

MTA doktora Pályázat

Doktori értekezés

**Termőhelyi változatosság, táji környezet
és tájhasználat szerepe gyepi növényközösségek élőhelyi
mintázatainak és fajkészletének kialakításában**

Deák Balázs

Debrecen, 2018

Tartalom

1. Bevezetés	7
1.1 Termőhelyi változatosság és diverzitás kapcsolata - mikrotopográfia hatása gyepek élőhelyi mintázataira és fajszerveződésére	8
1.2 Tájhasználat szerepe a gyepek és vizes élőhelyek fajgazdagságának megőrzésében	9
1.3 Tájléptékű változások hatásai a gyepi élőhelyekre	10
1.4 Szárazgyepi élőhelyszigetek növényközösségeire ható tényezők	11
1.5 Kurgánok mint élőhelyszigetek	13
1.6 Az értekezés felépítése	15
2. Élőhelyi sokféleség, élőhelyi mintázatok és fajgazdagság	19
2.1 Mikrotopográfia szerepe szikesek élőhelymintázatainak kialakításában	19
2.1.1 Bevezetés	19
2.1.2 Anyag és módszer	21
Mintavételi terület	21
A DTM előállítás	21
Terepi mintavétel	22
Adatok feldolgozása	23
2.1.3 Eredmények	24
2.1.4 Diskusszió	25
2.1.5 Konklúzió	27
2.2 Mikrotopográfiai változatosság hatása regenerálódó szárazgyepek fajszerveződésére	29
2.2.1 Bevezetés	29
2.2.2 Anyag és módszer	30
Mintavételi terület	30
C–S–R besorolás	31
Adatfeldolgozás	31
2.2.3 Eredmények	32
Nyomvonal kora	32
Mikrotopográfiai változatosság	33
2.3.4 Diskusszió	34
Nyomvonal kora	34
Mikrotopográfiai változatosság	35
Konklúziók	36
2.3 A róka, mint ökoszisztéma mérnök faj hatása a gyepi növényzet fajösszetételére	37
2.3.1 Bevezetés	37
2.3.2 Anyag és módszer	38
Mintavételi terület	38
A mintavételi területek kiválasztásának kritériumai	38
Terepi mintavétel	38
Adatfeldolgozás	39
2.3.3 Eredmények	40
2.3.4 Diskusszió	44
Élőhelyi változók	44
Vegetáció	46
2.3.5 Konklúziók	47
3 Lokális és táji változók hatása gyepi élőhelyszigetek fajszerveződésére	49
3.1 Történelmi emlékhelyek és természetvédelem - Kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében	49
3.1.1 Bevezetés	49

3.1.2 Anyag és módszer	50
3.1.3 Eredmények és megvitatásuk	51
A kurgánokkal kapcsolatos elérhető publikációk	51
A kurgánok elterjedése és száma Euráziában	52
Speciális termőhelyi feltételek és fajgazdagság kapcsolata	54
Kurgánok mint refúgiumok	56
A kurgánokat és a kurgánok vegetációját veszélyeztető tényezők	57
Beépítés és infrastrukturális fejlesztések	59
Mezőgazdaság intenzifikációja	59
Egyéb emberi zavarások	61
Gyomosodás és inváziós fajok előretörése	61
Kurgánok védelme, tapasztalatok és perspektívák	62
3.1.4 Konklúziók	65
3.2 Élőhelyi változók hatása gyepi élőhelyszigetek vegetációjának összetételére	66
3.2.1 Bevezetés	66
3.2.2. Anyag és módszer	67
Mintavételi terület	67
A kurgánok kiválasztásának kritériumai	67
Botanikai mintavétel	68
Élőhelyi változók felmérése	68
Adatfeldolgozás	69
3.2.3. Eredmények	70
Fajkészlet	70
A felmért kurgánok jellemzői	71
Az élőhelyi változók hatása a fajgazdagságra	71
3.2.4. Diszkusszió	72
Az élőhelysziget területe	72
Lejtő meredeksége	73
Zavarás és a megbontás hatása	73
Fásszárúak előretörése	74
3.2.5. Konklúziók	74
3.3 Perzisztencia és terjedési jellegek szerepe gyepi élőhelyszigetek növényközösségeinek szervező- désében	76
3.3.1. Bevezetés	76
3.3.2. Anyag és módszer	77
Mintavételi terület	77
Botanikai mintavétel	77
Táji- és élőhelyi változók kiválasztása és terepi felmérése	78
Adatfeldolgozás	79
3.3.3. Eredmények	81
3.3.4. Diszkusszió	81
Táji változók és terjedési sajátosságok	81
Táji változók és perzisztencia sajátosságok	87
Élőhelyi változók	88
Fásszárúak előretörése	88
Zavarás mértéke	89
A lejtő meredeksége	89
3.3.5. Konklúziók	90
4. Tájhasználat hatása az élőhelyek térbeli mintázataira és fajszerkeződésére	91
4.1 Tájhasználat hatása vizes élőhelyek strukturális és élőhelyi sokféleségére	91
4.1.1. Bevezetés	91

4.1.2. Anyag és módszer	92
Mintavételi terület	92
Vizsgált élőhelyek vegetációja	92
Terepi mintavétel	93
Adatfeldolgozás	93
4.1.3. Eredmények	94
Élőhelyi sokféleség	94
Strukturális változatosság	94
4.1.4. Diskusszió	95
Élőhelyi sokféleség	95
Strukturális változatosság	96
A nád terjeszkedésének hatása	96
4.1.5. Konklúziók	96
4.2 Mikroélőhelyek és a legelés intenzitásának hatása közép-ázsiai kurgánok vegetációjára	98
4.2.1. Bevezetés	98
4.2.2. Anyag és módszer	99
Mintavételi terület	99
Botanikai mintavétel	100
Adatfeldolgozás	101
4.2.3. Eredmények	101
Fajkészlet	101
Vegetáció és funkcionális csoportok	102
Életforma típusok	103
4.2.4. Diskusszió	106
Az élőhelytípusok vegetációjára	106
Legelési intenzitás hatása az egyes élőhelytípusokban	107
4.2.5. Konklúziók	109
4.3 Kurgánokon alkalmazott élőhelyrekonstrukciós módszerek értékelése	111
4.3.1. Bevezetés	111
4.3.2. Anyag és módszer	112
Kutatási terület	112
Növények telepítése	112
Magok begyűjtése	112
Magvetés	114
Palánták kiültetése	114
Egyedek áttelepítése veszélyeztetett populációkból	114
A célfajok megtelepedési sikerének vizsgálata	114
4.3.3. Eredmények	115
4.3.4. Diskusszió	116
Magvetés	116
Kiültetés és áttelepítés	116
4.3.5. Konklúziók	117
5. Összefoglalás	118
5.1. Élőhelyi sokféleség, élőhelyi mintázatok és fajgazdagság	118
5.2. Lokális és táji változók hatása gyepi élőhelyszigetek fajszerkeződésére	120
5.3. Tájhasználat hatása az élőhelyek térbeli mintázataira és fajszerkeződésére	122
6. Köszönetnyilvánítás	123
7. Irodalomjegyzék	124
8. Függelék	138

1. Bevezetés

Az eurázsiai szárazgyepek fajgazdagsága és fajmegőrző szerepe világszinten is kiemelkedő (Dengler et al. 2014, Deák et al. 2016a). Bár nagy léptékben gondolkozva az esőerdőkben fordul elő a legtöbb növényfaj, kisebb léptékeken ($< 100 \text{ m}^2$) nézve a világ legfajgazdagabb élőhelyei a mérsékelt égövi gyepek (Wilson et al. 2012). A kiemelkedő fajgazdagság köszönhető egyrészt a gyepek változatos termőhelyi adottságainak, másrészt a sok évszázados folyamatos hasznosításuknak (Tälle et al. 2016, Deák et al. 2017). Számos növény- és állatfaj kötődik a gyepi élőhelyekhez. A hosszú ideig elszigetelten előforduló, speciális mikroklimatikus és termőhelyi viszonyokkal rendelkező gyepekben az idők során nagy számban alakultak ki a bennszülött (endemikus) fajok, melyek csak egy kis, meghatározott területen fordulnak elő (Borhidi et al. 2012).

Eurázsia legnagyobb kiterjedésű gyepterületei a mérsékelt égövi sztyepp biomban találhatók (Bohn et al. 2003, Wesche et al. 2016). A sztyepp bioma, amely elsősorban zonális és azonális szárazgyepi élőhelyeket foglal magába, több mint 10 millió négyzetkilométer kiterjedésű (Wesche és Treiber 2012). A zonális sztyepppek, melyek előfordulását elsősorban a klíma határozza meg, Eurázsia kontinentális részén helyezkednek el. Elterjedésük nyugati határa a Duna-deltánál húzódik, keleten pedig Mongóliáig fordulnak elő (Lavrenko et al. 1991, Bohn et al. 2003). A sztyepppeken az átlagos évi csapadékmennyiség 230-450 mm, az évi középhőmérséklet -1 és $+7 \text{ }^\circ\text{C}$ között van (Wesche et al. 2016). A sztyeppvegetáció alapvetően fátlan, legfeljebb félcserjék fordulnak elő benne, a növényzetre a szárazságtűrő fű- és kétszikű fajok jellemzők (Bohn et al. 2003). Elsősorban a különleges termőhelyi adottságoknak (magas sótartalmú talajok jelenléte) köszönhetően nagy kiterjedésű edafikus sztyepppek találhatók a Kárpát-medencében annak ellenére, hogy a klimatikus viszonyok már nem a sztyeppi, hanem a lombos erdei vegetáció kialakulásának kedveznek (Bohn et al. 2003, Deák et al. 2014a). A Kárpát-medencében az edafikus sztyepppeket a szikes szárazgyepek képviselik, melyek mind fajkészletükben, mind megjelenésükben hasonlítanak az eurázsiai sztyeppállományokra (Borhidi et al. 2012).

Kiterjedt gyepterületek találhatók a sztyepp és a mérsékelt övi erdők zónája között elhelyezkedő erdőssztyepp biomban is, amely Kelet-Közép-Európától a Csendes-óceánig húzódik, területe 2,9 millió négyzetkilométer (Lavrenko et al. 1991, Erdős et al. 2018). Az erdőssztyepp biomban az évi csapadékmennyiség meghaladja a sztyepp biombban jellemző értékeket (400-600 mm). A csapadéktöbblet lehetővé teszi, hogy a fűvek, félcserjék és szárazságtűrő kétszikűek mellett fásszárú fajok is fenn tudjanak maradni a vegetációban. Az erdőssztyepppekre jellemző az erdősült és gyeses foltok mozaikja, amely táji szinten egy komplex struktúrát alkot (Bohn et al. 2003, Bátori et al. 2017). Az erdőssztyepppek magyarországi képviselői elsősorban csernozjom- és homoktalajokon fordulnak elő (Borhidi et al. 2012, Molnár et al. 2012, Biró et al. 2018). Magyarországon az erdőssztyepp komplex egyik tipikus szárazgyepi komponensét a löszös alapközeten, csernozjom talajon kialakult fajgazdag löszgyepek alkotják (Molnár et al. 2012).

A mozaikos élőhelyszerkezet és kiemelkedő fajgazdagság kialakításában jelentős szerepe van a gyepekre jellemző termőhelyi változatosságnak (Báldi 2008, Tammé et al. 2010, Deák et al. 2014a,b, 2016a). A termőhelyi változatosság akár kis térbeli léptéken belül is képes fenntartani számos, egymástól eltérő termőhelyi tulajdonságokkal rendelkező élőhelyet, melyek egyedi fajkészlettel rendelkeznek (Lundholm 2009, Deák et al. 2014c, 2015a,b, 2017). Ez a jelenség hozzájárul a táji szintű élőhelyi mozaikosság fenntartásához, valamint a közösségen belüli és a táji léptékeken is értelmezhető faji sokféleség megteremtéséhez.

és fenntartásához (Stein et al. 2014, Deák et al. 2016a). A termőhelyi változatosságnak az élőhelyi sokféleségre és a növényi közösségek fajszerveződésére kifejtett hatásai egyaránt megfigyelhetők természetes és regenerálódó gyepekben (Deák et al. 2014a, 2015a).

Az ember által átalakított tájban a gyepi élőhelyek gyakran kis kiterjedésű teresztris élőhelyszigetekként maradtak fenn (Lindborg et al. 2014, Deák et al. 2016b, 2018a). Az élőhelyszigetek növényzetének fajkészletét számos olyan speciális lokális és táji tényező határozza meg, amely a nagy kiterjedésű gyepterületeken nem jellemző (Heinken és Weber 2013, Deák et al. 2016a). Az élőhelyek kis kiterjedéséből és elszigeteltségéből adódóan a fajok populációira jelentős hatással lehet az emberi zavarás, a kezelés elmaradásából adódó növényi invázió valamint az izolációból adódó genetikai elszigeteltség is (Dembicz et al. 2016, Deák et al. 2018a,b). Az élőhelyszigeteken előforduló populációk fennmaradását elősegíthetik egyes növényi sajátságok, mint például a perzisztenciával kapcsolatos jelleg (Marini et al. 2012). Ugyanakkor a jó terjedőképesség megítélése nem ennyire egyértelmű, a populációkra kifejtett hatása jelentősen függ az izoláció mértékétől (Riba et al. 2009, Deák et al. 2018a).

A termőhelyi változatosság és a táj szerkezete mellett az élőhelyre jellemző használati mód is hatással van a gyepi és nyílt élőhelyek fennmaradására, eredeti fajkészletük megőrzésére (Deák et al. 2014c, 2015b). Az élőhelyi feltételeknek megfelelő használati mód, amely hagyományosan lehet legeltetés és kaszálás, biztosítja az élőhelyre jellemző mozaikosságot, valamint az élőhelyek struktúrájának és fajkészletének fenntartásához szükséges zavarás mértékét (Tälle et al. 2016, 2018). A jól megválasztott használati mód hozzájárul a termőhelyi változatosság által kialakított mintázatok fenntartásához, vagy akár növelheti is a vegetáció mozaikosságát (Vadász et al. 2016). Az elsősorban tájhasználati változásokból fakadó, a használat módját vagy intenzitását érintő kedvezőtlen változások, mint a művelési ág váltás vagy a használat intenzifikációja az élőhelyek degradációját, egyes esetekben eltűnését is eredményezheti (Lindborg et al. 2014, Deák et al. 2015b, 2016a, 2017).

1.1 Termőhelyi változatosság és diverzitás kapcsolata - mikrotopográfia hatása gyepek élőhelyi mintázataira és fajszerveződésére

A vegetációs mintázatok és a termőhely kapcsolatának vizsgálata hosszú idő óta az ökológiai vizsgálatok egyik központi témája (Watt 1947). Általánosságban elmondható, hogy a változatos termőhelyi feltételekkel rendelkező élőhelyek nagy fajgazdagsággal rendelkeznek, mivel a niche-differenciáció és az optimális forrásfelosztás révén számos, eltérő élőhely igényű faj együttélése válik lehetővé (Báldi 2008, Lundholm 2009, Deák et al. 2014a, 2015a, 2017). A gyepekben, így a szikes és löszgyepekben is, az egyes élőhelyfoltok fajkészletének valamint az élőhelyek térbeli mintázatának kialakításában meghatározó szerepet játszik a termőhelyi változatosság által biztosított élőhelyi sokféleség (Stein et al. 2014, Deák et al. 2014a). Az élőhelyi sokféleség egyik forrása a topográfiai változatosság, amely sok esetben az abiotikus élőhelyi változók heterogén térbeli eloszlását eredményezi (Moeslund et al. 2013a, Deák et al. 2014a, Tóth és Kertész 1996). A topográfiai változatosság hatása különösen szembetűnő nagy térléptéken, melyre a legkézenfekvőbb példa a magashegységek növényzetének zonális rendeződése, ahol a magasság és a kitettség változása az eltérő mezoklimatikus és besugárzási viszonyok által határozza meg a növényzet térbeli mintázatát (Stein et al. 2014). Alföldi körülmények között a magasság-különbségek sokkal kisebb skálán jelentkeznek, azonban itt is jelentős hatással lehetnek az élőhelyi mintázatokra, és a növényzet fajszerveződésére (Wesche et al. 2005, Fóti et al. 2014, Deák

et al. 2014a, 2015a). A mikrotopográfiai változatosság hatással van a besugárzás mértékére (Hough-Snee et al. 2011, Dembicz et al. 2016), a talaj nedvességtartalmára (Vivian-Smith 1997, Moeslund et al. 2013b, Alexander et al. 2016), sótartalmára vagy éppen tápanyagtartalmára (Tóth és Kertész 1996).

Az élőhelyi sokféleség és a fajszerződés összefüggései gyakran vizsgált témák az ökológiában. Napjainkig a kutatások jelentős része a nagyléptékű (> 200m²) mintázatokkal foglalkozik, annak ellenére, hogy a fajkompozícióra és fajgazdagságra a mikroléptékű topográfiai változatosság is jelentős hatással lehet (Stein et al. 2014). A témával foglalkozó tanulmányok jelentős része a nedves élőhelyekre fókuszál (Vivian-Smith 1997, Lundholm 2009, Moeslund et al. 2013a,b), de számos kutatás foglalkozik a száraz gyepi közösségekkel is (lásd például Deák et al. 2014a, 2015a, 2017, Alexander et al. 2015, 2016, Zlinszky et al. 2016). Kihasználva az élőhelyi sokféleség és fajgazdagság adta lehetőségeket, egyes élőhely restaurációs projektek során mesterségesen hoznak létre olyan mikrotopográfiai struktúrákat, amelyek változatossá teszik a rekonstruált terület felszínét (Biederman és Whisenant 2011, Melnik et al. 2017). A változatos felszín a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában változatos feltételeket biztosít az eltérő csírázási igényű fajok megtelepedése számára, így a kisléptékű mikrotopográfiai változatosság számos esetben növeli azon célfajok számát, amelyek képesek megtelepedni a rekonstruált élőhelyen (Tilman 1994).

A mikrotopográfiai változatosságból eredő élőhelyi sokféleség számos természetes és ember által létrehozott élőhely fajszerződésére van hatással. Természetes gyepekben a mikrotopográfiai változatosság hatásainak vizsgálatára kiváló lehetőséget nyújtanak a kárpát-medencei szikes élőhelyek, ahol az élőhelyi mintázatokat és a fajszerződést elsősorban a mikrotopográfiával erősen korreláló termőhelyi változók, a talaj sótartalma és a talajnedvesség határozzák meg (Tóth és Kertész 1996, Deák et al. 2014a, Alexander et al. 2016). A mikrotopográfiának jelentős szerepe van továbbá az ember által épített ősi struktúrákon, a földvárakon és temetkezési halmokon kialakult több ezer éves másodlagos gyepek élőhelyi sokféleségének és kiemelkedő fajgazdagságának kialakításában is (Deák et al. 2015c, 2016a, 2017, 2018b).

1.2 Tájhasználat szerepe a gyepek és vizes élőhelyek fajgazdagságának megőrzésében

A gyepeket és nyílt élőhelyeket termőhelytől függően hagyományosan legeltetéssel vagy kaszálással hasznosítják (Tälle et al. 2016). Ezek a hasznosítási módok a felhalmozódott élő és holt fitomassza eltávolítása révén egyaránt hozzájárulnak a nyílt tájszerkezet és a gyepekre jellemző élőhelyi sokféleség, élőhelyi struktúra és fajösszetétel fenntartásához (Metera et al. 2010, Deák et al. 2015b, 2017, Godó et al. 2017). Az elmúlt évszázadok során átalakult tájhasználat következtében azonban az élőhelyek fenntartásában nagy szerepet játszó hagyományos használati módok visszaszorultak (Poschlod és Wallis De Vries 2002, Babai és Molnár 2014, Varga et al. 2016). Napjainkban a tájhasználat intenzitása tekintetében gyakran két szélsőség érvényesül, számos élőhelyen felhagyják a legeltetést és a kaszálást, más területeken pedig intenzifikálódott a használat (Báldi et al. 2013, Tälle et al. 2018). Mind a felhagyás, mind az intenzifikáció az extenzív zavaráshoz adaptálódott közösségek fajösszetételének csökkenéséhez, szerkezetének leromlásához, valamint gyom és inváziós fajok megjelenéséhez vezethet (Pykälä 2001, Deák et al. 2016b, 2017, Tälle et al. 2016). Ezt a jelenséget a köztes zavarási hipotézis magyarázza, mely szerint a fajgazdagság és a zavarás között egy unimodális kapcsolat áll fenn, vagyis „köztes” zavarás mellett

várhatjuk a legnagyobb faji sokféleséget (Connell 1978). Alacsony intenzitású zavarásnál a kompetitív kizárás miatt csökken a fajgazdagság, a magas zavarási intenzitáshoz pedig csak kevés faj képes alkalmazkodni (Grime 2002, Deák et al. 2016c).

A kaszálás és legeltetés az élő fitomassza eltávolítása révén csökkentik a fajon belüli és fajok közötti kompetíció mértékét, illetve hatékonyak a kompetítor fűfajok és a fászfű növények visszaszorításában. A holt fitomassza eltávolítása általában pozitív hatással van a fátlan élőhelyek fajgazdagságára, általa nyílt mikroélőhelyek jönnek létre, amelyek alkalmasak számos gyepi kísérőfaj megtelepedéséhez (Foster és Gross 1998, Bartha 2001, Godó et al. 2018). A holt fitomassza felhalmozódása gátolhatja a fajok betelepülését azáltal, hogy magcsapdaként működve megakadályozza a propagulumok talajfelszínre jutását, valamint azáltal, hogy fizikai gátat képez csíranövényeik számára (Deák et al. 2011). A gyepi kísérőfajok visszaszorulásával párhuzamosan a jó kompetíciós képességű, erőteljes növekedésű fajok dominanciája erősödik, ami a gyepterület homogenizációjához és fajgazdagságának csökkenéséhez vezet (Bartha 2001). A holt fitomassza felhalmozódása ugyanakkor pozitív hatással lehet számos állatcsoport diverzitására (Garcia-Palacios et al. 2013). Jó példaként szolgálnak erre a vizes élőhelyek, ahol a lábon álló holt fitomassza számos ízeltlábú csoportnak nyújt élőhelyet, az idős, avarosodó növényzeti foltok táplálkozóhelyként és fészkelőhelyként szolgálnak a vizes élőhelyekre jellemző énekesmadár fajoknak (Báldi és Kisbenedek 1999).

Az egyes tájhasználati módoknak a növényzet fajgazdagságára illetve az élőhelyi sokféleségre gyakorolt hatásának vizsgálata jelentős mértékben hozzájárul a természetvédelmi szempontból fontos területek megőrzéséhez, a megfelelő tájhasználati mód vagy természetvédelmi kezelés kiválasztásához (Tälle et al. 2016, 2018). Bár a legeltetés és a kaszálás egyaránt a fitomassza eltávolításán keresztül fejti ki hatását az élőhelyek fajszerződésére és struktúrájára, hatásmechanizmusuk különböző (Tälle et al. 2016). Az extenzív legeltetés egy térben és időben mozaikos vegetáció struktúrát hoz létre, ahol az egyes foltokban a legelési nyomás, így a biomassa eltávolítás, taposás és trágyázás mértéke különbözik (Pensza et al. 2008, Metera et al. 2010). A fitomassza eltávolítási mintázatok függnek az adott faj vagy fajta legelési preferenciáitól valamint a növények legeléshez való adaptációjától, elkerülési és védekezési stratégiáitól (Huhta et al. 2003). A legelési intenzitás növekedésével a fitomassza eltávolítási mintázata homogenizálódik, a legelést és taposást kevésbé toleráló gyepi fajok eltűnnek az élőhelyről (Deák et al. 2017).

A gyepekben alkalmazott gépi kaszálás vagy a vizes élőhelyeken jellemző nádaratás a legeltetéssel ellentétben egy azonnali drasztikus változást okoz a vegetációban, térben, időben és intenzitásban is homogén módon távolítja el a fitomasszát (Tälle et al. 2014). A növényi közösségek válasza erősen élőhelyspecifikus, jelentős mértékben függ attól, hogy az adott közösségben előforduló fajok milyen mértékben képesek kompenzálni a kaszálással vagy aratással járó változásokat (Humbert et al. 2012, Tälle et al. 2014). Míg a kaszálás gyepi közösségekben a kompetítor fajok visszaszorulásával és a gyepi kísérőfajok számának és virágzási sikerének növekedésével jár, addig vizes élőhelyeken elősegítheti egyes vegetatíván jól terjedő fajok dominanciáját (Deák et al. 2014c, 2015b). A gépi kaszálás vagy nádaratás hátránya továbbá, hogy a stabilan beállított kaszálási magasság homogenizálja a növényzetet, a gépek taposása tömöríti a talajt és zavart mikroélőhelyeket hoz létre, amely megtelepedési ablakként szolgálhat számos természetvédelmi szempontból nem kívánatos faj számára (Deák et al. 2007, Schäffer et al. 2007).

1.3 Tájleptékű változások hatásai a gyepi élőhelyekre

Az elmúlt évszázadokban az egyre fokozódó emberi tájátalakító tevékenységek következtében a gyepek területe az egész világon jelentősen csökkent (Saar et al. 2012, Heinken és Weber 2013, Mihók et al. 2017). A gyepek területének csökkenése miatt az ember által átalakított tájban a korábban elterjedt gyeptípusokból sok esetben csak kis kiterjedésű, elszigetelt állományok maradtak fenn (Fahrig 2003, Deák et al. 2016a,b, 2018a, Kiss et al. 2016a, Lindgren és Cousins 2017, Molnár V. et al. 2017). A fennmaradt állományok sok esetben degradálódtak, a degradált állományokban visszaszorultak a gyepekhez kötődő fajok populációi, és csökkent a gyepek által fenntartott fajgazdagság is (Helsen et al. 2013). Euráziában a sztyeppek fennmaradását elsősorban az intenzív mezőgazdasági művelés, a terjeszkedő városok és a hozzájuk tartozó infrastruktúra kiépítése fenyegeti (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Kamp et al. 2012, Saar et al. 2012, Smelansky és Tishkov 2012, Mihók et al. 2017). A korábban sztyeppvegetációval borított területek 57%-án napjainkban intenzíven művelt mezőgazdasági parcellák találhatók (Chibilyov 2002). A nagymérvű élőhely-pusztulás miatt a sztyeppeket a világ legveszélyeztetettebb élőhelyei között tartják számon (Dengler et al. 2014).

A sztyeppi élőhelyek pusztulása az ukrán sztyeppeken volt a legnagyobb mértékű, ahol eredeti állományaiknak csupán 5-8%-a maradt fenn (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014). Oroszországban az elmúlt 250 év során több millió hektár sztyepp esett áldozatul a szántóföldek terjeszkedésének, különösen a fejlettebb és sűrűn lakott európai területeken (Kamp et al. 2011). Kazahsztánban a mezőgazdasági intenzifikáció később, a 20. században kezdődött el, ennek megfelelően a sztyeppi élőhelyek nagyobb arányban maradhattak fenn. Bár az intenzív tájátalakító munkálatok viszonylag rövid ideig tartottak Kazahsztánban, de igen hatékonyak voltak. 1954 és 1960 között az ősi érintetlen sztyeppek feltörését célzó program során óriási területű, közel 250 000 km²-nyi sztyeppet szántottak be (Kamp et al. 2011, Rachkovskaya és Bragina 2012). Napjainkban az érintetlennek tekinthető sztyeppek legnagyobb kiterjedésben Mongóliában maradtak fenn, ahol eredeti állományuk 72%-a őrződött meg (White et al. 2000).

Az eurázsiai sztyepp- és erdőssztyepp biomban a mezőgazdasági művelés és a városiasodás, valamint ennek megfelelően az élőhely-pusztulás is, az iparosodott és nagy népsűrűségű nyugati régiókban a legnagyobb mértékű (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014, Deák et al. 2016a). A jó termőképességű talajokon kialakult gyepi élőhelyeket különösen veszélyezteti az ember tájátalakító tevékenysége, mivel a gyepeket vonták be elsőként a mezőgazdasági művelésbe (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Molnár et al. 2012, Deák et al. 2016a, Biró et al. 2018). Ezt jól példázza az, hogy Magyarországon a 20. századra, a korábban több százezer hektárt borító, alföldi löszgyepek területe drasztikusan, 90%-ot meghaladó mértékben csökkent (Biró et al. 2018). A löszgyepek kiterjedése Magyarországon napjainkban mindössze 19 000 hektár, amelynek csupán 10%-a van megfelelő természeti állapotban (Molnár et al. 2008a, Molnár et al. 2012). Hazánkban a szántóföldi művelésre kevésbé alkalmas edafikus sztyeppi vegetációt képviselő szikes gyepek őrződtek meg legjobban (Molnár et al. 2008a). Molnár et al. (2012) alapján a szikes sztyeppek és az erősen sós talajokon kialakult nyílt szikes gyepek területe Magyarországon hozzávetőleg 90 000 hektár.

1.4 Szárazgyepi élőhelyszigetek növényközösségeire ható tényezők

A tájhasználatban bekövetkezett nagymértékű változások következtében az ember által átalakított tájakban a gyepi élőhelyek egykor összefüggő állományai feldarabolódtak, az egyes gyeppragmentumok közötti kapcsolat korlátozottá vált, a gyepek izolálódtak (Fahrig 2003, Heinken és Weber 2013). Az izoláció következtében gyengülnek az élőhelyszigetekre visszaszorult populációk közötti metapopulációs kapcsolatok, így növények esetében a populációk közötti propagulum- és pollenterjedés (Jacquemyn et al. 2010, Auffret et al. 2015). A korlátozott térbeli összeköttetés következtében a populációk genetikailag izolálódnak, csökken a genetikai változatosságuk, ami hosszú távon akár a populáció életképességének csökkenéséhez vagy kihalásához is vezethet (Young et al. 1996). Izolált élőhelyek esetén a metapopulációs dinamika fontos elemét képező kihalást követő újramegtelepedés esélye alacsony (Hanski 2011). Különösen igaz ez a rosszul terjedő fajok esetén, mivel a funkcionális térbeli összeköttetések hiányában a beérkező mageső mennyisége csekély vagy teljesen hiányzik (Ozinga et al. 2004, Deák et al. 2018a). Izolált élőhelyeken tehát a fajok terjedőképességnek kulcsfontosságú szerepe van a populációk fennmaradásában illetve az egyedek életképességének fenntartásában (Heinken és Weber 2013). Általánosságban elfogadott nézet, hogy izolált élőhelyeken a jó terjedőképességű fajok fennmaradási esélye nagyobb, mivel ezen fajok át tudják hidalni a számukra megfelelő élőhelyi feltételekkel rendelkező fragmentumok közötti távolságokat, így fenn tudják tartani a metapopulációs kapcsolatokat (Ozinga et al. 2004, Hanski 2011) Szárazgyepi fajok esetében a hosszútávú terjedést elsősorban az állatok és a szél általi terjedés biztosítja (Poschlod et al. 1998, Nathan 2006, Deák et al. 2018a).

Fragmentált tájakban a szárazgyepi fajok populációinak fennmaradásában a terjedési sajátosságok mellett a perzisztencia sajátosságok is fontos szerepet játszanak (Honnay és Bossuyt 2005, Marini et al. 2012). A perzisztenciával kapcsolatos jellegek (mint például a klonalitás vagy a tartós magbank képzés) segítségével a populációk képesek hosszú távon fennmaradni izolált vagy degradált élőhelyfoltokban abban az esetben is, ha az egyedek betelepülése korlátozott (Csontos 2007, Kuussaari et al. 2009, Auffret et al. 2015). Klonális fajok populációi akár történelmi időléptéken is képesek fennmaradni a földfelszín feletti vegetációban, mivel létük többé-kevésbé független az ivaros szaporodástól és a megtelepedésre alkalmas mikroélőhelyek elérhetőségétől (Honnay és Bossuyt 2005, Heinken és Weber 2013). A közép-európai növényfajok kétharmada rendelkezik azzal a képességgel, hogy az anyanövénytől független, azonban azzal azonos genetikai állománnyal rendelkező klónokat hozzon létre. A legtöbb faj azonban nem kizárólagosan klonális szaporodású, a klonális életmenet kezdete általában valamilyen környezeti hatásra következik be, amely gyakran összefügg a lokális élőhelyi környezet vagy éppen a tájkép megváltozásával (Honnay és Bossuyt 2005). A tartós magbankot képző fajok akár évtizedekig is képesek átvészelnéni az esetleges kedvezőtlen periódusokat (Thompson et al. 1997, Kiss et al. 2016b). A kedvezőtlen időszakokban bár az egyedek akár el is tűnhetnek a földfelszíni vegetációból, jelen vannak a magbankban. A kedvezőtlen környezeti feltételek elmúltával, vagy a csírázásra alkalmas mikroélőhelyek megjelenésével a talajban található propagulumok egy része kicsírázik, és az egyedek megjelennek a földfelszíni vegetációban (Csontos 2007). Ez a stratégia a klonális szaporodáshoz hasonlóan jelentősen lassítja a fajok kihalási ütemét izolált élőhelyeken (Ozinga et al. 2004). A perzisztenciával kapcsolatos növényi sajátosságok mellett, hogy hozzájárulnak az izoláció elsődleges negatív hatásainak (csökkent metapopulációs kapcsolatok) mérsékléséhez, lehetővé teszik azt is, hogy a populációk tolerálni tudják a kis élőhelyszigetekeken megváltozott élőhelyi sajátosságokat (Kuussaari et al. 2009).

Az izolált élőhelyszigetek élővilágára hatással van az élőhelysziget mérete is. A MacArthur és Wilson (1967) által leírt sziget-biogeográfiai szabályok jól alkalmazhatóak szárazföldi környezetben is (Fahrig 2003). Intenzíven használt mezőgazdasági tájban az élőhelyszigetek fennmaradt szárazgyepek szigetként viselkednek, a körülöttük található antropogén élőhelyek pedig tengerként, amely gátolja egyes fajok terjedését a számukra alkalmas élőhelyfoltok között, és lehetetlenné teszi az egyedek tartós megtelepedését a környező kedvezőtlen élőhelyeken (Riba et al. 2009). Az elméletet több, a fajgazdagság és a szárazföldi élőhelysziget területe közötti összefüggéseket vizsgáló kutatás is alátámasztotta. A vizsgálatok azt találták, hogy a kis kiterjedés és a nagy kerület/terület arány sebezhetővé teszi az élőhelyet (Kuussaari et al. 2009, Brückmann et al. 2010, Rösch et al. 2013). A sebezhetőség adódik a fajok terjedési korlátaiból, a megváltozott élőhelyi feltételekből, a megnövekedett mértékű emberi zavarásból, a hagyományos használati mód elmaradásából és az élőhelyre nehezedő fokozott inváziós nyomásból (Heinken és Weber 2013, Deák et al. 2016a,b, 2018a,b). A veszélyeztető tényezők eredhetnek a környező mátrixból vagy jelentkezhetnek lokálisan, az élőhely területén belül is (Illyés et al. 2008, Deák et al. 2018a).

A zavarások, valamint a felhagyás jelentős hatással vannak a gyepi élőhelyszigetekre jellemző termőhelyi feltételekre (így például a talaj pH-jára, tápanyag- és nedvességtartamára valamint a bolygatott, nyílt talajfelszínek arányára) (Johnston és Johnston 2004). A környezetben bekövetkezett változások hatással vannak a biotikus interakciókra is, a fajon belüli és fajok közötti kompetíció megváltozásával járnak (MacDougall et al. 2013). A megváltozott abiotikus és biotikus feltételek fontos szerepet játszanak az élőhelyszigetek fajszerződésének alakításában, azáltal, hogy befolyásolják az adott élőhelyre érkező propagulumok megtelepedési és a kifejlett egyedek fennmaradási sikerét (Nathan et al. 2002, Gazol et al. 2012). A szárazgyepi fajok számára kedvezőtlen változások egyben elősegíthetik a nemkívánatos gyom és inváziós fajok megtelepedését (Deák et al. 2016b). A nemkívánatos fajok zavarást vagy felhagyást követő előretörése nem csupán a bolygatásnak, de a környező antropogén élőhelyekről érkező nagymértékű propagulum nyomásnak is köszönhető (Tscharntke et al. 2012). A betelepülő nemkívánatos fajok további változásokat okozhatnak az élőhelyszigetek termőhelyi tulajdonságaiban. Jó példa erre a fás szárúak előretörése – amely egy általános következménye a száraz gyepek felhagyásának az erdőssztyepp klímában –, ami jelentős hatással lehet a fényigényes szárazgyepi fajok populációira a megnövekedett árnyékolás és megváltozott mikroklíma következtében (Poschlod et al. 1998, Cierjacks et al. 2013).

Az élőhelyszigetekre jellemző speciális táji és lokális élőhelyi változók eltérő hatással lehetnek a szárazgyepekhez kötődő specialista és a számos élőhelyen előforduló generalista fajokra (Brückmann et al. 2010, Deák et al. 2016b, 2018a, Lindgren és Cousins 2017). A szárazgyepi specialista fajok érzékenyebben reagálnak az élőhely izolációjára és az izolált élőhelyekre jellemző környezeti változásokra, mint a generalista fajok, mivel a generalistákhoz képest általában kevésbé hatékonyan terjednek, és bár jól alkalmazkodtak a stresszelt élőhelyekhez, zavart élőhelyeken kompetíciós képességük alacsony (Lindborg et al. 2014, Villemey et al. 2015). Ezzel szemben a generalista fajokat kevésbé érinti negatívan az izoláció, mivel tolerancia-spektrumuk szélesebb, számos élőhelyen előfordulnak, és jól tolerálják a ruderalis élőhelyek által nyújtott termőhelyi feltételeket (Brückmann et al. 2010, Lindgren és Cousins 2017).

1.5 Kurgánok mint élőhelyszigetek

Tekintettel az elmúlt évszázadok tájhasználati változásaira nem csupán a nagy kiterjedésű összefüggő területeknek, hanem a kis, szigetszerű élőhelyeknek is jelentős szerepe van a szárazgyepi, különösen a sztyeppi vegetáció megőrzésében (Sudnik-Wójcikowska és Moy-siyenko 2014, Deák et al. 2015c, 2016a,b, Dembicz et al. 2016). Napjainkban az intenzív tájhasználat miatt Magyarországon és Ukrajnában az eredeti sztyeppi és erdőssztyeppi vegetáció sokszor csak olyan kis élőhelyszigetekeken maradhatott fenn, amelyek valamilyen okból alkalmatlanok voltak a mezőgazdasági művelésre (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Deák et al. 2016a, Molnár V. et al. 2017). Ilyenek például a sekély talajú területek sziklakibúvásai vagy a folyóvölgyek meredek oldalai (Dembicz et al. 2016). A szántóföldek, utak és vasutak mezsgyéiben, valamint a folyókat és csatornákat szegélyező gátoldalokban szintén fennmaradhattak az egykori vegetáció keskeny, de akár több kilométer hosszú maradványai (Zólyomi 1969, Kleijn és Báldi 2005, Csathó 2009, Penksza et al. 2011a,b, Csathó et al. 2015, Bátori et al. 2016, Lindgren és Cousins 2017). Fentiek mellett a sztyepp biom ősi temetkezési halmainak, a kurgánoknak (más néven kunhalmok, halmok) is jelentős szerepe van a sztyepp vegetáció megőrzésében (Sudnik-Wójcikowska et al. 2014, Deák et al. 2016a, Dembicz et al. 2016). Tekintettel arra, hogy számos régióban a kis élőhelyszigetek tartják fenn a gyepi biodiverzitás jelentős részét, refúgiumként szolgálhatnak számos szárazgyepi faj számára, valamint szerves részei a tájban található szárazgyepi élőhelyek hálózatának, ezért világszerte az ökológiai kutatások középpontjában állnak (Lindborg et al. 2014, Lindgren és Cousins 2017).

Az értekezésben az élőhelyszigetek biodiverzitás megőrző szerepét és a rajtuk található vegetáció fajszerkeződésére ható tényezőket a kurgánok példáján vizsgálom. A kurgánokon fennmaradt gyepek jól reprezentálják Eurázsia izolált szárazgyepi élőhelyeit és az azokkal kapcsolatos természetvédelmi problémákat. A kurgánok az eurázsiai sztyeppek jellegzetes tájképi elemei és különlegességük, hogy nem csupán természetvédelmi, de kulturális, történelmi jelentőségük is van (Deák et al. 2016a). Tekintettel jelentős számukra (hozzávetőleg 400-600 000 kurgán található a sztyepp és erdőssztyepp zónában) és arra, hogy évezredek óta keresztül stabil élőhelyet biztosítottak a sztyeppi fajok számára, Eurázsia számos területén a mezsgyékkel és szegélyekkel összevethető ökológiai, természetvédelmi jelentőségük van (Dembicz et al. 2016, Deák et al. 2017). A stabilitás, mely köszönhető a kurgánok kulturális jelentőségének valamint speciális alakjának, kiemelten lényeges szempont, mivel a 20. században a sztyepp biom országaiban a mezőgazdasági kollektivizáció és intenzifikáció következtében nem csupán a nagy kiterjedésű élőhelyek, de a kis kiterjedésű élőhelyszigetek száma is erőteljesen megfogyatkozott (Batáry et al. 2015). Annak ellenére, hogy a kurgánokon található gyepi élőhelyek egy része megsemmisült vagy degradálódott az elmúlt évszázadok során, napjainkban mégis számos kurgán őrzi az eredeti gyepi vegetációt és fajokat (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Deák et al. 2015c, 2018a).

Magyarországon a kurgánok élővilágáról az első publikációk a múlt század második felében születtek, és azóta is töretlen a kurgánok élővilágával kapcsolatos tudományos érdeklődés (Zólyomi 1969, Molnár 1992, Tóth 1998, Tóth és Tóth 2003, Bede et al. 2012, 2015, Tóth et al. 2014). Kevés kivétellel azonban a kutatások elsősorban a kurgánok flórájával, és nem a fejszerkeződésüket befolyásoló ökológiai folyamatokkal foglalkoztak (de lásd Joó 2003, Penksza et al. 2011a,b, Barczy 2014). Ezért tartom fontosnak a kurgánokkal foglalkozó ökológiai irányú hazai kutatások kiszélesítését. Ennek első lépése volt, amikor a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársaként, a nemzeti park működési területén található kurgánok és tellek (lakóhalmok) felmérésébe, valamint a rendelkezésre álló adatok

adatbázisba rendezésébe fogtam bele. Mikor megtörtént a kurgánok, mint védett tájképi elemek integrációja a területalapú támogatások rendszerébe, regionális koordinátorként és adatgyűjtőként részt vettem abban az országos adatgyűjtő kampányban, melynek eredményeként jött létre az a Mezőgazdasági Parcellaazonosító Rendszerbe integrált fedvény, amely jelenleg is alapját képezi a kurgánokkal kapcsolatos agrár-környezetvédelmi támogatások kifizetésének. A későbbiekben az MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport és a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszékén folytatott tudományos pályafutásom során alkalmam nyílt a terepi adatgyűjtésen túl a kurgánok ökológiájával is behatóbban foglalkozni. Ennek a tevékenységnek a tudományos megismerésen felül kiemelt célja a kurgánokról szerzett tudás minél szélesebb körű ismertetése, a kurgánok védelmének, fontosságának népszerűsítése, valamint aktív szerepvállalás a természetvédelmi kezelésben. Kiemelten fontosnak tartom, hogy a téma természetvédelmi jelentőségét a nagyközönség is megismerhesse. A kurgánok természetvédelmi jelentőségét bemutató *Természet és történelem - A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében* című könyvem várhatóan 2018 őszén jelenik meg az MTA Könyvkiadási Pályázatának támogatásával. Tudományos szempontból a kurgánok kiválóan alkalmasak a kisméretű élőhelyszigetekre ható élőhelyi, táji változók valamint a tájhasználat hatásainak vizsgálatára. Speciális alakjuk pedig lehetővé teszi, hogy ezen kis élőhelyszigetekeken teszteljük az élőhelyi változatosság és az élőhelyi sokféleség hatásait a szárazgyepei vegetáció fajszerkeződésére. Az értekezés alapját képező vizsgálatok többsége egy saját, országos léptékű felmérés során gyűjtött adatokon alapul, mely során több mint 160 kurgánt mértünk fel, rögzítve a kurgánokon található edényes növényfajok listáját, borítását, az élőhelyi változókat valamint a táji környezetet is.

1.6 Az értekezés felépítése

Értekezésemben a termőhelyi változatosság, a tájszerkezet, a tájhasználati változások, valamint ezen tényezők interakciójának gyepi növényközösségekre kifejtett hatását vizsgálom. Kutatásaim során két, természetvédelmi szempontból kiemelkedő vegetációtípus, az eurázsiai sztyeppi és erdőssztyeppi vegetáció fajszerkeződésével kapcsolatos ökológiai kérdésekre kerestem választ tájléptékű terepi botanikai illetve távérzékelt adatok elemzése révén. Az értekezés három fő részre tagolódik. Az egyes részekben belül a fejezetek referált nemzetközi publikációk eredményein alapulnak.

Élőhelyi sokféleség, élőhelyi mintázatok és fajgazdagság

Az első részben arra keresem a választ, hogy a termőhelyi változatosság hogyan befolyásolja a vegetáció fajszerkeződését nyílt talajfelszíneken kialakult regenerálódó gyepi közösségekben és vizsgálom a termőhelyi változatosság szerepét a szárazgyepek élőhelyi mintázatainak kialakításában.

2.1 Mikrotopográfia szerepe szikesek élőhelyi mintázatainak kialakításában

Terepi botanikai felmérések és távérzékelt adatokon alapuló digitális terepmodellek összevetésével azt vizsgáltuk, hogy a szikes tájakra jellemző mikrotopográfiai változatosság hogyan befolyásolja az élőhelyi mintázatok kialakulását, valamint hogy az egyes élőhelyek elkülönülnek-e a termőhelyük tengerszint feletti magassága alapján (Deák et al. 2014a). Eredményeink alapján egy olyan vegetációosztályozási módszert dolgoztunk ki, amely alkalmas a szikes tájak pontos és nagyléptékű térképezésére (Alexander et al. 2016).

2.2 Mikrotopográfiai változatosság hatása regenerálódó szárazgyepek fajszerveződésére

Egy tájléptékű rekonstrukciós projekt keretében felszámolt csatorna nyomvonalakon azt vizsgáltuk, hogy a mikrotopográfiai változatosság által előidézett termőhelyi változatosság hogyan hat a különböző korú regenerálódó szikes gyepi vegetáció fajgazdagságára, a célfajok megtelepedésére, illetve a Grime-féle C-S-R növényi stratégiák eloszlására (Deák et al. 2015a).

2.3 A róka, mint ökoszisztéma mérnök faj hatása a gyepi növényzet fajösszetételére

Arra kerestük a választ, hogy a vörös róka, mint ökoszisztéma mérnök faj milyen hatással van a szárazgyepi és gyomfajok megtelepedési mintázataira. A vizsgálatban a rókák által létrehozott termőhelyi változások, és a táji környezet fajszerveződésre kifejtett hatásait értékeltük (Godó et al. 2018).

Lokális és táji változók hatása gyepi élőhelyszigetek fajszerveződésére

A második részben a szárazgyepi élőhelyszigetek szerepét vizsgáltam a táji szintű faji sokféleség, valamint a gyepi élőhelyhálózatok fenntartásában. Értékeltem az élőhelyszigetekre jellemző lokális élőhelyi- és táji változók fajszerveződésre kifejtett hatásait, valamint azt, hogy mely növényi sajátosságok teszik lehetővé a fajok fennmaradását ezeken az élőhelyeken.

3.1 Történelmi emlékhelyek és természetvédelem - Kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében

A fejezetben Eurázsia élőhelyszigeteinek, a sztyepp és erdőssztyepp biom temetkezési halmainak (kurgánjainak) biodiverzitás megőrző szerepét vizsgáltuk. A teljes eurázsiai sztyepp és erdőssztyepp biomra kiterjedően értékeltük a kurgánok szerepét a sztyeppi vegetáció megőrzésében, azonosítva azokat a tényezőket, amelyek hozzájárulnak a kurgánokon fennmaradt biodiverzitás fenntartásához, illetve amelyek veszélyeztetik a kurgánokon fennmaradt élőhelyeket és fajokat (Deák et al. 2016a).

3.2 Élőhelyi változók hatása gyepi élőhelyszigetek vegetációjának összetételére

A fejezetben azt vizsgáltuk, hogy a kurgánokon található izolált gyepi élőhelyeken élő szárazgyepi és veszélyes gyomfajok populációira milyen hatással vannak a kurgánokra jellemző lokális élőhelyi változók, így az élőhely területe, lejtőszöge, a megbontás és zavarás mértéke, valamint az őshonos és idegenhonos fás szárúak borítása (Deák et al. 2016b).

3.3 Perzisztencia és terjedési jellegek szerepe gyepi élőhelyszigetek növényközösségeinek szerveződésében

A fejezetben arra kerestük a választ, hogy a táji- és élőhelyi változók hogyan befolyásolják az élőhelyszigetekeken található szárazgyepi specialista és generalista növényfajok fajgazdagságát és mennyiségi viszonyait. A növényzeti mintázatok vizsgálata során a táji- és élőhelyi változóknak a növényi perzisztencia és terjedési sajátosságokra kifejtett hatásait értékeltük (Deák et al. 2018a).

Tájhasználat hatása az élőhelyek térbeli mintázataira és fajszerveződésére

A harmadik részben a tájhasználat fajgazdagságra és élőhelyi sokféleségre kifejtett hatásait vizsgálom szikes és sztyeppi tájakban, valamint értékelem a kis élőhelyszigetek rekonstrukciójának lehetőségeit. Az értekezés eredményei alapján ajánlást teszek a fragmentált szárazgyepek hatékonyabb kezelését és védelmét szolgáló módszerekre.

4.1 Tájhasználat hatása vizes élőhelyek strukturális és élőhelyi sokféleségére

A fejezetben az intenzív téli nádaratás hatásait vizsgáltuk nagyfokú termőhelyi változottsággal rendelkező szikes mocsarakban. A kutatás során a tájhasználatnak az élőhelyi sokféleségére, valamint a strukturális változatosságára kifejtett hatásait vizsgáltuk (Deák et al. 2015b).

4.2 Mikroélőhelyek és a legeltetés intenzitásának hatása közép-ázsiai kurgánok vegetációjára

A fejezetben azt vizsgáltuk, hogy a közép-ázsiai sztyeppéken a kurgánok milyen szerepet töltenek be a sztyeppi biodiverzitás megőrzésében. Vizsgáltuk továbbá, hogy a különböző intenzitású legeltetés hogyan hat a kurgánokon található eltérő termőhelyi tulajdonságokkal rendelkező mikroélőhelyek növényzetére (Deák et al. 2017).

4.3 Kurgánokon alkalmazott élőhelyrekonstrukciós módszerek értékelése

A fejezetben értékeltük a szárazgyepei élőhelyszigetek vegetációjának helyreállítása során leggyakrabban használt növénytelepítési technikák sikerességét, valamint a restaurált területeken végzett élőhelykezelések hatásait (Valkó et al. 2018).

Az értekezésben tárgyalt kutatási eredmények 9 szakcikk és 1 áttekintő tanulmány eredményein alapulnak, melyek a megjelenésük időrendjében felsorolva a következők:

Deák B., Valkó O., Alexander C., Mücke W., Kania A., Tamás J., Heilmeier H. (2014): Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands - case study based on remotely sensed data. *Flora* 209: 693-697. [IF2014: 1.472]

Deák B., Valkó O., Török P., Kelemen A., Tóth K., Miglécz T., Tóthmérész B. (2015): Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. *Ecological Complexity* 22: 121-125. [IF2015: 1.797]

Deák B., Valkó O., Török P., Kelemen A., Miglécz T., Szabó Sz., Szabó G., Tóthmérész B. (2015): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic and Applied Ecology* 16: 291-299. [IF2015: 1.836]

Alexander C., Deák B., Heilmeier H (2016): Micro-topography driven vegetation patterns in open mosaic landscapes. *Ecological Indicators* 60: 906-920. [IF2016: 3.898]

Deák B., Tóthmérész B., Valkó O., Sudnik-Wójcikowska B., Bragina T.M., Moysiyenko I., Apostolova I., Bykov N., Dembicz I., Török P. (2016): Cultural monuments and nature conservation: The role of kurgans in maintaining steppe vegetation. *Biodiversity and Conservation* 25: 2473-2490. [IF2016: 2.265]

Deák B., Valkó O., Török P., Tóthmérész B. (2016): Factors threatening grassland specialist plants - A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. *Biological Conservation* 204: 255-262. [IF2016: 4.002]

Deák B., Tölgyesi Cs., Kelemen A., Bátori Z., Gallé R., Bragina T.B., Abil A.Y., Valkó O. (2017): The effects of micro-habitats and grazing intensity on the vegetation of burial mounds in the Kazakh steppes. *Plant Ecology and Diversity* 10: 509-520. [IF2017: 1.205]

Godó L., Tóthmérész B., Valkó O., Tóth K., Radócz S., Kiss R., Kelemen A., Török P., Švamberková E., Deák B. (2018): Ecosystem engineering by foxes is mediated by the landscape context – A case study from steppic burial mounds. *Ecology and Evolution* 8: 7044-7054 [IF2017: 2.340]

Deák B., Valkó O., Török P., Kelemen A., Bede Á., Csathó A.I., Tóthmérész B. (2018): Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. *Landscape Ecology* 33: 1117-1132. [IF2017: 3.833]

Valkó O., Tóth K., Kelemen A., Miglécz T., Sonkoly J., Tóthmérész B., Török P., Deák B. (2018): Cultural heritage and biodiversity conservation – Plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds. *Nature Conservation* 24: 65-80. [IF2017: 1.367]

2. Élőhelyi sokféleség, élőhelyi mintázatok és fajgazdagság

2.1 Mikrotopográfia szerepe szikesek élőhelymintázatainak kialakításában

2.1.1 Bevezetés

A környezeti változatosság, különösen a topográfia, és a növényzeti mintázatok kapcsolata hosszú idők óta az ökológia egyik központi kérdése (Stein et al. 2014). A mikrotopográfiai változatosság által létrehozott élőhelyi sokféleség egyrészt lehetővé teszi az eltérő élőhelyi igényű fajok együttélését kis térbeli léptéken is, másrészt jelentős szerepe van a növényzeti mintázatok kialakításában (Tamme et al. 2010, Deák et al. 2015a, 2017). Az eltérő termőhelyi sajátságokkal rendelkező mikroélőhelyeken más-más szűrők hatnak a fajok megtelepedésére és fennmaradására, valamint az élőhelyi feltételek kis léptékű változásai befolyásolják a fajokon belüli és fajok közötti interakciókat is (Lundholm 2009, Deák et al. 2015b). A mikrotopográfia általában indirekt módon befolyásolja a termőhelyi viszonyokat, így például a kitétség befolyásolhatja a beérkező napsugárzás mennyiségét, kis léptéken a magassággal általában csökken a talaj nedvességtartalma és az erózió mértéke (Moeslund et al. 2013a,b, Alexander et al. 2016). A mikrotopográfia és a növényi mintázatok kapcsolatának vizsgálatára kiválóan alkalmasak a nagy sótartalmú talajon kialakult élőhelyek, melyek rendszerint nagyfokú mikrotopográfiai változatossággal rendelkeznek. Ezeken az élőhelyeken a mikrotopográfia rendszerint jól indikálja a vegetációra ható stressz tényezőket, a só- és a szárazságstresszt (Tóth és Kertész 1996, Deák et al. 2014a, Wanner et al. 2014). A mikrotopográfia és növényzeti mintázatok kapcsolatának vizsgálatára irányuló kutatások elsősorban a tengerek parti zónájában kialakult növényzeti grádienseket vizsgálták, a közelmúltig a kontinentális szikesekre irányuló terepi méréseken alapuló vizsgálatok hiányoztak (Minden et al. 2012, Moeslund et al. 2013a).

Korábbi kutatások kimutatták, hogy az árapály zónán belüli magasságkülönbségek az abiotikus élőhelyi változókra kifejtett hatásukon keresztül jelentősen befolyásolják az egyes növényzeti típusok térbeli elhelyezkedését (Minden et al. 2012). Tengerparti vizes élőhelyeken Moeslund et al. (2011) és Ward et al. (2013) elsősorban a topográfia és a talaj nedvességtartalma közötti összefüggésekre alapozva mutatta ki a sós termőhelyeken kialakult növényközösségek fajszerződésének törvényszerűségeit. Bár a tengerparti élőhelyeken végzett megfigyelések eredményei jól adaptálhatók a kontinentális szikes élőhelyekre is, tekintettel arra, hogy az abiotikus termőhelyi feltételek eltérőek, a növényi mintázatok kialakító folyamatok hatásmechanizmusai részben különbözhetnek. Ez megmutatkozik az élőhelyek mintázatában is. Míg a tengerparti sós termőhelyek élőhelyei általában egy többé-kevésbé szabályos, sávos elrendeződésű zonáció mentén követik egymást a partvonallal párhuzamosan, a kontinentális szikes területekre egy térben sokkal mozaikosabb, komplexebb vegetációs struktúra jellemző (Molnár és Borhidi 2003, Minden et al. 2012, Török et al. 2012a, Deák et al. 2014a, 2015b).

Szikes élőhelyeken az élőhelyek térbeli konfigurációját és az egyes élőhelyek fajkészletét elsődlegesen a só- és a szárazságstressz határozza meg (Molnár és Borhidi 2003, Zalatnai és Körmöczi 2004, Eliáš et al. 2013). A két stressz faktor szintjét elsődlegesen a talaj sótartalma, a talajvíz szintje és a felszíni vízborítottság határozza meg; ezek szoros összefüggésben vannak a mikrotopográfiával (Tóth és Kertész 1996, Szombathová et al. 2008). A növényzeti mintázatok szerveződésének megértéséhez figyelembe kell venni a szikesedés kialakulását befolyásoló mechanizmusokat. A kontinentális szikesek kialakulásához az oldott sókban gazdag felszínhez közeli talajvíz, valamint a kontinentális klíma által biztosított tavaszi csapadékos és a nyári meleg, ám csapadékszegény periódus szükséges (Borhidi et al. 2012). A

csapadékos tavaszi időszakban kialakult, gravitációsan lefelé szivárgó felszíni vizek valamint a felszín közeli talajvíz a teljes talajszelvényt egységesen vízzel telíti (Stefanovits 1981). A meleg száraz nyári időszakban a talajban az oldott sók a párolgás hatására felfelé mozgó vízzel együtt a felszín irányába mozdulnak, és a víz elpárolgásával a talaj felsőbb rétegeiben maradnak (Borhidi et al. 2012, Eliáš et al. 2013). Tekintettel arra, hogy a sófelhalmozódás mértékét és pozícióját jelentős mértékben befolyásolja a talajbeli vízmozgás mértéke és a párologtatás intenzitása, a mikrodomborzat néhány centiméteres változása is alapvető hatással lehet a szikesedési folyamatokra és ezáltal a növényzeti mintázatok kialakulására is (Tóth és Kertész 1996, Deák et al. 2014a, Alexander et al. 2016).

Fenti folyamatokat figyelembe véve Tóth és Kertész (1996) igazolta, hogy szikes tájakban egyes talajparaméterek értékeit (pH, vezetőképesség és sótartalom) a vegetáció összetételére alapján meg lehet becsülni. Zalatnai et al. (2007) egy magassági grádiens mentén végzett mérésorozat eredményei alapján igazolta, hogy szikes talajok esetében a tengerszint feletti magasság jól indikálja a talaj sótartalmának mintázatait. Blaskó et al. (2006) kimutatta, hogy a talajvíz és a talaj sótartalma erőteljesen korrelál a mikrotopográfiai különbségekkel. Talajtani eredmények és terepi megfigyelések alapján hosszú idők óta széles körben elfogadott tény volt, hogy a szikeseken a növényzeti mintázatok összhangban vannak a mikrotopográfia változásaival. Bár ezt a jelenséget terepi mérésekkel igazolták tengerparti sós talajú élőhelyek esetében (Moeslund et al. 2011, Ward et al. 2013), de vizsgálatunkat megelőzően a szikes zonáció számos élőhelyét felölelő vizsgálatot még nem végeztek kontinentális szikeseken.

Kiterjedt területek nagy pontosságú mikrotopográfiai felmérésére a modern légi lézerszkennelési technikák különösen alkalmasak (Thenkabail 2015). A légi lézerszkennelt felvételek használata egyre inkább elterjedt az ökológiai vizsgálatokban, mivel a módszer egyaránt képes a termőhely és a vegetáció struktúrájáról is nagy felbontású, háromdimenziós adatot szolgáltatni, valamint segítségével a növényzet egyes spektrális tulajdonságai is detektálhatók (Lefsky et al. 2002, Alexander et al. 2015). A módszer további előnye, hogy a passzív adatgyűjtési elven működő multi- és hiperspektrális felvételekkel szemben a légi lézerszkennelés egy aktív távérzékelési mód, azaz alkalmazhatósága és pontossága nem függ az időjárási viszonyoktól (Thenkabail 2015). A rendszer működése során impulzusokat bocsájt ki egy repülőgépre rögzített platformról, amely visszaverődik a felméréndő talajfelszínről, növényzetről vagy tereptárgyról (Mücke et al. 2013a,b). A szenzorba visszaverődő impulzus visszatérési idejéből kiszámolható a tereptárgyak távolsága, a visszaverődés szögéből pedig azok helyzete (Wehr és Lohr 1999). A lézerszkennelt adatok egyik legelterjedtebb felhasználási módja a digitális terepmodellek (DTM) készítése, amely a térképezett talajfelszín háromdimenziós digitális reprezentációja. A DTM-ek felhasználásával lehetőség nyílik a mikrotopográfia és növényzeti mintázatok táji szintű, ugyanakkor finom léptékű vizsgálatára, akár olyan komplex mikromorfológiával rendelkező területeken is, ahol a megfelelő mennyiségű nagy pontosságú terepi magasságmérés elvégzése gyakorlatilag kivitelezhetetlen lenne a nagy anyagi és munkaerő ráfordítás miatt (Ward et al. 2013).

Vizsgálatunk során távérzékelési és terepi adatok felhasználásával azt teszteltük, hogy a mikrotopográfiai különbségek meghatározzák-e a növényzet mintázatát szikes tájakban. A vizsgálatban a mikrotopográfiát nagy felbontású lézerszkennelt adatokból nyert tengerszint feletti magasság adatokkal fejeztük ki. A tengerszint feletti magasság és vegetáció összefüggéseit társuláscsoportok valamint társulások szintjén is vizsgáltuk. A vizsgálat alapján feltárt összefüggések a növényzeti mintázatok és a tengerszint feletti magasság között új perspektívákat kínálnak a szikes tájak növényzetének térképezésére. Ehhez az abszolút tengerszint feletti magasságértéken alapuló, elsősorban a talajvíztől való távolságot reprezentáló DTM-

eken túl más, a DTM-ekből származtatott mérőszámok is felhasználhatók. Az előbbieken ismertetett kutatás eredményeit, valamint terepi és távérzékelt adatait felhasználva azt tettük, hogy a digitális terepmodellekből származtatott mérőszámok hogyan alkalmazhatók szikes tájak térképezésére.

2.1.2 Anyag és módszer

Mintavételi terület

A mintavételi terület Ágota Pusztán található (Hortobágyi Nemzeti Park). A terület klímája kontinentális, az átlagos középhőmérséklet $9,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, az átlagos évi csapadékmennyiség 550 mm. A mintavételi terület kiterjedése $1 \times 2\text{ km}$. A területen belül az abszolút magasságkülönbségek alacsonyak (a legalacsonyabb és legmagasabb tereppont között mindössze 1,8 méter különbséget mértünk), ugyanakkor a területre jellemző mikrotopográfiai változatosság kiemelkedő (Novák és Tóth 2015, Tóth et al. 2015). Ágota-pusztán a Hortobágy és Nagykunság térségére általánosan jellemző, csernozjom és szolonyec talajokon kialakult szárazgyepek valamint a mezofil termőhelyen kialakult élőhelyek jelentős része is megtalálható (Alexander et al. 2015). Az élőhelyek egy egymástól éles határokkal elváló, komplex, kisléptében is változatos struktúrát alkotnak.

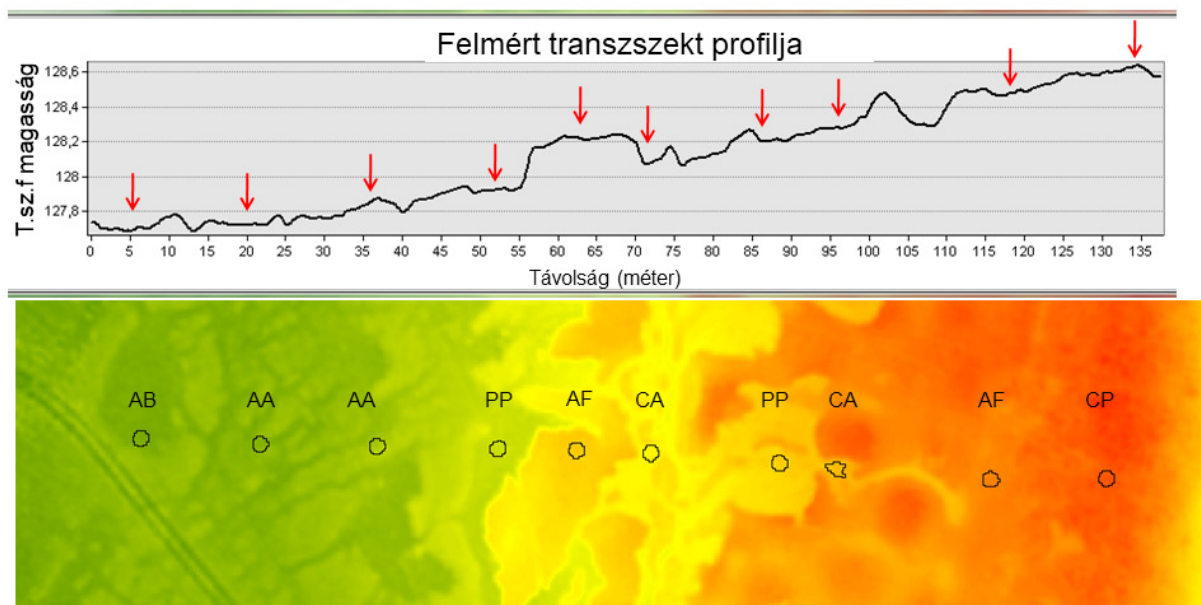
A DTM előállítás

A DTM előállításához használt lézerszkennelt adatokat egy fixszárnyú repülőgépre rögzített RIEGL LMS-Q680i lézerszenkennerrel gyűjtöttük 2012 márciusában. A vizsgált helyszínen a hóolvadás utáni, de a vegetációs periódus kezdete előtti márciusi felmérés a legalkalmasabb a mikrotopográfia térképezésére. Az adatfelhő pontsűrűsége 25 pont/m^2 volt. A pontfelhőből egy 25×25 centiméter nagyságú cellákból álló DTM-et állítottunk elő a SCOP++ (SCOP++ 2008) program segítségével. A DTM vertikális pontossága 0,05 méter alatti volt.

A rendelkezésre álló DTM adataiból kiszámoltuk az egyes 25×25 centiméteres cellákra vonatkozóan a lejtő meredekségét, kitettséget, görbületet (a felszín konvex, konkáv vagy sík), valamint kiszámoltuk a cellákra vonatkozó topográfiai helyzet indexek (THI) és a topográfiai nedvesség index (TNI) értékeit is. Egy adott cellának a környezetéhez viszonyított helyzete (tető, lejtő és völgy) jelentősen meghatározza a cella azon termőhelyi adottságait (például az erózió mértékét, a szélnek való kitettséget, a hidrológiai egyensúlyt vagy a mikroklimatikus paramétereket), melyek befolyásolhatják a növényzet fajösszetételét (Gallant és Wilson 2000). Ennek kifejezésére alkalmas a THI, amely az adott cella relatív pozícióját határozza meg egy meghatározott kiterjedésű pufferzóna más celláihoz képest. A THI esetében a pufferzóna méretének változtatásával az adott cella relatív helyzete változhat, például tető helyzetből völgy helyzetbe kerülhet (Weiss 2001). Annak érdekében, hogy több térbeli léptéket is vizsgálni tudjunk, a THI értékét 24 térbeli léptéken állítottuk elő úgy, hogy változtattuk a cella körüli puffer méretet a 0,5 méterestől egészen az 500 méteresig (THI_0,5-től THI_500-ig). Kutatásunk egyedisége, hogy vizsgálatunkig a THI ökológiai célú felhasználására csak hegyi élőhelyeken, nagy léptékű topográfiai grádiens esetén volt példa, síkvidéki élőhelyeken nem alkalmazták (Guisan et al. 1999). A TNI a terepi viszonyoknak megfelelő felszíni vízmozgások, lefolyási viszonyok figyelembe vételével az adott pontra jellemző talajnedvesség értéket adja meg (Moeslund et al. 2011). Ökológiai szempontból a TNI alkalmazása egyaránt hasznos nedves és száraz gyepekben, mivel információt nyújt a különböző nedvességreigényű fajok megtelepedési esélyeiről az adott cellában (Moeslund et al. 2011).

Terepi mintavétel

A terepi adatgyűjtést 2013 júniusában végeztük. A rendelkezésre álló DTM-et felhasználva a vizsgált területen tapasztalható magassági grádiensek mentén 15 darab 150 méter hosszú és 30 méter széles transzszektet jelöltünk ki. A transzszektek kiindulási pontja minden esetben a legmagasabb térszinteken fekvő platókon helyezkedett el, a transzszektek végpontja pedig a terület legalacsonyabban fekvő pontjain. A gyepek esetében tapasztalt grádiensen belül a legmagasabb és legalacsonyabb térszínnek között mindössze 121 cm különbség volt). A transzszektekben előforduló társulások foltjaiban kijelöltünk egy-egy 4 m²-es mintavételi poligont, mely sarokpontjait egy Trimble Geoexplorer 6000 nagypontosságú GPS-szel rögzítettünk (1. ábra).



1. ábra. Egy felmért transzszekt mikrotopográfiája és növényzete. Az ábra felső részén a DTM-ből számolt keresztmetszeti profil látható. Az ábra alsó részén a színezett DTM raszteren kerültek feltüntetésre a felmért növényzeti foltok. A DTM-en a piros szín a magasan, a zöld szín az alacsonyan fekvő területeket jelzi. A társulások rövidítései: CP – *Cynodonti-Poëtum*; AF – *Achilleo-Festucetum*; AR – *Artemisio-Festucetum*; CA – *Camphorosmetum annuae*; PL – *Puccinellietum limosae*; PP – *Pholiuro-Plantaginetum*; AA – *Agrostio-Alopecuretum*; AB – *Agrostio-Beckmannietum*.

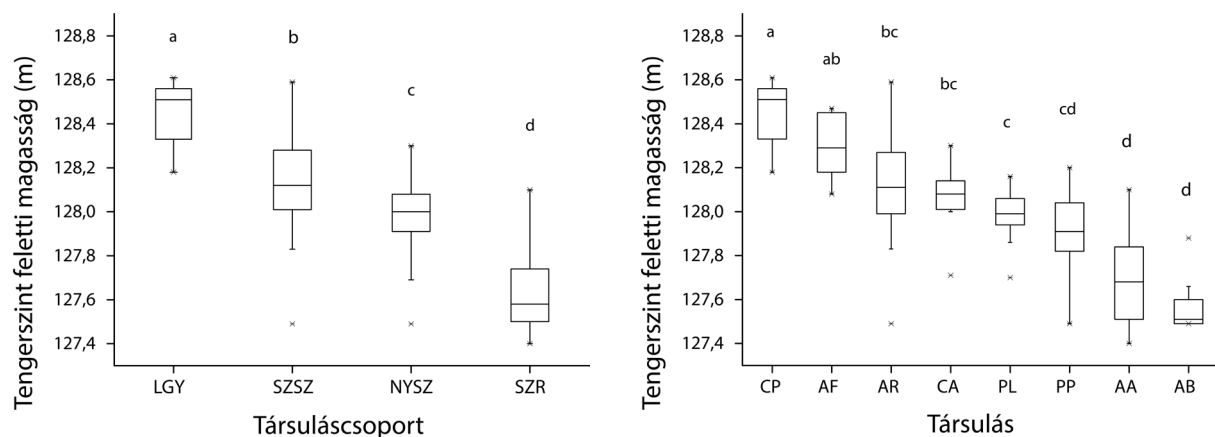
A poligon méretét a területen előforduló legkisebb kiterjedésű foltokkal jellemezhető társuláshoz (*Camphorosmetum annuae*) igazítottuk. Egy poligon összesen 64 darab DTM cellát foglalt magába. A 15 transzszektkben összesen 193 mintavételi egységet mértünk fel. A vizsgálat során összesen nyolc gyepi társulásból gyűjtöttünk adatot. A társulásokat főbb termőhelyi tulajdonságaik, domináns fajaik illetve élőhelyszerkezetük alapján Borhidi et al. (2012) rendszerét alapul véve négy egyszerűsített társuláscsoportba soroltuk: 1, löszgyepek (*Festucion rupicolae*); 2, szikes sztyeppek (*Festucion pseudovinae*); 3, nyílt szikes gyepek (*Puccinellion limosae* és *Salicornion prostratae*) és 4, szikes rétek (*Beckmannion eruciformis*). A társuláscsoportok és társulások listáját, főbb termőhelyi paramétereit, a megmintázott foltok számát, és a domináns fajok listáját az 1. táblázatban illetve az 1. függelékben mutattuk be.

1. táblázat. A felmért társuláscsoportok, társulások, a felmért foltok száma és a társulások termőhelyi paramétereit. A változó vízjárású társulásokat csillag jelöli.

Társuláscsoport	Társulás	Foltok száma	Talaj sótartalom	Vízellátottság
Löszgyep	<i>Cynodonti-Poëtum angustifoliae</i>	23	kicsi	száraz
Szikes sztyepp	<i>Artemisio santonici - Festucetum pseudovinae</i>	13	közepes	száraz*
	<i>Achilleo seataceae - Festucetum pseudovinae</i>	61	kicsi	száraz
Nyílt szikes gyepek	<i>Camphorosmetum annuae</i>	14	nagy	száraz*
	<i>Puccinellietum limosae</i>	23	nagy	száraz*
	<i>Pholiuro pannonici-Plantaginetum tenuiflorae</i>	18	nagy	száraz*
Szikes rét	<i>Agrostio stoloniferae - Alopecuretum pratensis</i>	27	kicsi	nedves*
	<i>Agrostio stoloniferae - Beckmannietum eruciformis</i>	14	kicsi/közepes	nedves

Adatok feldolgozása

A mintavételi poligonok terepen rögzített pozíciója alapján a DTM-ből az adott poligonhoz tartozó DTM cellák magasságértékeit az ArcGIS 10.1 program felhasználásával exportáltuk ki. A különböző társuláscsoportba illetve társulásba tartozó mintavételi egységek magassági értékeit Kruskal-Wallis-tesztet vetettük össze (Zar 1999). A számolásoknál az adott mintavételi egységbe tartozó 64 DTM cella átlagolt értékét használtuk. A páronkénti összehasonlításokat Mann-Whitney-tesztet végeztük. A számolásokhoz az SPSS 20.0 programot használtuk. További célunk azon változók meghatározása volt, amelyeknek legnagyobb mértékben hozzájárulnak a nyolc vizsgált társulás lehető legpontosabb osztályozásához. A rendelkezésre álló 31 darab változóból (DTM, lejtő, kitettség, felszín görbülete, profil görbülete, átlagos görbülete, TNI, THI0,5-THI500) forward változószelekcióval kiválogattuk azokat, melyek alkalmazásával a véletlen erdő (random forest) osztályozás a legnagyobb pontosságot adta (Alexander et al. 2016). A számolásokat a MATLAB programban végeztük.



2. ábra. A felmért társuláscsoportok (A) és társulások (B) magasságértékei. A szignifikánsan különböző csoportokat eltérő betűk jelzik (Mann-Whitney-teszt; $p < 0,05$; $n = 193$). A társuláscsoportok rövidítései: LGY – löszgyep; SZSZ – szikes sztyepp; NYSZ – nyílt szikes gyepek; SZR – szikes rét. A társulások rövidítései: CP – *Cynodonti-Poëtum*; AF – *Achilleo-Festucetum*; AR – *Artemisio-Festucetum*; CA – *Camphorosmetum annuae*; PL – *Puccinellietum limosae*; PP – *Pholiuro-Plantaginetum*; AA – *Agrostio-Alopecuretum*; AB – *Agrostio-Beckmannietum*.

2.1.3 Eredmények

Annak ellenére, hogy a vizsgált társuláscsoportok esetében a magassági grádiens kicsi volt (121 cm), a társuláscsoportok jól elkülönültek egymástól tengerszint feletti magasságuk alapján (Kruskal-Wallis teszt; khi-négyzet = 118,957; $p < 0,001$; $n = 193$; 2. ábra). A társuláscsoportok állományai magassági érték szerint csökkenő sorrendben az alábbi sorban helyezkedtek el: löszgyepek, szikes sztyepppek, nyílt szikes gyepek és szikes rétek. A Kruskal-Wallis teszt eredményei alapján a társulások magasságértékei is szignifikánsan eltértek egymástól (khi-négyzet = 128,910; $p < 0,001$; $n = 193$; 2. ábra).

A *Cynodonti-Poëtum* társulás állományai helyezkedtek el a legmagasabban, magasságértékeik alapján jól elváltak a többi társulástól, csupán az *Artemisio-Festucetum* állományokkal fedtek át. Az *Artemisio-Festucetum* állományainak magasságértékei a *Cynodonti-Poëtum*-mal, az *Achilleo-Festucetum*-mal és a *Camphorosmetum*-mal fedtek át, és a többi társulásnál magasabban helyezkedtek el. Az *Achilleo-Festucetum* társulás állományai egy igen széles magasságtartományt fedtek le (110 cm); átfedtek az *Artemisio-Festucetum*-mal és az összes nyílt szikes gyepi társulással. Az *Achilleo-Festucetum* állományai a *Cynodonti-Poëtum*-nál alacsonyabban, a szikes réti társulásoknál magasabban helyezkedtek el. A *Camphorosmetum* társulás állományai átfedtek az összes szikes sztyeppi és nyílt szikes gyepi társulással, alacsonyabban helyezkedtek el, mint a *Cynodonti-Poëtum* állományai és magasabban, mint a szikes réti társulások. A *Puccinellietum* állományai szignifikánsan alacsonyabban helyezkedtek el, mint a *Cynodonti-Poëtum* és *Artemisio-Festucetum* állományok, és magasabban voltak, mint a szikes réti társulások. A *Pholiuro-Plantaginetum* állományai csupán a *Cynodonti-Poëtum* és az *Artemisio-Festucetum* állományokkal nem fedtek át, ezek magasabban helyezkedtek el, mint a *Pholiuro-Plantaginetum*. Az *Agrostio-Alopecuretum* állományai átfedtek a *Pholiuro-Plantaginetum* és az *Agrostio-Beckmannietum* állományokkal, a többi vizsgált társulásnál alacsonyabb pozícióban voltak. Az *Agrostio-Beckmannietum* állományai helyezkedtek el a legalacsonyabb pozícióban, magasságértékeik alapján a többi társulástól elkülönültek, csupán az *Agrostio-Alopecuretum* állományaival fedtek át.

Eredményeink alapján a vegetáció osztályozásában a THI300, THI30, TNI, THI8, DTM és a THI40 változók rendelkeztek a legnagyobb magyarázóerővel, így az osztályozás során ezek kerültek be a modellbe (kumulatív magyarázóerő: Cohen kappa koefficiens = 0,45; 0,64; 0,68; 0,69; 0,70 és 0,72). A Cohen kappa értéke 0 és 1 közé esik, és azt adja meg, hogy a kapott eredmények mennyire térnek el a véletlen mintázatoktól. A Cohen kappa koefficiens értéke minél közelebb esik az 1-hez, annál jobb az osztályozás pontossága (Stehman és Czaplewski 1998). A koefficiens 0,6 feletti értéke már jó osztályozási pontosságot jelez, az általunk kapott 0,72 érték más hasonló, gyepekben végzett vegetáció térképezési projektek eredményeivel összevethető (Zlinszky et al. 2014, Thenkabail 2015). Az osztályozás pontosságát az előállítói és felhasználói pontossággal adtuk meg („producers’s” és „user’s accuracy”). Az előállítói pontosság azon cellák százalékos arányát adja meg, amely az adott társulásban felmért cellák közül helyesen lettek osztályozva. A felhasználói pontosság azon cellák százalékos arányát adja meg, amelyek az osztályozás során az adott társuláshoz helyesen lettek hozzárendelve. Az osztályozás előállítói és felhasználói pontossága magas volt az *Artemisio-Festucetum*, *Agrostio-Alopecuretum* és az *Agrostio-Beckmannietum* csoportok esetén (2. táblázat). Az előállítói pontosság alacsony, a felhasználói pontosság magas volt a *Cynodonti-Poëtum* esetén. Az *Artemisio-Festucetum* esetében az osztályozás nem volt sikeres. Az előállítói pontosság közepes, a felhasználói pontosság magas volt a *Pholiuro-Plantaginetum* esetén. A *Camphorosmetum annuae* és *Puccinellietum limosae* esetén az osztályozás pontossága közepes volt.

2. táblázat. A vizsgált 8 gyepi társulás osztályozásának eredménye (random forest). Az osztályozáshoz függő változóként a DTM (digitális terepmodell), TNI (topográfiai nedvesség index), és a THI8, THI30, THI40, THI300 (8, 30, 40 és 300 méteres sugarú pufferre számolt topográfiai helyzet index) értékeit használtuk fel. A társulások rövidítései: CP – *Cynodonti-Poëtum*; AF – *Achilleo-Festucetum*; AR – *Artemisio-Festucetum*; CA – *Camphorosmetum annuae*; PL – *Puccinellietum limosae*; PP – *Pholiuro-Plantaginetum*; AA – *Agrostio-Alopecuretum*; AB – *Agrostio-Beckmannietum*).

	CP	AF	AR	CA	PP	PL	AA	AB	előállítói pontosság (%)
CP	18	544	369	0	0	0	0	0	1,93
AF	5	8929	58	0	3	137	874	0	89,24
AR	0	511	0	315	3	361	0	0	0,00
CA	0	0	62	315	3	361	0	0	42,51
PP	0	52	0	484	761	568	0	0	40,80
PL	0	8	0	97	29	612	0	0	82,04
AA	0	256	0	0	137	0	8430	0	95,55
AB	0	0	0	0	0	0	86	870	91,00
felhasználói pontosság (%)	78,26	86,69	0,00	35,16	76,25	35,73	89,87	100,00	

2.1.4 Diszkusszió

A vizsgált állományok magasságértékei között kismértékű különbségeket tapasztaltunk, a legalacsonyabban fekvő nedves rétek és legmagasabban fekvő löszgyepek között a felmért 2 km²-es kutatási területen mindössze 121 cm különbség volt. A kis különbségek ellenére azt találtuk, hogy kontinentális szikes tájakban a tengerszint feletti magasságértékekkel kifejezett mikrotopográfiai különbségek jól indikálták az egyes társulások és társulás-csoportok előfordulását. Ennek oka, hogy a tengerszint feletti magasság és a gyepek fajszerződését meghatározó abiotikus tényezők (talaj sótartalma és a talajvíz szintje) között szoros összefüggés van (Molnár és Borhidi 2003, Borhidi et al. 2012). Az adott élőhely tengerszint feletti magassága indirekt módon hat a gyepek fajkészletére, elsősorban a só- és szárazság-stressz tolerálását lehetővé tevő növényi sajátosságokon keresztül (Moeslund et al. 2013a). A legmagasabb térszínt a löszgyepek helyezkedtek el, melyek jellemző fajai (*Festuca rupicola*, *Euphorbia cyparissias* és *Galium verum*) jól tolerálják a szárazságstresszt, de alacsony a sótűrő-képességük (Borhidi 1995). Ezt követték a szikes sztyeppék, amelyek fajai (*Festuca pseudovina*, *Achillea setacea*, *Podospermum canum* és *Artemisia santonica*) közepes mértékű szárazság- és sóstresszt képesek elviselni (Borhidi 1995, Tóth és Kertész 1996). Köztes helyzetben helyezkedtek el a nyílt szikes gyepek, melyek fajai (*Puccinellia limosa*, *Camphorosma annua* és *Pholiurus pannonicus*) jól tolerálják a szárazság- és sóstresszt (Molnár és Borhidi 2003). A legmélyebben fekvő területeken a szikes réti társulások voltak jelen, melyek fajai (*Beckmannia eruciformis*, *Alopecurus pratensis*, *Lythrum virgatum* és *Lycopus europaeus*) jó vízellátottságú és kismértékű sóstressznek kitett élőhelyeken fordulnak elő (Deák et al. 2014b, Burai et al. 2015a,b).

A legtöbb esetben a társulások elkülönítése is lehetséges volt a magasságértékek alapján, bár egyes esetekben tapasztaltunk átfedéseket. Az átfedéseket okozhatja az, hogy 1, a termőhelyi feltételek nem minden esetben követik tökéletesen a mikrotopográfia változásait; 2, a tájhasználat vagy valamilyen zavarás hatására lokálisan megváltoznak a termőhelyi sajátosságok; 3, az adott társulás termőhelye az élőhely funkciójából adódóan nagy magasságbeli

grádienszt fog át; 4, a hasonló pozícióban előforduló társulások fajkészletükben átfedhetnek és esetenként át is alakulhatnak egymásba; 5, a társulások jelentős részében jelen vannak olyan tág tűrésű domináns fajok, melyek lehetővé tették a társulások megjelenését szuboptimális, vagy éppen megváltozott abiotikus feltételekkel rendelkező termőhelyeken is (Borhidi et al. 2012, Deák et al. 2014a,b). Átfedéseket tapasztaltunk például az *Artemisio-Festucetum* társulás esetében, mely kisebb, elszigetelt állományai megjelentek a taposott löszgyepek felnyíló talajfelszínein és a kilúgzódó nyílt szikes gyepekben is (Molnár és Borhidi 2003). Az *Achilleo-Festucetum* esetén tapasztalt nagymértékű átfedések elsősorban az élőhely másodlagos eredetével és a társuláshoz kötődő számos generalista faj jelenlétével magyarázhatók (például a *Festuca pseudovina*, *Achillea collina* és *Plantago lanceolata*) (Molnár és Borhidi 2003). Ezek a széles tűrőképességű generalista fajok megjelenhetnek olyan térszíneken is, melyek nem jellemzők az *Achilleo-Festucetum* állományokra. Ez a jelenség elsősorban azokon a területeken következik be, ahol valamilyen zavarás, mint például taposás vagy megváltozott vízviszonyok következtében, lokálisan megváltoztak a termőhely tulajdonságai. Fajszegény *Achilleo-Festucetum* állományok jelenhetnek meg kilúgzódó ürmös puszták helyén, valamint egyes esetekben kiszáradó ecsetpázsitos szikes réteken is (Borhidi et al. 2012, Molnár et al. 2012).

A három nyílt szikes gyepi társulás (*Camphorosmetum annuae*, *Pholiuro-Plantaginetum*, *Puccinellietum limosae*) a szikes sztyeppi és a szikes réti társulások között helyezkedett el. Bár fajkészletükben elváltak, magasságértékeik alapján nem különültek el. A köztes magasságértékeik miatt, mindhárom társulás termőhelyére jellemző a felső talajréteg magas só-koncentrációja, ezért növényzetükben elsősorban a halofiton fajok domináltak és a növényzet záródása alacsony volt (Tóth és Kertész 1996). Termőhelyeik azonban jelentősen eltérnek a talajfelszínen tapasztalható szologyosodás és iszap-felhalmozódás mértékében, valamint a vízborítás időbeli dinamikájában is, ami jelentősen befolyásolja a fajkészletüket (Molnár és Borhidi 2003). Míg a *Camphorosmetum annuae* és a *Puccinellietum limosae* társulások állományai egy szűk magassági tartományban fordultak elő, addig a *Pholiuro-Plantaginetum* társulás állományai egy nagy grádienszt fogtak át (Tóth et al. 2015). Ennek oka, hogy a *Pholiuro-Plantaginetum* társulás állományai elsősorban az úgynevezett „szikerekben” fordulnak elő. A szikerek keskeny és sekély csatornaszerű mélyedések, melyek a felszíni vízmozgásokban játszanak szerepet: az elsősorban tavasszal felgyűlt nagymennyiségű felszíni vizet és a vízzel együtt az erodálódott talajt levezetik a magasabban fekvő térszínekről a helyi erózióbázisként szolgáló mocsarakba, rétekbe (Borhidi et al. 2012, Novák és Tóth 2015). Ennek köszönhető, hogy magassági pozíciójuk átfed számos szikes társulás magasságával és hogy felszínükön olyan fajok telepednek meg, melyek kedvelik az időszakos vízborítottságot és a feliszapolódó talajfelszínt (Borhidi et al. 2012).

A szikes réti társulások markánsan elkülönültek a többi társulástól, szignifikáns átfedést csak a *Pholiuro-Plantaginetum* társulás esetében tapasztaltunk. Az *Agrostio-Alopecuretum* széles magassági grádiens mentén való előfordulása az élőhelyre jellemző tágtűrésű fajok jelenlétének köszönhető. A társulás névadó, domináns faja az *Alopecurus pratensis*, ami elsősorban a nedves élőhelyekre jellemző, de jól tolerálja a nyári kiszáradást ezért egyaránt megjelenhet a magasabban fekvő mérsékelt nedves és kevésbé sós talajú valamint a mélyebben fekvő nedvesebb termőhelyeken is (Deák et al. 2014b). Az *Alopecurus pratensis* széles élőhelypreferenciáját jelzi, hogy csapadékos években akár a löszgyepekben is nagy borítással jelen lehet (Borhidi et al. 2012). Az *Agrostio-Beckmannietum* társulás csak egy kis magassági grádiens mentén volt jelen a legmélyebben fekvő részeken. Ennek oka, hogy a társulás számos faja (*Beckmannia eruciformis*, *Eleocharis uniglumis*) a folyamatosan nedves és mérsékelt nagy sótartalmú élőhelyekhez kötődik, amelyek a mélyebb fekvésű területeken vannak je-

len (Deák et al. 2014b). Az *Agrostio-Beckmannietum* és az *Agrostio-Alopecuretum* átfedését okozhatja továbbá az, hogy a 25 × 25 centiméteres DTM cellákban az átlagolt magassági értékek szerepeltek, ami a jellegzetesen zsombékoló szerkezetű *Agrostio-Beckmannietum* társulás esetében nem a felmért felszín legmélyebb pontját, hanem a zsombékok és a semlyékek átlagát reprezentálta.

A DTM-ből származtatott mérőszámok felhasználásával készült osztályozás eredménye hasonlít a csupán DTM-en alapuló vizsgálat eredményeire: a vertikális gradiens végpontján található *Agrostio-Alopecuretum* és *Agrostio-Beckmannietum* társulások jól elkülönültek a többi társulástól. Ennek oka, hogy nem csupán tengerszint feletti magasságuk, de topográfiai helyzetük és topográfiai nedvesség index tekintetében is a szélsőségeket képviselték. A legmélyebben fekvő, legnedvesebb termőhelyeken fordultak elő, így mindhárom topográfiai érték (DTM, THI és TNI) hozzájárult elkülönítésükhöz. Az *Agrostio-Alopecuretum* osztályozási pontossága magas lett, ugyanakkor a félreosztályozott cellák elsősorban más, zárt szárazgyepi állományokban voltak (*Cynodonti-Poëtum*, *Artemisio-Festucetum*). A nagy pontosságú osztályozást minden bizonnyal az új, környező területek topográfiáját is figyelembe vevő indexek bevonása (THI, TNI) eredményezte, melyek az abszolút magasságot reprezentáló DTM-hez képest jobban magyarázzák a talajnedvességében és sótartalmában tapasztalható kisléptékű mintázatokat. A *Cynodonti-Poëtum* esetében az előállítási pontosság alacsony volt, az osztályozás a *Cynodonti-Poëtum* társuláshoz tartozó pixeleket a hasonló termőhelyi körülmények (tető pozíció, száraz termőhely) között kialakuló *Artemisio-Festucetum*-hoz és *Artemisio-Festucetum*-hoz sorolta be. Az *Artemisio-Festucetum* esetén az osztályozás nem járt sikerrel, ennek lehetséges oka, hogy a társulás magasságértékeiben csak kevésbé különbözött a hasonlóan száraz gyepi termőhelyen kialakult *Cynodonti-Poëtum*-tól és *Artemisio-Festucetum*-tól. A *Pholiuro-Plantaginetum* esetében az előállítói pontosság közepes, a felhasználói pontosság magas volt, azaz a szikereket jól lehetett osztályozni relatív pozíciójuk (környező területekhez képest alacsonyabban található; völgy helyzet), valamint a talajnedvesség magas értéke alapján (összefolyási pont). A nyílt szikes gyepi társulások közül a *Camphorosmetum annuae* és a *Puccinellietum limosae* társulások elkülönítése közepes pontossággal volt lehetséges, ami megfelel a csak DTM felhasználásával végzett vizsgálataink eredményeinek. Ennek oka, hogy a két társulás hasonló magasságon fordul elő, hasonló a társulások pozíciója (lokális völgy) és összefolyási viszonyaik.

Eredményeink alapján a THI a több száz méteres és a pár tíz méteres léptékben volt hatással a vegetációra. A több száz méteres lépték hatása arra vezethető vissza, hogy a terepi felszín gradiensszerű magasságbeli változásait a talajvíz szintje is követi, ami a vizsgált szikes társulásokban nem csupán a talajnedvesség változását, de a sófelhalmozódási mintázatok változásait is eredményezi (Sørensen és Seibert 2007). A pár tízméteres lépték pedig az egymás mellett elhelyezkedő társulások egymáshoz viszonyított vertikális helyzetét, valamint a terepen is jól azonosítható mikro-vízgyűjtő területek szerkezetét reprezentálta.

2.1.5 Konklúzió

Kutatásunkban távérzékelt adatokon alapuló digitális terepmodellek felhasználásával igazoltuk, hogy a szikes tájakra jellemző társuláscsoportok és az egyes társulások is elkülönülnek egymástól vertikális pozíciójuk szerint. A vertikális pozícióban tapasztalt kis (néhány deciméteres) különbségeknek jelentős szerepe van a növényzeti mintázatok kialakulásában. A vertikális pozíció indirekt módon hat a növényzeti mintázatokra, elsősorban a termőhelyre jellemző talajnedvesség és sófelhalmozódás mintázatán keresztül fejt ki hatását. A növényi

mintázatok és a növényzet vertikális pozíciója között kimutatott összefüggések jól alkalmazhatók a távérzékelte terepmodelleken alapuló növényzeti térképek készítésére sík termőhelyen kialakult gyepekben is. A DTM-eken alapuló kutatásunk eredményeit alapul véve egy olyan modellt fejlesztettünk ki, amely alkalmas a szikesek nagy pontosságú térképezésére. A szikes vegetáció osztályozásában a DTM-en kívül, a topográfiai helyzet index és a topográfiai nedvesség index játszik fontos szerepet. A DTM, a THI és a TWI együttes felhasználása megbízható képet ad a növényzeti mintázatokat befolyásoló tényezőkről: a talajvíz távolságáról, a sófelhalmozódási mintázatokról és a talajnedvességről. A terepmodell alapú osztályozás továbbgondolásaként egy következő vizsgálatunkban a mikrotopográfiai indexeken felül integráltuk modellbe a vegetáció magasságát, borítását és spektrális tulajdonságait is, melynek segítségével 20 szikes tájakra jellemző növénytársulás osztályozását végeztük el nagy pontossággal (Cohen kappa koefficiens = 0,79) (Alexander et al. 2015). A terepmodell alapú osztályozást a vegetáció térképezésén túl sikeresen használtuk az élőhelyek Natura 2000-es irányelveken alapuló térképezésére is (Zlinszky et al. 2016).

Eredményeink azt mutatják, hogy a modern távérzékelési technikák alkalmazása jelentős előrelépés lehet a vegetáció térképezési projektek hatékonyabbá tételében. A távérzékelés segítségével nagy területet lefedő, pontos, naprakész adatok gyűjthetők a növényzetről valamint a termőhelyi viszonyokról. A megfelelő ökológiai és terepi tudás birtokában ezek az adatok alkalmasak olyan nehezen felmérhető élőhelykomplexumok térképezésére is, mint a fenti esettanulmányokban ismertetett szikes táj élőhelyegyüttese, ahol négyzetkilométerenként a foltok száma gyakran meghaladja a több százat. Az általunk síkvidéki körülmények között elsőként alkalmazott topográfiai helyzet index alkalmas lehet más olyan síkvidéki élőhelyek térképezésére, melyekre jellemzőek a magasságbeli különbségek (mint például az ártéri területek, sztyepprét-láprét komplexek és sós mocsarak).

2.2 Mikrotopográfiai változatosság hatása regenerálódó szárazgyepek fajszerveződésére

2.2.1 Bevezetés

Az ember tájátalakító tevékenységének köszönhetően a vonalas létesítmények (utak, vasutak, villanyvezetékek és csatornák) napjainkban már az európai táj meghatározó elemeivé váltak (Deák et al. 2015a, 2016a, van der Ree et al. 2015, Valkó et al. 2017). A vonalas létesítmények közös tulajdonsága, hogy mind építésük, mind működtetésük jelentős emberi zavarással és a természetes élőhelyek területének csökkenésével, a fennmaradó területek degradálódásával jár (Fahrig 2003). A vonalas létesítmények csökkentik a metapopuláción belüli génáramlást, mivel számos élőlénycsoport számára áthatolhatatlan akadályt jelentenek. Ugyanakkor számos esetben elősegítik a nem kívánatos idegenhonos fajok terjedését (Hoenke et al. 2014). Fentiek miatt a vonalas létesítmények akár rövidtávon is a populációk genetikai izolációját és a táji szintű biodiverzitás csökkenését okozhatják (Valkó et al. 2017).

A vonalas létesítmények egyik legelterjedtebb és természetvédelmi szempontból legproblemásabb típusát a csatornák képviselik. Az elmúlt évszázadok során elsődlegesen öntözési vagy lecsapolási célból kiépített igen kiterjedt csatornahálózatoknak világszerte jelentős hatása van a természetes vegetációra (Blann et al. 2009). Amellett, hogy a csatornák a természetes vegetáció feldarabolódását okozzák, jelentősen megváltoztatják a táj vízháztartási viszonyait (talajvíz szintjét és felszíni vízmozgások rendszerét), nehezítik a területek egységes kezelését, valamint jelentősen rontják a tájképi értékeket (Blann et al. 2009). Tekintettel arra, hogy a csatornahálózatok az esetek nagy részében nem töltötték be a kívánt funkciókat, napjainkra sok esetben feleslegessé váltak. A használaton kívüli vonalas létesítmények felszámolása költség-hatékony eszköz lehet az egykor összefüggő gyeppragmentumok közötti összeköttetések, valamint az ökoszisztéma funkciók táji léptékű helyreállítására (Blomquist et al. 2003, Deák et al. 2015a, Valkó et al. 2017).

Tekintettel a vonalas létesítmények nagy kerület-terület arányára a természetes élőhelyekkel körülvett felszámolt nyomvonalakon a növényzet gyorsan regenerálódik, mivel a célfajok propagulumai nagy mennyiségben képesek eljutni az egész nyomvonal területére (Deák et al. 2015a, Valkó et al. 2017). A felszámolt nyomvonalakon a növényzet fajszerveződését jelentősen befolyásolja a mikrotopográfiai változatosság azáltal, hogy a környező élőhelyekről random betelepülő propagulumok megtelepedéséhez kis térléptéken belül is változatos termőhelyi környezetet biztosít (Lundholm 2009). Annak ellenére azonban, hogy a mikrotopográfiai változatosság a vegetációfejlődés teljes szakaszában hatással lehet a fajszerveződésre restaurált élőhelyeken, a hatásokat vizsgáló tanulmányok általában csak egy rövid időskálát kísérték végig (Melnik et al. 2017). A hosszabb időskálát végig követő tanulmányok azt találták, hogy míg a mikrotopográfiai változatosságnak a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában jelentős hatása van a növényi mintázatokra, idővel ezek a hatások mérséklődnek, vagy elmúlnak (Ewing 2002, Biederman és Whisenant 2011). A spontán regenerálódó élőhelyeken lejátszódó közösség-szervező folyamatok értelmezésére a faji szintű elemzésekén túl kiválóan alkalmas a Grime (2002) által leírt kompetitor (C), stressztűrő (S) és ruderalis (R) növényi stratégiákon alapuló csoportosítás. A csoportok közötti arányok változásai jól tükrözik a vegetációfejlődés során bekövetkező élőhelyi változásokat és biotikus interakciókat (Hunt et al. 2004, Cerabolini et al. 2010).

A korábbi tapasztalatok szerint a mikrotopográfia növényzetre kifejtett hatásai jól érvényesülnek azokon az élőhelyeken, ahol a talajvíz szintje a talajfelszínhez közel helyezkedik el

(Vivian-Smith 1997, Moeslund et al. 2013a). Ilyen élőhelyek a kárpát-medencei szikesek, ahol a növényzeti mintázatokat a talajvízszinttől való távolság mellett a talaj sótartalma is befolyásolja, mely utóbbi szintén szoros kapcsolatban van a mikrotopográfiával (Tóth és Kertész 1996, Deák et al. 2014a, Alexander et al. 2016). Egy táji szintű rekonstrukciós projekt keretében felszámolt csatorna nyomvonalakon azt vizsgáltuk, hogy a mikrotopográfiai változatosság hogyan hat a különböző korú (egy és hét éves) regenerálódó szikes gyepi vegetáció fajgazdagságára, a célfaj (*Festuca pseudovina*) megtelepedésére illetve a Grime-féle C-S-R növényi stratégiák eloszlására. Kutatási hipotéziseink az alábbiak voltak: (1) A vegetációfejlődés kezdeti szakaszában a nyomvonalakon a zavart, nyílt mikroélőhelyek nagy borítása és a véletlenszerű betelepülési folyamatok miatt a ruderalis fajok nagy borítása, nagy fajgazdagság, a domináns fűfaj kis borítása és a növényi stratégiák nagy diverzitása jellemző. (2) A hét éve felhagyott nyomvonalakon az élő fajok borításának növekedésével párhuzamosan csökken a ruderalis fajok borítása, a fajgazdagság, valamint a növényi stratégiák diverzitása, ugyanakkor nő a domináns fűfaj borítása. (3) A betemetett csatorna nyomvonalakon a mikrotopográfiai változatosság a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában növeli a fajgazdagságot és a növényi stratégiák diverzitását, de a későbbiekben ez a hatás már nem tapasztalható.

2.2.2 Anyag és módszer

Mintavételi terület

A mintavételi területeink a Hortobágyi Nemzeti Park területén helyezkednek el. Az 1950-es és '60-as években a Hortobágyon nagyüzemi, intenzív mezőgazdasági művelés során kiterjedt lecsapoló illetve öntöző csatornahálózatot hoztak létre (Bodó és Salamon 1976, Tóth et al. 2015). A csatornarendszerek mezőgazdasági szempontból nem bizonyultak hasznosnak. Ugyanakkor természetvédelmi szempontból jelentős károkat okoztak, mert megváltoztatták a felszíni- és a talajvíz mozgását, csökkentették a talajvíz szintjét, és ezáltal lokálisan a szikes talajok kilúgzását és a szikes gyepek degradációját idézték elő (Bodó és Salamon 1976). A sűrű csatornarendszer és az azokat kísérő töltések jelentősen rontották a puszták tájképi értékét és gátolták a megfelelő természetvédelmi kezeléseket (legeltetés illetve kaszálás). A Hortobágyi Nemzeti Parkban az elmúlt évtizedekben számos természetvédelmi projekt indult, melyek során először betemették a használaton kívüli csatornákat, majd extenzív legeltetéssel biztosították a célfajok megtelepedését a nyomvonalakon.

Kutatásunkhoz összesen 12 felszámolt csatorna nyomvonalat jelöltünk ki. A csatornák mindegyike ürmös szikes gyepekben helyezkedett el. A felszámolt csatornák egykori szélessége átlagosan 8 méter, mélysége pedig 0,8 méter volt. A csatornákat a rekonstrukciós munkák során földdel temették be, amely a csatornákat övező töltésekből származott. A töltések a csatorna építése során kitermelt talajból épültek. A talajjal való feltöltésen és a felszín egyengetésén kívül nem történt más restaurációs célú beavatkozás a területen (például magvetés vagy szénaráhordás). A csatornákat körülvevő gyepeket, így a betemetett nyomvonalakat is, kis intenzitású szarvasmarha legeléssel kezelték (<0,5 állategység/hektár). A kijelölt 12 felszámolt csatorna nyomvonalból haton fiatal (egy éves) regenerálódó gyepek, haton idős (hét éves) regenerálódó gyepek voltak jelen. A felmérés során nyomvonalanként három helyszínen egy-egy keresztirányú transzszektet jelöltünk ki. A transzszektek közötti távolság minimum 200 méter volt. Transzszektenként négy darab egymással nem érintkező, egymástól egyenlő távolságban található 1 × 1 méteres négyzetet jelöltünk ki (2. függelék). Ennek megfelelően csatornánként 12 négyzetet, összesen 144 négyzetet mértünk fel. A négyzetekben rögzítettük az edényes fajok listáját és azok százalékos borítását. Minden négyzet középpontjában egy TRIMBLE S9 precíziós GPS-el megmértük a talajfelszín magasságát.

Így egy transzszektből összesen 4 magassági adat származott. A mérés vertikális és horizontális pontossága 1 centiméteren belüli volt. A transzszektenkénti magasságkülönbségek 2-16 centiméteresek voltak a fiatal és 2-15 centiméteresek voltak az idős nyomvonalakon.

C–S–R besorolás

A Grime (2002) által leírt C–S–R besorolás alapján Hodgson et al. (1999) egy finomabb skálázást javasolt, amely 19 kevert C–S–R kategóriát tartalmaz. A Hodgson-féle besorolás előnye, hogy a növényi stratégiákat árnyaltabban szemlélteti, mint a tradicionális Grime-i besorolás, ezáltal jobban értelmezhetők az átmeneti jellegű növényi stratégiák is. Vizsgálatunkhoz a fajokat a Hodgson által javasolt kategóriákba soroltuk, melyeket Kelemen et al. (2013) alapján adaptáltunk a helyi viszonyokhoz. A besoroláshoz az alábbi növényi sajátosságokat használtuk fel: a növény magassága, levél szárazanyag tartalma, virágzási időtartama, virágzás kezdete, laterális terjedés mértéke, levél száraz tömege és a fajlagos levél terület (SLA). A besorolás eredményeként minden fajt hozzárendeltünk egy kevert C–S–R kategória típushoz, amelyet három koordináta határoz meg. Minden jelleg koordinátája egy -2 és +2 közötti egész szám, mely leírja az adott faj kompetitív, stressztűrő és ruderalis jellegét. A fajok besorolása és a koordináták értékei a 3. függelékben találhatók. A számolásokhoz a három koordináta borítással súlyozott értékeit, valamint a kategóriák Shannon diverzitását használtuk.

Adatfeldolgozás

Az adott transzszektre jellemző mikrotopográfiai változatosság kifejezésére alkalmas lehet a legmagasabb és legalacsonyabb pont közötti különbség valamint a pontok értékeinek szórása is. A modellek számolása előtt Pearson-féle korrelációval vizsgáltuk a két mérőszám közötti összefüggést. Azt találtuk, hogy a két paraméter között erős pozitív korreláció volt ($R = 0,981$; $p < 0,001$) ezért úgy döntöttünk, hogy a későbbi számolások során csak az egyik értéket, a legmagasabb és legalacsonyabb pont közötti különbség értékét használjuk. Teszteltük továbbá, hogy vannak-e különbségek a fiatal és idős nyomvonalakon tapasztalt topográfiai változatosságban. Ehhez a fiatal és idős nyomvonalakon mért transzszektenkénti magasságkülönbségeket hasonlítottuk össze t-próbával. A fiatal és idős nyomvonalakon a transzszektenkénti magasságkülönbségek nem különböztek ($t = 0,089$; $p = 0,930$). A számolásokhoz a transzszektenkénti átlagolt növényzeti felmérések adatait használtuk ($n = 36$). A növényzeti változók esetében a borítással súlyozott C-, S- és R-koordináták értékei, valamint a CSR kategóriák Shannon diverzitása mellett kiszámoltuk a növényzet Shannon diverzitását és a szikes sztyeppek domináns fajának (*F. pseudovina*) borítását is. Tekintettel arra, hogy a természetes gyepekben a *F. pseudovina* alkotja a gyepek mátrixát, a faj borításának növekedése utal a gyepek regenerációjának fokára.

A regenerációra rendelkezésre álló időnek és a mikrotopográfiai változatosságnak (transzszektenkénti magasságkülönbség) vegetációra kifejtett hatását általánosított lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk (GLMM; Zuur et al. 2009). A „kor” (egyéves, hétéves nyomvonal), a „transzszektenkénti magasságkülönbségek” és ezen változók interakciója független változóként, a „mintavételi hely” random faktorként szerepelt az elemzésekben. A növényzet Shannon diverzitását, a *F. pseudovina* borítását, a kevert C–S–R kategóriák Shannon diverzitását valamint a borítással súlyozott C-, S- és R-koordináták értékeit függő változóként kezeltük. A GLMM-ek számolásához az SPSS 20.0 programot használtuk. A különböző korú nyom-

vonalak vegetációjának fajösszetételét főkomponens analízissel (PCA) ábrázoltuk. A magasságkülönbségek értékeit, a C–S–R kategóriák Shannon diverzitását és a borítással súlyozott C-, S- és R- koordináták értékeit passzívan vetítettük az ordinációra (nem kötött, unconstrained ordináció). Az ordináció számolását a CANOCO 4.5 programmal végeztük (Ter Braak és Šmilauer 2012).

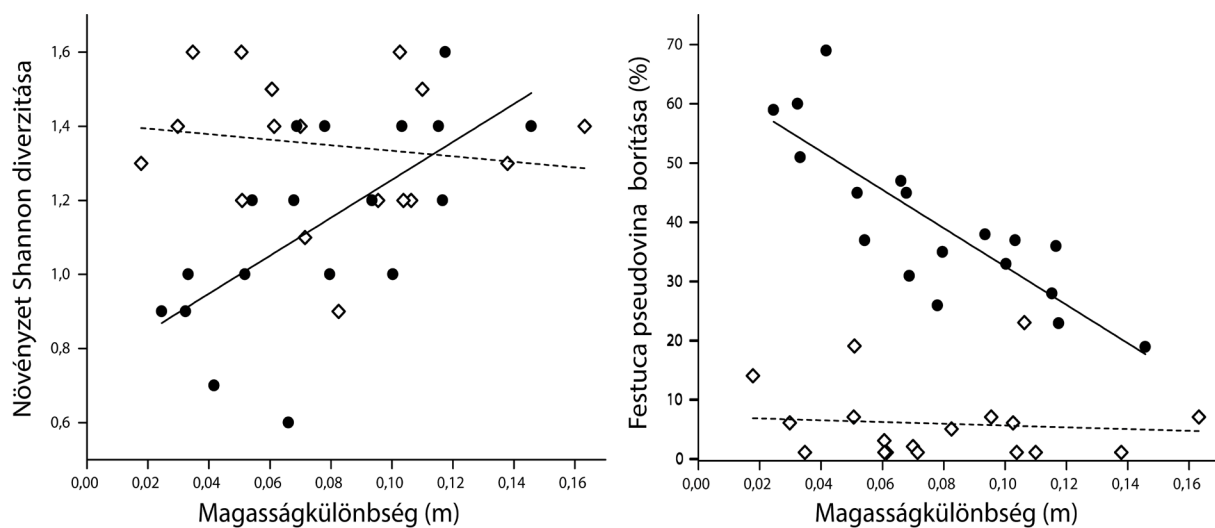
2.2.3 Eredmények

Nyomvonal kora

A felmért csatorna nyomvonalakon összesen 77 edényes fajt találtunk. A fiatal nyomvonalakon összesen 75, az idős nyomvonalakon 28 faj volt jelen. A vegetáció Shannon diverzitása és a *F. pseudovina* borítása szignifikánsan magasabb volt a fiatal nyomvonalakon, mint az idős nyomvonalakon (3. táblázat, 3. ábra). A kevert C–S–R kategóriák Shannon diverzitása magasabb volt a fiatal nyomvonalakon, mint az idős nyomvonalakon (3. táblázat, 4. ábra). A borítással súlyozott C-koordináták értékei nem különböztek a különböző korú csatornák között. A borítással súlyozott S-koordináták értékei alacsonyabbak, míg a borítással súlyozott R-koordináták értékei magasabbak voltak a fiatal csatornákon, mint az időseken (3. táblázat, 4. ábra).

3. táblázat. A vegetáció korának és a transzszektenkénti magasságkülönbségek (függő változók) hatása a nyomvonalak vegetációjára (GLMM; $n = 36$). Az interakció rövidítése: $K \times M$. A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$).

Függő változó	Független változó	Koefficiens $\pm$ SE	t	p
Növényzet Shannon diverzitása	Kor	0,524 $\pm$ 0,183	2,856	0,007
	Magasságkülönbség	3,365 $\pm$ 1,550	2,171	0,037
	K $\times$ M	-4,041 $\pm$ 1,980	-2,041	0,050
<i>F. pseudovina</i> borítása	Kor	-57,347 $\pm$ 13,304	-4,311	0,001
	Magasságkülönbség	-297,285 $\pm$ 129,290	-2,299	0,028
	K $\times$ M	292,944 $\pm$ 129,995	2,253	0,031
C–S–R kategóriák Shannon diverzitása	Kor	0,513 $\pm$ 0,183	2,806	0,008
	Magasságkülönbség	2,900 $\pm$ 1,503	1,929	0,063
	K $\times$ M	-3,254 $\pm$ 1,902	-1,711	0,097
Borítással súlyozott C-koordináták	Kor	0,068 $\pm$ 0,145	0,472	0,640
	Magasságkülönbség	2,266 $\pm$ 1,260	1,798	0,082
	K $\times$ M	-0,621 $\pm$ 1,670	-0,372	0,712
Borítással súlyozott S-koordináták	Kor	-0,718 $\pm$ 0,207	-3,476	0,001
	Magasságkülönbség	-2,609 $\pm$ 1,772	-1,472	0,151
	K $\times$ M	5,880 $\pm$ 2,286	2,537	0,016
Borítással súlyozott R-koordináták	Kor	1,220 $\pm$ 0,270	4,511	0,000
	Magasságkülönbség	3,461 $\pm$ 2,182	1,586	0,123
	K $\times$ M	-5,694 $\pm$ 2,749	-2,071	0,046

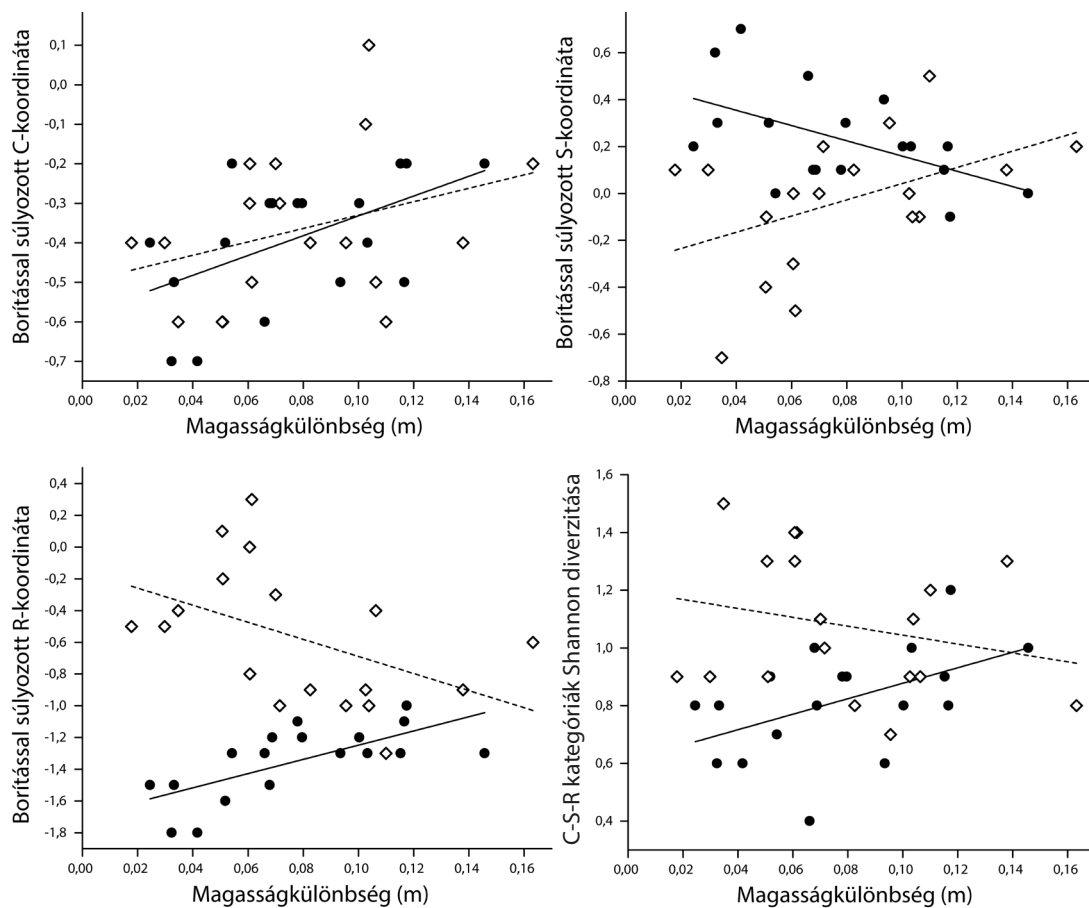


3. ábra. A növényzet Shannon diverzitásának, a *F. pseudovina* borításának és a transzszektenkénti magasságkülönbségek kapcsolata fiatal és idős nyomvonalakon. Jelölések: üres szimbólum – fiatal nyomvonal, teli szimbólum – idős nyomvonal. Az adatpontokra illesztett egyenes a vizsgált növényzeti változók és a magasságkülönbségek kapcsolatának irányultságát szemlélteti.

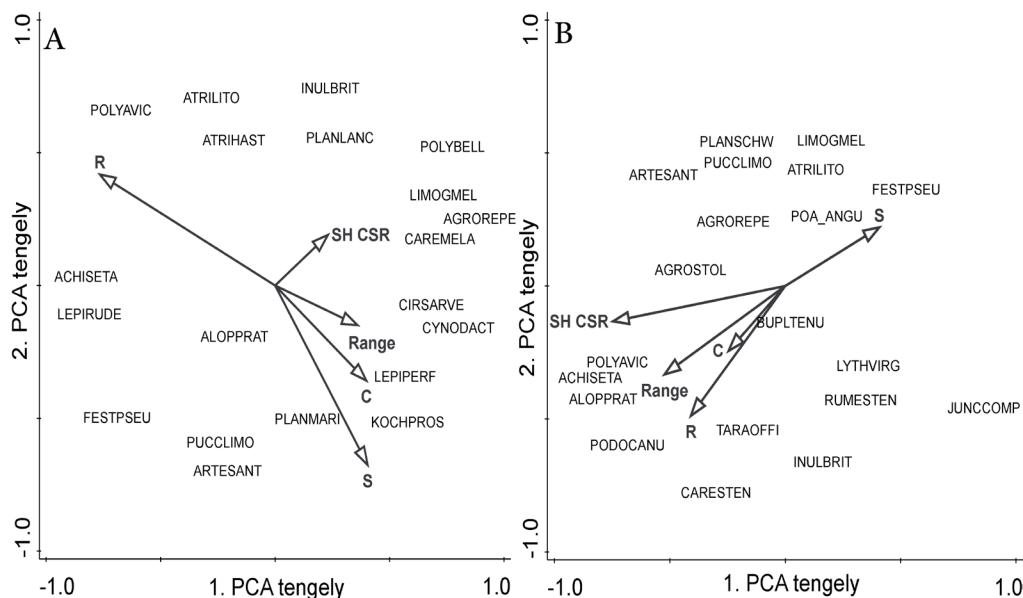
Mikrotopográfiai változatosság

A növényzet Shannon diverzitása nőtt, a *F. pseudovina* borítása csökkent a transzszektenkénti magasságkülönbségek növekedésével (3. táblázat, 3. ábra). Szignifikáns interakciót tapasztaltunk a nyomvonal kora és a magasságkülönbség között a növényzet Shannon diverzitása, a *F. pseudovina* borítása valamint a borítással súlyozott S- és R-koordináták értékei esetében (3. táblázat). A növényzet Shannon diverzitása nőtt, míg a *F. pseudovina* borítása csökkent a magasságkülönbségek növekedésével az idős nyomvonalakon (3. ábra). A borítással súlyozott S-koordináták értékei csökkentek, míg az R-koordináták értékei nőttek a magasságkülönbségek növekedésével az idős nyomvonalakon (4. ábra). A magasságkülönbség nem volt hatással a kevert C–S–R kategóriák Shannon diverzitására (4. ábra).

A fiatal nyomvonalak esetében a PCA ordináció alapján a magasságkülönbségnek csak elhanyagolható hatása volt a fajösszetételre (5. ábra). A fiatal nyomvonalak fajai random módon helyezkedtek el az ordinációs térben. Az idős csatornák ordinációja szerint a kevert C–S–R kategóriák Shannon diverzitása, és a borítással súlyozott C- és R-koordináták értékei növekedtek, míg a borítással súlyozott S-koordináták értékei csökkentek a növekvő magasságkülönbségekkel. A fajok többsége a nagy borítással súlyozott C- és R-koordináták értékei és a nagy magasságkülönbségek irányában helyezkedett el. A szikes gyepekre jellemző stressz toleráns fajok, mint a *F. pseudovina*, *Limonium gmelinii*, *Atriplex litoralis*, borítása negatívan korrelált a magasságkülönbséggel.



4. ábra. A kevert C–S–R kategóriák Shannon diverzitásának, a borítással súlyozott C-, S- és R-koordináták értékeinek és a transzszektenkénti magasságkülönbségek kapcsolata fiatal és idős nyomvonalakon. Jelölések: üres szimbólum – fiatal nyomvonal, teli szimbólum – idős nyomvonal. Az adatpontokra illesztett egyenes a vizsgált növényzeti változók és a magasságkülönbségek kapcsolatának irányultságát szemlélteti.



5. ábra. A fiatal és idős nyomvonalak növényzetének fajösszetételét ábrázoló PCA ordinációk (A – fiatal nyomvonal; B – idős nyomvonal). A transzszektenkénti magasságkülönbségeket, a C–S–R kategóriák Shannon diverzitását (SH CSR) és a borítással súlyozott C-, S- és R- koordináták értékeit passzívan vetítettük az ordinációra. Az első és második tengely sajátértékei: 0,445 és 0,181 a fiatal; 0,491 és 0,228 az idős nyomvonalak esetén. Az első két tengely kumulatív magyarázó ereje: 62,6% a fiatal; 71,9% az idős nyomvonalak esetén.

2.3.4 Diszkusszió

Nyomvonal kora

A vegetációfejlődés kezdeti szakaszában a vegetáció fajgazdagsága és diverzitása szignifikánsan magasabb volt, mint az idősebb nyomvonalakon. A nagy fajgazdagság arra vezethető vissza, hogy a vegetációfejlődés kezdeti fázisában a biotikus interakciók hiányában a betelepülési folyamatokat elsősorban a tájban jelen lévő fajok térbeli (széllel vagy állatokkal történő terjedés) és időbeli (tartós magbank képzés) terjedési hatékonysága valamint a beérkező propagulumok mennyisége határozza meg (Bischoff et al. 2009). Esetünkben a nyomvonalak természetes élőhelyekkel voltak körülvéve, melyeket extenzív legeltetéssel kezeltek. Ennek megfelelően a célfajok betelepülését nem korlátozta sem a terjesztő vektorok hiánya, sem a beérkező propagulum mennyisége. Az idősebb gyepekben a fajsza és a diverzitás csökkenése minden bizonnyal az időközben megtelepedő, erőteljes növekedésű, laterálisan jól terjedő fajok (mint például a *F. pseudovina*) térfoglalásának hatására következett be (Myers és Harms 2009). A bolygatott, nyílt talajfelszínnek jelenléte miatt a fiatal nyomvonalakon a ruderalis fajok nagyobb arányban voltak jelen, mint a záródott vegetációval rendelkező idős nyomvonalakon. A fajok random betelepülése és a biotikus szűrők hiánya miatt a növényi stratégiák diverzitása is magas volt a fiatal nyomvonalakon. A ruderalitás mértéke és a növényi stratégiák diverzitása csökkent az idős nyomvonalakon, mivel a vegetáció záródásával csökkent a megtelepedésre alkalmas nyílt felszín elérhetősége és a vegetációfejlődés későbbi fázisában az abiotikus szűrőkön felül az egyre inkább hangsúlyossá váló biotikus szűrők is korlátozták egyes fajok megtelepedését illetve fennmaradását (Myers és Harms 2009, Wellstein et al. 2014).

Mikrotopográfiai változatosság

A mikrotopográfiai változatosság mértéke egyforma volt a fiatal és az idős nyomvonalakon. Ugyanakkor a vegetáció diverzitására kifejtett hatása különbözött a vegetációfejlődés kezdeti és kései szakaszában. Míg az idős nyomvonalakon a nagy transzszektenkénti magasságkülönbség növekedése növelte a vegetáció Shannon diverzitását, addig a fiatal nyomvonalakon nem észleltünk számottevő hatást. Számos tanulmány szerint a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában a mikrotopográfia jelentős hatással van a vegetáció fajszerződésére (Bissels et al. 2006), bár eredményeink ezt a feltevést nem támasztották alá. A fiatal nyomvonalak növényzetének fajkészletét a lokális forrásból (magbank) és a környezetből (mageső) random módon érkező propagulumokból megtelepedő fajok alkották. A vegetációfejlődés kezdeti szakaszában a környezet abiotikus mozaikossága nem korlátozta a fajok megtelepedési mintázatait, a nedves és száraz foltok egyaránt alkalmasak voltak a betelepülő fajok csírázásához (Wilson 1992).

Az idős nyomvonalakon azt tapasztaltuk, hogy a mikrotopográfiai változatosság emelkedésével szignifikánsan nőtt a vegetáció diverzitása. Az idős nyomvonalakon a mikrotopográfiai változatosság által létrehozott élőhelyi sokféleség (különbségek a talaj nedvesség- és sótartalmában) lehetővé tette számos eltérő élőhelyi igényű faj együttélését a vizsgált kis térbeli léptéken is (Wacker et al. 2008, Tamme et al. 2010). Az élőhelyi sokféleség egyik komponense az volt, hogy a változatos felszínen változatos lefolyási mintázatok alakultak ki, ami nedves és száraz mikroélelőhelyek rendszerének létrejöttét eredményezte (Moeslund et al. 2013a, Alexander et al. 2016). Ez lehet az oka annak is, hogy a megnövekedett mikrotopográfiai változatosság visszaszorította a szikes gyepek jellemző fűfaját a *F. pseudovina*-t. A faj hosszútávú megtelepedése csupán a magasabban fekvő száraz foltokban lehetséges (Deák et al. 2014a), ezért az egyenetlen felszíneken nem tudott egy szikes gyepekre jellemző összefüggő gyeptakarót kialakítani. Tekintettel arra, hogy a *F. pseudovina* jelenléte a legfőbb biotikus kontroll számos, az élőhelyre nem jellemző, ruderalis faj számára, a *F. pseudovina* visszaszorulása következtében a nedves foltokban a ruderalis fajok nagy számban tudtak megtelepedni. Ez a változatos felszínű nyomvonalakon a vegetáció diverzitásának növekedéséhez vezetett.

A mikrotopográfiai változatosság hatással volt a stressztűrésre és a ruderalitásra. Az idős nyomvonalakon a stressztűrő fajok visszaszorulása a nagy magasságkülönbségekkel jellemzett nyomvonalakon jelentős részben annak köszönhető, hogy a legnagyobb borítással jelen levő S/SC csoportba tartozó *F. pseudovina* visszaszorult ezeken a helyeken. A nagy mikrotopográfiai változatossággal rendelkező idős nyomvonalakon a stressztűrő fajok visszaszorultak azokra a mikroélőhelyekre, ahol nagyobb mértékű szárazság- és/vagy sóstressz volt jelen, így azok szuboptimálisak voltak más fajok számára (Grime 2002). A nagy magasságkülönbségekkel jellemzett idős nyomvonalakon a ruderalis fajok megnövekedett borítása arra vezethető vissza, hogy itt a *F. pseudovina* nem tudott egy összefüggő növényzeti borítást kialakítani, amely visszaszoríthatta volna a nyílt talajfelszínéhez kötődő gyomfajokat. A vizsgált közösségre jellemző gyomok csírázásához és megtelepedéséhez ugyanis elengedhetetlen a nyílt talajfelszín jelenléte (Deák et al. 2011, Kelemen et al. 2013). Bár a mikrotopográfiai változatosság hatással volt a növényzet Shannon diverzitására, nem tapasztaltunk szignifikáns hatást a C–S–R-kategóriák Shannon diverzitása esetében. Ennek oka az, hogy a borítással súlyozott S- és R-koordináták esetében tapasztalt ellenkező előjelű változások kioltották egymást.

Konklúziók

A természetes élőhelyekkel körülvett vonalas tájsebek felszámolását követően a hátramaradt nyomvonalak spontán vegetációfejlődének első szakaszát a random betelepülési folyamatok jellemzik. Ebben a szakaszban sem az abiotikus, sem a biotikus szűrők nem befolyásolják döntően a közösség fajszerződését. A vegetációfejlődés első szakaszában egy nagy diverzitású, ám elsősorban ruderalis fajokból álló vegetáció jön létre. Az idős nyomvonalakon a korábban random módon betelepült fajok jelentős része kiszelektálódik a vegetációból. Ez az általunk vizsgált szikes élőhelyen jelentős részt a domináns fűfaj (*F. pseudovina*) borításnövekedésére vezethető vissza, amely következtében megnő a biotikus interakciók mértéke. A spontán vegetációfejlődés kései szakaszában a mikrotopográfiai változatosság által biztosított élőhelyi sokféleség már a vegetáció szerveződését befolyásoló fontos tényezővé válik. Már néhány centiméteres magasságkülönbség hatására is különböző abiotikus feltételekkel rendelkező mikroélőhelyek jönnek létre a regenerálódó gyepekben. Szikes gyepekben a nagy mikrotopográfiai változatosság a specialista fajok, többek között a *F. pseudovina* visszaszorulásához vezet. A specialista fajok számára alkalmatlan élőhelyeken a ruderalis fajok a jellemzők.

Eredményeink alapján a természetes élőhelyekkel körülvett keskeny nyomvonalakon a célélőhelyre jellemző fajok spontán módon is képesek megtelepedni, és pár év alatt a gyepek vázát alkotó fűfaj állománya is képes jelentős mértékben megerősödni. Gyakorlati szempontból fontos megjegyezni, hogy bár a vegetációfejlődés kései szakaszában a mikrotopográfiai változatosság növeli a vegetáció diverzitását, ez nem feltétlenül előnyös természetvédelmi szempontból. Előnytelen, egyrészt mert a nagy diverzitás egyik fő komponensét a ruderalis fajok alkotják, másrészt, mert a specialista fajok visszaszorulnak a nagy mikrotopográfiai változatossággal jellemzett területeken. A vizsgált közösségben a gyepek vázát alkotó *F. pseudovina* borítása csökken az egyenetlen felszínen, ami hátráltatja a gyepek záródását és így egy természetközeli vegetációs struktúra kialakulását. A gyepek záródásának hiányában a csatorna nyomvonalakon kialakult vegetáció a vegetációfejlődés kései fázisában is eltér a környező gyepektől, így a nyomvonalak, mint tájsebek évtizedekig fennmaradnak a tájban. Tapasztalataink alapján ugyanakkor a jól elmunkált nyomvonalakon akár a vizsgált hét éves időtávlatban is egy a tájba illő, természetközeli növényzet alakulhat ki.

2.3 A róka, mint ökoszisztéma mérnök faj hatása a gyepi növényzet fajösszetételére

2.3.1 Bevezetés

A tájhasználatban bekövetkezett változások eredményeként a természetközeli tájak (mozaikos tájszerkezet, természetes és féltermészetes élőhelyek nagy aránya) aránya jelentősen csökkent Európában, az ember által átalakított tájak (homogén tájszerkezet, antropogén élőhelyek nagy aránya, kevés és izolált természetes- és féltermészetes élőhely) aránya pedig nőtt (Tscharntke et al. 2012). A tájhasználat változásai az európai termékeny síkságokon található szárazgyepi állományokat különösen súlyosan érintették (Helm et al. 2006, Deák et al. 2016a, Molnár et al. 2012). Számos gyepet szántóföldi művelésbe vontak, és a természetközeli tájakra jellemző hagyományos gazdálkodási formák, mint például a legeltetés és kaszálás, egyre inkább visszaszorulóban vannak (Varga et al. 2016). A kezelés elmaradása különösen az izolált élőhelyeken jellemző (Deák et al. 2016b). Ennek oka elsősorban a gazdaságosság hiánya és a nem megfelelő infrastruktúra (Deák et al. 2016b). A kezelés elmaradásának következtében a szárazgyepekben nő a felhalmozódott fitomassza mennyisége és a fajok közötti és fajon belüli kompetíció mértéke (Tälle et al. 2016). A megtelepedésre alkalmas mikroélőhelyek és a kedvezőtlen élőhelyi változások csökkenthetik a szárazgyepi fajok fennmaradásának és megtelepedésének esélyét (Gazol et al. 2012).

A kurgánokon fennmaradt szárazgyepek jól reprezentálják a közép-európai térség szárazgyepeit és előfordulnak mind a természetközeli, mind az ember által átalakított tájakban. A kurgánok vegetációjának fajszerveződésére a kezelés vagy tájhasználat és a táji környezet hatásain túl jelentős hatással van a kurgánokon gyakran jelen levő rókapopulációk tevékenysége is (Sudnik-Wójcikowska és Moysienko 2008a,b, Deák et al. 2016a). A rókák előszeretettel telepednek meg a kurgánokon, mivel kedvelik a tájból kiemelkedő, lejtős, nyílt felszíneket (Uraguchi és Takahashi 1998). A rókák ökoszisztéma mérnök fajnak tekinthetők, mivel direkt és indirekt módon képesek megváltoztatni a környezetükben rendelkezésre álló források elérhetőségét más fajok számára, valamint képesek környezetük abiotikus és biotikus paramétereit tartósan megváltoztatni (Jones 2012, Fischer et al. 2017). A rókák, más kitorékok készítő emlősfajhoz képest, kitorékjuk készítése közben jelentős mennyiségű talajt mozgatnak meg, hozzájárulnak a talajrétegek keveredéséhez és nyílt, bolygatott felszínű mikroélőhelyeket hoznak létre (Bartha 2001, Jones 2012, Kurek et al. 2014, Müller et al. 2014, Zimmermann et al. 2014). Felhalmozódó ürülékük és a lebomló, el nem fogyasztott zsákmányuk maradéka növelheti a talaj tápanyagtartalmát (MacDonald 1979, Monclús et al. 2009). Továbbá a rókák kültakarójukon számos faj propagulumait juttathatják a kitorékokra (Hovstad et al. 2009, Kurek et al. 2014). Fenti tevékenységek által a rókák jelentősen befolyásolhatják kitorékaik közelében a növényzeti mintázatokat, hatással lehetnek mind a szárazgyepi, mind a gyomfajok fennmaradására és megtelepedésére (Blackshaw et al. 2003).

Kutatásunkban azt vizsgáltuk, hogy a rókák tevékenysége milyen módon befolyásolja a kurgánokon található élőhelyek abiotikus paramétereit, illetve fajösszetételét természetközeli és ember által átalakított tájakban. Kutatási kérdéseink az alábbiak voltak: (1) A rókakotorékok hogyan változtatják meg a szárazgyepi élőhelyek tulajdonságait? (2) A felhagyott kitorékok alkalmasak-e a szárazgyepi fajok megtelepedésére, vagy inkább a gyomosodást segítik-e elő? (3) A kitorékokon kialakuló növényzet szerveződését befolyásolja-e a táji környezet?

2.3.2 Anyag és módszer

Mintavételi terület

A vizsgált kurgánok a Hortobágyi Nemzeti Park területén helyezkednek el. A terület klímája kontinentális, az átlagos középhőmérséklet 9,5 °C, az átlagos évi csapadékmennyiség 550 mm. A vizsgált területen a tengerszint feletti magasság 88 és 102 méter között változik. A nemzeti park védett területein elsősorban természetes, szikes- és löszgyepek, szikes rétek és mocsarak által dominált táj jellemző. A nemzeti park peremterületein, a védett területen kívül ember által átalakított tájak helyezkednek el, melyeken évszázadok óta folyik mezőgazdasági művelés.

A mintavételi területek kiválasztásának kritériumai

Vizsgálatunkhoz olyan szárazgyepekkel borított kurgánokat választottunk ki, melyeken legalább két felhagyott rókakotorék volt. Tekintettel arra, hogy a kotorékokon a zavarást követő vegetációfejlődést kívántuk vizsgálni, a vizsgálatból kizártuk azokat a kotorékokat, melyeken a rókák jelenlegi aktivitására utaló jeleket találtunk, úgy mint hullatékot, lábnyomokat vagy friss ásás nyomait. Összesen 5 természetközeli és 5 ember által átalakított tájban elhelyezkedő, szárazgyeppel borított kurgánon vizsgáltuk a rókák tevékenységének hatását. Azokat a kurgánokat, amelyek 200 méteres környezetében több mint 20% volt a száraz gyepek aránya és a szántók aránya alacsony volt „természetközeli tájban található kurgánként” kategorizáltunk (4. táblázat). A természetközeli tájban található kurgánokat szarvasmarhával legeltették. Azokat a kurgánokat, amelyek 200 méteres környezetében kevesebb, mint 20% volt a szárazgyepek és a féltérmetes élőhelyek aránya és a szántók kiterjedése nagy volt „ember által átalakított tájban található kurgánokként” kategorizáltuk. Ezeken a kurgánokon a gyeptet semmilyen módon nem hasznosították. A vizsgált gyepekben nem volt jelen számottevő emberi zavarás (például építkezés, szántás, égetés). A kurgánok átlagos magassága $4,5 \pm 0,7$ m, átmérőjük pedig $43,4 \pm 4,7$ m volt. A természetközeli tájakban elsősorban a szikes, az ember által átalakított tájakban elsősorban a csernozjom talaj volt a jellemző. Annak érdekében, hogy az általános trendeket vizsgálhassuk és a különböző talajtípusokon kialakult gyeptípusok részben eltérő fajkészlete ne befolyásolja az eredményeinket, elsősorban az egyes növényi funkcionális csoportok arányainak és az ökológiai indikátorértékek változásaira fókuszáltunk.

4. táblázat. Adatok a felmért kurgánok táji környezetéről. Jelölések: átlag % $\pm$ SE – adott élőhelytípus átlagos százalékos borítása és annak standard hibája a kurgán 200 méteres környezetében; min. – adott élőhely minimális kiterjedése; max. – adott élőhely minimális kiterjedése.

Kurgán táji környezete	Féltermészetes gyepek aránya			Féltermészetes élőhelyek aránya		
	átlag % $\pm$ SE	min.	max.	átlag % $\pm$ SE	min.	max.
Természetközeli táj	42,0 $\pm$ 2,5	23,9	74,7	67,6 $\pm$ 2,6	41,3	99,8
Ember által átalakított táj	8,3 $\pm$ 0,8	2,7	17,4	9,8 $\pm$ 0,8	3,0	17,4

Terepi mintavétel

Minden kurgánon két mintavételi helyet jelöltünk ki. Egy mintavételi hely egy kotorékból és a körülötte található bolygatatlan gyeptől állt. Minden mintavételi helyen 3-3 darab 50 $\times$ 50 cm-es kvadrátot jelöltünk ki a kotorékon, és a kotoréktól 1-1,5 m távolságra a gyepten.

Ennek megfelelően minden kurgánon összesen 12 kvadrátot mértünk fel (hatot-hatot mintavételi helyenként), összesen pedig 120-at. A kvadrátokban 2017 júniusában feljegyeztük az edényes növényfajok listáját és azok százalékos borításértékeit. A kvadrátokban felmértük továbbá az avar vastagságát és százalékos borítását, amelyből kiszámoltuk az avar térfogatát. A kvadrátokban három random ponton megmértük a talaj felső 20 centiméterének nedvességtartalmát, amelyhez egy FieldScout TDR 300 talajnedvességmérőt használtunk. A kurgánok 200 méteres környezetének vegetációtérképét a kvadrátok felmérésével egyidőben készítettük. A térképeket a QGIS OpenLayers pluginja által biztosított ortofotók felhasználásával készítettük, a terepi térképeket QGIS 2.2 programmal digitalizáltuk (QGIS Development Team, 2017).

Adatfeldolgozás

Az adatfeldolgozás során két ökológiai funkcionális csoport (szárazgyepi fajok és gyomok) százalékos borításértékeivel és fajgazdagságával számoltunk. Borhidi (1995) által a *Festuco-Brometea* és a *Puccinellio-Salicornea* fitocönológiai csoportokba sorolt fajokat tekintettük szárazgyepi fajoknak. Borhidi (1995) szociális magatartástípus kategóriáit használtuk fel a gyomfajok besorolásánál. Az adventív kompetitor, ruderalis kompetitor és a gyom csoportokba sorolt fajokat tekintettük gyomfajoknak (melyek az élőhely degradációját jelzik). A fajokat négy egyszerűsített életforma kategóriába soroltuk: évelő füvek, évelő kétszikűek, rövidéletű füvek és rövidéletű kétszikűek. A kétszikű és nem graminoid egyszikű fajokat a gördülékeny megfogalmazás kedvéért a továbbiakban szárazgyepi kétszikű fajoknak, a graminoid egyszikűeket pedig szárazgyepi fű fajoknak nevezzük. Az ökológiai indikáció meghatározásánál a Borhidi-féle relatív ökológiai indikátorértékeket használtuk (Borhidi 1995). A számolásokhoz a borítással súlyozott relatív talajvíz illetve talajnedvesség indikátor számait (WB; továbbiakban nedvességigény) és a nitrogén-igény relatív értékszámain (NB; továbbiakban nitrogén-igény) használtuk.

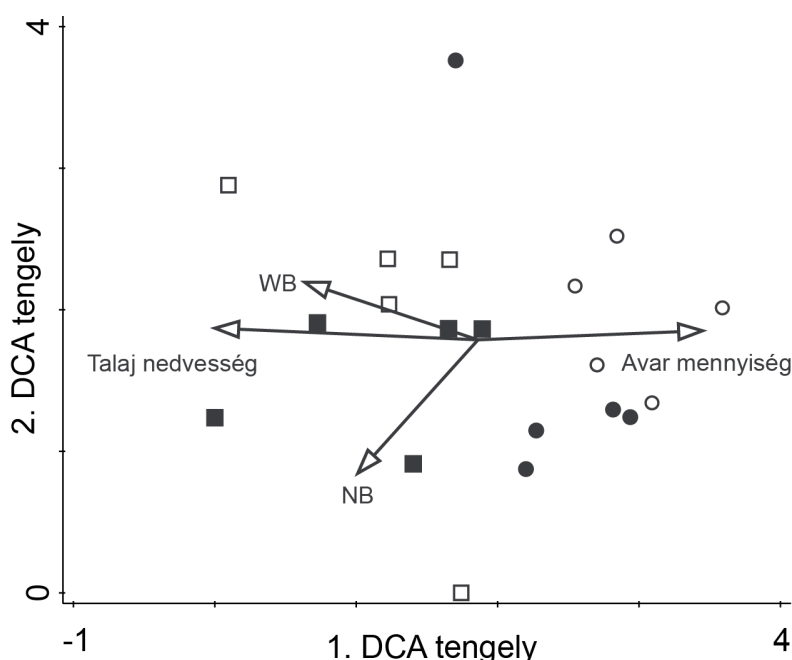
A rókák tevékenységének hatásait a természetközeli és az ember által átalakított tájakban elhelyezkedő kurgánok vegetációjára detrendált korrespondencia analízis (DCA) segítségével jelenítettük meg (a grádiensek 4 SD értéknél nagyobbak voltak). Az ordinációhoz az egyes mintaterületeken található fajok log-transzformált százalékos borításértékeit használtuk. A talajnedvesség értékeit, az avar mennyiségét valamint a borítással súlyozott WB és NB értékeket passzívan vetítettük az ordinációra (nem kötött, unconstrained ordináció). Az ordináció számolását a CANOCO 5 programban végeztük (Ter Braak és Šmilauer 2012). A természetközeli és az ember által átalakított tájak kurgánjain található gyepek és a katorékokon regenerálódó vegetáció indikátor fajainak kimutatásához indikátorfaj elemzést végeztünk (Dufrêne és Legendre 1997), amelyhez a „labdsv” programcsomagot használtuk R programozási környezetben (R Development Core Team 2017).

A táji környezet és a rókák tevékenységének az avar mennyiségére, a talajnedvességre és a vegetáció összetételére kifejtett hatását általánosított lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk (GLMM; Zuur et al. 2009). A „mikroélőhely típus” (kotorék, gyp), a „táji környezet” (természetközeli és ember által átalakított táj) és ezen változók interakciója független változóként, a „mintavételi hely” a „kurgánba” ágyazott random faktorként szerepelt az elemzésekben. Az elemzésekhez a kvadrátok adatait használtuk ($n = 120$). A talajnedvesség értékét, a relatív ökológiai indikátorértékeket (WB, NB), az avar mennyiségét, a kvadrátok vegetációjának fajgazdagságát és százalékos borítását, a szárazgyepi és gyomfajok fajgazdagságát és százalékos borítását; valamint az évelő és rövidéletű füvek és kétszikűek fajgazdagságát és százalékos

borítását függő változóként kezeltük. A fajgazdagságok esetében Poisson eloszlás mellett log link funkciót használtunk. A talajnedvesség, az ökológiai indikátorértékek, az avar mennyiség valamint a borításértékek esetében az értékeket log-transzformáltuk, a számolások során normál eloszlás mellett identity linket használtunk. A páronkénti összehasonlításhoz Fisher-féle LSD (Least Significant Difference) tesztet használtunk. A GLMM-ek és a páronkénti összehasonlítások számolásához az SPSS 20.0 programot használtuk.

2.3.3 Eredmények

A vizsgált kvadrátokban összesen 127 edényes növényfajt találtunk, melyből 38 szárazgyepi faj volt. A természetközeli tájak gyepi kvadrátjainak indikátorfajai az *Achillea collina*, *Alopecurus pratensis*, *Convolvulus arvensis*, *Cruciata pedemontana*, *Galium verum*, *Poa angustifolia* és *Trifolium striatum* voltak. A természetközeli tájak kotorékjain elsősorban ruderális fajokat találtunk (mint a *Bromus mollis*, *Bromus tectorum*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Polygonum aviculare* és a *Torilis arvensis*), ugyanakkor számos szárazgyepi fű (mint az *Agropyron cristatum*, *Elymus hispidus* és *Stipa capillata*) és szárazgyepi kétszikű faj (*Falcaria vulgaris* és *Salvia austriaca*) is előfordult. Az ember által átalakított tájban található kurgánok gyepi kvadrátjaiban számos szárazgyepi fajt találtunk, mint például a *Carex praecox*, *Elymus hispidus*, *Euphorbia cyparissias*, *Phlomis tuberosa*, *Podospermum canum*, *Salvia nemorosa* és *Thymus glabrescens*. Az ember által átalakított tájban található kurgánok kotorékjainak indikátorfajai a *Carduus acanthoides*, *Cynodon dactylon*, *Fallopia convolvulus*, *Papaver rhoeas* és a *Phragmites australis* voltak (4. függelék). A felmért kvadrátok növényzete mind a táji környezet mind a mikroélőhely típusa alapján jól elkülönült a DCA ordináció. Az ember által átalakított tájban található kurgánok növényzete változatosabb mintázatot mutatott, mint a természetközeli tájban levő kurgánok növényzete (6. ábra).



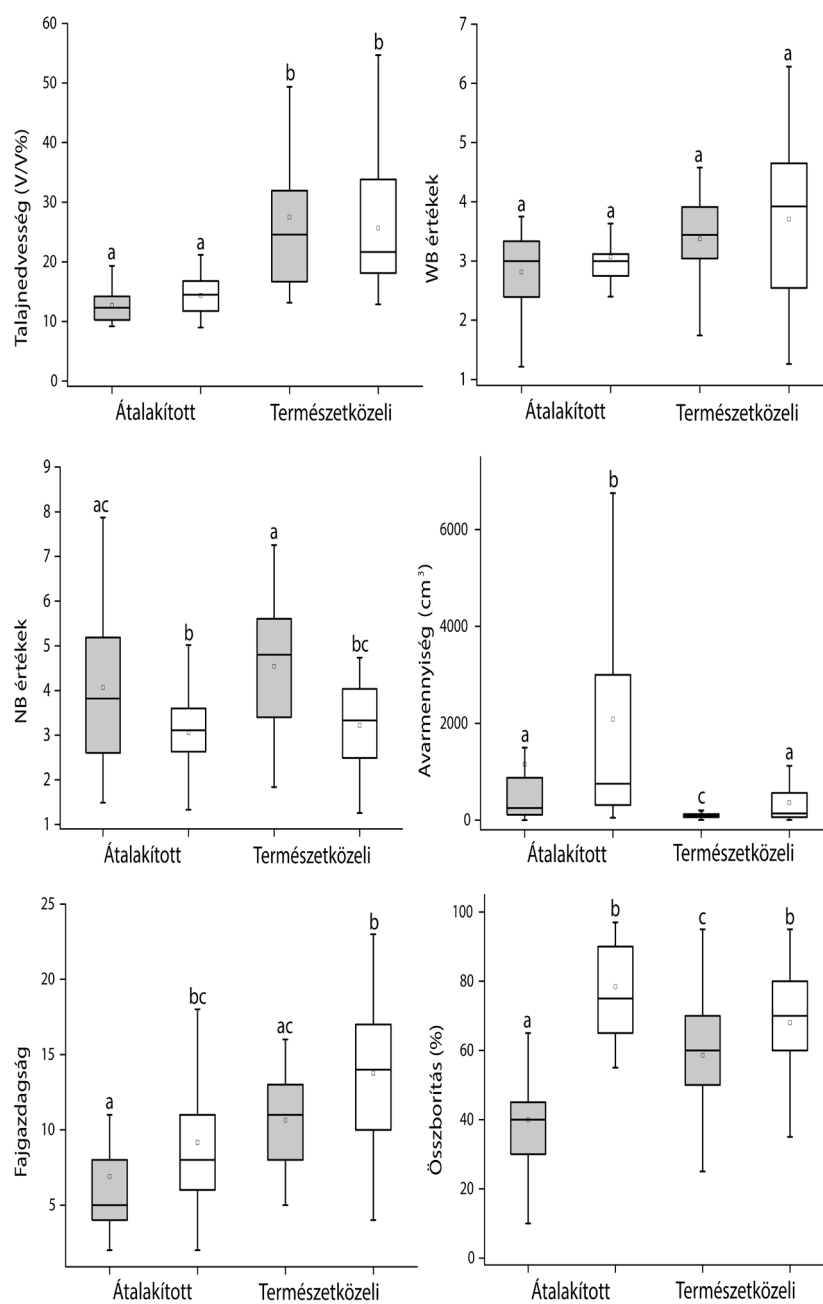
6. ábra. A felmért élőhelyek kvadrátjainak fajösszetételét ábrázoló DCA ordináció. Az avar mennyiség, a talajnedvesség és a borítással súlyozott nedvességigény (WB) valamint nitrogén-igény (NB) ökológiai indikátor értékeket passzívan vetítettük az ordinációra. Az első és második tengely sajátértékei: 0,488 és 0,355. Az első két tengely kumulatív magyarázó ereje 22,40%. Jelölések: teli szimbólumok – rókakotorék; üres szimbólumok – gyep; kör – ember által átalakított tájban található kurgán; négyzet – természetközeli tájban található kurgán.

Az ember által átalakított tájban található kurgánokon a talaj nedvességtartalma alacsonyabb volt, mint a természetközeli tájban található kurgánokon (5. táblázat, 7. ábra). A vizsgált független változók nem voltak szignifikáns hatással a WB értékekre. A kotorékokon a növényzet NB értéke nagyobb volt, mint a gyeppen. Az avar mennyisége kisebb volt a kotorékokon, mint a gyeppen, és nagyobb volt az ember által átalakított tájak kurgánjain, mint a természetközeli tájakban található kurgánokon. A vegetáció összborítása szignifikánsan kisebb volt a kotorékokon, mint a gyeppen, és ez a különbség nagyobb volt az ember által átalakított tájakban található kurgánokon, mint a természetközeli tájakban található kurgánokon. A természetközeli tájakban a vegetáció fajgazdagabb volt, mint az ember által átalakított tájak kurgánjain. A táji környezettől függetlenül a vegetáció fajszegényebb volt a kotorékokon, mint a gyeppen.

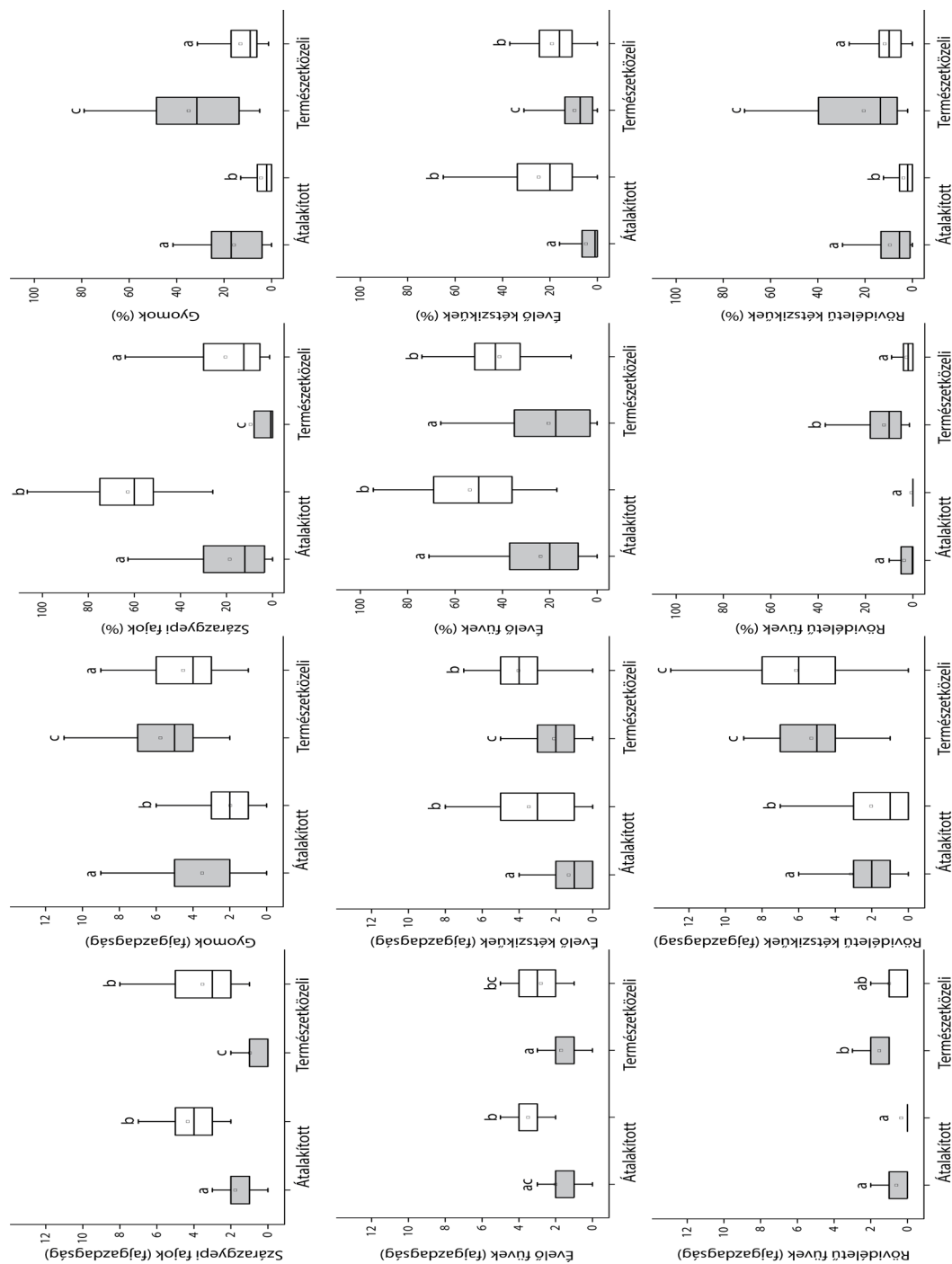
A szárazgyepi fajok fajgazdagsága és borítása kisebb volt a kotorékokon, mint a gyeppen (6. táblázat, 8. ábra). A szárazgyepi fajok borítása nagyobb volt az ember által átalakított tájak kurgánjain, mint a természetközeli tájakban. A kotorékokon nagyobb volt a gyomok fajgazdagsága és borítása, mint a gyeppen. Az ember által átalakított tájak kurgánjain a gyomok fajgazdagsága és borítása kisebb volt, mint a természetközeli tájban található kurgánokon. A kotorékokon kisebb volt az évelő füvek és kétszikűek fajgazdagsága és borítása. A rövidéletű füvek és kétszikűek borítása valamint a rövidéletű kétszikűek fajgazdagsága kisebb volt az ember által átalakított tájakban található kurgánokon, mint a természetközeli tájakban. Az ember által átalakított tájban a kotorékokon jelentősen nagyobb volt a rövid életű kétszikűek fajgazdagsága, mint a gyepeken. A természetközeli tájakban a rövidéletű füvek borítása nagyobb volt a kotorékokon, mint a gyeppen.

5. táblázat. A rókakotorékok és a táji környezet (független változók) hatása a kurgánokon található élőhely és növényzet jellemzőire (GLMM; $n = 120$). Független változók rövidítései: „élőhely” – mikroélőhely típus (rókakotorék, gyepe), „táj” – táji környezet (természetközeli, ember által átalakított táj). A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$).

Függő változó	Független változó	Koefficiens $\pm$ SE	<i>t</i>	<i>p</i>
Talaj nedvességtartalma	Élőhely	0,012 $\pm$ 0,025	0,489	0,626
	Táj	-0,219 $\pm$ 0,054	-4,072	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	-0,061 $\pm$ 0,035	-1,720	0,880
WB értékek	Élőhely	-0,020 $\pm$ 0,021	-0,976	0,331
	Táj	-0,047 $\pm$ 0,038	-1,256	0,212
	Élőhely $\times$ Táj	-0,009 $\pm$ 0,029	-0,321	0,749
NB értékek	Élőhely	0,114 $\pm$ 0,025	4,626	0,001
	Táj	-0,013 $\pm$ 0,043	-0,295	0,769
	Élőhely $\times$ Táj	-0,032 $\pm$ 0,035	-0,925	0,357
Avar mennyisége	Élőhely	-0,306 $\pm$ 0,122	-2,514	0,013
	Táj	0,718 $\pm$ 0,213	3,366	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	-0,148 $\pm$ 0,172	-0,856	0,394
Növényzet összborítása	Élőhely	-0,072 $\pm$ 0,032	-2,246	0,027
	Táj	0,065 $\pm$ 0,042	1,551	0,124
	Élőhely $\times$ Táj	-0,250 $\pm$ 0,045	-5,499	0,001
Növényzet fajgazdagsága	Élőhely	-0,258 $\pm$ 0,075	-3,465	0,001
	Táj	-0,479 $\pm$ 0,188	-2,549	0,012
	Élőhely $\times$ Táj	-0,026 $\pm$ 0,118	-0,218	0,828



7. ábra. Talajnedvesség, borítással súlyozott talajnedvesség (WB) és nitrogén-igény indikátor értékek (NB), avar mennyiség, a vegetáció fajgazdagsága valamint összborítása a vizsgált élőhelytípusokban. Jelölések: szürke – rökakatorék növényzete; fehér – gyep növényzete. A szignifikánsan különböző csoportokat eltérő betűk jelzik (Fisher-féle LSD teszt; $p < 0,05$; $n = 120$).



8. ábra. Az ökológiai és funkcionális csoportok fajgazdagsága és százalékos borítása ember által átalakított illetve természetközeli tájak kurgánjain található kórékokon és gyepeken. Jelölések: szürke – rókakórék növényzete; fehér – gyepek növényzete. A szignifikánsan különböző csoportokat eltérő betűk jelzik (Fisher-féle LSD teszt; $p < 0,05$; $n = 120$).

6. táblázat. A rókakotorékok és a táji környezet (független változók) hatása a kurgánokon található ökológiai és funkcionális csoportok fajgazdagságára és százalékos borításértékeire (GLMM; $n = 120$). Független változók rövidítései: „élőhely” – mikroélőhely típus (rókakotorék, gyp), „táj” – táji környezet (természetközeli, ember által átalakított táj). A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$).

Függő változó	Független változó	Koefficiens $\pm$ SE	t	p
Fajgazdagság				
Szárazgyepi fajok	Élőhely	-1,296 $\pm$ 0,210	-6,185	0,001
	Táj	0,205 $\pm$ 0,138	1,477	0,142
	Élőhely $\times$ Táj	0,399 $\pm$ 0,265	1,503	0,136
Gyomok	Élőhely	0,241 $\pm$ 0,115	2,100	0,038
	Táj	-0,910 $\pm$ 0,247	-3,678	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	0,336 $\pm$ 0,199	1,687	0,094
Évelő kétszikűek	Élőhely	-0,653 $\pm$ 0,155	-4,201	0,001
	Táj	-0,191 $\pm$ 0,205	-0,932	0,353
	Élőhely $\times$ Táj	-0,328 $\pm$ 0,244	-1,347	0,181
Évelő fűvek	Élőhely	-0,499 $\pm$ 0,178	-2,811	0,006
	Táj	0,225 $\pm$ 0,163	1,380	0,170
	Élőhely $\times$ Táj	-0,061 $\pm$ 0,240	-0,252	0,801
Rövidéletű kétszikűek	Élőhely	-0,146 $\pm$ 0,108	-1,349	0,180
	Táj	-1,370 $\pm$ 0,335	-4,087	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	0,578 $\pm$ 0,197	2,938	0,004
Rövidéletű fűvek	Élőhely	0,358 $\pm$ 0,230	1,558	0,122
	Táj	-0,283 $\pm$ 0,269	-1,054	0,294
	Élőhely $\times$ Táj	-0,478 $\pm$ 0,375	-1,276	0,205
Százalékos borítás				
Szárazgyepi fajok	Élőhely	-0,568 $\pm$ 0,099	-5,726	0,001
	Táj	0,622 $\pm$ 0,167	3,723	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	-0,205 $\pm$ 0,140	-1,461	0,147
Gyomok	Élőhely	0,411 $\pm$ 0,073	5,621	0,001
	Táj	-0,480 $\pm$ 0,141	-3,409	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	0,086 $\pm$ 0,103	0,836	0,405
Évelő kétszikűek	Élőhely	-0,329 $\pm$ 0,105	-3,134	0,002
	Táj	0,079 $\pm$ 0,133	0,595	0,553
	Élőhely $\times$ Táj	-0,449 $\pm$ 0,149	-3,026	0,003
Évelő fűvek	Élőhely	-0,537 $\pm$ 0,097	-5,532	0,001
	Táj	0,115 $\pm$ 0,134	0,855	0,394
	Élőhely $\times$ Táj	-0,005 $\pm$ 0,137	-0,040	0,968
Rövidéletű kétszikűek	Élőhely	0,217 $\pm$ 0,092	2,364	0,020
	Táj	-0,481 $\pm$ 0,143	-3,365	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	0,024 $\pm$ 0,130	0,188	0,851
Rövidéletű fűvek	Élőhely	0,573 $\pm$ 0,084	6,818	0,001
	Táj	-0,341 $\pm$ 0,103	-3,296	0,001
	Élőhely $\times$ Táj	-0,314 $\pm$ 0,119	-2,645	0,009

2.3.4 Diszkusszió

Élőhelyi változók

Eredményeink azt mutatták, hogy a rókák új mikroélőhelyeket teremtettek a kurgánokon, elsősorban a talaj tápanyagtartalmának, az avar mennyiségének és a növényzet összborításának megváltoztatása révén. A táji környezet szintén hatással volt az élőhelyek tulajdonságaira, hatását elsősorban azáltal fejtette ki, hogy megváltoztatta a talaj nedvességtartalmát és az avar mennyiségét. A kotorékokon található növényzet összborítására a rókák tevékenysége eltérő hatással volt az ember által átalakított tájakban és a természetközeli tájakban.

A kotorékokon és a gyeppen mért talajnedvesség értéke nem különbözött az általunk vizsgált kurgánokon. Ennek oka, hogy a talaj felső rétegének nedvességtartalma a bolygatást követően gyors változásokon megy keresztül (Guo et al. 2002). A mélyebb talajrétegek felszínre kerülését követően a környező feltalajhoz képest nedvesebbek, azonban a csupasz felszínekre jellemző magas besugárzási szint és az azzal járó megnövekedett párolgás hatására a talaj nedvességtartalma gyorsan csökken. Ennek megfelelően a bolygatást követő rövid időn belül már nem tapasztalható különbség a kotorék és a környező gyepterület talajnedvesség értékeiben (Zhang et al. 2003). Eredményeink szerint a táji környezet szignifikáns hatással volt a kurgánok talajának nedvességtartalmára. Az ember által átalakított tájakban a talaj nedvességtartalma alacsonyabb volt, mint a természetközeli tájakban található kurgánokon. Ennek oka, hogy az ember által átalakított tájakban a kurgánokat szántóföldek veszik körül, melyek víztartó kapacitása alacsony az ideiglenes növényzeti borítás és a mélyművelés miatt (Schwartz 2003). Ezt a jelenséget tovább erősítheti az is, hogy az ember által átalakított tájakban elsősorban a csernozjom talajok jellemzők a vizsgált területen, amelyek egy szárazabb élőhelyet feltételeznek, mint a természetközeli tájak szikes talajai. Ezt a mintázatot a DCA ordináció is jól mutatta.

A talaj nedvességtartalmában tapasztalt különbségeket nem észleltük az eltérő táji környezetben levő kurgánok növényzetében a borítással súlyozott WB értékek esetében. A talajnedvességben jelentkező eltérések ellenére nem tapasztaltunk különbséget az ember által átalakított és a természetközeli tájakban található kurgánok növényzetének WB értékei között. Ennek oka, hogy a legelő állatok megfelelő táplálékhiány esetén a táplálkozásra fordított idő és az elfogyasztott táplálék minőségének optimalizálása érdekében legelés során azokat a fajokat választják, amelyek életerős, széles és táplálékban gazdag levelekkel rendelkeznek (Price 1991). A vizsgált élőhelyeken a preferált fajok jellemzően nagy WB értékkel rendelkeznek (Rutter 2006). A természetközeli tájakban elhelyezkedő kurgánokon a szelektív legelés jelentősen csökkentette borításukat, és ez által a borítással súlyozott WB értékeket is. A jó tápanyagszolgáltató képességgel rendelkező talajokra jellemző nagy NB értékű fajok (mint az *Amaranthus retroflexus*, *Arctium lappa*, *Carduus acanthoides*, *Hyoscyamus niger* és *Onopordum acanthium*) szignifikánsan nagyobb fajgazdagsággal és borítással voltak jelen a kotorékokon. A kotorékokon a nagy tápanyagigényű fajok magas részesedése a rókák hullatéka által megváltozott talaj tápanyagtartalom és a nyílt, bolygatott felszínnek együttes jelenlétének volt az eredménye (Monclús et al. 2009, Kurek et al. 2014, Deák et al. 2016b).

A kotorékokon tapasztalt alacsony avarmennyiség oka egyrészt az, hogy a rókák a kotorék ásása közben a növényzettel együtt eltávolították az avar, másrészt az, hogy a regenerálódó, gyepphez képest kisebb borítású másodlagos vegetáció kisebb mennyiségű avar termelését eredményezi a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában (Bartha 2001, Zimmermann et al. 2014). A nem legelt, ember által átalakított tájakban található kurgánokon az avar mennyisége nagyobb volt, mint a természetközeli tájak kurgánjain (lásd még Deák et al. 2016a, Tälle et al. 2016, Godó et al. 2017). Ennek oka, hogy a természetközeli tájak kurgánjain az avar felhalmo-

zódás mértékét jelentősen csökkentette a legelő állatok biomassza eltávolító tevékenysége és a szervesanyag taposás által okozott fizikai degradációja (Shariff et al. 1994).

Vegetáció

A rókakotorékokon megváltozott élőhelyi körülmények hatással voltak a növényzet fajszerveződésére is, így a szárazgyepi és gyomfajok fajgazdagságára és százalékos borítására. A táji környezet bár nem volt hatással a szárazgyepi fajok fajszerzésére, de a betelepülési mintázatok és a tájhasználat különbségei miatt hatással volt a fenti csoportokra, a szárazgyepi fajok fajszerzésát kivéve.

A vegetáció teljes fajgazdagsága az ember által átalakított tájakban található kurgánokon alacsonyabb volt, mint a természetközeli tájak kurgánjain. Ennek egyik oka, hogy az ember által átalakított tájakban az alacsony táji szintű fajdiverzitás következtében korlátozott a kurgánokra potenciálisan betelepülni képes fajok száma is (Gazol et al. 2012). A táji szűrőn túl a betelepülni képes fajok számát tovább csökkentik a kurgánokon található speciális élőhelyi feltételek is, melyek közül jelen esetben a legfontosabb a szárazságstressz (Lavorel et al. 1997, Deák et al. 2016b, 2018a). Az ember által átalakított tájban található kurgánok alacsony abszolút fajgazdagságát az is okozza, hogy a tájban hiányoznak a fajok irányított, hosszú távú terjedését lehetővé tevő vektorok (Auffret et al. 2015). A vizsgált régióban a történelmi időkben a fajok elsődleges, hosszú távú terjesztő vektorai a nagytestű legelő állatok voltak, melyek azonban megfogyatkoztak az ember által átalakított tájakban (Varga et al. 2016, Mihók et al. 2017). Ezzel ellentétben a természetközeli tájakban a nagytestű legelő állatok jelen vannak a tájban, kültakarójukon, hullatékukkal nagy mennyiségű magot képesek bejuttatni a kurgánok területére. A legelő állatok egyaránt képesek a gyom- illetve szárazgyepi fajok magjainak terjesztésére (Poschlod és Wallis De Vries 2002, Metera et al. 2010). A legelő állatok mellett a rókák maguk is részt vehetnek a magok terjesztésben elsősorban a kültakarójukra ragadt magvak szállítása révén (Kurek et al. 2014). A legelő állatokkal szemben a rókák a kültakarójukra ragadt magok szállítása által mind az ember által átalakított, mind a természetközeli tájakban szerepet játszhatnak a magterjesztésben. Azonban míg az ember által átalakított tájakban a rókák elsősorban a tájra leginkább jellemző gyomfajok terjesztését végzik, addig a természetközeli tájakban a gyepi fajok terjesztésében is szerepük lehet (Hovstad et al. 2009, Kurek et al. 2014). A rókák továbbá elősegíthetik új fajok megtelepedését a földfelszíni vegetációban azáltal is, hogy ásásuk során a mélyből előásnak régen eltemetett, sokáig életképes (perzisztens) magokat (Jalloq 1975).

Érdekes módon az ember által átalakított tájakban található izolált kurgánok gyepeiben a szárazgyepi fajok száma és borítása is magasabb volt, mint a természetközeli tájak esetében. Ennek oka, hogy az ember által átalakított tájakban található kurgánok talaja jelentősen szárazabb, mint a természetközeli tájakban található kurgánok talaja. A száraz élőhelyi feltételek kedveztek számos szárazgyepi faj megtelepedésének, fennmaradásának ugyanakkor a környezetből érkező nagy propagulum nyomás ellenére is gátolták a stresszelt élőhelyeken csökkent életképességű gyomfajok betelepülését (Janišová et al. 2014, Deák et al. 2016b). A száraz élőhelyi feltételeknek a szárazgyepi fajok populációira kifejtett pozitív hatását más, szántóföldekkel körülvett kis élőhelyszigetek esetében is megerősítették (Cousins 2006, Lindborg et al. 2014). A zavart felszíneken a szárazgyepi fajok megtelepedési sikere általában alacsonyabb, mint a gyomfajoké. Ennek oka, hogy az egyedfejlődés kezdeti szakaszában a megváltozott élőhelyi adottságok mellett a szárazgyepi fajok csíranövényei hátrányba kerülnek a gyors növekedésű, fényért való versengésben sikeresebb, zavart és tápanyaggazdag talajokat előnyben részesítő

gyomfajokkal szemben (Marvier 2004, Deák et al. 2016c, Valkó et al. 2017). A szárazgyepi fajok továbbá rövidéletű, alacsony denzitású magbankkal rendelkeznek, amely megfelelő propagulum utánpótlás hiányában tovább nehezíti visszatelepülésüket (Thompson et al. 1997, Csontos et al. 2016). Eredményeink azonban azt mutatják, hogy bár a kotorékokon általánosságban csökkent a szárazgyepi fajok aránya, a bolygatott felszíneken mégis számos szárazgyepi fű (mint például az *Agropyron cristatum*, *Elymus hispidus* és *Stipa capillata*) és kétszikű faj (*Falcaria vulgaris* és *Salvia austriaca* és *S. nemorosa*) meg tudott telepedni. Elsősorban a csomós növekedésű fűfajok voltak sikeresek a kotorékok rekolonizációja során, amit erőteljes, gyakran klonális növekedésük és jó kompetíciós képességük segített elő (Janeček et al. 2007).

A kotorékokon kialakult nyílt mikroélőhelyek számos gyomfaj megtelepedését tették lehetővé a kompetíciós nyomás csökkenése (Whitford és Kay 1999), a megnövekedett vagy megváltozott tápanyagtartalom (Kurek et al. 2014, Müller et al. 2014) és a csökkent avarmennység révén (Foster és Gross 1998, Xiong és Nilson 1999, Bartha 2001). A csomós növekedésű, jó kompetíciós képességű füvek, mint például az *Alopecurus pratensis* vagy a csenkesz fajok (*Festuca* spp.) borításának ideiglenes csökkenése segítette az alacsony kompetíciós képességű, r-stratégista, gyomfajok terjedését. A gyomfajok részben a tartós magbankból, részben a környező területekről érkező mageső segítségével tudtak megtelepedni a kotorékokon (Renne és Tracy 2013). A kotorékokon lecsökkent mennyiségű avar szintén kedvezett a gyomfajok megtelepedésének, ugyanis árnyékoló hatása révén gátolhatja számos fényigényes csírázású gyomfaj megtelepedését, valamint a vastag avarréteg fizikai gátként is szolgál a felnövekvő csíranövények számára (Deák et al. 2011).

Az avarnak nagy szerepe volt a gyomok visszaszorításában a gyeppel borított felszíneken, mivel csökkentette a gyomok megtelepedésére alkalmas nyílt mikroélőhelyek elérhetőségét (Bartha 2001). A mikroélőhelyek korlátozott elérhetősége, és a gyepi fajok jó kompetíciós képessége miatt az ember által átalakított tájak kurgánjain található gyepekben a nagy propagulum nyomás ellenére is alacsony volt a gyomfajok fajgazdagsága és borítása (Bullock et al. 1995, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2010). Természetközeli tájak gyepi kvadrátjaiban a gyomok aránya magasabb volt, mint a felhagyott, ember által átalakított tájakban található gyepekben. Ennek oka, hogy itt a legelő állatok legelése és taposása következtében ezeken az élőhelyeken nagy volt a zavart felszínű mikroélőhelyek elérhetősége (Hulme 2002). A kurgánokon található gyomok fajkészlete különbözött az ember által átalakított és a természetközeli tájakban. Az ember által átalakított tájakban elsősorban a szántóföldi gyomok (például a *Papaver rhoeas* és *Fallopia convolvulus*) valamint a tereszetris nád voltak jellemzők, melyek egyrészt az intenzív szántóföldi tájhasználatot, másrészt a gyepek felhagyását indikálták. A természetközeli tájakban elsősorban legelőkre jellemző fajok voltak jelen (*Elymus repens*, *Bromus mollis*, *B. tectorum*, *Hordeum murinum* és *Polygonum aviculare*), melyek jól tükrözték az aktuális tájhasználatot.

2.3.5 Konklúziók

A kurgánokon a rókapopulációk az élőhely abiotikus tulajdonságainak (avarmennység, talaj tápanyagtartalom, nyílt talajfelszín mennyisége) megváltoztatása révén jelentős hatással vannak a növényzet fajgazdagságára, fajösszetételére, struktúrájára, valamint a fajok megtelepedési dinamikájára. Eredményeink igazolták, hogy a rókák tevékenysége hozzájárul a szárazgyepi fajkészlet zavarást jól toleráló komponenseinek fenntartásához. Annak ellenére, hogy a zavart felszíneken a zavarást követően elsősorban gyomfajok telepednek meg, a kotorékok számos szárazgyepi csomós növekedésű fűfaj számára biztosítottak megfelelő körül-

ményeket. Ez azt sugallja, hogy bár a zavarás egy ideiglenes növekedést okozhat a gyomfajok fajgazdagságában és borításában, a zavart foltokat idővel felülnőhetik a szárazgyepi fajok, elsősorban a csomós növekedésű füvek. Hasonló, hosszabb távú vegetációfejlődésre utaló eredményekről számoltunk be a 3.2 fejezetben (Deák et al. 2016b) is, ahol azt találtuk, hogy a történelmi időkben a kurgán megbontásából, elbontásából keletkezett bolygatott felszíneket idővel a klonálisan jól terjedő fűfajok népesítik be. A táji környezet azáltal, hogy alapvetően meghatározza a kurgánokra jellemző tájhasználati módot, valamint a tájban jelen levő, a kurgánokra potenciálisan betelepülni képes fajok fajkészletét, jelentős hatással volt a vegetációra. Érdekes, bár még nem vizsgált jelenség a rókák ökoszisztéma mérnök tevékenységének intenzitása és a kurgánokon található élőhelyi sokféleség kapcsolata. A rókák kis és közepes mértékű aktivitása várhatóan nem befolyásolja, vagy akár növelheti is a kurgánokon található élőhelyi sokféleséget. A növények megtelepedésre alkalmas élőhelyfoltok létrehozásával növelhetik a kurgánok fajgazdagságát. Ugyanakkor a nagymértékű élőhelyátalakító tevékenység eredményeként eltűnhetnek a kurgánokon kifejlődött eltérő tulajdonságokkal rendelkező mikroélőhelyek (lásd 3.1 fejezet), ami a fajgazdagság csökkenéséhez is vezethet.

3 Lokális és táji változók hatása gyepi élőhelyszigetek fajszerkeződésére

3.1 Történelmi emlékhelyek és természetvédelem - Kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében

3.1.1 Bevezetés

A vallási, történelmi vagy kulturális értékeket őrző „szent helyek” sok esetben kiemelkedő konzervációbiológiai jelentőséggel is rendelkeznek (Verschuuren et al. 2010). A szent helyeken a hozzájuk fűződő vallási tisztelet, az ősök tisztelete vagy éppen az évszázados tabuk miatt az emberi tájátalakító tevékenység kisebb mértékben van jelen, és területüket sok esetben évszázadok óta olyan extenzív módon használják, amely hozzájárul a természeti értékek megőrzéséhez (Dudley et al. 2009). Ilyen szent helyek például a szent erdők, szent ligetek, kegyhelyek, templomkertek, ősi temetők és a jelen fejezetben vizsgált ősi temetkezési halmok a kurgánok (Bhagwat és Rutte 2006, Frascaroli et al. 2015, Deák et al. 2016a, Molnár V. et al. 2017). A szent helyek biodiverzitás megőrző szerepe nagy mértékben felértékelődött napjainkban, mivel az élőhelyvesztés és az intenzív tájhasználat miatt világszerte a biodiverzitás drasztikus csökkenése figyelhető meg (Stockstad 2010). A szent helyek különlegessége, hogy sok esetben a természetvédelmi területek határain kívül vannak jelen, ezáltal mintegy kiterjesztik a védett területek határait (Bhagwat és Rutte 2006).

A sztyeppi népekhez kötődő kurgánok a sztyepp biom teljes területén, valamint az erdőssztyepp biom számos régiójában előfordulnak. Elterjedésük nyugati határa a Kárpát-medencében található, keleti határa pedig a mongol sztyeppéken (Deák et al. 2016a). A kurgánok általában ellipszis, ritkábban szabályos kör alapú félgömb vagy gúla alakú építmények, amelyeket leggyakrabban földből, ritkább esetben kőből építettek (Demkin et al. 2014). Történelmük a késő rézkorig nyúlik vissza. A kurgánok jelentős részét az ázsiai eredetű Jamnaja-kultúra, a gödörsíros kurgánok népe építette i.e. 3 300 és i.e. 2 500 között (Gimbutas 2000, Dani és Horváth 2012, Bede 2016). A kurgánok közös jellemzője, hogy rituális helyek, melyeket temetkezési céllal építettek. Központi részükön egy, az eredeti talajszint alá mélyített gödörsír található, amelybe egy társadalmi szempontból kiemelt fontosságú személyt temettek el (Dani és Horváth 2012). A kurgánok több ezer éves történelme során egyaránt fontos kulturális és történelmi helyként szolgáltak mind az építőik számára, mind az azt követő sok száz generációnak (Lisetskii et al. 2014). A kurgánok értékes forrásai a régészeti, etnográfiai témájú anyagoknak, melyek hozzájárulnak az ősi kultúrák mindennapjainak megértéséhez (Paczoski 1933, Margulan et al. 1966, Barczy et al. 2009, Demkin et al. 2014). Paleo-pedológiai, paleo-ökológiai, malakológiai és palinológiai kutatások sora tárta fel a kurgánok keletkezése idejében létező táj számos sajátosságát, az ősi táj élővilágát és klímáját (Barczy et al. 2009, Sümegi és Szilágyi 2011, Hejcman et al. 2013, Szilágyi et al. 2013, Demkin et al. 2014, Bede et al. 2015).

A kurgánok megnevezésére számos kifejezés létezik a magyar nyelvben. Az értekezésben következetesen a „kurgán” szót használom a köznyelvben elterjedt „halom” vagy „kunhalom” elnevezés helyett. Ennek oka, hogy míg a kurgán megnevezés a vizsgálatok tárgyát képező Eurázsia sztyeppjein és erdőssztyeppjein található, réz-, bronz- és vaskori halomsírok Eurázsia-szerte ismert és használt elnevezése, addig a halom vagy kunhalom szavak a halomsírok mellett számos más, halomszerű ősi és jelen kori mesterséges építmény vagy természetes képződmény megnevezésére is szolgálnak, melyek funkciója, felépítése és szerkezete, így növényzete is különbözik a kurgánokétól. A magyar köznyelv halom és kunhalom megnevezéssel illeti a több hektáros kőkorszakban épült lakóhalmokat, a középkorban a csatákat követően épített testhalmokat, a középkortól az újkorig épített határ- és őrhalmokat (Paczoski 1933, Tóth 2004, Bede 2016).

A kurgánok biodiverzitás megőrző szerepére elsősorban az elmúlt évtizedek során figyeltek fel a sztyepp bióm nyugati felében, Magyarországon és Ukrajnában (Tóth 1998, Tóth 2004, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Rowińska et al. 2010, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Bede 2012, Deák et al. 2016a,b, 2017). Korábbi tanulmányok tanulságai szerint a kurgánokon található szárazgyepi élőhelyek számos természetvédelmi szempontból fontos és védendő faj populációinak fennmaradásához járulnak hozzá, valamint nagy élőhelyi és faji diverzitást tartanak fenn (Deák et al. 2016a). Biodiverzitás megőrző szerepük kiemelten fontos az ember által átalakított tájakban, ahol a kurgánokon fennmaradt szárazgyepi élőhelyszigetek a szárazgyepi fajok utolsó refúgiumaiként szolgálnak. A kurgánok egyedi formája, tájképi, kulturális és történelmi jelentősége, valamint az, hogy állandó, viszonylag kevésbé bolygatott szárazgyepi élőhelyeket őriznek még intenzíven használt tájakban is, különlegessé teszi őket a hasonló funkciót betöltő többi élőhelysziget (mint például a mezsgyék, szántók szegélyei, sziklakibúvások vagy folyóvölgyek meredek oldalai) között (Deák et al. 2016a, 2018b).

Annak ellenére azonban, hogy a kurgánok egész Euráziában kiemelt természetvédelmi, tájképi és kulturális értéket képviselnek, és számos régióban folynak egyedi kutatások élőviláguk megismerése érdekében, a közelmúltig nem rendelkezünk egy átfogó képpel sem élővilágukról sem az azt veszélyeztető tényezőkről. Annak érdekében, hogy eurázsiai léptékben rávilágítsunk a kurgánok természetvédelmi szerepére, kutatásunk során áttekintettük Eurázsia sztyeppjein és erdőssztyeppjein található kurgánokról rendelkezésre álló publikációkat, különös tekintettel azokra, amelyek növényzetükkel, fajkészletükkel és azok fennmaradását veszélyeztető tényezőkkel kapcsolatosak. Az irodalmi áttekintés során az alábbi témákra fókuszáltunk: (1) Áttekintést adtunk a kurgánok előfordulásáról Euráziában valamint a kurgánokon jellemző földhasználati típusokról. (2) Értékeljük a kurgánok sztyeppjei vegetáció megőrzésében betöltött szerepét. (3) Azonosítottuk azokat az élőhelyi tényezőket, amelyek hozzájárulnak kurgánokon jelen levő biodiverzitás fenntartásához. (4) Azonosítottuk azokat a veszélyeztető tényezőket, melyek magát a kurgán testet és azokat, amelyek a kurgánon található vegetációt veszélyeztetik. (5) Összefoglaltuk a sztyepp és erdőssztyepp biomban található kurgánok törvényi védettségével kapcsolatos információkat, megőrzésükkel kapcsolatos kihívásokat.

3.1.2 Anyag és módszer

Az irodalmi áttekintés során Eurázsia sztyepp és erdőssztyepp zónájában található kurgánok vegetációjával és flórájával foglalkozó publikációkat kerestünk. A keresés során az ökológiai témájú publikációk mellett régészeti, illetve paleontológiai cikkeket is áttekintettünk, amennyiben az azokban foglalt információ kapcsolódott valamelyik főbb kutatási kérdésünkhöz. Első lépésben az online elérhető irodalmak keresését végeztük el, amelyhez az ISI Web of Knowledge elektronikus keresőrendszert használtuk. A keresés a 2016. március 6-áig megjelent cikkeket foglalta magába. A kulcsszavak az alábbiak voltak: ('kurgan' OR 'barrow' OR 'mound') AND ('steppe' OR 'grassland'). A keresés összesen 352 találatot eredményezett. A 352 publikációból a címek és absztraktok áttekintése során kiválasztottuk azokat a publikációkat, amelyek az eurázsiai sztyepp és erdőssztyepp bióm kurgánjaival foglalkoznak. Fenti lépés után fennmaradt 62 publikáció elolvasása során további 57 publikációt zártunk ki, melyek elsősorban régészeti, néprajzi témaköröket dolgoztak fel, és nem adtak információt a kurgánok élővilágával kapcsolatban. A fennmaradt 5 publikáció Ukrajna és Magyarország kurgánjainak vegetációjával foglalkozott. Az irodalmi áttekintés eredményeit közlő cikk (Deák et al. 2016a) megjelenését követő időszakban szerencsére

több olyan ISI Web of Knowledge által jegyzett publikáció született, amely a kurgánok vegetációjával foglalkozik (Dembicz et al. 2018, Wódkiewicz et al. 2016, Deák et al. 2016b, 2017, 2018a, Godó et al. 2018). Emellett meg kell említeni a Scopus által jegyzett az utóbbi időben megjelent két további értékes publikációt is, amely ukrainai kurgánok vegetációjáról szól (Lisetskii et al. 2016a,b). Ezen releváns publikációk eredményei beépítésre kerültek az értekezésbe.

Tekintettel az ISI Web of Knowledge adatbázisában elérhető publikációk alacsony számára, a keresést a Google Scholar-on is elvégeztük (ugyanazokkal a keresőszavakkal), valamint áttekintettük a már fellelt, releváns cikkek irodalomjegyzékét is további publikációk után kutatva. Ennek eredményeképp további 28, az ISI Web of Knowledge által nem jegyzett publikációt találtunk. Az irodalmak keresésének harmadik fázisában helyi tudományos lapokban megjelent szürke irodalmakat és adatbázisokban fellelhető információkat is feldolgoztunk. A feldolgozás során az angol, bolgár, kazah, lengyel, magyar és orosz nyelvű irodalmakat vettük figyelembe. A keresés eredményeként további 51 releváns publikációt találtunk. Bár a felhasználható irodalmak száma ezáltal jelentősen növekedett, még így is számos olyan terület maradt, amelyről nem állt rendelkezésre megfelelő mennyiségű és minőségű információ. Ez különösen igaz az ázsiai sztyeppéken található kurgánok esetében. Ezekben az esetekben a publikált információk hiányát helyi szakértők bevonásával és terepi tapasztalataink összefoglalásával pótoltuk.

A kutatással érintett terület pontos kijelöléséhez Walter és Breckle (1986) sztyepp és erdősztyepp biom lehatárolását vettük alapul. A kurgánokon található élőhelyek besorolásához Bohn et al. 2003 „Map of the Natural Vegetation of Europe” művét használtuk az európai területeken, és Lavrenko et al. (1991) kategóriarendszerét az ázsiai területek esetében. Kutatásunk során az alábbi főbb élőhely kategóriákra fókuszáltunk: sztyepp, erdőssztyepp és kontinentális halofita növényzet (M, L és P32 kategóriák; Bohn et al. 2003).

3.1.3 Eredmények és megvitatásuk

A kurgánokkal kapcsolatos elérhető publikációk

A kutatás során az alábbi országokból találtunk kurgánokkal foglalkozó publikációkat: Magyarország, Románia, Moldova, Bulgária, Ukrajna, Oroszország, Kazahsztán és Mongólia (1. táblázat). A kurgánok növényzetével behatóan foglalkozó publikációk csak Magyarországról, Bulgáriából, Ukrajnából, Oroszországból és Kazahsztánból álltak rendelkezésre. Annak ellenére, hogy az elérhető publikációk nem terjedtek ki a sztyepp és erdőssztyepp biom minden országára, jól lefedik a térséget és reprezentálják a sztyeppi vegetációtípusokat. Az adatok részletessége és elérhetősége különbözött az egyes országok esetében. A kurgánok növényzetével foglalkozó publikációk túlnyomó része Magyarországról és Ukrajnából származott, az ázsiai régiók alulreprezentáltak voltak. A szisztematikus, teljes régiók kurgánjait felölelő publikációk ritkák. Mai napig átfogó, számos kurgán adatait tartalmazó felmérések eredményeit csak Magyarországról és Ukrajnából közöltek (Tóth 2006, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Bede 2016, Deák et al. 2016b, 2018a). A legtöbb kurgánokkal foglalkozó publikáció egy kurgánra, vagy egy kisebb kurgáncsoportra fókuszál (pl. Barcsi et al. 2009, Penksza et al. 2011a,b, Tóth et al. 2014, Deák et al. 2015c). Számos országban (mint például Mongólia) a kurgánok vegetációjával kapcsolatos adatok egyáltalán nem lettek publikálva. Ennek oka, hogy számos országban a kurgánokkal csupán régészeti és talajtani kutatások foglalkoznak, természetvédelmi értéküket alulbecslik. Így bár például Oroszországból számos értékes publikáció érhető el a kurgánok régészeti leleteivel,

vagy talajfejlődésével kapcsolatban (Demkin et al. 2014), a természeti értékeikkel kevés publikáció foglalkozik (azok is főként orosz nyelvű konferencia kiadványok formájában lettek publikálva; például Bykov és Khrustaleva 2008, Bykov et al. 2009, Davydov 2013). Az ázsiai országokban a kurgánok alul kutatottságának egyik oka az, hogy ezekben a régiókban még az elmúlt évszázadok során bekövetkezett nagymérvű tájátalakítások ellenére is jelentős sztyeppterületek maradtak érintetlenek, így a kutatók általában a kurgánok szerepét a sztyeppi biodiverzitás fenntartásában sokkal kisebbnek ítélik, mint például a nyugati országokban. Ennek a szemléletnek ellentmondanak az értekezés 4.2 fejezetében, kazahsztáni kurgánok vizsgálata során kapott eredményeink (Deák et al. 2017). Vizsgálatunkban ugyanis bizonyítottuk, hogy a sztyeppi környezetben, természetes élőhelyekkel körülvett kurgánoknak is jelentős szerepe van a sztyeppi élőhelyek táji léptékű biodiverzitásának fenntartásában (Deák et al. 2017).

A kurgánok elterjedése és száma Eurázsiaiában

A kurgánok eredeti számát elsősorban az ipari forradalom előtt készült, 17-18. századi térképek alapján lehet megbecsülni. A kurgánok becsült száma az ipari forradalom előtt Magyarországon 25.000-40.000, Ukrajnában 500.000, Bulgáriában 50.000 volt (Kitov 1993, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Tóth et al. 2014, Bede 2016). Az ipari forradalmat követően a mezőgazdasági intenzifikáció és a városok terjeszkedése következtében a kurgánok száma jelentősen csökkent (7. táblázat). Az irodalmi adatok és szakértői becslések alapján Eurázsiaiában a kurgánok száma napjainkban hozzávetőleg 400.000 és 600.000 közötti (Deák et al. 2016a). Összevetve a jelenlegi és múltbéli számukat azokban a régiókban, ahonnan rendelkezésre állnak adatok, megállapítható, hogy a kurgánok 80-90%-a semmisült meg az elmúlt évszázadok során (Deák et al. 2016a). A kurgánok számának megállapításában nehézséget okoz az, hogy a legtöbb országban hiányoznak a szisztematikus felmérések, valamint, hogy nem áll rendelkezésre egy egységes definíció a kurgánok meghatározására. Példaként lehet említeni Magyarországot, ahol Tóth (2006) országos felmérése alapján 1649 magyarországi kurgánról tesz említést, ugyanakkor Bede (2012) csupán a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területéről összesen 2366 kurgán jelenlétéről számol be (az ország 11,6%-át kitevő Békés és Csongrád megyékből). A különbség oka, hogy míg Tóth (2006) elsősorban a tájképileg kiemelkedő, terepen is jól felismerhető kurgánokat vette számba, addig Bede (2012) egy régészeti szemléletű megközelítést alkalmazott, mely alapján a terepen már nem, vagy csak alig felismerhető kurgánok is kataszterezésre kerültek. Azt is meg kell említeni, hogy egyes nagy területeket lefedő nemzeti adatbázisok rendszerint jelentősen alulbecslik a kurgánok számát, mivel gyakran csak a legprominensebb kurgánokat katalogizálják. Erre jó példa az, hogy míg az Orosz Nemzeti Adatbázis csupán 3.181 kurgánt tart nyilván, addig az orosz kurgán-kutató Demkin becslése alapján az oroszországi kurgánok száma több százezerre tehető (Demkin et al. 2014). Megkérdőjelezi az adatbázis teljességét az is, hogy Bourgeois és Gheyle (2007) az Altáj hegységben egy Oroszország egészéhez képest igen kis területen (284 km²) 371 kurgánt talált.

Nemcsak a kurgánok száma, hanem a kurgánokon jellemző földhasználati típusok is jelentősen különböznek az egyes régiókban. A sztyepp és erdősztyepp biom nyugati felében a gyeppel borított kurgánok aránya jelentősen kisebb, mint az ázsiai sztyeppéken (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014, Deák et al. 2016a). Míg Mongóliában és Kazahsztánban a gyeppel borított kurgánok szerves elemét képezik a tájnak, addig az európai területeken a kurgánokon található vegetáció számos esetben áldozatául esett

az ember tájatalakító tevékenységének (Deák et al. 2016b, 2018a). Tóth (2006) 1.649 kurgánon alapuló felmérése alapján Magyarországon a természetközeli gyepekkel borított kurgánok aránya hozzávetőleg 7%. Sudnik-Wójcikowska et al. (2011) 450 kurgánt érintő felmérése alapján Ukrajnában a megmaradt kurgánok mintegy 23%-át borítják gyepek.

7. táblázat. Eurázsia sztyepp és erdőssztyepp zónájában található kurgánok elterjedése és jelenlegi száma. A régiók megnevezése után, a zárójelben szereplő szám a vizsgált terület kiterjedését jelzi. A publikációk oszlop a kurgánok növényzetével foglalkozó publikációk számát adja meg, az ISI Web of Knowledge adatbázisban szereplő cikkek száma zárójelben került feltüntetésre. Vegetáció kategóriák rövidítései Európára: szubkontinentális rét-sztyepppek és száraz gyepek (Subcontinental meadow steppes and steppe-like dry grasslands) – L1; szubmediterrán-szubkontinentális sztyepppek és rét-sztyepppek (Sub-Mediterranean-subcontinental herb grass steppes, partly meadow steppes) – L2; valódi sztyepppek (True steppes) – M1; sivatagi körülmények között kialakult sztyepppek (Desert steppes) – M2; halofita vegetáció (Halophytic vegetation) – P2. Vegetáció kategóriák rövidítései Ázsiára: rét-sztyepppek (Meadow steppes) – MS; valódi sztyepppek (True steppes) – TS; félsivatagi sztyepppek (Semidesert sodgrass and semishrub-sodgrass steppes) – SD; hegyi sztyepppek (Mountain steppe) – MO.

Ország	Régió	Élőhely	Halmok száma	Hivatkozás	Publikációk
Magyarország	Nagyalföld (52.000 km ²)	L2, P2	1.6491	Tóth et al. (2014)	33 (5)
	Békés-és Csongrád megye (5.631 km ²)	L2, P2	több ezer ¹	Bede (2012)	
Románia	Dobrudzsa (23.065 km ²)	N/A	8.758 ²	Oltean (2013)	1
Moldova	Észak-kelet Moldova	M1	> 10.000	Romanchuk (2012)	0
Bulgária	Duna-sík, Trák-síkság (37.555 km ²)	M1, L2	15.000 ¹	Kitov (1993)	2
	Dobrudzsa (23.065 km ²)	M1, L2	8.758 ²	Oltean (2013)	
Ukrajna	Kherson, Mykolaiv, Kirovograd, Poltava, Cherkasy és Kyiv obsztkok (32.100 km ²)	M1, M2, L1	100.000–150.000 ¹	Mozolevsky és Polin (2005), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011)	28 (6)
Oroszország	A Fekete-tengertől Kelet-Oroszorszáig (2.500.000 km ²)	M1, M2, L1 MS, TS, SD	több százezer	Demkin et al. (2014)	15
	A Fekete-tengertől Kelet-Oroszorszáig (2.500.000 km ²)	M1, M2, L1 MS, TS, SD	3.181	http://kulturnoe-nasledie.ru/	
	Altáj Köztársaság (284 km ²)	MO	371	Bourgeois és Gheyle (2007)	
Kazahsztán	A Volga-deltától az Aljáig (1.800.000 km ²)	SD, MO	2.129	Database of the Ministry of Justice (http://adilet.zan.kz)	0
	Kara Kaba-völgy (25 km ²)	N/A	305	Bourgeois és Gheyle (2007)	
Mongólia	Altáj (Baian-Ölgii) (45.704 km ²)	N/A	60	Törbat et al. 2009	0

¹Egyes kurgánok nem a sztyepp / erdőssztyepp zónában vannak

²Dél-Dobrudzsában található kurgánok száma, országokra való elkülönítés nélkül.

Speciális termőhelyi feltételek és fajgazdagság kapcsolata

A kurgánok félgömb alakú építmények, melyek átmérője a néhány métertől akár a 100 méterig is terjedhet (Tóth 2006, Demkin et al. 2014, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014). Eredeti átlagos magasságuk a fél métertől a 15 méterig terjed (Paczoski 1933, Dembicz et al. 2016). A kurgán méretétől függően a feltalajt a környező gyepekből egy nagyobb kiterjedésű területről, vagy a kurgánt körülvevő koncentrikus árkokból, az úgynevezett gyűrűkből gyűjtötték össze (Lisetskii et al. 2014). Az anyagkitermeléssel érintett területek, gyűrűk napjainkra gyakran eltűntek, feltöltődtek, elszántották vagy elegyengették őket, elsődleges sztyepei élőhelyeken azonban jól megőrződtek, mai napig is jól láthatók (Deák et al. 2017). A kurgán építéséhez a talaj gyökerekkel átszőtt felső 8-10 centiméternyi vastag, tápanyagban gazdag rétegét használták fel (Lisetskii et al. 2014, 2016a). Az építéshez felhasznált talaj magbankjából, növényi részekből (például a *Crocus* vagy *Tulipa* fajok hagymái), valamint a környező sztyeppvegetációból érkező magesőből az építést követően a gyepi vegetáció gyorsan regenerálódni tudott (Lisetskii et al. 2016a). Tekintettel arra, hogy a kurgánokat humuszban gazdag feltalajból építették, rajtuk jó termőképességű csernozjom, gesztenyebarna vagy ritkábban kilúgzott réti szolonyec talaj jellemző (Tóth 1988, Barczy et al. 2009, Demkin et al. 2014). A kurgánok talaja különbözik a környező területek feltalajától, általában termékenyebb és kisebb a sótartalma (Tóth 1988, Joó et al. 2007, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2008a, Penksza et al. 2011b). Számos tanulmány kimutatta, hogy a kurgánok növényzete jelentősen különbözik a környező területek vegetációjától (Tóth 1998, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2006a, Kuksova 2011). Ez a jelenség a legszembetűnőbb a szikes tájakban, ahol a kurgánok jó termőképességű talaján gyakran löszgyepek alakultak ki (Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2006b, Joó et al. 2007).

A kurgánokon vertikálisan három zóna található, melyek jól elkülönülnek az abiotikus jellegeiket tekintve. Ezek a zónák a tető, a lejtő és a kurgán szoknyája (a lejtő kevésbé meredek része, amely átmenetet képez a környező területek felé). Kivételes esetben negyedik zónaként a kurgánok körül megfigyelhető a gyűrű is, amely egy negatív térforma és a kurgán építése során jött létre (Lisetskii et al. 2014, Deák et al. 2017). A zónák különböznek a talajnedvességben, a talaj tápanyag és sótartalmában valamint a besugárzás mértékében (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2008a, Lisetskii et al. 2016a). Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2008a, 2014) megfigyelte, hogy a talaj nedvesség és sótartalma jelentősen nő a tetőtől a szoknya felé. A zónák talajának nedvességtartalma nem csupán a talajvíztől való távolság mértékétől függ, de befolyásolja azt a kurgán morfológiája is. A tetőről és a lejtőkről a csapadék és a megolvadt hó gyorsan lefolyik a szoknya irányába, ami által a tetőn és a lejtőkön egy a szoknyához képest szárazabb élőhely jön létre (Lisetskii et al. 2014). A kurgán tetején található száraz élőhelyi feltételek kialakulásához vezet továbbá az is, hogy a tető jobban ki van téve a napsugárzásnak, mint a lejtő vagy a szoknya (Penksza et al. 2011b). Fentieknek megfelelően a kurgán szoknyáján, mely egyfajta átmeneti élőhelyet képez a környező élőhelyek felé, gyakran számos mezofil körülményeket kedvelő faj fordul elő sztyeppi fajokkal közösen. Így a lejtőhöz és a kurgán tetejéhez képest egy csak részben szárazgyepi jellegeket mutató, de igen diverz növényközösség jön létre (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2010, Penksza et al. 2011a). A szárazgyepi fajok általában a köztes helyzetben található lejtőkön vannak jelen a legnagyobb borítással (Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Deák et al. 2017). Tetőhelyzetben gyakran nyílt vegetáció található, amelyben keverednek az extrém száraz termőhelyi adottságokhoz jól alkalmazkodott évelő szárazgyepi fajok, valamint az egyéves efemer növények (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). A kurgánokon a fajösszetételbeli különbségek gyakran egy fokozatos fajkompozíciós átmenetben nyilvánulnak meg (melyre legjobb példa a szoknya növényzete), de számos esetben a zónák között markáns különbségek is kialakul-

hatnak (Joó et al. 2007, Bykov et al. 2009, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014).

A lejtők kitettsége szintén fontos szerepet játszik a kurgánok növényzeti mintázatának kialakításában, a kitettségbeli különbségeknek különösen nagy hatása van a sztyepp biom déli részén található extrém stresszelt élőhelyek esetében. A kitettségtől függő növényzeti mintázatokról számolt be Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2008a), akik ukrainai sztyeppeken található kurgánok esetében kimutatták, hogy az északi lejtő és a szoknya régió fajgazdagabb és rajtuk több szárazgyepi faj van jelen, mint a déli lejtőkön (lásd még Bykov et al. 2009). Kazah sztyeppeken található kurgánokon végzett kutatásaink eredményei is azt mutatták, hogy a kitettségnek fontos szerepe van a vegetáció fajszerződése szempontjából, az északi és déli lejtők eltérő fajkészlettel rendelkeznek, más-más sztyeppi indikátor fajok számára nyújtanak élőhelyet (4.2 fejezet; Deák et al. 2017).

A változatos topográfia következtében tehát a kurgánokon számos, egymástól abiotikus tulajdonságaikban eltérő élőhely található, amely jelentősen hozzájárul a nagy fajgazdagság kialakulásához (Lisetskii et al. 2014). Ezt jól példázza annak a két nagyszabású felmérésnek az eredménye is, amely az ukrainai illetve magyarországi kurgánok vegetációjának vizsgálatát tűzte ki célul. A kurgánokkal kapcsolatos egyik legteljesebb florisztikai felmérés Ukrajnában készült, melynek során 106 kurgán flóráját vizsgálták (Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). A vizsgálat lefedte az Ukrajna északi területein található erdőssztyeppeket, az ország középső részein a pontuszi sztyeppeket és délen a félsivatagi zóna sztyeppjeit. A 106 kurgánon összesen 721 fajt találtak, melyek közül 72 vörös listás faj volt (IUCN Vörös Lista, Európai Vörös Lista és regionális vörös listák). Az Európai Vörös Listát az alábbi fajok képviselték: *Astragalus borysthenticus*, *A. dasyanthus*, *A. pallenscens*, *Cerastium ucrainicum*, *Crocus reticulatus*, *Dianthus lanceolatus*, *Elytrigia stipifolia*, *Galium volhynicum*, *Phlomis hybrida* és *Senecio borysthenticus*. A kurgánokon az ukrán sztyeppi növényfajok hozzávetőleg 70%-a volt jelen (Mosyakin és Fedoronchuk 1999). A nagy fajgazdagság és természetvédelmi szempontból értékes fajok kiemelkedő száma önmagában is lenyűgöző, de ez az érték különösen akkor kap nagy jelentőséget, ha figyelembe vesszük, hogy a felmért 106 kurgán területe mindössze 106,9 hektár, ami Ukrajna területének mindössze 2 milliomod része.

168 magyarországi kurgánon végzett részletes botanikai felmérésünk szintén alátámasztja a kurgánok kiemelkedő természetvédelmi szerepét. Annak ellenére, hogy felmérésünk során nem tudtunk akkora geográfiai grádienszt átfogni, mint Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008) ukrainai felmérése, a felmért kurgánokon összesen 469 fajt, közöttük 72 sztyeppi karakterfajt találtunk. A védett fajok közül fontos kiemelni a horgas bogáncs (*Carduus hamulosus*), réti iszalag (*Clematis integrifolia*), és a kék atracél (*Anchusa barrelieri*) előfordulásait. A védett réti őszirózsa (*Aster sedifolius*), a macskahere (*Phlomis tuberosa*) és a selymes boglárka (*Ranunculus illyricus*) több kurgánon is előfordult. A kurgánoknak nem csupán a szárazgyepi fajok megőrzésében van kiemelkedő szerepe. Egyes esetekben a szántóföldekkel körülvett izolált kurgánokon ritka, veszélyeztetett szántóföldi gyomok is előfordulnak. Az általunk Magyarországon felmért kurgánokon ilyen fajok voltak a kalinca ínfű (*Ajuga chamaepitis*), farkasszem (*Lycopsis arvensis*) és a vörös szarumák (*Glaucium corniculatum*).

Kurgánok mint refúgiumok

A kurgánokon található szárazgyepek sok esetben kis, antropogén élőhelyekkel körülvett élőhelyszigetekként vannak jelen az ember által átalakított tájakban (Deák et al. 2016b, 2018a, Wódkiewicz et al. 2016, Dembicz et al. 2018). Az antropogén tájakban a kurgánoknak a folyóvölgyek meredek oldalaival és a mezsgyékkel együtt nagy szerepe van a táji léptékű faji sokféleség megőrzésében. Bár a három élőhelytípus közös vonása, hogy gyakran a szárazgyepi állományok utolsó refúgiumai, különböznek stabilitásukban, elterjedésükben és kiterjedésükben.

A három élőhelytípus közül a mezsgyék a legelterjedtebbek egész Euráziában. Számos régióban a szárazgyepi állományok egyedüli refúgiumai (Šerá 2008, Csathó 2009). Előfordulnak utak, szántók mellett, valamint közigazgatási határok, így például országhatárok mentén. Rendszerint keskeny (néhány méteres) ám hosszú sávot alkotnak. Őrizhetnek elsődleges gyepi élőhelyeket, de növényzetük gyakran csak másodlagos (Šerá 2008). A keskeny struktúra miatt a mezsgyék növényzetét erősen befolyásolják a környezetből érkező hatások például gyomirtók, a környező szántóföldekből bemosódó műtrágyák, növényvédőszeresek, elszántás, a túl gyakori kaszálás és a felülvetés (Fekete et al. 2017). A mezsgyék a fragmentált tájakban zöld folyosóként segíthetik a szárazgyepi fajok génáramlását, a metapopulációk fennmaradását. Nagy terület/kerület arányuk miatt azonban ki vannak téve a környező területekről betelepülő gyom és inváziós fajok nyomásának, melyek terjedésében is szerepet játszhatnak (Kuussaari et al. 2009).

A folyóvölgyeknek elsősorban az ukrán és orosz sztyeppek termékeny talajú régióiban van nagy jelentősége a szárazgyepi élőhelyek fenntartásában (Dembicz et al. 2018). A folyóvölgyek sekély talaja, meredek, sziklakibúvásokkal tarkított lejtői nem teszik lehetővé beszántásukat (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). A kiegyensúlyozottabb mikroklimának és az időszakos elöntéseknek köszönhetően gyakran azokat a nagy produktivitású, sztyeppei léptékben nedvesebb élőhelyet kedvelő vegetációtípusokat őrzik meg (például a kétszikűekben gazdag árvalányhajas sztyeppeket), amelyek leginkább visszaszorultak a szántóföldi használat következtében (Bohn et al. 2003). A folyóvölgyek stabil élőhelyek, általában elsődleges sztyeppi vegetációt őriznek. Mivel hosszú sávokat alkotnak, így összeköttetést teremtenek a szárazgyepi fajok populáció között (Dembicz et al. 2018). Bár a meredek oldalú folyóvölgyek igen fontos refúgiumok lehetnek a sztyepp vegetáció számára, számos országban (például Magyarországon, valamint Kazahsztán és Ukrajna egyes részein) előfordulásuk nem jellemző.

A kurgánok az egész sztyepp régióban előfordulnak és formájuk és kulturális értékeik miatt viszonylag stabil élőhelynek tekinthetők (Deák et al. 2016a). Vegetációjuk alapvetően másodlagos bár általában több ezer éves, hiszen a kurgánok növényzete az építést követően települt meg spontán módon a nyílt talajfelszínen (Lisetskii et al. 2016a,b). Kiterjedésük a mezsgyékkel és folyóvölgyekkel ellentétben foltszerű. A környező élőhelyeken jelen lévő zavarások nagymértékben érintik a kurgánok vegetációját is, azonban a mezsgyékkel ellentétben a kurgánokon kisebb az emberi jelenlét (Deák et al. 2016a). A kurgánokon található szárazgyepek általában elszigetelt élőhelyfoltok, azonban számos régióban, ahol a kurgánok száma magas, ott egy szárazgyepi növényfajok számára is átjárható hálózatot alkothatnak (Lindborg et al. 2014).

A kurgánokat és a kurgánok vegetációját veszélyeztető tényezők

Az ipari forradalmat követően a kurgánok jelentős része megsemmisült. A fennmaradó kurgánokon a sztyeppvegetáció súlyosan sérült, gyakran beszántották vagy az emberi tevékenység hatására jelentősen degradálódott. Számos tanulmány foglalkozik a kurgánokat regionálisan veszélyeztető tényezőkkel (Paczoski 1933, Tóth 2006, Rowińska et al. 2010, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014), melyek eurázsiai szintű összegzését a következőkben adjuk meg (Deák et al. 2016a). A veszélyeztető tényezők alapvetően két módon hatnak a kurgánokra: 1, a kurgán szerkezetére hatnak, akár a teljes kurgán pusztulását is okozhatják, 2, a kurgán szerkezeti integritását nem érintik, azonban a kurgán élővilágát igen. A veszélyeztető tényezőket az alábbi fő kategóriákba soroltuk: beépítés és infrastrukturális fejlesztések; mezőgazdaság; egyéb emberi zavarás; gyomosodás és inváziós fajok előretörése (8. táblázat). A legtöbb veszélyeztető tényező valamilyen szinten kapcsolódik az emberi jelenlétéhez és az intenzív tájhasználatához (Rowińska et al. 2010, Kuksova 2011, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2013, Rákóczi és Barczy 2014). Ennek megfelelően megfigyelhető egy kelet-nyugati grádiens, mely mentén a sűrűbben lakott nyugati régiók irányába növekszik a kurgánok veszélyeztetettsége. A földrajzi grádiens mellett jelen van egy időbeli grádiens is, a 18. századi ugrásszerű ipari és technikai fejlődéssel párhuzamosan egyre több kurgán semmisült meg (Tóth 2004, Kuksova 2011, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2013).

8. táblázat. A kurgánokat veszélyeztető tényezők. Országnevek rövidítései: HU – Magyarország, RO – Románia, BG – Bulgária, UA – Ukrajna, RU – Oroszország, KZ – Kazahsztán. Jelölések: 1 a kurgán struktúrájára ható tényező; 2 a kurgán vegetációjára ható tényező; * a szakértők terepi tapasztalatain alapuló adat. (A táblázat a következő oldalon folytatódik.)

Veszélyeztető tényező típusa	Ország						Hivatkozás
	HU	RO	BG	UA	RU	KZ	
<i>Beépítés és infrastruktúrá-lis fejlesztés</i>							
Települések terjeszkedése ^{1,2}	x	x	x	x		x*	Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Rowińska et. al (2010), Bede (2012), Oltean (2013), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Tóth et al. (2014)
Infrastruktúra (utak, csa-tornák) ^{1,2}	x	x	x	x	x*	x*	Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Barczy et al. (2009), Rowińska et. al. (2010), Bede (2012), Oltean (2013), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Tóth et al. (2014), Deák et al. (2016b, 2018a)
Kisebb építmények ^{1,2}	x			x	x*	x*	Tóth (2004), Sudnik-Wójcikowska és Moy-siyenko (2013), Deák et al. (2016b)
Víztározók ^{1,2}	x			x			Tóth (2004), Moysiyenko és Sudnik-Wójci-kowska (2008)
Talajkitermelés építkezé-sekhez ^{1,2}			x*	x			Tóth (2006), Moysiyenko és Sudnik-Wój-cikowska (2008), Rowińska et. al. (2010), Bede (2012), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Deák et al. (2016b)
Talaj ráhordás ^{1,2}	x						Tóth (1998)

8. táblázat folytatása. A kurgánokat veszélyeztető tényezők.

Veszélyeztető tényező típusa	Ország						Hivatkozás
	HU	RO	BG	UA	RU	KZ	
Mezőgazdaság							
Szántás ^{1, 2}	x	x	x	x	x	x*	Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Rowińska et. al (2010), Kuksova (2011), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Oltean (2013), Rákóczi és Barczy (2014), Tóth et al. (2014), Deák et al. (2016b, 2018a)
Kertek szőlők ²	x	x	x				Tóth (1998), Oltean (2013)
Kemikáliák ²	x						Tóth (1998), Bede (2014)
Erdősítés ^{1, 2}	x		x*		x*		Balázs (2006), Tóth (2006), Bede (2014)
Túllegeltetés ²	x			x	x		Paczoski (1933), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Bede (2014), Deák et al. (2017)
Ideiglenes állattartó telepek ²	x						Bede (2014)
Halastavak ^{1, 2}	x						Tóth (2004)
Talajkitermelés kertészeteknek ^{1, 2}				x			Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Rowińska et. al. (2010)
Egyéb emberi zavarás							
Régészeti ásatás ^{1, 2}	x		x*	x	x	x	Margulan et al. (1966), Bykov és Khrustaleva (2008), Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Rowińska et. al (2010), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Tóth et al. (2014)
Turizmus ²	x			x			Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2013)
Tűz ²	x			x		x*	Tóth (1998), Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Rowińska et. al (2010), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011), Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2010)
Növényegyedek gyűjtése ²				x			Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2013)
Katonai gyakorlóterületek létesítése ^{1, 2}	x						Barczy et al. (2009)
Háború				x			Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Rowińska et al. (2010)
Hulladék elhelyezése ²	x						Balázs (2006), Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Sudnik-Wójcikowska et al. (2011)
Gyomosodás és inváziós fajok előretörése							
Őshonos fásszárúak terjedése ²	x		x				Bede (2012), Deák et al. (2016b, 2018a)
Gyomfajok terjedése ²	x			x			Penksza et al. (2011a), Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska (2008), Bede (2014), Godó et al. (2018)
Inváziós fásszárúak terjedése ²	x			x			Barczy et al. (2009), Penksza et al. (2011a), Deák et al. (2016b, 2018a)
Terresztris nád terjedése ²	x						Tóth és Tóth (2003), Godó et al. (2018)

Beépítés és infrastrukturális fejlesztések

A kurgánok teljes megsemmisülését elsősorban a városiasodáshoz kapcsolódó fejlesztések, nagyszabású építési munkálatok, útépitések és az ezzel járó anyagkitermelés okozták (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Oltean 2013, Tóth et al. 2014). Számos kurgán esett áldozatul a víztározók, töltések vagy új csatornanyomvonalak létesítésének (Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Barczy et al. 2009, Rowińska et al. 2010). A kisméretű építmények (mint például földmérési magassági pontok, szobrok, keresztek, villanyoszlopok) létesítése általában nem vezet a kurgán testének vagy növényzetének súlyos károsodásához, azonban a talajbolygatás és az építmények ismételt felkeresésével és a karbantartással járó taposás révén elősegítheti a gyom és az inváziós fajok terjedését (Tóth 2004, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2013). Bár ezek a létesítmények kedvezőtlenül hatnak a kurgán természeti állapotára, jelenlétük nem jelent alapvető veszélyt a kurgánok élővilágára, sőt egyes esetekben akár védelmi szerepet is betölthetnek (Balázs 2006). Szántott kurgánon létesített épület, geodéziai mérőpont közvetlen közelében, kis kiterjedésben fenn tudnak maradni az ellenállóbb sztyeppi fajok. A kurgánokon keresztülvezető utak ugyanakkor számos esetben okoznak maradandó károsodást a kurgán szerkezetében és élővilágában (Tóth 2004, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Rowińska et al. 2010, Deák et al. 2016b). A közlekedés hosszú távon a kurgán erózióját okozza, ami által az út idővel bemélyül a kurgán testébe. Másrészt számos, utak mentén terjedő gyom és inváziós faj (például a *Robinia pseudoacacia*, *Lycium barbarum* és a teresztris nád) terjedhet rá a kurgánokra (Tóth 2004, Deák et al. 2016a,b). Az urbanizációval kapcsolatos veszélyeztető tényezők elsősorban a nyugati, sűrűbben lakott régiókban (Magyarországon és Ukrajnában) jellemzők.

Mezőgazdaság intenzifikációja

A tanulmányok jelentős része kiemelte, hogy a mezőgazdasági művelés (elsősorban a szántás) felelős számos kurgán élővilágának megsemmisüléséért (Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Rowińska et al. 2010, Kuksova 2011, Oltean 2013, Rákóczi és Barczy 2014). A kurgánok beszántása az ipari forradalmat követő robbanásszerű mezőgazdasági fejlesztések hatására terjedt el (Tóth 2006, Bede 2016). A gépesített technika ugyanis lehetővé tette a mezőgazdasági területek terjeszkedését, és egyre elterjedtebbé vált a mélyművelés is (Medvedev 2014). A kedvezőtlen folyamatok már a 19. században elindultak, de egyes területeken, mint például Ukrajnában és Kazahsztánban csak a 20. században kezdődött meg a sztyepppek feltörése, akkor viszont óriási területeket érintett (Rowińska et al. 2010, Rachkovskaya és Bragina 2012, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2013, Medvedev 2014).

A gépesítéssel párhuzamosan egyre nagyobb mértéket öltött az ember tájátalakító tevékenysége (terület- és vízrendezési munkálatok), amely elsősorban a mezőgazdasági termelés hatékonyságát volt hivatott támogatni. A területrendezések során számos kisebb kurgánt eldózeroltak, hogy könnyebbé tegyék a nagytáblás művelést. A halastavak létesítése során számos kurgán semmisült meg, a gátak építéséhez pedig előszeretettel használták a kurgánokat, mint anyagkinyerő helyeket (Tóth et al. 2014). Jól példázza ezt a Tóth (2004) által közölt adat, mely szerint Hortobágy térségében a halastó rendszer létesítése során összesen 224 kurgán pusztult el az elmúlt kétszáz évben. Számos régióban, így Magyarország és Ukrajna mezőgazdasági területein sok esetben csak azok a kurgánok tudtak fennmaradni, amelyek kiemelkedően nagyok voltak és meredek lejtővel rendelkeztek, így az elhordásuk és beszántásuk technikai akadályba ütközött. A szántóföldi kultúrákkal tarkított mezőgazdasági tájakban a gyepek kurgánok növényzetét jelentős terhelés éri a környező területekről

bemosódó műtrágyák és mezőgazdasági vegyszerek miatt (Tóth 1998, Bede 2014, Deák et al. 2016a). A szántott kurgánok jelentősen ki vannak téve az erózióknak és a deflációnak, ami hosszú távon a kurgán szerkezetének károsodásához, vagy rosszabb esetben teljes eltűnéséhez vezethet (Bede 2012, 2016). A kurgánok pusztulása napjainkban sem ért véget. Tóth (2006) szerint Magyarországon az 1970 és 2006 között a 20. századra fennmaradt kurgánok további 17 %-a semmisült meg a mezőgazdasági intenzifikációnak köszönhetően.

Számos kurgánt, amelyet meredek lejtői vagy nagy kiterjedése miatt nem tudtak beszántani, beerdősítettek. Ez különösen igaz a sztyepp biom nyugati felére, és a sztyepp és erdős-sztyepp biom határzónájára (Balázs 2006). Az erdősítés hatással van a tájképi, történelmi és természeti értékekre is. A kurgánok tájképi értéke elsősorban láthatóságukban rejlik, meghatározó elemei a sztyeppi tájnak (Tóth 2006, 1996. évi LIII. Természetvédelmi Törvény). Az erdősült kurgánok láthatósága minimális, amely jelentősen csökkenti a tájképi értéküket. Az erdészeti munkálatokkal kapcsolatos talajelőkészítés és a fák gyökerei jelentősen károsítják a mélyebben fekvő kultúrréteget és a kurgán élővilágát is. A zárt lombkorona árnyékolása, a gyepekhez képest hűvösebb és nedvesebb mikroklíma kedvezőtlenül hat a száraz és nyílt élőhelyeket kedvelő gyepi fajokra (Deák et al. 2016a). Az idegenhonos fajok közül a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) a legproblémásabb természetvédelmi szempontból (Deák et al. 2016b, 2018a,b, Vítková et al. 2017). Az akác gyökérgümőiben élő nitrogénkötő baktériumok jelentős mennyiségű nitrogént juttatnak a talajba, amely a ruderalis, bolygatott területekre jellemző gyomfajok terjedését (mint például az *Anthriscus cerefolium*, *Bromus sterilis*, *Chelidonium majus*) és a szárazgyepi fajok eltűnését eredményezi (Tóth 1998, Deák et al. 2016b, 2018a).

Mind a nem megfelelően megválasztott vagy nem megfelelő intenzitású tájhasználat, mind a felhagyás eredményezheti a kurgánok növényzetének degradációját. Míg a sztyeppeken számos területén a túllegeltetés okoz problémát (pl. Kalmükföld és Kazahsztán egyes területei), addig a nyugati régiókban – mint például Magyarországon, Bulgáriában vagy Ukrajnában – a felhagyás okoz problémát (Paczoski 1933, Tóth 2006, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Kamp et al. 2016, Deák et al. 2018a). A túllegelt területeken a taposás, az állatok trágyázása miatti tápanyag feldúsulás, a túlzott biomassza eltávolítás, a zavart nyílt mikroélőhelyek létrejötte elősegíti a gyomfajok megtelepedését (Deák et al. 2017, Godó et al. 2017, 2018, Tóth et al. 2018). Az alacsony növényzeti borítás és a taposás együttesen a talaj erózióját okozhatja (Peco et al. 2006). Ugyanakkor a felhagyott területeken felhalmozódó avar elősegítheti egyes lágyszárú és fásszárú kompetitor fajok térnyerését, és visszaszoríthatja a kistermetű egyéves, vagy rossz kompetíciós képességekkel rendelkező szárazgyepi fajokat (Deák et al. 2011). A felhagyás következménye lehet továbbá a tereszes nád (*Phragmites australis*) megtelepedése, amely számos kurgánra jellemző napjainkban (Tóth és Tóth 2003, Godó et al. 2017).

A fentiekben felsorolt veszélyeztető tényezők mellett a kurgánokon található sztyeppvegetációt az elmúlt évszázadok során bekövetkezett nagymértékű élőhelyvesztésből fakadó táji szintű izoláció is veszélyezteti (Kuksova 2011, Deák et al. 2016b, 2018a). Az izoláció, valamint a magterjesztő állatok és megporzó rovarok egyedszám-csökkenése miatt a magok és a pollen korlátozott terjedése populációs szinten a sztyeppi fajok genetikai változatosságának jelentős csökkenésével jár a genetikai sodródás és beltenyészet révén (Ouborg et al. 2006, Dembicz et al. 2016). Az elszigeteltség problémát okozhat az élőhelyek kezelésében is. Az elszigetelt, kis kiterjedésű élőhelyek megközelítése gyakran nehézkes, és legeltetésük vagy kaszálásuk gazdasági szempontból nem kifizetődő, sokszor megoldhatatlan (Deák et al. 2016b).

Egyéb emberi zavarások

A kis kiterjedésű zavarások, mint például az illegális ásatások, turizmussal és szabadidős tevékenységekkel járó taposás, nyílt talajfelszíneket hoznak létre, amelyek elősegítik a nemkívánatos fajok megtelepedését (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2013). Számos tanulmány beszámolt róla, hogy a kurgán történelmi emlékeit feltáró régészeti kutatások jelentősen károsíthatják, vagy akár meg is semmisíthetik a kurgánt vagy a rajta található növényzetet (Margulan et al. 1966, Bykov és Hrustaleva 2008, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Tóth et al. 2014).

A főként antropogén eredetű rendszeres tüzesetek szintén veszélyt jelenthetnek a kurgánok növényzetére. A jelenség minden bizonnyal a sztyepp biom teljes területére jellemző, azonban a tüzeknek a kurgánok növényzetére gyakorolt hatásáról csupán Magyarországról és Ukrajnából állnak rendelkezésre adatok (Tóth 1998, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). A gyakori tüzesetek általában néhány jó versenyképességű faj előretöréséhez vezetnek, amelyek kompetitíven kizárják a szárazgyepi fajok többségét (Deák et al. 2014d). Ez hosszú távon a szárazgyepi fajok eltűnéséhez és a biodiverzitás csökkenéséhez vezethet (Valkó et al. 2014, Brinkert et al. 2016). Meg kell azonban jegyezni, hogy a ritkán, néhány évtizedes gyakorisággal jelentkező természetes tüzek fontos részét képezik a sztyeppi ökoszisztémák dinamikájának (Walter és Breckle 1986, Gavrilenko 2007, Valkó et al. 2016). Ezek a tüzek pozitív hatással lehetnek a vegetációra azáltal, hogy eltávolítják a felgyült holt szerves anyagot és elősegítik egyes szárazgyepi fajok csírázását (Deák et al. 2014b, Valkó et al. 2016).

Gyomosodás és inváziós fajok előretörése

A kurgánokon a természetvédelmi szempontból nemkívánatos fajok előretörését általában valamilyen közvetlen vagy közvetett emberi behatás okozza. A mezőgazdasági területekbe beágyazott gyeppragmentumok ki vannak téve a környező területekről érkező folyamatos propagulum esőnek, amely elsősorban gyomfajok magvait tartalmazza (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2008b, 2010). Ugyanakkor érdekes módon, a kurgánokon található gyepekben a mezőgazdasági termények nem, vagy csak ritkán képesek megtelepedni (Deák et al. 2016b). Ennek egyik oka lehet a kurgánok száraz talaja, valamint a sztyeppi fajok jó kompetíciós képessége (Deák et al. 2016b). A kurgánokon, különösen a bolygatott, vagy túllegelt részekén gyakran megtelepednek a környező szántóföldeken előforduló gyomok, mint az *Amaranthus* fajok, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album* vagy a *Cirsium arvense* (Godó et al. 2018). Túllegeltetés hatására taposás- és legeléstűrő fajok telepedhetnek meg a kurgánokon, mint például a *Bromus mollis*, *Cynodon dactylon*, *Hordeum hystris* vagy a *Polygonum aviculare* (Penksza et al. 2011a, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014, Deák et al. 2017, Godó et al. 2017). Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2008a) szerint a szántóföldi gyomok és a bolygatott területekre jellemző gyomfajok elsősorban a kurgán szoknyarészen (ahol a kurgánon található gyepp érintkezik a környező élőhelyekkel) és a tetején (ahol a legnagyobb a napsugárzás mértéke) fordulnak elő.

Az ember által jelentősen átalakított tájakban nemcsak a mesterséges fásítások, de a fásszárú fajok spontán betelepődése is jelentősen átalakíthatja a kurgánok vegetációját. Az inváziós fajok közül a legjellemzőbbek a *Celtis occidentalis*, *Eleagnus angustifolia*, *Lycium barbarum* és a *Robinia pseudoacacia* (Tóth és Tóth 2003, Barczy et al. 2009, Penksza et al. 2011a, Bede 2012). Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko (2014) szerint Ukrajnában a kurgánok közelében található erdőtelepítések mellett a mezővédő erdősávok is jelentős forrásai lehetnek az ide-

genhonos inváziós fajok, mint például az *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Elaeagnus angustifolia*, *Fraxinus pennsylvanica* és az *Ulmus pumila* betelepedésének. Az inváziós fajok megjelenéséhez kapcsolódik számos lágyszárú gyomfaj jelenléte is (Deák et al. 2016b).

Eredményeink azt mutatják, hogy a kurgánokat veszélyeztető tényezők nagyrészt emberi eredetűek, és jelentőségük a nyugati régiók ember által átformált tájaiban a legnagyobb (Rowińska et al. 2010, Kuksova 2011, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011, Rákóczi és Barczy 2014). Egy nyugatról keleti irányba csökkenő trendet figyeltünk meg a veszélyeztető tényezők számát és azok intenzitását illetően. A földrajzi grádiens mellett egy időbeli grádiens is megfigyelhető, a kurgánokat érő negatív hatások a technológiai fejlődéssel párhuzamosan erősödtek. Ezek a folyamatok számos esetben a teljes kurgán vagy a kurgánon található sztyeppi élőhely megsemmisülését eredményezték az elmúlt évszázadok során (Tóth 2004, Moysiyenko és Sudnik-Wójcikowska 2008, Kuksova 2011, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011).

Kurgánok védelme, tapasztalatok és perspektívák

(a) Regionális szintű felmérések és monitorozó rendszerek kiépítésének szükségessége

Mint azt az irodalmi áttekintés is mutatta, a kurgánok élővilágáról rendelkezésre álló információ igen korlátozott. A sok százezer eurázsiai kurgán közül, a legoptimistább becslések szerint is mindössze pár száz kurgán florisztikai vagy ökológiai szempontú felmérése történt meg (Deák et al. 2016a). Számos esetben a kurgánok természetvédelmi értékei úgy semmisülnek meg, hogy korábban nem is nyílt alkalom a felmérésükre. A védelem első lépéseként szükséges a széles körben elérhető, alapvető információkat tartalmazó nemzeti adatbázisok kiépítése, ami segíti a döntéshozókat abban, hogy regionális védelmi intézkedéseket tegyenek, valamint hatékony kezelési és élőhely-rekonstrukciós tervet dolgozzanak ki (Tóth 2006, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2013). A legfontosabb információ a kurgánok koordinátája, átmérője, magassága, területhasználati típusa, a védett és veszélyeztetett fajok, valamint a releváns veszélyeztető tényezők listája. Ez az adatbázis létezik Magyarországon és Ukrajna egy részén (bár elérhetősége korlátozott), azonban hiányzik a sztyepp bióm többi országában (Tóth 2006, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). A tájhasználat, vagy épp a klímában bekövetkező változások észlelése érdekében szükséges lenne állandó, reprezentatív mintaterületeken vizsgálni a kurgánok ökológiai állapotának változásait. A javasolt főbb paraméterek: a földhasználati típus változása a kurgánon és a kurgán környezetében, veszélyeztetett fajok populációinak egyedszámváltozása, valamint a veszélyeztető tényezők megléte.

(b) Törvényi védelem

A kurgánok, mint tájképi elemek, kulturális és történelmi emlékhelyeknek számítanak számos országban (mint például Bulgária, Magyarország, Ukrajna, Oroszország és Kazahsztán) és emiatt bizonyos szintű törvényi védelem alatt állnak (Deák et al. 2016a). A védettség a legtöbb esetben a szántás és a kurgán testét érintő egyéb talajmunkák tiltásában merül ki, azonban a legtöbb országban nem terjed ki a kurgánok élővilágának védelmére (Deák et al. 2016a). A kis kiterjedésű, gyakran izolált, nehezen megközelíthető és sokszor rendezetlen tulajdoni viszonyokkal rendelkező kurgánok integrálása regionális vagy országos szintű kezelési tervekbe számos megoldandó nehézségbe ütközik. Magyarország az egyetlen ország, amely a kurgánok kulturális értékeinek megóvása mellett (kulturális örökség védelméről szóló 2001. évi LXIV. törvény; 496/2016. (XII. 28.) Korm. rendelet a kulturális örökség védelmével kapcsolatos sza-

bályokról) országos szinten, törvényi erejű szabályozással védi a kurgánok tájképi és természeti értékeit is (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről). A természetvédelmi törvény értelmében tilos a kurgánokon minden olyan tevékenység – különösen a szántás és az erdősítés – amely károsíthatja a kurgán növényzetét, állatvilágát, vagy tájképi értékeit.

Bár a kurgánok törvény erejénél fogva (*ex lege*) védettek Magyarországon, élőviláguk fennmaradása különösen akkor biztosított, ha egy nagyobb védett területen belül helyezkednek el. Balázs (2006) és Tóth és Tóth (2003) azt találták, hogy a védett területeken a kurgánok természeti állapota jobb (kisebb a károsított kurgánok aránya, több a gyeppel borított kurgán és rajtuk több védett faj található), mint a nem védett területeken. Ennek oka, hogy a természetvédelmi területeken azok a tevékenységek, amelyek leginkább fenyegetik a kurgánok létét (beszántás, erdősítés és építési munkálatok) táji szinten is szabályozottan, vagy legalábbis kisebb intenzitással vannak jelen. Ezzel szemben a nem védett tájban a szigetszerűen előforduló kurgánokat környezetükből számos negatív hatás éri (vegyszerek bemosódása, elszántás, fásszárúak betelepülése). Ezt támasztják alá saját, 168 kurgán felmérésén alapuló tapasztalataink is, mely szerint a magyarországi nagyobb védett területeken található kurgánok több szárazgyepi fajt őriztek meg, mint az ember által átalakított tájban található „csupán” *ex lege* védettséggel rendelkező kurgánok. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy számos tájegységben a nagy védett területen kívül található, szántókkal körülvett kurgánok is értékes élőhelyeket őriznek. Ilyen kurgánok például a Hajdúszoboszló határában található Két-halom, a hencidai Mondró-halom, vagy az ongai Kettős-halom (Tóth et al. 2014, Deák et al. 2015c, 2018b).

A nem védett területen található kurgánok esetében az *ex lege* védettséggel járó korlátozások betartásának ellenőrzése igen nehézkes. Hasonló probléma tapasztalható Ukrajnában is. Az ukrainai kurgánok regionális védelem alatt állnak és nagy részük a természetvédelmi területeken kívül található. Ennek eredménye, hogy a gazdálkodók számos alkalommal figyelmen kívül hagyják a szántás tiltását előíró szabályozásokat (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2012). A Magyarországról és Ukrajnából publikált tapasztalatok alapján kijelenthetjük, hogy bár a formális törvényi védettség fontos, de önmagban nem elégséges a kurgánok természetvédelmi értékeinek megóvására (Tóth és Tóth 2003, Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014). Éppen ezért szükségesek olyan további adminisztratív intézkedések, amelyek hozzájárulnak a kurgánok hatékony védelméhez. Ennek szellemében Magyarországon a kurgánokat, mint az Európai Táji Egyezmény által védett tájképi elemeket, bevonták a területalapú támogatásokba, amely lépés a jövőben részben enyhíthet a problémán (Árgay et al. 2013, Rákóczi és Barczy 2014).

(c) Agrár-környezetvédelmi támogatások szerepe

A célzott agrár-környezetvédelmi támogatások megfelelő eszköznek bizonyultak a kis kiterjedésű, mezőgazdasági tájakban elhelyezkedő élőhelyszigetek megóvására Európa-szerte (Batáry et al. 2011). Az ember által átalakított tájban a nem termelői célokat szolgáló támogatások, amelyek kis élőhelyszigetekre, például mezsgyékre, sövényekre fókuszálnak, sokkal hatékonyabbak természetvédelmi szempontból, mint a nagy kiterjedésű intenzív művelés alatt álló területek (például szántók) extenzívebb, a természetvédelmi érdekeket is figyelembe vevő művelését célzó támogatások Batáry et al. (2015). Ennek fényében célszerű lenne a támogatási konstrukciók tervezésénél a kurgánokra is nagyobb figyelmet fordítani. A kurgánok amellet, hogy jelentősen hozzájárulnak a táji szintű faj- és élőhely diverzitás megőrzéséhez, a mezőgazdaság számára is esszenciális ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtanak, mint például a pollináció vagy a mezőgazda-

sági kártevők elleni védekezés (lásd Kleijn és Báldi 2005, Tschardt et al. 2012, Kovács-Hosnyánszki et al. 2017).

Magyarországon az 50/2008 (IV. 24.) FVM rendeletben foglalt „helyes mezőgazdasági és környezeti állapot” betartása érdekében a támogatott területeken a gazdálkodóknak fel kell hagyniuk a kurgánok területén a szántóföldi művelést. Ugyanakkor kompenzációként igényelhetik a meg nem művelt terület után járó területalapú támogatást. Az intézkedés hatására számos kurgánon szűnt meg az évtizedek, de akár évszázadok óta folyó szántóföldi művelés (Rákóczi és Barcsi 2014). Az ígéretes folyamatok kiegészítéseként érdemes lenne a felhagyás mellett a növényzet rekonstrukciójára is fókuszálni, ugyanis a művelés felhagyása önmagában csak a kurgán erózióját, deflációját előzi meg. A kurgánokra jellemző természetes vegetáció spontán visszatelepülése pont azokon a kurgánokon akadályozott, amelyek támogatható területen vannak (általában szántóföldekkel körülvéve). Ennek oka, hogy a gyepi fajok a magbankból már eltűntek, és mivel a szárazgyepi fajok rossz terjedő képességűek, még ha jelen is vannak a tájban, képtelenek áthidalni a szántóföldek jelentette akadályt (Novák és Konvička 2006, Deák et al. 2018a). A szántóföldi művelésből felhagyott kurgánokon gyakran gyomos vegetáció alakul ki, amely nem csak természetvédelmi és tájvédelmi, de mezőgazdasági szempontból is aggályos, mivel a gyomos gócból a gyomfajok magvaikat a környező szántóterületekre juttatják. Ezért mindenképpen érdemes lenne bevezetni egy célzott, a művelésből felhagyott kurgánok területének természetes gyepekre jellemző fajokkal történő gyepesítésére irányuló támogatást.

Ukrajna egyes régióiban (mint például Zaporizhia Oblast-ban), a gazdálkodók, bár klasszikus értelemben vett agrár-környezetvédelmi támogatást nem kapnak a kurgánok védelmével kapcsolatban, de kompenzációban részesülnek, ha a kurgánokon és azok környezetében felhagyják a szántást. Ez egy 10 méteres nem szántott pufferzónát jelent a szoliter kurgánok esetében, és 50 méteres zónát kurgáncsoportok esetében. A gazdálkodók a felhagyott területnek megfelelő állami földet kapnak művelésre, amely kompenzálja a kiesett terménymennyiséget (Deák et al. 2016a). A módszer bár jelentősen csökkenti a beszántott kurgánok mennyiségét és nagyon ígéretes irányvonalat mutat, sajnos még nem tökéletes, mivel gyakran a kompenzációként kapott föld nem szomszédos a gazdálkodó területével, illetve az adminisztráció költségeit (regisztrációs díj) a gazdálkodóknak kell állni.

(d) A természetvédelmi kezelés nehézségei

Az összefüggő, nagy gyepterületekbe illeszkedő kurgánok természetvédelmi kezelése általában megoldott, a kurgánokat a környező területekhez hasonlóan kezelik többnyire legeltetéssel, vagy ritkábban kaszálással (Penksza et al. 2011a, Deák et al. 2017, Godó et al. 2018). Legeltetés esetén arra kell figyelni, hogy a kurgánokon található szárazgyepi vegetáció számára a kis vagy közepes intenzitású legeltetés a legmegfelelőbb természetvédelmi kezelés (Deák et al. 2017). A túllegeltetés azonban már rövidtávon is a kurgán vegetációjának gyomosodásához, vagy akár megsemmisüléséhez vezethet (Deák et al. 2017, 2018b). Különösen Eurázsia nyugati felében jellemző az, hogy a kurgánok jelentős része nincsen kezelve (legeltetve vagy kaszálva), így a gyepi vegetáció hosszú távú fennmaradása gyakran nem biztosított (Deák et al. 2016a). A kezelés elmaradása szorosan összefügg a kurgánok kis méretével, elszórt elhelyezkedésével és gyakran nehéz megközelíthetőségével. A fő probléma az, hogy a tájban elszórtan elhelyezkedő, kis kiterjedésű, ugyanakkor nagyszámú kurgán kezelése sokkal nehezebben kivitelezhető és költségesebb is, mint egy hasonló alapterületű, de egységesen kezelhető élőhelyé (lásd még Tschardt et al. 2012). Ezt a problémát tovább fokozza, hogy a sztyepp bióm nyugati felében (Ukrajnában és Magyarországon) a kurgánok jelentős része izoláltan, szántóföldek belsejében

fordul elő (Deák et al. 2016b). Ezeket a kurgánokat általában csak a termények betakarítása után, a vegetációs időszakon kívül lehet megközelíteni, ami gyakorlatilag lehetetlenné teszi a kaszálást vagy legeltetést (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2014). A kezelések tervezése során problémát okoz, hogy a legtöbb kurgánról az alapvető információk sem állnak rendelkezésre, például nem ismert a kurgánon lévő vegetáció típusa, a veszélyeztetett fajok populációmérete, valamint azok a természetvédelmi problémák, amikre a kezelésnek összpontosítani kellene. További probléma Magyarországon, hogy a kurgánoknak nincs külön helyrajzi száma, gyakran csak nem körülhatárolt részeit képezik egy nagyobb helyrajzi számnak (Balázs 2006). A saját helyrajzi szám kijelölése lehetővé tenné a kurgán határainak tisztázását, így segítené a védettségi korlátozások betartatását, mivel az *ex lege* védettség minden esetben a teljes helyrajzi számra vonatkozna.

3.1.4 Konklúziók

Irodalmi áttekintésünk rávilágított, hogy a kurgánok kiemelt kulturális jelentőségük mellett fontos szerepet játszanak a szárazgyepek állományainak fenntartásában és a táji szintű biodiverzitás megőrzésében is. Természetvédelmi szerepük eltér a sztyepp és erdőssztyepp biom európai és ázsiai részén. Az ember által jelentősen átalakított európai tájakban elsősorban refúgium szerepük érvényesül, a mezsgyék és gátoldalak mellett a kurgánok gyakran utolsó menedékként szolgálnak a szárazgyepei vegetáció és a szárazgyepei fajok számára. A kurgánokon tapasztalt kiemelkedő fajgazdagság nem csupán a történelmi időkre visszanyúló háborítatlan múltjukra vezethető vissza, hanem arra is, hogy a kurgánok, más, hasonló funkciót betöltő kis élőhelyszigetektől eltérően, kis területen belül nagy élőhelyi diverzitást biztosítanak a szárazgyepei fajok számára. A nagy élőhelyi diverzitás elsősorban a kurgánok topográfiájának köszönhető. A különböző topográfiai pozícióban található mikroélőhelyek eltérő abiotikus sajátosságokkal rendelkeznek, ezáltal kis területen belül is lehetővé teszik eltérő élőhelyi igényű fajok együttélését. Mint azt a kazahsztáni kurgánok élővilágát vizsgáló kutatásunk kimutatta, az ázsiai kiterjedt és érintetlen sztyeppeken a kurgánokon található speciális mikroélőhelyek olyan szárazgyepei fajok megtelepedését teszik lehetővé, melyek nincsenek jelen a környező sztyeppeken (4.2 fejezet).

Az ipari forradalmat követően számos kurgán és/vagy annak élővilága semmisült meg a mezőgazdaság intenzifikációja, a városiasodás, a fokozott emberi zavarás és az ezek által kiváltott növényi inváziók miatt. Az áttekintett irodalmak alapján a folyamatokban felfedezhető egy geográfiai és egy időbeli grádiens is. A kurgánok veszélyeztetettsége a sűrűn lakott iparosodott nyugati régiókban fokozottabb, mint a keletiekben, valamint a sűrűn lakott, könnyen művelhető alföldeken is nagyobb, mint a hegyvidékeken. A kurgánok és vegetációjuk pusztulása az ipari forradalommal indult meg, a folyamat a huszadik század közepén tetőzött. Bár kisebb intenzitással, de a folyamat napjainkban is tart. Annak ellenére, hogy a kurgánok egész Euráziában elterjedtek, természetvédelmi szempontú törvényi védettségük jelenleg csak Magyarországon és Ukrajnában van, más országokban elsősorban kulturális emlékhelyként tartják számon őket. Védelmükben megoldást nyújthat a természetvédelmi és gazdálkodói érdekek integrálása, amelyre kiváló lehetőséget nyújt az agrár-környezetvédelmi támogatások rendszere. Eredményeink alapján javaslatot adtunk a támogatási rendszerek továbbfejlesztésére, vagyis a jelenleg érvényben lévő, a művelés tiltását előíró intézkedések mellett egy élőhelyrekonstrukciót támogató támogatás bevezetésére. A szárazgyepei élőhelyek rekonstrukciója meggátolná a művelésből kivett kurgánok gyomosodását, és így csökkentené a környező mezőgazdasági területek gyomosodását is.

3.2 Élőhelyi változók hatása gyepi élőhelyszigetek vegetációjának összetételére

3.2.1 Bevezetés

Az elmúlt évszázadok intenzív tájhasználatára következtében Eurázsia nyugati felében a szántóföldek területe nőtt, a sztyepek kiterjedése pedig jelentősen csökkent (Dengler et al. 2014, Deák et al. 2016a). Ezeken a területeken a sztyeppi vegetáció gyakran csak kis élőhelyszigeteken, mint például a kurgánokon tudott fennmaradni (Kuksova 2011, Dembicz et al. 2016). A táji változások egyik súlyos következménye, hogy a kis élőhelyszigeteken fennmaradt gyepi élőhelyek izolálódtak, az élőhelyeket sok esetben a gyepi fajok számára átjárhatatlan antropogén élőhelyek veszik körül. Annak ellenére, hogy a szárazgyepi fragmentumok hosszú ideig megőrződhetnek a kurgánokon, és hosszú ideig ellenállnak az izoláció negatív hatásainak, stabilitásuk gyakran csak látszólagos (Saar et al. 2012).

Az instabilitást többek között az élőhelyszigeten található szárazgyepi fajok populációinak korlátozott metapopulációs kapcsolatai okozzák (Kuussaari et al. 2009). A korlátozott metapopulációs kapcsolatok egyrészt gátolják a génáramlást, másrészt megnehezítik a sztochasztikus kihalási folyamatokat követő betelepülési folyamatokat (Hanski 2011). Izolált élőhelyeken a metapopulációs kapcsolatok hiányában az egyes élőhelyi változók jelentősége felerősödhet, mivel azok hatásait a kívülről érkező betelepülési folyamatok nem tudják ellensúlyozni (Eriksson 1996). Az élőhelyi változók egyaránt hatással vannak a természetvédelmi szempontból értékes szárazgyepi fajok, valamint a veszélyes gyomok (jó kompetíciós képességű gyomfajok, amelyek jelenléte természetvédelmi szempontból különösen hátrányos) fajgazdagságára és borítására. A kurgánokon található izolált szárazgyepi élőhelyek jó lehetőséget nyújtanak a jelenség vizsgálatára. Az előző fejezetben azonosítottuk azokat az élőhelyi változókat, amelyek potenciálisan hatással lehetnek a kurgánokon található szárazgyepi vegetáció fajszerkeződésére (Deák et al. 2016a). Ezek a változók a kurgán területe, a lejtő meredeksége, a megbontás és zavarás mértéke, valamint az őshonos és idegenhonos fásszerűak borítása.

Az élőhely területe: a szigetbiogeográfia alaptétele szerint az élőhely területe jelentős hatással van az izolált élőhelyeken élő specialista fajok populációira (MacArthur és Wilson 1967). Hipotézisünk szerint a szárazgyepi fajok fajgazdagsága és borítása nő, míg a veszélyes gyomok fajgazdagsága és borítása csökken az élőhelysziget méretének növekedésével.

Topográfia: Kurgánok esetében a legkifejezőbb és legjobban mérhető topográfiai változó a lejtő meredeksége. A meredek lejtők növelik a kurgánon jelen levő mikroélőhelyek közötti különbségeket, valamint a lejtő meredekségével nő a különbség a kurgán és a környező terület élőhelyi tulajdonságai között. Továbbá a beszántás valószínűsége is csökken a lejtők meredekségével. Hipotézisünk szerint a meredek lejtők növelik a szárazgyepi fajok fennmaradásának esélyét és csökkentik a veszélyes gyomok betelepülésének mértékét.

Megbontás és zavarás mértéke: A múltbeli megbontások (anyagkitermelés, sírrablás) a kurgán testének fizikai károsodását, a kurgán mikrotopográfiájának megváltozását okozzák (Deák et al. 2016a). A zavarás mértéke: Az antropogén és természetes zavarások mértékének növekedése (mint például anyagkitermelés, beszántás, építkezés, égetés, taposás, kisemlősök kotorekai) csökkenti a szárazgyepi fajok és növeli a veszélyes gyomok arányát a kompetíció csökkentése, valamint a rendelkezésre álló zavart mikroélőhelyek területének növelése révén (MacDougall et al. 2013). Hipotézisünk szerint az élőhelyre jellemző zavarás- illetve a múltbeli megbontás mértékének növekedésével csökken a szárazgyepi fajok fajgazdagsága

és borítása, ugyanakkor nő a veszélyes gyomok aránya.

Fásszárúak borítása: az őshonos és idegenhonos fás szárú fajok borításának növekedése az árnyékolás, a talajtulajdonságok és a mikroklíma megváltoztatása által jelentősen megváltoztatják az élőhely paramétereit (Gazol et al. 2012). Hipotézisünk szerint a fásszárú fajok előretörése csökkenti a nyílt, száraz élőhelyekhez alkalmazkodott szárazgyepi fajok fajgazdagságát és borítását, valamint elősegíti a veszélyes gyomok terjedését.

3.2.2. Anyag és módszer

Mintavételi terület

A mintavételi terület a Nagyalföldön található, összesen 8.700 km²-en terül el. A terület klímája kontinentális, az átlagos középhőmérséklet 9,5 °C, az átlagos évi csapadékmennyiség 550 mm. A területen a szárazgyepi társulások közül elsősorban az edafikus sztyeppi és zonális erdőssztyeppi gyepi társulások fordulnak elő, melyek közül a leggyakoribbak a lösz- és szikes gyepek (Molnár et al. 2008a, Deák et al. 2014a). Az intenzív mezőgazdasági művelés és a települések terjeszkedése miatt a térség szárazgyepi állományainak jelentős része megsemmisült vagy degradálódott. A kedvezőtlen folyamatok leginkább a löszgyepeket érintették (Molnár et al. 2012). A Pannon biogeográfiai régió alföldi löszgyepjei a régió legfajgazdagabb és egyben legveszélyeztetettebb élőhelyei között vannak számon tartva (Molnár et al. 2012, Deák et al. 2016b). Mindkét sajátosságuk a löszgyepek termékeny talajára vezethető vissza. A jó vízgazdálkodású, szerkezetű és tápanyagszolgáltatási képességű mészlapedékes vagy réti csernozjom talajon kialakult vegetáció kiemelkedően fajgazdag, számos kétszikű faj jellemző az élőhelyre. Bolygatatlan állományai zártak, jól strukturáltak, több növényzeti szintből állnak (Borhidi et al. 2012). A pannon löszgyepek „Síksági pannon löszgyepek” (6250) néven kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyként vannak számon tartva (92/43/EKG irányelv). Napjainkban az alföldi löszgyepek magyarországi kiterjedése hozzávetőleg 16.000 hektár (Molnár et al. 2008a). Az elmúlt évezredek során az egykor nagy területet borító alföldi löszgyepek jelentős része megsemmisült a szántóföldi művelés következtében, amely már a történelmi időkben is a kiváló termőképességű csernozjom talajú területekre összpontosult (Biró et al. 2018). Annak ellenére, hogy a fennmaradó gyepek fragmentálódtak és az egyes gyepi élőhelyszigetek izolálódtak, azoknak továbbra is jelentős szerepe van a szárazgyepi fajok fenntartásában, a táji biodiverzitás megőrzésében.

A kurgánok kiválasztásának kritériumai

A vizsgálat előkészítése során olyan löszgyeppel borított kurgánokat választottunk ki, amelyek a szárazgyepi fajok megtelepedése és fennmaradása szempontjából alkalmatlan élőhelyekkel voltak körülvéve. Az egységesen kedvezőtlen táji környezettel körülvett kurgánok vizsgálata által a táji változók esetleges hatásait minimalizálni tudtuk és a lokális élőhelyi változóknak a szárazgyepi és veszélyes gyomfajokra kifejtett hatásaira tudunk fókuszálni.

A kutatáshoz összeállítottunk egy adatbázist, amely összesen 548, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság területén található kurgánról tartalmazott információt. Az adatbázis összeállításához felhasználtuk a rendelkezésre álló kurgánokkal foglalkozó irodalmakat, a topográfiai térképek anyagát, a Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer honlapján található információkat (<https://www.mepar.hu/mepar/>), a Google Earth által biztosított ortofotókat (Open Layer plugin, Quantum GIS 2.2; QGIS Development Team, 2016) és saját

terepi adatbázisunkat. A kutatási hipotézisek tesztelésére alkalmas kurgánok kiválasztása során először azokat a kurgánokat válogattuk le, amelyek löszgyeppel voltak borítva. Kizártuk a szántott, beépített, fásított, parlaggal vagy vetett gyeppel borított kurgánokat. A löszgyeppel borított kurgánok leválogatáshoz felhasználtuk a katonai térképek anyagát, a Google Earth ortofotóit, a CORINE Land Cover adatbázis anyagát (European Environment Agency 2010), a NÉBIH erdőtérképét (<http://erdoterkep.nebih.gov.hu/>) valamint saját terepi adatbázisunkat. Leválogatást követően a potenciálisan felmérendő kurgánok száma 271-re csökkent. Ezt követően leválogattuk a három méternél magasabb kurgánokat, mivel korábbi vizsgálatok eredményei alapján (Tóth 2006, Sudnik-Wójcikowska et al. 2011) mezőgazdasági tájakban a három méternél magasabb kurgánoknak nagyobb a biodiverzitás megőrző szerepük, mint a kisebb méretű kurgánoknak. A kurgánok magasságának megállapításához az 1:10 000 katonai felmérések topográfiai térképeit használtuk; a leválogatást követően 189 kurgán maradt.

A szárazgyepi növény fajok általában rossz terjedési képességekkel rendelkeznek. Novák és Konvička (2006) szerint a legtöbb szárazgyepi faj effektív terjedési távolsága kevesebb, mint 100 méter, tehát egy szárazgyepi élőhelysziget izoláltnak tekinthető, ha 100 méteres környezetében nem található más szárazgyepi élőhely. Vizsgálatunkban azokat a kurgánokat vettük figyelembe, melyek 200 méteres környezetében nem található számottevő kiterjedésű (100 m²-nél nagyobb) szárazgyep. A vizsgálati területen található izolált kurgánok kétszáz méteres környezetében elsősorban szántóföldek, városi területek, faültetvények, vizes élőhelyek és nyílt vízfelületek voltak. A szűkítés eredményeként további 131 kurgánt zártunk ki a vizsgálatból. A leválogatáshoz a Google Earth ortofotóit és a CORINE Land Cover adatbázis anyagát és a NÉBIH erdőtérképét használtuk fel. Tekintettel arra, hogy a földhasználati típus elkülönítése nem minden esetben volt lehetséges a rendelkezésre álló adatforrásokból (pl. löszgyep – kiszáradó rét elkülönítése), ezért a terepi felmérések alatt, melynek során a fennmaradó 58 kurgánt felkerestünk, további 14 kurgánt ki kellett zárunk a vizsgálatból. A kutatáshoz végül 44 kurgán adatait használtuk fel.

Botanikai mintavétel

A terepi felmérések során feljegyeztük a 44 kurgánon található edényes növényfajok listáját és a fajok százalékos borításértékeit. A felmérést 2015 május és június hónapjaiban végeztük, egy előre rögzített protokoll alapján. Három felmérő 0,1 hektáronként összesen 10 percet töltött a kurgánok vegetációjának felmérésével. Egy kurgán egy mintavételi egységként szerepelt az elemzésekben.

Élőhelyi változók felmérése

Az élőhelysziget területét a kurgán felszínének területével fejeztük ki. A számolás során a kurgánt egy ellipszis alapú kúpként kezeltük (a kurgánok nem minden esetben rendelkeznek szabályos kör alappal), amelynek lemértük a hosszanti és keresztirányú sugarát, valamint magasságát. A számolásoknál a kurgán lejtőjének átlagos meredekségét az északi, déli, keleti és nyugati lejtők szögének átlagával fejeztük ki. A megbontás mértékének becsléséhez Tóth (2006) alapján egy négyfokozatú skálát használtunk, ahol a kurgánokat az alábbi kategóriákba soroltuk. 0 – nem volt számottevő megbontás; 1 – a megbontás mértéke kisebb, mint 5%; 2 – a megbontás 5-30% közötti; 3 – a megbontás mértéke nagyobb, mint 30%. A kurgánokon jelen levő zavarás meghatározásánál a Natura 2000 felmérő protokollban foglalt

kategóriákat vettük figyelembe (Horváth et al. 2009). Akkor tekintettünk egy zavaró tényezőt hatóképesnek, ha az a kurgán legalább 10%-át érintette. A hatóképes zavaró tényezők az alábbiak voltak: anyagkitermelés, talajbolygatás, épületek jelenléte, építkezési munkálatok, égetés, taposás, földutak jelenléte és kisméltóságok általi zavarás (borz- és rókakotorékok). A kurgánokat a zavaró tényezők számával jellemeztük (a zavarás értéke így egy 0-8-ig tartó skálán változott). Rögzítettük továbbá az őshonos és idegenhonos fásszárúak borítását. A felmért izolált kurgánokon legelés vagy kaszálás nem volt jellemző.

Adatfeldolgozás

A vizsgálatban a lokális élőhelyi változóknak a szárazgyepi valamint a veszélyes gyomfajok fajgazdagságára és borítására kifejtett hatásait vizsgáltuk. A fajok kategorizálásához a Borhidi-féle besorolást használtuk (Borhidi 1995). A *Festuco-Brometea* fitocönológiai osztályba tartozó kétszikű és nem graminoid egyszikű fajokat a gördülékeny megfogalmazás kedvéért a továbbiakban szárazgyepi kétszikű fajoknak, a graminoid egyszikűeket pedig szárazgyepi fű fajoknak nevezzük. Azon fajok, amelyeket Borhidi (1995) a szociális magatartástípusa alapján az adventív, vagy a ruderalis kompetitor kategóriába sorolt, a veszélyes gyom kategóriába kerültek.

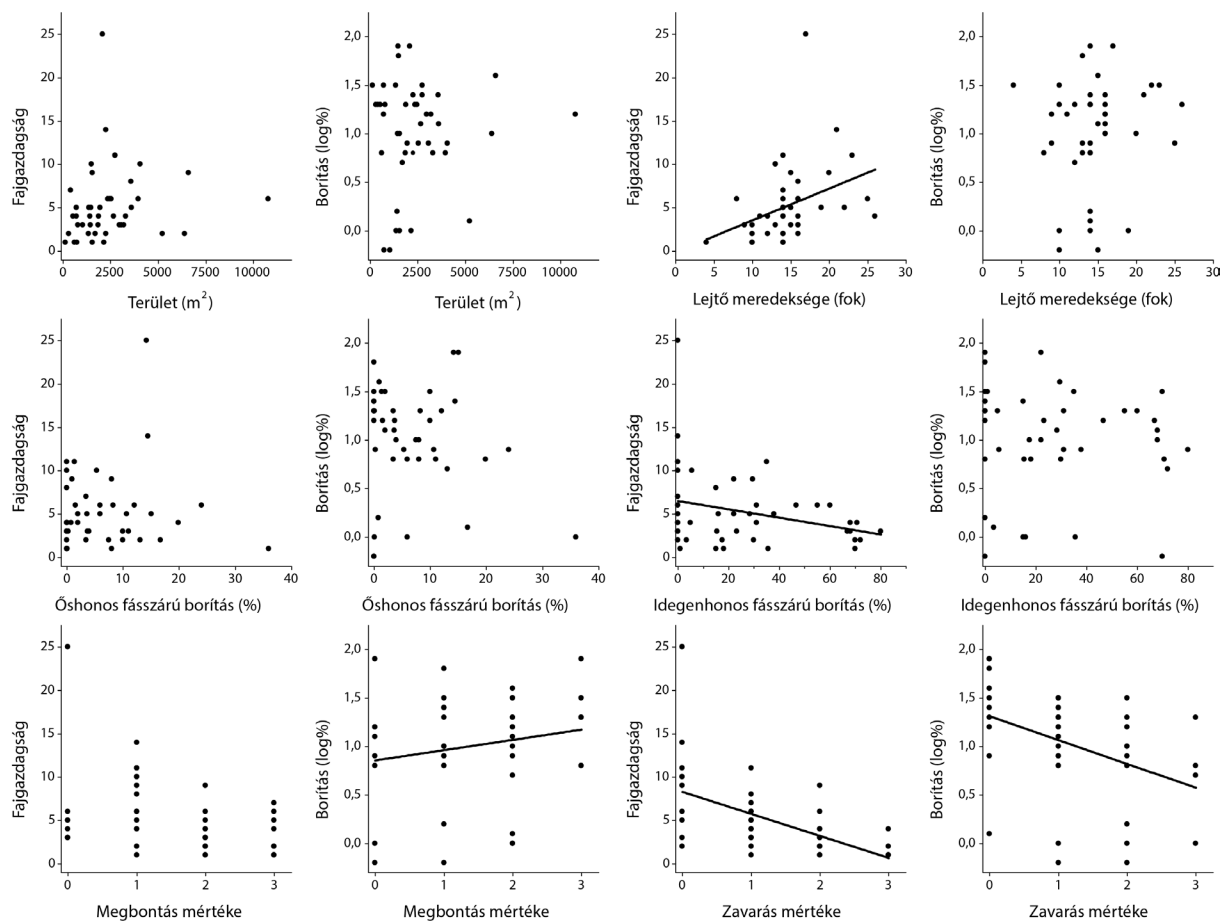
Az élőhelyi változók szárazgyepi fajok és veszélyes gyomfajok fajgazdagságára és százalékos borítására kifejtett hatását információelméleti modellszelekciós eljárással határoztuk meg (Burnham és Anderson 2002). A „kurgán területe”, az „átlagos lejtőszög”, a „zavarás mértéke”, a „megbontás mértéke”, valamint az „őshonos és idegenhonos fás szárúak borítása” független változóként szerepelt az elemzésekben. A szárazgyepi és veszélyes gyomfajok fajgazdagságát, összborítását, valamint a szárazgyepi kétszikű és fűfajok fajgazdagságát és borítását függő változóként kezeltük. A független változók közötti multi-kollinearitást variancia inflációs faktor (VIF) számolásával teszteltük. Mivel a VIF értéke minden esetben kisebb volt, mint 1,4, a független változók közötti korrelációt kizártuk. A variancia inflációs faktor számolásához a faraway csomagot használtuk R programozási környezetben (Faraway 2014). A függő változók esetében a térbeli auto-korrelációt Moran-féle I módszer alkalmazásával teszteltük, melynek során az inverz Euklideszi távolságokat használtunk. A vizsgált függő változók esetében nem tapasztaltunk szignifikáns térbeli autokorrelációt. A Moran-féle I számolásához az ArcMap 10.2 program Spatial Autocorrelation eszközét használtuk (ESRI 2011).

A modellszelekciós eljárás során először általánosított lineáris modellekkel vizsgáltuk a független változók minden potenciális kombinációjának hatását az egyes függő változókra (GLM; Zuur et al. 2009). Ezt követően a modelleket az Akaike-féle információs kritérium alacsony mintaszámra javasolt korrekciós értéke (AICc) alapján hasonlítottuk össze. Burnham és Anderson (2002) ajánlása alapján a legjobb modell ($\Delta AICc = 0$) és a további támogatott modellek ($\Delta AICc \leq 2$) értékeit használtuk fel az egyes függő változók hatásának meghatározásához. Ehhez a Z-próbát használtuk. Az adott függő változókat tartalmazó modellek Akaike súlyainak összege alapján kiszámoltuk a független változók relatív fontosságát is. Az egyes funkcionális csoportok fajgazdagságának számolásakor Poisson eloszlás mellett log link funkciót használtunk. A százalékos borítások esetében a borításértékeket logaritmikusan transzformáltuk ($\log x + 1$ függvény), a számolások során normál eloszlás mellett identity linket alkalmaztunk. A borításértékekkel történő számolások során a modell reziduálisok normál eloszlást mutattak (Shapiro-Wilk teszt; $p \geq 0,1$). A számolásokhoz a „MuMIn” programcsomagot használtuk R programozási környezetben (Barton 2011, R Development Core Team 2016).

3.2.3. Eredmények

Fajkészlet

A vizsgált kurgánokon összesen 325 fajt találtunk, melyből 290 lágyszárú és 35 fásszárú faj volt. A kurgánokon összesen 58 szárazgyepi faj volt jelen, köztük olyan védett fajok is, mint a *Centaurea sadleriana*, *Chamaecytisus roeselii*, *Phlomis tuberosa* és a *Ranunculus illyricus*. 27 olyan fajt találtunk, amelyek karakterfajként szerepelnek a „Pannon löszgyepek” Natura 2000 kategória leírásában (European Commission DG Environment 2007). Őshonos fásszárúak közül a leggyakoribb fafajok a *Pyrus pyrausta* és *Ulmus minor* voltak; cserjék közül főként olyan fajok voltak jelen, amelyek a térség felhagyott löszgyepeire jellemzőek, mint például a *Prunus spinosa*, *Rosa canina* és *Sambucus nigra*. Idegenhonos fák közül a leggyakoribb és legnagyobb borítással jelen lévő faj a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) volt, amely 44 kurgánból 29-en jelen volt. Azokon a kurgánokon, amelyeken jelen volt az akác, ott átlagos borítása 34,8% volt. Tizenhárom veszélyes gyomfajt találtunk a vizsgált kurgánokon, melyek közül a leggyakoribbak a *Calamagrostis epigeios*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis* és a *Phragmites communis* voltak.



9. ábra. A szárazgyepi fajok fajgazdagsága, százalékos borítása és a vizsgált élőhelyi változók kapcsolata. Az ábrákon a borításértékek esetében a $\log(x + 1)$ függvényrel transzformált értékek szerepelnek. Az adatpontokra illesztett egyenes a modellszelekció által szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyult kapcsolat irányultságát szemlélteti.

A felmért kurgánok jellemzői

A felmért kurgánok átlagos területe $0,24 \text{ hektár} \pm 0,02 \text{ SE}$ volt, területük a $0,01 \text{ hektártól}$ $1,07 \text{ hektárig}$ terjedt. A lejtők átlagos meredeksége $14,59^\circ \pm 0,66 \text{ SE}$. A zavarás és megbontás mértékének mediánja 1 volt. Az őshonos fás szárúak átlagos borítása $6,46 \% \pm 1,16 \text{ SE}$, az idegenhonos fajok átlagos borítása $26,48 \% \pm 3,96 \text{ SE}$ volt.

Az élőhelyi változók hatása a fajgazdagságra

A szárazgyepi fajok fajgazdagságát a lejtő meredeksége pozitívan, a zavarás mértékének valamint az idegenhonos fásszárúak borításának növekedése negatívan befolyásolta (9. ábra, 9. táblázat). A szárazgyepi fűfajok fajgazdagságára egyik vizsgált változó sem volt hatással. A szárazgyepi kétszikűek fajgazdagságát szignifikánsan növelte a lejtő meredekségének emelkedése, és csökkentette a zavarás- és megbontás mértékének valamint az idegenhonos fás szárúak borításának növekedése (9. táblázat, 5. függelék). A veszélyes gyomok fajgazdagságára egyik független változó sem volt hatással. A szárazgyepi fajok és a szárazgyepi fűfajok borítása csökkent a zavarás, és nőtt a megbontás mértékének növekedésével (9. ábra, 10. táblázat, 6. függelék). A zavarás mértékének növekedése negatív hatással volt a szárazgyepi kétszikűek borítására. A veszélyes gyomok borítása csökkent a lejtő meredekségének, valamint a megbontás mértékének növekedésével, de növekedett a zavarás mértékének emelkedésével (10. táblázat, 5. és 7. függelék).

9. táblázat. A kurgán területének, a lejtő meredekségének, a zavarás- és megbontás mértékének valamint az idegen- és őshonos fásszárú fajok borításának (független változók) hatása a szárazgyepi fajok, a szárazgyepi fűvek és kétszikűek valamint a veszélyes gyomok fajgazdagságára (függő változók) (GLM; $n = 44$). A táblázatban a támogatott modellek eredményeit foglaltuk össze ($\Delta\text{AICc} \leq 2$). A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$).

Függő változó (fajgazdagság)	Független változó	Relatív fontosság (%)	Becsült érték	SE	z-érték	p
<i>Szárazgyepi fajok</i>	Terület	24,8	<-0,001	<0,001	0,862	0,389
	Lejtő	100,0	0,044	0,016	2,655	0,008
	Zavarás	57,2	-0,423	0,090	4,546	<0,001
	Megbontás	100,0	-0,121	0,072	1,626	0,104
	Idegenhonos fásszárú borítás	87,7	-0,007	0,003	2,126	0,034
<i>Szárazgyepi fűvek</i>	Lejtő	79,0	0,043	0,022	1,886	0,059
	Zavarás	78,2	-0,213	0,116	1,787	0,074
	Megbontás	12,8	0,085	0,103	0,802	0,425
	Őshonos fásszárú borítás	13,9	-0,012	0,013	0,873	0,383
<i>Szárazgyepi kétszikűek</i>	Terület	25,5	<-0,001	<-0,001	1,149	0,250
	Lejtő	100,0	0,049	0,023	2,004	0,045
	Zavarás	75,9	-0,641	0,141	4,409	<0,001
	Megbontás	100,0	-0,319	0,105	2,492	0,003
	Idegenhonos fásszárú borítás	100,0	-0,016	0,005	2,866	0,004
<i>Veszélyes gyomok</i>	Zavarás	17,9	0,064	0,062	1,362	0,173
	Megbontás	55,0	-0,085	0,061	1,363	0,173

10. táblázat. A kurgán területének, a lejtő meredekségének, a zavarás- és megbontás mértékének valamint az idegen- és őshonos fásszárú fajok borításának (független változók) hatása a szárazgyepi fajok, a szárazgyepi fűvek és kétszikűek valamint a veszélyes gyomok százalékos borítására (függő változók) (GLM; $n = 44$). A táblázatban a támogatott modellek eredményeit foglaltuk össze ($\Delta AIC_c \leq 2$). A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$).

Függő változó (borítás)	Független változó	Relatív fontosság (%)	Becsült érték	SE	z-érték	<i>p</i>
<i>Szárazgyepi fajok</i>	Zavarás	100,0	-0,317	0,083	3,712	<0,001
	Megbontás	100,0	0,196	0,075	2,745	0,012
	Őshonos fásszárú borítás	40,7	-0,012	0,009	1,224	0,221
<i>Szárazgyepi fűvek</i>	Terület	36,7	<-0,001	<-0,001	1,318	0,188
	Lejtő	13,1	0,019	0,021	0,874	0,382
	Zavarás	67,5	-0,275	0,102	2,609	0,009
	Megbontás	100,0	0,241	0,091	2,562	0,010
	Őshonos fásszárú borítás	100,0	-0,021	0,011	1,812	0,070
	Terület	25,1	<-0,001	<-0,001	0,921	0,357
<i>Szárazgyepi kétszikűek</i>	Zavarás	100,0	-0,259	0,063	3,988	<0,001
	Őshonos fásszárú borítás	38,9	0,010	0,007	1,383	0,167
	Idegenhonos fásszárú borítás	15,6	-0,002	0,002	0,808	0,419
	Lejtő	88,1	-0,031	0,015	2,001	0,046
<i>Veszélyes gyomok</i>	Zavarás	66,5	0,149	0,073	1,970	0,049
	Megbontás	100,0	-0,221	0,065	3,278	0,001
	Őshonos fásszárú borítás	31,2	0,004	0,003	1,705	0,088
	Idegenhonos fásszárú borítás	85,3	0,011	0,008	1,350	0,177

3.2.4. Diskusszió

Az élőhelysziget területe

A szigetbiogeográfia szabályai (MacArthur és Wilson 1967), valamint a fajgazdagság és az élőhelysziget területe közötti összefüggéseket vizsgáló kutatások eredményei alapján (Brückmann et al. 2010, Rösch et al. 2013) azt vártuk, hogy a kurgán méretének növekedésével párhuzamosan nő a szárazgyepi fajok fajgazdagsága. Annak ellenére, hogy a kurgánok területe szerepelt a támogatott modellekben, nem volt szignifikáns hatással a szárazgyepi fajok fajgazdagságára. A jelenség arra vezethető vissza, hogy a kurgánok speciális alakja következtében kialakult élőhelyi sokféleség felülírja a szigetbiogeográfiai törvényszerűségek által feltételezett terület-fajgazdagság összefüggést (Báldi 2008). A szignifikáns területhatás hiánya azt sugallja, hogy a három méternél magasabb kurgánok területüktől függetlenül természetvédelmi szempontból jelentősek, mivel nincs jelentős különbség a „kis” és „nagy” kurgánokon található szárazgyepi fajok fajgazdagságában.

A kurgán területe nem volt szignifikáns hatással a veszélyes gyomok fajgazdagságára és borítására, azonban az megfigyelhető volt, hogy arányuk általánosságban magas volt a vizsgált kurgánokon. Ez a mintázat alapvetően a kurgánok kis területéből adódik. A nagy kerület/terület arányú élőhely szigetek ki vannak téve a környező mátrix káros hatásainak (Kuussaari et al. 2009). A veszélyes gyomok megtelepedését segíti, hogy a környező, általában degradált területekről folyamatosan, nagy mennyiségben jutnak be a nem kívánt fajok propagulumai a kurgánokon található gyepekbe (Tschardt et al. 2012, Janišová et al. 2014). A veszélyes

gyomok terjedését elősegíti az is, hogy magjaik általában széllel hatékonyan terjednek, így akár távolabbi állományokból is eljuthatnak a kurgánokra. A veszélyes gyomok másik terjesztő vektora a közlekedés. Számos kurgánon földút vezet át, amely elősegíti a járművekkel történő magterjesztést (Taylor et al. 2012). Érdekes módon, a jelentős mageső ellenére a szántóföldekkel körülvett kurgánokon a szántóföldi kultúrnövények kis sikerességgel tudtak megtelepedni. A vizsgált kurgánokon kevesebb, mint 0,1% volt a betelepedett szántóföldi kultúrnövények borítása. A szántóföldi kultúrnövények alacsony részesedése egyrészt az alacsony csírázási sikerükre vezethető vissza, ami annak köszönhető, hogy a kurgánokon kialakult száraz termőhelyi viszonyok, kedvezőtlenek számukra. Másrészt a bolygatatlan szárazgyepi mátrixban a jó kompetíciós képességű szárazgyepi fűfajok megakadályozzák a rossz kompetíciós képességű szántóföldi kultúrnövények csíranövényeinek túlélését (Borhidi 1995).

Lejtő meredeksége

A lejtő meredeksége a legtöbb vizsgált csoportra szignifikáns hatással volt, mely hatás elsősorban indirekt mechanizmusokra vezethető vissza. A szántóföldekkel körülvett gyepei élőhelyszigetek általában szárazabb termőhelyi körülményekkel rendelkeznek, mint a hasonló, ám természetes élőhelyekkel körülvett élőhelyfoltok (Lindborg et al. 2014). A kurgánok esetében a meredek lejtők fokozzák ezt a hatást, mivel mind a megolvadt hó mind az esővíz gyorsan lefolyik a kurgánról (Moysiyenko et al. 2014). A száraz termőhelyi körülmények növelték a szárazgyepi fajok populációinak életképességét, így a fajok borítását is (ez különösen igaz a kétszikű fajokra), mivel ezen fajok evolúciósan a száraz, sztyeppi körülményekhez alkalmazkodtak. Ugyanakkor a veszélyes gyomok borítása és kompetíciós képessége a szárazságstresszel érintett élőhelyeken jelentősen csökkent (Lindborg et al. 2014). Részben ennek a jelenségnek köszönhető, hogy a szárazgyepek gyakran igen ellenállóak a tájképi változásokkal szemben, és hogy a szárazgyepi fajok populációi képesek akár kedvezőtlen táji környezetben is hosszú távon fennmaradni (Janišová et al. 2014). Amellett, hogy a szárazgyepi fajok számára kedvező termőhelyi adottságokat teremtettek, a meredek lejtők megóvták a kurgánokat a beszántástól is, ami szintén hozzájárult a szárazgyepi fajok hosszú távú fennmaradásához (Deák et al. 2016b).

Zavarás és a megbontás hatása

A nagymértékű zavarás hatására csökkent a szárazgyepi fajok fajgazdagsága és borítása. Eredményeink azt mutatják, hogy a törvényi védelem ellenére a kurgánok számos, főként emberi eredetű zavaró tényező hatásának vannak kitéve. A legjellemzőbb zavaró tényezők között volt a kurgán szoknyarészének szántása (12 kurgán), taposás, ösvények és a kurgánon átvezető földutak (12 kurgán), épületek (8 kurgán), róka- vagy borzvárok jelenléte (14 kurgán). A felsorolt zavaró tényezők közös vonása, hogy közvetlenül vagy áttételesen, de mindegyikük jelentős talajbolygatással jár. A talajbolygatás tekintettel az izolált élőhelyszigetekeken található szárazgyepi fajok kis populációméretéből adódó sérülékenységre és gyenge regenerációs képességére negatív hatást fejtett ki a szárazgyepi fajokra (Heinken és Weber 2013). A gyenge regenerációs képesség adódik egyrészt a szárazgyepi fajok korlátozott terjedőképességéből (Novák és Konvička 2006). Ez azt eredményezi, hogy számos szárazgyepi faj esetében a bolygatást követő kihalási folyamatot követően a külső forrásból történő visszatelepülés esélye kicsi (Hanski 2011). A gyenge regenerációs képességhez hozzájárul még az is, hogy a szárazgyepi fajok általában rövid életképességű magbankkal rendelkeznek, így bolygatást követően a magbankból történő visszatelepülésük is korlátozott (Thompson et al. 1997, Csontos et al. 2016). Zavarást követő-

en a nagy denzitású tartós magbankkal rendelkező veszélyes gyomok könnyen felülnőhetnek a szárazgyepi fajokat az újonnan kialakult zavart mikroélőhelyeken. A veszélyes gyomok terjedését segíti elő továbbá az is, hogy a környező, ember által átalakított, degradált élőhelyekről nagy denzitású mageső érkezik a kurgánokra, amely jelentős arányban tartalmazza a veszélyes gyomok propagulumait. A zavart talajfelszíneken ugyanis a szárazgyepi fűvek visszaszorulása miatt jelentősen csökkent a kompetíció, ami elősegíti a rossz kompetíciós képességekkel rendelkező, ám gyors növekedésű veszélyes gyomok terjedését (Török et al. 2012b).

Hipotézisünknek megfelelően a megbontás jelentősen csökkentette a szárazgyepi kétszikűek fajgazdagságát. Ugyanakkor azt tapasztaltuk, hogy a megbontással érintett felületeken nőtt a szárazgyepi fűfajok borítása. A szárazgyepi fűfajok borításának növekedését elősegíthette, hogy a megbontott felszíneken meredek lejtők jönnek létre, melyek szárazabb élőhelyek, mint a megbontással nem érintett területek. A száraz felszíneken egyes szárazgyepi fajok kompetíciós előnybe kerültek a gyomfajokkal szemben. A megbontott felszíneken a legjellemzőbb faj a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*) volt, amely jól alkalmazkodott a száraz élőhelyekhez, és csomós növekedése alkalmassá tette arra, hogy megtelepedjen az erózióval érintett meredek megbontott felületeken is. Mivel az *A. cristatum* egy erős kompetitor faj, megtelepedését követően képes volt a gyomfajok kompetitív kizárására.

Fásszárúak előretörése

Bár a kurgánok jellemzően száraz élőhelyek, az erdőszyepp zónában a kurgánok termékeny talaján a fás szárú fajok is képesek megtelepedni (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). Az őshonos fásszárú fajok csak kis borítással voltak jelen a vizsgált kurgánokon, ezért nem okoztak jelentős változásokat a vegetációban. Az idegenhonos fásszárúak borításának növekedése azonban szignifikánsan csökkentette a szárazgyepi fajok teljes fajgazdagságát és a szárazgyepi kétszikűek fajgazdagságát. A fásszárúak nagy borításának egyik következménye az árnyékolás növekedése, amely csökkenti a fénykedvelő szárazgyepi fajok megtelepedési sikerét és életképességét (Gazol et al. 2012). Az akác, amely a kurgánok legjellemzőbb inváziós fásszárú faja, jelentősen megváltoztatja a kurgánok talaját azáltal, hogy a nitrogén-fixáció révén tápanyagban dúsítja azt (Cierjacks et al. 2013). A megnövekedett nitrogén-szolgáltató képesség a veszélyes gyomfajok borításának növekedéséhez vezet, ami a szárazgyepi fajok fajgazdagságának csökkenését eredményezte. Eredményeink alapján az *Agropyron cristatum* volt az egyetlen szárazgyepi faj, amely képes volt alkalmazkodni a megváltozott termőhelyi körülményekhez, és nagy borítással fenn tudott maradni az akáccal fertőzött kurgánokon is.

3.2.5. Konklúziók

Eredményeink azt mutatják, hogy az izolált kurgánoknak kiemelkedő szerepe van a szárazgyepi fajok fenntartásában az ember által átalakított tájban. Annak ellenére, hogy a vizsgált kurgánok a harmadik katonai felmérés kora (19. század) óta izolálva voltak más hasonló szárazgyepi élőhelyektől, napjainkban is számos szárazgyepi fajt őriznek. Ez részben arra vezethető vissza, hogy a kurgánok kulturális jelentőségének és a fizikális korlátoknak (meredek lejtő) köszönhetően számos olyan kurgán maradt fenn a tájban, amelyeket a múltban nem, vagy csak kevésbé bolygattak. A kurgánok természetvédelmi állapotát, amelyet jól jelez a szárazgyepi és veszélyes gyomfajok aránya, jelentősen befolyásolták a lokális élőhelyi változók. Eredményeink azt mutatták, hogy azok a változók, melyek a szárazgyepi fajok számára kedvező élőhelyi feltételeket biztosítottak, hátrányosak voltak a veszélyes gyomok számára.

A vizsgált változók közül egyedül az élőhely mérete nem volt hatással egyik vizsgált növényzeti változóra sem. Ennek oka, hogy a kurgánokon tapasztalt élőhelyi sokféleség felülírja az élőhely területe és a specialista fajok száma közötti összefüggéseket. Ám ennek az eredménynek is van természetvédelmi jelentősége, mivel azt mutatja, hogy a három méter feletti, szárazgyepi vegetációt hordozó kurgánok mindegyike védendő tekintet nélkül azok területére. A kurgánok átlagos lejtőszögének emelkedésével nőtt a biodiverzitás megőrző szerepük, mivel a meredek lejtők hatására egy kevésbé bolygatott szárazságstresszel jellemzett élőhely jött létre, amely kedvező volt a szárazgyepi fajok számára, azonban visszaszorította a veszélyes gyomok populációit.

Az *ex lege* védetség ellenére a vizsgált kurgánokon jelentős mértékű volt a talajbolygatással és a taposással járó emberi zavarás mértéke, amely egyrészt a szárazgyepi vegetáció közvetlen megsemmisüléséhez, másrészt gyomosodáshoz vezetett. A bolygatott talajfelszíneken elsősorban a ruderalis élőhelyekhez jól alkalmazkodott, zavarást jól toleráló veszélyes gyomfajok telepedtek meg, melyek visszaszorították a szárazgyepi fajokat. Bár a szárazgyepi fajok többségére negatív hatással volt a zavart talajfelszínnek arányának növekedése, egyes klonális növekedésű szárazgyepi fajok sikeresen meg tudtak telepedni a bolygatott felszíneken. Ez azt mutatja, hogy mérsékelt zavarás és megfelelő propagulum utánpótlás esetén a kurgánokon található gyepek képesek spontán módon helyreállni. Ezt támasztja alá a megbontott kurgánok vizsgálatának eredménye is. A megbontott felszíneket, hosszú időléptékben szintén a klonális terjedésű fűvek és a félcserje *Artemisia santonicum* kolonizálta. A kurgánokon található zavart felszínnek spontán gypesedését minden bizonnyal elősegítik a környező sík területekhez képest szárazabb termőhelyi viszonyok. Számos kurgánon vezetett át földút, ami egyrészt a kurgán testének eróziójához vezet, másrészt elősegíti az ember által terjesztett gyom és inváziós fajok terjedését. Az utak áthelyezése a kurgánok melletti területekre jelentősen csökkentené a kurgánokon a taposást, valamint az eróziót. A közlekedés áthelyezésével csökkenne a járművek által terjesztett gyomfajok magvainak mennyisége is.

Az izolált kurgánok esetében a megfelelő kezelés hiánya komoly természetvédelmi problémát okoz. A kezelés hiányában feldúsuló biomassza és a felnövekvő fásszárú vegetáció jelentősen megváltoztatja a kurgánokon az élőhely tulajdonságait, mely által a szárazgyepi fajok visszaszorulnak, és a gyomfajok előretörnek. A kedvezőtlen folyamatok megállítása érdekében az izolált, de természetvédelmi értékkel rendelkező kurgánokon célszerű lenne célzott kezelésekkel visszafordítani a kedvezőtlen élőhelyi változások hatásait. Az avar és az esetlegesen felnövekvő fásszárú vegetáció eltávolítására izolált kurgánok esetében a legmegfelelőbb módszer a kaszálás (praktikusan a kézi kaszálás) és a kaszálék kíméletes összegereblyézése és eltávolítása.

Míg az őshonos fásszárú fajok mérsékelt intenzitású terjedése nem okozta a szárazgyepi fajok visszaszorulását a kurgánokon, az inváziós fásszárúak terjedése negatívan hatott a szárazgyepi fajokra és elősegítette a veszélyes gyomok terjedését. Az inváziós fásszárú fajok közül a legnagyobb frekvenciával és borítással az akác volt jelen. Az akác előretörése a szárazgyepi állományokban kiemelten veszélyes a gyepi fajok számára, mivel árnyékoló hatása van, megváltoztatja a mikroklimát és emellett a talaj tápanyagtartalmát is jelentősen növeli. Tekintettel arra, hogy a gyepi fajok csak egy bizonyos mértékig képesek tolerálni a fásszárú növényzet árnyékolását, számos kurgánon az egyre záródó lombkorona a szárazgyepi fajok fokozatos eltűnéséhez vezethet. A kurgánokon terjedőben lévő fásszárúak visszaszorítása az egyik legfontosabb természetvédelmi feladat. A munkálatok elvégzésére a legalkalmasabb a téli időszak. Télen a gyeptelepítés nyugalmi időszakában, a fagyott talajon végzett munkálatok kisebb taposással járnak, kevésbé okozzák a kurgánok felszínének erózióját, és ekkorra a környező szántóföldekről is betakarítják a terményt, tehát a kurgánokra történő bejutás is egyszerűbb. Eredményeink alapján szűkös források esetében, érdemes azokra a kurgánokra koncentrálni, amelyeken a fásszárúak még nem alkotnak záródott lombkoronát, mivel ezeken a kurgánokon jelentős mennyiségű szárazgyepi faj tud fennmaradni a lágyszárú szintben. Így a kezelést követően a szárazgyepi fajok állományai spontán meg tudnak erősödni, nincs szükség betelepítési munkálatokra.

3.3 Perzisztencia és terjedési jellegek szerepe gyepi élőhelyszigetek növényközösségeinek szerveződésében

3.3.1. Bevezetés

Az ember által átalakított tájakban a fennmaradt szárazgyepi élőhelyszigetek mellett, hogy refúgiumként szolgálnak a szárazgyepi fajok populációi számára, funkcionális elemeit képezik egy táji szintű élőhelyhálózatnak (Fahrig 2003, Lindborg et al. 2014). Ennek az élőhelyhálózatnak kiemelt szerepe van a táji szintű metapopulációs folyamatok fenntartásában (Hanski 2011). A metapopulációs elméletek szerint fragmentált tájakban a lokális populációk fennmaradását a populációkra jellemző betelepülési és kihalási folyamatok dinamikája határozza meg (Eriksson 1996, Hanski 2011). Ezt a dinamikát a táji- és az élőhelyi változók egyaránt befolyásolják (Illyés et al. 2008, Gazol et al. 2012, Janečková et al. 2017). Táji szűrő lehet az adott élőhelyfoltok közötti funkcionális térbeli összeköttetések mértéke, az adott élőhelyre jellemző speciális élőhelyi feltételek (mint például a talajnedvesség, a mikroklima vagy éppen a fásszárú fajok borításának aránya) pedig élőhelyi szűrőként funkcionálhatnak (Helm et al. 2006, Deák et al. 2016b, 2018a). Növények populációi esetében a táji- és élőhelyi változók hatásukat elsősorban a fajok terjedési és perzisztencia sajátosságain keresztül fejtik ki (Auffret et al. 2015, Janečková et al. 2017).

Az általánosan elfogadott vélekedés szerint a jó terjedőképességű fajok populációi jobban megbirkóznak a kedvezőtlen táji változások (például az izoláció) negatív hatásaival, mint a rossz terjedőképességűek. A jó terjedőképességű fajok hatékonyan át tudják hidalni a számukra megfelelő élőhelyi feltételekkel rendelkező fragmentumok közötti fizikai távolságokat, így fenn tudják tartani a metapopulációs kapcsolatokat (Ozinga et al. 2004). Ez a nézőpont azonban nem veszi figyelembe azt a jelenséget, amelyre már Darwin is rámutatott „wind hipotézisében” (Darwin 1859). Az elmélet szerint a jó terjedőképesség a halálozási ráta jelentős emelkedését eredményezi abban az esetben, ha az izoláció mértéke átlép egy kritikus szintet.

A kis kiterjedésű élőhelyszigeteken élő növényfajok populációira a lokálisan ható élőhelyi változók nagyobb hatást fejtenek ki, mint a nagy, összefüggő élőhelyek populációira (Heinken és Weber 2013, Deák et al. 2016b). Ennek oka, hogy az élőhelyszigeteken bekövetkező változások (például a fásszárú fajok megtelepedése, lásd a 3.2 fejezetet), tekintettel az élőhely kis kiterjedésére, általában a populáció egészét egyidőben érintik (Heinken és Weber 2013). Így megfelelő alkalmazkodási képesség hiányában, a kedvezőtlen változások az egész populáció kipusztulását eredményezhetik. Ezt súlyosbítja továbbá az is, hogy az élőhelyszigeteken az élőhelyi változásokat eredményező tényezők, mint például az emberi zavarások, gyakran sztochasztikusan és nagy intenzitással jelentkeznek, ami által jelentős hatást fejtenek ki a jelen levő fajok populációira (Heinken és Weber 2013). A negatív hatásokkal szembeni ellenállóképesség tehát kiemelkedően fontos a szárazgyepi növényfajok populációinak túlélése szempontjából, ez elsősorban a fajok perzisztencia sajátosságain keresztül valósul meg (Marini et al. 2012).

A táji- és élőhelyi változók eltérő hatással vannak a szárazgyepekben előforduló élőhely specialista szárazgyepi valamint a generalista növényfajokra is. A szárazgyepi specialista fajok tekintettel korlátozott terjedőképességükre és szűk élőhelypreferenciájukra az ember által átalakított tájakban gyakran szorulnak vissza olyan kis kiterjedésű élőhelyszigetekre, melyek biztosítani tudják a létezésükhöz szükséges élőhelyi feltételeket (Kuussaari et al. 2009, Lindborg et al. 2012, Rösch et al. 2013). A szárazgyepi fajok gyakran metapopulációkban vannak jelen a fragmentált tájban, ahol a metapopulációt alkotó populációk között egy laza, néha

csak esetleges kapcsolat van jelen (Auffret et al. 2015). Ennek megfelelően a szárazgyepi fajok jól indikálják a táji- és az élőhelyi változásokat (Brückmann et al. 2010, Lindborg et al. 2014). A generalista fajok kevésbé érzékenyek a táji- és élőhelyi változásokra, egyes esetekben az antropogén hatások akár kedveznek is populációik számára. Ennek oka, hogy a generalista fajok szélesebb toleranciaspektrumuk révén számos élőhelytípusban meg tudnak telepedni, jól tolerálják az élőhelyi változásokat, és a zavarás mértékének növekedését (Brückmann et al. 2010, Lindgren és Cousins 2017).

Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy az élőhelyi- és tájképi változók hogyan befolyásolják a kurgánokon, mint kis kiterjedésű élőhelyszigeteken, található szárazgyepi specialista és a generalista növényfajok fajgazdagságát és mennyiségi viszonyait. A növényzeti mintázatok vizsgálata során a táji- és élőhelyi változóknak a növényi perzisztencia és terjedési sajátosságokra kifejtett hatásait értékeltük. Az alábbi hipotéziseket vizsgáltuk: (1) A jó terjedőképességű szárazgyepi fajok fajgazdagsága és borítása csökken az élőhely izoláltságának növekedésével. (2) A jó perzisztencia sajátosságokkal rendelkező szárazgyepi fajok fajgazdagsága és borítása nő az élőhely izolációjának növekedésével. (3) A fászszerűak előretörése és a megnövekedett emberi zavarás mértéke a jó perzisztencia sajátosságokkal rendelkező szárazgyepi fajok fajgazdagságának és borításának növekedését eredményezi. (4) A meredek lejtők által biztosított száraz élőhelyek elősegítik a szárazgyepi fajok fennmaradását, függetlenül azok terjedési és perzisztencia sajátosságaitól.

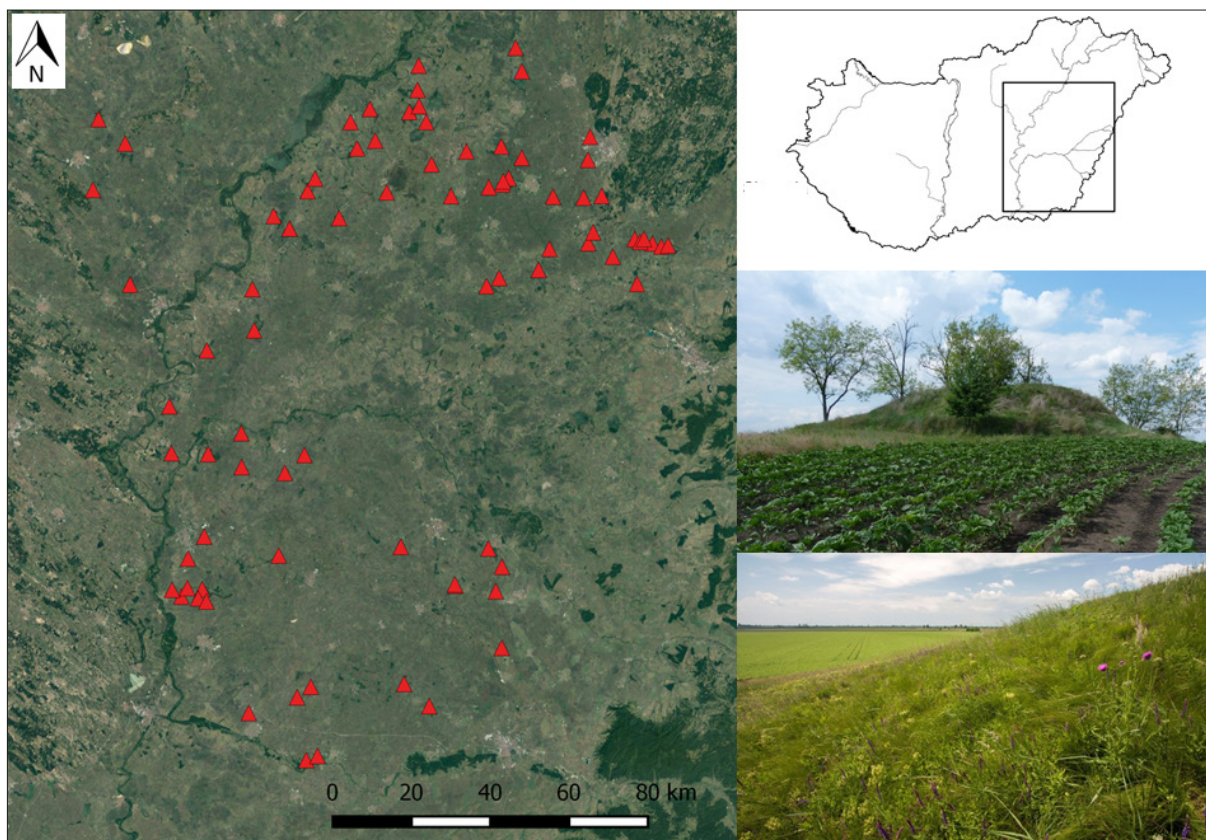
3.3.2. Anyag és módszer

Mintavételi terület

A vizsgált terület a Nagyalföldön található, és az alábbi tájakat foglalja magában: Bihar, Hajdúság, Hortobágy, Maros-Körös-sík, Nagykunság, Tisza-vidék és Tápió-Sajó-sík. A terület klímája kontinentális, az évi átlagos csapadék mennyisége 550 mm, az átlagos évi középhőmérséklet 9,5 °C. A vizsgált térségben az elmúlt századok során bekövetkezett mezőgazdasági intenzifikációnak és a városi területek terjeszkedésének köszönhetően a korábban nagy területeket borító löszgyepek állományainak jelentős része megsemmisült. Az élőhelyvesztés miatt a löszgyepek gyakran csak kis, izolált fragmentumokban maradtak fenn elsősorban utak mezsgyéiben és kurgánokon (Csathó 2009, Bede 2016, Deák et al. 2016b). Kis kiterjedésük ellenére a fennmaradt löszgyepi élőhelyek számos védett vagy veszélyeztetett fajt őriztek meg, mint például az *Agropyron cristatum*, *Anchusa barrelieri*, *Inula germanica*, *Phlomis tuberosa*, *Ranunculus illyricus*, *Sisymbrium polymorphum* és *Stipa capillata*. A fennmaradt löszgyepi élőhely szigeteknek jelentős szerepe van az ember által átalakított táj faji sokféleségének fenntartásában és a szárazgyepi fajok megőrzésében.

Botanikai mintavétel

A kutatás során a térség kurgánjain megőrződött löszgyepek növényzetét vizsgáltuk. A vizsgálat során 82 kurgán növényzetét mértük fel (10. ábra). 2016 májusa és júniusa között rögzítettük a kurgánokon található edényes növényfajok listáját és a fajok százalékos borításértékeit. A felméréseket egy előre rögzített protokoll alapján végeztük: három felmérő 0,1 hektáronként összesen 10 percet töltött a kurgánok vegetációjának felmérésével. Egy kurgán egy mintavételi egységként szerepelt az elemzésekben.



10. ábra. A felmért kurgánok elhelyezkedése (n = 82).

Táji- és élőhelyi változók kiválasztása és terepi felmérése

Vizsgálunk során azokra a táji- és élőhelyi változókra fókuszáltunk, amelyek korábbi kutatásaink eredményei alapján (3.1 és 3.2 fejezet), közvetlen módon képesek befolyásolni a szárazgyepi fajok megtelepedését, fennmaradását és terjedését. A táji változók közül a lokális- és regionális szintű táji izoláció hatásait vizsgáltuk. Saját korábbi kutatási eredményeink (Deák et al. 2016a,b) alapján az élőhelyi változók közül a fásszárúak borításának, a zavarás mértékének és a lejtő átlagos meredekségének hatásait vizsgáltuk (11. táblázat).

11. táblázat. A kurgánokon felmért táji- és élőhelyi változók értékeinek átlagai, minimum és maximum értékei (n = 82).

Független változók	Minimum	Maximum	Átlag ± SE
<i>Táji változók</i>			
Lokális izoláció (200 méteres pufferen belül található nem szárazgyepi élőhelyek százalékos aránya)	4,80	100,00	83,9 ± 2,8
Táji léptékű izoláció (adott kistájban található nem gyepi élőhelyek százalékos aránya)	39,80	96,10	84,7 ± 1,8
<i>Élőhelyi változók</i>			
Lejtő átlagos meredeksége (fok)	8,10	28,30	15,1 ± 0,5
Fásszárúak borítása (%)	0,00	80,30	23,9 ± 2,9
Zavarás mértéke (0-8-ig terjedő skála)	0,00	4,00	1,1 ± 0,1

Tekintettel arra, hogy a szárazgyepi növényfajok effektív terjedési távolsága korlátozott, a *lokális izolációt* a kurgán 200 méteres környezetében található nem szárazgyepi élőhelyek százalékos arányával fejeztük ki. A nem szárazgyepi élőhelyek magukban foglalták az ember által jelentősen átalakított, degradált élőhelyeket, úgy mint szántóföldek, városi területek, faültetvények, utak, csatornák, intenzív gyümölcsösök, gyepterületek és gyomos foltok. Ide tartoztak még a természetes, de nem szárazgyepi élőhelyek is, mint a nedves rétek, vizes élőhelyek és nyílt vízfelületek. A lokális izoláció számolásához a botanikai felmérésekkel egyidőben 1:1000 léptékű élőhelytérképeket készítettünk, melyek digitalizálását és feldolgozását a Quantum GIS 2.2 térinformatikai programmal végeztük (QGIS; QGIS Development Team 2016).

A táji léptékű izolációt az adott kistájban található nem gyepi élőhelyek százalékos arányával fejeztük ki. A kistájak lehatárolását Magyarország kistájainak katasztere alapján végeztük (Molnár et al. 2008b). A kistájakon belül az élőhelyek térbeli elhelyezkedését, kiterjedését és kategóriáit a Corine Land Cover (CLC) adatbázis alapján határoztuk meg (European Environment Agency 2010). Nem gyepi élőhelynek tekintettünk minden élőhelyet, kivéve a „Természetes gyepek, természetközeli rétek” (3.2.1) és „Legelők” (2.3.1) kategóriákat. Bár a „Természetes gyepek, természetközeli rétek” és „Legelők” kategóriák nem csupán száraz, hanem nedves gyepeket is magukba foglalnak, mégis jó megközelítést adnak a tájban található száraz gyepek arányáról.

- A *fásszárúak borítását* a kurgánokon található fák és cserjék összesített százalékos borításával fejeztük ki.

- A *zavarás mértékének* megállapításához a magyarországi Natura 2000 élőhely-monitorozási protokoll által felsorolt zavaró tényezőket vettük figyelembe (Horváth et al. 2009). Adott zavaró tényezőt abban az esetben tekintettük relevánsnak, ha az a kurgán területének legalább 10%-át érintette. Az általunk felmért kurgánokon az alábbi zavaró tényezők voltak jelen: anyagkitermelés, talajfelszín zavarása, építkezés, égetés, taposás, földutak jelenléte, valamint a kisméretűek által okozott talajbolygatás (róka és borzvárok jelenléte). Az egyes kurgánokra jellemző pontszámot a kurgánon jelen lévő zavaró tényezők pontszámainak összegével fejeztük ki.

- A *lejtő átlagos meredekségét* az északi, déli, keleti és nyugati lejtők átlagos lejtőszögével fejeztük ki.

- Bár izolált élőhely-szigetek esetén az *élőhely területe* is hatással lehet az élőhelyen található specialista fajok számára (MacArthur és Wilson 1967), jelen vizsgálat során nem elemeztük a kurgánok területének hatását. Ennek oka, hogy korábbi vizsgálatunkban (Deák et al. 2016b) kimutattuk, hogy a kurgánok területe nem befolyásolja a rajtuk található szárazgyepi fajok számát és borítását (lásd a 3.2 fejezetet).

Adatfeldolgozás

A számolások során szárazgyepi specialista fajnak tekintettünk minden olyan lágyszárú fajt, amelyet Borhidi (1995) a *Festuco-Brometea* osztályba sorolt, tehát létük kifejezetten a szárazgyepekhez kötődik. Minden más lágyszárú fajt a generalista csoportba soroltunk. A szárazgyepi specialista és generalista lágyszárú fajokat a terjedési és perzisztencia sajátosságaik alapján az alábbi funkcionális csoportokba soroltuk: szélel jól terjedő fajok, állatokkal jól terjedő fajok, klonális fajok, perzisztens magbankot képző fajok. A

széllel és állatokkal jól terjedő fajok meghatározásához a D3 adatbázis anemochoria és zoochoria rangsor indexeinek értékeit használtuk (Hintze et al. 2013). Az adatbázisban a fajok anemochoria és zoochoria rangsor indexei 0-100 közötti értékeket vehetnek fel, ahol a skála nullához közelítő értékei a rosszul terjedő fajokat, a 100-hoz közelítő értékei a jól terjedő fajokat jelzik. A besorolásnál azokat a fajokat tekintettük jól terjedő fajoknak, melyek rangsor indexe nagyobb, mint 50. A fajok klonális terjedésének meghatározásánál a CLO-PLA adatbázis értékeit használtuk (Klimešova et al. 2017). Klonális fajnak tekintettük azokat a fajokat, amelyek évente több mint 1 centimétert képesek klonálisan terjedni ($> 0,01$ m/év). A tartós magbankú fajok besorolásához a LEDA adatbázist használtuk (Kleyer et al. 2008). Mivel számos faj esetében egy fajhoz többféle besorolás is meg van adva az adatbázisban, egy fajt akkor soroltunk be a tartós magbankkal rendelkező fajok csoportjába, ha a rekordok mindegyike, vagy legalább döntő többsége ezt a besorolást erősítette meg.

A táji- és élőhelyi változók szárazgyepi és generalista fajok funkcionális csoportjaira (széllel jól terjedő fajok, állatokkal jól terjedő fajok, klonális fajok, perzisztens magbankot képző fajok) kifejtett hatását információ-elméleti modellszelekciós eljárással határoztuk meg (Burnham és Anderson 2002). A „lokális izoláció”, „táji izoláció” (táji változók), „fásszárúak borítása”, „zavarás mértéke” és „lejtő meredeksége” (élőhelyi változók) független változóként szerepeltek az elemzésekben. A szárazgyepi és generalista fajok funkcionális csoportjainak (széllel, állatokkal jól terjedő fajok, klonális fajok, perzisztens magbankot képző fajok) fajgazdagságát és borítását függő változóként kezeltük. A független változók közötti multi-kollinearitást variancia inflációs faktor (VIF) számolásával teszteltük. Mivel a VIF értéke minden esetben kisebb volt, mint 1,3 a független változók közötti korrelációt kizártuk. A variancia inflációs faktor számolásához a faraway csomagot használtuk R programozási környezetben (Faraway 2014). A függő változók esetében a térbeli auto-korrelációt Moran-féle I módszer alkalmazásával teszteltük, melynek során az inverz Euklideszi távolságokat használtunk. A vizsgált függő változók esetében nem tapasztaltunk szignifikáns térbeli autokorrelációt. A Moran-féle I számolásához az ArcMap 10.2 program Spatial Autocorrelation eszközét használtuk (ESRI 2011).

A modellszelekciós eljárás során először általánosított lineáris modellekkel vizsgáltuk a független változók minden potenciális kombinációjának hatását az egyes függő változókra (GLM; Zuur et al. 2009). Ezt követően a modelleket az Akaike-féle információs kritérium alacsony mintaszámra javasolt korrekciós értéke (AICc) alapján hasonlítottuk össze. Burnham és Anderson (2002) ajánlása alapján a legjobb modell ($\Delta AICc = 0$) és a további támogatott modellek ($\Delta AICc \leq 2$) értékeit használtuk fel az egyes függő változók hatásának meghatározásához. Ehhez Z-próbát használtuk. Továbbá az adott függő változókat tartalmazó modellek Akaike súlyainak összege alapján kiszámoltuk a független változók relatív fontosságát is. Az egyes funkcionális csoportok fajgazdagságának számolásakor Poisson eloszlás mellett log link funkciót használtunk. A borításértékeket log-transzformáltuk, a számolások során normál eloszlás mellett identity linket alkalmaztunk. A borításértékekkel történő számolások során a modell reziduálisok normál eloszlást mutattak (Shapiro-Wilk teszt; $p \geq 0,1$). A számolásokhoz a „MuMIn” programcsomagot használtuk R programozási környezetben (Barton 2011, R Development Core Team 2017).

3.3.3. Eredmények

A vizsgált kurgánokon összesen 65 szárazgyepi és 281 generalista fajt találtunk. A szárazgyepi fajok között a löszgyepekre jellemző védett növényfajok (mint például az *Anchusa barrelieri*, *Carduus hamulosus*, *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*, *Chamaecytisus rochelii*, *Inula germanica*, *Phlomis tuberosa*, *Ranunculus illyricus* és *Sisymbrium polymorphum*) valamint a regionálisan megritkult löszgyepi fajok (*Agropyron cristatum*, *Astragalus austriacus*, *Stipa capillata* és *Thalictrum minus*) is jelen voltak. A fásszárú fajok közül a legnagyobb gyakorisággal és borításértékekkel idegenhonos fajok voltak jelen, mint a *Robinia pseudoacacia*, *Lycium barbarum*, *Celtis occidentalis*, *Gleditsia triacanthos* és *Elaeagnus angustifolia*.

A nagymértékű lokális- és táji léptékű izoláció a széllel és állatokkal jól terjedő szárazgyepi fajok borításának csökkenését eredményezte (12. táblázat, 11. ábra). A nagymértékű lokális izoláció hatására nőtt az állatokkal jól terjedő generalista fajok borítása (13. táblázat, 11. ábra). Az izoláció mértékének változása nem volt hatással a klonális fajok fajgazdagságára és borítására. A perzisztens magbankkal rendelkező szárazgyepi fajok fajgazdagsága csökkent a lokális izoláció növekedésével, borításuk növekedett a táji léptékű izoláció növekedésével (13. táblázat, 12. ábra). A fásszárúak nagy borítása csökkentette az állatokkal jól terjedő és a perzisztens magbankkal rendelkező szárazgyepi fajok fajgazdagságát, valamint a szélterjedésű és a klonális generalisták borítását. A nagymértékű zavarás hatására csökkent a széllel és állatokkal jól terjedő szárazgyepi fajok fajgazdagsága és borítása, a klonális szárazgyepi fajok fajgazdagsága, valamint a generalista fajok esetében az összes vizsgált funkcionális csoport fajgazdagsága (12-13. táblázat, 11-12. ábra). A meredek lejtővel rendelkező kurgánokon növekedett az összes vizsgált funkcionális csoport fajgazdagsága mind a szárazgyepi mind a generalista fajok esetében.

3.3.4. Diskusszió

Táji változók és terjedési sajátosságok

Eredményeink alapján az ember által jelentősen átalakított tájakban a széllel vagy állatokkal történő hatékony terjedés hátrányos stratégia a szárazgyepi fajok számára. Érdekes módon azt tapasztaltuk, hogy bár a táji változók jelentős hatással voltak a jól terjedő szárazgyepi fajok borítására, nem hatottak azok fajgazdagságára. Fajgazdagság tekintetében az élőhelyi változók felülírták a táji változók hatásait, azaz a speciális élőhelyi feltételek megteremtésével jelentősen behatárolták azon szárazgyepi fajok körét, amelyek meg tudtak telepedni, illetve fenn tudtak maradni a kurgánokon. A szárazgyepi fajokkal ellentétben a generalista fajokra kevésbé hatott a táji környezet.

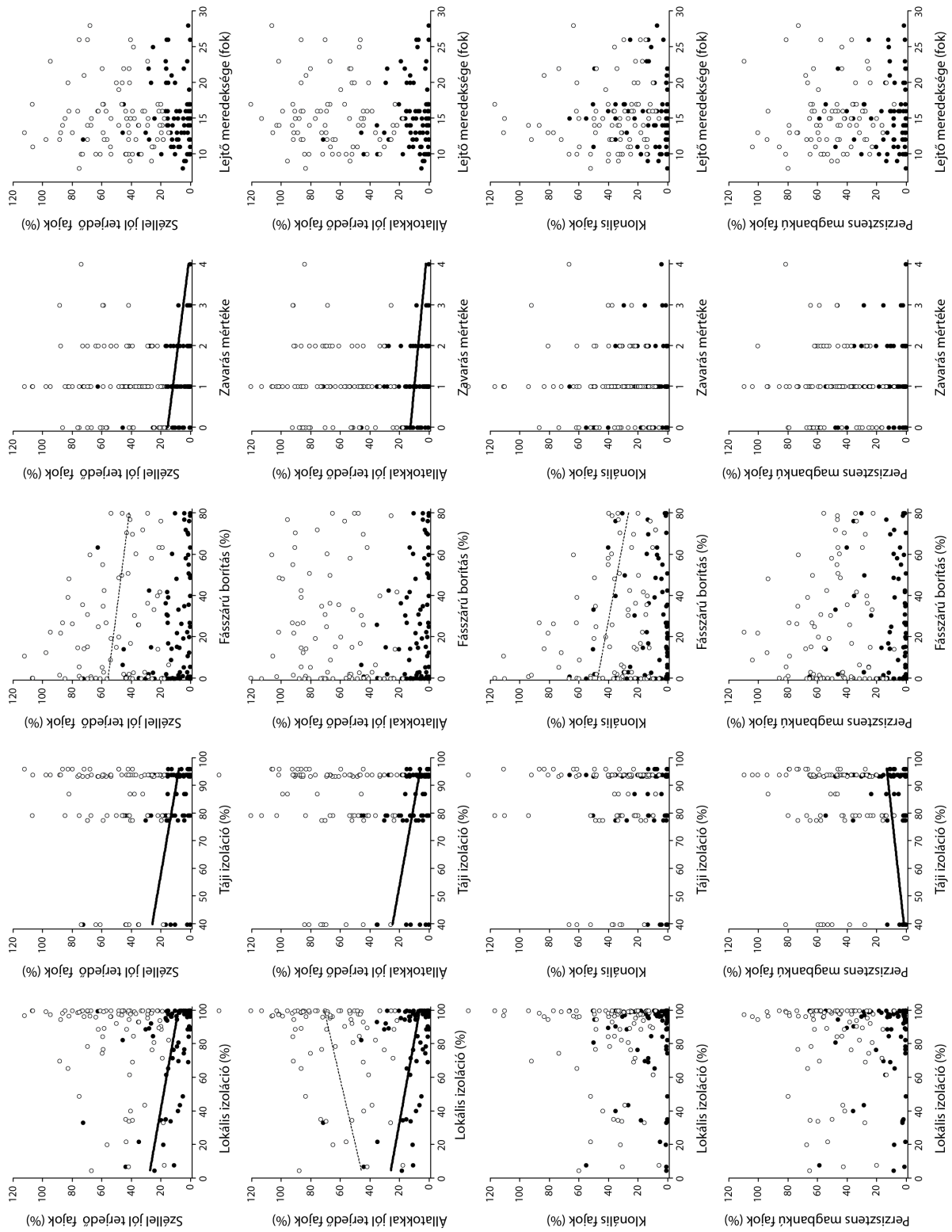
A nem irányított terjedési módok esetében, mint amilyen a széllel való terjedés, a magok random módon jutnak el a környező élőhelyekre függetlenül attól, hogy az adott élőhely megfelelő-e a faj számára vagy sem (Riba et al. 2009). Széllel való terjedés esetén a magok terjedését elsősorban a repítőkészülék morfológiája, az uralkodó széljárás és a tereptárgyak elhelyezkedése határozza meg (Tackenberg et al. 2003, Lindborg et al. 2014). Ennek megfelelően, azokban a fragmentált tájakban, melyekben a szárazgyepi élőhelyek aránya kicsi, a széllel jól terjedő szárazgyepi fajok propagulumai nagy valószínűséggel olyan területeken (mint például szántóföldek, nyílt vízfelszínek vagy városi területek) érnek földet, amelyek nem alkalmasak a csírázásra és/vagy a csíranövények megmaradására (Nathan et al. 2002, Riba et al. 2009). Ez a valószínűség az adott faj élőhely specializációjának mértékével nő (Deák et al. 2018a). A kedvezőtlen élőhelyi adottságokkal rendelkező területeken földet erő

12. táblázat. Táji- és élőhelyi változók (független változók) hatása a szárazgyepi fajok funkcionális csoportjainak fajgazdagságára és százalékos borítására (függő változók) (GLM; n=82) A táblázatban a támogatott modellek eredményeit foglaltuk össze (deltaAICc $\leq$ 2). A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$). Azok a változók, melyek nem kerültek be a támogatott modellekbe NA jelöléssel lettek feltüntetve.

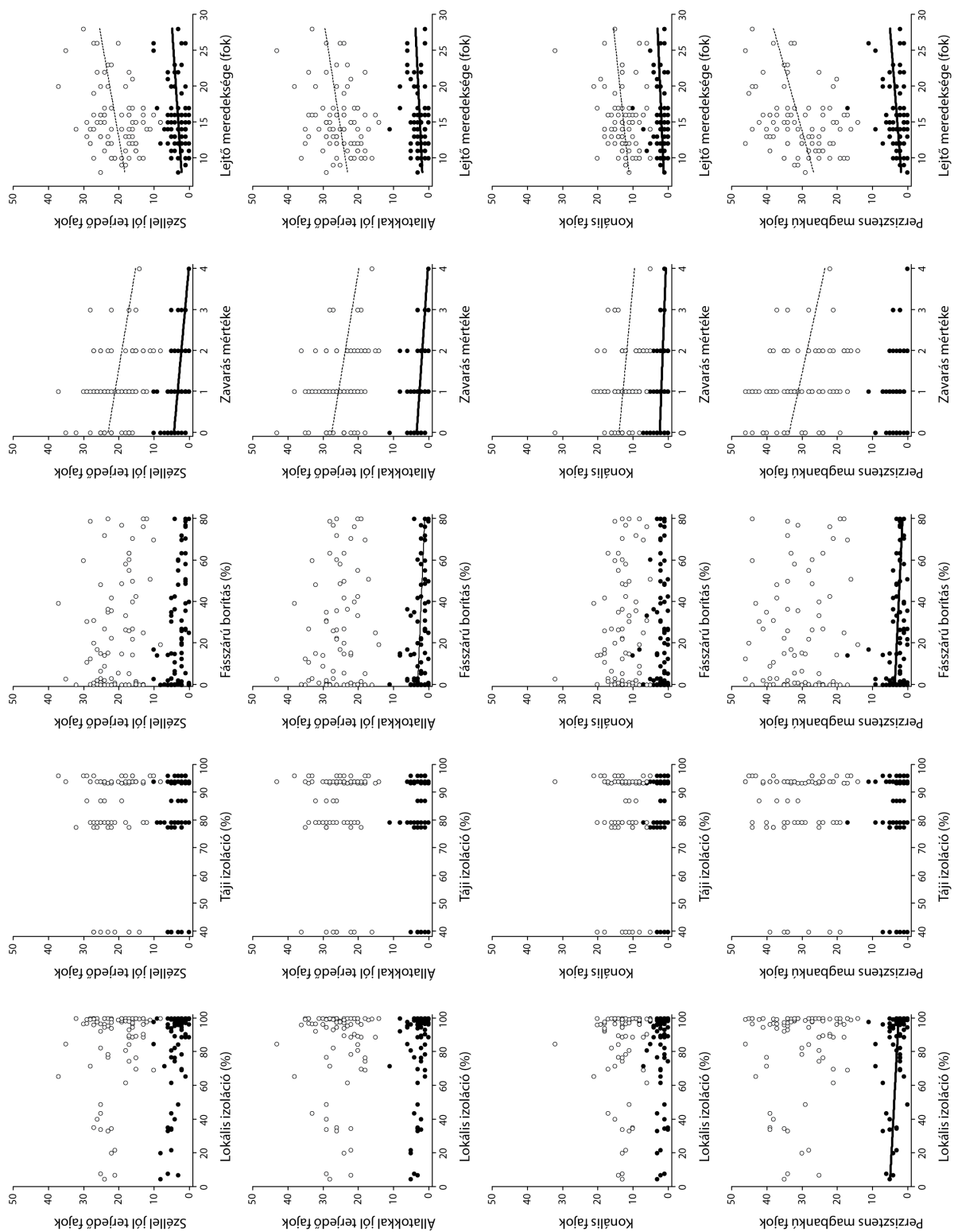
Függő változó	Független változó	Fajgazdagság					Borítás				
		Relatív fontos-ság (%)	Becsült érték	SE	z érték	p	Relatív fontos-ság (%)	Becsült érték	SE	z érték	p
Széllal jól terjedő szárazgyepi fajok	Lokális izoláció	100,0	-0,004	0,003	1,500	n.s.	100,0	-0,006	0,002	2,780	0,005
	Táji izoláció	37,5	-0,005	0,005	1,124	n.s.	100,0	-0,009	0,003	2,503	0,012
	Fásszáruak borítása	100,0	-0,009	0,003	2,457	n.s.	NA	NA	NA	NA	NA
	Zavarás	49,8	-0,259	0,096	2,666	0,008	60,4	-0,153	0,063	2,384	0,017
	Lejtő	100,0	0,040	0,015	2,572	0,010	100,0	0,021	0,012	1,717	n.s.
Állatokkal jól terjedő szárazgyepi fajok	Lokális izoláció	100,0	-0,004	0,003	1,500	n.s.	100,0	-0,006	0,002	2,717	0,007
	Táji izoláció	100,0	-0,005	0,005	1,124	n.s.	100,0	-0,008	0,003	2,559	0,011
	Fásszáruak borítása	100,0	-0,009	0,003	2,457	0,014	22,4	-0,002	0,002	0,775	n.s.
	Zavarás	49,8	-0,259	0,096	2,666	0,008	100,0	-0,138	0,060	2,267	0,023
	Lejtő	37,5	0,040	0,015	2,572	0,010	25,7	0,011	0,011	0,922	n.s.
Klonális szárazgyepi fajok	Lokális izoláció	NA	NA	NA	NA	NA	17,5	-0,002	0,003	0,624	n.s.
	Táji izoláció	NA	NA	NA	NA	NA	77,4	0,008	0,004	1,792	n.s.
	Fásszáruak borítása	27,3	-0,002	0,002	0,491	n.s.	NA	NA	NA	NA	NA
	Zavarás	100,0	-0,228	0,104	2,149	0,032	NA	NA	NA	NA	NA
	Lejtő	100,0	0,039	0,017	2,305	0,021	17,1	0,009	0,015	0,592	n.s.
Perzisztens magbankú szárazgyepi fajok	Lokális izoláció	100,0	-0,006	0,003	2,400	0,016	100,0	-0,004	0,003	1,469	n.s.
	Táji izoláció	17,9	-0,003	0,004	0,706	n.s.	42,6	0,009	0,004	2,186	0,029
	Fásszáruak borítása	100,0	-0,008	0,003	2,455	0,014	12,7	-0,002	0,003	0,643	n.s.
	Zavarás	62,4	-0,140	0,086	1,599	n.s.	14,0	-0,059	0,074	0,780	n.s.
	Lejtő	100,0	0,059	0,014	4,203	0,001	11,5	0,008	0,014	0,512	n.s.

13. táblázat. Táji- és élőhelyi változók (független változók) hatása a generalista fajok funkcionális csoportjainak fajgazdagságára és százalékos borítására (függő változók) (GLM; n=82) A táblázatban a támogatott modellek eredményeit foglaltuk össze (deltaAICc ≤ 2). A vastagon szedett értékek a szignifikáns eredményeket jelölik ($p < 0,05$). Azok a változók, melyek nem kerültek be a támogatott modellekbe NA jelöléssel lettek feltüntetve.

Függő változó	Független változó	Fajgazdagság					Borítás				
		Relatív fontosság (%)	Becsült érték	SE	z érték	p	Relatív fontosság (%)	Becsült érték	SE	z érték	p
Széllel jól terjedő generalista fajok	Lokális izoláció	51,7	-0,002	0,001	1,470	n.s.	78,8	0,002	0,001	1,892	n.s.
	Táji izoláció	58,2	-0,003	0,002	1,593	n.s.	34,8	0,002	0,002	1,097	n.s.
	Fászfárúak borítása	100,0	-0,002	0,001	1,614	n.s.	100,0	-0,002	0,001	2,224	0,026
	Zavarás	56,4	-0,079	0,031	2,480	0,013	68,4	0,047	0,028	1,653	n.s.
	Lejtő	100,0	0,018	0,005	3,227	0,001	9,9	0,004	0,005	0,749	n.s.
Állatokkal jól terjedő generalista fajok	Lokális izoláció	NA	NA	NA	NA	NA	100,0	0,002	0,001	2,335	0,020
	Táji izoláció	33,6	-0,002	0,001	1,229	n.s.	NA	NA	NA	NA	NA
	Fászfárúak borítása	19,3	-0,001	0,001	0,639	n.s.	NA	NA	NA	NA	NA
	Zavarás	100,0	-0,073	0,027	2,676	0,007	28,2	0,014	0,025	0,564	n.s.
	Lejtő	100,0	0,012	0,005	2,364	0,018	NA	NA	NA	NA	NA
Klonális generalista fajok	Lokális izoláció	NA	NA	NA	NA	NA	59,0	0,002	0,001	1,670	n.s.
	Táji izoláció	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Fászfárúak borítása	33,1	-0,001	0,001	0,882	n.s.	100,0	-0,003	0,001	2,112	0,035
	Zavarás	100,0	-0,080	0,038	2,060	0,039	19,1	0,026	0,037	0,705	n.s.
	Lejtő	100,0	0,015	0,007	2,263	0,024	36,3	-0,009	0,007	1,303	n.s.
Perzisztens magbankú generalista fajok	Lokális izoláció	21,1	0,001	0,001	0,546	n.s.	14,7	0,001	0,001	0,791	n.s.
	Táji izoláció	100,0	-0,003	0,001	1,920	n.s.	13,7	0,001	0,001	0,701	n.s.
	Fászfárúak borítása	NA	NA	NA	NA	NA	11,5	0,001	0,001	0,408	n.s.
	Zavarás	77,3	-0,079	0,025	3,181	0,001	16,5	0,025	0,027	0,923	n.s.
	Lejtő	100,0	0,018	0,005	4,006	0,001	12,6	-0,003	0,005	0,576	n.s.



11. ábra. A szárazgyepei és generalista fajok funkcionális csoportjainak százelékos borítása és a táji- és élőhelyi változók közötti kapcsolatok. Jelölések: teli körök – szárazgyepei fajok, üres körök – generalista fajok. Az adatpontokra illesztett egyenes a modellszelekció által szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyult kapcsolat irányultságát szemlélteti.



12. ábra. A szárazgyepei és generalista fajok funkcionális csoportjainak fajgazdagsága és a táji- és élőhelyi változók közötti kapcsolatok. Jelölések: teli körök – szárazgyepei fajok, üres körök – generalista fajok. Az adatlista fajok. Az adatpontokra illesztett egyenes a modellszelekció által szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyult kapcsolat irányultságát szemlélteti.

propagulumok nem járulnak hozzá a metapopuláció fenntartásához (Lindborg et al. 2014). A széllal jól terjedő szárazgyepi fajokkal ellentétben a széllal jól terjedő generalistákra nem volt hatással az izoláció növekedése. Ennek oka, hogy bár a vizsgált élőhelyszigetek funkcionális összeköttetése más szárazgyepi élőhelyekkel csökkent, ez nem feltétlenül jelentette a generalista fajok populációinak izolációját, mivel számukra nem csupán a szárazgyep nyújtott megtelepedésre alkalmas élőhelyet (Janišová et al. 2014). A generalista fajok számára széles élőhelypreferenciájuknak köszönhetően a táj átjárhatósága nagy, abban az esetben is, ha a szárazgyepi élőhelyek kiterjedése nagymértékben lecsökken.

A szélterjesztéssel ellentétben az állatok általi terjedés egy irányítottabb terjedési mód. Az irányított terjedés számos esetben hatékonyan ellensúlyozhatja az élőhelyvesztés és az élőhelyek csökkent funkcionális összeköttetésének következményeit (Poschlod et al. 1998). Igaz ez különösen abban az esetben, ha az adott faj magvait terjesztő állat ugyanazokra az élőhelyekre specializálódott, mint a terjesztett növényfaj (Auffret 2011). Közép-Európában a szárazgyepi fajok hosszú távú terjedésében elsősorban a nagytestű legelő házasított állatok (szarvasmarha, ló vagy birka) játszottak meghatározó szerepet az elmúlt évszázadok során (Poschlod et al. 1998). A legelő állatok elsősorban a gyepi növényfajok számára megfelelő élőhelyet biztosító gyepekben mozognak és táplálkoznak, így a szárazgyepi fajok magjait kültakarójukon vagy emésztőrendszerükben olyan területekre juttatják el, melyek alkalmasak azok csírázásához és a csíranövények fennmaradásához (Auffret et al. 2015). Az elmúlt évszázadok során a tájhasználati változások jelentős hatással voltak az állatok általi magterjesztési folyamatokra is (Poschlod et al. 1998). A gyepek területének csökkenésével párhuzamosan a korábban nagy számban jelen lévő, nagy területeket bejáró, extenzíven legelő állatállomány jelentősen csökkent (Tälle et al. 2016, Varga et al. 2016, Deák et al. 2018a). A fennmaradó szárazgyepi élőhelyek jelentős része, a megfelelő élőhelyi összeköttetések hiányában, vagy éppen a birtokviszonyok sajátosságai miatt, már nem közelíthető meg a legelő állatok számára (Auffret 2011, Auffret et al. 2015).

Számos régióban a legelő jószágállomány magterjesztő szerepe csökkent, napjainkban a magterjesztést elsősorban a vadállatok, illetve egyes generalista fajok esetében a madarak végzik (Poschlod et al. 1998, Auffret 2011, Varga et al. 2016). Ez jelentős változásokat okozott a magterjesztés irányultságának mértékében. Míg a legelő házasított állatok elsősorban a gyepeken belül illetve gyepi állományok között mozognak, addig a vadállatok (őz, vad-disznó) számos egyéb olyan élőhelyet is használnak, melyek nem alkalmasak a gyepi fajok hosszú távú fennmaradására. Ilyen élőhelyek például a szántóföldek és erdőtelepítések (Auffret és Plue 2014). Ennek köszönhetően a vadállatok általi terjedés a szárazgyepi fajok szempontjából már nem tekinthető irányítottnak. Az állati terjesztő vektorok állományának csökkenése, valamint az izolált élőhelyfoltok megközelíthetőségének nehézségei miatt a vizsgált kurgánok esetében az állatokkal jól terjedő szárazgyepi fajok borítása szignifikánsan csökkent. Ugyanakkor azt tapasztaltuk, hogy az izoláció mértékének növekedésével az állatokkal jól terjedő generalista fajok borítása nőtt. Ennek oka, hogy a szárazgyepi fajokhoz képest sokkal tágabb élőhelyi preferenciákkal rendelkező generalista fajok számára a vadállatok általi terjedés egy megfelelő stratégiának bizonyult. A számos élőhelyen előforduló generalista fajok propagulumainak terjedését biztosította a nagy és változatos területeket bejáró vadállomány (Lindgren és Cousins 2017).

A szárazgyepi fajok esetében az izoláció következtében csökkent metapopulációs kapcsolatok az egyes populációk életképességének csökkenésével is jártak. A csökkent életképességet eredményezheti a trade-off, ami a terjedési és a perzisztencia sajátosságokra fordított forrás mennyisége között áll fenn. A hatékonyan terjedő fajok általában kevesebb forrást

tudnak a perzisztenciát elősegítő sajátosságok kialakítására fordítani (Tilman 1994). Ez különösen hátrányos lehet az erősen izolált élőhelyszigeteken élő populációk esetében, mivel ilyen helyzetekben a perzisztencia sajátosságoknak kiemelt szerepük van a populációk fennmaradásban (Marini et al. 2012). A jól terjedő fajok magvai általában távol kerülnek az anyanövénytől (Lindborg et al. 2014). Kis kiterjedésű élőhelyszigeteken ez gyakran azt eredményezi, hogy a propagulumok többsége el is hagyja az élőhelyfoltot, így nem járul hozzá az adott populáció fenntartásához. A lokális magutánpótlás hiánya, valamint a kis számú propagulumot tartalmazó beérkező mageső együttesen a populáció stabilitásának csökkenésével, vagy hosszú távon akár a kihalásával is járhat (Riba et al. 2009). A populációk közötti funkcionális kapcsolatok csökkenése nem csupán a korlátozott betelepülést, hanem a génáramlás csökkenését is okozza, amelynek egyenes következménye a genetikai változatosság csökkenése és a beltenyészet kialakulása (Young et al. 1996, Heinken és Weber 2013). A genetikai változatosság csökkenése és a káros allélok dominanciája jelentős hatással lehet a fajok perzisztenciájára, mivel csökkenti a populációk életképességét és a változó környezethez való alkalmazkodás képességét (Kuussaari et al. 2009, Jacquemyn et al. 2010). Eredményeink alapján az izoláció hatására a gyepi élőhelyszigetekről hosszú távon akár el is tűnhetnek a jól terjedő szárazgyepi fajok illetve genotípusok (Riba et al. 2009, Lindborg et al. 2012).

Táji változók és perzisztencia sajátosságok

Hipotézisünk szerint a perzisztenciával kapcsolatos növényi sajátosságok elősegítik a populációk fennmaradását az ember által átalakított tájakban. Eredményeink alapján míg a klonális terjedés jó stratégiának bizonyult izolált élőhelyszigeteken előforduló szárazgyepi fajok populációi esetében, addig a perzisztens magbank képzésének képessége nem feltétlenül segítette elő populációik fennmaradását.

Korábbi tanulmányok szerint a klonalitás, amennyiben nem párosul más perzisztencia sajátosságokkal (mint például a tartós magbank képzésének képessége) önmagában nem elegendő a populációk hosszú távú fennmaradásához (Honnay és Bossuyt 2005). Eredményeink azonban azt mutatják, hogy a vizsgált izolált élőhelyszigeteken számos klonálisan terjedő és szaporodó, ámde tartós magbankot nem képző faj is fenn tudott maradni. Eredményeinkhez hasonlóan más, európai gyepekben végzett kutatások is azt találták, hogy a klonalitásnak nagy szerepe van a kis élőhelyszigeteken élő szárazgyepi fajok populációinak fennmaradásában (Lindborg et al. 2014, Auffret et al. 2015). Ennek oka, hogy a klonális szaporodásra való képesség izolált élőhelyeken, megváltozott élőhelyi feltételek mellett is képes biztosítani az egyedek, és így a populáció hosszútávú fennmaradását abban az esetben is, ha a szexuális szaporodás, csírázás, vagy a csíranövények fennmaradása valamilyen okból nem lehetséges (Honnay és Bossuyt 2005).

A perzisztens magbankkal rendelkező szárazgyepi fajok fajszáma csökkent a lokális izoláció hatására. Ennek oka, hogy a klonalitással ellentétben, amely a földfelszín feletti vegetációban segíti az egyedeket a fennmaradásban, a perzisztens magbank megléte csak egy lehetőség a jövőbeli megtelepedésre a földfelszíni vegetációban (Thompson et al. 1997, Csontos et al. 2016). A lehetőség kiaknázása nagymértékben függ az élőhely sajátosságaitól és a csírázásra alkalmas mikroélőhelyek jelenlététől (Marini et al. 2012). Annak ellenére, hogy a tartós magbankban található propagulumok csíráképességüket évekig, vagy évtizedekig is képesek megőrizni, lokális vagy kívülről jövő mageső hiányában idővel a tartós magbankú fajok is eltűnhetnek a talaj magbankjából (Kiss et al. 2018). Azt találtuk, hogy az izolált élőhelyeken

a perzisztens magbankú fajok borítása magasabb volt, mint a természetközeli tájakban. Ez azzal magyarázható, hogy táji szinten a fennmaradt szárazgyepi foltok hálózatában dinamikusan megjelennek és eltűnnek a megtelepedésre alkalmas nyílt mikroélőhelyek, így metapopulációs szinten lehetővé válik a perzisztens magbankképzéssel járó előnyök kiaknázása. A perzisztencia sajátosságok nem játszottak szerepet a generalista fajok populációinak fenntartásában. Ennek oka, hogy a környező tájban számos olyan nem gyepi élőhely található, amely alkalmas a generalista fajok megtelepedésére. A nagy kiterjedésű alkalmas élőhelyek jelenléte, a nagy propagulum utánpótlás és a nagyfokú táji átjárhatóság miatt a generalista fajok populációinak fennmaradásához nem feltétlenül szükségesek a perzisztencia sajátosságok (Lindgren és Cousins 2017).

Élőhelyi változók

Eredményeink szerint izolált élőhelyszigeteken a szárazgyepi fajok populációira jelentős hatást fejtettek ki a vizsgált élőhelyi változók. Az élőhelyi változók a fajok fennmaradási és megtelepedési mintázatait befolyásolták, így elsősorban a fajgazdagságukra, és nem a borításukra hatottak. Tehát, ha a kedvező táji környezet miatt az adott faj propaguluma el is éri az élőhely foltot, a csírázás és a csíranövény fennmaradásának sikerét az élőhely sajátosságai határozzák meg (Janečková et al. 2017). A szárazgyepi fajokhoz képest a generalista fajok populációit kevésbé befolyásolták az élőhelyi változók, mivel ezen fajoknak tágabb a tolerancia-spektrumuk (Lindgren és Cousins 2017).

Fásszárúak előretörése

Míg a fásszárúakkal borított élőhelyeken viaszszorultak az állatokkal jól terjedő szárazgyepi fajok, a fásszárúak előretörése nem befolyásolta a szélterjedésű fajok fajgazdagságát. Ennek oka, hogy az állati terjesztő vektorok egy része elkerüli a sűrű, cserjésedő részeket, így ezeken a területeken a magok betelepülésének valószínűsége is csökken. A széllal jól terjedő fajok esetében a sűrű fásszárú állományok szegélyei magcsapdaként működnek, ugyanakkor a sűrű, fásszárú vegetáció belső részeire a szélterjesztésű fajok magvai nem jutnak be (Cadenasso és Pickett 2001). A fásszárú vegetáció szegélyében feldúsulnak a szélterjesztésű fajok, a belső részekben viszont hiányoznak. Ez a két hatás kiegyenlíti egymást a kurgán területén, ennek megfelelően a kurgán teljes területét tekintve a fásszárú vegetáció borításának nem volt jelentős hatása a széllal jól terjedő fajok fajgazdagságára.

A fásszárúak borításának növekedése a szárazgyepi élőhelyek tulajdonságainak átalakulásával jár (Pärtel és Helm 2007, Deák et al. 2016b). A fásszárúak előretörése a megnövekedett árnyékolás, valamint a mérsékelt és kiegyensúlyozott mikroklíma kialakítása által jelentősen megváltoztatja a gyepi élőhelyek tulajdonságait (Gazol et al. 2012). Az akáccal fertőzött kurgánokon (a vizsgált kurgánok 47%-án volt jelen az akác 24,8%-os átlagos borításértékkel) az akác nitrogén-fixációja révén megváltoztatja a talaj tápanyagszolgáltató képességét (Cierjacks et al. 2013). A megváltozott élőhelyi körülmények miatt átalakult vegetációstruktúra és a biomassza felhalmozódási mintázatokban bekövetkezett változások miatt a gyepi fajok megtelepedésre alkalmas nyílt mikroélőhelyek elérhetősége csökkent. A különböző perzisztencia jellegekkel rendelkező szárazgyepi fajok eltérő módon reagáltak az élőhely megváltozására. A klonális szárazgyepi fajok fajgazdagságára és borítására nem volt szignifikáns hatással a fásszárúak borításának növekedése. Ennek oka, hogy a klonális fajok nagymértékben képesek tolerálni a környezetben bekövetkezett kedvezőtlen változásokat (Janečková et al.

2017). A vizsgált kurgánokon számos klonálisan terjedő fűfaj jelenlétét figyeltük meg, melyek akár nagy fásszárú borítás mellett is fennmaradtak. A legjellemzőbb példa a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*) volt, amely számos akáccal fertőzött kurgánon volt jelen a lombkorona alatt. Az árnyékolás miatt a szárazgyepi fajok virágzási sikere csökken, ami hosszú távon csökkenti a populáció életképességét (Gazol et al. 2012). Ez azonban nem befolyásolta a klonális szárazgyepi fajokat, mivel fennmaradásához nem szükséges virágozniuk, aszexuális úton is képesek szaporodni. A klonális fajok hosszú életűek, így a rendszeres ivaros szaporodás kevésbé szükséges a fennmaradásukhoz, ellentétben a rövid életű fajokkal (Auffret et al. 2015). A mikroélőhelyek hiánya elsősorban a magok csírázását gátolja, a klonális fajokra így kevésbé hat (Heinken és Weber 2013). E tulajdonságok miatt a klonális szárazgyepi fajok képesek akár hosszú távon is fennmaradni olyan élőhelyeken, ahol a fásszárúak borítása tartósan megnövekedett (Honnay és Bossuyt 2005). A klonális szárazgyepi fajokkal ellentétben a fásszárúak nagy borítása a perzisztens magbankkal rendelkező szárazgyepi fajok számára hátrányos volt, fajgazdagságuk csökkent a fásodó kurgánokon. Ennek oka, hogy bár a perzisztens magbankkal rendelkező fajok képesek a zavarást követően a magbankból való újraterlepülésre, ez a stratégia nem hatékony olyan környezetben, ahol a csírázásra, megtelepedésre alkalmas mikroélőhelyek mennyisége korlátozott (Kiss et al. 2018).

Zavarás mértéke

Az egyedek közvetlen sérülését vagy pusztulását, valamint a gyepterületek csökkenését eredményező zavaró tényezők jelenléte mind a szárazgyepi, mind a generalista fajok fajgazdagságának csökkenését eredményezte. Az egyedek pusztulása a populáció genetikai variabilitásának csökkenésével jár, ami egyben a populáció életképességének csökkenését is okozhatja. A genetikai variabilitás zavarás hatására bekövetkezett csökkenése súlyosabb hatással jár az izolált élőhelyeken, mivel a kedvezőtlen változásokat nem tudja ellensúlyozni a beérkező gyér, vagy hiányzó mageső (Jacquemyn et al. 2010). A perzisztens magbank képzése előnyös stratégiának bizonyult a zavart élőhelyszigeteken élő szárazgyepi fajok esetében, mivel a többi csoporttal ellentétben a zavarás nem volt számottevő hatással sem fajgazdagságukra sem borításukra. Ennek oka, hogy a zavarás elsősorban a talajfelszín feletti vegetációt érintette, a talaj magbankját nem. Tehát a zavarást követően a perzisztens magbankkal rendelkező fajok egyedei ugyan elpusztultak, a tartós magbankból állományuk fel tudott újulni (Thompson et al. 1997). A szárazgyepi, perzisztens magbankot képző fajokkal ellentétben a szárazgyepi klonális fajok fajgazdagsága csökkent a zavarás hatására. Annak ellenére, hogy a klonális szaporodás segíti a fajok fennmaradását zavart élőhelyeken, jelen esetben számos klonális faj nem volt képes alkalmazkodni a nagymértékű zavaráshoz (mint például a beszántás, intenzív taposás és építési munkálatok), amely gyakran a teljes populáció egyidőben bekövetkező pusztulásával járt. Ennek oka, hogy bár a klonális fajok populációi jól regenerálódnak közepes mértékű zavarást követően, az egyedek nagymérvű pusztulását követően a visszatelepedés esélye alacsony, amihez jelen esetben hozzájárult az is, hogy a legtöbb vizsgált klonális faj nem képez perzisztens magbankot (Lindborg et al. 2012).

A lejtő meredeksége

A meredek lejtők jelentősen növelték a szárazgyepi és generalista fajok fajgazdagságát, függetlenül azok terjedési és perzisztencia sajátosságaitól. Ennek oka, hogy a meredek lejtők növelik a kurgánokra alapjában is jellemző nagyfokú élőhelyi sokféleségét (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyeenko 2014, Deák et al. 2016b, 2018a). A fajgazdagság növekedése a klasszi-

kus niche elmélettel magyarázható, mely szerint adott területen a fajgazdagság és az élőhelyi változatosság között pozitív kapcsolat áll fenn (Lundholm 2009). Vagyis az eltérő élőhelyi tulajdonságokkal rendelkező mikroélőhelyek együttes előfordulása a biodiverzitás növekedésével jár (Tamme et al. 2010). A mikroélőhelyek változatossága által lehetségessé vált niche szeparáció számos, elérő élőhelyi igényű faj együttélését teszi lehetővé akár kis térbeli léptéken is (Gazol et al. 2012, Deák et al. 2015a, Lindgren és Cousins 2017).

3.3.5. Konklúziók

Kutatásunk során bizonyítottuk, hogy a szárazgyepi növényfajok fajgazdagságát és borítását a táji- és élőhelyi változók együttesen befolyásolják, és hogy a táji változók hatása léptékfüggő. A táji- és élőhelyi változók a terjedési és perzisztencia sajátosságokon keresztül fejtették ki hatásukat a populációk kolonizációs és kihalási folyamataira. Míg a táji változók elsősorban a szárazgyepi fajok életképességére fejtettek ki hatást (ami által befolyásolták azok borítását), addig az élőhelyi változók azon szárazgyepi fajok körét határozták meg, amelyek képesek voltak fennmaradni az adott élőhelyen (így főként a fajgazdagságra hatottak). Az együttesen előforduló változók erősíthetik, vagy akár kiolthatják egymás hatásait. Ennek megfelelően a kedvezőtlen táji környezet miatt csökkent mértékű metapopulációs kapcsolatok következményeit ellensúlyozhatja a kedvező élőhelyi környezet (mint például a meredek lejtők által okozott élőhelyi diverzitás). A nagyfokú zavarás jelenléte, vagy a fásszárúak előretörése azonban súlyosbíthatja a kedvezőtlen táji környezet specialista fajok populációira kifejtett negatív hatását.

Kis kiterjedésű, izolált szárazgyepi élőhelyszigeteken a szárazgyepi fajok populációit nagymértékben veszélyezteti a metapopulációs kapcsolatok gyengülése és a negatív környezeti változások, zavarás jelenléte. Ezek a folyamatok csökkentik a fajok betelepülési esélyeit és növelik kihalási rátajukat. Az izolált élőhelyeken élő szárazgyepi fajok populációi különösen veszélyeztetettek, mivel terjedési képességeik általában korlátozottak, zavarással szembeni toleranciájuk alacsony és speciális élőhelyigényekkel rendelkeznek. Annak érdekében, hogy az ember által átalakított tájban található kis élőhelyszigeteken fenn lehessen tartani a szárazgyepi fajok populációit aktív természetvédelmi beavatkozások szükségesek (lásd 3.1 fejezet). Ezek a beavatkozások magukban foglalják a táji átjárhatóság növelését, mely megvalósításához a legkézenfekvőbb módszer új szárazgyepi élőhelyek létesítése. A létrehozott gyepek élőhelyek növelik a szárazgyepi fajok számára alkalmas élőhelyek mennyiségét lokális és akár táji szinten is. Zöld folyosóként vagy „stepping stone”-okként segíthetik az alapvetően rosszul terjedő szárazgyepi fajok terjedési folyamatait, a populációk közötti kapcsolatok helyreállítását. A szélterjesztésű fajok esetében az élőhelyek területének növekedése növeli annak az esélyét, hogy a nem irányított terjedésű propagulumok megtelepedésre alkalmas élőhelyen érjenek földet. Állati terjesztésű magok esetében a gyepek közötti funkcionális kapcsolatok helyreállítása lehetővé teszi a legelő állatok szélesebb körű mozgását, ezáltal az állati magterjesztés lehetőségét is növeli. Kiemelten fontos a fennmaradt élőhelyszigetek kezelésének biztosítása, melynek legfontosabb elemei a fásszárú vegetáció visszaszorítása, illetve az emberi zavarás mértékének csökkentése.

4. Tájhasználat hatása az élőhelyek térbeli mintázataira és fajszerveződésére

4.1 Tájhasználat hatása vizes élőhelyek strukturális és élőhelyi sokféleségére

4.1.1. Bevezetés

A jelentős faji és élőhelyi sokféleséggel jellemezhető vizes élőhelyeknek kiemelt természetvédelmi jelentőségük van. Azonban az elmúlt évszázadok tájátalakítási, lecsapolási munkálatai következtében a világ legveszélyeztetettebb élőhelyei közé kerültek (Valkama et al. 2008, Deák et al. 2014c). A vizes élőhelyek több mint fele megsemmisült, a fennmaradt állományok pedig sok esetben degradálódtak (Mitsch 2005). Tájképi értékeik mellett számos élőhely-specialista növény és állatfaj számára nyújtanak élő, táplálkozó- és fészkelő helyet (Mitsch 2005, Nolte et al. 2014). A vizes élőhelyeken az élőhelyi sokféleség megőrzése alapvető fontosságú a fajgazdagság, illetve az ökoszisztéma funkciók fenntartása érdekében (Rahbek és Graves 2001, Stenger-Kovács et al. 2014). Az élőhely változatosságának kifejezésére számos mérőszám áll rendelkezésre, ezek közül az adott területen belül található élőhelyek száma, mérete, diverzitása valamint a speciális termőhelyi kondíciókat nyújtó, két élőhely átmeneti zónáját alkotó szegélyek hossza is jól alkalmazható az élőhelyi sokféleség mérésére. A fitomassza térbeli eloszlásának vizsgálata pedig jól reprezentálja az élőhely strukturális változatosságát (McCoy és Bell 1991, Kallimanis et al. 2008).

A nádasok az európai vizes élőhelyek egyik leggyakoribb típusa, melyek gyakran komplex mozaikot alkotnak más mocsári élőhelyekkel (Deák et al. 2014c). Természetvédelmi szempontból kiemelten fontos szerepük van a sós talajú termőhelyeken kialakult nádasoknak, melyek megtalálhatók a tengerparti brakkvizes élőhelyeken, valamint a kontinentális szikes területeken is (Deák et al. 2014c, 2015b, Wanner et al. 2014). Ezek a nádasok különleges vízjárásuknak és a rájuk jellemző sóstressznek köszönhetően változatos szerkezetűek és számos specialista halofiton növényfaj számára nyújtanak élőhelyet (Deák et al. 2014d). A nádasok szerkezetének és fajkészletének megőrzése érdekében alkalmazott legelterjedtebb természetvédelmi kezelések a térben mozaikosan kivitelezett extenzív aratás, legeltetés és égetés (Valkama et al. 2008, Deák et al. 2014d). Fenti kezelések elsődleges célja a szukcesszió lassítása, a domináns kompetitor fajok visszaszorítása és az élőhelyi strukturális változatosság fenntartása (Valkama et al. 2008). Egyes tanulmányok szerint néhány különleges esetben a vizes élőhelyek akár kezelés nélkül is fenn tudják tartani biodiverzitásukat (Wanner et al. 2014, Deák et al. 2015b). A nádasokat a természetvédelmi érdekeket háttérbe szorítva sok esetben intenzív módon aratják, mivel az aratott nád értékes tetőfedő anyagnak számít. A jó természetességű vizes élőhelyek területének csökkenése és a fennmaradó állományok intenzív hasznosítása miatt a nádasok kezelésével, hasznosításával kapcsolatban gyakran alakul ki konfliktus a természetvédelem és a nádipar érdekei között (Trnka et al. 2013).

Európa-szerte a nádasokban napjainkban az intenzív téli aratás az egyik legelterjedtebb tájhasználati mód (Deák et al. 2014c). Az évenkénti téli aratás következtében a nádas struktúrája megváltozik, sűrű és vastag növekedésű nádszálak alkotják az állományt (Ostendorp 1999). Az aratott nádasokban csökken a holt fitomassza mennyisége (Poulin és Lefebvre 2002), valamint a gyakori aratás elősegíti a nád vegetatív növekedését és terjedését a szomszédos élőhelyekre is (Engloner 1999). Az aratott nádasokban az élőhely szerkezeti változatosságának (fiatal és idős állományok együttes előfordulása, holt fitomassza egyenlőtlen eloszlása) csökkenése a faji- és élőhelyi sokféleség csökkenését is

eredményezi (Ostendorp 1999, Trnka et al. 2013). A növények fajgazdagságának csökkenése annak is köszönhető, hogy a vegetatív módon terjedő nád erős kompetítorként képes visszaszorítani a vizes élőhelyek többi növényfaját (Hejcman et al. 2009). Az aratott állományokban erőteljes vegetatív növekedésnek indult nád igen sikeres a fényért és a tápanyagokért történő versengésben (Ungar 1998, Wang et al. 2012). A téli aratás által okozott strukturális változások hatással vannak a nádasokban költő énekes madarak populációira is, mivel az aratott nádasokban az avas nád fitomasszájának csökkenése miatt jelentősen csökken az elérhető táplálék mennyisége, a fészkelésre alkalmas élőhelyek elérhetősége, ugyanakkor nő a fészekpredáció esélye (Engloner 1999, Poulin és Lefebvre 2002).

A vizsgálatban az intenzív téli nádaratásnak a szikes élőhelyeken kialakult vizes élőhelyek élőhelyi sokféleségére valamint strukturális változatosságára kifejtett hatását vizsgáltuk. Az alábbi hipotéziseket vizsgáltuk: (1) A hosszú távon végzett intenzív téli nádaratás csökkenti a vizes élőhelyek élőhelyi és faji sokféleségét. (2) A fitomassza (élő, holt és álló holt fitomassza) eloszlása homogénebb az aratott, mint a nem aratott állományokban.

4.1.2. Anyag és módszer

Mintavételi terület

Mintavételi területeink a Hortobágyi Nemzeti Parkban helyezkedtek el. A nemzeti parkban a szikes és löszgyepekkel mozaikolva nagy kiterjedésű jó természetességű vizes élőhelyek találhatók, melyeket elsősorban szikes és nem szikes termőhelyen kialakult mocsári vegetáció alkot (Deák et al. 2014b,c, Burai et al. 2016). A kutatás során négy vizes élőhelyet vizsgáltunk, ahol az élőhelyek jelentős részét szikes és nem szikes élőhelyekre jellemző mocsári vegetáció alkotta. A vizes élőhelyeken az átlagos vízborítás 5-30 centiméter volt a tavaszi-koranyári időszakban, nyár végére az élőhelyek rendszerint kiszáradtak. Két helyszínt (Csattag-mocsár és Bögő-lapos) a hatvanas évek óta évente rendszeresen téli időszakban gépi erővel arattak. Két helyszínen (Csépai-fertő és Kecskéri-mocsár) a vizes élőhelyeket nem aratták.

Vizsgált élőhelyek vegetációja

A térség vizes élőhelyei jellemzően nagy élőhelyi és strukturális változatossággal rendelkeznek, amelyet a térben mozaikos eloszlású hidrológiai viszonyok, valamint a talajoldat és a felszíni vizek kis léptékben is nagy különbségeket mutató sótartalma alakít ki (Deák et al. 2014c). A vizsgált területeken szikes és nem szikes termőhelyen kialakult mocsarak, magassásos állományok, valamint kis kiterjedésű iszapos felszíneken kialakult növényzet és vízinövényzet volt jelen. A szikes mocsarak jellemző vegetációtípusai a sziki nádasok, zsiókások és kötőkákás állományok voltak, a nem szikes mocsarak közül a széles- és keskenylevelű gyékényesek valamint a vízi harmatkásás mocsarak voltak jelen a vizsgált vizes élőhelyeken. A nádas és gyékényes állományokat az állományokra jellemző holt fitomassza (avar és álló holt fitomassza) mennyisége alapján idős és fiatal állományokba soroltuk. A magassásosok domináns fajai a *Carex vesicaria* és *C. riparia* voltak, a vizsgálatban a magassásos állományokat domináns fajtól függetlenül egy élőhelyként kezeltük. Az iszapos felszíneken generalista füvek és kétszikűek voltak jellemzők, mint például az *Agrostis stolonifera*, *Echinochloa crus-galli*, *Lycopus exaltatus* és *Rumex palustris*. A vízi növényzetet elsősorban az *Utricularia vulgaris* kis kiterjedésű foltjai képviselték. Amennyiben nem

volt lehetséges az adott folt egyértelmű besorolása valamelyik vegetációs típusba a fajkészlet keveredése miatt, a foltot a kevert vegetációjú csoportba soroltuk. A kevert fajkészletű foltokban két típus volt a jellemző (nádasra és magassásosra valamint nádasra és gyékényesekre jellemző fajok együttes előfordulása).

Terepi mintavétel

Minden vizes élőhelyen egy-egy 100×100 méteres mintavételi területet jelöltünk ki. A terepi felméréseket megelőzően a mintavételi négyzetekről nagy felbontású georeferált légifotókat készítettünk. A terepi felméréseket 2012 júliusában végeztük. A felmérés során a légifotók felhasználásával $1 : 200$ léptékű élőhelytérképeket készítettünk a 100×100 méteres mintavételi területeken. Minden vegetációtípusból mintavételi területenként három darab 50×50 centiméteres négyzetben fitomassza mintát vettünk. A fitomassza mintákat tömegállandóságig szárítottuk, majd szétválogattuk élő, avar és álló holt frakciókra. A minták tömegét $0,01$ g pontossággal mértük le.

Adatfeldolgozás

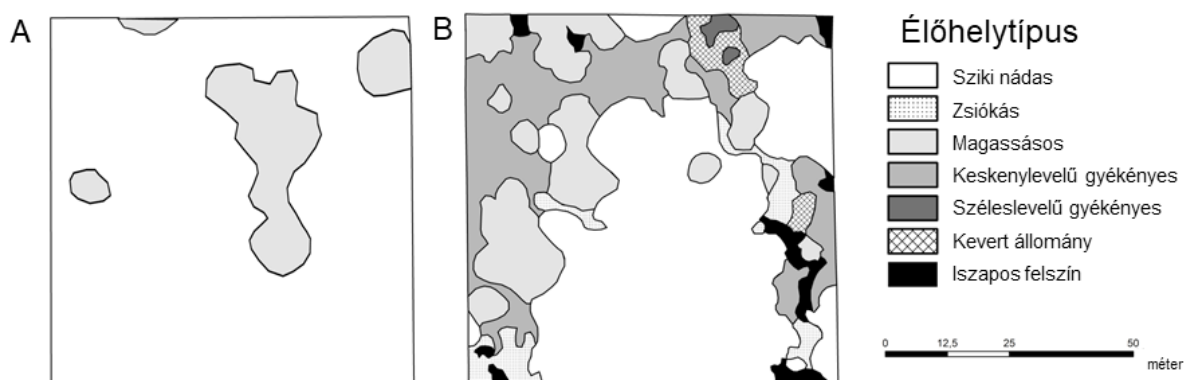
A légifotók georeferálását és a terepen elkészített élőhelytérképek digitalizálását a Quantum GIS 2.0 programmal végeztük (QGIS Development Team 2014). Minden 100×100 méteres mintavételi területen a QGIS program segítségével tíz-tíz darab random módon elhelyezkedő 10×10 méteres négyzetet jelöltünk ki. A 10×10 méteres négyzeteken belül lemértük az egyes vegetációtípusok számát, az egyes vegetációtípusokba tartozó foltok területét és a szegélyek hosszát. A 10×10 méteres négyzeteken belül kiszámoltuk a vegetációtípusok Shannon diverzitását. Mintavételi területenként az adott mintavételi területről származó minták adatait felhasználva kiszámoltuk az egyes vegetációtípusokra jellemző átlagos összfitomassza értékeket. Az átlagos összfitomassza értékek felhasználásával minden 10×10 méteres négyzetben megbecsültük az élő fitomassza, az avar, a lábon álló holt fitomassza valamint az összfitomassza értékét. Minden 10×10 méteres négyzetben kiszámoltuk a fitomassza frakciók variációs koefficiensét (CV; minta standard szórása osztva az átlaggal).

A használat típusának a vizsgált vizes élőhelyek élőhelyi sokféleségére és strukturális változatosságára kifejtett hatását általános lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk (GLMM; Zuur et al. 2009). A „használat módja” (nem aratott, aratott) független változóként szerepelt az elemzésekben. A 10×10 méteres négyzeteken belüli foltok és vegetációtípusok száma, az élőhelytípusok Shannon diverzitása, a szegélyek hossza, valamint az élő fitomasszára, az avarra, a lábon álló holt fitomasszára, az összes holt fitomasszára és az összfitomasszára számolt variációs koefficiens értékét függő változóként kezeltük. A „mintavételi hely” random faktorként szerepelt a modellben. A függő változók esetében normál eloszlás mellett log linket használtunk. A GLMM-ek és a páronkénti összehasonlítások számolásához az SPSS 20.0 programot használtuk. Az élőhelyi sokféleség (élőhelytípusok Shannon diverzitása) és a strukturális változatosság (fitomassza frakciókra számolt variációs koefficiens) közötti összefüggéseket Pearson-féle korrelációval vizsgáltuk (Zar 1999).

4.1.3. Eredmények

Élőhelyi sokféleség

A foltok száma nagyobb, míg a foltok átlagos mérete kisebb volt a nem aratott 100 × 100 méteres mintavételi területeken, mint az aratottakban (14. táblázat, 13. ábra). A szegélyek teljes hossza nagyobb, a foltonkénti szegélyek átlagos hossza kisebb volt a nem aratott területen, mint az aratottban. A vegetációs típusok száma nagyobb volt a nem aratott mintavételi területeken. A kevert fajkészletű élőhelyfoltok csak az aratott mintavételi területeken voltak jelen. Ezen foltok minden esetben a nádas foltok mellett helyezkedtek el. A nem aratott mintavételi területeken a 10 × 10 méteres négyzetekben szignifikánsan kisebb volt a vegetációtípusok száma és diverzitása, mint az aratott területeken (15. táblázat). A szegélyek hossza szignifikánsan kisebb volt az aratott területeken.



13. ábra. Rendszeresen aratott (A) és kezeletlen (B) szikes termőhelyen kialakult vizes élőhely térképe. A kivágat mérete 100 × 100 méter.

Strukturális változatosság

A 10 × 10 méteres négyzetek adatai alapján a használat módja nem volt hatással az élő fitomassza mennyiségére (15. táblázat). Az avar, az álló holt és az összfitomassza mennyisége szignifikánsan nagyobb volt a nem aratott mintavételi területeken, mint az aratottakban. A fitomassza frakciók variációs koefficiense a nem aratott mintavételi területeken volt nagyobb. A fitomassza frakciók variációs koefficiense és az élőhelytípusok Shannon diverzitása között pozitív korrelációt tapasztaltunk (16. táblázat).

14. táblázat. A mintavételi területek jellemzése (100 × 100 m).

Függő változók	Nem aratott		Aratott	
	Kecskeri	Csépa	Bőgő	Csattag
Foltok száma	44	32	14	5
Átlagos foltméret (m ²)	224,9	317,9	705,5	2008,2
Szegély teljes hossza (m)	2406,1	2697,8	1478,5	583,7
Foltonkénti átlagos szegély hossza (m)	54,7	84,3	105,6	116,7
Vegetációtípusok száma	10	10	6	2
Fajszám	46	22	19	7

15. táblázat. Használati mód hatása a vizsgált vizes élőhelyek élőhelyi sokféleségére és strukturális változatosságára (10 × 10 m négyzetek; GLMM; n = 40). Jelölések: CV – variációs koefficiens; *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; n.s. – nem szignifikáns.

Függő változó	Nem aratott	Aratott	Használati mód hatása	
	(átlag ± SE)	(átlag ± SE)	F	p
Vegetációtípusok száma	3,00 ± 0,27	1,55 ± 0,14	17,90	***
Vegetációtípusok Shannon diverzitása	0,59 ± 0,09	0,22 ± 0,06	9,67	**
Szegély hossza (m)	15,73 ± 2,34	5,48 ± 1,48	11,09	**
Élő fitomassza (kg)	137,73 ± 11,94	108,75 ± 4,77	3,82	n.s.
Avar (kg)	61,45 ± 8,57	33,97 ± 2,19	6,98	*
Álló holt fitomassza (kg)	80,83 ± 10,27	55,18 ± 3,68	4,19	*
Összes holt fitomassza (kg)	142,28 ± 16,23	89,15 ± 3,89	7,35	*
Összfitomassza (kg)	280,01 ± 27,74	197,9 ± 7,05	5,98	*
Élő fitomassza CV	1,16 ± 0,13	0,55 ± 0,14	10,43	**
Avar CV	1,25 ± 0,13	0,53 ± 0,14	15,18	***
Álló holt fitomassza CV	1,19 ± 0,15	0,46 ± 0,14	12,14	***
Összes holt fitomassza CV	1,22 ± 0,13	0,49 ± 0,13	14,23	***
Összfitomassza CV	1,19 ± 0,13	0,53 ± 0,14	12,23	***

16. táblázat. Az élőhelyi sokféleség (élőhelytípusok Shannon diverzitása) és a strukturális változatosság (fitomassza frakciókra számolt variációs koefficiens) közötti összefüggések (10 × 10 m négyzetek; Pearson-féle korreláció, n = 40). Jelölések: CV – variációs koefficiens; ** $p < 0,01$.

Függő változó	R	p
Élő fitomassza CV	0,46	**
Avar CV	0,55	**
Álló holt fitomassza CV	0,45	**
Összes holt fitomassza CV	0,49	**
Összfitomassza CV	0,48	**

4.1.4. Diskusszió

Élőhelyi sokféleség

Megállapítottuk, hogy az intenzív téli nádaratás csökkentette az élőhelyi sokféleséget mind a 100 × 100 méteres, mind a 10 × 10 méteres léptéken. 100 × 100 méteren az aratott nádasokban a fajgazdagság csökkenése mellett a táji léptékű élőhelyi sokféleség számos eleme, így a foltok száma, az átlagos foltméret, a szegély hossza és a különböző élőhely típusok száma egyaránt csökkent. 10 × 10 méteren az aratott nádasokban az élőhelytípusok száma és Shannon diverzitása alacsonyabb volt, mint a nem aratott állományokban. Ez a jelenség arra vezethető vissza, hogy az aratást követően felnövő nádsarjak klonálisan áttejedtek a környező vegetációba (gyékényesekbe, tavi kákásokba és harmatkásás mocsarakba), ahol jó kompetíciós képességük által visszaszorították a többi fajt és hosszútávon az adott élőhely-folt eltűnéséhez vezettek (Engloner 1999). Az aratás homogenizáló hatása miatt minden vizsgált térléptéken csökkentette a természetvédelmi szempontból kiemelkedő fontosságú

szegélyek hosszát, ami által a vizes élőhelyeken csökkent az élőhelyi változatosság (Traut 2005). A szikes nádasokban a speciális mikroklimatikus és fényviszonyokat biztosító szegélyek eltűnése számos madárfaj (mint például a nádiposzáta, nádi tücsökmadár és barkóscinege) populációjának csökkenését eredményezheti, mivel ezek a fajok gyakran a szegélyeket használják fészkelés és táplálkozás során (Báldi 1999, Báldi és Kisbenedek 1999).

Strukturális változatosság

A téli aratás csökkentette a nádasok strukturális változatosságát. A nem aratott területeken az összfitomassza mennyisége nagyobb és a biotomassza frakciók eloszlása változatosabb volt. Az aratott területeken hiányoztak az idős, úgynevezett „avarosodó” nádasok és gyékényesek, mivel az aratás folyamatosan újrasarjadásra készítette a levágott növényeket és eltávolította a holt biotomasszát (Trnka et al. 2013). A nem aratott vizes élőhelyeken a fitomassza frakciók mennyiségének növekedése és változatos eloszlása és az élőhelyi diverzitás között pozitív korrelációt tapasztaltunk. A holt szerves anyag felhalmozódása rendszerint a fajgazdagság csökkenésével jár a terestrisz ökoszisztémákban (Lamb 2008, Deák et al. 2011). Az általunk vizsgált vizes élőhelyek esetében azonban ez a jelenség nem feltétlenül igaz, részben, mert a holt fitomassza jelentős része az elhalt, de lábon álló növényzetben halmozódott fel. A lábon álló holt növényi anyag számos vizes élőhelyekre jellemző énekes madár számára nyújt fészkelő és táplálkozóhelyet (Valkama et al. 2008). Eredményeink alapján szikes termőhelyeken kialakult vizes élőhelyeken az élő és a holt fitomassza felhalmozódása nem jár az élőhelyi sokféleség csökkenésével, sőt annak növekedését okozza. A természetközeli szerkezetű vizes élőhelyeken a számos, egymástól eltérő növényzettel és abiotikus feltételekkel rendelkező folt nagy táji szintű fajgazdagságot tart fenn (Deák et al. 2014c, Wanner et al. 2014).

A nád terjeszkedésének hatása

A vizsgált aratott vizes élőhelyeken a nád terjeszkedése az élőhelyi sokféleség egyik legfontosabb befolyásoló tényezője volt. Az aratás hatására a nádas állományok felújultak, a nád levágása és a holt fitomassza eltávolítása egyaránt elősegítette a nád klonális és ivaros szaporodását (Ostendorp 1999, Valkama et al. 2008). A klonálisan terjedő nád hatására kevert fajkészletű vegetációtípusok jelentek meg, ami hosszú távon akár a szomszédos, más fajok által alkotott vegetációtípusok visszaszorulásához vagy akár teljes eltűnésükhöz is vezethet (Witje és Gallagher 1996). A nád terjedését a nádasokkal érintkező élőhelyfoltokban a biotomassza eltávolításán túl az aratógépek taposása is elősegítette. A taposás hatására nyílt, bolygatott, nedves talajfelszínnek jönnek létre. Ezek a területek alkalmasak a nád klonális terjedéséhez (Mauchamp et al. 2001) valamint kedvezőek a nád propagulumainak csírázásához, a csíranövények megtelepedéséhez (Witje és Gallagher 1996). A nád magvai jól terjednek az aratógépek kerekeivel, így az aratás során a propagulumok egyből egy a csírázáshoz optimális feltételeket nyújtó nyílt felszínre kerülnek (Strykstra et al. 1997).

4.1.5. Konklúziók

A vizsgált szikes termőhelyen kialakult vizes élőhelyeken a magas élőhelyi diverzitás elsősorban edafikus változókra vezethető vissza, amit jelen esetben a mozaikos vízellátottsági viszonyok és sóstressz okoz (Deák et al. 2014c). A vízellátottság és a sótartalom mintázatait jól indikálja a vegetáció, amelynek köszönhetően a szikeseken egy kiemelkedően változatos

élőhelyi struktúra alakul ki (Molnár és Borhidi 2003, Deák et al. 2014a,c). Eredményeink alapján az aratott nádasokban az aratás által okozott biotikus változások felülírták az abiotikus környezet változatosságából eredő vegetációs mintázatot, ezáltal csökkentették a táj élőhelyi sokféleségét. Eredményeink egybevágóak a tengerparti sós mocsarakban tapasztalt megfigyelésekkel, melyek szerint az aratás felhagyását követően a mocsarak élőhelyi sokfélesége növekedett, és kifejezettebbé vált a termőhelyi abiotikus feltételek hatása a vegetációs mintázatokra (Wanner et al. 2014).

Eredményeink azt mutatják, hogy a rendszeres, nagy és összefüggő területeket érintő téli nádaratás csökkenti a szikes tájak vizes élőhelyeire jellemző élőhelyi és strukturális sokféleséget. Ezeken a természetvédelmi szempontból kiemelkedő élőhelyeken ezért érdemes olyan egyéb hasznosítási lehetőségeket előnyben részesíteni, amelyek segítségével a fitomassza egy térben és időben is mozaikos mintázatban távolítható el. Ilyen módszer lehet az évenként változó helyszíneken, kis kiterjedésű foltokban végzett aratás (Trnka et al. 2013), az őshonos nagytestű legelő állatokkal történő alacsony intenzitású legeltetés (Nolte et al. 2014, Török et al. 2014), vagy a kontrollált égetés (Valkama et al. 2008, Valkó et al. 2014). Ugyanakkor, mint azt eredményeink is mutatják szikes termőhelyen kialakult vizes élőhelyeken akár a kezelés felhagyása is biztosíthatja az élőhelyi és strukturális változatosságot.

Kutatásunkat, sok más kutatásunkhoz hasonlóan, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársaival együttműködve végeztük. Eredményeink, más terepi tapasztalatokkal együtt hozzájárultak ahhoz, hogy a Nemzeti Park területén a kezelési tervek előírják, hogy a téli nádaratás nem végezhető a szikes gyepekkel körülvett kisebb és közepes nagyságú szikes mocsarakban. A nagy kiterjedésű összefüggő foltokban az aratás mértékét térben és időben korlátozták annak érdekében, hogy a vizes élőhelyek mozaikos struktúrája fennmaradhasson.

4.2 Mikroélőhelyek és a legelés intenzitásának hatása közép-ázsiai kurgánok vegetációjára

4.2.1. Bevezetés

Az Eurázsiaán átívelő sztyepp biom magában foglalja a világ mérsékelt övi szárazgyepjeinek jelentős részét (Wesche et al. 2016). A kontinens-léptékű tájhasználati változások miatt azonban a sztyeppvegetációval borított területek mérete jelentősen csökkent az elmúlt évszázadok során. Az élőhelyvesztés a sztyepp biom nyugati felében található területeken volt a legnagyobb mértékű (Dengler et al. 2014, Deák et al. 2016a). Bár az ázsiai sztyeppeket is nagymértékben érintették a földhasználati változások, a közép-ázsiai sztyeppek, melyek legnagyobb kiterjedésben Mongóliában, Kínában és Kazahsztánban vannak jelen, a napjainkra fennmaradt legnagyobb kiterjedésű és legtermészetesebb sztyeppi élőhelyek. A kazah sztyeppek számos veszélyeztetett fajnak nyújtanak élőhelyet, mint például a szajga antilop (*Saiga tatarica*), a szerecsenpacsirta (*Melanocorypha yeltoniensis*), a volgai hérics (*Adonis volgensis*), az *Anemone flavescens* szellőrózsa faj és a *Tulipa biebersteiniana*, *T. suaveolens* és *T. patens* tulipánfajok (Rachkovskaya és Bragina 2012, Demina és Bragina 2014, Kamp et al. 2016). A nagy kiterjedésű kazah sztyeppeknél továbbá kiemelt szerepe van a sztyeppi táj, a hozzá kötődő ősi sztyeppi kultúrák és történelmi építmények, mint például a kurgánok, megőrzésében (Lisetskii et al. 2014, Deák et al. 2016a, 2018a).

Annak ellenére, hogy a sztyepp biom nyugati felében található kurgánok biodiverzitás megőrző szerepével számos tanulmány foglalkozik, a Közép-Ázsiában fennmaradt több százezer kurgán élővilágáról kevés információ áll rendelkezésre (de lásd Zolotov és Biryukov 2009, Kuksova 2011). Az alulkutatottság egyik oka, hogy míg az európai sztyeppi területeken elhelyezkedő kurgánok a mezsgyékkel és folyóvölgyekkel együtt gyakran a biodiverzitás utolsó menedékei az intenzíven használt tájban (Tóth et al. 2014, Deák et al. 2015c, 2016a,b, Dembicz et al. 2016, 2018), addig a közép-ázsiai sztyeppeken jelentős területeken maradtak fenn a sztyeppi élőhelyek. Ezért a helyi kutatók a kurgánok sztyeppi biodiverzitás és élőhelyek megőrzésében betöltött szerepét nem ítélik jelentősnek, elsősorban történelmi emlékhelyként kezelik őket (Demkin et al. 2014). A sztyeppi kurgánok természetvédelmi szerepének alulértékelését okozhatja továbbá az is, hogy ellentétben a nyugati régiókban fennmaradt kurgánokkal, melyek magassága gyakran 3 méter feletti, a sztyeppi kurgánok átlagos magassága nem éri el a 1,5 métert. Így látszólag a topográfiai változatosságból adódó élőhelyi sokféleség sem érvényesül esetükben.

A történelmi időktől egészen a 20. századig a közép-ázsiai sztyeppek növényzetét a nagytestű vadon élő növényevő állatok és az állandóan vándorló nomádok csordáinak legelése tartotta fenn (Wesche et al. 2016). A szovjet időszak alatt bekövetkezett intenzív vadászatnak, a sztyeppek beszántásának, és a nomád népesség letelepítésének köszönhetően mind a vadonélő, mind a házasított legelő állatok állománya jelentősen lecsökkent (Kamp et al. 2016). Bár a Peresztrojkát és a Szovjetunió széthullását követően az elmúlt két évtizedben a legelő állatok létszáma nőtt, az egykori tradicionális földhasználati rendszerek már nem álltak helyre, helyette egy kiegyensúlyozatlan, központosított új legeltetési rend alakult ki (Brinkert et al. 2016). A nomádok letelepítése miatt a legelő állatok már nem nagy távolságokat bejáró, vándorló csordákban járnak a sztyeppet, hanem elsősorban a települések közvetlen környezetében mozognak. A településektől csak olyan távolságokra távolodnak el, amely lehetővé teszi, hogy még aznap vissza is érjenek a településen található állattartó telepekre (Kamp et al. 2016). Ez a legelési rendszer a települések néhány kilométeres körzetében egy erősen túllegeltetett zónát hoz létre. Ez a zóna egy markáns határral válik el a településtől távolabbi sztyeppektől, ahol minimális a legelési nyomás (Kamp et al. 2012). Ezeken a területeken a

biomassza eltávolításában a kisemlősök, mint például a sztyeppi mormota és a pocoknyúl, valamint a sztyeppi tüzek játszanak szerepet (Gavrilenko 2007, Brinkert et al. 2016).

A legelés intenzitástól függően eltérő hatásokat fejt ki a sztyeppi vegetációra, befolyásolva mind az abiotikus élőhelyi feltételeket, mind a vegetációban lezajló folyamatokat (Olff és Ritchie 1998). A szárazgyepekben a felhagyás és az alullegetetés általában a biodiverzitás folyamatos csökkenéséhez vezet a növényi avar felhalmozódása, a kompetíció erősödése, a növények csírázásához és megtelepedéséhez szükséges nyílt talajfelszínek hiánya valamint a magterjesztő vektorok hiánya miatt (Deák et al. 2011, Metera et al. 2010, Török et al. 2016). Ezt a jelenséget az ukrán és orosz sztyeppekről is leírták, a folyamatot „védett terület szukcesszióknak” (oroszul: резерватная сукцессия) nevezték el, mivel olyan védett területeken tapasztalták, ahol nem volt számottevő kezelés (Sudnik-Wójcikowska et al. 2011). A felhagyás mellett a túllegeltetés is komoly természetvédelmi problémákat okozhat. Bár a sztyeppi fajok jól alkalmazkodtak a legeléshez a hosszú távú folyamatos túllegeltetés homogenizálja a vegetációt és az intenzív biomassza eltávolítás, taposás és trágyázás következtében az érzékeny sztyeppi fajok eltűnéséhez és a legelőgyomok elterjedéséhez vezet (Peco et al. 2006, Wesche et al. 2016).

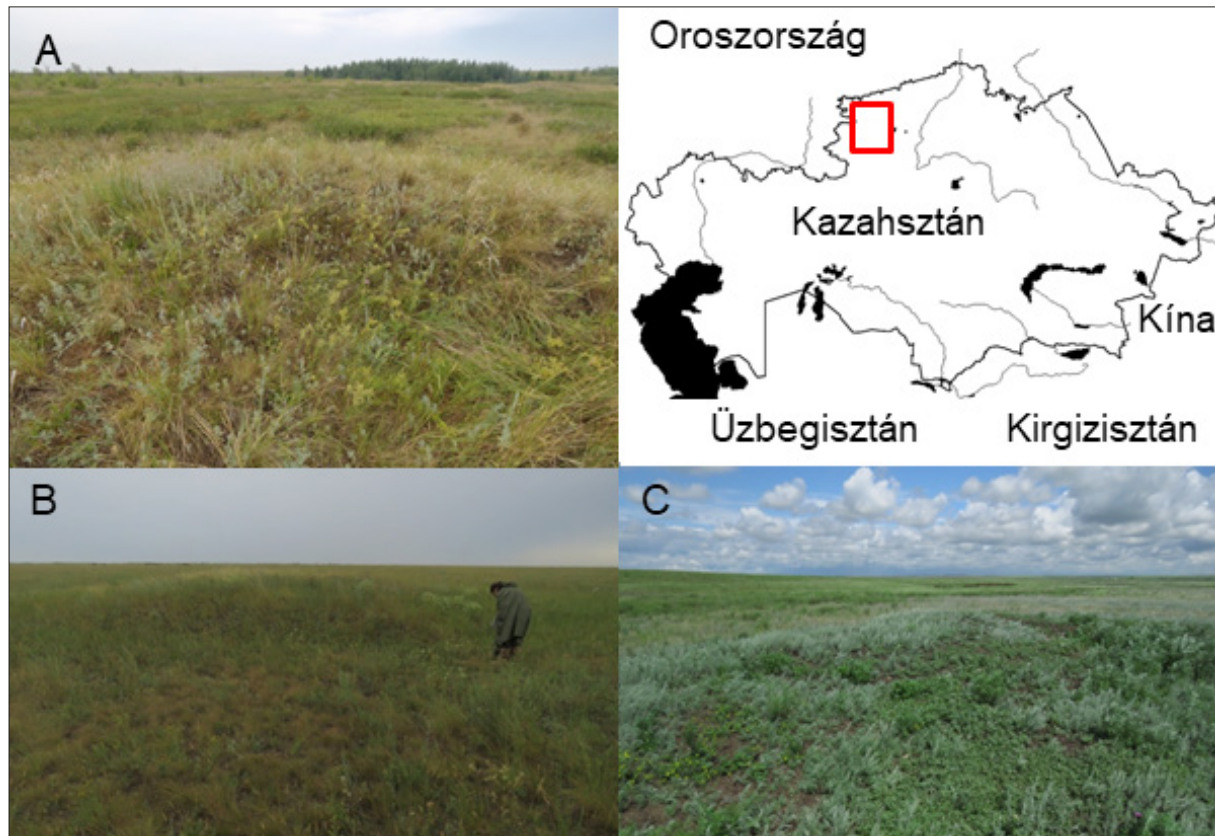
Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy az átlagos méretű, közép-ázsiai sztyeppi környezetben található kurgánok milyen szerepet töltenek be a sztyeppi biodiverzitás megőrzésében. Továbbá vizsgáltuk, hogy a különböző intenzitású legelési nyomás hogyan hat a kurgánokon található eltérő abiotikus tulajdonságokkal rendelkező mikroélőhelytípusok növényzetére. Kutatási kérdéseink az alábbiak voltak: (1) A kurgánokon található élőhelytípusok (északi-, déli lejtő és a gyűrű) fajokészlete, indikátorfajai és az életforma-típusok összetétele eltér-e a környező sztyeppi vegetációtól? (2) Hogyan hat a különböző intenzitású legeltetés a kurgán egyes élőhelytípusain található vegetáció fajszerződésére? (3) A sztyeppi környezetben található, átlagos méretű, különböző intenzitással legelt kurgánok hozzájárulnak-e a sztyeppi specialista fajok megőrzéséhez?

4.2.2. Anyag és módszer

Mintavételi terület

A kutatási terület Kostanay Oblast tartományban, Észak-Kazahsztánban található (N 52° 50'; E 63° 34'). A terület klímája kontinentális, az évi átlagos középhőmérséklet 2,4–3,1 °C, az átlag hőmérséklet -24,2 és -22,1 °C között van januárban, és 25,9 és 27,6 °C között van júliusban. Az átlagos évi csapadék 228–328 mm (Fick és Hijmans 2017)(14. ábra). A területen csernozjom és csernozjomos gesztenyebarna talajok találhatók. Annak ellenére, hogy Kostanay Oblastban az 1950-es években óriási sztyeppterületet törtek fel a „Virgin Land Campaign” során, napjainkig kiterjedt több százezer hektáros elsődleges sztyeppvegetációval borított területek maradtak érintetlenül (Rachkovskaya és Bragina 2012, Bátori et al. 2017). A sztyepeken számos kurgán található, melyek általában kis csoportokban fordulnak elő. A Kazah Igazságügyi Minisztérium nyilvántartása szerint a régióban összesen 82 kurgáncsoport fordul elő. Egy-egy kurgáncsoport 1–14 kurgánból áll. Korábbi tapasztalatok (lásd Deák et al. 2016a) és a terepi bejárásaink alapján a kurgán csoportok száma a hivatalosan nyilvántartott értéknél nagyságrendekkel nagyobb. Vizsgálatainkhoz összesen kilenc sztyeppi környezetben elhelyezkedő kurgánt választottunk ki. A vizsgált kurgánok hasonló magasságúak és átmérőjűek voltak, azonos volt a kurgánt körülvevő gyűrű mérete, és a kurgánok azonos korból származtak. A kurgánok átlagos magassága 1,2 méter, átlagos átmérőjük 7,8 méter volt. Minden kurgán körül egy jól kivehető gyűrű helyezkedett el, mely átlagosan 20 centiméter

mély volt és szélessége 1,5–2 méter között változott. A kurgánokat a korai vaskorban építették (i.e. 8-3. század). A kurgánokon és környezetükben csenkesz (*Festuca*) és árvalányhaj (*Stipa*) fajok (*Festuca valesiaca*, *Stipa pennata* és *S. capillata*) dominálta sztyeppi vegetáció volt a jellemző, amelyben az üröm (*Artemisia*) fajok is jelentős borítással voltak jelen.



14. ábra. A vizsgált terület térképe. Jelölések: A – nem legelt kurgán; B – közepes intenzitással legelt kurgán; C – túllegelt kurgán.

A kiválasztott kilenc kurgánból három nem volt jelen legeltetés, fel voltak hagyva, három közepes intenzitással legeltettek (0,3 állategység/ha) és három kurgán túl volt legeltetve (> 1,8 állategység/ha). A kurgánokat és az őket körülvevő sztyeppeket szarvasmarhával és lóval legeltették. A szarvasmarhák áprilistól októberig legeltek, a lovak egész évben jelen voltak a területen. Minden területen jellemző volt a kisemlősök, mint a sztyeppi mormota (*Marmota bobak*), ürgefajok (*Spermophilus* spp.) és a pocoknyúl (*Ocotona pusilla*) jelenléte és legelése.

Botanikai mintavétel

Egy mintavételi terület magában foglalta az egy kurgánon található mikroélőhelyeket valamint a kurgán közvetlen közelében (< 50 méter) lévő sztyeppi vegetációt. A terepi felmérés során 2016 júliusában kurgánonként öt-öt darab 1×1 méteres, random elhelyezett kvadrátban felmértük az északi-, déli lejtő, a kurgánt körülvevő gyűrű és a környező sztyepp vegetációját. Mintavételi területenként összesen 20 kvadrát növényzetét mértünk fel. Összesen 60 kvadrátot mértünk fel minden tájhasználati típusból (nem legelt, közepes intenzitással legelt és túllegelt). A kvadrátokban feljegyeztük a vegetáció összborítását, az edényes növényfajok listáját és az egyes fajok százalékos borítását. A fajok nevezéktana a Plant List nomenklatúráját követi (www.theplantlist.org).

Adatfeldolgozás

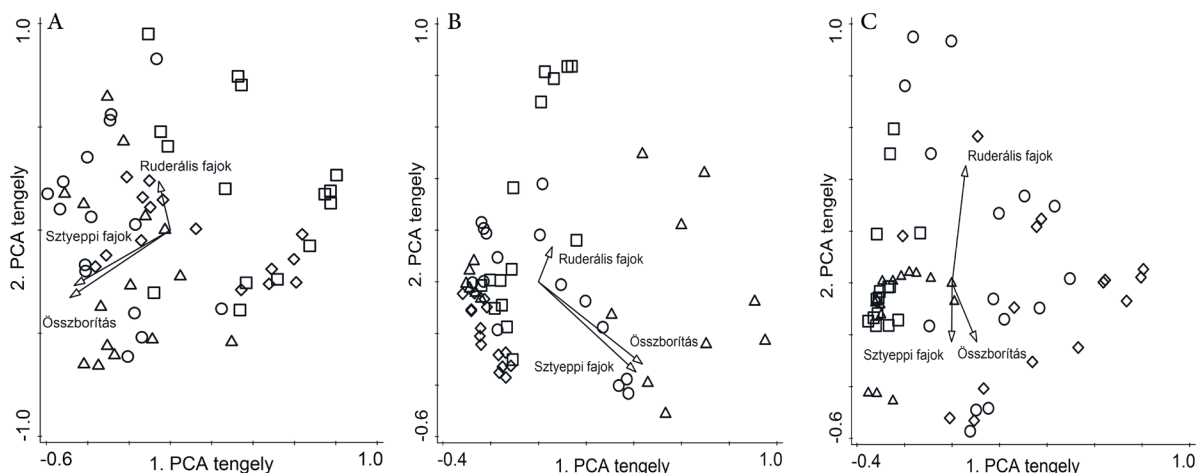
A fajokat élőhely-indikációs szerepük (sztyeppi és ruderalis fajok) valamint életforma-típusuk (évelő füvek, évelő kétszikűek, félcserjék, egyévesek) alapján ökológiai és funkcionális csoportokba soroltuk. Az évelő kétszikű és nem graminoid egyszikű fajokat a görölékeny fogalmazás érdekében évelő kétszikűeknek, az évelő graminoid egyszikűeket pedig évelő füveknek nevezzük. A fajok besoroláshoz Brinkert et al. (2016) által kazahsztáni sztyepp-pek vegetációjára kifejlesztett osztályozását, valamint Komarov (1968-2002) A „Szovjetunió flórája” című művét használtuk. A különböző legelési intenzitással használt élőhelytípusok vegetációjának fajösszetételét főkomponens-analízissel (PCA) ábrázoltuk, mivel az előzetes számolások során alkalmazott korrespondencia-analízis (DCA) esetén a grádiensek 3 SD egységnél kisebbek voltak. Az ordinációhoz a fajok log-transzformált százalékos borításértékeit használtuk. A sztyeppi- és ruderalis fajok százalékos borítását és a vegetáció összborítását passzívan vetítettük az ordinációra (nem kötött, unconstrained ordináció). Az ordináció számolását a CANOCO 5.0 programmal végeztük (Ter Braak és Šmilauer 2012).

A különböző intenzitású legelésnek az élőhelytípusok növényzetére kifejtett hatását általánosított lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk (GLMM, Zuur et al. 2009). Az „élőhelytípus” (északi-, déli lejtő, gyűrű és sztyepp), a „legelési intenzitás” (nem legelt, közepes intenzitással legelt és túllegelt) valamint ezen változók interakciója független változóként szerepelt az elemzésekben. A vegetáció összborítását, Shannon diverzitását, a sztyeppi és ruderalis fajok valamint az évelő füvek, évelő kétszikűek, félcserjék, egyévesek százalékos borítását illetve fajgazdagságát függő változóként kezeltük. A „mintavételi hely” a „legelési intenzitásba” ágyazott random faktorként szerepelt a modellben. A fajgazdagság esetében Poisson eloszlás mellett log link funkciót használtunk. A borításértékek esetében a százalékos borításértékeket log-transzformáltuk, a számolások során normál eloszlás mellett identity linket használtunk. A GLMM modellben a páronkénti összehasonlításokhoz Fisher-féle LSD (Least Significant Difference) tesztet használtunk. A GLMM-ek és a páronkénti összehasonlítások számolásához az SPSS 20.0 programot használtuk. A különböző intenzitással legelt négy élőhely típus indikátor fajait indikátorfaj elemzéssel azonosítottuk (Dufrêne és Legendre 1997), amelyhez a „labdsv” programcsomagot használtuk R programozási környezetben (R Development Core Team 2017).

4.2.3. Eredmények

Fajkészlet

A vizsgált területeken összesen 101 edényes növényfajt találtunk. A nem legelt területeken 48, a közepes intenzitással legelt területeken 56, a túllegelt területeken 53 faj fordult elő. Az ordináció eredményei alapján a nem legelt területeken az északi lejtő és a gyűrű vegetációja hasonló volt (15. ábra). Az indikátor fajok közül számos sztyeppi faj (*Allium pallasii*, *Dianthus borbasii*, *Gypsophila paniculata*, *Stipa pennata* és *Veronica spuria*) és elsődleges sztyepp-pekre jellemző félcserje (*Artemisia pontica*, *Spiraea hypericifolia* és *Thymus pulegioides*) volt jelen ezeken az élőhelyeken (8. függelék). A déli lejtő vegetációja jól elkülönült a többi élőhelytípustól. A déli lejtőn is számos sztyeppi indikátor faj volt jelen, mint például a *Carex stenophylla*, *Ferula caspica* és *Iris pumila*. A sztyepp vegetációjának kvadrátjai egy köztes helyzetben helyezkedtek el, egyetlen sztyeppi indikátor faj a *Festuca valesiaca* volt.



15. ábra. A felmért különböző intenzitással legett élőhelytípusok kvadrátjainak fajösszetételét ábrázoló PCA ordinációk (A – nem legett; B – közepes intenzitással legett; C – túllegelt területek). A vegetáció összborítását valamint a sztyeppi- és ruderalis fajok borítását passzívan vetítettük az ordinációra. Az első és második tengely sajátértékei: 0,201 és 0,153 a nem legett; 0,242 és 0,161 a közepes intenzitással legett; valamint 0,355 és 0,114 a túllegelt területeken. Az első két tengely kumulatív magyarázó ereje: 35,4% a nem legett; 40,3% a közepes intenzitással legett; valamint 46,9% a túllegelt területeken. Jelölések: kör – északi lejtő, négyzet – déli lejtő, gyémánt – gyűrű, háromszög – sztyepp.

A közepes intenzitással legett területeken az északi lejtő és a gyűrű vegetációja hasonló volt, azonban ezen élőhelyek kvadrátjainak fajösszetétele jelentősen átfedett a többi élőhelytípussal (15. ábra). Az északi lejtők indikátor sztyeppi fajok a *Centaurea scabiosa* subsp. *adpressa*, *Galium verum* és *Stipa capillata* voltak (8. függelék). Az indikátorfaj elemzés alapján a közepes intenzitással legett északi lejtők tipikus félcserjéje a *Spiraea hypericifolia* volt. A déli lejtők indikátorfaja a *Polygonum aviculare* volt. A sztyeppen talált sztyeppi indikátor fajok az *Artemisia schrenkiana*, a *Koeleria glauca* és a *Potentilla humifusa* voltak.

A túllegelt területeken az északi és déli lejtők vegetációja hasonló volt és jól elkülönült a gyűrű és a sztyepp növényzetétől (15. ábra). A kurgánokra jellemző indikátor fajok elsősorban gyomfajok voltak, mint például az *Amaranthus* fajok, *Capsella bursa-pastoris* és *Lolium perenne*. A kurgánon csupán két sztyeppi indikátor faj volt jelen, az *Eremopyrum orientale* és az *Artemisia austriaca*. A sztyepp és a gyűrű vegetációjára számos sztyeppi fűfaj (*Agropyron cristatum*, *Festuca valesiaca* és *Stipa capillata*) volt jellemző, bár ezek az indikátorfaj elemzés eredményei alapján nem tekinthetők az élőhelyre jellemző indikátorfajnak. A sztyeppére és a gyűrűre jellemző indikátorfajok az *Artemisia dracunculus*, *Elymus repens* és a *Leonurus cardiaca* voltak (8. függelék).

Vegetáció és funkcionális csoportok

A vegetáció Shannon diverzitására az élőhelytípus, a legelési intenzitás és azok interakciója is szignifikáns hatással volt. A *Shannon diverzitás* a közepes intenzitással legett kurgánok gyűrűjében volt a legnagyobb. A túllegelt területeken a gyűrű és a sztyepp vegetációja volt a legdiverzebb. A legelési intenzitás növekedésével a Shannon diverzitás értéke csökkent (17. táblázat, 16. ábra). Az élőhelytípus valamint a legelési intenzitás és élőhelytípus interakciója szignifikáns hatással volt a *vegetáció összborítására* (17. táblázat). A nem legett és a közepes intenzitással legett területeken a vegetáció összborítása a déli lejtőkön volt a legkisebb (17. ábra).

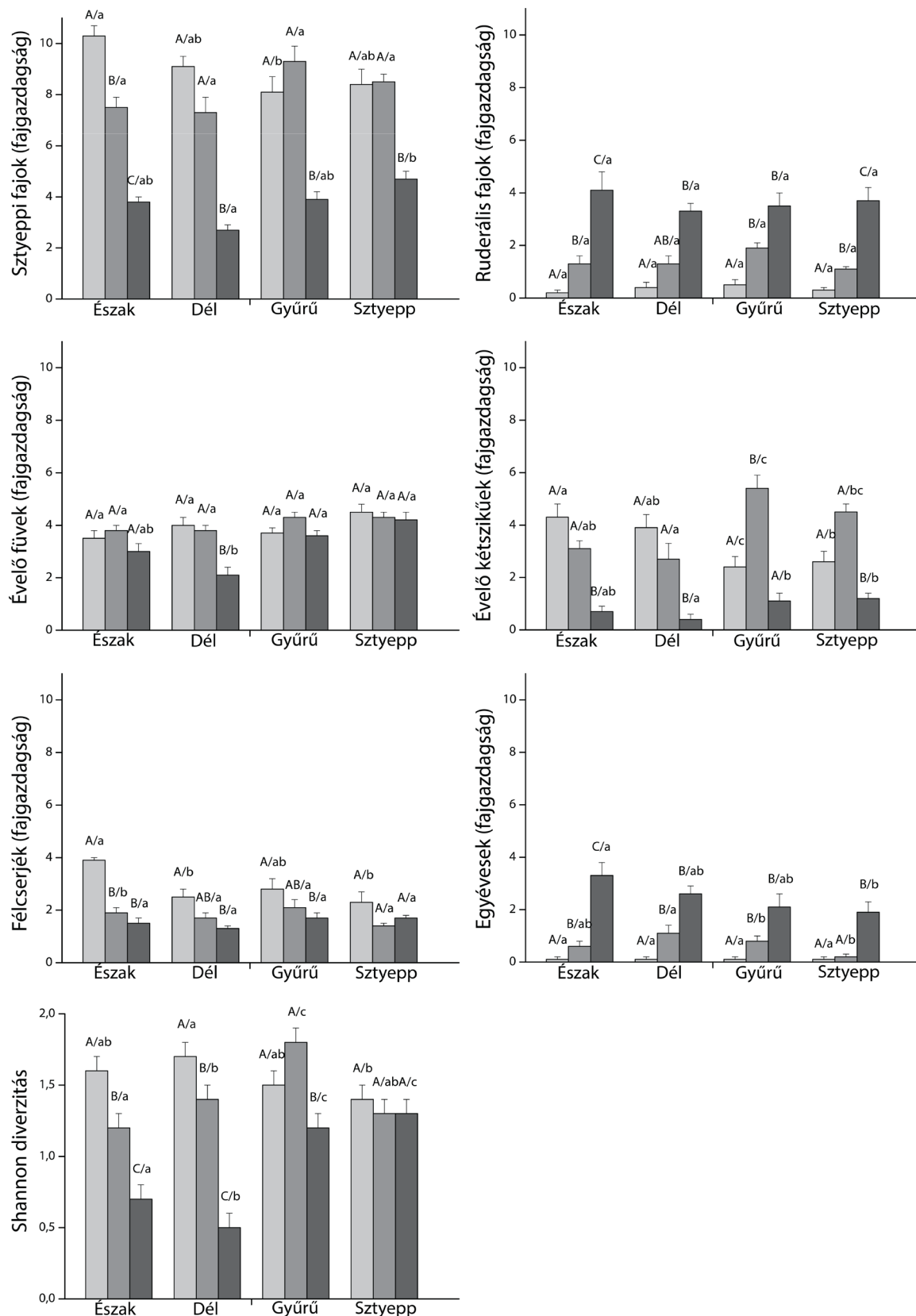
A legelés intenzitása valamint a legelési intenzitás és élőhelytípus interakciója szignifikáns hatással volt a *sztyeppi fajok* fajgazdagságára. A sztyeppi fajok borítását az élőhelytípus valamint a legelési intenzitás és az élőhelytípus interakciója befolyásolta (17. táblázat). A sztyeppi fajok fajgazdagságában és borításában nem volt számottevő különbség a nem legelt és közepes intenzitással legelt területek között, a túllegelt területeken viszont arányuk jelentősen csökkent (16. és 17. ábra). A nem legelt és közepes intenzitással legelt területeken a sztyeppi fajok borítása a déli lejtőn volt a legkisebb (17. ábra). A *ruderalis fajok* fajgazdagsága és borítása nőtt a legelési intenzitás növekedésével (17. táblázat, 16. és 17. ábra). A nem legelt területeken az élőhelytípus nem volt hatással a ruderalis fajok borítására. A közepes intenzitással legelt területeken a ruderalisok borítása a déli lejtőn és a gyűrűben volt a legnagyobb. A túllegelt területeken a ruderalisok borítása a sztyeppen volt a legnagyobb (17. ábra).

Életforma típusok

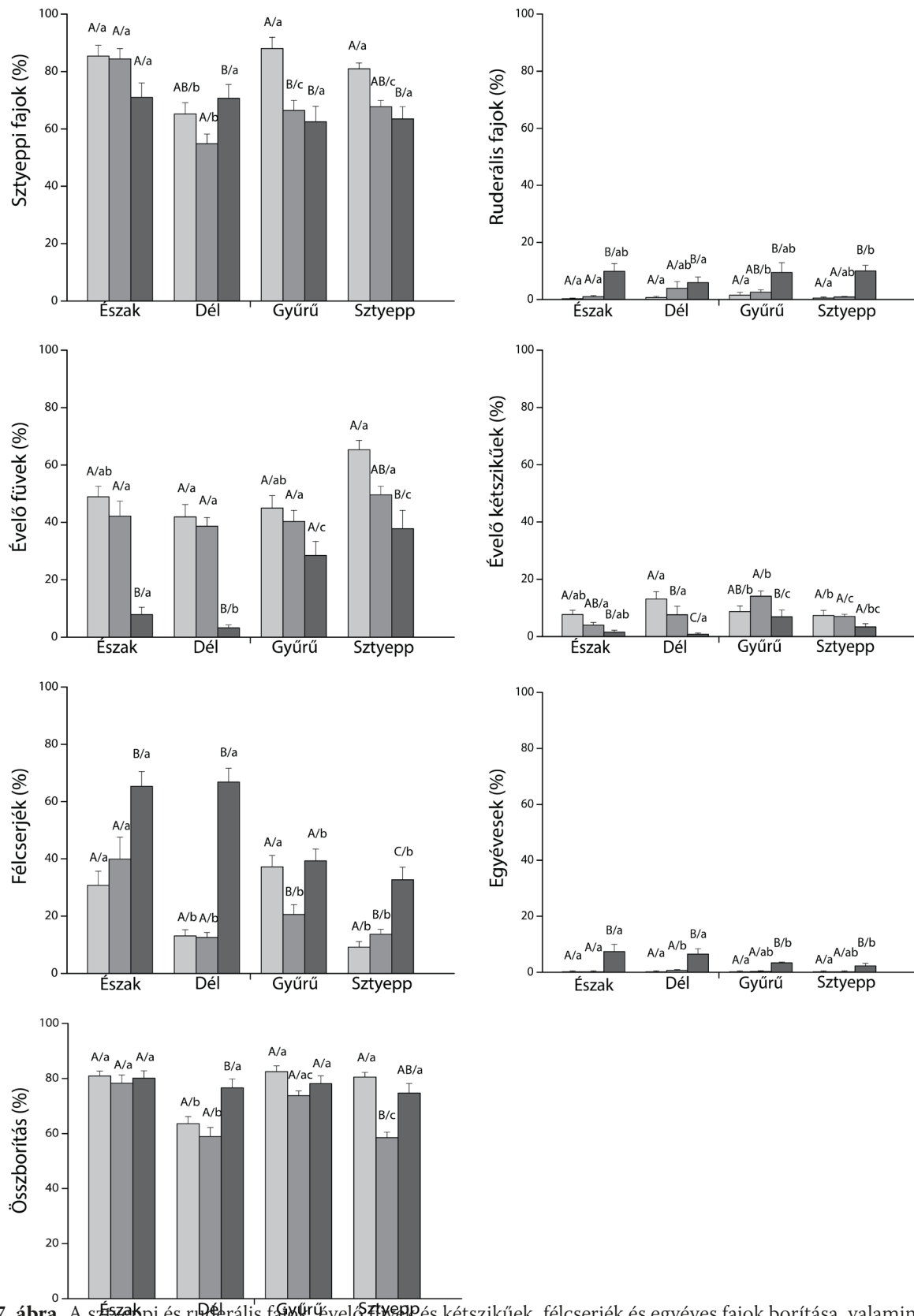
A legelés intenzitása és az élőhelytípus hatással volt az *évelő füvek* fajgazdagságára és borítására. Ezen felül az évelő füvek borítására a két változó interakciója is hatással volt (17. táblázat). Az évelő füvek fajgazdagsága a túllegelt területek déli lejtőin volt a legkisebb (16. ábra). A nem legelt területeken az évelő füvek borítása a sztyeppen volt a legnagyobb. A közepes intenzitással legelt területeken az évelő füvek borítása nem különbözött a négy élőhelytípus között. A túllegelt területen a gyűrűben és a sztyeppen volt a legnagyobb az évelő füvek borítása (17. ábra).

17. táblázat. A legelési intenzitás, az élőhelytípus és a vizsgált változók interakciójának (független változók) hatása a kurgánok vegetációjára (GLMM; $n = 180$). *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; n.s. – nem szignifikáns.

Függő változók	Legelési intenzitás		Élőhelytípus		Legelési intenzitás × élőhelytípus	
	F	p	F	p	F	p
<i>Vegetáció</i>						
Vegetáció összborítása	2,20	n.s.	17,59	***	4,59	***
Shannon diverzitás	13,03	***	16,83	***	17,44	***
<i>Fajgazdagság</i>						
Sztyeppi fajok	37,44	***	1,67	n.s.	2,19	*
Ruderalis fajok	8,38	***	0,82	n.s.	1,03	n.s.
Évelő füvek	3,68	*	2,94	*	1,04	n.s.
Évelő kétszikűek	17,23	***	2,06	n.s.	5,46	***
Félcserjék	13,94	***	1,19	n.s.	0,90	n.s.
Egyévesek	5,67	**	1,30	n.s.	1,18	n.s.
<i>Borítás</i>						
Sztyeppi fajok	2,83	n.s.	8,79	***	4,50	***
Ruderalis fajok	7,95	***	1,35	n.s.	2,06	n.s.
Évelő füvek	18,07	***	30,10	***	17,14	***
Évelő kétszikűek	4,79	*	7,30	***	5,15	***
Félcserjék	24,34	***	16,04	***	5,56	***
Egyévesek	9,35	***	5,77	***	2,93	***



16. ábra. A sztyeppi és ruderális fafajok, élő fűvek és kétszikűek, félcsérjék és egyéves fafajok fajgazdagsága valamint a Shannon diverzitás értékei (átlag $\pm$ SE) a különböző intenzitással legeltetett élőhelytípusokban. Jelölések: világosszürke – nem legeltetett; szürke – közepes legeltetési intenzitás; sötétszürke – túllegettetés. A szignifikánsan elváló csoportokat eltérő betűk jelzik. A nagy betűk a legeltetési intenzitás, a kis betűk az élőhelytípusok által okozott különbségeket jelzik (Fisher-féle LSD teszt; $p < 0,05$; $n = 180$).



17. ábra. A sztyeppi és ruderalis fajok, évelő füvek és kétszikűek, félcserjék és egyéves fajok borítása, valamint a növényzet összborításának értékei (átlag±SE) a különböző intenzitással legelt élőhelytípusokban. Jelölések: világosszürke – nem legelt; szürke – közepes legelési intenzitás; sötétszürke – túllegeltetés. A szignifikánsan elváló csoportokat eltérő betűk jelzik. A nagy betűk a legelési intenzitás, a kis betűk az élőhelytípusok által okozott különbségeket jelzik (Fisher-féle LSD teszt; $p < 0,05$; $n = 180$).

Az *évelő kétszikűek* fajgazdagságát a legelési intenzitás valamint a legelési intenzitás és élőhelytípus interakciója határozta meg. Az évelő kétszikűek borítására a legelési intenzitás, az élőhelytípus és azok interakciója is hatással volt (17. táblázat). Az évelő kétszikűek fajgazdagsága a nem legelt területek északi lejtőjén volt a legmagasabb. A közepes intenzitással legelt és túllegelt területeken az évelő kétszikűek fajgazdagsága a gyűrűben és a sztyeppen volt a legnagyobb (16. ábra). A kétszikűek a nem legelt területeken a déli lejtőn voltak jelen a legnagyobb borítással. A közepes intenzitással legelt területeken az évelő kétszikűek borítása a gyűrűben volt a legnagyobb. A túllegelt területeken borításuk a gyűrűben és a sztyeppen volt a legmagasabb. Növekvő legelési intenzitás hatására az évelő kétszikűek borítása csökkent a lejtőkön és a gyűrűben (17. ábra).

A *félcserjék* fajgazdagságára csupán a legelés intenzitása volt hatással. Borításukra minden független változó és azok interakciója is hatással volt (17. táblázat). A nem legelt területeken a félcserjék legnagyobb fajgazdagsággal az északi lejtőn voltak jelen (16. ábra), borításuk az északi lejtőn és a gyűrűben volt a legnagyobb. A közepes intenzitással legelt területeken a félcserjék borítása az északi lejtőn volt a legnagyobb. A túllegelt területen a félcserjék borítása a lejtőkön volt a legnagyobb. A félcserjék borítása a legelés intenzitásának növekedésével emelkedett a lejtőkön és a sztyeppen (17. ábra).

A legelési intenzitás szignifikáns hatással volt az *egyévesek* fajgazdagságára. Az egyévesek borítására minden független változó és azok interakciója is hatással volt (17. táblázat). A nem legelt területeken az egyévesek fajgazdagsága és borítása alacsony volt, és az élőhelytípusok között nem volt szignifikáns különbség. A közepes intenzitással legelt területeken a déli lejtőkön volt a legnagyobb az egyévesek fajgazdagsága és borítása. A túllegelt területeken az egyévesek a lejtőkön voltak jelen a legnagyobb fajgazdagsággal (16. ábra). A legelési nyomás növekedésével növekedett mind fajgazdagságuk mind borításuk.

4.2.4. Diszkusszió

Az élőhelytípusok vegetációja

A kurgánokon kialakult eltérő termőhelyi feltételeket biztosító élőhelytípusok vegetációja jól elkülönült a nem legelt területek esetén. Az egyik legszembetűnőbb jelenség a kurgán déli lejtőin tapasztalt alacsony növényzeti borítás volt. Ennek oka elsősorban az, hogy a déli lejtők több (+4%), míg az északi lejtők jelentősen kevesebb (-9,5%) besugárzásnak vannak kitéve, mint a környező sík területek (Lisetskii et al. 2014). A megnövekedett besugárzás hatására nő a hőmérséklet a talajfelszínen, valamint nő a párologtatás mértéke is, melynek eredményeképp a vegetációs periódusban jelentősen csökken a talaj nedvességtartalma (Lisetskii et al. 2016a). Ezt a hatást fokozza az a jelenség, hogy a déli lejtőkön a nagyobb besugárzás miatt a tavaszi hóolvadás hamarabb következik be, növelve az élőhely szárazodását, valamint az erózió mértékét és tápanyagban gazdag feltalaj lemosódását is (Sudnik-Wójcikowska és Moysienko 2008a, Lisetskii et al. 2014). Bár korábbi kutatások (Lisetskii et al. 2014, 2016a) kimutatták, hogy jelentős különbségek lehetnek a déli- és az északi lejtők talajnedvesség értékei között, összességében a kurgánok szárazabb élőhelyek, mint a környező sík területek. Lisetskii et al. (2016a) kutatásai alapján a kurgánok talajának felső 60 centimétere 7,6%-kal szárazabb, mint a környező sík területek talaja. Száraz élőhelyeken, mint például a sztyeppéken, a víz elérhetősége a vegetációs mintázatokat meghatározó egyik legfontosabb élőhelyi paraméter (Dilts et al. 2015). A talajnedvességben tapasztalható, elsősorban a mikrotopográfiai különbségekre visszavezethető különbségek a vizsgált területeken ökológiai értelemben különböző tulajdonságokkal rendelkező élőhelyek kialakulásához vezettek. En-

nek eredménye a déli lejtőkön a nagymértékű szárazságstressz hatására kialakult alacsony növényzeti borítás.

Az északi lejtő és a gyűrű növényzete kisebb mértékű szárazságstressznek van kitéve, mint a déli lejtő (Sudnik-Wójcikowska és Moysiyenko 2008a, Lisetskii et al. 2016a). Ez a mintázat jól tükröződött a sztyeppi fajok nagy borításértékeiben a nem legelt kurgánok északi lejtőin. A gyűrű, elsősorban a topográfiai pozíciója miatt a vizsgált terület legnedvesebb élőhelye, és tápanyagszolgáltató képessége is kiemelkedő, mivel a lejtőkről lemosódott humuszban gazdag feltalaj itt akkumulálódik (Lisetskii et al. 2016a). Minden bizonnyal a speciális élőhelyi feltételeknek köszönhető, hogy bár a nem legelt területeken a sztyeppi fajok fajgazdagsága alacsonyabb volt a gyűrűben, mint a lejtőkön, a gyűrűk számos olyan sztyeppi faj számára nyújtottak élőhelyet, melyek csak ezen az élőhelyen fordultak elő. Jó példa erre az *Allium pallasii* hagymafaj előfordulása, mely faj a sztyeppi környezetben a mezofilnak és tápanyag-gazdagnak számító élőhelyeket kedveli (Bátori et al. 2017).

Eredményeink azt mutatják, hogy a kurgánok változatos topográfiája által biztosított élőhelyi sokféleség egy egyedi és diverz növényzet kialakulásához vezetett. A nem legelt kurgánok élőhelyein számos olyan sztyeppi faj (elsősorban évelő kétszikűek, mint *Adonis vologensis*, *Allium paniculatum*, *Dianthus borbasii*, *Ferula caspica* és *Veronica spuria*) volt jelen, amelyek hiányoztak a környező sztyeppekről. Eredményeink alátámasztják korábbi száraz gyepekben végzett kutatások következtetéseit, melyek szerint a változatos élőhelyi feltételekkel (mint például talajnedvesség és tápanyagtartalom, mikroklíma) rendelkező élőhelyek egységnyi területen belül nagyobb faji diverzitást képesek fenntartani, mint a homogén adottságokkal rendelkező élőhelyek (Báldi 2008, Lundholm 2009, Deák et al. 2015a, 2016b).

A kisléptékű élőhelyi változatosság fajgazdagságra kifejtett pozitív hatását jól mutatta az életformatípusok eloszlása is. Míg a nem legelt sztyeppeken főként az évelő füvek domináltak, addig a kurgánokhoz kötődő élőhelyeken a funkcionális csoportok összetétele igen változatos volt. Jelentős arányban fordultak elő rajtuk az évelő füvek, kétszikűek valamint a félcserjék. A nem legelt mintavételi helyek esetén a törpecserjék borítása azokban az élőhelyekben volt a legnagyobb, amelyek nedves és tápanyagban gazdag élőhelyi feltételekkel rendelkeztek, vagyis az északi lejtőn és a gyűrűben (Lisetskii et al. 2016a).

Legelési intenzitás hatása az egyes élőhelytípusokban

Eredményeink azt mutatták, hogy a legelés a vegetáció összborításán és a sztyeppi fajok borításán kívül minden vizsgált funkcionális csoportra szignifikáns hatással volt. A legelés hatása különbözött a vizsgált élőhelytípusokban, a legelés intenzitásának növekedése az élőhelyek homogenizációjával járt.

Tekintettel arra, hogy a sztyeppi fajok evolúciósan adaptálódtak a nagytestű legelő állatok általi biomassza eltávolításhoz és taposáshoz, jól tolerálták a közepes intenzitású legelést (Milchunas és Lauenroth 1993). Legelést követően a sztyeppi fajok egyedei jól regenerálódnak, melyhez jelentősen hozzájárulnak azok a morfológiai adaptációk, amelyek a száraz élőhelyekhez történő alkalmazkodást is elősegítik. Ilyenek például az alacsony növekedési forma, a keskeny és kemény levelek, valamint az erőteljes gyökérzet (de Bello et al. 2007). A vizsgált élőhelyeken ezen adaptációk lehetővé tették a közepes legelési nyomás tolerálását, de a túllegeltetést már nem. Jó példa erre az évelő füveknek a megnövekedett legelési nyomásra és az azzal járó fokozott taposásra és biomassza eltávolításra adott válasza. Míg a nem legelt és közepes intenzitással legelt mintavételi területeken a rövid (*Festuca valesi-*

aca és *Koeleria glauca*) és a magas növésű sztyepei fűfajok (*Agropyron cristatum* és *Stipa* spp.) egyaránt jelen voltak, a túllegelt területeken a *F. valesiaca* és a *Stipa* fajok borítása jelentősen csökkent. Helyüket a taposástűrő, gyomosodást jelző *Elymus repens* és *Lolium perenne* vették át. A változásokat a legelési preferenciák mellett a fajok fiziológiai különbségei is okozták. A *Festuca* és *Stipa* fajok sűrű, de sekély gyökérzettel rendelkeznek, így a nagy intenzitású legelés által okozott erózióval szemben kevésbé ellenálló. Az *Elymus* és *Lolium* fajok mélyre hatoló gyökérzetük és tarackjaik segítségével hatékonyabban tudnak adaptálódni a nagy legelési nyomáshoz (Kutschera et al. 1982). Az élő füvek borításcsökkenése a száraz, túllegelt déli lejtőkön volt a legkifejezettebb. Az élő füvekhez hasonlóan az élő kétszikűek fajgazdagsága és borítása is csökkent a túllegelt kurgánok lejtőin (Peco et al. 2006). A túllegelt lejtőkön a sztyepei fajok fajgazdagságának nagymértékű csökkenése a túllegeltetés és a száraz élőhelyi feltételek együttes hatására következett be. Az alacsony talajnedvesség ugyanis fokozza a vegetáció érzékenységét a túllegeltetéssel szemben, növeli az egyedek mortalitását és egyúttal csökkenti az újratelepedés esélyét, amely akár rövidtávon is a fajgazdagság csökkenéséhez vezethet (Olff és Ritchie 1998, de Bello et al. 2007).

A sztyepei fajok borításában a túllegelés hatására bekövetkezett változások kevésbé voltak drasztikusak, mint fajgazdagságuk esetében. Az északi lejtőkön a legelés intenzitásának növekedésével nem változott, a déli lejtőkön pedig nőtt a sztyepei fajok borítása. Ennek a meglepő eredménynek a magyarázata az, hogy a túllegeltetés hatására két, a zavarást jól toleráló sztyepei faj az *Artemisia austriaca* és az *Eremopyrum orientale* borításértékei jelentősen nőttek. A két faj más-más stratégia segítségével alkalmazkodott a túllegeléssel járó zavaráshoz. Az *Artemisia austriaca*-t fásodó szára, szőrökkel borított levele, valamint kellemetlen íze és illata miatt kevésbé kedvelik a legelő állatok (Koncz et al. 2014, Brinkert et al. 2016). Az egyéves *Eremopyrum orientale* pedig efemer életmenete révén képes tavasszal, még a legelés intenzívvá válása előtt csírázni, virágozni és termést érlelni a nyílt, bolygatott mikroélőhelyeken. Ezáltal a legelési nyomás erőteljesebbé válása és a száraz időszak beköszönte előtt a faj már termést tud érlelni (Komarov 1968-2002). A zavarástűrő sztyepei félcserje *Artemisia austriaca* borításának növekedése a túllegelt területeken jelentős részben hozzájárult ahhoz, hogy a várttal ellentétben, a túllegelt területeken nem csökkent a növényzet összborítása. Más sztyepei élőhelyekre jellemző cserjefajok azonban eltűntek a legelés hatására, elsősorban azok, amelyek a nem legelt és közepes intenzitással legelt területeken a kurgánok által biztosított élőhelyeken voltak jelen (mint például a *Spiraea hypericifolia* és *Ephedra distachya*).

A túllegeltetésnek a sztyepei fajokra kifejtett kedvezőtlen hatását tovább fokozta az, hogy a területeket szarvasmarha és ló vegyes csordái legelték. A vegyes csordák közepes intenzitású legelése természetvédelmi szempontból általában kedvező hatású a gyepek összetételére, fajgazdagságára (Metera et al. 2010). Ennek oka, hogy a két állat eltérő legelési stratégiája gyepterkezelési szempontból jól kiegészíti egymást. A marhák elsősorban a magas növekedésű fajokat preferálják, nem szelektíven legelnek, nagy mennyiségű biomasszát fogyasztanak mozaikos mintázatban, ami által növelik a gyepterkezelési diverzitását (Godó et al. 2017). A lovak ezzel szemben elsősorban az alacsony növésű fajokat fogyasztják és szelektíven legelnek (Metera et al. 2010). A túllegeltetett területeken a nagy legelési nyomás miatt a szarvasmarha és a ló legelés növényzetre kifejtett egyedi pozitív sajátosságai nem tudtak érvényesülni, mivel a korlátozott források miatt a legelési preferenciák eltűntek (Tóth et al. 2018). A túllegeltetés hatása a kurgánok lejtőin erőteljesebben jelentkezett, ami az élőhelyi adottságokon túl arra is visszavezethető, hogy az állatok a nap legmelegebb szakaszaiban előszeretettel időztek a kurgánokon. A terepszintből kiemelkedő magaslatokon a légmozgások erőteljesebbek, ami egyrészt lehűti az állatokat, másrészt segít az állatokon élősködő rovarok eltávolításában.

A ruderalis fajok fajgazdagsága és borítása alacsony volt a nem legelt és közepes intenzitással legelt területeken, ugyanakkor magas volt a túllegelt területeken. A változások a lejtők esetében voltak a legnyilvánvalóbbak. A gyakoribb ruderalis fajok (*Artemisia dracunculus*, *Elymus repens*, *Lolium perenne*, *Carduus nutans*, *Convolvulus arvensis* és *Polygonum aviculare*) mindegyike legelést és taposást jól toleráló faj volt. Közülük a félcserje *Artemisia dracunculus* és az évelő füvek az *Elymus repens* és *Lolium perenne* voltak jelen nagy borítással. Az állatok trágyázása miatt megnövekedett tápanyagtartalom és a zavart nyílt talajfelszínnek nagy kiterjedése elősegítette olyan ruderalis fajok megtelepedését is, melyek nem kifejezetten a legelőkre jellemzőek. Ilyen fajok például az *Amaranthus retroflexus*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album* és a *Leonurus cardiaca*. Utóbbi fajok jelenléte valószínűleg a települések közelségének tudható be.

A vizsgált területeken az egyévesek hasonlóan viselkedtek, mint a ruderalis fajok, ennek oka, hogy az egyévesek többsége ruderalis faj volt. Vizsgálatunkban az egyévesek megnövekedett borítását a túllegelt területeken az magyarázza, hogy a nagymértékű túllegeltetés csökkentette a kompetíciót a domináns kompetitor évelő füvek eltávolítása által, valamint növelte a nyílt talajfelszín arányát, és növelte a talaj tápanyagtartalmát (Peco et al. 2006). Eredményeink megegyeznek Brinkert et al. (2016) eredményeivel, aki kazahsztáni sztyeppeken szintén azt találta, hogy az egyévesek fajgazdagsága és borítása nő az intenzíven legelt területeken. Az egyéves fajok borítása, akárcsak a ruderalisoké a kurgánok lejtőin volt a legmagasabb. Eredményeink azt mutatják, hogy túllegeltetés hatására a környező sztyeppekkel ellentétben a kurgánok jobban ki vannak téve a degradációt jelző fajok terjedésének.

Bár a legelés elmaradása sok esetben csökkenti a vegetáció faji sokféleségét a növekvő kompetíció és a fajok megtelepedéséhez szükséges megtelepedési mikroélőhelyek hiánya miatt, a vizsgált nem legelt sztyeppi állományokban nem találtunk a vegetáció degradációjára utaló jeleket. Ez magyarázható egyrészt a közép-ázsiai sztyeppekre jellemző nagymértékű abiotikus stresszel, valamint a kisemlősök és ízeltlábúak biotikus stresszel, ami elsősorban a hideg telekből és száraz és meleg nyarakból adódik, csökkenti a kompetitor fajok biomasszatermelését, ami egyben az avarfelhalmozódást is csökkenti. A kompetitorok alacsony borítása és a csökkent mértékű avarfelhalmozódás elősegíti a kevésbé jó kompetitor fajok fennmaradását és együttélését, ami egyúttal csökkenti a felhagyás negatív hatását (Demina és Bragina 2014, Wesche et al. 2016).

4.2.5. Konklúziók

Napjainkig a kurgánok növényzetének fajszerveződésére ható tényezőket és azok hatását elsősorban a sztyepp biom nyugati felében, az ember által jelentősen átalakított régiókban vizsgálták. A vizsgálatok általános konklúziója az volt, hogy a kurgánoknak, mint kis kiterjedésű élőhelyszigeteknek, jelentős szerepük van a sztyeppi vegetáció valamint a táji szintű fajdiverzitás megőrzésében az ember által átalakított intenzíven művelt tájakban. A közép-ázsiai sztyeppeken található kurgánok természetvédelmi fontosságát azonban jelentősen alulbecsülték, mivel Közép-Ázsiában hatalmas kiterjedésű elsődleges sztyepppek maradtak fenn, melyek alkalmasak a sztyeppi vegetáció és sztyeppi fajok megőrzésére. Vizsgálatunk eredményei ezt a feltevést egy új megvilágításba helyezték, mivel kimutattuk, hogy a kurgánokhoz kötődő speciális élőhelyeknek (különböző kitettségű lejtők és a kurgánt körülvevő gyűrű) a kiterjedt közép-ázsiai sztyeppeken is nagy szerepe van a faji sokféleség megőrzésében.

Eredményeink azt mutatják, hogy speciális adottságaik miatt a kurgánok biodiverzitási gócpontok szerepét töltik be a sztyeppeken, valamint a sztyeppi tájban számos faj elsősorban a kurgánokhoz kötődő élőhelyeken fordul elő. Kutatásunk arra is rámutatott, hogy a korábban csak a prominens, nagyméretű kurgánokon kimutatott mikroélőhely-típusok jelen vannak az átlagos méretű (1,5 méternél kisebb) kurgánokon is. A kurgánokkal foglalkozó tanulmányok között elsőként vizsgáltuk behatóan a gyűrűt, mint a kurgánokhoz kötődő élőhelyet, és kimutattuk, hogy ennek az élőhelynek is jelentős szerepe van a faji sokféleség fenntartásában, mivel egyedi vegetációval rendelkezik.

Eredményeink alátámasztják korábbi kutatások eredményeit, melyek szerint a sztyeppvegetáció evolúciósan adaptálódott a nagytestű legelő állatok által kifejtett zavaráshoz. Ugyanakkor azt találtuk, hogy az intenzív legelés hatására a sztyeppi fajok visszaszorulnak, míg a ruderalis és egyéves fajok fajgazdagsága és borítása jelentősen nő. A sztyeppi fajok esetében a legelési intenzitás növekedése által okozott fajgazdagság csökkenés a kurgánok által biztosított speciális élőhelyeken (északi és déli lejtőn) volt a legnagyobb mértékű. Bár számos korábbi vizsgálat azt találta, hogy a szárazgyepi élőhelyeken a legelés vagy kaszálás elmaradása a gyepi biodiverzitás csökkenésével jár, a vizsgált ökoszisztémában ez a jelenség nem volt megfigyelhető, elsősorban az extrémén száraz klímának valamint az ízeltlábúak és kisemlősök biotassza eltávolító tevékenységének köszönhetően.

Annak ellenére, hogy a közép-ázsiai népek a kurgánokat szent helyekként, történelmi emlékként tisztelik, nem tulajdonítanak jelentőséget természetvédelmi értékeiknek. Ennek következménye az, hogy Oroszországban és Kazahsztánban a kurgánok törvényi védelme csupán a régészeti leletekre terjed ki, és nem tér ki azok élővilágára. Bár napjainkban a közép-ázsiai sztyeppéken található kurgánok egy jelentős része természetvédelmi szempontból értékes vegetációval rendelkezik, a megfelelő törvényi védelem hiányában a fölhasználati változások (legeltetési szokások megváltozása, urbanizáció) következtében számos kurgánon veszélybe kerültek a még meglévő természeti értékek. A közép-ázsiai kurgánok esetében ezért érdemes lenne a kulturális és történelmi értékeken felül figyelembe venni a természetvédelmi és tájképi szempontokat is. A sztyeppi környezetben elhelyezkedő kurgánok természeti értékeinek védelme érdekében a legkézenfekvőbb és legsürgetőbb feladat a sztyeppeken korábban jellemző közepes legelési nyomás helyreállítása lenne. Hosszú távon az lenne a természetvédelmi szempontból (és talán társadalmi szempontból is) a legkedvezőbb megoldás, ha a védett területeken állami támogatással helyreállnának a korábbi nomadizáló állattartási rendszereket. Ez egyrészt megélhetést biztosítana számos család részére, másrészt egy egyenletes legelési nyomást biztosítana a nagyobb összefüggő sztyeppterületek számára. Az egyenletes legelési nyomás egyrészt kedvező természetvédelmi szempontból, másrészt az egyenletes és folyamatos biotassza eltávolítás meggátolná a napjainkban jellemző nagy kiterjedésű, a lakosságra is veszélyt jelentő sztyeppi tüzek kialakulását. A sztyeppék legelési rendszerének, ökoszisztémájának helyreállításához elengedhetetlen továbbá a veszélyeztetetté vált vadon élő nagytestű legelő állatok (mint például a szajga antilop) populációinak helyreállítása is, amely a fajvédelmi programok fontos feladatát képezi.

4.3 Kurgánokon alkalmazott élőhelyrekonstrukciós módszerek értékelése

4.3.1. Bevezetés

A biodiverzitás megőrzése érdekében kiemelkedően fontos a megmaradt élőhelyek megfelelő kezelésének biztosítása és a populációk közötti funkcionális kapcsolatok helyreállítása (Babai és Molnár 2014, Plieninger et al. 2015, Deák et al. 2018a). Különösen fontos ez a szárazgyepi élőhelyek esetén, melyeket az elmúlt évszázadok alatt leginkább sújtott a tájhasználat változásaiból eredő élőhelyvesztés, az élőhelyek közötti összeköttetések hiánya és a fennmaradó állományok leromlása (Kuussaari et al. 2009, Deák et al. 2016a). A szárazgyeppek védelme nem csupán természetvédelmi prioritás, hiszen a szárazgyeppek számos az egész társadalom számára fontos ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak, mint a vízbázisok védelme, talajvédelem, biomassza produkció, a mezőgazdaság számára nélkülözhetetlen pollinátorok és mezőgazdasági kártevőket fogyasztó ragadozó ízeltlábúak populációinak fenntartása (Tscharrntke et al. 2012, Kovács-Hosnyánszki et al. 2017). A gazdasági megfontolásokon túl a kulturális ökoszisztéma szolgáltatások integrálása a táji szintű élőhelyvédelmi tervekbe még tovább árnyalhatja a képet és közelebb hozhatja a szélesebb társadalmi és a természetvédelmi érdekeket (Valkó et al. 2018). Tekintetbe véve, hogy Európában a kulturális emlékek számos esetben kiemelkedő természeti értékeket hordoznak, védelmük, valamint természetes vegetációjuk helyreállítása jelentős természetvédelmi potenciállal rendelkezik (Frascaroli et al. 2015, Deák et al. 2016a, Jones et al. 2016, Ramos et al. 2016).

Magyarországon a kurgánok, földvárak és a szarmata kori földsánc vonulat, az úgynevezett Ördög-árok egyes részei egyszerre rendelkeznek kiemelkedő kulturális és természeti értékekkel. Bár a felsorolt összes történelmi emlékhely törvényileg védett (1996. évi LIII Természetvédelmi Törvény), az elmúlt időszakban a kurgánok és más nem temetkezési célból épült halmok (például a tellek) „kunhalom” gyűjtőnév alatt kiemelt figyelmet kaptak. „Védett tájképi elemekként”, védelmük integrálva lett a területalapú támogatások rendszerébe is (Árgay et al. 2013, Rákóczi és Barczy 2014). Ezt az tette lehetővé, hogy az Európai Táji Egyezmény a kunhalmokat és a gémeskutakat jelölje meg, mint Magyarországra jellemző, tipikus védendő tájjeleket (Jones et al. 2016). A szabályozásban bekövetkezett változások következtében a támogatott területeken található kurgánok művelését felhagyták, és a természetes vegetációt hordozó kurgánokon is csökkent a beszántás, beépítés veszélye. Ez jelentősen hozzájárul a kurgánok természeti értékeinek megőrzéséhez (Rákóczi és Barczy 2014, Deák et al. 2016a). A szántóföldi vagy erdészeti művelésből kivont kurgánokon a gyomosodás megállítása és a természeti értékek helyreállítása érdekében szükségesek lehetnek olyan aktív restaurációs beavatkozások is, melyek elősegítik a természetközeli szárazgyepi vegetáció regenerációját. Ilyen aktív beavatkozások a gyepek vázát alkotó fűfajok telepítése magvetéssel vagy szénaráhordással, valamint a fajszegény, füvek dominálta gyepeken a kétszikű fajok betelepítése (Rout et al. 2009, Török et al. 2011, Deák et al. 2010, 2013, Deák és Valkó 2013).

A szárazgyepi fajok betelepítésére mindenképpen szükség van azokban az esetekben, ha a kurgánok közvetlen közelében nem található olyan szárazgyepi állomány, amely propagulum forrásként szolgálhat a gyepi vegetáció spontán regenerációjához (Deák et al. 2018a). Bár az élőhelyrekonstrukciós célú gyepterárossal számos publikáció foglalkozik, a színezőelemek megtelepítésének eredményeit ismertető publikációk száma igen korlátozott. Ennek oka, hogy bár a szárazgyepi kétszikűek magvetéssel és palántázással történő megtelepítése egy egyre inkább bevett gyakorlat, a módszertant és annak hatékonyságát ismertető esettanulmányok általában csak a rekonstrukciós projektek jelentéseiben jelennek meg (de lásd Bottin et al. 2007, Godefroid et al. 2011). Annak érdekében, hogy a jövőbeli projektek hatékonysága növekedjen szükségesek olyan mindenki által elérhető közlemények, amelyek

egyrészt beszámolnak a visszatelepítési projektek sikeréről, de ugyanakkor megvitatják a projektek kudarcait és azok lehetséges okait is (Godefroid és Vanderborght 2011).

Kutatásunk során azt vizsgáltuk, hogy mely módszerek a legalkalmasabbak a kétszikű löszgyepi fajok betelepítésére olyan kurgánokon, melyeken fajszegény szárazgyepek találhatók. A restaurációs projektek során leggyakrabban használt növénytelepítési technikák alkalmazhatóságát teszteltük, melyek az alábbiak voltak: magvetés, üvegházban nevelt palánták kiültetése, valamint veszélyeztetett állományokból egyedek átültetése. A tudományos megismerésen túl a projekt célja az volt, hogy a nagyközönség számára egy bemutató területet hozzon létre, amely alkalmas a térség löszgyepjeire jellemző fajok bemutatására. A kutatási kérdéseink az alábbiak voltak: (1) A három alkalmazott módszer közül melyik a legalkalmasabb a löszgyepi kétszikű fajok betelepítésére a kurgánokon? (2) Melyek növényfajok megtelepedése a legsikeresebb? (3) Az élőhelykezelés milyen módon befolyásolja a fajok megtelepedési sikerét?

4.3.2. Anyag és módszer

Kutatási terület

A vizsgált négy kurgán (Filagória, Meggyes, Nyírházi és Porosállás) az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén, a Hortobágyi Nemzeti Parkban található. A projekt kiindulási szakaszában a kurgánokon jellegtelen szárazgyepek fordultak elő, melyben a domináns, a térség löszgyepjeire jellemző gypalkotó fűfajok a *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis* voltak. A gyepekben számos fás- és lágyszárú, természetvédelmi szempontból nem kívánatos faj volt jelen, mint a *Bromus sterilis*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Lycium barbarum* és az *Elymus repens*. A löszgyepekre jellemző kétszikűek hiányoztak a kurgánokról. A Filagória- és Meggyes-halmokat évente háromszori kézi kaszálással kezeltük, a levágott növényi anyagot elgereztyeltük és elhordtuk. A Nyírházi- és a Porosállás-halmokat évi egyszeri gépi kaszálással kezelték. A levágott növényi anyagot rendszerint a kaszálék száradását követően távolították el a területről.

Növények telepítése

A telepítési munkálatok során 18, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai által kijelölt löszgyepi fajt telepítettünk a kurgánokra (18. táblázat). A munkálatokkal érintett terület minden kurgánon hozzávetőleg 0,25 hektár volt. A megvalósítás során egy restaurált szárazgyepekben korábban már tesztelt technikát alkalmaztunk, a gyeper mátrixába talajbolygatás segítségével kolonizációs ablakokat nyitottunk és ebbe vetettük/ültettük el a célfajokat (Valkó et al. 2016). A módszer alkalmazásával a fajszegény közösségekben létrehozott kolonizációs ablakokban a célfajok nagy denzitású életképes állományai telepíthetők meg, amelyek a megtelepedést követően ki tudnak terjedni a környező területekre.

Magok begyűjtése

2013 vegetációs periódusa során összesen 16 célfaj magját gyűjtöttük be a régió löszgyepjeiből. Két faj (*Amygdalus nana* és az *Anchusa barbellieri*) magját nem tudtuk begyűjteni, mivel a fajok a térségben igen ritkák és a fellelt populációk a gyűjtés évében nem érleltek termékeny magokat. Egy faj, a *Rosa rubiginosa* magját szeptember végén szándékosan még éretlen

állapotban gyűjtöttük be, mivel a faj magvai képesek a begyűjtést követően is beérni és az éretlen állapotban begyűjtött magok perikarpiumában a csírázást gátló anyagok koncentrációja alacsony (Haouala et al. 2013). A begyűjtött magok szolgáltatják a szaporítóanyagot a magvetéshez (15 faj) és az üvegházi palántaneveléshez (11 faj). Minden faj esetében csírázási teszteket végeztünk, mely során három ismétlésben száz-száz mag csírázását vizsgáltuk 2013 októbertől és 2014 júniusáig között (36 hét).

18. táblázat. A kurgánokra betelepített fajok listája. (A) vetett fajok listája és az alkalmazott vetési tömeg (gramm/kurgán); (B) üvegházi körülmények között felnevelt, majd kiültetett fajok listája és a kiültetett palánták mennyisége (tő/kurgán); (C) veszélyeztetett természetes populációkból áttelepített fajok listája és az áttelepített tővek mennyisége (tő/kurgán).

Fajok	Filagória	Meggyes	Nyírházi	Porosállás
(A) Magvetés				
<i>Carthamus lanatus</i>		20 g		
<i>Centaurea pannonica</i>	20 g	20 g	20 g	20 g
<i>Centaurea sadleriana</i>	20 g		20 g	
<i>Centaurea solstitialis</i>	20 g	20 g		
<i>Dianthus pontederæ</i>	20 g	20 g	20 g	20 g
<i>Filipendula vulgaris</i>	500 g	500 g	500 g	500 g
<i>Galium verum</i>	20 g			
<i>Hypericum perforatum</i>	20 g			
<i>Knautia arvensis</i>	20 g			
<i>Lotus corniculatus</i>				20 g
<i>Lycopsis arvensis</i>		20 g		
<i>Phlomis tuberosa</i>	20 g	20 g	20 g	20 g
<i>Salvia austriaca</i>	500 g	500 g	500 g	500 g
<i>Salvia nemorosa</i>	500 g	500 g	500 g	500 g
<i>Silene vulgaris</i>	20 g	20 g	20 g	
(B) Kiültetés				
<i>Carthamus lanatus</i>				
<i>Centaurea pannonica</i>	38 tő	30 tő		
<i>Centaurea sadleriana</i>	50 tő		50 tő	
<i>Dianthus pontederæ</i>	20 tő	20 tő	30 tő	50 tő
<i>Filipendula vulgaris</i>	20 tő	20 tő	30 tő	50 tő
<i>Lotus corniculatus</i>				34 tő
<i>Phlomis tuberosa</i>	32 tő			
<i>Rosa rubiginosa</i>	49 tő			
<i>Salvia austriaca</i>		10 tő	20 tő	50 tő
<i>Salvia nemorosa</i>	30 tő	10 tő	20 tő	50 tő
<i>Silene vulgaris</i>	36 tő	20 tő		
(C) Áttelepítés				
<i>Amygdalus nana</i>	35 tő		25 tő	
<i>Anchusa barrelieri</i>			32 tő	
<i>Phlomis tuberosa</i>	32 tő	10 tő	53 tő	20 tő

Magvetés

A magvetést 2013 októberében végeztük. A gyeppen gereblyézéssel nyílt talajfelszíneket hoztunk létre. A célfajok magvait a nyílt talajfelszínre vetettük, majd gereblyézéssel talajjal takartuk őket és hengereléssel tömörítettük a talajt. A löszgyepekre tömegesen jellemző mátrix fajok (*Filipendula vulgaris*, *Salvia austriaca* és *S. nemorosa*) magvait 500 g/halom mennyiségben, a ritkább löszgyepi fajokat 20 g/halom mennyiségben vetettük el. A magokat a vetés előtt sem fizikai sem kémiai módon nem kezeltük.

Palánták kiültetése

A begyűjtött magokat felhasználva 11 célfaj egyedeit neveltük ki üvegházban. A magokat 2014 márciusában vetettük el cserepekbe, majd üvegházi nevelést követően 2014 szeptemberében ültettük ki az egyedeket a kurgánokra. Az egyetlen kivétel a *Rosa rubiginosa* volt, amelyet 2013 novemberében vetettünk el és a cserepekben kültéren neveltük, annak érdekében, hogy a téli hidegkezelés elősegítse a magok csírázását (Zhou és Bao 2011). A kiültetett példányokat egyedileg jelöltük és egy hétig naponta megöntöztük annak érdekében, hogy elősegítsük az egyedek megerősödését. 2014 novemberében a kiültetett egyedeket mulcsozással védtük a téli hidegtől.

Egyedek áttelepítése veszélyeztetett populációkból

Két védett faj (*Amygdalus nana* és *Phlomis tuberosa*) esetén az egyedeket utak mezsgyéiben található veszélyeztetett populációkból földlabdával együtt emeltük ki és ültettük át a kurgánokra. Az *Anchusa barrelieri* esetében a tölevélrózsás példányokat egy szántóföld területéről emeltük ki (ahova a szántóföld mezsgyéjében található állomány néhány egyed átterjedt). Az átültetett egyedeket a palántaként kiültetett egyedekhez hasonlóan kezeltük.

A célfajok megtelepedési sikerének vizsgálata

A célfajok megtelepedési sikerét 2015 szeptemberében mértük fel. Feljegyeztünk minden egyedet, amely meg tudott telepedni, valamint annak érdekében, hogy számszerűsíteni tudjuk a szaporodási sikert feljegyeztünk minden egyedet, amely virágot is hozott. A vetett fajok esetében a megtelepedési sikert az alábbiak alapján számoltuk ki. A csírázási tesztek alapján megállapítottuk azt a csíranövény mennyiséget, amely megjelenésére számíthatnánk a kolonizációs ablakokban abban az esetben, ha csírázásuk a legoptimálisabb körülmények között ment volna végbe. A számolásokhoz az alábbi képletet használtuk $N_p = S_N \times (N_g / 100)$, ahol N_p a csíranövények várható száma a kurgánokon; S_N a kurgánra kijuttatott magok száma; N_g a csíráztatási kísérlet során kicsírázott magok száma. A magvetés esetén a megtelepedési sikert a megfigyelt csíranövények és a csírázási tesztek alapján várható csíranövény-szám arányával fejeztük ki. A kiültetett és az átültetett fajok esetén a megtelepedési sikert a kiültetett és a megmaradt egyedek arányával fejeztük ki.

Tekintettel arra, hogy a projekt elsődleges célja a természetvédelmi rekonstrukció volt, és az ültetéseket a természetvédelmi kezelő által megszabott konfigurációban kellett végeznünk az adatok precíz szakmai kiértékelése nem volt lehetséges. Mindazonáltal a vizsgálat eredményei és azok szakirodalmi adatokkal alátámasztott interpretációja hasznos információként szolgálhat hasonló projektek kivitelezéséhez, valamint a növényfajok ex situ védelmével kapcsolatos ökológiai folyamatok megértéséhez.

4.3.3. Eredmények

A csíráztatási kísérlet eredményei azt mutatták, hogy a vizsgált fajok jelentős része jó csírázási képességgel rendelkezett üvegházi körülmények között. A csírázási siker független volt a fajok ezermagtömegétől (9. függelék). Terepi körülmények között a csírázási siker jelentősen kisebb volt, mint üvegházi körülmények között (átlagosan $0,55\% \pm 2,57$ SD értékkel) (19. táblázat). A csírázási arány a kézi kaszálással kezelt kurgánokon volt a legnagyobb. Csúpn két faj (*Carthamus lanatus* és *Lycopsis arvensis*) esetében tapasztaltunk 10 %-ot meghaladó csírázási arányt. Hat vetett faj egyáltalán nem tudott megtelepedni a kurgánokon. A kiültetett egyedek legnagyobb sikerrel szintén a kézzel kaszált kurgánokon tudtak fennmaradni. A legnagyobb megtelepedési sikert a *R. rubiginosa*, a *S. austriaca* és a *S. nemorosa* esetén tapasztaltuk. Három faj kiültetett egyedei nem tudtak megmaradni a kurgánokon. A veszélyeztetett állományokból átültetett egyedek megtelepedési sikere magas volt ($> 35\%$). Összesen 12 faj esetében figyeltünk meg virágzó egyedeket. A virágzó egyedek legnagyobb számban a kézzel kaszált kurgánokon voltak jelen.

19. táblázat. A kurgánokra telepített fajok megtelepedési sikere. (A) magvetéses gyepesítés sikeressége (megfigyelt csíranövények és várható csíranövények aránya); (B) üvegházi körülmények között felnevelt, kiültetett palánták megtelepedési sikere (kiültetett és a megmaradt egyedek aránya); (C) veszélyeztetett, természetes populációkból áttelepített egyedek megtelepedési sikere (kiültetett és a megmaradt egyedek aránya). A csillaggal jelölt populációkban fordultak elő virágzó egyedek.

Fajok	Filagória	Meggyes	Nyírházi	Porosállás
(A) Magvetés				
<i>Carthamus lanatus</i>		12,61*		
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0
<i>Centaurea sadleriana</i>	0		0	
<i>Centaurea solstitialis</i>	0,11*	0,75*		
<i>Dianthus pontederæ</i>	0	0	0	0
<i>Filipendula vulgaris</i>	0	0	0	0
<i>Galium verum</i>	0,08*			
<i>Hypericum perforatum</i>	0,02			
<i>Knautia arvensis</i>	0,24*			
<i>Lotus corniculatus</i>				0
<i>Lycopsis arvensis</i>		10,68*		
<i>Phlomis tuberosa</i>	0	0	0	0
<i>Salvia austriaca</i>	0,51*	0,03*	0	0,01
<i>Salvia nemorosa</i>	0,37*	0,33*	0,01	0,02
<i>Silene vulgaris</i>	0,03*	0	0	
(B) Kiültetés				
<i>Centaurea pannonica</i>	10,50*	3,30*		
<i>Centaurea sadleriana</i>	8		0	
<i>Dianthus pontederæ</i>	0	0	0	
<i>Filipendula vulgaris</i>	10	0	0	
<i>Lotus corniculatus</i>				0
<i>Rosa rubiginosa</i>	75,5			
<i>Salvia austriaca</i>		60,00*	5	6
<i>Salvia nemorosa</i>	100,00*	90,00*	10,00*	36,00*
<i>Silene vulgaris</i>	5,60*	0		
(C) Áttelepítés				
<i>Amygdalus nana</i>	37,1		0	
<i>Anchusa barrelieri</i>			56,30*	
<i>Phlomis tuberosa</i>			75,50*	75,00*

4.3.4. Diszkusszió

Magvetés

A restaurációs projektek során általában a magvetést tartják a leginkább munka- és költséghatékony módszernek (Guerrant és Kaye 2007). Kutatásunk eredményei más tanulmányokkal összhangban azt mutatták, hogy terepi körülmények között a magvetés sikerességét számos tényező befolyásolhatja, így a módszer sikeressége egyáltalán nem garantált (Menges 2008, Becker 2010). A megtelepedés sikeressége nagyban függ a fajspecifikus csírázási sajátosságoktól, az élőhely kezelésétől valamint a termőhelyi viszonyoktól (Kiss et al. 2018). Az eredmények interpretációjánál figyelembe kell venni továbbá, hogy egyes keményhéjú magvak késleltetett csírázásúak, így a vetést követően akár évekkel később csíráznak (Baskin és Baskin 1998). Ezt támasztja alá az üvegházi csíráztatásos vizsgálatunk eredménye is, mely alapján a kemény maghéjú fajok (*Lotus corniculatus*, *Lycopsis arvensis*, *Phlomis tuberosa* és *Salvia nemorosa*) jelentős része alacsony csírázási arányt mutattak. Jövőbeli projektekben ezen fajok csírázását érdemes a maghéj fizikai felsértésével elősegíteni (szkarifikálni), annak érdekében, hogy a mag dormanciája megtörjön (Baskin és Baskin 1998). A terepen tapasztalt alacsony csírázás oka lehetett még a rovarok általi elhordás is (Steffan-Dewenter et al. 2011).

A nagy ezermagtömeggel rendelkező fajok (különösen a *Carthamus lanatus* és a *Lycopsis arvensis*) nagyobb megtelepedési sikert mutattak terepi körülmények között. Ennek oka, hogy ezek a fajok jobban tolerálják az avar árnyékoló hatását, valamint képesek áttörni a vastag avartakarót is (Miglécz et al. 2013). Tehát azokban a projektekben, ahol csak magvetés alkalmazására van lehetőség érdemes a nagy magtömegű fajokat előnyben részesíteni. Tapasztalataink szerint a vetett fajok csírázását sok esetben a kedvezőtlen élőhelyi adottságok hátráltatták, elsősorban a csírázásra alkalmas mikroélőhelyek hiánya (Deák et al. 2011). Ezt támasztja alá az is, hogy a csírázási siker a rendszeresen kézzel kaszált területeken volt a legnagyobb, mivel ezeken a területeken a biomassza eltávolítás összességében nagyobb mértékű volt, mint a gépi erővel kaszált területeken (Humbert et al. 2009). Az évi háromszori kaszálás folyamatosan biztosította a biomassza alacsony szintjét és alkalmas volt a gyomok visszaszorítására is, amely csökkentette a vetett fajokra nehezedő kompetíciós nyomást (Kelen et al. 2014, Tälle et al. 2018).

Kiültetés és áttelepítés

Mind az üvegházban nevelt egyedek, mind a természetes populációkból származó egyedek ültetése sikeresebb módszernek bizonyult, mint a magvetés. Ennek oka, hogy a kiültetett egyedek már az egyedfejlődés egy magasabb fokán voltak, így nem kellett megbirkózniuk a csírázással és a megtelepedéssel kapcsolatos nehézségekkel (Guerrant és Kaye 2007). Bár az ültetés sokkal munka-, szaktudás-, és költségigényesebb módszer, mint a magvetés, de eredményeink szerint ez a beavatkozás hatékonyabb és a kiültetett egyedek túlélése is kevésbé függ az adott terület kezelési módjától. Tapasztalataink alapján azok a fajok telepedtek meg legsikeresebben, amelyek az ültetés idején is már jól fejlett gyökérzettel rendelkeztek (Kutschera et al. 1982). Ezt erősíti meg az az eredményünk is, hogy a tekintélyes földlabdával (gyökérzettel) átültetett, veszélyeztetett populációból származó nem fásszárú fajok (*A. barrelieri* és *Ph. tuberosa*) egyedeinek megmaradási rátája magas volt. Ezek a fajok az átültetést követő első évben virágot is hoztak. A fásszárú *A. nana* esetében a másik két átültetett fajhoz képest megfigyelt kisebb megmaradási aránya valószínűleg abból ered, hogy az egyedek kiemelése során a mélyre hatoló és kiterjedt gyökérzet jobban sérült.

4.3.5. Konklúziók

A kurgánokon végzett élőhelyrekonstrukciós munkálatok által hatékonyan növelhető a tájra jellemző faji sokféleség, a szárazgyepi fajok populációinak állománynagysága és helyreállíthatók a populációk közötti kapcsolatok. Emellett azonban fontos hangsúlyozni, hogy a kurgánok, növényzetük restaurálását követően, számos a társadalom számára fontos ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak. Restaurációt követően nő a kurgánok tájképi esztétikai értéke, a restaurált növényzetű kurgánok szerves részét képezik a természetvédelmi terület bemutató tanösvénynek, ezáltal oktatási és rekreációs célokat is szolgálnak. A restaurációs munkálatokat követően hazai és külföldi egyetemekről is érkeztek terepgyakorlatok a kurgánokra, mely során bemutattuk a kurgánok kulturális, történelmi és természetvédelmi értékeit, valamint a növények telepítése során alkalmazott módszertant is. Eredményeink alapján hasonló projektek esetén érdemes a magvetés és palántázás kombinációját alkalmazni. A magvetés költséghatékony módszer a nagymagvú fajok telepítésére, míg a palántázással növelni lehet a kismagvú vagy egyéb okok miatt nehezebben csírázó fajok megtelepedési sikerét. A fajok betelepítését követően fontos a megfelelő élőhelykezelés biztosítása, amelyre a legmegfelelőbb módszer a rendszeres kézi kaszálás, mivel ez kisebb zavarással jár, mint a gépi kaszálás és általa egy mozaikos élőhelyszerkezet hozható létre.

5. Összefoglalás

Az értekezésben a termőhelyi változatosság, a tájszerkezeti változások és a tájhasználat gyepi növényközösségekre kifejtett hatásait vizsgáltam az eurázsiai sztyepp- és erdősztyepp zónában. A vizsgált tényezők mindegyike külön-külön is jelentős hatással van a gyepi közösségek élőhelyi sokféleségére, struktúrájára és fajszerveződésére. Eredményeink alapján a három tényező együttes értelmezésével a növényi fajszerveződés új aspektusai ismerhetők meg, ami jelentős mértékben hozzájárul a gyepekben zajló ökológiai folyamatok megértéséhez. A folyamatok feltárása alapvető fontosságú annak érdekében, hogy fajgazdag, egyre ritkuló gyepeinket hatékonyan meg tudjuk őrizni.

5.1. Élőhelyi sokféleség, élőhelyi mintázatok és fajgazdagság

A gyepekben tapasztalt élőhelyi sokféleség és fajgazdagság számos esetben a gyepekre jellemző kisléptékű termőhelyi változatosságra vezethető vissza. Az értekezésben bemutatott vizsgálatokban kimutattam, hogy a kis léptéken együttesen előforduló eltérő adottságú mikroélőhelyeken számos eltérő fajösszetételű és struktúrájú növényi közösség képes egymás mellett fennmaradni, ami által nő a táj élőhelyi és faji diverzitása is. A termőhelyi változatosságnak számos forrása lehet, mint például a besugárzás eltérő mértéke, mikroklimatikus okok, sófelhalmozódási mintázatok vagy éppen a talajnedvesség változásai, melyeket sok esetben jól indikálnak a mikrotopográfiai változások. Az élőhelyi sokféleség és fajgazdagság kapcsolatát vizsgáló kutatásaim legfontosabb eredményei az alábbiak.

1. Szikes tájban a növényzeti mintázatokat elsősorban a só- és szárazságstressz határozza meg. Számos szikes tájakban végzett kutatás vizsgálta a mikrotopográfia és a talaj só- és nedvességtartalma, valamint a növényzet és a talajparaméterek közötti kapcsolatokat. Kutatásunkban a jelenség egy harmadik aspektusát, a mikrotopográfia és a növényzeti mintázatok összefüggéseit vizsgáltuk. Kutatásunk során digitális terepmodellek (DTM) és terepi botanikai adatok felhasználásával kimutattuk, hogy szikes tájakban a mikrotopográfia és az élőhelyi mintázatok között szoros összefüggések vannak. A társuláscsoportok, és az egyes társulások is elkülönülnek egymástól tengerszint feletti magasságértékeik alapján. A jelenség ökológiai hátterében az áll, hogy az akár néhány centiméteres különbségek is jelentős változásokat eredményezhetnek a stresszfaktorok mintázataiban, ennek megfelelően a növényzetben is.

2. A mikrotopográfia és az élőhelyi mintázatok közötti kapcsolat felhasználásával kidolgoztunk egy távérzékelésen alapuló módszertant, mely alkalmas a kiterjedt komplex struktúrájú tájak élőhelytérképezésére. Az élőhelyek osztályozásához környezeti változóként a terepmodellek (DTM) adatait, valamint a DTM-ekből származtatott adatokat használtuk fel. A származtatott adatok közül az élőhelyek előfordulását a topográfiai nedvesség index (TNI) és a topográfiai helyzet index (THI) indikálta legnagyobb mértékben. Eredményeink alapján a DTM, a THI és a TNI együttes felhasználása megbízható képet ad a növényzeti mintázatokat befolyásoló faktorokról: a talajvíz felszínhez viszonyított távolságáról, a sófelhalmozódási mintázatokról és a talajnedvességről. A topográfiai változók segítségével lehetővé vált nyolc szikes társulás nagypontosságú térképezése. Eredményeink azt mutatják, hogy a megfelelő ökológiai és terepi tudás segítségével a távérzékelte adatok jól használhatók a terepen egyébként nehezen felmérhető, komplex struktúrájú gyepi élőhelyek térképezésében.

3. Kimutattuk, hogy a mikrotopográfiai változatosság nem csupán a természetes, bolygatatlan gyepei élőhelyeken van hatással az élőhelyi mintázatokra és fajszerveződésre, de a bolygatást követő vegetációfejlődésben is nagy szerepe van. Kutatásunkban szikes gyepekkel körülvett betemetett csatornák nyomvonalain vizsgáltuk a bolygatás óta eltelt időnek és a mikrotopográfiai változatosságnak a növényzetre kifejtett hatásait. A vegetációfejlődés korai szakaszában a bolygatott talajfelszínen a mikrotopográfiai változatosság nem volt jelentős hatással a fajszerveződésre, mivel a random módon beérkező nagy mennyiségű propagulum elfedte az abiotikus szűrők hatásait. Ebben a szakaszban a kis növényzeti borítás miatt a biotikus szűrők még nem játszottak jelentős szerepet a közösségszerveződésben. A vegetációfejlődés későbbi szakaszában azonban a csupán néhány centiméteres magasságbeli különbségek is hatással voltak a nyomvonalak növényzetének fajszerveződésére. A mikrotopográfiai változatosság hatására kialakult termőhelyi változatosság növekedésével nőtt a növényzet diverzitása. A nagy mikrotopográfiai változatossággal rendelkező idős nyomvonalakon a stressztűrő fajok visszaszorultak azokra a stresszelt mikroélőhelyekre, melyek megfelelő feltételeket biztosítottak fennmaradásukhoz. A változatos felszínnel rendelkező nyomvonalakon a ruderalis fajok részesedése nőtt. A ruderalis fajok megnövekedett borítása arra vezethető vissza, hogy a specialista, erőteljes növekedésű fűfaj a *Festuca pseudovina* az egyenetlen felszíneken nem tudott összefüggő növényzeti borítást kialakítani, amely biotikus filterként visszaszoríthatta volna a nyílt talajfelszínekhez kötődő gyomfajokat.

4. A termőhelyi változatosság hatásai jól megfigyelhetők az ősi sztyeppi temetkezési halmonokon, a kurgánokon. A kurgánokon félgömbhöz közelítő alakjukból adódóan kis területen belül is számos, eltérő termőhelyi tulajdonsággal rendelkező élőhely alakul ki, melyek különböznek a besugárzás mértékében, a talajnedvesség, talaj tápanyagtartalom mennyiségében és mikroklímájukban. A számos eltérő tulajdonságú élőhely együttes előfordulása következtében a kurgánokon általában egyedülállóan magas faji sokféleség alakul ki. Kazahsztáni kurgánokon végzett kutatásunk során kimutattuk, hogy a kurgánokhoz kötődő mikroélőhelyek (északi, déli lejtő és a kurgánt körülvevő gyűrű) növényzete jól elkülönül egymástól és a környező sztyeppektől is. A kurgánok mikroélőhelyein számos olyan indikátor fajt mutattunk ki, amelyek a környező sztyepeken nem voltak jelen. Tehát a kurgánokhoz kötődő élőhelyi sokféleség nem csupán a tájban előforduló fajok lokális együttes előfordulását eredményezi, de új fajokkal is gazdagítja a tájat. Eredményeink új megvilágításba helyezték a nagy, összefüggő sztyeppi területeken található kurgánok természetvédelmi szerepét. Ellentétben az eddigi feltételezésekkel, a közép-ázsiai sztyeppi élőhelyeken található kurgánoknak kiemelkedő szerepe van a táji szintű fajgazdagság fenntartásában.

5. A termőhelyi változatosság kialakításában egyes ökoszisztéma mérnök fajok is fontos szerepet töltenek be. Erre jó példa a kurgánokon élő vörös róka populációinak élőhelyátalakító tevékenysége. A vörös róka kotorékai építése közben jelentősen és tartósan átalakítja a termőhely tulajdonságait, növeli a termőhelyi változatosságot és megtelepedési ablakokat hoz létre a környező területekről érkező, vagy éppen a magbankban található propagulumok számára. Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy a kotorékokon nem csupán a gyomfajok, de a szárazgyepei vegetáció zavarását jól toleráló elemei is meg tudtak telepedni. Kis zavarási intenzitás mellett a rókák hozzájárulhatnak egy dinamikusan változó, változatos termőhelyi feltételeket biztosító élőhely kialakításához, amely alkalmas a szárazgyepei vegetáció zavarástűrő elemeinek fenntartására.

5.2. Lokális és táji változók hatása gyepi élőhelyszigetek fajszerveződésére

Az Euráziára egykor jellemző, kiterjedt és nagy fajgazdagságot fenntartó szárazgyepi élőhelyek az ember tájátalakító tevékenysége miatt napjainkra gyakran csak kis kiterjedésű terasztris élőhelyszigetek maradtak fenn. Az élőhelyszigetekeken élő szárazgyepi fajok populációinak létét egyaránt fenyegetik a korlátozott metapopulációs kapcsolatok, a környezetből érkező sztochasztikus negatív hatások, a kis élőhelyekre jellemző nagymértékű emberi zavarás, valamint a felhagyás következményei, mint például a cserjésedés, vagy az adventív fajok előretörése. A bemutatott három vizsgálatban kimutattam a szárazgyepi élőhelyszigetek szerepét a faji sokféleség megőrzésében, valamint azt, hogy a gyepi élőhelyszigetek fajszerveződésére a lokális élőhelyi és a táji változók egyaránt jelentős hatással vannak. Vizsgálataimat Eurázsia egyik legtipikusabb, ám kevésbé kutatott élőhelyszigetein, a kurgánokon végeztem. A kurgánok vegetációjának és a vegetációra ható változók kutatása egyaránt hozzájárul a történelmi emlékhelyek biodiverzitás megőrző szerepének megismeréséhez, valamint az élőhelyszigetek fajszerveződésére ható tényezők hatásmechanizmusainak alaposabb feltárásához.

1. Az eurázsiai sztyepp és erdőssztyepp biomban található kurgánok természetvédelmi szerepét és megóvásuk lehetőségeit egy nemzetközi kutatócsapattal közösen dolgoztuk fel. Eredményeink alapján a mezsgyék, gátoldalok és folyóvölgyek meredek oldalai mellett a kurgánok is jelentősen hozzájárulnak a gyepi fajok fennmaradásához az ember által átalakított tájakban. A kurgánok kiemelkedő refúgium szerepe nagy számukra, széles földrajzi elterjedésükre, viszonylagos bolygatatlanságukra és a speciális alakjukból adódó élőhelyi diverzitásra vezethető vissza. A kurgánok a rájuk jellemző nagyfokú élőhelyi diverzitás következtében kiemelkedő fajgazdagsággal rendelkeznek. A kurgánokon található élőhelyeket leginkább a mezőgazdasági intenzifikáció, az urbanizáció, az emberi jelenlét valamint a fásszáru és kompetitor fűfajok inváziója fenyegeti. Számos olyan specifikus veszélyeztető tényezőt azonosítottunk, amelyek a kis élőhelyszigetek közül elsősorban a kurgánokra jellemző, mint például a termékeny talaj kitermelése, régészeti feltárások általi talajbolygatás és a turisztikai tevékenységgel kapcsolatos taposás. Eredményeink alapján ajánlásokat tettünk egy adatbázis létrehozására, amely alkalmas a kurgánokat érintő táji léptékű változások nyomon követésére, valamint alapot nyújthat természetvédelmi projektek tervezéséhez. Kimutattuk, hogy az *ex lege* védettség és a jelenlegi agrár környezetgazdálkodási támogatási rendszer bár előremutató és jelentősen hozzájárul a kurgánok védelméhez, számos esetben nem biztosítja a kívánt védelmet. A jelenlegi támogatási gyakorlat kiegészítéseként javaslatot tettünk a művelésből kivett kurgánok növényzetének rekonstrukcióját célzó támogatások bevezetésére.

2. Eredményeink alapján az élőhelyszigetekeken élő szárazgyepi fajok populációira ható lokális élőhelyi és táji tényezők a fajok perzisztencia és terjedési sajátosságain keresztül fejtik ki hatásukat. Befolyásolják az adott populációra jellemző betelepülési és kihálási mintázatokat, és végsősoron hatással vannak az élőhelysziget fajgazdagságára. A lokális élőhelyi változók elsősorban a fajok megtelepedését és fennmaradását befolyásolják, ezáltal többnyire a vegetáció fajgazdagságra hatnak. Kutatásunk során a kurgánokra jellemző élőhelyi változók (élőhelysziget mérete, lejtő meredeksége, zavarás és megbontás mérete) szárazgyepi fajokra és veszélyes gyomokra kifejtett hatásait vizsgáltuk. A kurgánok esetében nem érvényesültek a szigetbiogeográfia szabályai, azaz nem volt megfigyelhető az élőhely területe és a specialista fajok fajgazdagsága közötti összefüggés. A terület hatás hiánya arra vezethető vissza, hogy a terület-fajgazdagság kapcsolat elsősorban homogén élőhelyek esetében érvényesül, a vizsgált kiemelkedő termőhelyi változatossággal rendelkező kurgánokon az élőhelyi sokféleség felülírta ezt a hatást. A meredek lejtőkkel rendelkező kurgánokon nőtt a szárazgyepi fajok fajgazdagsága, mivel a meredek lejtők által biztosított lefolyási viszonyok száraz termőhelyi körülményeket hoztak létre, ami kedvezett a szárazságstresszt jól toleráló gyepi fajoknak.

3. Az *ex lege* védettség ellenére a természetközeli, szárazgyeppel borított kurgánokon is jelentős mértékű emberi zavarás tapasztalható, amely zavart talajfelszíneket hoz létre. A kétszikű fajok populációit a zavarás mértékének növekedése erőteljesen visszaszorította az egyedek közvetlen pusztulása, valamint a bolygatott talajfelszíneken megtelepedő gyors növekedésű gyomfajok által kifejtett erős kompetíciós nyomás miatt. A szárazgyepi fűvek állományaira a kis és közepes mértékű zavarás nem volt hatással. Az erőteljes növekedésű szárazgyepi fűvek klonális terjedésük révén be tudják népesíteni a zavart felszíneket, onnan hosszú távon ki tudják szorítani a gyomfajokat. Ezt a jelenséget kimutattuk az emberi zavarás következtében keletkezett nyílt talajfelszíneken, történelmi időkben történt megbontásokon, valamint a rókák kotorékain is. Mint azt eredményeink is mutatják, a klonális növekedés csak egy bizonyos szintű zavarási szintig képes kompenzálni az élőhely megváltozását. Drasztikus méretű zavarások a klonális fajok egyedeinek nagymérvű pusztulását okozzák, így azok már nem járulnak hozzá a gyeper regenerációjához. A zavarással érintett szárazgyepi élőhelyszigetek rezilienciájához hozzájárulhat még a tartós magbank képzésére való képesség is. Eredményeink alapján a tartós magbankkal rendelkező szárazgyepi fajok fajgazdagságára nincs jelentős hatással a zavarás mértékének növekedése, mivel ezek a fajok képesek zavarást követően csírázni és megtelepedni a magbankban található propagulumkészlet segítségével.

4. A fászszerű fajok térnyerése az élőhelyszigetek vegetációját fenyegető egyik legfontosabb tényező. A fászszerűak nagy borítása átalakítja a kurgánokra jellemző termőhelyi viszonyokat, csökkenti a beérkező fény mennyiségét, kiegyensúlyozottabbá teszi a mikroklimát, csökkenti a nyílt mikroélőhelyek elérhetőségét és egyes esetekben növeli a talaj tápanyagtartalmát. A fenti élőhelyi változások mindegyike biotikus szűrőként hat a szárazgyepi fajok megtelepedésére és fennmaradására. Eredményeink alapján a különböző perzisztencia sajátosságokkal rendelkező szárazgyepi fajok eltérő módon reagálnak a megváltozott élőhelyi feltételekre. A fászszerűak terjedésével kapcsolatos élőhelyi változásokat a klonális szárazgyepi fajok jól, a perzisztens magbankú fajok rosszul tolerálják. A klonális fajok hosszú életciklusa, aszexuális szaporodása valamint az, hogy populációjuk fennmaradása nem függ a megtelepedésre alkalmas nyílt mikroélőhelyek elérhetőségétől, alkalmassá teszi őket a megváltozott feltételek tolerálására akár hosszabb időtávon is. A tartós magbank képzésére való képesség hosszú távon nem megfelelő stratégia a fásodott szárazgyepi élőhelyszigetekeken, mivel a csírázásra, megtelepedésre alkalmas mikroélőhelyek mennyisége korlátozott.

5. Az ember által jelentősen átalakított tájakban a széllal vagy állatokkal történő hosszútávú terjedés előnytelen stratégiának bizonyult az izolált élőhelyszigetekeken található szárazgyepi fajok számára. Ennek oka a széllal terjedő fajok esetében, hogy a random terjedés miatt kicsi az esély arra, hogy az élőhelyszigetről származó propagulum megtelepedésre alkalmas területen érjen földet, valamint arra is, hogy más populációkból propagulum érkezzen az adott élőhelyfoltba. Az állati terjedés esetében a problémát a terjesztő vektorok állományában bekövetkező változások okozzák. Az elmúlt évtizedek során a szárazgyepek között mozgó domesztikált nagytestű legelő állatok állománya jelentősen csökkent, szerepüket a nem élőhelyspecifikusan mozgó vadállomány vette át. Ennek eredményeképp a korábban jellemző, elsősorban gyepek közötti terjedést egy kevésbé irányított, számos eltérő élőhelytípust érintő terjedési mód váltotta fel. A jó terjedőképességű fajok csökkent életképességét okozhatja tehát a bejövő mageső hiányában fellépő genetikai elszigeteltség, továbbá az is, hogy a jó terjedőképességű magok elhagyják az élőhelyfoltot, így nem járulnak hozzá az adott élőhelyen található populációk fenntartásához. A jó terjedőképességű fajok visszaszorulását okozhatja még az is, hogy a jó terjedőképességre fordított erőforrások negatívan korrelálnak a perzisztencia sajátosságokra fordítható erőforrások mennyiségével. Fentiek hosszú távon akár az izolált élőhelyeken élő jól terjedő szárazgyepi fajok populációinak kihalásához is vezethetnek.

5.3. Tájhasználat hatása az élőhelyek térbeli mintázataira és fajszerveződésére

A szárazgyepi és nyílt élőhelyek élőhelyi mintázatainak illetve fajkészletének fenntartásában kulcsfontosságú szerepe van a termőhelyi viszonyoknak megfelelően megválasztott tájhasználati módnak és a használat intenzitásának. Kutatásaink során a tájhasználat és a vegetáció szerveződését nagymértékben befolyásoló termőhelyi sokféleség interakcióját vizsgáltuk. Eredményeink azt mutatják, hogy az edafikus okok miatt kialakult nagyfokú termőhelyi változatosság és az abiotikus stressz jelenléte önmagában is képes fenntartani a vegetáció struktúráját és fajkészletét. A kezeletlen állományok fajgazdagsága és élőhelyi sokfélesége mind a száraz, mind a nedves élőhelyek esetében nagy volt. A hagyományos kezelési mód, mint például a közepes nyomású legeltetés kedvező hatással volt az élőhely fajgazdagságára. A nem megfelelő módon, illetve a nem megfelelő intenzitással kivitelezett használat minden esetben az élőhely degradációjával járt.

1. A termőhelyi változatosságnak kiemelt szerepe van a szikes tájak vizes élőhelyeinek élőhelyi és strukturális gazdagságának fenntartásában. Az élőhelyek térbeli mintázatait és fajszerveződését elsődlegesen a növényekre ható abiotikus faktorok (a termőhely talajának és felszíni vizeinek sótartalma, a vízellátottság mértéke) valamint a területre jellemző használati módok befolyásolják. Szikes termőhelyen kialakult vizes élőhelyeken vizsgáltuk a rendszeres téli nádaratásnak az élőhelyi mintázatokra és az élőhelyek struktúrájára kifejtett hatásait. Eredményeink azt mutatták, hogy az intenzív téli nádaratás az élőhelyi sokféleség csökkenésével jár, ami megnyilvánul az élőhelyek számának, sokféleségének valamint a szegélyek hosszának csökkenésében. A kedvezőtlen változások oka, hogy az aratás által előidézett biotikus változások felülírják az abiotikus változók hatásait. Ez elsősorban a klonálisan jól terjedő, jó kompetíciós képességekkel rendelkező nád terjedésére vezethető vissza, ami elfedi a termőhelyi változatosság által kialakított mintázatokat. Vizes élőhelyeken az aratás a mozaikos élőhelystruktúra megszűnéséhez vezetett. A rendszeres homogén biomassza eltávolítás következtében csökkent a biomassza eloszlásának változatossága, eltűntek a természetvédelmi szempontból értékes avarosodó állományok.

2. Eurázsiai szárazgyeppek többségében a fajkészletet és az élőhelystruktúrát az évezredes legelés alakította ki. Mint azt eredményeink is mutatják a legeltetés növényzetre kifejtett hatása élőhelyspecifikus, hatását módosíthatják az egyes élőhelyekre jellemző abiotikus környezeti változók és az adott élőhelyen előforduló fajok sajátosságai. Kutatásunkban kazahsztáni kurgánokon azt vizsgáltuk, hogy a mikrotopográfiai sokféleség által biztosított termőhelyi változatosságot hogyan befolyásolja a különböző intenzitású legeltetés. Eredményeink alapján száraz, stresszelt környezetben a legelés és az azzal járó biomassza eltávolítás hiánya nem hat kedvezőtlenül a sztyeppi specialista fajok fajsámára és borítására. Ennek oka, hogy a stresszelt élőhelyen kis mennyiségű fitomassza termelődik, így a gypalkotó fajok viszszafejléséhez vezető avarfelhalmozódás nem számottevő, ugyanakkor az ízeltlábúak és kisemlősök legelése a biomassza eltávolítása által kompenzálja a nagytestű legelő állatok hiányát. A közepes legelési nyomással legeltetett területeken is fennmaradt a termőhelyi változatosság által kialakított élőhelyi sokféleség. A túllegelés hatására a kurgánok száraz lejtőin csökkent a sztyeppi fajok fajgazdagsága, és számos zavart élőhelyekre jellemző gyomfaj jelent meg. Eredményeink alapján a lejtők vegetációja jobban ki van téve a legeltetés által okozott degradációnak, mint a környező sík területeken található sztyeppi vegetáció. Ennek oka, hogy a lejtők által biztosított száraz termőhelyi feltételek fokozzák a vegetáció érzékenységét a túllegeltetéssel szemben. Az alacsony talajnedvesség miatt nő az erózió mértéke, nő az egyedek mortalitása és csökken az újratelepülés esélye. A sztyeppi fűfajok eltűnése

következtében csökken a kompetíció mértéke, ami a rövidéletű gyomfajok terjedését segíti elő a taposással bolygatott felszíneken.

3. A kis élőhelyszigeteken, így a kurgánokon végzett élőhelyrekonstrukciós munkálatok által hatékonyan növelhető a tájra jellemző faji sokféleség, a szárazgyepi fajok populációinak állomány nagysága, helyreállíthatók a populációk közötti kapcsolatok, valamint növelhető az élőhely tájképi értéke is. Kutatásunk során három széles körben alkalmazott, növényvisszatelepítési technika a magvetés, palántázás és átültetés hatékonyságát vizsgáltuk kurgánokon. Eredményeink alapján a szárazgyepi vegetáció leggyorsabb és legköltséghatékonyabb eszköze lehet a magvetés és palántázás kombinációja. A magvetés megfelelő módszer a nagymagvú fajok telepítésére, míg a palántázással növelni lehet a kismagvú vagy egyéb okok miatt nehezen csírázó fajok megtelepedési sikerét. A fajok betelepítését követően fontos a megfelelő élőhelykezelés biztosítása, amelyre a legmegfelelőbb módszer a rendszeres kézi kaszálás, mivel ez kisebb zavarással jár, mint a gépi kaszálás és általa egy mozaikos élőhelyszerkezet hozható létre.

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni egykori témavezetőmnek, Professzor Tóthmérész Bélának folyamatos támogatásáért. Szakmai iránymutatása, valamint hasznos tanácsai meghatározó szerepet töltek, töltönek be tudományos pályafutásom során. Köszönöm feleségemnek és egyben munkatársamnak Valkó Orsolyának a több mint egy évtizedes közös munkát, a közös terepi felméréseket, a gondolatébresztő szakmai vitákat, valamint türelmét, megértését és támogatását az értekezés elkészítése során.

A jelen értekezés és az értekezés alapjául szolgáló cikkek nem jöhettek volna létre számos kutatócsoport munkája és a támogató szervezetek finanszírozása nélkül. Köszönöm az értekezésben bemutatott cikkek társszerzőinek a közös munkát, a vizsgálatok terepi szakaszában és a kéziratok publikálása során nyújtott segítségét: Tóthmérész Béla, Valkó Orsolya, Török Péter, Kelemen András, Miglécz Tamás, Radócz Szilvia, Godó Laura, Tóth Katalin, Sonkoly Judit, Szabó Szilárd, Cici Alexander, Werner Mücke, Adam Kania, Hermann Heilmeier, Bátori Zoltán, Tölgyesi Csaba, Gallé Róbert, Bede Ádám, Csathó András István, Szabó Gergely, Tatyana M. Bragina, Barbara Sudnik-Wójcikowska, Ivan I. Moysiyenko, Iva Apostolova, Iwona Dembicz, Nikolay I. Bykov és Eva Švamberková. A szerzőtársakon kívül szeretnék köszönetet mondani egykori és jelenlegi kollegáimnak, akik jelentős részben hozzájárultak a kutatások megvalósulásához: Kapocsi István, Tóth Albert, Tóth Csaba Albert, Novák Tibor, Kiss Réka, Lukács Katalin, Végvári Zsolt, Konyhás Sándor, Borza Sándor, Molnár V. Attila, Gál Lajos és Tóth Mária.

Az értekezéshez felhasznált publikációk megvalósítását az alábbi pályázatok és intézmények támogatták: MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport, Bolyai János Kutatási ösztöndíj, Új Nemzeti Kiválóság Program Bolyai + pályázat, OTKA PD 115627 pályázat, az Emberi Erőforrások Minisztériumának UNKP-17 4-III-DE-160 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság programja, a ChangeHabitats2 projekt (MarieCurie – FP7 PEOPLE-2009-IAPP), valamint a Magyar Tudományos Akadémia Akadémiai Könyvkiadási Támogatási Pályázata (KFB-084/2018).

7. Irodalomjegyzék

- Alexander C., Deák B., Kania A., Mücke W., Heilmeyer H. (2015): Classification of vegetation in an open landscape using full-waveform airborne laser scanner data. *J Appl Earth Observ Geoinform* 41: 76-87.
- Alexander C., Deák B., Heilmeyer H. (2016): Micro-topography driven vegetation patterns in open mosaic landscapes. *Ecol Ind* 60: 906-920.
- Árgay Z., Balczó B., Tóth P. (2013): A kunhalmok megőrzésének hagyományos és új módjai, szereplői. *A Falu* 28: 69-80.
- Auffret A.G. (2011): Can seed dispersal by human activity play a useful role for the conservation of European grasslands? *Appl Veg Sci* 14: 291-303.
- Auffret A.G., Plue J. (2014): Scale-dependent diversity effects of seed dispersal by a wild herbivore in fragmented grasslands. *Oecologia* 175: 305-313.
- Auffret A.G., Plue J., Cousins S.A.O. (2015): The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. *Ambio* 44: 51-59.
- Babai D., Molnár Zs. (2014): Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agric Ecosyst Env* 182: 123-130.
- Balázs R. (2006): A kunhalmok katasztrozálásának tapasztalatai a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. In Kiss A., Mezősi G., Sümeghy Z. (szerk.): *Táj, környezet és társadalom*, SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged, pp 69-77.
- Báldi A. (1999): Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. *Biodivers Conserv* 8: 1697-1706.
- Báldi A., Kisbenedek T. (1999): Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reedbed edges: effects of spatial scale and edge type. *Acta Zool Acad Sci Hung* 45: 97-114.
- Báldi A. (2008) Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *J Biogeogr* 35: 675-681.
- Báldi A., Batáry P., Kleijn D. (2013): Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. *Agric Ecosyst Env* 166: 28-34.
- Barczy A., Tóth Cs., Tóth A., Pető Á. (2009): A Bán-halom komplex tájökölógiai és paleotajlani felmérése. *Tájököl Lapok* 7: 191-208.
- Barczy A. (2014): *Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata*. Szent István Egyetem Természetvédelmi és Tájökölógiai Tanszék, Gödöllő.
- Bartha S. (2001): Spatial relationships between plant litter, gopher disturbance and vegetation at different stages of old-field succession. *Appl Veg Sci* 4: 53-62.
- Barton K. (2011): MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.0. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Baskin C.C., Baskin J.M. (1998): *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Elsevier.
- Batáry P., Báldi A., Kleijn D., Tscharrntke T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proc Roy Soc B* 278: 1894-1902.
- Batáry P., Dicks L.V., Kleijn D., Sutherland W.J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management: European Agri-Environment Schemes. *Conserv Biol* 29: 1006-1016.
- Bátori Z., Körmöczy L., Zalatnai M., Erdős L., Ódor P., Tölgyesi Cs., Margóczi K., Torma A., Gallé R., Cseh V., Török P. (2016): River dikes in agricultural landscapes: The importance of secondary habitats in maintaining landscape-scale diversity. *Wetlands* 36: 251-264.
- Bátori Z., Erdős L., Kelemen A., Deák B., Valkó O., Gallé R., Bragina T.M., Kiss P.J., Kröel-Dulay G., Tölgyesi Cs. (2017): Diversity patterns in sandy forest-steppes – a comparative study from the western and central Palaearctic. *Biodivers Conserv* 27: 1011-1030.
- Becker T. (2010): Explaining rarity of the dry grassland perennial *Astragalus exscapus*. *Folia Geobot* 45: 303-321.
- Bede Á. (2012): Beszámoló a Békés megyei Kis-Sárrét halmainak felméréséről. In: Kisfaludi J. (szerk.) *Régészeti kutatások Magyarországon 2010*. Kulturális Örökségvédelmi Hivatal, Magyar Nemzeti Múzeum, Budapest, pp. 55-73.
- Bede Á., Csathó A.I., Csathó A.J. (2012): Előzetes beszámoló a Csanádi-hát halmainak aktuális botanikai felméréséről. *Kitaibelia* 17: 80.
- Bede Á. (2014): Report of mound survey in the Nagy-Sárrét region (Békés County, Hungary). *Crisicum* 8: 17-43.
- Bede Á., Salisbury R.B., Csathó A.I., Czukor P., Páll D.G., Szilágyi G., Sümegi P. (2015): Report of the complex geoarcheological survey at the Ecse-halom kurgan in Hortobágy, Hungary. *Cent Eur Geol* 58: 268-289.
- Bede Á. (2016): *Kurgánok a Körös-Maros vidékén*. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- Bhagwat S., Rutte C. (2006): Sacred groves: po-

- tential for biodiversity management. *Frontiers Ecol Env* 4: 519-524.
- Biederman L.A., Whisenant S.G. (2011): Using mounds to create microtopography alters plant community development early in restoration. *Restor Ecol* 19: 53-61.
- 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. *Conserv Biol* 3: 660-671.
- Bischoff A., Warthemann G., Klotz S. (2009): Succession of floodplain grasslands following reduction in land use intensity: the importance of environmental conditions, management and dispersal. *J Appl Ecol* 46: 241-249.
- Bissels S., Donath T.W., Hölzel N., Otte A. (2006): Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic Appl Ecol* 7: 433-442.
- Blackshaw R., Brandt R., Janzen H., Entz T., Grant C., Derksen D. (2003): Differential response of weed species to added nitrogen. *Weed Sci* 51: 532-539.
- Blann K.L., Anderson J.L., Sands G.R., Vondracek B. (2009): Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 39: 909-1001.
- Blaskó L., Tamás J., Czimbalmos R. (2006): Substance regime processes depending on microrelief in a salt affected natural grassland. *Cereal Res Comm* 34: 143-146.
- Blomqvist M.M., Vos P., Klinkhamer P.G.L., ter Keurs W.J. (2003): Declining plantspecies richness of grassland ditch banks—a problem of colonisation orextinction? *Biol Conserv* 109: 391-406.
- Bodó I., Salamon F. (1976): *A Hortobágy mezőgazdasága*. In: Kovács G.-né, Salamon F. (szerk.): Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig. Natura, Budapest.
- Bohn U., Neuhausl R., Gollub G., Hettwer C., Neuhauslova Z., Schlüter H., Weber H. (2003): *Map of the natural vegetation of Europe: scale 1: 2,500,000*. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Borhidi A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Bot Hung* 39: 97-181.
- Borhidi A., Kevey B., Lendvai G. (2012): *Plant communities of Hungary*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Bottin L., Le Cadre S., Quilichini A., Bardin P., Moret J., Machon N. (2007): Re-establishment trials in endangered plants: a review and the example of *Arenaria grandiflora*, a species on the brink of extinction in the Parisian region (France). *Ecoscience* 14: 410-419.
- Bourgeois J., Gheyle W. (2007): *The frozen tombs of the Altai Mountains*. Universiteit Gent, Gent.
- Brinkert A., Hölzel N., Sidorova T., Kamp J. (2016): Spontaneous steppe restoration on abandoned cropland in Kazakhstan: grazing determines successional pathways. *Biodivers Conserv* 25: 2543-2561.
- Brückmann S., Krauss J., Steffan-Dewenter I. (2010): Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *J Appl Ecol* 47: 799-809.
- Bullock J., Hill B., Silvertown J., Sutton M. (1995): Gap colonization as a source of grassland community change effects of gap size and grazing on the rate and mode of colonization by different species. *Oikos* 72: 73-282.
- Burai P., Deák B., Valkó O., Tomor T. (2015a): Classification of herbaceous vegetation using airborne hyperspectral imagery. *Remote Sens* 7: 2046-2066.
- Burai P., Tomor T., Bekő L., Deák B. (2015b): Airborne Hyperspectral Remote Sensing For Identification Grassland Vegetation. *ISPRS Annals Photogramm Remote Sens Spat Inform Sci* 4: 427-431.
- Burai P., Lénárt Cs., Valkó O., Bekő L., Szabó Zs., Deák B. (2016): Fátlan vegetációtípusok azonosítása légi hiperspektrális távérzékelési módszerrel. *Tájökol Lapok* 14: 1-12.
- Burnham K, Anderson D (2002): *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Bykov N.I., Khrustaleva I.A. (2008): Ractutelnost kurganov Altaya i ee fitoindikacionnoje znachenije [Az Altáj hegység kurgánjainak vegetációja és fitoindikátor értékei]. In: Tishkin A.A. (szerk.) *Ancient and medieval nomads of the Central Asia: collected scientific works*. Azbuka, Barnaul, pp. 160-163.
- Bykov N.I., Davydov E.A., Khrustaleva I.A. (2009): Nekotoryie rezultaty fitoindikatsionnyih issledovaniy arheologicheskikh ob'ektov Altaya [Altáj hegységben található archeológiai helyszínek fitoindikátor vizsgálatai]. In: *Man and North: Anthropology, Archeology, Ecology: materials of allrussian conference*, IPOS SO RAN, Tyumen, 2009. március 24-26. Tyumen Publishing House pp. 320-322.
- Cadenasso M.L., Pickett S.T. (2001): Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conserv Biol* 15: 91-97.
- Cerabolini B.E.L., Brusa G., Ceriani R.E., De Andreis R., Luzzaro A., Pierce S. (2010): Can CSR classification be generally applied outside Britain? *Plant Ecol* 210: 253-261.

- Chibilyov A. (2002): Steppe and forest-steppe. In: Shahgedanova M. (szerk.) *The physical geography of northern Eurasia*. Oxford University Press, Oxford, pp. 248–266.
- Cierjacks A., Kowarik I., Joshi J., Hemplel S., Ristow M., von der Lippe M., Weber E. (2013): Biological flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. *J Ecol* 101: 1623–1640.
- Connell J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.
- Cousins S (2006): Plant species richness in midfield islets and road verges - The effect of landscape fragmentation. *Biol Conserv* 127: 500–509.
- Csathó A.I. (2009): A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 171–181.
- Csathó A.I., Bede Á., Sudnik-Wójcikowska B., Moysienko I.I., Dembicz I., Sallainé Kapocsi J. (2015): A szagtalan rezeda (*Reseda inodora* Rchb.) előfordulása a Tiszántúlon. *Kitaibelia* 20: 48–54.
- Csontos P. (2007): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Com Ecol* 8: 75–85.
- Csontos P., Kalapos T., Tamás J. (2016): Comparison of seed longevity for thirty forest, grassland and weed species of the Central European flora: results of a seed burial experiment. *Pol J Ecol* 64:313–326.
- Dani J., Horváth T. (2012): *Őskori kurgánok a magyar Alföldön*. Archaeolingua Alapítvány, Budapest.
- Darwin C. (1859): *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. 15. kiadás Harvard University Press, Cambridge, MA, USA.
- Database of the Ministry of Justice (2014): *The State List of the historical and cultural monuments of republican significance, Kazakhstan, 2014*. (<http://adilet.zan.kz>; 2017.02.04.)
- Davydov E.A., Bykov N.I. (2013): Archeological monuments investigations for the purposes of the lichenimetric method regional adaptation. In: Kolmogorov I.A. (szerk.) *Problemyi botaniki Yuzhnoy Sibiri i Mongolii: sbornik nauchnyih statey po materialam XII mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii*. Barnaul, pp. 228–231.
- de Bello F., Lepš J., Sebastià M.T. (2007): Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. *J Veg Sci* 18: 25–34.
- Deák B., Tóthmérész B. (2007): A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólajos csetkákás társulásában. *Természetvéd Közl* 13: 179–186.
- Deák B., Kapocsi I. (2010): Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyepter? *Tájökol Lapok* 8: 395–409.
- Deák B., Valkó O., Kelemen A., Török P., Miglécz T., Ölvedi T., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosys* 145:730–737.
- Deák B., Valkó O. (2013a): Az ökológiai szempontú gyepterlepitéshez és a gyepek fenntartásához szükséges szakmai ismeretek összefoglalása. In: Török P. (szerk.) *Gyepterlepités elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban*. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, Budapest, pp. 73–76.
- Deák B., Valkó O., Kapocsi I. (2013b): Általános és alternatív természetvédelmi célú gyepterlepitési módszerek technológiai kivitelezése és költségei. In: Török P. (szerk.) *Gyepterlepités elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban*. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, Budapest, pp. 77–82.
- Deák B., Valkó O., Alexander C., Mücke W., Kania A., Tamás J., Heilmeyer H. (2014a): Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands - case study based on remotely sensed data. *Flora* 209: 693–697.
- Deák B., Valkó O., Török P., Tóthmérész B. (2014b): Solonetz meadow vegetation (*Becmannion eruciformis*) in East-Hungary - an alliance driven by moisture and salinity. *Tuexenia* 34: 187–203.
- Deák B., Valkó O., Tóthmérész B., Török P. (2014c): Alkali marshes of Central-Europe - Ecology, Management and Nature Conservation. In: Shao H-B. (szerk.) *Salt Marshes: Ecosystem, Vegetation and Restoration Strategies*. Nova Science Publishers, New York, pp. 1–11.
- Deák B., Valkó O., Török P., Végvári Z., Hartel T., Schmotzer A., Kapocsi I., Tóthmérész B. (2014d): Grassland fires in Hungary – a problem or a potential alternative management tool? *Appl Ecol Env Res* 12: 267–283.
- Deák B., Valkó O., Török P., Kelemen A., Miglécz T., Szabó Sz., Szabó G., Tóthmérész B. (2015a): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic Appl Ecol* 16: 291–299.
- Deák B., Valkó O., Török P., Kelemen A., Tóth K., Miglécz T., Tóthmérész B. (2015b): Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. *Ecol Complex* 22: 121–125.
- Deák B., Török P., Tóthmérész B., Valkó O. (2015c): A hencidai Mondró-halom, a lösz-

- gyep-vegetáció őrzője. *Kitaibelia* 20: 143-149.
- Deák B., Tóthmérész B., Valkó O., Sudnik-Wójcikowska B., Bragina T.M., Moysiyenko I.I., Bragina T.M., Apostolova I., Dembicz I., Bykov N.I., Török P. (2016a): Cultural monuments and nature conservation: The role of kurgans in maintaining steppe vegetation. *Biodivers Conserv* 25: 2473-2490.
- Deák B., Valkó O., Török P., Tóthmérész B. (2016b): Factors threatening grassland specialist plants – A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. *Biol Conserv* 204: 255-262.
- Deák B., Hüse B., Tóthmérész B. (2016c): Grassland vegetation in urban habitats – Testing ecological theories. *Tuexenia* 36: 379-393.
- Deák B., Tölgyesi Cs., Kelemen A., Batori Z., Gallé R., Bragina T.M., Abil Y.A., Valkó O. (2017): Vegetation of steppic cultural heritage sites in Kazakhstan – Effects of micro-habitats and grazing intensity. *Plant Ecol Divers* 10: 509-520.
- Deák B., Valkó O., Török P., Kelemen A., Bede Á., Csathó A.I., Tóthmérész B. (2018a): Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. *Landsc Ecol* 33: 1117-1132.
- Deák B. (2018b): *Természet és történelem – A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében*. Alföldi Nyomda, Debrecen (in press)
- Dembicz I., Moysiyenko I.I., Shaposhnikova A., Vynokurov D., Kozub L., Sudnik-Wójcikowska B. (2016): Isolation and patch size drive specialist plant species density within steppe islands: A case study of kurgans in southern Ukraine. *Biodivers Conserv* 25: 2289-2307.
- Dembicz I., Liliana Sz., Moysiyenko I.I., Wódkiewicz M (2018): High genetic diversity in fragmented *Iris pumila* L. populations in Ukrainian steppe enclaves. *Basic Appl Ecol* 28: 37-47.
- Demina O., Bragina T. (2014): Fundamental basis for the conservation of biodiversity of the Black Sea-Kazakh Steppes. *Hacquetia* 13: 192-205.
- Demkin V.A., Klepikov V.M., Udaltsov S.N., Demkina T.S., Eltsov M.V., Khomutova T.E. (2014): New aspects of natural science studies of archaeological burial monuments (kurgans) in the southern Russian steppes. *J Archaeol Sci* 42: 241-249
- Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agric Ecosyst Environ* 182: 1-14.
- Dilts T.E., Weisberg P.J., Dencker C.M., Chambers J.C. (2015): Functionally relevant climate variables for arid lands: a climatic water deficit approach for modelling desert shrub distributions. *J Biogeogr* 42: 1986-1997.
- Dudley N., Higgins-Zogib L., Mansourian S. (2009): The links between protected areas, faiths, and sacred natural sites. *Conserv Biol* 23: 568-577.
- Dufrêne M., Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67: 345-366.
- Eliáš P., Sopotlieva D., Dítě D., Hájková P., Apostolova I., Senko D., Melečková Z., Hájek M. (2013): Vegetation diversity of salt-rich grasslands in Southeast Europe. *Appl Veg Sci* 16: 521-537.
- Engloner A.I. (2009): Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. *Flora* 204: 331-346.
- Erdős L., Ambarli D., Anenkhonov O.A., Batori Z., Cserhalmi D., Kiss M., Kröel-Dulay Gy., Liu H., Magnes M., Molnár Zs., Naqinezhad A., Semenishchenkov Y.A., Tölgyesi Cs., Török P. (2018): The edge of two worlds: A new review and synthesis on Eurasian forest-steppes. *Appl Veg Sci* doi: 10.1111/avsc.12382
- Eriksson O. (1996): Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 77: 248-258.
- European Commission DG Environment (2007): *Interpretation manual of European Union habitats*. European Commission DG Environment: Bruxelles, Belgium.
- European Environment Agency (2010): *CORINE Land Cover Database*. Copenhagen, Denmark.
- Ewing K. (2002): Mounding as a technique for restoration of prairie on a capped landfill in the Puget Sound lowlands. *Restor Ecol* 10: 289-296.
- Fahrig L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann Rev Ecol Evol Sys* 34: 487-515.
- Faraway J.J. (2014): *Linear Models with R*. Chapman & Hall, London.
- Fekete R., Nagy T., Bódis J., Biró É., Löki V., Süveges K., Takács A., Tökölyi J., Molnár A. (2017): Roadside verges as habitats for endangered lizard-orchids (*Himantoglossum* spp.): Ecological traps or refuges? *Sci Total Environ* 607-608: 1001-1008.
- Fick S.E., Hijmans R.J. (2017): Worldclim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International J Climatology* 37: 4302-4315.
- Fischer C., Gayer C., Kurucz K., Riesch F., Tschardt T., Batáry P. (2017): Ecosystem services

- and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management. *J Appl Ecol* 55: 548-558.
- Foster B., Gross K. (1998): Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79: 2593-2602.
- Fóti Sz., Balogh J., Nagy Z., Herbst M., Pintér K., Péli E., Koncz P., Bartha S. (2014): Soil moisture induced changes on fine-scale spatial pattern of soil respiration in a semi-arid sandy grassland. *Geoderma* 213: 245-254.
- Frascaroli F., Bhagwat S., Guarino R., Chiarucci A., Schmid B. (2015): Shrines in Central Italy conserve plant diversity and large trees. *Ambio* 45: 468-479.
- Gallant J.C., Wilson J.P. (2000): Primary topographic attributes. In: Wilson J.P., Gallant J.C. (szerk.) *Terrain Analysis – Principles and Applications*. Wiley, New York, pp. 51-85.
- Garcia-Palacios P., Maestre F.T., Kattge J., Wall D.H. (2013): Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecol Letters* 16: 1045-1053.
- Gavrilenko V.S. (2007): Regime of absolute protection and fires in steppe reserves: unusual solution. *Steppe Bull* 23-24: 25-26.
- Gazol A., Tamme R., Takkis K., Kasari L., Saar L., Helm A., Pärtel M. (2012): Landscape and small-scale determinants of grassland species diversity: Direct and indirect influences. *Ecography* 35: 944-951.
- Gimbutas M. (2000): *Das Ende Alteuropas. Der Einfall von Steppennomaden aus Südrussland und die Indogermanisierung Mitteleuropas*. Archaeolingua, Budapest.
- Godefroid S., Piazza C., Rossi G., Buord S., Stevens A-D., ..., Vanderborght T.S. (2011): How successful are plant species reintroductions? *Biol Conserv* 144: 672-682.
- Godefroid S., Vanderborght T. (2011): Plant reintroductions: The need for a global database. *Biodivers Conserv* 20: 3683-3688.
- Godó L., Valkó O., Tóthmérés B., Török P., Kelemen A., Deák B. (2017): Scale-dependent effects of grazing on the species richness of alkaline and sand grasslands. *Tuexenia* 37: 229-246.
- Godó L., Tóthmérés B., Valkó O., Tóth K., Radócz S., Kiss R., Kelemen A., Török P., Švamberková E., Deák B. (2018): Ecosystem engineering by foxes is mediated by the landscape context – A case study from steppic burial mounds. *Ecol Evol* 8: 7044-7054.
- Grime J.P. (2002): *Plant strategies and vegetation processes*. New York: John Wiley and Son.
- Guerrant E.O., Kaye T.N. (2007): Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Austral J Bot* 55: 362-370.
- Guisan A., Weiss S., Weiss A. (1999): GLM versus CCA spatial modeling of plantspecies distribution. *Plant Ecol* 143: 107-122.
- Guo D., Mou P., Jones R., Mitchell R. (2002): Temporal changes in spatial patterns of soil moisture following disturbance: An experimental approach. *J Ecol* 90: 338-347.
- Hanski I. (2011): Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40: 248-255.
- Haouala F., Hajlaoui N., Cheikh-Affene Z.-B. (2013): Enhancing seed germination in rose (*Rosa rubiginosa* L.). *Med Aromat Plants* 2: 139.
- Heinken T., Weber E. (2013): Consequences of habitat fragmentation for plant species: Do we know enough? *Perspect Plant Ecol Evol Sys* 15: 205-216.
- Hejcman M., Klauisová M., Hejcmanová P., Pavlů V., Jones M. (2009) Expansion of *Calamagrostis villosa* in sub-alpine *Nardus stricta* grassland: Cessation of cutting management or high nitrogen deposition? *Agric Ecosyst Environ* 129: 91-96.
- Hejcman M., Součková K., Křišťuf P., Peška J. (2013): What questions can be answered by chemical analysis of recent and paleosols from the Bell Beaker barrow (2500–2200 BC), Central Moravia, Czech Republic? *Quatern Int* 316: 179-189.
- Helm A., Hanski I., Pärtel M. (2006): Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol Letters* 9: 72-77.
- Helsen K., Hermy M., Honnay O. (2013): Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *J Appl Ecol* 50: 404-413.
- Hintze C., Heydel F., Hoppe C., Cunze S., König A., Tackenberg O. (2013): D3: The Dispersal and Diaspore Database – Baseline data and statistics on seed dispersal. *Perspect Plant Ecol Evol Sys* 15: 180-192.
- Hoenke K.M., Kumar M., Batt L. (2014): A GIS based approach for prioritizing dams for potential removal. *Ecol Eng* 64: 27-36.
- Hodgson J.G., Wilson P.J., Hunt R., Grime J.P., Thompson K. (1999): Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos* 85: 282-296.
- Honnay O., Bossuyt B. (2005): Prolonged clonal growth: Escape route or route to extinction? *Oikos* 108: 427-432.
- Horváth A., Bartha S., Bölöni J. (2009): *Moni-*

- toring of Natura 2000 Habitats. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Hough-Snee N., Long L.A., Jeroue L., Ewing K. (2011): Mounding alters environmental filters that drive plant community development in a novel grassland. *Ecol Eng* 37: 1932-1936.
- Hovstad K.A., Borvik S., Ohlson M. (2009): Epizoochorous seed dispersal in relation to seed availability – an experiment with a red fox dummy. *J Veg Sci* 20: 455-464.
- Huhta A.-P., Hellström K., Rautio P., Tuomi J. (2003): Grazing tolerance of *Gentianella amarella* and other monocarpic herbs: why is tolerance highest at low damage levels? *Plant Ecol* 166: 49-61.
- Hulme P. (2002): Seed eaters: seed dispersal, destruction and demography. In: Levey D.J., Silva M.G., Galetti M. (szerk.): *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CAB International, Wallingford, pp. 257–273.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J., Walter T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agric Ecosyst Environ* 130: 1-8.
- Humbert J.-Y., Pellet J., Buri P., Arlettaz R. (2012): Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environ Evid* 1: 9.
- Hunt R., Hodgson J.G., Thompson K., Bungener P., Dunnett N.P., Askew A.P. (2004): A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Appl Veg Sci* 7: 163-170.
- Illyés E., Botta-Dukát Z., Molnár Zs. (2008): Patch and landscape factors affecting the naturalness-based quality of three model grassland habitats in Hungary. *Acta Bot Hung* 50: 179-197.
- Jacquemyn H., Roldán-Ruiz I., Honnay O. (2010): Evidence for demographic bottlenecks and limited gene flow leading to low genetic diversity in a rare thistle. *Conserv Gen* 11: 1979-1987.
- Jalloq M. (1975): The invasion of molehills by weeds as a possible factor in the degeneration of reseeded pastures. The buried viable seed population of molehills from four reseeded pastures in west Wales. *J Appl Ecol* 12: 643-657.
- Janeček Š., Janečková P., Lepš J. (2007): Effect of competition and soil quality on root topology of the perennial grass *Molinia caerulea*. *Preslia* 79: 23-32.
- Janečková P., Janeček S., Klimešová J., Götzenberger L., Horník J., Lepš J., de Bello F. (2017): The plant functional traits that explain species occurrence across fragmented grasslands differ according to patch management, isolation, and wetness. *Landsc Ecol* 32: 791-805.
- Janišová M., Michalcova D., Bacaro G., Ghisla A. (2014): Landscape effects on diversity of semi-natural grasslands. *Agric Ecosyst Environ* 182: 47-58.
- Johnston F.M., Johnston S.W. (2004): Impacts of road disturbance on soil properties and on exotic plant occurrence in subalpine areas of the Australian Alps. *Arct Antarct Alpine Res* 36: 201-207.
- Jones C. (2012): Ecosystem engineers and geomorphological signatures in landscapes. *Geomorphology* 157-158: 75-87.
- Jones P.J., Andersen E., Capitani C., Carvalho R.S., Griffiths G.H., ..., Wascher D.M. (2016): The EU societal awareness of landscape indicator: A review of its meaning, utility and performance across different scales. *Land Use Pol* 53: 112-122.
- Joó K. (2003): Kunhalomkutatások (a Csípő-halom vegetációja). *Tájökol Lapok* 1: 87-96.
- Joó K., Barczy A., Sümegi P. (2007): Study of soil scientific, layer scientific and palaeoecological relations of the Csípő-mound kurgan. *Atti Soc Sci Mem Serie A* 112: 141-144.
- Kallimanis A.S., Mazaris A.D., Tzanopoulos J., Halley J.M., Pantis J.D., Sgardelis S.P. (2008): How does habitat diversity affect the species–area relationship? *Global Ecol Biogeogr* 17: 532-538.
- Kamp J., Urazaliev R., Donald P.F., Hölzel N. (2011): Post-Soviet agricultural change predicts future declines after recent recovery in Eurasian steppe bird populations. *Biol Conserv* 144: 2607-2614.
- Kamp J., Siderova T.V., Salemgareev A.R., Urazaliev R.S., Donald P.F., Hölzel N. (2012): Niche separation of larks (Alaudidae) and agricultural change on the drylands of the former Soviet Union. *Agric Ecosyst Environ* 155: 41-49.
- Kamp J., Koshkin M.A., Bragina T.M., Katzner T.E., Milner-Gulland E.J., Schreiber E., Sheldon R., Shmalenko A., Smelansky I., Terraube J., Urazaliev R. (2016): Persistent and novel threats to the biodiversity of Kazakhstan's steppes and semi-deserts. *Biodivers Conserv* 25: 2521-2541.
- Kelemen A., Török P., Valkó O., Miglécz T., Tóthmérész B. (2013): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *J Veg Sci* 24: 1195-1203.
- Kelemen A., Török P., Valkó O., Deák B., Miglécz T., Tóth K., Ölvédi T., Tóthmérész B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not

- likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. *Biodivers Conser* 23: 741-751.
- Kiss O., Tokody B., Deák B., Moskát Cs. (2016a): Increased landscape heterogeneity supports the conservation of European rollers (*Coracias garrulus*) in southern Hungary. *J Nat Conserv* 29: 97-104.
- Kiss R., Valkó O., Tóthmérész B., Török P. (2016b): Seed bank research in Central-European grasslands – An overview. In: Murphy J. (szerk.) *Seed Banks: Types, Roles and Research*, Nova Science Publishers, New York, pp. 1-34.
- Kiss R., Sonkoly J., Török P., Tóthmérész B., Deák B., Tóth K., Lukács K., Godó L., Kelemen A., Miglécz T., Radócz S., Tóth E., Balogh N., Valkó O. (2018): Germination capacity of 75 herbaceous species of the Pannonian flora and implications for restoration. *Acta Botanica Hung* doi: 10.1556/034.60.2018.3-4.X
- Kitov G. (1993): The Thracian tumuli. *Thracia* 10: 39-80.
- Kleijn D., Báldi A. (2005): Effects of set-aside land on farmland Biodiversity: Comments on Van Buskirk and Willi. *Conserv Biol* 19: 963-966.
- Kleyer M., Bekker R.M., Knevel I.C., Bakker J.P., Thompson K., Sonnenschein M., ..., Peco B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of Northwest European flora. *J Ecol* 96: 1266-1274.
- Klimešová J., Danihelka J., Chrtek J., de Bello F., Herben T. (2017): CLO-PLA: a database of clonal and bud-bank traits of the Central European flora. *Ecology* 98: 1179-1179.
- Komarov V.L. (1968-2002). *Flora of the U.S.S.R.* Smithsonian Institution Libraries, Washington D.C.
- Koncz P., Besnyői V., Csathó A.I., Nagy J., Szerdahelyi T., Tóth Zs., Pintér K., Balogh J., Nagy Z., Bartha S. (2014): Effect of grazing and mowing on the microcoenological composition of a semi-arid grassland in Hungary. *Appl Ecol Environ Res* 12: 563-575.
- Kovács-Hostyánszki A., Földesi R., Mózes E., Szirák Á., Fischer J., Hanspach J., Báldi A. (2017): Conservation of pollinators in traditional agricultural landscapes – new challenges in Transylvania (Romania) Posed by EU Accession and Recommendations for Future Research. *PLoS ONE* 11: e0151650.
- Kuksova M.A. (2011): Kurganji - refugiumi ctepnogo ractitelnogo bioraznoobrazija v agrolandsaftah juga Roccij [Kurgánok – a sztyepp vegetáció refúgiumai Dél-Oroszország agrártájaiban]. *Bull MGOU, Ser Sci* 1: 34-37.
- Kurek P., Kapusta P., Holeksa J. (2014): Burrowing by badgers (*Meles meles*) and foxes (*Vulpes vulpes*) changes soil conditions and vegetation in a European temperate forest. *Ecol Res* 29: 1-11.
- Kutschera L., Lichtenegger E., Sobotik M. (1982): *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen, Band 1: Monocotyledoneae*. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R.K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Ockinger E., Pärtel M., Pino J., Rod F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M., Steffan-Dewenter I. (2009): Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 24: 564-571.
- Lamb E.G. (2008): Direct and indirect control of grassland community structure by litter, resources, and biomass. *Ecology* 89: 216-225.
- Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T. (1997): Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol Evol* 12: 474-478.
- Lavrenko E.M., Karamysheva Z.V., Nikulina R.I. (1991): *Stepi Evrazij* [Eurázsia sztyeppjei]. Nauka, Leningrád.
- Lefsky M.A., Cohen W.B., Parker G.G., Harding D.J. (2002): Lidar remote sensing for ecosystem studies. *Bioscience* 52: 19-30.
- Lindborg R., Helm A., Bommarco R., Heikkinen R.K., Kühn I., Pykälä J., Pärtel M. (2012): Fragmentation effects on plant trait distribution in European forests and grassland. *Ecography* 35: 356-363.
- Lindborg R., Plue J., Andersson K., Cousins S. (2014): Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. *Biol Conserv* 169: 206-213.
- Lindgren J.P., Cousins S.A.O. (2017): Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. *Landsc Ecol* 32: 1895-1906.
- Lisetskii F.N., Goleusov V.P., Moysiyenko I.I., Sudnik-Wójcikowska B. (2014): Microzonal distribution of soils and plants along the catenas of mound structures. *Contemp Probl Ecol* 7: 282-293.
- Lisetskii F.N., Sudnik-Wójcikowska B., Moysiyenko I.I. (2016a): Flora differentiation among local ecotypes in the transzonal study of forest-steppe and steppe mounds. *Biol Bull* 43: 169-176.
- Lisetskii F.N., Smekalova T.N., Marinina O.A. (2016b): Biogeochemical Features of Fallow Lands in the Steppe Zone. *Contemp Probl Ecol* 9: 366-375.

- Lundholm J.T. (2009): Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. *J Veg Sci* 20: 377-391.
- MacArthur R., Wilson E. (1967). *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- MacDonald D. (1979): Some observations and field experiments on the urine marking behaviour of the red fox, *Vulpes vulpes* L. *Tierpsychologie* 51: 1-22.
- MacDougall A., McCann K., Gellner G., Turkington R. (2013): Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature* 494: 86-89.
- Margulan A., Akishev K.A., Kadyrbaev M.K., Orazbayev A.M. (1966): *Drevnja kultura centralnogo Kazahstana* [Közép-Kazahsztán ősi kultúrái]. Alma Ata
- Marini M., Bruun H.H., Heikkinen R.K., Helm A., Honnay O., Krauss J., Kühn I., Lindborg R., Pärtel M., Bommarco R. (2012): Traits related to species persistence and dispersal explain changes in plant communities subjected to habitat loss. *Divers Distrib* 18: 898-908.
- Marvier M., Kareiva P., Neubert M. (2004): Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analys* 24: 869-878.
- Mauchamp A., Blanch S., Grillas P. (2001): Effects of submergence on the growth of *Phragmites australis* seedlings. *Aquat Bot* 69: 147-164.
- McCoy E.D., Bell S.S. (1991): Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: McCoy E.D., Bell S.S., Mushinsky H.R. (szerk.) *Habitat structure: the physical arrangements of objects in space*. Chapman and Hall, New York, pp. 3-27.
- Medvedev A.P. (2014): Kurgany v lesostepi: itogi i perspektivy issledovaniya [Az erdőssztyeppek kurgánjai, eredmények és perspektívák]. *Bull Voronezh State University History Polity Sociology* 2: 12-19.
- Melnik K., Landhäuser S.M., Devito K. (2017): Role of microtopography in the expression of soil propagule banks on reclamation sites. *Restor Ecol* doi: 10.1111/rec.12587
- Menges E.S. (2008): Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian J Bot* 56: 187-196.
- Metera E., Sakowski T., Słoniewski K., Romanowicz B. (2010): Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – A review. *Anim Sci Pap Rep* 28: 315-334.
- Miglécz T., Tóthmérész B., Valkó O., Kelemen A., Török P. (2013): Effect of litter on seedling establishment: an indoor experiment with short-lived *Brassicaceae* species. *Plant Ecol* 214: 189-193.
- Mihók B., Biró M., Molnár Zs., Kovács E., Bölöni J., Erős T., Standovár T., Török P., Csorba G., Margóczy K., Báldi A. (2017): Biodiversity on the waves of history: Conservation in a changing social and institutional environment in Hungary, a post-soviet EU member state. *Biol Conserv* 211: 67-75.
- Milchunas D.G., Lauenroth W.K. (1993): Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol Monogr* 63: 327-366.
- Minden V., Andratschke S., Spalke J., Timmermann H., Kleyer M. (2012): Plant trait -environment relationships in salt marshes: Deviations from predictions by ecological concepts. *Persp Plant Ecol Evol Sys* 14: 183-192.
- Mitsch W.J. (2005): Wetland creation, restoration, and conservation: A wetland invitational at the Olentangy River Wetland Research Park. *Ecol Eng* 24: 243-251.
- Moeslund J.E., Arge L., Bøcher P.L., Nygaard B., Svenning J.C. (2011): Geographically comprehensive assessment of salt-meadow vegetation-elevation relations using LiDAR. *Wetlands* 31: 471-482.
- Moeslund J.E., Arge L., Bøcher P.K., Dalgaard T., Ejrnæs R., Odgaard M.E., Svenning J.C. (2013a): Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodivers Conserv* 22: 2151-2166.
- Moeslund J.E., Arge L., Bøcher P.K., Dalgaard T., Svenning J.C. (2013b): Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns. *Nordic J Bot* 31: 129-144.
- Molnár Zs. (1992): A Pitvarosi puszták növénytakarója, különös tekintettel a löszpusztagyepkekre. *Bot Közl* 79: 19-27.
- Molnár Zs., Borhidi A. (2003): Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33: 377-408.
- Molnár Zs., Biró M., Bölöni J., Horváth F. (2008a): Distribution of the (semi-) natural habitats in Hungary I. – Marshes and grasslands. *Acta Bot Hung* 50: 59-105.
- Molnár Cs., Molnár Zs., Barina Z., Bauer N., Biró M., Bodoncz L., ..., Virók V. (2008b): Vegetation-based landscape regions of Hungary. *Acta Bot Hung* 50: 47-58.
- Molnár Zs., Biró M., Barthá S., Fekete G. (2012): Past Trends, Present State and Future Prospects of Hungarian Forest-Steppes. In: Wer-

- ger M.J.A., van Staalduinen M.A. (szerk.) *Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Springer, Dordrecht, pp 209-252.
- Molnár V.A., Löki V., Máté A., Molnár A., Takács A., Nagy T., Lovas-Kiss Á., Lukács B.A., Sramkó G., Tökölyi J. (2017): The occurrence of *Spiraea crenata* and other rare steppe plants in Pannonian graveyards. *Biologia* 72: 500-509.
- Monclús R., Arroyo M., Valencia A., de Miguel F. (2009): Red foxes (*Vulpes vulpes*) use rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) scent marks as territorial marking sites. *J Ethol* 27: 153-156.
- Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. (1999): *Vascular Plants of Ukraine – A monumental checklist*. National Academy of Sciences Ukraine, Institute of Botany, Kiev.
- Moysiyenko I.I., Sudnik-Wójcikowska B. (2006a) The flora of kurgans in the steppe zone of southern Ukraine - phytogeographical and ecological aspects. *Polish Bot Studies* 22: 387-398.
- Moysiyenko I.I., Sudnik-Wójcikowska B. (2006b) The flora of kurgans in the desert steppe zone of southern Ukraine. *Chornomor Bot Journ* 1: 5-35.
- Moysiyenko I.I., Sudnik-Wójcikowska B. (2008): Sozofity u flori kurganiv – refugiumiv stepovoi flory na pivdni Ukrainy [Dél-Ukrajnai kurgánok, a sztyeppi flóra refúgiumai]. *Zapovidna Sprava v Ukraini* 14: 16-24.
- Moysiyenko I., Zachwatowicz M., Sudnik-Wójcikowska B., Jabłońska E. (2014): Kurgans help to protect endangered steppe species in the Pontic grass steppe zone, Ukraine. *Wulfenia* 21: 83-94.
- Mozolevsky B.N., Polin C.V. (2005): *Kurgany skifskogo Gerossa IV B (Babina vodjana i cobolena mogili)* [Szkíta kurgánok az i.e. 4. századból (Babina, Vodjana és Soboleva hal-mok)]. Stilos Publishing, Kiev.
- Mücke W., Deák B., Schroiff A., Hollaus M., Pfeifer N. (2013a): Estimation of dead wood using small footprint airborne laser scanning data. *Canad J Remote Sens* 39: 32-40.
- Mücke W., Hollaus M., Pfeifer N., Schroiff A., Deák, B. (2013b): Comparison of discrete and full-waveform ALS features for dead wood detection. *ISPRS Annal Photogramm Remote Sens Spat Inf Sci* 2: 199-204.
- Müller J., Heinze J., Joshi J., Boch S., Klaus V., Fischer M., Prati D. (2014): Influence of experimental soil disturbances on the diversity of plants in agricultural grasslands. *J Plant Ecol* 7: 509-517.
- Myers J.A., Harms K.E. (2009): Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. *Ecol Lett* 12: 1250-1260.
- Nathan R., Katul G.G., Horn H.S., Thomas S.M., Oren R., Avissar R., Pacala S.W., Levin S.A. (2002): Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. *Nature* 418: 409-413.
- Nathan R. (2006): Long-distance dispersal of plants. *Science* 313: 786-788.
- Nolte S., Esselink P., Smit C., Bakker J.P. (2014): Herbivore species and density affect vegetation-structure patchiness in salt marshes. *Agr Ecosyst Environ* 185: 41-47.
- Novák J., Konvička M. (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecol Engineer* 26: 113-122.
- Novák T.J., Tóth Cs.A. (2015): Development of erosional microforms and soils on semi-natural and anthropogenic influenced solonetzic grasslands. *Geomorphology* 254: 121-129.
- Olf H., Ritchie M.E. (1998): Importance of herbivore type and scale. *Trends Ecol Evol* 13: 261-265.
- Oltean I.A. (2013): Burial mounds and settlement patterns: a quantitative approach to their identification from the air and interpretation. *Antiquity* 87: 202-219.
- Ostendorp W. (1999): Management impacts on stand structure of lake shore *Phragmites* reeds. *Int Rev Hydrobiol* 84: 33-47.
- Ouborg N.J., Vergeer P., Mix C. (2006): The rough edges of the conservation genetics paradigm for plants. *J Ecol* 94: 1233-1248.
- Ozinga W.A., Bekker R.M., Schaminee J.H.J., van Groenendael J.M. (2004): Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *J Ecol* 92: 767-777.
- Paczoski I.K. (1933): Szata roślinna kurhanu króla Władysława Warneńczyka [A királyi Władysław Warneczyk kurgán növényzete]. *Prace Komisji Matemat-Przyr PTPN* 6: 157-172.
- Pärtel M., Helm A. (2007): Invasion of woody species into temperate grasslands: relationship with abiotic and biotic soil resource heterogeneity. *J Veg Sci* 18: 63-70.
- Peco B., Sánchez A.M., Azcarate F.M. (2006): Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agric Ecosyst Environ* 113: 284-294.
- Penksza K., Tasi J., Szentes Sz., Centeri Cs. (2008): Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. *Gyepgazd Közl* 6: 47-53.

- Penksza K., Kiss T., Herczeg E., Nagy A., Malatinszky Á. (2011a) Anthropogenic impacts and management of natural grasslands on kurgans. In: Pető Á., Barczy A. (szerk.) *Kurgan studies: An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. BAR international Series, Oxford, pp. 329-338.
- Penksza K., Loksa G., Barczy A., Joó K., Malatinszky Á. (2011b): Effects of extrazonal and climatic conditions on the vegetation of kurgans. A pilot study from the Hortobágy (Csípő-halom). In: Pető Á., Barczy A. (szerk.) *Kurgan studies: An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. BAR international Series, Oxford, pp. 347-350.
- Plieninger T., Bieling C., Fagerholm N., Byg A., Hartel T., Hurley P., López-Santiago C.A., Nagabhatla N., Oteros-Rozas E., Raymond C., van der Horst D., Huntsinger L. (2015): The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. *Curr Opin Environ Sust* 14: 28-33.
- Poschold P., Kiefer S., Trankle U., Fischer S., Bonn S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Appl Veg Sci* 1: 75-90.
- Poschold P., Wallis De Vries M. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – Lessons from the distant and recent past. *Biol Conserv* 104: 361-376.
- Poulin B., Lefebvre G. (2002): Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodivers Conserv* 11: 1567-1581.
- Price P. (1991): The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos* 62: 244-251.
- QGIS Development Team (2014) *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2012-2017) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rachkovskaya E.I., Bragina T.M. (2012): Steppes of Kazakhstan: Diversity and Present State Eurasian Steppes. Part I Steppe Regions. In: Werger M.J.A., van Staaldin M.A. (eds.) *Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Springer, Dordrecht, pp. 103-148.
- Rahbek C., Graves G.R. (2001): Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proc Natl Acad Sci USA* 98: 4534-4539.
- Rákóczi A., Barczy A. (2014): Védett tájalelemek az Európai Unióban, a 73/2009 ek rendelet hatásai a magyar kunhalmok állapotára. *Tájökol Lapok* 12: 95-105.
- Ramos I.L., Bernardo F., Ribeiro S.C., Van Eetveld V. (2016): Landscape identity: Implications for policy making. *Land Use Policy* 53: 36-43.
- Renne I., Tracy B. (2013): Disturbance intensity, timing and history interact to affect pasture weed invasion. *Basic Appl Ecol* 14: 44-53.
- Riba R., Mayol M., Giles B.E., Ronce O., Imbert E., van der Velde M., Chauvet S., Ericson L., Bijlsma R., Vosman B., Smulders M.J., Olivieri I. (2009): Darwin's wind hypothesis: does it work for plant dispersal in fragmented habitats? *New Phytol* 183: 667-677.
- Romanchuk A.A. (2012): The most valuable archaeological monuments and National Ecological Network of the Republic of Moldova. In: *Ecological networks – introduction to experiences and approaches* (Chişinău, 13-14 October 2011), pp. 129-135.
- Rout T.M., Hauser C.E., Possingham P. (2009): Optimal adaptive management for translocation of a threatened species. *Ecol Appl* 19: 515-526.
- Rowińska A., Sudnik-Wójcikowska B., Moyseyenko I.I. (2010): Kurhany – dziedzictwo kultury w krajobrazie antropogenicznym strefy stepów i lasostepu – oczami archeologa i botanika [Kurgánok a régész és botanikus szemével – kulturális örökség a sztyepp és erdőssztyepp zónában]. *Wiadomości Botaniczne* 54: 7-20.
- Rösch V., Tschardt T., Scherber C., Batáry P. (2013): Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. *J Appl Ecol* 50: 387-394.
- Rutter S. (2006): Diet preference for grass and legumes in free-ranging domestic sheep and cattle: Current theory and future application. *Appl Animal Behaviour Sci* 97: 17-35.
- Saar L., Takkis K., Pärtel M., Helm A. (2012): Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt? *Divers Distrib* 18: 808-817.
- Schäffer B., Attinger W., Schulin R. (2007): Compaction of restored soil by heavy agricultural machinery – Soil physical and mechanical aspects. *Soil Tillage Res* 93: 28-43.
- Schwartz R., Evett S., Unger P. (2003): Soil hydraulic properties of cropland compared with re-established and native grassland. *Geoderma* 116: 47-60.
- SCOP++ (2008): Department of Geodesy and Geoinformation, Research Groups *Photogrammetry and Remote Sensing*. <http://photo>

- to.geo.tuwien.ac.at/software/scop/. Vienna, Austria.
- Šerá B. (2008): Road vegetation in Central Europe—an example from the Czech Republic. *Biol* 63: 1085-1088.
- Shariff A., Biondini M., Grygiel C. (1994): Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. *J Range Management* 47: 444-449.
- Smelansky I.E., Tishkov A.A. (2012): The steppe biome in Russia: ecosystem services, conservation status, and actual challenges. In: Werger M.J.A., van Staaldin M.A. (szerk.) *Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world*. Springer, Dordrecht, pp 45–101.
- Sørensen R., Seibert J. (2007): Effects of DEM resolution on the calculation of topo-graphical indices: TWI and its components. *J Hydrol* 347: 79-89.
- Stefanovits P. (1981): *Talajtan*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Tscharnkte T. (2001): Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proc Royal Soc B* 268: 1685-1690.
- Stehman S.V., Czaplewski R.L (1998): Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment: Fundamental Principles. *Remote Sens Environ* 64: 331-344.
- Stein A., Gerstner K., Kreft H. (2014): Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecol Lett* 17: 866-880.
- Stokstad E. (2010): Despite progress, biodiversity declines. *Science* 329: 1272-1273.
- Stenger-Kovács Cs., Lengyel E., Buczkó K., Tóth F.M., Crossetti L.O., Pellingner A., Doma Z.Z., Padisák J. (2014): Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Water* 4: 383-396.
- Strykstra R.J., Verweij G.L., Bakker J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Bot Neerl* 46: 387-401.
- Sudnik-Wójcikowska B., Moysiienko I.I. (2008a): The floristic differentiation of microhabitats within kurgans in the desert steppe zone of southern Ukraine. *Acta Soc Bot Pol* 77: 139-147.
- Sudnik-Wójcikowska B., Moysiienko I.I. (2008b): The synanthropic flora of kurgans within three steppe zones in southern Ukraine. *Biodiv Res Conserv* 12: 41-48.
- Sudnik-Wójcikowska B., Moysiienko I.I. (2010): Flora of kurgans in the forest steppe zone in Ukraine. *Chornomor Bot Journ* 6:162-199.
- Sudnik-Wójcikowska B., Moysiienko I., Zachwatowicz M., Jabłońska E. (2011): The value and need for protection of kurgan flora in the anthropogenic landscape of steppe zone in Ukraine. *Plant Biosyst* 145: 638-653.
- Sudnik-Wójcikowska B., Moysiienko I.I. (2013): Ukrainian kurgans as refugia of steppe flora and their role in steppe restoration. In: Baumbach H, Pfützenreuter S (szerk.) *Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz*. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Erfurt, pp 201-210.
- Sudnik-Wójcikowska B., Moysiienko I.I. (2014): Indicative role of the flora of kurgans in the 'Wild Field' (southern Ukraine). *Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 15: 75-83
- Sümege P., Szilágyi G. (2011): A quarter-malacological inventory of Hungarian kurgans. In: Pető Á., Barczy A. (szerk.) *Kurgan studies: An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. BAR international Series, Oxford, pp. 279-293.
- Szilágyi G., Sümege P., Molnár D., Sávai S. (2013): Mollusc-based paleoecological investigations of the Late Copper – Early Bronze Age earth mounds (kurgans) on the Great Hungarian Plain. *Cent Eur J Geosci* 5: 465-479.
- Szombathová N., Eliáš P., Dítě D., Macák M. (2008): Soil properties and vegetation on saline-sodic soil in the Nature Reserve Mostová. *Folia Oecol* 35: 60-66.
- Tackenberg O., Poschlod P., Bonn S. (2003): Assessment of wind dispersal potential in plant species. *Ecol Monogr* 73: 191-205.
- Tälle M., Bergman K.O., Paltto H., Pihlgren A., Svensson R., Westerberg L., Wissman J. Milberg P. (2014): Mowing for biodiversity: grass trimmer and knife mower perform equally well. *Biodivers Conserv* 23: 3073-3089.
- Tälle M., Deák B., Poschlod P., Valkó O., Westerberg L., Milberg P. (2016): Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agric Ecosys Environ* 15: 200-212.
- 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. *Biodivers Conserv* (in press) doi: 10.1007/s10531-018-1562-6
- Tamme R., Hiiesalu I., Laanisto L., Szava-Kovats R., Pärtel M. (2010): Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *J Veg Sci* 21: 796-801.

- Taylor K., Brummer T., Taper M.L., Wing A., Rew L.J. (2012): Human-mediated long-distance dispersal: an empirical evaluation of seed dispersal by vehicles. *Divers Distrib* 18: 942-951.
- Ter Braak C., Šmilauer P. (2012): *Canoco Reference manual and User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 5.0)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA).
- Thenkabail P.S. (szerk.) (2015): *Remote Sensing Handbook*. CRC Press.
- Thompson K., Bakker J., Bekker R. (1997): *Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tilman D. (1994): Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology* 75: 2-16.
- Tóth T., Kertész M. (1996): Application of soil-vegetation correlation to optimal resolution mapping of solonchak rangeland. *Arid Soil Res Rehab* 10: 1-12.
- Tóth A. (1998): Veszélyeztetett löszgyep reliktum foltok a nagykovácsi kunhalmokon. *Ki-taibelia* 3: 329-330.
- Tóth A., Tóth Cs. (2003): Kunhalmok állapotfelmérése a Hortobágy déli pusztáin és a szomszédos hajdúsági területeken. In: Tóth A. (szerk.) *Tisza-völgyi tájváltozások*. Alföldkutatásért Alapítvány, Kiskúszállás, pp. 95-111.
- Tóth Cs. (2004): Functional changes of the tumuli at the different stages of history. In: Lóki J., Szabó J. (szerk.) *Anthropogenic aspects of landscape transformations 3*. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp 93-102.
- Tóth Cs. (2006): Results of the national mound cadastering from the aspect of geological conservation. *Acta GGM Debrecina Geol Geomorph Phys Geogr Ser 1*: 129-135.
- Tóth Cs., Pethe M., Hatházi Á. (2014): The application of earth science-based analyses on a twin-kurgan in Northern Hungary. *Carpath J Earth Env Sci* 9: 19-20.
- Tóth Cs., Novák T., Rakonczai J. (2015) Hortobágy pusztája: Microtopography of alkali flats. In: Lóczy D. (szerk.) *Landscapes and Landforms of Hungary*. Springer, pp. 237-246.
- Tóth E., Deák B., Valkó O., Kelemen A., Migléc T., Tóthmérész B., Török P. (2018): Livestock type is more crucial than grazing intensity: traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. *Land Degrad Dev* 29: 231-239.
- Törbat T., Giscard P.H., Batsukh D. (2009): First excavation of Pazyryk kurgans in Mongolian Altai. In: Bemmann J., Parzinger H., Pohl E., Tseveendorzh D. (szerk.) *Current archaeological research in Mongolia*. Universität Bonn, Bonn, pp. 221-231.
- Török P., Vida E., Deák B., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodivers Conserv* 20: 2311-2332.
- Török P., Kapocsi I., Deák B. (2012a): Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. In: Zhang W.J. (szerk.) *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*. Nova Science Publishers Inc., New York, pp. 109-118.
- Török P., Migléc T., Valkó O., Kelemen A., Deák B., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2012b) Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *J Nat Conserv* 20: 41-48.
- Török P., Valkó O., Deák B., Kelemen A., Tóthmérész B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* 9: e97095.
- Török P., Valkó O., Deák B., Kelemen A., Tóth E., Tóthmérész B. (2016): Managing for species composition or diversity? – Pastoral and year-round grazing systems in alkali grasslands. *Agric Ecosys Environ* 234: 23-30.
- Traut B.H. (2005): The role of coastal ecotones: A case study of the salt marsh/upland transition zone in California January. *J Ecol* 93: 279-290.
- Trnka A., Peterková V., Prokop P., Batáry P. (2013): Management of reedbeds: mosaic reed cutting does not affect prey abundance and nest predation rate of reed passerine birds. *Wetlands Ecol Manage* 22: 227-234.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. Rand, T. Didham, R. Fahrig, ..., Westphal, C. (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biol Rev* 87: 661-685.
- Ungar I. (1998): Are biotic factors significant in influencing the distribution of halophytes in saline habitats? *Botanical Rev* 64: 176-199.
- Uraguchi K., Takahashi K. (1998): Den site selection and utilization by the red fox in Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 23: 31-40.
- Vadász Cs., Máté A., Kun R., Vadász-Besnyői V. (2016): Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. *Agric Ecosys Environ* 234: 134-141.
- Valkama E., Lyytinen S., Koricheva J. (2008): The impact of reed management on wildlife: a meta-analytical review of European studies. *Biol Conserv* 141: 364-374.

- Valkó O., Török P., Deák B., Tóthmérész B. (2014): Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic Appl Ecol* 15: 26-33.
- Valkó O., Deák B., Magura T., Török P., Kelemen A., Tóth K., Horváth R., Nagy D.D., Debnár Zs., Zsigrai G., Kapocsi I., Tóthmérész B. (2016): Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands – a multi-taxa approach. *Sci Total Environ* 572: 1377-1384.
- Valkó O., Deák B., Török P., Kelemen A., Migléc T., Tóthmérész B. (2017): Filling up the gaps – Passive restoration does work on linear landscape scars. *Ecol Eng* 102: 501-508.
- Valkó O., Tóth K., Kelemen A., Migléc T., Sonkoly J., Tóthmérész B., Török P., Deák B. (2018): Cultural heritage and biodiversity conservation – Plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds. *Nat Conserv* 24: 65-80.
- van der Ree R., Smith D.J., Grilo C. (2015): *Handbook of Road Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Varga A., Molnár Zs., Biró M., Demeter L., Gellény K., Miókovics E., Molnár Á., Molnár K., Ujházy N., Ulicsni V., Babai D. (2016): Changing year-round habitat use of extensively grazing cattle, sheep and pigs in East-Central Europe between 1940 and 2014: Consequences for conservation and policy. *Agric Ecosys Environ* 234: 142-153.
- Verschuuren B., Wild R., McNeeley J., Oviedo G. (szerk.) (2010): *Sacred Natural Sites: Conserving Nature and Culture*. Earthscan, London.
- Villemey A., van Halder I., Ouin A., Barbaro L., Chenot J., Tessier P., Calatayud F., Martin H., Roche P., Archaux F. (2015): Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland. *Biol Conserv* 191: 206-215.
- Vítková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J., Pyšek P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecol Manage* 384: 287-302.
- Vivian-Smith G. (1997): Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *J Ecol* 85: 71-82.
- Wacker L., Baudois O., Eichenberger-Glinz S., Schmid B. (2008): Environmental heterogeneity increases complementarity in experimental grassland communities. *Basic Appl Ecol* 9: 467-474.
- Walter H., Breckle S.W. (1986): *Ökologie der Erde*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Wang, X; Yu, J., Zhou, D., Dong, H., Li, Y., Lin, Q., Guan, B., Wang, Y., 2012. Vegetative ecological characteristics of restored reed (*Phragmites australis*) wetlands in the Yellow River Delta, China. *Environ Manage* 49: 325-333.
- Wanner A., Suchrow S., Kiehl K., Meyer W., Pohlman N., Stock M., Jensen K. (2014): Scale matters: Impact of management regime on plant species richness and vegetation type diversity in Wadden Sea salt marshes. *Agric Ecosys Environ* 182: 69-79.
- Ward R.D., Burnside N.G., Joyce C.B., Sepp K. (2013): The use of medium point density LiDAR elevation data to determine plant community types in Baltic coastal wetlands. *Ecol Ind* 33: 96-104.
- Watt A.S. (1947): Pattern and process in the plant community. *J Ecol* 35: 1-22.
- Weiss A.D. (2001): *Topographic Position and Landforms Analysis*. San Diego, CA.
- Wehr A., Lohr U. (1999): Airborne laser scanning-an introduction and overview. *ISPRS J Photogramm* 54: 68-82.
- Wellstein C., Campetella G., Spada F., Chelli S., Mucina L., Canullo R., Bartha S. (2014): Context-dependent assembly rules and the role of dominating grasses in semi-natural abandoned sub-Mediterranean grasslands. *Agric Ecosys Environ* 182: 113-122.
- Wesche K., Treiber J. (2012): Abiotic and biotic determinants of steppe productivity and performance – a view from Central Asia. In: Werger M.J.A., van Staalduinen M.A. (szerk.) *Eurasian Steppes. Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Springer, Dordrecht, pp 3–43.
- Wesche K., Partzsch M., Krebes S., Hensen I. (2005): Gradients in dry grassland and heath vegetation on rock outcrops in Eastern Germany – An analysis of a large phytosociological data set. *Folia Geobot* 40: 341-356.
- Wesche K., Ambarli D., Török P., Kamp J., Treiber J., Dengler J. (2016): The Palaearctic steppe biome: A new synthesis. *Biodivers Conserv* 25: 2197-2231.
- White R.P., Murray S., Rohweder M. (2000): *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Whitford W., Kay F. (1999): Biopedoturbation by mammals in deserts: A review. *J Arid Environ* 41: 203-230.
- Wilson J.B. (1992): Egler's concept of 'Initial floristic composition' in succession – ecologists citing it don't agree what it means. *Oikos* 64: 591-593.
- Wilson J.B., Peet R.K., Dengler J., Pärtel M. (2012): Plant species richness: the world records. *J Veg Sci* 23: 796-802.

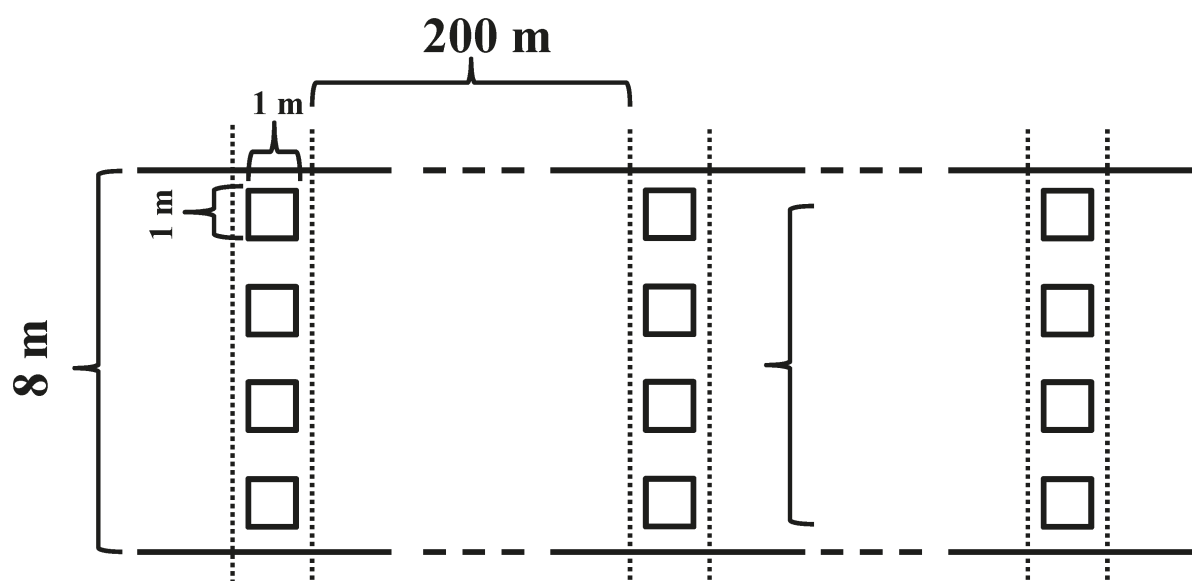
- Witje A., Gallagher J.L. (1996): Effect of oxygen availability and salinity on early life history stages of salt marsh plants. I. Different germination strategies of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* (Poaceae). *Am J Bot* 83: 1337-1342.
- Wódkiewicz M., Dembicz I., Moysiyeenko I.I. (2016): The value of small habitat islands for the conservation of genetic variability in a steppe grass species. *Acta Oecol* 76: 22-30.
- Xiong S., Nilsson C. (1999): The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *J Ecol* 87: 984-994.
- Young A., Boyle T., Brown T. (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol Evol* 11: 413-418.
- Zalatnai M., Körmöczy L. (2004): Fine-scale pattern of the boundary zones in alkaline grassland communities. *Com Ecol* 5: 2335-2246.
- Zalatnai M., Körmöczy L., Tóth T. (2007): Community boundaries and edaphic factors in saline-sodic grassland communities an elevation gradient. *Tiscia* 36: 7-15.
- Zar J.H. (1999): *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall International, London.
- Zhang G., Han X., Elser J.J. (2011): Rapid top-down regulation of plant C:N:P stoichiometry by grasshoppers in an Inner Mongolia grassland ecosystem. *Oecologia* 166: 253-264.
- Zhang Y., Zhang Z., Liu J. (2003): Burrowing rodents as ecosystem engineers: the ecology and management of plateau zokors *Myospalax fontanierii* in alpine meadow ecosystems on the Tibetan Plateau. *Mammal Rev* 33: 284-294.
- Zhou Z., Bao W. (2011): Levels of physiological dormancy and methods for improving seed germination of four rose species. *Sci Hort* 129: 818-824.
- Zimmermann Z., Szabó G., Csathó A., Sallainé Kapocsi J., Szentes S., Juhász M., ... Bartha S. (2014). The impact of the lesser blind mole rat [*Nannospalax* (superspecies *leucodon*)] on the species composition and diversity of a loess steppe in Hungary. *Appl Ecol Environ Res* 12: 577-588.
- Zlinszky A., Schroiff A., Kania A., Deák B., Mücke W., Vári Á., Székely B., Pfeifer N. (2014): Categorizing grassland vegetation with full-waveform airborne laser scanning: a feasibility study for detecting Natura 2000 habitat types. *Remote Sens* 6: 8056-8087.
- Zlinszky A., Deák B., Kania A., Schroiff A., Pfeifer N. (2015): Mapping Natura 2000 habitat conservation status in a pannonic salt steppe with airborne laser scanning. *Remote Sens* 7: 2991-3019.
- Zolotov D., Biryukov R. (2009): Florae-isolates of burial mounds as natural-anthropogenic elements of steppe landscapes. *Problemy botaniki Yuzhnoy Sibiri i Mongolii Trudy VIII Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii*, pp. 401-404.
- Zólyomi B. (1969): Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz árok és az Alföld ősi növényzete. *Természet Világa* 100: 550-553.
- Zuur A., Ieno E., Walker N., Saveliev A., Smith G. (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology*. Springer, New York.

Függelék

8. Függelék

1. függelék. A vizsgált társulások átlagos borítása, a vegetáció átlagos magassága és a felmért mintavételi egységekben előforduló domináns fajok. Domináns fajnak tekintettünk minden olyan fajt, amely 5 % feletti borítással volt jelen legalább a mintavételi egységek 10 %-ban. A társulások rövidítései: CP – *Cynodonti-Poëtum*; AF – *Achilleo-Festucetum*; AR – *Artemisio-Festucetum*; CA – *Camphorosmetum annuae*; PP – *Pholiuro-Plantagineum*; PL – *Puccinellietum limosae*; AA – *Agrostio-Alopecuretum*; AB – *Agrostio-Beckmannietum*.

Vegetáció tulajdonságai/fajok	CP	AF	AR	CA	PP	PL	AA	AB
Vegetáció átlagos borítása (%)	90	80	80	20	25	25	85	90
Vegetáció átlagos magassága (cm)	45	25	25	10	10	15	105	95
<i>Achillea collina</i>	+	+						
<i>Achillea setacea</i>		+						
<i>Agropyron repens</i>	+						+	
<i>Agrostis stolonifera</i>							+	+
<i>Alopecurus pratensis</i>							+	+
<i>Artemisia santonicum</i>			+	+	+	+		
<i>Beckmannia eruciformis</i>								+
<i>Camphorosma annua</i>				+				
<i>Carex praecox</i>	+							
<i>Cynodon dactylon</i>	+							
<i>Eleocharis uniglumis</i>							+	+
<i>Eryngium campestre</i>	+							
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+							
<i>Festuca pseudovina</i>		+	+					
<i>Festuca rupicola</i>	+							
<i>Galium verum</i>	+							
<i>Glyceria fluitans</i>								+
<i>Gypsophila muralis</i>		+	+					
<i>Inula britannica</i>	+							
<i>Lepidium perfoliatum</i>		+						
<i>Matricaria chamomilla</i>				+				
<i>Pholiurus pannonicus</i>				+	+			
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+						
<i>Plantago tenuiflora</i>					+			
<i>Poa angustifolia</i>	+							
<i>Poa pratensis</i>							+	
<i>Podospermum canum</i>		+	+					
<i>Puccinellia limosa</i>						+		
<i>Rumex stenophyllus</i>							+	+
<i>Trifolium arvense</i>	+							
<i>Trifolium campestre</i>	+							
<i>Vicia tetrasperma</i>	+							



2. függelék. A mintavételi elrendezés egy csatornaszakaszon.

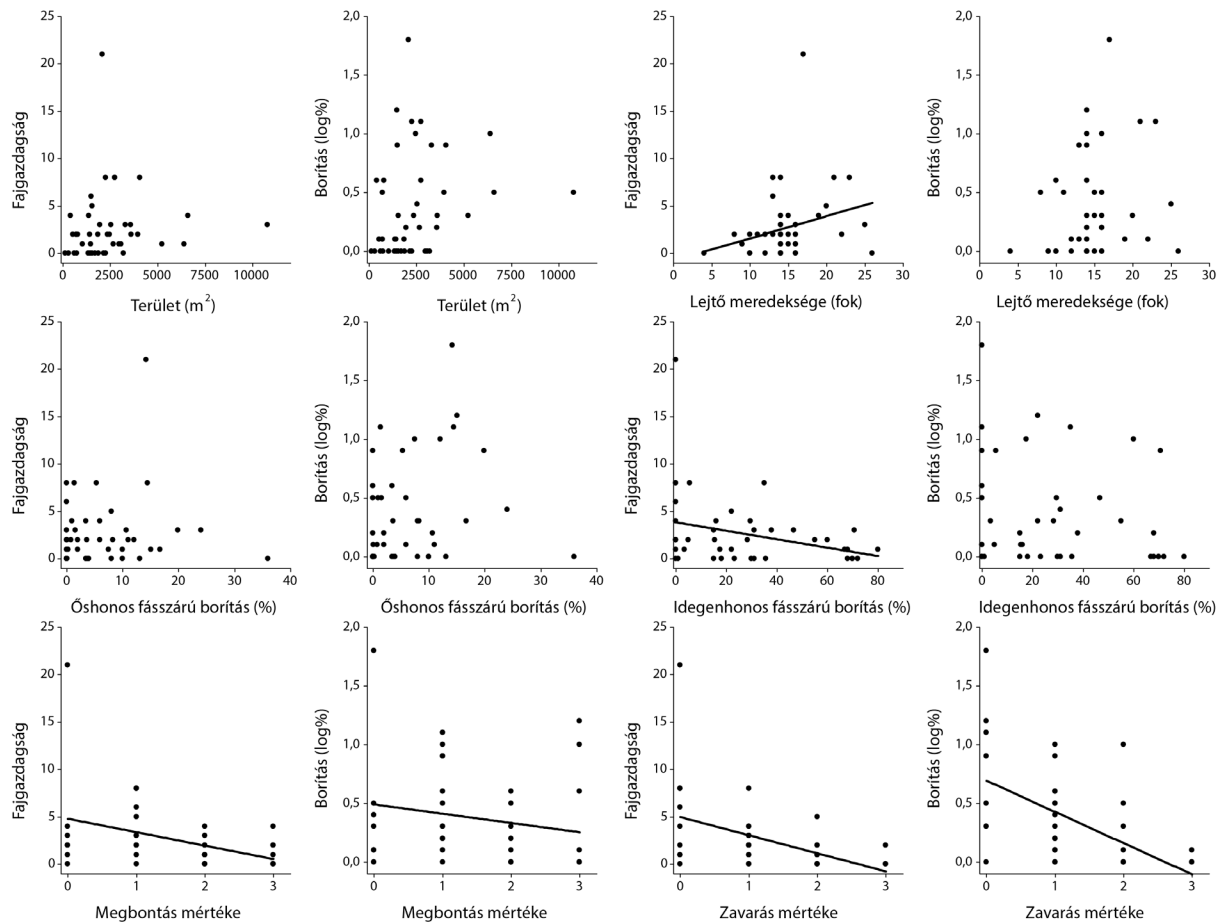
3. függelék. A fajok C–S–R besorolása valamint C, S és R koordinátái (Hodgson et al. 1999 és Kelemen et al. 2013 alapján).

Fajok	C-S-R	C	S	R	Fajok	C-S-R	C	S	R
<i>Achillea collina</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Inula britannica</i>	C/SC	1	-1	-2
<i>Achillea setacea</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Juncus compressus</i>	CSR	0	0	0
<i>Agropyron repens</i>	C/CR	1	-2	-1	<i>Juncus effusus</i>	C/SC	1	-1	-2
<i>Agrostis stolonifera</i>	CR	0	-2	0	<i>Kochia prostrata</i>	S	-2	2	-2
<i>Alopecurus pratensis</i>	C/CSR	1	-1	-1	<i>Lactuca saligna</i>	S	-2	2	-2
<i>Amaranthus albus</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Lactuca serriola</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Amaranthus retroflexus</i>	R/CR	-1	-2	1	<i>Lepidium draba</i>	CR	0	-2	0
<i>Artemisia santonicum</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Lepidium perfoliatum</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Atriplex hastata</i>	CR	0	-2	0	<i>Lepidium rudemale</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Atriplex litoralis</i>	SR/CSR	-1	0	0	<i>Limonium gmelinii</i>	SC	0	0	-2
<i>Atriplex rosea</i>	R/CR	-1	-2	1	<i>Lolium perenne</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Atriplex tatarica</i>	SC	0	0	-2	<i>Lotus corniculatus</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Beckmannia eruciformis</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Lythrum virgatum</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Bromus mollis</i>	R/CR	-1	-2	1	<i>Matricaria chamomilla</i>	R	-2	-2	2
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	S	-2	2	-2	<i>Picris hieracioides</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Carduus acanthoides</i>	CR	0	-2	0	<i>Plantago lanceolata</i>	CSR	0	0	0
<i>Carex melanostachya</i>	C/SC	1	-1	-2	<i>Plantago major</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Carex stenophylla</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Plantago maritima</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Carex vulpina</i>	C/SC	1	-1	-2	<i>Plantago schwarzenbergiana</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Centaurea pannonica</i>	C/CR	1	-2	-1	<i>Poa angustifolia</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Chenopodium album</i>	R/CR	-1	-2	1	<i>Poa bulbosa</i>	R	-2	-2	2
<i>Chenopodium hybridum</i>	R/CR	-1	-2	1	<i>Podospermum canum</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Chenopodium polyspermum</i>	R/CR	-1	-2	1	<i>Polygonum aviculare</i>	R	-2	-2	2
<i>Chenopodium strictum</i>	S/SR	-2	1	-1	<i>Polygonum bellardii</i>	S	-2	2	-2
<i>Cichorium intybus</i>	CSR	0	0	0	<i>Portulaca oleracea</i>	R	-2	-2	2
<i>Cirsium arvense</i>	C	2	-2	-2	<i>Potentilla argentea</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Cirsium vulgare</i>	CR	0	-2	0	<i>Potentilla reptans</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Convolvulus arvensis</i>	CR	0	-2	0	<i>Puccinellia limosa</i>	CS	0	0	-2
<i>Cynodon dactylon</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Rorippa kernerii</i>	S	-2	2	-2
<i>Daucus carota</i>	SR/CSR	-1	0	0	<i>Rumex crispus</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Echinochloa crus-gallii</i>	S/SR	-2	1	-1	<i>Rumex stenophyllus</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Epilobium tetragonum</i>	CSR	0	0	0	<i>Sclerochloa dura</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Eryngium campestre</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Solanum nigrum</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	CSR	0	0	0	<i>Sonchus oleraceus</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Festuca pseudovina</i>	S/SC	-1	1	-2	<i>Taraxacum officinale</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Fragaria viridis</i>	CSR	0	0	0	<i>Trifolium fragiferum</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Galium verum</i>	SC/CSR	0	0	-1	<i>Trifolium repens</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Gypsophila muralis</i>	SR	-2	0	0	<i>Xanthium spinosum</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Hordeum hystris</i>	S	-2	2	-2					

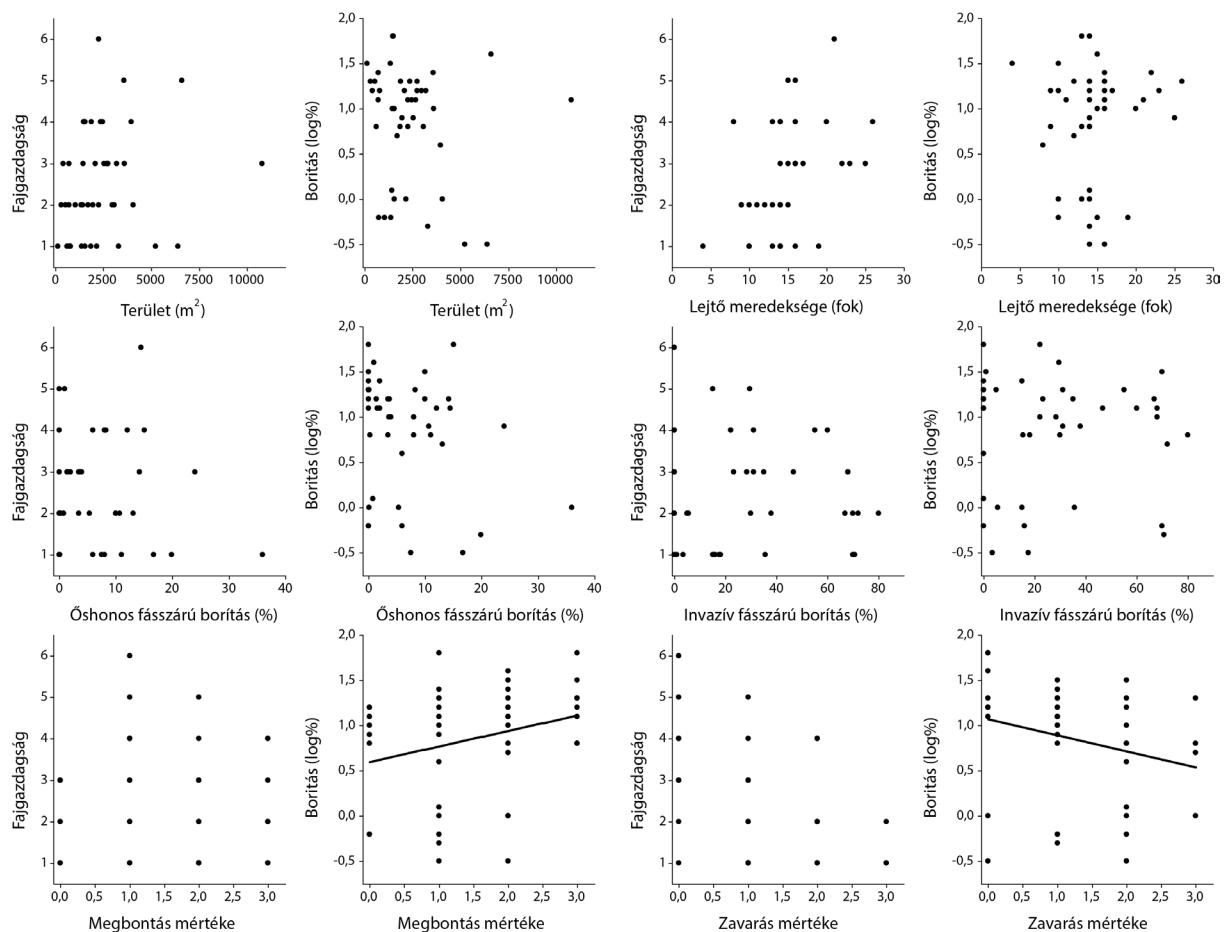
4. függelék. Az eltérő táji környezetben (természetközeli és az ember által átalakított tájak) található mikroélő-

Faj	Táji környezet	Mikroélőhely	Ind.ért.	<i>p</i>	Frekvencia
<i>Poa angustifolia</i>	természetközeli	gyep	0,44	***	61
<i>Alopecurus pratensis</i>	természetközeli	gyep	0,41	***	37
<i>Convolvulus arvensis</i>	természetközeli	gyep	0,40	***	55
<i>Cruciata pedemontana</i>	természetközeli	gyep	0,37	***	11
<i>Achillea collina</i>	természetközeli	gyep	0,34	***	21
<i>Trifolium striatum</i>	természetközeli	gyep	0,33	***	10
<i>Galium verum</i>	természetközeli	gyep	0,31	**	31
<i>Cerastium dubium</i>	természetközeli	gyep	0,31	***	20
<i>Trifolium retusum</i>	természetközeli	gyep	0,30	***	9
<i>Taraxacum officinale</i>	természetközeli	gyep	0,23	***	7
<i>Podospermum canum</i>	természetközeli	gyep	0,23	***	8
<i>Potentilla argentea</i>	természetközeli	gyep	0,19	**	15
<i>Crepis rheadifolia</i>	természetközeli	gyep	0,16	**	6
<i>Stellaria graminea</i>	természetközeli	gyep	0,16	**	6
<i>Plantago lanceolata</i>	természetközeli	gyep	0,16	**	7
<i>Trifolium angulatum</i>	természetközeli	gyep	0,13	*	4
<i>Cerastium semidecandrum</i>	természetközeli	gyep	0,13	*	5
<i>Festuca pseudovina</i>	természetközeli	gyep	0,13	*	10
<i>Festuca pratensis</i>	természetközeli	gyep	0,13	*	5
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	természetközeli	kotorék	0,56	***	32
<i>Polygonum aviculare</i>	természetközeli	kotorék	0,43	***	22
<i>Bromus tectorum</i>	természetközeli	kotorék	0,33	**	42
<i>Chenopodium album</i>	természetközeli	kotorék	0,26	**	19
<i>Bromus mollis</i>	természetközeli	kotorék	0,26	**	33
<i>Torilis arvensis</i>	természetközeli	kotorék	0,24	**	12
<i>Elymus repens</i>	természetközeli	kotorék	0,22	*	29
<i>Hordeum murinum</i>	természetközeli	kotorék	0,20	***	6
<i>Onopordum acanthium</i>	természetközeli	kotorék	0,20	***	6
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	természetközeli	kotorék	0,13	*	5
<i>Carex praecox</i>	átalakított	gyep	0,55	***	26
<i>Salvia nemorosa</i>	átalakított	gyep	0,44	***	23
<i>Elymus hispidus</i>	átalakított	gyep	0,41	***	33
<i>Phlomis tuberosa</i>	átalakított	gyep	0,33	***	10
<i>Thymus glabrescens</i>	átalakított	gyep	0,24	**	9
<i>Euphorbia cyparissias</i>	átalakított	gyep	0,17	**	9
<i>Festuca rupicola</i>	átalakított	gyep	0,15	*	11
<i>Fragaria viridis</i>	átalakított	gyep	0,10	*	3
<i>Carduus acanthoides</i>	átalakított	kotorék	0,30	**	41
<i>Cynodon dactylon</i>	átalakított	kotorék	0,16	**	9
<i>Papaver rhoeas</i>	átalakított	kotorék	0,15	**	7
<i>Fallopia convolvulus</i>	átalakított	kotorék	0,14	*	7
<i>Phragmites australis</i>	átalakított	kotorék	0,13	*	12

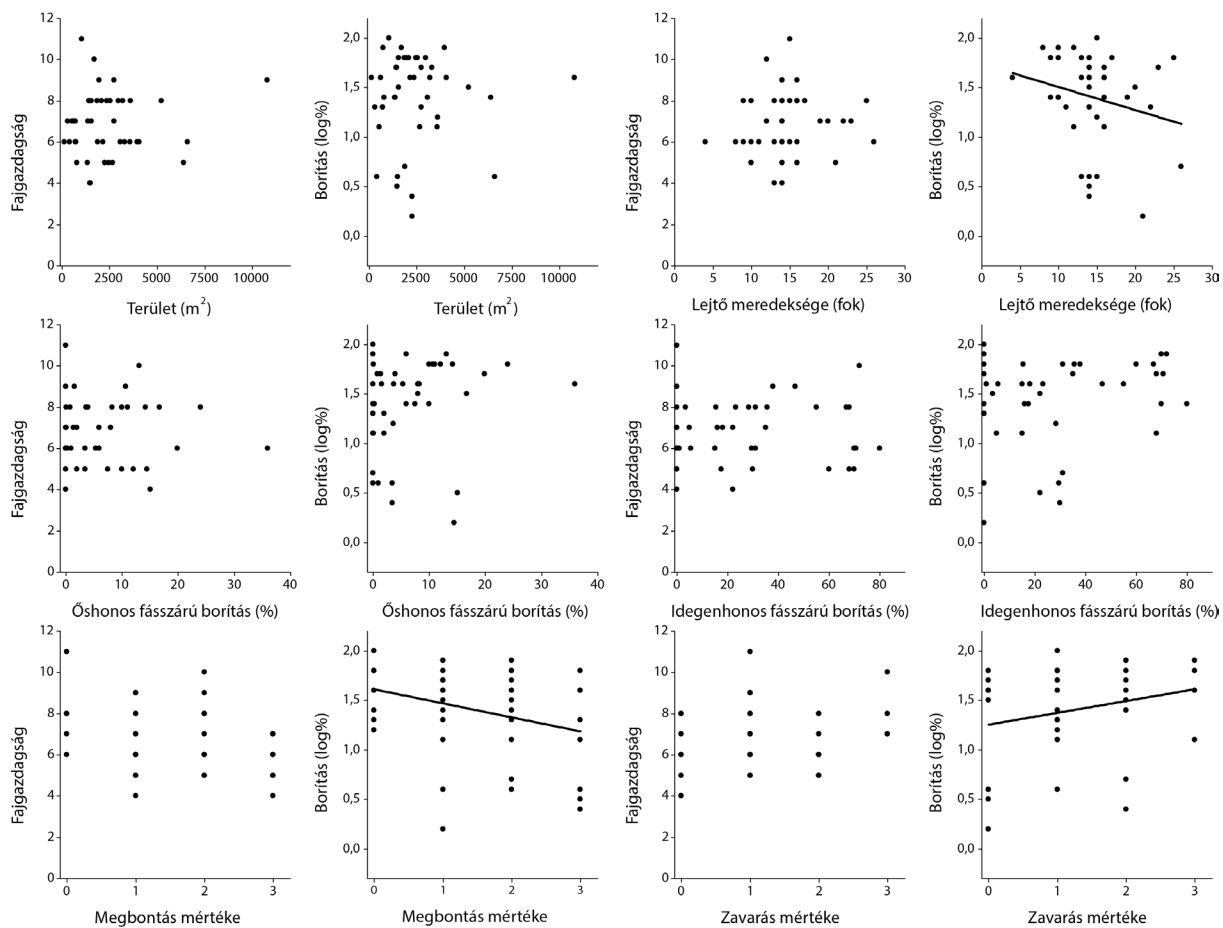
helyek (kotorék, gyep) indikátorfajai. Jelölések: Ind. ért. – indikátor érték; *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$.



5. függelék. A szárazgyepi kétszikű fajok fajgazdagsága, százalékos borítása és a vizsgált élőhelyi változók kapcsolata. Az ábrákon a borításértékek esetében a $\log x + 1$ függvényen keresztül transzformált értékek szerepelnek. Az adatpontokra illesztett egyenes a modellszelekció által szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyult kapcsolat irányultságát szemlélteti.



6. függelék. A szárazgyepi fű fajok fajgazdagsága, százalékos borítása és a vizsgált élőhelyi változók kapcsolata. Az ábrákon a borításértékek esetében a $\log x + 1$ függvényen transzformált értékek szerepelnek. Az adatpontokra illesztett egyenes a modellszelekció által szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyult kapcsolat irányultságát szemlélteti.



7. függelék. A veszélyes gyomok fajgazdagsága, százalékos borítása és a vizsgált élőhelyi változók kapcsolata. Az ábrákon a borításértékek esetében a $\log x + 1$ függvénnyel transzformált értékek szerepelnek. Az adatpontokra illesztett egyenes a modellszelekció által szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyult kapcsolat irányultságát szemlélteti.

8. függelék. A különböző legelési intenzitással legeltetett (nem legelt, közepes intenzitással legelt és túllegelt) élőhelytípusok (északi-, déli lejtő, gyűrű és sztyepp) indikátorfajai. Jelölések: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,1$; * $p < 0,05$.

Faj	Legelési intenzitás	Mikroélőhely típus	Indikátor érték	<i>p</i>	Frekvencia
<i>Veronica spuria</i>	Nem legelt	Észak	0,61	***	14
<i>Dianthus borbasii</i>	Nem legelt	Észak	0,41	***	10
<i>Gypsophila paniculata</i>	Nem legelt	Észak	0,30	**	31
<i>Thymus pulegioides</i>	Nem legelt	Észak	0,29	***	20
<i>Seseli sp.</i>	Nem legelt	Észak	0,28	***	12
<i>Eremogone procera</i>	Nem legelt	Észak	0,16	**	12
<i>Iris pumila</i>	Nem legelt	Dél	0,41	***	23
<i>Carex stenophylla</i>	Nem legelt	Dél	0,21	**	46
<i>Ferula caspica</i>	Nem legelt	Dél	0,21	**	8
<i>Falcaria vulgaris</i>	Nem legelt	Dél	0,11	*	7
<i>Artemisia pontica</i>	Nem legelt	Gyűrű	0,31	***	53
<i>Stipa pennata</i>	Nem legelt	Gyűrű	0,30	***	40
<i>Allium pallasii</i>	Nem legelt	Gyűrű	0,27	**	22
<i>Sedum telephium</i>	Nem legelt	Gyűrű	0,17	*	10
<i>Verbascum phoeniceum</i>	Nem legelt	Gyűrű	0,16	*	5
<i>Festuca valesiaca</i>	Nem legelt	Sztyepp	0,18	***	142
<i>Spiraea hypericifolia</i>	Közepes	Észak	0,25	***	41
<i>Centaurea scabiosa</i>	Közepes	Észak	0,10	*	6
<i>Polygonum aviculare</i>	Közepes	Dél	0,23	**	47
<i>Galium verum</i>	Közepes	Gyűrű	0,31	***	28
<i>Stipa capillata</i>	Közepes	Gyűrű	0,22	***	81
<i>Achillea nobilis</i>	Közepes	Gyűrű	0,21	*	38
<i>Potentilla argentea</i>	Közepes	Gyűrű	0,19	**	39
<i>Veronica spicata</i>	Közepes	Gyűrű	0,12	*	7
<i>Silene media</i>	Közepes	Sztyepp	0,40	***	38
<i>Potentilla humifusa</i>	Közepes	Sztyepp	0,36	***	19
<i>Artemisia schrenkiana</i>	Közepes	Sztyepp	0,28	***	53
<i>Koeleria glauca</i>	Közepes	Sztyepp	0,17	*	52
<i>Eremopyrum orientale</i>	Magas	Észak	0,37	***	41
<i>Lolium perenne</i>	Magas	Észak	0,29	***	9
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Magas	Észak	0,19	**	5
<i>Chenopodium album</i>	Magas	Észak	0,18	*	23
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Magas	Észak	0,14	**	7
<i>Alyssum alyssoides</i>	Magas	Észak	0,12	*	12
<i>Amaranthus sp.</i>	Magas	Dél	0,39	***	20
<i>Artemisia austriaca</i>	Magas	Dél	0,34	***	59
<i>Elymus repens</i>	Magas	Gyűrű	0,33	***	21
<i>Leonurus cardiaca</i>	Magas	Gyűrű	0,20	**	3
<i>Chenopodium sp.</i>	Magas	Gyűrű	0,19	**	5
<i>Artemisia dracunculus</i>	Magas	Sztyepp	0,77	***	23

9. függelék. A vetett és üvegházban nevelt fajok ezermagtömege és üvegházi körülmények között mért csírázási százaléka (átlag $\pm$ SD). Minden faj esetében három ismétlésben 100-100 magot csíráztattunk.

Faj	Ezermagtömeg (g)	Csírázási százalék (%)
<i>Carthamus lanatus</i>	19,61	21 $\pm$ 4
<i>Centaurea pannonica</i>	1,56	23 $\pm$ 4
<i>Centaurea sadleriana</i>	4,48	23 $\pm$ 4
<i>Centaurea solstitialis</i>	1,37	91 $\pm$ 6
<i>Dianthus pottederae</i>	0,56	73 $\pm$ 17
<i>Filipendula vulgaris</i>	0,85	62 $\pm$ 7
<i>Galium verum</i>	0,42	59 $\pm$ 6
<i>Hypericum perforatum</i>	0,11	42 $\pm$ 4
<i>Knautia arvensis</i>	3,14	52 $\pm$ 4
<i>Lotus corniculatus</i>	1,26	8 $\pm$ 3
<i>Lycopsis arvensis</i>	4,50	12 $\pm$ 3
<i>Phlomis tuberosa</i>	0,92	23 $\pm$ 6
<i>Rosa rubiginosa</i>	15,92	76 $\pm$ 11
<i>Salvia austriaca</i>	1,82	35 $\pm$ 11
<i>Salvia nemorosa</i>	0,87	18 $\pm$ 1
<i>Silene vulgaris</i>	0,66	48 $\pm$ 5

