

DIPLOMADOLGOZAT

Szántai Bernadett

Ökológiai gazdálkodási mérnök

Gödöllő

2023

Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem

Szent István Campus,

Ökológiai gazdálkodási mérnök

**VÍZELLÁTOTTSÁG JAVÍTÁSÁNAK HATÁSA ÜDE LÁPRÉT
FAJÖSSZETÉTELÉRE ÉS TERMÉSZETESSÉGÉRE A KÁLI-
MEDENCÉBEN**

Belső konzulens: Dr. Bajnok Márta

egyetemi adjunktus

Külső konzulens: Csete Sándor

tudományos munkatárs

Készítette: Szántai Bernadett

LMQGV3

nappali

Intézet/Tanszék: Állattenyésztés Tudományok Intézet,

Állattenyésztés-technológiai és Állatjólléti Tanszék

Gödöllő

2023

TARTALOMJEGYZÉK

I. Bevezetés	4
II. Szakirodalmi áttekintés	6
II/1. Gyepgazdálkodási vonatkozások.....	6
II/2. Természetvédelmi vonatkozások.....	19
Célkitűzés	22
III. Anyag és módszer	23
III/1. Cönológiai felvételezés	24
III/2. Statisztikai vizsgálatok.....	28
IV. Eredmények és értékelésük.....	30
IV./1. Talajnedvesség.....	30
IV/2. Állományszintű fajszám és diverzitás.....	33
IV/3. Mikrokvadrátszintű sokféleség (fajsűrűség) és összborítás	34
IV/4. Cönológiai karakter és természetvédelmi érték	37
IV/5. Takarmányérték	56
V. Következtetések és javaslatok	59
VI. Összefoglalás.....	61
VII. Köszönetnyilvánítás	63
VIII. Irodalomjegyzék	64
IX. Mellékletek	66

I. Bevezetés

*„A monda szerint honfoglaló Árpád vezér egy
marék morzsás termőföldet, egy kupa tiszta vizet
és egy nyaláb szénát kért az általa felajánlott lóért
cserébe Szvatopluk fejedelemtől a magyarok
bejövetelekor. Lehet-e ennél szebben összefoglalni
a Kárpát-medence alföldjeinek kedvező
„agroökológiai potenciálját”, s ezen belül a
gyepgazdálkodás jelentőségét? Aligha!”*
/VÁRALLYAY, 2007/

Hazánk gyepterületének aránya nagyjából 750 ezer hektárra tehető, mellyel a mezőgazdasági hasznosításon belül a harmadik legfontosabb hasznosítási ágként tartható számon. Az évszázadokon át tartó hagyományos legeltetési állattartás hozzátartozott a magyar táj alkotóeleméhez, számos értékes füves terület kialakításához. Nem csoda, hogy ezeken a gyepterületeken található hazánk védett-és fokozottan védett növényfajainak egynegyede (Fülöp és Szilvácsku, 2000).

Maga a gyepterület sajátos ökoszisztémával rendelkezik, melyben a fajok térbeli elhelyezkedése komplex életközösséget alkot. Így a konvencionális növénytermesztéshez sem hasonlítható, mivel olyan agroökoszisztémával rendelkezik, melyet a gazdálkodónak fent kell tartania annak érdekében, hogy termelőtevékenységet folytathasson (Avasi et al., 1999). Természetes gyepeinken a hazai flóra megközelítőleg 2400 edényes fajából mintegy 400-500 megtalálható (Vinczeff, 1992). Gyep típusonként Vinczeff (1992) szerint 9-39 faj alkotja ezeket a növénytakaságokat.

Az évszázad fordultával a hagyományos extenzív gazdálkodás eltűnésekor volt, lehorgoló adat miszerint gyepterületeinken már a XX. század végén sem folyt szakszerű gyepterületgazdálkodás (Avasi et al., 1999). Így nem csoda, hogy a globális klímaváltozás egyre nagyobb negatív hatásaként jelennek meg robbanásszerűen a gyepterületeken inváziós növényfajok. Ezen fajok versenyképessége jóval magasabb, mint az endemikusnak számító, azaz bennszülött növényfajainké. Térhódításuk egy állományon belül igen szembetűnő, kiszorítva ezzel az őshonos fajokat.

Ezért is válhat szükségessé gyepterületeink élőhely-restaurációja. Ezen beavatkozás során az egykori állományalkotó fajok számára optimális állapotokat teremtve hozzájárulhatunk élőhelyeik kedvező irányú átalakulásához, így végső soron az egykori természetközeli állapot kerülhet kialakításra. Viszló (2007) szerint a szakszerű gyepgazdálkodás, a kaszálás és a nagyestű állatok legelése teszi ezeket a területeket megfelelő élőhellyé. Vizes élőhelyeinken pedig mindezekhez hozzá kell még tenni a megfelelő mennyiségű és optimális időbeli eloszlású víz biztosítását, mint az élőhely-rekonstrukció sikerének zálogát (Keddy, 2008).

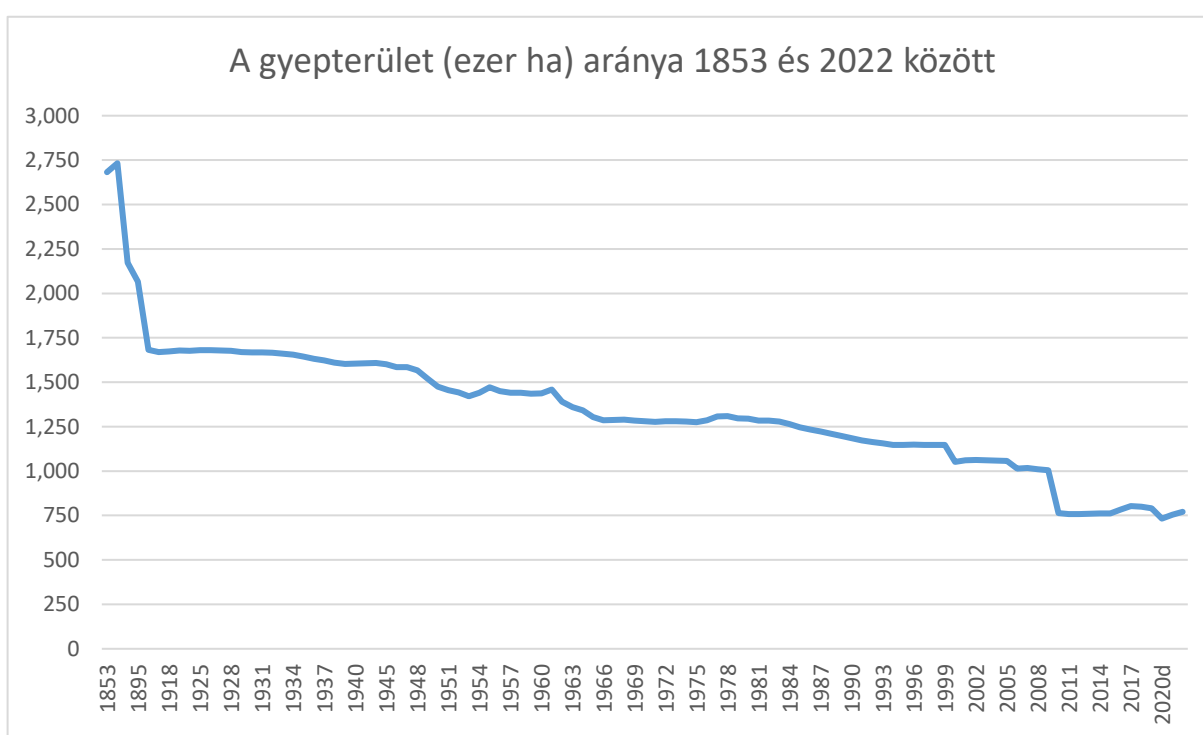
A Sásdi-rétek a Balaton-felvidéki Nemzeti Park része, 1984 óta védett terület. A védetté nyilvánításban a területen található üde láprétek nagy szerepet játszottak. A láprétekhez olyan fokozottan védett növényfajok kötődnek, mint a lisztes kankalin (*Primula farinosa*) vagy a mocsári fehérmájvirág (*Parnassia palustris*). A védettséget megelőzően a sásdi láprétet becsatornázták, hogy a környező területekről érkező víz elvezetésre kerüljön. Az akkor még főként kormos csáté (*Schoenus nigricans*) és nagy szittyó (*Juncus subnodulosus*) uralta réteken kedvezőtlen vízállapot kezdett kialakulni. Mindezt nagyban súlyosbította az ezredforduló után egyre többször jelentkező aszályos évek hatása. Ennek hatására az egykori állományalkotó fajok fokozatosan visszaszorultak. Ezt a kiszáradás felé mutató állapotot a területen új domináns fajként megjelenő közönséges kékperje (*Molinia caerulea*) jelezte, mellette megjelentek szárazgyepek állományalkotói is, mint a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*). A Balaton-felvidéki Nemzeti Park 2015-ben szilárd műtárgyak beépítésével szabályozhatóvá tette a vízszintet a területen áthaladó csatornáknál. A szabályozás lényegében a láprétekre természetes úton került víz visszatartását jelentette. Diplomadolgozatomban a Sásdi-rétek három lápréti állományát vizsgálva összefüggést kerestem a láprét-állományok vízállapota és cönológiai karaktere valamint a takarmányszolgáltató képességük között. Mindehhez a 2015-ös vízkorlátozások előtti, illetve az azt követő időszakból származó cönológiai adatokat használtam fel (Csete et al. 2022).

II. Szakirodalmi áttekintés

Gyepgazdálkodási vonatkozások

Gyepeink hazai helyzete

Magyarország gyepes területeinek aránya és kiterjedése az elmúlt évszázadokban drasztikusan csökkent. 1853-ban a gyepterületeink teljes területe mintegy 2 millió 680 ezer hektárra volt tehető (KSH adat). Ezzel szemben a 2022-ben közölt adat szerint ennek már csak töredéke maradt fent, nem több, mint 771 ezer hektár. Ezt a két adatot nézve elsörnyedünk, hogy vajon hová tűntek el gyepeink az évtizedek alatt. Az 1. ábra ezt hivatott bemutatni.



1. ábra A gyepterületek aránya (Forrás:KSH)

Magyarország területe Trianon után a harmadára csökkent. Ez okozta a gyepek hirtelen visszaesését, azonban a hasznosításukban történt változások során kaphatunk választ az utóbbi 100 évben történt fokozatos eltűnésükre. A régi hagyományos legeltetési módot felváltotta az állatok intenzív tartása. Ez magával hozta a területek elhanyagoltságát, cserjésedését és erdősödését. Baskay Tóth Bertalan beszámolója alapján 1962-ben a gyepterületek csupán 19%-a volt rendszeresen ápolva. A további csökkenést a hirtelen megugró népességszám eltartására szolgáló gyepterületeknek a feltörése és megmunkálása okozta. Így a fennmaradó gyepes területek jelentős része gyenge minőségű, szántóföldi művelésre alkalmatlan (Baskay 1966). Ezek a területek főként az Alföld bizonyos régióra koncentráálódtak, ahol az egyébként is gyenge minőségű gyepeket a táj csapadégmentes hónapjai sem segítették.

Erre vonatkozóan 1963-ban a Földművelésügyi Minisztérium országos jelentőségű felvételezést indítványozott annak érdekében, hogy a gyepterületek (legelő, rét) tényleges helyzetét és állapotát feltárják.

Ezzel egyidejűleg pedig a gyepterület javításának módszereit megállapítsák és a helyes gyepterületgazdálkodást beindítsák. A felvételezés során a gyepterületek hektárra vetített megoszlása, a tagoltsága, a talajtípusai, a domborzati viszonyok, illetve a minőségi megoszlása (1.táblázat) került feltérképezésre.

1.táblázat Az ország legelő-és rétterületének minősége (Forrás: Baskay Tóth Bertalan, 1966)

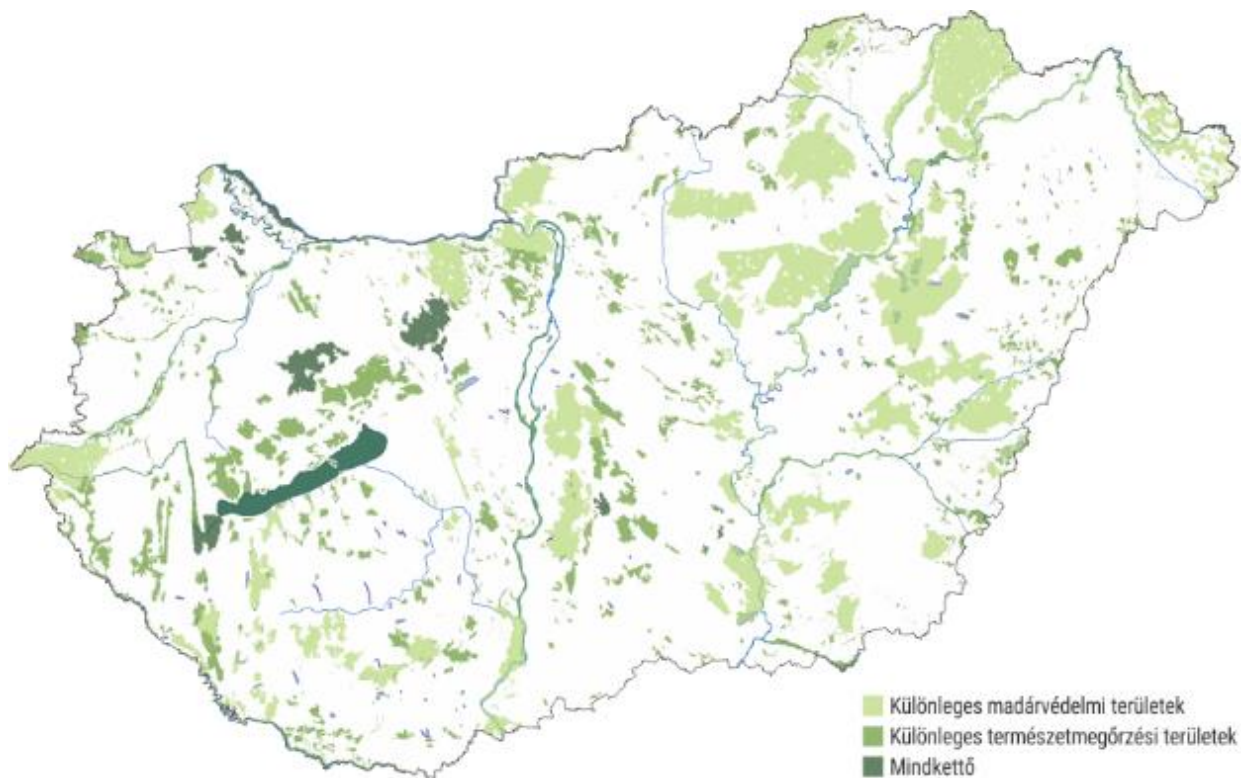
Megnevezés	Legelő		Rét		Összesen	
	kh	%	kh	%	kh	%
jó	50807	3,35	70300	9,46	121107	5,37
közepes	274627	18,11	315114	42,35	589741	26,08
gyenge	1040049	68,59	309532	41,61	1349581	59,71
legelőnek vagy rétnak alkalmatlan	151023	9,95	48967	6,58	199990	8,84
Összesen	1516506	100	743913	100	2260419	100

A táblázatból is jól leolvasható, hogy a gyenge minőségű területeink aránya csaknem 70%, a mezőgazdasági hasznosításra alkalmatlan területek aránya pedig 10%. Ez az arány lesújtó, a felmérés és az azt követő javítási technikák kidolgozása a gyepek jövője szempontjából elengedhetetlen volt. Biró 1911-ben a gyepek leromlott állapotáról írt: „A legelő talaját, éppen úgy mint a szántóföldet, trágyázni kell, mert különben termőerejében kimerül, mint ahogy azt már országszerte sajnosán tapasztaljuk. Csodálkozni azonban ezen nem lehet, ha meggondoljuk, hogy a legelő műterméséből eddigelé milyen kevés adatott vissza a talajnak.” A gyepterületekben hatalmas potenciál rejtőzik, ami kihasználásra vár, és ezt a szakembereknek kell megfelelő módon kezelni ahhoz, hogy azok képesek legyenek sokáig fennmaradni.

Magyarországon a gyepterület hasznosítási gyakorlat a gazdálkodási körülmények miatt jelentősen megváltozott (Forgó et al., 2009). Az ország területén a természetvédelmi célú gyepterületgazdálkodás dominál, a különböző rendeletek bevezetésével a gyepek minősége az elmúlt évtizedes munkáknak köszönhetően javult, ezzel párhuzamosan pedig bővült a gyepterületek aránya. A gyepek mezőgazdasági hasznosítása során pedig több olyan támogatási rendszer alakult, melyek a természetkímélő gazdálkodást tartják szem előtt.

Natura 2000-es gyepterületek

A hazánkban található gyepterületek 60%-a Natura 2000-es gyepterület (*Rezneki 2019, 2. ábra*). Hivatalos megfogalmazásban: „Az Európai Unió által létrehozott Natura 2000 egy olyan összefüggő európai ökológiai hálózat, amely a közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusok, vadon élő állat- és növényfajok védelmén keresztül biztosítja a biológiai sokféleség megóvását és hozzájárul kedvező természetvédelmi helyzetük fenntartásához, illetve helyreállításához.” Kijelölése két természetvédelmi irányelv alapján történt. Az egyik a Madárvédelmi irányelv (2009/147/EK IRÁNYELV), mely 1979-ben került elfogadásra, és végrehajtásaként közel 1400000 hektáron 56 különleges madármegőrzési terület (SPA) lett kijelölve. A másik irányelv az Élőhelyvédelmi irányelv (92/43/EGK IRÁNYELV), melyet 1992-ben fogadtak el. Célja a fajok és élőhelytípusok hosszútávú fennmaradása a biológiai sokféleség megőrzésével. Azok az élőhelytípusok kerülnek a különleges természetmegőrzési területek közé melyeket az eltűnés veszélye fenyeget, vagy természetes kiterjedése kicsi. Illetve az élőhelytípusok mellett azon fajok tartoznak ide, melyek endemikusak, ritkák és állományaik sérülékenyek. Prioritást élveznek azon élőhelytípusok és fajok, ahol csak azonnali beavatkozással lehet biztosítani a védelmet illetve a fennmaradást.



2.ábra A Natura 2000 területek országon belüli elhelyezkedése (Forrás:KSH)

A Natura 2000 területek gyakran lefedésben állnak az országosan védett területekkel, így a rajtuk való gazdálkodás jogszabályi háttere is ehhez mérten korlátozza bizonyos tevékenységek körét. Ezekon a területeket kétféle módon lehet hasznosítani: legeltetéssel és kaszálással (Tvt. alapján). Fontos tudni, hogy a jogszabályban foglalt előírásokat kötelezően be kell tartani. Ezekon felül pedig attól függően, hogy milyen gyeptípus található, a nemzeti park munkatársai megfogalmazhatnak különböző javaslatokat arra vonatkozóan, hogy a gazdálkodás során a természetvédelem szempontjait is figyelembe véve történjen a gazdálkodás. Ezzel csökkenthetők a környezetre és természetre gyakorolt negatív hatások.

A területeken a 269/2007 (X.18.) korm.rendelet 3. § (2) bekezdése alapján csak szarvasmarha, juh, kecske, bivaly és ló legeltethető. A legeltetés során a szakaszos legeltetés alkalmazása ajánlott, mivel a gyepek túllegeltetése a 269/2007 (X.18.) korm.rendelet 3. § (3) bekezdése alapján tilos. A tápanyag-utánpótlás csakis az állatok által elhullajtott trágyából származhat, műtrágya, szerves trágya és egyéb hozamfokozó szerek alkalmazása szintén nem megengedett. A legeltetés során oda kell figyelni arra, hogy az ebből fakadó károk minimalizálásra kerüljenek, és a gyepek felületén ne keletkezzen csupasz felszín.

A kaszálás során a Tvt.-ben foglaltak mellett több olyan természetvédelmi szempontú módszer is leírásra került, melyek a természetkímélő gazdálkodást vitatottak támogatni. A gyepon való munkavégzés és kaszálás napkeltétől kezdhető el, és napnyugtáig be kell azt fejezni. A kaszálás megvalósítása a 269/2007 (X.18.) korm.rendelet 5. § (1) bekezdése alapján csak úgy történhet meg, hogy a rajta élő madár-és emlősvilág túlélése biztosítva legyen. A kaszálás térbeli menetének meghatározó szerepe van ebben. Iránya vagy a táblaszél mellől, vagy a tábla középpontjából indulva, vadriasztó lánc alkalmazásával, anélkül, hogy zárványterület alakulna ki. A terület minimum 5, maximum 10%-át kaszálatlanul kell hagyni. Ezek a területek úgynevezett „búvósávként” funkcionálnak mind a rovarfajok, mind a növényfajok szempontjából. A búvósáv meghagyását a területileg illetékes nemzeti park természetvédelmi őre ellenőrzi, annak nem megfelelő kivitelezése esetében értesítheti a gazdálkodót annak helyes alkalmazásáról. A kaszálást mindenképp kötelező bejelenteni annak elkezdése előtt minimum 5 nappal. Kérhető a kaszálatlan területnek a természetvédelmi őr ajánlása alapján való kijelölése, mely történhet célzottan egy adott fajra nézve (pl.: sárga sásliliom). Inváziós növényfaj nagyszámú állományának jelenléte esetében a bejelentő űrlapon jelezni kell az ellene való védekezésből fakadó kaszálati módszer be nem tartását. A lekaszált biomassa maximum 30 napig lehet a területen, elhelyezéséről ezek után gondoskodni kell. A gazdálkodás során a gazdálkodónak kötelező gazdálkodási naplót vezetnie, melyben a gyepterületen történt legeltetés és kaszálás módszerei, időpontjai leírásra kerülnek.

Természetvédelmi gyepek

Magyarországon 10 nemzeti park található. A gyepek aránya nagyjából 200.000 ezer hektár, melyből 150.000 ezer hektár a nemzeti parki igazgatóságok saját vagyonkezelésében állnak, a maradék pedig állami tulajdonú. A védett területeken történő gazdálkodás során a természetvédelmi jogszabályokat kötelező betartani, illetve az egyéb előírásokat, amelyek a terület kategóriájából adódnak. A gazdálkodás során főként a természetvédelmi célok kerülnek előtérbe, így a védett növényfajok és állatfajok megőrzéséhez és életfeltételeikhez szükséges feltételek teljesítése az elsődleges szempont. A gyepek takarmánnyaként való felhasználása és takarmányértékének megállapítása másodlagos cél, azonban azt is figyelembe kell venni a legeltetés tervezése során. A területeken a legeltetés és kaszálás hasznosítási mód alkalmazható. A legeltetés elsősorban őshonos állatfajtákkal valósul meg, főként szarvasmarhával, bivallyal, juhval és lóval. A legeltethető állatok fajtát, fajtáját úgy kell megválasztani, hogy az hatását tekintve optimálisan biztosítsa a legeltetett gyepek, mint élőhelyet. Valamint a rajta előforduló prioritással rendelkező természeti értékeket megóvja. A legeltetés időtartama a védett fajok életciklusától (költési idő, virágzási idő) és az időjárástól függ, de általában Szent György napjától (április 24.) Szent Mihály napjáig (szeptember 29.) tart. A legelőn történő kaszálást a területen élő védett növény-és állatfajok ökológiai igényeinek figyelembe vételével kell végezni. Az évente egy kaszálás során madárbarát módot kell alkalmazni, illetve amennyiben a földön fészkelő madárfajok fiókái el nem hagyják a fészket, addig a fészkelő terület körül el kell hagyni azt. A területen gépi munkavégzés csak akkor végezhető, ha az kellően száraz ahhoz, hogy a talajban felszíni sérülést nem okoz. A terület legalább 5%, legfeljebb 10%-át kaszálatlanul kell hagyni, minden kaszálás alkalmával változó helyen. A lekaszált biomasszát 30 napon belül el kell szállítani a területről.

Agrár-Környezetgazdálkodási Program (AKG) alá vont gyepterületek

Az Agrár-Környezetgazdálkodási Program az Agrárminisztérium támogatásával valósul meg 2015 óta. A program a természetkímélő gazdálkodás alapelveit szem előtt tartva, a gazdák bevonásával és támogatásával kívánja elérni azt a célt, hogy minél kisebb legyen a gazdálkodás során a környezetre gyakorolt hatás. A gazdák által önállóan vállalható a jogszabályban meghatározott kötelezettségvállalások teljesítése, melyek megvalósulása és betartása esetén igényelhető meg a támogatás. Az általuk választott tematikus előíráscsoport alapkövetelményeinek betartása kötelező, továbbá fakultatívan vállalhatók előírások többletkifizetésért. A referenciaelemek és TECS előírások a vállalt 3 éves időtartam alatt betartandók. A program keretén belül megkülönböztetünk horizontális gyepeket, illetve Magas Természeti Értékkel bíró gyepterületeket (MTÉT), attól függően, hogy milyen területen történik a gazdálkodás (2.táblázat).

2. táblázat A támogatás összege a tematikus csoportokban (Forrás:NAK)

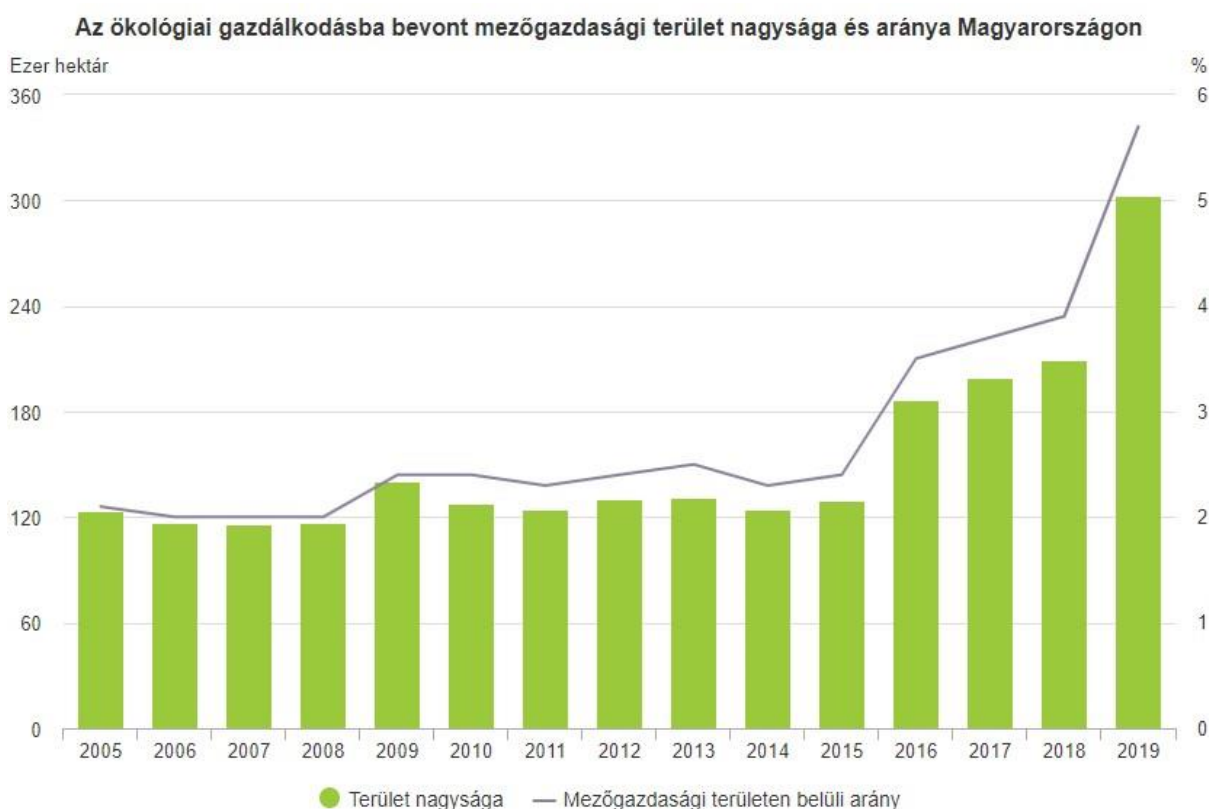
Tematikus előíráscsoport megnevezése		Támogatás max. összege 2015-2021 (euró/ha/év)	Támogatás max. összege 2022-2024 (euró/ha/év)	Növekedés mértéke
Horizontális szántó		270	338	25%
Horizontális gyepterület		164	282	72%
Horizontális ültetvény	almatermésűek	958	1095	14%
	egyéb gyümölcsösök	723	950	31%
	szőlő	696	1075	54%
Horizontális nádas		50	105	110%
MTÉT szántó	Tűzokvédelmi előírásokkal	439	557	27%
	Kék vércse védelmi előírásokkal	395	497	26%
	Alföldi madárvédelmi előírásokkal	407	545	34%
	Hegy- és dombvidéki madárvédelmi előírásokkal	323	459	42%
Vízvédelmi célú szántó	Erózió-érzékeny területi lehatárolással	292	380	30%
	Belvíz-érzékeny területi lehatárolással	272	342	26%
	Aszály-érzékeny területi lehatárolással	272	342	26%
MTÉT gyepterület	Tűzokvédelmi előírásokkal	295	475	61%
	Alföldi madárvédelmi előírásokkal	183	310	69%
	Hegy- és dombvidéki madárvédelmi előírásokkal	201	352	75%
	Nappali lepke védelmi előírásokkal	183	351	92%
Vízvédelmi célú gyepterület	Belvíz-érzékeny területi lehatárolással	244	323	32%

Az MTÉT területeken a gazdálkodás elsősorban természetvédelmi érdekeket szolgál. Így a csoporton belül különbséget teszünk a tűzokvédelmi, a nappali lepke védelmi, az alföldi és hegy-és dombvidéki gyepterületek között (2.táblázat). Minden egyes tematikus csoport előírásai az általa védeni kívánt állatfaj igényeihez igazodva van megállapítva. Az AKG programban résztvevővont gazdaság teljes területén szükséges a Kölcsönös Megfeleltetés előírásai és követelményeit, illetve a 10/2015. (III. 13.) FM rendelet (zöldítés) szerinti minimumkövetelményeket teljesíteni. Az AKG-ba vont területen pedig ezek mellett a 59/2008. (IV. 29.) FVM rendeletben meghatározott Helyes Mezőgazdasági Gyakorlat (HMGY) követelményeit és a 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet 8. mellékletében meghatározott integrált növényvédelem általános elveit (IPM) kell betartani.

A horizontális gyepterület földhasználati kategória előírásai megegyeznek a Natura 2000 területeken alkalmazandó előírásokéval. A területeket kizárólag legeltetéssel és kaszálással lehet hasznosítani. A területen többlet víz – azaz az öntözés- kijuttatása tilos. A belvíz és időszakos víz elvezetése a területről jogszabályellenes, a vízzel telített talajon a munkavégzés nem megengedett. A legeltetés során a megengedett állategység minimum 0,2 ÁE/ha. A legelő hasznosításnál évente egy őszi tisztító kaszálás, illetve ezen kívül egy kaszálás lehetséges (Balázsik 2022). Mindemellett a Natura 2000 területekre vonatkozó kötelező előírásai a program keretén belül választható előírásokként fogalmazódtak meg. Ilyen a terület minimum 10% - maximum 15%-nak a kaszátlanul hagyása, a madárbarát (kiszorító) kaszálási mód alkalmazása, illetve a június 15.-e utáni kaszálás (Gyene,s 2019).

Ökológiai gazdálkodás alá vont gyepterületek

Az ökológiai gazdálkodás volumene 2014-ig stagnált, a gazdálkodók száma 1400 és 1600 fő között alakult, a területek aránya pedig 110 ezer és 140 ezer hektár között mozgott. A Vidékfejlesztési Program keretén belül meghirdetett kompenzációs támogatás fellendítette az ökológiai gazdálkodást az országban. Csaknem kétszer annyian csatlakoztak 2014 és 2019 között. Ez számokban kifejezve 2019-ben 5136 fő csaknem 300.000 ezer hektár területen gazdálkodott ökológiai módon ([http1;3.ábra](#)).



3.ábra Az ökológiai gazdálkodásba bevont területek nagysága és aránya (Forrás:KSH)

Az ökológiai gazdálkodás alá bevont 300.000 ezer hektár területnek a 61%-át gyeppel teszi ki. Ennek az arálynak a hozadéka az, hogy 2019-ben az állatlétszám gyarapodása igen magas értékekkel bírt. A gyepek legeltetéséhez szükségszerű a terület termőhelyi adottságaihoz mérten kiválasztani az állatfajt. Az állatfajok közül a legnagyobb arányban a szarvasmarha fajták voltak jellemzőek ([http2](#)).

Az ökológiai gazdálkodás alá vont területért a gazdálkodók támogatást pályázhatnak meg, melynek mértéke a terület hasznosítása alapján kerül kiszámításra. A jogszabályban foglaltaknak eleget kell tenni. Az átállási idő – mely a gyeppel esetében 2 év- letelte után kapja meg a terület az öko minősítésű státuszt. Az átállási idő alatt a területről származó termény még

nem rendelkezik öko minősítéssel, az „nem jelölhető” (átállás első éve) státuszúnak minősül. A hasznosítási módtól függően kerül megállapításra a termény státusza, melyet a jogszabályok szigorúan meghatároznak. A támogatás jogosultságának vannak kritériumai, melyeknek meg kell felelni. Ide tartozik az, hogy a támogatással érintett tábla mérete minimum 0,25 hektár, területe minden művelési ágban – tehát a gyeppen is – minimum 1 hektár. A terület a támogatási időszak alatt ellenőrzés alatt van, az előzetesen megkötött szerződés szerint, melyet valamely hazai akkreditációval rendelkező szervezettel köt meg. A gazdálkodás során a Kölcsönös Megfeleltetés követelményrendszerét, azaz a HMKÁ és JFGK előírásainak a betartása is kötelező. Az ökológiai gazdálkodás alá vont terület nem vonható be az Agrár-Környezetgazdálkodási Programba.

A gyepgazdálkodást a 2018/848 EK Tanácsi rendelet szabályozza és ellenőrzi (*Ribóczy, 2022*). A gyepeket csak kaszálással és legeltetéssel lehet hasznosítani. Legeltetéses gyepgazdálkodás esetén a legeltethető állatfajok állatsűrűsége minimum 0,3 ÁE/ha. A területen saját tulajdonú állatok legeltetése és a bérlegeltetés is megengedett. A kérődzők takarmányozását – amennyiben az időjárási feltételek megengedik – legeltetésre kell alapozni. A gyep túllegeltetése tilos. A 10/2015 FM rendelet alapján, azaz a gyep legeltetésre alkalmas állapotban tartásának követelményeit is be kell tartani a legeltetés során. A legeltethető állatfajok szarvasmarhafélék, lófélék, kecske és juh. A legeltetési mód szakaszos vagy pásztorló. A területen legeltethető állatfajok arányát a nitrát direktíva szabályozza. Ez alapján egy évre vetítve a nitrogén terhelés nem lehet több 170 kg/ha-nál. Az állattartó-képességét a gyeppnek úgy kell meghatározni, hogy ezt az értéket ne haladja meg.

A gyepgazdálkodásban a legalapvetőbb kiindulási pontunk hosszú és rövidtávú döntés esetén is mindig a növényállomány összetétele, állapota. Ez határozza meg a hasznosítás módját, a legeltethető állatfajt, a termés hozamot, a takarmányozási rendszer kialakítását, a gazdálkodás intenzitását, a várható gazdasági ráfordítást és a hasznot. Ehhez botanikai felvételezés szükséges.

A gyep értékelésének módszerei

A gyepek osztályozása a termőhelyi adottságok és a hasznosítás szempontjából történik. Megkülönböztetünk állandó (abszolút) és váltó (fakultatív) gyepeket (Baskay, 1996). Az állandó jellegű gypet Baskay a használat módja alapján rétre, kaszálóra és legelőre osztotta. Mivel a legtöbb gyepon természetvédelmi célú gazdálkodás folyik, így ezek vegyes hasznosításúak, vagyis legeltetés és kaszálás is zajlik rajtuk. Az állatok takarmányozása szempontjából a gyepon előforduló növényfajokat hasznos, kevésbé hasznos és egyéb növényfajokra oszthatjuk (Barcsák, 2004), egymáshoz viszonyított arányuk határozza meg a gyep értékét (Barcsák és Kertész, 1986). A hasznos növényfajok közé tartoznak az első- és másodrendű pázsitfűfélék (Poaceae) és a pillangósvirágúak (Fabaceae). A kevésbé hasznos fajok közé főként olyan gyomnövények tartoznak, melyeket valamilyen káros tulajdonságuk miatt (mérgező, szúrós, szőrözött) az állatok nem esznek meg. Az egyéb növényfajok kategóriába tartoznak a gyógynövények, és a savanyúfüvek. Ahhoz, hogy a gyep növényállományát alaposan megismerjük és értékelni tudjuk, cönológiai felvételezést kell végezni. Erre többféle módszer (Balázs-féle kvadrát módszer, Braun-Blanquet módszer) is kidolgozásra került. Valamennyi módszer lényege, hogy az egyes növényfajok vegetációban betöltött szerepét az adott növényfajhoz tartozó borítási érték alapján határozzák meg. Ez lehet abszolút területegységben megadott borítás, vagy annak egy ismert területű kvadrát területéhez vett relatív borítási értéke (dominancia). Ez utóbbit százalékos formában fejezzük ki.

Ahhoz hogy egy gyep állattartó-képessége meghatározható legyen, először annak takarmányozási értékét kell egy adott időszakra vetítve megállapítani. Ezt az értéket a gyep minősége és mennyisége határozza meg. Voisin (1968) szerint a gyep minősége és termőképessége között pozitív lineáris összefüggés áll fent. A borítottság a felszín kihasználásának egyik mértéke (Grant, 1981). A gyep takarmányozási értékének meghatározására számos módszer (Balázs, 1949,1960; Klapp et al, 1953; Vinczeff, 1963) került kidolgozásra. A becslési módszerek egyik típusa a borítottság, a gypmagasság és a fajösszetétel alapján számolja a gyep takarmányértékét.

A Balázs-féle kvadrátmódszer segítségével a gyep botanikai összetételét írhatjuk le. A módszer alkalmazásakor a gyepen belül több helyen kell elvégezni, annak érdekében, hogy a növényállomány átlagos állapota reprezentálható legyen. A termés mennyiség becsléséhez a borítottság mellett szükség van a növényállomány magasságának meghatározásához is

A minőségi becslés során az egyes fajok dominancia (D) értékét megszorozzuk a mért magasságukkal. Ezzel megkapjuk a t-értéket, ami a fajok termésértéke. A fajok termésértékét hasznosíthatóságuk alapján osztályozzuk. A takarmányozási szempontból értékes fajok pozitív (+), az értéktelen fajok negatív (-) jelzést kapnak. A gyep termésének minőségi értékét (K%) megkapjuk, ha az összes pozitív t értéket szorozzuk 100-zal és elosztjuk az összes t értékkel.

A 3. táblázatban szereplő K% alapján a következő csoportok szerint lehet osztályozni a gyep minőségét.

3. táblázat A gyepek minőségi osztályozása

A GYEPEK OSZTÁLYOZÁSA		
I.	Igen jó minőségű	100-75%
II.	Jó minőségű	75-50%
III.	Közepes minőségű	50-25%
IV.	Gyenge minőségű	25-0%

Klapp és munkatársai (1953) a gyepekben előforduló növényfajok takarmányozási értékének megállapítására egy 10 fokozatú skálát dolgoztak ki, melyben a fajok borítási értéke alapján kerülnek besorolásra. Ennek alapján a legértékesebb fajok 8-as értékszámot kapnak, az állatok által nem fogyasztottak 0, míg a mérgező fajok -1-es értéket. Ezt figyelembe véve, a számításokor a mérgező fajok borításértéket a következőképp kell számszerűsíteni:

- 3%-os borításig -1,
- 3-10% között -2,
- 10% felett -3.

A szénát szennyező kétszikű fajoknál 10% borítottság esetén az értékszámot 1-2-vel csökkenteni kell. A takarmány értékét nagyon rontó fűfélékre és gyomokra külön értékelés vonatkozik.

Természetvédelmi vonatkozások

Vizes élőhelyek jellemzői

A vizes élőhely fogalmának pontos meghatározása Dévai (2001) alapján: "Vizes (szemiakvaticus) élőhelyek azon természeti egységek, amelyeknek felületarányos vízmélysége – középvízállás esetén – a két métert nem haladja meg, az ennél mélyebb víztereknek pedig azon részei, amelyeknek legalább harmadát makrovegetáció (hínár és/vagy mocsári- és/vagy szegélynövényzet) borítja vagy kíséri. Továbbá azon természeti egységek, ahol olyan hidromorf talajok találhatók, amelyeknek felső rétege tartósan vagy legalább hosszabb időtartamig vízzel átitatott, s ezért jellegzetes, többnyire nagy vízigényű vagy jó víztűrésű növényállományokkal (nádasokkal, magassásosokkal, láp- és mocsárétekkel, mocsári gyomtársulásokkal, iszap- és zátonynövényzettel, nedves és vakszikesekkel, láp- és mocsárerdőekkel, bokorfüzesekkel, puha- és keményfa-ligeterdőkkel, égerligetekkel), illetve ezek jól felismerhető maradványaival jellemezhetők".

Ez alapján a vizes élőhely mind szárazföldi, mind pedig a vízi élőhelyekre jellemző tulajdonságokkal rendelkezik. Erre vonatkozóan több definíció is létezik, mely szerint a vizes élőhelyeknek két közös jellemzője van. Az egyik az állandó, vagy időszakos vízborítottság, mely így a talaj biológiai, kémiai és fizikai tulajdonságait megváltoztatja. A másik a víz állandó jelenlétéből adódóan megakadályozza bizonyos növényfajok megtelepedését, így rajta ehhez a környezethez alkalmazkodó növénytársulás alakul ki.

Meszes láprétek

Elterjedésük főként Közép-Európára tehető. Rendszerint állandóan nedves, bázisokban gazdag, mésztartalmú talaj jellemzi (Bölöni et al. 2011). A talajvíz egész évben a talajfelszín közelében található, magasabb vízállásnál zsombékos növekedési formák figyelhetők meg rajta. Az elhelyezkedés szempontjából kialakulhatnak feltöltődési lápok, forráslápok, átszivárgásos lápok, csörgedező vízü lápok. A termőhelyen a víz állandó jelenléte és a magas fajhője miatt a mikroklímája kiegyenlítetten hűvös. A talajvízszint a vegetációs periódus kezdetén a talajfelszín fölé emelkedik, a nyári hónapokban azonban akár 60 centiméter mélyre is süllyedhet. A víz alacsony oxigéntartalma miatt a levegőtlen környezetben oxidáció nem megy végbe, így tőzegképződési folyamat jellemzi. A talaj tápanyagtartalma alacsony, a feltáródás lassú, a növények számára felvehető foszfor mennyisége a kalcit-és hidroxipatit kicsapódás következtében minimális. A rajta fejlődő alacsony-középmagas növénytársulás ehhez a

körülményhez igazodik. Társulásalkotó fajként írható le a nagy szittyó (*Juncus subnodulosus*), kormos csáté (*Schoenus nigricans*), lápi sás (*Carex davalliana*), lápi nyúlfarkfű (*Sesleria uliginosa*), keskenylevelű gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*), széleslevelű gyapjúsás (*Eriophorum latifolium*). Karakterfajokkal jól leírható, jelentős részük mára igen ritka. Ide tartozik a lisztes kankalin (*Primula farinosa*), a lápi hízóka (*Pinguicula vulgaris*), magyar lednek (*Lathyrus pannonicus*).

Rendszeres kezelés nélkül állományaik jellemzően átalakulnak. A láprét kiszáradását jelzi a kékperje dominánssá válása a társulásban (Borhidi 2003). Amennyiben a vízháztartása nem sérült, úgy aktív beavatkozással (évenkénti kétszeri kaszálással, legeltetéssel) pár év alatt regenerálható.

Kékperjés rétek

Elterjedésük súlypontja Közép-Európa. Néhány típusa csak a Kárpát-medencében fordul elő. Többnyire kora tavasszal sekély felszíni vízborítás jellemzi. Kialakulása és fennmaradása a talajvíztől nem független. A nyári hónapokban akár 120 cm mélyre is visszahúzódhat a felszín alá, aszályosabb években ez a szám jelentős, akár a három métert is elérheti. Talaja agyagos réti talaj vagy kisebb részben kotut (bomló tőzeg) tartalmazó, kolloidokban gazdag. Nagyobb esőzések után a gyökérszóna nedves, ezért ilyenkor időszakosan oxigénhiányos állapot lép fel. A vegetációs időszak jelentősebb időszakában a gyökérszóna kellően átszellőzött. Rajta nedves, réti növénytársulás fejlődik, mely sűrű, magas gyeptű többszintű állományképet mutat (Bölöni et al. 2011). Domináns faja a kékperje, mely rendszerint vagy a közönséges kékperje (*Molinia caerulea*) vagy a nádképtű kékperje (*Molinia arundinacea*). Jellemző fajai közé tartozik az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*), ördögharaptafű (*Succisia pratensis*), buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), festő zsoltina (*Serratula tinctoria*). Tavasszal az állomány hamvas világos zöld színű, ősze aranysárga színt öltenek, erről ismerhetők fel. A kezeletlen (vagy legeltetett) termőhelyen a kékperje igen erőteljes zombékákat képes fejleszteni.

Az erdő klímájú vidékeken mai állományaik antropogén eredetűek. A lápok kiszáritásával és az üde erdők irtása nyomán keletkeztek. Állományukat a klímaváltozás és az emberi beavatkozások (főleg a lecsapolás, legeltetés, fásítás) fenyegetik. Fennmaradásukhoz mérsékelt beavatkozás szükséges – évente egyszeri kaszálás, vagy extenzív szarvasmarha tartás - ennek hiányában beerdősülhetnek (Borhidi 2003).

Vizes élőhelyek rekonstrukcióinak természetvédelmi hatása

Szigetvári & Bártol (2010) részletes képet mutatnak be egy védett területről (Alpári-öböl) a Tisza folyó árterében, ahol különböző higrofil réteket eltérő módon kezelnek. A természetvédelmi gyakorlat legfontosabb prioritása az idegenhonos növények felszámolása és a diverzitás fenntartása a hagyományos tájhasználati formák alkalmazásával. A legeltetés, a kaszálás és az árasztás azok közé a módszerek közé tartozik, amelyekkel az idegenhonos növényeket próbálták visszaszorítani, és a már fertőzött réteket természetyszerű, magas fajgazdagságú, higrofil növényzetté alakítani. A magyar szürkemarha legeltetését először a gyalogakácra vezették be, majd kaszálták a maradványokat, végül egy jó időzítésű árvíz járult hozzá a helyreállítás jobb menetéhez. A magyar szürkemarha már fiatal korában szívesen evett gyalogakácot, így a legeltetés időzítése és intenzitása elengedhetetlennek tűnik a jobb eredmény eléréséhez.

Vas (1999) egy 18 éves tanulmányt foglal össze az északkelet-magyarországi Nagymohos-láp talajvízszint- és növényzetváltozásainak megfigyeléséről. A hosszú távú vizsgálat Magyarország egyik legértékesebb lápvidékén heti vízszintmérésből, valamint a domináns és jellemző vegetációtípusok fitoszociológiai mintavételéből állt. Az idő alatt a csapadék és a talaj tápanyagtartalmát is mérték, majd értékelték a talajvíz és a növényzet kapcsolatát. Az eredmények szerint a talajvízszint csökkenése a talaj tápanyagtartalmának meredek növekedését eredményezte. Általában a mezőgazdaságot tekintik az eutrofizáció egyik fő forrásának, de a nagymohosi láp esetében a befolyó csatorna vízminőségének mérései jellemzően alacsony tápanyagtartalmat jeleztek. Ezzel szemben a lápi talajvizsgálatok jelentős tápanyag-felhalmozódást mutattak ki a tőzeg fokozott mineralizációs folyamatának következményeként, valószínűleg aszály miatt. Általában a tőzeg hatalmas mennyiségű tápanyagot képes visszatartani, így megakadályozva, hogy a lápok eutróffá váljanak, ha víz alá kerül vagy telítődik. Ha az aerob folyamatok dominánssá válnak, az eutrofizációt nagymértékben segíti a tőzeg szervesanyagainak in situ mineralizációja. Az eutrofizáció a legjellegzetesebb, legértékesebb és sérülékeny euhidrofita vegetációtípusok pusztulásához, valamint zavarástűrő, eutróf növénytársulások kialakulásához járult hozzá.

Célkitűzés

Vizsgálataimban célul tűztem ki, hogy a BfNP Sásdi-rétek védett területén a vízvisszatartást segítő intézkedések növényzetre gyakorolt hatását bemutassam. Mindehhez

1. 3 lépréti állomány cönológiai és ökológiai karakterét vetettem össze a vízvisszatartást segítő műtárgyak 2015-ös megépítése előtti, illetve a megépítésüket követő időszakból vett cönológia minták alapján a következő szempontok szerint:
 - a. sokféleség változása (fajszám, faj-egyed diverzitás, finomléptékű fajsűrűség)
 - b. a láprétek cönológiai karakterének megváltozása
 - c. a láprétek növényi indikáción alapuló ökológiai változásai
 - d. a láprétek állományalkotó fajai minőségi és mennyiségi változásának nyomon követése az állati takarmányozás szempontjából.
2. mindezt a láprétek talajának műszeresen mért nedvességváltozásával vettem össze.

III. Anyag és módszer

A Sásdi-rétek, a Balaton-felvidéki Nemzeti Park mintegy 400 ha kiterjedésű védett területe, a Káli-medencében fekszik. A védetté nyilvánításban nagy szerepet játszottak a területén található üde és kékperjés lápréti állományok, melyek nagyszámú védett növényfajnak adnak otthont (pl. lisztes kankalin (*Primula farinosa* L., mocsári fehérmájvirág (*Parnassia palustris* L.). A terület 1984-től védett, egyben Natura2000 terület.

A hegylábi környezetben lévő rétről az 1980-as években a meliorációs csatornák építése vonta el a megfelelő mennyiségű vizet, így az élőhely azóta folyamatos szárazodásnak volt kitéve (Salamon-Albert és Morschhauser, 2003). A kiszáradással leginkább érintett területek az egykori üde láprétek állományfoltjai voltak. Ez a kedvezőtlen folyamat egészen 2015-ig tartott, amikor a védett terület jobb vízállapotának biztosítása céljából vízvisszatartó műtárgyak épültek. A vízkormányzás elsődleges célja a területre jutó csapadék és a hegylábi források vizének minél nagyobb arányú visszatartása volt. Ezzel párhuzamosan már korán felmerült az igény arra is, hogy a megváltozott vízellátottság növényzetre gyakorolt esetleges kedvező hatása kimutatásra kerüljön.

Diplomadolgozati munkám során a kiszáradással leginkább érintett üde és kékperjés láprétek állapotváltozásait követtem nyomon. Vizsgálatunkba ezek közül három élőhely-foltot vontunk be (A, C és M-foltok, 4. ábra). Mindhárom élőhelyfoltban cönológiai mintavételezést végeztünk a vízvisszatartó műtárgyak 2015-ös elkészítését követően (2017, 2018, 2021), míg a kiszáradási fázisról a 2006-ban azonos módszerekkel gyűjtött cönológiai adatok elemzése segít képet alkotni.

Cönológiai felvételezés

A mintavétel 200cm²-es mikrokvadrátokkal (1.kép) történt, melyekből 100 illetve 150 került kihelyezésre rétegzett random elrendezésben. 100-100 a kisebb élőhely-foltokból (C és M-foltok, 2-3.kép), míg 150-150 a nagy A-foltból (4.kép). A mikrokvadrátokból a gyökerező növényekről fajlisták és minden fajhoz borításértékek kerültek rögzítésre. A borítási értékek megállapítása során a növények kvadrátra eső hajtásrendszerének kiterjedését vetítettem a kvadrát teljes területére. Az így kapott relatív borítási érték a dominancia, melyet az egyes növényfajok tömegarányának egymáshoz való viszonyítására használtam.



1. kép A növényzeti mintavételhez alkalmazott mikrokvadrát (2021,Sásdi-rét)



2. kép C-élőhelyfolt (2021,Sásdi-rét)

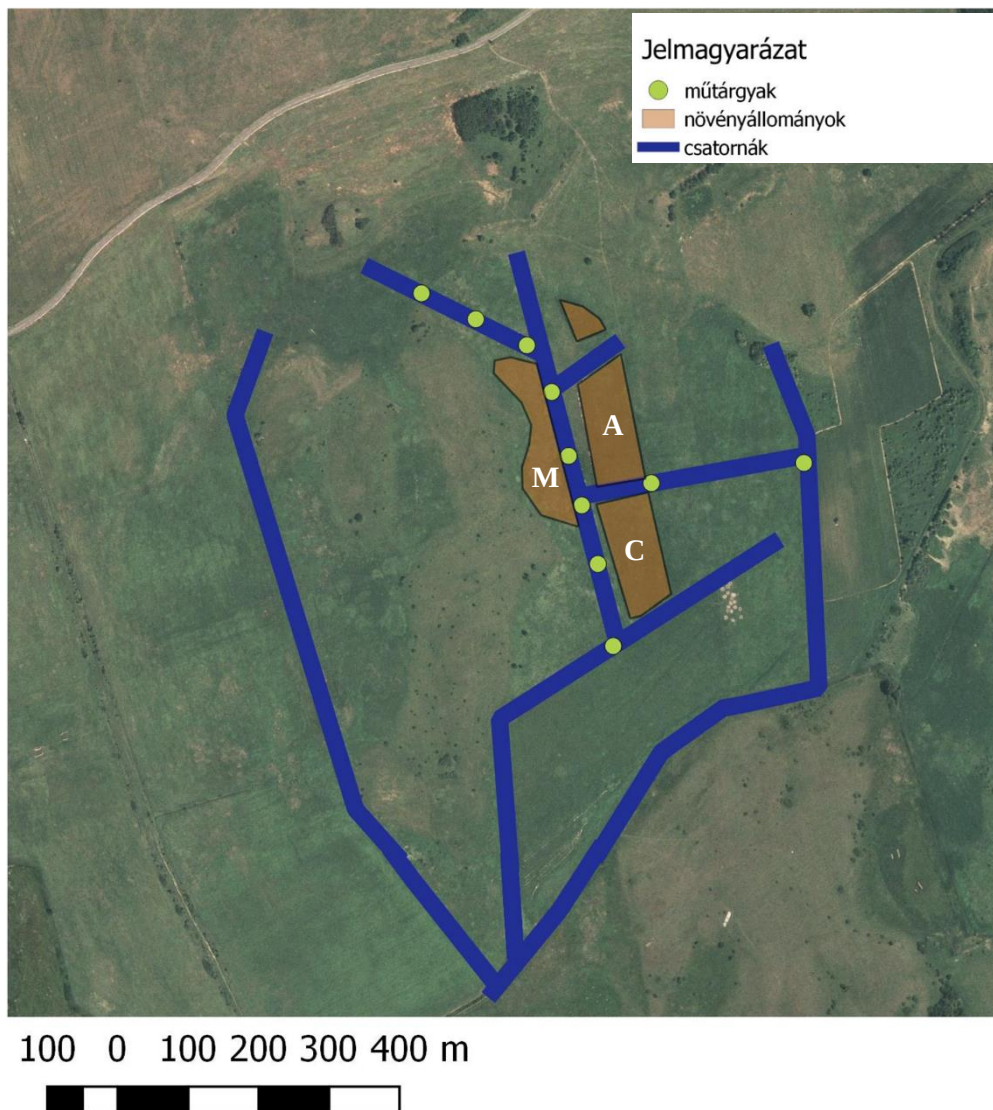


3. kép M-élőhelyfolt (2021,Sásdi-rét)



4. kép A-élőhelyfolt (2021,Sásdi-rét)

Sásdi-rétek védett területét övcsatornák határolják. A legmélyebb térszínen futó belső csatornákon készültek el 2015-ben a vízviszatarató műtárgyak (4-5.kép, zöld pontok). A középső, É-D-i gerinccsatorna a terület relatíve legmélyebb pontján fut, É-ről D-felé haladva fokozatosan mélyülve, középső szakasza szeli át a Sásdi-rétek legmélyebb területét. A vízügyi rekonstrukció 2015-ben fejeződött be ezen az élőhelyen. Hatására a láprét vízszintje szabályozható: aszályos években jelentősebb vízviszataratás, míg csapadékos években a víz fokozottabb elvezetése valósul meg azóta is (Vókó László ex. verbis).



4. ábra A vízvisszatartó műtárgyak és az élőhelyfoltok elhelyezkedése



5. kép Vízvisszatartó műtárgy az élőhelyen

Statisztikai vizsgálatok

Mindhárom vizsgált élőhely cönológiai karakterének alakulását is nyomon követtük a legfontosabb állományalkotó fajok, karakterfajok illetve a természetvédelmi szempontból jelentős fajok frekvencia- és átlagos abundancia-értékének számításával. Ez utóbbi értékek összehasonlítását a két időszakból származó adatokon szintén a Mann-Whitney U-próbával teszteltem. Valamennyi statisztikai számításhoz a Past 3.22 programcsomagot (Hammer et al., 2001), míg az adatok rendezéséhez a MS Excel 2013 programot használtam.

A vizsgált láprét-állományok (A, C, M) eltérő vízutánpótlást kapnak tavasszal és nyáron a felszín alatt szivárgó vizeknek megfelelően. Az A és M élőhelyfoltok egyforma relatív térbeli helyzetben fekszenek a gerinccsatornát kísérő legmélyebb térszínen, míg a C ezektől délebbre egy keresztcsatornával leválasztva helyezkedik el.

A térfogati nedvességtartalmat (VWC%) a talaj felső 12 cm rétegében TDR-300-as műszerrel mértem (6. kép). Ehhez áprilisban és júniusban, foltonként 50 random leszúrásból kapott átlagmintát vettem. A százalékban kifejezett térfogati nedvességtartalom értékét ábrázoltam grafikusán (átlag és SE). Az átlagok közötti különbségeket a variációs koefficiens százalékos értékével fejeztem ki.

A mikrovadrátokkal gyűjtött növényzeti mintából számoltam a fajgazdagságot, a faj-egyed diverzitást valamint a kisléptékű fajgazdagságot s a biomassa kis léptékű alakulását is. E két utóbbi számadat kezelés előtti és utáni értékeit Mann-Whitney U-próbával hasonlítottam össze.

Az A, M, és C-vegetációfoltok ökológiai karakterének változását is vizsgáltam. Ehhez a mikrocönológiai növényzeti minták alapján a Borhidi-féle relatív vízmutató (WB), illetve relatív nitrogénmutató (WN) eloszlása is meghatározásra került (Borhidi, 1993).



6. kép Talajnedvesség-mérés (Fotó:Csete Sándor)

IV. Eredmények és értékelésük

Talajnedvesség

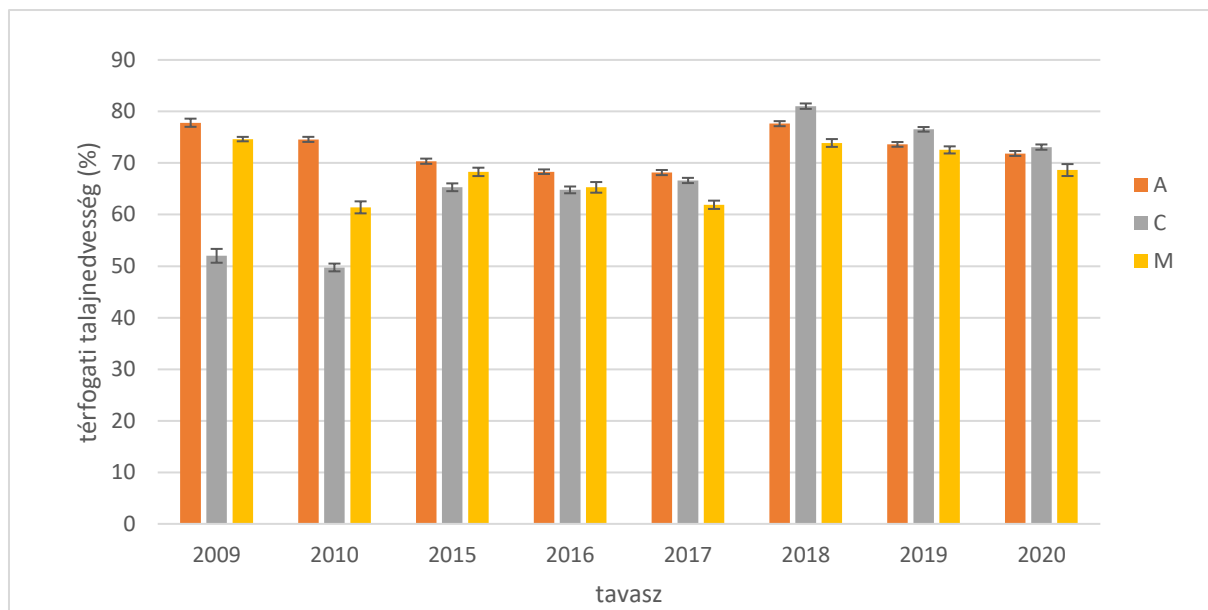
A vizes rekonstrukció előtti években (2006, 2009, 2010) markáns különbségek mutatkoztak mind az egyes lápréti állományok talajnedvességében, mind a tavaszi és a nyári értékek között az egyes állományokon belül.

A rekonstrukció előtti tavaszi időszakban a terület lokális mélypontjába eső A és M foltok voltak a legnedvesebbek, mely mindkét foltban meghaladta a 60%-ot. Az azoktól legtávolabbi C folt volt a szárazabb, nedvességtartalma alig érte el az 50%-ot. (4.ábra).

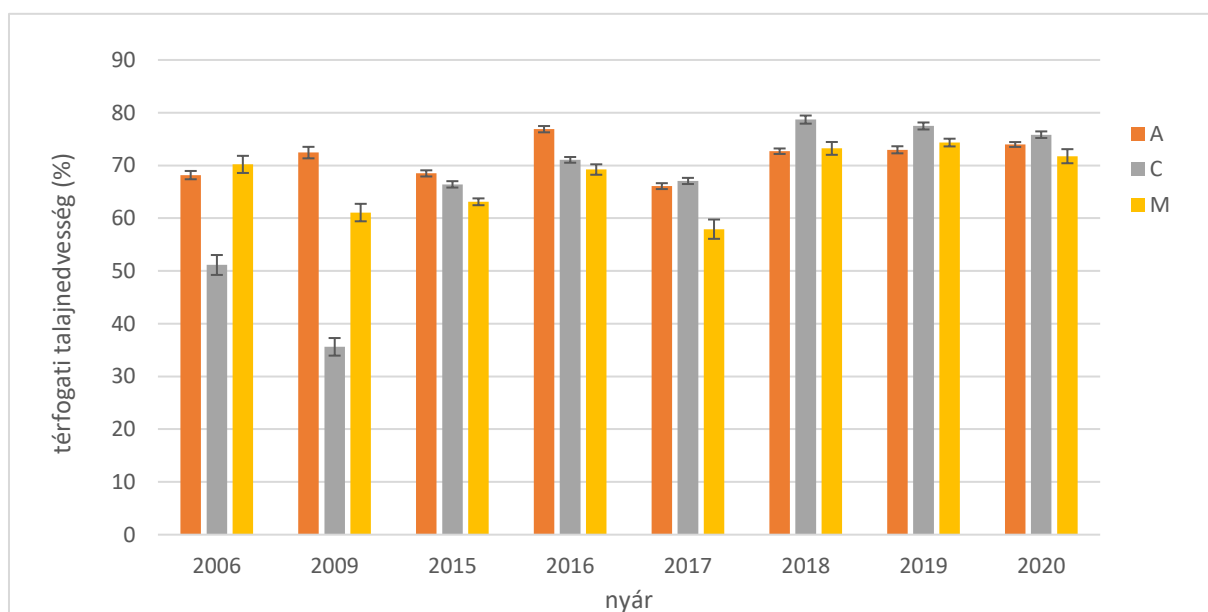
A rekonstrukció előtt nyári időszakban csak a hegylábi forrásokhoz legközelebb eső láprétfoltok maradtak üdék (VWC >60 %), míg a C-folt alig érte el a mezofil gyepekre jellemző, kb. 35%-os nedvességi értéket (5.ábra). Az M és a C foltok vízállapota látványosan követte az évjáratok hatását is. Az egyes élőhelyfoltok között tavasszal 15-17 %-os (6.ábra), míg nyáron 15-30 %-os volt a variációs koefficiens mértéke (7.ábra).

A rekonstrukciót követő években az egyes élőhelyfoltok között már csak minimális nedvességkülönbséget tapasztaltunk tavasszal (4-6 %), de nyáron sem volt magas ez az érték (2-10 %), függetlenül az állományfoltok pozíciójától (6. és 7. ábra).

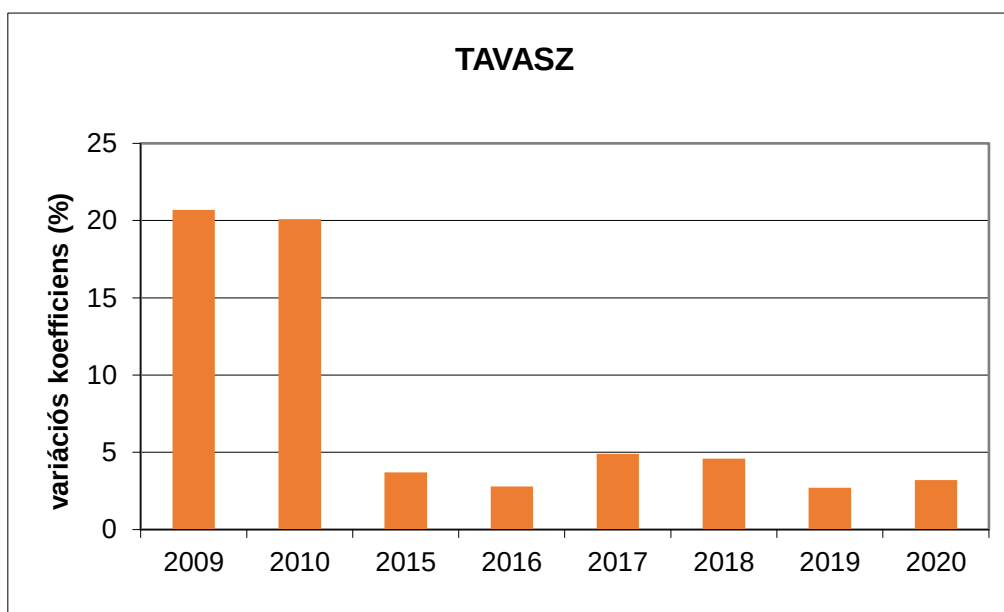
A tavaszi-nyári kiszáradási folyamat sem nyilvánult meg számottevően 2015 után, függetlenül az évjáratától. Valamennyi vizsgált 2015-öt követő évben a tavaszi és a nyári nedvességállapot is az üde láprétektől elvárható magas, 60 illetve 70 %-os nedvességtelítettségű érték felett alakult.



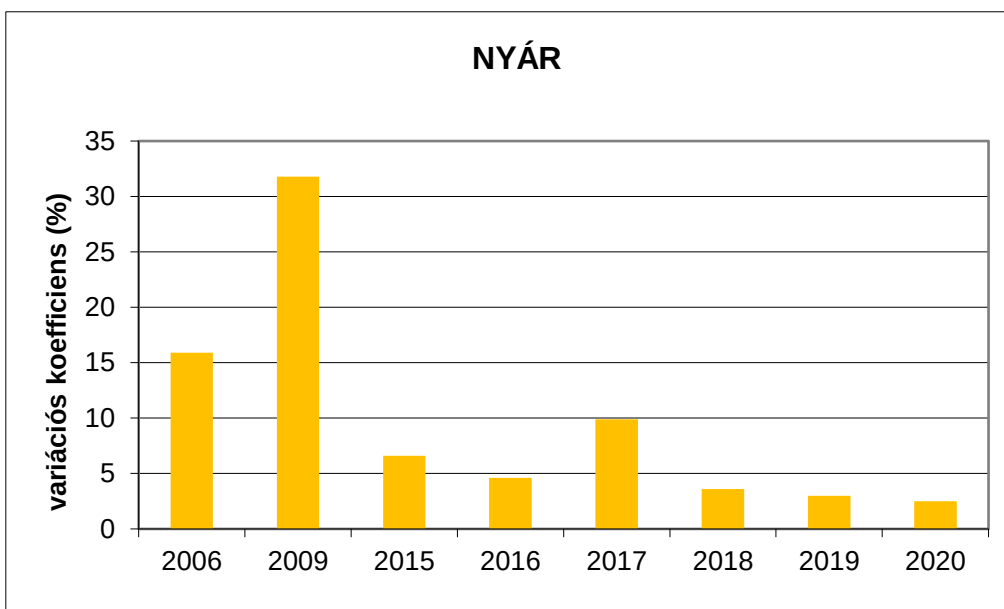
4. ábra A talajnedvesség élőhelyfoltokként tavaszi időszakban (átlag és SE)



5. ábra A talajnedvesség élőhelyfoltokként nyári időszakban (átlag és SE)



6. ábra A variációs koefficiens értéke tavaszi időszakban



7. ábra A variációs koefficiens értéke a nyári időszakban

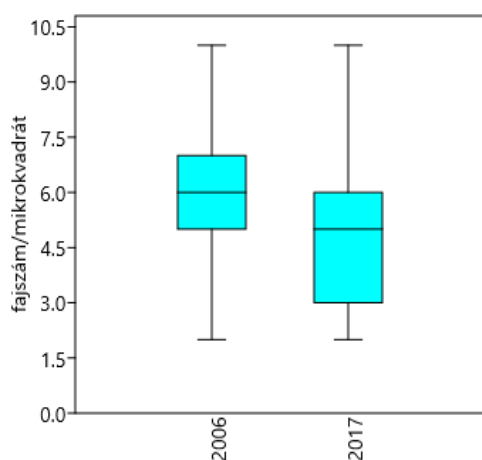
Állományszintű fajszám és diverzitás

4. táblázat A vizsgált cönológiai minták néhány diverzitás-mutatója: fajszám, Shannon-diverzitás és Egyenletesség (Evenness).

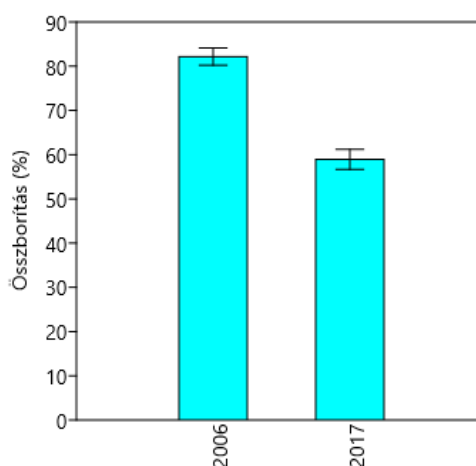
	A2006	A2017	C2006	C2018	M2006	M2021
Fajszám	31	31	34	39	27	37
Shannon_H	2,41	2,03	1,9	2,38	1,56	1,99
Evenness_e^H/S	0,36	0,245	0,20	0,28	0,18	0,20

A 4. táblázatról leolvasható, hogy a fajszámok a C és M-foltokban emelkedtek, kivéve az A-foltot, ahol nem történt változás. A Shannon-diverzitás mutatója hasonlóan reagált, kivéve, hogy a növekedés általában nem volt olyan nagy, mint a fajszámok változásai. Minden valószínűség szerint a Shannon-diverzitásmutató azért nőtt csak kisebb arányban, mint a fajszám, mert az újonnan megjelenő fajok nagy része alacsony egyedszámmal jelen lévő, ritka faj lehetett. Az A-foltban pedig a diverzitás még csökkent is. Az Egyenletesség (Evenness) azt fejezi ki, hogy a borításértékek milyen arányban oszlanak meg az egyes fajok között. Adott fajszámú közösségben annál nagyobb a diverzitás, minél egyenletesebben oszlanak el az egyedszámok, borítási értékek a fajok között. Az Egyenletesség a C és az M foltban nőtt, jelezvén, hogy az addig uralkodó növényfaj(ok) mellett egyre több faj egyre nagyobb borítást ért el. Összeségében pedig növelve ezáltal az élőhely diverzitását. Ezzel szemben az A foltban ez az érték csökkent, jelezvén, hogy a dominancia-struktúra kissé kedvezőtlen irányba torzult el.

Mikrokvadrátszintű sokféleség (fajsűrűség) és összes borítás



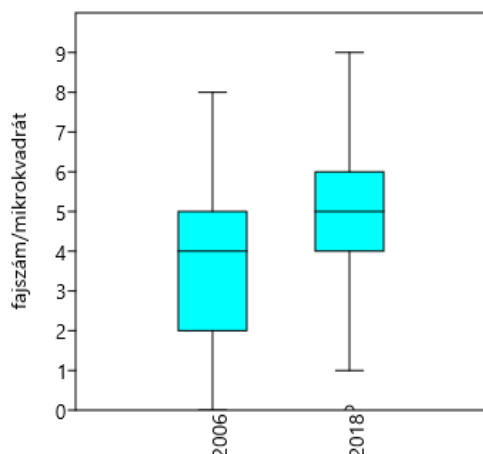
8. ábra A mikrokvadrátonkénti fajszám az A-foltban



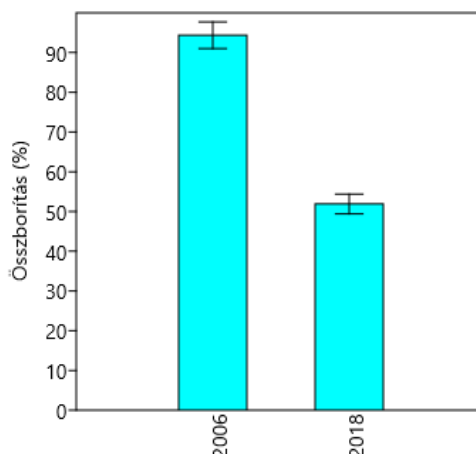
9. ábra A fajok összes borítása az A-foltban

Az ebben a fejezetben bemutatott valamennyi ábrán megmutatkozó különbség szignifikáns különbség $p < 0,05$ szinten.

A vizsgált cönológiai tulajdonságok közül a fajsűrűség az A-élőhelyfolton szignifikánsan kisebbnek bizonyult a rekonstrukciót követő mintavételezési időszakban. A 8. ábra alapján 2006-ban az összes fajszám mikrokvadrátonként átlagosan 6-nak bizonyult, de a mikrokvadrátok ötven százalékában is 5 és 7 faj közé estek. Ezzel szemben 2017-ben a középérték 5-nek bizonyult, és az interkvartilis tartomány alsó és felső értéke is csökkent, 3 és 6 volt. A minimum és a maximum értékek nem különböztek a vizsgált két időszak között. A fajok összborítását mutatja a 9. ábra, melyről szintén leolvasható a csökkenés. A fajok által borított terület a mikrokvadráton belül 2006-ban 80% fölé esett, míg 2017-ben alig érte el a 60%-ot. Mindez az üde láprét szövedékének felnyílására, a növényzetben megjelenő lékek számának és arányának növekedésére utal. Ugyanakkor csökkent az egy kvadrátnyi területen (200 cm^2) megélni tudó fajok átlagos száma is.

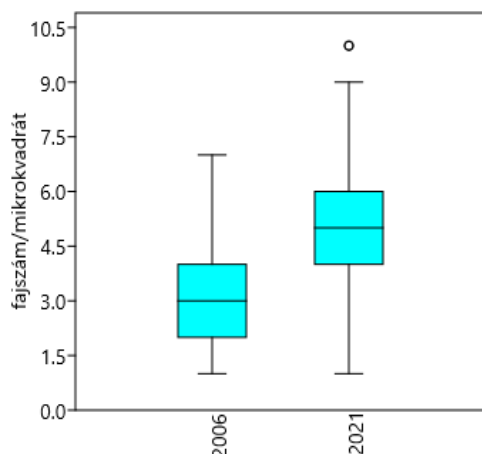


10. ábra A mikrokvadrátonkénti fajszám a C-foltban

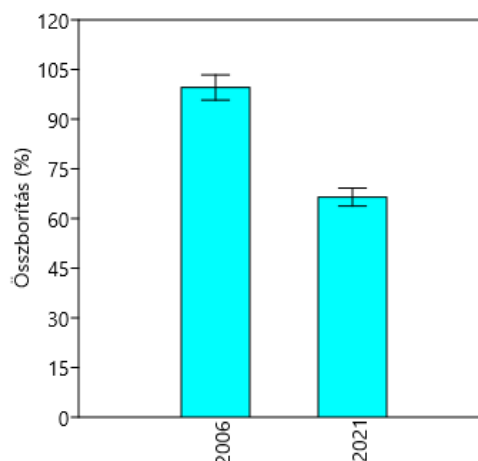


11. ábra A fajok összborítása a C-foltban

A 10. ábra alapján 2006-ban az össz fajszám mikrokvadrátonként átlagosan 4 volt, és az adatok ötven százalékában is 2 és 5 faj közé esett. Ezzel szemben 2018-ban az átlagos mikrokvadrátonkénti fajsűrűség 5-nek bizonyult, és a mikrokvadrátok felének adatai is 4 és 6 közé estek. Szintén növekedtek a minimum és maximum értékek is. Míg 2006-ban előfordultak olyan kvadrátok is, amelyekben egyáltalán nem nőtt semmi, addig 2018-ban ilyen egy sem fordult elő, a legkisebb fajszámú kvadrátban is legalább 1 faj előkerült. Ez egy pozitív változás, ami a C-folt élőhelyének nem csak állományszintű, hanem finomléptékű sokféleség-növekedését is mutatja. A fajok összborításának csökkenését mutatja a 11. ábra. Amíg a növényfajok által borított terület a mikrokvadráton belül 2006-ban 90% fölé esett, addig 2017-ben szinte megfeleződött ez az érték (50%). Mindez a sűrű, zárt növényzet felnyílását, a lékesedés beindulását mutatja.



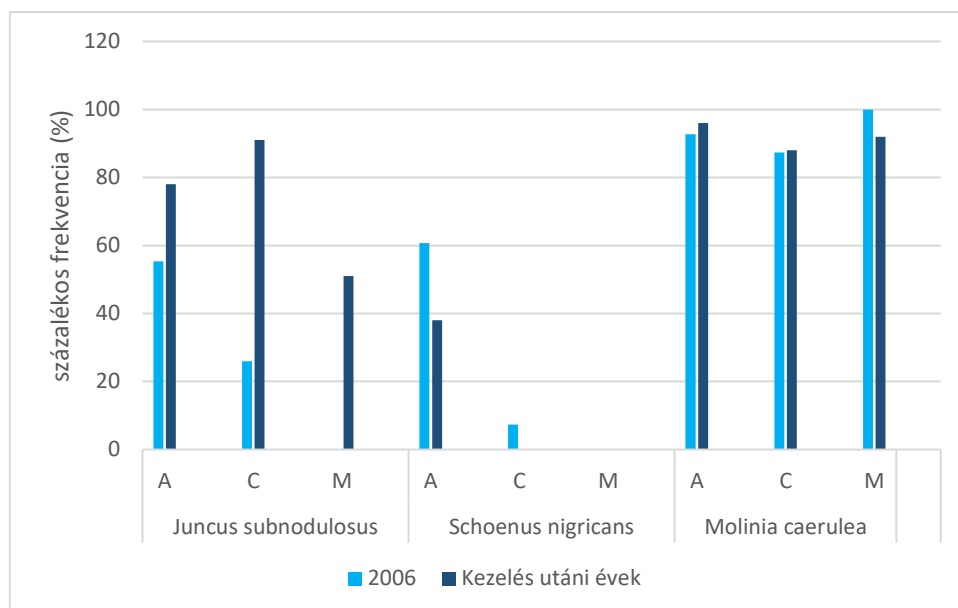
12. ábra A mikrokvadrátonkénti fajszám az M-foltban



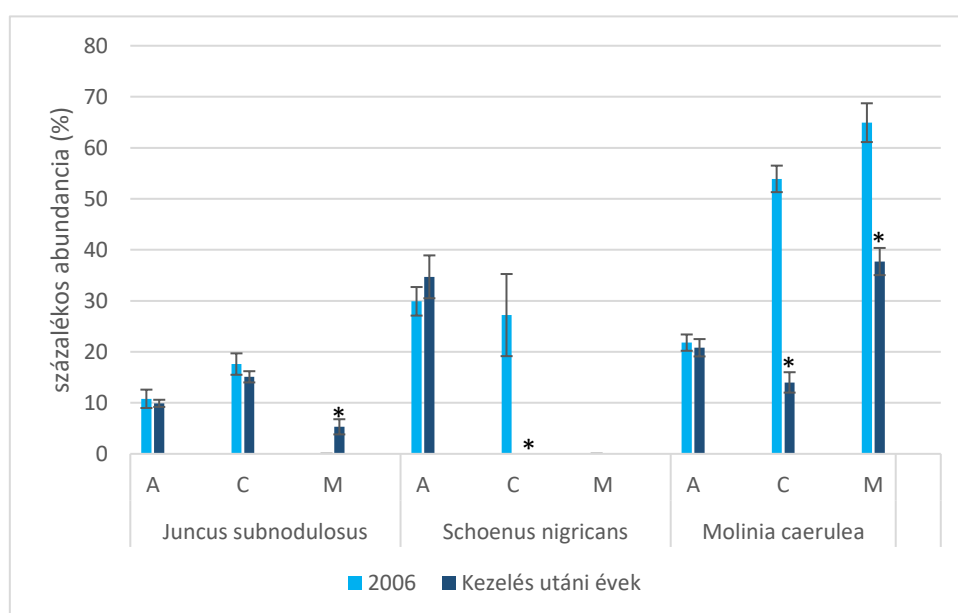
13. ábra A fajok összborítása az M-foltban

Az M-élőhelyfolton is szignifikáns különbséget találtam az össz fajszámot tekintve a rekonstrukciót követő mintavételezési időszakban. Az ábráról leolvasható, hogy 2006-ban az össz fajszám mikrokvadrátonként átlagosan 3-nak bizonyult, és minden második kvadrátnak 2 és 4 faj közé esett a fajsűrűség-értéke. Ezzel szemben 2021-ben az átlagérték már 5 volt, és a kvadrátok felének fajszám-adata is 4 és 6 közé esett. Az egy kvadrátban található maximum fajszám is növekedést mutatott. Fajszám tekintetében egy igen erős növekedést láthatunk tehát, mivel az eddigi fajszegény, kiszáradást mutató élőhelyfolton a vízvisszatartás következtében az addig hiányzó üde lápréti fajok megjelentek, megnövelve ezáltal nemcsak az élőhely-folt össz fajszámát, hanem az egységnyi térrészben együtt élni képes fajok számát is. A fajok kvadrátonkénti összborítását mutatja a 13. ábra, melyen az értékek szignifikáns csökkenését látjuk. A fajok által elfoglalt terület a mikrokvadráton belül 2006-ban 90% fölé esett, míg 2017-ben 60% körül alakult. Mindez a másik két vizsgált élőhelyhez hasonlóan a terület növényzetének felnyílására utal.

Cönológiai karakter és természetvédelmi érték



14.ábra Az állományalkotó fajok százalékos frekvenciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből



15.ábra Az állományalkotó fajok százalékos abundanciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből (átlag és SE; *jelöli a szignifikáns különbséget)

Az állományalkotó fajok esetében két ábra került elkészítésre, egy frekvencia (lásd pl.: 14. ábra) illetve egy abundancia (lásd pl.: 15. ábra). A két ábra teljesen más értékeket mutat, látványosabb a különbség frekvencia ábrán. Ez az ábra az adott faj mintasokaságban való megjelenést, végső soron a vizsgált élőhelyfoltban való elterjedtségét mutatja. Ezzel szemben az abundancia-ábrán az adott faj tömegességének változást mutatjuk be úgy, hogy csak azokat a kvadrátokat vesszük figyelembe, amelyekben a faj előfordult. Ez esetben a faj lokális fontosságát tárja elénk az ábra. Míg a frekvenciaadatokban általában nagyobb mértékű a változás a vízviszatartást követően megváltozott új helyzetben, addig az abundancia változásai statisztikailag annyira nem érzékelhetőek, részben azzal magyarázhatóan, hogy a tömegességi gyarapodáshoz több időnek kell eltelnie.

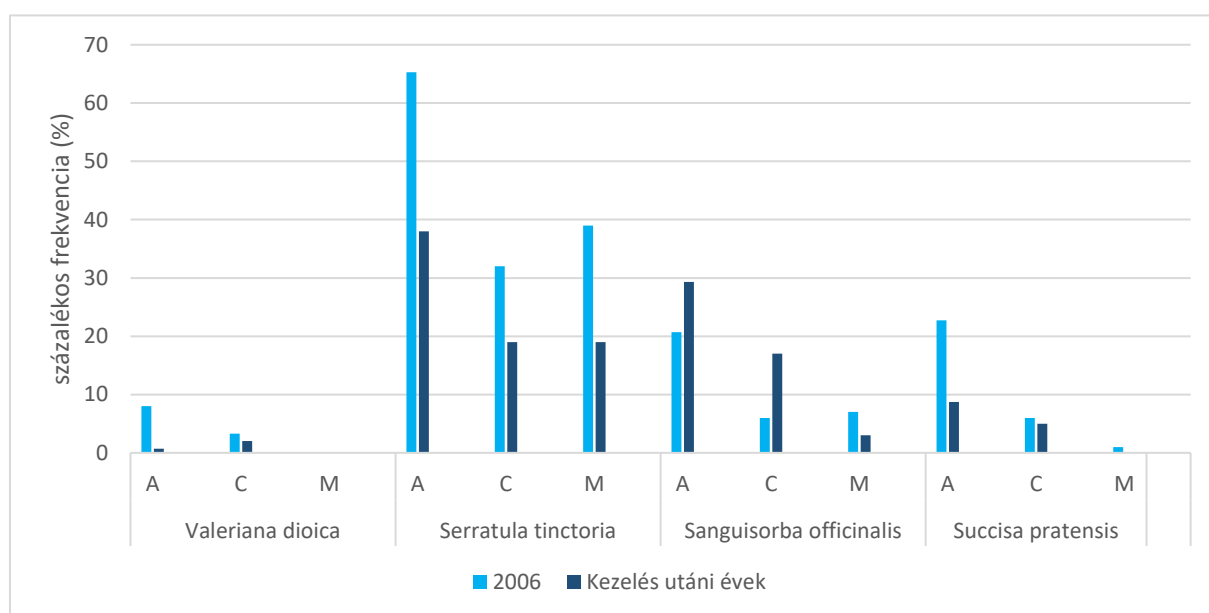
Az üde láprét és a kiszáradó láprét állományalkotó fajai pontosan mutatják az egymás komplementerének viselkedését. A *Juncus subnodulosus* frekvenciája valamennyi vizsgált állományban jelentősen megváltozott. Az A-foltban 55%-ról 78%-ra emelkedett, míg a C-foltban 26%-ról 91%-ra, az M-foltban pedig új fajként megjelenve (!) 50%-os gyakorisággal került felmérésre a 2021-ben felvett mikrokvadrátokban (14. ábra). A nagy szittyó frekvenciájának növekedése egy gyors és az élőhelyfoltok vízállapotban bekövetkező kedvező irányú változásokkal teljesen összhangban lévő változás. Bár abundanciája az A és a C foltokban lényegében nem változik, az M foltban megjelenésével párhuzamosan egyből meghatározó, 5% feletti abundanciára tesz szert (15. ábra). Mindez a frekvenciaértékének 0-ról 50%-ra való emelkedése mellett az M-folt addigi kékperjés lápréti karakterének gyökeres megváltozását, az üde lápréti cönológiai jelleg erősödését hozta magával.

A *Schoenus nigricans* esetében a várakozásainkkal szemben a vízviszatartás nem okozott növekedést. Az A-foltban a frekvenciája 60%-ról 38%-ra csökkent, a C-foltban eltűnt, míg az M-foltban nem is került bele egyetlen mintavételi kvadrátunkba sem. (14. ábra). Hasonlóan alakult az abundanciája azokban a kvadrátokban, ahonnan előkerült a faj: vagy nem változott a lokális tömegessége, mint az A-foltban, vagy szignifikánsan csökkent, mint a C-foltban, ahol abundanciája 27%-ról 0%-ra csökkent, vagyis a faj gyakorlatilag eltűnt a foltból (15. ábra).

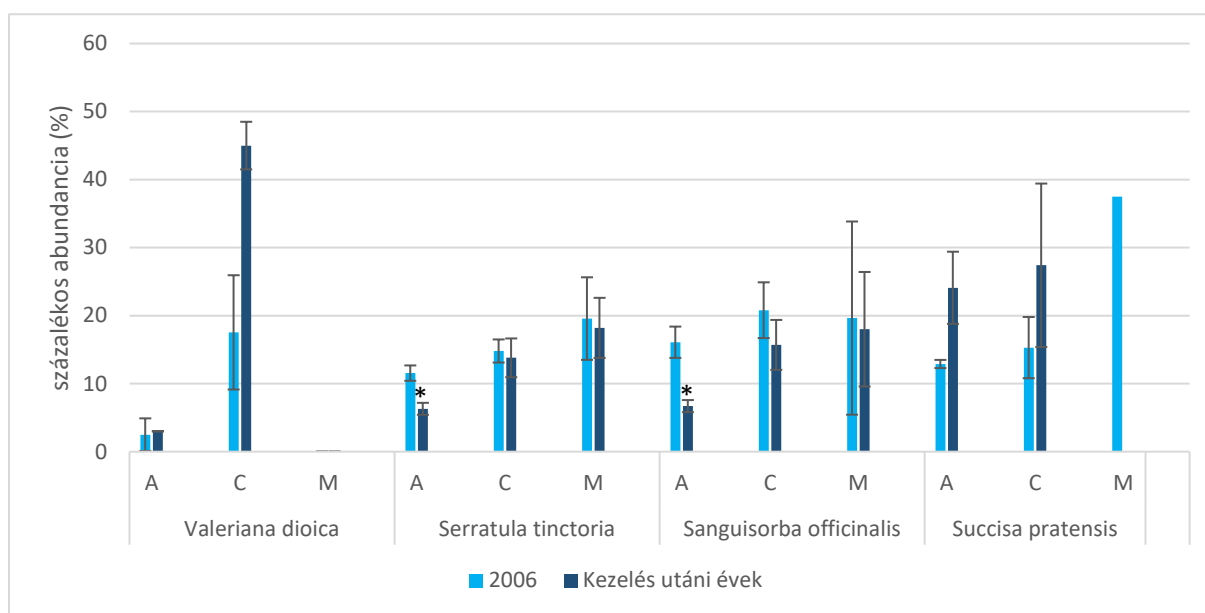
A kiszáradó vagy más néven kékperjés láprétek állományalkotó növényfaja, a *Molinia caerulea* frekvenciája mindhárom foltban alig változott, a vízkorlátozás előtt és után is 90-100% közötti értéket mutatott (14. ábra). Drasztikusan megváltozott ugyanakkor a faj lokális fontossága a három közül két élőhelyfoltban, itt mindkét esetben szignifikáns csökkenést találtam. A C-foltban 53%-ról 14%-ra esett vissza, míg az M-foltban 65%-ról lecsökkent 37%-ra (15. ábra). Ez várakozásainknak megfelelő, kedvező irányú változás, jelezvén azt, hogy a *Molinia caerulea*

helyét a C- és az M-foltban részben üde lápréti elemek, mint például a *Juncus subnodulosus* foglalhatta el. Az A-foltban ugyanakkor, ahol a vízviasszatartás előtt is relatíve alacsony, 20% körüli értéket mutatott a faj abundanciája, a kékperje tömegessége lényegében nem változott.

Az eddigiek alapján elmondhatjuk, hogy az állományalkotó fajok tekintetében az A-foltban egyik faj abundanciája estében sem történt nagymértékű változás. A *Schoenus nigricans* meglepően viselkedett, mivel azt vártam, hogy megjelenése és dominanciája is a víz hatására megemelkedik, ennek ellenére mindkét fenti ábra a csökkenését mutatja. A *Juncus subnodulosus* a megváltozott vízállapotra gyorsan reagált, minden foltban jelentősen megnövekedtek a tömegességi értékei.



16. A karakterfajok százalékos frekvenciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből



17. A karakterfajok százalékos abundanciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből (átlag és SE;*jelöli a szignifikáns különbséget)

A kétlaki macskagyökér (*Valeriana dioica*) az üde láprétek karakterfaja, a festő zsoltina (*Serratula tinctoria*), az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*) és a réti ördögharaptafű (*Succisa pratensis*) pedig a kékperjés, más néven kiszáradó láprétek karakterfaja.

A karakterfajok esetében is szintén két ábra került elkészítésre, egy frekvencia- (16. ábra) illetve egy abundancia-ábra (17. ábra). A különbség a frekvencia-ábrán sokkalta szembetűnőbb. Az abundancia ábrán a változások statisztikailag annyira nem érzékelhetőek, részben azzal magyarázhatóan, hogy a tömegességi gyarapodáshoz több időnek kell eltelnie.

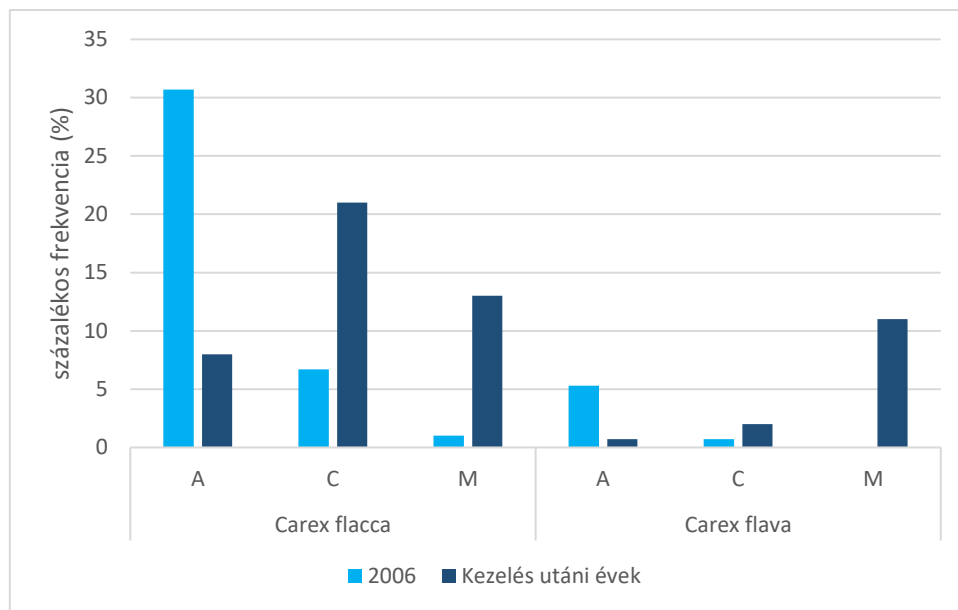
A *Valeriana dioica* esetében a frekvenciaadatok igen alacsonyak voltak mindegyik vizsgált állományban 2006-ban, és csökkenést is mutattak az értékek (16. ábra). Az üde láprét karakterfajaként azt vártuk, hogy a kezelés hatására megemelkedik a frekvenciája az élőhelyfoltokban, de legalább azokban a mikroélőhelyekben nő majd az abundanciája, ahol egyébként is előfordult. Sem ez, sem az nem következett be. Az abundanciája ugyan látszólag nőtt, de ez a nagy szórás és alacsony mintaelemszám miatt nem volt statisztikailag igazolható. (17. ábra).

A *Serratula tinctoria* frekvenciája mindhárom élőhelyfoltban drasztikusan lecsökkent. Az A-foltban a 65%-ról közel a felére, 38%-ra csökkent, a C-foltban 32%-ról 19%-ra, míg az M-foltban 39%-ról szintén 19%-ra redukálódtak az értékek (16. ábra). Szignifikáns különbséget

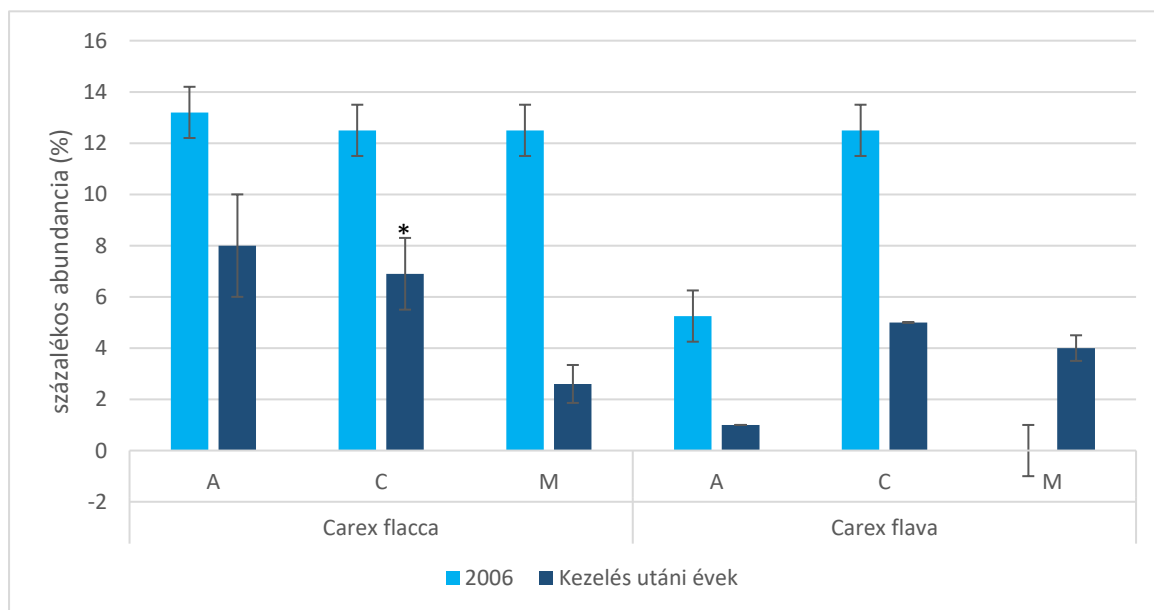
találtam az A-foltbeli abundanciája esetében (17.ábra), ahol egy a tömegességben is mérhető csökkenést mutatott 12%-ról 6%-ra.

A *Sanguisorba officinalis* a várt csökkenés helyett ellentétes viselkedést produkált, a vizsgált A- és C-foltokban megnőtt a frekvenciája. Az A-foltban 20%-ról megemelkedett 30%-ra, a C-foltban 6%-ról 17%-ra növekedett. Az M-foltban a várt csökkenést mutatta, 7%-ról 3%-ra (16. ábra). Az A-folt esetében a faj abundanciájában szignifikáns különbséget találtam (17. ábra). Habár a faj frekvenciája megnövekedett, az abundanciája itt csökkenést mutat (16%-ról 7%-ra). Ez azt jelent, hogy hiába növekedett meg a felvételezés során mikrokvadrátonként a száma, ahol felmérésre került, ott a kezelés után kisebb tömegességgel fordult elő.

A 16. ábráról jól leolvasható, hogy a *Succisa pratensis* frekvenciája élőhelyenként más-más változást mutat. Az A-foltban 22%-ról 8%-ra esett vissza, a C-foltban nem változott, míg az M-foltban eltűnt. A növényfaj abundanciája a 17. ábrán az A- és C-foltban látszólag megemelkedett ugyan, az A-foltban 12%-ról 24%-ra, a C-foltban pedig 15%-ról 27%-ra, de egyik növekedés sem bizonyult szignifikánsnak a nagy szórásértékek miatt. Tehát abundanciája e fajnak lényegében nem változott.



18. ábra A sások százalékos frekvenciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből

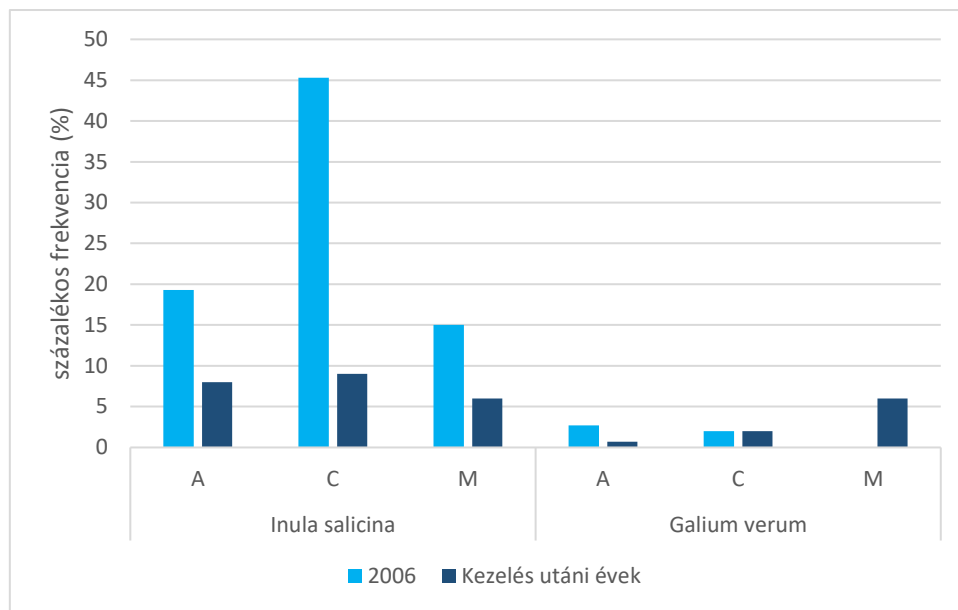


19. ábra A sások százalékos abundanciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből (átlag és SE;*jelöli a szignifikáns különbséget)

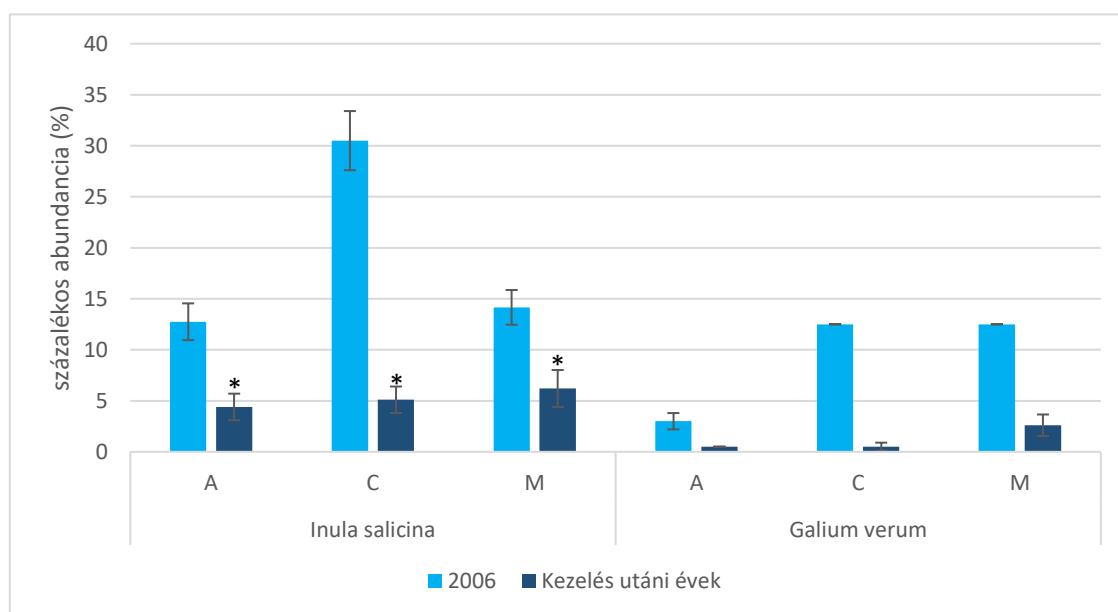
A felvételezett két sás faj, a deres sás (*Carex flacca*) és a sárga sás (*Carex flava*) egymás ökológiai vikariánsai. Míg a *Carex flacca* a kiszáradó láprétben, a *Carex flava* az üde láprétben található meg élőhelyi preferenciája súlypontját tekintve.

A *Carex flacca* minden élőhelyen másként viselkedik, frekvenciája az A-foltban drasztikusan lecsökkent 30%-ról 8%-ra, a C-foltban 7%-ról megemelkedett 21%-ra, míg az M-foltban 1%-ról 13%-ra emelkedett (18. ábra). A *Carex flava* frekvenciája a 18. ábra alapján az A-foltban 5%-ról lecsökkent 1%-ra, a C-foltban egy kissé megemelkedett, míg az M-foltban újonnan jelent meg, és 11%-os gyakoriságot mutatott.

Az abundancia mindkét faj esetében csökkent. A *Carex flacca* az A és C-foltban ugyanolyan mértékben csökkent, azonban a C-foltban kimutatható volt szignifikáns különbség is (12%-ról 8%-ra). Az M-foltban 12%-ról 3%-ra csökkent (19. ábra). Ami jól megfelel a várakozásainknak, hiszen eltűnése alkalmasint az élőhely üdébbé válását is jelentheti. A *Carex flava* abundanciája lényegében nem változott. Bár látszólag kisebb csökkenést mutatott, az A-foltban (5%-ról 1%-ra), és a C-foltban is (12%-ról 5%-ra), de egyik változás sem bizonyult szignifikánsnak, így lényegében változatlannak kell tekintenünk. Ahogyan az M-foltban megjelenő, 4%-os tömegesség-növekedés sem éri el a szignifikáns változás mértékét. (19. ábra).



20. A kiszáradást jelző fajok százalékos frekvenciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből



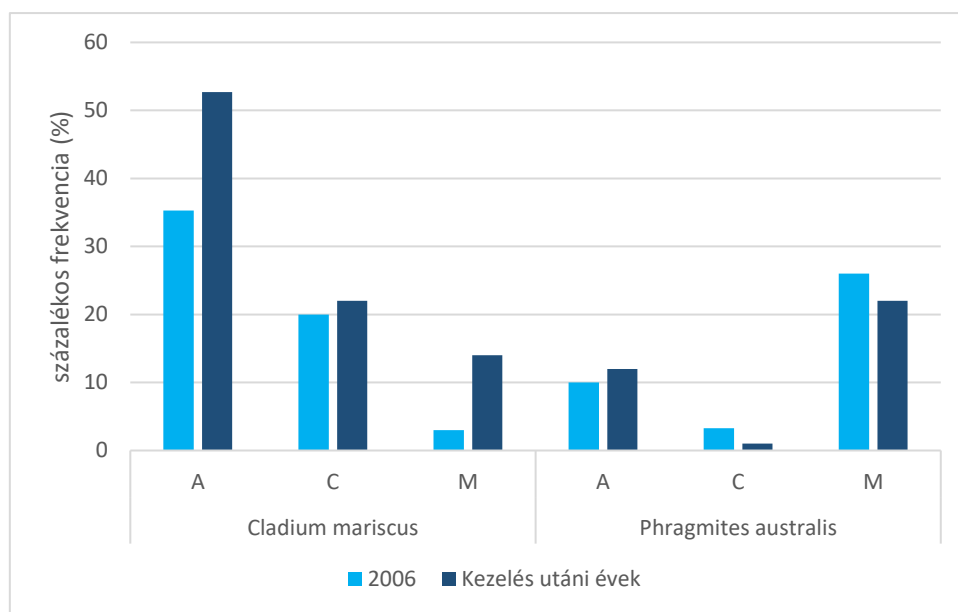
21. A kiszáradást jelző fajok százalékos abundanciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozás előtti és utáni évből (átlag és SE;*jelöli a szignifikáns különbséget)

Felvételezésre került két faj, mely jelenlétével, tömegességével az üde lápréti élőhelyek kiszáradását jelzi: a fűzlevelű peremizs (*Inula salicina*) és a tejoltó galaj (*Galium verum*).

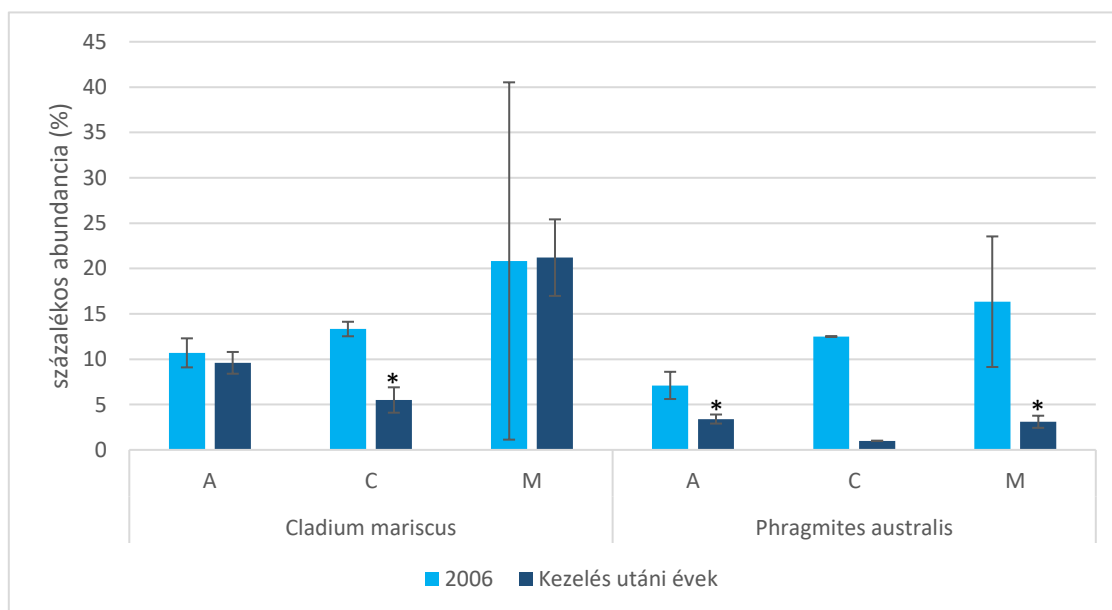
Az *Inula salicina* frekvenciája mindhárom élőhelyfoltban drasztikus visszaesést mutatott (20. ábra). Az A-foltban 19%-ról 8%-ra, a C-foltban 45%-ról 9%-ra, az M-foltban 15%-ról 6%-ra. Ez mindenképp pozitív visszajelzés arról, hogy az élőhely vizezesebbé válik a vízvisszatartás következtében, és ezt a faj terepi gyakoriságának a csökkenése is jól reprezentálja.

Az abundancia-értékek az *Inula salicina* esetében a 21. ábráról leolvasható módon szignifikáns csökkenést mutattak. Az A-foltban 12%-ról 4%-ra, a C-foltban 30%-ról 5%-ra, míg az M-foltban 14%-ról 6%-ra esett vissza e faj lokális tömegessége.

A *Galium verum* frekvenciája esetében az A-foltban kismértékű volt a csökkenés, a C-foltban nem történt változás, míg az M-foltban egy kis emelkedés volt tapasztalható (20. ábra). Az abundancia értékeire szintúgy jellemző volt az általános csökkenő tendencia, ugyanakkor egyik élőhelyen sem érte el annak mértéke a statisztikailag igazolható szintet. (21. ábra). Ennek hátterében a kevés előfordulás állhat.



22. A természetvédelmi szempontból fontos fajok százalékos frekvenciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozások előtti és utáni évben

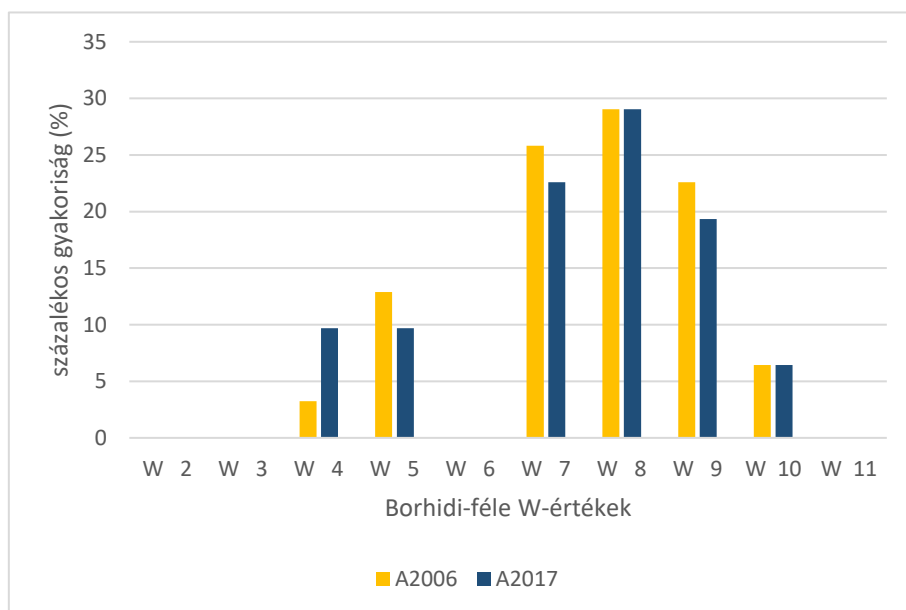


23. A természetvédelmi szempontból fontos fajok százalékos abundanciája az élőhelyfoltokban a vízkorlátozások előtti és utáni évben (átlag és SE; *jelöli a szignifikáns különbséget)

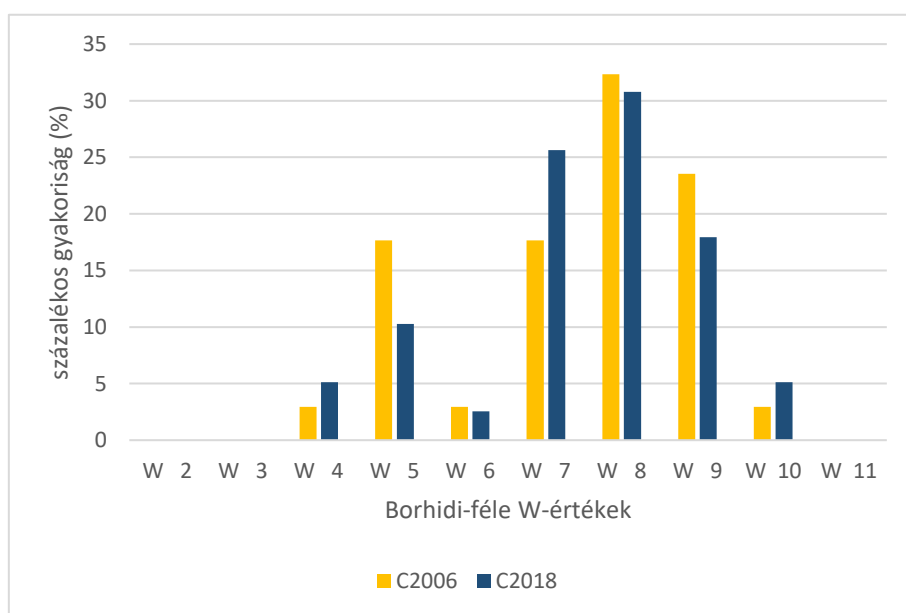
Felmérésre került két természetvédelmi szempontból aggályos faj, az éles télisás (*Cladium mariscus*) és a közönséges nád (*Phragmites australis*). Mindkettő előretörése kísérője lehet a vizes élőhelyek restaurációjának. Az „elnádasodás” és az „eltélisásodás” egyaránt kedvezőtlen irányba terelheti láprétek vízállapotának javítását.

A *Cladium mariscus* frekvenciája minden foltban több-kevesebb emelkedést mutatott (22. ábra). Az A-foltban szinte a duplájára nőtt, 35%-ról 52%-ra. A C-foltban nem volt számottevő változás, míg az M-foltban 3%-ról 14%-ra nőtt a gyakorisága. Az abundancia értékek egy láprétfoltban, a C-foltban mutattak szignifikáns különbséget (23. ábra), ahol a 13%-ról 5%-ra csökkent a tömegessége. Az A- és M-foltban e tekintetben nem történt változás.

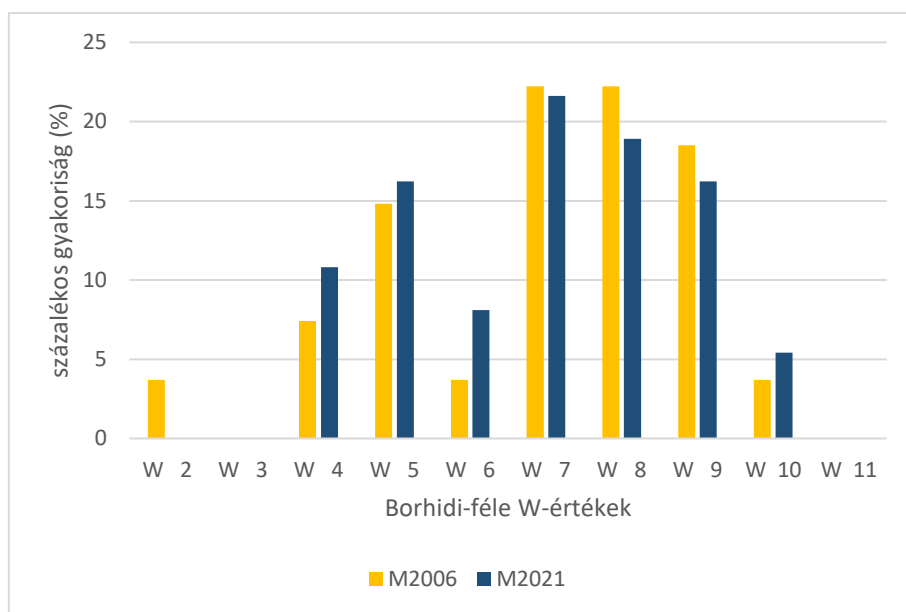
A *Phragmites australis* frekvenciája a 22. ábra alapján egyik élőhelyfoltban sem változik markánsan, kis mértékben általában csökken. Az abundancia értékei viszont minden foltban számottevő csökkenést mutatnak (23. ábra). Az A-foltban szignifikáns csökkenést mutatott 7%-ról 4%-ra, a C-foltban szinte el is tűnik, míg az M-foltban szintén szignifikánsan csökkent 16%-ról 3%-ra.



24. ábra A Borhidi-féle relatív vízmutató (WB) eloszlása a vizsgált A-folt növényzeti mintája alapján (fajkészlet alapú számítás)



25. ábra A Borhidi-féle relatív vízmutató (WB) eloszlása a vizsgált C-folt növényzeti mintája alapján (fajkészlet alapú számítás)

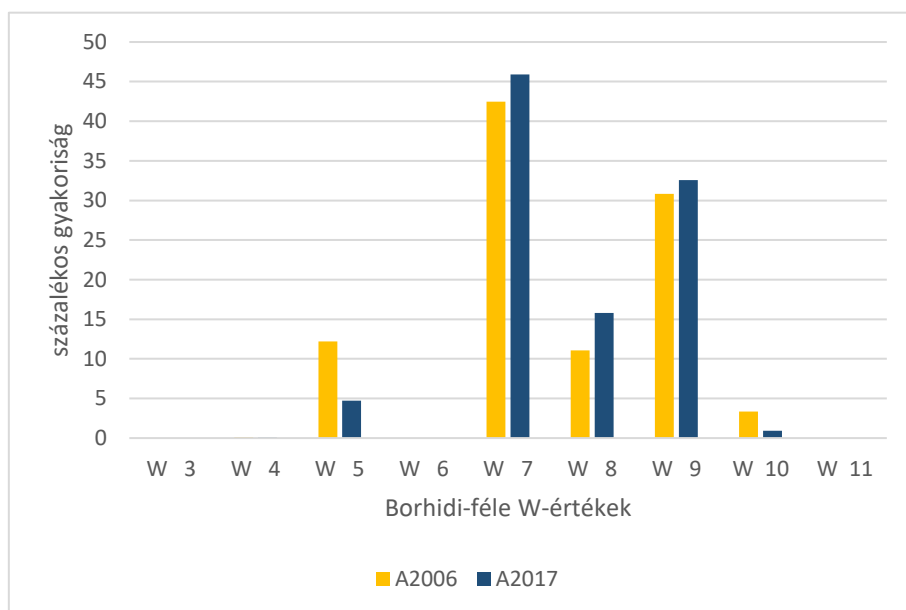


26. ábra A Borhidi-féle relatív vízmutató (WB) eloszlása a vizsgált M-folt növényzeti mintája alapján (fajkészlet alapú számítás)

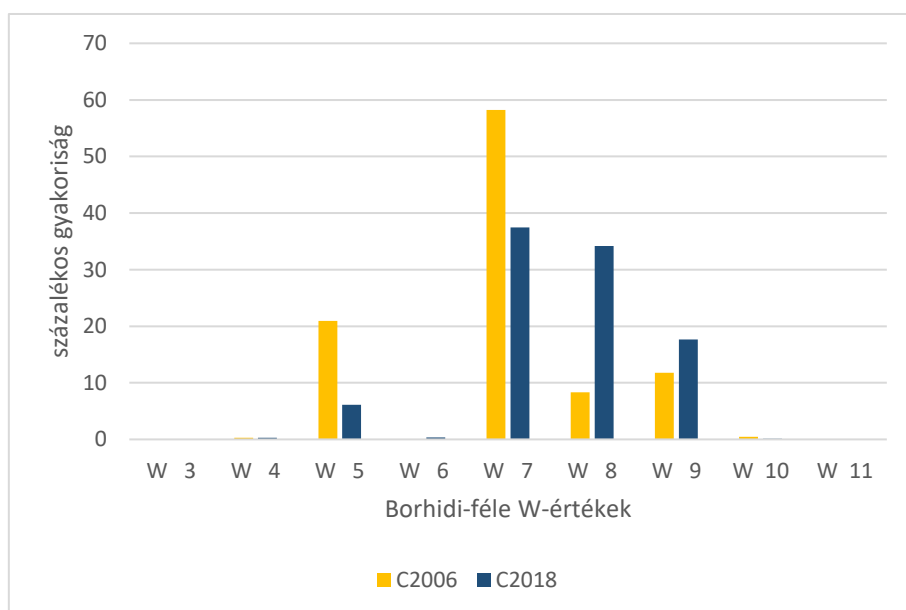
Borhidi (1993) alapján a termőhelyek fajait a következő kategóriánként értékeltem: a W1-4 kategória a száraz termőhelyek, a W5 kategória a félszáraz termőhely, W6-7 kategória az üde termőhelyek, míg a W8-9-10-es a pangó vizű területek növényei.

Az ábrák alapján elmondható, hogy a kezelésre változón reagáltak minden élőhelyfoltban. A száraz termőhelyek fajai – kis mértékben ugyan – de mindhárom foltban emelkedést mutattak (24., 25., 26. ábra). Az üde termőhelyek fajai (W6-7 kategória) kisebb csökkenést vagy kisebb emelkedést mutattak mindegyik élőhelyfoltban. A pangó vizes területek fajainak számaránya (W8-9 kategória) szintén enyhe csökkenést mutatott, míg a W10 kategóriában növekedést láthatunk.

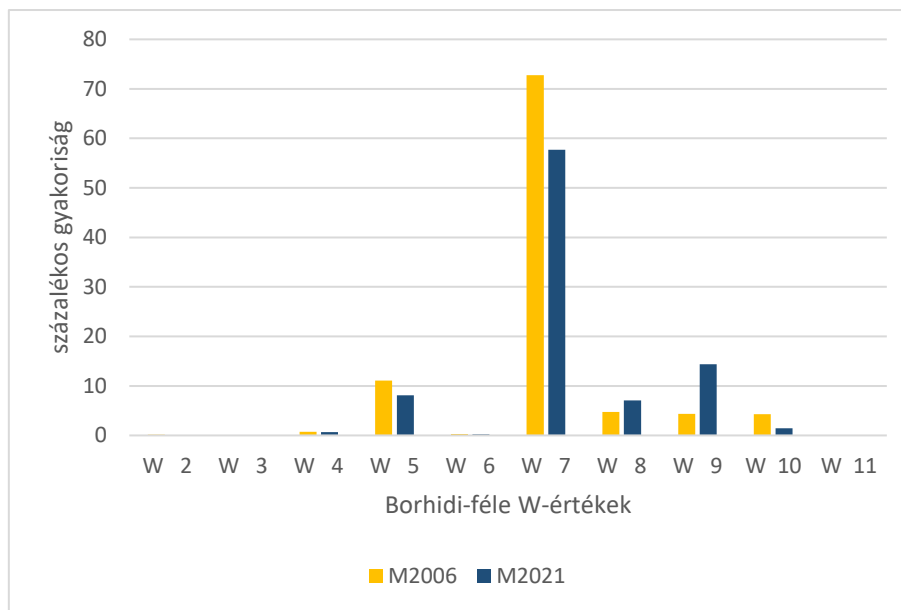
Fajkészlet szempontjából az mondható el, hogy lényegében nem történtek nagy tendenciózus változások, bár várakozásunktól eltérően a szárazabb termőhelyek növényei, fajszám-arányukat tekintve, kissé gyarapodtak.



27. ábra A Borhidi-féle relatív vízmutató (WB) eloszlása a vizsgált A-folt növényzeti mintája alapján (fajok tömegességét is figyelembe vevő számítás).



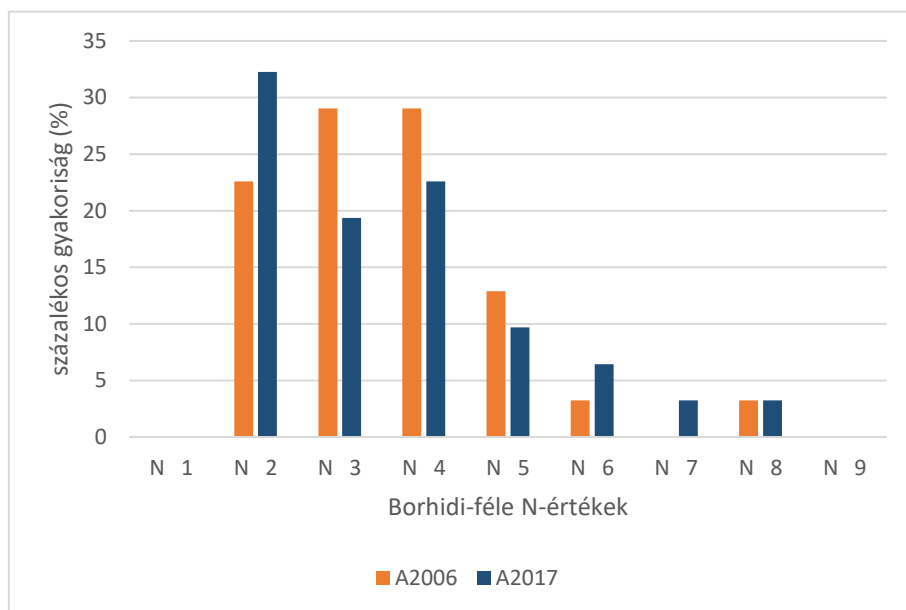
28. ábra A Borhidi-féle relatív vízmutató (WB) eloszlása a vizsgált C-folt növényzeti mintája alapján (fajok tömegességét is figyelembe vevő számítás).



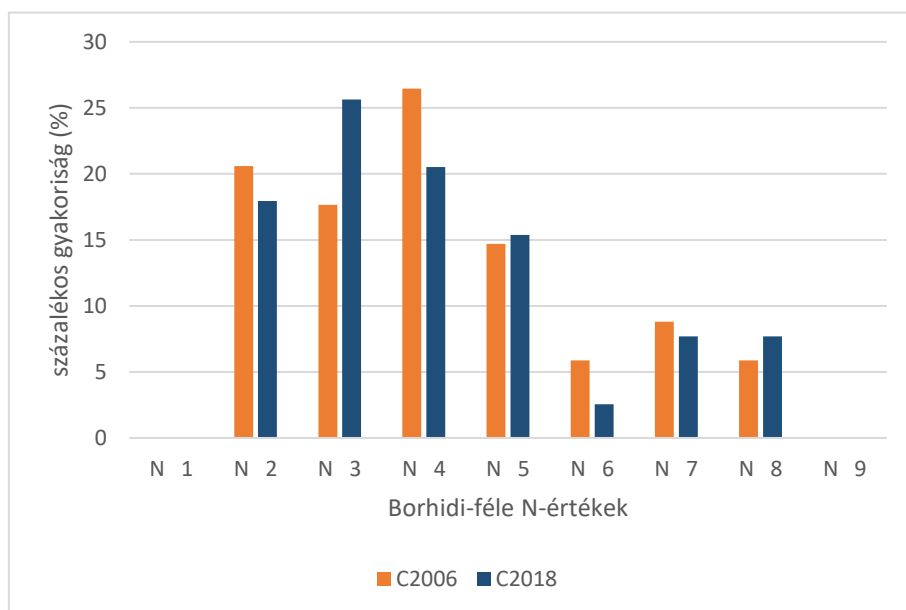
29. ábra A Borhidi-féle relatív vízmutató (WB) eloszlása a vizsgált M-folt növényzeti mintája alapján (fajok tömegességét is figyelembe vevő számítás).

A száraz termőhelyekre jellemző alacsonyabb kategóriák (W1-W4) fajai minden foltban eltűntek. A félüde élőhelyekre jellemző fajok esetében drasztikus csökkenést láthatunk mindegyik ábrán. A W5 kategória fajainak értéke az A-foltban 12%-ról 5%-ra csökkent (27. ábra), a C-foltban 21%-ról 6%-ra csökkent (28. ábra), míg az M-foltban 11%-ról 8%-ra esett vissza (29. ábra). Az üde termőhelyek kategóriái közül a W7 kategória fajainál az A-foltban kisebb emelkedés látható, azonban összességében csökkenő tendenciát mutatott. A pangó vizű termőhelyek mindkét kategóriáján (W8-9) belül mindegyik élőhelyfoltban jelentős növekedés volt tapasztalható. A legnagyobb változás a C-foltban történt, a W8-as kategória fajai 8%-ról 34%-os gyakoriságra emelkedtek, míg a W9-es kategória 12%-ról 18%-ra növekedett (28. ábra).

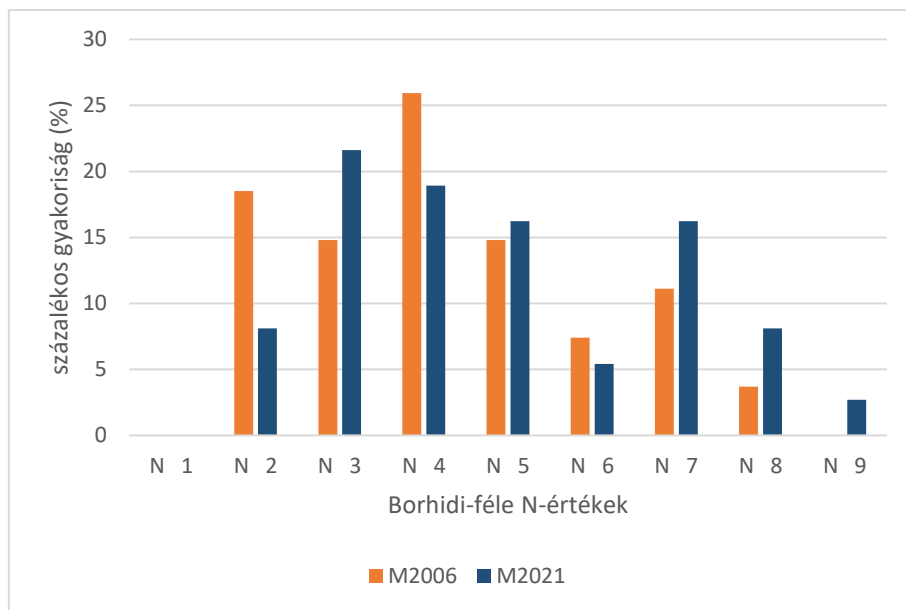
Összességében a Borhidi-féle W-értékek közül a W8 és W9 kategória növényfajai emelkedtek meg minden élőhelyfoltban a csoporttömegre vonatkozóan. Ez a termőhelyek vizesedését és a talaj, vízzel való telítettségét jelzi.



30. ábra A Borhidi-féle relatív nitrogénmutató (NB) eloszlása a vizsgált A-folt növényzeti mintája alapján (fajkészlet alapú számítás).



31. ábra A Borhidi-féle relatív nitrogénmutató (NB) eloszlása a vizsgált C-folt növényzeti mintája alapján (fajkészlet alapú számítás).

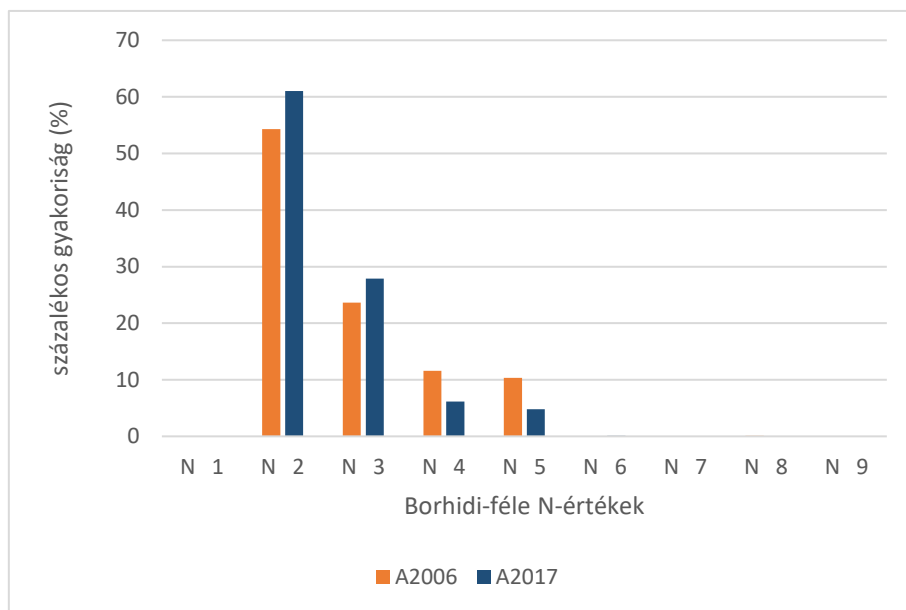


32. ábra A Borhidi-féle relatív nitrogénmutató (NB) eloszlása a vizsgált M-folt növényzeti mintája alapján (fajkészlet alapú számítás).

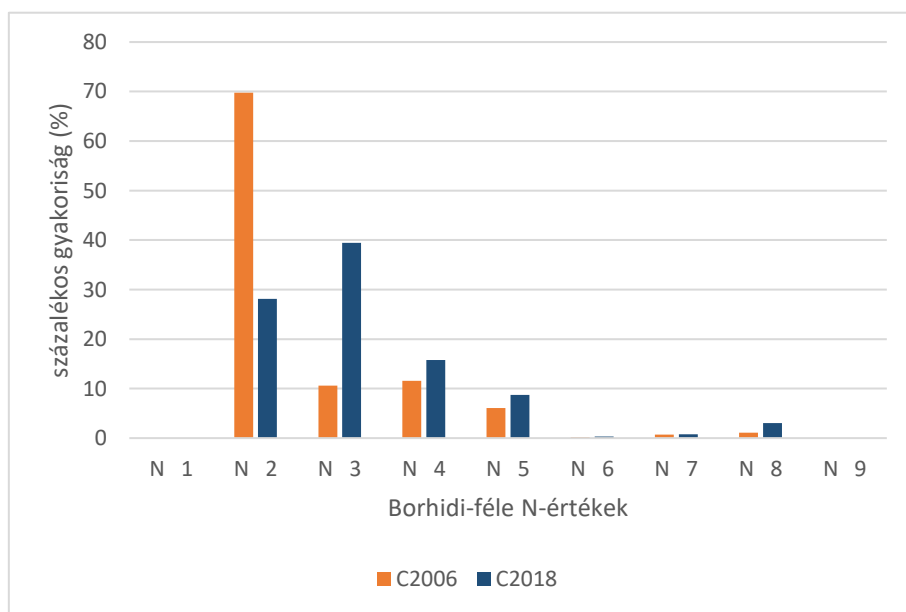
Borhidi (1993) alapján a növényfajok relatív nitrogén-igényét tekintve egy 9 fokozatú skálát határozott meg. Ezek alapján a következőképp kerültek csoportosításra az N-értékek: N1-3 kategória a tápanyagszegény termőhelyek fajai, N4-6 kategória a tápanyaggal közepesen ellátott élőhelyek fajai, míg N7-9 kategória a tápanyag-gazdag termőhelyek fajait jelöli.

Az A-foltban az N2 kategória megerősödését (22,5%-ról 32%-ra) olvashatjuk le a 30. ábráról. Az N4-N5 kategória csökkent, míg az N6 kategóriában kis emelkedés látható. A tápanyaggazdag termőhelyek értékei nem változtak. A C-foltban az N3 kategóriába tartozó fajok gyakorisága 17%-ról 26%-ra emelkedett (31. ábra). A közepes tápanyagellátottságú termőhelyek fajai szintén csökkenést mutatnak. Az N7-N8 kategória értékei nem változtak. A 32. ábrán az N3 kategória növekedését olvashatjuk le az M-foltban, mely 15%-ról 22%-ra emelkedett. Az N2 kategóriába tartozó fajok értéke igencsak lecsökken, 19%-ról mindössze 8%-ra. A közepesen ellátott termőhelyek kategóriái nem változnak. Az N7 és N8 kategóriában pedig emelkedést tapasztalhatunk.

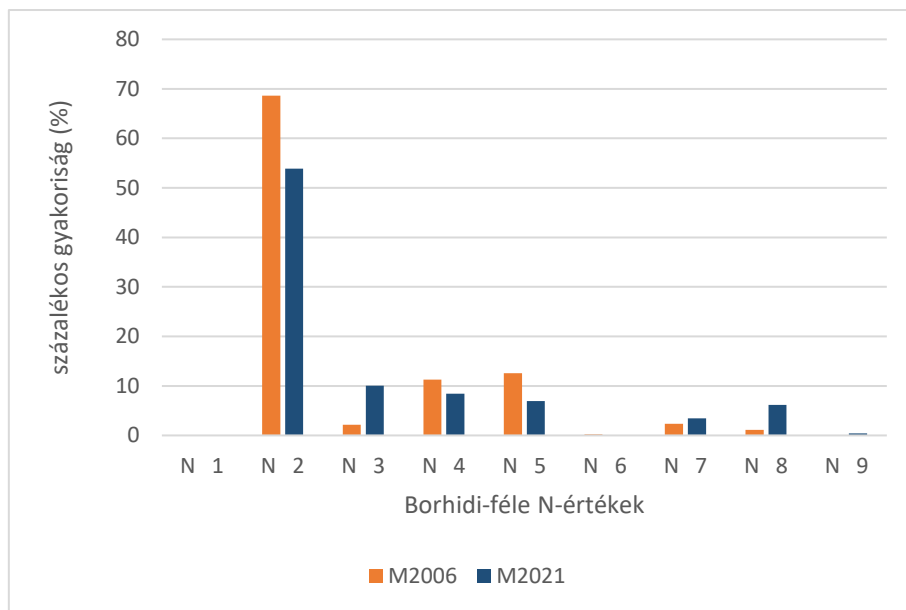
Össességében elmondható, hogy minden foltban növekedtek a tápanyagszegény termőhelyekre jellemző fajok részarányai, bár e növekedés mellett esetenként a tápanyag-gazdagodást jelző növényfajok arányai is hasonlóan változtak meg.



33. ábra A Borhidi-féle relatív nitrogénmutató (NB) eloszlása a vizsgált A-folt növényzeti mintája alapján (fajok tömegességét is figyelembe vevő számítás).



34. ábra A Borhidi-féle relatív nitrogénmutató (NB) eloszlása a vizsgált C-folt növényzeti mintája alapján (fajok tömegességét is figyelembe vevő számítás).



35.ábra A Borhidi-féle relatív nitrogénmutató (NB) eloszlása a vizsgált M-folt növényzeti mintája alapján (fajok tömegességét is figyelembe vevő számítás).

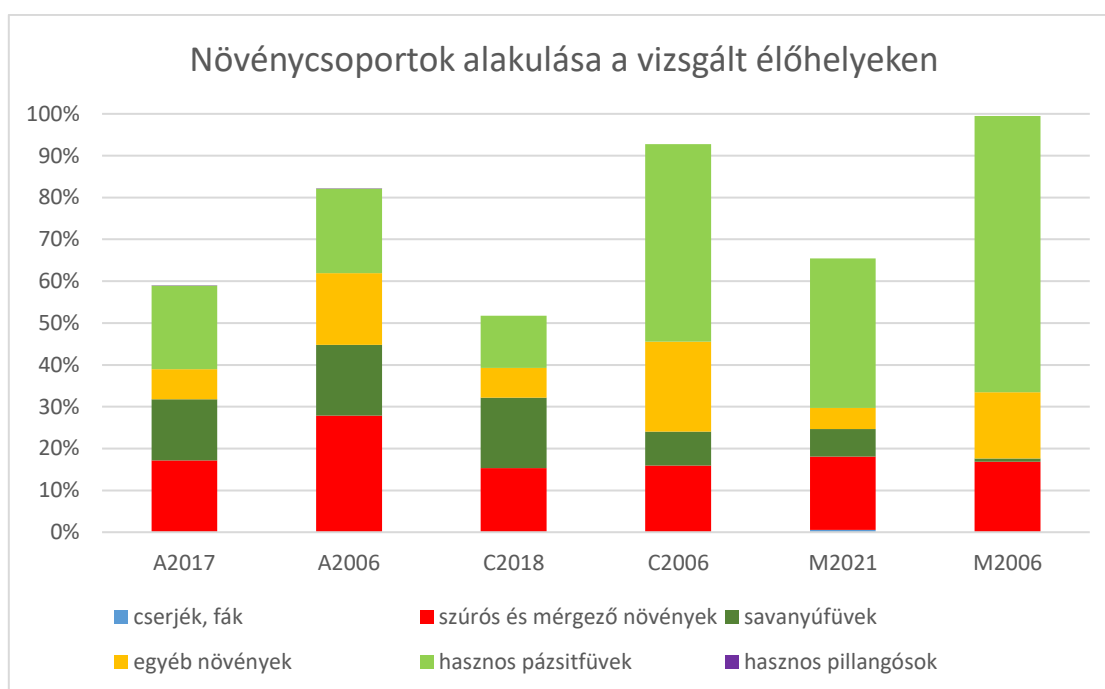
Az A-foltban az N2 és N3 kategória értékei növekedtek, míg a közepes tápanyagigényű fajok kategóriái lecsökkentek (33. ábra). A C-foltban az N2 kategória drasztikusan lecsökken 70%-ról 28%-ra (34. ábra). Ugyanakkor a szintén tápanyag-szegény élőhelyekre jellemző N3 kategória értéke jelentősen megemelkedett, 11%-ról 40%-ra. Az M-foltban az N2 kategória csökkenést mutatott, míg az N3 kategória növekedett. A tápanyaggal közepesen ellátott élőhelyek kategóriái kissé csökkennek (35.ábra).

Összességében elmondható, hogy minden foltban megerősödtek a tápanyagszegény élőhelyek fajainak arányai. Az A-foltban a vizes rekonstrukciótól várt formán a tápanyag-szegényedésre utaló fajok tömegessége emelkedett, míg a C- és az M-foltban az N7 és N8 kategória fajainak, vagyis a tápanyaggazdagabb élőhelyekre jellemző fajcsoportok részarány-növekedését is megfigyeltük, igaz csak kis mértékben. Ez utóbbiak nagyrészt az inváziós növényfajok C- és M-foltbeli megtelepedésére utalnak. Ez nem feltétlenül áll összefüggésben a vízviasszatartással, sokkal inkább egy hosszabb távú trend eredményeként következett be a két mintavételi periódus között eltelt mintegy évtizednyi eltérés alatt.

Takarmányérték

A termésmennyiség becsléséhez a fajok borítottsági értékein kívül szükség van a gyep átlagos növénymagasságának a becsléséhez is (Tasi, 2019a). A magassági érték mérése nem képezi részét jelen dolgozatnak. Így a fajkészlet változása szempontjából került értékelésre a gyep takarmányozási értéke.

Tasi (2019b) megfogalmazása alapján, egy természetes gyep akkor tekinthető optimálisnak állati takarmányozási szempontból, ha a pázsitfűvek aránya 50-60%, a pillangósvirágúak és egyéb fajok 20-20%-os borítással bírnak. A cönológiai felvételezés során felmért fajok csoportosításra kerültek cserjék/fák, szúrós és mérgező növények, savanyúfűvek, egyéb egyszikűek és kétszikűek, illetve takarmányozási szempontból hasznos pázsitfűvek és pillangósok szerint (36. ábra).



36. ábra: A takarmányozási érték alapján kialakított növénycsoportok alakulása a vizsgált élőhelyfoltokon

Takarmányozási szempontból minden élőhelyfoltban kevésnek bizonyult a hasznos pázsitfűvek és pillangósok aránya. A hasznos pázsitfűvekből 5 faj került felvételezésre, míg a pillangósokból mindösszesen 2 fajt találtunk nagyon kis borítással. Az értékes pázsitfűvek közül a *Molinia caerulea* volt az uralkodó faj, ezen kívül csak a *Calamagrostis epigeios* ért el az 1%-nál nagyobb borítási értéket.

Takarmányozási szempontból az A-foltban bekövetkező változások voltak a legkedvezőbbek. Ha a növénycsoportok arányát az összes borításhoz viszonyítva vizsgáljuk, akkor ezen az élőhelyen nőtt a pázsitfűvek és a savanyúfűvek részaránya, a szúrós és mérgező valamint az egyéb növények csoportjának borítása pedig csökkent (5. táblázat). Fontos azonban hangsúlyozni, hogy még a pozitív változások hatására sem megfelelő a növényösszetétel legeltetési szempontból.

5. táblázat: A növénycsoportok aránya az összesborításhoz viszonyítva az A-foltban

	A2006	A2017
szúrós és mérgező növények	33,9%	29,1%
savanyúfűvek	20,7%	24,8%
egyéb növények	20,8%	12,2%
hasznos pázsitfűvek	24,6%	33,9%
hasznos pillangósok	0,0%	0,0%

A C-foltban és az M-foltban az A-folttól eltérő irányú változásokat tapasztaltunk. Mindkét élőhelyen csökkent a pázsitfűvek és egyéb növények részaránya, a szúrós és mérgező növényeké és a savanyúfűveké pedig nőtt (6. táblázat). Táplálóérték szempontjából a pázsitfűvek és az egyéb növények csoportjába tartozó növények az kedvezőek, valamint ezeket szívesen el is fogyasztják az állatok. A savanyúfűveket vagy nem szívesen legelik le az állatok (a kóvasav tartalmuk miatt) vagy tartós legeltetés esetén hiánybetegségek alakulhatnak ki a legelő állatokban. A szúrós és mérgező növényeket pedig általában csak akkor legelik nagy mennyiségben, ha nem áll rendelkezésre más takarmány.

6. táblázat: A növénycsoportok aránya az összesborításhoz viszonyítva a C-foltban és az M-foltban

	C2006	C2018	M2006	M2021
szúrós és mérgező n.	17,1%	29,6%	16,9%	26,7%
savanyúfűvek	8,8%	32,5%	0,7%	10,1%
egyéb növények	23,2%	13,8%	15,9%	7,8%
hasznos pázsitfűvek	50,9%	24,1%	66,4%	54,6%
hasznos pillangósok	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

A területen természetvédelmi kezelés a szarvasmarhákkal (magyar szürkemarha) történő legeltetés, illetve a legeltetés kiegészítő kezeléseként egy – rendszerint a legfagyosabb téli napokon elvégzett – tisztítókaszálás (Vókó László ex. verbis). Szakmai szempontból azokon a

gyepterületeken, ahol az összes borítás 60% körül alakul csak nagyon kíméletes legeltetést szabad folytatni.

V. Következtetések és javaslatok

A Sásdi-rétek üde láprétjein 2015-ben történt vizes rekonstrukció már pár év távlatában is eredményesnek bizonyult.

Az elkészült szabályozható átereszek az év nagy részében kiegyensúlyozott vízállapotot tartanak fenn a Sásdi-rétek mélyebb fekvésű területein, így azok mind tavasszal, mind a nyár közepi aszályos időszakban közelebb állnak az optimális vízellátottsághoz.

A kedvezőbbé váló vízellátottságnak igen gyorsan, már alig három év után, markáns hatása mutatkozott meg azokon a láprét-foltokon, ahol addig a kiszáradás leginkább előrehaladott volt.

Elsősorban a már a területen lévő üde lápréti állományalkotók, mint a nagy szittyó (*Juncus subnodulosus*) borítási értékei növekedtek olyan jelentősen, hogy a korábban kékperje uralta kiszáradóban lévő üde lápréti foltokon domináns fajváltás történt.

Vas (1999) azt találta, hogy a vizesedéssel párhuzamosan csökken a nád jelenléte. A Sásdi-réteken történt beavatkozás után ugyanez volt tapasztalható. Az ő eredményeiket megerősítve elmondható, hogy a vízvisszatartás hatására elmaradt a nád berobbanása, helyette visszahúzódott. Ez mind a területi elterjedésére (frekvencia értékek), mind a lokális fontosságára (abundancia értékek) igaz mindegyik vizsgált élőhelyfoltban.

Ugyanakkor ezeken a viszonylag fajszegény lápréti foltokon a fajgazdagság lényegében nem változott a vizsgált pár éves időszak alatt, a terülről addig is hiányzó üde lápréti kétszikűeknek sem a fajszáma, sem a borítása nem nőtt lényegesen. A láprétek illetően gazdagodása minden bizonnyal csak hosszabb időszak alatt, a környező forrásterületekről való fajbetelepülésekhez szükséges idő léptékben javul majd.

Takarmányozási szempontból a három vizsgált területből egy esetben tapasztaltunk kedvező irányú változásokat. Az A-foltban nőtt a hasznos pázsitfűvek aránya és csökkent a szúrós és mérgező növényeké. Azonban a növények összes borítása nagyon kevés, 2017-ben még a 60%-ot sem éri el. Ha egy gyep növényzete nem záródik kellő mértékben, akkor csak nagyon kíméletes módon szabad legeltetni a területet.

A C-foltban és az M-foltban csökkent a takarmányozásra alkalmas növények aránya és az összes borítás is. Gyepgazdálkodási szempontból a hasznosítás megváltoztatásával segíthetjük a növénytakaró záródását.

A talaj vízháztartásának megváltozása a hasznosítási mód megváltoztatását is magával vonhatja: nedves, vizenyős gyepeket leginkább kaszálással ajánlott fenntartani, esetleg a nyári hónapokban lehet állatokat legeltetni az ilyen területen. A kérdést tovább árnyalja, hogy a legelő állatok: a magyar szürkemarkrhák egy özönnövény, a magas aranyvessző visszaszorításában is részt vesznek, valamint az özönnövényként viselkedő télisás (*Cladium mariscus*) térhódítását is megállítják.

VI. Összefoglalás

A Sásdi-rétek a Balaton-felvidéki Nemzeti Park része, 1984 óta védett terület. A védetté nyilvánításban a területen található üde láprétek nagy szerepet játszottak. A láprétekhez olyan fokozottan védett növényfajok kötődnek, mint a lisztes kankalin (*Primula farinosa*) vagy a mocsári fehérmájvirág (*Parnassia palustris*). A Balaton-felvidéki Nemzeti Park 2015-ben szilárd műtárgyak beépítésével szabályozhatóvá tette a vízszintet a területen áthaladó csatornáknál. Diplomadolgozatomban a Sásdi-rétek három lápréti állományát vizsgálva összefüggést kerestem a láprét-állományok vízállapota és cönológiai karaktere között. Mindehhez a 2015-ös vízkorlátozások előtti, illetve az azt követő időszakból származó cönológiai adatokat használtam fel.

Mindhárom élőhelyfoltban a kiszáradással leginkább érintett üde és kékperjés láprétek állapotváltozásait követtem nyomon a sokféleség, cönológiai karakter, természetvédelmi érték és a növényi indikáción keresztül leírható vízállapot és tápanyag-ellátottság tekintetében. Mindezt a láprétek nedvességi állapotának TDR-technológián alapuló műszeres mérésével egészítettem ki. A cönológiai mintavétel 200 cm²-es mikrokvadrátokkal történt, melyekből 100 illetve 150 került kihelyezésre rétegzett random elrendezésben élőhely-foltonként. A 2015-ös természetvédelmi beavatkozás előtti és a kezelést követő adatokat nem-paraméteres próbákkal teszteltem, míg az adatok rendezéséhez a MS Excel 2013 programot használtam.

Az elkészült szabályozható átereszeknek köszönhetően az év nagy részében kiegyensúlyozott vízállapot uralkodik a Sásdi-rétek mélyebb fekvésű területein, így azok mind tavasszal, mind a nyár közepi aszályos időszakban közelebb állnak az optimális vízellátottsághoz. Lényegét tekintve eltűnt a beavatkozás előtti vízellátottságbeli különbség az egyes élőhelyfoltok között is.

A növényfajok összesített borításértéke minden élőhelyfolt esetében a vízvisszatartás után alacsonyabb értéket mutatott. Mindez az üde láprét szövetének felnyílására, a növényzetben megjelenő lécek számának és arányának növekedésére utal. A korábban erőteljesebb szárazodást mutató két élőhelyfoltban a fajszámok emelkedtek, míg a harmadik vizsgált állományban nem történt fajszámnövekedés. A Shannon-diverzitás mutatója hasonlóan reagált, kivéve, hogy a növekedés általában nem volt olyan nagy, mint a fajszámok változásai. Az Egyenletesség a két kezelés előtt szárazabb élőhelyfoltban nőtt, jelezvén, hogy az addig uralkodó növényfaj mellett egyre több faj egyre nagyobb borítást ért el. Az üde láprét és a kiszáradó láprét állományalkotó fajok pontosan mutatták az egymás komplementerének

viselkedését. A *Juncus subnodulosus* frekvenciája valamennyi vizsgált állományban jelentősen megnőtt. A *Schoenus nigricans* esetében a várakozásainkkal szemben a vízviasszatartás nem okozott növekedést. A *Molinia caerulea* abundanciái minden esetben csökkentek.

A *Cladium mariscus* dominanciája az élőhely elszegényesedését okozhatja. A terjedését segíti az állandó víz jelenléte. Ugyanakkor vizsgálatunk szerint egyik sásdi élőhelyfoltban sem nőtt meg a télisás abundanciája, így láthatóan nem veszélyezteti az üde láprétek közösségét. A *Phragmites australis* frekvenciája sem változott markánsan, kis mértékben általában inkább csökkent. A nád polifériációja, vagyis a robbanásszerű elterjedése nem lépett fel a vizes rekonstrukció következtében.

VII. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani a szakmai segítségért témavezetőimnek, Dr. Bajnok Mártának és Csete Sándornak, akik szakértelmükkel és tanácsaikkal nagyban segítettek dolgozatom elkészülését valamint a terepi munkám sem sikerült volna nélkülük. A terepi munkám elvégzésének segítségével továbbá köszönet illeti a Balaton-felvidéki Nemzeti Park munkatársait, Dr. Cservenka Juditot, Vókó Lászlót, Szabó Attilát és Mészáros Andrást. Köszönöm a Nemzeti Park munkatársainak a közreműködést valamint a készséges adatszolgáltatást.

VIII. Irodalomjegyzék

Avasi Z., Mészáros A., Csatordai L. (1999): Gyepek diverzitásának és takarmányozási értékének összefüggései. Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok kiadványa, Debrecen, pp. 165-172.

Balázs F. 1949: A gyepek termésbecslése növényiszociológiai felvételek alapján. Agrártudomány, Budapest, 1: 26–35

Balázsik Zs.: Milyen kaszálási szabályok vannak az AKG lucerna, zöldugor és gyepek esetében? <https://www.agrotrend.hu/gazdalkodas/szantofold/milyen-kaszalasi-szabalyok-vannak-az-akg-lucerna-zoldugar-es-gyep-eseteben> (2023 március)

Barcsák Z. (2004): Biogyepgazdálkodás, Biogazda Kiskönyvtár

Barcsák Z. & Kertész I. (1986): Gazdaságos gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Baskay Tóth B. (1966): Legelő-és rétművelés, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 7-10.

Bíró J. (1911): Útmutatás a domb- és hegyvidéki legelők megjavításához, gondozásához és rendszeres használatához. Erdészeti Lapok, 50. évf. 21. füzet

Borhidi A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai, Janus Pannonius Tudományegyetem

Borhidi, A. (2003): Magyarország növénytársulásai, Akadémia Kiadó

Bölöni, J., Molnár Zs., Kun, A. (Ed.). (2011). Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója; ÁNÉR 2011. MTA, Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete.

Csete S., Szántai B., Vókó L., Szabó A., Cservenka J. (2022): Fajkompozíciós kényszerek üde láprét kiszáradást követő restaurációjában, XIII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia (MTBK) „Klímaváltozás: trendek, veszélyek, megoldások” 2022. augusztus 28-31., Pécs

Dévai Gy. (2001): A vizes élőhelyek típusai, sajátosságai és megőrzésük lehetőségei, pp. 383-384.

Forgó I.-Barna S.-Tóth Cs.-Vágvolgyi S. (2009): A gyepgazdálkodás problémái, természetvédelem vagy gazdálkodás. Gyepgazdálkodási Közlemények 7. 31-34

Fülöp Gy. & Szilvácsku Zs. (Szerk.) (2000): Természetkímélő módszerek a mezőgazdaságban. Magyar Madártani Egyesület, Eger. 122. p.

Gyenes A.: Legeltetési és kaszálási előírások a támogatásokban. <https://www.nak.hu/tajekoztatasi-szolgalatas/mezogazdasagi-termeles/99572-legeltetesi-es-kaszalasi-eloirasok-a-tamogatásokban> (2023 március)

http1 Ökológiai gazdálkodás. <https://www.ksh.hu/sdg/3-21-sdg-13.html> (2023 február)

http2 Az ökológiai gazdálkodás szerepe egyre nagyobb az agráriumban <https://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/stattukor/okogazd/index.html#azkolgiaigazdlkodsszerepeegyrenagyobbazagrriumban> (2023 február)

Keddy, P. (2008): Freshwater marshes. In: Jørgensen, S. E., Fath, B. D. (eds.): Encyclopedia of Ecology, pp. 1690-1697. – Elsevier Science B.V., Amsterdam.

Klapp, E.-Boeker, P.-König, F.-Stählin, A. (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. Grünland 2: 38-40.

Lengyel A. (2014) : Vegetációosztályozás 3.A Braun-Blanquet-féle módszer kritikája és a megoldási próbálkozások

Penszka K., Szentes Sz., Tasi J. (2009): Gyeptakarmány-termesztéstől a természetvédelmi gyepgazdálkodásig, gyepértékek, gyepértékelések. Tájökológiai Lapok 7 (1): 9–38

Salamon-Albert, É. & Morschhauser, T. (2003): Habitat preferences of a unical specialist plant species (*Primula farinosa* subsp. *alpigena*) in Hungary. Acta Botanica Hungarica 45(1-2):191-213.

Szigetvári, Cs. & Bártol, I. (2010): Gyalogakácos rétek kezelése az Alpári-öblözetben (Management of desert false indigo covered meadows in the Alpári-bay), In Molnár, Cs, Molnár, Zs & Varga, A (eds.), Hol az a táj szab az életnek teret, mit az Isten csak jókedvében teremt – Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003-2009 (Assortment of the first 13 MÉTA-guidebooks 2003-2009), MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete., Vácrátót, pp. 407-409.

Tasi J. (2019a): Legelők termésbecslése, Magyar Állattenyésztők Lapja (9) 32-33.

Tasi J. (2019b): A gyepalkotó növények takarmányozási szempontú értékelése, Magyar Állattenyésztők Lapja (3) 16-18.

Reznek R. (2019): Természetközeli gazdálkodási gyakorlatok útmutatója: Gazdálkodás Natura 2000 gyepterületeken, pp.19

Ribóczy E.: Indul az új ÖKO. <https://www.nak.hu/tajekoztatasi-szolgalatas/kornyezetgazdalkodas/103831-indul-az-uj-oko-2> (2023 február)

Várallyay Gy. (2007): A gyepgazdálkodás szerepe az EU talajvédelmi stratégiájában. Gyepgazdálkodási Közlemények 2007/5. pp. 3-15

Vas M. (1999): Vízszintváltozások és fitocönológiai átalakulások a kállósemjéni Nagymohoson' (Changes of water table and transformation of the vegetation in Nagymohos marsh - Kállósemjén, Northeast Hungary), Kitaibelia, vol. 4, no. 2, pp. 247-260.

Vinczeff I. (1992): Adatok Gyepeink Gyógynövényeiről. In: Természetes Állattartás, Szolnok, 161-178 p.

Viszló L. (2007): A természetkímélő kaszálás gyakorlata. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 32. p.

Wichmann B.-Szentes Sz.-Házi J.-Sutyinszki Zs.-Salátáné Falusi E.-Besnyői V.-Penszka V.-Fehér Zs.-Nagy A.-Szabó Zs.-Kiss T.-Penszka K. (2013): Magyar szürke szarvasmarhával végzett legeltetés hatása a vegetáció fajösszetételére Balaton-felvidéki mintaterületeken. Gyepgazdálkodási Közlemények 11(1-2): 73-79.

Mellékletek

1.melléklet Sásdi-rétek A, C és M -foltjában felvett fajok listája (x jelöli azt, ahol előfordult)

Faj neve	A2017	A2006	C2018	C2006	M2021	M2006
Acer campestre		x	x	x		
Achillea collina						x
Agrostis stolonifera	x					
Allium angulosum			x			
Allium suaveolens	x	x	x	x	x	x
Angelica sylvestris	x	x	x	x		x
Calamagrostis epigeios			x	x	x	x
Calystegia sepium	x	x	x	x	x	
Carex distans		x	x			
Carex elata	x	x	x		x	
Carex flacca	x	x	x	x	x	x
Carex flava	x	x	x		x	
Carex flava agg.				x		
Carex panicea	x	x	x		x	
Carex tomentosa					x	
Centaurea jacea agg.		x		x		
Cirsium arvense	x		x		x	x
Cirsium canum			x	x	x	x
Cirsium palustre		x	x	x		
Cirsium rivulare	x					x
Cladium mariscus	x	x	x	x	x	x
Cornus sanguinea					x	
Dactylis glomerata agg.					x	
Deschampsia caespitosa			x		x	
Eupatorium cannabinum			x	x	x	x
Galium mollugo	x				x	x
Galium palustre		x	x	x		x
Galium verum	x	x	x	x	x	x
Humulus lupulus			x			
Inula salicina	x	x	x	x	x	x
Juncus articulatus	x		x			
Juncus compressus		x				
Juncus subnodulosus	x	x	x	x	x	
Linum catharticum	x		x			
Lotus corniculatus	x					
Lycopus europaeus			x	x	x	x
Lysimachia vulgaris	x	x	x	x	x	x
Lythrum salicaria	x	x	x	x	x	x
Mentha aquatica	x	x	x	x	x	x
Molinia caerulea	x	x	x	x	x	x
Ophioglossum vulgatum		x				
Parnassia palustris	x					
Phragmites australis	x	x	x	x	x	x
Potentilla anserina					x	
Potentilla erecta	x	x	x	x	x	x
Potentilla reptans			x	x	x	x
Primula farinosa ssp. alpigena		x		x		
Pyrus pyraeaster					x	
Ranunculus repens				x		
Rubus caesius					x	
Sanguisorba officinalis	x	x	x	x	x	x
Schoenus nigricans	x	x		x		
Serratula tinctoria	x	x	x	x	x	x
Solidago gigantea ssp. serotina	x		x		x	x
Sonchus arvensis				x	x	
Succisa pratensis	x	x	x	x		x
Symphytum officinale					x	
Taraxacum officinale agg.					x	
Tetragonolobus maritimus ssp. siliquosus						
Thalictrum flavum				x		
Thalictrum lucidum			x	x	x	x
Valeriana dioica	x	x	x	x		
Valeriana officinalis agg.			x			

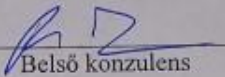
KONZULTÁCIÓS NYILATKOZAT

Szántai Bernadett (hallgató Neptun azonosítója: LMQGV3) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A diplomadolgozatot a záróvizsgán történő védeésre javaslom.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem^{*1}

Kelt: Gödöllő, 2023. __ év __ május __ hó __ 02. __ nap


Belső konzulens

¹ A megfelelő aláhúzendó.

NYILATKOZAT

Alulírott SZÁNTAI BERNADETT, a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, SZENT ISTVÁN Campus, ÖKOLÓGIAI GAZDÁLKODÁSI MÉRŐK szak nappali/levelező* tagozat végzős hallgatója nyilatkozom, hogy a dolgozat saját munkám, melynek elkészítése során a felhasznált irodalmat korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. Hozzájárulok ahhoz, hogy Záródolgozatom/Szakdolgozatom/Diplomadolgozatom egyoldalas összefoglalója felkerüljön az Egyetem honlapjára és hogy a digitális verzióban (pdf formátumban) leadott dolgozatom elérhető legyen a témát vezető Tanszéken/Intézetben, illetve az Egyetem központi nyilvántartásában, a jogi és etikai szabályok teljes körű betartása mellett.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem*

Kelt: 2023 év 05 hó 02 nap

Szántai Bernadett
Hallgató