

Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet
Növénytani Tanszék

**A CSERJEIRTÁS NYOMÁN KIALAKULT VEGETÁCIÓ-
VÁLTOZÁSOK MÁTRAJ MINTATERÜLETEKEN**

Készítette: Pápay Gergely
Évfolyam: Természetvédelmi mérnök MSc I.

Belső konzulensek:
Dr. Penksza Károly
egyetemi tanár
Uj Boglárka
tanszéki mérnök
Dr. Wichmann Barnabás
tudományos munkatárs

Gödöllő
2014

TARTALOMJEGYZÉK

1.	BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK.....	3
2.	IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
3.	ANYAG ÉS MÓDSZER	9
3.1	A vizsgált területek	9
3.2	A fajok természetvédelmi értékkategóriái	12
3.3	A fajok szociális magatartási típusai (SBT)	13
3.4	A fajok Raunkiaer-féle életforma-kategóriái.....	14
3.5	Pignatti-féle életforma-kategóriák	15
3.6	Takarmányérték-vizsgálatok.....	16
3.7	Statisztikai vizsgálati módszerek	18
4.	EREDMÉNYEK	19
4.1	A területek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése.....	19
4.1.1	A fallóskúti mintaterületek eredményei	19
4.1.2	A parádóhutai mintaterületek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése	23
4.2	A területek takarmányértékei.....	27
4.3	A területek vegetációjának statisztikai elemzése.....	28
4.3.1	A fallóskúti mintaterületek eredményei	28
4.3.3.	A Parádóhuta melletti mintaterületek eredményei	30
5.	ÉRTÉKEKÉLÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK.....	32
6.	ÖSSZEFOGLALÁS.....	33
7.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	34
8.	IRODALOM	35
9.	NYILATKOZAT	39

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

A Mátra természetes zonális vegetáció típusai a bükkösök és a tölgyesek, amiket azonban 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 elindítva el rajtuk, aminek során a területek jelentősen becserjésedtek. A cserjésedéssel, erdősődéssel pedig gyakran nem csak az itt tipikus természetes erdőtársulás fajai tértek vissza, hanem különféle spontán megjelenő egyéb hazai növényfajok vagy özönnövények is megjelennek.

A kaszálók és legelők különben Magyarország legfajgazdagabb élőhelyei közé tartoznak. Kialakulásukban az emberi tevékenységnek, az antropogén hatásnak nagy szerepe volt, és a 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 Bükki 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. Jelen munka során kijelölt élőhelyeken történtek cönológiai, gyepgazdálkodási vizsgálatok, így a Fallóskút és Parádóhuta környéki gyepekben is. Itt végeztünk összehasonlító munkálatokat kontrollként a természetközeli gyepekben és a kezelt foltokban a kezelést követő időszakokban.

A következő célokat tűztük ki a munka során:

A vizsgált területek vegetációjának a feltárása.

A különböző vizsgált mintaterületek vegetációjának természetvédelmi szempontból történő elemzése, a mintaterület természetességi állapotának értékelése.

A természetvédelmi kezeléseknek, a cserjeirtásnak a vegetációra történő hatásnak vizsgálata.

A vegetációtípusok biomassa-produkciójának felmérése, amelynek segítségével a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság megismerve a területek állattartó képességét pontosabban dolgozhatja ki a Mátrai Tájvédelmi Körzetben található gyepterületek legeltetési és kaszálási rendszerét, jobban alkalmazhatja rajtuk az extenzív mezőgazdasági hasznosítási módszereket.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az, hogy jelenleg a természetvédelmi kezeléseknek igen nagy jelentőséget tulajdonítunk, a közelmúltban a természetvédelemben lezajlott általános paradigmaváltásnak az eredménye (Simberloff 1982). A sokáig uralkodó klasszikus nézet szerint az ökológiai rendszerek zártak és önszabályozók, stabil egyensúlyban vannak, melyben a fő hajtóerő az egyensúlyi klimaxállapot elérése Clements (1916) szerint, a természetvédelem egyik fő feladata a védett területek minden emberi hatástól való mentesítése.

Az évek során azonban világszerte egyre több olyan eset cáfolta ezt a szemléletet, amikor a szigorú védelem ellenére a természeti érték állapota mégis megváltozott, sőt leromlott. Többek között ez alakította ki azt az új általános paradigmát (Simberloff 1982), amely szerint a természetes bolygatások az ökológiai rendszerek életének alapvető részét képezik (White 1979, Pickett et al. 1978), mely rendszerek nyitottak, kontextusfüggők (Whittaker et al. 1977) és a világszemlélet szerint a természetvédelemnek a folyamatokra, nem pedig a végállapatra kell koncentrálnia (Standovár et al. 2001).

Az ökológiai rendszerek életéhez tartozó bolygatások akár emberi eredetűek is lehetnek, mint ahogy az általunk vizsgált gyepterületek is antropogén hatásra jöttek létre, és fennmaradásukhoz is rendszeres emberi beavatkozás szükséges. Ez az új paradigma támasztja alá a természetvédelmi kezelések esetenkénti létjogosultságát. Egy kezelési rendszer bevezetéséhez azonban számos előkészületre van szükség. Nagyon fontos az érintett területek történetének lehető legpontosabb ismerete, hogy milyen módon használták és milyen beavatkozásokat végeztek rajtuk (Standovár et al. 2001, Viszló 2011).

Hazánkban a növényiszociológiai kutatások megindulása hasznos alapot nyújtott a szakembereknek a gyeptársulások megismeréséhez, osztályozásához, ökológiai rendszereinek megismeréséhez és többek között a biomassza-termelésük meghatározásához is (Simon 2004). Az első úttörő munkák Balázs (1943, 1949) nevéhez fűződnek, majd Máthé (1954, 1956) munkásságával a modern rét- és legelőkutatás új lendületet kapott. A növényi biodiverzitás megőrzésének szükségessége azonban szocio-ökonómiai szempontokkal, valamint olyan 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, Biondi 2001, Bonanomi és Allegranza 2004, Foglia et al. 2007).

A gyepek ökológiai 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 terhelés 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.

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

Erre szükség is van, hiszen ezek a műveletek kedvező hatással vannak a fajdiverzitásra (Morris 2000, Borhidi 2003), visszaszorítják a kompetitív fajokat (Curry 1994), elősegítik a propagulumok terjedését, biztosítják az ökoszisztéma-szolgáltatások folyamatos fenntartását (Ryser et al. 1995, Fiala et al. 2003, Bartha 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).

Vizsgálódási helyszíneink a Fallóskút és Parádóhuta környékén elterülő rétek, kaszálók és cserjeirtott területi foltok voltak. Ezek a fajgazdag területek valószínűleg az 1700-as évek második felétől kezdve nyerték el fokozatosan mai formájukat. Azelőtt erdő borította őket, amelyben üveghuták üzemeltek a XIX. század közepéig, és a munkások jószágaik ellátása érdekében alakították ki a legelőket, kaszálókat az erdők helyén. Az azóta eltelt mintegy háromszáz év alatt sok hegyi növényfaj települt be ezekre a területekre (Baráz 2011).

A Fallóskút melletti terület „Mátrabérc – Fallóskúti rétek” néven a Natura 2000 program része lett, mint kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület, HUBN20049 számmal. A legnagyobb veszélyt a területek felhagyása miatt bekövetkező cserjésedés, az invazív fajok terjedése és a túlszaporodott vadállomány jelentik. A fallóskúti gyepek a Magas-Mátra nevű kistájhoz tartoznak. Habár a területet évszázadokon keresztül bükkösök és tölgyesek borították, mára a kaszálók is a növényzet fontos részeivé váltak. Rendkívül fajgazdagok, olyan növényekkel találkozhatunk itt, mint a részeg korpafű (*Huperzia selago*), a pettyes orbáncfű (*Hypericum maculatum*) vagy a gömböskosbor (*Traunsteinera globosa*). A kistáj fajszáma 1000-1200 körül van, amelynek kb. 10%-a védett. Az özönfajok közül a legnagyobb veszélyt a kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*) és az aranyvessző-fajok (*Solidago* spp.) jelentik (Dövényi 2010).

A vizsgált területeken a legnagyobb problémát a területhasználat hiánya, esetünkben a legeltetés és kaszálás megszűnése miatt bekövetkező cserjésedés jelenti. Mivel ez a Mátrában általános probléma, a tájvédelmi körzet 2008-ban elkészült kezelési tervébe bele is került, hogy az Igazgatóság egyik fő feladata a hagyományos területkezelési módok visszaállítása, valamint a nem őshonos, invazív fajok visszaszorítása, helyet adva ezzel a természetes társulásoknak. A különösen értékes hegyi réteken pedig kizárólag csak kaszálás végezhető, legeltetés nem.

A cserjésedés és az egyéb, gyepeket veszélyeztető tényezők elleni védekezéshez a Bükki Nemzeti Park támogatást nyert egy 2 fordulós KEOP-pályázaton, amelyből a munkákat finanszírozni tudta.

Természetvédelem szempontjából fontos, 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.

A gyepek fejlődésének négy fázisát különíthetjük el Ausden (2007) szerint: pionír (0-5 év), fejlődő (5-15 év), érett (15-25 év), és degenerált (25-40 év). Kaszálással a gyepek tulajdonképpen visszatér a pionír fázisba. A legcélravezetőbb ősszel vagy télen elvégezni a

kaszálást, hogy a lehető legkisebb kárt tegyük az élővilágban (Ausden 2007). Természetvédelmi területen maximum 3 m 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).

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 ökotonként 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). Általában 3-4 fa/hektár a legcélravezetőbb (Symes et al. 2003). A használt módszerek a cserjék és fák méretétől függnének. A kis csemeték kézzel is kihúzhatók (bár ez időigényes feladat), a nagyobb fásszárúakhoz láncfűrészre érdemes használni és esetleg herbiciddel bekenni a tuskókat, az újránövés elkerülése érdekében (Ausden 2007).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

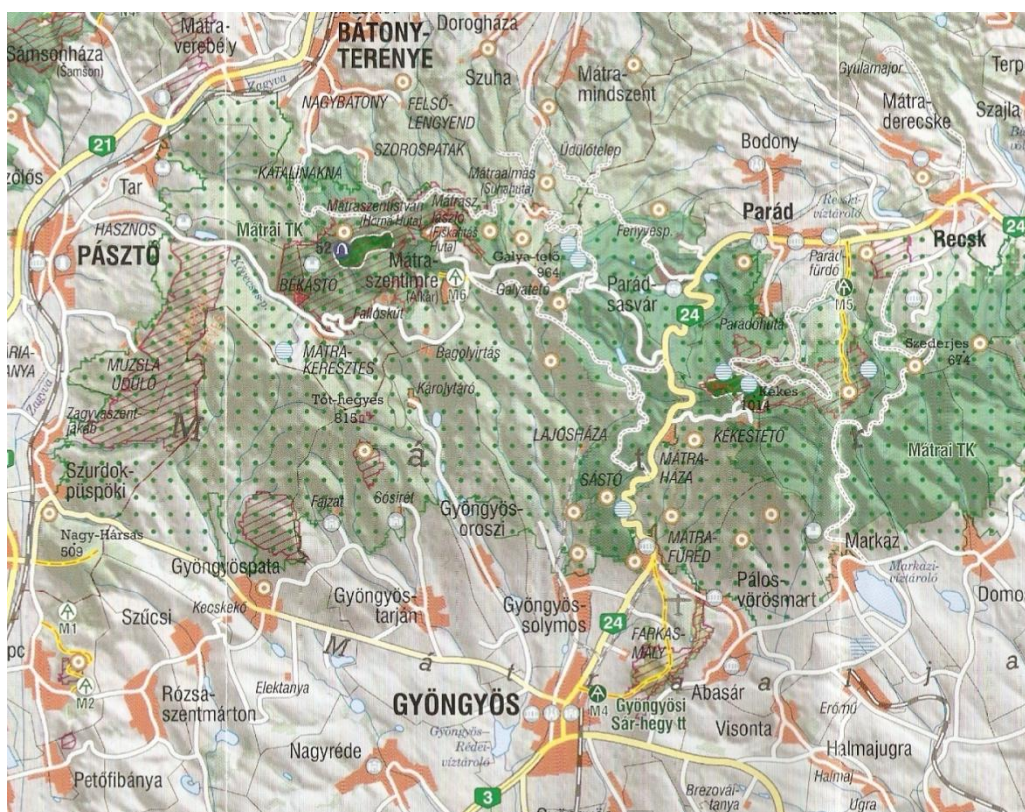
Mintaterületeinken a KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007 jelű „Rétek, gyepek, (fás)legelők helyreállítása és kezelése a BNPI Működési területén” nevű projekt folyik 2010. február 8-ától, melynek nemcsak rövidtávú rehabilitációs, hanem hosszú távú, természetközeli gazdálkodáshoz kötődő céljai vannak.

Az irtási munkákat az arra kijelölt területeken 2011 IV. negyedévében kezdték el. 2011. december 20-ai szerződéskötés után megkezdődhettek a felmérések, illetve a cserjeirtás, fakivágás.

A felvételeket 2013 és 2014 júniusában készítettük 2×2 m-es kvadrátokat alkalmazva, Braun-Blanquet (1964) módszere szerint, de a fajok borítási értékét adva meg. Fallóskúton ugyanazon cserjeirtott területek 2013. illetve 2014. évi vegetációját hasonlítottuk össze, Parádóhután pedig különböző ideje cserjeirtott területek állapotát vizsgáltuk. A fajneveket Simon (2000) nómenklatúráját követik. A természetvédelmi kategóriák Simon (1988) rendszerét követik. Az adatokat Raunkiaer (1934) és Pignatti (2005) életforma rendszere alapján is értékeltük. A területeket a fajok szociális magatartási típusai (SBT, Borhidi 1995) szerint is értékeltük.

3.1 A vizsgált területek

Két mintaterületen folytattunk kutatásokat (1. ábra).



1. ábra: A vizsgált területek (Baráz és Schmotzer 2010)

(1. Fallóskúti rétek Kiemelt Jelentőségű Természetmegőrzési Terület, 2: Parádóhuta melletti kaszálók)

1. Fallóskút

Fallóskúton 9 vegetációegységben folytattunk vizsgálatokat.

I. Cserjeirtott nyiladék, amiben lejtősztyeppi foltok állományai jelentek meg.

II. Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg spontán cserjésedő galagonya és kökény cserjés, erdőszegély foltok voltak. A cserjeirtást 2012-ben végezték (3. ábra).

III. Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg cseres-kocsánytalan (*Quercetum petraeae-cerris* Soó 1957) tölgyes állomány volt. A cserjeirtást 2012-ben végezték.

IV. Cserjeirtott mintaterület. Eredetileg gyertyános tölgyes (*Querceto petraeae-Carpinetum pannonicum* Soó 1957) volt. A cserjeirtást 2012-ben végezték.

V. Cserjeirtott gyertyános tölgyes szegély, ahol a felvételek a szegély külső 2 m-ben készültek.

VI. Cserjeirtott gyertyános tölgyes szegély, ahol a felvételek a szegély külső 2 m-en belül készültek.

3. Parádóhuta

Parádóhuta mellett 5 mintaterületen folytattunk vizsgálatokat.

I. Cserjeirtott terület (4 éve), azóta kaszálják

II. Cserjeirtott terület (4 éve) szegélye, kaszálják

III. Cserjeirtott terület (2 éve)

IV. Cserjeirtott terület (2 éve)

V. Cserjeirtott terület (1 éve) *Helictotrichon pubescens* dominanciával



2. ábra Fallóskúti cserjeirtott gyepterület (fotó: Dr. Penksza Károly)

3.2 A fajok természetvédelmi értékkategóriái

A fajok természetvédelmi értékkategóriái (TVK) a társulások, élőhelyek természetességére, illetve degradáltsági fokára utalnak. Simon (1988) szerint ezek a következők:

Természetes állapotokra utaló fajok:

U: unikális fajok

Ritka, különleges fajok, gyakran reliktumok, a legtöbb fokozottan védett. Általában kevesebb, mint 10 helyen fordulnak elő hazánkban.

KV: fokozottan védett fajok

V: védett fajok

E: társulásalkotó fajok

A társulások felépítésében játszanak meghatározó szerepet.

K: kísérő fajok

A társulás alapvető kialakításában kevésbé fontos, bár sok esetben ritka, értékes fajok tartoznak ide.

TP: természetes pionír fajok

A degradált területeket elsőként benépesítő csoport.

Degradációra utaló fajok:

TZ: természetes zavarástűrő fajok

Olyan növények, amelyek elviselik, sőt, néha kifejezetten igénylik a nem túlzott mértékű emberi zavarást.

A: adventív fajok

Idegen eredetű, emberi közreműködéssel bekerült növények, amelyek agresszíven is terjedhetnek, kiszorítva a természetes fajokat.

G: gazdasági növények

Termesztett fajok, amelyek kivadulhatnak, esetleg invazívva is válhatnak.

GY: gyomfajok

Másodlagos, romlott élőhelyeken megjelenő, őshonos vagy behurcolt fajok.

3.3 A fajok szociális magatartási típusai (SBT)

Az SBT (SZMT)-rendszert (Social Behaviour Types) Borhidi (1993) állította össze a növények társulásokban betöltött szerepe alapján, a következőképpen:

Természetes élőhelyek SBT-kategóriái

Specialisták (specialists, S)

Kis versenyképességű, szűk tűréshatárokkal rendelkező növények, a körülmények változására ezek reagálnak a legérzékenyebben, ezért különféle élőhelyek, termőhelyi feltételek indikátoraiként is működnek. A legesélyesebbek a források gap-jeinek betöltésére. Bár a társulások szempontjából nem játszanak alapvető szerepet, eltűnésük, ill. újbóli felbukkanásuk egyértelmű jele az élőhelyek degradációjának, illetve rehabilitációjának.

Kompetitorok (competitors, C)

A társulások vagy szintek domináns fajai. Általában K-stratégisták, évelők és nagy a produkciójuk, ami a leginkább versenyképessé teszi őket egy adott társulásban. Ezzel megszabják a lehetséges kísérő fajok körét, a társulás anyag- és energiafelhasználását, így közvetetten a talajképződésre is jelentős mértékben hatnak. Stabilizálják a faji összetételt, de a külső behatásokkal szemben is a kompetitorok őrzik meg a társulás alapszerkezetét a legtovább.

Generalisták (generalists, G)

Kísérő fajok, széles ökológiai tűrőképességgel. Könnyen beilleszkednek az anyag- és energiaforgalmi láncba, betöltik a gap-eket, így a társulás belső folyamatainak kiegyensúlyozásában és a genetikai sokféleség fenntartásában fontos szerepet játszanak. Sokféle különböző élőhelyen megtalálhatók, ám nehezen viselik az emberi zavarást.

Természetes pionírok (naturalpioneers, NP)

A természetes eredetű zavaró tényezők kialakította élőhelyek szukcesszióját elindító, többnyire egyéves fajok. R-stratégisták, magas reprodukzív allokációs rátával és igen alacsony tápanyagigénnyel. Az abiotikus termőhelyi feltételekkel szemben igen széles a tűréshatárjuk. Versenyképességük alacsony, de fontos eszközei az élőhelyek rehabilitációjának.

Bolygatott, másodlagos és mesterséges élőhelyek SBT-kategóriái

Zavarástűrő természetes gyomfajok (disturbancetolerants, DT)

A tartós társulások egyszeri degradációja után meginduló másodlagos szukcesszió pionír növényei, valamint azok a fajok, amelyek a mesterséges létesítmények természetes, ill.

féltermészetes szubsztrátumait (pl. töltések) elsőként benépesítik. Ez utóbbiak eredetileg általában száraz gyepek generalistái.

Természetes gyomfajok (weeds, W)

Tartós antropogén hatás alatt álló termőhelyek (mezőgazdasági kultúrák, útszélek, romtalajok stb.) R-stratégista növényei. Általában egyévesek vagy efemerek, egy év alatt akár 3-4 generáció is kifejlődik. A flóra naturalizálódott tagjai évezredek óta.

Meghonosodott idegen fajok (introduced alien species, I)

Olyan növények, amelyeket az ember szándékosan hozott be gazdasági célból, pl. a mezőgazdasági haszonnövények, dísnövények, haszonnfák. Bár általában nem inváziós fajok, megjelenésük a flórában természetvédelmi szempontból mégsem kívánatos, azt mutatja, hogy a területet a közelmúltban gazdasági célból hasznosították.

Behurcolt vagy adventív fajok (adventives, A)

Az eredeti hazájukban természetes, nálunk azonban flóraidegen fajok, amelyek nem szándékosan kerültek be hazánkba, a szállítás révén „potyautasként”, vagy újonnan bevezetett agrotechnikák gyomnövényeiként. Megjelenésük általában lokális és ideiglenes, esetleg a másodlagos termőhelyek növényzetében tartós.

Ruderális kompetitorok (ruderal competitors, RC)

A természetes társulások domináns gyomfajai, amelyek a termőhely átalakítására képesek nagy mennyiségű, sokáig csíráképes propagulumaikkal. Ezt a folyamatot gyakran a konkurenciaszegény környezet is megkönnyíti.

Agresszív tájidegen inváziós fajok (alien competitors, AC)

A flórába szándékosan vagy véletlenül behozott idegen fajok, amelyek agresszív propagációs stratégiájukkal gyorsan beilleszkednek a természetes vagy féltermészetes társulások gap-jeibe, de a táplálékláncba nem; kizárják a konkurenciát, így nemcsak uralkodóvá válnak, hanem a természetes szukcessziót is megrekesztik.

3.4 A fajok Raunkiaer-féle életforma-kategóriái

A növények életforma-kategóriáinak átfogó rendszerét elsőként Raunkiaer (1934) állította össze. Ez a rendszer aszerint osztályozza a növényfajokat, hogy hogyan alkalmazkodtak környezetükhöz, és ez hogyan jelenik meg a külsejükben – a legfontosabb jellemző, hogy hol helyezkednek el a megújuló, illetve áttelelő szervek.

Phanerophyta: fásszárúak. Áttelelő szerveik magasan a talaj felett vannak.

MM: fák

M: cserjék

N: félcserjék

Chamaephyta (Ch):

10-30 cm-rel a talaj felett találhatóak az áttelelő szervek, a szár lehet fás (pl. törpecserjék), de akár hiányozhat is. Kúszó vagy párnás áttelelő hajtással rendelkeznek.

Hemikryptophyta (H)

Ide tartozik szinte az összes évelő lágyszárú faj. Az áttelelő szervek (pl. tölevélrózsa, földalatti hajtás) a talajfelszínen, vagy közvetlenül alatta vannak.

Kryptophyta (G, HH)

Az áttelelő szervek a talajban vannak (G, pl. gumó, hagyma, gyöktörzs), vagy a vízben, víz fenekén (HH).

Hemitherophyta (TH)

Ide tartoznak a kétéves fajok: az első évben áttelelnek, a második év végén halnak el.

Therophyta (Th)

Az egyévesek csoportja. Egy év leforgása alatt (akár többször is) csírázik, fejlődik ki és pusztul el.

Epiphyta (E)

A fennlakók, fán lakó fajok. Magyarországon csak kevés faj képviseli a csoportot, pl. a fehér és a sárga fagyöngy.

3.5 Pignatti-féle életforma-kategóriák

Az életforma elemzést Pignatti (1982, 2005) életforma típusai alapján is elvégeztük. A következő kategóriákat alkalmaztuk:

Évelő fajok

H scap scapose hemicryptophytes (felemelkedő szárú évelők)

H caesp caespitose hemicryptophytes (gyepes évelők)

H ros rosulate hemicryptophytes (tölevélrózsával rendelkező évelők)

H rept reptanthe micryptophytes (tarackkal, indával vagy gyöktörzsszel rendelkező évelők)

H bienn biennial hemicryptophytes (kétéves fajok)

G bulb bulbose geophytes (gumókkal rendelkező geofiták)

G rhiz rhizome-geophytes (rizómával rendelkező geofiták)

G rad rootbudding geophytes

Egyévesek

T scap scapose therophytes (egyéves felemelkedő szárú fajok)

T caesp caespitose therophytes (egyéves gyepes fajok)

T rept reptant therophytes (tarakkal, indával vagy gyöktörzzsel rendelkező egyévesek)

Törpecserjék

Chfrut frutescens chamaephytes

Chrept reptant chamaephytes (kúszó szárú törpecserjék)

Chsucc succulent chamaephytes (pozsgás hajtású törpecserjék)

Félcserjék

Chsuffr sufruticose chamaephytes

Fásszárúak

P scap Scapose phanerophytes (fák)

P caesp Caespitose phanerophytes (cserjék)

NP Nanophanerophytes (cserjék 25-200 cm között)

3.6 Takarmányérték-vizsgálatok

Feladataink közé tartozott a területeken található fajok Klapp-féle (Klapp et al., 1953) takarmányértékének megállapítása és összefoglalása. Elterjedt nemzetközi neve „Wertzahlen”, innen ered a WZ jelölés. A Klapp-féle rendszer szarvasmarhára alkalmazható leginkább, de 1953 óta már 374 állatfajta takarmányigényének számszerűsítéséhez alkalmazták a rendszert (Briemle et al. 2002). A kategóriákat a következő szempontok alapján alakították ki:

- fehérje- és ásványianyag-tartalom kémiai vizsgálatok
- haszonállatok általi kedveltség, ízletesség
- értékes növényi részek aránya
- a teljesértékűség (mint takarmány) időtartama
- hasznosíthatóság és betakaríthatóság
- károsító- és mérgező tulajdonság

- megengedhető aránya a növényállományban

A rendszer 10 alap-értékkategóriát tartalmaz, melyek a következők:

- 1 Legelő állatra és emberre mérgező
- 0 Nincs takarmányértéke
- 1 Igen alacsony takarmányérték
- ...
- 8 Igen magas takarmányérték

Ha az értéktelen és mérgező fajok nagy arányban voltak jelen a növényzetben, az állomány összértéke értelemszerűen csökken. Ebben az esetben Klapp és munkatársai a következő szempontok szerint jártak el:

1. Mérgező növények takarmányértéke 3%-os borításig -1; 3-10% között -2; 10% fölötti borítás esetén -3.
2. Az olyan kétszikű fajok értékszámát, melyek a szénát szennyezik 10%-nál nagyobb borítottság esetén 1-2 értékkel csökkentjük.
3. Külön értékelés vonatkozik a takarmány értékét nagyon rontó fűfélékre és gyomokra.

Mindezek után a területek növényzetének takarmányértékét a következő képlettel számítottuk ki:

$$TÉ = \frac{a \cdot A + b \cdot B + c \cdot C \dots}{100} \cdot x$$

Ahol:

TÉ: A gyepek takarmány értéke

a, b, c...: A fajok takarmányérték kategóriái

A, B, C...: A fajok borítási értékei

x: A fajok összborítása

3.7 Statisztikai vizsgálati módszerek

A statisztikai elemzéskor az ordinációs eljárásokat alkalmaztam, amelynek során a teljes adatstruktúra feltárása figyelembe lett véve. A PCA főkomponens elemzés és a detrendált korrespondencia elemzés (DCA) módszerét alkalmaztuk az indirekt ordinációs módszerek közül. Az eredeti sokváltozós adatstruktúrát ezek segítenek feldolgozni abban, hogy értelmezni tudjuk az eredeti változókból képzett változók használatával, melyek az eredeti adatstruktúra varianciájának minél nagyobb hányadát fedik le. A PCA analízis a feltételezett háttér-gradiens mentén a változók fajok lineáris összefüggését szemlélteti. A DCA unimodális, maximummal rendelkező, válaszgörbét feltételez. Az objektumok, kvadrátok és a fajok azonos koordináta-rendszerben történő ábrázolása a DCA interaktív analízissel lehetséges. Az adatok elemzéskor jelen esetben is ezért esett erre a választás. Az ordinációs tengelyek száma határozza meg az ordinációs teret, amelyek DCA esetében szórás egységekre skálázottak.

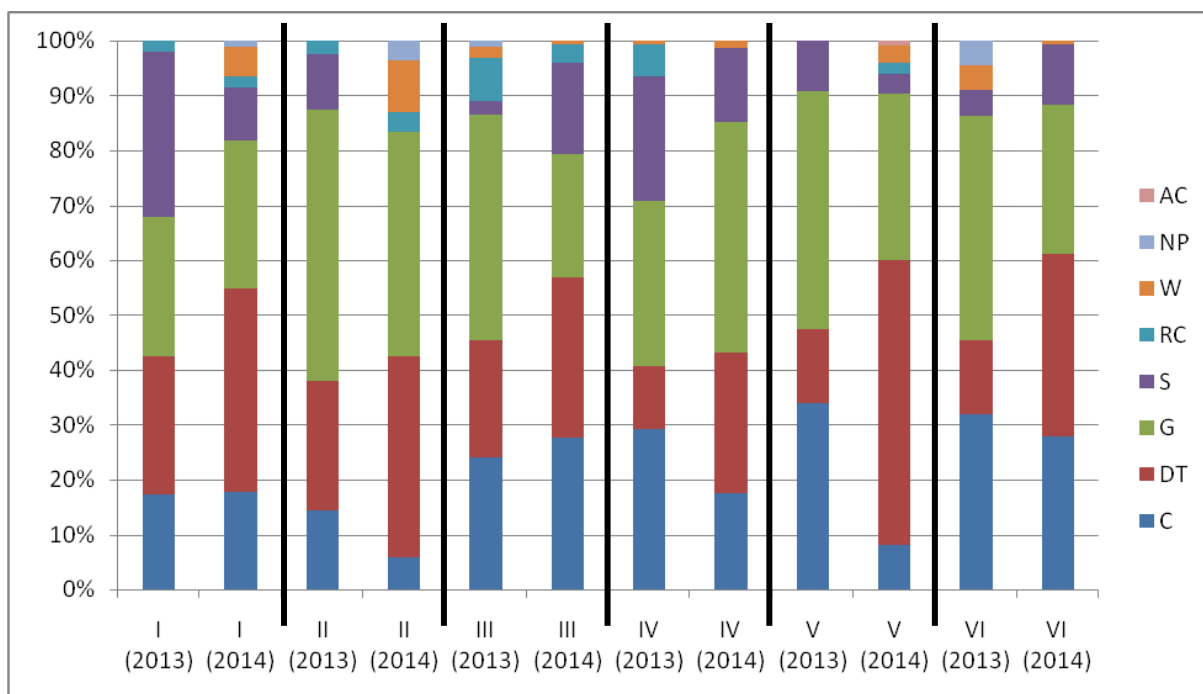
4. EREDMÉNYEK

4.1 A területek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése

4.1.1 A fallóskúti mintaterületek eredményei

4.1.1.1 A fajok szociálismagatartási típusok (SBT) szerinti értékelése

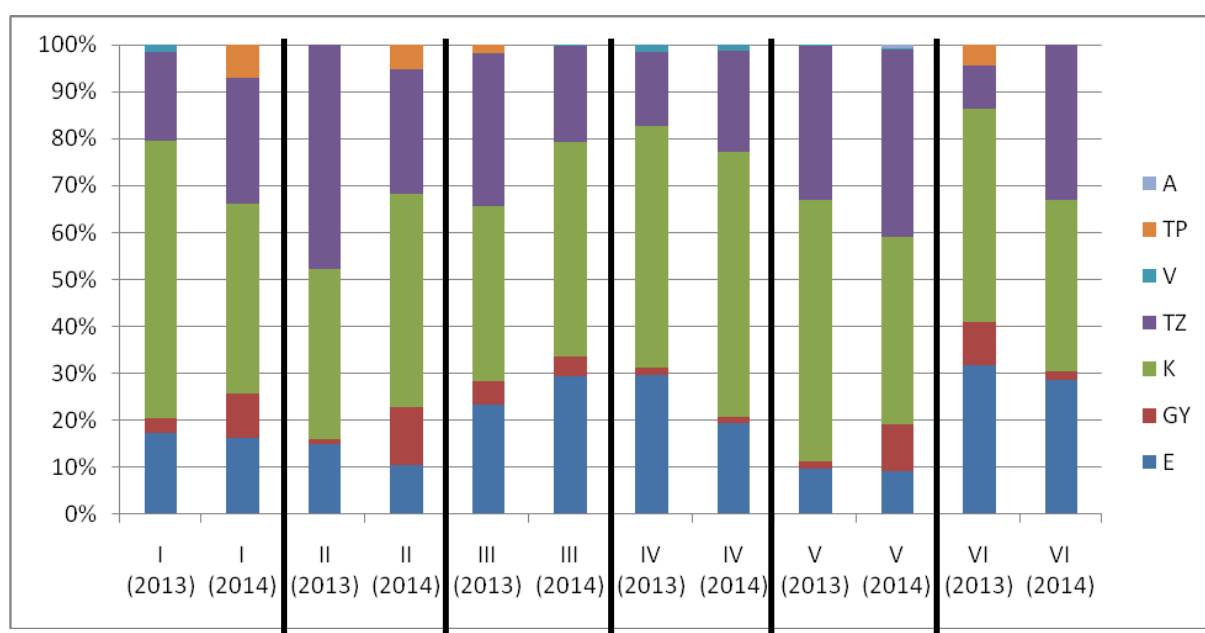
A 4. Ábrán látható SBT-kategóriák szerinti összehasonlításon általában véve enyhén negatív változásokat észleltünk, bár a fajszám minden mintaterületen jelentősen megnőtt a közelmúltbeli cserjeirtás következtében. A zavarástűrő növények (DT) aránya minden területen nőtt, legnagyobb mértékben a gyertyános-tölgyes szegély külső 2 m-ében (V). a generalisták (G) aránya az IV-es terület kivételével mindenhol csökkent. A specialista fajok borítása ezzel ellentétben a III. és VI. területen jelentősen emelkedett. A kompetitor (C) fajok csak a III. területen nőtt.



4. ábra A fallóskúti mintaterületek fajainak SBT-kategóriák szerinti megoszlása

4.1.1.2 A fajok természetvédelmi kategóriák (TVK) szerinti értékelése

A TVK szerinti megoszlást mutatja az 5. ábra. A természetes zavarástűrő fajok (TZ) aránya a II. és III. mintaterületen csökkent. A gyomfajok (GY) az I-II., valamint az V. területen felszaporodtak, a VI.-on visszaszorultak. A közelmúltban cserjeirtott foltokon megjelentek a természetes pionír fajok (TP), míg a társulásalkotó (E) növények borítása csak a IV. mintaterületen változott jelentősebben. Az adventív (A) fajok borítása elhanyagolható az összes területen.

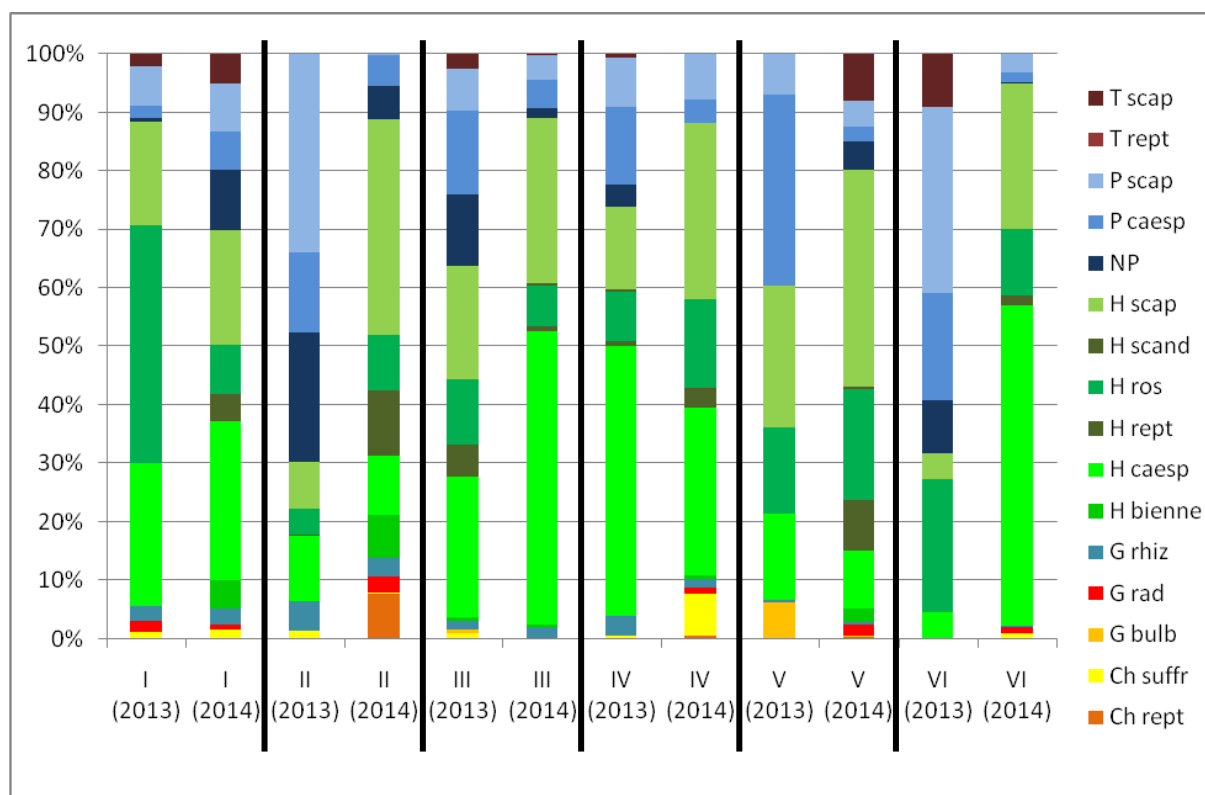


5. ábra A fallóskúti területek fajainak természetvédelmi kategóriák (TVK) szerinti megoszlása

4.1.1.3 A mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma-kategóriái

A 6. Ábrán látható Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti megoszláson világosan látszik a cserjeirtás hatása szinte az összes mintaterületen. Az egyetlen kivétel az I-es cserjeirtott nyiladék, ahol 2013-hoz képest az évelő lágyszárúak (H) kismértékben visszaszorultak a nanophanerophyták (NP) javára. Az összes többi területen jelentős pozitív hatást észleltünk. Az évelők borítása jelentősen megnőtt, elsősorban a felemelkedő szárúak (H scap), de a VI. mintaterületen a gyepes fajok több mint 50%-os borításra tettek szert, szemben a 2013-as

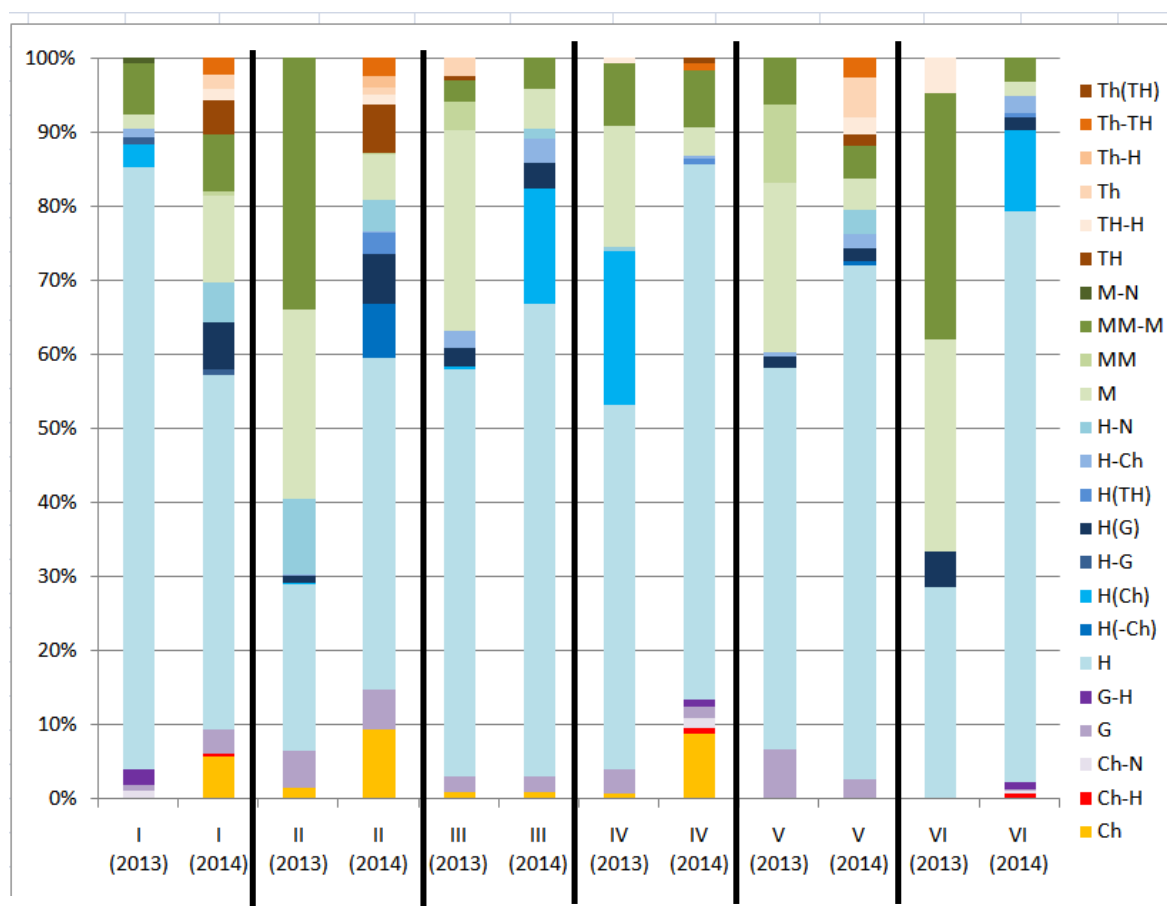
elenyésző aránnyal. Ezen kívül a legnagyobb mértékben a II., 2012-ben cserjeirtott terület évelő-állománya nőtt. Összességében elmondhatjuk, hogy a cserjeirtás hatására a fászszerűak visszaszorulása 2014-ben is folytatódott.



6. ábra A fallóskúti területek Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti megoszlása

4.1.1.4 A mintaterületek fajainak Raunkiaer-féle életforma-kategóriái

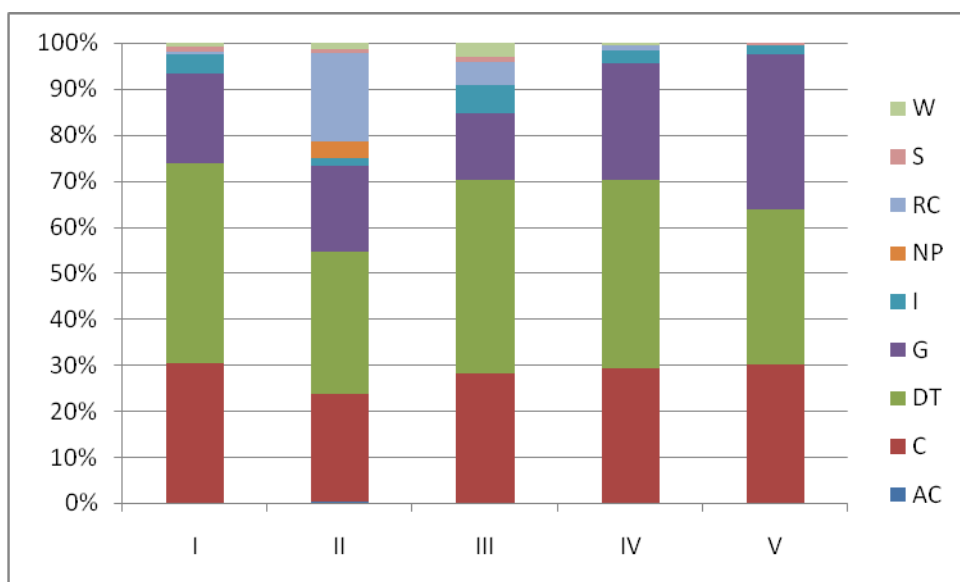
A mintaterületek fajainak Raunkiaer-féle életformák szerinti megoszlása látható a 7. ábrán. Összességében hasonló pozitív változásokat mutat, mint a Pignatti-életkategóriák szerinti eloszlás. Az évelő (H) lágyszárúak az I. mintaterület kivételével jelentős borításnövekedést értek el. Az egyéves (Th) és kétvéves (TH) lágyszárúak a nyiladékon (I) és az eredetileg galagonyás, kökényes szegélyen (II) hódítottak teret, valamint a V. mintaterületen. A fásszárúak (M, MM, N) aránya jelentősen csökkent, legnagyobb mértékben a II. és a VI. területen, míg az I.-en csekély mértékben ugyan, de növekedett.



7. ábra A fallóskúti területek fajainak Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti értékelései

4.1.2 A parádóhutai mintaterületek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése

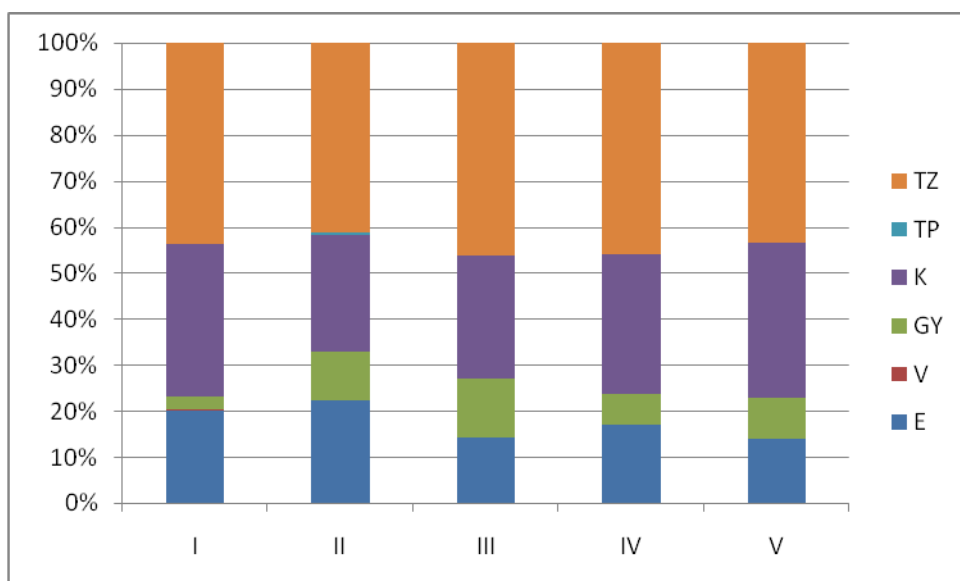
4.1.2.1 A területek fajainak szociális magatartási típusok (SBT) szerinti értékelése



8. ábra A parádóhutai mintaterületek fajainak szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása

A 12. ábrán látható SBT szerint fajeloszlás a legkedvezőtlenebb állapot a II, 4 éve cserjeirtott területen uralkodik: a ruderalis kompetitor (RC) fajok aránya 15% feletti volt. Az 1 éve cserjeirtott területek kedvezőbb állapotban vannak: itt túlnyomórészt természetességre utaló kategóriába tartozó fajok élnek. A 4 éve cserjeirtott I. illetve a 2 éve kezelt III. terület átmeneti állapotot tükröz. Adventív fajjal csak a II. mintaterületen találkoztunk.

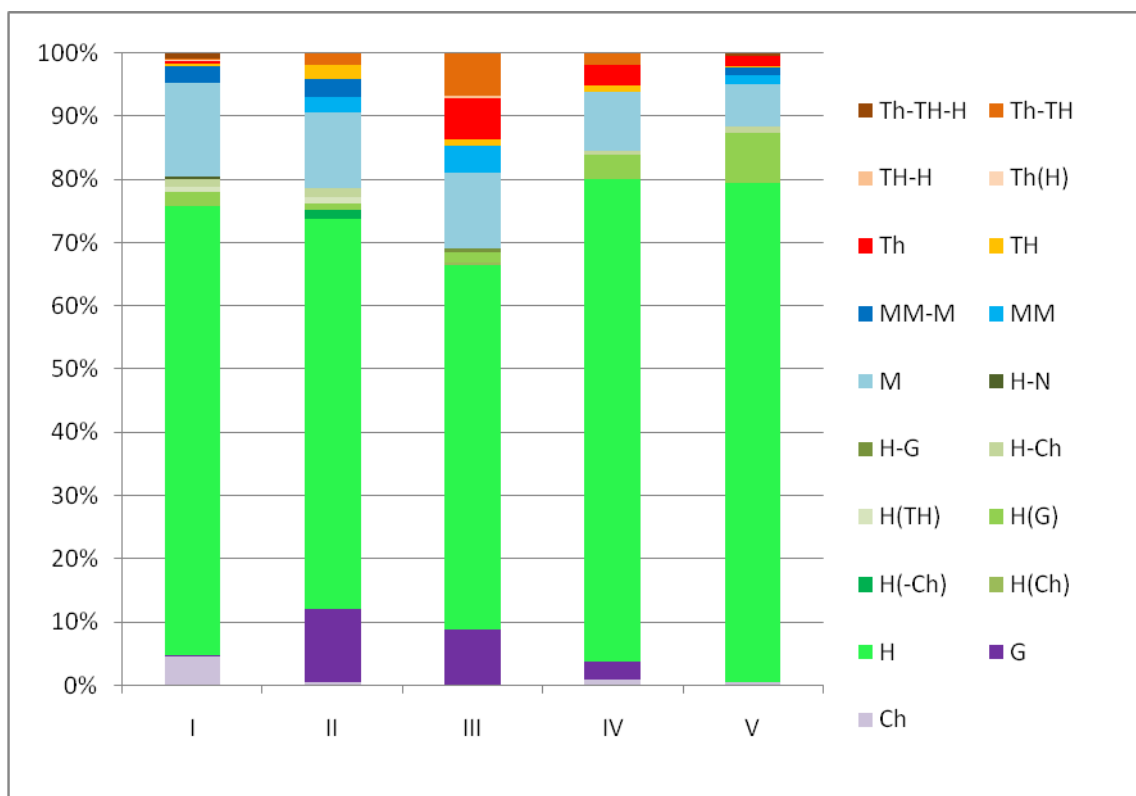
4.1.2.2 A területek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti értékelése



9. ábra A parádóhutai területek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti megoszlása

A természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlás (13 ábra) nem mutat drasztikus eltéréseket. A természetességre, illetve degradációra utaló kategóriák aránya mindenhol 50-50% körül mozog, a legkedvezőbb jellemzőket a 4 éve kezelt I. mintaterület mutatja, ahol a cserjeirtás különösen hatékony volt.

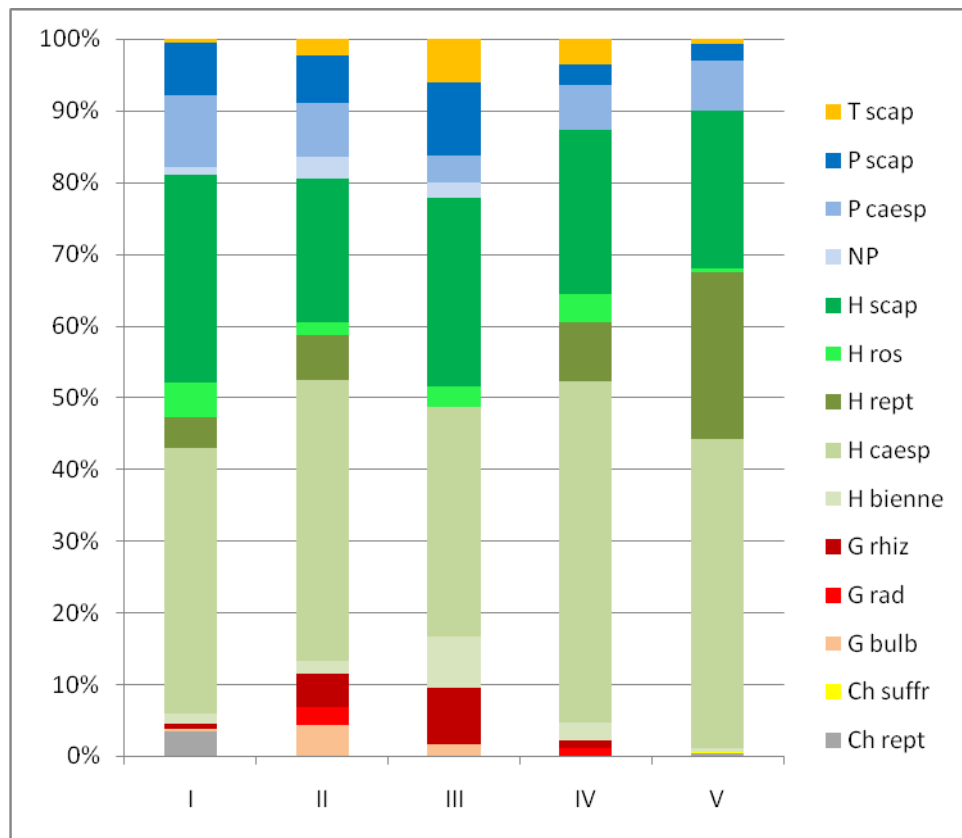
4.1.2.3 A fajok Raunkiaer-féle életforma-kategóriáinak megoszlása



10. ábra A parádóhutai mintaterületek fajainak Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti megoszlása

A 14. ábrán látható Raunkiaer-féle életformák szerinti megoszlás tovább árnyalja a képet: a II. illetve III. mintaterületen a kryptophyták (G) borítása nagyobb, utóbbin az egyévesek (Th) aránya is magasabb a többihez képest. A fásszárúak borítása az 1 éve cserjeirtott IV. illetve V. mintaterületen a legalacsonyabb, itt az élő lágyszárúak (H) 80% fölötti borításukkal az uralkodó csoport. A Chamaephyta (ch) csoport, bár az I. mintaterületen képviseli magát a legnagyobb számban, elhanyagolható mértékben van jelen, ahogy a kétéves, azaz hemitherophyta (TH) csoport is.

4.1.2.4 A fajok Pignatti-féle életforma-kategóriáinak megoszlása



11. ábra: a parádóhutai mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti megoszlása

A Pignatti-féle életformák megoszlása (15. ábra) alapján a IV. 2 éve, illetve az V., 1 éve cserjeirtott területek igen közel állnak egymáshoz. Az említendő különbség, hogy az V. területen a geofiták (G) hiányoznak, és az évelőkön belül a tarackos fajok borítása nőtt meg különösen (H rept). A maradék három területen is legnagyobb részben évelő lágyszárúak élnek, és mellettük megvannak még a fás szárúak (P, NP), az I. területen a törpecserjék (Ch) is. Az egyéves lágyszárúak legnagyobb számban a III. területen képviselik magukat, az I. és V. területen elhanyagolható számban vannak jelen.

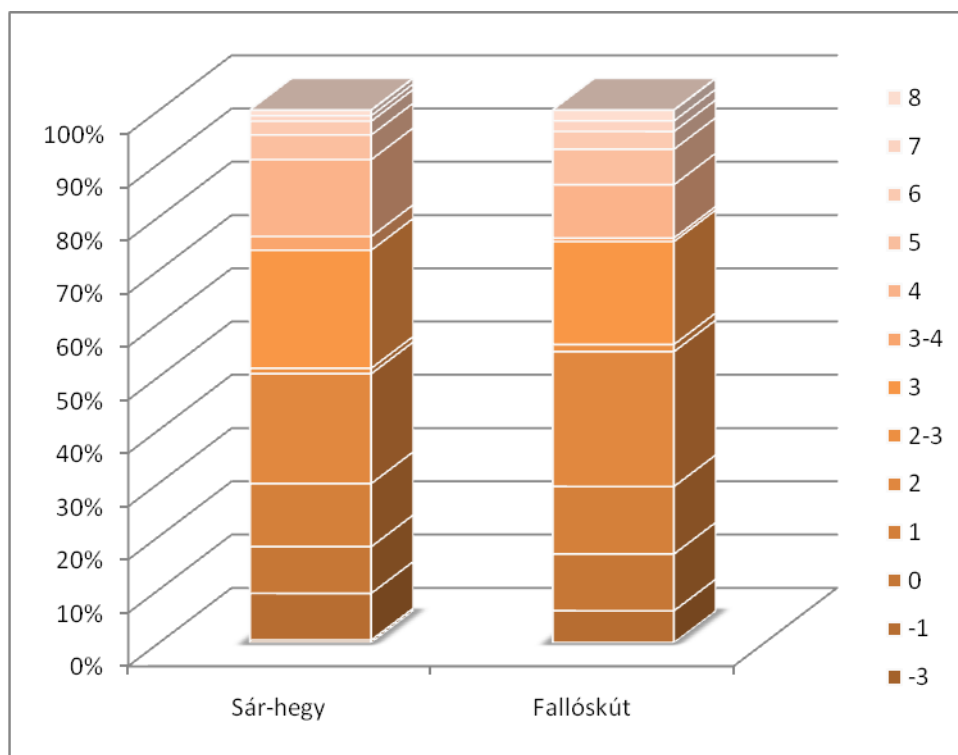
4.2 A területek takarmányértékei

Miután megállapítottuk a területek növényfajainak Klapp-féle mérőszámait, kiszámoltuk a két helyszínen, Fallóskút és Sár-hegy összesített takarmányértékét. A következő eredményeket kaptuk:

1. táblázat A vizsgált területek összesített takarmányértéke

	Fallóskút	Sár-hegy
Összesített takarmányérték	0,95	0,99

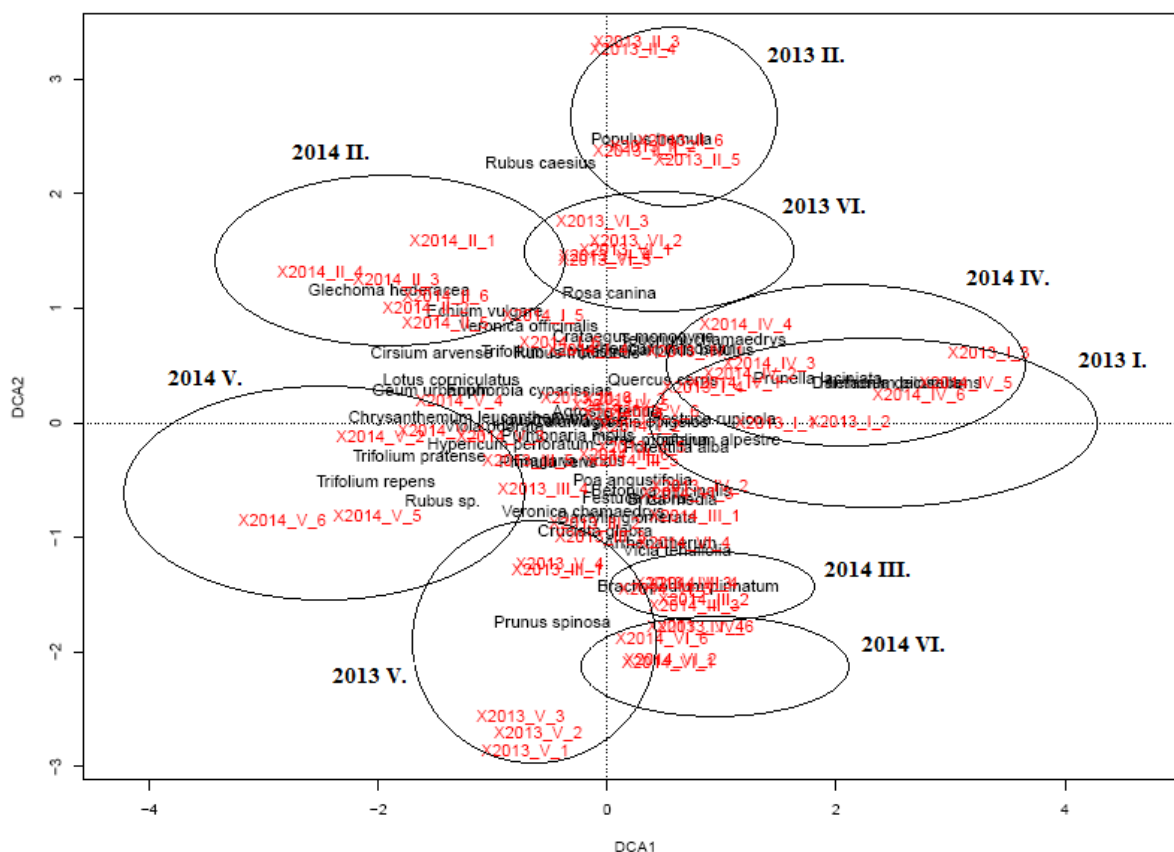
Mint látható, bár a fajdiverzitás igen magas és a területek védett, ritka növényfajokban is gazdagok, a takarmányértéke a területeknek nem különösebben kiemelkedő, de csak kis eltérés tapasztalható a két érték között (18. ábra). A nagyobb értékek a Sár-hegyen adódtak, aminek háttérében az északi lejtőkön lévő zárt gyepek, kaszálórét biomassza adatai húzódnak meg.



12. ábra A sár-hegyi és fallóskúti mintaterületek fajainak takarmányérték-megoszlása

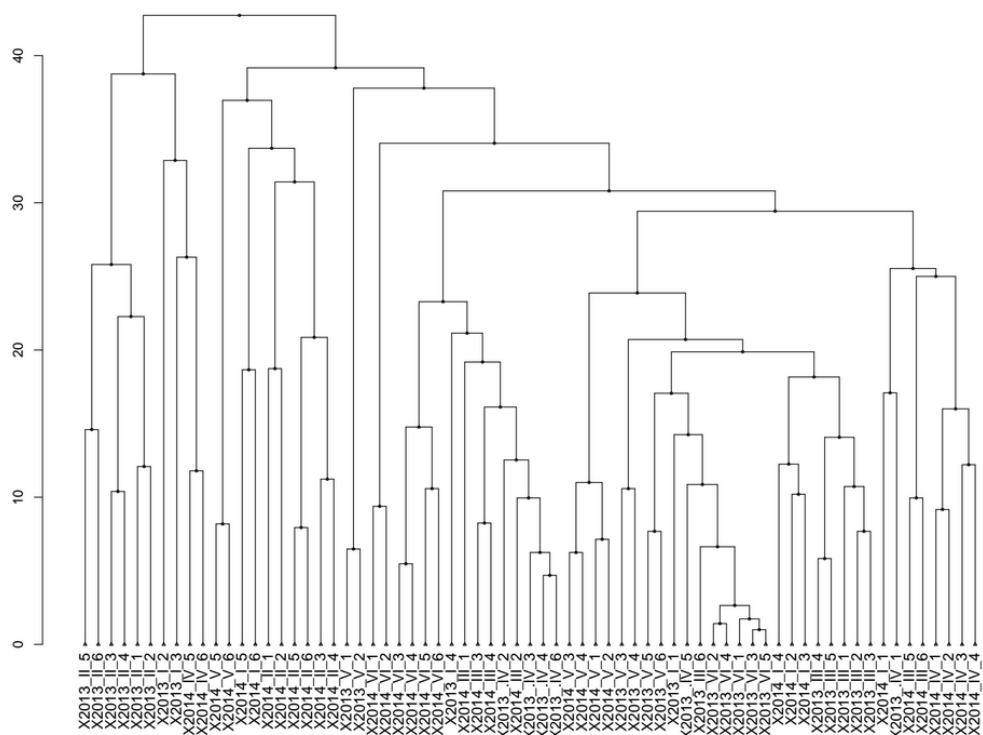
4.3 A területek vegetációjának statisztikai elemzése

4.3.1 A fallóskúti mintaterületek eredményei



13. ábra: A fallóskúti mintaterületek DCA-analízise

A 19. ábra a fallóskúti mintaterületek DCA-analízisét mutatja be. Minden terület fajösszetétele jelentősen megváltozott, olyannyira, hogy még a csoportokat is csak nehezen lehet elkülöníteni, nem is volt lehetséges ezt mindegyiknél megtenni. Jelentős átfedés van a mintaterületek között, de az elmondható, hogy 2014-re a különbségek növekedtek, ami a fajsám megnövekedésével is összefüggésben van. A 2014-es adatok távolabb helyezkednek el egymástól, mint a 2013-asok. Erre az egyik legjobb példa a II. és VI. mintaterület változása. Míg 2013-ban, frissen kezelve szorosan egymás mellett helyeztkedtek el, addig 2014-re jelentős mértékben eltávolodott egymástól a két terület; a VI. számú gyertyános tölgyes szegély változott a folyamatos kezelés hatására a legdrasztikusabban.

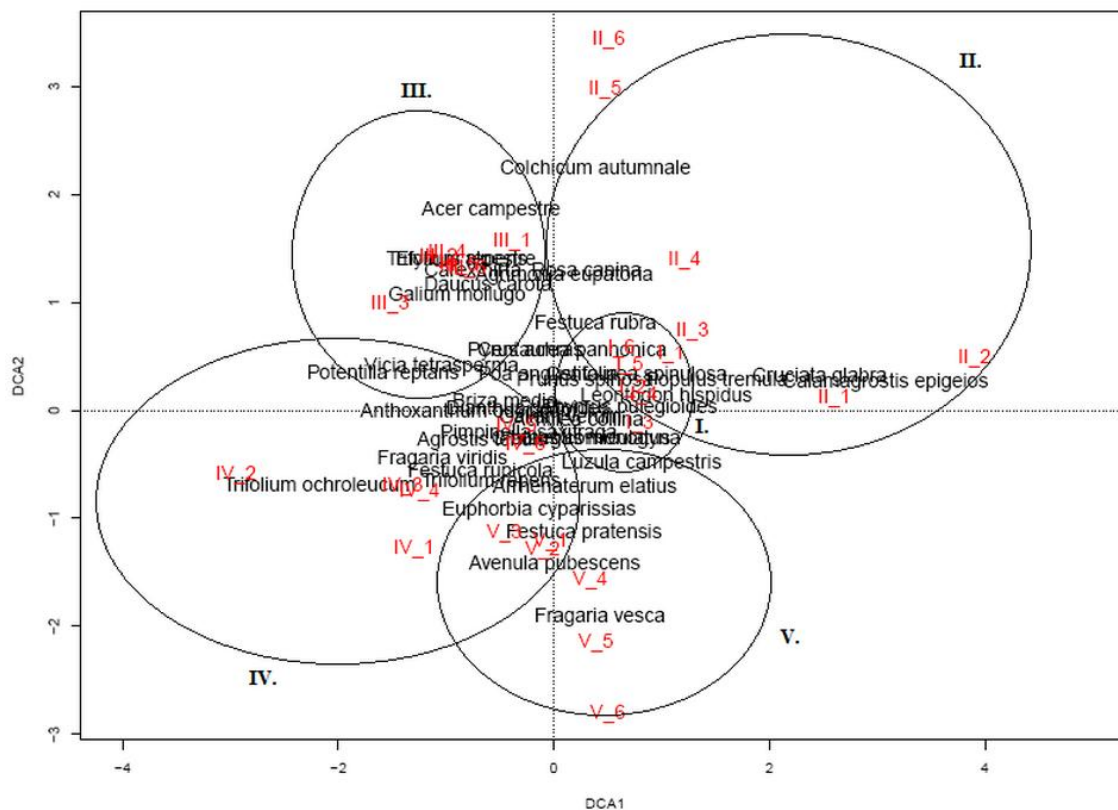


14. ábra: A fallóskúti mintaterületek klasszifikációs elemzése

A klasszifikációs elemzésen (22. ábra) már jobban elkülöníthetők az egymáshoz közel álló fajösszetételű mintaterületek. Erősen különálló csoportot képez például a II., 2012-ben cserjeirtott terület 2013-as, illetve eredményei is. A III., 2012-ben cserjeirtott eredetileg cseres-kocsánytalan tölgyes cserjés területek, illetve a tölgyes szegély 2013-as eredményei (V-VI.) is tisztán elkülöníthetőek. Az V. szegély 2014-ben is hasonló szinten válik el a többi területtől, míg a szegély külső 2 m-én belül vizsgált vegetáció (VI). már igen magas szinten elkülönül.

3.4.3. A Parádóhuta melletti mintaterületek eredményei

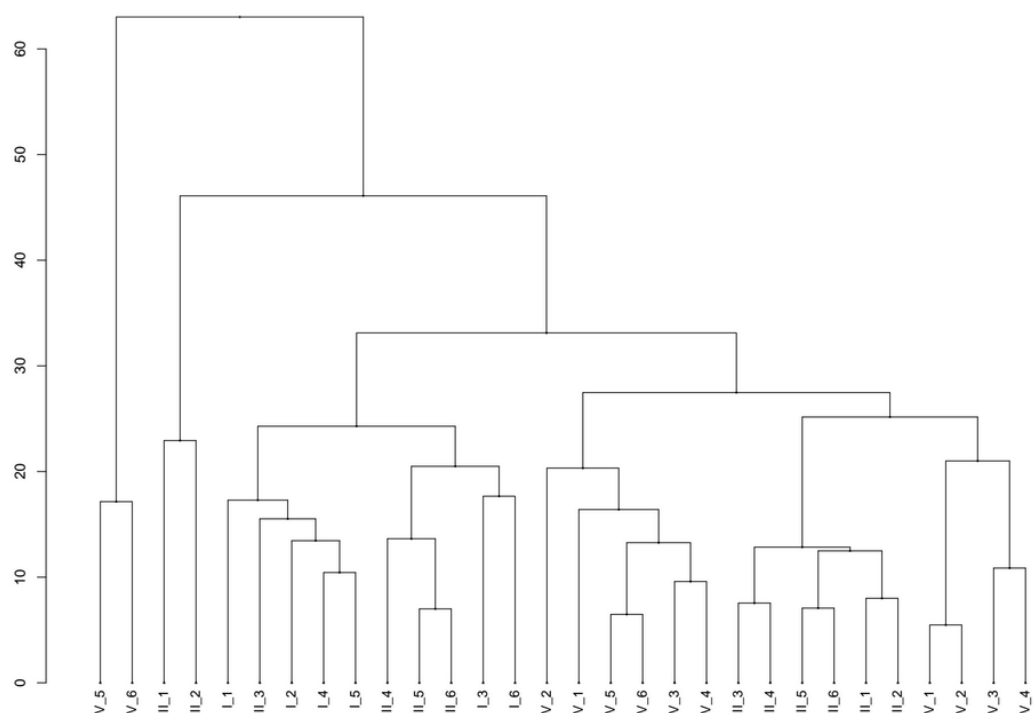
A 23. ábrán a mintaterületek cönológiai felvételeinek DCA-elemzése látható.



15. ábra A parádóhutai mintaterületek kétévi eredményeinek DCA-elemzése

Az mintaterületek felvételei részben keverednek egymással. A háttérben az a cönológiai tarkaság húzódik meg, amit az egyes területek mutatnak. A domináns fajok keverednek, helyenként a *Festuca rubra* vagy az *Agrostis tenuis* válik uralkodóvá. A kísérő fajok között is vagy a savanyú élőhelyet jelző vagy az üdebb, szárazabb területek fajtái fordulhatnak elő nagyobb mennyiségben. Ez alapján „keverednek” ezeknek a mintaterületeknek a felvételei.

A II. mintaterület egyes kvadrátjai is távol helyezkednek el egymástól, amit a viszonylag régen, 4 éve lezajlott kezelés okozott és növekvő mértékű mozaikosságra utalhat. Minden csoport viszonylag közel áll egymáshoz, legnagyobb mértékben a 2 éve cserjeirtott IV és egy éve cserjeirtott V. mintaterület fed át egymással. A III., szintén 2 éve kezelt terület válik el leginkább a többitől.



16. ábra: a parádóhutai mintaterületek eredményeinek klasszifikációs elemzése

A 24. ábrán a parádóhutai mintaterületek fajainak klasszifikációs elemzését láthatjuk, a tisztán elkülönülő csoportok itt is megfigyelhetőek. A II. mintaterület egymástól eltávolodó kvadrátjai közötti nagy különbség itt is megfigyelhető, kettő közülük már igen magasan elválík. Érdekes módon az egy éve cserjeirtott V. terület is kettéválík, két kvadrátja a lehető legmagasabb szinten elválík a többitől, külön csoportot képezve. A 4 éve cserjeirtott I. illetve II. terület önálló csoportot képez, a III. és a IV. pedig ahsonló szinten különül el a többi mintarülettől.

5. ÉRTÉKELÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A vizsgálatok adatai a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság számára hasznosak, hiszen segítségükkel jobban megismerhetik a mátrai gyepek fajösszetételét, amik segíthetnek kidolgozni a területek gyephasznosítását is. Az adatok felhasználhatók egyéb szervezet számára, amely hasonló műveleteket végez, illetve szándékában áll végezni kaszálókon, legelőkön.

Az adatok alapján elmondható, hogy a mintaterületeken, ahol a természetvédelmi kezeléseket folytattak, elsősorban cserjeirtást, a vegetáció fajgazdaggá vált, ami megerősíti az irodalmi közléseket is, hogy a kezelési műveletek visszaállítják, az a cserjésedést, beerdősülést megakadályozza és fajgazdag vegetáció kialakulását eredményezi (Ölvedi 2010, Sendzikaite és Pakalnis 2006, Willems 1983, Ölvedi 2010, Deák és Tóthmérész 2005, 2007; Stampfli és Zeiter 1999).

A jelen vizsgálatok arra is felhívták a figyelmet, hogy ezen kívül más tényezők is jelentős szerepet játszanak a vegetáció kialakításban. A víz jelenléte, az üdebb területek mind a három mintaterületen meghatározó szerepet játszottak a vegetáció megjelenésében, faji különbségeiben. Ezen túl az adatok, elsősorban a fallóskúti mintaterületek felvételei arra mutattak rá, hogy annak is nagy szerepe van, hogy az eredeti vegetáció mi volt, a kialakult gyepeknek különböző arculatot adva.

Az eredmények alapján megerősítettük, hogy az egykor intenzíven hasznosított, de ma már felhagyott gyepeket nem szabad magára hagyni, mert becserjésedik, sőt invazív, tájidegen fajok foglalhatják el, ezért szükség van rendszeres természetvédelmi kezelésre.

Mint láthattuk, a kezelések, esetünkben elsősorban a cserjeirtás igen kedvező hatással van nem csak a gyepek fajdiverzitására, hanem a biomassza-produkcióra is. A fás szárú növények fokozatosan átadták a helyüket az évelő és egyéves pázsitfűveknek, illetve lágyszárú kétszikű fajoknak. A BNPI-nek azonban érdemes folytatnia a természetvédelmi kezeléseket, hiszen vannak mintaterületek, ahol ennek ellenére még mindig a fásszárúak az uralkodók.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A kaszálórétek és fás legelők hazánk leginkább fajgazdag élőhelyei közé tartoznak. Mivel azonban a legtöbb ilyen élőhely antropogén eredetű, a fennmaradásukhoz és a fajdiverzitás fenntartásához szükséges a rendszeres beavatkozás, természetvédelmi kezelés.

Dolgozatomhoz mátrai gyepterületeken végeztünk vizsgálatokat. Három helyen jelöltünk ki mintaterületeket: a Sár-hegyen, Fallóskúton és Parádóhuta melletti gyepekben. A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság mindkét területen rendszeresen végez kaszálást és cserjeirtást. A dolgozatban e természetvédelmi kezelések hatását vizsgáltam különböző mértékben zavart mintaterületeken, a vegetáció botanikai és cönológiai feltárásával és a biomassa-produkció felmérésével.

A felvételeket 2013 májusa és júniusa között készítettük 2×2 m-es kvadrátokat alkalmazva, Braun-Blanquet (1964) módszere szerint, de a fajok borítási értékét adva meg. A fajneveket Simon (2000) nomenklatúráját követik. A természetvédelmi kategóriák ugyancsak Simon (1988) rendszerét követik. Az adatokat Raunkiaer (1934) és Pignatti (2005) életforma rendszere alapján is értékeltük. A szociális magatartási típusokat (SBT) Borhidi (1995) rendszere szerint alkalmaztuk.

Az eredmények egyértelműen kimutatták, hogy a természetvédelmi kezelések, azaz a kaszálás és a cserjeirtás igen pozitív hatással van a gyepek biodiverzitására és biomassa-produkciójára. A kezelt gyepterületeken a fásszárú növények visszaszorultak, átadták a helyüket az egyéves és évelő pázsitfűeknek, illetve kétszikű lágyszárúaknak. A jövőben ezeken a területeken a megőrzésük érdekében érdemes folytatni a beavatkozásokat, hiszen ez a folyamat nem minden területen fejeződött még be.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton fejezem ki köszönetemet konzulenseimnek, Dr. Penksza Károlynak, Uj Boglárkának és Dr. Házi Juditnak a rengeteg segítségért, Szentos Szilárdnak a Klapp-értékek meghatározásában, valamint Wichmann Barnabásnak a felvételek klasszifikációjában és a DCA-elemzésében való közreműködéséért.

8. IRODALOM

- Ausden M. (2007): Habitat Management for Conservation. Oxford University Press.
- Bakker J. P. (1998): The impact of grazing on plant communities. In: Wallis Devries, M.F., Bakker J. P., Van Wieren, S. E. (eds.): Grazing Conservation Management. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 137-184.
- Balázs F. (1943): A növényzociológia szerepe a gyepek értékelésében. Növ.-term. Kut. Szolg., Kolozsvár 4: 1-19.
- Balázs F. (1949): A gyepek termésbecslése növényzociológiai felvételek alapján. Agrártud. 1: 26-35.
- 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.
- 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: pp 194-210.
- Biondi E. (2001): Paesaggio vegetale e potenzialità pastorali. In Greppi E. (eds.): Atti del 36 simposio internazionale di zootecnia “Prodotti di origine animale: qualità e valorizzazione del territorio” . Portonovo (Ancona) 27 aprile 2001, 1: 5-22.
- Bonanomi G., Allegranza M. (2004): Effetti della colonizzazione di *Brachypodium rupestre* (Host) Roemer et Schultes sulla diversità di alcune fitocenosi erbacee dell' Appennino centrale. Fitosociologia 41(2): 51-69.
- 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.
- Borhidi A. (2003): Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Bölöni J., Horváth A., Illyés E., Kun A., Molnár., Szabó., Viszló L. (2008): Természetvédelmi szempontú gyephasznosítás. Budapest
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Wien-New York.
- Briemle G., Nitsche S., Nitsche L. (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 203-225.

- Clements F. E. (1916): Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute, Washington, D.C.
- Curry J.P. (1994): Grassland Invertebrates Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects of Plant Growth Chapman & Hall, London.
- Deák B., Tóthmérész B. (2005): Kaszálás hatása a növényzetre a Nyírólapos (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 Nyírólapos csetkákás társulásában. Természetvédelmi Közlemények 13: 179–186.
- Dövényi Zoltán (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest.
- 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.
- Foglia M., Sparvoli D., Catorci A. (2007): Analisi multitemporale dell'uso del suolo dell'area appenninica marchigiana nel XIX e XX secolo. In: Catorci A, Gatti R. (eds.): Lepraterie montane dell'Appennino maceratese. Braun-Blanquetia 42: 47-72.
- Francalancia C., Galli P., Paradisi L. (1995): Variazioni nella composizione floristica dei prati a *Cynosurus cristatus* L. delle alte Valli di Tazza e di Fematre (Appennino Marchigiano) in rapporto alle pratiche colturali. Fitosociologia 29(1): 89-94.
- Ilmarinen, K., Mikola J. (2009): Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. Acta Oecologica 35: 838-848.
- Klapp E., Boeker P., König F. Stählin A. (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. – Das Grünland. Hannover (Schaper).
- Láng S. (szerk.) (1955): A Mátra és a Börzsöny természetföldrajza. Akadémiai kiadó, Budapest.
- Losvik M. H. (1999): Stimulation of seed germination in an abandoned hay meadow. Applied Vegetation Science 2: 251-256.
- Manning P., Putwain P. D., Webb N. R. (2004): Identifying and modelling the determinants of woody plant invasion of lowland heath. Journal of Ecology 92: 868-881.
- Máthé I. (1954): Rétek és legelők, valamint a gyepszakaszok botanikai problémái. MTA. Agrártudományok Osztályának. Közleménye 5: 405-417.

- Máthé I. (1956): Vegetációtanulmányok a nógrádi flórajárás területén, különös tekintettel rétjeinek, legelőinek ökológiai viszonyaira. MTA. Agrártudományok Osztályának. Közleménye 7.: 1-56.
- 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.
- Ölvedi T. (2010): A kaszálás vegetációra és magkészletre gyakorolt hatásai. *Botanikai közlemények* 97: 159-169.
- Persson S. (1984): Vegetation development after the exclusion of grazing cattle in a meadow area in the south of Sweden. *Vegetatio* 55: 65-92.
- Pickett S. T. A., Thompson J. N. (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27-37.
- Pignatti S. (1982): *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S. (2005): Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 1-97.
- Pott R. (1998): Effects of human interference on the landscape with special reference to the role of grazing livestock. In: WallisDevries M. F., Bakker J. P. Van Wieren S. E. (eds.): *Grazing Conservation Management*. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 107-134.
- Raunkjær (1934): Biological types with reference to the adaption of plants to survive the unfavourable season.
- 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.
- 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.
- 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. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. *Abstracta Bot.* 12: 1-23.
- Simon T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Simon T. (2004): Gyep társulások indikációi. *Gyepgazdálkodási közlemények* 11: 25-27.

- 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.
- Steffan-Dewenter I., Leschke K. (2002): Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 12.
- Symes N. C., Day J. (2003): A Practical Guide to the Restoration and Management of Lowland Heathland. RSPB, Sandy.
- 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.
- Viszló L. (2011): A természetkímélő gyepgazdálkodás. Pro Vértes Természetvédelmi közalapítvány, Csákvár.
- 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.
- Willems J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* 52: 171-180.

Kezelési tervek:

A Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület kezelési terve

A KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007. jelű projekt 5. számú helyzetjelentése

A Mátrai Tájvédelmi Körzet kezelési terve

9. NYILATKOZAT

Alulírott, Pápay Gergely büntetőjogi és fegyelmi felelősségem tudatában kijelentem és aláírással igazolom, hogy a Tudományos Diákköri Dolgozat saját munkám eredménye. A felhasznált irodalmakat korrekt módon kezeltem, a dolgozatkészítésre vonatkozó jogszabályokat betartottam.

Pápay Gergely

Pápay Gergely