Erdészettudományi Közlemények 11. évfolyam 1-2. szám 2021
DOI: https://doi.org/10.17164/EK.2021.001 69–79. oldal

A VADÁSZATI CÉLÚ ETETŐHELYEK GYOMFERTŐZÖTTSÉGE A MÁTRAI TÁJVÉDELMI KÖRZETBEN

Rusvai Katalin és Czóbel Szilárd

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

Kivonat

A kutatás célja a vadászati célú etetőhelyek (szórók) növényzetre, magbankra és talajra gyakorolt hatásainak vizsgálata volt. 3-3 erdei, tisztáson és úton lévő szórón, a középpontból induló 4 transzekt mentén 22-22 db 1 m^2-es kvadrátban végeztünk cönológiai felvételezést több évben és aszpektusban. Az erdei és a tisztáson lévő szórókon és kontrollterületeken üvegházi hajtatásos módszerrel magbankot vizsgáltunk, és megmértük a talajok P, K és NO_3^- tartalmát is. A záródás hiánya miatt a tisztáson lévő szórók bizonyultak a leginkább fertőzöttnek, míg az erdeiek voltak a legkevésbé gyomosak. Az úton lévő szórók degradáltsága kitettségtől, feltártságtól függött. Augusztusban mindenütt nagyobb volt a gyomfajok aránya, a tisztásokon a T4-es fajok váltak dominánssá. Zavarási gradienst mutattunk ki, a gyomok borítása a középponttól távolodva csökkent, míg a természetes fajoké nőtt. A szórók magbankjában jóval nagyobb arányban voltak gyomfajok, mint a kontrollterületen. A P, K és NO_3^- tartalom nagyon magas volt a szórók középpontjában, ettől távolodva csökkent. A szórás tehát a növényzet mellett a magbank és a talaj degradációját is okozza, ami később akár biológiai inváziához is vezethet.

Kulcsszavak: vadetetés, gyomfertőzés, élőhelydegradáció, biológiai invázió, magbank, talaj

WEED INVASION OF BAIT SITES IN THE MÁTRA LANDSCAPE PROTECTION AREA

Abstract

Our aim was to assess the effects of feeding places for hunting wild boar (bait sites). We selected 3-3 sites, located in forest, clearing area and on road. 4 transects were arranged from the centre of the sites, each consisting of 22 1 m^2 quadrats, where vegetation surveys were carried out in several years and periods. For the seed bank experiment, soil samples were taken at the centre of each bait and control sites. Then, seedling emergence method was used. We also measured soil P, K and NO_3^-. Bait sites in clearings were the most invaded, possibly due to greater accessibility. Forest baits were the least weedy, road baits' degradation depends on their exposure and usage. The proportion of weeds was always higher in August, at clearings T4 weeds dominated. We detected a stress gradient: weeds were dominant in the centre, but with the distance they decreased, while natural species increased. At baits, the proportion of weeds in the seed bank was larger than in the control. Soil P, K and NO_3^- was also higher in the centre of baits. Besides degrading the vegetation, baits have negative effects on seed bank and soil as well, so they could be the focal points of biological invasions.

Keywords: wild game feeding, weed infection, habitat degradation, biological invasion, seed bank, soil

Levelező szerző/Correspondence:
Rusvai Katalin, 5123 Jászárokszállás, Boros Alajos u. 12., r.kati24@gmail.com

BEVEZETÉS

A vadtakarmányozás az egész világon elterjedt védelmi és szabályozási eszköz, elsősorban Észak-Európa és Amerika rendelkezik nagy hagyományokkal e téren (Apollonio et al 2010, Arnold et al 2018). A kutatások során többnyire maguk az állatfajok és populációik kerültek a középpontba, a vegetációra gyakorolt hatás csak kevés esetben szerepelt fő szempontként. A legtöbb tanulmány a feldúsult vadállomány okozta fokozott erdei kártételt, a cserje és újulat rágottságának tér- és időbeli változását vizsgálta a téli kiegészítő etetés hatásaiként (Ginnett et al 2001, Heltai & Sonkoly 2009, Mathisen et al 2010). Kevés olyan publikáció van, mely az etetőhelyeket az idegen növényfajok potenciális forráspontjaiként, illetve erőteljes élőhelydegradáció előidézőiként említi meg (Kosowan & Yungwirth 1999, Spurrier & Drees 2000, Rinella et al 2012, Arnold et al 2018). Európában a kiegészítő etetés mindezek ellenére jellemzően a vadgazdálkodás egyik legalapvetőbb eszköze. A vadfajok etetése Hollandiát, Flandriát és néhány Svájci kantont kivéve – ahol ez a tevékenység tilos –, a kontinens minden más országában bevett gyakorlat (Selva et al 2014).

Hazánkban a téli kiegészítő etetés jelentősége az egyre inkább enyhülő teleinknek köszönhetően meglehetősen kicsi. A befogást, elejtést segítő etetőhelyek, az ún. *szórók* ellenben egyre terjednek, s lokálisan egyre nagyobb természeti problémákat okoznak. A szóró a magaslestől kb. 30-50 m távolságban kialakított kisméretű tisztás, amit általában csöves vagy szemes kukoricával szórnak meg, de gyakran mezőgazdasági és élelmiszeripari melléktermékeket (pl.: cukorgyári melasz, törkölyök, korpák, takarmánylisztek) is használnak. Napjainkban már egész éven át, védett és nem védett területeken egyaránt, több mint 30 000 etetőhelyen történik rendszeresen etetés. A kihelyezett abraktakarmány mennyisége meghaladja az évi 60 000 tonnát (Heltai & Sonkoly 2009). Ráadásul a terményeket általában egyszerűen csak a földre szórják, és mivel a mezőgazdasági termékek – különösen a gabonafélék – jellemzően gyommagvakkal terheltek, ez könnyen veszélyes gyomfajok természetes közegben való megtelepedését eredményezheti (Wilson et al 2016, Gervilla et al 2019). A hatásokat csak tovább fokozhatja az etetéssel járó antropogén eredetű bolygatás, a nagyobb vadsűrűség okozta fokozott terhelés és az ennek következtében kialakuló csupasz, degradált talajfelszín, valamint a megnövekedett tápanyagbevitel. Mindezek egyértelműen jelzik a szórók növekvő használatának, s ezáltal a gyomfajok természetes közegbe való kijutásának, valamint egy esetleges biológiai invázió kialakulásának a veszélyét.

A kutatást megalapozó tényezők

A Mátra a legtöbb hazai középhegységi területünkhöz hasonlóan a vadászati ágazat egy igen kedvelt, vadban gazdag térsége, melynek következtében a tájegység nagy részét magába foglaló tájvédelmi körzetben is számos vadászati célú etetőhely található. Ezek különösen a meleg déli oldalak nyílt élőhelyein okoznak jelentősebb természeti problémákat, ahol a fény elérhetősége és a klimatikus viszonyok a legkedvezőbbek a gyomfajok számára. A szórók az érintett élőhely típusától függően lehetnek erdei állományokban, tisztásokon vagy erdészeti utakon kialakított etetőhelyek. A leggyakrabban kisméretű erdei tisztásokon helyezik el őket, de a degradáció mértéke is jellemzően ezeken a helyszíneken a legnagyobb. Sok esetben előfordul, hogy a természetes növényzet helyett szántóföldi és egyéb gyomfajok térdig érő, sűrű állománya borítja be ezeket a szórókat. Meredek környezetben pedig gyakran még a zárt erdőtársulásokban is megjelennek gyomnövények – elsősorban a természetes flóra gyomfajai, valamint nitrofrekvens fajok –, melyek élőhelyátalakító tulajdonságaik révén nagyobb kiterjedésű gyomfertőzés kialakuláshoz, sőt akár növényi invázióhoz is vezethetnek.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület a hegység déli részén, Markaz község közelében, cseres-tölgyes övben került kijelölésre. A kutatásba 3-3 db erdei (E1, E2, E3), tisztáson (T1, T2, T3) és úton (U1, U2, U3) lévő szórót vontunk be, melyeken 2016 májusában és augusztusában végeztük a felméréseket. A vizsgálat során a szórók középpontjából induló 4 transzekt mentén 1×1 méteres, érintőlegesen elhelyezett kvadrátokban történt cönológiai felvételezés, százalékos borításbecslés formájában. A transzektek 4 irányba, egymással 90°-os szöget bezárva indultak ki, mindegyiken 22-22 db mintavételi egységgel. Így szórónként összesen 88 db 1 m^2-es kvadrát került felvételezésre. A kutatást az erdei és a tisztáson lévő szórók esetében tovább folytattuk 2018-ban és 2019-ben. Ekkor a talajban található magvak vizsgálatához – a hazai tapasztalatokat alapul véve – egy 10×10 cm alapterületű, 5 cm mélységű fém mintavevő négyzet segítségével szórónként (azok középpontjában, egy 2 m sugarú körön belül random elhelyezve) és kontrollterületenként (1 erdei, 1 tisztás) 12-12 db 500 cm^3-es talajmintát vettünk (6000 cm^3 talaj/helyszín), melyeket ültetőtálcákba helyezve üvegházban csíráztattunk 9 hónapon át (Csontos 2010, Kiss 2016). A laboratóriumi célú vizsgálathoz kb. 0,5 kg talaj került kiemelésre valamennyi kvadrátból, melyekből szárítást és szitálást követően foszfor, kálium és nitrát mérését végeztük el. Az eredmények kiértékelésénél a Borhidi-féle szociális magatartás típusokat vettük alapul (Borhidi 1993, Horváth et al 1995). Az egyes kategóriákat két nagy csoportba soroltuk: (1) természetességet jelző fajok (specialisták, kompetítorok, generalisták, természetes pionír növények, természetes zavarástűrő fajok); (2) degradációt jelző fajok (természetes gyomok, meghonosodott idegen fajok, behurcolt, adventív fajok, ruderális kompetítorok, tájidegen, agresszív kompetítorok).

EREDMÉNYEK

A vegetáció fajkészletének alakulása

A vizsgált szórókon összesen 181 fajt sikerült azonosítani, melynek közel harmada (27,62%; 50 faj) degradációt jelző faj volt. Ennek többségét a természetes gyomfajok alkották (36 faj), de említésre méltó a ruderális kompetítorok (9 faj) és a tájidegen, agresszív kompetítorok (3 faj) jelenléte is. Összesen 10 idegenhonos taxon került elő. Közülük a közönséges kakaslábfű *(Echinochloa crus-galli (L.) P. Beauv.)* és az ürömlevelű parlagfű *(Ambrosia artemisiifolia L.)* szinte valamennyi szórón megtalálhatóak voltak, de a kicsiny gombvirág *(Galinsoga parviflora Cav.)* és a parlagi madársóska *(Oxalis dillenii Jacq.)*, valamint a termesztett kukorica *(Zea mays L.)* szintén több helyen előfordultak. Mellettük számos olyan növény is megtalálható volt, melyeket világszerte veszélyes gyomnövényként tartanak számon. Ilyen például a szintén idegenhonos sárga selyemmályva *(Abutilon theophrasti Medic.)* és a szőrös disznóparéj *(Amaranthus retroflexus L.),* valamint a hazánkban ugyan őshonos, de agresszíven terjedő, s nehezen irtható mezei aszat *(Cirsium arvense L.)*.

A fent említett fajok jellemzően csak szálanként vagy kisebb foltokban fordultak elő, míg a legtömegesebb gyomfajok inkább a szántóföldi és ruderális közösségek képviselői voltak. A taposott gyomtársulásokra jellemző, kozmopolita elterjedésű madárkeserűfű *(Polygonum aviculare L.)* mellett így két idegenhonos szegetális faj, a csattanó maszlag *(Datura stramonium L.:)* és az inváziós fajok között is szereplő szúrós szerbtövis *(Xanthium spinosum L.)*, valamint a kaporlevelű ebszékfű *(Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip.*)* és a közönséges pásztortáska *(Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.)* voltak azok a fajok, melyek sok esetben tömegesen borították be a vizsgált szórókat. Természetes környezetben e növények emberi behatás nélkül nem fordulnak elő, így ilyen természetközeli környezetben feltételezhető azok takarmánnyal való bekerülése. Különös tekintettel arra, hogy a szórókat sok esetben a kukoricaföldek két tipikus gyomfaja, a csattanó maszlag és a szúrós szerbtövis térdig érő, sűrű állománya foglalta el.

Tér- és időbeli különbségek

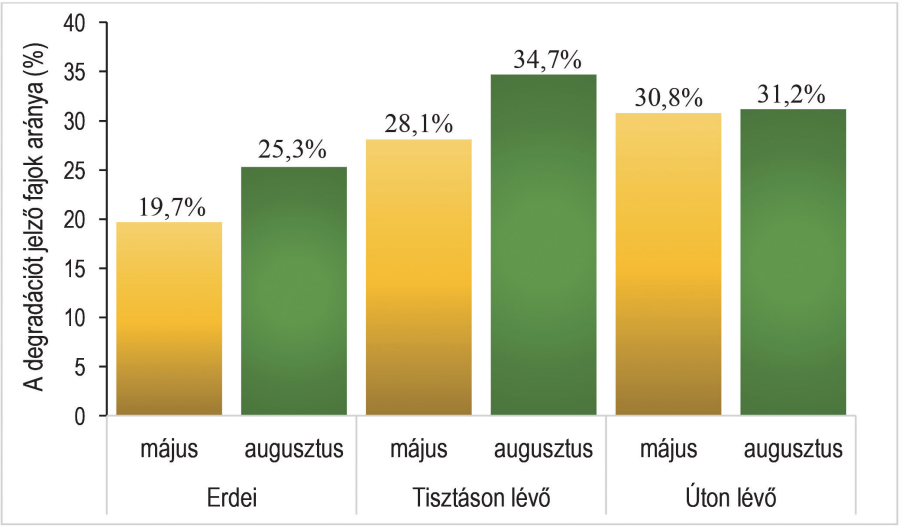
Az egyes szórótípusok fertőzöttségében térben és időben is jelentős különbségeket sikerült kimutatni. Az egy éven belül tapasztalható időbeli eltérések a legtöbb esetben már a terepen is láthatóak voltak (1-2. ábra). Májusban a szórók középpontját legtöbbször a csupasz talajfelszín jellemezte, s csak 2-3 méteres távolságban jelentek meg nagyobb borítással növények, melyek főleg gyomfajok, elsősorban madárkeserűfű *(Polygonum aviculare)*, közönséges pásztortáska *(Capsella bursa-pastoris)* és puha rozsnok *(Bromus hordeaceus L.)* voltak. Augusztusban ezek a fajok visszahúzódtak, és a T4-es életformájú gyomnövények nyertek teret. A szórók belsejét jellemzően elborította a szúrós szerbtövis *(Xanthium spinosum)* és a csattanó maszlag *(Datura stramonium)* térdmagasságú, sűrű állománya. Mindez a tisztáson lévő szóróknál alakult csak ilyen látványosan, az erdei szórók eleve gyér aljnövényzete esetében csak kismértékben nőtt meg a gyomok borítása, míg az utaknál nagyon változó volt: erősebb záródás esetén inkább az erdei szórókhoz hasonló jelleggel bírtak, míg nagyobb nyitottság esetén a tisztásokhoz hasonló gyomfertőzöttséget mutatták.

1-2. ábra: *A T1-es, tisztáson lévő szóró májusban és augusztusban (Fotó: Rusvai Katalin, 2016)*
Figure 1-2: *T1 bait site in the clearing area in May and August (Photo: Katalin Rusvai, 2016)*

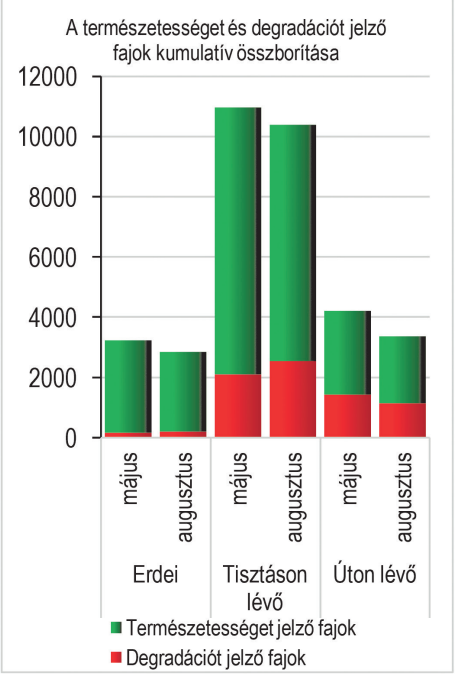
A fajkészletek kiértékelése alapján is látszik, hogy augusztusban valamennyi esetben nagyobb volt a degradációt jelző fajok aránya, míg a szórótípust tekintve ez a tisztások esetében volt a legjelentősebb (3. ábra).

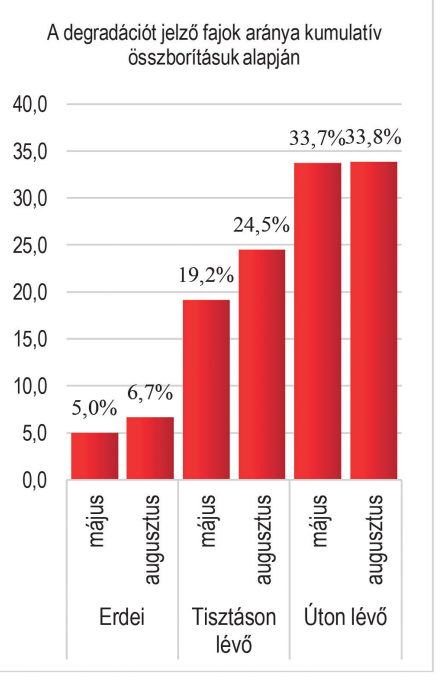
A tömegességi viszonyokat figyelembe véve is jelentős különbségek mutatkoztak az egyes szórótípusok között. A fajok kumulatív összborítási értékei alapján a vegetációt alkotó fajok abundanciája a tisztáson lévő szórókon volt a legnagyobb, míg az erdei és az úton lévő szórók esetében ez az érték jóval kisebbnek bizonyult (4. ábra). Ez elsősorban az élőhelyi sajátosságoknak köszönhető. A fényben gazdag tisztásokon jellemzően többszintes, fajban gazdag növénytakaró képes kialakulni, az erdőkben ellenben a lombkorona záródása gátolja a lágyszárú fajok nagyobb mértékű megjelenését, míg az utakon az azok használatából eredő talajbolygatás eredményez alacsonyabb borítást. Ezen belül azonban, ha csak a degradációt jelző fajok tömegességét vesszük figyelembe, akkor jól látható, hogy ez a tisztásokon volt a legjelentősebb, ezt követték az úton lévő szórók, majd az erdei szórók.

Ellenben, ha a két fajcsoport egymáshoz viszonyított arányát vizsgáljuk, már az úton lévő szórók bizonyultak a leginkább fertőzöttnek. Itt a teljes növényborításnak több, mint egyharmadát tették ki a degradációt jelző fajok, míg a tisztáson lévő szórók esetében ez az arány kevesebb, mint 25% volt (5. ábra). Mindez azzal magyarázható, hogy az utak már eleve degradált, nem természetes élőhelyek, míg a tisztásokon a gyomfajok mellett még jelentős tömegben jelen vannak a természetes fajok. Az időbeli különbségek viszont a tömegességet tekintve is jól leolvashatóak: a gyomfajok augusztusban szinte valamennyi esetben nagyobb tömegben voltak jelen.



3. ábra: *A degradációt jelző fajok aránya az egyes szórótípusok és felvételezési időszakok átlagában*
Figure 3: *The average proportion of degradation indicator species at different bait sites and examination periods*

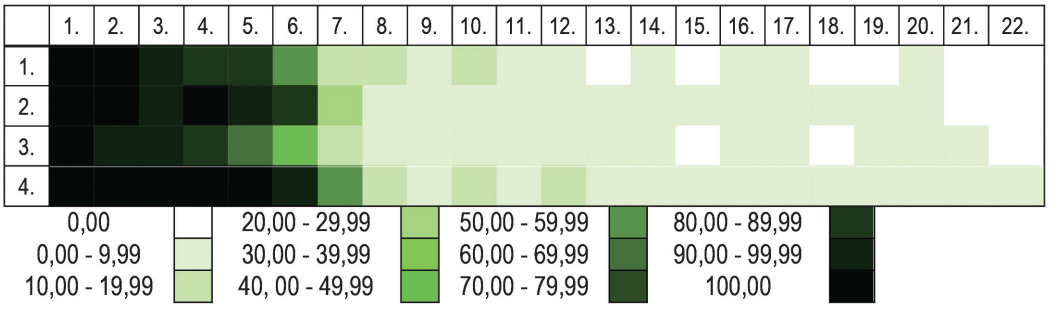




4-5. ábra: *A természetességet és degradációt jelző fajok tömegességi viszonyai az egyes szórótípusok és aszpektusok átlagában*
Figure 4-5: *The average proportion of naturalness and degradation indicator species at different bait sites and examination periods*

Stressz gradiens

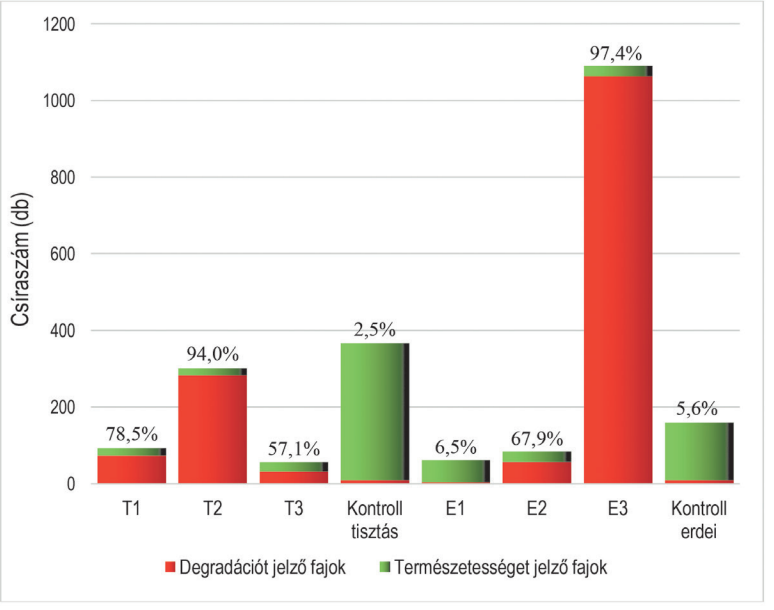
A szórókon előforduló valamennyi gyomfaj jellemzően csak azok középpontjában, illetőleg annak közvetlen környezetében nyert jelentősen teret. Távolabb haladva a fajszámuk és borításuk is csökkent, 8-10 méteres távolságban pedig már általában a természetes fajok uralkodtak. Ez a tendencia leginkább a tisztásokon volt kimutatható (6. ábra). Az erdei és az úton lévő szórókon eleve gyérebb volt az aljnövényzet, így jellemzően nem volt látványos a gradiens, de a gyomfajok számának és borításának csökkenése ez esetekben is megfigyelhető volt.



6. ábra: *A degradációt jelző fajok kvadrátonkénti borítási aránya (T1-es, tisztáson lévő szóró, 2016 augusztus; sorok: a 4 irány; oszlopok: a 22 kvadrát)*
Figure 6: *The cover of the degradation indicator species in quadrats (T1 bait site in clearing, 2016 August, rows: the 4 transects; columns: the 22 quadrats)*

Talajmagbank vizsgálat

Az erdei és tisztáson lévő szórókon elvégzett vizsgálatok alapján egyértelműen kimutatható, hogy üzemeltetésükkel jelentős változások következtek be a magkészletükben. Egyrészt a szórók magbankjában jelentősen alacsonyabb volt a teljes magszám, míg a gyomfajok aránya magasabbnak bizonyult a kontrollterületekhez képest (7. ábra). A tisztásokon a kicsírázó magvaknak átlagosan 76,6%-a volt gyomfaj, míg a kijelölt kontrollterületen ez az arány csupán 2,5% volt. Az erdei szóróknál átlagban kisebb volt a gyomfajok aránya (57,3% a szórt területen, 5,6% a kontrollon), ami javarészt annak köszönhető, hogy ezeken a helyszíneken eleve jóval gyérebb aljnövényzet és kevésbé sűrű magbank jellemző, mint a nyílt élőhelyeken, illetve a kisebb gyomborítás következtében a helyi magérlelésből származó utánpótlás is jóval kisebb mértékű. Megemlítendő, hogy a hazai erdei élőhelyek eleve alacsonyabb denzitású magbankkal rendelkeznek, mint a nyílt élőhelyek (Csontos 2010). Ez a különbség jól látszik a két kontrollterület esetében is; a kontroll tisztáson közel kétszerese volt a csírázott magvak száma, mint az erdei területen. Az erdők magbankjára emellett jellemző az is, hogy a felszíni vegetáció természetessége ellenére is erősen terheltek lehetnek ruderális fajokkal, mely az intenzív erdőgazdálkodásnak, s gyakran a közeli fertőzött területekről beáramló propagulumoknak köszönhető (Koncz et al 2011). Ez a nagyobb gyomfaj arány jelen esetben is kimutathatónak bizonyult. A szórók esetében ez a fajta élőhelyi összefüggés azonban nem minden esetben volt helytálló. Az E3 jelzésű szórón tapasztalható kiugró érték például jól mutatja, hogy a legnagyobb problémát jelen esetben inkább a szennyezett takarmányok jelentik, mivel a gyér aljnövényzet mellett ekkora mennyiségű mag csak külső forrásból származhatott. Az érintett szóró magkészletének 85,6%-át egyetlen gyomfaj, a fehér libatop *(Chenopodium album)* tette ki.

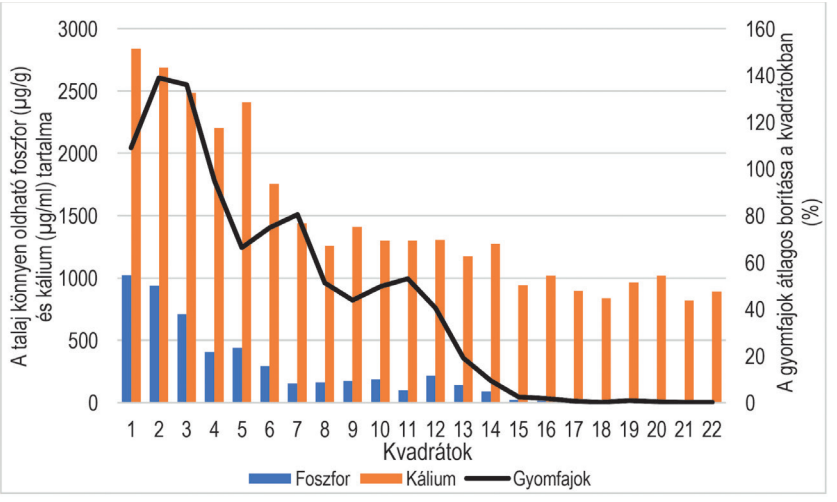


7. ábra: *A szórók és kontrollterületeik magbankjából kicsírázó magvak mennyisége és a degradációt jelző fajok aránya (T1, T2, T3: tisztáson lévő szórók; E1, E2, E3: erdei szórók)*

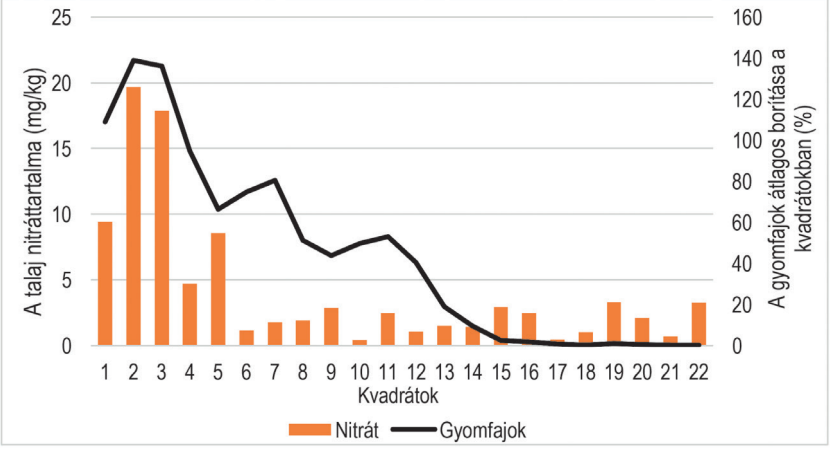
Figure 7: *Seed abundance and the proportion of degradation indicator species in the seed banks of bait sites and their control sites (T1, T2, T3: baits in the clearing; E1, E2, E3: baits in forest)*

Talajjellemzők változása

A rendszerint több éven át üzemelő szórók esetében, az idő múlásával a talaj jellemzői is megváltoznak. Ez annak köszönhető, hogy a kihordott takarmányoknak csak egy részét fogyasztják el az állatok, a maradék pedig a felszínen vagy a talajba kerülve lebomlik. Ehhez járul még hozzá a fokozott állati jelenlét következtében megnövekedett hullatékmennyiség, melyek valamennyien tápanyagokkal gazdagítják a talajt. Ennek következtében a 2019-ben vett talajminták alapján kimutatható volt, hogy a könnyen oldható foszfor, a kálium és a nitrát mennyisége – a gyomfajok borításával összefüggésben – jóval magasabb volt a szórók középpontjában, illetőleg azok 8-10 méteres körzetében, mint a szóróterületeken kívül (8-9. ábra).



8. ábra: *A talaj könnyen oldható foszfor- és káliumtartalma, valamint a gyomfajok kvadrátonkénti átlagos borításértékeinek alakulása (T1 szóró, 2019 május)*
Figure 8: *The easily soluble soil phosphate and potassium, and the average cover of weeds in quadrats (T1 bait in clearing, 2019 May)*



9. ábra: *A talaj nitráttartalma, valamint a gyomfajok kvadrátonkénti átlagos borításértékeinek alakulása (T1 szóró, 2019 május)*
Figure 9: *Nitrate content of soil and the average cover of weeds in quadrats (T1 bait in clearing, 2019 May)*

ÖSSZEFOGLALÁS

A három szórótípuson (erdei, tisztáson és úton lévő) elvégzett vizsgálatok alapján elmondható, hogy számos szántóföldi, ruderális és inváziós faj is képes volt megtelepedni, sőt gyakran tömegesen elszaporodni a vizsgált szórókon. Tekintve, hogy országos természetvédelmi oltalom alatt álló tájvédelmi körzetben, az

intenzíven művelt és emberlakta területektől távol, valamint zárt erdőkkel körülvéve helyezednek el a vizsgált objektumok, a gyomfertőzés feltehetően a kihelyezett etetőanyagok szennyezettségének köszönhető. Az egyes szórótípusok különböztek fertőzöttségük mértékét illetően. A tisztáson lévő szórók bizonyultak a leginkább degradált élőhelyeknek. Itt több gyomfaj, nagyobb tömegben volt jelen, ami feltehetően az élőhely fényben való gazdagságnak, illetve a gyomfajok ökológiai igényeinek köszönhető. Az erdőkben ellenben az erős záródás még a fokozott zavarás ellenére is megakadályozta ezen fajok térnyerését, aminek következtében ezeken a helyszíneken mindkét aszpektusban gyér volt az aljnövényzet, s elsősorban a természetességet jelző fajok uralkodtak (Honnay et al 2002, Burst et al 2017). Az utak esetében jelentős eltérések voltak az egyes etetőhelyek között: a gyomosság mértéke a záródástól, feltártságtól és kitettségtől függően változott. A nagyobb gyepes szegéllyel rendelkező, gyakrabban járt utak jellemzően a tisztásokhoz hasonló (vagy akár jelentősebb) fertőzöttséggel bírtak, míg a keskeny szegélyű, zártabb, kevésbé járt utak jóval kisebb mértékű gyomborítással rendelkeztek.

Nemcsak a szórótípusok, hanem a vizsgált időszakok között is sikerült különbséget kimutatni. Májusban valamennyi esetben kevesebb gyomfaj, kisebb borítással volt jelen, míg augusztusban jellemzően megnőtt a gyomfajok száma és borítása is. Ez leginkább az erősen fertőzött tisztáson lévő szórókon volt kimutatható, köszönhetően azok erőteljes nyitottságának. A növényborítás valamennyi esetben az ún. *stressz gradiens*nek megfelelően alakult. A gyomfajok jellemzően 8-10 méteres távolságig voltak dominánsak, attól távolodva fajszámuk és borításuk is csökkent, míg a természetes fajoké nőtt. A fényviszonyoknak köszönhetően ez is jellemzően a tisztáson lévő szóróknál volt a leglátványosabb. Az erdei területek záródásuknak köszönhetően ellenállóbbak az ilyen jellegű degradációval szemben, míg az utak esetében az invázió mértékét és kiterjedését nagyban befolyásolják azok topográfiai és egyéb környezeti viszonyai (Parendes & Jones 2000, Alexander et al 2009).

Konklúzió

A szórók tehát lokálisan képesek jelentős mértékű degradációt okozni a természetes élőhelyeken. A degradáció azonban valamennyi esetben jellemzően csak az etetőhelyek közvetlen környezetére, azok 8-10 méteres körzetére terjedt ki. Bizonyos tényezők ellenben – például az erősebb vadjárás, a nagyobb kitettség és a meredekség – néhány esetben ennél nagyobb távolságokban is eredményeztek zavarást, elsősorban a természetes, nitrofrekvens gyomfajok tömeges megjelenése formájában. Szintén megemlítendő, hogy ha az objektumok kis kiterjedésű, értékes élőhelyfoltokban kerülnek elhelyezésre – mint például a vizsgálatba is bevont hegyi száraz rétek –, akkor azok növényzetének teljes degradációja, fajszegényedés, majd az élőhely megszűnése következhet be.

A kihordott takarmány miatti tápanyagfeldúsulás, a szennyezett etetőanyaggal behozott gyommagvak, valamint a nagyobb állatkoncentráció miatti fokozott túrás, taposás és vadrágás, illetve a megnövekedett hullatékmennyiség miatt azonban valamennyi élőhely esetében fennáll az élőhelyátalakulás veszélye. A fokozott zavarás ugyanis elősegíti a gyomfajok terjedését, így különösen a magas reprodukciós értékkel és terjedési potenciállal rendelkező inváziós fajok nyerhetnek teret, s a szórók így akár egy biológiai invázió gyújtópontjai is lehetnek. A terjesztésben további szerepet játszhatnak az állatok, valamint maga az ember és járművei is (Bartuszevige & Endress 2008, Auffret & Cousins 2013). Az etetőhelyekhez vezető, illetve az azok helyszínéül szolgáló utak szintén hozzájárulhatnak az adventív fajok terjedéséhez, mivel nemcsak folyosókként szolgálhatnak, hanem mesterséges, bolygatott felszínként a betelepedéshez és az invázió kiindulásához egyaránt megfelelő helyszínt biztosítanak (Christen & Matlack 2009, Mortensen et al 2009). A folyamatokat tovább súlyosbíthatják az éghajlatváltozás hatásai, többek között a kitolódó vegetációs időszakok, a szárazabb és melegebb nyarak, valamint az enyhébb telek. A hosszabb vegetációs periódus egyrészt kedvez a gyomnövények, különösen az

inváziós fajok terjedésének (Dukes & Mooney 1999), másrészt a szélsőséges időjárási viszonyok csökkenthetik az erdőállományok ellenállóképességét, ami a globális változásoknak köszönhetően terjedő új betegségek és patogének káros hatásaival, valamint a helytelen erdőgazdálkodási módszerekkel párosulva az erdők megnyílásához vezethet, s ez szintén a gyomfajok térnyerését segíti elő (Ramsfield et al 2016).

A megoldás egyértelműen az lenne, ha nem jutnának ki gyommagvak a természetes környezetbe. Ez azonban gyakorlatilag kivitelezhetetlen, hiszen nem létezik gyommagmentes takarmány. Látva azonban, hogy a különböző élőhelyeken kialakított szórók fertőzöttségének mértéke eltérő, a megfelelő helyszín megtalálásával csökkenthető a gyomosodás mértéke, s ezáltal az érintett élőhelyek és környezetük degradációja is. Így a szórók inkább erdei, zártabb környezetben történő kialakításával, esetleg kicsivel jobb minőségű takarmányok alkalmazásával már jelentős eredményeket lehetne elérni mind a vadászat sikeressége, mind pedig a vadfajok számára hosszú távon át fenntartható természetes élőhelyek szempontjából.

FELHASZNÁLT IRODALOM

Alexander J.M., Naylor B., Poll, M. Edwards P.J. & Dietz H. 2009: Plant invasions along mountain roads: the altitudinal amplitude of alien Asteraceae forbs in their native and introduced ranges. *Ecography* 32: 334–344. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05605.x

Apollonio M., Andersen R. & Putman R. 2010: European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press, New York.

Arnold J.M., Gerhardt P., Steyaert S.M.J.G., Hochbichler E. & Hacklander K. 2018: Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage. Forest Ecology and Management 407: 166–173. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.050

Auffret A.G. & Cousins S.A.O. 2013: Humans as long-distance dispersers of rural plant communities. – PLoS ONE, 8, 62763. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062763

Bartuszevige A.M. & Endress B.A. 2008: Do ungulates facilitate native and exotic plant spread? Seed dispersal by cattle, elk and deer in northeastern Oregon. Journal of Arid Environments 72(6): 904–913. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.11.007

Borhidi A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem kiadványa, Pécs, 95 pp.

Burst M., Chauchard S., Dupouey J.-L. & Amiaud B. 2017: Interactive effects of land-use change and distance-to-edge on the distribution of species in plant communities at the forest-grassland interface. Journal of Vegetation Science 28(3): 515–526. https://doi.org/10.1111/jvs.12501

Christen D.C. & Matlack G.R. 2009: The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive species. Biological Invasions 11(2): 453–465. https://doi.org/10.1007/s10530-008-9262-x

Csontos P. 2010: A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. Kanitzia 17: 77–110.

Dukes J.S. & Mooney H.A. 1999: Does global change increase the success of biological invaders? Trends in Ecology & Evolution 14(4): 135–139. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01554-7

Gervilla C., Rita J. & Cursach J. 2019: Contaminant seeds in imported crop seed lots: a non‐negligible human‐mediated pathway for introduction of plant species to islands. Weed Research 59: 245–253. https://doi.org/10.1111/wre.12362

Ginnett T.F., Owens M.K., Cooper S.M. & Cooper R.M. 2001: Effects of deer feeders on home range size, use of space, and vegetation utilization of white-tailed deer. Pages 46-47 in Texas Chapter The Wildlife Society. Annual Meeting Abstracts. College Station, Texas.

Heltai M. & Sonkoly K. 2009: The role and opportunities of feeding in game management (Review). Animal welfare, ethology and housing systems. Volume 5, Issue 1. 22 p.

Honnay O., Verheyen K. & Hermy M. 2002: Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. Forest Ecology and Management 161: 109–122. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00490-X

Horváth F., Dobolyi Z. K., Morschauser T., Lőkös L., Karas L. & Szerdahelyi T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, FLÓRA munkacsoport és a MTM Növénytára, Vácrátót, 267 pp.

Kiss R. 2016: A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. 21(1): 116–135. https://doi.org/10.17542/21.116

Koncz G., Török P., Papp M., Matus G. & Tóthmérész B. 2011: Penetration of weeds into the herbaceous understorey and soil seed bank of a Turkey oak-sessile oak forest in Hungary. Community Ecology 12(2): 227–233. https://doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.2.11

Kosowan A. & Yungwirth F. 1999: Canada thistle survey summary. East Boreal. Ecoregion, Saskatchewan Environment.

Mathisen K.M., Buhtz F., Danell K., Bergström R., Skarpe C., Suominen O. & Persson I.L. 2010: Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation. Journal of Vegetation Science 21: 705–716. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01180.x

Mortensen D., Rauschert E., Nord A. & Jones B. 2009: Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. Invasive Plant Science and Management 2(3): 191–199. https://doi.org/10.1614/IPSM-08-125.1

Parendes L.A. & Jones J.A. 2000: Role of Light Availability and Dispersal in Exotic Plant Invasion along Roads and Streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. Conservation Biology 14: 64–75. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99089.x

Ramsfield T.D., Bentz B.J., Faccoli M., Jactel H. & Brockerhoff E.G. 2016: Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts, *Forestry: An International Journal of Forest Research* 89: 245–252. https://doi.org/10.1093/forestry/cpw018

Rinella M.J., Dean R., Vavra,M. & Parks C.G. 2012: Vegetation responses to supplemental winter feeding of elk in western Wyoming. Western North American Naturalist 72: 78–83. https://doi.org/doi.org/10.3398/064.072.0109

Selva N., Berezowska-Cnota T. & Elguero-Claramunt I. 2014: Unforeseen Effects of Supplementary Feeding: Ungulate Baiting Sites as Hotspots for Ground-Nest Predation. PloS one. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090740

Spurrier C. & Drees L. 2000: Hostile takeovers in America: invasive species in wildlands and waterways. Transactions of the 65th North American Wildlife And Natural Resources Conference 65: 315–325.

Wilson C.E., Castro K.L., Thurston G.B. & Sissons A. 2016: Pathway risk analysis of weed seeds in imported grain: A Canadian perspective. NeoBiota 30: 49–74. https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7502

Érkezett: 2020. december 14.
Közlésre elfogadva: 2021. január 27.