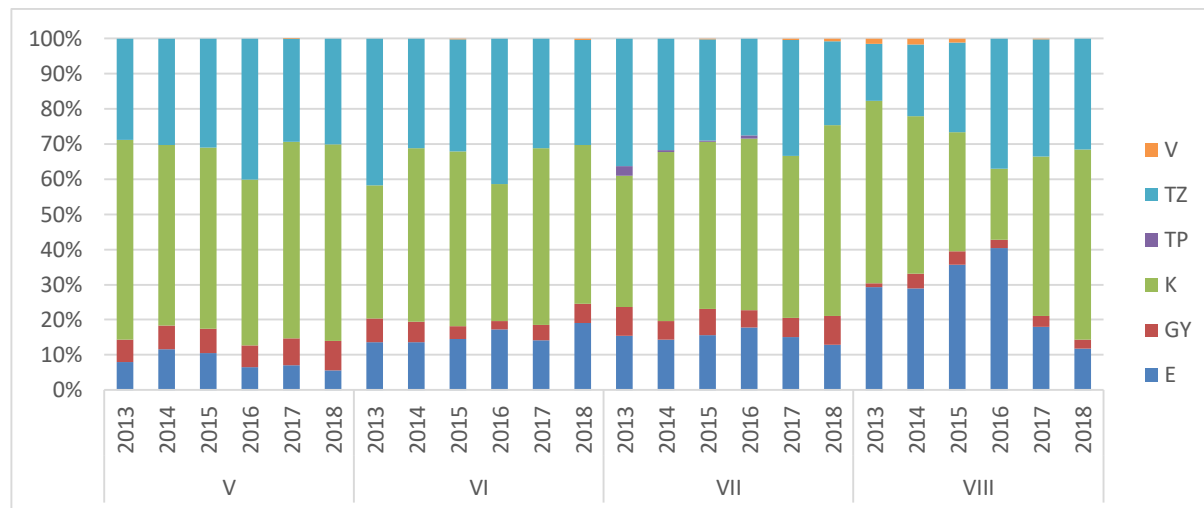
A természetvédelmi értékkategóriák megoszlása szerint az I. számú cserjeirtott területen a természetességre utaló fajok fokozatos borításnövekedését tapasztaltam. A frissen irtott területeken 2014-ben megjelentek a természetes pionír (TP) fajok, elsősorban a terjőke kígyószisz (*Echium vulgare*) néhány gyomfajjal (GY) együtt, de a zavarástűrő növények borítása máris csökkenni kezdett. E tendencia folytatódott a harmadik évben a pionírok és a gyomok visszaszorulásával. Az állandó társulásalkotó fajok (E) borítása stabilnak volt mondható, mint pl. a veres csenkesz (*Festuca rubra*) és a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*). Ezek a viszonyok aztán megmaradtak az utolsó két évben is (20. ábra).

A II. területen hasonló folyamat zajlott, a második évben történő gyomfelfzaporodással, majd visszaszorulásukkal. „Legnépesebb” képviselőjük a farkas kutyatej (*Euphorbia cyparissias*) volt. Ezalatt a kísérő fajok borításának aránya is nőtt, a

társuláskötők rovására. Az utolsó négy évben kisebb ingadozásoktól eltekintve az arányok egyenletesnek tekinthetők.

A III. területen bár a zavarástűrő fajok (TZ) borítása nőtt a kísérőfajok (K) rovására, a védett fajok aránya is nőtt. Ez utóbbi csoportba tartozik a széleslevelű nőszőfű (*Epipactis helleborine*) és erdei borkóró (*Thalictrum aquilegifolium*).

A IV. mintaterületen a zavarástűrő fajok csökkenése figyelhető meg a védett fajok borítási arányának növekedése mellett. Utóbbiakat tekintve különösen nagy területet borított a Janka-tarsóka (*Thlaspi jankae*), de kisebb borítással megjelent a fekete kökörcsin (*Pulsatilla nigricans*) is. A zavarástűrő, illetve gyomfajok borítása a harmadik évben érte el a maximumot, majd átengedték helyüket a kísérőknek.



21. ábra: A fallóskúti mintaterületek (V-VIII.) fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceo petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

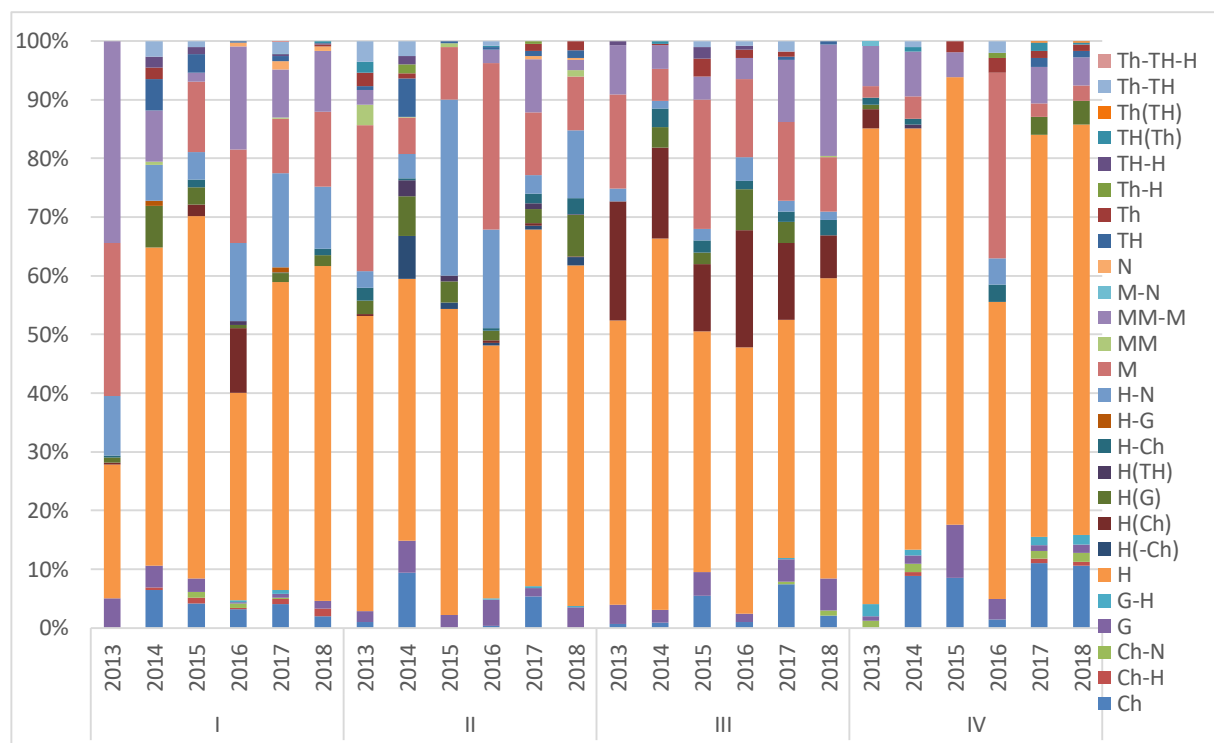
Az V. számú mintaterületen, a zavarástűrők 2016-os kismértékű növekedését leszámítva teljesen egyenletesek voltak a kategóriák borítási arányai. Nagyszámú kísérőfaj mellett kb. 10%-os borításban voltak jelen az állományalkotó, illetve a gyomfajok (21.ábra).

Hasonlóan egyenletes volt a VI., illetve VII. mintaterület borítása is, kissé nagyobb arányú élőhelyalkotó-borítással. Utóbbi területen első évben még a pionírok is jelen voltak, ezek a későbbi felvételekből elmaradtak. A kísérőfajok borításánál lassú, de egyenletes növekvő tendenciát tapasztaltam.

A VIII. mintaterület változatosabb képet nyújtott: 2016-ig folyamatosan emelkedett az állományalkotó és zavarástűrő fajok borítása a kísérőfajok rovására, majd ez a folyamat

látványosan megfordult a vizsgálat utolsó két évében. A gyomfajok borítása egyenletesnek volt mondható a kutatás egész tartama alatt.

4.1.3.3. Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti értékelés



22. ábra: A fallóskúti mintaterületek (I-IV.) fajainak Raunkiaer-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietumcoeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízzivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

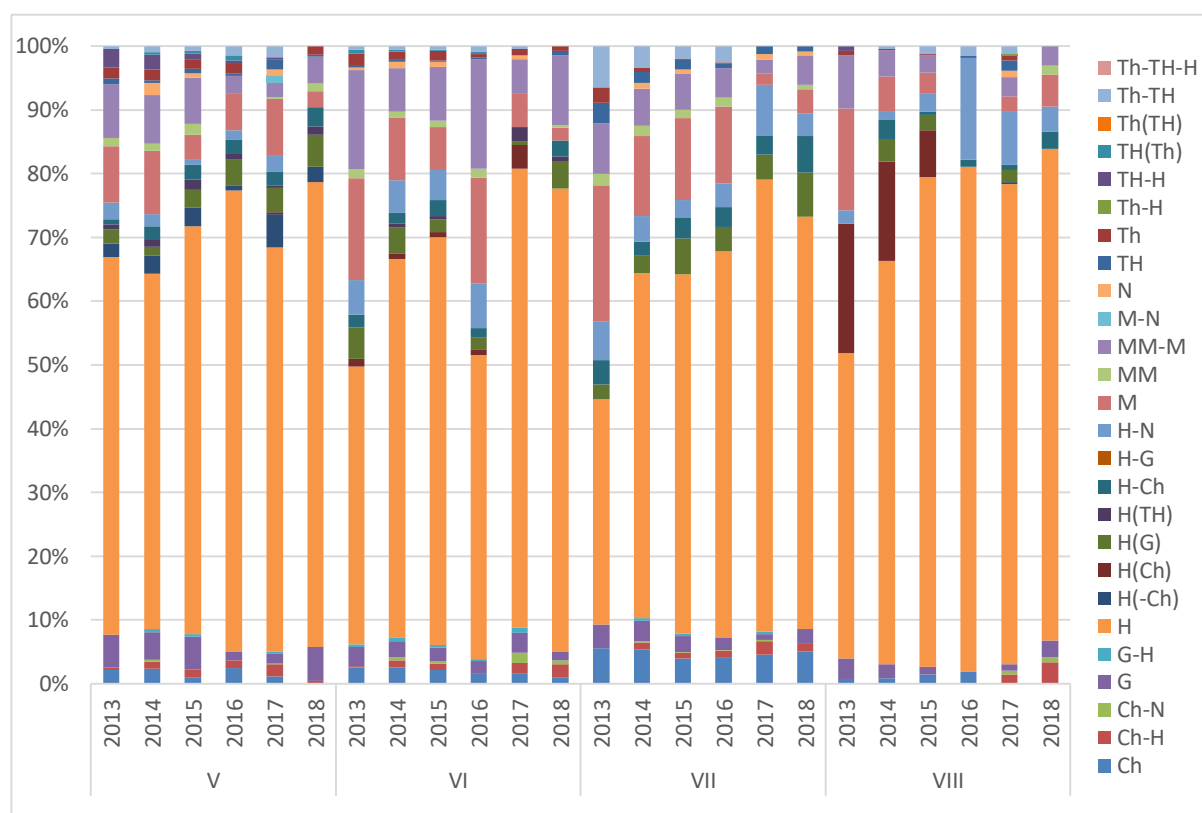
A Raunkiaer-féle életformák megoszlását tekintve (az I. mintaterületen több mint 50%-os borítási arányban voltak jelen a nagyobb fásszárúak (MM, MM-M), ami elsősorban egybibés galagonyát (*Crataegus monogyna*) és rezgő nyarat (*Populus tremula*) jelentett (22. ábra). Azonban ezek a fajok 2015-re fokozatosan átadták helyüket elsősorban a hemikriptofita (H) fajoknak, mint például a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*), vagy a mezei varfű (*Knautia arvensis*). Megjelentek továbbá a kamefita (Ch) fajok is, mint a veronikák (*Veronica* spp.) vagy a festő rekettye (*Genista tinctoria*). A 2016-os kiugrástól eltekintve ezek az arányok állandók maradtak.

A II. mintaterületen bár a nagyobb termetű fanerofiták visszaszorultak a

hemikriptofiták és a hemiterofiták (TH) javára, a harmadik évben nagymértékben teret hódított a hemikriptofita-nanofanerofita (H-N) közötti átmeneti kategória, ami elsősorban szedret (*Rubus* spp.) jelentett. Ez aztán fokozatosan visszaszorult. Felszaporodtak a területen az olyan nedvességkedvelő fajok, mint a cérnatippán (*Agrostis tenuis*), vagy a sulymos sás (*Carex spicata*).

A III. mintaterületen a fásszárúak borításának csökkenése után ismét megindult a cserjésedés. Amíg ez 2013-ban elsősorban csertölgyet (*Quercus cerris*) jelentett, 2015-ben az egybibés galagonya és a fagyal (*Ligustrum vulgare*) foltjai jelentek meg, melyek aránya ezután a vizsgálat végéig növekedett.

A IV. mintaterület pozitív változásokat mutat: megjelentek a gumós/hagymás fajok (G), mint pl. a széleslevelű nőszőfű (*Epipactis helleborine*), illetve a már egyébként is alacsony fásszárú-borítás tovább csökkent, a nyílt meleg száraz felszín, csekély talajréteg nem tette lehetővé a cserjék jelentős előretörését.

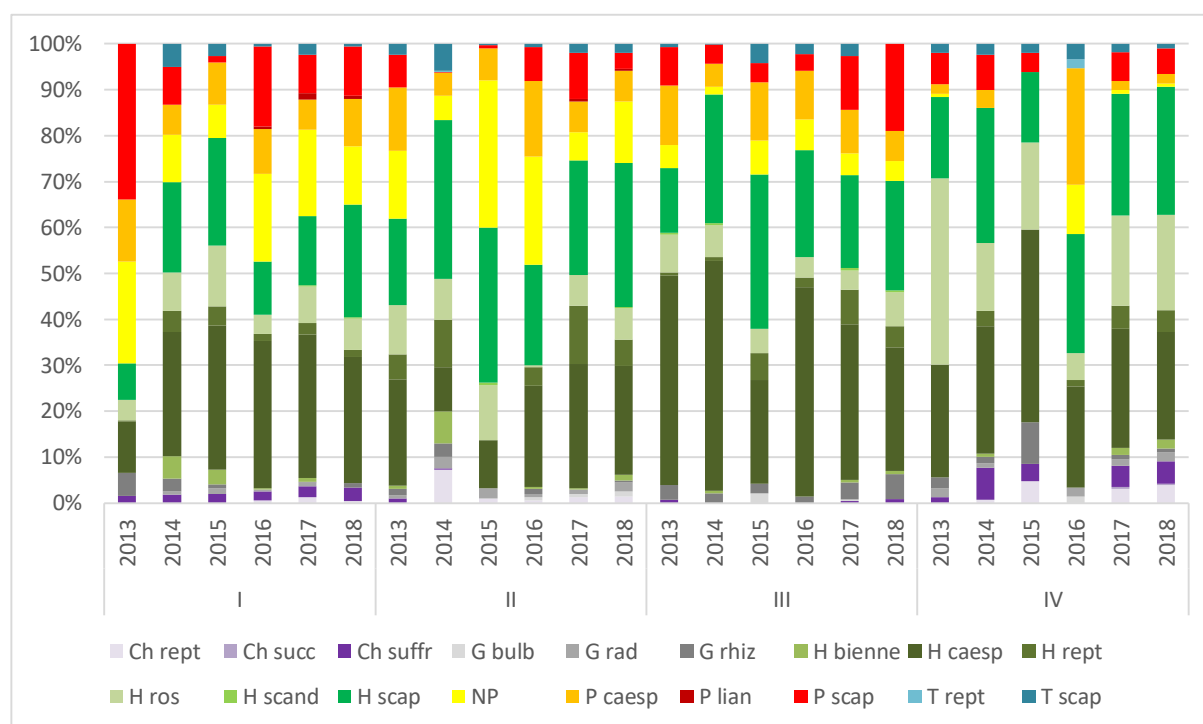


23. ábra: A fallóskúti mintaterületek (V-VIII.) fajainak Raunkiaer-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízzivárgásos területek: *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae-Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae-Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Quercus petraeae-Carpinetum pannonicum*) volt)

Az V. mintaterületen a kategóriák borítása kisebb fluktuációktól eltekintve egyenletesnek mondható, a területet legnagyobb arányban évelő lágyszárúak (H) borították. Ugyanez mondható el a VI. mintaterületről is, bár itt a cserjék (MM-M, M) borítása hullámzó volt, a vizsgálat első és negyedik évében megnövekedett (23. ábra).

A VII. mintaterületen folyamatosan csökkent a fässzárúak és átmeneti kategóriák borítása, átadva helyüket az évelő lágyszárúaknak. Hasonló folyamat volt megfigyelhető a VIII. mintaterületen is.

4.1.3.4. Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti értékelés



24. ábra: A fallóskúti mintaterületek (I-IV.) fajainak Pignatti-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kőény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

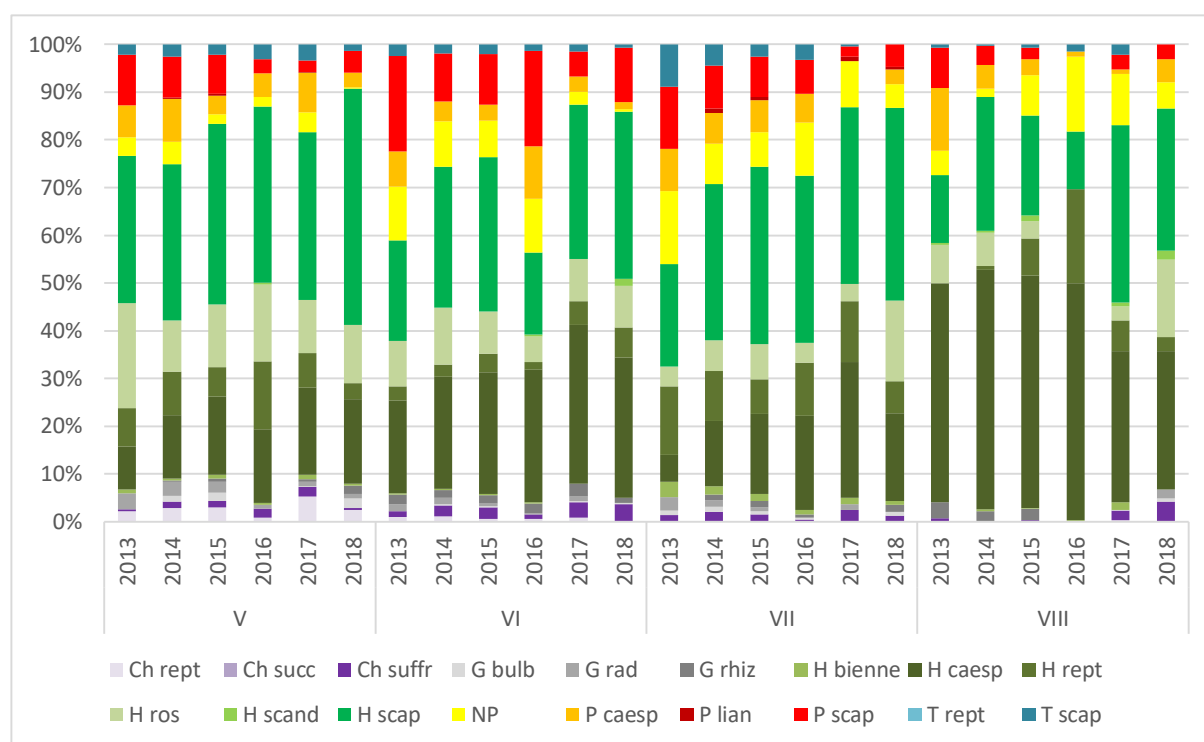
A Pignatti-féle életforma-kategóriák megoszlása hasonló képet mutat: az I. mintaterületen a cserjeirtás után erőteljesen csökkent a fässzárúak borítása (NP, P), ez a harmadik évben

kevésbé drasztikusan, de folytatódott. A törpecserjék (Ch) borítása stagnált, a második évben megjelent egyévesek (T) pedig a harmadik évre kismértékben visszaszorultak. A negyedik évtől kissé nőtt a fásszárúak aránya, de ez aztán stabilizálódott (24. ábra).

A II. mintaterületen a 2014-ben a fásszárúaknál tapasztalt borításcsökkenés után a 25-200 cm közötti cserjék (NP) borítása jelentősen nőtt, bár az utolsó két évben visszaesett, átadva a helyét az élő lágyszárúaknak.

A III. területen a fásszárúak kissé visszaszorultak a második évben, de aztán egyenletes maradt a borítások aránya az utolsó években.

A IV. mintaterületen a fásszárúak lassú, de biztos visszaszorulását tapasztaltam, az élő fajok javára. Utóbbiakon belül elsősorban a gyepes lágyszárúaknál (H caesp) tapasztaltam folyamatos borításnövekedést. Jelentősen nőtt a rizómás fajok (G rhiz) borítása is. 2016-ban volt ugyan egy kiugrás, de aztán az arányok visszatértek az első évek állapotához.



25. ábra: A fallóskúti mintaterületek (V-VIII.) fajainak Pignatti-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek: *Festucetum rubrae-Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae-Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae-Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae-Carpinetum pannonicum*) volt)

Az V. mintaterületen a kategóriák borításának egymáshoz viszonyított aránya a vizsgálat egész tartama alatt stabil volt, sőt a fásszárúak borításában egy lassú, egyenletes csökkenést

is tapasztaltam. Az évelő lágyszárúak alkategóriáinak relációi nem változtak jelentősen (25. ábra).

A VI. mintaterületen a fűszárúak borítása hullámzott, az első és 4. évben tapasztaltam jelentősebb kiugrást. A legnagyobb borítással itt is az évelő lágyszárúak rendelkeztek. A felegyenesedve növények (H scap) borítása kisebb volt, mint az előző területen, a csomósaké (H caesp) megegyezett azzal.

A VII. mintaterületen a fűszárúak és egyévesek (T rept, T scap) borítása folyamatosan csökkent az évelő lágyszárúak javára. A tölevélrózsás (H ros) fajoké lényegesen megnövekedett az utolsó évben.

A VIII. mintaterületen az első évben tapasztalható nagyobb fűszárú borítás után az arányok megközelítőleg egyenletesek maradtak, csak az évelő lágyszárú kategóriák egymáshoz viszonyított aránya változott. A kúszó évelők (H rept) elszaporodtak 2016-ra a felegyenesedő szárúak (H scap) javára, de aztán újra visszahúzódtak, majd az utolsó két évben ismét megnövekedett az arányuk.

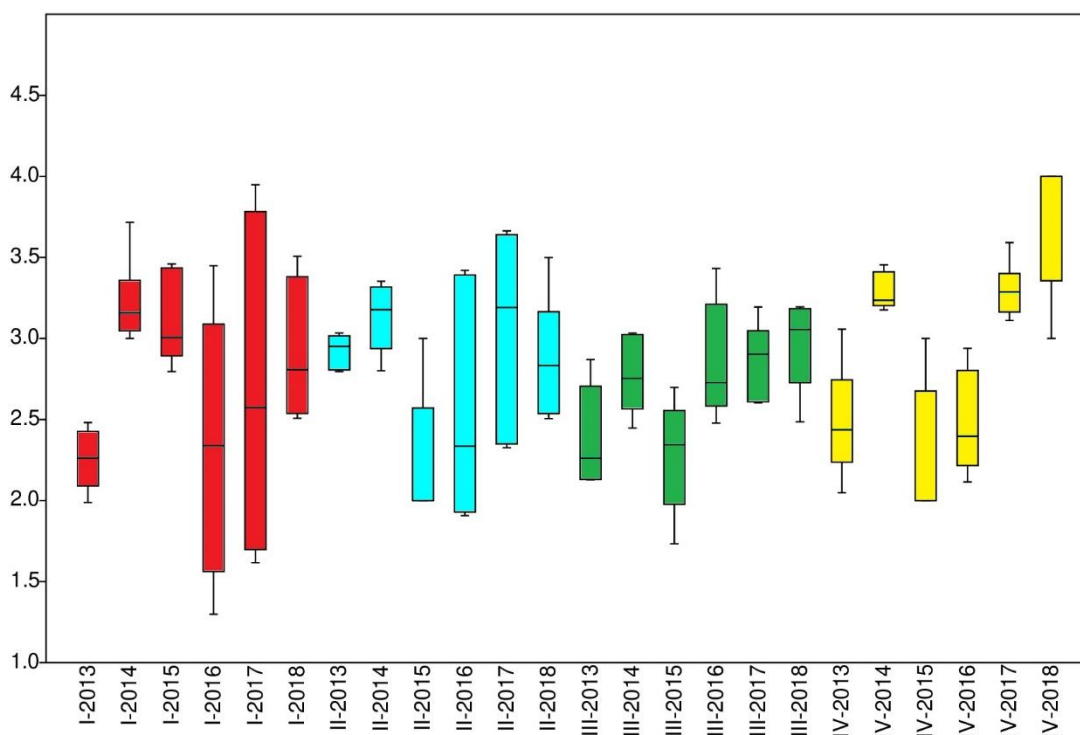
4.1.3.5. Shannon-féle diverzitás

Az I. mintaterület Shannon-féle diverzitását 2013-tól 2014-ig mintegy másfélszeresére nőtt, 2015-re pedig kisebb visszaesést tapasztaltam, a szórás is jelentősen megnőtt. Ennek oka az lehet, hogy mivel 2012-től itt nem végeztek kezeléseket, a terület egyre mozaikosabb lett, és két élőhelytípus különült el: az egyikben a *Rubus* fajok uralkodóak, és a cserjésedés is jelentősebb; a másikon pázsitfűvek borítanak leginkább, elsősorban tippanfajok (*Agrostis tenuis*), valamint a talajfelszínt jól takaró kétszikűek, mint pl. az orvosi veronika (*Veronica officinalis*), a közönséges ínfű (*Ajuga genevensis*), a pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*) vagy a pimpó fajok (*Potentilla* spp.). A cserjésedést helyszíni tapasztalatok alapján a vad rágása is akadályozza (26. ábra).

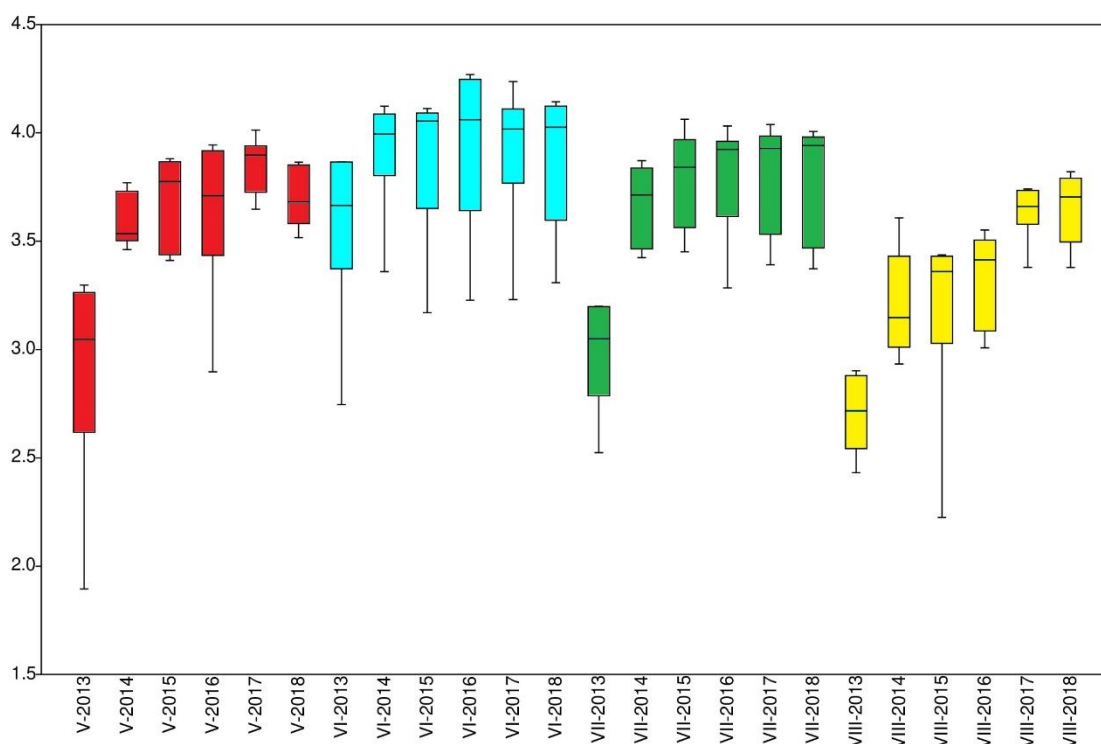
A II. mintaterületen a frissen cserjeirtott területek a környéki magkészsétek segítségével gyorsan benépesültek, így 2013-ban magas diverzitás volt kimutatható, sőt a következő évben még magasabb. Mivel azóta nem kezelik a területet, ismét megindult a szukcesszió, ami 2015-re a diverzitás csökkenéséhez vezetett. Ez aztán ismét növekedésnek indult.

A III. mintaterületen mindhárom évben nagy szórást tapasztaltam. A fajösszetételben itt nem történt jelentős változás, a cserjésedés sem volt jelentős, így a 2015-ben tapasztalható magasabb diverzitásérték egyéb okokra, pl. többek között az időjárásra vezethető vissza.

A IV. mintaterületen a diverzitás csökkent 2015-ben, majd ismét csökkent, hogy utána növekedésnek induljon. Mivel ez a terület egy éppen kialakulóban levő sztyeppré, így a diverzitás fluktuálását majd stabilizálódását ennek tulajdonítottam.



26. ábra: A fallóskúti mintaterületek (I-IV.) diverzitás vizsgálati eredményei (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízzivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceo petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)



27. ábra: A fallóskúti mintaterületek (I-IV.) diverzitás vizsgálati eredményei (I. 2012-ben cserjeirtott cseres-tölgyes, majd magára hagyott gyepterület: *Molinietum coeruleae* és *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, II: A kialakított kaszáló réteken található nedvesebb, vízszivárgásos területek: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum*, III: A hegyi kaszáló nedvesebb franciaperjés subasszociáját különítettük el: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum arrhenatheretosum*, IV: A hegyi kaszáló szárazabb: *Festucetum rubrae*-*Cynosuretum festucetosum pseudovinae*, V: Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok, VI: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak, VII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes állomány volt, VIII: Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae*-*Carpinetum pannonicum*) volt)

Az V. mintaterületen a viszonylag alacsony, 3,0 körüli diverzitás megnövekedett 2014-re, majd egyenletes maradt a vizsgálat végéig. A VI. mintaterület volt mind közül a legdiverzebb, különösen a vizsgálat első éve után egyenletesen 4,0 körüli értékeket számoltam (27. ábra).

Hasonlóan pozitív képet mutatott a VII. mintaterület is, mely egy viszonylag alacsony 2013-as érték után 3,8 körül stabilizálódott a továbbiévekben.

A VIII. terület diverzitásában egyenletes növekedést figyeltem meg, mely 2018-ra már elérte az előző 3 mintaterület diverzitását.

4.1.3.6. Sokváltozós statisztikai eredmények

A fallóskúti mintaterületek DCA-elemzésének eredménye nagyfokú átfedést mutat a mintaterületek között, így az I., II., III. mintaterületeket külön ábrán is bemutatom a

későbbiekben. Néhány folyamat azonban az összefoglaló ábrán is látszik: az I. mintaterület évről évre közelebb kerül a többi mintaterülethez, és egyre stabilabb összetételű.

A III. mintaterület jelentősen különbözik a másik háromtól, és 2015-re is csak kis mértékben kerül hozzájuk közelebb. Itt nem volt 100%-os a cserjeirtás, így a vegetáció nem változott drasztikusan, inkább stabilizálódott.

A II. és IV. mintaterület azonban egyre inkább eltávolodik a középponttól, egymáshoz képest ellenkező irányba. Ennek a IV. mintaterületen a fokozatos sztyeppesedés az oka, a fajösszetétel egyre jobban különbözik a többi, a IV-nél nedvesebb gyepektől.

A fallóskúti I. mintaterület fajösszetétele évről évre folyamatosan változott 2013 és 2015 között. A három év eredményei közül a 2014-es és 2015-ös felvételek már 0,8-nál elválnak az első évtől, és közelebb is állnak egymáshoz, ami a gyepek fokozatos stabilizálódására utal. Az I. mintaterület fajösszetétele és borítási értékei igen dinamikusán változtak 2013 és 2015 között, nagyon kevés az átfedés a három év adatain belül. Ugyanakkor megfigyelhető a stabilizálódás is: a 2013-ben felmért kvadrátok eredményei sokkal távolabb esnek egymástól, mint a 2015-ösök.

A II. mintaterület eredményei még látványosabb különbségeket mutatnak. A három év felvételei itt is erősen elkülönülnek egymástól, és a két utolsó év eredménye áll közelebb egymáshoz. Ám itt nagyfokú stabilizálódást is megfigyeltem: míg a 2013-as év kvadrátjai akár már 0,7-nél elváltak egymástól, addig a 2014-es eredmények már csak 0,6-nál, 2015-re pedig egészen hasonlóak lettek a kvadrátokon belül észlelt fajösszetételek.

Ha a borítási értékeket is figyelembe vesszük, a DCA-elemzés kissé árnyalja a képet. Az összetétel drasztikusan változott évről évre, ám a szórás nem 2013-ban, hanem 2014-ben tetőzött.

A III. mintaterület különböző években felvett kvadrátjai már nem válnak el ilyen drasztikusan egymástól. A legstabilabb, legjobban elkülöníthető csoportot a 2014-es felvételek jelentik. Tőlük elég magasan válnak el a 2013-as kvadrátok, ám 2015-re két kvadrát élesen elvált a többitől, és ismét a 2013-as kvadrátokhoz vált hasonló fajösszetételűvé.

A borítási értékeket is figyelembe véve a fallóskúti III. mintaterület három évi eredménye egy közös metszés körül konvergál. A legnagyobb szórás 2015-ben, az utolsó évben tapasztalható, amely átfedést mutat mind a 2014-es, mind a 2013-as eredményekkel is.

4.2. VADRÁGÁS EREDMÉNYEK

4.2.1. Fásszárú csemeték előfordulási gyakorisága

Parádóhután valamennyi mintaponton megtaláltuk valamilyen fásszárú faj 50 cm-nél alacsonyabb csemetéjét ($22 \pm 15,34$ db/4m²). Egyedsűrűségük 2-75 db/4m² között változott.

8 faj (csertölggy, gyertyán, korai juhar, madárcseresznye, magas kőris, mezei juhar, nyír, vadrkörte) és 7 cserjefaj (fagyal, galagonyafajok, kökény, vadrözsa fajok, varjútövis benge, veresgyűrű som, illetve szeder fajok) volt megtalálható a területen. A Bonferroni-próba alapján gyakori fajnak számított a kökény (26%), a galagonya (19%) és a vadrkörte (18%). A többi faj 1-7%-os arányban volt jelen.

Fallóskúton is minden mintaponton megtaláltuk valamilyen fásszárú fajnak az 50 cm-nél kisebb csemetéjét ($16,44 \pm 9,23$ db/4m²), illetve a pontok 84%-án az 50 cm-nél nagyobb csemetéjét is ($6,26 \pm 6,1$ db/4m²). Gyakoriságuk mintapontonként 4-43 db/4m²,

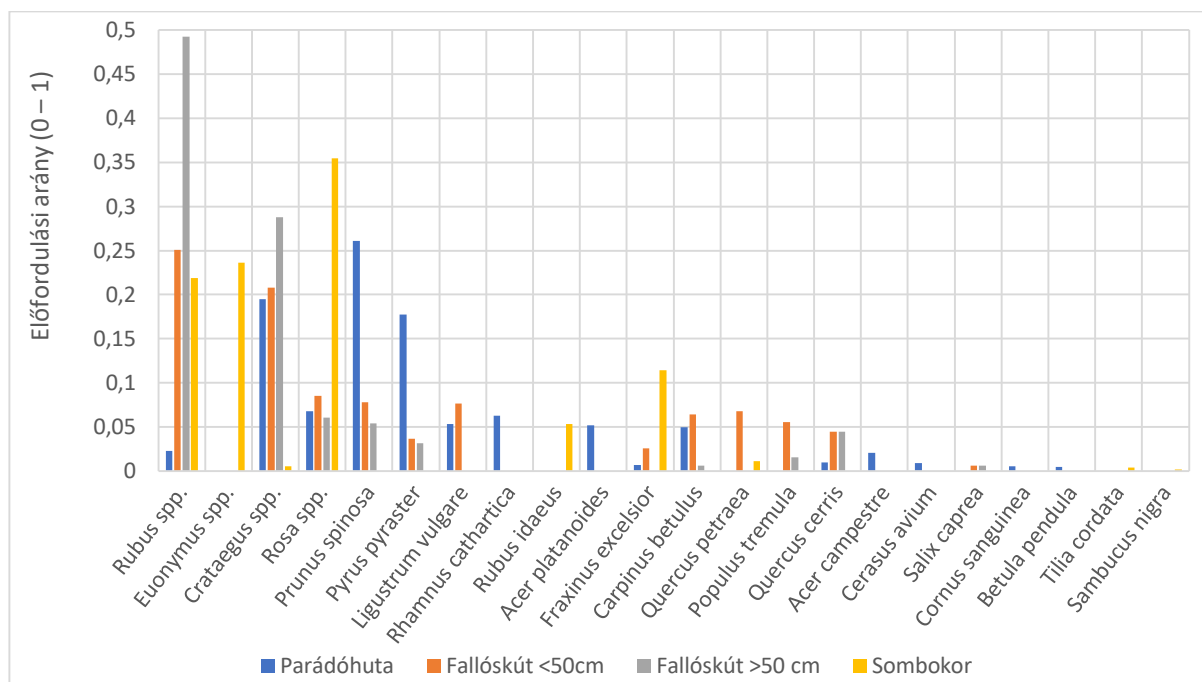
illetve 0-22 db/4m² tartományban mozgott. 7 fafaj (csertölgy, gyertyán, kecskefűz, kocsánytalan tölgy, magas kőris, rezgőnyár, vadkörte) és 5 cserjefaj (fagyal, galagonya, kökény, vadrózsa, illetve szeder fajok) volt megtalálható a területen 50 cm alatt. A kocsánytalan tölgy, a magas kőris és a fagyal kivételével ezen fajok 50 cm-nél magasabb csemetéivel is találkoztunk. Gyakori fajnak számított a szeder (25%) és a galagonyák (21%) 50 cm alatt. A többi faj 1-9%-os arányban volt ott jelen. 50 cm felett szintén a szederfajok (49%) és a galagonyák (29%) voltak gyakoriak, míg a többi faj mind ritkának (1-6%) számított.

Sombokornál a mintapontok 82%-án találtunk valamilyen fásszárú fajt (10,5±11,34 db/4m²). A legnagyobb csemetesűrűség 46 db/4m² volt. 3 fafaj (kislevelű hárs, kocsánytalan tölgy, magas kőris) és 6 cserjefaj (fekete bodza, galagonya-, kecskerágó-, rózsza- és szederfajok) volt megtalálható a területen. Gyakori fajnak számított a vadrózsa (35%), a kecskerágó (24%) és a szeder (22%). A többi faj 1-11%-os arányban volt jelen (2. ábra).

4.2.2. Vadrágás intenzitása a csemetéken

Parádóhután minden egyes mintaponton találtunk rágott fásszárú növényt. A rágottsági arány egy mintaponton min. 14%, max. 100%; átlagosan 64±20% volt. A korai juhar és a varjútövis benge kivételével minden faj legalább 30%-ban volt rágott, de a legtöbb faj rágottsága ≥50% volt. Fajonként a csemeték 59±25%-ának volt rágott a csúcshajtása (magas kőris, vadkörte, fagyal, kökény, vadrózsa esetén >75%-uknak). Galagonyánál ez az érték 45%-ot mutatott.

Fallóskúton 50 cm alatt az összes mintapont közül csak egyetlen ponton nem találtunk rágott csemetét. 50 cm felett pedig azon mintapontokon, ahol volt valamilyen fásszárú egyed (N=42), az esetek 88%-ában találtunk rágott fásszárú növényt. A rágottsági arány egy mintaponton 50 cm alatt átlagosan 40,5±21,5% (0%-88,5% között); 50 cm felett pedig 57±37% (0-100% között) volt. 50 cm alatt a gyakori fajok rágottsági aránya viszonylag alacsonynak bizonyult, a szederé 16,5%, a galagonyáé 39% volt. A többi faj rágottsága 29-81% között alakult. 50 cm felett a két gyakori faj, a szeder és a galagonyák rágottsági aránya sorrendben 21,5%, illetve 48% volt, hasonló értékekkel az alacsonyabb magassági szinthez. A többi ritka faj rágottsága 40-100% között alakult, jellemzően 70% felett. 50 cm alatt fajonként a csemeték 42±18%-ának volt a csúcshajtása rágott, míg 50 cm felett az 55±24%-ának. A galagonyáknál ez az érték 31%, illetve 41%, míg 50 cm alatt a gyertyánál 74%, 50 cm felett a vadrózsánál és a kökénynél 74-76%.



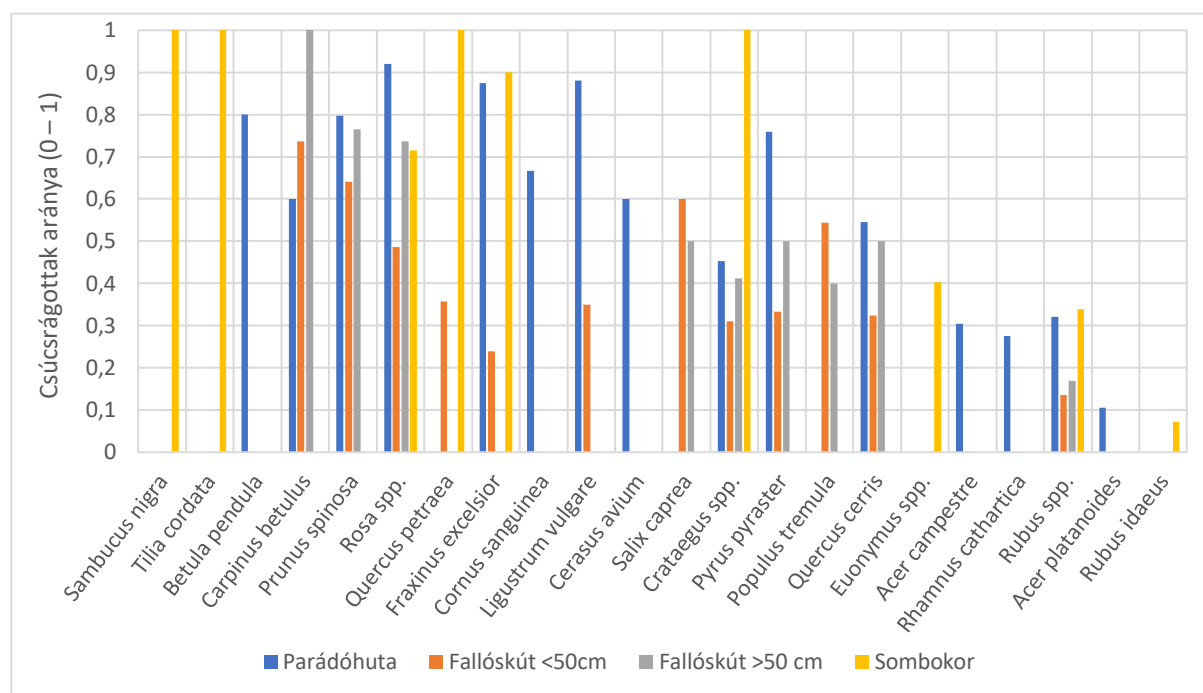
2. ábra: *Fásszárú fajok relatív előfordulási aránya a teljes csemete készletben a 3 vizsgálati területen (Fallóskúton 50 cm-nél alacsonyabb és nagyobb csemeték is előfordultak a nyílt gyepfoltokban)*

Sombokornál azon mintapontokon, ahol volt valamilyen fásszárú egyed (N=41), az esetek 95%-ában találtunk rágott fásszárú növényt. A rágottsági arány egy mintaponton átlagosan $69 \pm 29\%$ (0-100% között) volt. A málna, a kecskerágó és a szeder rágottsági aránya 39-49% között alakult, míg a többi fajé 75-100%-ot ért el. Fajonként a csemeték $71 \pm 36\%$ -a rágott volt a csúcshajtásán (a ritka fajok mind 100%-ban, a gyakoriak közül a vadrózsa és a magas kőris >70%-ban). A kecskerágó esetén ez az érték alacsonyabb, 40% volt (3. ábra).

4.2.1. Vadrágás szelektivitása a különböző fásszárú fajokra

Parádóhután a Bonferroni-próba és a Jacobs-index értékek alapján a vadak az előforduló fásszárú fajok túlnyomó része (15-ből 10 faj) iránt „közömbösek” voltak, vagyis kínálatuk arányában rágták ezeket a növényeket. Ugyanakkor a patások szelektív rágása is felfedezhető volt a preferált és az elkerült fajok esetében. A leggyakrabban előforduló kökény szignifikánsan preferált fajnak tekinthető. Az elkerült fajok, melyek az elérhetőségükhöz képest kisebb arányban voltak rágottak: a galagonya, korai juhar, mezei juhar és a varjútövis benge. Ezek a fajok játszhatnak nagyobb szerepet a terület becserjésedésében, mivel a nagyvad rágása kevésbé fogja vissza őket. Közülük különösen a galagonya lehet fontos a becserjésedés szempontjából, mert relatív magas kínálattal a mintapontok többségén már előfordult. Fallóskúton a patások az előforduló fásszárú fajok túlnyomó része (12-ből 9 faj 50 cm alatt, és 9-ből 8 faj 50 cm felett) iránt „közömbösek” voltak, vagyis kínálatuk arányában rágták azokat. Ugyanakkor 50 cm alatt a gyertyán és a kökény szignifikánsan preferált, míg a szeder elkerült fajnak bizonyult a Bonferroni-próba alapján. A szeder 50 cm felett is elkerült faj volt. A terület becserjésedésében legnagyobb szerep a gyakori galagonyának és szedernek juthat, melyek közül egyiket sem rágiák kellő mértékben vissza a nagyvadfajok. Ráadásul a szeder esetében elkerülés is kimutatható volt,

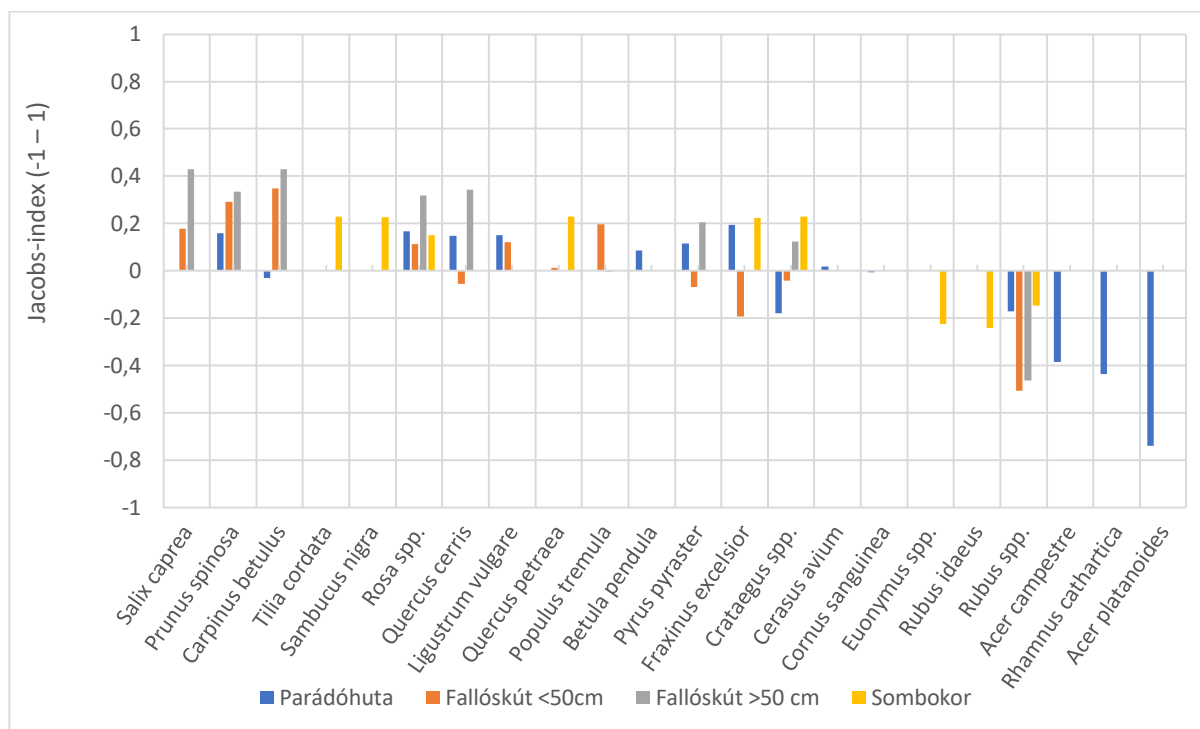
annak ellenére, hogy a patások fogyasztották hajtásait.



3. ábra: **Fásszárú fajok csemetéinek rágottsági aránya a 3 vizsgálati területen**
(Fallóskúton 50 cm-nél alacsonyabb és nagyobb csemeték is előfordultak a nyílt gyepfoltokban)

Sombokornál a patás vadfajok az előforduló fásszárú fajok közül egyikre sem mutattak szelektivitást, mindegyiket előfordulásuk arányában rágták. Ez alól egyedüli kivétel a kecskerágó, amit elkerültek. A becserjésedés szempontjából, a relatív magas kínálattal a mintapontok többségén már előforduló vadrózsa, illetve a szintén gyakori és kevésbé intenzíven rágott kecskerágó és szeder jelenthet problémát (4. ábra).

Vaddisznótúrás egyik terület egyetlen mintavételi egységében sem fordult elő.



4. ábra: **Fásszárú fajokra mutatott szelektivitás mértéke a vadrágás során a 3 vizsgálati területen** (Fallóskúton 50 cm-nél alacsonyabb és nagyobb csemeték is előfordultak a nyílt gyepfoltokban)

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Hazánkban a hegyvidéki gyepterületek kezelésében a mesterséges cserjeirtás, kaszálás, illetve a legeltetés szerepe kerül előtérbe (Kalmár, 2014; Valkó et al., 2011). Ezek mellett azonban hiányosak az ismereteink arról, hogy a természetesen előforduló, nagytestű növényevőink milyen mértékben járulhatnak hozzá az ilyen értékes foltok fennmaradásához a szukcessziós folyamatok lassításával. Szerepeiket alapvetően a kedvezőtlennek ítélt hatásaikhoz kötjük, mint pl. a muflon taposása a sziklagyepekben (Baráth et al., 2013), vagy az ott élő értékes növényfajok megrágása (Lendvay és Kalapos, 2009).

Vizsgálati területeinken is számos értékes lágyszárú faj került elő, mint pl. Parádóhután a Janka tarsóka (*Thlaspi jankae*), Fallóskúton a szártalan bábakalács (*Carlina acaulis*), az őszi kikerics (*Colchicum autumnale*), a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), míg Sombokornál a tarka nőszirm (*Iris variegata*) vagy a turbánliliom (*Lilium martagon*). Így a patás vadfajok potenciális veszélyforrást jelenthetnek populációikra és élőhelyeikre. Jelen disszertációban nem részleteztem a cönológiai vizsgálatok eredményeit, de tapasztaltam, hogy esetenként az értékesebb lágyszárú fajokat is érik különböző vadhatások (pl. megrágott nőszirm levél, turbánliliom virágzat, letaposott kikerics). Azonban feltűnő mértékű bolygatásukat nem tapasztaltam. Ehhez képest a fásszárú fajok csemetéin tapasztalt főleg téli rágás nyomait, mint vadhatás egyértelműen sokkal erőteljesebb és általánosabb volt.

Patás vadfajaink táplálkozásában a cserjeszint, az ott elérhető fásszárú fajok játszanak elsőrendű szerepet (Katona et al., 2013c). A cserjésedő hegyi gyepfoltokon sokféle fásszárú faj viszonylag nagyszámú fiatal hajtása érhető el, melyek a visszarágás után gyorsan megújuló táplálékforrást biztosíthatnak a nagytestű növényevőknek. Ezért ezeken a kisméretű foltokon, ha valószínűleg nem is táplálkoznak alkalmanként hosszú ideig, de rendszeresen használva azokat, nagymértékben hasznosíthatják a fiatal csemeték fehérjében gazdagabb részeit. Eredményeink szerint a legtöbb fásszárú fajt szinte válogatás nélkül igen intenzíven visszarágták. Ez is arra utalhat, hogy a szomszédos zártabb erdőterületekhez képest – ahol a vadragás jóval szelektívebb és kisebb intenzitású (Fehér et al., 2016) – viszonylag jó minőségű növényi táplálékot találhatnak a gyepterületeken. Mivel ennek összes biomasszája viszonylag alacsony, ezért a vadhatás mértéke igen jelentős lehet rajta.

A hegyvidéki gyepterületek fenntartásában, de kedvezőtlen átalakulásában (túllegeltetés) is fontos szerephez juthat a legeltetés (Kricsfalusy, 2013). Legelő háziállatok hiányában viszont ismét felértékelődhet a vadonélő nagytestű növényevők szerepe. Ezek a patás vadfajok ökoszisztéma-mérnök hatásaikkal térben dinamikus gyepterje komplexet tarthatnak fent, ahol a klimatikus változások befolyásoló hatásai mellett a nyíltabb területeken jelennek meg, maradnak fent az értékes hegyvidéki gyepterfajok (Weigl és Knowles, 2014). Törke et al. (2008) a Szénások területén is azt mutatták ki, hogy a vadhatás a különböző élőhelyi foltokban nem egyenletes; potenciálisan veszélyeztetheti az értékes növényzeti foltokat, de a teljes vadkizárás az erdőszegélyek erősebb becserjésedéséhez és a szomszédos gyepterületek beárnyékolásához, záródásához is vezethet. Mátrai felméréseink szerint a vizsgált területek becserjésedésében a helyileg nagyobb arányban előforduló, és ott kevésbé rágott vagy elkerült fajok (galagonya, szeder, kecskerágó, vadrózsa) játszhatják a fő szerepet, így ezek eltávolítására kell mesterséges megoldásokkal

ráségíteni. A többi fásszárú faj visszaszorítását a természetesen előforduló nagytetű növényevők jelenleg megfelelő mértékben képesek elvégezni.

Parádóhután a 2012-ben cserjeirtott, majd azóta magára hagyott területen (II) a fajdiverzitás csökkenése volt megfigyelhető. A zavarást jelző, illetve kompetitor fajok kismértékű, bár nem drasztikus borításnövekedése volt megfigyelhető. A vegetáció állapotának viszonylagos állandóságáért jórészt a nagyvad állomány volt a felelős, amely a fásszárú csemeték folyamatos lerágásával „kezelte” a területeket (Penksza et al., 2015, 2016). Hasonló jelenséget tapasztaltunk Fallóskút néhány mintaterületén (VI-VII-VIII).

A parádóhutai I-es mintaterületen minden vizsgált évben más kezelés történt, amely rövidtávú hatásait ily módon vizsgálni tudtuk. Ez alapján a felhagyott kaszálógyepek helyreállításában a legkézenfekvőbb megoldás a korábban jellemző kaszálás (Deák és Tóthmérész, 2005, 2007; Stampfli és Zeiter, 1999; Valkó et al., 2009, 2012), illetve legeltetés (Kovács-Hostyánszki et al., 2013; Tälle et al., 2016; Török et al., 2014, 2016) visszaállítása. Ezért az elmúlt évtizedekben a természetvédelmi céllal végzett kezeléseket a diverzitás-csökkenés megállítása és visszafordítása érdekében a korábban fajgazdag, mára elszegényedett fajkészletű gyepekre is kiterjesztették (Szabó et al., 2007; Penksza et al., 2008, 2015; Házi et al., 2010, 2011; Vida et al., 2008). A kaszálást a fajgazdaság visszaállítása, illetve megőrzése mellett gyakran alkalmazzák gyepesítési beavatkozások kiegészítéseként annak érdekében, hogy a gyepesítés kezdeti szakaszában jelentkező gyomokat visszaszorítsák, illetve elősegítsék a kísérő fajok betelepülését (Vida et al., 2008; Török et al., 2007, 2008, 2011). A kaszálás, mint természetvédelmi célú kezelés lassítja a cserjésedés, illetve beerdősülés folyamatát, és elősegíti újabb, gyepekre jellemző kísérőfajok megtelepedését, ennek következtében fajgazdagabb gyepek közösségek létrejöttét eredményezi (Huhta et al., 2001). A fajkészletben történő változások egyes esetekben már a kaszálás megkezdését követő évben kimutathatóak (Beltman et al., 2003).

A Sár-hegyen az évek óta folyamatosan kaszált, I-essel jelölt mintaterületek vegetációja stabilnak volt mondható a vizsgálat alatt, a fajkészlet és a természetes állapotokat, illetve degradációt jelző kategóriák borításának aránya is nagyrészt változatlan maradt. A IV-es, magára hagyott gyepfolton ezzel szemben a fásszárúak térhódítását figyeltük meg. Erre Hansson és Fogelfors (2000) egy 15 éves kísérlet keretében rámutatott; azokon a gyepeken, ahol az elsődleges cél a magas biodiverzitás megőrzése, a rendszeres kaszálás (ebben az esetben 3 éves periódusban) végzése szükséges a fásszárú fajok borítás növekedésének megelőzése érdekében. Dzwonko és Loster (2008) egy 12 éves vizsgálat keretében hasonlította össze egy frissen cserjeirtott mészkedvelő gyep vegetációját egy évtizedek óta fenntartott, természetközeli állapotú, hasonló adottságokkal rendelkező gyepvegetációval. Eredményeik alapján a két gyepterület vegetációja között a vizsgálat végére nem volt szignifikáns különbség; a cserjefajok borítása jelentősen növekedett az évelő lágyszárúak rovására. A szerzők azt javasolják, hogy a gyepeken érdemes néhány évente újra cserjeirtást végezni, lehetőleg mielőtt a relatív borításuk eléri a 30%-ot. A rendszeres cserjeirtás fontosságára hívja fel a figyelmet Baba (2003) is, aki lengyelországi mészkedvelő gyepeken hasonlította össze kezelt és kezeletlen területek vegetációját. A cserjeirtás (kaszálással megtámogatva) jelentősen növelte a gyep fajgazdagságát, bár a szerző hozzáteszi, hogy így is szignifikáns különbségek voltak a restaurált gyepfoltok és az évtizedek óta rendszeresen kezelt, természetközeli foltok között. A vizsgálat a túlzott kaszálás diverzitáscsökkenő hatásaira is kitér, amely esetben a természetvédelmi szempontból kevésbé értékes generalista fajok, mint a *Brachypodium pinnatum* és a *Calamagrostis arundinacea* növeli a borítását. Bonanomi et al. (2006b) a cserjeirtás rövidtávú hatásait vizsgálták mediterrán gyepeken. A cserjeirtás bár az élő biomassza mennyiségét a 3 éves vizsgálat alatt erőteljesen csökkentette, ám a biodiverzitás növekedett. A szerzők szerint a rendszeres cserjeirtás a túlzott nitrogénfelhalmozódás hatékony

ellenszere is lehet. Finnországban végezte vizsgálatait Pykälä et al. (2005), akik szintén a legeltetés felhagyása utáni, idővel egyre csökkenő fajgazdagságra hívták fel a figyelmet tanulmányukban. A vizsgált gyepeken meginduló cserjésedés tovább csökkent a fajdiverzitást. Peco et al. (2006) Spanyolországban olyan dehesa (mediterrán fás legelő) vegetáció típusokat vizsgáltak, amelyeket az utóbbi években a hagyományosan gazdálkodó farmerek magukra hagytak. A legeltetés elmaradása nem okozott különösebb változást a fajszámban, ám a fajok borításának viszonya erősen megváltozott: az állományalkotó lágyszárúaké mintegy 50%-kal csökkent mind a szárazabb, mind a nedvesebb dehesa gyepi komponensében is.

A kaszálás igen fontos szerepet játszik a felhagyott kaszálórétek helyreállításában (Deák és Tóthmérész, 2005, 2007; Stampfli és Zeiter, 1999; Valkó et al., 2009, 2012), mivel lassítja a beerdősülés folyamatát, és sok kísérőfaj életterének megteremtésével elősegíti a gyepek biodiverzitásának stabilizálását, illetve növekedését (Huhta et al., 2001).

A már 2013-ban is fajszegény sár-hegyi rezgőnyarason (III) tovább zajlott a zavarásjelző (elsősorban fásszárú) fajok borításnövekedése és a homogenizálódás, 2017-re szinte egybefüggő cserjést létrehozva.

Az eredmények alapján megerősítést nyert, hogy a folyamatos kezelés (kaszálás) stabilizálja a gyepek vegetációját, míg a kezelés felhagyása néhány éven belül a fásszárú fajok, cserjék borításnövekedéséhez, a biodiverzitás csökkenéséhez vezethet.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Három különböző hazai, és egyben jellemző közép-európai erdőssztepp és tölgyes, gyertyános-tölgyesben hosszabb időtávú vizsgálat (7 év) során, évenkénti rendszeres mintavételezés és értékelés alapján a cserjeirtás, mint természetvédelmi beavatkozás nyomán kialakult gyeptelepítési vizsgálatát végeztem el, és a vizsgálataim igazolták, hogy ennyi idő alatt is lehetséges természetközeli gyeptelepítés kialakulása. A vadhatás eredményeként háromféle telepítési egység alakult ki: erősen cserjés; inváziós vagy inváziós jellegű domináns pázsitfű által (első sorban *Calamagrostis epigeios*) uralt állomány; mozaikos, cserjéket, változatos lágyszárú fajokat (pázsitfűvek, pillangósok és egyéb kétszikű fajok) tartalmazó telepítési foltok.

A természetvédelmi kezelés nyomán a vadhatás nem mint veszélyeztető tényezőt, hanem mint a telepítés kialakulásában jelentős fenntartó vagy fenntartást segítő folyamat eredményeit sikerült kimutatni. A vadhatás a cserjék visszarágásával a gyeptelepítés kialakításban a természetesség növekedését okozta. Egyben nőtt a gyepi fajok aránya is, ami a gyeptelepítési szempontból is pozitív hatásnak minősíthető. A vadhatás összehasonlításánál vizsgált somborkori élőhely, mint természetes, csak a vadak által hosszú távon fenntartott telepítés alkalmas volt a kontrollként való használatra. A cserjeirtásra és a vadhatásra vonatkozó hazai és nemzetközi irodalmat is széles körben áttekintettem, ami külön, önálló áttekintő cikkben is megjelent.

A Mátra-hegység 4 területéhez (Sár-hegy nyugati lejtője és a csúcsi régiója, Parádóhuta, Fallóskút, Sombokor) florisztikai és cönológia adatokat szolgáltatam.

A cserjeirtás, vadragás a gyeptelepítésben lezajló változások vizsgálata során sikerült összedolgozni és együttesen alkalmazni a klasszikus cönológiai mintavételezést és a vadhatás vizsgálatot. Ennek a jelentősége azért is nagy, mert az irodalmi munkákban is a teljes lágyszárú telepítés és cserjés, fű növényzet együttes vizsgálata szinte unikális.

A vizsgálatok során igazoltam, hogy a cserjeirtást követő 7 év a vizsgált erdőzónában a telepítésben olyan változások történnek a fajösszetételt, borítási értékeket, inváziós fajokat és a visszaszorított cserjéket tekintve is, ami természetes gyeptelepítés kialakulásához vezet. A lehetőségek, hogy a különböző kezelési módok, legeltetés, kaszálás és a felhagyás (egy időben csak a vadak hatása) vagy annak hiánya alapján el lehessen mondani, hogy a magára hagyott területek vagy területfoltok a leromláshoz, a fajszám és a diverzitás csökkenéséhez vezetnek. A területen a kaszálás jelenti a legmegfelelőbb kezelést, amihez a parádóhutai mintaterületek jelentették a legbiztosabb alapot.

Az ökológiai mutatók alkalmazhatóságát is sikerült alkalmazni a változások nyomán követésre és a természetesség kimutatására. Hazai viszonyok között, nem legelőn, a Pignatti-féle életformák alkalmazása elsőként történt, és itt is megfelelő módszernek bizonyult, hasznos indikátora volt a változásoknak.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A hazai kaszálórétek és legelők általában antropogén eredetűek, és bár Magyarország leginkább fajgazdag élőhelyei, e fajdiverzitás fenntartásához természetvédelmi kezelések végzésére van szükség.

Dolgozatomhoz a vizsgálatok három mintaterületen készültek, mátrai gyepterületeken. Ezek a következők voltak: sár-hegyi, Fallóskút melletti, illetve Parádóhuta melletti gyepterületek, amelyeken a Bükk Nemzeti Parki Igazgatóság különböző rendszerességgel végez kezelést, elsősorban cserjeirtást. Különböző mértékben zavart élőhelyeket vizsgáltam meg, a vegetáció botanikai, cönológiai feltárásával. A munka során a vizsgálat kibővült és a vadrágás hatását is elemeztem 3 mintaterületen.

Mintaterületeimen 2010. február 8-a óta folyik a KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007 jelű „Rétek, gyepek, (fás) legelők helyreállítása és kezelése a BNPI Működési területén” nevű projekt, rövidtávú rehabilitációs, valamint hosszú távú, természetvédelmi gazdálkodáshoz kötődő célokkal.

A felvételek 2013 és 2019 között, minden év május-júliusában készültek, 2×2 m-es kvadrátok segítségével, Braun-Blanquet (1964) módszere szerint, a fajok százalékos borítási értékét megadva. A fajneveket Simon (2000) nomenklatúrája szerint, a természetvédelmi értékkategóriákat szintén Simon (1988) rendszere szerint adtam meg. Az adatokat értékeltem Raunkiaer (1934) és Pignatti (2005) életforma rendszere alapján is, a szociális magatartási típusokat (SBT) pedig Borhidi (1995) rendszere szerint alkalmaztam. A vadrágás vizsgálata során a mintavételezéshez az előzetes felmérések és elemzések alapján már megfelelő reprezentativitást biztosító 50 db mintavételi pontot jelöltünk ki minden egyes vizsgált helyszínen. Az adatok a területeken a jellegzetes lágyszárú növényzeti foltokat arányosan reprezentáló transzektek mentén kerültek felvételre egymástól 3-10 méterenként, a gyepterület méretétől függően (Parádóhuta kb. 1,5 ha; Fallóskút: 1,6 ha; Sombokor: 0,6 ha). Emellett ugyanezekben az 1,13 m sugarú körökben cönológiai felvételezések is történtek (Penksza et al., 2016), ahol az előforduló lág- és fasszárú fajok százalékos borítási értékeit becsültük. Ez utóbbiak eredményeivel jelen doktori értekezésben nem foglalkozom.

Az adatok értékelését a vadrágásos területen úgy végeztük el, hogy minden területen minden fasszárú fajnak megállapítottuk a relatív előfordulási arányát a teljes csemete készletben, illetve a megrágott csemetéinek az arányát is (külön azokét is, melyek csúcsajtása sérült). A jelenlevő, a becserjésedésben szerepet játszó fasszárúak gyakoriságát (ritka – gyakori), illetve szelektív visszarágásukat (elkerült – kedvelt) χ^2 illeszkedés-teszttel, majd ezt követően Bonferroni-teszttel elemeztük (Byers et al., 1984; Neu et al., 1974). Az előfordulás esetén egyenletes eloszlást feltételeztünk, a tényleges kínálati eloszlást pedig ehhez viszonyítottuk; míg a vadrágás növényfajok közötti eloszlását a fajok kínálatban való megoszlásához hasonlítottuk. Az egyes fajok szelektáltságának (kedvelés vagy elkerülés) számszerűsített mértékét a Jacobs szelektivitás-index (Jacobs, 1974) segítségével számoltuk ki. A számítás itt a következő volt:

$D = (r - p) / (r + p - 2rp)$, ahol

r: a fajok aránya a fogyasztásban, p: a fajok aránya a kínálatban.

D értéke -1 (teljes elkerülés) és 1 (teljes preferencia) között változhat. A 0-hoz közeli értékek a kínálati arálynak megfelelő fogyasztást jeleznek (Katona et al., 2013c).

A teljes adatstruktúra feltárása érdekében különböző ordinációs eljárásokat (PCA, DCA) alkalmaztam vizsgálataim során. Ezek a módszerek segítik az eredeti (sokváltozós) adatszerkezetek értelmezését az eredeti változókból képzett változók használata révén. A

változók lefedik az eredeti adatstruktúra varianciájának lehető legnagyobb hányadát. Minden mintaterület adataira számoltam Shannon-féle biodiverzitási értékeket is.

Hazánkban a hegyvidéki gyepterületek kezelésében a mesterséges cserjeirtás, kaszálás, illetve a legeltetés szerepe kerül előtérbe (Kalmár, 2014; Valkó et al., 2011). Ezek mellett azonban hiányosak az ismereteink arról, hogy a természetesen előforduló nagytestű növényevőink milyen mértékben járulhatnak hozzá az ilyen értékes foltok fennmaradásához a szukcessziós folyamatok lassításával. Szerepeiket alapvetően a kedvezőtlennek ítélt hatásaikhoz kötjük, mint pl. a muflon taposása a sziklagyepekben (Baráth et al., 2013), vagy az ott élő értékes növényfajok megrágása (Lendvay és Kalapos, 2009).

Vizsgálati területeinken számos értékes lágyszárú faj került elő, mint pl. Parádóhután a Janka tarsóka (*Thlaspi jankae*), Fallóskúton a szártalan bábakalács (*Carlina acaulis*), az őszi kikerics (*Colchicum autumnale*), a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), míg Sombokornál a tarka nőszirm (*Iris variegata*) vagy a turbánliliom (*Lilium martagon*). Így a patás vadfajok potenciális veszélyforrást jelenthetnek populációikra és élőhelyeikre. Jelen munkában nem részleteztem a cönológiai vizsgálatok eredményeit, demegfigyelhető volt, hogy esetenként az értékesebb lágyszárú fajokat is érik különböző vadhatások (pl. megrágott nőszirm levél, turbánliliom virágzat, letaposott kikerics). Azonban feltűnő mértékű bolygatásukat nem tapasztaltuk. Ehhez képest a fásszárú fajok csemetéin látható vadhatás egyértelműen sokkal erőteljesebb és általánosabb volt.

Patás vadfajaink táplálkozásában a cserjeszint, az ott elérhető fásszárú fajok játszanak elsőrendű szerepet (Katona et al., 2013c). A cserjésedő hegyi gyeptelkeken sokféle fásszárú faj viszonylag nagyszámú fiatal hajtása érhető el, melyek a visszarágás után gyorsan megújuló táplálékforrást biztosíthatnak a nagytestű növényevőknek. Ezért ezeken a kisméretű foltokon, ha valószínűleg nem is táplálkoznak alkalmanként hosszú ideig, de rendszeresen használva azokat, nagymértékben hasznosíthatják a fiatal csemeték fehérjében gazdagabb részeit. Eredményeink szerint a legtöbb fásszárú fajt szinte válogatás nélkül igen intenzíven visszarágták. Ez is arra utalhat, hogy a szomszédos zártabb erdőterületekhez képest – ahol a vadragás jóval szelektívabb és kisebb intenzitású (Fehér et al., 2016) – viszonylag jó minőségű növényi táplálékot találhatnak a gyepterületeken. Mivel ennek összes biomasszája viszonylag alacsony, ezért a vadhatás mértéke igen nagy lehet rajta. A hegyvidéki gyepterületek fenntartásában, de kedvezőtlen átalakulásában (túllegeltetés) is fontos szerephez juthat a legeltetés (Kricsfalusy, 2013). Legelő háziállatok hiányában viszont ismét felértékelődhet a vadonélő nagytestű növényevők szerepe. Ezek a patás vadfajok ökoszisztéma-mérnök hatásaikkal dinamikus térbeli gyept-cserje komplexet tarthatnak fent, ahol a klimatikus változások befolyásoló hatásai mellett a nyíltabb területeken jelennek meg, maradnak fent az értékes hegyvidéki gyeptfajok (Weigl és Knowles, 2014). Türke et al. (2008) a Szénások területén is azt mutatták ki, hogy a vadhatás a különböző élőhelyi foltokban nem egyenletes; potenciálisan veszélyeztetheti az értékes növényzeti foltokat, de a teljes vadkizárás az erdőszegélyek erősebb becserjésedéséhez, és a szomszédos gyepterületek beárnyékolásához, záródásához is vezethet. Mátrai felméréseink szerint a vizsgált területek becserjésedésében a helyileg nagyobb arányban előforduló, és ott kevésbé rágott vagy elkerült fajok (galagonya, szeder, kecskerágó, vadrózsa) játszhadják a fő szerepet, így ezek eltávolítására kell mesterséges megoldásokkal rásegíteni. A többi fásszárú faj visszaszorítását a természetesen előforduló nagytestű növényevők jelenleg megfelelő mértékben képesek elvégezni. A vadhatás eredményeként három típusú vegetációs egység alakult ki: erősen cserjés, inváziós vagy inváziós jellegű, domináns pázsitfűvel (első sorban *Calamagrostis epigeios*) uralt állomány, mozaikos, cserjéket, változatos lágyszárú fajokat (pázsitfűvekkel, pillangósokkal és egyéb kétszikű

fajokkal) tartalmazó vegetációs foltok. A természetvédelmi kezelés nyomán a vadhatást nem, mint veszélyeztető tényezőt, hanem, mint a vegetáció kialakulásában jelentős fenntartó vagy fenntartást segítő folyamat eredményeit sikerült kimutatni. A vadhatás a cserjék visszarágásával a gyepevegetáció kialakításban a természetesség növelését okozta. Egyben nőtt a gyepi fajok aránya is, ami a gyepegzálkodási szempontokat is figyelembe vevő pozitív hatás. A vadhatás összehasonlításra történő sombokori élőhely, mint természetes, csak a vadak által hosszú távon fenntartott vegetáció alkalmas volt a kontrollként való összehasonlításra.

A 2011-ben, illetve 2012-ben cserjeirtott, majd azóta magára hagyott területeken általánosságban a fajdiverzitás csökkenése volt megfigyelhető. A zavarást jelző, illetve kompetitor fajok kismértékű, bár nem drasztikus borításnövekedése volt megfigyelhető. A vegetáció állapotának viszonylagos állandóságáért jórészt a nagyvad állomány volt a felelős, amely a fásszárú csemeték folyamatos lerágásával „kezelte” a területeket (Penksza et al., 2015, 2016).

A továbbra is legeltetett részeken egyértelműen pozitív változásokat tapasztaltam: a fásszárúak, zavarásjelző fajok aránya csökkent, és igen fajgazdag gyepek alakultak ki. Különösen igaz volt ez a Parádóhuta intenzívben legeltetett mintaterületére. A felhagyott kaszálógyepek helyreállításában a legkézenfekvőbb megoldás a korábban jellemző kaszálás (Deák és Tóthmérész, 2005, 2007; Stampfli és Zeiter, 1999; Valkó et al., 2009, 2012), illetve legeltetés (Kovács-Hostyánszki et al., 2013; Tälle et al., 2016; Török et al., 2014, 2016) visszaállítása. Ezért az elmúlt évtizedekben a természetvédelmi céllal végzett kezeléseket a diverzitás-csökkenés megállítása és visszafordítása érdekében a korábban fajgazdag, mára elszegényedett fajkészletű gyepekre is kiterjesztették (Szabó et al., 2007; Penksza et al., 2008, 2015; Házi et al., 2010, 2011; Vida et al., 2008). A kaszálást a fajgazdaság visszaállítása, illetve megőrzése mellett gyakran alkalmazzák gyepesítési beavatkozások kiegészítéseként annak érdekében, hogy a gyepesítés kezdeti szakaszában jelentkező gyomokat visszaszorítsák, illetve elősegítsék a kísérő fajok betelepülését (Vida et al., 2008; Török et al., 2007, 2008, 2011). A kaszálás, mint természetvédelmi célú kezelés lassítja a cserjésedés, illetve a beerdősülés folyamatát, és elősegíti újabb, gyepekre jellemző kísérőfajok megtelepedését, ennek következtében fajgazdagabb gyepek közösségek létrejöttét eredményezi (Huhta et al., 2001). A fajkészletben történő változások egyes esetekben már a kaszálás megkezdését követő évben kimutathatóak (Beltman et al., 2003).

A kaszálás jelentőségét kiemeli a Fallóskúton évek óta folyamatosan kaszált, (a kéziratban I-essel, jelölt) mintaterület vegetációja stabilnak volt mondható a vizsgálat alatt, a fajkészlet és a természetes állapotokat, illetve degradációt jelző kategóriák borításának aránya is nagyrészt változatlan maradt. A Parádóhuta melletti gyepterületeken a magára hagyott gyepefolton szintén az erősödik meg, hogy a fásszárúak aránya nagyon megnő. Erre Hansson és Fogelfors (2000) egy 15 éves kísérlet keretében mutatott rá: azokon a gyepeken, ahol az elsődleges cél a magas biodiverzitás megőrzése, a rendszeres kaszálás (ebben az esetben 3 éves periódusban) végzése szükséges a fásszárú fajok borítás növekedésének megelőzése érdekében. Dzwonko és Loster (2008) egy 12 éves vizsgálat keretében hasonlította össze egy frissen cserjeirtott mészkedvelő gyepe vegetációját egy évtizedek óta fenntartott, természetközeli állapotú, hasonló adottságokkal rendelkező gyepevegetációval. Eredményeik alapján a két gyepterület vegetációja között a vizsgálat végére nem volt szignifikáns különbség; a cserjefajok borítása jelentősen növekedett az élő lágyszárúak rovására. A szerzők azt javasolják, hogy a gyepeken érdemes néhány évente újra cserjeirtást végezni, lehetőleg mielőtt a relatív borításuk eléri a 30%-ot. A rendszeres cserjeirtás fontosságára hívja fel a figyelmet Baba (2003) is, aki lengyelországi mészkedvelő gyepeken hasonlította össze kezelt és kezeletlen területek vegetációját. A cserjeirtás (kaszálással megtámogatva) jelentősen növelte a gyepe fajgazdagságát, bár a

szerző hozzáteszi, hogy így is szignifikáns különbségek voltak a restaurált gyepfoltok és az évtizedek óta rendszeresen kezelt, természetközeli foltok között. A vizsgálat a túlzott kaszálás diverzitáscsökkentő hatásaira is kitér, amely esetben a természetvédelmi szempontból kevésbé értékes generalista fajok, mint a *Brachypodium pinnatum* és a *Calamagrostis arundinacea* növeli a borítását. Bonanomi et al. (2006b) a cserjeirtás rövidtávú hatásit vizsgálták mediterrán gyepeken. Bár a cserjeirtás az élő biomassza mennyiségét a 3 éves vizsgálat alatt erőteljesen csökkentette, ugyanakkora biodiverzitás növekedett. A szerzők szerint a rendszeres cserjeirtás a túlzott nitrogénfelhalmozódás hatékony ellenszere is lehet. Finnországban végezte vizsgálatait Pykälä et al. (2005) is, akik szintén a legeltetés felhagyása utáni, idővel egyre csökkenő fajgazdagságra hívták fel a figyelmet tanulmányukban. A vizsgált gyepeken meginduló cserjésedés tovább csökkenti a fajdiverzitást. Peco et al. (2006) Spanyolországban olyan dehesa (mediterrán fás legelő) vegetáció típusokat vizsgáltak, amelyeket az utóbbi években a hagyományosan gazdálkodó farmerek magukra hagytak. A legeltetés elmaradása nem okozott különösebb változást a fajszámban, ám a fajok borításának viszonya erősen megváltozott: az állományalkotó lágyszárúaké mintegy 50%-kal csökkent mind a szárazabb, mind a nedvesebb dehesa gyepi komponensében is.

A kaszálás igen fontos szerepet játszik a felhagyott kaszálórétek helyreállításában (Deák és Tóthmérész, 2005, 2007; Stampfli és Zeiter, 1999; Valkó et al., 2009, 2012), mivel lassítja a beerdősülés folyamatát, és sok kísérőfaj életterének megteremtésével elősegíti a gyepek biodiverzitásának stabilizálását, illetve növekedését (Huhta et al., 2001).

A már 2013-ban is fajszegény sár-hegyi rezgőnyarason tovább zajlott a zavarásjelző (elsősorban fásszárú) fajok borításnövekedése és a homogenizálódás, 2017-re szinte egybefüggő cserjést létrehozva. Az eredmények alapján megerősítést nyert, hogy a folyamatos kezelés (kaszálás) stabilizálja a gyepek vegetációját, míg a kezelés felhagyása néhány éven belül a fásszárú fajok, cserjék borításnövekedéséhez, a biodiverzitás csökkenéséhez vezethet.

Eredményeim világosan kimutatták, hogy a rendszeres természetvédelmi kezelések, cserjeirtások a vegetáció fajgazdagságát növelik. Azonban minden olyan mintaterületen, ahol a közelmúltban hagytak fel a kezeléssel, a diverzitás csökkenését tapasztaltam. Elmondhatjuk, hogy az egykor hasznosított gyepeket a továbbiakban sem szabad magukra hagyni, hiszen becserjésednek, és az invazív fajok felszaporodnak, ezért a természetvédelmi kezelések rendszeresen végzendők. Eredményeim alapján emellett a legeltetés is igen pozitív hatással van a biodiverzitásra.

8. SUMMARY

Hungary's meadows and pastures are predominantly semi-natural. Though they are among the most diverse habitats of the country, to maintain this there is a need for nature conservation management.

In this work I surveyed three areas, on grasslands in the Mátra. They were the following: Sár-hegy, grasslands near Fallóskút and Parádóhuta, on which management (mainly shrubcutting) is conducted regularly by the Bükk National Park Directorate. I surveyed habitats with different levels of disturbance through botanic and coenological analysing of the vegetation. During the task the survey broadened and I also examined the effects of game browsing in 3 areas.

The project KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007 „Réték, gyepek, (fás) legelők helyreállítása és kezelése a BNPI Működési területén” [Restoration and management of meadows, grasslands and (wooded) pastures in the Bükk National Park Directorate] is held on the study areas, with rehabilitational aims in the short term, and and nature conversation economical ones in the long term.

Records were made between 2013 and 2019, in May-July of every year, using 2×2 m sample plots, according to Braun-Blanquet (1964), giving the cover values of the species. Taxonomy follows Király (2009), Nature Conservation Values were given according to Simon (1988). Data analysis was based on the lifeform system of Raunkiaer (1934) and Pignatti (2005) both. Social Behaviour Types according to Borhidi (1995) were used. During the survey of game browsing we set out 50 sample plots in every area, which gives adequate representativity. Data were recorded along transects representing the characteristic herbaceous vegetation patches every 3-10 m, depending on the size of the grassland (Parádóhuta: 1,5 ha; Fallóskút: 1,6 ha; Sombokor: 0,6 ha), within circles with a radius of 1,13 m. In the same circles coenological records also were made (Penksza et al., 2016), in which cover percentages of herbaceous and arboreal species were estimated. The latter results are not discussed here.

Data were analysed in the following way: relative abundance of every species in the complete sapling set were recorded, and the relation of the browsed individuals (the ones browsed on top were recorded also separately). The abundance (rare/common) of the present species playing a role in afforestation and their selective browsing (browsed/spared) were analysed χ^2 test and Bonferroni-test (Byers et al., 1984; Neu et al., 1974). In the case of abundance we supposed consistent distribution, factual supply distribution was compared to that; distribution of browsing among plant species was compared to the division of them in the supply. Selectivity of plants (browsed/spared) was quantified using the index of Jacobs (1974). Calculation was the following:

$D = (r - p)/(r + p - 2rp)$, where

r: relation of species in consuming, p: relation of species in supply.

The value of D can be between -1 (complete sparing) and 1 (complete preference). Values nearing 0 mark consuming corresponding to supply (Katona et al., 2013c).

To digest the complete data structure, we used different ordination methods during our survey. These methods help to interpret the original multivariate data structures through using variables derivated from original ones. The variables covers the biggest possible proportion of the variancy of the original data structure. During PCA analysis the linear correlations variables (in our case, the species) along a background gradient are analysed. On the contrary, DCA (detrended correspondence analysis) presumes an unimodal answer curve disposing a maximum value. Using DCA, it is possible to picture objects (species) in

the same coordinate system during an interactive process. Shannon-diversity was also calculated on every sample plot.

In Hungary, shrubcutting, mowing and grazing are preferred in managing the grasslands (Kalmár 2014, Valkó et al. 2011). But our knowledge is imperfect about the role of autochthonous big-bodied herbivores in maintaining these valuable grasslands by slowing down successional processes. Their effects are interpreted commonly as negative, such as the treading of mouflon in rocky grasslands (Baráth et al., 2013), or the browsing on the valuable plant species (Lenday and Kalapos 2009).

In our survey areas many valuable species appeared, such as *Thlaspi jankae* at Parádóhuta, *Carlina acaulis*, *Colchicum autumnale* and *Gentiana pneumonanthe* at Fallóskút, *Iris variegata* or *Lilium martagon* at Sombokor; and ungulate game can be a threat to their populations and habitats. In the present work coenological results are not amplified but it appeared that in some cases herbaceous plants are also effected by game (examples are chewed leaves of *Irises* and inflorescences of *Lilium martagon*, or treaded *Cholhicums*). But I did not notice significant disturbance on them. The effect of game was bigger and more general on saplings of arboreal species.

The shrub level and its available species play the main role in the diet of our ungulate species (Katona et al., 2013c). On afforesting mountain grassland patches many arboreal species' young sprouts are within reach, which grants steady food source by renewing after browsing. On these small patches game can consume the more protein-rich parts of plants to great extent by regular browsing, though they probably do not feed for a long time at one occasion. According to our results the majority of arboreal plants were intensively browsed without sortment. This could mean that ungulates find better vegetal nutriment than in neighboring forests, where browsing is much more selective and less intensive (Fehér et al., 2016). Since the total biomass of these sprouts is relatively low, the effect of game browsing on it can be significant.

Foraging can also play a crucial role both in maintaining and disadvantageous alteration (over-foraging) of the mountain grasslands. But when domestic animals are missing, the role of indigenous big bodied herbivores becomes more valuable. These ungulates act as ecosystem engineers and maintain dynamic grassland-shrub complexes, where besides effects of climatic changes valuable mountain grassland species appear and settle down in the more open areas (Weigl and Knowles, 2014). Türke et al. (2008) have pointed out that in Szénások the effect of game is not consistent in different habitat patches; it could threat valuable habitats potentially, but complete exclusion can lead to afforestation at the edge of forests and shadowing or closing neighboring grasslands. According to our Mátra surveys, arboreal species appearing in greater amount and browsed to a lesser extent (*Crataegus*, *Rubus*, *Euonymus*, *Rosa*) probably play the main role in afforesting the grasslands, so the removal of these species must be aided with artificial treatment. Other arboreal plants can be rolled back by indigenous big-bodied herbivores on a proper level.

As a result of the effect of game, three types of vegetation have formed: a. shrubs; b. patches dominated by invasive or invasive-like dominant grass (mainly *Calamagrostis epigeios*); c. mosaics consisting of shrub and various herbaceous plants (grasses, legumes and other monocots). During nature conservation management we succeeded to detect that in this case the effect of game is not as a threatening issue, but it helps to form and maintain the vegetation. Game has lead to increasing naturalness in forming vegetation. At the same time, the amount of grassland species also increased, which is also a good effect in terms of grassland management. The area at Sombokor as a natural habitat only browsed by game on a long term was fitting to use as control when comparing vegetations.

The areas, which were cut in 2011 and 2012 then were abandoned, had a declining diversity in the following years. The cover of disturbance-tolerant and competitor species increased

slightly, but not drastically. In the relative evenness of the vegetation game played a significant role, which browsed the arboreal saplings as „management” (Penksza et al., 2015, 2016).

The permanently foraged grasslands showed positive changes: the cover of phanerophytes and disturbance tolerants have declined, and diverse grasslands have formed. This was particularly visible at Parádóhuta's intensively grazed area. To reconstruct the abandoned grasslands, the most obvious solution is to bring back mowing (Deák and Tóthmérész, 2005, 2007; Stampfli and Zeiter, 1999; Valkó et al., 2009, 2012) or grazing systems (Kovács-Hostyánszki et al., 2013; Tälle et al., 2016; Török et al., 2014, 2016) used in the past. Because of that, nature conservation management has been extended to grasslands, which were diverse in the past but have become poor in species; in this way they can stop and turn back the process of declining biodiversity (Szabó et al., 2007; Penksza et al., 2008, 2015; Házi et al., 2010, 2011; Vida et al., 2008). Mowing is often used as an additional intervention in order to roll back weeds germinating during the first phase of forming grasslands, and to help indigenous grassland specialist species to grow (Vida et al., 2008; Török et al., 2007, 2008, 2011). Mowing as nature conservational management slows down the invading of shrub and afforestation, and helps new species that are typic in the association to germinate. In this way it leads to form more diverse grassland habitats (Huhta et al., 2001). In some cases, the changes in the species pool can be detected in the first year after the management already (Beltman et al., 2003).

The significance of mowing is shown on the permanently mowed area at Sár-hegy, the vegetation was stable during the survey, the cover of the disturbance tolerant species and naturalness-signing ones remained the same. It has been affirmed on the grasslands near Parádóhuta, that arboreal plants' cover increases significantly without proper management. It has been pointed out by Hansson and Fogelfors (2000) during a 15-year experiment, that on grasslands where the main goal is to maintain high biodiversity, systematic mowing (in this case, every 3 years) is needed in order to avoid increasing phanerophyte cover. During a 12-year survey Dzwonko and Loster (2008) have compared the vegetation of a newly cut calcareous grassland with another one with similar makings which had been maintained for years. According to their results, there was no significant difference between the vegetations of the two grasslands; the cover of bush increased significantly. The authors suggest that it could be useful to repeat management in every few years, if possible, before the cover of bush reaches 30%. Baba (2003) also points out the significance of systematic shrubcutting. He compared the vegetation on managed and unmanaged grasslands calcareous grasslands in Poland. Shrubcutting (supported by mowing) has increased the diversity of species, although the author adds that there were significant differences between restaurated grassland patches and the near-natural ones which had been managed for years. This survey also discuss the effects of too intensive mowing, which declines diversity. In this case, species which are less valuable in terms of nature conservation (for example *Calamagrostis arundinacea* and *Brachypodium pinnatum*) increase their cover. Bonanomi et al (2006b) surveyed the effects of shrubcutting in the short term. Although during the 3-year experiment the management lowered the amount of biomass significantly, but biodiversity increased. According to the authors, systematic shrubcutting can be a remedy for nitrogen accumulation too. Pykälä et al. (2005) have conducted surveys in Finland; they pointed out that species diversity declines after ceasing foraging and the increasing cover of shrub lowers it further. Peco et al. (2006) have studied vegetation types called dehesas in Spain, which had been abandoned by traditional farmers during the last few years. The stopping of foraging did not cause many changes in the number of species, but the relation of cover percentages altered greatly: the association-forming herbs declined by appr. 50% on both dryer and wetter deheasas.

Mowing plays a significant role when reconstructing abandoned meadows (Deák and Tóthmérész, 2005, 2007; Stampfli and Zeiter, 1999; Valkó et al., 2009, 2012), because it slows down the process of afforestation and by creating habitats for many supporting species it helps grassland biodiversity to stabilize and increase (Huhta et al., 2001).

On the *Populus tremula* patch, which was poor in species already in 2013, disturbance tolerant plants carried on to grow, and by 2017 a nearly continuous shrub had formed. According to the results it had been proved that continuous management (mowing) stabilizes grasslands' vegetation; on the contrary, ceasing management could lead to growing cover of shrubs and arboreal plants and declining biodiversity in a few years.

My results clearly showed that systematic nature conservation management and shrubcutting increases species richness of the vegetation. But on areas which had been abandoned recently, I detected declining biodiversity. We can point out that grasslands once utilized, should not be abandoned, because the cover of shrub will increase and invasive species will invade the vegetation, so nature conservation management must be conducted systematically. According to the results, foraging has also a significant positive effect on biodiversity.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást támogatta „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken (Svájci-Magyar Együtműködési Program, Végrehajtási Megállapodás száma: SH/4/8) és a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence (1476-4/2016/FEKUT).

10. IRODALOM

Archer, S. R., Schimel, D. S., & Holland E. H. (1995). Mechanisms of shrubland expansion: Land use, climate or CO₂? *Climatic Change*, 29, 91–99.

Archer, S., Scifres, C., Bassham, C. R., & Maggio, R. (1988). Autogenic succession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs*, 58, 111–127.

Armand, D. & Etienne M. (1995). Effet du couvert arboré sur la production du sursemis de trèfle souterrain dans le sud-est de la France. [Effects of tree cover on production of overseeded subterranean clover in the southeast of France]. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 12, 184–187.

Ausden, M. (2007). *Habitat Management for Conservation*. Oxford: University Press.

Baba, W. (2003): Changes in the structure and floristic composition of the limestone grasslands after cutting trees and shrubs and mowing. *Acta societatis botanicum Poloniae* 72(1): 62–69.

Baráth N.-Bartha S.-Házi J.-Wichmann B.-Penksza K. (2013): A dolomitsziklagyepék degradációjának és a muflon (*Ovis musimon*) jelenlétének összefüggései a Budai-hegységben. *Vadbiológia* 15: 72–85.

Baráth N.-Penksza K. (2012): A Szénások Európa diplomás terület tájváltozásának és természeti állapotának vizsgálata, különös tekintettel a gyepekre. *Tájökológiai Lapok* 10(2): 361–370.

Baráz Cs. (szerk.) (2011): A Mátrai Tájvédelmi Körzet – Heves és Nógrád határán. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság

Baráz Cs.-Schmotzer A. (szerk.) (2010): A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság működési területe. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger

Barbaro, T.-Dutoit, T.-Cozic, P. (2001): A six-year restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. *Biodiversity and Conservation* 10: 119–135.

Barnes, P. W. & Archer, S. (1999). Tree-shrub interactions in a subtropical savanna parkland: competition or facilitation? *Journal of Vegetation Science*, 10, 525–536.

Bartha, S. (2007): Composition, differentiation and dynamics in the forest steppe biome. In: Illyés, E.-Bölöni, J. (eds.): Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows in Hungary. Budapest: 194–210.

Beltman, B.-Van den Broek, T.-Martin, W.-Ten Cate, M.-Güsewell, S. (2003): Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 69: 17–30.

Bergelson, J. (1990): Life after death: site pre-emption by the remains of *Poa annua*. *Ecology*, 71, 2157–2165.

Bihari Z.-Csorba G.-Heltai M. (szerk.) (2007): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest

Billeter, R.-Peintinger, M.-Diemer, M. (2007): Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Acta Botanica Helvetica* 117: 1–13.

Bonanomi, G.-Caporaso, S.-Allegrezza, M. (2006b): Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. *Acta Oecologica* 30: pp. 419–425.

Bonanomi, G.-Sicurezza, M. G.-Caporaso, S.-Esposito, A.-Mazzoleni, S. (2006a):

Phytotoxicity dynamics of decaying plant materials. *New Phytol.* 169, 571-578.

Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the hungarian flora.- *Acta Bot. Hung.* 39: 97-181.

Bragg T. B., & Hulbert L. C., (1976). Woody plant invasion of unburned Kansas bluestem prairie. *Journal of Range Management*, 29, 19–23.

Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. Wien-New York

Brown, J. R., & Carter J., (1998). Spatial and temporal patterns of exotic shrub invasion in an Australian tropical grassland. *Landscape Ecology*, 13, 93–102.

Byers, C. R.-Steinhorst, R. K.-Krausman, P. R. (1984): Clarification of technique for analysis of utilization- availability data. *Journal of Wildlife Management* 48: 1050- 1053.

Callaway, R. M. & Davis, F. W. (1998). Recruitment of *Quercus agrifolia* in central California: the importance of shrub dominated patches. *Journal of Vegetation Science*, 9, 647-656.

Catorci, A.-Piermarteri, K.-Penksza, K.-Házi, J.-Tardella, F. M. (2017): Filtering effect of temporal niche fluctuation and amplitude of environmental variations on the trait-related flowering patterns: lesson from sub-Mediterranean grasslands. *Scientific Reports* 7: Paper 12034. 14. p.

Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011): Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and Environment*, 9, 222–228.

Costello, D. A., Lunt, I. D., & Williams, J. E. (2000). Effects of invasion by the indigenous shrub *Acacia sophorae* on plant composition of coastal grasslands in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 96(1), 113-121.

Deák B.-Tóthmérész B. (2005): Kaszálás hatása a növényzetre a Nyírőlapos (Hortobágy) három növénytársulásában. In: Molnár E. (szerk.): *Kutatás, oktatás, értékteremtés*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 169-180.

Deák B.-Tóthmérész B. (2007): A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179-186.

Deák, B.-Valkó, O.-Kelemen, A.-Török, P.-Migléc, T.-Ölvedi, T.-Lengyel, Sz.-Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145: 730-737.

Deák, B.-Valkó, O.-Kelemen, A.-Török, P.-Migléc, T.-Ölvedi, T.-Lengyel, Sz.-Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145: 730-737.

Deák, B.-Valkó, O.-Török, P.-Kelemen, A.-Migléc, T.-Szabó, Sz.-Szabó, G.-Tóthmérész, B. (2015): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic and Applied Ecology* 16: 291-299.

Deák, B.-Valkó, O.-Török, P.-Végvári, Zs.-Hartel, T.-Schmotzer, A.-Kapocsi, I.-Tóthmérész, B. (2014): Grassland fires in Hungary – a problem or a potential alternative management tool? *Applied Ecology and Environmental Research*. 12: 267- 283.

DeMarco, J., Filley, T., & Throop, H. L. (2016). Patterns of woody plant-derived soil carbon losses and persistence after brush management in a semi-arid grassland. *Plant Soil*, 406, 277–293.

Dengler, J.-Janišová, M.-Török, P.-Wellstein, C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 1-14.

D'odorico, P., Okin, G. S., & Bestelmeyer, B. T. (2012). A synthetic review of feedbacks and drivers of shrub encroachment in arid grasslands. *Ecohydrology*, 5, 520–530.

Dussart, E., Lerner, P., & Peinetti R., (1998). Long-term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. *Journal of Range Management*, 51, 685–691.

Dzwonko, Z.-Loster, S. (2008): Changes in plant species composition in abandoned and

restored limestone grasslands – the effects of tree and shrub cutting. *Acta societatis botanicorum Poloniae* 77(1): 67-75.

Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Roger, E., Reynolds, J. F., & Whitford, W. G., (2011). Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14, 709–722.

Erdős, L.-Bátori, Z.-Tölgyesi, Cs.-Körmöczy, L. (2014a): The moving split window (MSW) analysis in vegetation science – an overview. *Applied Ecology and Environmental Research* 12: 787-805.

Erdős, L.-Bátori, Z.-Tölgyesi, Cs.-Körmöczy, L. (2014a): The moving split window (MSW) analysis in vegetation science – an overview. *Applied Ecology and Environmental Research* 12: 787-805.

Erdős, L.-Cserhalmi, D.-Bátori, Z.-Kiss, T.-Morschhauser, T.- Benyhe, B.-Dénes, A. (2013): Shrub encroachment in a wooded-steppe mosaic: Combining GIS methods with landscape historical analysis. *Applied Ecology and Environmental Research* 11(3): 371-384.

Erdős, L.-Tölgyesi, Cs.-Dénes, A.-Darányi, N.-Fodor, A.-Bátori, Z.-Tolnay, D. (2014b): Comparative analysis of the natural and semi-natural plant communities of Mt Nagy and other parts of the Villány Mts (south Hungary). *Thaiszia Journal of Botany* 24: 1-21.

Facelli, J. M.-Pickett, S. T. A. (1991): Plant litter: its dynamics and its role in plant community structure. *Botanical Review* 57, 1- 32.

Fehér Á.-Katona K. (2013a): Akácrágás: vadkár vagy vadhatás? *Erdészeti Lapok* CXLVIII (9): 278-281.

Fehér Á.-Katona K. (2013b): Spontán beerdősülő területek és a nagytű növényevők hatása: lehetőség a fenntartható gazdálkodásra. *Tájökológiai Lapok* 11(2): 197-204.

Fehér Á.-Katona K.-Szemethy L. (2016): Okozhatnak-e a csülkös vadfajok térségi szintű problémákat a Mátra erdőiben? *Vadbiológia* 18: 17-26.

Fiala, K.-Holub, P.-Sedláková, I.-Tůma, I.-Záhora, J.-Tesařová, M. (2003): Reasons and consequences of expansion of *Calamagrostis epigejos* in alluvial meadows of landscape affected by water control measures. *Ekológia (Bratislava)* 22 (Suppl) 2: 242-252.

Figeczky G. (szerk.) (2004): A legeltetési állattartás szerepe és helyzete napjainkban. WWF-füzetek 24. WWF Magyarország. Budapest

Fischer, M., & Stöcklin, J. (1997): Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-85. *Conservation Biology*, 11, 727-737.

Gallai Zs. (szerk.) (2016): A gyöngyösi Sár-hegy kiemelt természetmegőrzési terület () Natura 2000 fenntartási terve. Körtáj Tervező Iroda Kft.

Garcia, A., Rozados, M. J., Silva-Panto, F. J., & Lindner R. (1999). Evaluation of natural populations of *Dactylis glomerata* for grazing under pinewoods. *Grassland Science in Europe*, 4, 167–169.

Gerard, M.-El Kahloun, M.-Rymen, J.-Beauchard, O.-Meire, P. (2008): Importance of mowing and flood frequency in promoting species richness in restored floodplains. *Journal of Applied Ecology* 45: 1780-1789.

Halász A. (2016): A különböző korú magyar szürke szarvasmarha legelői viselkedése az időjárástól és legelőkinálattól függően, hagyományos legeltetés mellett. Doktori disszertáció

Halász A.-Tasi J.-Rásó J. (2015): Fás legelők, legelőerdők, erdősávok és fasorok használata ökológiai gazdálkodási rendszerben. *Növénytermelés* 64:(4) 77-89.

Hansson, M.-Fogelfors, H. (2000): Management of semi-natural grassland; results from a 15-year old experiment in southern Sweden. *J. Veg. Sci.* 11, 31-38.

Házi J.-Nagy A.-Szentés Sz.-Tamás J.-Penksza K. (2009): Adatok a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) (L.) Roth. Cönológiai viszonyaihoz Dél-tiszántúli gyepekben.

Tájökológiai Lapok 7(2): 1-13.

Házi, J.-Bartha, S.-Szentes, S.-Wichmann, B.-Penksza, K. (2011): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystems* 145 (3): 699-707.

Házi, J.-Bartha, S.-Szentes, Sz.-Penksza, K. (2010): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystem* 145(3): 699-707.

Házi, J.-Penksza, K.-Bartha, S.-Hufnagel, L.-Tóth, A.-Gyuricza, Cs.-Szentes, Sz. (2012): Cut mowing and grazing Effects with grey cattle on plant species composition in case of Pannon wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research* 10(3): 223-231.

Hibbard, K. A., Schimel, D. S., Archer, S., Ojima, D. S., & Parton, W. (2003). Grassland to woodland transitions: integrating changes in landscape structure and biogeochemistry. *Ecological Applications*, 13, 911–926.

Hmielowski, T. L., Robertson, K. M., & Platt, W. J. (2014). Influence of season and method of topkill on resprouting characteristics and biomass of *Quercus nigra* saplings from a southeastern U.S. pine-grassland ecosystem. *Plant Ecology*, 215, 1221–1231.

Holthuijzen, A. M. A., & Sharik, T. L., (1985). The avian seed dispersal system of eastern red cedar (*Juniperus virginiana*). *Canadian Journal of Botany*, 63, 1508–1515.

Huhta, A. P.-Rautio, P.-Tuomi, J.-Laine, K. (2001): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* 12: 677-686.

Jackson, R. B., Banner, J. L., Jobbágy, E. G., Pockman, W. T., & Wall, D. H. (2002). Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418, 623-626.

Jacobs, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14: 413-417.

Kalmár Zs. (2014): Természetvédelmi célú gyeprekonstrukció rövid távú eredményei dombvidéki löszgyepekben és erdőssztyepréteken. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 2014 (1-2): 29-37.

Katona K.-Bleier N.-Hejel P.-Fehér Á.-Szemethy L. (2013a): Terepi módszertani segédlet a vadonélő patás fajok erdei élőhelyeken megfigyelhető hatásainak méréséhez. *Patamat Bt., Vértessomló*

Katona K.-Fehér Á.-Szemethy L. (2015): Vadkár-okozók állománycsökkentésétől a növény-növényevő kapcsolatrendszernek többoldalú kezeléséig. *Természetvédelmi Közlemények* 21: 108-115.

Katona K.-Fehér Á.-Szemethy L.-Saláta D.-Pápay G.-S.-Falusi E.- Kerényi-Nagy V.-Szabó G.-Wichmann B.-Penksza K. (2016): Vadrágás szerepe a mátrai hegyvidéki gyepek becserjésedésének lassításában. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 14(2): 29-35.

Katona K.-Hajdu M.-Farkas A.-Szemethy L. (2013a): Hazai bükkösök konzervációja: szálaló üzemmód és szelektív vadrágás. *Tájökológiai Lapok* 11(2): 223-228.

Katona K.-Hejel P.-Szemethy L. (2013b): Terepi módszertani segédlet a vadonélő patás fajok jelenlétére, élőhely- használatára utaló jelek felismeréséhez. *Patamat Bt., Vértessomló*

Katona K.-Kiss M.-Bleier N.-Székely J.-Nyeste M.-Kovács V.- Terhes A.-Fodor Á.-Olajos T.-Szemethy L. (2013c): Növényevő nagy vadak rágáspreferenciái, mint a táplálkozási igények indikátorai. *Vadbiológia* 15: 63-71.

Katona K.-Szemethy L.-Nyeste M.-Fodor Á.-Székely J.-Bleier N.- Kovács V.-Olajos T.-Terhes A.-Demes T. (2007): A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 119-126.

Katona, K.-Kiss, M.-Bleier, N.-Székely, J.-Nyeste, M.-Kovács, V.- Terhes, A.-Fodor, Á.-Olajos, T.-Rasztovits, E.-Szemethy, L. (2013c): Ungulate browsing shapes climate

change impacts on forest biodiversity in Hungary. *Biodiversity and Conservation* 22(5):1167-1180.

Kelemen A. (2010): Szántóföldi kultúrák helyén végzett gyepvetés korai szakaszában megjelenő gyomközösségek vizsgálata a Hortobágyi Nemzeti Parkban. *Tájökológiai lapok* 8: 1-10.

Kelemen A.-Szendes Sz.-Török P. (2013d): A gyeptelepítéshez hazánkban leggyakrabban felhasznált és az ökológiai gyepgazdálkodásban kívánatos fajok és jellemzésük. In: Török P. (szerk.) *Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban*, Ökológiai Mezőgazdaság Kutatóintézet, Budapest. 15-30.

Kelemen A.-Török P.-Deák B.-Valkó O.-Lukács B. A.-Lengyel Sz.-Tóthmérész, B. (2010): Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájökológiai Lapok* 8: 33- 44.

Kelemen A.-Török P.-Valkó O.-Miglécz T.-Tóthmérész B. (2013a): A fitomassza és fajgazdagság kapcsolatát alakító tényezők hortobágyi szikes és löszgyepekben. *Bot. Közlem.* 100: 47-59.

Kelemen A.-Török P.-Valkó O.-Miglécz T.-Tóthmérész B. (2013a): A fitomassza és fajgazdagság kapcsolatát alakító tényezők hortobágyi szikes és löszgyepekben. *Bot. Közlem.* 100: 47-59.

Kelemen, A.-Török, P.-Valkó, O.-Deák, B.-Miglécz, T.-Kapocsi, I.-Tóthmérész, B. (2013c): Litter and green biomass in a traditionally managed alkali landscape in Hungary (Hortobágy). In: Vrahnakis, M.-Kyriazopoulos, A. P.- Chouvardas, D.-Fotiadis, G. (eds.) *Dry Grasslands of Europe: Grazing and Ecosystem Services*, Hellenic Range and Pasture Society (Herpas), Thessaloniki, Greece. 175-180.

Kelemen, A.-Török, P.-Valkó, O.-Deák, B.-Miglécz, T.-Tóth, K.- Ölvedi, T.-Tóthmérész, B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes and large-scale evidences after cessation of mowing. *Biodiversity & Conservation* 23: 741-751.

Kelemen, A.-Török, P.-Valkó, O.-Miglécz, T.-Tóthmérész, B. (2013b): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24: 1195-1203.

Kerényi-Nagy V. (2012): A Történelmi Magyarország területén élő őshonos, idegenhonos és kultúr-reliktum rózsák kismonográfiája. NYME Egyetemi Kiadó, Sopron

Kerényi-Nagy V. (2015): A Kárpát-Pannon és Illír régió vadon termő galagonyáinak monográfiája. Szent István Egyetem, Egyetemi Kiadó, Gödöllő

Kerényi-Nagy V.-Nagy J. (2011): Adatok a Börzsöny hegység galagonya és rózsafiórájához. VII. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium 2011. október 13-14., Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 139-144.

Kerényi-Nagy V.-Nagy V. A.-Udvardy L. (2008): A budai Sas- hegy aktuális növényvilága és veszélyeztető tényezői. XXVII. Vándorgyűlés Előadások összefoglalói, 2008. szeptember 25-26., Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 117-126.

Király G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő

Kiss, T.-Lévai, P.-Ferencz, Á.-Szendes, Sz.-Hufnagel, L.-Nagy, A.- Balogh, Á.-Pintér, O.-Saláta, D.-Házi, J.-Tóth, A.-Wichmann, B.-Penksza, K. (2011): Change of composition and diversity of species and grassland management between different grazing intensity – in Pannonian dry and wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research* 9(3): 197- 230.

Kiss, T.-Lévai, P.-Ferencz, Á.-Szendes, Sz.-Hufnagel, L.-Nagy, A.-Balogh, Á.-Pintér, O.-

Klimeš, L.-Jongepierova, I.-Jongepier, J. W. (2000): Effect of mowing on a previously

abandoned meadow: ten year experiment. *Priroda*. 17: 7-24.

Kovács-Hostyánszki, A.-Elek, E.-Balázs, K.-Centeri, Cs.-Falusi, E.-Jeanneret, P.-Penksza, K.-Podmaniczky, L.-Szalkovszki, O.-Báldi, A. (2013): Reply to reviewers' comments on MS „Earthworms, spiders and bees as indicators of habitat and management in a low-input farming region - a whole farm approach” *Ecological Indicators* 33: 111-120.

Kricsfalussy, V. V. (2013): Mountain grasslands of high conservation value in the Eastern Carpathians: syntaxonomy, biodiversity, protection and management. *Thaiszia – J. Bot.* 23 (1): 67-112.

Láng S. (szerk.) (1955): A Mátra és a Börzsöny természetföldrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest

Lendvay B.-Kalapos T. (2009): A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana*) populációinak állapotfelmérése 2008-ban. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 486-492.

Lindsay, M. M., & Bratton, S. P. (1980). The rate of woody plant invasion on two grassy balds. *Castanea*, 45, 75-87.

Lu, X.-Kelsey, K. C.-Yan, Y.-Sun, J.-Wang, X.-Cheng, G.-Neff, J. C. (2017): Effects of grazing on ecosystem structure and function of alpine grasslands in Qinghai–Tibetan Plateau: a synthesis. *Ecosphere* 8: e01656 DOI 10.1002/ecs2.1656

Magos G. (2008): Hegyi rétek kezelése a Mátrában. *Zöld Horizont* 11: 1-2.

Manning, P.-Putwain, P. D.-Webb, N. R. (2004): Identifying and modelling the determinants of woody plantinvasion of lowland heath. *Journal of Ecology* 92: 868-881.

McNaughton, S. J. (1979): Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationship in the Serengetti. *The American Naturalist* 113: 691-703.

Mészáros L.-Wichmann B.-Nagy A.-Penksza K. (2016): Dunaújváros környéki rekultivált felszín és természetes löszterület gyepeinek összehasonlító vizsgálata. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 13(1): 103-117.

Michielsen, M., Szemán, L., Fenesi, A., Nijs, I., Ruprecht, E. (2017): Resprouting of woody species encroaching temperate European grasslands after cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 20(3), 388-396.

Montané, F., Romanyà, J., Rovira, P., & Casals, P. (2010). Aboveground litter quality changes may drive soil organic carbon increase after shrub encroachment into mountain grasslands. *Plant and Soil*, 337(1-2), 151-165.

Montané, F., Rovira, P., & Casals, P. (2007) Shrub encroachment into mesic mountain grasslands in the Iberian peninsula: Effects of plant quality and temperature on soil C and N stocks. *Global Biogeochemical Cycles*, 21, GB4016.

Morris, M. G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95: 129-142.

Neu, C. V.-Byers, C. R.-Peek, J. M. (1974): A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38(3): 541-545.

Norris, M. D., Blair, J. M., Johnson, L. C., & McKane, R. B. (2001). Assessing changes in biomass, productivity, and C and N stores following *Juniperus virginiana* forest expansion into tallgrass prairie. *Canadian Journal of Forest Research*, 31, 1940-1946.

Olf, H.-Ritchie, M. E. (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.

Owen, P. (szerk.) (2008): LIFE and Europe's grasslands: Restoring a forgotten habitat. European Commission, Environment Directorate-General, 56. pp.

Ölvedi T. (2010): A kaszálás vegetációra és magkészletre gyakorolt hatásai. *Botanikai Közlemények* 97: 159-169.

Papachristou, T. G., Platis, P. D., & Papanastasis, V. P. (1997). Forage production and small ruminant grazing responses in Mediterranean shrublands as influenced by the reduction of shrub cover. *Agroforestry Systems*, 35, 225–238.

Papanastasis V. P., Koukoura Z., Alifragis, D. & Makedos, J. (1995). Effects of thinning, fertilization and sheep grazing on the understorey vegetation of *Pinus pinaster* plantations. *Forest Ecology and Management*, 77, 181–189.

Pápay G.-Uj B. (2012): Természetvédelmi élőhelykezelés hatása a gyöngyösi Sár-hegy gyepterületeinek vegetációjára. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 9(1-2): 103-117.

Pärtel, M.-Bruun, H. H.-Sammul, M. (2005): Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. In: Integrating efficient grassland farming and biodiversity: Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation 10: 1-14.

Peco, B.-Sánchez, A. M.-Azcarate, F. M. (2006): Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 284-294.

Penksza K.-Fehér Á.-Saláta D.-Pápay G.-S.-Falusi E.-Kerényi- Nagy V.-Szabó G.-Wichmann B.-Szemethy L.-Katona K. (2016): Gyepregeneráció és vadhatás vizsgálata cserjeirtás után parádóhutai (Mátra) mintaterületen. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 14(1): 31-41.

Penksza K.-Házi J.-Tóth A.-Wichmann B.-Pajor F.-Gyuricza Cs.- Póti P.-Szentés Sz. (2013): Elterő hasznosítású szürkemarha legelő szezonális táplálékanyag tartalom alakulás, fajdiverzitás változása és ennek hatása a biomassza mennyiségére és összetételére nedves pannon gyepekben. *Növénytermelés* 62(1): 73-94.

Penksza K.-Pápay G.-Házi J.-Tóth A.-Saláta-Falusi E.-Saláta D.- Kerényi-Nagy V.-Wichmann B. (2015): Gyepregeneráció erdőirtással kialakított gyepekben mátrai (Fallóskút) mintaterületeken. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 13(1-2): 31-44.

Penksza K.-Szentés Sz.-Dannhauser C.-Loksa G.-Házi J. (2010): A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli-medencében. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 25-49.

Penksza K.-Tasi J.-Szabó G.-Zimmermann Z.-Szentés Sz. (2009a): Természetvédelmi célú botanikai és takarmányozástani vizsgálatok adatai Káli-medencei juhlegelőhöz. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 51-58.

Penksza K.-Tasi J.-Szentés Sz. (2007): Elterő hasznosítású dunántúli-középhegységi gyepek takarmányértékeinek változása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 26-33.

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.

Penksza K.-Wichmann B.-Szentés Sz. (2009b): Szarvasmarha-, juh- és lólegelők összehasonlító vizsgálata a Tapolcai és a Káli-medencében – 2008. év. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 59-63.

Pickett, S. T. A.-Thompson, J. N. (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27-37.

Pignatti, S. (2005): Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 1-97.

Ponce-Guevara, E.-Davidson, A.-Sierra-Corona, R.-Ceballos, G. (2016): Interactive effects of black-tailed prairie dogs and cattle on shrub encroachment in a desert grassland ecosystem. *PLoS ONE* 11(5): e0154748. doi:10.1371/journal.pone.0154748

Pykälä, J.-Luoto, M.-Heikkinen, R. K.-Kontula, T. (2005): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.

Raunkiaer (1934): Biological types with reference to the adaption of plants to survive the unfavourable season

Rice, E. L. (1984): Allelopathy. Second ed. Academic Press Rowntree, K.-Duma, M.-

Kakembo, V.-Thornes, J.

Rousset, O., & Lepart, J. (1999). Shrub facilitation of *Quercus humilis* regeneration in succession on calcareous grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 10, 493-502.

Ryser, P.-Langenauer, R.-Gigon, A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomia* 30: 157-167.

Ryser, P.-Langenauer, R.-Gigon, A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomia* 30: 157-167.

Sala, O. E., Golluscio, R. A., Lauenroth, W. K., & Soriano, A. (1989). Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonian steppe. *Oecologia*, 81, 501-505.

Sala, O. F., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.

Saláta D.-Malatinszky Á.-Penksza K.-Kenéz Á.-Szabó M. (2009): Adatok a Bakonyi állattartásához. *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis*. A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei 26: 7-19.

Saláta D.-Wichmann B.-Házi J.-Falusi E.-Penksza K. (2011): Botanikai összehasonlító vizsgálat a cserépfalui és az erdőbényei fás legelőn *AWETH* 7(3): 234-262.

Schlesinger, W. H., Reynolds, J. F., Cunningham, G. L., Huenneke, L. F., Jarrell, W. M., Virginia, R. A., & Whitford, W. G. (1990). Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247, 1043-1048.

Sendžikaite, J.-Pakalnis, R. (2006): Extensive use of sown meadows - A tool for restoration of botanical diversity. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 14: 149-158.

Silveira Pontes, L.-Magda, D.-Jarry, M.-Gleizes, B.-Agreil, C. (2012): Shrub encroachment control by browsing: Targeting the right demographic process. *Acta Oecologica* 45: 25-30.

Simberloff, D. (1982): A succession of paradigms in ecology: essentialism to materialism and probabilism. In Saarinen, E. (ed.): *Conceptual issues in ecology*. Reidel (Kluwer), Boston. pp. 63-99.

Simon T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest

Stampfli, A.-Zeiter, M. (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 151-164.

Standovár T.-Primack R. (2001): A természetvédelmi biológiai alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest

Stöcklin, J., & Fischer, M. (1999): Plants with longer-lived seeds have lower local extinction in grassland remnants 1950-85. *Plant Ecology*, 143, 29-37.

Szabó G.-Zimmermann Z.-Bartha S.-Szentés Sz.-Sutyinszki Zs.-Penksza K. (2011): Botanikai, természetvédelmi és gyepgazdálkodási vizsgálatok Balaton-felvidéki szarvasmarha legelőkön. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 431-440.

Szabó G.-Zimmermann Z.-Szentés Sz.-Sutyinszki Zs.-Penksza K. (2010/11): Természettvédelmi és gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dinnyési-fertő gyepeiben. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 8(2): 31-38.

Szabó, M.-Kenéz, Á.-Saláta, D.-Szemán, L.-Malatinszky, Á. (2007): Studies on botany and environmental management relations on a wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút villages. *Cereal Research Communications*, 35 (2): 1133-1136.

Szemethy L.-Katona K.-Székely J.-Bleier N.-Nyeste M.-Kovács V.-Olajos T.-Terhes A. (2004b): A cserjeszint táplálékkínálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. *Vadbiológia* 11: 11-23.

Szemethy L.-Mátrai K.-Katona K.-Bíró Zs.-Orosz Sz. (2004a): A gímszarvas területhasználatának és táplálkozásának egyes kérdései. *Vadgazda* 3(7): 32-35.

Szentes Sz.-Tasi J.-Wichmann B.-Penksza K. (2009b): Botanikai és gyepgazdálkodási vizsgálatok 2008. évi eredményei a badacsonytördemici szürkemarha legelőn. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 73-78.

Szentes Sz.-Wichmann B.-Házi J.-Tasi J.-Penksza K. (2009a): Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 319-328.

Szomorad F.-Király G. (2014): Az erdők természetvédelmi szempontú kezelése. In: Haraszthy L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár*, 758-760.

Tälle, M.-Deák, B.-Poschold, P.-Valkó, O.-Westerberg, L.-Milberg, P. (2016): Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 15: 200-212.

Tárrega, R., Calvo, L., Taboada, Á., García-Tejero, S., & Marcos, E. (2009). Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 731-738.

Tóth, E.-Deák, B.-Valkó, O.-Kelemen, A.-Migléc, T.-Tóthmérész, B.-Török, P. (2016): Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. *Land Degradation & Development* doi: 10.1002/ldr.2514

Török G.-Bajnok M.-Béres A.-Harkányiné Székely Zs.-Tasi J. (2013): Az időjárási tényezők és a hasznosítási rendszerek hatása a termés hozamra és a minőségre néhány pázsitfűfaj esetében. *Gyepgazdálkodási Közlemények* (1-2): 43-56.

Török P.-Arany A.-Prommer M.-Valkó O.-Balogh A.-Vida E.-Tóthmérész B.-Matus G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közl.* 13: 187-198.

Török P.-Deák B.-Vida E.-Lontay L.-Lengyel Sz.-Tóthmérész B. (2008): Tájleptékű gyeprekonstrukció löszös és szikes fűmagkeverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. *Botanikai Közlemények* 95: 115-125.

Török P.-Kelemen A.-Valkó O.-Migléc, T.-Vida E.-Deák B.-Lengyel Sz.-Tóthmérész B. (2009a): Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 160-170.

Török P.-Migléc, T.-Valkó O. (2013): A természetközeli gyepek szerepe a változatos élővilág és az ökológiai folyamatok fenntartásában. In: Török P. (szerk.): *Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, Budapest*, 7-10.

Török, P.-Arany, I.-Prommer, M.-Valkó, O.-Balogh, A.-Vida, E.-Tóthmérész, B.-Matus, G. (2009b): Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia. Journal of Botany (Kosice)* 19: 67-77.

Török, P.-Deák, B.-Vida, E.-Valkó, O.-Lengyel, Sz.-Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: sowing lowdiversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806-812.

Török, P.-Kelemen, A.-Valkó, O.-Deák, B.-Lukács, B.-Tóthmérész, B. (2011): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257-264.

Török, P.-Valkó, O.-Deák, B.-Kelemen, A.-Tóth, E.-Tóthmérész, B. (2016): Managing

for composition or species diversity? – Pastoral and year-round grazing systems in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* doi: 10.1016/j.agee.2016.01.010

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.

Türke I. J.-Kun A.-Botta-Dukát Z.-Kézdy P. (2008): A túltartott nagyvadállomány okozta változások természetes növényközösségekben 2002-2007 között. *Rosalia* 4: 105-142.

Uj B.-Juhász L.-Szemán L.-ifj. Viszló L.-Penksza A.-Szentés Sz.- Tóth A.-Penksza K. (2013): Cönológiai vizsgálatok különböző telepített és felújított gyepekben, *Agrártudományi Közlemények* 51. 55-58.

Usher, M. B. (1998). Biological invasions of Nature Reserves: a search for generalisations. *Biological Conservation*, 44, 119–135.

Valkó O.-Török P.-Vida E.-Arany I.-Tóthmérész B.-Matus G. (2009): A magkészlet szerepe felhagyott hegyi kaszálórétek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147-159.

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.

Valkó, O.-Venn, S.-Zmihoski, M.-Biurrun, I.-Labadessa, R.-Loos, J. (2018): The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaearctic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia* 17(1): 5-16.

Valkó, O.-Zmihorski, M.-Biurrun, I.-Loos, J.-Labadessa, R.-Venn, S. (2016): Ecology and conservation of steppes and semi- natural grasslands. *Hacquetia* 15: 5-14.

Van Auken, O. W. (2000). Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 197–215.

Vetter, S.-Bond, W. J. (2012): Changing predictors of spatial and temporal variability in stocking rates in a severely degraded communal rangeland. *Land Degradation & Development* 23: 190-199. DOI 10.1002/ldr.1076

Vida E.-Török P.-Deák B.-Tóthmérész B. (2008): Gyepek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 101-113.

Virágh, K.-Horváth, A.-Bartha, S.-Somodi, I. (2008): A multiscale methodological approach novel in monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology* 9: 237-246.

Wedin, D. A., & Tilman, D. (1993): Competition among grasses along a nitrogen gradient: initial conditions and mechanisms of competition. *Ecological Monographs*, 63, 199–229.

Weigl, P. D.-Knowles, T. W. (2014): Temperate mountain grasslands: a climate-herbivore hypothesis for origins and persistence. *Biol. Rev.* 89:, 466-476.

White, P. S. (1979): Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review* 45(3): 229-299.

Whittaker, R. H.-Levin, S. A. (1977): The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical Population Biology* 12: 117-139.

Zimmermann Z.-Szabó G.-Szentés Sz.-Penksza K. (2012): Juhlegeltetés hatásainak természetvédelmi célú vizsgálata legelt és művelésből kivont gyepek növényzetére. *AWETH* 8(1): 103-117.

MELLÉKLETEK

CD melléklet a cönológia felvételekkel és az élőhely fotókkal