

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

**A TERMÉSZETVÉDELMI ÉLŐHELYKEZELÉS
HATÁSA MÁTRAI GYEPTERÜLETEK VEGETÁCIÓJÁRA**

Készítette: Pápay Gergely
Évfolyam: Természetvédelmi mérnök IV.

Belső konzulensek:
Dr. Penksza Károly
egyetemi docens
Uj Boglárka
tanszéki mérnök
Dr. Házi Judit
tudományos munkatárs

Gödöllő
2013

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	13
3.3	A fajok szociális magatartási típusai (SBT)	14
3.4	A fajok Raunkiær-féle életforma-kategóriái.....	15
3.5	Pignatti-féle életforma-kategóriák	16
3.6	Biomassza-produkció vizsgálatok	17
3.7	Takarmányérték-vizsgálatok.....	18
3.8	Statisztikai vizsgálati módszerek.....	19
4.	EREDMÉNYEK	20
4.1	A területek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése.....	20
4.1.1	A fallóskúti mintaterületek eredményei	20
4.1.2	A sár-hegyi mintaterületek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése.....	25
4.1.3	A parádóhutai mintaterületek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése	29
4.2	A biomassza-produkció vizsgálati eredményei	32
4.3	A mintaterületek takarmányértékei.....	34
4.4	A területek vegetációjának statisztikai elemzése.....	35
4.4.1	A fallóskúti mintaterületek eredményei	35
4.4.2	A Sár-hegy mintaterületek eredményei	37
4.4.3	A Parádóhuta melletti mintaterületek eredményei	38
5.	ÉRTÉKELÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK.....	41
6.	ÖSSZEFOGLALÁS.....	42
7.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	43
8.	IRODALOM	44
9.	NYILATKOZAT	48

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 egyre több gyepterületet hagytak fel, ezzel szukcessziós folyamatokat elindítva el rajtuk, aminek során a területek jelentősen becserjésedtek. A cserjésedéssel, erdősődéssel gyakran nem csak a természetes erdőtársulás fajai tértek vissza, hanem különféle spontán megjelenő hazai növényfajok vagy özönnövények is.

A kaszálók és legelők Magyarország legfajgazdagabb élőhelyei közé tartoznak, amelyek megőrzése természetvédelmi, valamint a biodiverzitás szempontjából fontos feladat. Kialakulásukban az emberi tevékenységnek, az antropogén hatásnak nagy szerepe volt, a fenntartásuk, megőrzésük sem képzelhető el emberi tevékenység nélkül. Emellett a területek gazdasági hasznosítása is megtörténhet. Ezért a fenntartási munkákhoz, a biológiai sokféleség megőrzéséhez fontos és nagy segítséget jelent, ha ismerjük a területek pontos fajösszetételét, a gazdasági értékük elemzéséhez pedig a területek biomassa-produkcióját, takarmányszolgáltató képességét.

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 ezeken a kijelölt élőhelyeken történtek cönológiai, gyepgazdálkodási vizsgálatok: a Sár-hegyen, Fallóskút és Parádóhuta környéki gyepekben. Összehasonlítás céljából különböző mértékben zavart, illetve a kezelés különböző fázisában lévő területeken vettünk fel mintanégyzeteket: természetközeli gyepeken, illetve különböző időszakban kezelt, cserjeirtott és utána kaszált vagy kaszálástól mentes állományokban.

A következő célokat tűztük ki a munka során:

A vizsgált területek vegetációjának a feltárása.

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

A természetvédelmi kezeléseknek, cserjeirtásnak, kaszálásnak, valamint a felhagyásnak a vegetációra történő hatását vizsgáltunk, elemeztük.

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, kontextusfüggőek (Whittaker et al. 1977) és a világszemlélet szerint a természetvédelemnek a folyamatokra, nem pedig a végállapokra 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 biomassza-produkciójuk stb. meghatározásához (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).

Vizsgálataink egyik helyszíne a Sár-hegy (500 m) volt, ami a Mátraalja része, de geológiai adottságaiból világosan látszik, hogy az északabbra elhelyezkedő Kékes-tönknek délre előretolt darabjáról beszélünk – a hegyet főként andezit, andezittufa és breccsa építi fel (Láng 1955). A Sár-hegy rétegvulkánja minden oldalról meredeken szakad le, lejtőit kőfolyások, kőtengerek szabdalják, sok helyen a kisebb tektonikus törések is látszanak. Határhegynek tekinthető, ami két kistájat, a Keleti és a Nyugati Mátraalját választja el egymástól. Tetején, egy kis lapos fennsíkon fekszik a beszakadással keletkezett Szent Anna-tó. A Sár-hegyen évszázadokon keresztül szőlőtermesztés folyt, már a XIV. századból is maradtak fenn erről feljegyzések. Az 1890-es filoxéra vész azonban teljesen elpusztította a szőlőt, és a termesztés megszakadt. Ekkor indult el a gyepesedés, igen sok hegyi faj talált

menedékre a területen, de sok déli fajnak is itt van az északi elterjedési határa. Ez a sokszínűség már az 1920-as években magára vonta a botanikusok figyelmét (Baráz 2011). 1986-ban 186 ha-on a Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Területet, 2004-ben a Natura 2000 program keretében pedig a Sár hegyen a hasonló nevű HUBN20046 számú különleges természetmegőrzési terület is kijelölésre került.

A TT kezelési terve szerint a területen végezhető legeltetés és kaszálás, de szigorúan a terület állattartó képességéhez igazodva, miszerint a terület maximum 2/3-a kaszálható, és 0,2 állategység/ha legeltethető (A Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület kezelési terve). 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). További vizsgálódási helyszíneink a Fallóskút és Parádóhuta környékén elterülő rétek, kaszálók 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 Bükk Nemzeti Park támogatást nyert egy 2 fordulós KEOP-pályázaton, amelyből a munkákat finanszírozni tudta.

Természetvédelem szempontjából fontos, hogy milyen módszerek állnak rendelkezésre a természetes gyep-társulások 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 dönten, 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 függenek. A kis csemeték kézzel is kihúzhatók (bár ez időigényes feladat), a nagyobb fásszárúakhoz láncfűrész használata és esetleg herbiciddel bekenni a tuskókat, az újránövés elkerülése érdekében (Ausden 2007).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

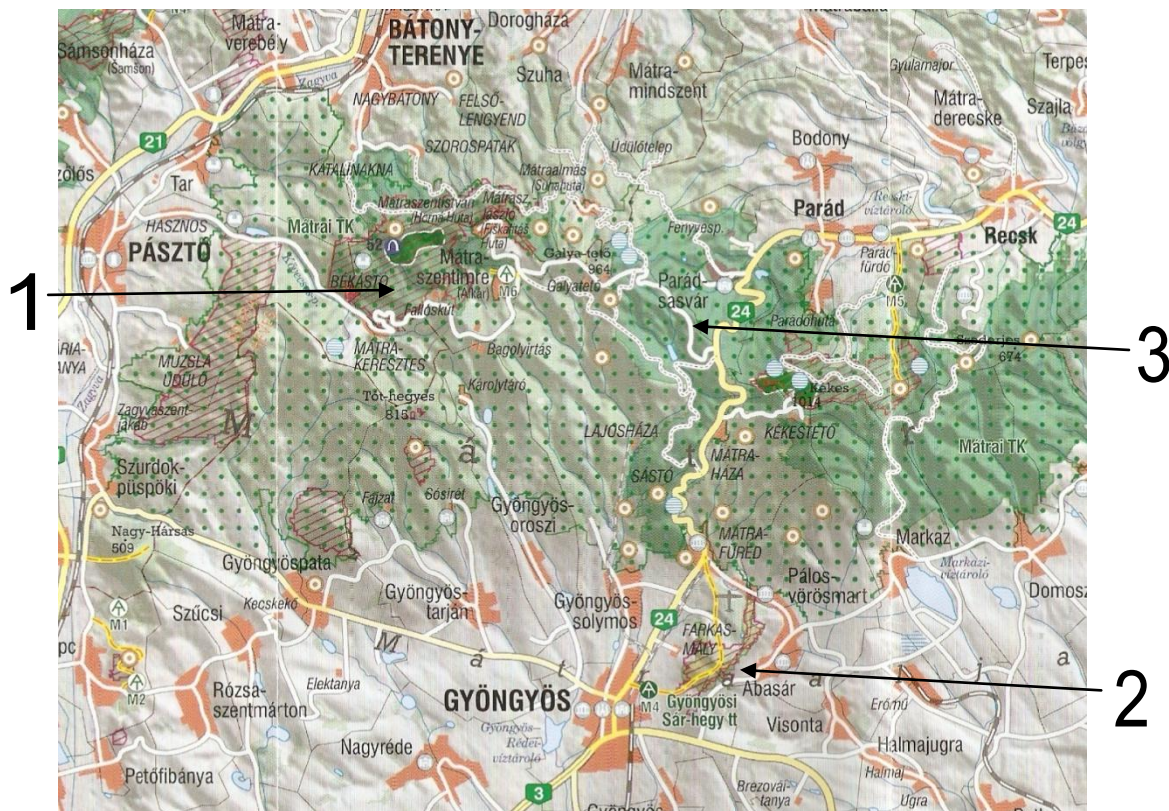
Mintaterületeinken a KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007 jelű „Rétek, gyepek, (fás)legelők helyreállítása és kezelése a BNPI Működési területén” nevű projekt folyik 2010. február 8-ától, melynek nemcsak rövidtávú rehabilitációs, hanem hosszú távú, természetközeli gazdálkodáshoz kötődő céljai vannak.

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 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) 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

Három mintaterületen folytattunk kutatásokat (1. ábra).



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

(1. Fallóskúti rétek Kiemelt Jelentőségű Természetmegőrzési Terület, 2: Gyöngyösi Sár-hegy Különleges Természetmegőrzési Terület, 3: Parádóhuta melletti kaszálók)

1. Sár-hegy

A Sár-hegyen 6 területen végeztünk vizsgálatokat:

Északi-nyugati rész:

I: Nyúlmány közelében 5-10 éve cserjeirtott területen, ahol zárt gyep alakult ki: *Arrhenatherum elatioris* (Br-Bl. 1919) Scherrer 1925 *typicum* Oberd. 1952 és *festucetosum sulcatae* Egger 1958 szubasszociációja (2. ábra).

II: Kontrollterület, ami korábban is gyep volt, legeltették vagy kaszálták, jelenleg kaszálják. A jellemző társulás a zárt pusztafüves sztyeppré: *Salvinio-Festucetum sulcatae pannonicum* Zólyomi 1958, ahol a *Festuca valesiaca* domináns, ami szubasszociáció alkotó vagy fácies képző.

III: cserjeirtott kaszáló, amit szintén 5-10 éve cserjeirtottak és zárt gyep alakult ki: *Arrhenatherum elatioris* (Br-Bl. 1919) Scherrer 1925, jelenleg nem kaszálják.

IV: 1 éve cserjeirtott rezgőnyaras, gyomokban gazdag terület.

V. kontroll, nem cserjeirtott kaszáló, ami korábban is gyep volt, legeltették vagy kaszálták, jelenleg nem kaszálják. A jellemző társulás a zárt pusztafüves sztyeppré: *Salvinio-Festucetum sulcatae pannonicum* Zólyomi 1958, ahol a *Festuca valesiaca* domináns, mint szubasszociációt alkotó vagy fácies képző.

VI. A hegytetőn, a Szent Anna-tó közelében 2000 óta kaszált rész, ahol szintén zárt gyep alakult ki: *Arrhenatherum elatioris* (Br-Bl. 1919) Scherrer 1925, amiben *Danthonia decumbens* fácies képző.

2. Fallóskút

Fallóskúton 9 vegetációegységben folytattunk vizsgálatokat.

I. 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 coerulea*), mint fácies 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*-szubasszociációját különítettük el (*Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940e, Soó 1957 *festucetosum pseudovinae* Máthé – Kovács 1960).

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

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

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

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

IX/1. Cserjeirtott gyertyános tölgyes szegély, ahol a felvételek a szegély külső 2 m-ben készültek.

IX/2. Cserjeirtott gyertyános tölgyes szegély, ahol a felvételek a szegély külső 2 m-én belül készültek.

3. Parádóhuta

Parádóhuta mellett 6 mintaterületen folytattunk vizsgálatokat.

I. Cserjeirtott terület (4 éve), azóta kaszálják

II. Cserjeirtott terület (4 éve) szegélye, kaszálják

III. A hegyi kaszáló *Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940e, Soó 1957, szőrfű (*Nardus*) foltokkal, amit több mint 10 éve kaszálnak.

IV. Kaszáló *Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940e, Soó 1957 *Alopecurus pratensis* fáiése.

V. Kaszáló *Festucetum rubrae-Cynosuretum* Tx. 1940e, Soó 1957, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus* dominált foltokkal.

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



2. ábra Sár-hegyi cserjeirtott gyepterület (fotó: Dr. Penksza Károly)



3. 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 invazívá 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 produktójuk, 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 reprodukív 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 reptanth 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 Biomassza-produkció vizsgálatok

A Sár-hegyen az állatok által meghagyott biomassza-produkciót is megvizsgáltuk. Két alkalommal, 2013. július 14-én és 20-án gyűjtöttünk különböző mintaterületeken mintákat. 1 m²-es négyzetes területekről kaszáltuk le a növényzetet, ami hat csoportra válogattunk szét, a legeltetési szempontokat figyelembe véve:

- Pázsitfűvek
- Pillangós növények
- Egyéb kétszikűek
- Szúrós növények
- Cserjék, fásszárú növények
- Avar

A szétválogatott csoportok tömegét mérleggel megmértük és táblázatban összefoglaltuk. A dolgozatban a Sár-hegyen végzett vágásminták eredményeit mutatom be.

3.7 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 gyep takarmány értéke

$a, b, c, \dots$: A fajok takarmányérték kategóriái

$A, B, C, \dots$: A fajok borítási értékei

x : A fajok összborítása

3.8 Statisztikai vizsgálati módszerek

A teljes adatstruktúra feltárásához különböző ordinációs eljárásokat vontunk be vizsgálatainkba. Ezek segítenek abban, hogy az eredeti (sokváltozós) adatstruktúrát értelmezni tudjuk az eredeti változókból képzett változók használatával, melyek az eredeti adatstruktúra varianciájának minél nagyobb hányadát fedik le. Az indirekt ordinációs módszerek közül leggyakrabban a főkomponens elemzést (PCA) és detrendáltkorrespondencia elemzést (DCA) lehet alkalmazni. Az előbbi egy feltételezett háttér-gradiens mentén a változók (fajok) lineáris összefüggését próbálja leírni, míg a másik unimodális (vagyis maximummal rendelkező) válaszgörbét feltételez. DCA-val lehetséges az objektumok és a fajok azonos koordinátarendszerben történő ábrázolása interaktív eljárás segítségével, ezért választottuk az adatok elemzésekor jelen esetben is ezt. Az ordinációs teret az ordinációs tengelyek száma határozza meg, amelyek DCA esetében szórássegységekre skálázottak.

4. EREDMÉNYEK

Az alábbiakban oszlopdiagramokon mutatom be a felvételek eredményeit, területenként csoportosítva, a területek fajai alapján a szociális magatartási típusok megoszlását (Borhidi 1995), a fajok természetvédelmi értékkategóriái szerinti megoszlásokat (Simon 1988), valamint a fajok életforma-kategóriái szerinti eloszlásokat (Raunkiaer 1934, Pignatti 2005), majd a biomassza-produkció felmérésének eredményei, illetve a Klapp-féle takarmányértékek (Klapp et al. 1953) következnek.

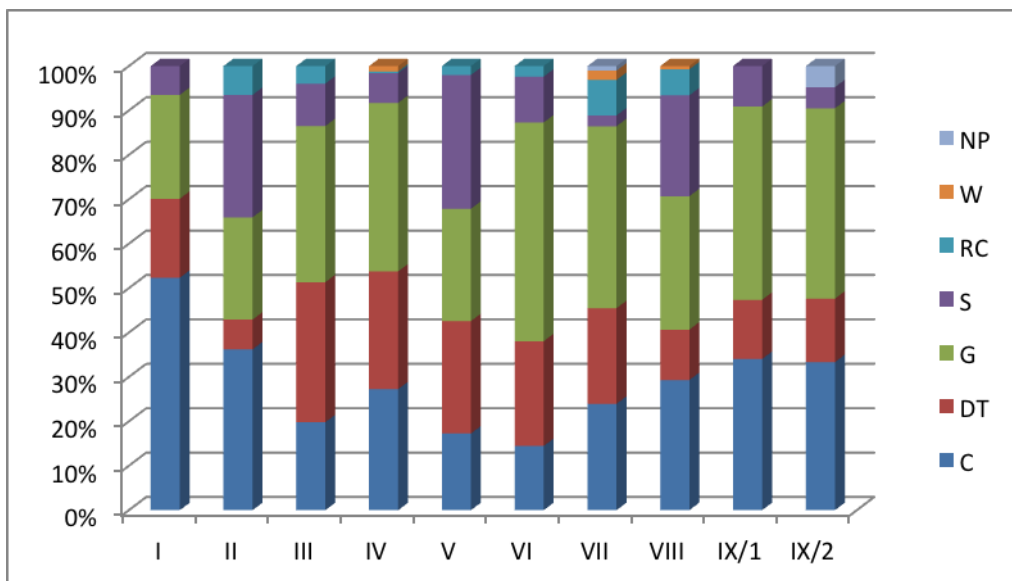
4.1 A területek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése

4.1.1 A fallóskúti mintaterületek eredményei

4.1.1.1 A fajok szociálismagatartási típusok (SBT) szerinti értékelése

A szociális magatartási típusokat a fallóskúti felvételeknél a 4. ábra mutatja be. A specialista (S) fajok legnagyobb arányban a kaszáló lápréti kékperjésen (I), a cserjeirtott nyiladékbán (V) és a VIII. számú cserjeirtott területen fordultak elő. Megfigyelhető, hogy éppen ez a három mintaterület rendelkezik legkisebb arányban generalista (G) fajjal. A zavarástűrő növények (DT) arányában nincs jelentős eltérés, ami alól a láprét jelent kivételt, ahol mennyiségük kicsi. Mindez arra utal, hogy az említett három terület (különösen a láprét) a legkevésbé zavart, ezek vannak természetvédelmi szempontból a legkedvezőbb állapotban.

Gyomfajok (W) a területeken szinte egyáltalán nincsenek, illetve csak elhanyagolható arányban. Feltűnő az idegenhonos és az invazív fajok hiánya; kiugróan sok viszont a kompetitor faj (C), különösen az I. számú kékperjés mintaterületen. A ruderalis kompetitorok (RC) aránya is igen alacsony mindenhol. Természetes pionír faj (TP) csak két területen fordult elő, ahol sziklakibúvások is találhatóak.

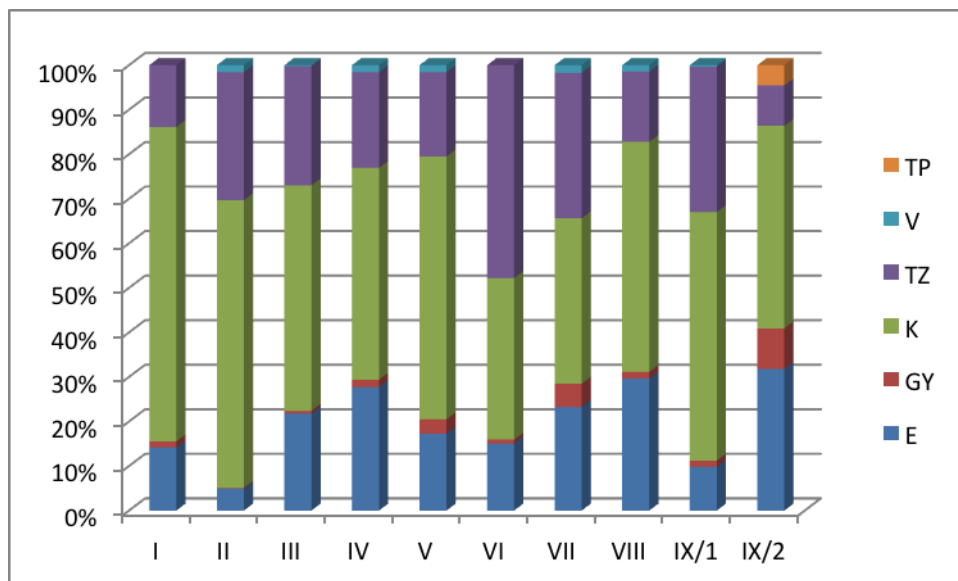


4. ábra A fallóskúti mintaterületek fajainak SBT-kategóriák szerinti megoszlása

4.1.1.2 A fajok természetvédelmi kategóriák (TVK) szerinti értékelése

Szinte minden fallóskúti területen hasonló megoszlások voltak. A védett fajok (V) körülbelül azonos arányban (5. ábra) jelentek meg. Kiugróan magas a zavarástűrő fajok (TZ) aránya, elsősorban a VI. számú cserjeirtott területen. A legtöbb mintaterület kvadrátjaiban a kísérő fajok aránya volt a legnagyobb, kiemelkedően a kékperjés mintaterületeken (I, II). A gyomok (GY) mennyisége kicsi, legnagyobb arányuk a cserjeirtott szegélytől 2 m-re volt mérhető, ami a pionír fajokkal (TP) együtt a közelmúltban történt degradációra utalhat.

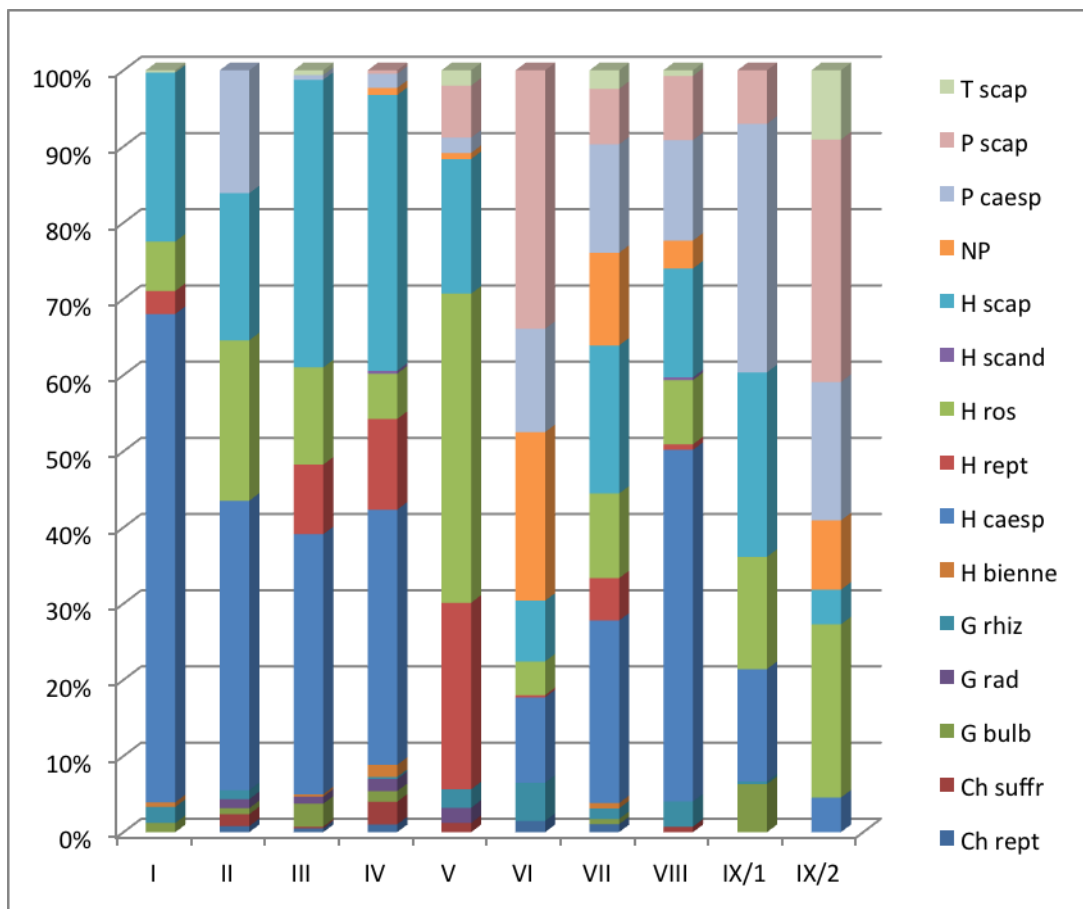
A társulásalkotó fajok aránya (E) is viszonylag azonos az egyes mintaterületeken, bár a lápréti kékperjésben és a cserjeirtott szegélyen (IX/1) kifejezetten alacsony.



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

4.1.1.3 A mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma-kategóriái

Az előzetes várakozásoknak megfelelően legtöbb területen viszonylag nagy számban képviseltetik magukat az évelő gyepes fajok (H caesp) és az évelő felemelkedő szárú fajok (H scap) (6. ábra). Különösen igaz ez a kaszálókra (I-IV) és a VIII. cserjeirtott részre. Érdekes megfigyelni, hogy a nyiladékbán (V) viszont a tarackos, indás, illetve gyöktörzsos évelők (H rept) kerülnek túlsúlyba a tölevélrózsásakkal (H ros) egyetemben.



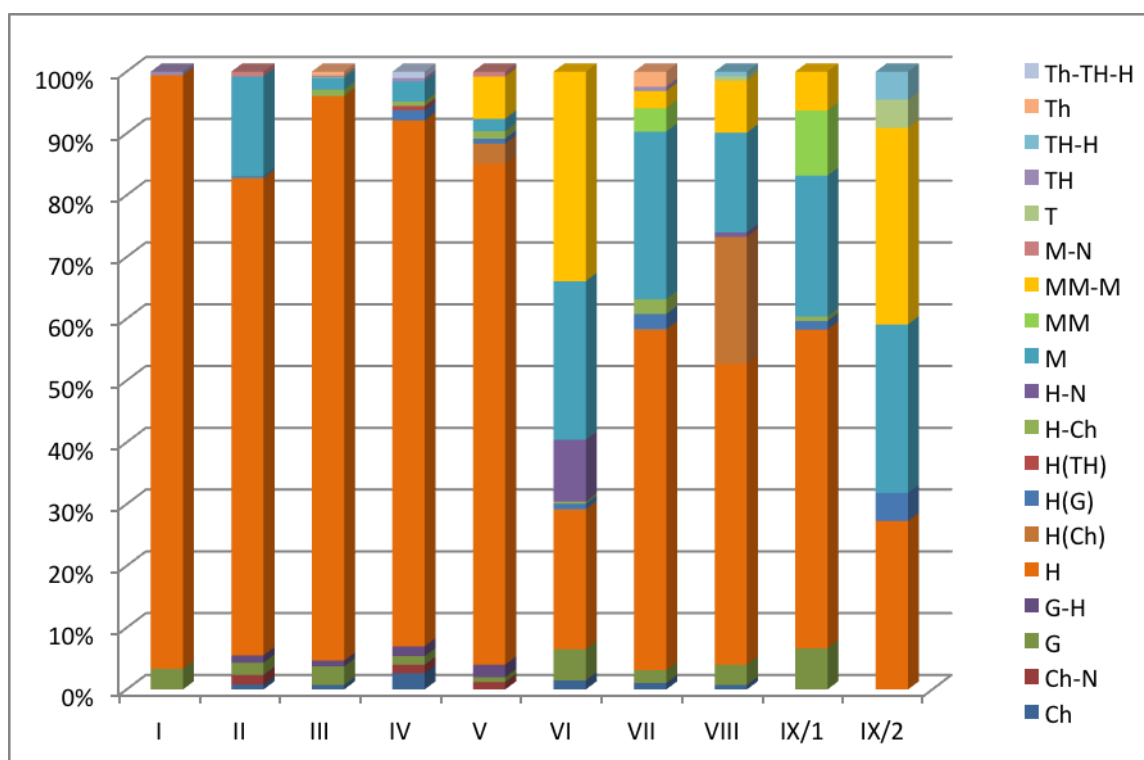
6. ábra A fallóskúti területek életforma-kategóriák szerinti megoszlása

A többi kategória, mint az egyévesek (T scap), a gumósok (G bulb), a rizómások (G rhiz), a félcserjék (Ch) fajai kis mennyiségben élnek, inkább csak színező elemként fordulnak elő.

A cserjeirtott területeken (VI-IX) viszont még mindig nagy számban vannak jelen a fásszárúak (fák: P scap, cserjék: P caesp, kisebb cserjék: NP). Ez további cserjeirtás szükségességét mutatja.

4.1.1.4 A fajok Raunkiaer-féle életforma-kategóriáinak megoszlása

A Raunkiaer-féle életforma-kategóriákat vizsgálva a tíz területet két nagy csoportra lehet bontani (7. ábra). Az összetétel alapján eltérő kezelésre is lehet következtetni. Az első 5 területen (kaszálók, cserjeirtott nyiladék) túlnyomórészt hemikryptophyta (H), azaz évelő lágyszárú, amint az ilyen típusú élőhelyeken el is várható – bár az eredmények alapján a lápréten (II) némi cserjésedés figyelhető meg. A második 5 területen (cserjeirtott területek) viszont a lágyszárúak visszaszorulnak, és jóval nagyobb arányban találhatunk cserjéket (M, MM-M), illetve már fákat is (MM). Ezek a területek láthatóan további cserjeirtásra szorulnak.



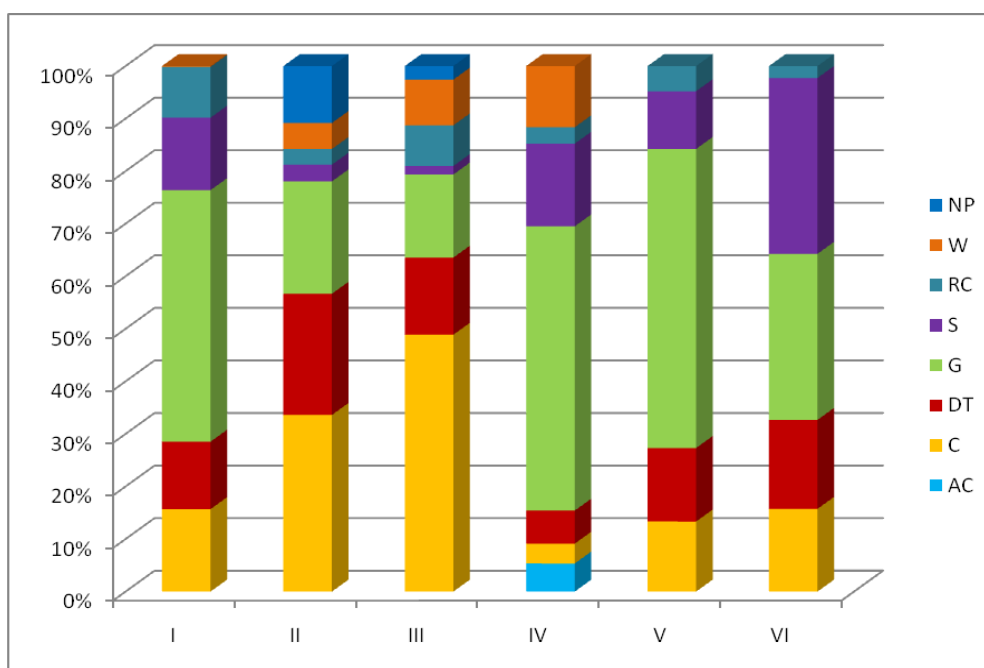
7. ábra A fallóskúti területek fajainak Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti értékelései

A többi kategória fajai viszonylag kis számban és mennyiségben vannak jelen. Szinte az összes területen található néhány kryptophyta (G) faj; az egyévesek (Th) majdnem teljesen hiányoznak, csak két területen fordulnak elő kimutatható mennyiségben. A chamaephyta (Ch) csoport a legtöbb területen megtalálható, de szintén csak színező elemként.

4.1.2 A sár-hegyi mintaterületek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése

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

A vizsgált területek közül a II. és V. mintaterületek, amelyeken nem történt cserjeirtás, hosszabb ideje gyepként szerepelnek, a legegyszerűsebb és a legtöbb mért kategóriát tartalmazzák (8. ábra). A mintaterületek közül pedig a legtöbb specialista (S) faj a 2000 óta kaszált területen él – ez is mutatja a kaszálás természetvédelmi szempontú jótékony hatását. A kísérő fajok (G) viszonylag hasonló arányban találhatók meg a területeken. Ez utóbbi alól kivételt képeznek a kontrollterület (II) és a hegytető cserjeirtott mintanégyzetei (III), ahol a kompetitor növényeknek (C) adják át a helyüket. Ez utóbbi kategória a többi területen nem játszik ilyen fontos szerepet. A ruderalis kompetitorok (RC) egyenletes, de alacsony mértékben vannak jelen szinte minden mintaterületen.



8. ábra A sár-hegyi mintaterületek fajainak szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása

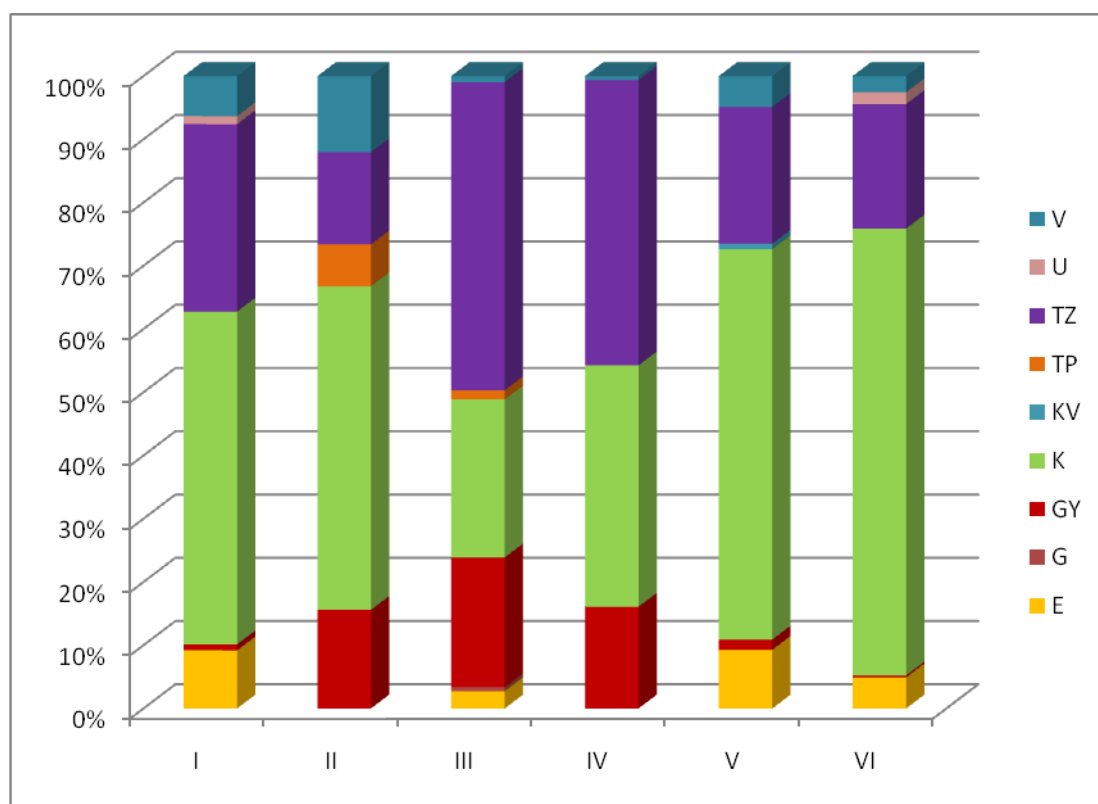
Pionír fajokat (NP) csak a II. és III. területen találtunk, ez közelmúltbeli bolygatásra utalhat – ahogy a rezgőnyarasban (V) talált néhány tájidegen, illetve invazív (AC) faj: a

betyárkóró (*Conyza canadensis*), a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) vagy az egynyári seprence (*Stenactis annua*) is.

A gyomnövények (W) csak kis mértékben, három területen voltak jelen: a hegytetőn, a kontrollterületen és a rezgőnyarasban. A zavarástűrő fajok (DT) körülbelül egyenlő mértékben fordulnak elő mindenhol.

4.1.2.2 A területek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti értékelése

A védett fajok (V) minden területen jelen voltak, legnagyobb számban a kontrollterületen (II). Ezen kívül találtunk fokozottan védett fajokat (KV), mint a Sadler-imola (*Centaurea sadlerana*), sőt egy unikális (U) jelentőségű fajt is, a taréjos csormolyát (*Melampyrum cristatum*) – újabb jele a kaszálás pozitív hatásainak (9. ábra).

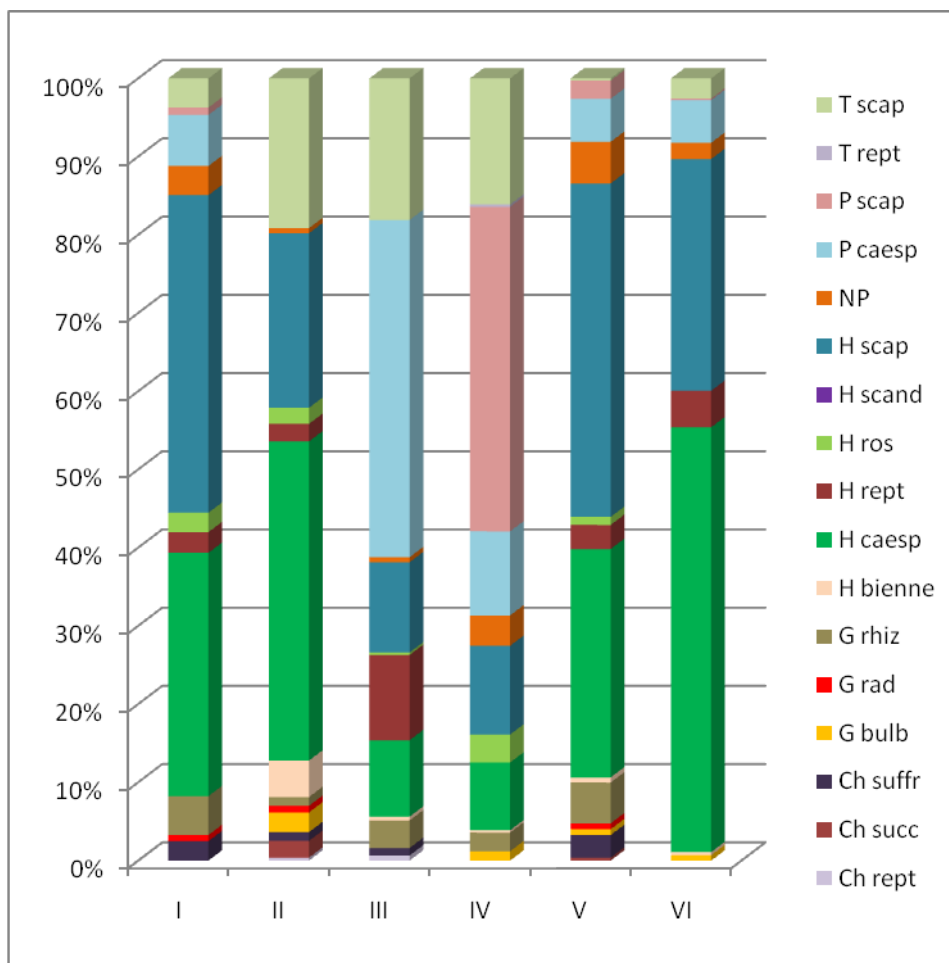


9. ábra A sár-hegyi területek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti megoszlása

Az uralkodó csoport ezúttal is a kísérőké (K), bár a hegytető cserjeirtott gypében (III) és a rezgőnyarasban (V) a gyomok jelentősen visszaszorították őket, ami erős antropogén behatásra utal. A pionírok (TP) aránya hasonló volt, mint az SBT szerinti beosztásban. A társulásalkotó fajok (E) ezúttal nem játszanak különösebben fontos szerepet.

4.1.2.3 A területek fajainak Pignatti-féle életforma-kategóriák szerinti értékelése

A fajok Pignatti-kategóriák szerinti aránya elég változatos képet mutat, bár a legnépesebb csoport ezúttal is, mint várható a kaszálókon, az évelő gypes (H caesp), illetve az évelő felemelkedő szárú (H scap) fajok (10. ábra) voltak. Csak a hegytetőn (III), illetve a rezgőnyarasban adják át a helyüket: előbbin a cserjék (P caesp), utóbbin a fák (P scap) az uralkodó fajok, ez további kaszálás szükségességét jelzi. Rajtuk kívül több területen is találtunk kisebb növésű cserjéket (NP).

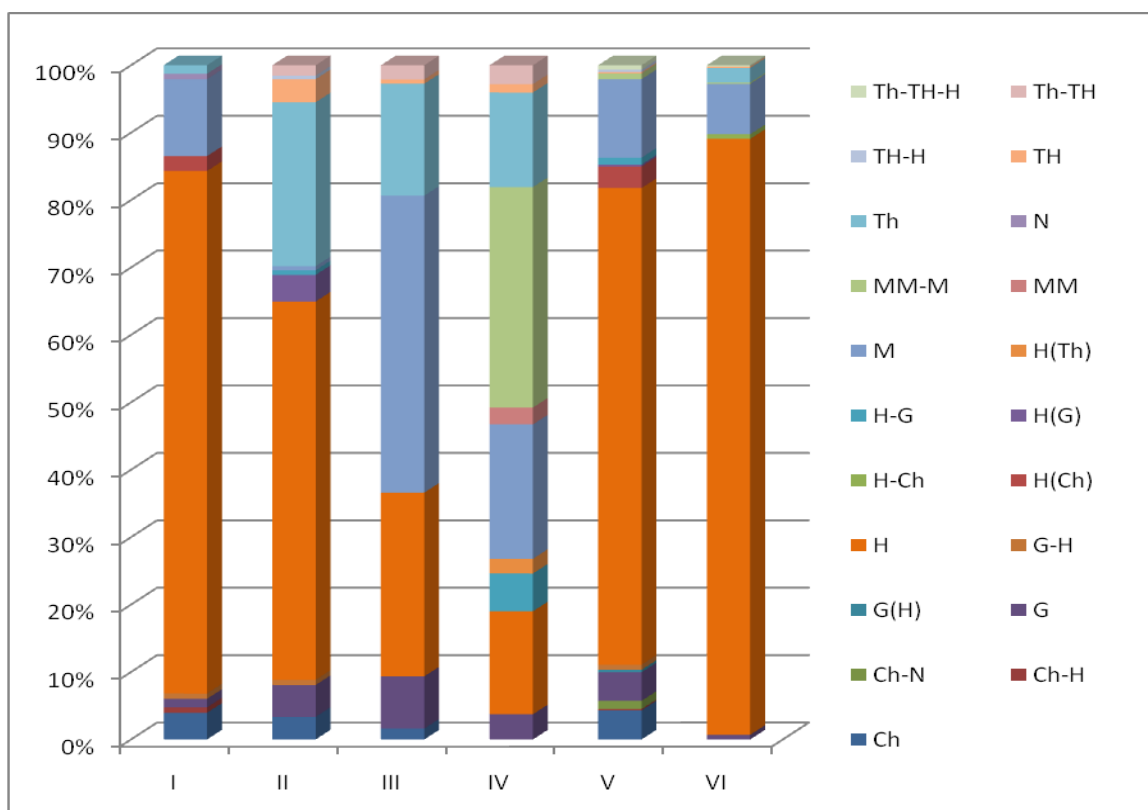


10. ábra A sár-hegyi mintaterületek fajainak Pignatti-féle életforma kategóriák szerinti megoszlása

Az évelő tölevélrózsás (H ros) és tarackos/indás/gyöktörzsos (H rept) évelő növények szinte minden területen képviseltetik magukat, ahogyan a rizómások (G rhiz) is. Néhány területen félcserjék (Ch suffr), illetve törpecserjék (Ch succ) is megfigyelhetők.

4.1.2.4 A fajok Raunkiaer-féle életforma-kategóriáinak megoszlása

A Raunkiaer-féle életformákat figyelve szembetűnik, hogy az uralkodó kategória a várakozásnak megfelelően sok helyen a hemikryptophyta (H) csoportba sorolható (11. ábra). Azonban a cserjésedést jelző csoport, a phanerophyták (M, MM, N) is megfigyelhetők kisebb-nagyobb mértékben, leginkább a rezgőnyarasban (hiszen maga a rezgő nyár is ide tartozik), valamint a hegytetőn.

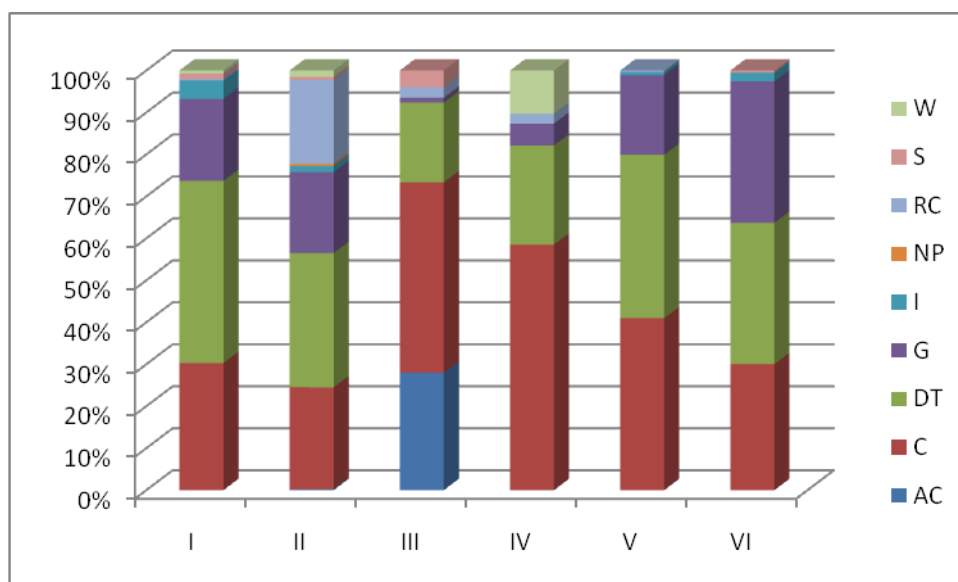


11. ábra A sár-hegyi mintaterületek fajainak Raunkiaer-féle életforma-kategóriák szerinti értékelése

A II-V. területeken az egyévesek, azaz a therophyták (Th) is jelen vannak. A chamaephyta csoport (Ch) hasonló arányban található a területeken. Színező elemként láthatjuk még a kryptophyta (G) csoportot.

4.1.3 A parádóhutai mintaterületek vegetációjának természetvédelmi kategóriák szerinti értékelése

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

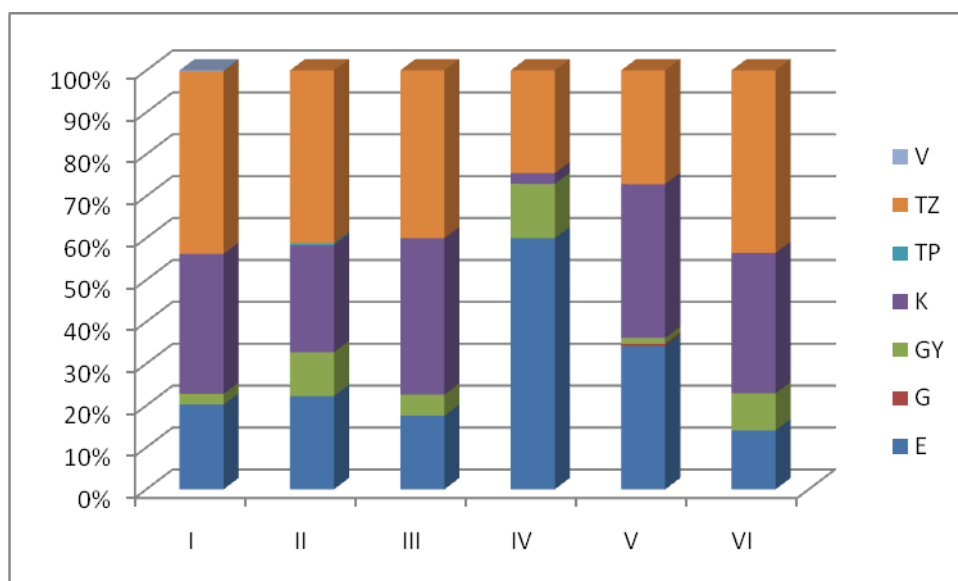


12. ábra A parádóhutai mintaterületek fajainak szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása

A két legnépesebb csoport szinte minden esetben a zavarástűrő (DT) és a kompetitív (C) növényfajoké. A II. mintaterületen a ruderalis kompetitorok (RC), sőt a III-on az invazív tájidegen fajok (AC) is nagy szerepet kapnak. A specialista növények (S) ezúttal egészen viaszosultak, a IV. területen viszonylag jelentős gyomosodás (W) is megfigyelhető. Az eddig tárgyalt helyszínekhez képest a kísérőfajok (G) viszonylag kis borítással rendelkeznek, a pionír (NP) és a meghonosodott (I) fajok borítása elenyésző.

Mindez a területek jelentős bolygatottságára utal, és a természetvédelmi kezelések jövőbeli folytatását indokolja.

4.1.3.2 A területek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti értékelése

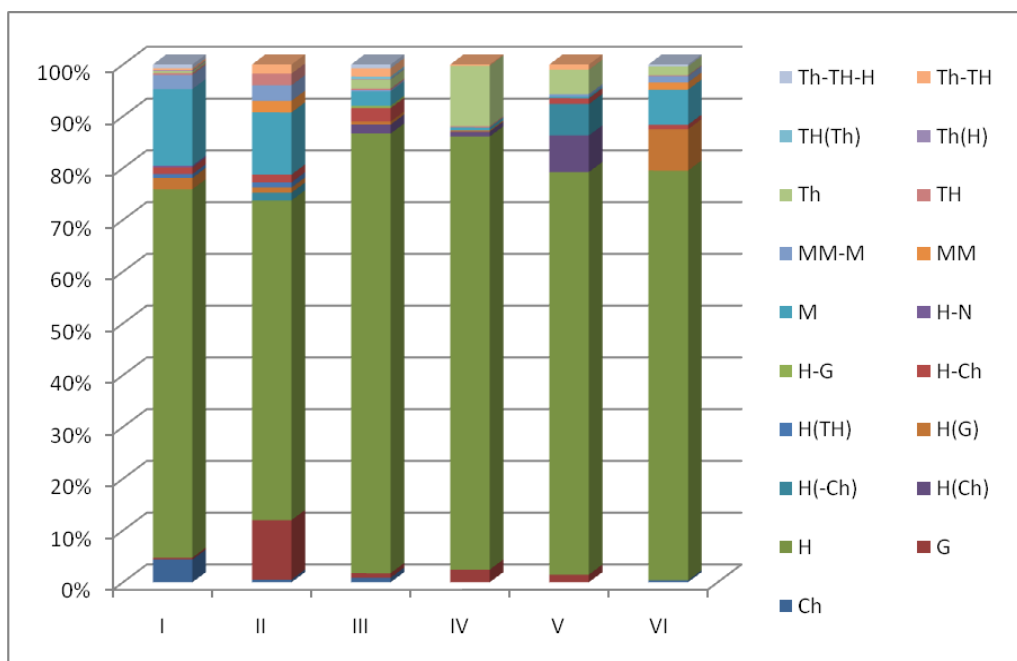


13. ábra A parádóhutai területek fajainak természetvédelmi értékkategóriák (TVK) szerinti megoszlása

Ahogy az előző grafikonon, úgy ezen is feltűnő a zavarástűrő (TZ) fajok fölénye, 4 mintaterületen az 50%-ot is megközelíti a borításuk. A második legnépesebb csoport a kísérő fajoké (K) – ez alól kivételt képez a IV. mintaterület, ahol a kísérő fajok visszaszorulnak, és a társulásalkotóknak (E) adják át a helyüket. Utóbbi csoport jelenlétének aránya a többi területen nagyrészt hasonló.

A gyomok (GY) különböző arányban fordulnak elő, legnagyobb mennyiségben a IV. mintaterületen találkoztunk velük. Védett (V) faj szinte egyáltalán nincsen, a természetes pionír (TP) és a gazdasági (G) növények is csak színezőelemként jelennek meg a vegetációban.

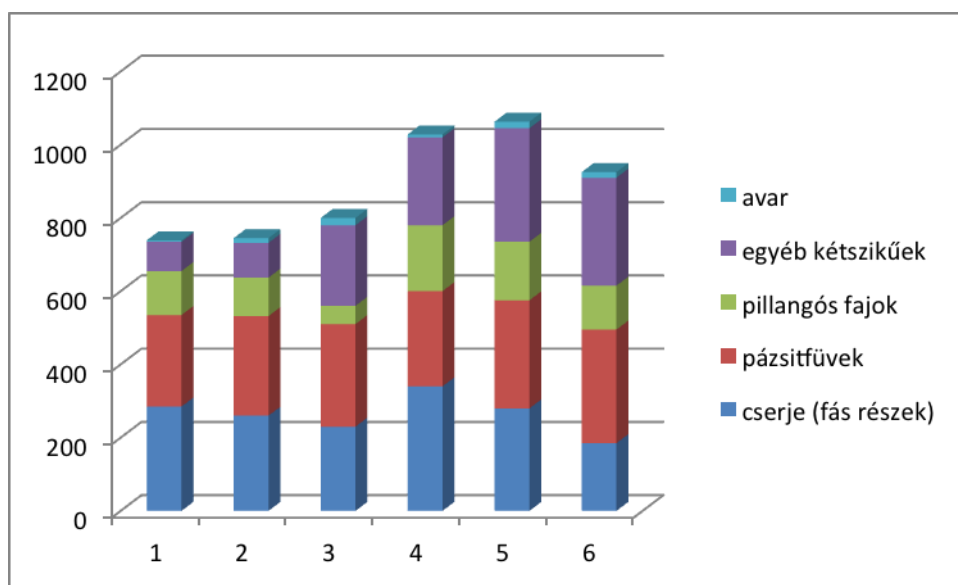
4.1.3.3 A fajok Raunkiaer-féle életforma-kategóriáinak megoszlása



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

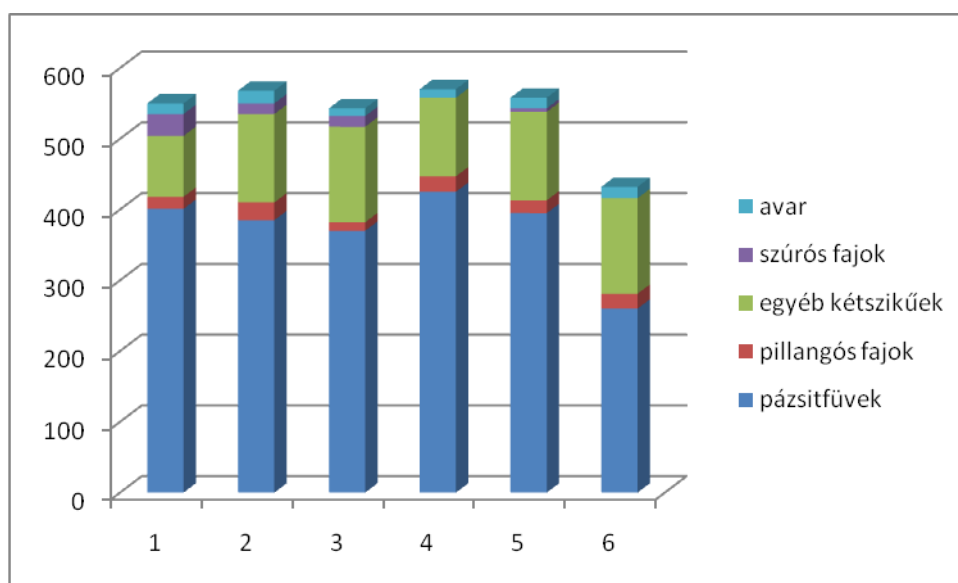
A várakozásoknak megfelelően az összes mintaterület vegetációjának túlnyomó része a hemikryptophyta, azaz az évelő lágyszárúak (H) csoportjába tartozik. Ezen kívül említésre méltó arányban a fák (M), az egyévesek (Th), illetve a II. mintaterületen a geophyta (G) fajok vannak még jelen. A többi kategória csak elenyésző arányban képviselteti magát a parádóhutai mintaterületek vegetációjában.

4.2 A biomassa-produkció vizsgálati eredményei



15. ábra Sár-hegy északi lejtőjén cserjeirtott III. mintaterület mintanégyzeteiben
(az adatok grammban szerepelnek)

A 15. ábrán a Sár-hegy északi lejtőjén, kaszált (II.) végzett vágásminták eredményeit láthatjuk. A legszembeütőbb, hogy a legnépesebb csoport a pázsitfűveké, tömegük mind a 6 mintaterületen átlagosan 80%-a a teljes biomassa-produkciónak.



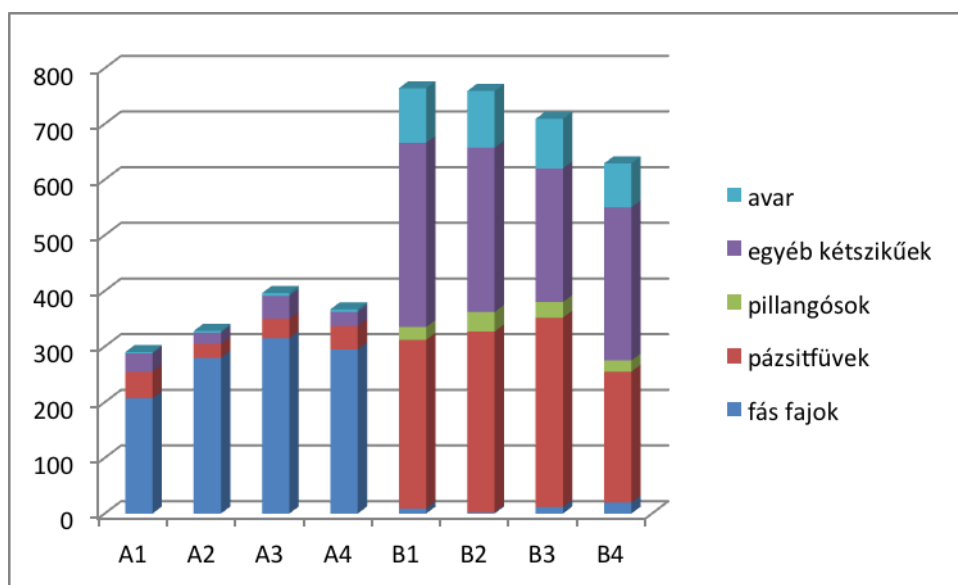
16. ábra Sár-hegy, északi lejtő. Kaszált területek mintanégyzeteiben
(az adatok grammban szerepelnek)

A maradék tömeg 20%-át a lágyszárú kétszikűek töltik ki, ezen kívül csak néhány százalékos arányban vannak jelen a pillangósok. Ezúttal legelésre alkalmatlan, szúrós fajokat is találtunk, de ezek aránya is igen alacsony. Az avar mennyisége egyenletes, minden mintaterületen 3-4%.

A 16. ábrán összehasonlítást lehet látni az egy éve cserjeirtott (IV, A) terület és a 2000 óta kaszált (VI, B), előtte cserjeirtott területek vágásmintái között. Az adatokon jól látszik, hogy a cserjeirtás hosszú távon pozitívan hat a biomassza-produkcióra. A 10 éven át cserjeirtott területeken a biomassza-termelés átlagosan a duplájára emelkedett.

Az összetétel is jelentős változást mutat: míg az egy éve kezelésbe vett területeken túlnyomórészt fásszárú növényfajok élnek, a pázsitfűvek és az egyéb kétszikűek száma igen alacsony, addig a régóta kezelt területeken a fásszárúak szinte teljesen visszaszorultak, dominánssá a lágyszárú növények váltak.

Jelentősen megnőtt az avar mennyisége is – míg az A területeken szinte egyáltalán nem volt, a B területeken a tömege már jóval túllépi a fásszárúak tömegét is. Ezenkívül a cserjeirtás hatására megjelentek a pillangósok, amelyek az első négy mintaterületről teljesen hiányoztak.



17. ábra Sár-hegyi cserjeirtott és kaszált területek vágásminta-eredményeinek összehasonlítása (A: egy éve cserjeirtott (IV), B: 2000 óta kaszált (VI), 10 éve cserjeirtott területek. Az adatok grammban vannak)

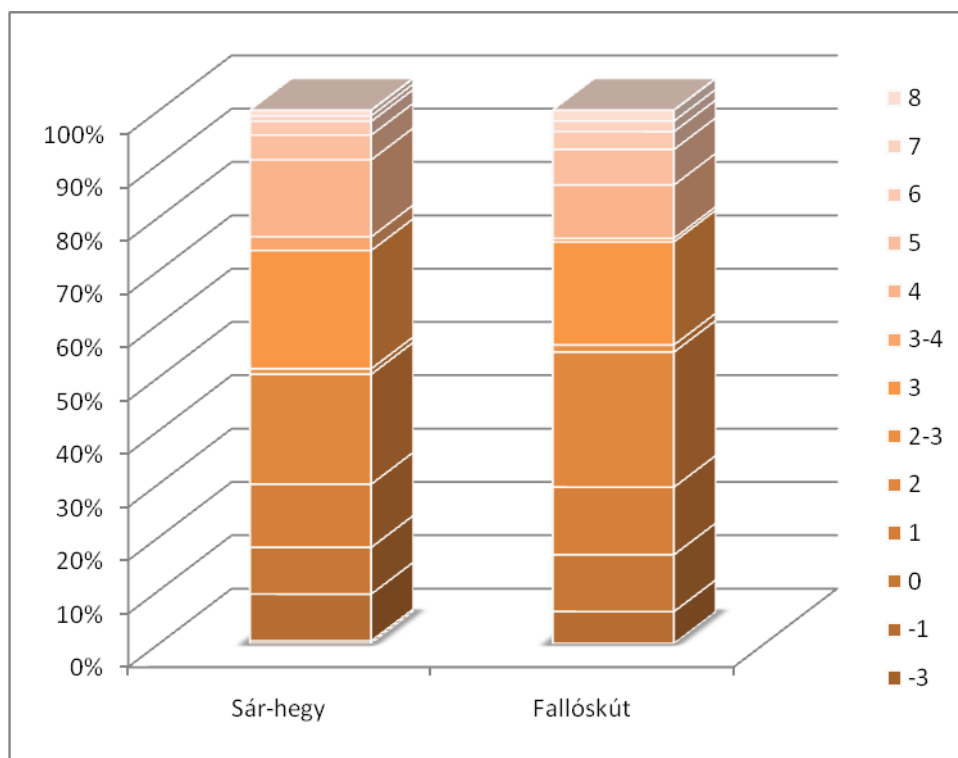
4.3 A mintaterületek takarmányértékei

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 hátterében az északi lejtőkön lévő zárt gyepek, kaszálórét biomassza adatai húzódnak meg.

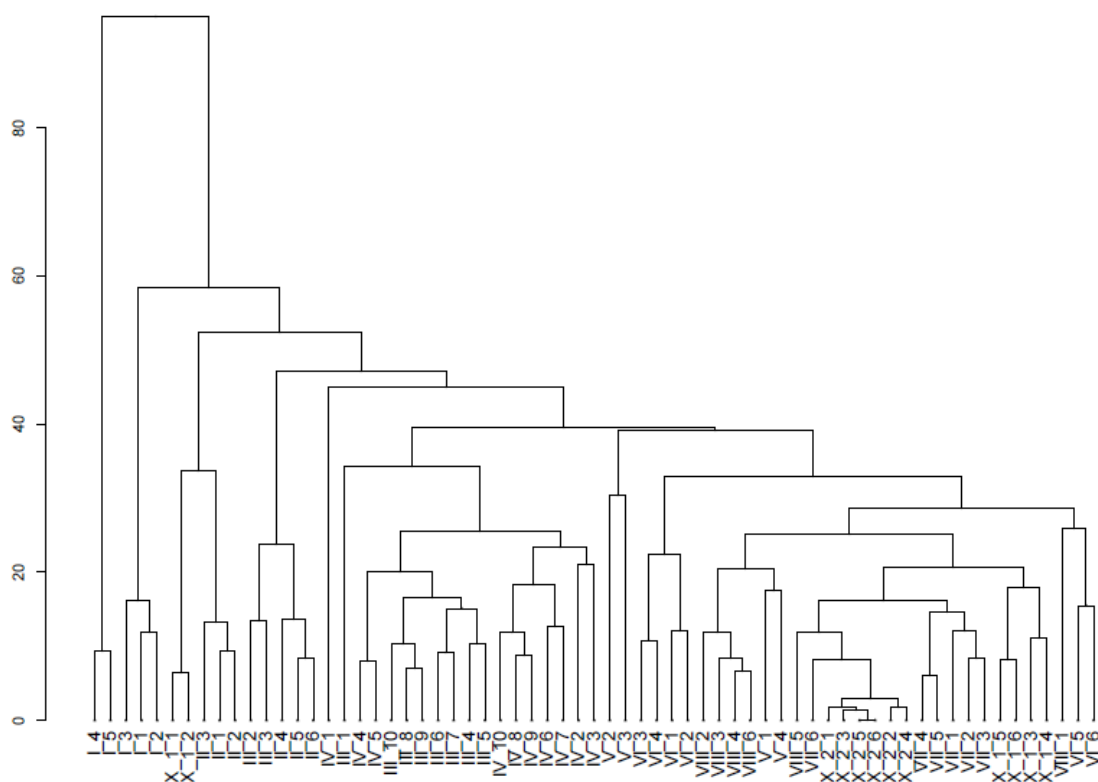


18. ábra A sár-hegyi és fallóskúti mintaterületek fajainak takarmányérték-megoszlása

4.4 A területek vegetációjának statisztikai elemzése

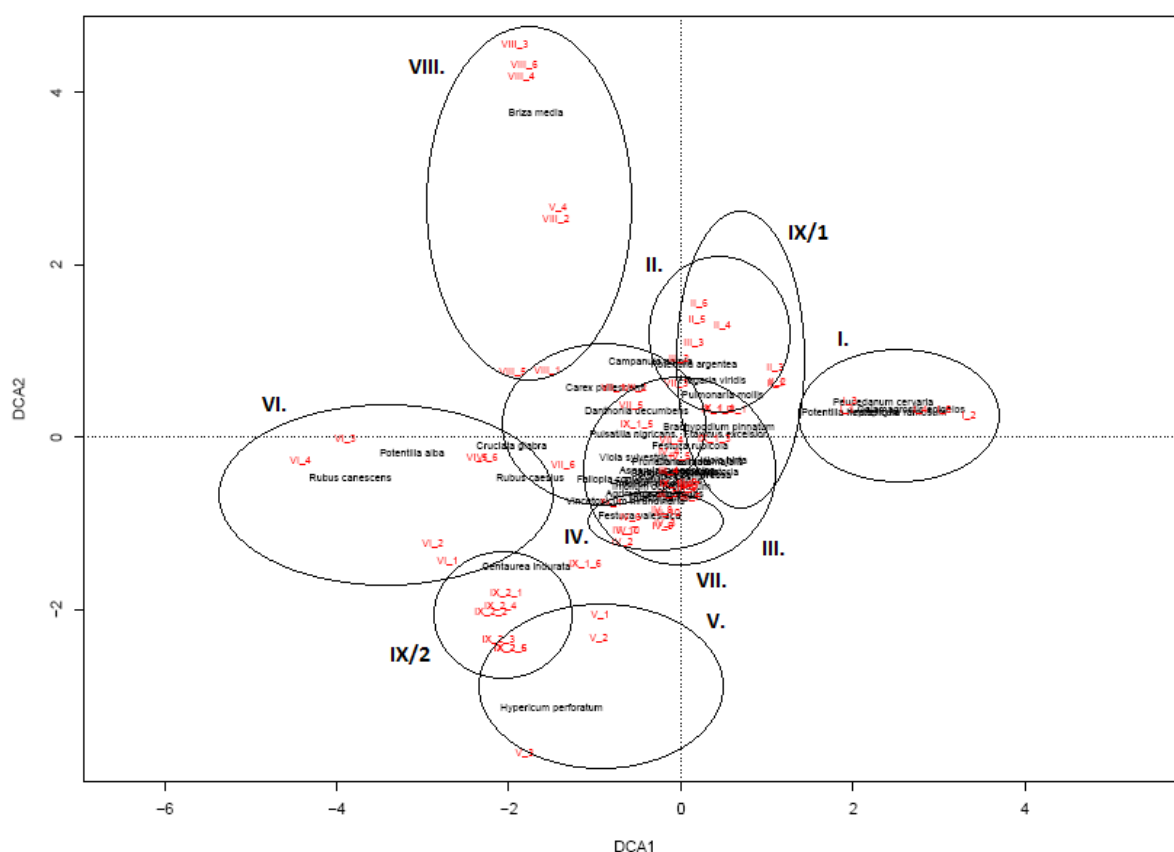
4.4.1 A fallóskúti mintaterületek eredményei

A 19. ábrán látható a fallóskúti mintaterületek cönológiai felvételeinek klasszifikációja. A felvételek alapján a kaszáló és a cserjeirtott területek teljesen elválnak egymástól. A *Molinia*-s (I.) és nedves kaszáló lápréti területek (II.) jól elkülönülnek. A nedvesebb állományok felvételei, a III., V. mintaterület kvadrátjai szintén egy-egy csoportot alkotnak és a lápréti állományoktól jól elválnak. A kaszáló szárazabb állományai a nedvesebb állományokhoz állnak közelebb, elkülönülnek a lápréti foltoktól, de szintén elválnak a kaszáló nedvesebb állományaitól is. A cserjeirtott területek a kaszálórét kvadrátjaitól teljesen elkülönülnek, mindössze a IX/1-es szegélyzónájában készül felvételek közül kettő kerül a lápréti felvételek közé.



19. ábra A fallóskúti cönológia felvételek mintaterületek klasszifikációs eredményei

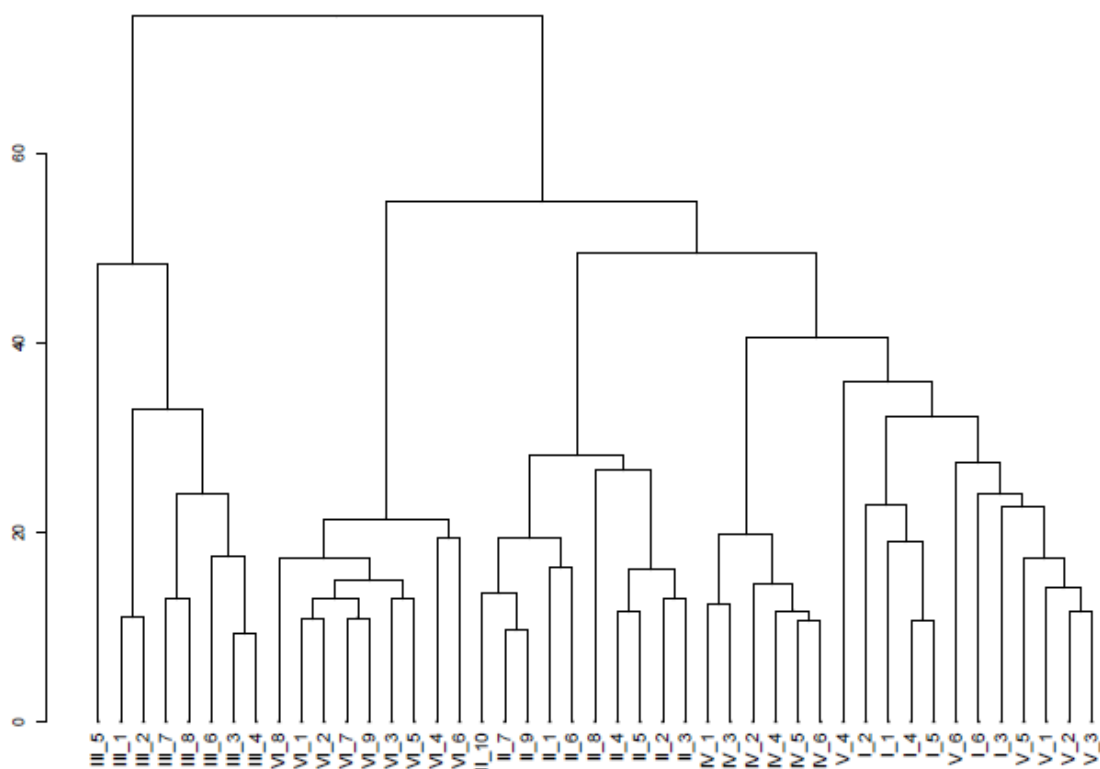
A minterületek DCA analízise alapján a cserjeirtott és a kaszáló területei nem különülnek el egyértelműen. Az I-es mintaterület, ami összfüggő lápréti *Moliniá*-s folt jól elválik (20. ábra). A felvételek alapján elkülönülnek még egyértelműen az V. mintaterület felvételei. Ez a nyiladék, ahol sziklagyepi társulás is kialakult. A cserjeirtott területek közül a VI-os mintaterület felvételei is teljesen szeparálódnak, amely cserjeirtott szegély volt, és a VIII-as felvétel, ami gyertyános tölgyes volt rezgőnyárral keverve. A IX/2-es mintaterületek is elválnak, amelyek a cserjeirtott területek közül a szegélytől beljebb, szinte már nádum területen jelentek meg. A kaszáló felvételei az ábra középső részén egymáshoz közel helyezkednek el, amelyet öveznek a cserjeirtott felvételek közül a VII-es tölgyes helyén kialakított gyep és a IX/1-es felvételek, amikor a cserjeirtott terület szegélyében készültek a kvadrátok. Az adatok alapján meglepő módon a cserjeirtott és a már kaszáló felvételei is közel kerültek egymáshoz, azok a vegetáció egységekhez tartoznak, ahol az erdőtársulás is a cserjeirtás előtt hasonló volt.



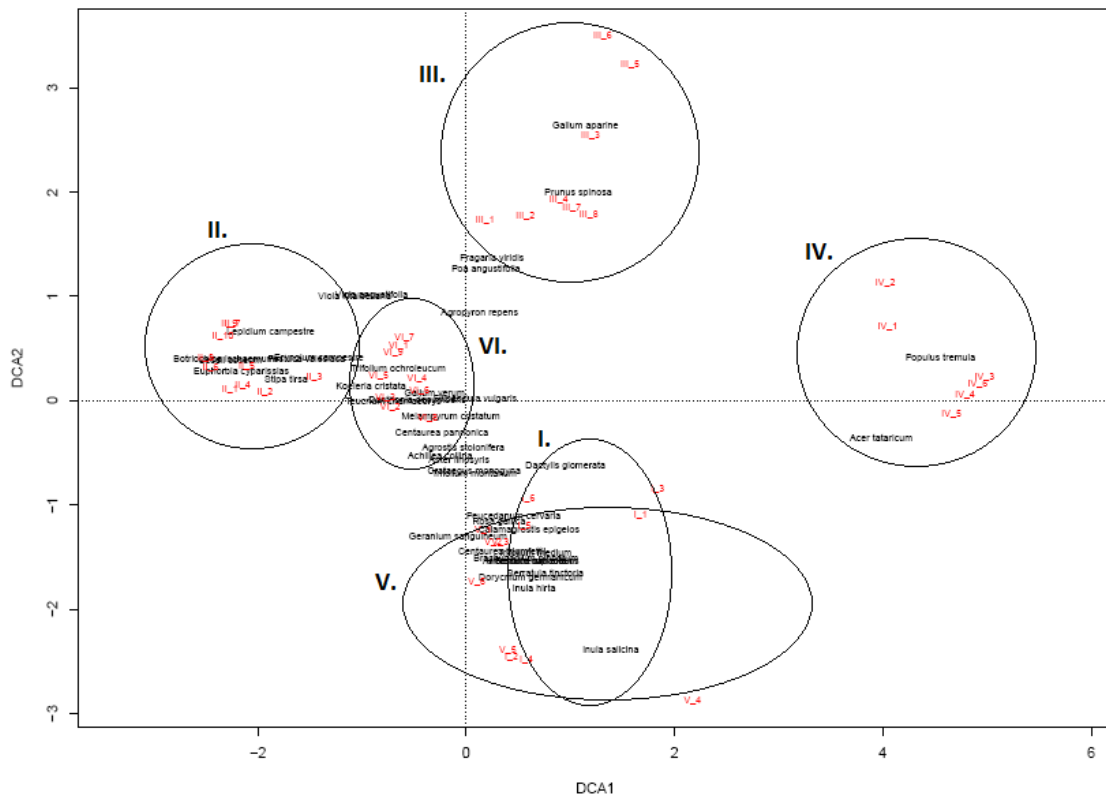
20. ábra A fallóskúti mintaterületek DCA analízise

4.4.2 A Sár-hegy mintaterületek eredményei

A 21. ábrán a sár-hegyi mintaterületek cönológiai felvételeinek klasszifikációja látható. A felvételek alapján a kezelésnek itt a száraz gyepterület esetében, szemben a nedves, üdőbb hegyi kaszálóval, jobban kirajzolódna. A I. és az V. mintaterület felvételei keverednek egymással. Az I. mintaterület 5-10 éve még cserjeirtott volt, de az azóta történő folyamatos kaszálás a vegetáció összetételét az V. mintaterületéhez tette hasonlóvá, ahol nem történt cserjeirtás, hanem mindig is kaszálóként szerepelt. Mind a két mintaterület északias kitettségben üdőbb termőhely, aminek úgy tűnik fontos szerepe van. Ezt a hasonlóságot a DCA analízis ábrája is megerősíti (21. ábra).



21. ábra A sár-hegyi mintaterületek klasszifikációs eredményei



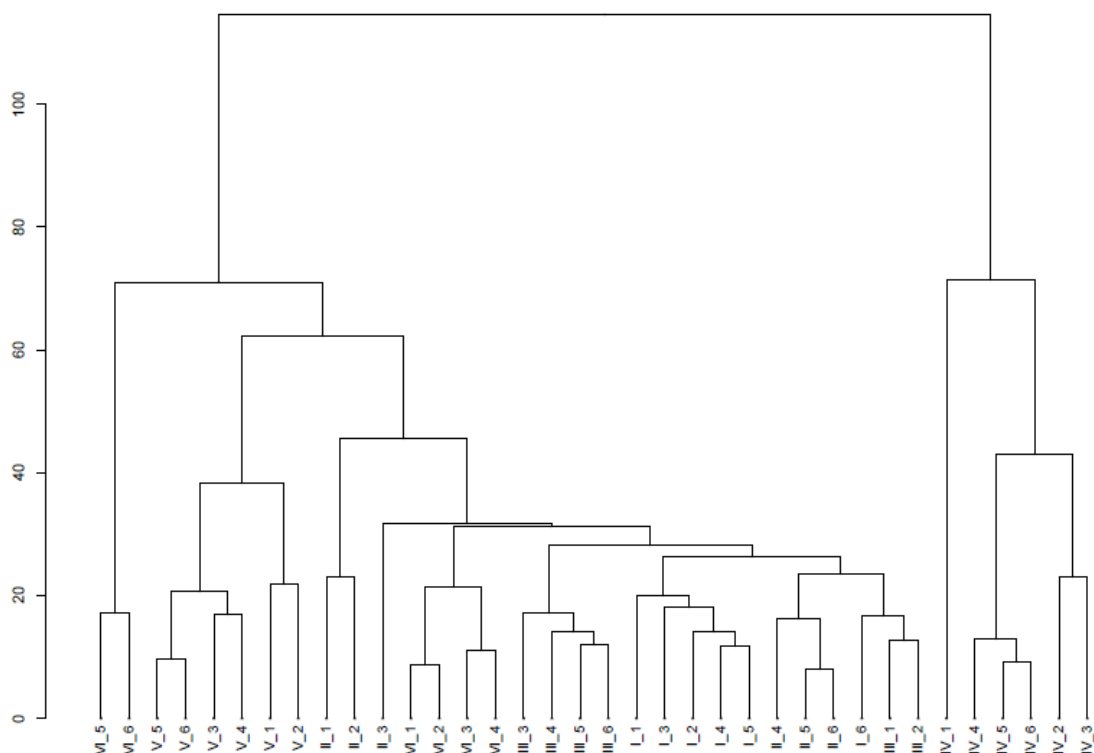
22. ábra A sár-hegyi mintaterületek DCA analízise

A cönológiai felvételek klasszifikációja és a DCA analízis alapján is a cserjeirtott rezgőnyaras felvételek minden más felvételtől egyértelműen elkülönülnek. A VI. mintaterület felvételei nagyon közel találhatók a II. terület felvételeihez (22. ábra). Egyik területen sem történt cserjeirtás, hanem csak kaszálás, és a területek a fajok alapján szárazabb termőhelyek is egyben. A III. mintaterület felvételei szintén elválnak. Itt is cserjeirtás történt, de csak néhány éve, ahol a vegetáció még nem stabilizálódott, alapvetően a franciaperje uralta vegetáció típus.

3.4.3. A Parádóhuta melletti mintaterületek eredményei

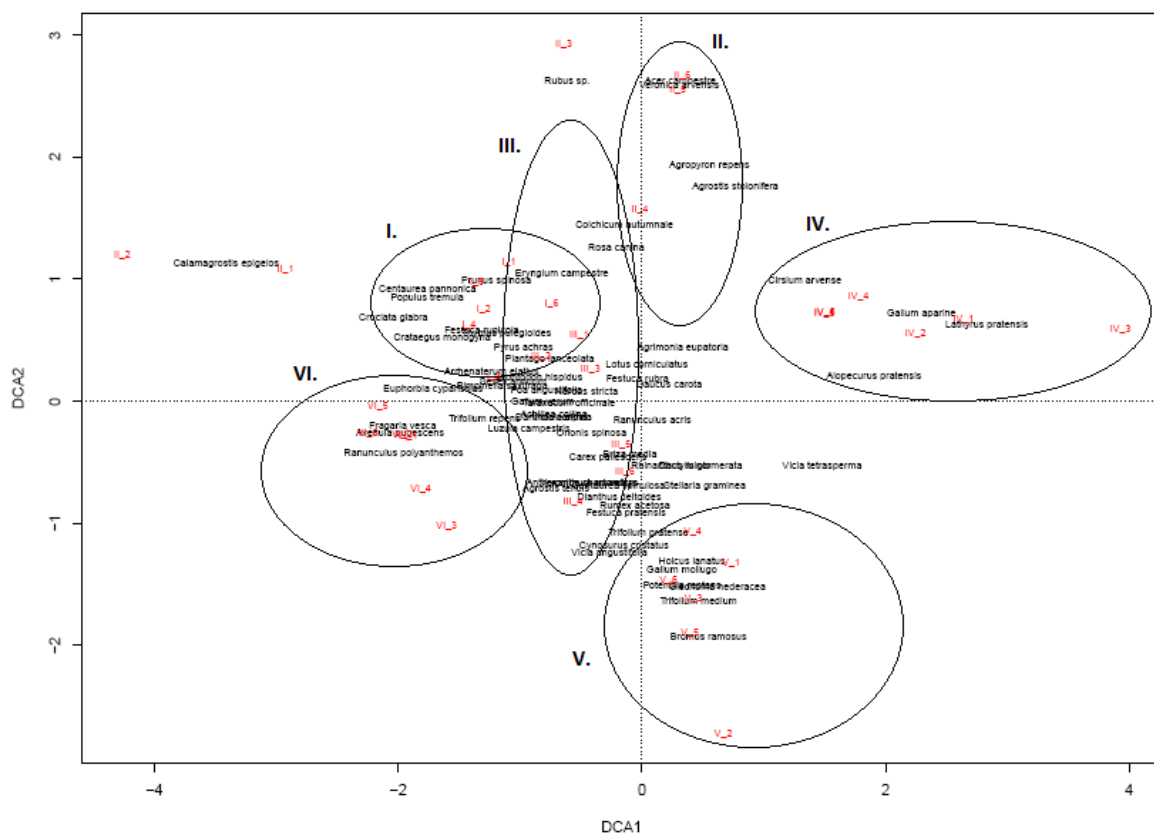
A 23. ábrán a mintaterületek cönológiai felvételeinek klasszifikációja látható. A felvételek alapján leginkább a IV. mintaterület felvételei különülnek el. Itt a vegetációban a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) dominanciája érvényesül. A vegetációt itt kevés fajú és mezofil növények alkotják, aminek a jelentősége nagyobb lesz a növényzet kialakításban, mint a kezelésnek, a kaszálásnak. A többi mintaterület felvételei nem alkotnak egyértelműen

külön csoportokat. A IV-es ecsetpázsitos terület felvételei különülnek még el nagyobb különbözőzési szinten. Az V. mintaterület felvételei alkotnak még egységes csoportot. Itt a kaszálóréten szintén érvényesül az üdebb jellegből fakadó nedves rétekre jellemző fajok dominanciája: *Holcus lanatus*, *Alopecurus pratenses*, *Festuca pratensis*, *Bromus ramosus*. A VI-os mintaterület felvételei közül azok, ahol a *Helichtotrichon pubescens* a domináns jól elválnak, de a többi felvétel keveredik a kaszált, cserjeirtott területek kvadrátjaival.



23. ábra A parádóhutai mintaterületek klasszifikációs eredményei

Az I-es, II-es és a III-as mintaterületek felvételei részben kisebb csoportokat képeznek, részben pedig 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 fajai fordulhatnak elő nagyobb mennyiségben. Ez alapján „keverednek” ezeknek a mintaterületeknek a felvételei.



24. ábra A parádóhutai mintaterületek DCA analízise

A cönológiai felvételek DCA analízis alapján a klasszifikációs eredmények még inkább kirajzolódnak. A IV-es és a V. területek felvételei különülnek el leginkább. Központi helyzetben a III-as mintaterület kvadrátjai találhatók, amelyek a legfajgazdagabbak és ezen felvételekhez kapcsolódnak a különböző fajkombinációkkal az I-es, II-es és a IV-es mintaterületek felvételei. A III-as mintaterület 10 éve már rendszeresen kezelt, kaszált, aminek eredménye a nagy fajgazdagság megjelenése is.

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, majd ezt követve kaszálást, a vegetáció fajgazdaggá vált, ami megerősíti az irodalmi közléseket is, hogy ha a kaszálást visszaállítják, az a cserjésedést, beerdősülést megakadályozza és fajgazdag vegetáció kialakulását eredményezi (Ölvedi 2010, Sendžikaite 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 üdébb 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, azaz a kaszálás és 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 élő és egyéves pázsitfűveknek, illetve lágyszárú kétszikű fajoknak. A BNPI-nek azonban érdemes folytatnia a természetvédelmi kezeléseket, hiszen vannak mintaterületek, ahol a kaszálás és cserjeirtás 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 biomassza-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 biomassza-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 növényyszociológia szerepe a gyepek értékelésében. Növ.-term. Kut. Szolg., Kolozsvár 4: 1-19.
- Balázs F. (1949): A gyepek termésbecslése növényyszociológiai 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