



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

**Élőhelyvédelmi beavatkozásokat megalapozó botanikai-
természetvédelmi vizsgálatok
kékperjés réteken**

Doktori (PhD) értekezés

**Fülöp Bence
Keszthely
2025**

A doktori iskola megnevezése: Festetics Doktori Iskola

Tudományága: Környezettudományok

Vezetője: Dr. Anda Angéla
Egyetemi tanár, DSc

Tanszék/Intézet: MATE, Környezettudományi Intézet
Környezettudományi Intézet Környezeti Fenntarthatóság Tanszék

Témavezetők: Dr. Bódis Judit
Egyetemi docens, Phd habil.
MATE, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Természetvédelmi Biológiai Tanszék (Georgikon Campus)

Dr. Botta-Dukát Zoltán
Tudományos tanácsadó, MTA doktora
HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet
Durva-léptékű Vegetációökológiai Kutatócsoport

.....
Dr. Anda Angéla
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
Dr. Bódis Judit
A témavezető jóváhagyása

.....
Dr. Botta-Dukát Zoltán
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	4
2. Célkitűzések	5
3. Irodalmi áttekintés.....	6
3.1. A kékperjés rétek általános jellemzése és természetvédelmi jelentősége	6
3.2. A kékperjés réteket veszélyeztető tényezők és a kezelés lehetőségei	8
4. Anyag és módszer	12
4.1. Mintaterületek bemutatása	12
4.2. Módszertan	16
4.2.1 I. résztanulmány: Batyki-láprét védett fajainak állományfelmérése	16
4.2.2 II. résztanulmány: A természetvédelmi kezelés kiválasztását megalapozó vizsgálat	21
5. Eredmények és azok megbeszélése.....	26
5.1 I. résztanulmány: Batyki-láprét védett fajainak állományfelmérése	26
5.2 II. résztanulmány: A természetvédelmi kezelés kiválasztását megalapozó vizsgálat	33
5.2.1 Nyirádi Sár-álló	33
5.2.2 Batyki-láprét.....	50
5.2.3 A kezelésekhez kapcsolódó hasonló és eltérő reakciók	64
6. Következtetések és a javaslatok	67
7. Új tudományos eredmények.....	69
8. Összefoglalás	70
9. Summary	74
10. Mellékletek.....	78
10.1. Irodalomjegyzék.....	78
10.2. További mellékletek.....	87
10.2.1. A biomassa összetételének változásait bemutató táblázat.....	87
11. Köszönetnyilvánítás	90

1. Bevezetés

A természetes és természetközeli gyepek jelentős szerepet töltenek be a biodiverzitás fenntartásában (VALKÓ et al. 2016a). Ezen gyepek területek jelentős részben ember által létrehozott élőhelyek, mégis a legfajgazdagabb életközösségek közé tartoznak Európában (POSCHLOD et al. 2009, WILSON et al. 2012, DAHLSTRÖM et al. 2013). Megőrzésük azért is kiemelten fontos, mert nagy diverzitásuk mellett és részben annak következtében nagy gazdasági és társadalmi jelentőségük van, ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak, zöldfolyosóként funkcionálhatnak, valamint tájképi értékekkel is bírnak (MARGÓCZI 2001, KÁRPÁTI és TAKÁCS 2008).

Az európai országokban a mezőgazdasági intenzifikáció következtében a hagyományosan kezelt gyepterületek borítása a korábbi kiterjedésük töredékére csökkent (MATĚJKOVÁ et al. 2003, VALKÓ et al. 2016b, VALKÓ et al. 2018). A mezőgazdaság intenzifikációja nyomán a szántóföldi takarmánynövények termesztése lényegesen nagyobb hangsúlyt kapott, ez pedig nagyban csökkentette a széna gazdasági értékét, mindeközben az extenzív állattartás jelentősen visszaszorult (VALKÓ et al. 2018). Az intenzív mezőgazdálkodás térhódításával egyidőben az urbanizáció és az iparosodás jelensége is a természetközeli élőhelyek ökológiai állapotának romlásához vezetett (BEKKER et al. 1997, WALLIS DE VRIES et al. 2002). A fent említett folyamatok napjainkban is általánosan jellemzőek, így pedig számos további területet fenyeget a hagyományos tájhasználat felhagyása (VALKÓ et al. 2012a).

Hasonló nehézségekkel néznek szembe a kékperjés gyepek Magyarországon is, a klímaváltozás és a tájhasználat megváltozása következtében kedvezőtlen folyamatok indultak be. A felhagyott gyepeken jellemző az erőteljes avarosodás, a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) térnyerése és számos helyen erős cserjésedés indult meg, ennek következtében a specialista ritka és védett fajok visszaszorulóban vannak. Ennek megfelelően számos hazai természetvédelmi szakembert foglalkoztat az üde gyepek degradációjának kérdése (CZÚCZ et al. 2009, BIRÓ 2011, VALKÓ et al. 2012a, KISS et al. 2018) ugyanakkor a lehetséges válaszleptések és a széles körben alkalmazható módszerek kidolgozása azonban még várat magára. A kezelési módszerek hatását mindig az adott területre specifikusan kell megvizsgálni, hogy tudományosan megalapozott javaslatokat tehesünk a nagy ökológiai értéket hordozó élőhelyek természetvédelmi helyzetének helyreállítására, melyek igazoltan javíthatják a védett és fokozottan védett növényfajok életfeltételeit és megállíthatják kékperjés rétekre globálisan jellemző biodiverzitás csökkenését.

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság szakemberei számára is rendkívüli kihívást jelent a kiemelkedő természeti értékekkel bíró, emblematikus élőhelyek természetvédelmi helyzetének fenntartása vagy javítása, melyek között szép számban találhatunk kékperjés lápréteket is. Hasonló jellegű élőhelyek nagy arányban fordulnak elő a Nyirádi Sár-állón és a Batyki-lápréten is, ahol természeti értékek fennmaradását jelentős mértékben veszélyezteti a degradáció, elsősorban az avarfelhalmozódás, a cserjék-, a fásszárúak-, valamint jó kompetíciós képességű fajok térhódítása, emiatt mindkét területen kulcskérdés, hogyan lehet eszköz és költséghatékony módon biztosítani a nagy ökológiai értéket hordozó vegetáció fennmaradását. Dolgozatom témaválasztásának fő motivációja ezen kérdésekre a tudományosan megalapozott válaszok hiánya volt..

2. Célkitűzések

Kutatásom elsődleges célja, hogy két rész tanulmányon keresztül rámutassak arra, hogy a jó vízellátottságú termőhelyeken kialakult féltermészetes gyepek jelentős természeti értékeket hordoznak napjainkban is. Ugyanakkor ezek hosszú távú fennmaradását, megőrzését számos veszélyeztető tényező nehezíti. Mivel Európa-szerte nagy területeken fordulnak elő ezek az élőhelyek, melyek szinte mindegyike hasonló jellegű problémákkal néz szembe (aktív kezelések hiánya és annak következményei), ezért a gyakorlati természetvédelem számára égetően szükségesek a kezelésekkel kapcsolatos kutatások.

Vizsgálataim célja annak feltárása, hogy a kiválasztott két hazai kutatási helyszín kékperjés rétjeinek természetvédelmi helyzetét veszélyeztető, konkrét gyakorlati problémákra próbálunk megoldást találni.

I. rész tanulmány. Batyki-láprét védett fajainak állományfelmérése

Célkitűzések:

- A mintaterület aktuális állapotának, védett és ritka edényes növényfajainak recens előfordulási adatainak felmérése.

II. rész tanulmány. A természetvédelmi kezelés kiválasztását megalapozó vizsgálat elvégzése

Célkitűzések:

- A Nyirádi Sár-álló, valamint a Batyki-láprét kékperjés élőhelyein végzett természetvédelmi célú kezelések - tudományos eszközökkel történő - megalapozása.
- A mintaterületeken megfigyelt összefüggések általánosíthatóságának vizsgálata.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. A kékperjés rétek általános jellemzése és természetvédelmi jelentősége

A kékperje (*Molinia* spp.) fajok dominálta rétek olyan közösségi jelentőségű gyepes élőhelyek (Council Directive 92/43/EEC), melyek a Natura 2000 területek kijelölésének alapját jelentő élőhelytípusok közül a „6410 Kékperjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (*Molinion caeruleae*)” kategóriába sorolhatók. Ezek egész Európában jellemzőek bár az egyes földrajzi régiókban sajátos vegetációs mintázatokat hordoznak (KOVÁCS 1962, ELLENMAUER és MUCINA 1993, BOTTA-DUKÁT et al. 2005, HAVLOVÁ 2006, KAČKI és MICHALSKA-HEJDUK 2010; KAČKI 2007, ŘEZNÍČKOVÁ 2007, ZELNIK és ČARNI 2008).

A kékperjések első társulástani feldolgozása KOCH (1926) nevéhez fűződik, ő írta le a *Molinietum caeruleae* Koch 1926 társulást, a *Molinion caeruleae* Koch 1926 asszociációcsoportot és a *Molinietalia caeruleae* Koch 1926 asszociációrendet is. Ezek Nyugat- és Közép-Európára vonatkozóan jelenleg is érvényes társulástani kategóriák (MUCINA et al. 2016).

A láprétek, köztük a kiszáradó láprétek (*Molinion caeruleae*) társulástani viszonyaival KOVÁCS Margit (1962) foglalkozott talán a legrészletesebben hazánkban. Az asszociációcsoport karakterfajainak az alábbiakat nevezte meg: fehérmájvirág (*Parnassia palustris*), kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*), nyúlkömény (*Selinum carvifolia*) déli csonkaír (*Succisella inflexa*), réti ördögharaptafű (*Succisa pratensis*), bozontos kutyatej (*Euphorbia villosa*), kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), lápi ibolya (*Viola stagnina*), füzlevelű peremisz (*Inula salicina*), csermelyaszat (*Cirsium rivulare*), alacsony pozdor (*Scorzonera humilis*), lápi pitypang (*Taraxacum palustre*), buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), közönséges kékperje (*Molinia caerulea*). Kimutatta, hogy a mézskedvelő *Molinietum caeruleae* nem egységes társulás, és az ország különböző tájain hét szubasszociációt nevezett meg (*Molinietum caricetosum hostianae*, *Molinietum caricetosum paniceae*, *Molinietum caricetosum fuscae*, *Molinietum caricetosum tomentosae*, *Molinietum molinietosum*, *Molinietum poetosum trivialis*, *Molinietum arrhenatheretosum*).

Az asszociációcsoportba még két társulást sorolt (KOVÁCS 1962): a mézskerülő kékperjés rétet (*Junceto-Molinietum*) és a Duna-Tisza közén előforduló buckaközi kékperjés rétet (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*). Az ezredfordulón LÁJER (2002) a Dráva mentéről egy új, kaszálórégi fajokban gazdag társulást írt le *Arrhenathero-Molinietum arundinaceae* néven. Magyarország növénytársulásainak legutóbbi szintetikus feldolgozásában (BORHIDI 2003) is ez a négy társulás szerepel, nevezéktani korrekciókkal a mézskedvelő (*Succiso-Molinietum hungaricae*) és a mézskerülő (*Nardo-Molinietum hungaricae*) kékperjés rétek esetén.

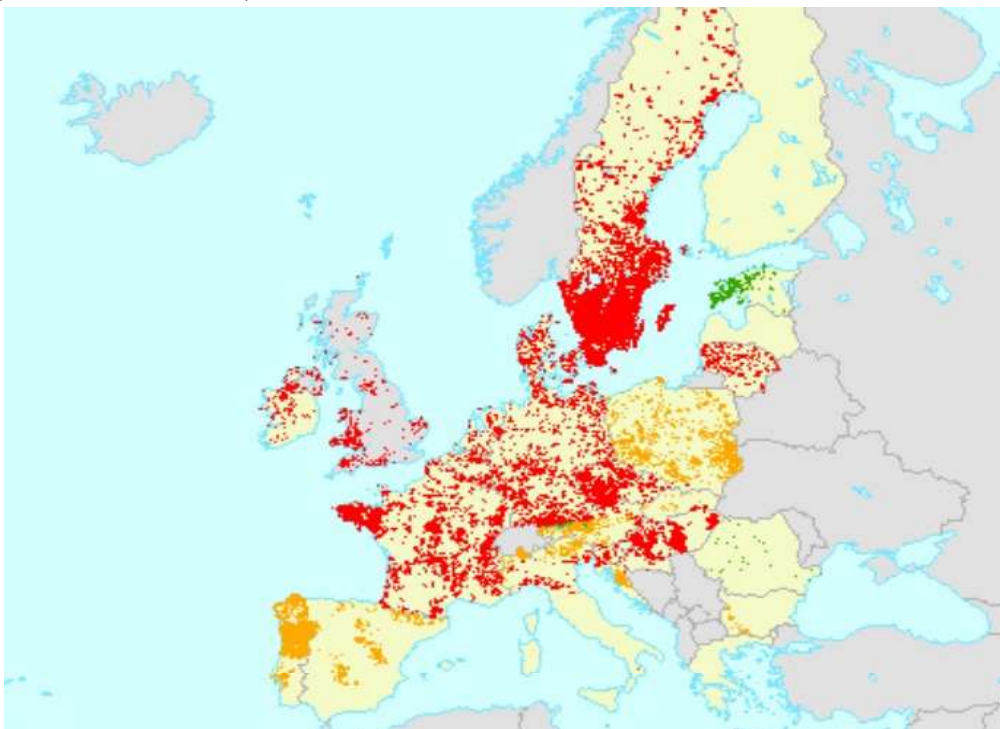
Ugyanakkor az ezredforduló után a gyakorlati természetvédelemben mindinkább elterjedtebbé vált a társulástani megközelítés helyett az élőhely-alapú térképezés és monitorozás. Az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (ÁNÉR) (MOLNÁR és KUN 2011) kritériumrendszere szerint mindegyik fentebb említett hazai társulás a D2 - Kékperjés rétek élőhelytípushoz sorolandó.

A kékperjés rétek (D2) túlnyomó többsége antropogén eredetű, legtöbbször üde erdők irtásainak helyén, valamint lápok lecsapolása nyomán jött létre. Síkvidéki és hegyvidéki környezetben egyaránt kialakulhatnak, rajtuk gyakori a kora tavaszi felszíni vízborítás, amely a nyári hónapokban a visszahúzódik a felszín alá. A kékperjéseken a növények számára hozzáférhető tápanyagmértékkeltebb, mint a hasonló termőhelyi feltételek mellett kialakuló mocsárréteknél. Jellemző állományképe a sűrű és magas gyepű, többszintű rét, melyben többször jelentős mohaszint is képes

kialakulni. A kezeletlen vagy a legeltetéssel kezelt kékperjések esetében jellemző az erőteljes zombékók képződése. A felső szintben uralkodó rendszerint a közönséges kékperje (*Molinia caerulea*), illetve a nádképű kékperje (*Molinia arundinacea*), az élőhely széles körben elterjedt elegyfajjai a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), az északi galaj (*Galium boreale*), a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*), az ördögharaptafű (*Succisa pratensis*) (LÁJER et al. 2011, MÁTÉ 2014).

A kékperjés rétek jelentőségét egykor az adta, hogy takarmánytermő területnek és legelőnek egyaránt használták ezeket a területeket. A kaszálás időpontját elsődlegesen a széna felhasználásának módja határozta meg. Amennyiben takarmányozásra használták fel, úgy júniusban kaszáltak, amennyiben viszont alomnak használták akkor viszont később – szeptemberben vagy októberben – vágták le. A legeltetés főként szarvasmarhával, kisebb részt lóval és juhval történt. Aszályos években a kaszálókat is legeltették, legtöbbször sarjülegelőként használták (MÁTÉ 2014).

A kékperjés rétek hazánkban (BIRÓ et al. 2018) és Európa-szerte (OSTERMANN 1998) egyaránt veszélyeztetettek, ezt jól szemlélteti, hogy közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek helyzetéről készült 2019. évi tagállami jelentések eredményei alapján az élőhely természetvédelmi helyzete szinte minden EU tagállam esetében nem kielégítő vagy rossz (1. ábra). Ez a folyamat természetvédelmi szempontból azért aggasztó, mert a kékperjés rétek kiemelkedően gazdag biodiverzitást őriznek, kiemelkedő botanikai jelentőségük mellett említést érdemel, hogy ezekhez az élőhelyekhez számos ritka és veszélyeztetett állatfaj kötődik, de tájképi szempontból is kimagaslóan értékesek (MARGÓCZI 2001).



1. ábra. A kékperjés rétek természetvédelmi helyzete az EU tagállamaiban, az Európai Környezetvédelmi Ügynökség összesítésében (Forrás: internet1)
Jelmagyarázat: zöld-kedvező természetvédelmi helyzet, sárga- nem kielégítő természetvédelmi helyzet, piros- rossz természetvédelmi helyzet

A gyepes élőhelyek fenntartása és megőrzése –területi kiterjedés és ökológiai állapot tekintetében egyaránt– kulcsfontosságú a biodiverzitás megőrzésében és fenntartásában (VALKÓ et al. 2016a), ennek elsődleges oka, az ilyen élőhelyek rendkívüli fajgazdagsága, számos faj kifejezetten a gyepes élőhelyekhez kötődő specialista (VALKÓ et al. 2018, DENGLER et al. 2014), a fajgazdagságot pedig jól szemlélteti, hogy kis térléptékben (100 m²) vizsgálva a fajszámot tekintve a legjobb természetességű európai gyeppek a világ élvonalába tartoznak (WILSON et al. 2012, CHYTRÝ et al. 2015, VALKÓ et al. 2018).

3.2. A kékperjés réteket veszélyeztető tényezők és a kezelés lehetőségei

A természetközeli gyeppek hosszú távú fennmaradását csak az extenzív művelés tudja biztosítani, azonban a művelés ezeken a területeken az utóbbi évtizedekben egyre intenzívebbé vált (PENKSZA et al. 2013). Ezzel párhuzamosan számos területet nem használnak sem kaszálással, sem legeltetéssel. A kékperjések esetében nagyrészt olyan területekről van szó, melyek hozama ugyan magas, de takarmányértéke alacsony (gyakran csak alomszénának használták, ilyen módon szerves trágyaként hasznosították) és intenzív mezőgazdasági termelésre való átalakításra sem alkalmasak (ZIMMERMANN et al. 2012). A megváltozott környezetben egyre alacsonyabb gazdasági értékük ahhoz vezetett, hogy míg az 1800-as évek végéig Magyarországon a kaszált és a legeltetett kékperjések is nagy kiterjedésben voltak jelen, addig napjainkra a kékperjés rétek kiterjedése Magyarországon összesen csupán közel 8000 hektár (BIRÓ 2011, MÁTÉ 2014, BIRÓ et al. 2018).

Mindemellett fontos megjegyezni, hogy a kékperjés állományokat az egyre hosszabb, száraz nyarak miatti kiszáradás is fenyegeti, természetvédelmi helyzetük javításához a mérsékelt használat, rendszeres kezelés mellett a vizek elvezetését szolgáló csatornák megszüntetése is szükséges lenne (BÖLÖNI et al. 2011, MÁTÉ 2014).

A kékperjés rétek kiterjedésének visszaszorulását részben ellensúlyozhatja, hogy természetes úton, a jobb vízellátottságú élőhelyek kiszáradása révén napjainkban is ki tudnak alakulni ((LÁJER et al. 2011), bár ezen átalakulások természetvédelmi megítélése erősen kérdéses. További lehetőséget jelent a szántóterületek művelésből való kivonása (HOBSS és KRAMER 2007), különösen akkor, ha ezeken a spontán szukcessziót aktív restaurációs célú beavatkozásokkal segítik (TÖRÖK et al. 2011). Az élőhelyrestaurációs célú, aktív természetvédelmi beavatkozások sikerét a kezelési mód mellett számos egyéb tényező befolyásolja, melyek közül az egyik legmeghatározóbb a teljes felhagyás óta eltelt idő (KLIMEŠ et al. 2013). Egy 20 éven át kezeletlenül hagyott gyepterületen is elképzelhető, hogy a gyep fajkészletének döntő többsége eltűnhet (VALKÓ et al. 2018). Ennek elsődleges oka az, hogy a gyepalkotó fajok általában nem képeznek hosszú távon tartósan fennmaradó magbankot (VALKÓ et al. 2011), így a felhagyás óta eltelt idő növekedésével arányosan csökken a helyreállítás lehetősége. Ebből a szempontból a közelmúltban felhagyott gyepterületek helyreállítási kilátásai ígéretesebbek (VALKÓ et al. 2011, KLIMEŠ et al. 2013). A felhagyás negatív hatásainak enyhítésére ökológiai szempontból a hagyományos gazdálkodási módok visszaállítása jelentheti a legjobb megoldást (VALKÓ et al. 2011).

A kaszálás és/vagy legeltetés okozta biomasza eltávolításával járó állandó, de fenntartható mértékű zavarás központi szerepet játszik a gyeppek fátlan, cserjéktől mentes állapotának és biodiverzitásának fenntartásában, ez ugyanis gátolja a kiemelkedő kompetíciós képességgel bíró fajok előretörését és

potenciális mikroélőhelyeket alakít ki a gyengébb kompetitorok számára (BAKKER 1989, HABEL et al. 2013, DENGLER et al. 2014). Ez különösen igaz az olyan természetközeli gyepek esetében, mint a kékperjés rétek, amelyeket évszázados emberi földhasználat hozott létre és tartott fenn (MALATINSZKY és PENKSZA 2004, VALKÓ et al. 2018). ebből következik, hogy hosszútávon fenntartható mértékű, de állandó zavarásra szükségük van a hosszú távú fennmaradáshoz, mivel a termőhelyi feltételek minden tekintetben adottak a szukcessziós folyamatok tovább haladásához.

A gyepgazdálkodás megszűnésének egyik első kézzelfogható következménye az avar felhalmozódása, mely a nedves, magas termőképességű területeken jellemző leginkább (VALKÓ et al. 2012a). A jó kompetíciós képességű fajok, elsősorban nagy termetük miatt nagy mennyiségű biomasszát termelnek, amennyiben a vegetációs időszak feltételei ezt lehetővé teszik, ezek közé tartozik közönséges kékperje (*Molinia caerulea*) és a siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*). Tizenöt évnyi felhagyás után a mezofil gyepekben kétszeres, a nedves gyepekben pedig háromszoros avarnövekedés is elképzelhető (VALKÓ 2019). Ez a felhalmozódott avarréteg csapdaként működik a magok esetében, megakadályozza az adott élőhelytípusra jellemző, fényigényes fajok magjainak csírázását, így általában a fajösszetétel homogenizálódása és a kevés számú, de jó kompetíciós képességű fűfajok, mint a közönséges kékperje (*Molinia caerulea*), a nádképi kékperje (*Molinia arundinacea*) vagy a siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*) térnyerése következik be a többi, a gyepekre jellemző, de gyengébb kompetíciós képességű elegyfajok kárára. A felhalmozódott száraz avar a gyengébb kompetíciós képességű fajok csírázását gátolja (JANEČEK & LEPŠ 2005), valamint fokozott tűzveszélyhez is vezethet (VALKÓ et al. 2018). Az élőhelyek elszegényedésének első lépései közé tartozik a kékperjés rétek specialista növényfajainak eltűnése (PEINTINGER és BERGAMINI 2006, KAČKI és MICHALSKA-HEJDUK 2010, MICHALSKA-HEJDUK és KOPEĆ 2012). A növekvő avarborítás és a fajkészlet elszegényedése között Észtországban (Alam-Pedja Reservaat) mutattak ki ok-okozati összefüggést (NEUENKAMP et al. 2013), míg a Fehér-Kárpátokban kékperje dominálta élőhelyeken felhagyást követően a fajkészlet drasztikus szegényedését (38%) tapasztalták (KLIMEŠ et al. 2013).

A gyepgazdálkodás megszűnése mellett a kékperjés rétek felületése és szerves trágyával való hozamnövelése is évtizedeken át volt jellemző gyakorlat (KOVÁCS 1962). A szerves- és műtrágyahasználat közvetlen és közvetett módon is képes befolyásolni a többletvízhatásnak kitett termőhelyek élőhelyeit, a termőréteg, valamint a felszíni és felszín alatti vizek tápanyagban való feldúsulása drasztikus változásokat okozhat az alapvetően tápanyagszegény termőhelyeken jellemző vegetáció összetételében (LÁJER et al. 2011, KELEMEN et al., 2016, PENKSZA és HALÁSZ 2020).

A természetközeli gyepek kezelése a másodlagos erdősődés és a szukcesszió tovább haladásának megelőzése érdekében is elengedhetetlen (TÄLLE et al. 2018). Az erdők betelepülése és a cserjésedés komoly veszélyt jelent, különösen a boreális és kontinentális erdőövezetekben (SHUMILOVSKIKH et al. 2021), valamint jó termőhelyi adottságú területeken, ahol a fás növényzet gyorsan megtelepedhet. A felnövő fásszárúak leányékolhatják az alacsonyabb lágyszárú fajokat, így gátolva fejlődésüket (PÁPAY et al. 2017).

Jelentős veszélyt hordoz az idegenhonos inváziós növényfajok térhódítása, melyek jellemzően nagyon hatékonyan terjednek vegetatív módon, monodomináns sarj telepeket hoznak létre, melyek kiszorítják jellemző termőhelyeikről az őshonos növénytársulásokat, ezzel gyakorlatilag felszámolva

az élőhelyek biodiverzitását (KUN et al. 2014). A kékperjés réteken az inváziós fajok közül kiemelt jelentőséggel bír a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) és a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), illetve a tájidegen őszirózsa fajok (*Aster* spp.) (MÁTÉ 2014).

A megfelelő kezelési módszer kiválasztásakor a gazdálkodók jellemzően a legeltetés és a kaszálás két lehetősége közül választanak, ezek a gyepgazdálkodás és a természetvédelmi célú kezeléseknél is a legelterjedtebb módszerei. A legeltetés mozaikos vegetációszerkezetet eredményez, ami számos mikro-élőhelyeket alakít ki, ez pedig eltérő termőhelyigényű fajok számára nyújthat lehetőséget a megtelepedésre (BAKKER 1989, BISSLES et al. 2006), emellett a legelő haszonállatok mozgása egyes fajok terjedését is segítheti (POSCHLOD és BONN 1998, POSCHLOD et al. 1998). A legeltetés tehát elősegíti a gyepes élőhelyek fejlődését és fenntartását, ugyanakkor jelentős infrastruktúrát igényel (DEÁK és KAPOCSI 2010), emiatt a korlátozott erőforrásokkal gazdálkodó gyakorlati természetvédelem számára gyakran nem elérhető opció ez a kezelési mód, a nagy erőforrásigény miatt a legelés hatását vizsgáló kutatások (2022) is – a téma természetvédelmi jelentőségéhez képest – alulreprezentáltak (TALLOWIN et al. 2005, HÜSE 2021, PENKSZA et al.).

A kezelési beavatkozások időzítésének és gyakoriságának, a biomasza-eltávolítás módjának, vagyis, hogy kézzel vagy géppel végzik-e a kaszálást, a kaszálógép típusának, vagy legeltetés esetében a legelő állat fajának és fajtájának figyelembevételével kell az adott terület igényeihez igazítani (VALKÓ et al. 2018). A túl gyakran végzett kaszálás például az élőhelyek jellegtelenedéséhez vezet, amely akár olyan méreteket is ölthet, hogy egy esetleges felhagyás is javíthat az ilyen túlhasznált élőhelyek ökológiai állapotán (HUHTA és RAUTIO 1998), hasonló folyamatok játszódnak le a túllegeltetett területeken is (BAKKER 1989).

A kaszálást a Kárpát-medencében és azon kívül is alkalmazták már az erős kompetitor fűfajok visszaszorítására (KLIMEŠ et al. 2013), Csehországban az Óriás-hegységben (Krkonosé) pedig kifejezetten a kékperje visszaszorítására használták az évi egyszeri kaszálást, sikerrel (HEJCMAN et al. 2010).

Az előbbi három módszer mellett alacsony költségvetése és munkaigénye miatt szintén alkalmazzák a szárzúzást, mint alternatív módszert. A szárzúzó a zúzott növényi részeket felaprítja és szétteríti a területen. Előnye, hogy cserjék és kisebb fák eltávolítására is alkalmas, emiatt is gyakran alkalmazzák lágy- és fás szárú özönfajok visszaszorítására (CSISZÁR és KORDA 2015, KISS et al. 2018), illetve a levágott anyag területen való hagyásával az őshonos fajok propagulumai is nagyobb mennyiségben maradhatnak a helyszínen.

A jól megtervezett, kontrollált égetés nagy kiterjedésű területek alternatív, alacsony munkaigényű, így költséghatékony kezelési módja lehet (VALKÓ et al. 2012b). Alkalmazása azonban csak olyan gyepterületeken javasolt, ahol a tűz a múltban jelen volt a tájban hagyományos kezelésként, és a területen nincsenek olyan veszélyeztetett fajok, amelyekre az égetés kifejezetten káros lehet (KISS et al. 2018). Európa bizonyos területein, például Skóciában, Skandináviában és a Balti államokban az égetés évezredek óta a hagyományos tájhasználat hangsúlyos eleme volt (MALLIK és FITZPATRICK 1996, BRUCE és GOLDAMMER 2002), azonban napjainkban ezt a legtöbb területen a fentebb ismertetett gazdasági és társadalmi változások miatt már nem folytatják. Európában újabban több vizsgálat is foglalkozik a tűz gyepekre gyakorolt hatásaival (ANTONSEN

és OLSSON 2005, HANSSON és FOGELFORS 2000, KAHMEN et al. 2002, KÖHLER et al. 2005, LIIRA et al. 2008, PAGE és GOLDAMMER 2004, DEÁK et al. 2012), itthon például ÓNODI et al. 2007, ÓNODI 2011, SAMU et al. 2010), ezért az égetés – mint természetvédelmi kezelés - jelenleg csak kísérletes elővizsgálatok után ajánlható (VALKÓ et al. 2018). A külföldi példák azt mutatják, hogy a nem megfelelően (túl gyakran vagy rossz időben) alkalmazott égetés számos fajt hátrányosan érint és erős szelektáló hatással bír (MILBERG et al. 2014, 2018).

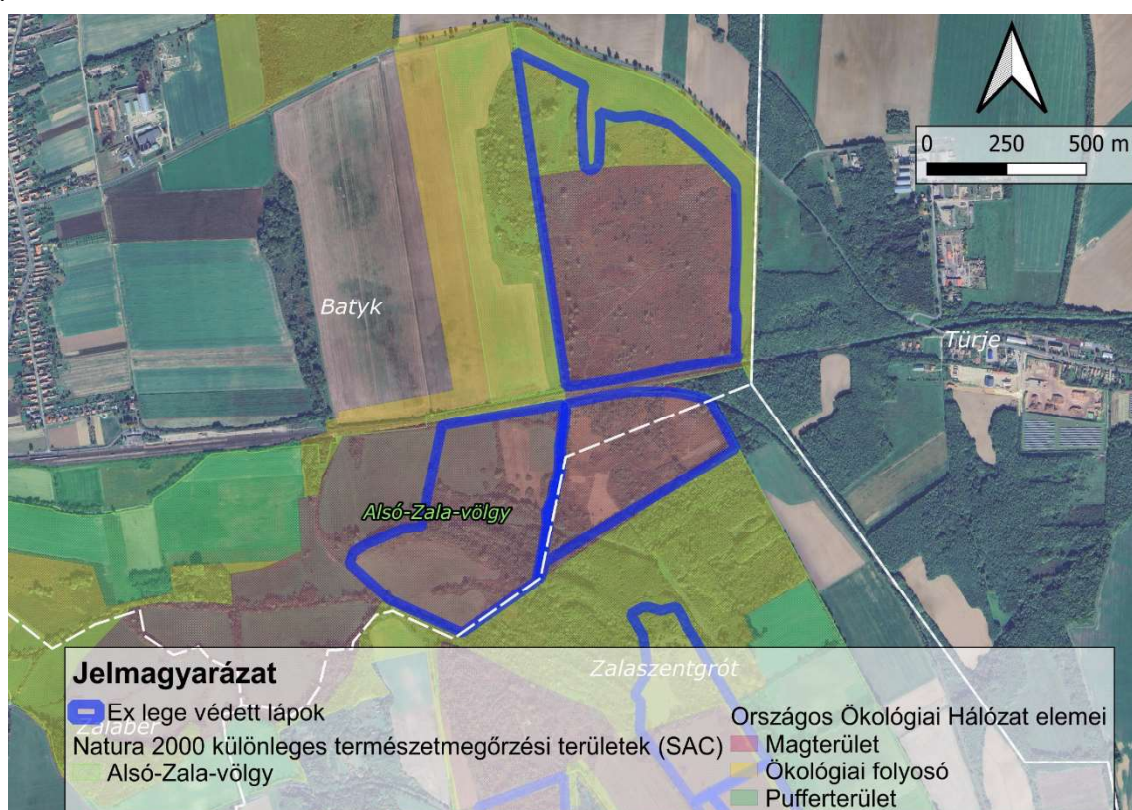
4. Anyag és módszer

4.1. Mintaterületek bemutatása

A **Batyki-láprét** az Alsó- és a Felső-Zala-völgy kistájak találkozásánál fekszik (MAROSI és SOMOGYI 1990), és nagytáj szintjén is határhelyzetben van, a Nyugat-magyarországi-peremvidék része, de közel fekszik a Kisalföld déli, kemenesalji nyúlványához is.

A láprét növényzetét többszáz éve fás-cserjés foltokkal mozaikos gyepes vegetáció jellemzi, amely a mintaterület potenciális vegetációtípusát is jelenti egyben.

A láprét a Zala-menti üde gyepes, természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb tagja, ex lege védett lápterület és az Alsó-Zala-völgy (HUBF20037) Natura 2000 terület részét képezi. A terület része a Nemzeti Ökológiai Hálózatnak, nagy része magterület, kisebb része ökológiai folyosó (2. ábra).



2. ábra. A Batyki-láprét elhelyezkedése és a környezetében kijelölt területi védettségi kategóriák

Növényföldrajzi szempontból is határhelyzetben van, a legújabb elemzések szerint a vizsgált terület az *Eupannonicum*, a *Praenoricum* és a *Praeillyricum* flóraidékek találkozási pontjánál terül el (FEKETE et al. 2017). A pannon, alpin és illír hatások találkozása e régióban régóta vizsgálatok tárgya (JÁVORKA 1940, KÁROLYI és PÓCS 1954, KIRÁLY et al. 2007).

Zala völgye Zalabér és Batyk határában fordul élesen déli irányba, elválasztva egymástól a Zalavári- és a Zalaapáti-hátat (DÖVÉNYI 2010). A folyó erős délre fordulása annak köszönhető, hogy a Zala hátravágódva eléri a Marcal völgyét és átveszi annak vizét („Türjei-kaptúra”). Ezt a geográfiai szempontból is kiemelt jelentőséggel bíró jelenséget korábban intenzíven kutatták (pl. LÓCZY 1913, CHOLNOKY 1918, GÁBRIS és MARI 2007). Bár a kistáj potenciális erdőterület, a Zala völgyében nem zárható ki a gyepes természetes eredete sem. A Zala folyó szabályozása jelentős hatást gyakorolt

az élőhelyekre (MESTERHÁZY 2008). A láprétet a herbáriumi lapokon és a szakirodalomban többféleképpen is azonosították: Zalabér melletti tőzezes rétek („*in pratis turfosis versus Zalabér*”), Túrjei-láprét, Batyki-berek, Batyki-láprét, Batyki-ösgyep. Az utóbbi évtizedekben, a szakirodalomban a Batyki-láprét elnevezés vált általánossá. Az északi és keleti részek 'Síki-dűlő', 'Síki-rét', míg a nyugaton lévő rétek 'Zala-mellék' néven szerepelnek a korábbi térképeken.

A láprétet kelet-nyugati irányban két vasútvonal keresztezi, egymással párhuzamosan haladva. Az első vasút 1970 körül épült meg, majd 2009-ben az északi 25 sz. vonal töltését jelentősen megerősítették. Kiterjedt vízvezetési munkák is folytak a területen, melyek már 1900 körül elkezdődtek (DOMOKOSNÉ NAGY 1955), s a vasúti töltéssel együtt lényegesen befolyásolták és befolyásolják a láprét vízellátását. A láprét közepét észak felől átszelő vízfolyásra 2012-ben zsilipeket helyeztek, a régi lecsapoló árkokba pedig vízviasztartó cölöpös földgátakat építettek, annak érdekében, hogy megtartsák a vizet a lápréten (FUTÓ et al. 2013).

Közvetlenül a Zala mellett mocsárrét, a vasúttól délre különböző mértékben művelt és cserjésedett láp- és kékperjés rétek, míg a vasúttól északra benádasodott, becserjésedett, nehezen járható vizenyős részek jellemzőek.

Vizsgálatunkhoz az időrendben első forrásnak herbáriumi (BP) adatokat használtunk fel, Jávorka Sándor és Zólyomi Bálint összesen három alkalommal jártak a túrjei réteken (1938.05.22., 1939.04.23., 1939.06.07.), gyűjtéseikhez kapcsolódik a poloskaszagú kosbor (*Anacamptis coriophora*), a mocsári kosbor (*Anacamptis palustris* subsp. *elegans*), a barna sás (*Carex hostiana*), a kardos madársisak (*Cephalanthera longifolia*), a mocsári zörgőfü (*Crepis paludosa*), a hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*), a szúnyoglábu bibircsvirág (*Gymnadenia conopsea*), a tojásdad békakonty (*Neottia ovata*), a kormos csáté (*Schoenus nigricans*) és az alacsony pozdor (*Scorzonera humilis*) első adata a területről. A terület botanikai értékeiről átfogóan elsőként DOMOKOSNÉ NAGY (1955) munkája tudósított, akinek figyelmét Zólyomi Bálint és Jávorka Sándor korábbi, zömmel publikálatlan adatai irányították a területre. Domokosné Nagy Éva 1953-ban öt, 1954-ben további egy terepnapot töltött a láprét felmérésével (DOMOKOSNÉ NAGY 1955). Dolgozatában hat lápréti társulás növényzetét ismertette. Összesen 92 edényes taxon szerepel felvételeiben, köztük a rostostövű sás (*Carex appropinquata*), lápi sás (*Carex davalliana*), hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*), széleslevelű gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*), sárga sásliliom (*Hemerocallis lilio-asphodelus*), havasi szittyó (*Juncus alpinoarticulatus*), hármalevelű vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), vizitorma (*Nasturtium officinale*), fehér májvirág (*Parnassia palustris*), posvány kakastaréj (*Pedicularis palustris*), kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*), lápi nyúlfarkfü (*Sesleria uliginosa*), fehér zászpa (*Veratrum album*).

Boros Ádám 1953-ban járt a túrjei réteken és útinaplójában beszámolt az akkor tapasztalt állapotokról: „szárazság, a mélyedések kiszáradtak”. Számos mára megritkult vagy eltűnt fajt még meglévőként sorolt fel (pl. fehér májvirág, hármalevelű vidrafű, posvány kakastaréj). A területen a mocsári kocsord (*Peucedanum palustre*) egyedül az ő leírásából ismert (BOROS 1953).

A következő adatközlés Palkó Sándortól, Zala megye első természetvédelmi felügyelőjétől származik, aki 1990 és 1991-es dátummal jegyezte fel a láprétről a poloskaszagú kosbor (*Anacamptis coriophora*), keskenylevelű gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*), széleslevelű gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*), hármalevelű vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), fehér májvirág (*Parnassia*

palustris) fajokat és ő jelezte először a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), mocsári kockásliliom (*Fritillaria meleagris*) és a vitézkosbor (*Orchis militaris*) jelenlétét (PALKÓ 1992). LÁJER (1999) helyreállításra érdemes területként írt a Batyki-berekről, elsőként említve a bugás sás (*Carex paniculata*), a nyúlkömény (*Selinum carvifolia*) és a kígyókapor (*Silaum silaus*) előfordulását.

Az elmúlt évtizedben ÓVÁRI (2014, 2019) és VIKÁR (2016) közölt adatokat a láprét védett és ritka fajairól. Munkájuk révén a szarvashagyma (*Allium carinatum*), a kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*), a méhbangó (*Ophrys apifera*), a gömbtermésű sárma (*Ornithogalum sphaerocarpum*), a kövi pimpó (*Potentilla rupestris*), a nagyvirágú gyíkfű (*Prunella grandiflora*) (ÓVÁRI 2014, 2019), és a hosszúlevelű fürtösveronika (*Pseudolysimachion longifolium*) (VIKÁR 2016) fajokkal bővült a terület fajlistája.

Tájhasználat történeti vizsgálatok eredményeként tudjuk, hogy a Batyki-láprét északi részét az I. Katonai Felmérés (1782–1785) ideje óta folyamatosan legelőként vagy kaszálóként hasznosították, ez így volt még 1963-ban is, felhagyása, becserjésedése nem sokkal ezután kezdődött.

A déli rész kaszálóként való hasznosítása szintén folyamatosnak tekinthető, de a terület hozzávetőleg 25%-át valamilyen formában szántóföldi művelésbe vonták, ez elmondható még a most legjobb ökológiai állapotban lévő részekre is. A lápréten a gyeptörések jellemző időszaka a 20. század közepe. Egyes területeket néhány évnyi művelés után már az 1960-as években felhagytak, míg vannak olyan részterületek is, ahol egészen 2009-ig folyamatosan fennmaradt az intenzív, forgatásos talajművelés. A láprét (elsősorban szántóföldi) művelésbe vonása érdekében a beszántással párhuzamosan több mint 10-km-es vízvezető árokhálózatot is kiépítettek, melyek kiegészülve a nyugat-keleti irányú vasúti töltés vízmozgásra gyakorolt hatásával a terület vízháztartását napjainkban is alapjaiban meghatározzák (BÚZÁS és BÓDIS 2024).

A **Nyirádi Sár-álló** Magyarország tájainak rendszertani felosztása alapján (MAROSI és SOMOGYI 1990) a Dunántúli középhegység nagytájhoz sorolandó Bakonyvidék középtáj Devecseri-Bakonyalja kistájának részét képezi.

A kistáj potenciális vegetációját a cseres-tölgyesek (ÁNÉR: L2a, L2b) jelentik. Napjainkban a kavicsháton nagyrészt természetközeli cseres-kocsányos tölgyeseket (ÁNÉR: L2b), az üdébb részekén gyertyános-kocsányos tölgyeseket (ÁNÉR: K1a), a mély fekvésű részekén pedig képerjés réteket (ÁNÉR: D2), és legeltetett zárt száraz gyepeket láthatunk. Nyirád környékén fennmaradtak lápi vegetációtípusok is (KIRÁLY et al. 2008).

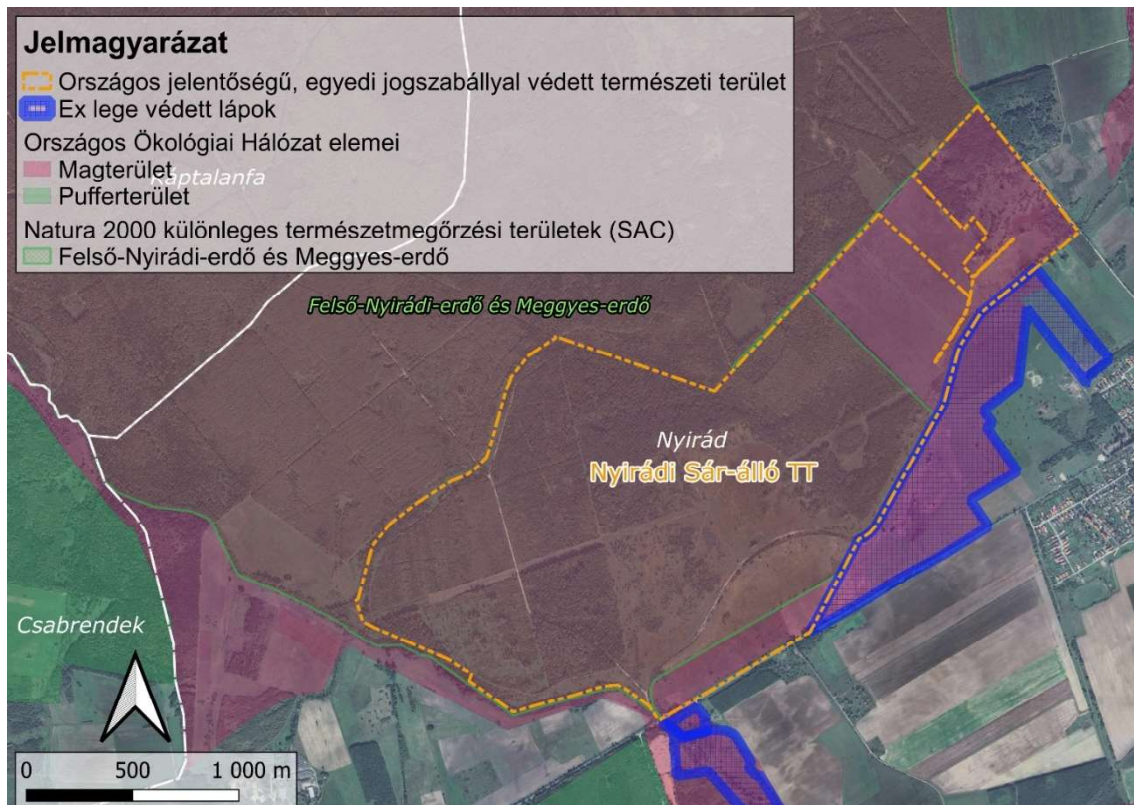
A Sár-álló a mellette található Korcsma-tag erdőrésszel együtt egy síksági vízvásztót képez, ezért a környéket lefolyástalan vagy gyenge lefolyású területek alkotják (FUTÓ és MESTERHÁZY 2013). A területen két jelentősebb patak található: a Meleg-víz és a Kígyós-patak, melyek korábban bővizű és sebes folyású patakok voltak. A Kígyós-patak Nyirád település északi határát, a Meleg-víz a Sár-álló déli határát érinti. A terület vízrajzát átalakító munkálatok a 20. század második felében kezdődtek. A vizenyős területek, sekély vízállások és mélyedések lecsapolása érdekében egy lecsapolóárkot ástak, ezzel legalább 1 métert süllyesztettek a talajvíz szintjén. Ez a csatorna ma már nagyrészt üledékkel feltöltődött. A nagyobb károkat mégsem ezek a lecsapolási munkálatok okozták, hanem a 80-as években kiásott nagyméretű csatorna. A Meleg-víz felől a Kígyós-patak felé egy átvezető árkot ástak, mivel a Meleg-víz vízszállító képessége kevés volt az akkor működő

bauxitbányák egyre fokozódó vízkitermeléséhez. Ezt az átvezető medret azonban túlmélyítették (10 méter széles, helyenként 5 méter mély), így a meder lecsapolja a környező vizenyős területeket, lápréteket (FUTÓ és MESTERHÁZY 2013). A nyirádi bauxitbányák területén végzett évtizedekig tartó karsztvíz-süllyesztés következtében a Meleg-víz természetes vízutánpótlása megszűnt, viszont a környékbeli szivattyúk által kiemelt karsztvizet a Meleg-vízbe vezették. Jelenleg a patak száraz és időszakos jellegű, nem kap mesterséges vízutánpótlást, természetes utánpótlását pedig a Nyirád térségében történő folyamatos ivóvíz célú vízkitermelés akadályozza (internet2). A Kígyós-patak szintén a 90-es évekig vezette el a Nyirád és Halimba közötti bauxitbányák miatt kiszivattyúzott karsztvíz egy jelentős részét, azonban napjainkban a bányászat megszűnt (internet3), így vízhozama a 90-es évekhez képest annak csupán töredéke (internet2).

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság 2004-ben egy részleges megoldást jelentő élőhelyrekonstrukciót végzett a Sár-álló területén. Az árok északi oldalával párhuzamosan, 700 méter hosszúságban és egy méter mélységben geotextíliát ástott le, amely egy vízzáró falként működik és mérsékli a talajvíz oldalirányú kifolyását a területről. Az eredmények már a következő évben jelentkezték, a terület talajvízszintje emelkedett. A végleges megoldást az jelentené, ha a víz útját a csatorna mindkét szélén elgátolnák (FUTÓ és MESTERHÁZY 2013).

A Sár-álló tájhasználatáról a 18. századi I. Katonai Felmérés eredményei szolgáltatnak értékelhető információt, eszerint a vizsgálati területet ekkor nagyrészt erdők borították, melyek monotonitását vizenyős-gyepes területek törték meg. A korabeli térképek gémeskutakat is jelölnek, amelyek valószínűsítik a legelőként történő használatot. A II. és III. Katonai Felmérés alapján egészen 1940-ig hasonló jellegű használatot feltételezhetünk. Jelentős változás a CORONA kéműhold 1960-as légifelvételein észlelhető, ekkorra az erdőborítás markánsan visszaszorult, ami egy a korábbinál lényegesen intenzívebb legelőhasznosítást feltételez (LÁBADI 2020).

A **Nyirádi Sár-álló** 2005. július 14. óta a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság természetvédelmi kezelésében álló, egyedi jogszabállyal védett (17/2005. (VII. 14.) KvVM rendelet), országos jelentőségű Természetvédelmi Terület. Ezen kívül Natura 2000 különleges természetmegőrzési terület (Felső-Nyirádi-erdő és Meggyes-erdő [HUBF20011]), része a Bakony-Balaton Geoparknak és mint magterület, része az Országos Ökológiai Hálózatnak is (3. ábra).



3. ábra. A Nyirádi Sár-álló elhelyezkedése és a környezetében kijelölt területi védettségi kategóriák

Az Országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett természeti terület teljes kiterjedése 360 hektár, melynek túlnyomó többségét a síkvidéki gyertyános-tölgyes erdők borítják, emellett mintegy 100 hektáron jellemzőek gyepes élőhelyek. Az erdők, gyepek és vizes élőhelyek váltakozása kiemelkedő élőhelyi heterogenitást eredményez, amely így fajokban rendkívül gazdag élőhelykomplexumot alkot, ahol számos ritka és védett növényfaj egyedei megtalálják a számukra megfelelő életfeltételeket. A magas élőhelyi diverzitás következtében a területen olyan veszélyeztetett növényfajok fordulnak elő jelentős egyedszámban, mint a genyöte (*Asphodelus albus*), a mocsári kardvirág (*Gladiolus palustris*), a szakállas orbáncfű (*Hypericum barbatum*) és a lápi békabuzogány (*Sparganium natans*).

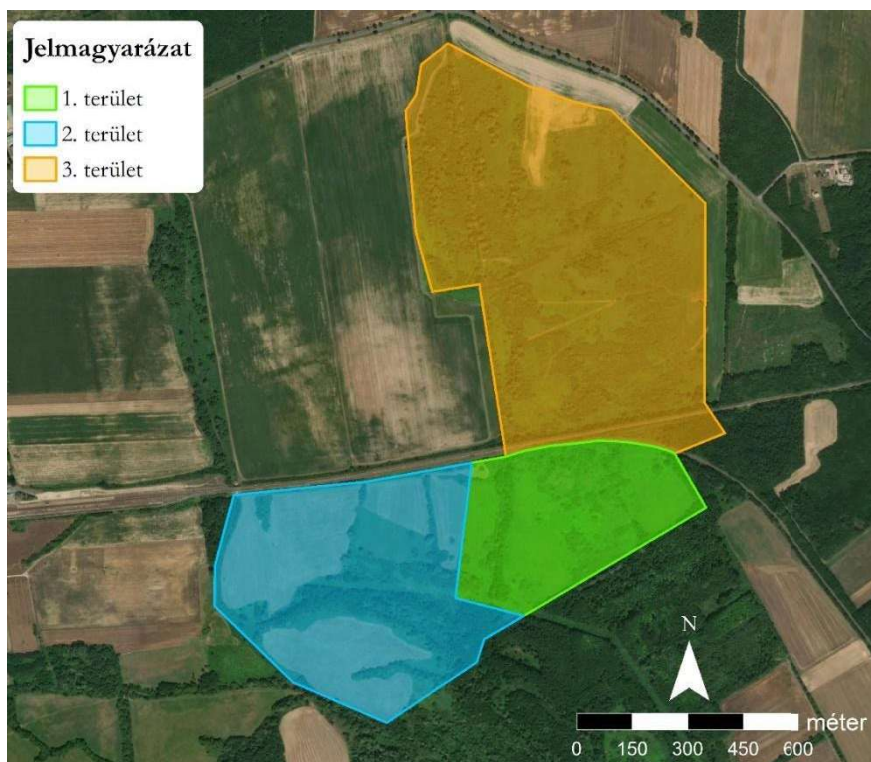
4.2. Módszertan

4.2.1 I. résztanulmány: Batyki-láprét védett fajainak állományfelmérése

Terepi módszertan:

A Batyki-láprét védett fajainak előzetes felmérését több módszer együttes alkalmazásával végeztük. A terepi bejárásokat a védett fajok virágzási idejéhez időzítettük, 2019 júniusa és 2021 szeptembere között összesen 15 alkalommal jártunk a területen. Az északi és keleti részek 'Síki-dűlő', 'Síki-rét', míg a nyugaton lévő rétek 'Zala-mellék' néven szerepelnek a korábbi térképeken. Közvetlenül a Zala mellett mocsárrét, a vasúttól délre különböző mértékben művelt és cserjésedett kékperjés rétek, míg a vasúttól északra benádasodott, becserjésedett, nehezen járható részek jellemzőek, a láprétet emiatt a felmérés szempontjából két részre osztottuk. A vasúttól délre fekvő területek (az ábrán 1-es és 2-es sorszámmal jelölt terület egységek) esetében szisztematikus bejárást végeztünk, kelet-nyugati irányban egymástól 10 méteres távolságra, előzetesen virtuálisan kijelölt transzekteket követtünk. A

vasúttól északra eső terület (térképen 3. terület) jobb vízellátottsága és az élőhelyfenntartó kezelések elmaradása miatt a mintaterület legnehezebben járható része. Az erős nádasodás és cserjésedés, valamint a helyenként egy métert is meghaladó vízborítás nem tette lehetővé a szisztematikus terepbejárást, ezért igyekeztünk szabad bejárással, de a terepviszonyok függvényében a lehető legalaposabban, a területet többször is átszelve, felmérni (4. ábra).



4. ábra. A vizsgálati területek földrajzi elhelyezkedése a Batyki-lápréten

A bejárások során észak-déli irányban haladtunk, miközben az igen nagy egyedszámban jelen lévő védett fajok esetében, mint a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a fehér zászpa (*Veratrum album*) és a kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) 20 méterenként 1,5 méter sugarú körben meghatároztuk a hajtások számát. Az így felállított rácsháló egyes pontjaiban számolt értékek alapján, modell felállításával becsültük a teljes területre vonatkoztatott értéket.

A ritka vagy kisebb egyedszámban előforduló védett növényfajok egyedeit virágzási időben egyedileg, pontszerűen rögzítettük.

A terepi felmérések során az adatgyűjtést a LocusMap alkalmazás felhasználásával végeztük.

Adatelemzés

A terepi felmérések után lehatároltuk azokat a területeket, ahol az adott védett növényfaj előfordul. A pontosság növelése érdekében a pontokon rögzített adatok alapján ArcGIS (10.3 verzió) szoftverrel, a távolságok inverzével súlyozott átlagok (inverse distance weighted interpolation, IDW) módszerével modelleztük az egyes fajok hajtássűrűségének eloszlását. A modellel számított átlagos sűrűségből, illetve a modellezett területegység méretéből megkaptuk a becsült hajtásszámokat (CHAPLOT et al. 2006). A felmérési eredményeket térképes formában mutatjuk be, ugyanakkor az ábrázolásnál törekedtünk arra, hogy az egy térképen ábrázolt védett fajok előfordulási pontjai ne fedjék egymást.

Releváns szakirodalmak áttekintése

Megkerestük a Battyai-láprét szakirodalmi említéseit, és az ezekben előforduló olyan észleléseket, amelyek a jelenleg védett vagy fokozottan védett növényfajok előfordulására vonatkoznak egy adatbázisba rendeztük. Ez alapján négy különböző időszakhoz (1. táblázat) tudunk védett növények jelenlétére vonatkozó listát készíteni: 1938–1955 közötti időszak, 1990–2019 közötti időszak, illetve 2019–2021 közötti időszak (a saját felmérési eredményekkel).

1. táblázat. Az egyes időszakokhoz felhasznált források és megjelenésük ideje

Időszak	Felhasznált források
1938–1955	Jávorka Sándor (1938 In: BÓDIS et al. 2022) Boros Ádám (1953) Domonkosné Nagy Éva (1955)
1990–2019	Palkó Sándor (1992) Lájer Konrád (1999) Kovács J. Attila (2005) Óvári Miklós (2014, 2019) Vikár József (2016)
2019–2021	Saját felméréseink adatai

Ökológiai indikátorszámok:

A láprét védett fajkészletének minőségbeli változását ökológiai indikátorszámok felhasználásával szemléltetjük, Az egyes növényfajok természetes rendszerekben betöltött szerepük és az ökológiai igényeik alapján osztályozhatóak, az első ilyen pontrendszert ELLENBERG dolgozta ki 1950-ben, ezeknek több hazai adaptációja is megjelent, munkánk során BORHIDI (1993, 1995) beosztásából a relatív nedvesséigény és a relatív hőigényt használtuk fel. Ezen kívül felhasználtuk a szociális magatartás típusokat is (BORHIDI 1995).

Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB):

Olyan 1 (Erősen szárazságtűrő növények) és 12 (vízben úszó, gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek) közötti értékszám, ahol a magasabb értékek olyan fajokra utalnak, amelyek előfordulása jobb vízellátottságú helyeken jellemző (2. táblázat).

2. táblázat. A Borhidi-féle (1995) WB-érték kategóriák (relatív talajvíz, illetve talajnedvesség)

Érték	Kategória
1	Gyakorta teljesen kiszáradó, vagy huzamosabb ideig száraz (sziklai, félsivatagi jellegű) termőhelyeken
2	Szárazságjelző növények, hosszú száraz periódusú termőhelyeken
3	Szárazságtűrő növények, alkalmilag üde termőhelyeken is előfordulnak
4	Félszáraz termőhelyek növényei
5	Félüde termőhelyek növényei
6	Üde termőhelyek növényei
7	Nedvességjelzők, súlypontosan a jól átszellőzött, nem vizenyős talajok növényei
8	Nedvességjelző, de rövid elárasztást is tűrő növények
9	Talajvízjelző növények, súlypontosan átítatott levegőszegény talajokon
10	Változó vízállású, rövid ideig kiszáradó termőhelyek vízi növényei
11	Vízben úszó, gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek
12	Alámerült vízi szervezetek

Szociális magatartásformák (SBT):

A szociális magatartásformák -3 (Tájidegen agresszív kompetitorok) és +6 (Specialisták) értékszámokat vehetnek fel, minél magasabb az érték, annál értékesebb fajokról beszélhetünk (3. táblázat).

3. táblázat. A Borhidi-féle (1995) szociális magatartás típusok (SBT) és értékeik

Szociális magatartás típus	Főbb jellemzők	Érték
<i>Természetes élőhelyek</i>		
Specialisták (S)	Alacsony versenyképesség, bizonyos ökológiai tényezőkre érzékeny fajok	+6
Kompetitorok (C)	A természetes életközösségek domináns fajai	+5
Generalisták (G)	A természetes növényközösségekben gyakori, széles ökológiai tűrőképességű fajok	+4
Természetes pionírok (NP)	A szukcessziós folyamat kezdeti szakaszainak fajai	+3
<i>Zavart élőhelyek</i>		
Zavarástűrők (DT)	A másodlagos szukcessziós folyamatok pionír elemei	+2
Gyomok (W)	Erősen zavart, mesterséges élőhelyeken élő növényfajok	+1
Meghonosodott és kivadult haszonnövények (I)	Egy adott régióban tájidegen növényfajok, melyeket szándékosan hoztak be, mint potenciális haszonnövényeket	-1
Adventívok (A)	Tájidegen fajok az adott régióban, melyek nem szándékos betelepítés útján honosodtak meg	-1
A honos flóra ruderalis kompetitorai (RC)	A természetes flóra domináns gyomnövényei, amelyek képesek átalakítani az élőhelyet és módosítani a szukcessziós trendeket	-2
Tájidegen agresszív kompetitorok (AC)	Az adott régióban tájidegen fajok, melyek a természetes vagy természetközeli közösségekben dominánssá válhatnak	-3

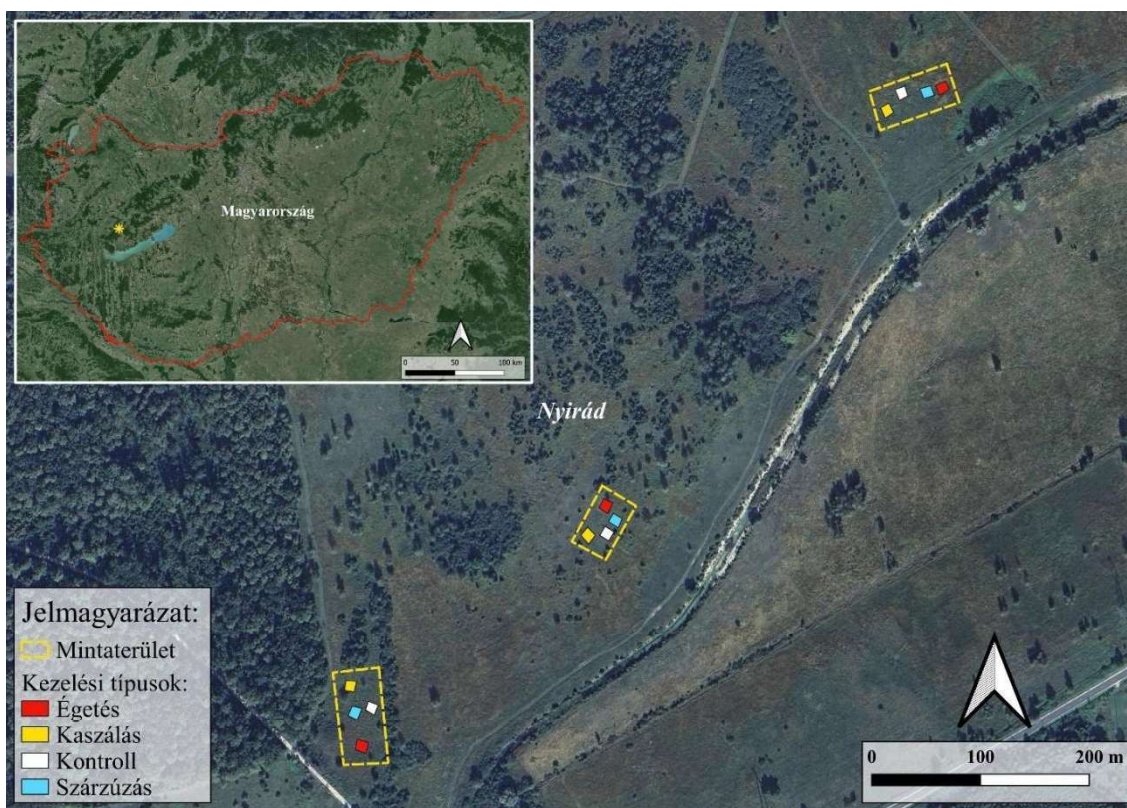
Adatelemzés – ökológiai indikátorszámok:

A három vizsgált időszakban (1938–1955, 1990–2019 és 2019–2021) feljegyzett, jelenleg védett státuszú növényfajoknak az egyes ökológiai indikátorok értékei szerint összeállított kontingenciatábláin Khi-négyzet teszttel illeszkedésvizsgálatot végeztünk annak megállapítására, hogy az első felmérési időszakhoz viszonyítva a későbbi időszakokban ténylegesen megfigyelt adatok eltérnek-e az elméleti várható értéktől, ezzel igazolva, hogy az adott időszakban a területen feljegyzett napjainkban védett növényfajok ökológiai indikátorértékeinek eloszlásában következett-e be szignifikánsnak tekinthető átrendeződés, változás. Amennyiben a teszt szignifikáns változást jelzett, kiszámoltuk a Freeman-Tukey-féle reziduálisokat annak megállapítására, hogy mely kategóriákban történt a változás.

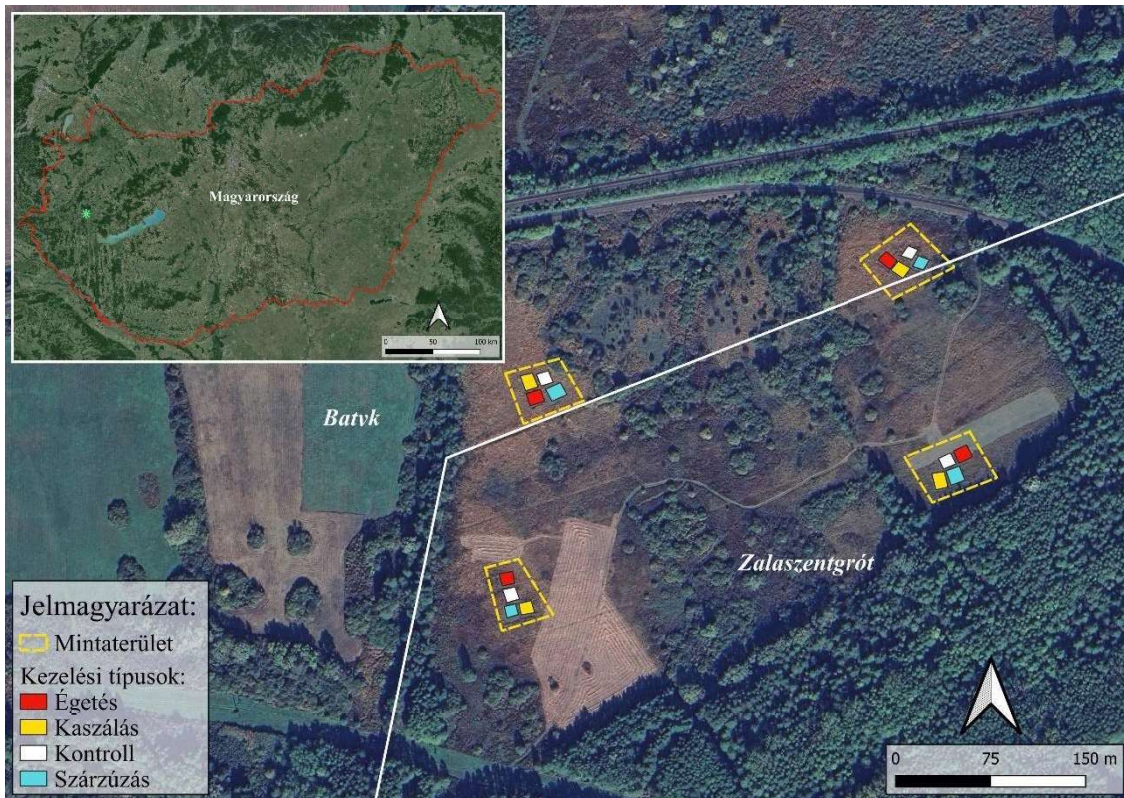
4.2.2 II. résztanulmány: A természetvédelmi kezelés kiválasztását megalapozó vizsgálat

Vizsgálatunk célja az volt, hogy megvizsgáljuk három kiválasztott, aktív élőhelyfenntartó kezelés hatását a vegetáció összetételére, különös tekintettel az Európa-szerte számos gyepterületet érintő természetvédelmi problémákat okozó fajokra, mint például a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), a kutyabenge (*Frangula alnus*) és a siska nádtippan (*Calamagrostis epigejos*).

A Nyirádi Sár-álló esetében összesen három mintaterületet jelöltünk ki (5. ábra), a Battyki-lápréten pedig összesen négyet (6. ábra). A kísérlet megtervezésénél a BACI (before-after-control-impact) elrendezést követtük. A mintaterületek kijelölése során gyalogosan végig jártuk a területet, olyan gyepterületeket kerestünk, ahol a vegetáció egymáshoz képest hasonló képet mutat és látszólag ugyanazok a természetvédelmi problémák (cserjésedés, vastag kékperje avar, magas aranyvessző jelenléte) vannak jelen.



5. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése a Nyirádi Sár-állón. Az ábrán minden 10x10m-es kvadrát helyét jelöltük. A fehér a kontroll, a sárga a kaszált, a kék a szárzúzott, a piros szín az égetett területeket jelöli.



6. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése a Batyki-lápréteken. Az ábrán minden 10x10m-es kvadrát "A" sarkát jelölik a helyjelzők. A fehér a kontroll, a sárga a kaszált, a kék a szárazúzott, a piros szín az égetett területeket jelöli.

Mintaterületeinket kékperjés réteken jelöltünk ki olyan módon, hogy a területek a lehető legtávolabb kerüljenek egymástól. Egy mintaterületen belül 4 db 10x10 m-es kvadrátot jelöltünk ki a négyféle kezelésnek, melyek között egy minimum 5 m-es pufferzónát hagytunk.

A kezelések ismertetése:

A négyféle kezelés: 1) kontroll –nincs kezelés; 2) kaszálás – kézi kaszálás után összegyűjtöttük és eltávolítottuk a szénát; 3) szárazúzás imitálása – kézi kaszával levágtuk, de nem gyűjtöttük össze a szénát; 4) égetés – az első kezelési évben (az alapállapot felmérést követő télen) égettünk, majd a második és harmadik évben szárazúzást imitáltunk ezeken a területeken, mivel az égetést nem tanácsos minden évben elvégezni annak jól dokumentált káros hatásai miatt (MILBERG et al. 2017, 2018).

A "kaszált" területről legereblyéztük, majd lehordtuk a szénát, míg a másikon, a „szárazúzott” területen rajta hagytuk az aprítékot, ezzel szimulálva a szárazúzás hatását. Ez utóbbi a szárazúzáshoz hasonló hatású, bár a kaszálék mérete nem olyan apró, mint egy tipikus gépi szárazúzás esetében és az általunk végzett kezelés időpontja is jóval korábbi az általános gyakorlatban megszokotthoz képest. Az égetésre kijelölt 10x10 m-es kvadrátok körül a növényzetet lekaszáltuk és eltávolítottuk, majd a területet egy oldalról gyűjtöttük meg szélcsendes időben (7. ábra). Az első kaszálásra és „szárazúzásra” az alapállapot felmérést követően még ugyanabban az évben került sor. Így a második felméréskor már minden kezelt parcella egyszeri kezelést kapott. Bár a kékperjés rétek hagyományos kezelési módja a legeltetés, a vizsgálati területeken ez a kezelési típus nem jellemző, illetve a közeljövőben nem várható az állattartás feltételeinek kialakítása, így ezt a kezelési módot nem tudtuk vizsgálni.



7. ábra. A mintaterületek képe a kezelések után (2019-2020 Nyirád)

A **Nyirádi Sár-állón** az első kezelések elvégzése előtt, a vegetációs időszak csúcán (2019. június) alapállapot felmérést végeztünk.

Ezt követően (2019. július) történt a kaszálás és a szárzúzás imitálása. A **Batyki-lápréten** az alapállapotfelmérést 2020-ban végeztük, a kezeléseket ezt követően kezdtük meg. A felmérések és kezelések időpontjait táblázatos formában foglaljuk össze (4. táblázat).

4. táblázat. Az felmérések és az elvégzett kezelések időpontjait összefoglaló táblázat (*-Az égetések időpontjai)

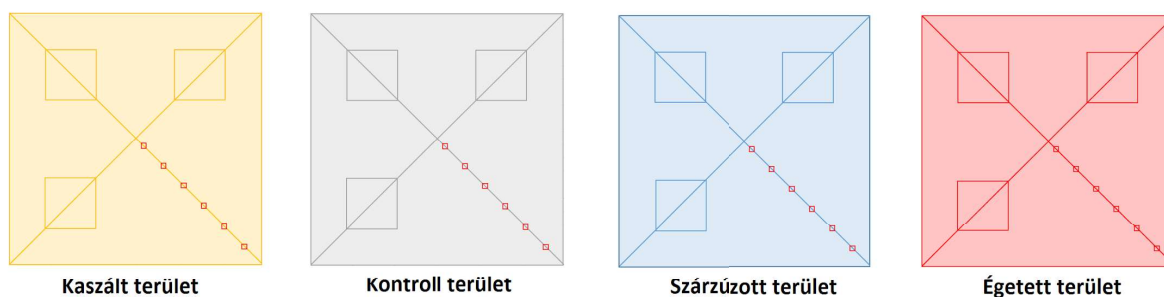
Felmérés / kezelés	Helyszín	2019	2020	2021	2022	2023
Felmérés	Nyirád	június 4-7.	június 3-11.	június 16-21.	június 16-18.	június 19-22.
	Batyk		június 6.-10.	június 22.-23.	június 19.-20.	június 23.-24.
Kezelés	Nyirád	július 17.	január 10.	július 16.		július 15.
	Batyk			július 17.	február 3.*	július 21.

Biomassza mintavétel:

A biomassza összetételének jellemzéséhez négy jellemzőt vizsgáltunk: holt egyszikű biomassza, holt kétszikű biomassza, élő egyszikű biomassza és élő kétszikű biomassza. A biomassza mintákat 20x20 cm-es területen vettük az egyes kezelések területén, a cönológiai felvételek készítésével egy időben. A mintavételi helyek kijelölése a kezelt területek átlói mentén, 1 m-es pufferzónát hagyva történt. Ügyeltünk rá, hogy az egyes években a destruktív minták ne azonos helyről kerüljenek begyűjtésre. A mintagyűjtéskor a 20x20 cm-es négyzetekben a teljes talajfelszín feletti élő és holt biomasszát begyűjtöttük, majd szobahőmérsékleten kiszárítottuk. A száraz mintákat a fenti négy kategóriába szétválogattuk és analitikai mérleggel (Ohaus Adventurer Pro Av412) század gramm pontossággal lemértük.

Cönológiai felvételezés:

Mindegyik mintaterület mindegyik 10x10 m-es kvadrátjában 3db 2x2m-es cönológiai felvételt készítettünk úgy, hogy a cönológiai felvételek a 10x10 méteres kvadrátok sarokpontjaitól 2m-re helyezkedtek el az átlók mentén (8. ábra).



8. ábra. A 10x10 méteres kvadrátok egy mintaterületen belül. A 2x2 méteres állandó kvadrátokban történtek a cönológiai vizsgálatok. A 20x20 centiméteres négyzetek a destruktív mintavételi helyeket jelöli az alapállapot felmérés idejében

Az egyes fajok borításán kívül megbecsültük a talaj-, az avar-, a lágyszárú-, illetve a cserjék összegzett borítását is. Mindegyik adatot százalékos formában jegyeztük fel.

Adatelemzés:

Az alapállapot felmérés adatai alapján megvizsgáltuk, hogy a kékperjés rétek esetében széleskörben jellemző veszélyeztető tényezők (avarborítás, cserjeborítás, agresszív kompetitor fajok borítása) és a különböző természetességi mutatók (Shannon-féle diverzitás Simpson-féle diverzitás, lágyszárúak fajszáma) között találunk-e szignifikáns összefüggéseket. A veszélyeztető tényezők és a természetességi értékszámok kapcsolatát Kendall-féle rangkorrelációs vizsgálattal vizsgáltuk.

A növényzet összetételének változásait az egyes kezeléstípusok függvényében több eljárással is vizsgáltuk. A négy kezeléstípus egymáshoz viszonyított hatását, az egyes kvadrátok növényzet-összetételében bekövetkező változások trajektóriáit redundanciaanalízissel (RDA) vizsgáltuk, az R szoftver (4.3.1 verzió) és a 'vegan' csomag (2.6-6.1 verzió) (OKAKSEN et al. 2015) alkalmazásával. A modellekben függő változóként az egyes fajokhoz tartozó százalékos borításértékek szerepeltek, a kezelések és az idő (évek) interakcióját választottuk független változóknak, a mintaterületeket pedig kovariánsként alkalmaztuk. Az eredményeket egy-egy biploton ábrázoltuk a két területre vonatkozólag, ábrázoltuk az egyes kezeléstípusoknak az adott évekhez tartozó, x és y tengelyek szerint vett átlagainak trajektóriáit a modellben legnagyobb hatással rendelkező 20 faj feltüntetése mellett.

A négy kezeléstípusnak az egyes fajokra gyakorolt hatását lineáris kevert modellek segítségével vizsgáltuk, ahol függő változóként az egyes fajokhoz tartozó borításértéket (%-ban megadva), független változóknak pedig az időt (évek), illetve annak a kezeléstípusokkal képzett interakcióit választottuk, a mintavételi kvadrátok azonosítóit pedig random faktorként alkalmaztuk. A használt modellek megfelelőségét a reziduálisokból készített diagnosztikus ábrák vizsgálatával ellenőriztük (DHARMA csomag, 0.4.6 verzió alkalmazásával).

A leggyakoribb fajok pl. közönséges kékperje (*Molinia caerulea*) kivételével a modellek minden esetben túlszóródást ('overdispersion') mutattak, ezt tweedie-eloszlás alkalmazásával kezeltük. Az adattáblákban szereplő legritkább fajok, köztük számos védett faj esetében azonban a kevés rendelkezésre álló adat miatt így sem tudtunk trendeket megbízhatóan azonosítani.

Az egyes kezeléseknél begyűjtött destruktív mintákból származó biomassza (összes biomassza, élő biomassza, holt biomassza, egyszikű biomassza, kétszikű biomassza) tömegeket egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA) elemeztük és Tukey-tesztekkel hasonlítottuk össze, az eredményeket kezeléstípusonként részletezzük, elsősorban a szignifikáns változásokat mutató paraméterekre fókuszálva.

5. Eredmények és azok megbeszélése

5.1 I. rész tanulmány: Batyki-láprét védett fajainak állományfelmérése

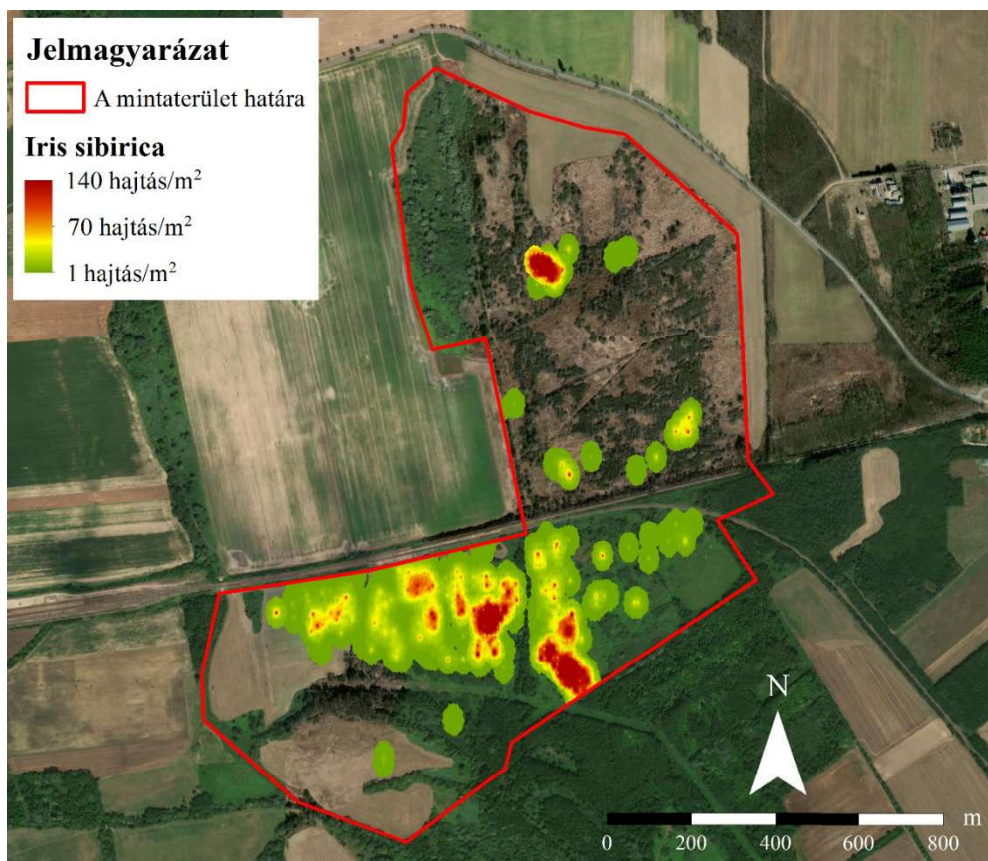
Felméréseink során 2 fokozottan védett és 38 védett növényfaj előfordulásait rögzítettük, összesen közel 1800 különböző lokalitáson (5. táblázat).

5. táblázat. A batyki láprét védett növényfajai gyakoriságuk sorrendjében és számolt, illetve modell alapján becsült* egyedszámaik. **FV**: fokozottan védett faj

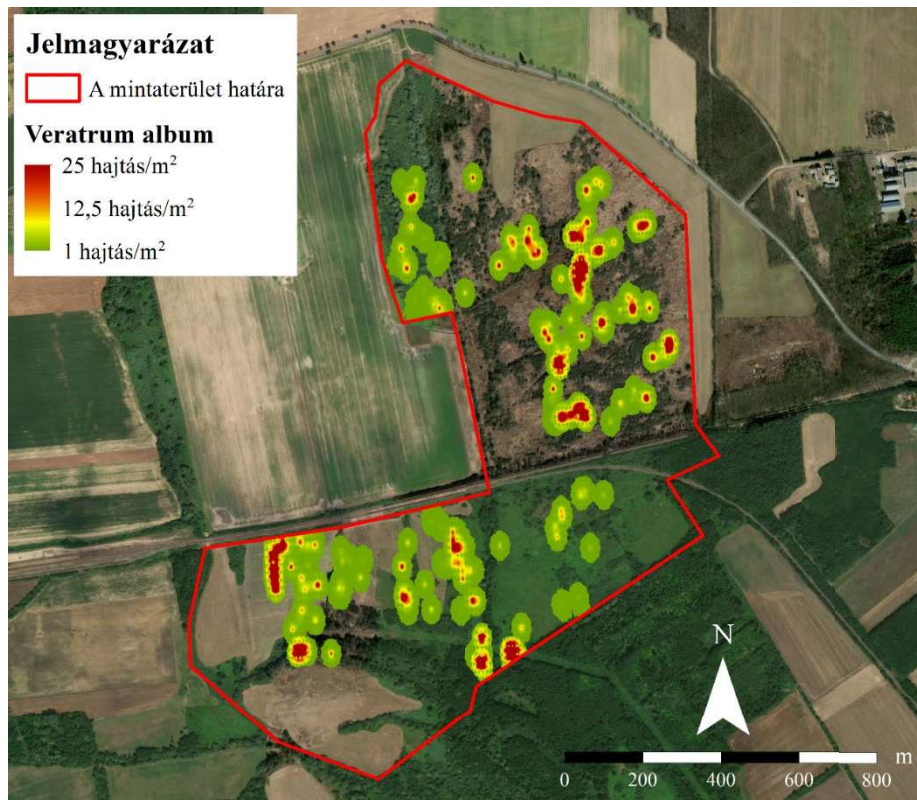
Védett növényfaj	Egyed szám	Mérték-egység	Védett növényfaj	Egyed szám	Mérték-egység
<i>Iris sibirica</i>	652.000*	hajtás	<i>Schoenus nigricans</i>	86	zsombék
<i>Veratrum album</i>	70.500*	hajtás	<i>Ophrys apifera</i> FV	43	virágzó hajtás
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	50.000*	hajtás	<i>Carex umbrosa</i>	42	zsombék
<i>Cirsium rivulare</i>	1799	hajtás	<i>Anacamptis palustris</i>	37	virágzó hajtás
<i>Allium carinatum</i>	1411	virágzó hajtás	<i>Leucojum vernum</i>	30	virágzó hajtás
<i>Polygala amarella</i>	1129	tőlevélrózsa	<i>Cephalanthera damasonium</i>	25	virágzó hajtás
<i>Prunella grandiflora</i>	918	virágzó hajtás	<i>Epipactis tallosii</i>	24	virágzó hajtás
<i>Listera ovata</i>	902	hajtás	<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	11	hajtás
<i>Dianthus superbus</i>	873	virágzó hajtás	<i>Carex paniculata</i>	10	zsombék
<i>Fritillaria meleagris</i>	829	virágzó hajtás	<i>Orchis militaris</i>	7	virágzó hajtás
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	509	virágzó hajtás	<i>Anacamptis morio</i>	4	virágzó hajtás
<i>Thelypteris palustris</i>	kb. 400	hajtás	<i>Carex appropinquata</i>	4	zsombék
<i>Pseudolysimachion longifolium</i>	305	virágzó hajtás	<i>Parnassia palustris</i>	3	tőlevélrózsa
<i>Gymnadenia conopsea</i>	285	virágzó hajtás	<i>Dryopteris carthusiana</i>	2	hajtás
<i>Scorzonera humilis</i>	278	virágzó hajtás	<i>Hemerocallis lilio-asphodelus</i> FV	2	m ²

<i>Sesleria caerulea</i>	750	m ²	<i>Neottia nidus-avis</i>	2	virágzó hajtás
<i>Potentilla rupestris</i>	254	virágzó hajtás	<i>Carex davalliana</i>	1	zsombék
<i>Cardamine amara</i>	5	m ²	<i>Cephalanthera longifolia</i>	1	virágzó egyed
<i>Ornithogalum sphaerocarpum</i>	101	virágzó hajtás	<i>Eleocharis uniglumis</i>	1	zsombék
<i>Epipactis palustris</i>	100	virágzó hajtás	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	3	Virágzó egyed

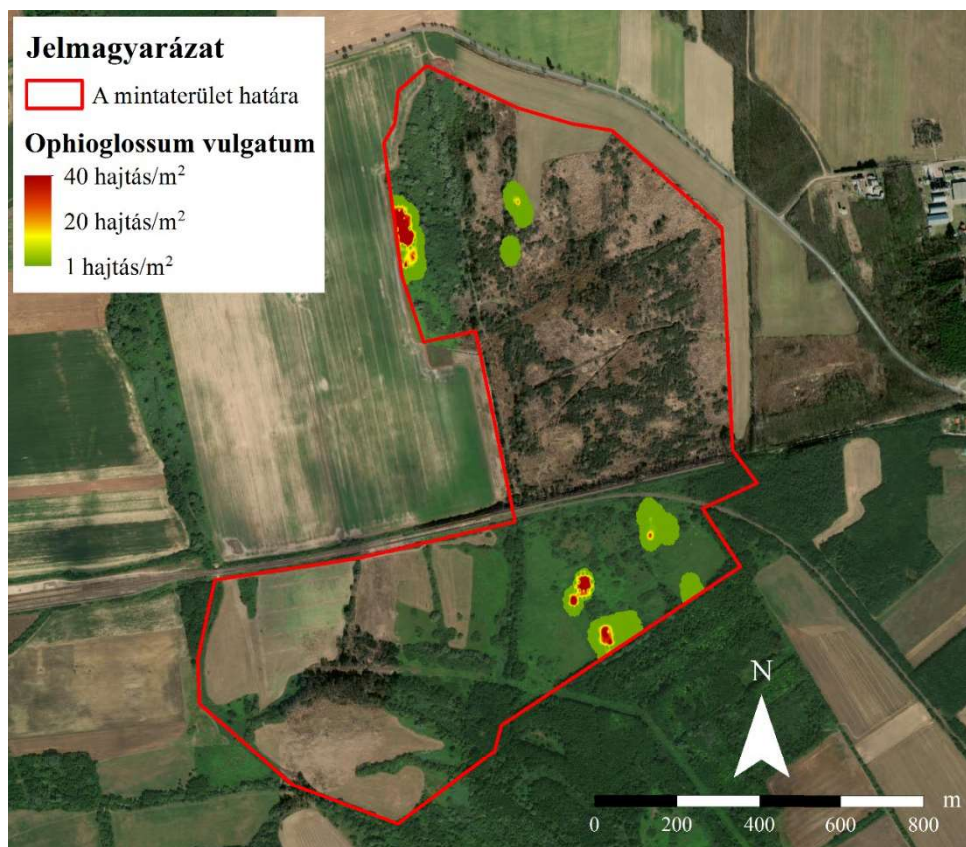
A vizsgált fajok közül a legnagyobb tömegben a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) fordult elő a területen, becsült hajtásszáma félmillió nagyságrendű, de szintén több tízezres nagyságrendben találtuk a fehér zászpat (*Veratrum album*) és az kígyónyelvet (*Ophioglossum vulgatum*). A szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) (9. ábra) és a fehér zászpa (*Veratrum album*) szinte az egész mintaterületen (10. ábra) jelen van, míg a kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) (11. ábra), az északi és a nyugati részeken jellemző.



9. ábra. A szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) előfordulási helyei és hajtásszámának modellezett sűrűsége

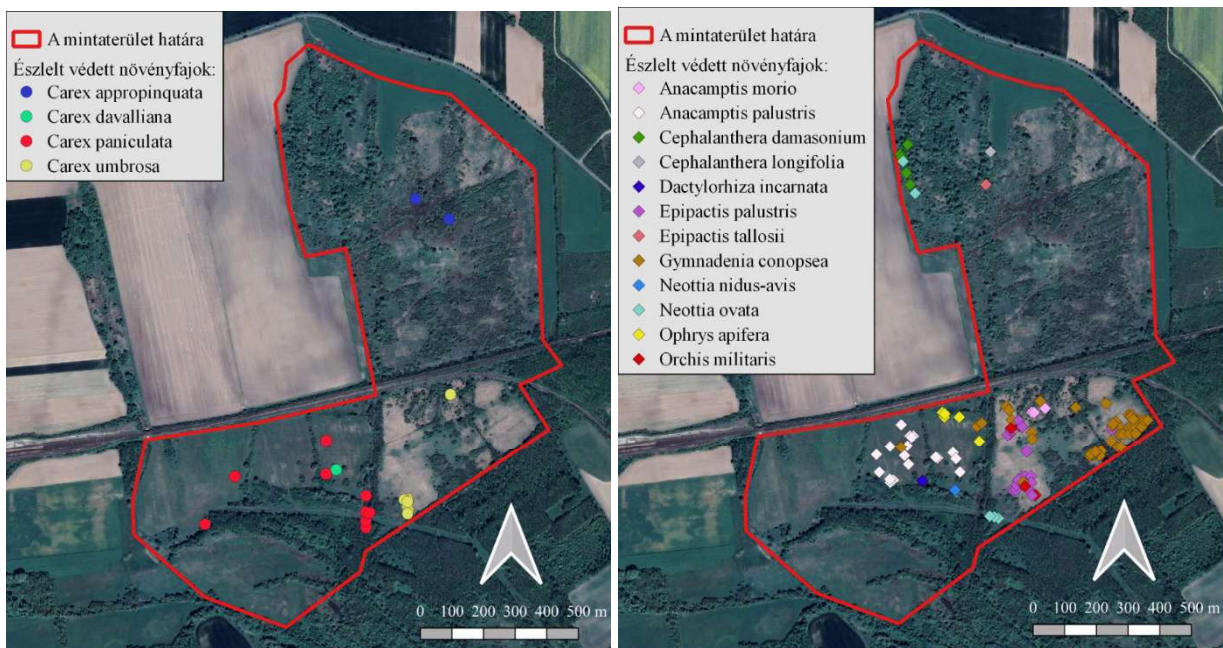


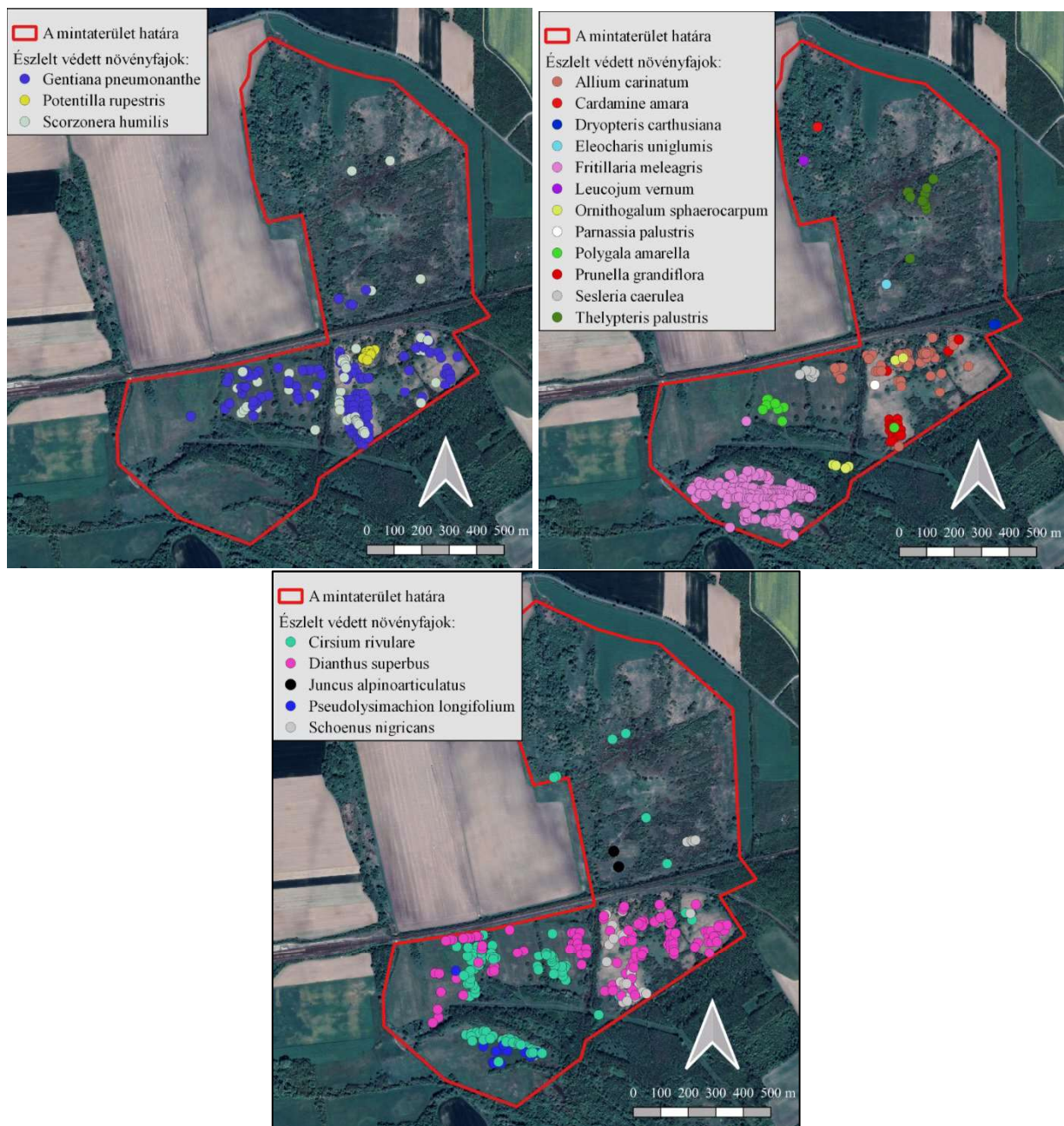
10. ábra. A fehér zászpa (*Veratrum album*) előfordulási helyei és tőszámának modellezett sűrűsége



11. ábra. A kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) előfordulási helyei és tőszámának modellezett sűrűsége

Ezret meghaladó egyedszámmal rögzítettük a csermelyaszat (*Cirsium rivulare*), a szarvashagyma (*Allium carinatum*) és a kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*) példányait. A nagyvirágú gyíkfű (*Prunella grandiflora*), a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*) és a mocsári kockásliliom (*Fritillaria meleagris*) esetében a virágzó hajtások száma ezerhez közeli, ez alapján valószínűsíthető, hogy e fajok is ezres nagyságrendben fordulnak elő a réten. A tojásdad békakonty (*Neottia ovata*) hajtásszáma (902) szintén ezerhez közeli. A kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) virágzó hajtásainak száma 500 körül volt, miközben százas nagyságrendben fordult elő a tőzegpáfrány (*Thelypteris palustris*), a hosszúlevelű fürtösveronika (*Pseudolysimachion longifolium*), a szúnyoglábú bibircsvirág (*Gymnadenia conopsea*), az alacsony pozdor (*Scorzonera humilis*), a lápi nyúl farkfű (*Sesleria caerulea*), a kövi pimpó (*Potentilla rupestris*), a gömbtermesű sárma (*Ornithogalum sphaerocarpum*), valamint a mocsári nőszőfű (*Epipactis palustris*). Száz alatti egyedszámokkal rögzítettük a kormos csátét (*Schoenus nigricans*), a méhbangót (*Ophrys apifera*), az árnyéki sást (*Carex umbrosa*), a mocsári kosbort (*Anacamptis palustris*), a nyári tőzikét (*Leucojum vernum*), a fehér madársisakot (*Cephalanthera damasonium*), a Tallós-nőszőfüvet (*Epipactis tallosii*), a havasi szittyót (*Juncus alpinoarticulatus*) és a bugás sást (*Carex paniculata*) töveit (12. ábra).





12. ábra. A Batyki-láprét védett fajainak elterjedési térképei

Néhány négyzetméteres foltját találtuk meg a keserű kakukktormának (*Cardamine amara*).

A vitézkosbornak (*Orchis militaris*), az agárkosbornak (*Anacamptis morio*), a rostostövű sásnak (*Carex appropinquata*), a fehérmájvirágnak (*Parnassia palustris*), a tőzegpáfránynak (*Dryopteris carthusiana*), a sárga sásliliomnak (*Hemerocallis lilio-asphodelus*), a madárfészek kosbornak (*Neottia nidus-avis*), a lápi sásnak (*Carex davalliana*), a kardos madársisaknak (*Cephalanthera longifolia*), az egypelyvás csetkákának (*Eleocharis uniglumis*) és a hússzínű ujjaskosbornak (*Dactylorhiza incarnata*) az egyedei csupán szórványosan, kis területen, 10 alatti egyedszámmal jelentek meg.

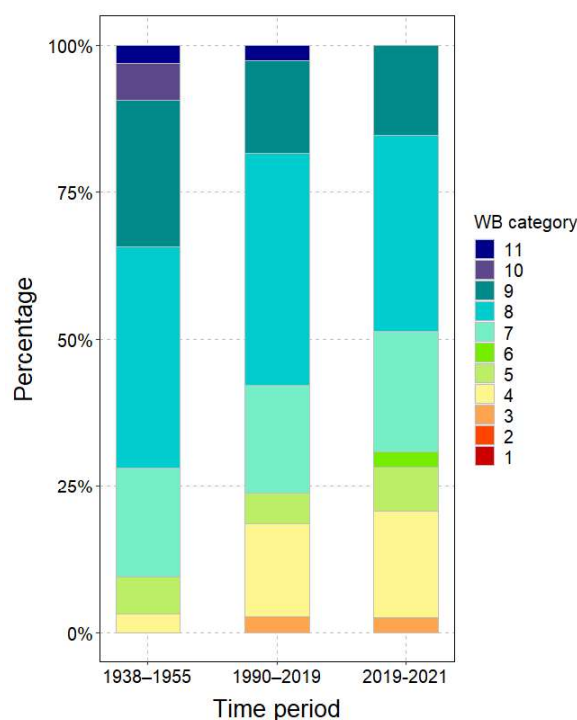
A nem védett, de ritka lápi fajok közül kiemeljük a vízi forrásperjét (*Catabrosa aquatica*), ami a keserű kakukktormával (*Cardamine amara*) együtt fordult elő, valamint a mocsári zörgőfüvel (*Crepis*

paludosa) és a kétlaki macskagyökérrel (*Valeriana dioica*) égerláp foltokban jelentek meg állományai. A dárdás nádtippan (*Calamagrostis canescens*) is jelen van a területen, náddal borított foltokban, de a nehéz megközelíthetősége miatt az állományméretét megbecsülni is nehéz.

A szakirodalmi adatokból ismert keskenylevelű gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*), széleslevelű gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*), a hármalevelű vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), a nádi boglárka (*Ranunculus lingua*), a posvány kakastaréj (*Pedicularis palustris*) vélhetően eltűntek a területről, e fajoknak több évtizede nincs adata, egyedeiket az alapos keresés ellenére sem észleltük, az élőhelyen végbement megváltozások pedig szintén a kipusztulásukat valószínűsítik.

A Batyki-láprét védett fajkészletének átalakulása 1938 és 2021 között.

A védett fajok száma összességében emelkedett 31-ről 37-re, majd a 2021-ben észlelt 40-re. Bár a Batyki-láprét védett fajainak többségét látszólag mindhárom vizsgálati időszakban a jó vízellátottságú termőhelyek fajai, a nedvességigényes fajok arányának csökkenése egyértelműnek tűnik (13. ábra). Az első időszak WB értékeinek eloszlása szignifikánsan eltér a másik két időszaktól (6. táblázat). Az 1938-1955 közötti időszakban még 11 faj volt jelen 9-es ("Talajvízjelző növények, súlypontosan átítatott levegőszegény talajokon ") vagy 11-es ("Vízben úszó, gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek ") WB értékekkel. Az 1990 és 2019 közötti időintervallumra ez 7 fajra csökkent. A 2019 és 2021 közötti felmérésünk eredményei alapján ez a trend folytatódott, az ide sorolható fajok száma 6-ra csökkent, miközben a leginkább vízigényes fajok (legmagasabb WB értékkel rendelkező) teljesen eltűntek (13. ábra). Minden vizsgálati időszakban a 8-as ("Nedvességjelző, de rövid elárasztást is tűrő növények") WB-értékkel rendelkező fajok voltak jelen a legnagyobb számban. A 2019-2021 időszakra az alapállapothoz képest minden 7-es vagy az alatti WB-kategória fajszáma növekedett, különösen igaz ez a 4-es kategóriába ("Félszáraz termőhelyek növényei") tartozó fajok esetében. A vizsgálati periódus utolsó két időszakában még egy szárazságtűrő faj (WB=3), a szarvashagyma (*Allium carinatum*) is megjelent a területen (13. ábra).



13. ábra. Az észlelt védett fajok WB értékeinek eloszlása

A WB-értékek eloszlása az első és az utolsó időszak között szignifikáns különbséget ($P < 0,001$), az alacsony mintaelemszámot is figyelembe véve a terület szárazodásának egyik figyelmeztető jeleként értékelhetjük ezt a változást, azonban a területet kutatásának időben változó jellegzetességei (szárazabb területek vizsgálatának egyre nagyobb jelentősége) is befolyásolhatják az eredményt (6. táblázat).

6. táblázat. A vizsgált változók értékeinek eloszlásának összehasonlítása Khi-négyzet teszttel egyes vizsgálati időszakok szerint (teszt statisztika és Monte Carlo módszerrel kiszámított p-érték)

*- $P > 0,05$; **- $P > 0,01$

Összehasonlított időszakok	WB		SBT	
	Khi-négyzet érték	P-érték	Khi-négyzet érték	P-érték
1938-1955 és 1990-2019	22,634	0,0137*	6,175	0,5451
1990-2019 és 2021	9,484	0,3647	4,983	0,8108
1938-1955 és 2021	35,018	0,0005**	13,434	0,0874

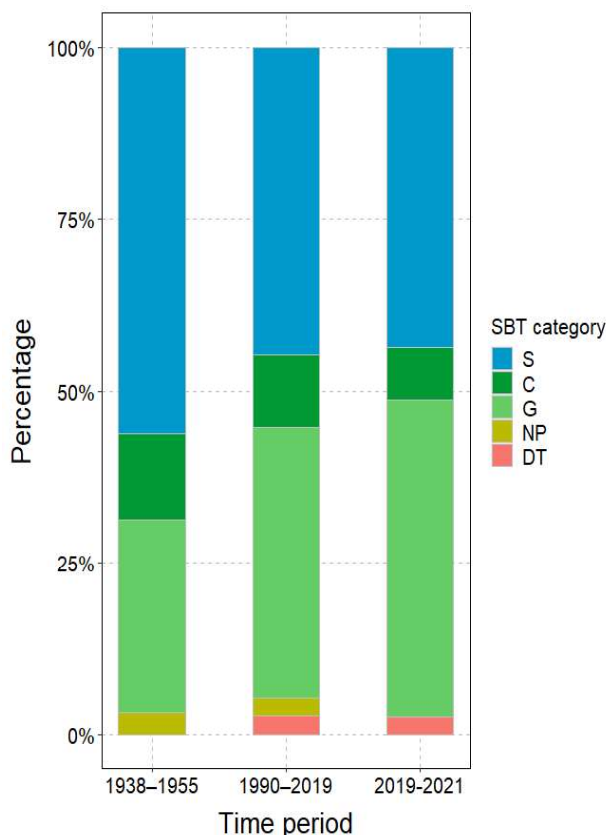
A mintaterület szárazodását jól szemlélteti, hogy az első időszak adatai alapján várható eloszlásoktól a legnagyobb mértékben a szélsőértékek közelében különböznek a megfigyelt adataink, míg a kevésbé vízigényes fajok esetében –ez különösen a 4-es kategória esetében jelenik meg markánsan– magasabb arányokat tapasztaltunk, addig a vízigényesebb fajok (magasabb értékek) részaránya lényegesen elmaradt az előző évszázad közepén tapasztalt eloszlások alapján számított várható értéktől (7. táblázat).

7. táblázat. Az egyes Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) kategóriák reziduálisai az vizsgálati időszakok szerint

Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) kategória	1938-1955 és 1990-2019	1990-2019 és 2021	1938-1955 és 2021
3	-0,20	-0,56	-0,49
4	2,25	1,27	2,35
5	0,04	0,55	0,36
6	-1,62	-0,37	-0,49
7	1,00	1,31	1,23
8	-0,04	-0,77	-0,11
9	-0,30	0,89	-0,30
10	-0,69	-1,97	-2,37
11	-1,85	-1,78	-2,13

A szociális magatartástípusok tekintetében a Batyki-lápréten megfigyelt védett fajok, 1955 előtt a Specialistáktól a Természetes pionír fajokig terjedtek, de köztük is egyértelműen domináltak a specialisták (48%). Bár a három vizsgált időszakban az SBT kategóriák eloszlásának változása nem

tért el szignifikánsan, voltak említésre méltó változások. 1990 után új kategóriaként megjelentek a zavarástűrő fajok, és ezzel egyidejűleg a két legértékesebb kategória (S és C) aránya csökkent. Ez a tendencia 2019 után is folytatódott, a generalista és a specialista fajok száma gyakorlatilag kiegyenlítődött (14. ábra).



14. ábra. Az észlelt védett fajok SBT értékeinek eloszlása

5.2 II. résztanulmány: A természetvédelmi kezelés kiválasztását megalapozó vizsgálat

5.2.1 Nyirádi Sár-álló

5.2.1.1 A vegetáció összetételének változása a kezelések függvényében

A négy év során készített cönológiai felvételekben összesen 165 fajt jegyeztünk fel. Közülük 10 faj élvez törvényi oltalmat: szarvashagyma (*Allium carinatum*), dunántúli sás (*Carex fritschii*), északi sás (*Carex hartmanii*), réti szegfű (*Dianthus deltoides*), szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia*), kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*), kövi pimpó (*Potentilla rupestris*), lápi nyúlfarkfű (*Sesleria uliginosa*), pusztai árvalányhaj (*Stipa pennata*).

A Nyirádi Sár-álló esetében a siska nádtipp (*Calamagrostis epigeios*) borításán kívül minden vizsgált veszélyeztető tényező negatívan hatott valamelyik vizsgált diverzitási értékre vagy a fajszámra (8. táblázat). A Shannon- diverzitás az avarborítás és a közönséges kékperje (*Molinia caerulea*) borítása erősen szignifikáns kapcsolatot mutat, de a cserjeborítás esetében is szignifikáns a korreláció. A Simpson-diverzitással az avarborítás és a kékperje borítása mutatott erősen szignifikáns, míg a cserjeborítás szignifikáns összefüggést. A fajszám esetében az avarborítás és a kékperje borítása között mutatkozott erősen szignifikáns kapcsolat, a cserjeborítás és a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) esetében pedig szignifikáns összefüggést tapasztaltunk (8. táblázat).

8. táblázat. A veszélyeztető tényezők és a diverzitási értékek, valamint a fajszám közötti összefüggések

Veszélyeztető tényező	Shannon-diverzitás	Simpson-diverzitás	Fajszám
Avarborítás	↓ **	↓ **	↓ **
Cserjeborítás	↓ *	n.s.	↓ *
Kékperje borítása	↓ **	↓ **	↓ **
Siska nádtippan borítása	n.s.	n.s.	n.s.
Magas aranyvessző borítása	n.s.	n.s.	↓ *

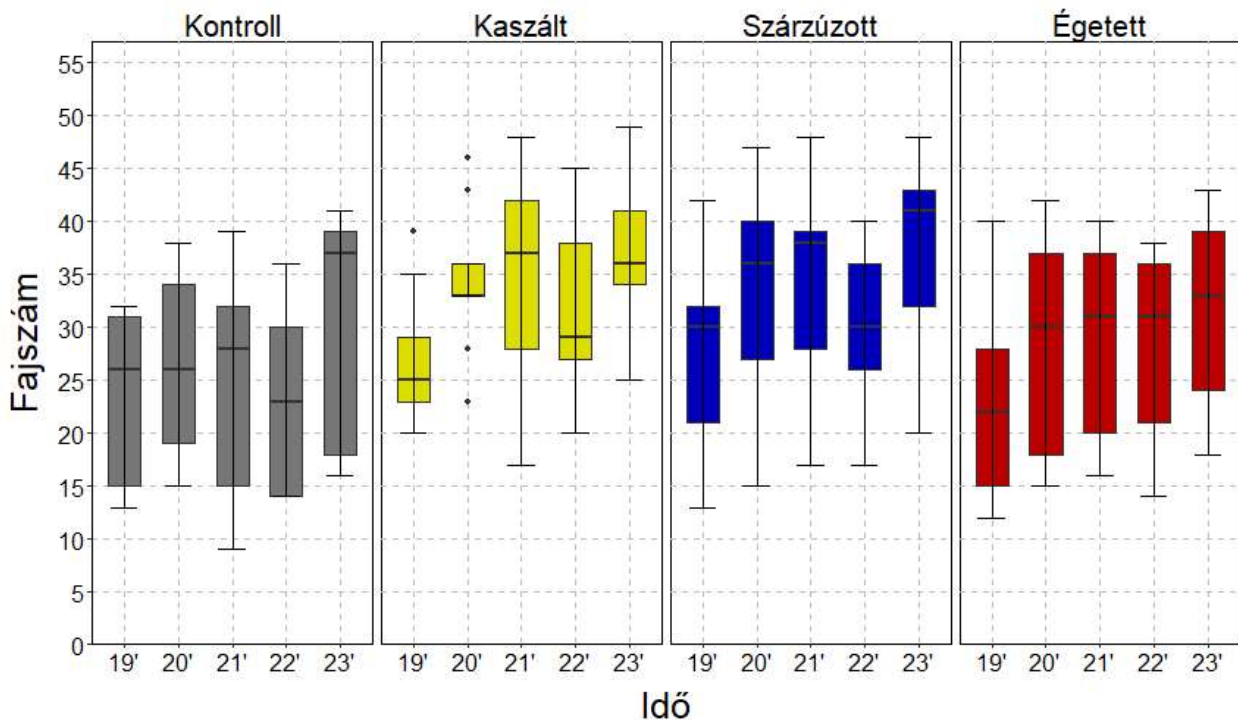
*Jelmagyarázat: *- $P \geq 0,05$; **- $P \geq 0,01$*

5.2.1.2 Fajszámok és a vizsgált diverzitási értékek megfigyelt változása a kezelések függvényében

A mintaterületek adundancia-analízise és a különböző kezelésekhez kapcsolódó fajösszetételi trendek biplot ábrája (18. ábra) szemlélteti, hogy már az első alkalommal elvégzett kezelés mindhárom beavatkozási típusnál jelentős változást okozott az egyes mintakvadrátok fajösszetételében, míg a kontroll területek vegetációja gyakorlatilag állandó maradt.

Az összesített fajszám 2019 és 2023 között minden kezelési típusban szignifikáns mértékben növekedett. Az egyes kezelésekhez tartozó felvételekben megjelenő fajok száma a négy év során mindhárom aktív kezeléstípus esetében emelkedett, míg a kontroll területeken közel változatlan maradt, egészen a 2022-es évig. A kezelt területekre jellemző volt, hogy az első kezelés után mutattak nagyobb ugrást a fajszámban, majd ez az állapot rögzült a következő évekre is.

Minden kezelési típusban jellemző, de a kontroll területek esetében is igaz, hogy a 2023-as évben kiugróan magas fajszámokat regisztráltunk (15. ábra).



15. ábra: A fajszámok időbeli változása az egyes kezelési típusoknál.

Az alapállapotfelmérés során nagyon hasonló értékekkel rendelkezett a kontroll és égetett területek diverzitása 2020-ban erőteljesen, közel azonos mértékben lecsökkent. 2021-re mindkét kezeléstípusnál emelkedett a diverzitás értéke, de amíg a kontroll területek esetében ez nem érte el az alapállapot-felmérés idején tapasztalt értékeket, az égetett területeken egy jelentős ugrással a 2019-es szint fölé emelkedtek a diverzitás értékek, a két kezelési típus reakciója a 2022-es évben ismét ellentétesen alakult, míg a kontroll területeknek kis mértékben emelkedett a Shannon-diverzitás értéke, addig az égetéssel kezelt kvadrátokban enyhén csökkent (14. ábra).

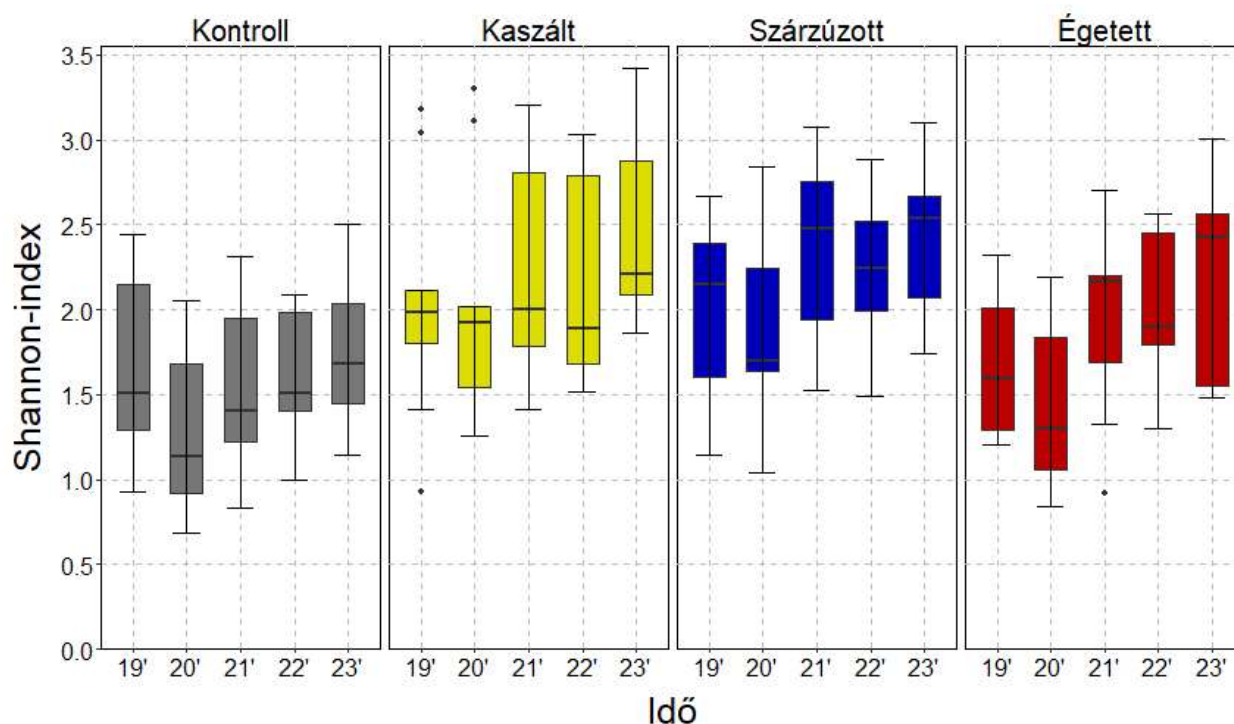
A kaszált területek voltak azok, melyek 2020-ban a legnagyobb mértékben megőrizték diverzitásukat, majd 2021-re ez az érték jelentősen növekedett is, a 2021-es értéket pedig az általánosságban „fajszegénynek” tekinthető 2022-es évben is sikerült megőrizniük, 2023-ban pedig újabb jelentős mértékű emelkedést tapasztaltunk.

A szárazított területeken hasonló trendeket sikerült azonosítanunk, bár a kaszáláshoz viszonyítva némileg visszafogottabb mértékben. A Shannon-diverzitási értékek tekintetében a 2020-as csökkenést követően 2021-ben lényeges emelkedés következett, mindezt aránylag alacsony szórás mellett, igaz a 2022-es évre kissé visszaesett a Shannon-diverzitás értékük, ennek ellenére még mindig meghaladja az alapállapot-felmérés során tapasztalt adatokat, 2023-ban pedig minden tekintetben legmagasabb diverzitás értékeket kaptuk.

A Shannon-diverzitás alacsonyabb mértékét a 2020-as és 2022-es években vélhetően az érintett vegetációs periódusok szárazabb tavaszi időszaka eredményezhette, melynek következtében a nagyobb tartalékokkal rendelkező zombékoló pázsitfűvek ideiglenesen nagyobb hangsúllyal jelenhettek meg a felvételekben, erősen csökkentve a szerkezeti változatosságot.

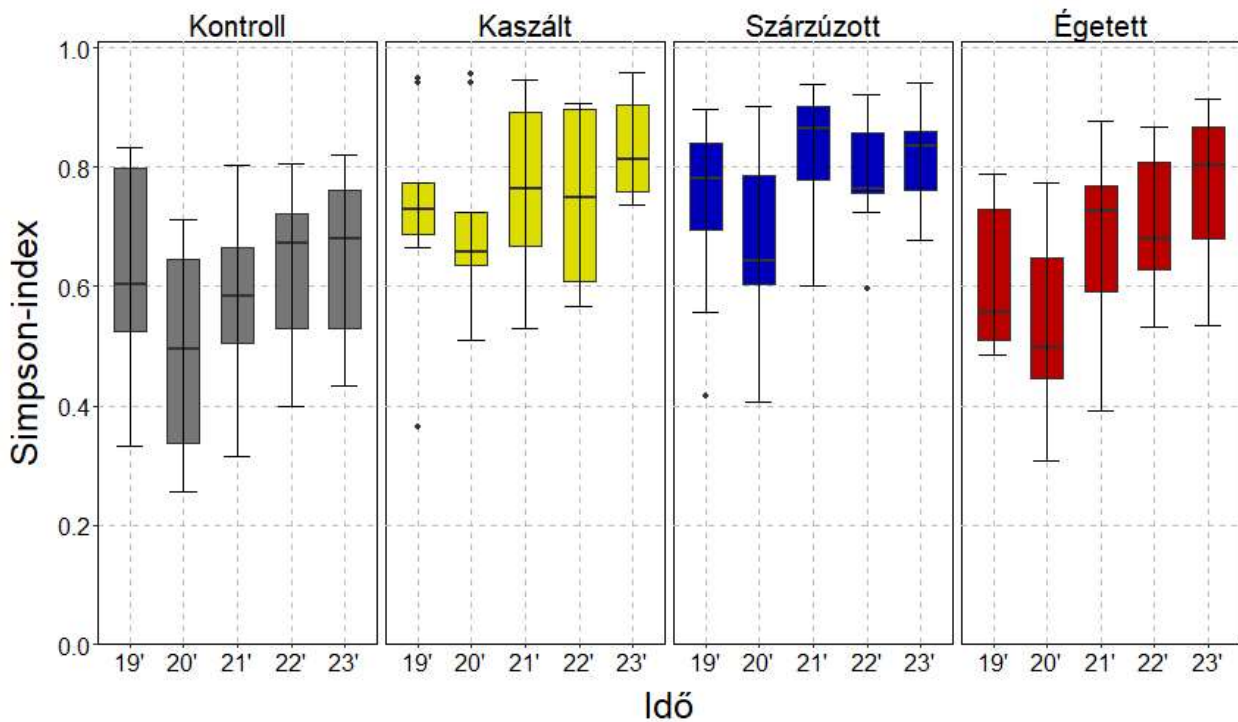
A legmagasabb diverzitási értékeket a 2023-as évben tapasztaltuk, minden kezelési típusban – beleértve a kontroll területeket is-, a korábbi évekhez viszonyított pozitív irányú változás azonban érzékelhetően kisebb mértékű a kontroll területek esetében, mint bármely aktív kezelési módnál.

A kezelésekhöz tartozó felvételek Shannon-diverzitását tekintve az egyik legfeltűnőbb jelenség, hogy miközben a teljes vizsgálati időszak alatt az összes fajszám minden kezeléstípus esetében nőtt, a trend monotonitását a viszonylag fajszegény 2022-es év megtörte. A fajszám átlagos emelkedése a Shannon-diverzitás-értékek növekedését nem hozta magával, a diverzitási értékek két évben is a kezelési módoktól függetlenül csökkentek 2019 és 2020 között, majd 2021 és 2022 között is, ez utóbbi visszaesés visszaköszön a fajszámok esetében is (16. ábra).



16. ábra. Shannon-diverzitás index a kezelésekre és az évek szerint csoportosítva

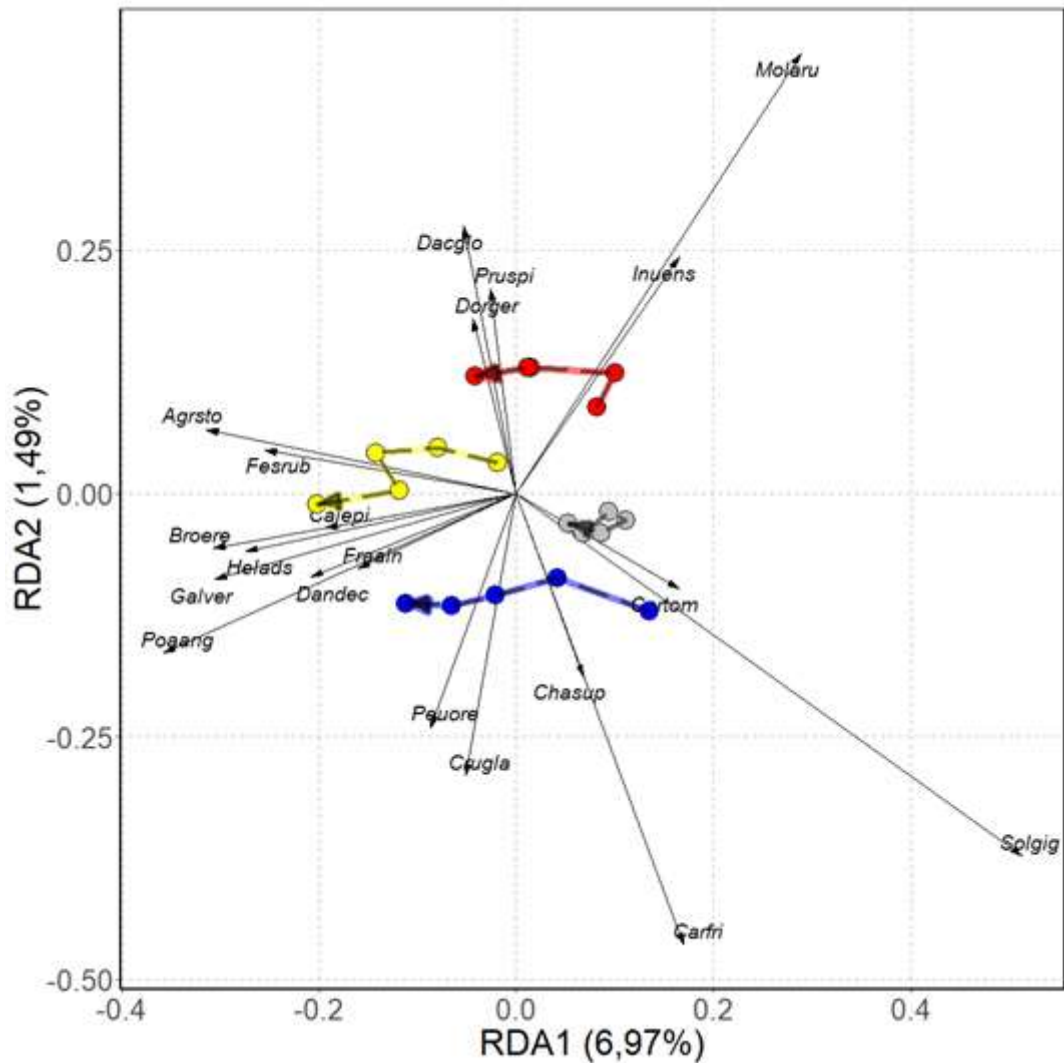
A Simpson-diverzitási értékek esetében ugyanazon a megállapítások tehetők, mint a Shannon-diverzitási értékek esetében (17. ábra).



17. ábra. Simpson-diverzitás index a kezelések és az évek szerint csoportosítva

5.2.1.3 A mintakvadrátok növényzetének megfigyelt változása a kezelések függvényében

Mindhárom kezelés eltérő módon, de trendszerű változásokat eredményezett fajösszetétel tekintetében, miközben a kontroll területeken ilyen határozott változás nem volt megfigyelhető. Az az évjáráthatás nem volt látszólag jelentős, a kezeletlen területek fajösszetétel változásában nincsenek jól leírható trendek. Az aktív kezelési módokkal érintett területeken ugyanakkor az olyan fajok térhódítása, mint a sudár rosznok (*Bromus erectus*), a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*) és a tejtöltő galaj (*Galium verum*) egyfajta sztyeppesedésként értelmezhető. A kontroll területek esetében az RDA-ban az egyedüli magyarázó változó az idő (18. ábra).



18. ábra. A fajösszetétel időbeli változása az egyes kezelési típusoknál Nyíradon. Szürke: kontroll, sárga: kaszált, kék: szárzúzott, piros: égetett területek évenkénti átlagértékei

A kontroll területekhez viszonyítva minden kezelés megváltoztatta a növényzet összetételét. Bár a kvadrátok között tapasztalt -kezelésektől függetlenül jelen lévő- eltérések magyarázzák a variancia nagy részét (kaszálás:80,6%; szárzúzás: 80,9%; égetés: 79,56%), a kezelések hatása minden esetben szignifikánsnak bizonyult (minden esetben 0,001 alatti p-érték mellett). A növényzet borításában a kezelések hatására bekövetkezett változásokat a kaszálás 1,74%-ban, a szárzúzás 1,55%-ban, míg az égetés 2,35%-ban magyarázta.

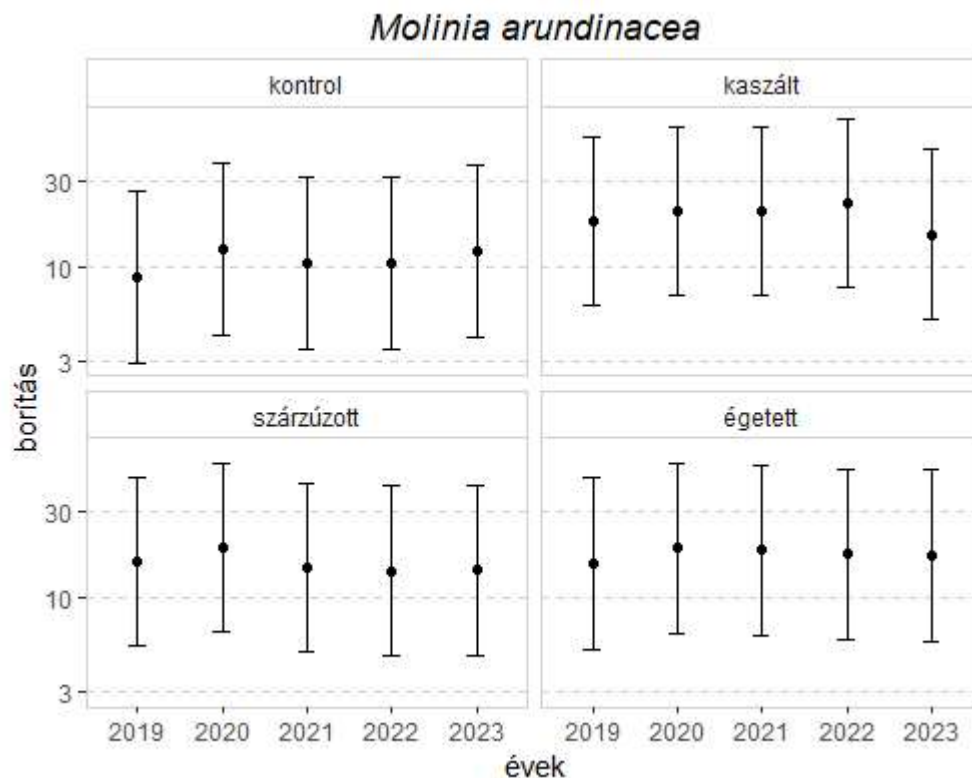
A Nyírádi kvadrátjainkban a kísérletünk során a fűneműek borítási értékei nem változtak szignifikáns mértékben, bár a kontrollban közel szignifikánsan ($p=0,046$) emelkedett a jelenlétük. A fűneműek leginkább meghatározó képviselője a nádképu kékperje (*Molinia arundinacea*) az alapállapot felmérés évében (2019) szinte minden területen jelentős, átlagosan 20-30%-os borítással volt jelen, frekvenciaértéke 89%-os volt. A kontroll területeken a kékperje borítása közel szignifikánsan ($p=0,057$) növekedett az évek során. Kiindulási értéke (2019) 25% körül volt, viszonylag nagy szórással, ez az érték közel 40%-ra emelkedett 2022-re és maradt 2023-ban is, összességében tehát a felhagyott területeken a kékperje térhódítása jellemző. A kaszálással kezelt kvadrátokban az alapállapot-felmérés során a kékperje átlagos borítása 25% körüli érték volt, ami a kezeléseket

követően ugyan nőtt 2022-ig, de 2023-ban a kiindulási 25% alá csökkent. A kontrollhoz viszonyított csökkenő tendencia közel szignifikáns ($p=0,088$). Hosszabb időtávon is feltételezhető a kaszálás kedvező, a kékperje borítását csökkentő szignifikáns hatása, melyet a csehországi Óriás-hegységben HEJCMAN et al. (2010) is bizonyított, ezt a feltételezést támasztja alá az a tény is, hogy a kaszált kvadrátokban az utolsó felmérési évünkben (2023-ban), szignifikáns csökkenést tapasztaltunk a 2021-es és 2022-es évhez viszonyítva (P értékek: 0,080 és 0,005).

A szárazzás volt az egyetlen olyan kezelés, ami a kontrolltól eltérő szignifikáns hatást mutatott ($p=0,020$), mégpedig a természetvédelmi szempontból kedvezőnek tekinthető, negatív irányba. Az alapállapot-felmérés során tapasztalt borítás átlagértéke ugyan kissé nőtt az első kezelés után, de utána már csökkent.

Az égetett kvadrátokban a kontrollhoz képest nem találtunk jelentős eltérést ($p=0,328$) a borítás értékek változásában. Az alapállapotfelmérés során tapasztalt 30% körüli érték az égetést követően (2020) megnőtt, majd a későbbi években ismét 30% körül stabilizálódott, az égetés tehát látszólag nem befolyásolta érdemben a kékperje borítási értékeit, hasonlóan MARRS et al. (2004) észak-angliai tapasztalataihoz.

Összességében elmondható, hogy a kontroll területeken a kékperje borítása évről-évre ingadozott, de enyhe növekedést figyeltünk meg 2019 és 2023 között. Ez arra utal, hogy kezeléseket nélkül a faj térnyerése az idő előrehaladtával egyre jelentősebbé válhat, ami valószínűleg kedvezőtlen a rét többi faja számára (HEJCMAN et al. 2010, VALKÓ et al. 2012a, SWACHA et al. 2018). Ez ellen a szárazzás tűnt a leghatékonyabb kezelési módnak, illetve a kaszálási eredmények sem rosszak, ha a faj visszaszorítása a cél. Az égetés viszont egyáltalán nem ajánlható a kékperje túlzott térnyerése elleni módszernek (19. ábra).



19. ábra. A nádképű kékperje (*Molinia arundinacea*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely logaritmikus skála szerint)

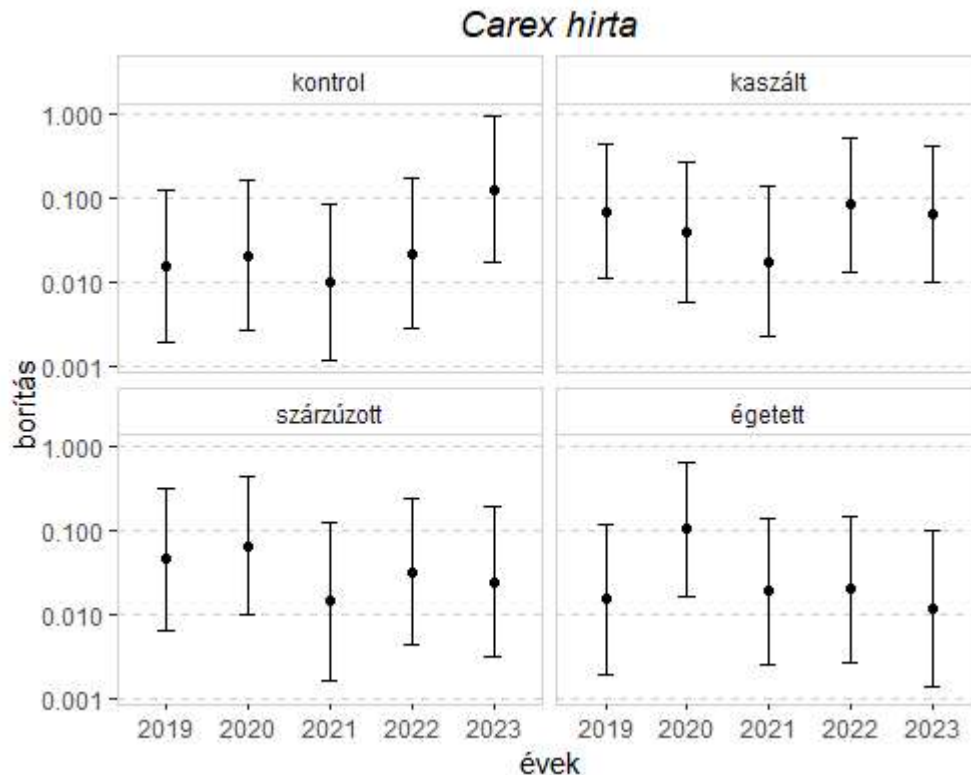
A gyepes sédbúza (*Deschampsia cespitosa*) az alapállapotfelmérés során átlagosan 0,1 és 0,5% közötti borítással volt jelen a mintakvadrátjainkban. A kontroll területek esetében megfigyelhető egy mérsékelt növekedés a faj borításértékeiben az évek előrehaladtával, ugyanakkor az emelkedés nem szignifikáns ($p=0,437$). Az aktív kezelési módok közül kaszálás esetében az első kezelést követően figyeltünk meg a borítás növekedését, ugyanakkor a vizsgálati időszak végére lényegesen lecsökkent a faj átlagos borítása (0,1%), ez a negatív változás összességében szignifikáns ($p=0,015$). Az égetéssel kezelt kvadrátokban az első kezelést (égetést) követően lényegesen visszaesett a faj jelenléte, majd ezen az alacsony szinten állandósult, a csökkenés itt is szignifikáns ($p=0,018$). A szárzúzással kezelt kvadrátokban hasonló tendenciát mutatott a faj jelenléte, ugyanakkor itt nem tudtunk szignifikáns változást kimutatni ($p=0,26$). Lengyelországi tapasztalatok alapján azok a kékperjés rétek, melyekben a gyepes sédbúza aránya magasabb, azok az átlagosnál jobb regenerációs potenciállal rendelkeznek (KOSTRAKIEWICZ-GIERALT 2014), emiatt a faj visszaszorulása a kezelések hatására vélhetően nem segíti a természetvédelmi célkitűzések megvalósulását.

A vörös csenkesz (*Festuca rubra*) esetében a kontroll területeken, a szárzúzással és az égetéssel kezelt kvadrátokban egyaránt kis mértékű emelkedést tapasztaltunk, de ez a változás csak a kontroll területek esetében volt szignifikáns ($p=0,006$). A kaszált mintaterületeken a faj átlagos borítási értékei az első két kezelést követően lényegesen visszaestek, de később újra elérték az alapállapotkor tapasztalt értéket, összességében a kontroll területhez viszonyítva szignifikáns ($p=0,016$) negatív összefüggést mutatunk ki a vizsgálati időszak egészére vonatkoztatva.

A deres sás (*Carex flacca*) borítási értékei a kontroll területeken szignifikánsan emelkedtek ($p=0,029$) a vizsgálati időszakban, az alapállapot felmérés során tapasztalt 0,4%-os átlagértékről 1,2%-ra 2022-ig, de 2023-ban ismét jóval alacsonyabb borítású volt a faj.

Hasonló irányú, statisztikailag igazolható összefüggést ($p=0,012$) mutat az égetés a deres sás borításai értékeivel, ez esetben a kezdeti 0,7%-os átlagértékről a vizsgálatunk végére 1% közelébe emelkedett a faj borítása. A kaszált területeken emelkedett, míg a szárzúzással kezelt mintakvadrátokban némileg csökkent a faj jelenléte, de ezen kezelések esetében a változások nem bizonyultak szignifikánsnak.

A borzas sás (*Carex hirta*) borításának kiindulási értékei minden esetben hasonlóak (0,1 és 0,3 % közötti értékek) voltak. A kezelés nélküli területeken és minden kezelési mód mellett is szignifikáns változások történtek (a kaszálás esetében $p=0,008$, minden más esetben $p<0,001$), ugyanakkor ellenkező előjellel. A kontroll területeken egy többé-kevésbé folyamatosnak tekinthető trend mentén, 3% fölé nőtt a faj átlagos borítása, de 2023-ban ugrásszerű, szignifikáns emelkedést tapasztaltunk ($P<0,001$). Összességében minden aktív kezelési mód mellett csökkent a borítása a teljes vizsgálati időszakra vetítve, ugyanakkor az égetett kvadrátokban már az első kezelést követően szignifikánsan csökkent a jelenléte ($P=0,022$) (20. ábra).



20. ábra. A borzas sás (*Carex hirta*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely logaritmikus skála szerint)

A molyhos sás (*Carex tomentosa*) az alapállapot felmérés során 0,7% és 1,3% közötti átlagértékekkel volt jelen az egyes kezelési típusokra kijelölt kvadrátokban. A kontroll területeken a szignifikánsan ($p=0,040$) megnőtt a borítása, kísérletünk harmadik évében már 3% körüli értékeket tapasztaltunk, ez kissé mérséklődött ugyan, de gyakorlatilag megmaradt a vizsgálati periódus végéig. Az aktív beavatkozási módok mindegyikén szignifikánsan (kaszálas $p=0,004$ és szárúzás $p<0,001$; égetés $p=0,012$) csökkent borítási értékeket tapasztaltunk, és 0,5% alá esett a faj átlagos borítási értéke.

A szárazabb élőhelyekre jellemző fűneműek közül a sudár rozsnok (*Bromus erectus*) legnagyobb átlagos borítási értékeiket az alapállapotfelmérés során a kontroll területeken tapasztaltuk, közel 10% körüli értékkel, míg a szárúzásra kijelölt területeken szórványosan volt jelen. A kísérletünk során nagy kilengésekkel, folyamatosan változott a borítási értéke, összességében a kontroll és égetett területeken visszaszorult a faj, ugyanakkor a változás nem szignifikáns ($p=0,141$ és $0,381$) egyik esetben sem. A kaszálassal és a szárúzással kezelt kvadrátokban ugyanakkor szignifikánsan magasabb ($p=0,008$ és $0,001$) borítási értékeket tapasztaltunk kísérletünk előrehaladtával, a faj a kísérletünk utolsó évében ezekben a kvadrátokban már 9-10% körüli borítással volt jelen. Így összességében elmondható, hogy a kaszálas és a szárúzás kedvezett a sudár rozsnoknak.

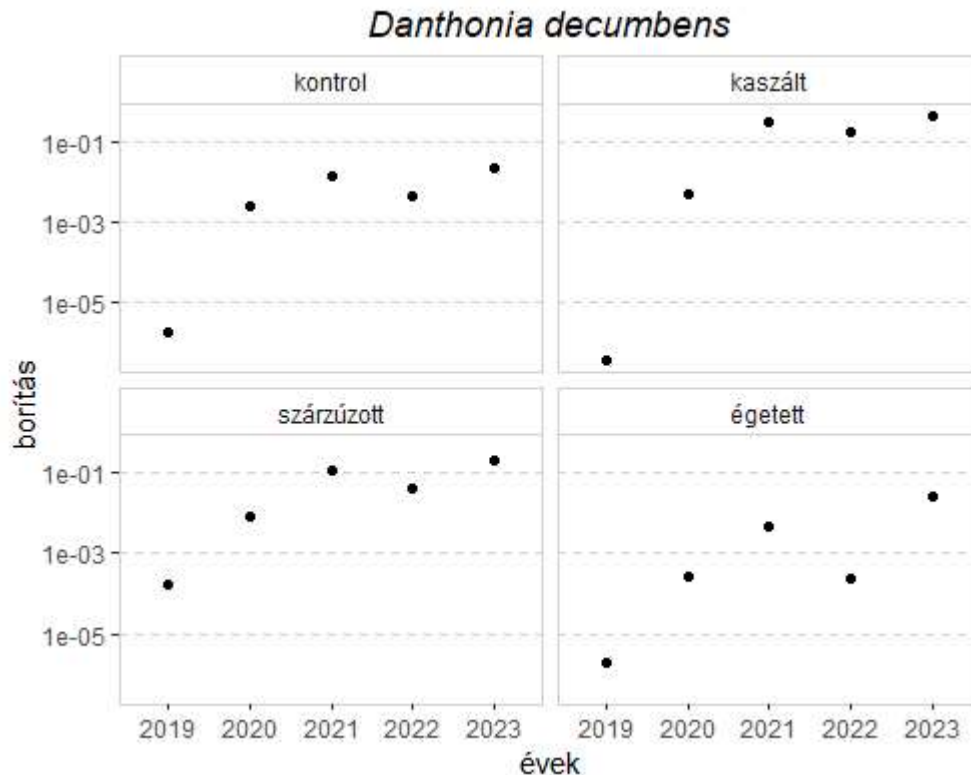
A siska nádtippan (*Calamagrostis epigejos*) szintén degradációjelző növényfaj, amely az alapállapotfelmérés során az egyes kezelésekre kijelölt kvadrátokban 0,1 és 10% közötti értékekkel volt jelen, legnagyobb arányban a kontroll területeken. A siska nádtippan borítási értékei a teljes vizsgálati időszak során - bár a trend nem folytonos - a kontroll- és a kaszált területeken összességében szignifikánsan csökkentek (mindkét esetben: $p>0,001$), a kaszált területeken felére

csökkent borítása, míg a kontroll területekről gyakorlatilag kiszorult, hasonló megfigyelést korábban Csehországban tettek, ahol a siska nádtippán felhagyott külszíni bányák spontán regenerációja során gyorsan nagy borítási értékeket ért el, később azonban spontán módon visszaszorult a kezeletlen területekről (PRACH et al. 2013). Az aktív kezelési módok közül a szárzúzás és az égetés voltak azok a kezelési módok, melyek látszólag segítették a siska nádtippán előretörését, mindkét kezelési típushoz tartozó kvadrátokban szignifikánsan emelkedtek a faj borítási értékei (mindkét esetben: $p < 0,001$). A siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) térhódítása jellemzően a fajgazdagság csökkenését vonja maga után (HÁZI et al. 2011, PRUCHNIEWICZ & ZOLNIERZ 2017), ugyanakkor irodalmi példák (HÁZI et al. 2022, GALVÁNEK et al. 2024) alapján a kaszálás jellemzően hatékony eszköz a faj visszaszorítására. Ezt azonban mi nem tapasztaltuk a felmérésünk során, sőt a szárzúzás és az égetés látszólag még növelte is a faj jelenlétét, ami természetvédelmi szempontból nem kívánatos.

A védett fajok közül a dunántúli sás (*Carex fritschii*) fordult elő a legnagyobb arányban. A vizsgálati periódusok során a kontroll területeken és minden kezelési mód mellett összességében emelkedtek a borítási értékei, a változás azonban egyik esetben sem szignifikáns.

A merev szőrfű (*Nardus stricta*) kizárólag a kontroll és a kaszált mintakvadrátokban volt jelen a vizsgálatunk során 0,1 és 0,8 % közötti átlagos borítás mellett. A borítási értékei ugyan mindkét kezelési egységben emelkedtek, de nem volt szignifikáns a változás (kontroll $p=0,470$; kaszált $p=0,830$).

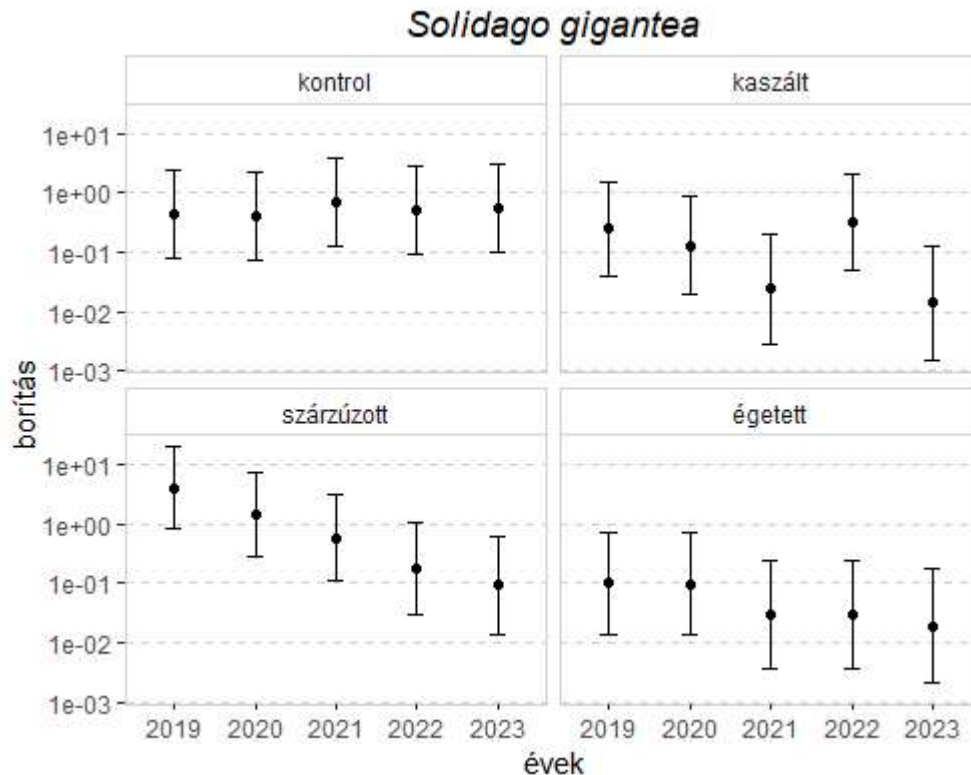
A háromfogú fogtekeres (*Danthonia decumbens*) egyedeit az alapállapotfelmérés során nem tudtuk kimutatni, ami valószínűleg mintavételi hiba volt. A második évtől azonban nyomon követtük és a kontroll területen nem tapasztaltunk változást ($p=0,676$). Az égetett kvadrátok esetében a borítás növekedése szignifikáns ($p=0,002$), a kaszált és szárzúzott területek esetében közel szignifikáns ($p=0,054$ és $0,051$) (21. ábra).



21. ábra. A háromfogú fogtekerecs (*Danthonia decumbens*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely logaritmikus skála szerint)

Az ökológiai szempontból kiemelten kezelendő fajok (védett és a tájban ritka fajokat összevontan vettük ide) borítási értékei a teljes vizsgálati időszakunk során nem változtak szignifikáns mértékben, sem a kontroll területek, sem az aktívan kezelt kvadrátok esetében.

A Nyirádi Sár-álló diverzitására az idegenhonos inváziós fajok közül a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) jelenti a legnagyobb fenyegetést, gyakorlatilag minden mintaterületen észleltük a jelenlétét. Az alapállapotfelmérés során legnagyobb borítással a szárzúzásra kijelölt kvadrátokban észleltük, átlagosan 7% körüli értékekkel, de minden későbbi kezelési mód esetében is meghaladta az 1%-ot az átlagos jelenléte. Kizárólag a kontroll területek esetében tapasztaltunk növekedő borítási értékeket, de ez sem volt szignifikáns ($p=0,558$), miközben minden aktív kezelési mód mellett szignifikánsan visszaszorult a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*). A szárzúzás esetében figyeltük meg a legmarkánsabb visszaesést ($P<0,001$), a kontrollt területekhez viszonyítva, már az első kezelést követően szignifikáns visszaesést tapasztaltunk ($P=0,029$), majd a következő évben tapasztalt stagnálást követően további csökkenés következett a 2022-es a 2023-as adatokban is ($P(2022) = 0,00$; $P(2023)<0,001$). Az égetett kvadrátok ($p=0,009$) és a kaszált mintaterületek esetében is összességében szignifikáns csökkenést ($p=0,049$) észleltünk (22. ábra).



22. ábra. A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely normál skála szerint)

A közönséges bábakalács (*Carlina vulgaris*) szórványosan volt jelen a mintakvadrátokban, ilyen esetekben is jellemzően rendkívül alacsony borítási értékekkel jelentkezett. Az égetett területeken visszaestek, a kontroll területeken gyakorlatilag állandó szinten maradtak, míg a kaszált és szárazúzott területeken pedig némileg emelkedtek az átlagos borítási értékei. A kis esetszám és az alacsony borítási értékek miatt az RDA-nem adott értelmezhető eredményt.

A szürkés ördög szem (*Scabiosa canescens*) az alapállapotfelmérés során minden kezelési módban és a kontroll területeken is jelen volt. A vizsgálati időszak végére minden esetben csökkenést figyeltünk meg, ez a kontroll területek esetében szignifikáns ($p=0,013$) az égetett kvadrátok esetében pedig közel szignifikáns ($p=0,063$), a kaszált és a szárazúzott mintaterületek esetében viszont nem szignifikáns a változás ($p=0,108$ és $0,913$).

Az orvosi bakfű (*Betonica officinalis*) a kaszált területek kivételével minden kezelési módhoz tartozó kvadrát esetében megjelent az alapállapotfelmérés során, legnagyobb arányban a később égetett területeken 0,5%-os átlagborítással. A felmérési időszak végére a kezelés nélkül (kontroll) és a szárazúzott kvadrátokban emelkedett az orvosi bakfű (*Betonica officinalis*) átlagos borítása, de nem szignifikáns mértékben ($p=0,235$ és $0,625$), az égetett kvadrátokban ugyanakkor szignifikáns mértékben visszaszorult a faj ($p=0,036$).

A cserjefajok összesített borítási értékei a kontroll területeken szignifikáns növekedést mutattak ($P<0,001$), miközben minden aktív kezelési módon kezelt terület esetében csökkent a borításuk. Ez a csökkenés a kaszált és a szárazúzott területek esetében szignifikánsnak mutatkozott ($p=0,039$ és $0,005$), míg az égetett területek esetében közel szignifikáns ($p=0,073$) a változás.

A fásszárú fajok közül a legnagyobb borítási értékekkel a bibircses nyír (*Betula pendula*) volt jelen, Az alapállapothoz képest a kontroll és a szárazúzott területeken ugyan nőtt a bibircses nyír (*Betula pendula*) borítása, de nem szignifikáns a változás ($p=0,231$ és $p=0,585$), míg, az égetett kvadrátokban közel szignifikáns módon csökkent ($p=0,054$). A kaszált kvadrátokban nem fordult elő a faj.

A vesszős fagyal (*Ligustrum vulgare*) a második leggyakrabban észlelt fásszárú faj volt az alapállapot felmérésünk során, 0 és 0,25% közötti átlagos borítással, leginkább a szárazúzásra kijelölt kvadrátokban volt jellemző a magasabb arányú jelenléte. Az alapállapotban kimutatott borítási értékekhez képest a kontroll ($p=0,524$), a kaszált ($p=0,858$) és a szárazúzott ($p=0,684$) kvadrátokban is nagyobb mértékben volt jelen a vizsgálati periódus végére, csökkenést egyedül az égetett ($p=0,588$) kvadrátok esetében tapasztaltunk, ugyanakkor egyik esetben sem volt a változás szignifikáns.

A fásszárú fajok közül a vadkörte (*Pyrus pyraeaster*) az alapállapot felmérésünk során elvétele került elő, de a felmérésünk későbbi időszakában egyre több alkalommal észleltük az egyedeit, minden kezelési típusban, leggyakrabban a kezeletlen területeken, ahol a faj a vizsgálati időszakunk végére szignifikánsan ($p=0,003$) magasabb borítási értékekkel volt jelen a kiindulási állapothoz viszonyítva.

A kökény (*Prunus spinosa*) a vadkörtehez hasonlóan szórványosan került elő az alapállapot felmérés során. A faj vizsgálati időszakunk végére a kontroll területek esetében szignifikánsan ($p=0,004$) magasabb borítási értékkel rendelkezett a kiindulási állapothoz képest. Szintén magasabb borítást regisztráltunk az égetett és a kaszált kvadrátokban, ugyanakkor itt a változás nem tekinthető szignifikánsnak ($p=0,248$ és $0,194$).

Az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) borítási értékei minden vizsgált kezelési mód és a kezeletlen (kontroll) területek esetében is emelkedtek, de ez az emelkedés sehol sem volt szignifikáns.

5.2.1.4 Biomassza összetételének vizsgálata a kezelések függvényében

Az **alapállapot-felmérés** során megállapítottuk, hogy mind a három mintaterületen viszonylag nagy mennyiségű biomassza volt jelen, ennek döntő többségét a holt biomassza adta.

Az **élő biomassza** átlagos tömege megközelítőleg azonos volt mind a négy kezelési módra kijelölt mintavételi helyen.

A **holt biomassza** esetében - egy kivétellel - hasonlóan alakultak az értékek: a kontroll, a kaszálásra és az égetésre váró kezelési egységeken 41 g körüli értékeket, míg a szárazúzásra kijelölt egységeken valamivel nagyobb (48,37 g) értékeket tapasztaltunk az alapállapot felmérés során.

Az **összes (élő+holt) egyszikű biomassza** kezelések előtti átlagai közt is hasonló arányokat figyeltünk meg: az égetésre váró területek esetében 48,6 g, a kaszálásra váró területeknél 49,5 g, a kontroll területeken pedig 51,07 g volt az átlagos tömeg, míg a szárazúzásra váró területeken ez az érték valamivel magasabb, átlagosan 56,19 g volt.

Az **összes (élő+holt) kétszikű biomassza** mennyisége minden területen lényegesen kevesebb volt az egyszikű biomasszához képest. A legtöbb élő és holt kétszikű biomassza az égetésre váró területeken volt, átlagosan 3,31 g. A szárazúzásra és kaszálásra váró területeken ez az átlag 2,67 és 2,02 g volt, a kontroll területen pedig csak 1,62 g. Az alacsony értékekből adódóan az értékek szórása aránylag nagy volt, mivel egy-egy véletlenszerűen a mintába kerülő nagyobb kétszikű növény jelentős különbségeket tudott eredményezni.

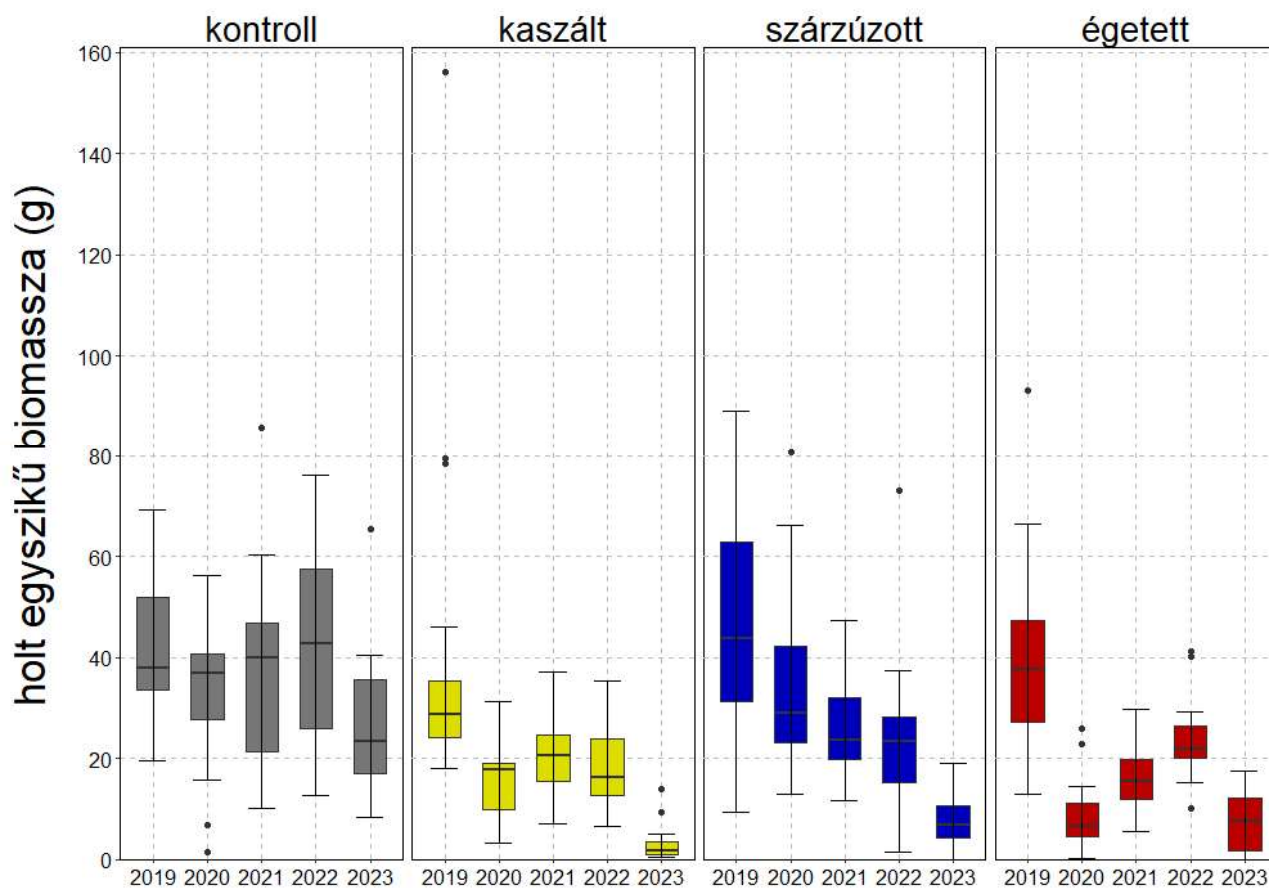
Bár az egyes kezelésekre kijelölt területek között a korábban bemutatott eltérések mutatkoztak, ezek a különbségek egyetlen tényező szerint sem voltak szignifikánsak, az ANOVA post-hoc Tukey-tesztje minden esetben egyetlen csoporthoz sorolta mind a négy kezelési típushoz tartozó területeket, az alapállapot tekintetében az egyes mintaterületek között szignifikáns eltérés nem mutatkozott. A területek kijelölése ezek alapján megfelelőnek bizonyult, a kezeléseket hatásukat összevontan vizsgálhattuk, azokat a továbbiakban összevontan értékeljük.

Az destruktív mintákban az **élő biomassza** mennyiségét döntően az élő egyszikű biomassza képezte minden évben, minden mintaterületen, ennek mennyisége minden kezelés esetében folyamatosan emelkedett 2021-ig, 2022-ben ezzel szemben kezelési módtól függetlenül mindenhol kisebb mennyiségeket mérünk, mint egy évvel korábban, a 2023-as évben az az aktív kezelési módokkal érintett kvadrátokban többé-kevésbé stabilizálódott, míg a kontrollterületeken a 2022-es adatokhoz képest megduplázódott az élő biomassza mennyisége.

Az **élő kétszikű biomassza** mennyisége az élő egyszikű biomasszához hasonlóan alakult, a 2021-es évig mindenhol emelkedő tendenciát mutatott, ez a 2022-es évre ez a tendencia megfordult és alacsonyabb értékeket mérünk, mint az előző évben, majd 2023-ban ismét emelkedő tendenciát tapasztaltunk, azonban itt kivételek a kaszált területek, ahol 2022-ben tovább emelkedett a kategória mennyisége, majd 2023-ra némileg csökkent.

Az **összes élő biomassza** mennyisége az összes kezelési mód mellett folyamatosan emelkedett, egészen a 2022-es évig, amikor változó mértékben ugyan, de mindegyik kezelési mód mellett, a korábbi évekhez képest visszaesett az élő biomassza mennyisége. Pozitív irányban kiugróak a 2021-es évhez tartozó értékek, ezt 2022-ben kezelési módtól függetlenül visszaesés követte. 2023-ban a kontroll és égetett kvadrátokban újból emelkedett az élő biomassza mennyisége, ugyanakkor a kaszált és szárazított területeken a 2022-es szinten maradt.

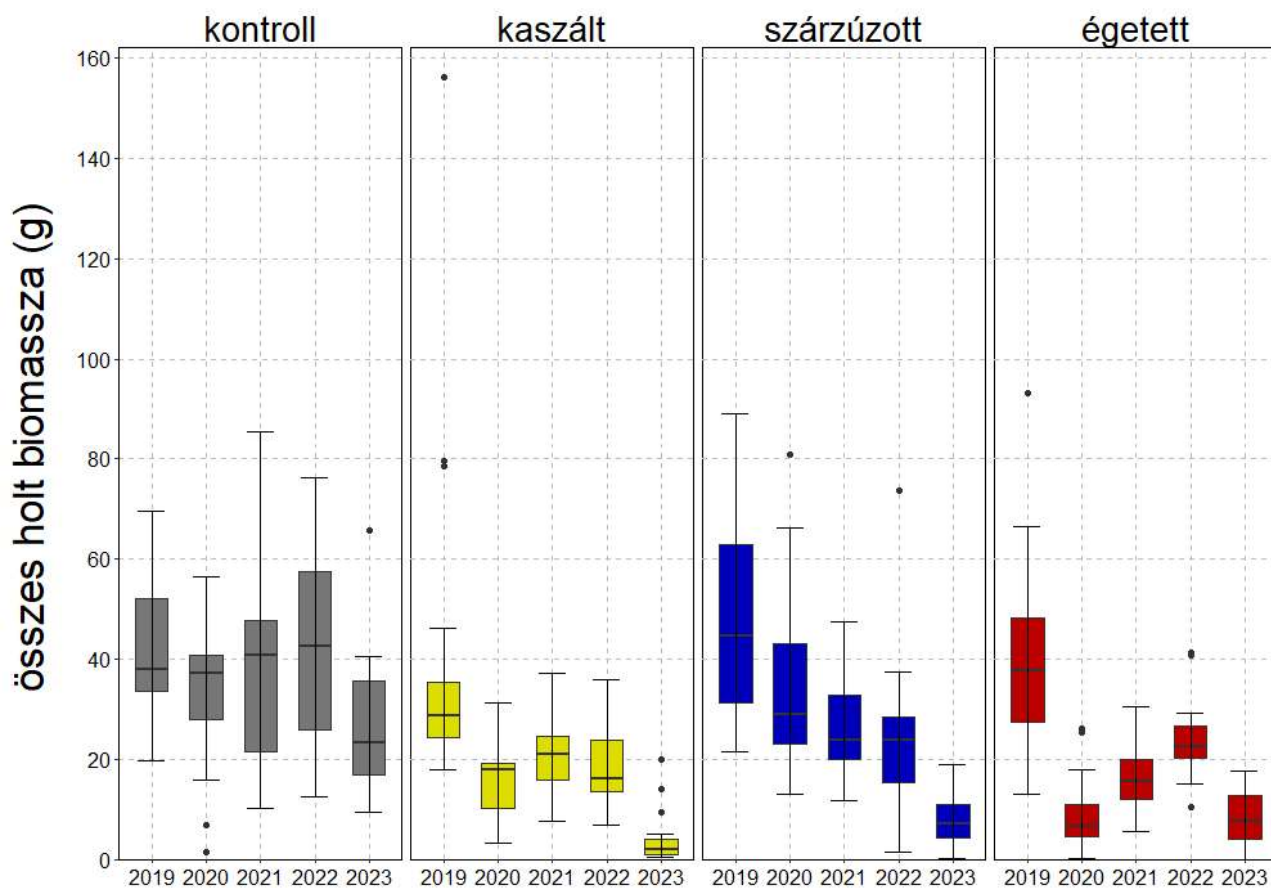
A **holt egyszikű biomassza** mennyisége a kontroll területeken folyamatosan emelkedő tendenciát mutat, miközben a kezelt területeken a vizsgálati időszak kezdete óta egyértelműen csökkent. Az égetéssel kezelt területeken az égetés drasztikus csökkenést okozott a holt egyszikű biomassza mennyiségében, ezután a kategóriához tartozó értékek minden évben trendszerű növekedést mutattak, de az alapállapot-felmérés idején mért értékektől még 2022-ben is jelentősen elmaradtak. A 2023-as évben újból csökkenő mennyiségeket regisztráltunk (23. ábra).



23. ábra. A holt egyszikű biomassza mennyiségének változása kezelések és évek szerinti bontásban

A **holt kétszikű biomassza** mennyisége minden területen többé-kevésbé rapszodikus alakult a teljes vizsgálati időszakban, egyedül a kaszált területeken figyelhető meg trendszerű növekedés, de statisztikai szempontból még ez sem szignifikáns változás.

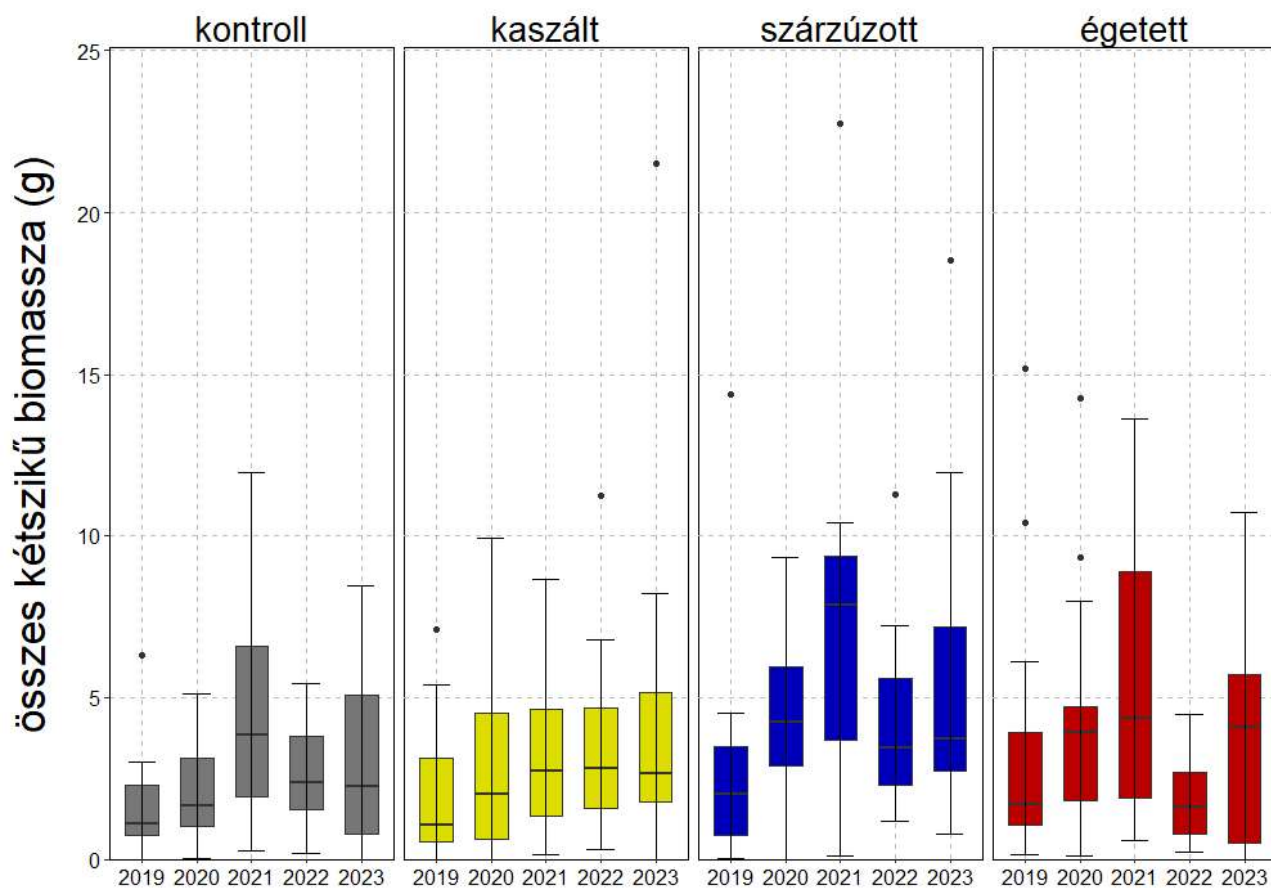
Az **összes holt biomassza** mennyisége minden aktív kezelési mód mellett csökkent a vizsgálati időszak kezdete óta, a kaszált és szárazított területeken többé-kevésbé folyamatos a csökkenés. Az égetett területeken az égetés hatására drasztikusan csökkent a holt biomassza mennyisége (ez főleg az egyszikű biomassza csökkenésére vezethető vissza). A kontroll területeken ezzel szemben 2022-ig inkább egy enyhe emelkedő trend figyelhető meg, különösen az outlier adatok figyelembevétele nélkül számolt átlagokat tekintve, 2023-ban azonban ez a trend látványosan megszakadt (24. ábra).



24. ábra. Az összes holt biomassza mennyiségének változása kezelések és évek szerinti bontásban

Az **összes egyszikű biomassza** mennyisége minden aktívan kezelt területen szignifikáns mértékben csökkent, míg a kezelés nélküli (kontroll) területeken 2022-ig emelkedett, majd 2023-ban az alapállapotnál tapasztalt szint alá esett vissza.

Az **összes kétszikű biomassza** mennyisége 2021-ig minden vizsgált kezelési mód mellett emelkedett, ahogy a kontroll területeken is. 2022-ben ez a trend megszakadt, majd 2023-ban újra emelkedő mennyiségeket regisztráltunk, de a kaszált területeken a teljes vizsgálati időszakban folyamatosan emelkedett a kétszikű biomassza mennyisége (25. ábra),



25. ábra. Az összes kétszikű biomassa mennyiségének változása kezelések és évek szerinti bontásban

Megfigyelt szignifikáns változások 2019 és 2023 között

Az adott kezelésekhez tartozó biomassa-adatokat paraméterenként külön megvizsgáltuk, mely mutatók változtak meg a három kezelést követően szignifikáns mértékben (9. táblázat). Egyes mutatók a négy év folyamán trendszerű változást mutattak, míg mások erős kilengéseket produkáltak, ezek esetében többnyire határozott trend nem állapítható meg.

9. táblázat. A biomassza-kategóriák átlagos tömegében bekövetkezett szignifikáns és közel szignifikáns (zárójelben) változások és azok iránya (neg.=csökkent, poz.=nőtt), kezelésenként, 2019 és 2023 között.

Kategória	Kontroll	Kaszált	Szárazított	Égetett
Élő egyszikű biomassza	poz.	–	(poz.)	(poz.)
Élő kétszikű biomassza	–	–	poz.	–
Holt egyszikű biomassza	neg.	neg.	neg.	neg.
Holt kétszikű biomassza	–	–	–	–
Összes élő biomassza	poz.	–	(poz.)	–
Összes holt biomassza	(neg.)	neg.	neg.	neg.
Összes egyszikű biomassza	–	neg.	neg.	neg.
Összes kétszikű biomassza	(poz.)	–	(poz.)	–

5.2.2 Batyki-láprét

5.2.2.1 A vegetáció összetételének változása a kezelések függvényében

A 4 évig tartó felmérési időszak alatt összesen 84 faj egyedeit észleltük a mintakvadrátjainkban, közülük 11 törvényi védelmet élvez: szarvas hagyma (*Allium carinatum*), mocsári nőszőfű (*Epipactis palustris*), kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), szúnyog lábú bibircsvirág (*Gymnadenia conopsea*), szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*), vitéz kosbor (*Orchis militaris*), kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*), kormos csáté (*Schoenus nigricans*), alacsony pozdor (*Scorzonera humilis*), piros pozdor (*Scorzonera purpurea*).

A Batyki-láprét esetében a magas aranyvessző borításán kívül minden vizsgált veszélyeztető tényező negatívan hatott legalább egy vizsgált természetességi értékszámra. A Shannon- diverzitással a cserjeborítás, a nádképi kékperje (*Molinia arundinacea*) borítása és a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) borítása mutatott szignifikáns negatív korrelációt. A Simpson-diverzitással a cserjeborítás és a kékperje borítása mutatott szignifikáns összefüggést. A fajszám és a kékperje borítása között mutatkozott erősen szignifikáns kapcsolat, az avarborítással pedig szignifikáns összefüggést tapasztaltunk (10. táblázat).

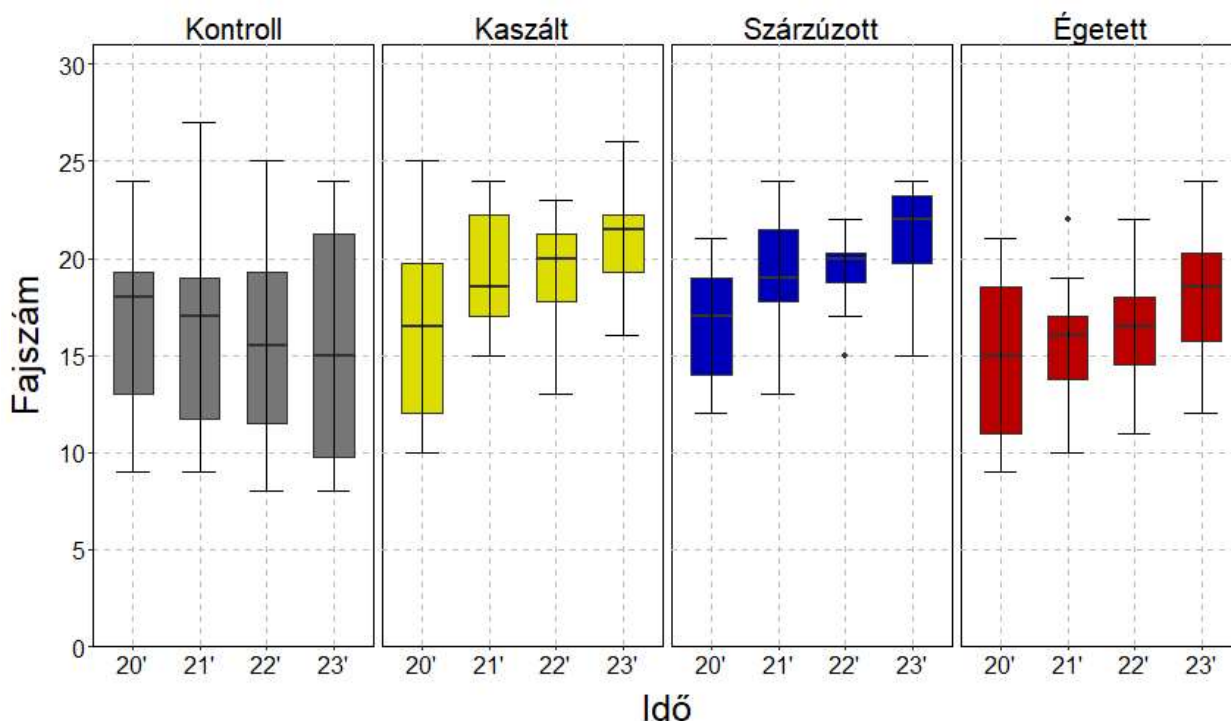
10. táblázat. A veszélyeztető tényezők és a diverzitási értékek valamint a fajszám közötti összefüggések

Veszélyeztető tényező	Shannon-diverzitás	Simpson-diverzitás	Fajszám
Avarborítás	n.s.	n.s.	↓ *
Cserjeborítás	↓ *	↓ **	n.s.
Kékperje borítása	↓ *	↓ **	↓ **
Siska nádtippan borítása	↓ *	n.s.	n.s.
Magas aranyvessző borítása	n.s.	n.s.	n.s.

Jelmagyarázat: *- $P \geq 0,05$; **- $P \geq 0,01$

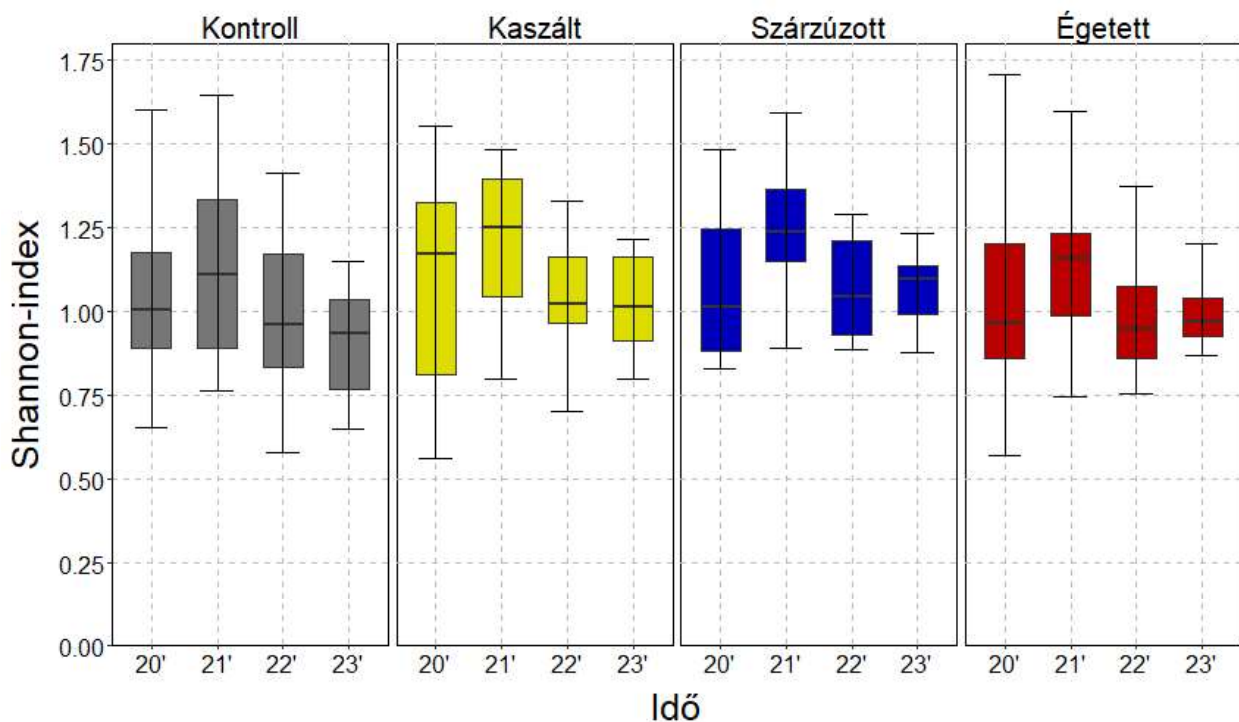
5.2.2.2 Fajszámok és a vizsgált diverzitási értékek megfigyelt változása a kezelések függvényében

Az egyes kezelésekhez tartozó felvételekben az össz fajszám a négyéves vizsgálati ciklus során mindhárom kezeléstípusban emelkedett, míg a kontroll területeken csökkent. A kaszált és a szárazúzással kezelt területeken az első kezelést követően tapasztaltuk a legnagyobb fajszám növekedést, az égetett területeken inkább egyenletesen emelkedő fajszámokat regisztráltunk (24. ábra).



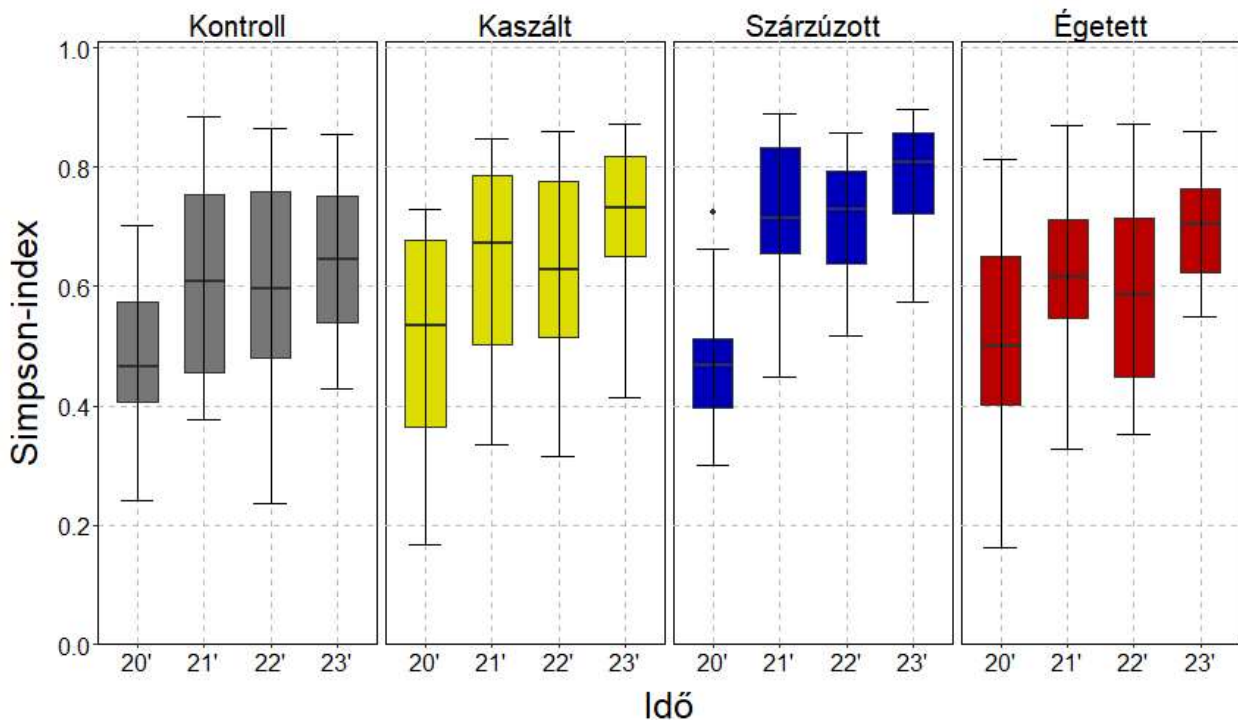
24. ábra. A fajszám változása kezelések és évek szerinti bontásban

A legmagasabb Shannon-diverzitási értékeket minden eredményt figyelembe véve a vizsgálati ciklus második évében tapasztaltuk. A vizsgálat első évét követően általánosságban jellemző egy kezelési módoktól független növekedés, majd azt követően egy visszaesés. A vizsgálat négy vegetációs periódust felölelő időszakát tekintve a kontroll- és a kaszált területen Shannon-diverzitási értéke enyhén csökkent, az égetett területeken stagnált, míg a szárazúzással kezelt kvadrátok esetében enyhe emelkedést tapasztaltunk (25. ábra).



25. ábra. Shannon-diverzitás index a kezelések és az évek szerint

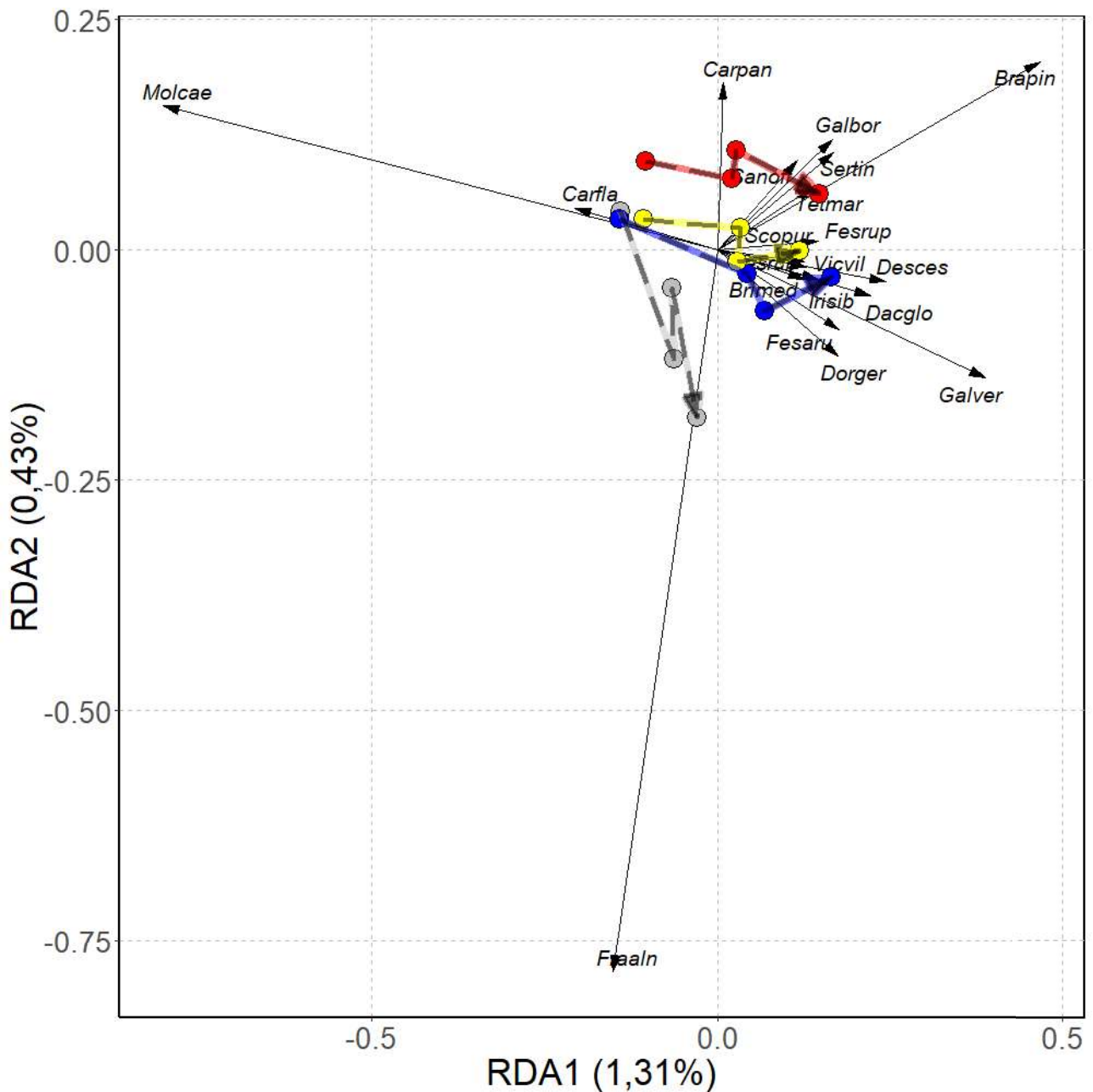
A Simpson-diverzitási értékek a teljes vizsgálati periódus során emelkedtek, kezeléstől függetlenül, ez a tendencia ugyan a 2022-es évben minden kezelési mód mellett megtorpant, de 2023-ban újra növekvő értékeket tapasztaltunk (26. ábra).



26. ábra. Simpson-diverzitás index a kezelések és az évek szerint

A mintakvadrátok redundanciaanalízisének biplot ábráján (27. ábra) az egyes kezelési típusok kiindulópontja meglehetősen közel került egymáshoz, ami arra utal, hogy a kezelés megkezdésekor a kvadrátokat hasonló vegetációs mintázatok jellemezték.

A kontroll területekhez viszonyítva minden aktív kezelési beavatkozás szignifikáns (P-értékek: kaszálás: 0,002; szárazítás; 0,005 égetés: 0,004) változást okozott a vegetáció összetételében, ugyanakkor a nyirádi tapasztalatainkhoz hasonlóan a variancia jelentős részét a kvadrátok növényzete között kimutatható -kezelésektől függetlenül meglévő- eltérések magyarázták (kaszálás: 80,60%, szárazítás 72,82%, égetés 74,90%) A kezelések következtében bekövetkezett változás a kaszálás esetében 1,74%, szárazításnál 5,08%, míg az égetett kvadrátokban 3,57% volt (27. ábra). Az aktívan kezelt kvadrátokban a gyepes sédbúza (*Deschampsia cespitosa*), a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*), valamint a tejtöltő galaj (*Galium verum*) borítási értékei látványosan emelkedtek a kontrollterületekhez viszonyítva.



27. ábra. Az átlagos fajösszetétel időbeli változása az egyes kezelések esetében az RDA első két tengelye alapján. Az egyes kezelések évenkénti átlagai kerültek feltüntetésre a biploton.

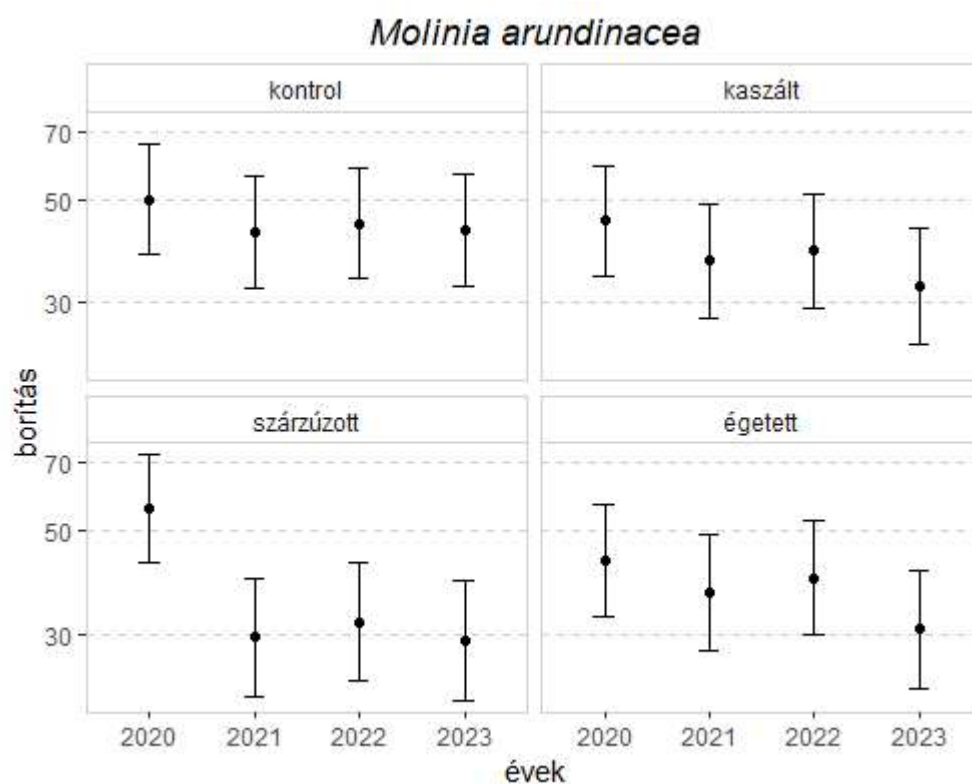
5.2.2.3 A mintakvadrátok növényzetének megfigyelt változása a kezelések függvényében

A fűnemek borítási értékei alapvetően változatlanok maradtak a teljes felmérési időszakunk során, egyedül a száruzás esetében tapasztaltunk szignifikáns ($p=0,012$) csökkenést, így feltételezhetjük, hogy ez a kezelési mód a dudvanemek magasabb arányát eredményezi.

A felmérésünk során a legnagyobb borítási értékeket elérő fűféle a közönséges kékperje (*Molinia arundinacea*) volt, amely minden kezelési mód esetében 50% körüli átlagos borítási értékű volt az alapállapotfelmérés során.

A kontroll területeken egyik vizsgálati év eredményei sem tértek el szignifikánsan a többi év adataitól. Az égetés és a kaszálás esetében három kezelést követően, 2023-ra mutatkozott szignifikáns eltérés, az alapállapothoz képest ($P=0,006$) és ($P=0,008$). A szárazúzott kvadrátokban viszont már az első kezelést követően szignifikáns ($P<0,001$) csökkenést érzékelünk, a kékperje borítási értékei a későbbi kezeléseknél ezen az alacsonyabb szinten állandósultak.

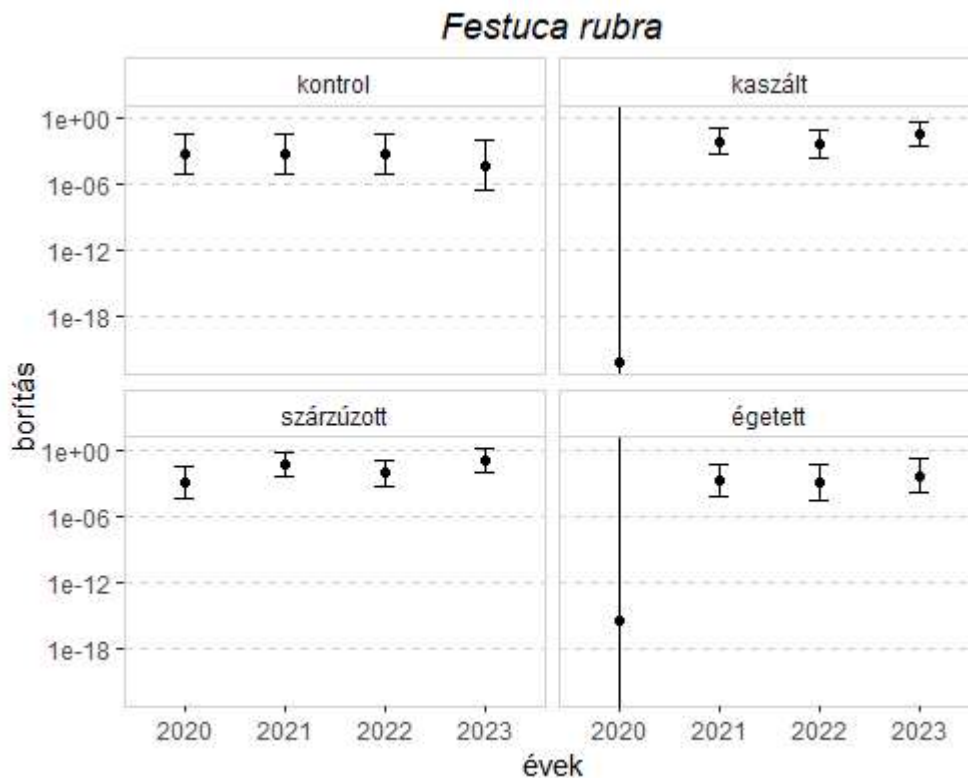
Összességében elmondható, hogy a kontroll területeken és mindegyik kezelési mód mellett csökkent a faj borítása, de ez a csökkenés a teljes vizsgálati időszakot tekintve egyedül a szárazúzás esetében volt szignifikáns ($p=0,016$). A Batyki-láprét esetében tehát nem jelentkezett a felhagyást követően legtöbbször tapasztalható folyamatos térhódítást (HEJCMAN et al. 2010, VALKÓ et al. 2012a, SWACHA et al. 2018), az égetés nem okozott szignifikáns változást hasonlóan MARRS et al. (2004) észak-angliai tapasztalataihoz (28. ábra).



28. ábra. A nádképi kékperje (*Molinia arundinacea*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely normál skála szerint)

A vörös csenkesz (*Festuca rubra*) szórványosan jelent meg az alapállapotfelmérés során, átlagosan 0 és 0,1% közötti borítási értékekkel. A felmérési időszak során a kontroll kivételével minden kezelési kategória esetében emelkedő értékeket tapasztaltunk, de a kontroll területekhez viszonyított szignifikáns változást csak a kaszált ($p=0,034$) kvadrátok esetében figyeltünk meg, ugyanakkor említést érdemel, hogy a szárazúzott kvadrátokban nőtt a legnagyobb mértékben a faj jelenléte, a változás pedig közel szignifikáns ($p=0,069$).

Amennyiben a szárazúzással kezelt kvadrátokban tapasztalt vörös csenkesz (*Festuca rubra*) borítási értékeket egymáshoz viszonyítottuk azt tapasztaltuk, hogy az első kezelés hatására szignifikánsan ($P=0,034$) nőtt a faj jelenléte, amit a következő évben (2021 és 2022 között) enyhe visszaesés követett, ami nem volt szignifikáns ($P=0,565$). Ezt követően újabb markáns emelkedést tapasztaltunk ($P=0,004$) (29. ábra).



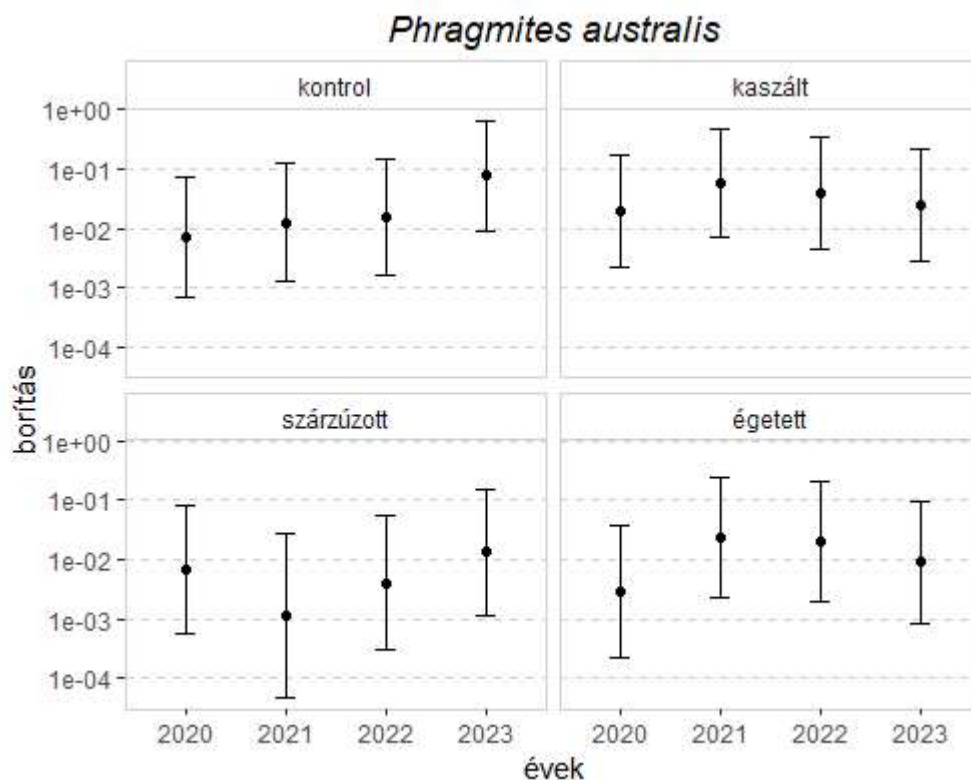
29. ábra. A vörös csenkesz (*Festuca rubra*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely normál skála szerint)

A deres sást (*Carex flacca*) 1 és 2,5% közötti átlagos borítási értékkel rögzítettük az alapállapot felmérésünk során. Egyedül a kaszált kvadrátok esetében figyeltünk meg növekedést a felmérési időszakunk végére, de ez a változás nem tekinthető szignifikánsnak ($p=0,442$). A kontroll és égetett területeken átlagosan csökkent a faj borítása ($p=0,993$ és $0,186$), de nem szignifikáns mértékben, ugyanakkor a szárazúzással kezelt kvadrátok esetében a csökkenés szignifikáns ($p=0,016$), amely már az első kezelést követően jelentkezett ($P=0,034$), a csökkenés ugyan mindvégig folyamatos és trendszerű, de újabb szignifikáns változást ($P=0,003$) csak 2022 és 2023-as adatok között tudtunk kimutatni.

A közönséges nád (*Phragmites australis*) alapállapotban 0,1 és 0,2% közötti átlag értékekkel volt jelen a mintaterületen, ez a legnagyobb mértékben a kontroll területen emelkedett, ez az emelkedés pedig erősen szignifikáns ($P<0,001$), az emelkedés döntő többségét a 2022 és 2023 év közötti időszakban rögzítettük ($P=0,010$). Említést érdemel, hogy a 2023-as év adatai minden korábbi év eredményeihez képest szignifikánsan magasabbak, emiatt feltételezhetjük, hogy a nád, amennyiben erre adottak a körülmények, akkor ugrásszerű borításnövekedésre képes.

A kontroll területek mellett az égetett kvadrátokban is közel szignifikáns emelkedést észleltünk ($p=0,057$), továbbá a szárazúzott területeken is emelkedett a borítási értékek, de ez a változás már nem bizonyult szignifikánsnak ($p=0,150$). A kaszálással kezelt kvadrátokban a többi kezeléssel ellentétben szignifikánsan ($p=0,006$) csökkent a közönséges nád (*Phragmites australis*) jelenléte – bár egy kezdeti emelkedést itt is megfigyeltünk.

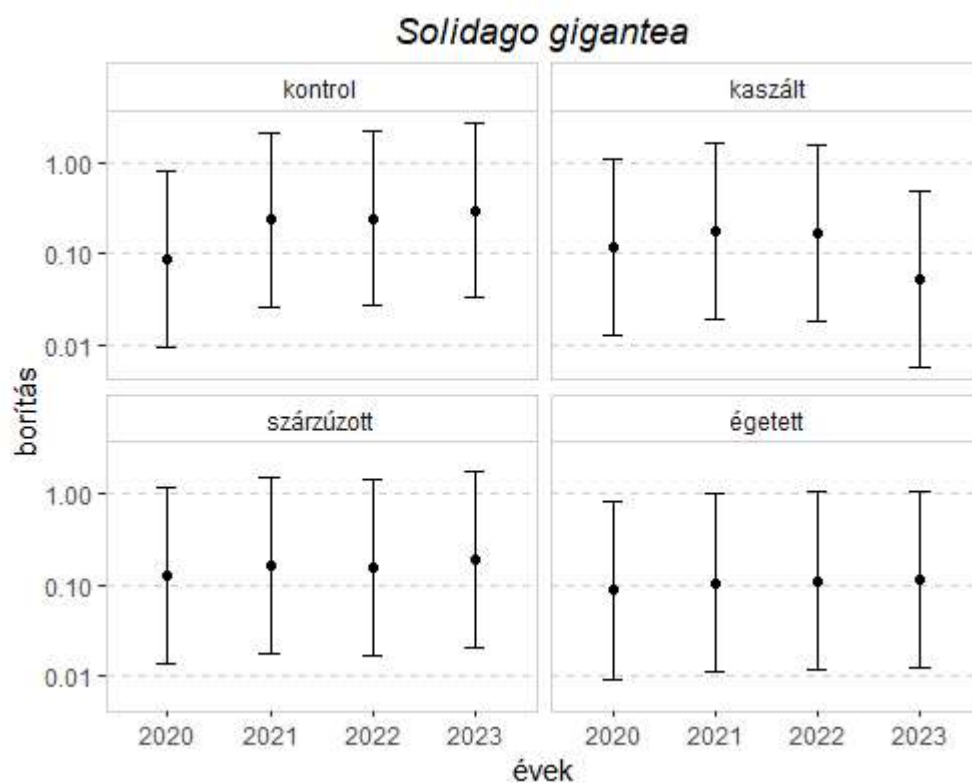
Bár a közönséges nád (*Phragmites australis*) őshonos növényfajunk, erős vegetatív terjedési hajlama miatt rendkívül hajlamos monodomináns állományok kialakítására, kiszorítva az egyéb fajokat maga mellől. Széles ökológiai tűrőképességgel rendelkezik (HORVÁTH et al. 1995), így az üde fajgazdag gyepes élőhelyek esetében kiemelten fontos az élőhelyek hosszútávú fenntartása szempontjából közönséges nád (*Phragmites australis*) terjedésének visszaszorítása (MARGÓCZI et al. 2018). A Batyki-lápréten a nádasodást ugyan még nem a leginkább égető természetvédelmi problémák között tartjuk számon, de lokálisan néhány foltban már mutatkoznak jelentős borítású sarjtelepei. A kontroll területeken tapasztalt borítás növekedése arra utalhat, hogy tartós felhagyás esetén a közönséges nád (*Phragmites australis*) terjedése veszélyt jelent a Batyki-láprét botanikai értékeire, visszaszorításra pedig eredményeink alapján a vizsgált kezelési módok közül egyedül a kaszálás tűnt hatékony eszköznél. Tapasztalataink egybecsengenek több külföldi kutatás eredményeivel, melyek hasonló eredményekre jutottak (BARTOSZUK 2022, KULIK et al. 2023)(30. ábra).



30. ábra. A közönséges nád (*Phragmites australis*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely normál skála szerint)

A dudvaneműek aránya minden kezelési mód esetében –beleértve a kontroll területeket is – emelkedett. A kontroll területeken és a szárazúzással kezelt területek is szignifikáns ($P<0,001$; $p=0,029$) az emelkedés.

Az idegenhonos inváziós fajok közül a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) mutattuk ki a legnagyobb arányban a Batyki-lápréten, az égetett és a kaszált kvadrátokban is átlagosan 5% körüli borítási értékekkel volt jelen. Növekvő borítási értékek jellemezték a fajt a felmérési időszakunk során, a kontroll területeken szignifikánsan ($P < 0,001$), az égetett kvadrátokban közel szignifikáns mértékben ($p = 0,057$). A szárazúzott kvadrátok esetében szintén emelkedést tapasztaltunk, de ez a változás nem volt szignifikáns ($p = 0,150$). Az aktív kezelési módok közül egyedül a kaszálás tűnik hatékony eszköznek a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) visszaszorítására, az ilyen módon kezelt mintakvadrátok esetében lényegesen csökkent az aranyvessző borítása, a változás pedig szignifikáns ($P < 0,001$). Mivel a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) egy Európa-szerte elterjedt idegenhonos inváziós növényfaj, így számos helyen zajlottak a visszaszorítására vonatkozó kísérletek. Saját Batyki-lápréten végzett kutatásunk tapasztalatai mellett hazai (SZÉPLIGETI et al. 2018) és külföldi (SZYMURA et al 2022) vizsgálatok egyaránt igazolták már, hogy a kaszálás hatékony eszköz az aranyvessző térhódítása ellen (31. ábra).



31. ábra. A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely normál skála szerint)

A törvényi oltalom alatt álló- vagy természetvédelmi szempontból kiemelten kezelendő fajok esetében elmondható, hogy minden aktív kezelési mód (kaszálás, szárazúzás, égetés) esetében emelkedő borítási értékekkel reagáltak. A kaszálás esetében tapasztaltuk a legnagyobb mértékű emelkedést ($p = 0,004$), de szintén szignifikáns pozitív változás tapasztaltunk a szárazúzásos kezelés ($p = 0,029$) és az égetés ($p = 0,043$) esetében is.

A mintaterületen a védett növényfajok közül a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) fordult elő a legnagyobb borítási értékekkel, az alapállapotfelmérés során 0,5 és 1,5% közötti értékeket rögzítettük. A kiindulási állapothoz képest minden mintavételi egységben emelkedő értékeket tapasztaltunk. Az emelkedés minden aktív kezelés esetében szignifikáns (kaszált: $P < 0,003$; égetett: $p = 0,014$; szárazúzott: $p = 0,076$).

A védett növényfajok közül a kormos csáté (*Schoenus nigricans*) esetében észleltünk még szignifikáns változást. Az alapállapot felmérés során csupán egy helyszínen, a kontroll területeken észleltük a jelenlétét, a felmérési időszakunk végéig minden kezelési mód mellett sikerült kimutatni borításának növekedését, de az évjáráthatással súlyozott változás ugyan csupán a kontroll esetében szignifikáns ($p = 0,027$), abszolút értékben a kaszálás ($P = 0,007$) és a szárazúzás ($P = 0,041$) esetében is szignifikáns a változás.

Az egyéb (természetvédelmi oltalom alatt nem álló) kétszikű fajok közül még a bársonykerep (*Teragonolobus maritimus*) esetében tapasztaltunk szignifikáns változást borítási értékek tekintetében. A bársonykerep a felmérési időszakunk végére némileg visszaszorult a kezeletlen kvadrátokban, az aktív kezelési módok mellett minden esetben az emelkedő borítási értékek jellemzőek, de szignifikáns változást csak a szárazúzással kezelt kvadrátok esetében tapasztaltunk.

A szórványosan előforduló dudvaneműek közül a festő rekettye (*Genista tinctoria*) esetében tapasztaltunk szignifikáns változást a felmérési időszakunk során, az alapállapotfelmérés során minden kezelési típusban csupán néhány helyen fordult elő, legnagyobb arányban pedig a szárazúzott kvadrátokban volt jelen, de itt is csak 0,1%-os átlagos borítási értéket vett fel. Kezelési módtól függetlenül, a későbbi felmérési időpontokban mindenhol emelkedő borítási értékeket tapasztaltunk, de ez csak a kaszálás esetében bizonyult szignifikáns ($p = 0,013$) változásnak.

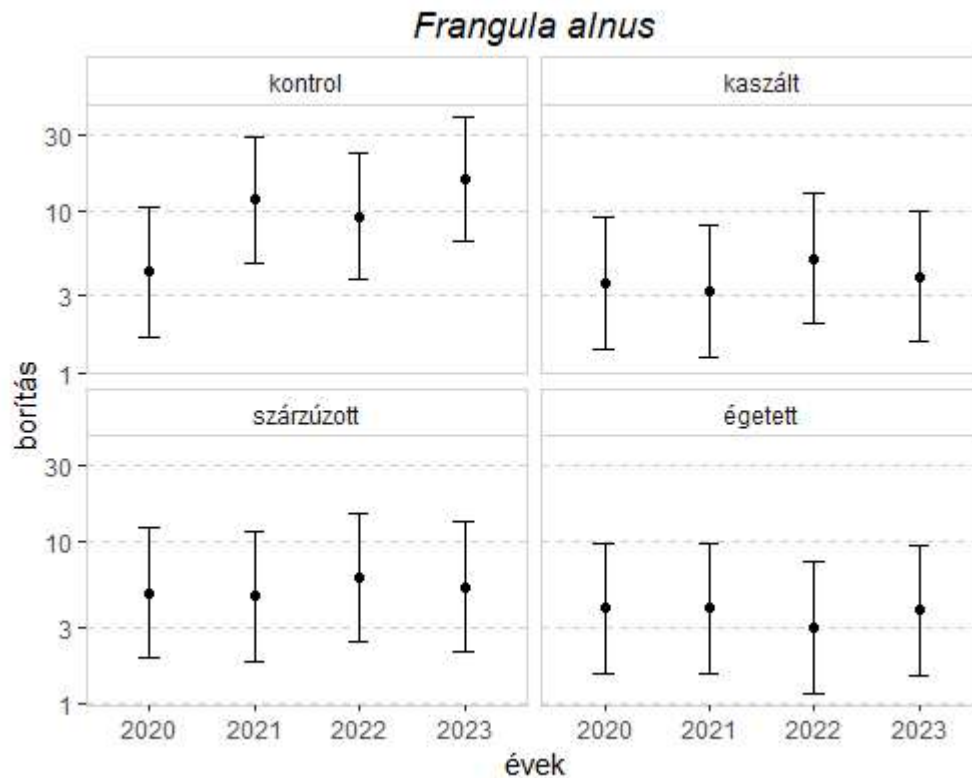
A tejoltó galaj (*Galium verum*) alapállapotban 0,5% körüli borítási értékekkel volt jelen, amely kezelésektől függetlenül emelkedett, a szárazúzott kvadrátokban a vizsgálati időszakunk végére már 3% körüli átlagértékeket észleltünk. Szignifikáns ($P < 0,001$) azonban csak kontroll területek esetében tapasztalt változás lett.

A borzas bükköny (*Vicia hirsuta*) az alapállapotfelmérés során 0,04 és 0,2% közötti átlagos borítási értékkel volt jelen. Szignifikáns változást a felmérési időszakunk során a kontroll területek esetében figyeltünk meg, itt a faj borítása folyamatos csökkenést mutatott, összességében szignifikánsnak bizonyult a változás ($p = 0,024$), ezzel szemben a kaszált kvadrátokban szignifikáns emelkedést ($p = 0,005$) tapasztaltunk.

A cserjeszint borítása a kontrollterületeken folyamatos emelkedést mutatott, összességében szignifikánsan ($p = 0,046$) magasabb borítási értékeket tapasztaltunk a felmérési időszakunk végén, miközben minden aktív kezelési mód szignifikánsan ($< 0,001$) csökkentette a cserjeborítást. Ugyanezeket a trendeket tapasztaltuk a cserjefajok együttes borítása esetében is

A Batyki-láprét természetvédelmi értékeinek természetvédelmi helyzetére a kutyabenge (*Frangula alnus*) térhódítása jelenti az egyik leginkább fenyegető veszélyt, hasonlóan több külföldi (POPIELA 2011) és magyarországi (Dél-Dunántúli) lápi élőhelyhez (FODOR & SZURDOKI 2014).

A kutyabenge (*Frangula alnus*) a cserjeszint mellett a gyepszintben is nagy arányban van jelen. A kontrollterületek esetében a borítási értékek erősen szignifikáns emelkedést mutattak. A kontrollterületeken belül az egyes évek összehasonlításánál azt tapasztaltuk, hogy az alapállapothoz képest már a következő évben szignifikánsan ($P < 0,001$) emelkedett a borítása, majd 2021 és 2022 között ezen az emelkedett szinten stagnált, de a 2023-ra ismét szignifikánsan ($P = 0,020$) magasabb lett a jelenléte (32. ábra).



32. ábra. A kutyabenge (*Frangula alnus*) borítási értékeinek változása az egyes kezelési típusoknál (az y tengely logaritmus skála szerint)

A kaszált és szárazúzott kvadrátokban a kezelések ugyan a cserjeszintet teljesen felszámolták, a gyepszintben viszont szignifikánsan ($P < 0,010$ és $0,006$) emelkedett a kutyabenge (*Frangula alnus*) borítása. Ennek oka vélhetően az, hogy a fizikai behatásokra (lezúzás) erős sarj képződéssel reagál, így a lágyszárú szintben az első néhány alkalommal elvégzett kezeléseket követően markánsan megjelenik a faj, külföldi szakirodalmi források szerint a kutyabenge (*Frangula alnus*) térhódítása általánosan jellemző fenyegetés a lápi élőhelyekre, amely visszavezethető a termőhelyeken csökkenő talajvízszinttel (TOBOLSKI 2003), miközben hosszú időtávú vizsgálatok során összefüggést találtak a kutyabenge (*Frangula alnus*) borítási értékeinek növekedése és a fajsám csökkenése között, miközben a tőzegmohalápok helyét homogén kutyabenge állományok vették át (POPIELA 2011). Az aktív kezelési módok közül egyedül az égetés esetében tapasztaltunk szignifikáns csökkenést ($P < 0,001$), emiatt a megfelelően megtervezett és kivitelezett, élőhely fenntartási célú égetés hatékony eszköz lehet a kutyabenge (*Frangula alnus*) tartós visszaszorítására.

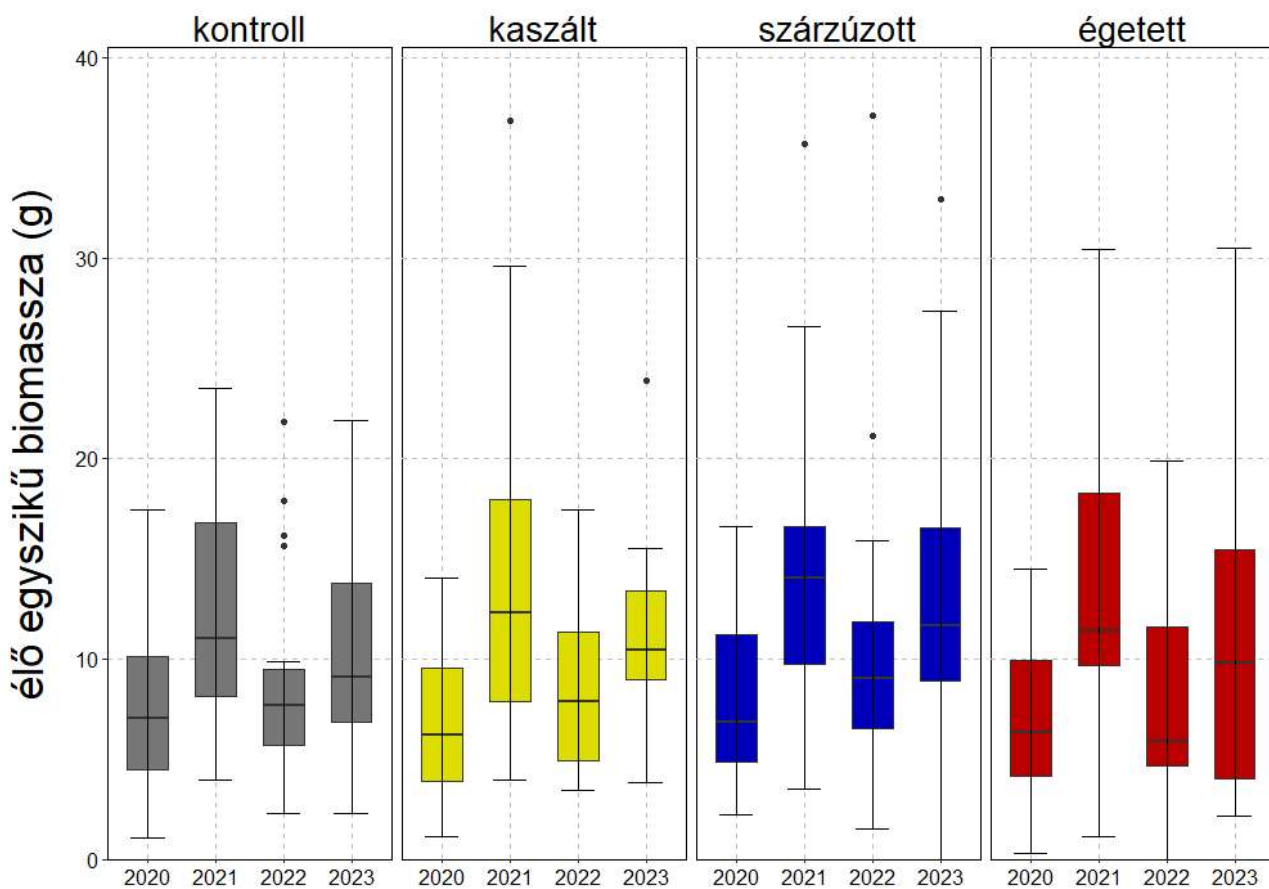
5.2.2.4 Biomassza összetételének vizsgálata a kezelések függvényében

Az alapállapot-felmérés során megállapítottuk, hogy mind a négy mintaterületen viszonylag nagy mennyiségű biomassza volt jelen, ennek döntő többségét a holt biomassza adta, különösen jellemző

a holt egyszikű biomassza jelenléte. Az összes élő biomassza átlagos tömege az égetésre kijelölt területeken bizonyult a legmagasabbnak (17,98g), a többi kezelési módra kijelölt kvadrátokban közel azonos volt az élő biomassza aránya. A holt biomassza és az összes egyszikű biomassza esetében a kaszálásra kijelölt területeken tapasztaltuk a legmagasabb értékeket (41,35g és 46,61g), az égetésre kijelölt kvadrátokban pedig a legkisebbeket (15,23g és 25,82g). Az összes (élő+holt) kétszikű biomassza mennyisége minden területen lényegesen kevesebb volt az egyszikű biomasszához képest, a mintaterületeken az égetésre váró területeken volt a legmagasabb (7,39g) az aránya, a többi mintaterület egymáshoz többé-kevésbé nagyon hasonló értékeket kaptunk.

Bár az egyes kezelésekre kijelölt területek között a korábban bemutatott eltérések mutatkoztak, ezek a különbségek egyetlen tényező szerint sem voltak szignifikánsak, az ANOVA post-hoc Tukey-tesztje minden esetben egyetlen csoporthoz sorolta mind a négy kezelési típushoz tartozó területeket, az alapállapot tekintetében az egyes mintaterületek között szignifikáns eltérés nem mutatkozott. A területek kijelölése ezek alapján megfelelőnek bizonyult, a kezeléseket hatását összevontan vizsgálhattuk, azokat a továbbiakban összevontan értékeljük.

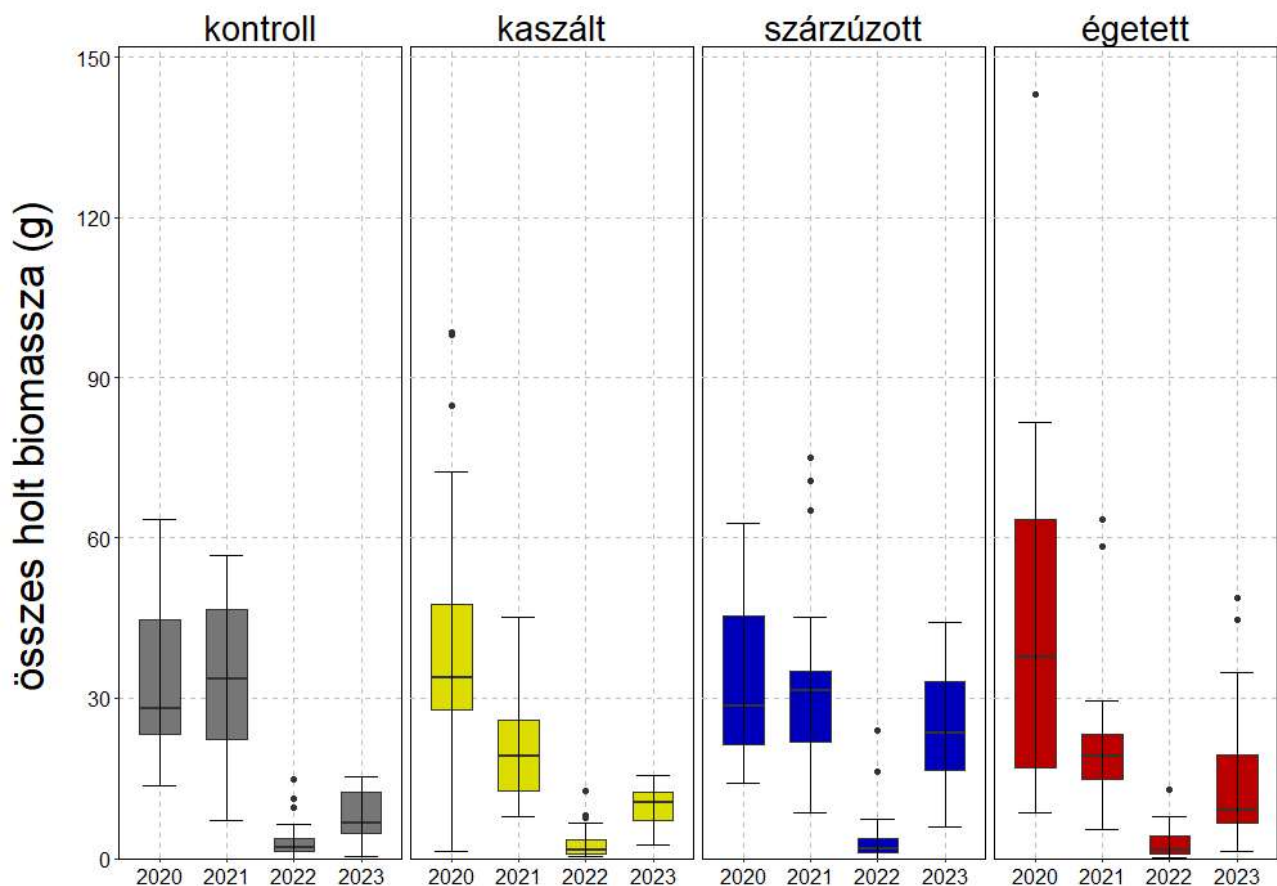
Az **élő egyszikű** biomassza mennyisége a vizsgálati időszakban a kaszált, szárazúzott és kontroll kvadrátokban hasonló dinamikát mutatott, az alapállapothoz képest az aránya az első kezeléseket utáni évben (2021) lényegesen emelkedett és a kiindulási állapothoz képest egy lényegesen magasabb arányban volt jelen. Az égetett kvadrátokban épp ellentétes folyamatok zajlottak le, a vizsgálat végére pedig alacsonyabb volt az élő egyszikű biomassza aránya, mint bármelyik másik évben a felmérések során.



33. ábra. Az élő egyszikű biomassza változása az egyes kezelési típusoknál

Az **élő kétszikű** biomassza aránya a kaszált, szárazított és kontroll területek esetében 2020 és 2022 között folyamatosan emelkedett, majd 2023-ban újra visszaesett, az égetett kvadrátokban ugyanakkor 2020 és 2021 között ugyan emelkedett, de 2022-ben már szignifikánsan csökkent, ez a csökkenés pedig 2023-ban is folytatódott.

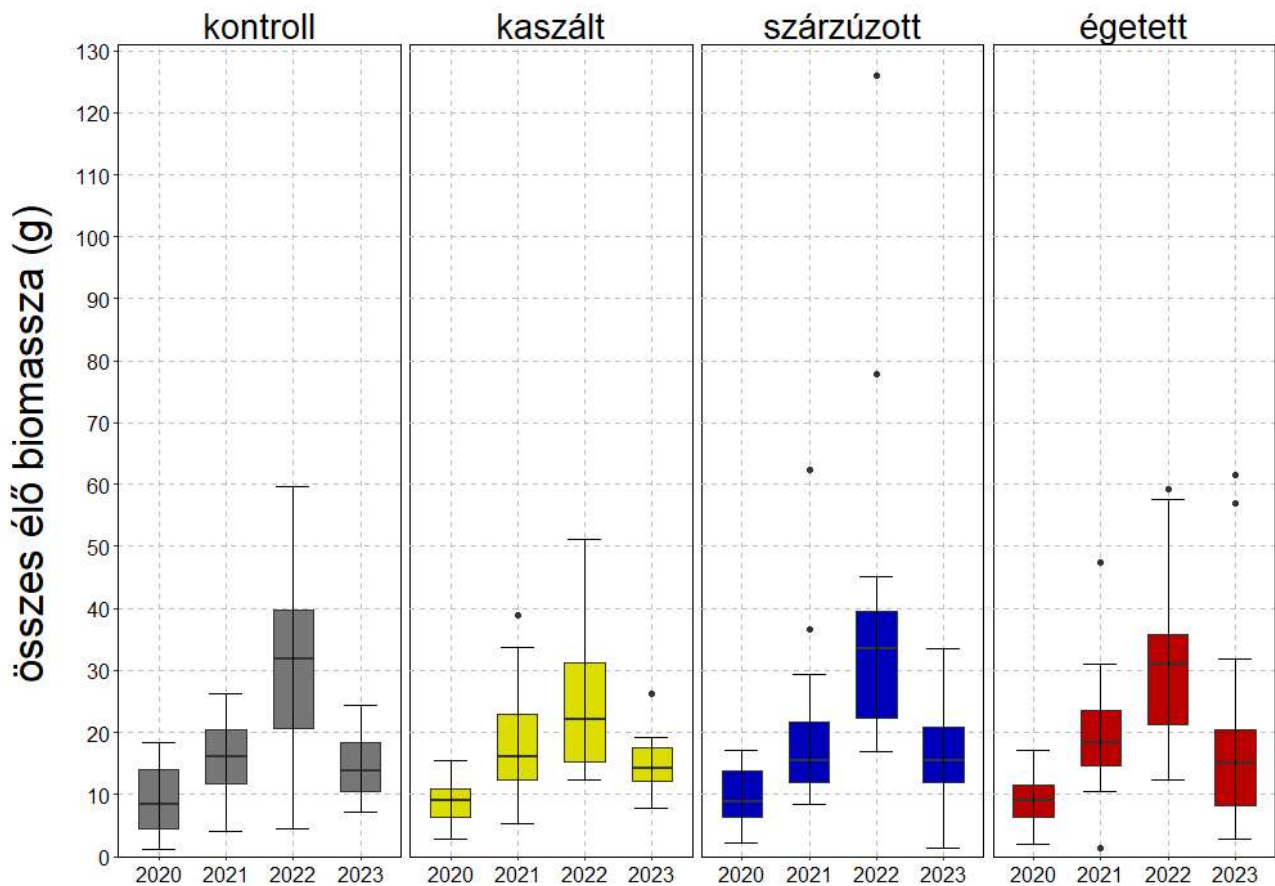
A **holt egyszikű** és az **összes holt** biomassza (34. ábra) mennyisége már egy kezelést követően lényegesen visszaesett a kaszált területeken 50%, az égetett területeken pedig 87%-kal. A holt egyszikű biomassza mennyisége jellemzően a 2022-es évben volt a legalacsonyabb, ez azonban nem igaz az égetett mintaterületekre, ugyanis ott a kezdeni markáns visszaesés után a 2023-as évig határozott és folyamatos emelkedést tapasztaltunk. A kontroll és kaszált mintaterületeken ugyanakkor 2020 és 2021 között változatlan maradt, ezt követte egy erős visszaesés 2022-re, majd egy ismételt emelkedés a 2023-as évben.



34. ábra. Az összes holt biomassza mennyiségének változása kezelések és évek szerinti bontásban

A **holt kétszikű** biomassza mennyisége a kaszált, szárazított és kontroll területeken 2022-ig folyamatosan csökkent, majd 2023-ban újra egy enyhe emelkedés következett. Az égetett területek esetében a holt kétszikű biomassza a teljes vizsgálati időszakban szigorúan monoton növekedést mutatott.

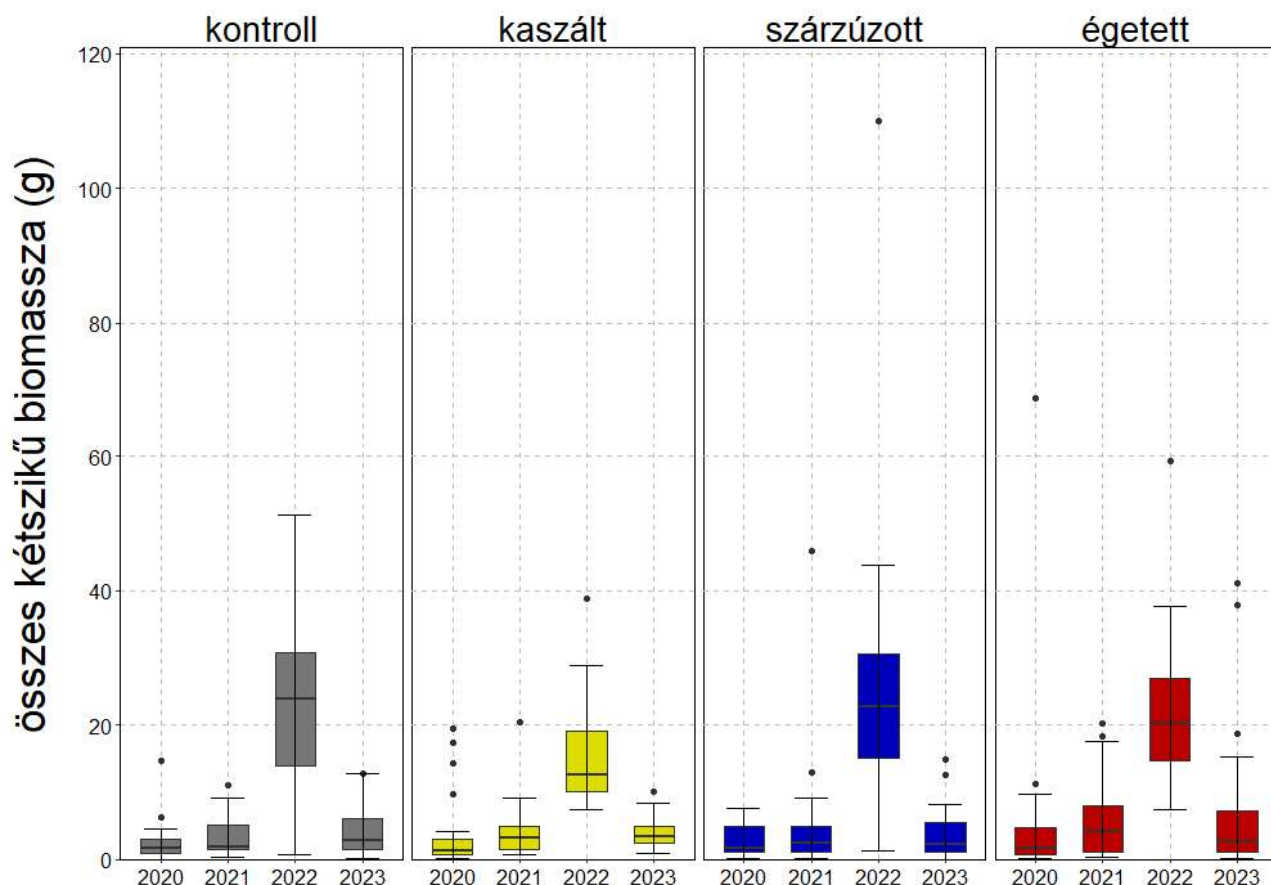
Az **összes élő** biomassza aránya az égett kvadrátokban az első kezelést követően (2021) lényegesen megnőtt az alapállapot-felmérés során tapasztalt értékekhez képest, majd 2022 után egy határozott csökkenés vette kezdetét, a további kezelési módok (beleértve a kontroll területeket is) esetében általános trend, hogy 2022-ig fokozatos az emelkedés, majd 2023-ban lényeges visszaesés következett be (35. ábra).



35. ábra. Az összes élő biomassza mennyiségének változása kezelések és évek szerinti bontásban

Az **összes egyszikű** biomassza a kontroll területek esetében 2020 után 2021-re emelkedett, de 2022-re drasztikusan visszaesett, majd újból emelkedő pályára állt. A kaszált és szárzúzott területek esetében hasonló trendek rajzolódnak ki 2022-ig folyamatos a csökkenés, majd ez 2023-ban egy kisebb mértékű emelkedés követi. Az égetéssel kezelt területeken az első kezelés követően drasztikusan visszaesett, majd ezt követően határozott emelkedés kezdődött, amely a vizsgálati időszak további időszakára végig jellemző maradt.

Az égetéssel kezelt kvadrátokban **összes kétszikű** biomassza aránya az első kezelést követően (2021) drasztikusan megemelkedett, majd 2022-es és 2023-as években az alapállapot-felmérés során tapasztalt értékek környékére esett vissza. A kontroll, kaszált és szárzúzott területeken hasonló trendeket figyeltünk meg, 2022-ig folyamatos az emelkedés, míg 2023-ban ezt egy szignifikáns visszaesés követte (36. ábra).



36. ábra. Az összes kétszikű biomassza mennyiségének változása kezelések és évek szerinti bontásban

Megfigyelt szignifikáns változások 2020 és 2023 között

Az egyes kezelési típusok esetében fentebb ismertetett változásokat az alábbi táblázat összegzi (11. táblázat).

5.2.3 A kezelésekhez kapcsolódó hasonló és eltérő reakciók

Eredményeink között találtunk olyan összefüggéseket, amelyek mindkét helyre egyformán jellemzőek, azokban a mintavételi kvadrátokban, amelyekben magasabb cserje- vagy kékperjeborítást regisztráltunk, ott szignifikánsan kisebb diverzitási értékeket tapasztaltunk, a magasabb avarborítás és a kékperje magasabb borítási értékei pedig szignifikáns összefüggést mutattak az alacsonyabb fajszámmal.

Mindkét vizsgálati helyszínen azt tapasztaljuk, hogy az aktív kezelési módok esetében a felhagyást követő első kezelés okozza a vegetáció összetételében legerőteljesebb hatást.

Mindkét helyszínen szembevetendő, hogy a kontrollterületeken az egyes vizsgált változók értékeiben évről-évre markáns változások következnek be, ez igaz a fajok borítási értékeire és a biomassza összetételére is, bár egyes helyeken a kezelések trendszerű változásokat okoztak, összességében elmondható, hogy az évjáráthatás határozottabban jelentkezik a vizsgált változók esetében meg, mint a kezelések hatása.

A 2023-as év mindkét mintavételi helyszín esetében kiemelkedően magas diverzitási értékeket és fajszámokat tapasztaltunk ez minden aktívan kezelt mintaterület esetében igaz, de a Nyirádi kontroll területekre is elmondható, ennek oka vélhetően az abiotikus környezet változásában keresendő, a 2023-as évben a sokéves átlagot meghaladó csapadékmennyiségre és annak viszonylagos egyenletes eloszlására vezethető vissza.

11. táblázat. A biomassza-kategóriák átlagos tömegében bekövetkezett szignifikáns és közel szignifikáns (zárójelben) változások és azok iránya (neg.=csökkent, poz.=nőtt), kezelésenként, 2020 és 2023 között.

Kategória	Kontroll	Kaszált	Szárazított	Égetett
Élő egyszikű biomassza	(poz.)	poz.	(poz.)	(poz.)
Élő kétszikű biomassza	–	–	–	–
Holt egyszikű biomassza	–	neg.	neg.	neg.
Holt kétszikű biomassza	–	neg.	(neg.)	–
Összes élő biomassza	–	poz.	–	neg.
Összes holt biomassza		neg.	neg.	poz.
Összes egyszikű biomassza	–	neg.	neg.	poz.
Összes kétszikű biomassza	–	neg.	neg.	poz.

A kontroll területeken nem mutatkoztak trendszerű változások a növényzet összetételében, inkább lassú átalakulás jellemző, ugyanakkor a vegetáció átrendeződése folyamatosnak látszik, ezt az átrendeződést szignifikánsan megváltoztatják az aktív kezelési beavatkozások.

A kezelés nélküli, kontroll területeken mindkét mintavételi helyszínen jellemző a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) térhódítása. Ahol van kezelés, ott jellemzően növekszik az élő egyszikű biomassza aránya, miközben minden aktív kezelési mód mellett csökken a holt egyszikű biomassza aránya.

A kékperje fajok (*Molinia* spp.) borítási értékei változó mértékben ugyan, de mindkét helyszínen visszaszorult az aktív kezelések hatására, de ez a csökkenés kizárólag a szárazított mintaterületek esetében volt szignifikáns. Mindkét vizsgálati helyszínre igaz tehát, hogy a szárazítás bizonyult a visszaszorítás leghatékonyabb eszközének.

A holt kétszikű arányát a kaszálás és szárazítás is csökkentette mindkét helyszínen, a kaszálás emellett növelte az összes élő biomassza arányát, miközben az égetés pedig csökkentette azt Nyirádon és Batykon egyaránt. Az aktív kezelések közül a kaszálás és a szárazítás az összes holt biomassza, összes

egyszikű biomassza és az összes kétszikű biomassza arányát csökkentette, az égetés pedig emelte, mindkét helyszínen.

A hasonló kimenetek mellett ugyanakkor számos olyan esetet is megfigyeltünk, amikor azt tapasztaltuk, hogy az azonos kezelési mód eltérő reakciót vált ki a két mintavételi helyszínen esetében, míg Nyirád kezelés nélküli területein a kékperje (*Molinia* spp.) térhódítása jellemző, addig a batyki adataink esetében nem érzékeltük hasonlót. A vörös csenkesz (*Festuca rubra*) borítási értékei a kontroll területeken eltérő irányba változnak a két vizsgálati helyszínen, míg Nyirádon emelkedő, addig Batykon csökkenő borítási értékeket tapasztaltunk a kezelés nélküli területek esetében. Nyirádon minden aktív kezelési mód esetében visszaszorulni látszott a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), Batykon egyedül a kaszálás mutatkozott a visszaszorítás hatékony eszközének.

Nyirádon a szárzúzás emelte az élő kétszikű biomassza arányát, Batykon nem láttunk kimutatható összefüggést, Nyirádon a kontroll területeken is csökkent a holt egyszikű biomassza, míg Batykon nem láttunk szignifikáns csökkenést. Nyirádon az égetés csökkentette az összes egyszikű biomassza arányát míg Batykon emelte a Nyirádon a szárzúzás és a kontroll emelte az összes kétszikű biomasszát míg Batykon kaszálás és a szárzúzás csökkentette, miközben az égetés emelte azt. Batykon markánsan eltér az égetés biomassza összetételére kifejtett hatás, minden más kezelési módtól.

6. Következtetések és a javaslatok

Az aktív élőhelyfenntartó kezelések elengedhetetlen szerepet játszanak az üde termőhelyek réttársulásainak, különösen azok specialista fajainak hosszútávú megőrzésében, így alapvető fontosságú a természetvédelmi szempontú, rendszeres gyepterkezelési beavatkozások lehető legnagyobb területre történő kiterjesztése.

Néhány kivételtől eltekintve nehéz általános érvényű, globálisan, de legalább országos szinten általánosítható megállapításokat tenni az egyes kezelési típusok növényzetre gyakorolt hatása tekintetében. Az üde féltermészetes gyepek ökológiai állapotának fenntartásához vagy javításához első lépésben minden esetben az adott terület diverzitására ténylegesen hatással lévő veszélyeztető tényezők körét kell meghatározni, majd eszerint kell megválasztani a kezelés módját. A kezelési beavatkozások sikerességét azonban számos külső tényező és a helyi adottságok is erősen befolyásolják, erre utal, hogy a felmérésünk során a növényzet összetételében megmutatkozó varianciának csupán néhány %-át tudtuk a kezelésekre visszavezetni, emiatt a kezelések hatásait mindig ezen körülmények figyelembevételével kell értékelni. Eredményeink többek között rámutatnak arra, hogy ha a vegetációs időszakban extrém száraz időjárási körülmények uralkodnak, akkor csökkenő fajszámot regisztrálunk, ez pedig nem áll közvetlen ok-okozati összefüggésben az elvégzett kezelésekkal, mivel ez a jelenség a kezeletlen területeken ugyanúgy jelentkezett.

A kaszálás és a szárazzás széles körben használt beavatkozások, melyek a szakirodalmi adatokkal összhangban hatékony eszközöknek tűnnek az inváziós fajok visszaszorítására. Eredményeink rámutatnak arra, hogy rendszeres kezelés esetén az avarfelhalmozódás problémájának kezelésére is jól felhasználhatók.

Az égetés ugyanakkor egy meglehetősen ellentmondásos módszer, megítélése vegyes a természetvédelmi kezelők körében, így nem igazán jellemző, hogy természetvédelmi célú kezelési típusként tartanak számon. Eredményeink ugyanakkor rámutatnak arra, hogy jelentős eredmények érhetőek el azokon a területeken, ahol jelentős a felhalmozódott avar mennyisége. Ugyanakkor a kutyabenge (*Frangula alnus*) esetében kaszálásnál és a szárazzásnál jellemző erős sarjképződést is látszólag meggátolja az égetés, miközben védendő fajok borítási értékeit nem befolyásolta negatívan. Az égetés tehát kellő körültekintéssel integrálható az élőhelyfenntartó kezelések körébe, bizonyos természetvédelmi problémákra (kutyabenge monodomináns állományainak megjelenése) a vizsgált módszereink közül ez a kezelési mód alkalmazható a legnagyobb sikerrel, a gyakorlati természetvédelem számára pedig további előny a módszer költséghatékonysága.

A Batyki-láprét élővilágát az elmúlt évtizedekben számos veszélyeztető tényező sújtotta, eredményeink azonban rámutatnak arra, hogy ez a láprét napjainkban is kiemelkedő természetvédelmi értéket képvisel, melyet jól alátámaszt a tény, hogy százezres nagyságrendben észleltük rajta a védett növényfajok egyedeit. Természetvédelmi helyzetének javítása ugyanakkor komplex megközelítést igényel a természetvédelmi kezelő részéről. A terület szárazodása szembevetendő, ha a jelenlegi állapotokat összevetjük archív térképeken látható viszonyokkal. Ez a szárazodás a fajkészlet átalakulásában is leképeződik, emiatt a természetvédelmi szempontú vízkormányzás lehetőségének kialakítása segíthet megállítani a lápi jelleg visszaszorítását ezáltal lehetővé teheti a lápi specialista fajok megőrzését, fenntartva ezzel növényzeti örökségünk egyik leginkább veszélyeztetett csoportját.

A Batyki-láprét kiszáradása gátolja a lópokra speciálisan jellemző tőzegképződést, mobilizálja a korábban felhalmozódott tápanyagokat, melyek így kompetitor fajok térhódításához vezetnek. A talajvízszint süllyedését a kutyabenge (*Frangula alnus*) előretörése szemlélteti a leginkább. A kutyabenge (*Frangula alnus*) jelenléte szignifikánsan csökkenti az Batyki-láprét diverzitását, így a visszaszorítását célzó intézkedések szintén magas prioritást kell, hogy élvezzenek, a cserje méretű egyedeket gyakorlatilag bármilyen egyszeri fizikai beavatkozás eltünteti, ugyanakkor a kutyabenge kísérleteink során a visszavágásra intenzív sarjképződéssel reagált, így a véletlenszerű időközönként végrehajtott kezelési beavatkozások helyett a kezelések folyamatossága is elengedhetetlen.

A Batyki-láprét esetében javasoljuk a terület országos védelemre való felterjesztését. A Természet védelméről szóló törvény (1996. évi LIII. törvény) egyértelműen definiálja az országos védelemre érdemes területekkel szemben támasztott elvárásokat, eredményeink alapján a terület minden tekintetben megfelel a vonatkozó kritériumoknak, felmérési adatainkkal az illetékes természetvédelmi kezelőnek átadtuk, így azok egy esetleges jövőbeni védetté nyilvánítási eljárás során teljeskörűen felhasználhatók.

7. Új tudományos eredmények

1. Létrehoztam egy recens viszonyokat leképező térképes adatbázist a Batyki-láprét védett növényfajairól, azok elterjedéséről és állományaik sűrűségéről.
2. Megállapítottam, hogy az általánosan jellemző veszélyeztető tényezőknek a kékperjés rétek növényzetének összetételére gyakorolt hatása nem egyforma mértékű, így a látszólag azonos természetvédelmi problémákkal küzdő kékperjés élőhelyek fenntartásához nem feltétlenül ugyanazok lesznek a megfelelő eszközök.
3. Kimutattam, hogy a kékperjés rétek növényzetének kezelésekre adott válaszreakciója leginkább lokálisan értelmezhető és nehezen általánosítható. Bár látszólag vannak jól általánosítható eredmények, összességében nehéz általános érvényű, széles körben alkalmazható, útmutatást adni, mert a kezelési beavatkozások csak a helyi viszonyokhoz adaptálva lehetnek sikeresek.
4. Igazoltam, hogy a kékperjések kaszálása sikerrel alkalmazható kezelési mód a magas aranyvessző térhódítása ellen, a szárazzás pedig a kékperje túlzott dominanciájának csökkentésére lehet megfelelő eszköz.
5. Kimutattam, hogy a fizikai behatásokra (kaszálás, szárazzás) a kutyabenge intenzív sarjképződéssel reagál, ugyanakkor az égetett területeken ez a képessége lényegesen visszaesik. Emiatt a kutyabenge visszaszorításában az égetésre megfontolandó módszerként tekinthetünk.
6. Kimutattam, hogy kezelések nélkül a kékperjés rétek degradációja jellemző, amely ellen aktív kezelési beavatkozásokkal tudunk fellépni. Ezek hatásának monitorozásakor figyelembe kell venni, hogy az évjáráthatás erősebb, mint a kezelések befolyásoló ereje, így a kezelések sikerességét mindig az abiotikus környezeti tényezők figyelembevételével kell értékelni.
7. Eredményeim rámutatnak arra, hogy a kékperjés réteken az egyszer elvégzett kezelés nem elégséges, a kezelések folyamatosságának biztosítása kiemelt jelentőségű a tartós eredmények érdekében.

8. Összefoglalás

Hazánkban a jó vízellátottságú termőhelyeken fátlan társulások jellemzően a hagyományos tájhasználat nyomán jöttek létre, és aktív gazdálkodási beavatkozásokkal tartották fenn őket. Az üde- és nedves réttársulásaink átalakulása, elszegényedése a hagyományos gyepkezelések felhagyása, az intenzív mezőgazdasági művelésbe való bevonása, az idegenhonos inváziós- és a kompetitor fajok térhódítása, valamint a lecsapolások és a klímaváltozás miatt Európa-szerte általános probléma, mivel a kiemelkedő természetességű gyeppek kiterjedése napjainkban drasztikusan csökken. Ezzel párhuzamosan természetvédelmi szempontból egyre értékesebbé válnak a fennmaradó, biodiverzitásukat még őrző területek.

Munkánk elsődleges célja, hogy két, Dunántúli helyszínen két résztanulmány segítségével rámutassunk a kékperjések napjainkban is kiemelkedő természetvédelmi jelentőségére, valamint az, hogy a természetvédelmi helyzetük helyreállítását célzó gyakorlati természetvédelmi szakemberek számára segítséget nyújtsunk az egyes kezelési módok hatásának összehasonlításával.

I. résztanulmány: Batyki-láprét védett fajainak állományfelmérése

A Batyki-láprét (120 ha) állapotát és fajkészletét tekintve kiemelkedik Nyugat-Magyarország megmaradt rétkomplexumai közül. A Batyki-láprét teljes területét szisztematikusan bejártuk 2019 és 2020 között tartó időszakban, mellyel elsődleges célunk egy friss - a botanikai értékek tekintetében teljességre törekvő- természeti értékleltár elkészítése volt. Mivel az előző évszázadban számos kutató figyelmét felkeltette a terület, ezért felkutattunk a láprét szakirodalmi említéseit a XX. század közepéig bezárólag, melyekből kigyűjtöttük a ritka és védett növényfajok előfordulására utaló említéseket. A saját felmérési adatainkat összehasonlítottuk a szakirodalmi említésekből származó adatokkal, hogy megvizsgáljuk a bekövetkezett változásokat, ökológiai indikátorszámok segítségével vizsgáltuk meg az előforduló védett fajok termőhelyi preferenciáit.

Felmérésünk során 2019 és 2021 között 40 védett (közöttük 2 fokozottan védett) növényfaj előfordulását jegyeztük fel a területről, ezek közül 8 faj most került elő először. Irodalmi források további 10 védett faj egykori előfordulását jelezték. A képet árnyalja, hogy az újonnan megfigyelt fajok jelentős része nem láprétekhez, hanem szárazabb gyeppekhez vagy erdőkhöz kötődik, ide sorolhatjuk az agárkosbort (*Anacamptis morio*), a fehér madársisakot (*Cephalanthera damasonium*), a kardos madársisakot (*Cephalanthera longifolia*), a gömbtermésű sármát (*Ornithogalum sphaerocarpum*) és a kövi pimpót (*Potentilla rupestris*). A jellegzetes lápréti fajok, mint a rostostövű sás (*Carex appropinquata*), lápi sás (*Carex davalliana*) és a fehérmájvirág (*Parnassia palustris*) egyedszáma több esetben is riasztóan alacsony.

A keskenylevelű gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*) és széleslevelű gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*), a hármalevelű vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), a nádi boglárka (*Ranunculus lingua*), a posvány kakastaréj (*Pedicularis palustris*) vélhetően eltűntek a területről, e fajoknak több évtizede nincs adata, és az élőhelyen végbement megváltozások kipusztulásukat valószínűsítik.

A Batyki-láprét védett fajainak szisztematikus felmérése megerősítette, hogy rendkívül értékes területről van szó, mely számos védett és ritka faj egyedét őrzi, annak ellenére, hogy az elmúlt évtizedekben drasztikus változások történtek. A leromlásnak köszönhetően több lápi faj így is eltűnt, vagy nagyon megritkult.

1955 óta nem volt megfigyelt adata a Batyki-lápréten de felmérésünk során előkerült a rostostövű sás (*Carex appropinquata*), lápi sás (*Carex davalliana*), a havasi szittyó (*Juncus alpinoarticulatus*) és a tőzgepáfrány (*Thelypteris palustris*). A szisztematikus felmérés ellenére sem találtuk meg a mintaterületről korábban ismert lápi specialista fajokat: keskenylevelű gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*), széleslevelű gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*), hármalevelű vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), posvány kakastaréj (*Pedicularis palustris*), nádi boglárka (*Ranunculus lingua*).

A félszáraz vagy annál nedvesebb termőhelyekhez kötődő védett fajok jelentős része eltűnt a területről, míg a szárazságtűrő fajok jelentősen magasabb arányban vannak jelen.

Bár a relatív hőigény tekintetében nem olyan markáns az átalakulás mégis elmondható, hogy a melegkedvelő fajok aránya megduplázódott, miközben a montán elemek aránya a felére csökkent.

Unikális fajokban korábban sem bővelkedett a mintaterület, a XX. század közepén a specialisták adták a fajkészlet legnagyobb hányadát, napjainkra azonban már a generalisták kerültek túlsúlyba, miközben már a zavarástűrő fajok is megjelentek.

Bár több védett növényfaj is megjelent a közelmúltban, mint a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), a szálkás pajzsika (*Dryopteris carthusiana*), a mocsári kockásliliom (*Fritillaria meleagris*) vagy a nyári tözike (*Leucojum vernum*), de ezek nem kifejezetten a kékperjésekhez köthető fajok, lényegesen kevésbé kötődnek a lápi körülményekhez.

Eredményeink megerősítik a Batyki-láprét kiemelkedő botanikai és természetvédelmi jelentőségét, de rámutatnak a növényzet átalakulásának tendenciájára és a terület kiszáradására is, ami alapján sürgető feladat a vízellátás javítása, valamint a megfelelő természetvédelmi kezelés kialakítása az értékek megőrzése érdekében.

II. résztanulmány: A természetvédelmi kezelés kiválasztását megalapozó vizsgálat elvégzése

Kiszáradó kékperjés lápréteken, két, természetvédelmi szempontból kiemelkedő mintavételi helyszínen a Nyirádi Sár-állón és a Batyki-lápréten vizsgáltuk három aktív élőhelyfenntartó kezelési típus (kaszálás, szárazzás, égetés) hatását a növényzet és a biomassza összetételére. Terepi felméréseinket 2019 és 2023 között végeztünk, Nyirádon öt, míg Batykon négy vegetációs időszakot átívelően. A felmérési időszakban minden évben a vegetációs időszak csúcsán, 2x2 méteres cönológiai kvadrátokban feljegyeztük az előforduló növényfajokat és megbecsültük azok borítási értékeit, emellett 10x10 cm-es területekről minden földfelszín feletti biomasszát begyűjtöttünk, ügyelve arra, hogy a felmérés során ne történjen kétszer ugyanazon a ponton a mintavétel. A begyűjtött biomasszát légszáraz állapotban az előre meghatározott szempontrendszer szerint (egyszikű és kétszikű, élő és holt biomassza) szétválogattuk, majd az ilyen módon szétválogatott frakciók tömegét külön-külön megmértük.

A kezelési kísérletünk felmérési eredményeinek elemzése során, a vizsgálati területekre specifikusan jellemző természetvédelmi problémák pontosabb azonosításához első lépésben a szakirodalmi források alapján általánosnak tekinthető veszélyeztető tényezőinek kapcsolatát vizsgáltuk az alapállapotban észlelt diverzitási értékekkel és a fajszámmal.

Találtunk olyan faktorokat melyekre mindkét mintavételi helyszín esetében általánosan jellemző veszélyként tekinthetünk, a Nyirádi Sár-álló és a Batyki láprét diverzitási értékeire egyaránt

kedvezőtlenül hatott a cserjeborítás és a kékperje (*Molinia* spp.) borítása. A kékperje (*Molinia* spp.) magasabb borítási értékei mellett ugyanakkor a fajszámot is befolyásolta, de az alacsonyabb fajszám és az avarborítás között is összefüggést találtunk mindkét helyszínen.

Az általánosnak tekinthető problémák mellett az adott mintavételi helyre specifikus veszélyeztető tényezőket is azonosítottunk, míg a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) nagyobb aránya a Nyirádi Sár-álló, addig magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) megemelkedett borítási értékei a Batyki-láprét fajkészletét szegényítették.

Kutatásunk fontos célkitűzése annak vizsgálata, hogy az egyes kezelési típusok hogyan befolyásolják ezeknek a veszélyeztető tényezőknek a növényzetre kifejtett hatását, esetleg milyen módon járulnak hozzá a hatásuk mérsékléséhez. A vizsgálati területek esetében a szárazzás bizonyult a legjobb eszköznek az általánosan jellemző veszélyeztető tényezők visszaszorításában.

Általánosságban elmondható, hogy minden esetben az első alkalommal elvégzett kezelés volt az amelyik a legnagyobb hatást fejtette ki a vizsgált változókra, ez a megállapítás egyaránt igaz a növényzet egészére vetítve, az egyes fajok borítási értékeire és a biomassza összetétel változására is.

A 2023-as év során kiemelkedően nagy fajszámot észleltünk szinte minden mintavételi egységben, ez az emelkedés ugyanakkor a Nyirádi kontroll területek esetében visszafogottabban jelentkezett, a Batyki-láprét kontroll területeink pedig egyáltalán nem jelentkezett, így a kezelések hiányában nem alakulnak ki azok az ökológiai fülkék, amelyek teret adnak az újabb fajok betelepülésére, amikor külső adottságok kedvezőbbre fordulnak, ebben is megmutatkozik az aktív kezelési beavatkozások jelentősége.

A kontroll területek növényzete a felmérési időszakunk során mindkét mintavételi helyszínen esetében többé-kevésbé állandónak tekinthető, ez különösen igaz a Nyirádi Sár-Álló esetében, Batykon inkább egy lassú de fokozatos elszegényedés és a kutyabenge (*Frangula alnus*) térhódítása jellemezte az átalakulást.

Eredményeinkből jól látszik, hogy az egyes kezelési típusok szignifikáns hatást váltottak ki a vegetáció összetételére, a kvadrátokban megfigyelt nagyfokú -kezelésektől függetlenül jelen lévő heterogenitás ellenére. Az elvégzett kezelési beavatkozások az észlelt fajok borítási értékeire eltérő reakciókat váltottak ki, ugyanakkor úgy tűnik a kezelések által közvetlenül okozott hatásokkal legalább egyenértékűek a külső, összefoglaló nevükön évjáráthatásnak nevezett, jellemzően abiotikus környezeti adottságokból származó különbségek, amelyek markánsan befolyásolják az adott évben az aktuálisan észlelhető vegetáció összetételét, ezeknek az egyik legmeghatározóbb eleme minden valószínűség szerint a csapadék és annak időbeli eloszlása a vegetációs időszakon belül, ezt a 2022-es és 2023-as év felmérési adatai között tapasztalt lényeges eltérések is megerősítik, tekintve hogy a két év vegetációját meghatározó időszakban a csapadékviszonyok gyakorlatilag egymással ellentétesek voltak.

A kompetitor fajok visszaszorítása a lényeges eleme a változatos élőhelyek fenntartásának, ez a két vizsgálati területünk esetében is kulcsfontosságúnak látszik, ezek mindkét helyszínen magas borítási értékekkel jelenlévő képviselője a közönséges kékperje, melynek visszaszorítására látszólag a kaszálás és a szárazzás tűnik hatékony megoldásnak, mindkét kezelési mód mellett csökkenő borítási

értékeket tapasztaltunk, de csak a változás csak a szárazzás esetében szignifikáns, ez mindkét helyszín esetében megállapítható.

Hasonló jelentőséggel bír a cserjefajok visszaszorítása, értelemszerűen az aktív kezelési módok mindegyike felszámolta a cserjeszintet. A Batyki-lápréten azonban kifejezetten jellemző a kutyabenge (*Frangula alnus*) nagyarányú jelenléte, amely az fizikai behatásra erős sarjképződéssel reagált, amely a három alkalommal elvégzett kezelése után sem szűnt meg, a kutyabenge tehát többször elvégzett kezelése ellenére is rendkívül nagy regenerációs potenciállal rendelkezik. Az égetett kvadrátokban ugyanakkor ez a jelenség nem jelentkezett ilyen intenzitással, így elképzelhető, hogy az égetés érdemben csökkenti a későbbi sarjképződést, emiatt az égetés hatékony eszköz lehet a kutyabenge (*Frangula alnus*) visszaszorítására.

Az idegenhonos inváziós fajok közül a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) fordul elő, mindkét vizsgálati helyszínen elmondható, hogy a kontroll területeken jellemző a borítási értékek fokozatos növekedése, de a kezeléseik közül Batykon csak a kaszálás szorította vissza szignifikánsan, míg Nyirádön minden aktív kezelési mód mellett szignifikánsan csökkent a jelenléte.

A védett növényfajokat jellemzően kis egyedszámmal és alacsony borítási értékekkel regisztráltuk, ugyanakkor a Batyki-láprét esetében a szibériai nőszirm és a kormos csáté (*Schoenus nigricans*) borítási értékeiben is szignifikáns változásokat észleltünk, összességében minden aktív kezelési mód emelte a jelenlétüket.

A biomassza összetételében nem tapasztaltunk jól elkülöníthető trendeket, de az aktív kezelési módok jellemzően csökkentették a holt biomassza arányát, miközben az élő biomassza arányát növelik. Összességében a kaszálás és a szárazzás hatékonyabb eszköznek tűnik az avarfelhalmozódás visszafordítására, az égetés kevésbé az égetéseket követően néhány alkalommal markáns visszaesést észleltünk. Ez vélhetően arra vezethető vissza, hogy a téli időszakban végzett kezelés során az égetés a lábon álló holt biomassza eltávolításában hatékony, ugyanakkor a felhalmozódott avar gyakran visszamarad.

9. Summary

In our country, treeless semi-natural habitats in well-watered habitats were typically formed as a result of traditional land use and were maintained through active agricultural interventions. The transformation and degradation of wet meadow associations are widespread issues across whole Europe, due to the abandonment of traditional grassland management, the intensification of agricultural cultivation, the spread of invasive alien and competitor species, as well as drainage and climate change. These factors have led to a drastic decline in the extent of high-nature-value grasslands. As a consequence the remaining areas that still preserve their biodiversity are becoming increasingly more valuable from a conservation perspective.

The primary goal of our work is to highlight the importance of these habitats, through two case studies in Western Hungary, the continued exceptional conservation significance of *Molinia* meadows today and to support practical conservation efforts aimed at restoring their protection status by comparing the effects of different management practices.

Case Study I. Recent Population Survey of Protected Species in the Batyk fen meadow

The Batyk fen meadow (120 acres) stands out among the remaining meadow complexes of Western Hungary in terms of its ecological condition and species composition. We systematically surveyed the entire area of Batyk fen meadow between 2019 and 2020 with the primary aim of creating a comprehensive inventory of its botanical values. Given that the site has attracted the attention of numerous researchers over the last century, we gathered references to the occurrences of rare and protected plant species in the literature up until the mid-20th century. Then we compared our survey data with historical records to examine changes over time, using ecological indicator values to assess the habitat preferences of the protected species found.

During our survey from 2019 to 2021, we recorded the presence of 40 protected plant species (including two strictly protected ones) within the area, eight of which were documented here for the first time. Historical sources indicated a further 10 protected species previously recorded in the area. It should be noted, however, that many of the newly observed species (such as *Anacamptis morio*, *Cephalanthera damasonium*, *C. longifolia*, *Ornithogalum sphaerocarpum*, *Potentilla rupestris*) are associated not with wet meadows but rather with drier grasslands or forests. Meanwhile, the populations of characteristic wet meadow species were alarmingly low in several cases (e.g., *Carex appropinquata*, *C. davalliana*, *Parnassia palustris*). *Eriophorum angustifolium*, *E. latifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Ranunculus lingua*, and *Pedicularis palustris* appear to have disappeared from the site, as there have been no records of these species for decades, with habitat changes likely contributing to their extinction.

The systematic survey of protected species at Batyk fen meadow confirmed its recent high conservation value, as it still keeps numerous individuals of protected and rare species despite experiencing significant changes over recent decades. Due to degradation, several wetland species have disappeared or become extremely rare. Since 1955, species such as *Carex appropinquata*, *C. davalliana*, *Juncus alpinoarticulatus*, and *Thelypteris palustris* had not been observed in the Batyk

fen meadow until now, but we did not find *Eriophorum angustifolium*, *E. latifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Pedicularis palustris*, or *Ranunculus lingua*.

Most protected species associated with semi-dry to wet habitats have disappeared from the site, while drought-tolerant species are now present in greater proportions. Although changes in relative thermal requirements are less marked, the proportion of thermophilous species has doubled, while the proportion of montane elements has halved. The sample area has never been rich in unique species, but in the mid-20th century specialist species dominated the species composition. Nowadays, generalist species have taken precedence, and disturbance-tolerant species have also appeared.

Among specialist species, *Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*, *Eriophorum latifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Pedicularis palustris*, and *Ranunculus lingua* have disappeared from the site. Although several protected species, such as *Dianthus superbus*, *Dryopteris carthusiana*, *Fritillaria meleagris*, and *Leucojum vernalis*, have recently been observed, these are more characteristic of marsh meadows and are less tied to fen conditions.

Our findings confirm the outstanding botanical and conservation significance of the Batyk fen meadow but also reveal trends in vegetation transformation and site desiccation. Based on these observations, improving water supply and implementing appropriate conservation management are urgent tasks to preserve its values.

Case Study II. Study Supporting the Selection of Conservation Management

We investigated the effects of three active habitat management types (mowing, shredding, and burning) on the vegetation and biomass composition of two conservation-priority sampling sites in Nyirádi Sár-álló and the Batyk fen meadow from 2019 to 2023. We recorded plant species presence and estimated cover values at the peak of each growing season and collected biomass samples, separating them by pre-determined criteria (monocotyledonous, dicotyledonous, live, and dead biomass).

Our findings clearly show the significant impact of different management types on vegetation composition, despite the high heterogeneity observed across the quadrants independent of the management methods. Management interventions had different effects on species cover values, while seasonal effects, primarily precipitation patterns during the growing season, also played a significant role in influencing vegetation composition.

In Molinia meadows we examined the effects of three active habitat management types (mowing, mulching, and burning) on vegetation and biomass composition at two conservation-priority sampling sites, of the Nyirádi Sár-álló and the Batyk fen meadow. Our field surveys were conducted from 2019 to 2023, covering five growing seasons in Nyirád and four in Batyk. During each growing season peak, we recorded plant species presence and estimated their cover values within 2x2 meter vegetation relevés. Additionally, we collected all above-ground biomass from 10x10 cm areas, ensuring that no sample points were reused within the survey area. The collected biomass was air-dried and sorted according to pre-defined criteria (monocotyledonous, dicotyledonous, live, and dead biomass), after which we separately weighed each fraction.

In analyzing the results of our management experiment, we first investigated the relationship between general threat factors identified in the literature and the baseline diversity values and species richness. We found factors that posed common threats to both sites, with shrub cover and the cover of *Molinia* negatively impacting the diversity values of both Nyirádi Sár-álló and the Batyk fen meadow. Higher *Molinia* cover also influenced species richness, and a relationship was found between lower species richness and litter cover at both sites.

In addition to general issues, we identified specific threats unique to each site, such as the dominance of *Calamagrostis epigejos* in Nyirádi Sár-álló and the elevated cover of *Solidago gigantea* reducing species diversity in the Batyk fen meadow. One key objective of our research was to examine how each management type affects these threat factors and to assess their potential to mitigate them. Among the applied treatments, shredding proved to be the most effective method for controlling these common threat factors.

Overall, we observed that the initial treatment application had the greatest impact on the studied variables, affecting the vegetation as a whole, individual species cover values, and changes in biomass composition. In 2023, we noted a remarkably high species count in nearly every sampling unit, although this increase was less pronounced in the Nyirád control areas and absent in the Batyki fen meadow control areas. This highlights the importance of active management interventions in creating ecological niches for new species to establish when external conditions become favorable.

The vegetation in the control areas remained relatively stable over the survey period at both sampling sites. This was particularly true for Nyirádi Sár-álló, however we experienced a gradual decline in diversity Batyk fen meadow, accompanied by the spread of *Frangula alnus*. Our results clearly demonstrate that each management type significantly impacted vegetation composition despite the high level of heterogeneity observed in the quadrats, regardless of management. The direct effects of the treatments seemed to be comparable in influence to external environmental conditions, collectively referred to as year effects, which are primarily abiotic factors like precipitation and its distribution within the growing season. Significant differences between the 2022 and 2023 data confirm this influence, as precipitation conditions during the key vegetative periods were nearly opposite.

Suppressing competitor species is crucial to maintaining diverse habitats, as evidenced by the dominance of *Molinia*, a representative species with high cover values at both sites. Mowing and shredding appeared effective for reducing its cover, with shredding producing a significant decrease at both locations. Controlling shrub species is similarly important, and each active management method reduced the shrub layer. However, the large presence of *Frangula alnus* at Batyk fen meadow, which responded to physical disturbances with strong coppicing even after three treatments, showed that it has a high regenerative potential. In contrast, this response was less intense in burned relevés, suggesting that burning could effectively reduce resprouting and serve as a viable method to manage *Frangula alnus*.

Among invasive species, *Solidago gigantea* was present at both study sites, with cover gradually increasing in control areas. In Batyk, mowing was the only treatment that significantly reduced its

presence, while all active management types at Nyirád significantly decreased its cover. Protected species were generally recorded with low individual numbers and cover values, though notable changes were observed in the cover values of *Iris sibirica* and *Carex nigra* at the Batyk fen meadow. Overall, each active management type increased their presence.

No distinct trends were observed in biomass composition, although active management types generally decreased dead biomass and increased live biomass. Mowing and shredding appeared to be more effective in reducing litter accumulation, while burning, though effective in temporarily reducing standing dead biomass, often left accumulated litter intact, likely due to winter treatment timing.

10. Mellékletek

10.1. Irodalomjegyzék

17/2005. (VII. 14.) KvVM rendelet a Nyirádi Sár-álló Természetvédelmi Terület létesítéséről

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény

ANTONSEN, H., OLSSON, P. A. (2005): Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2), 337-347.

BAKKER, J. P. (1989): Nature management by grazing and cutting (Vol. 400). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

BEKKER, R.M., VERWIJ, G.L., SMITH, R.E.N., REINE, R., BAKKER, J.P., SCHNEIDER, S. (1997): Soil Seed Banks in European Grasslands: Does Land Use Affect Regeneration Perspectives? *Journal of Applied Ecology*, 34 (6) 1293-1310.

BIRÓ, M. (2011): Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai Lapok* 9 357–376.

BIRÓ, M., BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS. (2018): Use of long-term data to evaluate loss and endangerment status of Natura 2000 habitats and effects of protected areas. *Conservation biology*, 32(3), 660-671.

BISSELS, S., DONATH, T. W., HÖLZEL, N., OTTE, A. (2006): Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 7(5), 433-442.

BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. JPTE Növénytan Tanszék, Pécs

BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica*, 39 (1-2), 97-181.

BORHIDI, A. (2003). Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó.

BOROS, Á. (1953): Florisztikai jegyzetek. *Kézirat*, MTM Növénytára, Budapest.

BOTTA-DUKÁT, Z., CHYTRÝ, M., HÁJKOVÁ, P., HAVLOVÁ, M. (2005): Vegetation of lowland wet meadows along a climatic continentality gradient in Central Europe. *Preslia*, 77 (1), 89-111.

BRUCE, M. A., GOLDAMMER, J. G. (2002): The Use of Prescribed Fire in the Land Management of Western and Baltic Europe. United Kingdom Country Report. *International Forest Fire News*, 27, 68-76.

BÚZÁS, E., BÓDIS, J. (2024): Lessons Learned from the Last Moments Captured of Traditional Small-Scale Land Use in a European Fen Meadow. *Land* 2024, 13, 2155. <https://doi.org/10.3390/land13122155>

- CHAPLOT, V., DARBOUX, F., BOURENNANE, H., LEGUÉDOIS, S., SILVERA, N., PHACHOMPHON, K. (2006): Accuracy of interpolation techniques for the derivation of digital elevation models in relation to landform types and data density. *Geomorphology*, 77 (1-2), 126-141.
- CHOLNOKY, J. (1918): A Balaton hidrográfiája. In: CHOLNOKY, J. (szerk.): *A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei I. kötet* (A Balatonnak és környékének fizikai környezete). Magyar Földrajzi Társaság Balaton Bizottsága, Budapest pp. 124.
- CHYTRÝ, M., DRAŽIL, T., HÁJEK, M., KALNÍKOVÁ, V., PREISLEROVÁ, Z., ŠIBÍK, J., UJHÁZY, K., AXMANOVÁ, I., BERNÁTOVÁ, D., BLANÁR, D., DANČÁK, M., DŘEVOJAN, P., FAJMON, K., GALVÁNEK, D., HÁJKOVÁ, P., HERBEN, T., HRIVNÁK, R., JANEČEK, Š., JANIŠOVÁ, M., JIRÁSKÁ, Š., KLIMENT, J., KOCHJAROVÁ, J., LEPŠ, J., LEJSKOVJANSKÁ, A., MERUNKOVÁ, K., MLÁDEK, J., SLEZÁK, M., ŠEFFER, J., ŠEFFEROVÁ, V., ŠKODOVÁ, I., UHLÍŘOVÁ, J., UJHÁZYOVÁ, M., VYMAZALOVÁ, M. (2015): The most species-rich plant communities in the Czech Republic and Slovakia (with new world records). *Preslia*, 87 (3), 217-278.
- CZÚCZ, B., TORDA, G., MOLNÁR, ZS., HORVÁTH, F., BOTTA-DUKÁT, Z., KRÖEL-DULAY GY. (2009): A klímaváltozás hatása Magyarország növényzetére: sérülékenységi elemzések. In: Török K., Kiss K.T., Kertész M. (szerk.): *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből*. MTA ÖBKI, Vácrátót, 69–76.
- DAHLTSTÖM, A., IUGA, A. M., LENNARTSSON, T. (2013): Managing biodiversity rich hay meadows in the EU: a comparison of Swedish and Romanian grasslands. *Environmental Conservation*, 40 (2) 194-205.
- DEÁK, B., KAPOCSI, I. (2010): Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyep? *Tájökológiai Lapok*, 8 (3), 395-409.
- DEÁK, B., VALKÓ, O., SCHMOTZER, A., KAPOCSI, I., TÓTHMÉRÉSZ, B., TÖRÖK, P. (2012): Gyepék égetésének természetvédelmi megítélése Magyarországon: problémák és pozitív tapasztalatok. *Tájökológiai Lapok*, 10 (2): 287–303.
- DENGLER, J., JANIŠOVÁ, M., TÖRÖK, P., WELLSTEIN, C. (2014): Biodiversity of Palaeartic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 1-14.
- DOMONKOSNÉ NAGY, É. (1955): Vázlatok a türjei láprétek növényzetéről. *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici*, 47, 181–188.
- DÖVÉNYI, Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- ELLENBERG, H. (1950): *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I: Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLMAUER, T., MUCINA, L. (1993): *Molinio-Arrhenatheretea*. In: Mucina L., Grabherr G. & Ellmauer T. (eds.), *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation*, Gustav Fischer Verlag, Jena, 297–401.
- FEKETE, G., KIRÁLY, B. G., MOLNÁR, Zs. (2017): A Pannon vegetációrégió lehatárolása. *Botanikai Közlemények*, 104, 85–108.
- FUTÓ, J., MESTERHÁZY, A. (2013): A nyirádi Sár-álló. Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak, pp. 4–19.

- FUTÓ, J., MESTERHÁZY, A., ÓVÁRI, M. (2013): A Batyki-láprét. *Láprétek, gyepék, fás legelők védelme a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság működési területén*. Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak, 24 pp.
- GÁBRIS, GY., MARI, L. (2007): A Zala-folyó lefejezése. *Földrajzi Értesítő*, 56, 39–50.
- HABEL, J. C., DENGLER, J., JANIŠOVÁ, M., TÖRÖK, P., WELLSTEIN, C., WIEZIK, M. (2013): European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2131-2138.
- HANSSON, M., FOGELFORS, H. (2000): Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11, 31-38.
- HAVLOVÁ, M. (2006): Syntaxonomical revision of the Molinion meadows in the Czech Republic. *Preslia* 78, 87–101
- HÁZI, J., BARTHA, S., SZENTES, S., WICHMANN, B., PENKSZA, K. (2011): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary, *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145 (3), 699-707.
- HÁZI, J., PENKSZA, K., BARCZI, A., SZENTES, S., PÁPAY, G. (2022): Effects of long-term mowing on biomass composition in Pannonian dry grasslands. *Agronomy*, 12 (5), 1107.
- HEJCMAN, M., ČEŠKOVÁ, M., SCHELLBERG, J., PÄTZOLD, S. (2010): The Rengen Grassland Experiment: effect of soil chemical properties on biomass production, plant species composition and species richness. *Folia Geobotanica*, 45, 125-142.
- HOBBS, R., CRAMER V. (2007): Why Old Fields? Socioeconomic and ecological causes and consequences of land abandonment. In: Cramer V., Hobbs R. (szerk.), *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. pp. 1-15. Island Press, Washington
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LŐKÖS, L., KARAS L., SZERDAHELYI T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány.
- HUHTA, A. P., RAUTIO, P. (1998): Evaluating the impacts of mowing: a case study comparing managed and abandoned meadow patches. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 85-99). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- HÜSE, B. (2021): Magyar szürke szarvasmarha legeltetés hatása hortobágyi szikes gyepék növényzetére. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 11(1-2), 29-35. <https://doi.org/10.55725/gygk/2013/11/1-2/9792>
- JANEČEK Š., LEPŠ, J. (2005): Effect of litter, leaf cover and cover of basal internodes of the dominant species *Molinia caerulea* on seedling recruitment and established vegetation. *Acta Oecologica*, 28 (2), 141-147.
- JÁVORKA, S. (1940): Növényelterjedési határok a Dunántúlon. Pflanzenareale in Transdanubien in Ungarn. *Mathematikai és Természettudományi Közlemények*, 49, 967–997.
- KACKI, Z. (2007): Comprehensive syntaxonomy of Molinion meadows in southwestern Poland. *Acta Botanica Silesiaca*. Monographiae, 2.

- KACKI, Z., MICHALSKA-HEJDUK, D. (2010): Assessment of biodiversity in Molinia meadows in Kampinoski National Park based on biocenotic indicators. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(2), 351–362.
- KAHMEN, S., POSCHLOD, P., SCHREIBER, K. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104 (3), 319-328.
- KÁROLYI, Á., PÓCS T. (1954): Adatok Délnyugat-Dunántúl növényföldrajzához. *Botanikai Közlemények* 45, 257–267.
- KÁRPÁTI, L., TAKÁCS, G. (2008): A gyepek jelentősége a Natura 2000 programban. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 13–17.
- KELEMEN, A., VALKÓ, O., KRÖEL-DULAY, GY., DEÁK, B., TÖRÖK, P., TÓTH, K., MIGLÉCZ, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2016): The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in sandy old-fields – Is it a threat to the native flora? *Applied Vegetation Science*, 19: 218-224.
- KIRÁLY, G., MESTERHÁZY, A., KIRÁLY, A. (2007): Adatok a Nyugat-Dunántúl flórájához. *Flora Pannonica*, 53–68.
- KIRÁLY, G., MOLNÁR, ZS., BÖLÖNI, J., CSIKY, J., VOJTKÓ, A. (szerk.) (2008): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, p. 248.
- KISS, R., DEÁK B., TÖRÖK, P., TÓTHMÉRÉSZ, B., VALKÓ, O. (2018): Grassland seed bank and community resilience in a changing climate. *Restoration Ecology* 26: S141–S150 <https://doi.org/10.1111/rec.12694>
- KISS, R., LÁSZLÓ, S., TÓTH, K., BALOGH, N., GODÓ, L., KÖRMÖCZI, ZS., RADÓCZ, SZ., LUKÁCS, K. (2018): Eltérő kezelési típusok alkalmazása kékperjés láprétek fenntartására. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 16 (1): 19–24.
- KLIMEŠ, L., HÁJEK, M., MUDRÁK, O., DANČÁK, M., PREISEROVÁ, Z., HÁJKOVÁ, P., JONGEPIEROVÁ, I., KLIMEŠOVÁ, J. (2013): Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science*, 16: 640-649. <https://doi.org/10.1111/avsc.12032>
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der verhältnisse in der nordostschweiz. *Jahrbuch der st. Gallische naturwissenschaftliche Gesellschaft*, 61: 1–134.
- KOSTRAKIEWICZ-GIERAŁT K. (2014): Are Deschampsia caespitosa (L.) Beauv. tussocks safe sites for seedling recruitment in the succession of wet meadows? *Polish Journal of Ecology*, 62 (4), 707-721
- KOVÁCS, J. A. (2005): Délnyugat-Dunántúl flórája VIII. (Egyszikűek). Károlyi Árpád florisztikai cédulakatalógusa alapján. *Kanitzia*, 13, 125-275.
- KOVÁCS, M. (1962): Die Moorwiesen Ungarns (No. 3). Akadémiai Kiadó. Budapest. 214 pp.
- KÖHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P. J., KRÜSI, B., LANGENAUER R., LÜSCHER A., RYSER, P. (2005): Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(1), 51–67.

- KUN, R., SZÉPLIGETI, M., MALATINSZKY, Á., VIRÁGH, K., SZENTIRMAI, I., BARTHA S. (2014): Egy inváziós faj, a *Solidago gigantea* (Aiton) által kolonizált mocsárrétek diverzitása és fajkompozíciós koordináltsága. *Botanikai közlemények*, 101 (1-2). pp. 65-78. ISSN 0006-8144
- LÁJER, K. (1999): Florisztikai adatok a Dunántúlról, valamint Vácrátót környékéről. *Kitaibelia*, 4: 311–317.
- LÁJER, K. (2002): Florisztikai és cönológiai vizsgálatok a somogyi Dráva-völgy rétjein. *Kitaibelia*, 7:187-205.
- LÁJER, K., MÁTÉ, A., SEREGÉLYES, T., BAGI, I., MOLNÁR, ZS. (2011): D2 – Kékperjés rétek. In: BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS., KUN, A. (szerk.): *Magyarország élőhelyei*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 80–85.
- LIIRA, J., ISSAK, M., JÖGAR, Ü., MÄNDOJA, M., ZOBEL, M. (2008): Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness — the results of a 6-year experiment. *Annales Botanici Fennici*, 46, 397–408.
- LÓCZYM L. (1913): A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei I. kötet - A Balatonnak és környékének fizikai földrajza. 1. rész: A Balaton környékének geológiája és morfológiája, 1. szakasz: *A Balaton környékének geológiai képződményei és ezeknek vidékek szerinti telepedése* (Kiadja a Magyar Földrajzi Társaság Balaton-Bizottsága, Budapest)
- MALATINSZKY Á., PENKSZA K. (2004): Traditional sustainable land use towards preserving botanical values in the Putnok Hills (South Gömör, Hungary). *Ekológia*, 23, 205.
- MALLIK, A. U., FITZPATRICK, E. A. (1996): Thin section studies of Calluna heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use and Management*, 12 (3), 143-149.
- MARGÓCZI, K. (2001): Gyepék természetvédelmi értékei. In: NAGY G. és mtsai. (szerk.): *Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai*, 61–65.
- MAROSI S. és SOMOGYI S. (szerk.) (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest
- MARRS, R. H., PHILLIPS, J. D. P., TODD, P. A., GHORBANI, J., LE DUC, M. G. (2004): Control of *Molinia caerulea* on upland moors. *Journal of Applied Ecology*, 41 (2), 398-411.
- MÁTÉ, A. (2014): 6410 Kékperjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (*Molinia caerulea*). In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 824–829.
- MATĚJKOVÁ, I., VAN DIGGELEN, R., PRACH, K. (2003): An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. *Applied Vegetation Science*, 6 (2), 161–168.
- MESTERHÁZY, A. (2008): Alsó-Zala-völgy. In: KIRÁLY G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., CSIKY J., VOJTKÓ A. (szerk.): *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete*. MTA ÖBKI, Vácrátót, p. 112.
- MICHALSKA-HEJDUK D., KOPEĆ D. (2012): Dynamics of semi-natural vegetation with a focus on *Molinia* meadows after 50 years of strict protection. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21, (6), 1731

- MILBERG, P., AKOTO, B., BERGMAN, K. O., FOGELFORS, H., PALTTO, H., TÄLLE, M. (2014): Is spring burning a viable management tool for species-rich grasslands? *Applied Vegetation Science*, 17 (3), 429–441.
- MILBERG, P., FOGELFORS, H., WESTERBERG, L., TÄLLE, M. (2018): Annual burning of semi-natural grasslands for conservation: winners and losers among plant species. *Nordic Journal of Botany*, 36 (5).
- MOLNÁR, ZS, KUN, A. (2011): Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója: ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. 439 pp.
- MUCINA, L., BÜLTMANN H., DERBEN, K., THEURILLAT, J. P., RAUS, T., ČARNI, A., et al. (2016): Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19, 3-264.
- NEUENKAMP, L., METSOJA, J. A., ZOBEL, M., HÖLZEL N. (2013): Impact of management on biodiversity-biomass relations in Estonian flooded meadows. *Plant Ecology*, 214, 845–856.
- OKSANEN J., BLANCHET F. G., FRIENDLY M., KINDT, R., LEGENDRE P., MCGLINN D., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., HENRY M., STVENS H., SZOECS E., WAGNER H (2015): vegan: Community ecology package. R Package Version 2.3-2.
- ÓNODI, G. (2011): Legelés és tűz, mint gyepterületi tényezők: Kísérletes vizsgálatok nyílt évelő homokpusztagyepekben. *Ph.D. értekezés*, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót.
- ÓNODI, G., CSATÁDI, K., NÉMETH, I., VÁCZI, O., BOTTA-DUKÁT, Z., KERTÉSZ, M., ALTBÄCKER, V. (2007): Birka (*Ovis aries*)- és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus*) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen. *Természetvédelmi Közlemények*, 14, 117–129.
- OSTERMANN O. P. (1998): The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35(6), 968-973.
- ÓVÁRI, M. (2014): A Batyki láprét növényzetének változása in: Dénes, Schmidt D., Kovács M., Bartha D. (szerk.): *Aktuális Flóra-és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében; Absztraktkötet*. p 52.
- ÓVÁRI, M. (2019): Orchids in Zala County (Hungary). *Studia Botanica Hungarica*, 50, 135–184. DOI: 10.17110/StudBot.2019.50.1.135
- PAGE, H., GOLDAMMER, J. G. (2004): Prescribed burning in landscape management and nature conservation: The first long-term pilot project in Germany in the Kaiserstuhl viticulture area, Baden-Württemberg Germany. *International Forest Fire News*, 30, 49– 58.
- PALKÓ, S. (1992): Zala megyében előforduló védett és fokozottan védett növényfajok jegyzéke szakirodalmi adatok és terepi megfigyelések alapján 1991. Kézirat, MME Zalai HCs, Zalaegerszeg, 11 pp.
- PÁPAY, G., MARKS, I., JÁRDI, I., S.-FALUSI, E. (2017): Természetvédelmi kezelések hatása gyepterületek vegetációjára a Gyöngyösi Sár-hegy TT mintaterületein. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 15(2): 37–46.
- PEINTINGER M., BERGAMINI A. (2006): Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. *Journal of Plant Ecology*, 185, 1, 2006.

- PENKSZA, K., HALÁSZ, A. (2020): A természetvédelmi célú gyepkezelés jelentősége és lehetőségei. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 18(1-2), 65-67.
- PENKSZA, K., HÁZI, J., TÓTH, A., WICHMANN, B., PAJOR, F., GYURICZA, CS., PÓTI, P., SZENTES, SZ. (2013): Eltérő hasznosítású szürkemarha legelő szezonális táplálóanyag tartalom alakulása, fajdiverzitás változása és ennek hatása a biomassza mennyiségére és összetételére pannon nedves gyepben. *Növénytermelés* 62, 73–94.
- PENKSZA, K., VISZLÓ, L. I., STILLING, F. T., TURCSÁNYI-JÁRDI, I., PÁPAY, G. (2022): Magyar szürke szarvasmarha, szántóból kialakított legelő természetvédelmi gyepgazdálkodási vizsgálata Csákvár melletti „szűzföld” területén. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 19(2), 3-14.
- PENKSZA, K., WICHMANN, B., SZENTES, S. (2009): Szarvasmarha-, juh-és lólegelők összehasonlító vizsgálata a Tapolcai- és a Káli-medencében. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 7 (1-2), 59–63.
- POPIELA A., FUDALI E., ŁYSKO A. (2011): Changes in the vegetation of "Wrzosiec" mire in 1991-2009 (Western Pomerania), *Biodiversity: Research and Conservation*, (21), 49–54.
- POSCHLOD, P., BAUMANN, A., KARLÍK, P. (2009): Origin and Development of Grasslands in Central Europe. In: VEEN, P., JEFFERSSON, R., DE SMIDT, J., VAN DER STRAATEN, J.(Ed.): *Grasslands in Europe of high nature value*. KNNV Publishing, Zeist 15–25.
- POSCHLOD, P., BONN, S. (1998): Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica*, 47 (1), 27-44.
- POSCHLOD, P., KIEFER, S., TRÄNKLE, U., FISCHER, S., BONN, S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science*, 1 (1), 75-91.
- PRACH, K., LENCOVÁ, K., ŘEHOUNKOVÁ, K., DVOŘÁKOVÁ, H., JÍROVÁ, A., KONVALINKOVÁ, P., MUDRÁK, O., NOVÁK, J., TRNKOVÁ, R. (2013): Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 7680-7685.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- ŘEZNÍČKOVÁ, M. (2007): Variability of the Molinion meadows in Slovakia. *Biologia*, 62 (6), 675-683. <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0130-4>
- SAMU, F., KÁDÁR, F., ÓNODI, G., KERTÉSZ, M., SZIRÁNYI, A., SZITA, É., FETYKÓ, K., NEIDERT, D., BOTOS, E., ALTBÄCKER, V. (2010): Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (Araneae, Carabidae), to the effects of wildfire. *Community Ecology*, 11, 129–139.
- SHUMILOVSKIKH, L., SANNIKOV, P., EFIMIK, E., SHESTAKOV, I., MINGALEV, V. V. (2021): Long-term ecology and conservation of the Kungur forest-steppe (pre-Urals, Russia): case study Spasskaya Gora. *Biodiversity and Conservation*, 30(13), 4061-4087.

- SZÉPLIGETI, M., KÖRÖSI, Á., SZENTIRMAI, I., HÁZI, J., BARTHA, D., BARTHA, S. (2018): Evaluating alternative mowing regimes for conservation management of Central European mesic hay meadows: a field experiment. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 152(1), 90-97.
- SZYMURA, M., ŚWIERSZCZ, S., SZYMURA, T. H. (2022): Restoration of ecologically valuable grassland on sites degraded by invasive *Solidago*: lessons from a 6-year experiment. *Land Degradation & Development*, 33(12), 1985-1998.
- TÄLLE, M., DEÁK, B., POSCHLOD, P., VALKÓ, O., WESTERBERG, L., MILBERG, P. (2018): Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation* 27, 2451–2475.
- TALLOWIN, J. R. B., ROOK, A. J., RUTTER, S. M. (2005): Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. *Animal Science*, 81(2), 193–198. doi:10.1079/ASC50780193
- TOBOLSKI K. (2003): Peatlands of Świecie District (original: Torfowiska na przykładzie Ziemi Świeckiej). Towarzystwo Przyjaciół Dolnej Wisły, Świecie.
- VALKÓ, O., TÖRÖK, P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology*, 19, 9-15.
- VALKÓ, O., TÖRÖK, P., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. (2012a): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207 303–309. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>.
- VALKÓ, O., DEÁK, B., KAPOCSI, I., TÓTHMÉRÉSZ, B., TÖRÖK P. (2012b): Gyepek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés - alkalmazási lehetőségek és korlátok. *Természetvédelmi Közlemények* 18, 517–526.
- VALKÓ, O., ZMIHORSKI, M., BIURRUN, I., LOOS, J., LABADESSA, R., VENN, S. (2016a): Ecology and conservation of steppes and semi-natural grasslands. *Hacquetia* 15/2: 5–14. DOI: 10.1515/hacq-2016-0021
- VALKÓ, O., DEÁK, B., TÖRÖK, P., KELEMEN, A., MIGLÉCZ, T., TÓTH, K., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2016b): Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2 (2).
- VALKÓ, O., TÖRÖK, P., DEÁK, B., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2014): Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and applied Ecology*, 15 (1), 26–33.
- VALKÓ, O., VENN, S., ZMIHORSKI, M., BIURRUN, I., LABADESSA, R., LOOS, J. (2018): The challenge of abandonment for the sustainable management of Palearctic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia* 17/1: 5–16. DOI: 10.1515/hacq-2017-0018
- VALKÓ, O. (2019): Új módszerek a gyepek biodiverzitásának megőrzésére és rekonstrukciójára, MTA doktora Pályázat Doktori értekezés, Debrecen.
- VIKÁR, J. (2016): A Batyki-láprét florisztikai értékeinek változása 2015 és 2016 között. *Szakközlő*, Pannon Egyetem Georgikon Kar, Keszthely, 47 pp.

WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P., WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*, 104 (3) 265-273.

WILSON, J.B., PEET, R.K., DENGLER, J., PÄRTEL, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23 796–802.

WILSON, J.B., PEET, R.K., DENGLER, J., PÄRTEL, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23, 796–802.

ZELNIK, I., ČARNI, A. (2008): Wet meadows of the alliance Molinion and their environmental gradients in Slovenia. *Biologia*, 63 (2), 187-196.

ZIMMERMANN, Z., SZABÓ, G., SZENTES, SZ., PENKSZA, K. (2012): Juhlegeltetés hatásainak természetvédelmi célú vizsgálata legelt és művelésből kivont gyepek növényzetére. *Animal Welfare, Etológia és Tartástechnológia*, 8 (1), 103–117.

Internet1: <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10131> (2024.08.20)

Internet2: <http://www.marcal.hu/kigyos.php> (2024.08.20)

Internet3: <https://www.veol.hu/hirek/2013/03/bucusu-a-halimbai-bauxitbanyatol> (2024.08.20)

10.2 További mellékletek

10.2.1. A biomassa összetételének változásait bemutató táblázat.

1. táblázat. Nyirádi mintaterületek biomassa összetételének évenkénti változása, kezelések alapján csoportosítva (átlag, felső indexben az ANOVA Tukey-teszt eredménye, +-szórás)

Kezelés	Év	Élő egyszikű biomassa	Élő kétszikű biomassa	Holt egyszikű biomassa	Holt kétszikű biomassa	Összes élő biomassa	Összes holt biomassa	Összes egyszikű biomassa	Összes kétszikű biomassa
Kontroll	2019	9,44 ^A +4,47	1,53 ^A +1,27	41,63 ^A +13,26	0,08 ^A +0,2	10,97 ^A +4,56	41,72 ^{AB} +13,31	51,07 ^A +14,85	1,62 ^A +1,43
	2020	13,07 ^{AB} +7,7	2,13 ^{AB} +1,54	33,04 ^{AB} +14,41	0,04 ^A +0,08	15,2 ^{AB} +7,94	33,08 ^{AB} +14,4	46,11 ^A +19,42	2,17 ^{AB} +1,55
	2021	17,74 ^{AB} +11,83	4,25 ^B +3,55	37,86 ^{AB} +18,94	0,36 ^A +0,5	21,99 ^{AB} +11,22	38,22 ^{AB} +18,94	55,6 ^A +27,54	4,61 ^B +3,5
	2022	11,81 ^{AB} +10,65	2,62 ^{AB} +1,54	41,87 ^A +19,12	0,01 ^A +0,04	14,43 ^{AB} +10,42	41,89 ^B +19,11	53,68 ^A +26,36	2,63 ^{AB} +1,54
	2023	19,1 ^B +13,96	3,06 ^{AB} +2,75	26,56 ^B +14,14	0,19 ^A +0,8	22,16 ^B +12,49	26,76 ^A +13,9	45,66 ^A +19,3	3,25 ^{AB} +2,88
Kaszálás	2019	9,03 ^A +5,69	1,83 ^A +1,75	40,48 ^A +33,86	0,18 ^A +0,4	10,87 ^A +5,4	40,66 ^A +33,79	49,51 ^A +36,23	2,02 ^A +2,06
	2020	8,86 ^A +5,23	2,84 ^A +2,76	16,23 ^{BC} +7,97	0,05 ^A +0,11	11,69 ^A +4,61	16,28 ^{BC} +7,91	25,09 ^{BC} +11,91	2,89 ^A +2,84
	2021	16,97 ^B +8,17	2,89 ^A +2,27	19,81 ^B +7,53	0,25 ^B +0,46	19,86 ^B +7,36	20,06 ^B +7,37	36,78 ^{AB} +12,62	3,14 ^A +2,4
	2022	10,64 ^A +7,03	3,26 ^A +2,47	18,9 ^B +8,66	0,24 ^A +0,35	13,9 ^A +7,32	19,14 ^{BC} +8,65	29,54 ^{BC} +14,24	3,5 ^A +2,68
	2023	10,02 ^A +4,89	3 ^A +2,17	2,89 ^C +3,53	1,17 ^A +4,21	13,02 ^A +4,46	4,07 ^C +5,27	12,91 ^C +7,5	4,17 ^A +4,92
Szárzúzás	2019	8,63 ^A +5,96	1,86 ^A +1,34	47,56 ^A +22,94	0,81 ^A +2,84	10,5 ^A +5,19	48,37 ^A +21,83	56,19 ^A +26,37	2,67 ^A +3,26
	2020	8,62 ^A +5,23	4,02 ^{ABC} +2,19	34,74 ^{BC} +18,25	0,32 ^A +0,48	12,63 ^{AB} +4,86	35,06 ^{AB} +18,22	43,36 ^{AB} +19,56	4,33 ^{AB} +2,45
	2021	15,79 ^B +8,77	7,02 ^C +4,51	25,71 ^B +9,77	0,33 ^A +0,62	22,81 ^C +8,63	26,05 ^B +9,95	41,51 ^{AB} +14,8	7,35 ^B +4,94
	2022	12,86 ^{AB} +7,97	3,94 ^{AB} +2,6	23,82 ^B +15,09	0,16 ^A +0,26	16,8 ^{BC} +7,85	23,97 ^B +15,13	36,68 ^B +16,15	4,09 ^{AB} +2,61
	2023	11,06 ^{AB} +5,26	5,22 ^{BC} +4,39	8,26 ^C +5,27	0,1 ^A +0,26	16,29 ^{AB} +5,71	8,36 ^C +5,22	19,33 ^C +8,52	5,32 ^{AB} +4,44

Égetett	2019	7,8 ^A +-3,52	3,01 ^{AB} +-3,29	40,8 ^A +-20,21	0,3 ^A +-0,74	10,81 ^A +-4,01	41,1 ^A +-20	48,6 ^A +-20,98	3,31 ^{AB} +-3,88
	2020	11,46 ^A +-9,44	3,76 ^{AB} +-3,46	8,58 ^{BC} +-6,82	0,56 ^A +-1,24	15,21 ^A +-10,02	9,13 ^C +-7,51	20,04 ^C +-10,67	4,31 ^{AB} +-3,57
	2021	19,44 ^B +-13,16	5,37 ^B +-4,4	16,11 ^{BC} +-6,71	0,25 ^A +-0,35	24,81 ^B +-13,31	16,36 ^{BC} +-6,85	35,54 ^{AB} +-18,14	5,63 ^B +-4,44
	2022	11,45 ^A +-4,06	1,62 ^A +-1,15	23,41 ^B +-7,74	0,23 ^A +-0,58	13,07 ^A +-3,9	23,64 ^B +-7,77	34,86 ^B +-8,08	1,85 ^A +-1,26
	2023	12,93 ^{AB} +-7,05	3,45 ^{AB} +-3,05	7,61 ^C +-5,7	0,31 ^A +-0,81	16,38 ^A +-6,03	7,92 ^C +-5,54	20,54 ^C +-10,32	3,77 ^{AB} +-3,37

2. táblázat. A Batyki-láprét mintaterületek biomassza összetételének évenkénti változása, kezelések alapján csoportosítva (átlag, felső indexben az ANOVA Tukey-teszt eredménye, +-szórás)

Kezelés	Év	Élő egyszikű biomassza	Élő kétszikű biomassza	Holt egyszikű biomassza	Holt kétszikű biomassza	Összes élő biomassza	Összes holt biomassza	Összes egyszikű biomassza	Összes kétszikű biomassza
Kontroll	2020	7,89 ^A +4,17	1,89 ^A +2,00	32,31 ^A +15,76	0,96 ^A +1,54	9,78 ^A +4,52	33,27 ^A +16,02	40,20 ^A +16,65	2,85 ^A +2,33
	2021	14,45 ^B +7,06	4,77 ^A +9,12	32,16 ^A +17,29	0,27 ^A +0,83	19,23 ^A +11,49	32,42 ^A +17,16	46,61 ^A +22,71	5,04 ^A +9,25
	2022	10,08 ^{AB} +7,20	27,04 ^B +19,82	2,70 ^B +3,51	0,21 ^A +0,53	37,12 ^B +22,90	2,92 ^B +3,54	12,78 ^B +7,69	27,26 ^B +19,78
	2023	12,85 ^{AB} +7,15	3,41 ^A +3,73	23,18 ^A +9,43	0,32 ^A +1,28	16,26 ^A +7,56	23,51 ^A +9,88	36,03 ^A +10,29	3,73 ^A +3,85
Kaszálás	2020	6,68 ^A +3,75	2,27 ^A +3,33	39,93 ^A +25,77	1,42 ^A +2,57	8,95 ^A +3,45	41,35 ^A +25,35	46,61 ^A +26,06	3,69 ^A +5,71
	2021	14,33 ^C +8,50	4,10 ^A +4,10	20,55 ^B +9,70	0,26 ^B +0,88	18,42 ^{BC} +8,56	20,81 ^B +9,63	34,88 ^B +15,10	4,36 ^A +4,34
	2022	8,49 ^{AB} +4,00	15,25 ^B +7,54	2,82 ^C +3,01	0,02 ^B +0,07	23,75 ^C +9,78	2,84 ^C +3,05	11,31 ^C +3,50	15,27 ^B +7,52
	2023	10,93 ^{BC} +4,12	3,95 ^A +2,25	9,68 ^C +3,54	0,12 ^B +0,26	14,89 ^B +3,97	9,80 ^C +3,52	20,62 ^C +5,23	4,07 ^A +2,29
Szárzúzás	2020	7,50 ^A +4,47	1,88 ^A +18,43	32,15 ^A +18,90	0,58 ^A +5,76	9,38 ^A +15,96	32,72 ^A +15,78	39,65 ^A +22,19	2,46 ^A +3,05
	2021	12,53 ^B +6,78	3,17 ^A +18,42	33,28 ^A +19,57	0,18 ^{AB} +8,99	15,70 ^A +14,23	33,46 ^A +16,42	45,81 ^A +24,35	3,35 ^A +3,12
	2022	8,56 ^A +11,66	22,87 ^B +13,28	3,26 ^B +2,85	0,13 ^B +18,72	31,44 ^B +17,53	3,40 ^B +6,77	11,82 ^B +11,17	23,01 ^B +12,10
	2023	10,36 ^{AB} +5,34	4,01 ^A +4,34	7,33 ^B +4,76	0,16 ^{AB} +7,93	14,38 ^A +5,71	7,49 ^B +7,79	17,69 ^B +8,83	4,18 ^A +3,71
Égetés	2020	10,66 ^A +7,49	7,32 ^A +11,02	15,16 ^A +13,65	0,07 ^A +0,17	17,98 ^A +14,79	15,23 ^A +13,61	25,82 ^A +16,38	7,39 ^A +11,00
	2021	8,02 ^B +5,63	22,55 ^A +11,48	2,75 ^B +2,58	0,21 ^A +0,81	29,30 ^B +13,86	2,84 ^{AB} +3,09	10,32 ^{AB} +5,94	21,81 ^A +11,98
	2022	14,04 ^A +7,59	5,32 ^B +5,51	21,42 ^C +13,78	0,46 ^A +0,91	19,36 ^C +8,73	21,88 ^C +13,55	35,46 ^{BC} +13,94	5,78 ^B +6,04
	2023	7,16 ^{AB} +4,07	1,81 ^A +1,80	39,55 ^{BC} +32,92	4,10 ^A +14,26	8,97 ^B +4,07	43,65 ^{BC} +31,74	46,71 ^C +33,25	5,91 ^A +14,11

11. Köszönetnyilvánítás

Első helyen szeretnék köszönetet mondani családomnak, különösen feleségemnek, Fülöp-Varga Zsófiának és kislányunknak, Olíviának, akik mindvégig motiváltak, nem engedték, hogy feladjam és a legjobb tudásuk szerint biztosították a nyugodt munkavégzés feltételeit, annak ellenére is, hogy emiatt többször is értékes együtt töltött időről kellett lemondaniuk.

Hálás köszönet szüleimnek, akik kisiskolás korom óta áldozatos munkával mindvégig biztosították számomra a stabil háttérrel és támogattak a képzések során.

Témavezetőim közül kiemelt hálával tartozom Bódis Juditnak, akinek a teljes egyetemi képzés során számos TDK dolgozat, publikáció, szak- és diplomadolgozat elkészültét motiválta és koordinálta, hallgatócentrikus látásmódjával és didaktikus előadásmódjával alapjaiban határozta meg a szakmai szemléletemet, melyet szakmai pályám során igyekszem követni.

Köszönet illeti külső témavezetőmet, Botta-Dukát Zoltánt, aki tanácsaival a vizsgálat tudományos igényességű megalapozását nagyban segítette, ahogy az adatelemzésben is irányt mutatott.

Korábbi mentoraim közül különös hatással volt rám, Vadász Csaba és Sisák István, ezúton is köszönöm nekik a feltétel nélküli támogatást, mellyel nagyban hozzájárultak ahhoz, hogy a doktori képzésig eljuthassak.

Köszönet illeti Deák Balázst, Deák-Valkó Orsolyát, Kelemen Andrást és Király Gergelyt az résztanulmányokban bemutatott vizsgálatok módszertanának kidolgozásában nyújtott segítségért.

Hallgatótársaim közül kiemelt hálával tartozom Pacsai Bálintnak és Lábadi Viviennek, akik számos munkafolyamatból vették ki aktívan a részüket és kulcsszerepet játszottak abban, hogy dolgozatom alapját jelentő kutatások elkészülhettek.

Köszönet illeti a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság szakembereit, különösen Mészáros Andrást, Cservenka Juditot, Magyar Mátét, akiknek a problémafelvetést köszönhetjük emellett eszközök és saját vagyonkezelésű területek biztosításával járultak hozzá a vizsgálatokhoz.

Munkám nem tudott volna elkészülni a segítő kezek munkája nélkül, számos hallgatótársam, munkatársam kapcsolódott be a munkavégzésbe a terepi felmérések és a kezelési beavatkozások elvégzésébe: Papp Sándor, Hársvölgyiné Szőnyi Éva, Tallerné Barna Piroska, Kórásné Markó Krisztina, Lábadi Vivien, Svajda Petra, Pálfi Bence, Járfás Dávid, Schneider Viktor, Gerencsér Beáta, Búzás Előd, Vincze-Varga Júlia.

Köszönettel tartozom mindazoknak, akik áldozatos munkájukkal a Természetvédelmi mérnök képzés és a Festetics Doktori Iskola létrehozásához vagy fennmaradásához bármilyen formában hozzájárultak, hiszen az ő érdemük azoknak a tudományos műhelyeknek a létezése, amelyek biztosították számomra tudományos munkásságom műhelyeit.