

MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM
KERTÉSZETTUDOMÁNYI INTÉZET

A ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) életképesség vizsgálata fragmentált száraz gyepekben

TDK dolgozat

Szász Vivien

Konzulens(ek): Dr. Csergő Anna Mária

Külső konzulensek: Dr. Valkó Orsolya, Dr. Deák Balázs

Budapest, 2022.10.28

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	3
1.1. Célkitűzés	5
2. Irodalmi áttekintés	6
2.1. A kunhalmok jelentősége és védelme	6
2.2. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi vegetatív jellegekre	7
2.3. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi generatív jellegekre	11
2.4. A kisméretű, szigetszerű, izolált élőhely foltok hatása a növényevő nyomásra	12
2.5. Problémafelvetés	14
3. Anyag és módszer	15
3.1. A ligeti zsálya biológiája	15
3.2. A vizsgálat helyszíne	17
3.3. A vizsgálat módszere	17
3.3.1 Biológiai adatok gyűjtése	17
3.3.2 Az élőhelyfoltok területének és elszigetelődésének kiszámolása	19
3.3.3 Statisztikai elemzések	19
4. Eredmények	20
4.1. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi vegetatív jellegekre	20
4.2. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi generatív jellegekre	20
4.3. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényevő nyomásra	23
5. Következtetések (eredmények megvitatása)	26
5.1 Az eredmények megvitatása	26
5.1.1 A vegetatív jellegeket nem befolyásolja az élőhelyek területe és az izoláció	26
5.1.2 Az izoláltabb kurgánokon csökken a makkocskák súlya és a csírázási képessége	27
5.1.3 Az élőhely terület csökkenésének hatására csökkent a csírázási siker	28
5.1.4 Az izoláltabb kurgánokon erősebb a növényevő nyomás	28
5.2 Következtetések	30
6. Összefoglalás	32
7. Köszönetnyilvánítás	35
8. Irodalomjegyzék	36
9. Mellékletek	40
1. sz. melléklet: Statisztikai modellek felépítése és eredményeik	40

1. Bevezetés

Az eurázsiai sztyeppek biodiverzitása és fajmegőrző szerepe az egész világon kiemelkedő. Kisebb méretarányban a mérsékelt égövi gyepek a legfajgazdagabb élőhelyek a világon (Deák et al. 2018).

Azonban a sztyeppi élőhelyek a 19. században óriási változáson mentek keresztül. A tájat alakító gyeptípusok erőteljesen fragmentálódtak és degradálódtak, és az emberi tájhasználat történetében soha nem látott mértékben megfogyatkoztak (Tóth, 1998). Az okok a népesség növekedése, a mezőgazdaság intenzifikációja, a városiasodás, az ezzel járó infrastruktúra növekedése és egyre nagyobb térigénye (Deák et al. 2018), amely tényezők hatása főként Eurázsia nyugati részén kritikus (Deák et al. 2016). A löszfüves puszták mintegy 90%-a ma már szántó, ezért mára a sztyeppek az egyik legveszélyeztetettebb élőhelyek a világon (Deák et al. 2021a, Deák et al. 2021b).

Az élőhely csökkenés és fragmentáció a populációk elszigetelődéséhez, az állományok megfogyatkozásához, legvégül a lokális és regionális kihalásukhoz vezethet (Deák et al. 2021a; Merel és Gerrit, 2002). A tájszerkezet hatásainak vizsgálata a fennmaradó populációk életképességére tehát kritikus lehet a természetvédelmi intézkedések kidolgozásához.

A sztyeppi fajok gyakran olyan elszigetelt élőhelyfoltokban maradtak fenn, mint például a kurgánok, amelyek földművelésre nem alkalmasak és ezáltal utolsó menedékként szolgálnak több védett faj számára is, ilyenek a macskahere (*Phlomis tuberosa*), a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), vagy a bókoló zsálya (*Salvia nutans*). A kurgánok, más néven temetkezési halmok, több ezer éves képződmények melyeket a vándorló nomád népek emeltek és használtak lakóhelyként, temetkezési helyként, őrhelyként vagy határjelzőként (Deák, 2018) (1. ábra). A kurgánokon kialakult növényzet másodlagos betelepülésű löszgyep társulásnak mondható, viszont az egyes foltok akár több ezer évesek is lehetnek (Deák, 2018; Tóth, 1998). Ezek a társulások (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicola*), csekély kiterjedésük ellenére igen jelentős természetvédelmi értékkel bírnak (Deák, 2018).

Az elszigetelődés hatására a Magyarországi kurgánokon jelentősen átrendeződött a növényi közösségek fajösszetétele, és az izolációban való túlélést biztosító növényi jellegek nagyobb arányban maradtak fenn (Deák et al. 2021a). Azonban az intraspecifikus variabilitást, az izolációra és az élőhelyzsugorodásra adott populációsintű válaszokat, eddig csak érintőlegesen vizsgálták. Feltételezhető, hogy a kurgánokon, szigetszerű előfordulásuk és kis méretük miatt, a szigetbiogeográfiában jól ismert biológiai jelenségek (mint például a növényi jellegek eltolódása) az egyes populációk között is megmutatkoznak.

Az élőhely zsugorodásnak tudható populáció csökkenés és az alacsony konnektivitás előidézhethet genetikai sodródást és beltenyésztéses leromlást, befolyásolva a növények vegetatív és generatív jellegeit (hajtások és levelek méretét, szaporító képletek súlyát, alakját, méretét, valamint a csírázás sikerességét). Ugyanakkor a fennmaradt kisméretű, elszigetelt élőhelyfoltokban fokozódhat a növényevő-nyomás az egyes populációkban.

Munkánkban ezekre a jelenségekre szeretnénk rávilágítani a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) populációinak vizsgálatával az Alföld szárazföldi ökológiai szigetekein, a kurgánokon.



1. ábra: Karcag és Kunhegyes között található Törökbori-halom
Fotó: Csergő Anna Mária

1.1 Célkitűzés

Vizsgálatunk célja rávilágítani arra, hogy hogyan hat az élőhely veszteség és elszigetelés a rövid életű, évelő lágyszárú növények populációinak fennmaradására, egy mintafaj, a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) példáján keresztül.

Munkánkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. Milyen hatást gyakorol a fennmaradt élőhelyek mérete és elszigeteltsége a ligeti zsálya vegetatív jellegeire (a hajtásszámra, a növény magasságára, valamint a levelek méretére)?
2. Milyen hatást gyakorol a fennmaradt élőhelyek mérete és elszigeteltsége a ligeti zsálya generatív jellegeire (a makkocskák súlyára), valamint a magvak csírázására?
3. Kimutatható-e megnövekedett növényevő-nyomás a kisebb méretű, elszigetelt élőhely-foltokban?

2. Irodalmi áttekintés

2.1 A kunhalmok jelentősége és védelme

A kurgánokat, közismertebb nevükön a kunhalmokat, halmokat a késő rézkortól a vándorló sztyeppi nomád népek hagyták maguk után a Mongol sztyeppéktől egészen a Kárpát-medence keleti részéig. A kunhalmok az egyik legváltozatosabb, kiemelkedő biodiverzitással rendelkező élőhelyek a sztyepp biomban, amelyeket fokozottan fenyeget az emberi terjeszkedés, főként a mezőgazdaság (Deák, 2018).

A halmok teste a körülöttük lévő talaj felső, humuszos, tápanyagban gazdag rétegéből épült fel, ezért korábban előszeretettel bontották szét őket vagy vetettek rájuk is szántóföldi kultúrát. Ma Magyarországon leginkább a magas és meredek halmok maradtak meg (a halmok az eredeti mennyiség egy ötödét teszik ki), mivel ezeken a jelenlegi technológiával földművelés nehezen kivitelezhető (Deák, 2018).

A kunhalmokon igen magas az élőhelyi heterogenitás; rajtuk fajgazdagabb vegetáció található, amely eltér a körülöttük lévő természetes vegetációtól. Ezek oka a halmok formájában keresendő. Olyan egyedi mikroklimával rendelkeznek, amelyek lehetővé teszik a különböző ökológiai igényű növények jelenlétét. Három különböző zóna választható el: a halom teteje, a lejtő és a szoknya rész, amelyek hidrológiailag, kitettségben és a talaj tápanyagtartalmában különböznek egymástól (Deák, 2018) (2. ábra).

A halmoknak nem csak vallási és kulturális jelentőségét ismerték fel hanem, kisebb mértékben ugyan, de a biodiverzitás megőrzésében betöltött fontos szerepüket is. Ma már törvény tiltja a rajtuk történő szántást, talajmunkát, erdősítést (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről). Viszont a törvény nem foglalja magában a halmokon lévő élőlények védelmét. Az ellenőrzésük, védelmük problémás, hiszen táji léptékben kicsik, szigetszerűen izoláltak, gyakorta nehezen megközelíthetőek (Deák, 2018).

A védett tájakon belül elhelyezkedő halmok élővilágának állapota jobb, mint a védett területeken kívül esőké, amelyek jobban ki vannak téve a kemikáliák sodródásának, bemosódásának, szántásnak, invazív fás- vagy lágyszárú fajok megtelepedésének (Deák, 2018). A Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszerben (MEPÁR) az (50/2008 (IV.24.) FVM rendelet alapján) a jelentős halmokon (összesen 1220 kurgán) a gazdáknak fenn kell tartaniuk a megfelelő, természetes állapotot. Ha ezt sikeresen megtartják, az Európai Unió anyagi támogatást biztosít a meg nem művelt terület után (Deák, 2018), ezzel ösztönözve a gazdákat a védelemre és odafigyelésre.



2. ábra: Hajdúszoboszló és Hajdúszovát között található Hegyeshatár-halom.
Fotó: Csergő Anna Mária

2.2 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi vegetatív jellegekre

Az élőhely csökkenés hatása gyakran nem különíthető el az élőhely fragmentáció hatásától (Sih et al. 2000). Az élőhely fragmentáció következtében egy adott küszöbérték alatt a populáció kihalhat, annak ellenére, hogy az élőhely mérete egyébként fenntarthatna egy növekvő populációt. Ellenkezőleg, az adott fragmentációs küszöbérték felett a populációk relatív kisméretű folton is képesek fennmaradni. Továbbá, az élőhely veszteség mértéke – amelyet a populáció még képes tolerálni – függ az élőhelyek térbeli elrendeződésétől. Például, adott populációk túlélésének és fennmaradásának valószínűsége növekedhet, ha az alkalmas élőhelyek viszonylag közel vannak egymáshoz (Hill és Caswell, 1999).

Az élőhely csökkenés és izoláció párhuzamos vizsgálata során kiderülhet, hogy mely tényező bír erősebb hatással fragmentált élőhelyeken. Marini et al. (2012) négy közép és észak európai ország gyepterületén végzett vizsgálataik bizonyították, hogy az élőhely veszteség negatív hatással volt a növényi fajgazdagságra, míg ugyanabban a rendszerben az izoláció hatása nem volt egyértelműen kimutatható. Egyre gyakoribb az a megállapítás, hogy az élőhely veszteség erőteljesebb hatást gyakorol a populációk kihalására, mint önmagában az élőhely fragmentáció (Sih et al 2000; Fahring, 1997). Mindezek ellenére a fokozódó izoláció és csök-

kenő élőhelyméret negatív hatásait még gyakran a fragmentáció hatásaként értelmezik. Feltételezhető, hogy ha kisebb méretű élőhelyek több, mint 20%-ot foglalnak el a tájban, a túlélés biztosított a fragmentáció mértékétől függetlenül. Táji léptékben ez a szabály valószínűleg reális (Fahring, 1997).

A különböző növényi életformák eltérő mértékben érzékenyek az élőhelyfoltok csökkenésére. Az egynyári fajokat - gyepterületeken és erdőkben is - kevésbé érinti az élőhely elvesztése, mint az évelő, klonális és hosszú életű fajokat (Marini et al. 2012; Lindborg et al. 2012).

A fragmentált élőhelyeken fennmaradó populációkban, az izolációnak köszönhetően várható a szigethatás jelensége is. A szigethatást elsőként valódi, sósvíz által körülhatárolt szigeteken végzett vizsgálatokkal azonosították (MacArthur és Wilson, 1967; Whittaker és Fernández-Palacios, 2006; Varga, 2019), azonban hasonló jelenségeket tapasztaltak szárazföldi, úgynevezett ökológiai szigeteken is (Haila, 2002; Laurance, 2008; Martín-Queller et al. 2017; Watson, 2002).

A szigethatás egyik általános jelensége az elszigetelődésnek kitett élőlények fenotípusának és genotípusának megváltozása. Az izoláció átalakító hatása a növények vegetatív jellegeire széles körben vizsgált és elfogadott jelenség (Deák et al. 2021a; Burns, 2016; Ottaviani et al. 2020; Biddick et al. 2019; Bowen és Van Duren, 1997). Valódi szigeteken végzett kutatások a láncgyümölcs (*Alyxia ruscifolia*) esetében kimutatták, hogy szigeteken a növények alacsonyabbra nőttek a szárazföldi egyedekhez képest, valamint a levelek alakja is megváltozott minden esetben, így a levelek kisebbek, kevésbé tű alakúak voltak (Burns, 2016). Eltérő eredményt talált Cox és Burns (2017) a Chatham-szigeteki vegetációban, ahol a levelek mérete és a növények termete megnövekedett a szárazföldi egyedekéhez képest, mindazonáltal a levelek növekedése következetesebb volt a magasság növekedésénél. Fontos megállapítás, hogy az egyéni túlélés érdekében a növények nagyon izolált, elszigetelt rendszerekben hajlamosak több energiát invesztálni a vegetatív jellegekbe, mint a generatív reprodukcióba (Ottaviani et al. 2020).

Kurgánokon és egyéb természetes élőhely fragmentumokban 55 élőhely specialista fajon végzett összehasonlító vizsgálat kimutatta, hogy a kurgánokon a növények magasabbra nőttek és kisebb levél felülettel rendelkeztek egyéb száraz élőhelyekhez képest (Deák et al. 2021a). A hatás részben azzal magyarázható, hogy a fényért való küzdelem során (amit az erőteljes kompetíció okoz) az egyedek magasabbra nőhetnek (Deák et al. 2021a), míg a levélméret csökkenésének oka a szárazabb környezeti feltételek lehetnek, mivel a kisebb levelek csökkentik a vízvesztést (Pakeman, 2013).

Bár a szigethatás gyakran azonosítható a különböző élőlények vegetatív jellegeire nézve, a jelenség nem alkalmazható egyöntetűen minden esetben (Biddick et al. 2019). Például valódi óceáni szigeteken úgy a gigantizmus, mint a törpeség jelenségét ismerjük különböző fajok esetében (Varga, 2019). Biddick et al. (2019) a Csendes-óceán délnyugati részén 10 izolált szigeten olyan növényfajokat vizsgáltak, ahol szigeten és szárazföldön is volt a populációkra adat. Eredményeik alapján a levélméretben a törpeség és a gigantizmus is észlelhető volt, valamint a lágyszárú növényeknél mutatkozott a legerősebben a gigantizmus. Ez annak tudható, hogy a növények között életformájuk és életmenetük, valamint élőhelyi igényeikben is jelentős különbségek vannak, ezért eltérő válaszokat adhatnak az élőhely változásaira (Lindborg et al. 2012; Heinken és Weber, 2013; Marini et al. 2012). Emiatt további kutatások szükségesek mielőtt az izoláció jelensége szárazföldi ökológiai szigeteken széles körben általánosíthatóvá válik (Heinken és Weber, 2013).

Az élőhelyfoltok csökkenése és elszigetelődése gyakran közvetett módon hat az egyes növényfajok fennmaradására. Számos olyan növényfaj van, például a specialisták, amelyek számára az elméleti biztonságos fragmentációs küszöbérték kevés az életben maradáshoz. Ez annak tudható, hogy a tájszerkezeti változások következtében további negatív hatások alakulhatnak ki, amelyek csökkenthetik az élőhelyek méretét vagy az élőlényekben okoznak morfológiai (főként) vegetatív változásokat. Ilyen például az őshonos vagy invazív fajokkal való kompetíció, amelyek nagyobb sikerrel maradnak fenn a zavart területeken. A Nagy Alföldön és ezen belül a kurgánokon előfordulnak bennszülött, tipikus lösz sztyeppi fás jellegű fajok pl.: gyepűrózsa (*Rosa canina*), vagy a kökény (*Prunus spinosa*), de vannak idegen, invazív fafajok, cserjék és lágyszárúak pl.: fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a közönséges ördögcérna (*Lycium barbarum*) és a paréjlórom (*Rumex patens*) amelyek kifejezetten veszélyesek (3. ábra). A legtipikusabb fás özönfaj a halmokon a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) (Deák, 2018). Ezek a fajok könnyen terjednek a mezőgazdaság, járművek vagy egyszerűen szél által, valamint beárnyékolják a gyepeket és megváltoztatják a talaj tulajdonságait, negatív hatást gyakorolva a gypsospecialista fajokra és csökkentve a gyepek fajgazdagságát (Deák et al. 2016; Deák, 2018). Minél nagyobb a fragmentum bolygatottsága annál nagyobb az invázió sikeressége is (Standovár és Primack, 2001). A kisméretű, elszigetelt élőhelyek vegetációja egyéb kiszámíthatatlan, sztochasztikus hatásoknak is ki van téve a környező mátrix miatt, mint például a tápanyag bemosódás (műtrágyák, növényvédő szerek) (Csörgő et al. 2014; Heinken és Weber, 2013; Marini et al. 2012, Deák, 2018) (4. ábra).



3. ábra: Nagyhegyes mellett fekvő Őrhalom, amely jól illusztrálja az invazív fajok jelentette veszélyt. Szinte alig találni rajta löszgyepi fajokat, viszont nagy számban fordulnak elő nitrogén-jelző, jó kompetitor fajok (pl.: közönséges ördögcérna (*Lycium barbarum*), nagy csalán (*Urtica dioica*), paréjlórom (*Rumex patertia*), ragadós galaj (*Galium aparine*). A kunhalom körül folyamatos a mezőgazdasági munka, itt éppen borsót (*Pisum sativum*) termesztnek.



4. ábra: Létavértes és Pocsaj között található Makkosi-halom. A képen jól látható, hogy a gazdák a kurgán szoknyájáig vetnek, megbontva azokat. A zavarás és tápanyag bemosódás miatt nagy számban jelentkeznek az invazív, valamint jó kompetitor fajok.

2.3 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi generatív jellegekre

Az élőhelyfoltok zsugorodása és elszigetelődése erőteljesen befolyásolhatja a növények generatív jellegét. A természetes ökológiai folyamatok működésének akadályozása miatt csökkenhet a populációk mérete, tehát a reprodukcióban résztvevő egyedek száma is, valamint csökkenhet a megporzás és termésterjesztés, tehát a génáramlás lehetősége stb. Mindezek olyan negatív biológiai változásokat indíthatnak el, amelyek a populáció lokális kihalásához vezethetnek (Standovár és Primack, 2001; Deák et al. 2021a).

A kis populációméret közvetlenül csökkenheti a reprodukciós sikert azáltal, hogy negatívan hat a növény és a beporzó közötti kölcsönhatásokra (Kolb, 2008). A megporzást végző rovarok gyakran nehézkesen mozognak a fragmentumok között és/vagy nehezen találják meg a kisebb populációkat, ennek eredményeképpen csökken a génáramlás mértéke, beltenyésztéses leromlás jelentkezhethet és csökkenhet a magvak csírázási képessége (Merel és Gerrit, 2002; Standovár és Primack, 2001). Aguilar et al. (2006) összefoglalója szerint több tudományos publikáció is erős szignifikáns összefüggést mutatott ki a fragmentáció beporzásra gyakorolt hatásának mértéke és a reprodukciós siker között.

Ezek az események a genetikai változatosság elvesztésével járhatnak. Az élőhely méretének és az élőhely folt méretének hatásának vizsgálata során a *Calystegia collina* reprodukciós sikerére Észak-Kalifornia partvidékén kiderült, hogy a kis méretű élőhelyeken a növények kisebb valószínűséggel hoztak virágot és sokkal kisebb eséllyel érleltek termést. Ez részben annak volt köszönhető, hogy a beporzás hatékonysága alacsonyabb volt a kisebb méretű élőhelyeken, mivel a kompatibilis pollen források sokkal távolabb voltak egymástól a nagyméretű élőhelyekhez képest. A csökkent szexuális reprodukciós képesség is elkerülhetetlenül genetikai erózióhoz, csökkenéshez vezet (Wolf és Harrison 2001).

A kisméretű populációkat fenyegetheti a Lynch et al. (1995) által kimutatott „mutational meltdown”. Ez egy sztochasztikus genetikai folyamat, amely által a káros gének véletlenszerűen rögzülnek egy populációban. Ez a hatás csökkentheti a populáció méretét, amely a káros gének további felhalmozódását eredményezheti. Ennek a láncreakciónak a következménye a populáció kihalása lehet (Lynch et al. 1995; Standovár és Primack, 2001). Az izolációhoz kapcsolható jelenség még a genetikai sodródás.

A künhalmokon végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a kurgánokon a fajszám-terület összefüggés gyengének bizonyult, tehát a kisméretű élőhelyeken is viszonylag magas lehet a fajgazdagság (Deák et al. 2016). Azonban feltételezhető, hogy a kisebb méretű kurgánokon az egyes fajok populációi kevés egyedszámból állnak. Minden élőlényre egyformán igaz, hogy

nem minden egyed szaporodik egyforma sikerrel, mivel a szaporodás függhet az egyedek általános életkörülményeitől pl.: egészségi állapotától, a környezet változékonyságától (betegségek, időjárási szélsőségek, kompetíció), izoláció mértékétől, a stresszhatásoktól, valamint az egyedek eltérő korától. Az effektív populáció méret alapján, azoknak az egyedeknek a száma, amelyek ténylegesen képesek sikerrel szaporodni jóval kisebb lehet, mint az összegyedszám és ezen belül is a szaporodni képes egyedek között az életképes utódszám változó (Standovár és Primack, 2001). Tehát ha az effektív populáció méret kicsi az beltenyészteses leromláshoz vezet.

A növények generatív jellegeit befolyásolhatja az élőhely elszigeteltségi foka is. Deák et al. (2021a) vizsgálatában a kurgánokon, útmenti szegélyekben és kiterjedt gyepterületeken megtalálható fajok magtömegének átlagát összehasonlítva, arra az eredményre jutottak, hogy a kurgánokon az átlag magtömeg nagyobb volt, mint az ugyan azon régióban vizsgált fragmentált területeken. A magtömeg növekedése pozitívan befolyásolhatja a csírázási képességet (Bossuyt és Honnay, 2008), ezáltal növelve a csíranövények túlélési esélyeit az élőhely szigeteken.

Hasonló anomáliát talált (Burns, 2016) valódi szigeteken, ahol a magtömeg szintén nagyobb volt a szárazföldi egyedekéhez képest, valamint a magok formájában is jelentős különbség volt látható. A magok alakjában a szigeteken a hosszúkásabb forma volt jellemző, szemben a szárazföldi növényekkel, ahol a gömbölyded alak dominált. Cox és Burns (2017) összehasonlító eredményei alapján a Chatham-szigeteken élő vegetációban a magméret növekedése, de akár a gigantizmus is kimutatható volt.

Merel és Gerrit, (2002) vizsgálatában Pleisztocén talajokon, Hollandiában a repítőkészülék nélküli magvak esetében kisebb magtömeget ezáltal alacsonyabb csírázási képességet találtak a kis populációkban elszigetelt élőhelyeken.

Valódi szigeteken gyakran kimutatták az önkompatibilis fajok arányának megnövekedését a szárazföldhöz képest, ám ez a jelenség nem mindig függ a szárazföld közelségétől (Grossenbacker et al. 2017). Hasonlóképpen a kurgánokon található gyepspecialista növényekre is jellemző volt az önkompatibilitás (Deák et al. 2021a). Dembicz et al. (2020) is megerősítették, hogy a szárazföldi szigetek gyepspecialista fajai követik leginkább a szigetbiogeográfia szabályait, míg a generalista fajok kevésbé.

2.4 A kisméretű, szigetszerű, izolált élőhely foltok hatása a növényevő nyomásra

A populációméret csökkenése és a növekvő izoláció megnövekedett növényevő nyomást eredményezett a fehér mécsvirág (*Silene latifolia*) populációiban a Rajna és a Waal folyó

mentén, mind természetes és kísérleti populációkban (Elzinga, 2005). Ültetett vadcsersznye-fák vizsgálata során - a Svájci fennsíkon, Bern közelében - a növényevő rovarok hatása növekedett az izolációval (Schüepp, 2014). Göttigen városa körüli gyepterületen a kártétel a levelek esetében volt a leginkább kimutatható, magasabb borítottságnál és csökkent élőhely fragmentum méretnél (Rossetti et al. 2019). Ellenkező jelenséget is ismer a szakirodalom. Északnyugat Németországban, viszonylag ritka lombhullató keményfájú erdős területen az erdei varjúköröm (*Phyteuma spicatum*) esetében nem befolyásolta a növényevő nyomás erősségét a populáció mérete vagy az izoláció (Kolb 2008). Gyakran megfigyelték, hogy nem az élőhely töredezettsége, hanem a növények magassága volt meghatározó a növényevőkre. A magasabb növények kiemelkednek a körülöttük lévő vegetációból, tehát vizuálisan hamarabb észrevehetők a növényevők számára. Ugyanakkor generalista és specialista növényfajok esetében a károsított levelek aránya általánosan megegyezett (Varga, 2019; Rossetti et al. 2019).

Fontos megjegyezni, hogy az élőhelyfolt izolációjával és zsugorodásával a növényevők jelenléte és fajgazdagsága is szignifikánsan csökken (89 tudományos publikáció eredményei alapján, Rossetti et al. 2017). Azonban az élőhely fragmentáció megnövelheti az őshonos és betelepített kártevők inváziójának valószínűségét is (Standovár és Primack, 2001), megsokszorozva a természetes növényevők hatását.

A környezeti sztochaszticitás is befolyásolhatja a növényevő nyomás jelentőségét. A Bahama szigeteken egy hurrikán pusztítása következtében, a vizsgált fajon (gombfa (*Conocarpus erectus*)) a kutatók azt vették észre, hogy az újra kihajtott lombzat sokkal vonzóbbá vált a növényevők számára. A hipotézis tesztelése érdekében kontrollált terepi kísérletek között utánozták a hurrikán destruktív hatását. Az eredményeik szerint a növényevők károsítása a hurrikán okozta zavarás jelenlétében 68%-kal magasabb volt, valamint a levélméret is megnövekedett. Ráadásul a zavarás miatt több növényevő lárva volt jelen a növényeken, viszont a predátoraik szinte teljesen eltűntek. Kutatásuk szerint a zavarás növeli a növények fogékonyágát a herbivóriára, valamint a krónikus fizikális stressz, a kevesebb természetes ellenség és egyéb biotikus és abiotikus faktorok is hozzájárulhattak a fokozott nyomáshoz (Spiller és Agrawal, 2003)

A növényevők magasabb százalékának jelenléte az izolált élőhelyeken jelentheti a természetes ellenségeik hiányát is. Chase és Shulman (2009) vizsgálata alapján, az izolált vizes élőhelyeken a szúnyogok nagyobb számban voltak jelen és ezt elsősorban a szúnyoglárva ragadozók hiánya okozta. Deák et al. (2021b) vizsgálataik alapján, a kurgánokon a specialista és generalista rovarfajok esetében, a taxonok gazdagsága (hangyák (*Formicidae*), egyenesszár-

nyúak (*Orthoptera*), valódi poloskák (*Hemiptera*), és a holyvafélék (*Staphylinidae*)) nem függött össze a gyep mennyiségével valamint sem az élőhely mennyisége, sem a konnektivitás nem befolyásolta a fajgazdagságot. Ezért valószínűsíthető, hogy a kurgánokon a táji szintű változások nem hatottak az említett csoportokra, valamint lehetséges, hogy már a múltban bekövetkezett a fajok fogyatkozása/eltűnése/kihalása.

Egy másik tanulmányban bizonyítást nyert az a tény, hogy a kutatók visszatérő látogatása az élőhelyeken, befolyásolhatja a növényevő nyomást (Cahill et al. 2001), például a körülöttük élő vegetáció taposása és az emberi érintés. Eredményeik azt mutatták, hogy hat fajból egynek növekedett mennyiségű levél terület veszteséget, egy másiknak viszont csökkent károsítást okozott a látogatás, a további négy faj esetében nem történt változás.

Az élőhely fragmentáció befolyásolhatja a növények a növényevő nyomásra adott választ is (Kolb, 2008). A herbivória (még kis károsítás esetén is) közvetlenül és közvetetten is befolyásolja a fotoszintézist azáltal, hogy közvetlenül redukálja a levélfelületet a sértett leveleken és közvetetten a szomszédos levelek fotoszintetikus aktivitására is negatívan hat (Visakorpi et al. 2018).

2.5 Problémafelvetés

A kurgánokon jelenleg is intenzíven vizsgálják az elszigetelődés és az élőhely veszteség hatását a sztyeppi növényi közösségek szerkezetére és összetételére (Deák 2018, Deák et al. 2021a, Deák et al. 2021b). Nemrég sikerült kimutatni, hogy a kurgánokon magasabb és kisebb levélfelülettel, viszont nagyobb magtömeggel rendelkező növényfajok maradtak fenn egyéb, természetes élőhely fragmentumokhoz képest (Deák et al. 2021a). Azonban az intraspecifikus (populációk közötti) variabilitás tekintetében kevés információ áll rendelkezésünkre a kurgánokról. Nem tudjuk, milyen mértékű lehet a vegetatív és a generatív jellegek eltolódása az egyes populációk között az izoláció és az élőhelyek méretének hatására az Alföld vagy más tájak kurgánjain. Továbbá, a felhasznált irodalmak alapján növényevő nyomás növekedhet (Elzinga, 2005; Schüepp, 2014; Rossetti et al. 2019), vagy csökkenhet (Rossetti et al. 2017; Kolb, 2008) az élőhelyek méretével és izolációjával, azonban legjobb tudomásunk szerint a jelenséget még nem vizsgálták kurgánokon.

3. Anyag és módszer

3.1 A ligeti zsálya biológiája

Vizsgált növényünk a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) (*Lamiaceae*) (5. ábra) löszgyepi specialista faj, amely a löszös alapkőzetten, csernozjom talajon fordul elő (Deák, 2018).

A *S. nemorosa* a löszpusztarétek jellemző közepes termetű, illóolajban gazdag, hemikriptofiton faja. Európa és elő-Ázsia területein elterjedt, Magyarországon közönséges (Soó, 1966). Inkább mészkedvelő; meleg, tápanyagokban gazdag, kötött (vályog-lösz) és laza (homok) talajokon is egyaránt előfordul.

Morfológiailag ráncos felületű, ép szélű, zöld színű, illóolajban gazdag levelei keresztben átellenesen állnak. Akár a 60-90 cm-es magasságot és 20-60 cm-es szélességet is elérő faj jól viseli a magas és alacsony hőmérsékletet. Kiváló szárazság és fagytűrő képességű és jól tűri a klímaváltozást (Kaprinnyák et al. 2013).

Ajakos, rovarporozta virágai lila színűek, álfüzérben állnak, termése négy makkocskas termés. Fő virágzása májustól júniusig tart, de másodvirágzása augusztus végéig - szeptemberig elhúzódhat (Soó, 1966). Általánosan a 4-6 hétig tartó 20°C feletti hőmérséklet szükséges a virágzáshoz (Kaprinnyák et al. 2013).

A *Salvia* nemzetségben több fajt is gyógyhatású fajként tartanak nyilván. A ligeti zsályát már több országban gyógynövényként a gyakorlatban is használják például vérzés csillapításra, gyomorproblémákra, furunkuluszra valamint a dísnövénytermesztésben is igen jelentős faj. Eredményeik az mutatták, hogy a ligeti zsálya hasznos lehet funkcionális élelmiszer- és gyógyszeripari alkalmazásban. A növények többek között esszenciális olajok, antioxidáns vegyületek, antimikrobiális aktivitású vegyületek és bioaktív metabolitok gazdag forrása (Bahadori et al. 2017).



5. ábra: A Ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) egy beporzóval, a háziméhhel (*Apis mellifera*)

3.2 A vizsgálat helyszíne

A Nagy Magyar Alföld morfológiailag az eurázsiai sztyeppek legnyugatibb területe, kiterjedése 52 000 km². Kialakulása főleg a folyóvizek, illetve kisebb részben a szél feltöltő munkájának köszönhető. A területet síkság jellemzi, a szintkülönbségek elenyészőek.

A Nagy Alföld klimatikusan az erdősztyepp övhöz tartozik, a klímája kontinentális, jelentősek a szélsőségek (hideg fagyos, gyakran hótalán telek, forró, száraz, aszályos nyarak) (Deák, 2018). A sztyeppeken az átlagos évi csapadékmennyiség 400-600 mm, az évi középhőmérséklet 3 és 10°C között van (Deák, 2018). Az Alföld jelenlegi képe az utóbbi másfél évszázadban alakult ki úgynevezett pusztá vagy kultúrsztyepp.

A Nagy Alföld 12 reprezentatív kurgánján és két, Hortobágyi Nemzeti Park melléki területen végeztünk felvételezéseket, egymástól viszonylag távoli településeken. Vizsgálati területeink Szolnoktól egészen a Nyírségig terjednek (6. ábra). Előző kutatások eredményeképpen jelöltük meg azokat a kurgánokat, amelyeken még fellelhető a ligeti zsálya (Deák Balázs, szem. közl.). A hosszabb távú kutatás 2021-ben kezdődött és folyamatban van, ebben én 2021 és 2022-ben vettem részt. 2021-ben kilenc, 2022-ben további öt lelőhelyen gyűjtöttünk adatokat. A kurgánokon a 2021 évben a ligeti zsálya számára optimálisnak tűnő, nagyobb egyedszámmal rendelkező foltjában készültek felvételek. A 2022-es évtől a szuboptimális, kisebb egyedszámú foltokat is vizsgáltunk.

3.3 A vizsgálat módszere

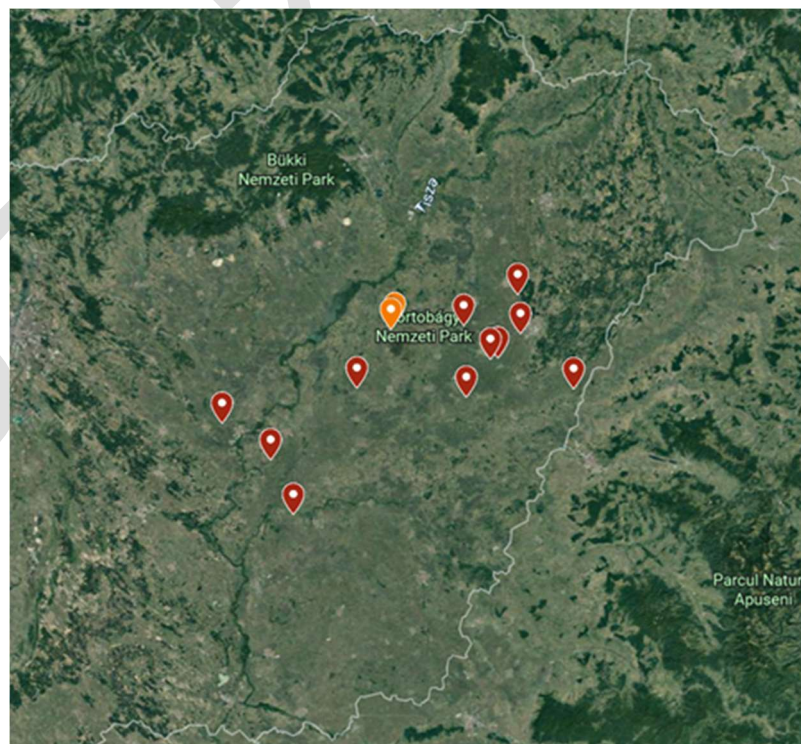
3.3.1 Biológiai adatok gyűjtése

Az adatgyűjtés részeként minden élőhelyen destruktív mintavételezést is végeztünk. Ehhez véletlenszerűen kiválasztottunk minimum nyolc, maximum 20 egyedet a populációméret és az optimális és szuboptimális foltok jelenlétének függvényében. Megszámoltuk a hajtásokat, majd a legmagasabb hajtását levágtuk és megmértük a vegetatív és generatív jellegeket: a hajtás magasságát, a virágzat hosszát, a legnagyobb levélpár leveleinek hosszúságát és szélességét.

A hajtás két legnagyobb levelét egyedi azonosítóval ellátott simítózáras tasakba helyeztük, ezeket jéggel hűtött dobozba tároltuk a laborba szállítás napjáig (2-6 nap). A levágott hajtást növényi présbe helyeztük és a laborba szállítottuk a további vizsgálatok végett. Ezután további tíz, egymástól több méter távolságban elhelyezkedő egyedről makkocskákat gyűjtöttünk a kurgán egész területén, csíráztatás céljából. A makkocskákat egyedi azonosítóval ellátott papírtasakba helyeztük és száraz helyen tartottuk 2-4 hétig, majd feldolgozásig hűtőszekrényben tároltuk +4°C fokon.

A destruktív mintavétel során begyűjtött leveleket papírra ragasztottuk, beszkeneltük és az ImageJ szoftver segítségével (Schneider et al. 2012) lemértük a levél területét. A teljes terület kiszámításához első lépésben a növényevők által okozott és a leszáradás miatt kihullott hiányzó levélperemi részeket rekonstruáltuk. Azoknak a leveleknek az adatait ahol bizonytalan volt a levélalak rekonstruálása, nem vettük figyelembe az adatok elemzésénél. A rovarrágási kártétel területe a teljes rekonstruált levélterület és az érintetlen levélterület különbözete volt.

A csíráztatáshoz csupán nyolc élőhelyről gyűjtött magokat használtuk, mivel kevés egyednél találtunk elégséges számú életképesnek tűnő magot. Élőhelyenként négy egyedről, egyedenként 25 fejlett makkocskát válogattunk ki a 2021-es terepi gyűjtésből, amely élőhelyenként 4×25 db, és összesen 800 db magot tesz ki. A csíráztatás előtt az egyedenkénti 25 makkocska súlyát lemértük négy tizedes pontosságú precíziós analitikai mérleg segítségével. A makkocskákat egyedi jelöléssel ellátott Petri csészében helyeztük és desztillált vízzel nedvesítettük rendszeresen. A kísérlet szabályozott körülmények között, klímakamrában történt 25°C-on, folyamatos világítás mellett. A kísérletet heti rendszerességgel ellenőriztük hat héten keresztül, a csírázás menetéről jegyzeteket készítettünk. Feljegyeztük a csírázó magok számát, valamint a penészesedés miatt csíráképtelenné vált makkocskákat eltávolítottuk. Az adatokat Excel (Microsoft Corporation, 2018) táblázatokban vezettük. A 2022. évben gyűjtött magvak csíráztatási kísérletére még nem került sor.



6. ábra: A Nagy Alföldön felvételezett kurgánok és összefüggő élőhelyek (referencia gyepek). Vörös színnel a kurgánokat, narancssárgával az összefüggő területen vizsgált populációkat jelöltük.

3.3.2 Az élőhelyfoltok területének és elszigetelődésének kiszámolása

Az élőhelyfoltokat GPS koordináták alapján azonosítottuk, a területüket műhold felvételek alapján számoltuk és négyzetméterben fejeztük ki. A foltok izolációját a legközelebbi természetes élőhelyfolttól való távolsággal fejeztük ki méterben, műhold felvételek alapján. A számításokat Dr. Deák Balázs végezte.

3.3.3 Statisztikai elemzések

Az élőhelyfoltok területének és izolációjának hatását a vegetatív jellegekre, növényevő nyomásra és a magvak súlyára kevert lineáris modellekkel (LMM), és a magvak csírázási arányára általános kevert lineáris modellel (GLMM, binomiális hibaeloszlással) vizsgáltuk, az „lme4” R csomag használatával (Bates et al. 2015). A modelleket előbb a teljes adatsorral (kurgánok és a két összefüggő referenciagyep együtt), majd a referencia gyepek nélkül is illesztettük, az eredményeket pedig összehasonlítottuk. A fix hatások az izolációs együttható, az élőhely (kurgán) területe és az adatgyűjtés éve voltak, random hatásként az élőhelyek nevét, valamint a GLMM modellekben az egyed nevét is használtuk. A generatív jellegek esetében az alacsonyabb mintaszám miatt a két fix hatást (élőhely területe és izolációs együttható) külön modellekkel vizsgáltuk, valamint a gyűjtési év szükségtelen volt (mivel csak a 2021-es év adatait vizsgáltuk). A fix hatások szignifikancia értékét ANOVA teszttel vizsgáltuk, amelyhez újrainlesztettük a modellt a kívánt változó nélkül, majd a teljes és a csökkentett modell összehasonlításából nyert Chi-négyzet és p értéket jegyeztük fel. A magyarázó változókat a modellezés előtt skáláztuk, a függő változókat pedig transzformáltuk szükség esetén, hogy teljesítsük a reziduálisok normális eloszlásának feltételét. Minden statisztikai elemzést az RStudio 1.4.1106 programcsomag segítségével készítettük el (R Core Team, 2021).

4 Eredmények

A terepi felvételezések során 12 kurgánról és két összefüggő sík gyepterületről 155, a makkocskák súlyának vizsgálatához 109 egyed került felvételezésre, a csíráztatás alatt pedig 32 egyedet vizsgáltunk. A két levél átlag területe $1019,725 (\pm 503,536 \text{ SD}) \text{ mm}^2$, a növényevő kártétel átlag területe $57,636 (\pm 50,874 \text{ SD}) \text{ mm}^2$, a legnagyobb hajtás átlag magassága $457,057 (\pm 175,171 \text{ SD}) \text{ mm}$, az átlag hajtásszám $15,807 (\pm 17,708 \text{ SD})$, az átlag magtömeg $0,019 (\pm 0,004 \text{ SD}) \text{ g}$, a sikeresen csírázott magok száma átlagban $13,218 (\pm 9,182 \text{ SD})/25$ db volt. A kurgánok területe 528 és 4321 m^2 között változott, valamint a legközelebbi szomszédos természetes élőhely folttól való távolságuk 0 és 384 m között váltakozott.

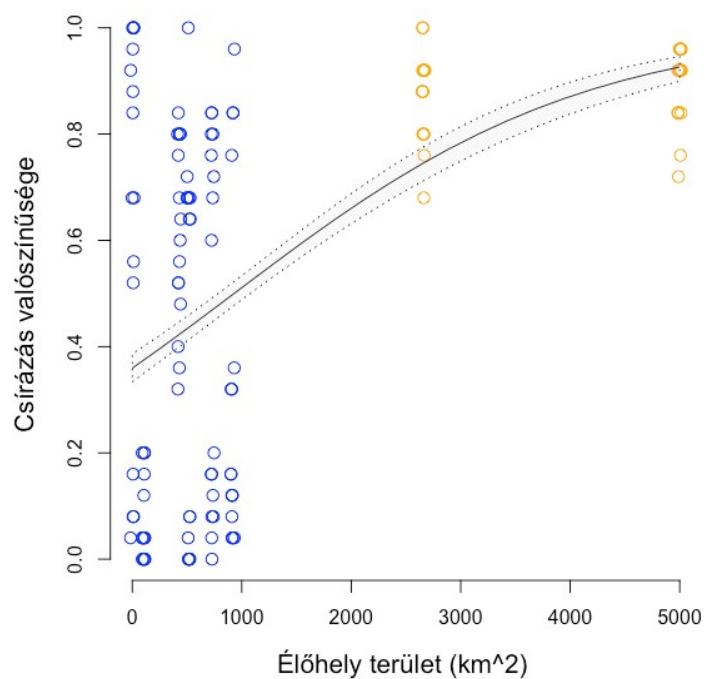
4.1 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a vegetatív jellegekre

Az élőhelyek területe, valamint az izolációs mutató nem befolyásolták szignifikánsan a ligeti zsálya leveleinek méretét ($\chi^2 = 0.622$, $p = 0.430$; $\chi^2 = 0.185$, $p = 0.667$). A csak kurgánokat tartalmazó adatok alapján az eredmények hasonlóak voltak. (1. sz. melléklet). A 2022-es év szignifikánsan csökkentette a levelek méretét ($\chi^2 = 6.571$, $p = 0.010$) (1. sz. melléklet).

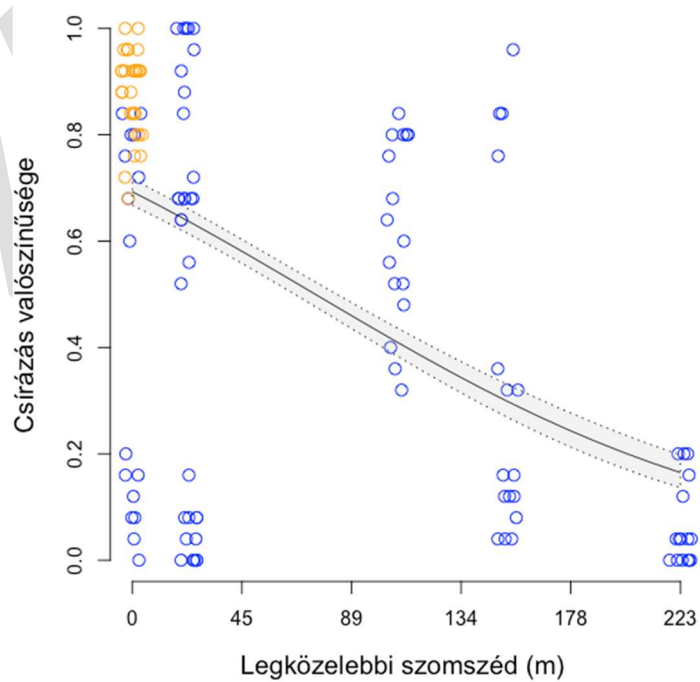
Az élőhelyek területének, illetve az izolációnak nem volt szignifikáns hatása a növények magasságára ($\chi^2 = 0.092$, $p = 0.760$; $\chi^2 = 0.384$, $p = 0.535$), vagy a hajtásszáma ($\chi^2 = 0.975$, $p = 0.323$; $\chi^2 = 0.140$, $p = 0.708$). A csak kurgánokat tartalmazó adatok alapján az eredmények hasonlóak voltak. A 2022-es év szignifikáns, negatív hatással volt a növények magasságára ($\chi^2 = 8.394$, $p = 0.004$), a hajtásszámot viszont nem befolyásolta ($\chi^2 = 0.022$, $p = 0.883$). (1. sz. melléklet)

4.2 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a generatív jellegekre

A referencia gyepeket tartalmazó modell alapján az élőhely területének pozitív szignifikáns hatása volt a csírázási sikerre ($\chi^2 = 4.625$, $p = 0.031$) (1. sz. melléklet, 7. ábra). A referencia gyepeket tartalmazó modell alapján az izoláció szignifikáns negatív hatást gyakorolt a csírázási sikerre ($\chi^2 = 6.070$, $p = 0.014$) (1. sz. melléklet, 8. ábra). Tehát a nagyméretű, nem izolált élőhely foltokon mindig nagyon magas volt a csírázási arány, míg a kisebb területtel rendelkező kurgánokon, ahol az izoláció mértéke is jóval nagyobb volt, a csírázási arány változó, de összességében alacsonyabb volt. Azonban csak a kurgánok adatait tartalmazó modellekben az élőhely területe valamint az izoláció hatása már nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 0.004$, $p = 0.947$), illetve ($\chi^2 = 3.019$, $p = 0.082$) (1. sz. melléklet).

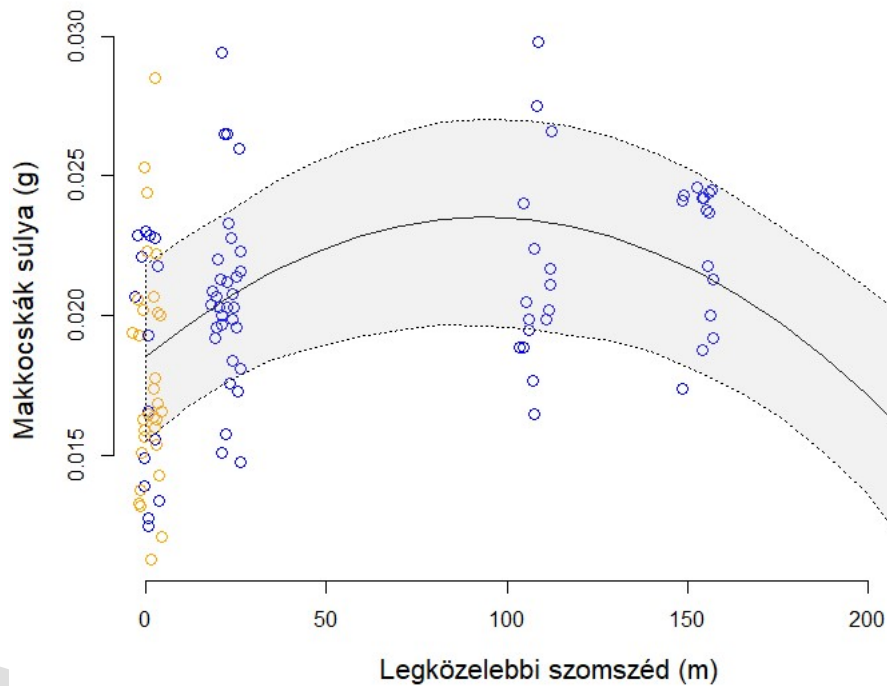


7. ábra: Az élőhely területének hatása a csírázási sikerre. A referencia gyepeket sárgával, a kurgánokat kézzel jelöltük.

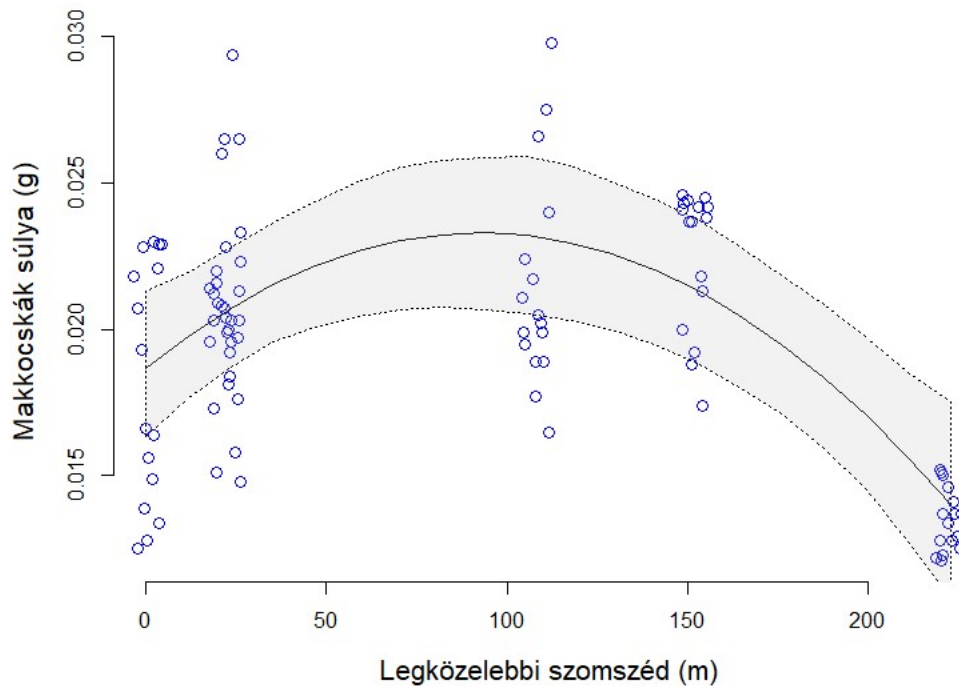


8. ábra: Az izoláció hatása a magvak csírázási sikerére. A referencia gyepeket sárgával, a kurgánokat kézzel jelöltük.

Az élőhelyek mérete nem befolyásolta szignifikánsan a makkocskák súlyát ($\chi^2=1.905$, $p=0.167$) és ($\chi^2=0.739$, $p=0.39$) (1. sz. melléklet). Az izoláció kisebb mértékű növekedése pozitív szignifikáns hatást gyakorolt a makkocskák súlyára úgy a referencia gyepeket tartalmazó modellben ($\chi^2=9.622$, $p=0.002$) (1. sz. melléklet, 9a. ábra), mint a csak kurgán adatokat tartalmazó modellben ($\chi^2=11.356$, $p=0.0007$) (1. sz. melléklet, 9b. ábra). Viszont az erőteljesebb elszigeteltség a makkocskák súlyának szignifikáns csökkenését eredményezte a referencia gyepeket ($\chi^2=10.849$, $p=0.00098$) (1. sz. melléklet, 9a. ábra), és a csak kurgánokat elemző modell esetében is ($\chi^2=9.347$, $p=0.002$) (1. sz. melléklet, 9b. ábra).



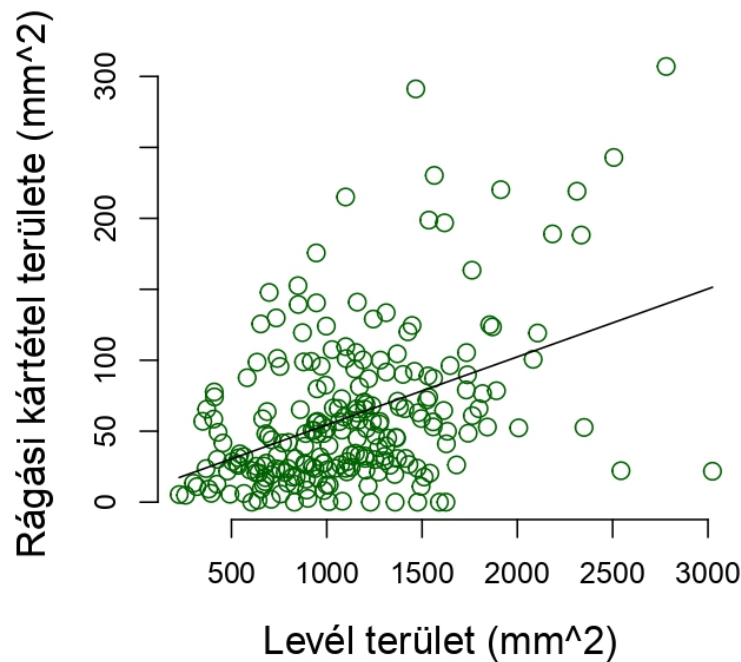
9a. ábra: Az izoláció hatása a magvak súlyára. Sárgával a referencia gyepeket, kékkel a kurgánokat jelöltük. A konfidencia intervallum megbízhatósági szintje 95% és 1000 szimuláció alapján készült.



9b. ábra: Az izoláció hatása a magvak súlyára. Kékkel a kurgánokat jelöltük. A konfidencia intervallum megbízhatósági szintje 95% és 1000 szimuláció alapján készült.

4.3 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényevő nyomásra

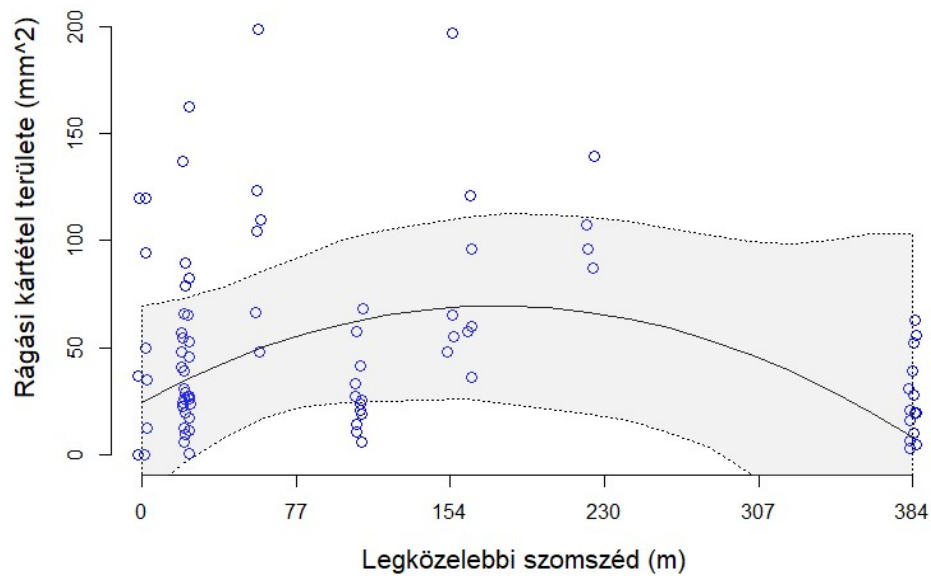
Előzetes eredményként megvizsgáltuk az összefüggést a rovarrágási kártétel területe és a rekonstruált, ép levelek területe között. A rovarrágási kár területe szignifikánsan növekedett a levél méretével ($\chi^2 = 36.674$, $p = 0.001$). Megfigyelhető, hogy összességében a kisebb méretű rágások gyakorisága magasabb volt. Továbbá a kisméretű levelek esetében a károsítás általában kisebb mértékű, míg nagy felületű leveleken a rovarrágási kártétel tartománya nagyobb volt, tehát nagyobb méretű leveleken kicsi és nagy darabokat is kirágnak a kártevők (1. sz. melléklet, 10. ábra).



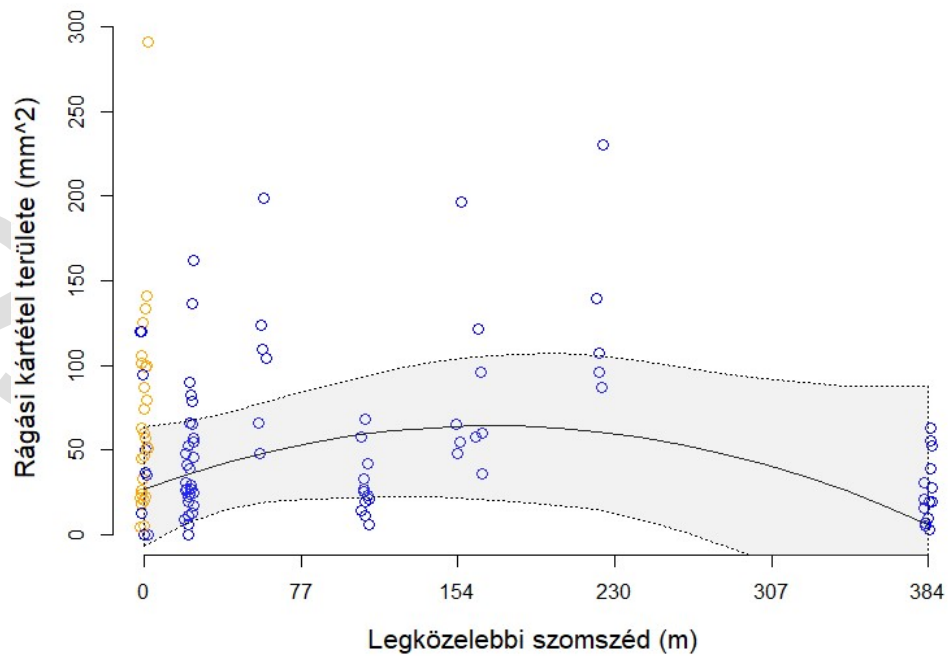
10. ábra: A levélméret hatása a rovarrágási kár területére.

A referencia gyepeket is tartalmazó modell esetében az izoláció kisebb mértékű növekedése pozitívan szignifikánsan növelte a rovarrágási kár területét ($\chi^2 = 4.518$, $p = 0.033$), viszont az elszigeteltség további növekedése már negatív, szignifikáns hatást váltott ki ($\chi^2 = 4.933$, $p = 0.026$) (1. sz. melléklet, 11a. ábra). A csökkenés egyetlen izolált kurgánnak volt köszönhető. Az élőhely területének, illetve a vizsgálati évnél gyakorolt szignifikáns hatást a növényevő nyomás szintjére ($\chi^2 = 0.299$, $p = 0.584$, illetve $\chi^2 = 0.407$, $p = 0.523$).

Az izoláció szignifikánsan befolyásolta a növényevő nyomást a csak kurgánokat tartalmazó modell esetében is. Az izoláció kisebb mértékű növekedése pozitív szignifikáns hatást gyakorolt a kártétel területére ($\chi^2 = 5.202$, $p = 0.022$), míg az erőteljesebb elszigeteltség a kártétel területének szignifikáns csökkenését eredményezte ($\chi^2 = 5.331$, $p = 0.021$) (1. sz. melléklet, 11b. ábra). A csökkenés egyetlen izolált kurgánnak volt köszönhető. Az élőhely területének illetve a vizsgálati évnél ebben az esetben sem volt szignifikáns hatása a növényevő nyomásra ($\chi^2 = 0.004$, $p = 0.948$ illetve $\chi^2 = 0.805$, $p = 0.369$).



11a. ábra: Az izoláció hatása a növényevő-nyomás mértékére. Csak kurgánokat tartalmazó ábra. A konfidencia intervallum megbízhatósági szintje 95% és 1000 szimuláció alapján készült.



11b. ábra: Az izoláció hatása a növényevő-nyomás mértékére. Sárgával a referencia gyepet, kékkel a kurgánokat jelöltük. A konfidencia intervallum megbízhatósági szintje 95% és 1000 szimuláció alapján készült.

5. Következtetések (eredmények megvitatása)

5.1 Az eredmények megvitatása

Eredményeink alapján elmondható, hogy az izolált kurgánok kapcsolódása természetes gyepekkel funkcionálisan csökkent, mivel a ligeti zsályán megfigyelhetők voltak a szigethatás jelenségei. A tanulmányozott zsálya állományok izolációjával (földrajzi távolsága a legközelebbi természetes élőhelyfolttól) szignifikánsan emelkedett a növényevő nyomás, valamint csökkent a magok csírázási sikere és a makkocskák tömege. Továbbá a kurgánok kis mérete is negatívan hatott a csírázási sikerre. A korábbi, kurgánokon végzett vizsgálatok és a ligeti zsályán végzett saját kutatásaink igazolják feltevésünket, mely szerint a kurgánok viselkedhetnek élőhely-szigetként. Az eredmények igazolták, hogy az izoláció növekedésével megerősödik a szigethatásra utaló morfológiai változások valószínűsége, valamint érzékelhető, hogy a ligeti zsálya a túlélésért küzd az elszigetelt halmokon.

5.1.1 A vegetatív jellegeket nem befolyásolja az élőhelyek területe és az izoláció

A levelek mérete nem változott az élőhelyek mérete, illetve az izoláció hatására. Korábbi kutatások alapján vártuk a levelek méretének változását az erőteljesen izolált kurgánokon. Az izoláció hatására a zsálya valószínűleg a túlélésért küzd, ezért feltételeztük, hogy nem a generatív szervekbe, illetve a reprodukció sikerébe, hanem a vegetatív jellegekbe investálja az energiát (Ottaviani et al. 2020), viszont ezt a jelenséget nem sikerült kimutatni. Az irodalomban különösen a lágyszárúak esetében jelezték a levélterület változását az izoláció hatására, illetve a levélméret nagyobbodását a szigethatás jelenségének részeként (Cox és Burns, 2017; Bowen és Van Duren, 1997; Biddick et al. 2019; Burns 2016).

Korábbi kutatások, amelyek az interspecifikus variabilitás vizsgálatával foglalkoztak a kurgánokon, kiderítették, hogy a kurgánokon a levelek mérete kisebb az összefüggő gyepterületek és útszegélyek egyedeihez képest, mivel a kurgánok lejtőin a növények nagyobb szárazságstressznek vannak kitéve (Deák et al. 2021a). Ha ez a jelenség a ligeti zsályát is érinti, a szárazság levélfelület csökkentő hatása (Pakeman, 2013) és az izoláció növelő hatása kiolt-hatják egymást.

A megnövekedett levélméret kialakulhat a kompetícióra adott válaszként is, ugyanis a feltehetően korábban felhagyott kurgánokon a nem kezelt vegetáció magasabb, amit a ligeti zsálya erőteljesebb növekedéssel ellensúlyoz, a napfényért való küzdelemben (Deák et al. 2021a). A kompetíció tehát befolyásolhatná az izoláció vagy az élőhely terület hatását a levelek méretére, viszont ezt erre a vizsgálatra még nem került sor.

A hajtásszámot, illetve a növény magasságát sem befolyásolta szignifikánsan a kurgán területe vagy az izoláció. A legtöbb irodalom ennek az ellenkezőjét állítja, ugyanis valódi szigeteken úgy a gigantizmus, mind a törpeség kimutatható (Biddick et al 2019; Burns 2016) különböző növényfajok esetében, és különösen lágyszárú fajoknál. Eredményünk részben azzal magyarázható, hogy a valódi szigetek tulajdonságai nagyon változatosak és az izoláció feltehetően korábbi, ezért erősebb tendenciák mutatkoznak a vegetatív jellegek, különösen a testméret eltolódásában (Csörgő et al. 2022, Ottaviani et al. 2019). Ugyanakkor valószínű, hogy a zsálya hajtásszáma és a hajtásainak magassága más, általunk nem vizsgált tényező befolyása alatt áll. Ilyenek lehetnek a mikroélőhelyi körülmények vagy az inváziós növények általi kompetíció. Érdekes módon, korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy kurgánokon a magasabb hajtással rendelkező gypsospecialista növények száma nagyobb az összefüggő gyepterületek és szegélyek növényközösségeihez képest, a magas vegetáció és a fényért való küzdelem miatt (Deák et al. 2021a).

5.1.2 Az izoláltabb kurgánokon csökken a makkocskák súlya és csírázási képessége

A kisebb mértékű izoláció pozitív, az erősebb izoláció negatív hatást gyakorolt a makkocskák súlyára. Ez a jelenség úgy a nagyméretű gyepeket, mint csak a kurgánokat tartalmazó adatsorral változatlan volt. Az a tény, hogy a makkocskák súlya a legközelebbi természetes élőhelyfoltok bizonyos távolságán túl (kb. 100m) csökkent szignifikánsan, konnektivitási küszöböt jelez, amely 100 méter után láthatóan gyengül és elvesztődik. Bár a magtömeg növekedése pozitívan befolyásolhatja a csírázási sikert a szigeteken (Bossuyt és Honnay, 2008), az adatainkban a makkocskák tömege csak 100m-en belüli távolságon mutatott növekvő tendenciát, amely erőteljesebb izoláció hatására ismét csökkent. A makkocskák súlyának növekedése az enyhe izoláció hatására a kurgánokon alátámasztják Deák et al. (2021a) kutatásait, miszerint a kurgánokon a nagyobb magtömeggel rendelkező gypsospecialista fajok száma magasabb, mint a referencia gyepekben és a szegélyekben. A generatív jellegek esetében leginkább a specialista fajoknál jelentkeznek az izoláció hatásai szárazföldi szigeteken, jelezve, hogy a specialista fajok, mint amilyen a ligeti zsálya, érzékenyebben, ezáltal hamarabb reagálnak az élőhelyi változásokra, mint a generalisták (Dembicz et al. 2020).

Várakozásainknak megfelelően az izoláció negatívan, szignifikánsan befolyásolta a magvak csírázókéességét, de csak a referencia gyepeket tartalmazó modellben (a kurgánok esetében a hatás marginálisan szignifikáns volt). A csökkent magméret és csökkent csírázás

valószínűleg a konnektivitás csökkenésének és a pollinátorok (beporzók) hiányának vagy alacsony sikerének tulajdonítható a kompatibilis pollen források nehézkes elérhetősége miatt (Wolf és Harrison 2001; Aguilar et al (2006). Az élőhely foltok elszigetelődése csökkenthette a megporzás lehetőségét és a génáramlást, amely beltenyésztéses leromlást okozhatott a ligeti zsálya állományaiban, és a populáció lokális kihalásához vezethetnek (Standovár és Primack, 2001; Deák et al. 2021a; Merel és Gerrit, 2002).

A jelenséget közvetett tényezők is okozhatják, ugyanis az összefüggő területeken kaszálnak, míg a kurgánokon mindenféle kezelés megszűnt (Deák, 2018).

5.1.3 Az élőhely terület csökkenésének hatására csökkent a csírázási siker

Várakozásainknak megfelelően a referencia gyepeket tartalmazó modell esetében az élőhelyek területének növekedésével nőtt a csírázott magvak aránya. Pontosabban, a két nagyméretű összefüggő élőhelyen magas volt a csírázási siker, viszont a kisebb méretű kurgánokon a magas és alacsony csíraszám széles tartományban váltakozott és összességében alacsonyabb volt. Úgy gondoljuk, hogy ez az eredmény a populáció mérettel és a kisméretű populációk problémájával van összefüggésben. A kurgánokon fellelhető kisebb egyedszámú populációkban a beltenyésztéses leromlás és/vagy a korlátozott beporzás csökkentheti a magvak csírázási képességét (Merel és Gerrit, 2002; Standovár és Primack, 2001). Ellenkezőleg, a nagyobb, összefüggő élőhelyeken nagyobb volt a populációk egyedszáma és magasabb a csírázási arány is (Merel és Gerrit, 2002), amely valószínűleg a pollináció sikerességének köszönhető. A kisebb területű élőhelyeken kisebb az egyedsűrűség is, és a ritkább virágok a beporzók számára nehezen észrevehetőek (Wolf és Harrison, 2001).

Feltételezzük azt is, hogy a kurgánokon elszigetelten élő zsályák kora is okozhatja a csökkent reprodukciós képességet, mivel terepi tapasztalataink alapján, úgy véljük, hogy kurgánokon lassúbb a populációk dinamikája és ritkább az újulat.

5.1.4 Az izoláltabb kurgánokon erősebb a növényevő nyomás

Várakozásainknak megfelelően az elszigeteltebb élőhelyeken alapján megnövekedett a növényevők általi terhelés és csupán egyetlen, erőteljesen izolált kurgánon jelentkezett a csökkenő növényevő nyomás.

Általánosan elmondható, hogy a legtöbb kurgán intenzív mezőgazdasági területekkel van körülvéve. Feltételezzük, hogy az izoláltabb kurgánok olyan intenzíven használt és átalakított mátrixban helyezkednek el, ahol a sztyeppi vegetációra specializálódott rovarok nehezen találnak maguknak megfelelő táplálékot és a fennmaradó élőhelyeken tömörülnek. Számos ta-

nulmány beszámolt már az élőhely csökkenés és fragmentálódás hatásairól a növényevő rovarok károkozására. Több korábbi kutatás alátámasztja az eredményeinket, azaz az élőhely fragmentáció növekedésével gyakran megfigyelték, hogy a kártétel is növekszik (Schüepp, 2014; Elzinga, 2005). Rossetti et al (2017) egy meta analízist végezve 89 tudományos cikk eredményeit összevetve jutott hasonló eredményre.

A növényevők magasabb százalékanak jelenléte a kurgánokon jelentheti a természetes ellenségeik hiányát is (Chase és Shulman 2009; Spiller és Agrawal, 2003). Ennek a feltételezésnek ellentmondva, Deák et al. (2021b) a kurgánokon nem találtak összefüggést a különböző állat csoportok fajgazdagsága és az élőhely mennyiség valamint a konnektivitás között. A szerzők megállapították, hogy a rovarok – a növényeknél könnyebben és aktívabban – képesek elhagyni a számukra kedvezőtlené vált élőhelyeket, és ugyanilyen könnyedséggel meglelik az apró élőhelyfoltokat.

Feltehető az is, hogy az izoláltabb kurgánokon a ligeti zsálya védekezési mechanizmusai is legyengültek, mivel a „sziget szindróma” egyik leggyakoribb és figyelemreméltóbb esete a védekező mechanizmusok elvesztése (Burns, 2016, Biddick, 2021). Azonban a védelmi veszteség feltételezett redukciójáról a kurgánok esetében nincs tudomásunk.

Fontos megjegyezni, hogy az izoláció hatása nem észlelhető minden élőhelyen, így egy ritka lombhullató keményfás fajok által dominált erdőben az izoláció hatása a növényevő nyomásra nem volt szignifikáns (Kolb 2008). Kivétellel találkoztunk a saját vizsgálatunkban is, ezért az izoláció hatását a növényevő nyomásra további adatokkal szükséges megerősíteni.

5.2 Következtetések

A Nagy Alföld kurgánjai viszonylag természetes állapotú száraz élőhelyek, amelyek több védett és gyepspecialista növényfajnak adnak együttesen otthont. A kurgánok már a 19. század elejétől elkezdtek izolálódni, és speciális élőhely tulajdonságuk miatt számos olyan növényfaj telepszik meg rajtuk, mely a környező mátrixban képtelen életben maradni. Az irodalmak és a ligeti zsályán végzett kutatásaink igazolják feltevésünket, mely szerint a kurgánok viselkedhetnek élőhely-szigetként. Az eredmények alapján érzékelhető, hogy a ligeti zsálya a túlélésért küzd az elszigetelt halmokon. Ez a megállapítás alátámasztja, hogy a gyepspecialista ligeti zsálya jó modellfajnak bizonyult az elszigetelődés hatásának vizsgálatára kurgánokon. Számos más faj lehet hasonló helyzetben ezeken az élőhelyeken, illetve több faj lokális kihalása is megtörtént már nagy valószínűséggel az utóbbi évtizedekben az izolált kurgánokon. Több vörös listás és sztyeppi specialista faj populációja lehet kritikus állapotban.

Eredményeink szerint elmondható, hogy a látszólag izolált kurgánok kapcsolódása egyéb természetes gyepterületekkel, és ezáltal a beporzó rovarokkal funkcionálisan is csökkent. Valószínűleg olyan folyamatok is elindultak a ligeti zsályánál, melyek inkább az egyedek túlélését biztosítják, a szaporodási képesség egyidejű csökkenésével. Eredményeink figyelembevételével pedig még inkább szükségzerű és indokolt volna olyan intézkedések szervezése és bevezetése, amelyek visszaállítják a kurgánok közötti kapcsolatokat, lehetővé téve a populációk közötti génáramlást. Az egyszerű védelem önmagában valószínűleg nem elegendő a nagyon izolált kurgánok esetében. Sokkal fontosabbak a restaurációs kezdeményezések beiktatása a kurgánok 100m-es konnektivitási küszöbértékének figyelembevételével, a kapcsolatok újbóli létrehozása a szigethatás csökkentése érdekében. Ez az intézkedés fokozhatná a génáramlást, megnövelné a genetikai variabilitást, ezáltal megnövekedne a csíráképes magok száma és a populációk mérete kiemelkedne a több esetben sejthetően kritikus küszöb alól. Továbbá, szeretnénk javasolni a kurgánok rendszeres tisztogatását az invazív fás- és lágyszárú fajoktól. Az invazív fajok túlnövik a természetes gyepeket, árnyékolnak, elveszik a tápanyagok nagy részét, ezért irtásuk elengedhetetlen. A gyepspecialista növények magvainak szétszórásával a már meglévő kurgánokon növelhető a genetikai sokféleség és a fajgazdagság. Tudomásunk szerint Deák Balázs, Valkó Orsolya és munkatársaik végeztek már hasonló rekonstrukciót kurgánokon, jó eredményekkel.

A kunhalmok természetes egyensúlya könnyen felborulhat, ezért kezelésük odafigyelést igényelne úgy a természetvédő szervezetektől, mind a gazdától. A környező területeken az egyre intenzívebb és helyigényesebb gazdálkodás további, visszafordíthatatlan károkat okozhat. Célszerű lenne a már meglévő védelem megerősítése, a gazdák fokozott ellenőrzése és a

szakmai szervezetek rendszeres felmérése a kurgánok állapotáról. Véleményünk szerint érdemes volna a kurgánok *ex lege* védelmét kiterjeszteni a rajtuk megtelepedett vegetáció és biológiai diverzitás védelmére is. A helyi lakosok szemléletformálásával és bevonásával az élőhelyek degradációja megelőzhető volna, ezért fontosnak tartjuk eredményeink népszerűsítését, a szakmai szervezetekben is. Reméljük, hogy tudományos eredményeink fontosak lehetnek olyan szakmabeli kutatóknak is, akik a kunhalmokon élő vegetációt illetve szárazföldi szigetek hatását vizsgálják. Ugyanakkor további vizsgálatok szükségesek és javallottak a jövőben, hogy jobban megérthessük a populációk rendkívül összetett válaszát az élőhelyek elszigetelődésére.

6. Összefoglalás

Az élőhely csökkenés, fragmentáció és elszigetelődés a mérsékelt égövi sztyeppeket, főként hazánkban erősen sújtotta az ipari forradalom óta (Deák et al 2021a). A gyepterületek az 1850-es évek óta folyamatosan csökkennek (Deák, et al 2021b). A kurgánokat a vándorló sztyeppi nomádok emelték több ezer évvel ezelőtt. A Nagy Alföld területén egykor található kurgánok mennyisége mára erőteljesen redukálódott. A kurgánok egyfajta élőhely-szigetként maradtak fent a sztyeppi növények számára. Szigetszerű előfordulásuk miatt kevésbé kutatottak, bár formájuk, hidrológiai viszonyaik, kitettségük miatt számos ritka és védett gyeptulajdonos növényfajnak adnak otthont (Deák et al 2021a).

Vizsgálatunk célja a Nagy Alföldön elhelyezkedő csökkent területű, fragmentált, izolált területek hatása a rövid életű, évelő lágyszárú fajok fennmaradására a ligeti zsályán (*Salvia nemorosa* L.) keresztül. Arra kerestünk választ, hogy az élőhely mérete és elszigeteltsége hogyan befolyásolja a ligeti zsályá vegetatív (levélméret, növény magasság, hajtásszám) és generatív (makkocskák súlya, csírázási képesség) jellegeit, valamint a növényevő nyomást.

A Nagy Alföld 12 reprezentatív kurgánján és összefüggő gyepekben végeztünk felvételezéseket. Az élőhelyfoltok területének és izolációjának hatását a vegetatív jellegekre, növényevő nyomásra és a magvak súlyára kevert lineáris modellekkel (LMM), és a magvak csírázási arányára általános kevert lineáris modellel (GLMM, binomiális hibaeloszlással) vizsgálatuk, amelyekben a függő változók a növényi jellegek (generatív, vegetatív jellegek illetve a herbivór nyomás mértéke a leveleken), a független változók a kurgán területe, a legközelebbi szomszédos gyeptől mért távolság, illetve a vizsgálati évek voltak.

A növény magasságát, levelek méretét és hajtásszámát nem befolyásolta az izoláció vagy az élőhely mérete. Az izolációval és szigethatással foglalkozó irodalomban gyakran találtak változásokat ezekben a növényi jellegekben (Burns, 2016; Biddick et al. 2019; Ottaviani et al. 2019; Cox és Burns, 2017; Bowen és Van Duren, 1997; Deák et al. 2021a). Feltételezzük, hogy a vegetatív jellegeket más hatások is befolyásolhatják a kurgánokon, mint például a vegetáció magassága vagy a hőterhelés és köztudott, hogy ezek a jellegek magas fokú plaszticitással rendelkeznek.

A makkocskák súlyát és csírázási sikerét szignifikánsan, negatívan befolyásolta a meg-növekedett izoláció, valamint a makkocskák súlyát pozitív szignifikánsan befolyásolta az élőhely terület. Hasonló eredményeket számos más szigethatással foglalkozó kutatás kimutatott (Bossuyt és Honnay, 2008; Standovár és Primack, 2001; Deák et al. 2021a; Wolf és Harrison, 2001; Merel és Gerri, 2002). A magok súlya esetünkben egy bizonyos távolságig nőtt, viszont

a nagyon távoli kurgánok esetében csökkent. A makkocskák súlyának növekedése az izoláció enyhe növekedésével az izolációra adott válaszként értelmezhető. A ligeti zsálya a magsúly növelésével próbál életképes magokat hozni.

A magsúly csökkenésének jelensége a konnektivitás hiányából fakadó génáramlás limitálásnak tudható, amely a pollinátorok csökkenésével vagy a kompatibilis pollenek hiányával lehet összefüggésben. Valószínű, hogy beltenyésztéses leromlás is jelentkezett az izolált halmokon, amely egyértelmű szigethatásként számon tartott jelenség (Standovár és Primack, 2001; Merel és Gerrit, 2002; Wolf és Harrison 2001; Dembicz et al. 2020). Érdekes módon a makkocskák súlya átlagosan alacsonyabb volt a nagyméretű, de intenzíven kaszált referenciagyepekben is viszont itt a konnektivitás és génáramlás nem lehet korlátozott a gyepterület és a populáció mérete miatt.

A magok csírázási képességének csökkenése a kisebb területű élőhelyeken valószínűleg a kis populációk problémájával áll kapcsolatban. A kurgánokon található kisméretű populációkban a beltenyésztéses leromlás és a csökkent pollináció hatására hanyatlik a csíráképes magvak száma (Merel és Gerrit, 2002; Standovár és Primack, 2001). Ellenkezőleg, a nagyobb, összefüggő élőhelyeken nagyobb volt a populációk egyedszáma és magasabb a csírázási arány is (Merel és Gerrit, 2002), amely valószínűleg a pollinátorok sikerességének köszönhető. Feltételezhető az is, hogy a kurgánokon a kisebb egyedsűrűség miatt a ritkább virágok a pollinátorok számára nehezen észrevehetőek.

Az eredmények igazolták, hogy az izoláció növekedésével megerősödik a szigethatásra utaló morfológiai változások valószínűsége és a növényevő nyomás a kurgánokon. A növényevő nyomás szignifikáns növekedése az izoláció növekedésével arra utalhat, hogy az élőhely mátrix, amelyben a kunhalmok elhelyezkednek erőteljes degradációjának és átalakításának következtében a sztyeppi gypspecialista növényeket fogyasztó növényevők leginkább a kurgánokon fennmaradó gypfoltokban találnak táplálékot. Feltételezhető az is, hogy a növekvő izoláció hatására a növényben a védekező mechanizmusok elkezdtek gyengülni (Burns, 2016, Biddick, 2021), valamint jelentheti a természetes ragadozók hiányát is (Chase és Shulman, 2009).

Eredményeink alapján elmondható, hogy az izolált kurgánok *ex lege* védelmét szükségszerű lenne kiterjeszteni az ott élő élőlények védelmére is. Továbbá, véleményünk szerint az egyszerű, lokális szintű védelem már nem elegendő a természetes funkciók visszaállításához, különösen az izolált kurgánokon. Javasoljuk gyeprekonstrukciós munkálatok szorgalmazását a kurgánokon vagy a halmok közelében és a konnektivitás helyreállítását a fajok populációmérete, a génáramlás, valamint az stabil fajgazdagság növekedése céljából. A környező élőhelyek,

az élőhely mátrix megfelelő kezelése kritikus szempont a természetvédelmi kezelések megszervezése során.

Szász Vivien

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretném kifejezni hálámat és köszönetemet Dr. Csergő Anna Mária egyetemi docensnek és konzulensemnek, hogy segítette kutatómunkámat és szakdolgozatom elkészülését.

Köszönettel tartozom Dr. Valkó Orsolyának és Dr. Deák Balázsnak, amiért támogatták terepi és labor vizsgálatainkat munkájukkal, terepismeretükkel és széles körű szakmai tudásukkal hozzájárultak a dolgozat megszületéséhez.

Továbbá szeretném megköszönni munkatársaimnak Santiago Ordonez és Verbényiné Neumann Krisztina PhD hallgatóknak, illetve Galyas Ferencnek akik munkájukkal segítették kutatásomat.

Valamint szeretnék köszönetet mondani a Vácrátóti kollégáknak Kiss Réka és Lukács Katalin PhD hallgatóknak segítségnyújtásukért.

8. Irodalomjegyzék

1. Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9(8), 968–980. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x
2. Bahadori, B.M., Asghair, B., Dinparast, L., Zengin, G., Sarikurkcu, C., Abbas-Mohammadi, M., Bahadori, S. 2017. *Salvia nemorosa* L.: A novel source of bioactive agents with functional connections. In: *LWT - Food Science and Technology* 75 (2017) 42e50
3. Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S 2015. “Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4.” *Journal of Statistical Software*, 67 (1), 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
4. Biddick, M., Hendriks, A., Burns, K.C. 2019. Plant obey (and disobey) the island rule. In: *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 116, 17632–17634.
5. Biddick, M., 2021. Are island plants really poorly defended? No support for the loss of defense hypothesis in domatia-bearing plants. In: *bioRxiv* doi: <https://doi.org/10.1101/2021.11.11.468197>
6. Bossuyt, B., és Honnay, O. 2008. Can seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. In: *J. Veg. Sci.* 19, 875–884. doi: 10.3170/2008-8-18462.
7. Bowen, L. & Van Vuren, D. 1997 Insular endemic plants lack defenses against herbivores. *Conservation Biology* 11, 1249-1254.
8. Burns, K. C. 2016. Size changes in island plants: independent trait evolution in *Alyxia ruscifolia* (Apocynaceae) on Lord Howe Island. In: *Biol. J. Linn. Soc.* 119, 847–855.
9. Cahill, J. F., Castelli, J. P., & Casper, B. B. 2001. THE HERBIVORY UNCERTAINTY PRINCIPLE: VISITING PLANTS CAN ALTER HERBIVORY. *Ecology*, 82(2), 307–312. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0307:thupvp]2.0.co;2
10. Csergő, A.M., Hufnagel, L., Höhn, M. 2014. Positive relationship between genetic- and species diversity on limestone outcrops in the Carpathian Mountains. In: *Ecological Complexity*, 20, 233-239
11. Csergő, A.M. et al. 2022. Spatial phenotypic variability is higher between island than mainland populations worldwide. *Ecology Letters* (In review)
12. Chase, J. M., & Shulman, R. S. 2009. Wetland isolation facilitates larval mosquito density through the reduction of predators. *Ecological Entomology*, 34(6), 741–747.
13. Cox, B.T.M. & Burns, K. 2017 Convergent evolution of gigantism in the flora of an isolated archipelago. *Evolutionary Ecology* 31, 741-752.
14. Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysienko, I., Bragina, T. M., et al. 2016. Cultural monuments and nature conservation: the role of kurgans in maintaining steppe vegetation. In: *Biodivers. Conserv.* 25, 2473–2490. doi: 10.1007/s10531-016-1081-2.

15. Deák B. 2018, Természet és történelem: A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében. ISBN 978-615-81056-1-3, Debrecen, Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Korlátolt Felelősségű Társaság.
16. Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Bede, Á., Csathó, A.I., Tótmérész, B. 2018. Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. In: Landscape Ecology, doi: 10.1007/s10980-018-0660-x
17. Deák, B., Rádai, Z., Bátori, Z., Kelemen, A., Lukács, K., Kiss, R., et al. 2021a. Ancient Burial Mounds Provide Safe Havens for Grassland Specialist Plants in Transformed Landscapes—A Trait-Based Analysis. In: Front. Ecol. Evol. 9:619812. doi: 10.3389/fevo.2021.619812
18. Deák, B., Bede, Á., Rádai, Z., Tótmérész, B., Török, P., Nagy, D.D., Torma, A., Lőrinczi, G., Nagy, A., Mizser, Sz., Kelemen, A., Valkó, O. 2021b. Different extinction debts among plants and arthropods after loss of grassland amount and connectivity. In: Biological Conservation. Volume 264, December 2021, 109372.
19. Dembicz, I., Moysiyenko, I. I., Kozub, Ł., Dengler, J., Zakharova, M., & Sudnik-Wójcikowska, B. 2020. Steppe islands in a sea of fields: where island biogeography meets the reality of a severely transformed landscape. Journal of Vegetation Science. doi:10.1111/jvs.12930
20. Elzinga, J., Turin, H., van Damme, M.M.J., Biere, A., 2005. Plant population size and isolation affect herbivory of *Silene latifolia* by the specialist herbivore *Hadena bicruris* and parasitism of the herbivore by parasitoids. In: Oecologia 2005 144: 416–426. DOI 10.1007/s00442-005-0096-2
21. Fahring, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. In: The Journal of Wildlife Management Vol. 61, No. 3 (Jul., 1997), pp. 603–610.
22. Grossenbacher, D. L., Brandvain, Y., Auld, J. R., Burd, M., Cheptou, P.-O., and Conner, J. K. 2017. Self-compatibility is overrepresented on islands. In: New. Phyt. 215, 469–478. doi: 10.1111/nph.14534.
23. Heinken, T. és Weber, E. 2013. Consequences of habitat fragmentation for plant species: Do we know enough? In: Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics (PPEES) 15 (2013) 205–216.
24. Kaprinyák, T., Koroknai, J., Kováts, Z., Fári, M.G. 2013. A ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) populáció és szelektált klónok virágzásbiológiájának összehasonlító vizsgálata. In: Agrártudományi közlemények, 2013/51
25. Kolb, A., 2008. Habitat fragmentation reduces plant fitness by disturbing pollination and modifying response to herbivory. Biological conservation 141 (2008) 2540–2549
26. Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. Biological Conservation, 141(7), 1731–1744. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
27. Lindborg, R., Helm, A., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Kühn, I., Pykälä, J., & Pärtel, M. 2012. Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests

- and grasslands. *Ecography*, 35(4), 356–363. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07286.x
28. Lynch, M., Conery, J., & Burger, R. 1995 Mutation accumulation and the extinction of small populations. In: *American Naturalist*, 146: 489–518
 29. Marini, L., Bruun, H. H., Heikkinen, R. K., Helm, A., Honnay, O., Krauss, J., Bommarco, R. 2012. Traits related to species persistence and dispersal explain changes in plant communities subjected to habitat loss. *Diversity and Distributions*, 18(9), 898–908. doi:10.1111/j.1472-4642.2012.00893.x
 30. Martín-Queller, E., Albert, C. H., Dumas, P. J., & Saatkamp, A. 2017. Islands, mainland, and terrestrial fragments: How isolation shapes plant diversity. *Ecology and Evolution*, 7(17), 6904–6917. <https://doi.org/10.1002/ece3.3150>
 31. Microsoft Corporation, 2018. Microsoft Excel, Available at: <https://office.microsoft.com/excel>.
 32. Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12(2), 321–334. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0321:ACGOFR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0321:ACGOFR]2.0.CO;2)
 33. Hill, F.M. és Caswell, H. 1999. Habitat fragmentation and extinction thresholds on fractal landscapes. In: *Ecology Letters* (1999) 2 : 121–127.
 34. MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
 35. Merel, B. S., és Gerrit, W. H., 2002. Reduced colonization capacity in fragmented populations of wind –dispersed grassland forbs. In: *Journal of Ecology* 2002 90, 1033–1043.
 36. Ottaviani, G., Keppel, G., Götzenberger, L., Harrison, S., Opedal, Ø. H., Conti, L., et al. 2020. Linking plant functional ecology to island biogeography. In: *Trends. Plant. Sci.* 25, 329–339. doi: 10.1016/j.tplants.2019.12.022.
 37. Pakeman, R. J. 2013. Intra-specific leaf trait variation: management and fertility matter more than the climate at continental scales. In: *Folia Geobot.* 48, 355–371. doi: 10.1007/s12224-013-9168-y.
 38. R Core Team 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
 39. Rossetti, M. R., Tschamntke, T., Aguilar, R., & Batáry, P. 2017. Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. *Ecology Letters*, 20(2), 264–272. doi:10.1111/ele.12723
 40. Rossetti, M. R., Rösch, V., Videla, M., Tschamntke, T., & Batáry, P. 2019. Insect and plant traits drive local and landscape effects on herbivory in grassland fragments. *Ecosphere*, 10(5), e02717. doi:10.1002/ecs2.2717
 41. Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675. doi:10.1038/nmeth.2089
 42. Schüepp, C., Uzman, D., Herzog, F., Entling, H.M. 2014., Habitat isolation affects plant–herbivore–enemy interactions on cherry trees. In: *Biological Control* 71 (2014) 56–64

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.01.007>

43. Sih, A., Jonsson, B. G., & Luikart, G. 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(4), 132–134. doi:10.1016/s0169-5347(99)01799-1
44. Soó Rezső 1966 A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. Budapest, Akadémiai kiadó.
45. Spiller, A.D. és Agrawal, A.A. 2003. Intense disturbance enhances plant susceptibility to herbivory: natural and experimental evidence. In: *Ecology*, 84(4), 2003, pp. 890–897.
46. Standovár T. és Primack, B. R., Oláh Zs.(szerk.) 2001., A természetvédelmi biológia alapjai., ISBN 963 19 2156 5, Budapest, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt.
47. Tóth, A., 1998., Veszélyeztetett löszgyep reliktum foltok a nagykovácsi kunhalmokon. In: *Kitaibelia*, III. évf. 2. szám pp.: 329–330.
48. Varga, Z. 2019., Szigetbiogeográfia. In: Varga, Z. Biogeográfia. Nagykovácsi. Pars Kft. p. 223- 243
49. Visakorpi, K., S. Gripenberg, Y. Malhi, C. Bolas, I. Oliveras, N. Harris, S. Rifai, and T. Riutta. 2018. Small scale indirect plant responses to insect herbivory could have major impacts on canopy photosynthesis and isoprene emission. In: *New Phytologist* 220:799–810.
50. Watson, D. M. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography*, 29(5–6), 823–834. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00726.x>
51. Whittaker, R. J., & Fernández-Palacios, J. M. 2006. *Island Biogeography Ecology, Evolution, and Conservation* (Second Edi). Oxford: Oxford University Press.
52. Wolf, T.A. és Harrison, P.S 2001. Effects of Habitat Size and Patch Isolation on Reproductive Success of the Serpentine Morning Glory. In: *Conservation Biology*, Pages 111–121 Volume 15, No. 1, February 2001.
53. 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről

9. Mellékletek

1. sz. melléklet: Statisztikai modellek felépítése és eredményeik

Modell felépítése	Változók	Becsült érték	Standard hiba	t és z érték	Anova x2	Anova p érték
Levél méret						
leaf_m1 <- lmer(sqrt(Leafarea_mean) ~ nearest_distance + I(nearest_distance^2) + c_year + kurgan_area + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	34.397	2.071	16.607		
	Legközelebbi szomszéd	-1.687	5.538	-0.305	0.185	0.667
	Kurgán terület	-7.947	3.571	-2.225	0.622	0.430
	Naptári év 2022	-0.965	1.670	0.578	6.571	0.010
leaf_m1 <- lmer(sqrt(Leafarea_mean) ~ nearest_distance + nearest_dist_sq + c_year + kurgan_area + (1 site_id), data=leaf_osszesített, na.action = na.omit)	intercept	33.385	1.735	19.246		
	Legközelebbi szomszéd	1.015	4.882	0.208	0.070	0.792
	Legközelebbi szomszéd^2	-1.153	5.205	-0.222	0.083	0.773
	Élőhely terület	-6.753	3.394	-1.989	0.002	0.961
	Naptári év 2022	-0.118	1.548	-0.077	5.248	0.0220
Levél méret és növényevő nyomás						
m1 <- lmer(sqrt(Leatherbivory_mean) ~ Leafarea_mean + (1 site_id plant_id), data=Data1)	intercept	4.674	0.840	5.564		
	Átlag levél méret	0.003	0.0004	6.442	36.674	1.396e-09
Hajtásszám						
num_shoots_m1 <- lmer(log(num_dev_shoots) ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	2.403	0.268	8.973		
	Legközelebbi szomszéd	-0.131	0.249	-0.523	0.413	0.520
	Kurgán terület	0.020	0.213	0.095	0.014	0.905
	Naptári év 2022	-0.057	0.439	-0.130	0.019	0.888
num_shoots_m1 <- lmer(log(num_dev_shoots) ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesített, na.action = na.omit)	intercept	2.356	0.208	11.325		
	Legközelebbi szomszéd	-0.133	0.202	-0.659	0.610	0.435
	Élőhely terület	-0.207	0.192	-1.080	1.580	0.209
	Naptári év 2022	-0.0549	0.386	-0.142	0.022	0.883
Növények magassága						
stem_hei_m1 <- lmer(tall_stem_hei ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	552.52	46.57	11.864		
	Legközelebbi szomszéd	21.00	43.55	0.482	0.364	0.546
	Kurgán terület	-13.45	37.06	-0.363	0.203	0.653
	Naptári év 2022	-222.45	76.30	-2.915	8.777	0.003
stem_hei_m1 <- lmer(tall_stem_hei ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesített, na.action = na.omit)	intercept	529.26	36.61	14.457		
	Legközelebbi szomszéd	27.61	35.77	0.772	0.843	0.358
	Élőhely terület	-36.17	34.03	-1.063	1.543	0.214
	Naptári év 2022	-216.65	67.73	-3.199	9.972	0.001
Csírázási siker						
seed_m1b <- glm(yb~log_area+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesitettb,family=binomial)	intercept	-0.334	5.790	-0.058		
	log (Kurgán terület)	-0.053	0.789	-0.067	0.004	0.947
seed_m1 <- glm(y~log_area+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesített,family=binomial)	intercept	0.011	0.460	0.023		
	log (Élőhely terület)	1.158	0.462	2.507	4.625	0.031
seed_m2<- glm(yb~nearest_distance+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesitettb,family=binomial)	intercept	-0.723	0.457	-1.581		
	Legközelebbi szomszéd	-0.908	0.464	-1.957	3.019	0.082
seed_m2a<- glm(y~nearest_distance+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesített,family=binomial)	intercept	0.005	0.425	0.012		
	Legközelebbi szomszéd	-1.286	0.430	-2.987	6.069	0.014
Magvak súlya						
seed_m3<- lmer(weight~log_area+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesített)	intercept	0.021	0.003	6.778		
	log (Kurgán terület)	-0.0002	0.0003	-0.762	0.739	0.39
seed_m3a<- lmer(weight~log_area+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesített)	intercept	0.019	0.001	15.076		
	log (Élőhely terület)	0.001	0.001	1.223	1.905	0.167
seed_m4a<- lmer(log(weight)~nearest_distance + nearest_distance_sqrd+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesített)	intercept	-3.960	0.032	-121.505		
	Legközelebbi szomszéd	0.451	0.124	3.629	11.356	0.0007
	Legközelebbi szomszéd^2	-0.548	0.124	-4.413	9.347	0.002
seed_m4<- lmer(weight~nearest_distance + nearest_distance_sqrd+(1 site_id plant_id),data=seed_osszesített)	intercept	0.019	0.0006	28.946		
	Legközelebbi szomszéd	0.008	0.002	3.431	9.623	0.002
	Legközelebbi szomszéd^2	-0.009	0.002	-3.814	10.849	0.0009
Növényevő nyomás						
herb_m1 <- lmer(sqrt(Leatherbivory_mean) ~ nearest_distance + nearest_dist_sq + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	6.695	0.980	6.828		
	Legközelebbi szomszéd	5.038	2.612	1.929	5.202	0.022
	Legközelebbi szomszéd^2	-5.702	2.918	-1.954	5.331	0.021
	Kurgán terület	-0.072	0.782	-0.093	0.004	0.948
	Naptári év 2022	1.116	1.672	0.668	0.805	0.369
herb_m1 <- lmer(sqrt(Leatherbivory_mean) ~ nearest_distance + nearest_dist_sq + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesítettA, na.action = na.omit)	intercept	6.931	0.782	8.861		
	Legközelebbi szomszéd	4.022	2.188	1.838	4.518	0.033
	Legközelebbi szomszéd^2	-4.490	2.334	-1.924	4.933	0.026
	Élőhely terület	0.292	0.701	0.416	0.299	0.584
	Naptári év 2022	0.744	1.508	0.493	0.407	0.523