

36. OTDK BIOLÓGIA SZEKCIÓ

Felületéssel kezelt alföldi löszparlag regenerációs folyamatainak hosszú távú vizsgálata

Szerző:

Guller Zsófia Eszter

Szegedi Tudományegyetem,

Biológus MSc, I. évfolyam

Témavezetők:

Csathó András István

botanikus

egyéni vállalkozó, 5830 Battonya

Dr. Tölgyesi Csaba

egyetemi adjunktus

Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék

Szeged, 2023

Tartalom

Bevezetés.....	3
Célkitűzések	6
Anyag és módszer	6
Kutatási terület.....	6
Kísérleti elrendezés, terepi mintavétel.....	9
A felülvetett löszparlag fajösszetételének felosztása funkciós csoportok szerint	9
Statisztikai elemzések.....	10
Eredmények.....	11
Ősgyep mint referencia-terület jellemzése (2019–2022).....	11
Felülvetett löszparlag jellemzése (2013–2022)	14
A felülvetett löszparlag összehasonlítása az ősgyepel	23
Megvitatás	27
Összefoglaló	31
Köszönetnyilvánítás	32
Irodalomjegyzék.....	32

Bevezetés

A magas természetességű gyepterületekhez speciális életközösségek kötődnek, melyeket bonyolult ökológiai kapcsolatrendszerek jellemeznek (Bengtsson et al. 2019). Emellett a megfelelően kezelt mérsékelt övi gyepek biodiverzitása világszintű összehasonlításban is kiemelkedő (Habel et al. 2013; Suttie et al. 2005; Wilson et al. 2012). A füves élőhelyek a fajközösségek életfeltételeinek biztosítása mellett számos ökoszisztéma-szolgáltatással járulnak hozzá az emberi közösségek működéséhez. A gyepekhez kötődő állattartásnak természetvédelmi, gazdasági és kulturális szempontból is fontos szerepe van, mind legelőként, mind kaszálóként való hasznosításuk esetében (Bengtsson et al. 2019; Sala & Paruelo 1997). Emellett kimagasló szénmegkötő- és víztartó-kapacitásuk által fontos részei a globális és helyi szintű klimatikus szabályozórendszereknek is (Bengtsson et al. 2019; Halina 2006; Huang et al. 2019; Scurlock & Hall 1998).

Napjainkra a gyepterületeket világszerte számos tényező veszélyezteti (Carlier et al. 2009; Dudley et al. 2020; Egoh et al. 2016). A Föld élőhelytípusai közül e fátlan közösségeket különösen magas arányban alakították át, elsősorban mezőgazdasági művelés céljából (Hoekstra et al. 2005). Mára az érintetlen gyepterületek jelentős hányada eltűnt, ezenfelül a nem megfelelő kezelési módok terjedése miatt a megmaradt állományok is egyre inkább degradálttá válnak, ami a specialista fajok fennmaradását veszélyezteti (Auffret et al. 2018; Bardgett et al. 2021; Clavel et al. 2011; Hilpold et al. 2018). Emellett az urbanizációval és az infrastruktúra fejlődésével ezen élőhelyek beépítettsége is nőtt (Ke et al. 2018; Liu et al. 2016). A felsoroltak a természetes ökológiai rendszerek sérülését okozhatják. Az ember tájatalakító tevékenységei miatt korunkra a természetközeli gyepek globális összterületének jelentős része fragmentált, szigetszerű állományokból áll, ezzel együtt a nagy kiterjedésű, egybefüggő gyepterületek aránya erősen csökkent (Bardgett et al. 2021; Pärtel et al. 2005).

A fenti folyamatokra adott válaszként az elmúlt évtizedekben egyre nőtt az élőhely-rekonstrukciós programok térnyerése, ezzel párhuzamosan a restaurációs ökológia a természetvédelmi biológiai kutatások egyik fontos területévé vált (Cairns & Heckman 1996; van Andel & Aronson 2012).

Az élőhely-helyreállítási törekvések során az egyik legnagyobb kihívást a kialakuló gyepek a célterületektől való diverzitásbeli elmaradása és fajkompozícióbeli eltérése jelenti (Kiehl et al. 2010; Lindborg & Eriksson 2004; Ruprecht 2006; Török et al. 2021). Ezen jellemzők fejlődése azonban gyakran csak igen hosszú idő, évtizedek vagy akár évszázadok alatt következik be. A természetes gyepek szerkezeti sajátosságai pedig kiváltképp nehezen

reprodukálhatóak, a vegetációstruktúra csak megközelítő rekonstrukciójához is különösen hosszú időre lehet szükség (Ruprecht 2005; Öster et al. 2009; Prach et al. 2016).

A sikeres gyeprekonstrukcióhoz a kezelési területek referencia-területekkel való összehasonlítása mellett azt is fontos vizsgálni, hogy maguk a gyepesítési eljárások miként hatnak a fejlődő életközösségre, milyen változásokat idéznek elő a kezelt területen térben és időben. Egyre több ismerettel rendelkezünk a leggyakrabban alkalmazott módszerek, mint a spontán regeneráció, a felülvetés vagy a szénaráhordás hatásmechanizmusairól, azonban még közel sem ismerjük a regenerációs folyamatok minden részletét. Tudásunk bővítésével jobban megérthetnénk a kialakuló gyepek belső rendszereit, a szukcessziós differenciáció lehetséges útjait, annak belső hajtóerőit, és hogy az egyes kezelések hogyan befolyásolják a gyepi közösségek szerveződési folyamatát (Harzé et al. 2018). Ezen információk birtokában pontosabb rekonstrukciós tervezésre nyílnak lehetőségek (Prach 2003; Schmid et al. 2017).

A gypeszerveződési folyamatok pontos megértéséhez nagyban hozzásegíthetnek a hosszú távú adatsorok, amelyek által nem csupán pillanatszerű állapotokat rögzíthetünk, hanem tágabb kontextusból vonhatunk le következtetéseket (de Bello et al. 2020; Magurran et al. 2010). Az ily módon szerzett tudás támpontot nyújthat a legmegfelelőbb módszer és a kezelési módok megválasztásában.

Ezenfelül azt is fontos figyelembe venni, hogy a termőhely és a klíma visszagyepesítésekben betöltött meghatározó szerepe miatt nem lehetséges átfogó, minden rekonstrukciós mintaterületre illeszkedő tervet meghatározni. Minden esetet egyénileg kell értékelni és az arra az élőhelytípussal kapcsolatos tapasztalatok alapján kiválasztani a megfelelő kezdeti és fenntartó módszereket (Tölgyesi et al. 2022). Ennélfogva a különböző természetvédelmi gyepesítési eljárásokat változatos élőhelyi feltételek mellett szükséges vizsgálni.

A felhagyott szántóföldek spontán regenerációja során gyakran megfigyelhető, hogy a szukcesszió hosszabb ideig megreked egy pázsítfűvek által dominált, célfajokat már tartalmazó, de a természetes gyepektől még eltérő állapotban (Prach & Řehouňková 2006). Ezt a fázist közép-szukcessziós stádiumnak tekinthetjük (Bartha et al. 2014). A jelenség a legtöbbször egy gyepalkotó faj túlzott dominanciájával függ össze. Ilyen esetben a dominánssá váló faj jó kompetíciós képessége révén gátolja a többi faj terjedését és növekedését, ami alacsony diverzitású és célfajokban szegény növényzetet eredményez (Concilio & Loik 2013; Deák et al. 2011; Házi et al. 2011; Hölzel 2005; McCain et al. 2010; Szentés et al. 2012; Wilsey 2010). Mindez azzal áll összefüggésben, hogy a rekonstrukciós programok elsődleges célfajai, a specialista fajok nagy része gyakran csak a szukcessziós sor második felében jelenik meg, a gyep ruderalis jellegének csökkenésével (Kelemen et al. 2017). Ezek alapján, ha a dominánssá

váló faj túljut egy kritikus ponton, és ezáltal a rendszer egyre távolabb kerül a következő szukcessziós stádium felé való elmozdulástól, akkor a specialista fajok terjedése is korlátozottá válhat, ami ismét negatívan hat a restaurációs folyamatra, mivel egy terület éppen ezen fajok akár lassú, de állandó mennyiségi növekedésével közelítene a célállapot felé (Bartha et al. 2014).

Számos a kompetitív pázsitfűfajok felülvetésének hatásait vizsgáló kutatás számol be arról a jelenségről, hogy a természetes közép-szukcessziós stádiumhoz hasonló állapotba érkezve a gyepfejlődési folyamat tulajdonképpen a fentiek alapján lelassul, éppen az elvetett fűfajok túlzott mértékű dominanciája miatt (Kiss et al. 2021; Tölgyesi et al. 2019; Török et al. 2010; Valkó et al. 2016). A módszert mégis gyakran választják, mivel a magas diverzitású magkeverékek vetéséhez képest könnyebben alkalmazható és költségigénye is alacsonyabb (Török et al. 2012). Fontos kiemelni, hogy az eljárás kifejezetten jó gyomkontrolláló-képességgel bír. Ezáltal hatékonyan képes megakadályozni a visszagyepesedés kezdetén gyakran nagy mennyiségben megjelenő gyomfajok hosszú távú eluralkodását (Blumenthal et al. 2005). A vetett pázsitfűfajok dominánssá válása az inváziós növényfajok terjedésére is negatív hatást fejt ki, melyek nagy eséllyel jelennek meg a rendszerint bolygatott talajfelszínnel rendelkező visszagyepesítési helyszíneken (Gornish & dos Santos 2016). Mindennek bizonyos esetekben komoly természetvédelmi jelentősége lehet. További előny, hogy a domináns pázsitfűfajok vetésén alapuló módszerek hatására hamar kialakul egy habitusában természeteshez hasonló gyep, viszont a gyepek szerkezetét vizsgálva többnyire egy kompetitív fűvekből képzett vázat találunk, néhány gyom- és kísérőfajjal kiegészítve (Deák & Valkó 2015; Valkó et al. 2016).

A síkvidéki löszpuszták Magyarország egykor leggyakoribb gyeptípusát jelentették, de mára a különösen veszélyeztetettek közé sorolhatók (Illyés et al. 2007; Zólyomi & Fekete 1994). Ezáltal a megmaradt löszgyepek védelme mellett természetvédelmi szempontból célszerű az állományok kiterjedésének növelése. Az eddig történt helyreállítási programok tapasztalatai alapján azonban a természetes löszpusztákra jellemző diverz kétszikűflóra rekonstrukciója igen sok időt vehet igénybe (Illyés et al. 2007; Molnár 1998; Valkó et al. 2015). Minderre pedig csupán akkor van reális esély, ha a közelben jó minőségű propagulum-forrás található, amely irányából spontán módon, vagy magaratással és magszórással a nehezen kolonizáló célfajok is megérkezhetnek (Waldén et al. 2017).

Ezen vegetációtípus a gyakran alkalmazott domináns pázsitfűfaj vetésén alapuló eljárással való regenerációja során is több esetben a pázsitfűvek eluralkodásáról számoltak be, ami a jó állapotú természetes gyepekkel való összehasonlítás során kiváltképp szembetűnő különbséget

eredményez azok nagyfokú fajgazdagsága miatt (Valkó et al. 2015; Valkó et al. 2016). Emellett feltehetőleg egy vetett gyep és egy természetes löszpuszta nem csak fajösszetétel szerint, de ökológiai funkciók alapján is eltérhetnek.

A löszpusztagyepék pázsitfűvekben gazdag magkeverékekkel történő felülvetéses rekonstrukciójának pontos időbeli folyamatai azonban jelenleg nem tisztázottak. A hasonló kérdések megválaszolásához célzott, hosszú távú vizsgálatokra van szükség, amelyek részletesebben tárhatják fel a végbemenő regenerációs folyamatok pontos történeteit és a gyeprekonstrukciós eljárás vegetációra gyakorolt hatásait.

Célkitűzések

Dolgozatomban egy alföldi környezetben lévő, mezőségi (csernozjom) talajon létrejött ősi löszpusztagyep-állomány, a battonyai Tompapusztai-löszgyep területi bővítésének céljából felhagyott szántóföldi parcella felülvetéssel történő rekonstrukcióját vizsgáltam, különös tekintettel a kezelés gyepfejlődésre gyakorolt időbeli hatásaira.

A felülvetés során a tájra természetes módon jellemző pázsitfűfajt, a vékony csenkeszt (*Festuca valesiaca*) vettették a legnagyobb arányban. Korábbi vizsgálataink alapján ez a gyepesítési eljárás tíz év elteltével habitusában az ősi löszgyepekhez hasonló gyepet eredményezett, azonban a rekonstruált gyep fajgazdagság és vegetációs heterogenitás szempontjából elmaradt a természetes löszpusztáktól (Guller et al. 2022; Guller et al. 2023). Ugyanakkor a domináns pázsitfűfaj vetésével kezelt gyepék időbeli fejlődéséről egyelőre kevés információval rendelkezünk. Ismereteink bővítése segíthet a módszer pontosabb értékelésében és a felülvetett parlagok gyepesedésére ható szerveződési folyamatok megértésében.

Vizsgálatomban a következő kérdésekre kerestem a választ: (1) milyen vegetációs változások voltak megfigyelhetők a felülvetéssel segített regenerációs folyamat során; (2) milyen fajcsoportok váltották egymást a felülvetéssel befolyásolt szukcessziós sorban; (3) hogyan változott hosszú távon a vetett pázsitfűfaj mennyisége és dominancia-viszonya; (4) illetve megfigyelhető volt-e a területen a vetett pázsitfűfaj gyepfejlődési folyamatra gyakorolt negatív hatása, és ha igen, mennyiben.

Anyag és módszer

Kutatási terület

A kutatást a Csanádi-háton, Battonya határában található Tompapusztai-löszgyepen (Körös–Maros Nemzeti Park) és annak bővítési területén végeztük 2013 és 2022 között. A tájegységben

az éves átlagos csapadékmennyiség 500–550 mm, az éves középhőmérséklet 10–11 °C között alakul (Bartha et al. 2022). A fokozottan védett 20,9 hektáros Tompapusztai-lőszgyep egyike az utolsó nagyobb kiterjedésű és egybefüggő zonális löszsztyeppré-állományoknak Magyarországon. A terület talaja lösz alapkőzetén létrejött csernozjom, ismert története és a gyep szerkezete alapján ősgyepnek tekinthető. A löszpusztagyepet a kétszikűfajok magas borítása jellemzi, míg gyomborítottsága tartósan alacsony. A területről 274 hajtásos növényfaj jelenlétét jelezték (Bartha et al. 2011; Csathó & Csathó 2009).

A Tompapusztai-lőszgyep (továbbiakban: ősgyep) domináns pázsitfűfaja a vékony csenkesz (*Festuca valesiaca*). A gyepalkotó pázsitfű- és palkafélék közül magas arányban található meg a gyepben a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), a keskenylevelű (szálas) perje (*Poa angustifolia*), a korai sás (*Carex praecox*), a deres tarackbúza (*Elymus hispidus*) és a karcsú fényperje (*Koeleria cristata*). A jellemző évelő kétszikűek közül kiemelendő a sarlós gamador (*Teucrium chamaedrys*), a tejoltó galaj (*Galium verum*), a csattogó szamóca (*Fragaria viridis*), a közönséges borkóró (*Thalictrum minus*) és a társulás névadó faja, a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) (Csathó & Csathó 2009).

A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság 2009-ben megvásárolt egy 26,77 hektár kiterjedésű szántóföldi parcellát a Tompapusztai-lőszgyep közvetlen szomszédságában, majd a parcellát a nemzeti park kezelésébe kerülését követően felhagyták. A parlagot az erőteljes növekedésű gyomfajok visszaszorítására évente kétszer szárzúzással kezelték. Kivételt képeztek ez alól a 2012-es és a 2013-as évek, amikor a rendkívüli aszály miatt a második körben végzett szárzúzásra nem volt szükség. A 2017-es év óta a vegetáció változásával évente egyszeri gépi kaszálásra tértek át. Az ősgyepet a múlt század közepéig szarvasmarhával legeltették, azóta évente egyszeri gépi kaszálással kezelik (Csathó et al. 2021).

2011-ben a parlag egy 5 hektáros részét a domináns pázsitfűfaj, a vékony csenkesz (*Festuca valesiaca*) felülvetésével kezelték (Csathó et al. 2012; Guller et al. 2021). Erre a parcellára a továbbiakban *Festuca*-vetésként hivatkozom.

A vetésre került propagulumot kizárólag az ősgyepről kombájnokkal aratták, mozaikos elrendezésben. Az aratás 2011. június 21-én történt, abban az időszakban, amikor a maggyűjtés célfaja, a *Festuca valesiaca* termésérének csúcán járt (Danyik 2011).

A magkeverék tisztítás nélkül, 2011. október 5-én került elvetésre az előzetesen előkészített talajfelszínre. Az előkészítés során a szárzúzás után visszamaradt növényi törmelék eltávolítására gyomfésülést hajtottak végre, így a magok teljesen nyílt felszínre kerülhettek ki. A magszórást kézzel végezték, átlagosan 3,3 g/m²-es vetési sűrűséggel.

A domináns pázsitfűfaj vetése mellett különböző időpontokban két különböző típusú diverzifikáló vetést is alkalmaztak. Az egyik a kijelölt öt hektáros rekonstrukciós terület egészét egységesen érintette, míg a másik során a magkeverékeket előre kijelölt sávokba vetették. Ezen magvetések során összesen 28 cél faj propagulumát juttatták ki a kísérleti parcellára. A kijuttatott magok és termések minden esetben kizárólag az ősgyepről származtak (Csathó et al. 2021).

A *Festuca*-vetés egészét érintő kiegészítő magvetést 2012. június 4-én végezték, ekkor összesen 14, az ősgyeprre jellemző faj kézzel gyűjtött magjait szórták el egységesen az öt hektáros területen. Az elvetett színezőfajok a következők voltak: bajuszos hagyma (*Allium vineale*), hólyagos csüdfű (*Astragalus cicer*), tejoltó galaj (*Galium verum*), közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*), mezei varfű (*Knautia arvensis*), hegyi len (*Linum austriacum*), réti útifű (*Plantago media*), sokvirágú boglárka (*Ranunculus polyanthemos*), füles sóska (*Rumex thyrsiflorus*), osztrák zsálya (*Salvia austriaca*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), hasznos tisztesfű (*Stachys recta*), közönséges kakukkfű (*Thymus odoratissimus*) és magyar kakukkfű (*Thymus pannonicus*).

A sávós diverzifikáló vetések során két előre kijelölt sávba, két különböző időpontban juttatták ki a kiválasztott kísérőfajok propagulumát. Első körben a csenkeszmagvetés évében, 2011 szeptemberében végeztek ilyen típusú speciális vetést, ekkor a következő fajok és alfajok magjait szórták el a kijelölt sávokban: töviskés imola (*Centaurea scabiosa* subsp. *spinulosa*), Degen-aszat (*Cirsium eriophorum* subsp. *degenii*), tejoltó galaj (*Galium verum*), likacsos orbáncfű (*Hypericum perforatum*), hegyi len (*Linum austriacum*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), réti útifű (*Plantago media*), osztrák zsálya (*Salvia austriaca*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), hasznos tisztesfű (*Stachys recta*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*) és osztrák ökörfarkkóró (*Verbascum austriacum*). Második körben 2013 augusztusában hajtottak végre vetést a kijelölt sávokba, ez a következő fajokat érintette: pusztai cickafark (*Achillea setacea*), hólyagos csüdfű (*Astragalus cicer*), árva rozsnok (*Bromus inermis*), borsfű (*Clinopodium vulgare*), koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*), tejoltó galaj (*Galium verum*), hegyi len (*Linum austriacum*), nyúlánk sárma (*Ornithogalum pyramidale*), réti útifű (*Plantago media*), kosboros veronika (*Veronica orchidea*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), fehér mécsvirág (*Silene latifolia* subsp. *alba*), szikár habszegfű (*Silene otites*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*) és osztrák ökörfarkkóró (*Verbascum austriacum*) (Csathó et al. 2021).

Kísérleti elrendezés, terepi mintavétel

A vizsgálat során az ösgyepről 2019–2022 során, a felülvetett területről 2013–2022 során, éves rendszerességgel egyaránt 12–12 darab 4×4 m-es állandó pozíciójú kvadrátban készítettünk cönológiai felvételeket. A mintavétel során Braun-Blanquet módszerét alkalmaztuk (Braun-Blanquet 1964), azzal a módosítással, hogy az egyes fajok borítását százalékos értéként rögzítettük. A mintavételi egységek a száraz, háts részeken kerültek kijelölésre, a területek domborzati viszonyaiból adódóan jelenlevő üde növényzetű laposokat kikerülve. A felvételekben előforduló fajok tudományos nevét a World Flora Online adatbázis szerint használtam (WFO 2022).

A magas fűfaj-arányú magkeverék felülvetésének a löszparlagra gyakorolt időbeli hatásának megállapításához az említett tízéves időintervallum (2013–2022) egyes éveinek adatait hasonlítottam össze. Ekkor a felülvetés 0. évének a domináns pázsitfűfaj vetésének évét (2011) tekintettem, eszerint a 2022-es év a felülvetését követő 11. évnek minősült.

A projekthez 2020 tavaszán csatlakoztam, így a terepi adatgyűjtésben három évben (2020, 2021 és 2022) vettem részt.

A felülvetett löszparlag fajösszetételének felosztása funkciós csoportok szerint

A vizsgálati területen előforduló fajokat viselkedési csoportokra osztottam: specialistákra, generalistákra és gyomokra.

A specialisták csoportjába azok a fajok kerültek, amelyek Borhidi növénytársulástani rendszere szerint a Festuco-Brometea osztályba tartoztak (Borhidi 1995). Gyomfajoknak azokat a fajokat tekintettem, amelyek a Borhidi-féle szociális magatartási típusok szerint a honos gyomfajok („W”), kivadult haszonnövények („I”), behurcolt gyomok („A”), ruderalis kompetítorok („RC”) vagy tájidegen, agresszív kompetítorok („AC”) kategóriákba tartoztak (Borhidi 1995). A generalisták csoportját a sem specialisták, sem gyomfajok közé be nem sorolt fajok alkották. A listát továbbá azzal módosítottam, hogy a parlagi rozsnok (*Bromus japonicus*) ugyan a Borhidi-féle felosztás alapján a specialisták közé tartozik, mégis, ezt a fajt gyomnak tekintettem, mivel a tapasztalatok alapján ez a faj elsősorban bolygatott felszíneken, parlagokon dúsul fel.

Egy másik csoportosítást létrehozva „célfajokat” és „egyéb fajokat” is megkülönböztettem. Ennek során azok a fajok kerültek a „célfaj” kategóriába, amelyeket Csathó és Csathó (2009) a Tompapusztai-löszgyep flóralistájában uralkodó / tömeges / igen gyakori / gyakori /

szórványos–gyakori tömegességű fajként jellemez a terület száraz, jó állapotú löszgyepállományaira vonatkozóan, a többi faj „egyéb faj”-nak minősült.

Statisztikai elemzések

A *Festuca*-vetés fajkészletének időbeli változását buborékábrával szemléltettem. Ehhez egy mennyiségi, illetve gyakorisági szűrést alkalmaztam. Először azokat a fajokat választottam ki, amelyek az adott években külön-külön, 2013-tól 2022-ig a tíz legmagasabb átlagborítást elérő faj közé tartoztak. Ezután a gyakoriságra szűrve azok a fajok kerültek kiválogatásra, amelyek az összesen tizenkettő mintavételi egységből tíznél többen fordultak elő. A kritériumoknak összesen 31 faj felelt meg. Ezeket nagyhatású fajoknak tekintettem, amelyek jelentősen alakíthatták a felülettel befolyásolt gyepek képződési folyamatot.

Ugyanezt a szűrést az ősgyep fajaival is elkészítettem, ott a négy vizsgált év cönológiai adatai alapján összesen 28 fajjal készítettem el az ábrát.

Az ősgyep és a *Festuca*-vetés általános jellemzőit a 2019 és 2022 között készült felvételek alapján hasonlítottam össze. A két terület fajszámának elemzésére kevert hatású Poisson-modellt (GLMM) alkalmaztam (kvadrátonkénti fajszám ~ vizsgálati terület), ahol a vizsgálati terület változó két faktorszintje az ősgyep és a *Festuca*-vetés voltak. A természetes alappal számolt Shannon-diverzitás-értékek, majd a *Festuca valesiaca*-borítás összehasonlítására lineáris kevert modellt (LMM) alkalmaztam, a magyarázó változó ezekben az esetekben is a vizsgálati terület volt (kvadrátonkénti diverzitás ~ vizsgálati terület) (*Festuca valesiaca*-borítás ~ vizsgálati terület). Random hatásként mindhárom modellbe az éveket a mintavételi egységek függésében illesztettem be (évek|kvadrát).

Az ősgyep és a felületett gyepek funkciók csoportjaik szerinti eltérését szintén kevert hatású Poisson-regresszióval vizsgáltam. A viselkedési típusok összehasonlítására végzett első modellben a specialista, a másodikban a generalista, a harmadikban a gyomfajok száma volt a függő változó. A célfajok arányának vizsgálatakor az első modellben a célfajok száma, a másodikban az egyéb fajok száma volt a függő változó. A magyarázó változó az utóbbi öt regresszió során is a vizsgálati terület volt, a random hatások pedig az egyes évek voltak a vizsgálati területek függésében (évek|vizsgálati területek).

A Poisson-modellek esetében a modelldiagnosztikákat tízismétléses szimulációval végeztem el, a kevert hatású lineáris modelleket diagnosztikai ábrák segítségével ellenőriztem. A random hatások normális eloszlását QQ-ábrán vizsgáltam meg.

A társulástani összefüggések feltárásához a két terület legnagyobb borítást elérő húsz-húsz fajával hierarchikus klaszteranalíziseket végeztem a vizsgált években. Az osztályozási módszer

az egyes fajok gyakori közös előfordulásai, illetve azok mennyiségbeli viszonyai szerint képez csoportokat. Az elemzés által láthatóvá tehető, hogy milyen társulási kapcsolatok alakulnak ki az egyes fajok között a vegetáció időbeli fejlődése során. A dendrogramokat euklideszi távolságokat használva, a Bray–Curtis hasonlósági index szerint képeztem (Bray & Curtis 1957).

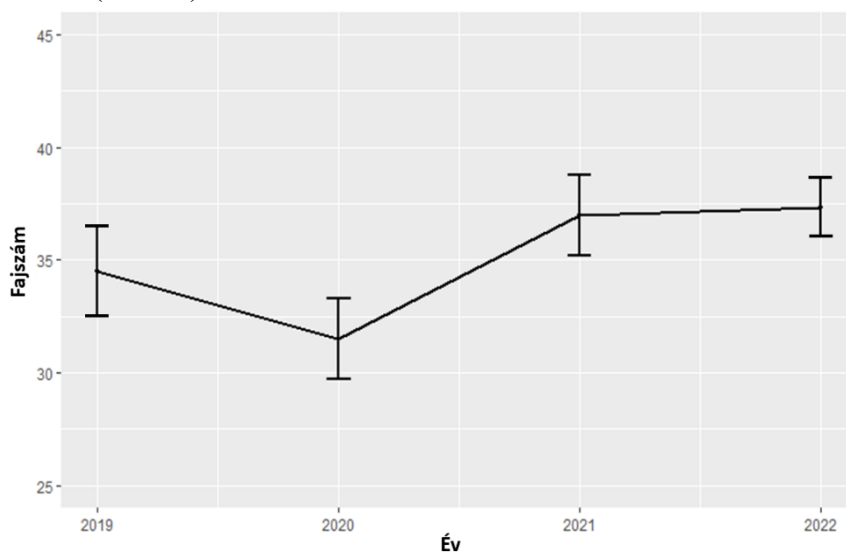
Az ősgyep és a *Festuca*-vetés hasonlósági mértékének, illetve utóbbi terület növényzeti fejlődési irányának megállapításához NMDS-módszert (non-metric multidimensional scaling) használtam az összes kiértékelt felvétel beillesztésével. Alapbeállításként két dimenziót és Bray–Curtis hasonlósági indexet alkalmaztam (Bray & Curtis 1957).

Az adatfeldolgozást és -elemzést az R statisztikai program 4.2.1.-es verzióját használva végeztem (R Core Team 2021). A hierarchikus klaszteranalíziseket és az NMDS-t a *vegan* csomaggal készítettem (Oksanen et al. 2020), a kevert hatású (általánosított) lineáris modelleket az *lme4* csomag segítségével végeztem el (Bates et al. 2015), az eredmények megjelenítéséhez pedig a *tidyverse* csomag *ggplot* függvényeit használtam (Wickham et al. 2019).

Eredmények

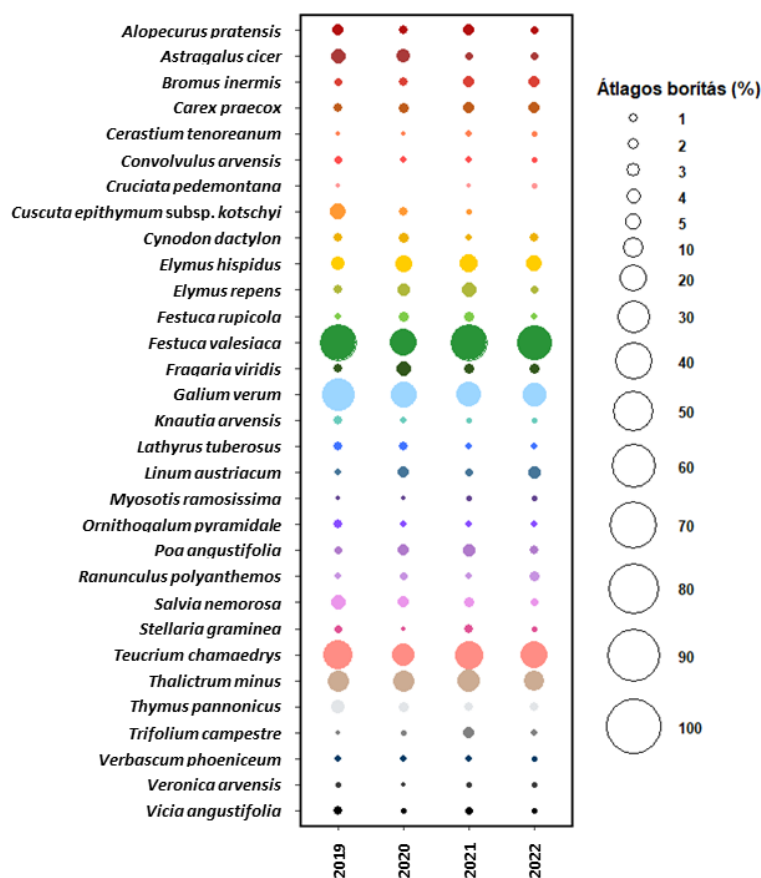
Ősgyep mint referencia-terület jellemzése (2019–2022)

A dolgozatban bemutatott négyéves időszak alatt az ősgyep fajszáma a mintavételi egységekben átlagosan 35,1 (SD: 6,2) faj volt, a minimális fajszám a 4×4 m-es kvadrátokban 23, a maximális fajszám 47 volt. Az egyes kvadrátok között térben viszonylagosan nagy eltérések voltak megfigyelhetők, ugyanakkor az értékek időben egy szűkebb intervallum mentén szóródtak (1. ábra).



1. ábra. A Tompapusztai-ősgyep fajszámának változása 2019-től 2022-ig. A vizsgált évek során a fajszám meglehetősen állandó volt. (A hibasávok a szórást jelölik.)

A vizsgált időszak alatt a mintavételi egységekben az átlagos Shannon-diverzitás értéke 1,94 (SD: 0,30) volt. Az ősgyep legjellemzőbb fajainak borításváltozásait szemlélteti a 2. ábra. A bemutatott fajlista jó közelítést adhat az ősgyep jellemző, nagyhatású fajaira a vizsgált négyéves időszak alapján. A tartósan legnagyobb mennyiségben jelen levő fajok a következők voltak: *Festuca valesiaca*, *Galium verum*, *Teucrium chamaedrys* és *Thalictrum minus*. A vizsgált négy év alatt összesen 97 faj fordult elő a felvételekben. Ebből 86 minősült célfajnak, melyek együtt átlagosan 98,2%-os borítást értek el; és 11 tartozott az „egyéb faj” kategóriába, ez a csoport átlagosan mindössze 1,8%-os borítással volt jelen.

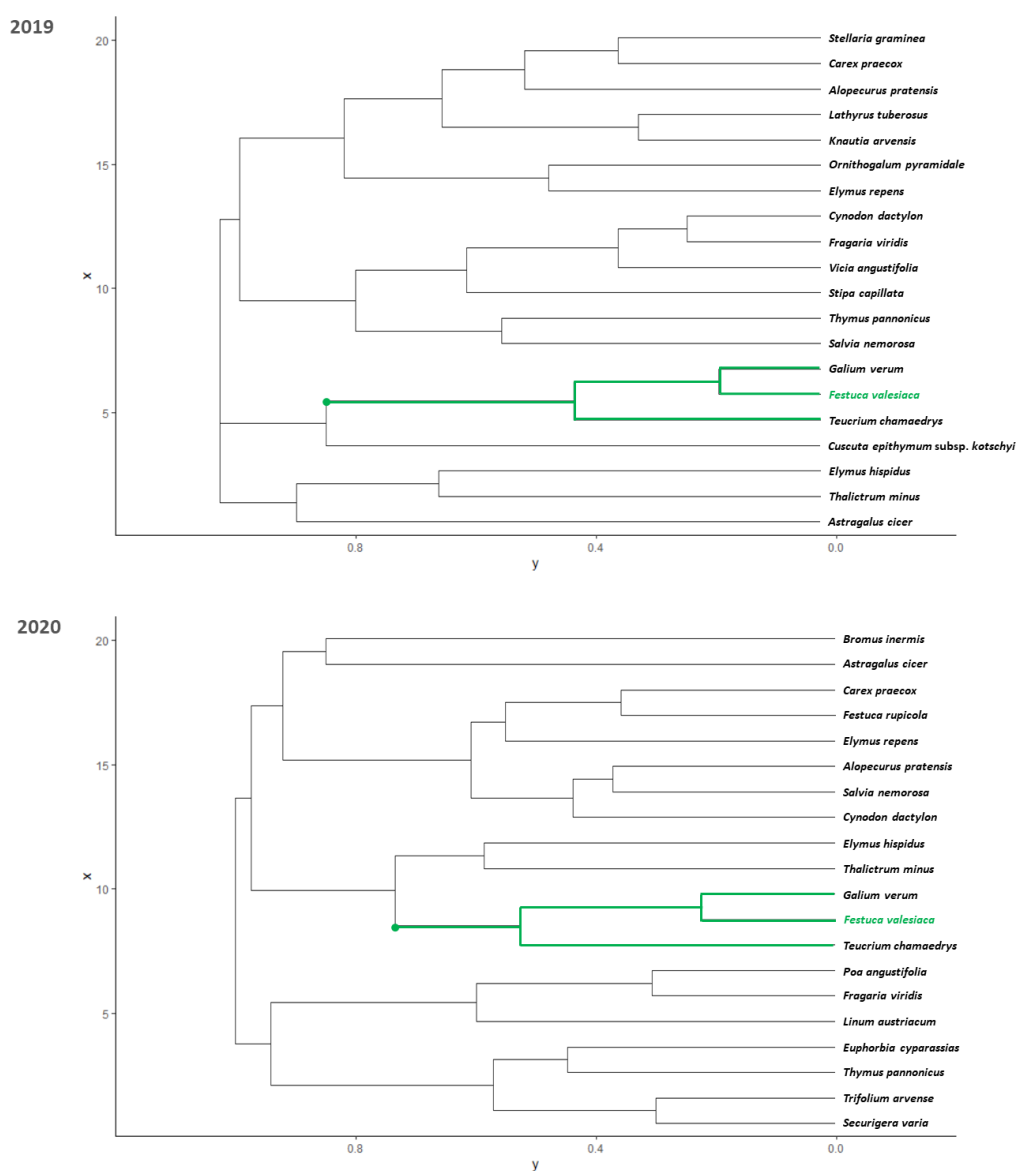


2. ábra. A Tompapusztai-lőszgyep nagyhatású fajainak borítási viszonyai 2019-től 2022-ig.
A vizsgált évek során keveset változtak a dominancia-viszonyok.

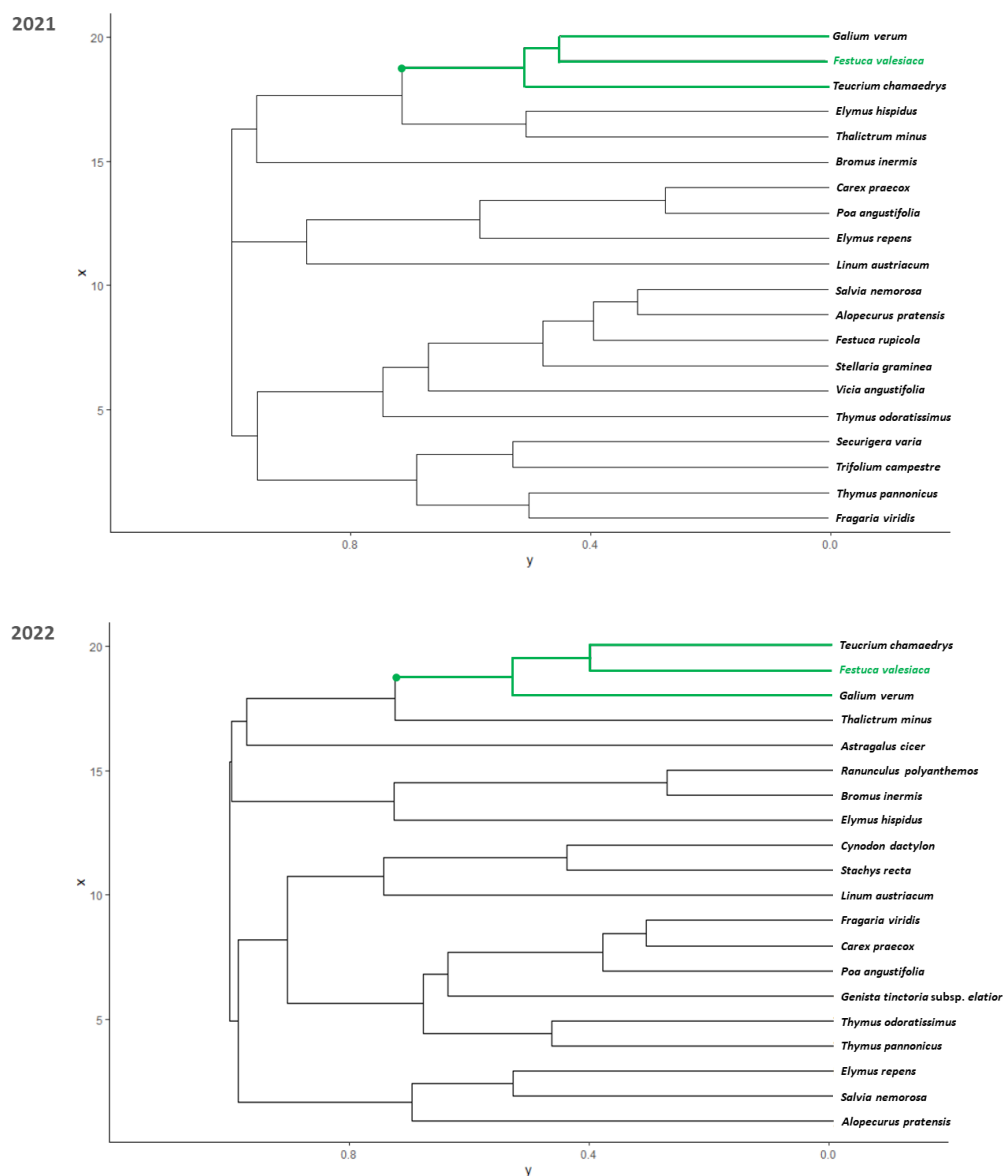
A Borhidi-féle szociális magatartástípusok szerint képzett viselkedési csoportok felosztása alapján a 2019–2022 közötti időszak alatt előfordult fajok összesen 36,1%-a tartozott a specialisták közé, 48,5%-a a generalisták közé és 15,1%-a a gyomok közé (Borhidi 1995).

Az ősgyep társulástani viszonyainak feltárásához, az adott évek első húsz legnagyobb borítást elérő fajaival készített hierarchikus klaszteranalízisek alapján a terület uralkodó pázsitfűfaja, a *Festuca valesiaca* mind a négy vizsgált évben legszorosabban a *Galium verum*-mal, majd a *Teucrium chamaedrys*-szel tartozott össze. Ezenkívül a domináns csenkeszfaj tartósan az *Elymus hispidus* és a *Thalictrum minus* alkotta csoporthoz állt a legközelebb a

hasonlósági index alapján. A 2019-es évben a *Cuscuta epityhnum* subsp. *kotschyi* időleges feldúsulásával összefüggésben bekerült a *Festuca valesiaca*-val legközvetlenebb módon társuló *Galium verum* és *Teucrium chamaedrys* mellé (3. ábra). A későbbi években a faj mennyisége olyan mértékben csökkent, hogy nem került be a klaszteranalízisekbe. A dendrogramok pontosan tükrözik az egyes évek társulási viszonyait, ez azonban azzal a kompromisszummal járt, hogy a húsz ábrázolt faj listája évről évre valamelyest változott az egyes fajok mennyiségének változásával egyetemben. Megfigyelhető, hogy az utolsó két, aszályos évben (2021, 2022) a gyepek szerkezete egymáshoz képest meglehetősen hasonló volt.



3. a) ábra. A Tompapusztai-lőszgyep főbb társulási csoportjai 2019–2020 között.

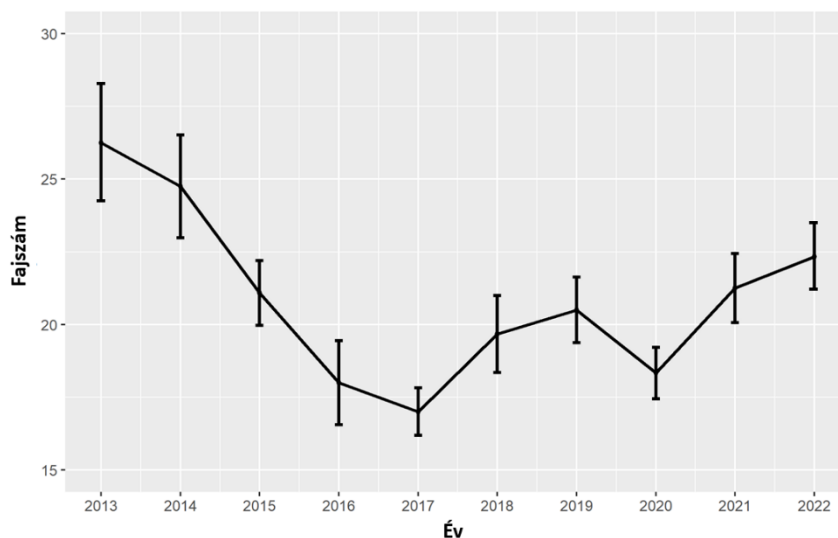


3. b) ábra. A Tompapusztai-lőszgyep főbb társulási csoportjai 2021–2022 között.
A domináns pázsitfűfaj, a *Festuca valesiaca* jellemzően a *Galium verum*-mal és *Teucrium chamaedrys*-szel társult.

Felülvetett lőszparlag jellemzése (2013–2022)

A 2011-ben csenkeszvetéssel kezelt parlagon a vetést követő 2. évtől, vagyis 2013-tól a vetést követő 11. évig, vagyis 2022-ig terjedő tízéves időszakban a kvadrátonkénti átlagos fajszám 20,6 (SD: 4,0) volt. Ez idő alatt legkevesebb 9, legfeljebb 39 faj fordult elő az egyes mintavételi egységekben.

A kezdeti fajgazdagság évről évre drasztikusan csökkent, majd ez a trend 2018-tól megfordult, és a felvételenkénti átlagos fajszám növekedni kezdett. Ez alól a 2020-as év kivételt képezett, de a fajszám emelkedése ezután is folytatódott, ugyanakkor a korai magas értékeket már nem közelítette meg (4. ábra). Az átlagos Shannon-diverzitás értéke a kvadrátokban 1,59 (SD: 0,31) volt.



4. ábra. A *Festuca*-vetés fajszámának változása 2013-tól 2022-ig.
A fajszám jelentősen változott a vizsgált időszak alatt. (A hibasávok a szórást jelölik.)

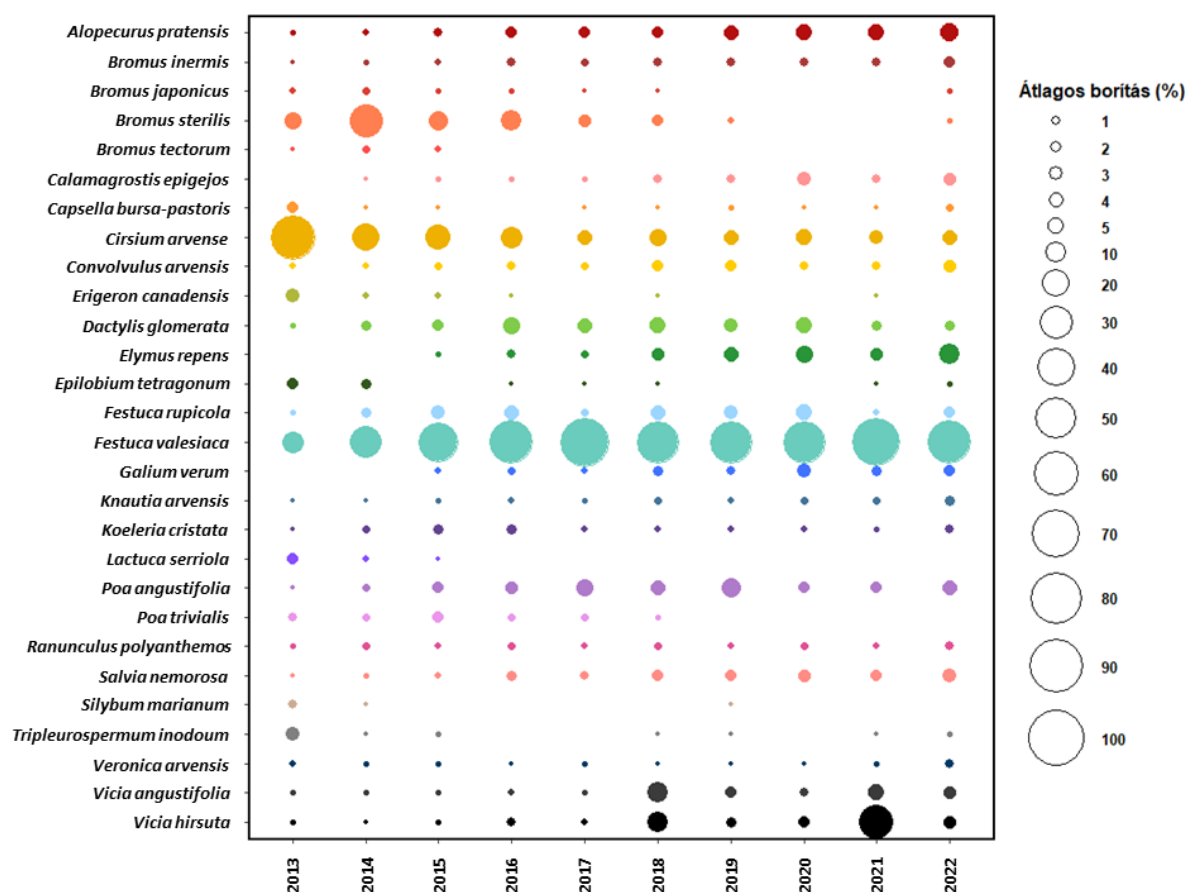
A *Festuca*-vetésre vonatkozó eddigi ábrák és a buborékábra alapján jól látszik, hogy a több téren megnyilvánuló variabilitás hátterében a nagyhatású fajok mennyiségének számottevő változása állhatott (5. ábra).

2013-ban az uralkodó növényfaj átlagosan 59,3%-os borítással a tipikusan zavart helyeken megjelenő, parlagokra is jellemző mezei aszat (*Cirsium arvense*) volt. Élő gyomként a megjelenése után tartósan képes volt megtelepedni, a vizsgált felülettel kezelt löszparlagon 11 év után is stabilan jelentős borítással rendelkezett. Mennyisége ugyan kezdeti dominanciája után gyorsan csökkent, majd a 6. évtől, 2017-től ez a csökkenő folyamat megállni látszott és 4,5% körüli borítási szinten stabilizálódott. Ezáltal a mezei aszat az eddig vizsgált időszak alatt a csenkeszvetés legjellemzőbb fajai közé tartozott.

2014-ben már a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*), egy gyakori egyéves gyom, vált a legnagyobb mennyiségben jelen levő fajjává, átlagosan 31,8%-os borítással. A későbbiekben fokozatos csökkenését követően 2019-re teljesen eltűnt a mintavételi egységekből, majd 2022-ben újra megjelent, de ekkor már csupán 1% alatti borítással.

2015-től pedig már tartósan, minden évben az elvetett *Festuca valesiaca*, az ösgyep domináns pázsitfűfaja vált uralkodóvá a rekonstrukciós területen is. A vetett pázsitfűfaj

menyisége már a kezdeti években is növekedést mutatott, ezt követően a dominánssá válásának évében (a vetést követő 4. évben – 2015-ben) átlagosan 56,6%-os borítással volt jelen. Majd a vetés utáni 6. évben, 2017-ben, az átlagos borításának tetőzésekor 73,8%-kal elérte eddigi csúcsertékét. Ezután a faj borítása az 50%-os szint körül állandósult, ami alapján a vetett domináns faj a 11. évig még mindig jelentősen nagyobb mennyiségben volt jelen, mint az a természetes viszonyokra jellemző.



5. ábra. A *Festuca*-vetés nagyhatású fajainak borítási viszonyai 2013-tól 2022-ig.
A vizsgált évek során látványosan változtak a dominancia-viszonyok.

A csenkeszvetésben számos faj mennyisége csökkent jelentősen az évek során, néhány faj egészen el is tűnt a mintavételi egységekből. Utóbbiak közül néhány faj később rövid időintervallumokra, időlegesen, kis borítással ismét megjelent. Ilyen faj volt a kezdetben gyakori *Bromus japonicus*, *Bromus sterilis*, *Bromus tectorum*, *Erigeron canadensis*, *Epilobium tetragonum*, *Lactuca serriola*, *Poa trivialis*, *Silybum marianum* és *Tripleurospermum inodorum*. A felsorolt fajok mindegyike jó zavarástűrő-képességgel bír, tipikus ruderalis elemeknek tekinthetők. A *Silybum marianum* részben a környező szántóföldekről érkezetett, ugyanis ezt a gyógynövényfajt több évben is termesztették a környező táblákon (Csathó A. I. – szóbeli közlés). Emellett a korai években más társulásokhoz kötődő fajok is jól kolonizálták a

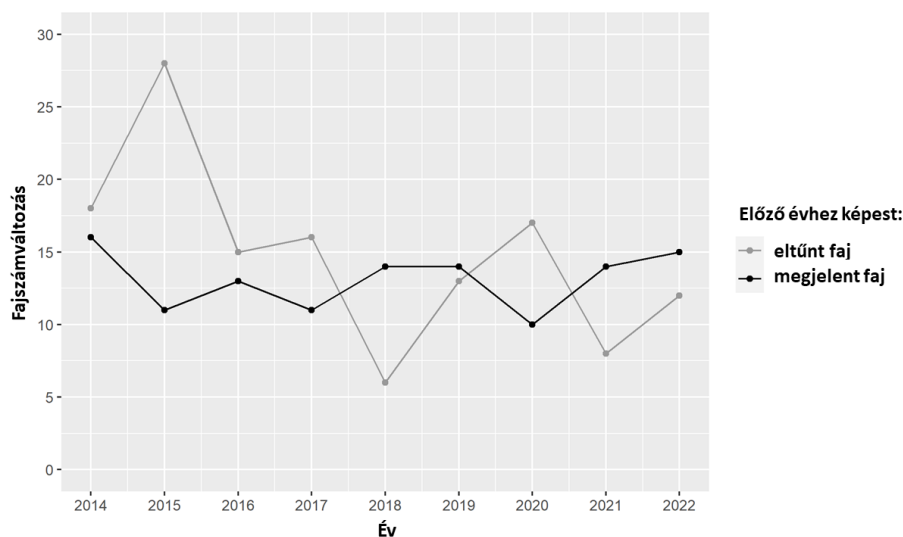
rendelkezésre álló nyílt talajfelszínt a parlagon. Ezek közül a legsikeresebb a *Phragmitetalia* társulásrend célfaja, az 5. ábrán is feltüntetett *Epilobium tetragonum* volt. Ez a faj még 2022-ben, a vetés utáni 11. évben is jelen volt a parcellában, igaz, mennyisége a kezdeti töredékére csökkent, sőt, idő közben többször el is tűnt a mintavételi egységekből. További öt, elsősorban szántóföldi laposokhoz kötődő faj (Király et al. 2009) jelent meg a vizsgált parcellában, ezek a következők voltak: *Alopecurus geniculatus*, *Filago vulgaris*, *Gypsophila muralis*, *Plantago uliginosa* és *Ranunculus sardous*. A felsoroltak közül egyik faj sem ért el évi 0,05%-nál magasabb átlagos borítást, illetve megjelenésük is időlegesnek volt mondható. A spontán közepszukcessziós stádiumhoz hasonló állapotban, a vizsgált időszak második felében további két, szintén más társulásokhoz kötődő faj jelent meg a *Festuca*-vetésben, a *Festuca arundinacea* és a *Festuca pratensis*. Borításuk elenyészőnek volt mondható, átlagosan nem érte el a 0,05%-os szintet.

Az idő előrehaladtával azonban olyan fajok mennyisége is növekvő tendenciát mutatott, amelyek esettanulmányok alapján spontán regeneráció esetén képesek a szukcesszió folyamatát lassítani, akár évtizedekre megakasztani. Ilyen faj volt a Tompapusztai-lőszgyep lőszgyepzónájából nem ismert *Calamagrostis epigejos*, illetve a referenciatérület zavartabb foltjaira jellemző *Elymus repens* (Csathó & Csathó 2009). Ezek az erőteljes növekedésű évelő pázsitfűfajok eddig csak bizonyos kvadrátokban fordultak elő, illetve az átlagos borításuk sem ért el olyan magas szintet, ami egyeduralkodóvá válásukra utalna.

A vizsgált időintervallum második felében már több célfaj, az *Alopecurus pratensis*, *Galium verum*, *Knautia arvensis*, *Poa angustifolia*, *Ranunculus polyanthemos*, *Salvia nemorosa*, *Vicia angustifolia* és *Vicia hirsuta* borítása is nőtt a kezdeti értékekhez képest. A mennyiségbeli növekedés a legtöbb esetben nem lineárisan következett be, kisebb-nagyobb ingadozások voltak megfigyelhetők, de összességében egyértelmű terjedést mutattak. Két pillangósvirágúak közé tartozó faj, a *Vicia angustifolia* és a *Vicia hirsuta* mennyisége időben igen nagy fluktuációt mutatott. A 2018-as és 2021-es évben az előző éves borításuk többszörösét érték el, majd a következő években mennyiségük visszaállt a korábban jellemző szintre.

A buborékábra (5. ábra) alapján szembetűnő, hogy területen igen nagy mértékű fajkicserélődés ment végbe az évek során, mindezt a 6. ábrán összesítve figyelhetjük meg. A kvadrátokban vizsgált évek mindegyikében több mint tíz faj jelent meg az előző évhez képest, az adott évben eltűnt fajok száma pedig 6 és 28 között mozgott. Ez az érték az eddig vizsgált időszak végén is meglehetősen nagy ingadozást mutatott.

A legtöbb faj 2015-ben, majd 2020-ban szorult ki, a legkevesebb pedig 2018-ban, amikortól a folyamatos csökkenés után az átlagos fajszám is növekedni kezdett (6. ábra).



6. ábra. A *Festuca*-vetésben az egyik évről a másikra eltűnt, és megjelent fajok száma a 2013–2022-ig tartó időszakban. Ez alapján a parlagon jelentős fajkicserélődés történt.

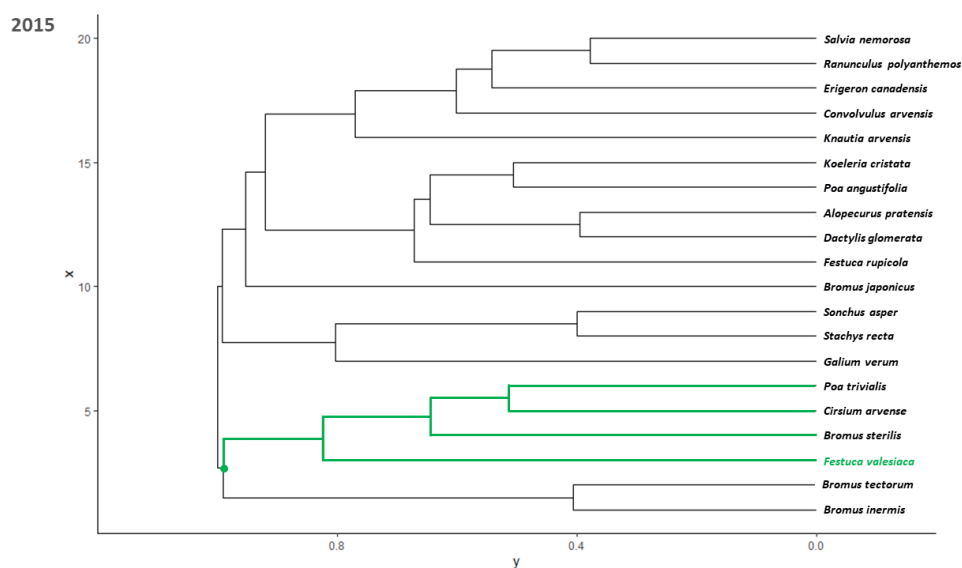
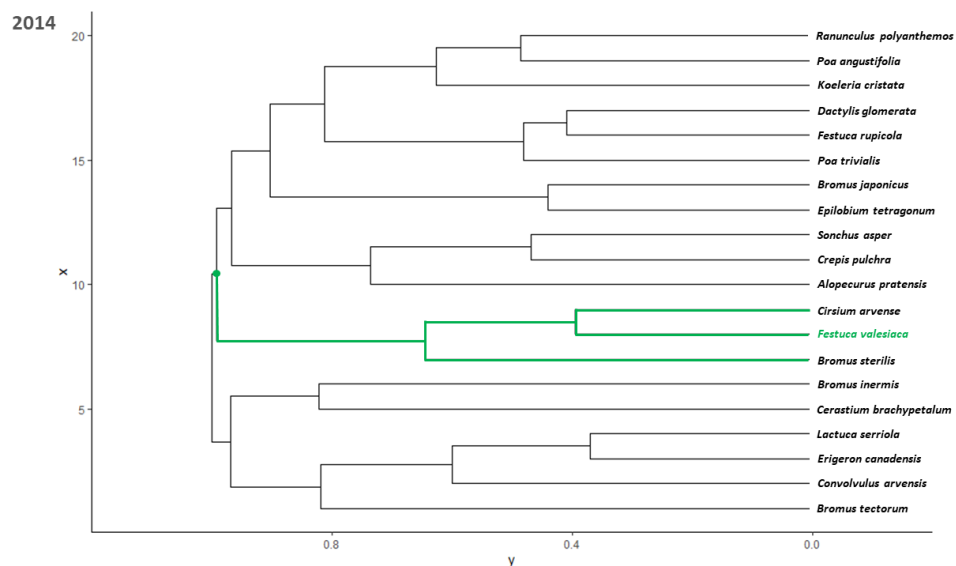
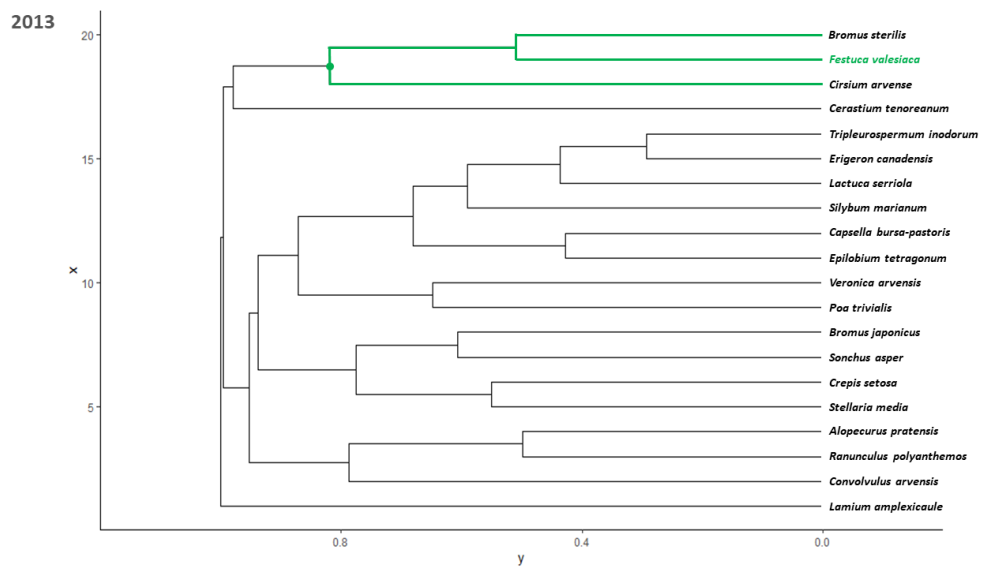
A csenkeszvetésen kijelölt 4×4 m-es állandó kvadrátokban a vizsgált tíz év alatt összesen 123 faj fordult elő, ezeket a szociális magatartástípusokon alapuló funkciós csoportokra felosztva a fajok 36,1%-a a specialista fajok közé, 49,5%-a a generalista fajok közé és 14,4%-a a gyomok csoportjába tartozott. A célfajok felosztása alapján a fajok 41,5%-a volt célfaj, 58,5%-a pedig az „egyéb faj” kategóriába tartozott.

A *Festuca*-vetés időbeli cönológiai szerveződését az adott évek első húsz legnagyobb borítást elérő fajaival készített hierarchikus klaszteranalízisek szemléltetik (7. ábra).

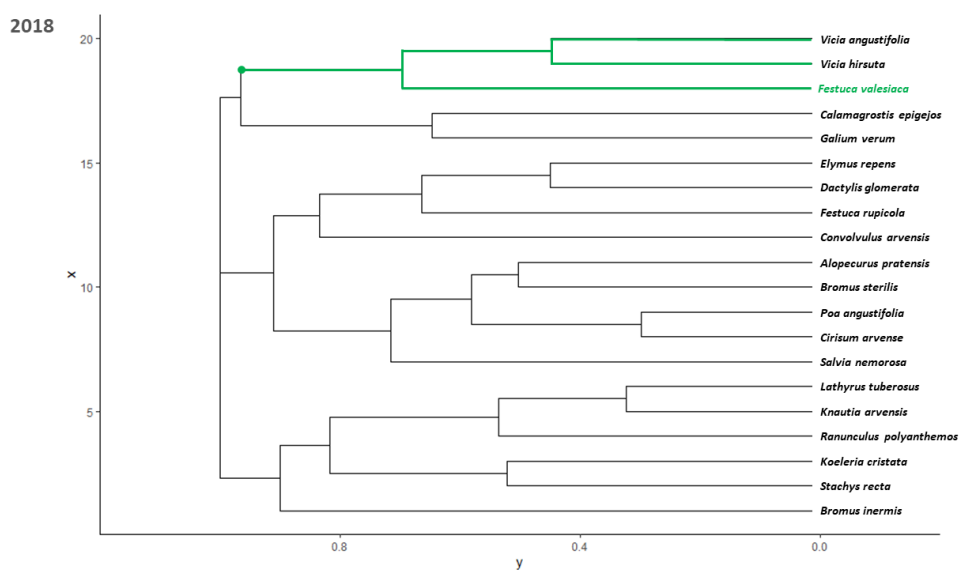
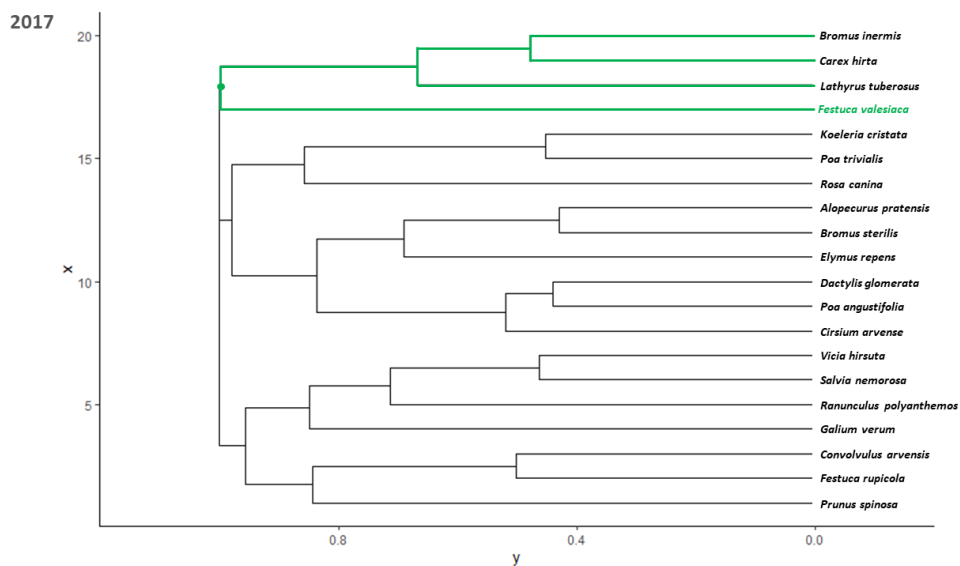
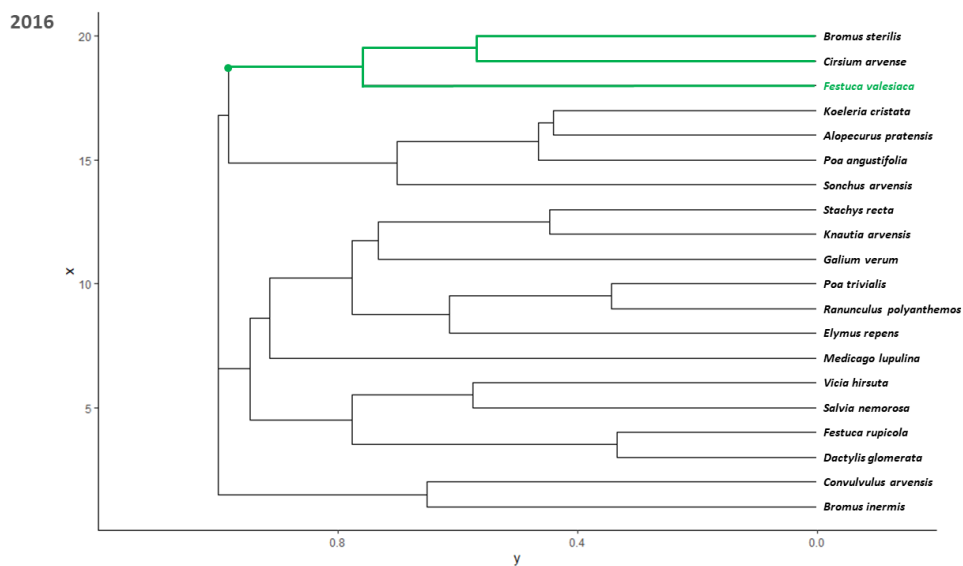
A felülvetés utáni 2. évben (2013) a vetett csenkeszfaj, a *Festuca valesiaca*, illetve a *Bromus sterilis* és a *Cirsium arvense* közösen alkotott egy társulási csoportot. Utóbbi abban az évben a terület uralkodó növényfaja volt, átlagosan 59,3%-os borítással. A legkorábbi vizsgált év klaszteranalíziséhez készített fajlistája legnagyobb részt ruderalis, zavarástűrő fajokból állt, és a feltüntetett fajok jelentős része már a következő év ábráján sem láthatók (7. ábra).

A 3. évben (2014) a *Festuca valesiaca* az előző évhez hasonlóan a *Cirsium arvense*-vel és a terület legnagyobb borítást elérő fajával, a *Bromus sterilis*-szel tartozott szorosabban össze.

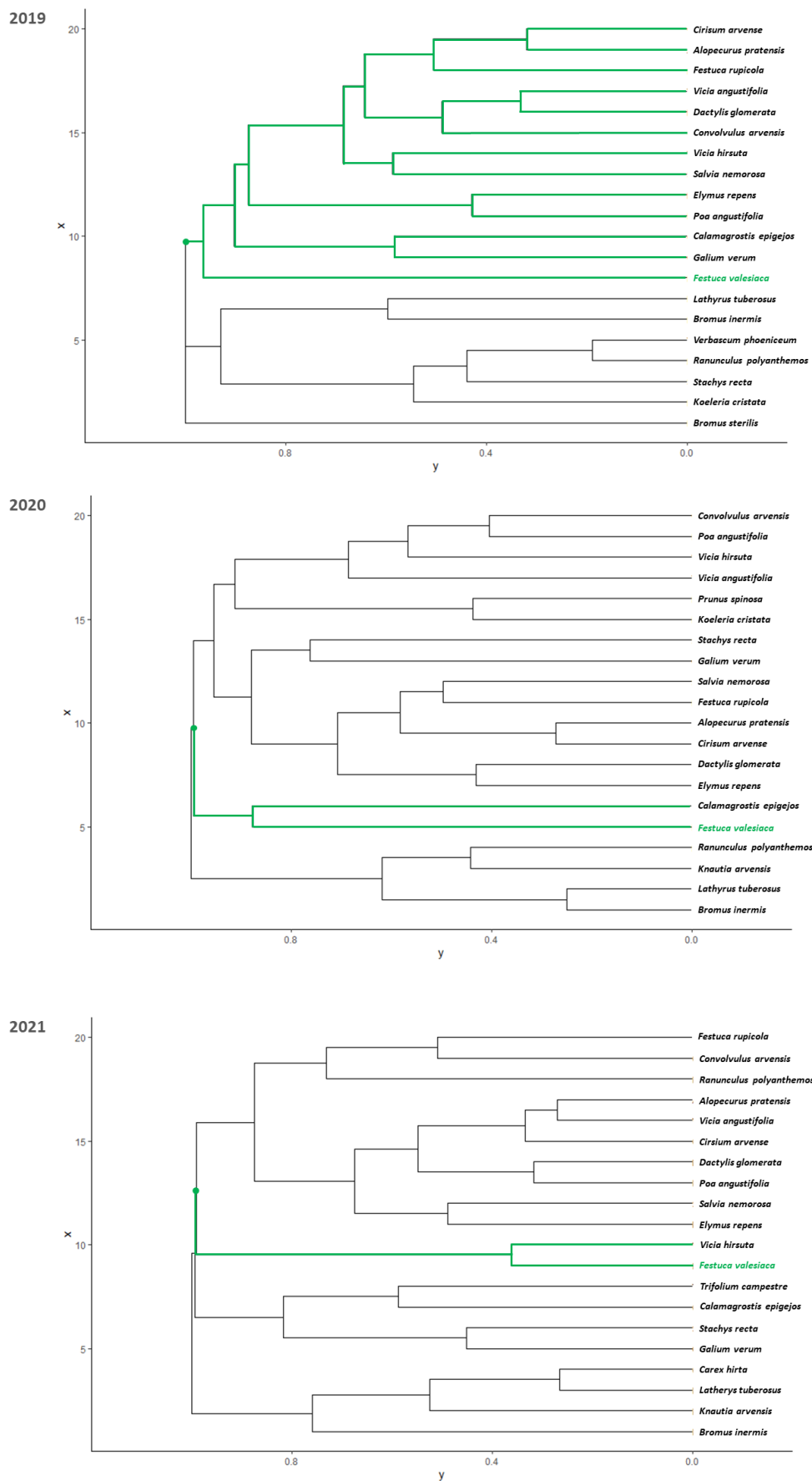
A 4. évben (2015) az akkor dominánssá váló *Festuca valesiaca* olyan, a korai szukcessziós stádiumra jellemző fajokkal társult, mint a *Bromus sterilis*, *Cirsium arvense* és a *Poa trivialis*.



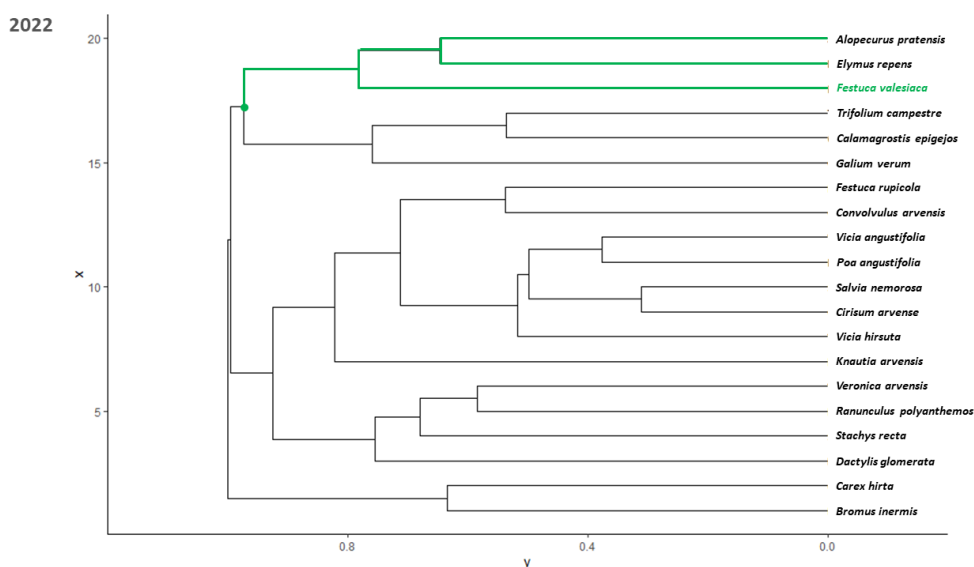
7. a) ábra. A *Festuca*-vetés főbb társulási csoportjai 2013–2015 között.



7. b) ábra. A *Festuca*-vetés főbb társulási csoportjai 2016–2018 között.



7. c) ábra. A *Festuca*-vetés főbb társulási csoportjai 2019–2021 között.



7. d) ábra. A *Festuca*-vetés főbb társulási csoportjai 2022-ben.

Az 5. évben (2016) az előző évhez hasonlóan az elvetett pázsitfűfaj a gyomok közé tartozó *Bromus sterilis*-szel és *Cirsium arvense*-vel csoportosult. Ekkorra a *Poa trivialis* azonban jelentősen visszaszorult, már nem volt jelen olyan mennyiségben és gyakoriságban, mint a másik három felsorolt faj, így ez a perjefaj előfordulása már csak az általánosan jelenlevő, de kis borítást elérő specialisták közé tartozó *Ranunculus polyanthemus*-hoz volt hasonló.

A 6. évben (2017) a felülvetett csenkesz monodomináns pozíciót vett fel, ekkor csak közvetett módon társultak vele más fajok (*Lathyrus tuberosus*, *Carex hirta*, *Bromus inermis*). Mindezt magyarázza, hogy a vizsgált évek alatt a *Festuca valesiaca* átlagosan 73,8%-os borítással ebben az évben érte el a legnagyobb mennyiségét.

A 7. évben (2018) megszűnt a domináns faj egyeduralkodó helyzete és az az évben feldúsult két bükkönyfajjal, a *Vicia hirsuta*-val és a *Vicia angustifolia*-val alkotott egy csoportot.

A 8. évre (2019) a vékony csenkesz egy 13 fajt számláló hierarchikus csoport elsőként elkülönülő tagja volt, közvetlenül azonban egyetlen fajjal sem társult.

A 9. évben (2020) a *Festuca valesiaca* a borítási és gyakorisági viszonyai szerint a korábban említett, gyakran monodomináns fajként hivatkozott *Calamagrostis epigejos*-ra hasonlított a leginkább. A két faj által képzett ág erősen elvált a többi csoporttól.

A 10. évben (2021) ismét nagy mennyiségben jelentek meg a bükkönyfajok, különösen a *Vicia hirsuta*, ami az előző évi borításának 16,7-szeresét produkálta. Ebben az évben a hasonlóan gyakori vetett pázsitfűfaj ezzel a fajjal társult.

A 11. évre (2022) a vetett csenkeszfaj olyan más élő pázsitfűfajokkal társult, mint az *Alopecurus pratensis*, illetve az *Elymus repens*. Erre az évre csökkent a *Festuca valesiaca* mennyisége, ami valamelyest magasabb társulási affinitáshoz vezethetett. Emellett az *Elymus repens* ebben az évben az eddigiekhez képest erőteljesebb terjedést mutatott, ami által jelenlétének módja hasonlóbbá válhatott a domináns fűfajéhoz (7. ábra).

Az egyes évek időbeli összehasonlítása alapján a rekonstrukciós területen a vetést követő 2. évtől a 11. évig a nagyfokú fajszám- és mennyiségbeli változások mellett folyamatosan társulási átrendeződések is történtek, ami részben összeköthető a fajkészlet állandó cserélődésével és a dominancia-viszonyok formálódásával (5. ábra).

A felülvetett löszparlag összehasonlítása az ősgyepel

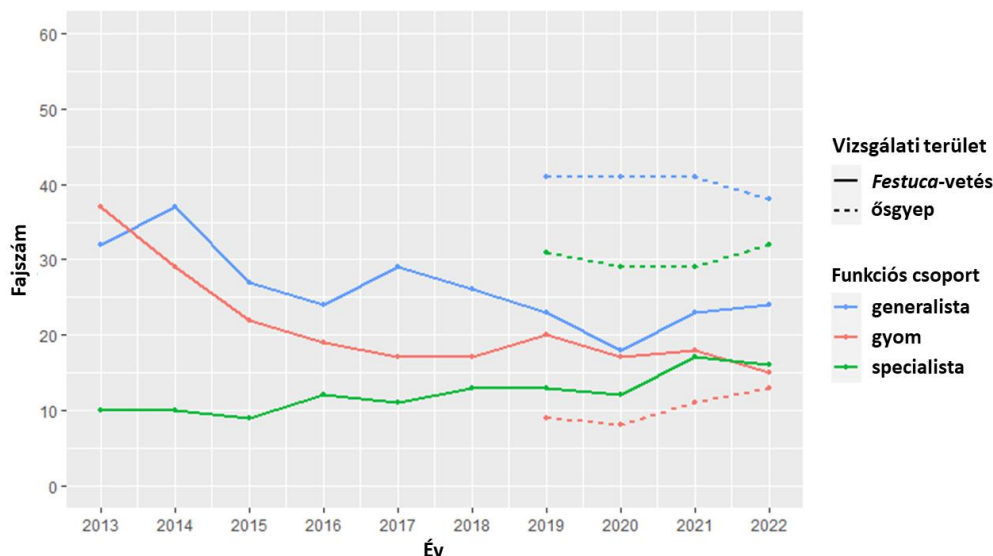
A két terület kvadrátjainak fajlistája alapján négy év alatt az ősgyep mintavételi egységeiben feljegyzett 97 fajból 52 előfordult a *Festuca*-vetésben annak tíz éves vizsgálati időszaka alatt. Emellett a felülvetést követő 11. évben, a jelen levő 55 fajból 40 az ősgyepen is előfordult, viszont ezek közül több, az ősgyep ritka, időleges megjelenésű, gyomjellegű fajai közé tartozott (pl. *Myosotis arvensis*, *Picris hieracioides*), illetve ilyen faj volt még az ősgyepen szálszerűen, főleg kisemlősök túsán megjelenő *Bromus japonicus* és *Bromus sterilis*. Ugyanebben az évben az ősgyep 12 állandó kvadrátjában 83 faj fordult elő, amit a *Festuca*-vetés egyedül a legelső felvételezett évében közelített meg, akkor 79 fajt rögzítettek a mintavételi egységekben, majd ez a szám nagy mértékben csökkent.

A két terület kvadrátonkénti átlagos fajszáma az elmúlt négyéves időszakban (2019–2022) azonban szignifikánsan eltért az ősgyep javára (GLMM alapján; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $z = 80,09$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = 10,79$; teljes modellre vonatkozó $R^2 = 0,77$). Emellett ez idő alatt az ősgyep diverzitása is szignifikánsan nagyobb volt a *Festuca*-vetéshez képest (LMM alapján; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $t = 27,51$; ősgyep: $p < 0,0001$, $t = 6,07$; teljes modellre vonatkozó $R^2 = 0,55$).

A 8. ábra alapján a szociális magatartás-típusok szerint képzett csoportok fajszáma az ősgyepen viszonylag stabil volt az évek során, egyedül a gyomok fajszáma mutatott enyhe növekedést. Ezzel szemben a *Festuca*-vetésben markáns változások voltak megfigyelhetőek a felvételezett időszak alatt. A specialisták fajszáma növekvő trendet mutatott. A generalisták száma kisebb kilengésekkel, míg gyomok száma egyértelműen csökkent az idővel.

A felülvetést követő korai években tapasztalt általános fajszámesés pedig láthatóan a generalista és gyomfajok számának csökkenéséből tevődött össze. Később, a 2020–2022 között

tapasztalt átlagos fajszámnövekedés háttérében pedig a specialista és a generalista fajok számának növekedése állt (4. és 8. ábra).

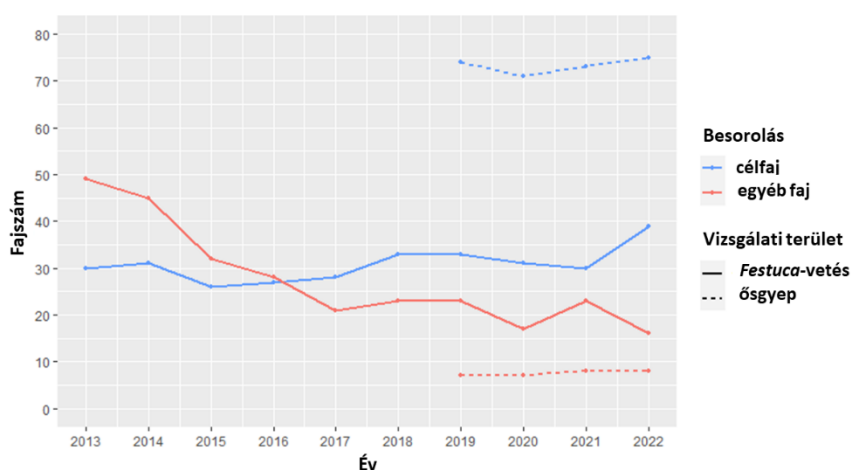


8. ábra. A generalisták, gyomok és specialisták fajszáma az ősgyepen és a *Festuca*-vetésben a készült felvételek alapján. Az ősgyepen a kategóriák arányai viszonylag stabilak voltak, míg a befolyásolt parlagszuccsesszió során a gyomfajok száma drasztikusan csökkent.

Ugyanakkor az ősgyepen még a felülvétést követő 11. évben (2022) is kétszer több specialista fordult elő, mint a *Festuca*-vetésben (8. ábra). A különbséget 2019 és 2022 között megvizsgálva szignifikáns eredményt kaptunk (GLMM alapján; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $z = 20,36$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = 4,60$; $R^2 = 0,95$). Ugyanígy a generalista fajok (LMM alapján; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $z = 29,00$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = 4,56$; $R^2 = 0,96$), és a gyomfajok száma is jelentősen különbözött (GLMM alapján; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $z = 23,95$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = -2,72$; $R^2 = 0,79$).

A vizsgálati időszak végére a gyomok közé sorolt fajok száma a mintavételi területeken közel azonos szinten volt. Azonban a vetéssel kezelt parcella gyomflórája nagyban eltért az ősgyepétől, a parlagon összesen hat adventív, illetve inváziós faj fordult elő, amelyek a rendszeres kaszálásnak köszönhetően ugyan nem tudtak elterjedni, de tartósan jelen voltak a területen. Ezzel szemben az ősgyepi kvadrátokból ezen fajok egyike sem ismert. Emellett a felhagyás utáni években olyan kultúrnövények is megjelentek a parlagon, mint a *Triticum aestivum* és a *Silybum marianum*. Előbbi a korábbi búzavetés utáni árvakelés lehetett, utóbbi pedig főként a szomszédos szántóföldek máriatövis-vetéseiből származhatott. A *Festuca*-vetésben továbbá a gyepefejlődési folyamat szempontjából nemkívánatos gyomfajok is előfordultak, ilyen volt a *Calamagrostis epigejos* és az *Elymus repens*. A felülvétést követő tizenegy éves időszak végére az előbbi mennyisége némileg csökkenni, utóbbi azonban növekedni látszott.

A két terület a célfajok számában is számottevően eltért. Az ősgyepen minden évben jelentősen több célfaj volt megtalálható, míg az „egyéb fajok” száma igen nagymértékű csökkenés után is a *Festuca*-vetésben volt magasabb (9. ábra). A különbségeket kevert hatású Poisson-modellekkel megvizsgálva mind a célfajok száma (GLMM; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $z = 40,41$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = 7,54$; $R^2 = 0,98$), mind az egyéb fajok száma szignifikánsan eltért a területek között (GLMM; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $z = 26,51$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = -4,52$; $R^2 = 0,87$). A *Festuca*-vetésben a két csoport aránya 2016-ban, a felülvetés utáni 5. évben fordult meg, amikortól a célfajok száma lassan



9. ábra. A „célfa” és az „egyéb faj” fajszerének változása az ősgyepen és a *Festuca*-vetésben a vizsgált időszak alatt. A vetést követő 5. évben, 2016-ban a parlagon már több „célfa” volt jelen, mint amennyi az „egyéb faj” kategóriába tartozó fajból volt megfigyelhető.

növekedni kezdett, míg az egyéb fajok száma 2017-ig, a felülvétést követő 6. évig nagy ütemben csökkent, majd átlagosan 20,5-es fajszer szinten stabilizálódott. (9. ábra).

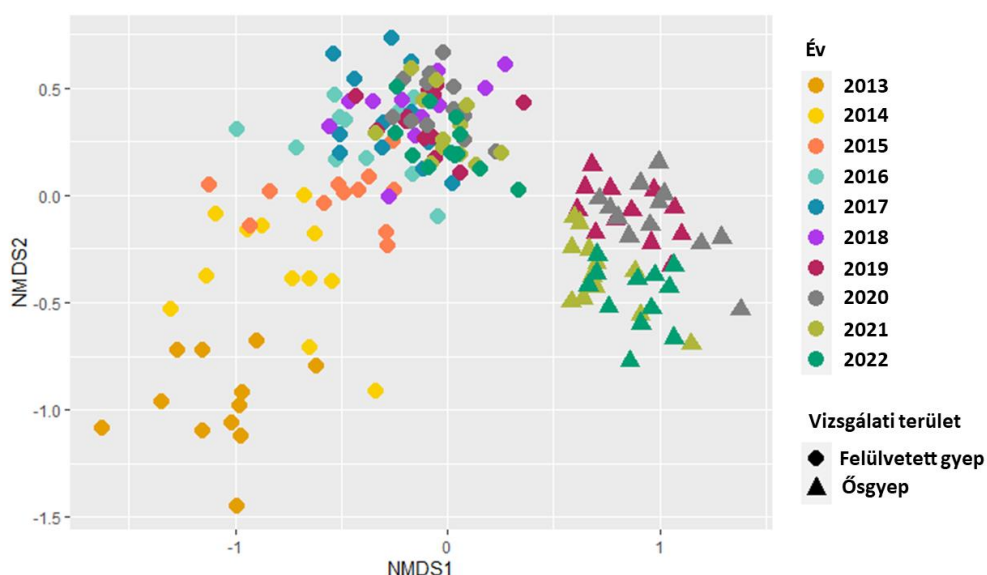
Az ősgyep és a *Festuca*-vetés között a fajkészletbeli eltéréseknél azonban jelentősebbnek bizonyultak a mennyiségbeli és dominancia-viszonyok közti különbségek. Az egyik legjelentősebb különbség a domináns pázsitfűfaj kvadrátonkénti borításában volt megfigyelhető. A *Festuca valesiaca* még az enyhe mennyiségi csökkenését követően, 2019–2022 között is szignifikánsan nagyobb borítással rendelkezett a *Festuca*-vetésben, mint az ősgyepen (LMM alapján; y-tengelymetszet (*Festuca*-vetés): $p < 0,0001$, $t = 24,66$; ősgyep: $p < 0,0001$, $z = -7,36$; teljes modellre vonatkozó $R^2 = 0,46$).

Ezenfelül a célállapotot jelentő ősgyep számos társulásalkotónak számító faj, mint a *Galium verum*, *Teucrium chamaedrys*, *Elymus hispidus* és *Thalictrum minus* nem, vagy csak kis mennyiségben találhatóak meg a felülvetett területen. Közülük a legsikeresebben a *Galium verum* kolonizált, de mennyisége így is töredéke volt az ősgyepinek. Az *Elymus hispidus* egyáltalán nem található meg a *Festuca*-vetésben, a *Teucrium chamaedrys* maximális

átlagborítása is csupán 0,083% volt a vizsgált évek során. További fontos hiányzó faj volt az *Astragalus cicer*, *Carex praecox*, *Cynodon dactylon*, *Fragaria viridis*, *Linum austriacum*, *Thymus odoratissimus* és *Thymus pannonicus*. A felsorolt fajok tartós megtelepedése, illetve mennyiségi növekedése nélkül nem alakulhat ki az ősgyepihez hasonló vegetációszerkezet, mindezt a klaszteranalízisek eredményei is megerősítik (2., 3., 5. és 7. ábra).

Ugyanakkor több sikeresen terjedő célfajt is azonosíthatunk a löszparlagon, ezek egyrészt a kiegészítő vetésekkel kerültek be a területre (*Bromus inermis*, *Galium verum*, *Knautia arvensis*, *Ranunculus polyanthemos* és *Salvia nemorosa*), másrészt vagy a fűmagaratás után elszórt magokkal érkezhettek vagy spontán módon települtek be, ezek a következők voltak: *Alopecurus pratensis*, *Poa angustifolia*, *Vicia angustifolia* és *Vicia hirsuta*.

A felvett 12–12 db cönológiai felvétel alapján készített NMDS (non-metric multidimensional scaling) ábrája megerősíti a két terület társulástani különbségét (stress-érték: 0,15) (10. ábra).



10. ábra. A Tompapusztai-löszgyep (ősgyep) és a felülvetett gyepek felvételeiből készített NMDS-módszer ábrája alapján a vizsgált évek során a *Festuca*-vetés közelített az ősgyepi felvételekhez, azoktól azonban még a csenkeszvetés után tizenegy évvel is egyértelműen különbözött.

Az ősgyepi és a vetett gyepi felvételek a vizsgálat időtartama alatt egy esetben sem fedtek át, de egyes csenkeszvetéses felvételek már közelítenek az ősgyepiek csoportjához. Emellett jól megfigyelhető az a jelenség, hogy regenerálódó állományt eleinte nagy heterogenitás jellemzi, majd ez a folyamat fokozatosan lelassul, és a közép-szukcessziós stádiumnak megfelelő fázisba átlépve a terület mind térben, mind időben homogénné válik.

Megvitatás

A Tompapusztai-lőszgyep bővítési területén kijelölt 5 hektáros parcellán a referencia-terület uralkodó pázsitfűfajával végzett felülvetés hatására a kiválasztott csenkeszfaj mennyisége már a kezelést követő 2. évben jelentős volt, majd a 4. évtől a vetett *Festuca valesiaca* a parcella domináns növényfajává vált. A csenkeszfaj borítása a 6. évben tetőzött, az átlagos természetes szintnél 2,2-szer magasabb értékkel. Mennyisége ezt követően kisebb kilengésekkel csökkenni kezdett. Ekkortól a specialista és célfajok száma is kis mértékű, de egyértelmű növekedést mutatott.

A vizsgált időszak elején a spontán korai szukcessziós stádiumhoz hasonló módon (Huston & Smith 1987) igen gyors, és nagyfokú változások történtek. Az első három vizsgált évben évente cserélődött a terület domináns faja. A 2. évben a *Cirsium arvense*, majd a 3. évben a *Bromus sterilis*, végül a 4. évtől kezdve a *Festuca valesiaca* volt az uralkodó faj, amely ezt követően több évben is közel monodomináns pozícióban maradt. Ebben a stádiumban az egyes fajok között még különösen kiegyenlítettlenek voltak a borítási viszonyok, és ugyan ez a trend a későbbiekben is megfigyelhető volt, mértéke idővel csökkent.

A szélsőséges változások közé tartozik a pillangósvirágú fajok mennyiségének 7., és elsősorban a 10. évi látványos megugrása (5. ábra). Az ún. bodorkajárás a szárazgyepekre jellemző jelenség, mely során egyes években feldúsulnak a pillangósvirágú fajok. A bodorkajárásos években a tél többnyire enyhe, amit általában csapadékos tavasz követ (Kelemen et al. 2015). Ugyanakkor parlagok regenerációja esetében a jelenséghez a talajban fellépő nitrogénhiány is hozzájárulhat. A gyepefejlődési folyamat során feldúsuló pázsitfűfajok magas produktójuk által a talaj nitrogénszintjének csökkenését okozhatják. A nitrogénhiány következtében pedig a nitrogén-megkötő pillangósvirágú-fajok előnybe kerülhetnek, így rövid idő alatt jelentősen feldúsulhatnak a gyepeben (Knops & Tilman 2000; Li et al. 2010). A Tompapusztai-lőszgyep melletti bővítési területen a felsoroltak együttesen okozhatták a pillangósvirágú-, elsősorban bükkönyfajok borításának robbanásszerű növekedését a 10. évben. A gyepe fölött szőnyegszerűen elterülő, sűrű bükkönyszövedék emellett feltehetően jelentős árnyékoló hatást fejthetett ki az alatta levő gypeszinteket alkotó fajokra. A jelenség okainak pontos feltárásához mindenképpen további vizsgálatokra lenne szükség.

A felülvetett parcellában a fajszám és a Shannon-diverzitás a vizsgált időszak legelején, vagyis a magaszórás utáni 2. évben, a terület felhagyása után négy évvel, volt a legmagasabb (4. ábra). Ekkorra a növényfajok már kolonizálták az új, kihasználatlan erőforrásokat nyújtó nagy kiterjedésű nyílt talajfelszínt. A kiemelkedően nagy számú faj megjelenésének hátterében

részben ezen betöltetlen erőforrások állhattak, amelyek kedvező körülményeket nyújthattak a növényeknek, illetve a kolonizáció elején jellemzően kevés limitáló tényező jelentkezik, így az egyes fajok könnyebben telepedhettek meg (Huston & Smith 1987; Redente & Cooke 1986; Wilson & Shure 1993). Ebben a szakaszban még teljesen más, jóval üdébb társulásokhoz, elsősorban iszapnövényzethez kötődő fajok is megjelentek a száraz háts részekben, ami szintén az előbbi megállapítást támogatja. Az ekkor jelen levő fajok nagy része a gyomok csoportjába tartozott, amelyek életstratégiájára jellemző, hogy még zavarás esetén is gyorsan tudják kihasználni az elérhető kedvező feltételeket. Ez megmagyarázza, hogy miért ez a funkciós csoport volt messze a legsikeresebb a folyamat elején (Grime 1979).

A csenkeszmagvetéssel érintett parlagon az átlagos fajszám azonban 2013–2017 között minden évben jelentősen visszaesett (4 ábra), mivel a gyepfejlődés előrehaladtával a nagy mennyiségben elérhető forrásokért, a fényért, a talaj tápanyagtartalmáért, a vízért, de még a rendelkezésre álló helyért is kompetíció alakulhatott ki, ami bizonyos fajok eltűnéséhez vezethetett (Blumenthal et al. 2005; Jírová et al. 2012; Török et al. 2012). A laposokra jellemző fajok, illetve a kifejezetten pionír felszíneket, vagy a magas nitrogén-tartalmú talajt igénylő elemek a számukra nem megfelelő körülmények okozta magas stressz mellett a kompetíció miatt sem tudtak tartósan megtelepedni a parlagon. Ugyanis a jobb kompetíciós képességekkel rendelkező fajok hamar elfoglalták, akár el is használták a még elérhető kedvező abiotikus erőforrásokat.

Érdekes, hogy az egyik évről a következőre eltűnő növényfajok száma a 4. évben volt a legmagasabb (28 faj), mindez egybeesett a felülvetett csenkeszfaj dominánssá válásával. Feltételezhető, hogy a vékony csenkesz a fejlődő vegetáció belső viszonyait az addigiakhoz képest átalakítva, a többi faj számára kevésbé tolerálható viszonyokat teremtett.

A csenkeszvetéses parcellában a fajszámcsökkenés egészen a 6. évig tartott, amikor is a folyamat iránya megfordult, és a diverzitás nőni kezdett (4. ábra). Mindez egybeesett a *Festuca valesiaca* csúcsmennyiségének elérésével. Ekkortól a növényzet már egyértelműen a spontán közép-szukcessziós stádium jellemzőit mutatta, de ez a folyamat már a 4. évben elkezdődött. A meghatározó változások a következők voltak: a gyeppen már jelen voltak bizonyos tipikus célfajok, sőt, közülük néhány, elsősorban a vetett csenkeszfaj, dominánssá is vált, viszont a terület fajkompozíciójában, mennyiségi viszonyaiban és az egyes fajok eloszlásában különbözött a célállapottól (Bartha et al. 2014). Megfigyelések szerint a közép-szukcessziós állapot spontán módon általában a leghamarabb 15 év, de jellemzőbben inkább néhány évtized elteltével alakul ki (Bartha et al. 2014; Schmid et al. 2017). Ezzel szemben a *Festuca valesiaca* nagy magssűrűségű vetésével a parlag már a felhagyása utáni 8. évben (egyben a vetést követő

6. évben) elérkezett egy olyan állapotba, ami a vetéssel nem befolyásolt rendszereknél a közép-szukcessziós stádiumnak felel meg. Ez az átmenet valószínűleg jóval hamarabb következett be, mint ahogy az spontán módon történt volna.

Az erőteljesen előretörő pázsitfűfajok vetésével azonban lehetséges, hogy egy olyan állapotot hozunk létre mesterségesen, amikor a rekonstrukciós területre nagy mennyiségben bevitt jó kompetíciós képességekkel rendelkező pázsitfűfaj olyan mértékben válik dominánssá, ami már lassítja a kezelések mellett is természetes módon zajló szukcessziót. A célfajok megtelepedése és sikeres terjedése a parlagszukcessziós folyamat kulcsfontosságú részét képezi, ezt azonban feltartóztathatja, ha néhány faj túlságosan dominánssá válik (Deák et al. 2011; Tölgyesi et al. 2019).

Ezenkívül a pázsitfűfajok felülvetésén alapuló gyeprekonstrukciós módszer egyik fő előnye, hogy hatékonyan kontrollálja a gyomokat és az esetlegesen megjelenő inváziós fajokat (Blumenthal et al. 2005; Török et al. 2012). Ez a Tompapusztai-lőszgyep felülvetett bővítési területén is megfigyelhető volt, a *Festuca valesiaca* dominanciájának hatására uralkodóvá válásától kezdve az egyéb, nem célfajok aránya viszonylag alacsonynak volt mondható. Az inváziós fajok megjelenése a területen még eleinte sem volt jellemző, ezen fajok a bemutatott időszak végéig ritkán fordultak elő. Ugyanakkor kiemelendő, hogy bizonyos gypfejlődés szempontjából nemkívánatos gyomfajok, mint a *Calamagrostis epigejos*, *Cirsium arvense* és az *Elymus repens*, jelentős mennyiségben voltak jelen a kezelt területen. A csenkeszfaj a felsorolt fajokkal ráadásul az évek során akár többször is egy társulási csoportba tartozott, ami arra utal, hogy ezen együttes tagjai képesek hasonló módon egyeduralkodóvá válni (7. ábra).

A fajszám csökkenésében a felülvetett pázsitfűfaj erős kompetíciós képességei mellett annak is szerepe lehetett, hogy egy ilyen nagy abundanciával jelen levő fűfaj nagy mennyiségű fűavar-felhalmozódást okoz, ami bizonyítottan jelentős csírázásgátló hatással rendelkezik (Deák et al. 2011; Ruprecht & Szabó 2012).

A vizsgált időszak második felében tapasztalt célfajszám lassú növekedése mögött részben az a folyamat állhatott, hogy az erőteljes versengés miatt egyre inkább azok a fajok lehettek képesek hatékony terjedésre, amelyek nem csak a többi faj jelenlétéhez, hanem az adott klimatikus és talajtani környezethez is alkalmazkodni tudtak. Ezek a fajok ezáltal gyakran a célfajok közé tartoztak. A spontán regeneráció esetében ez a fajszám-növekedés jellemzően a közép- és késő-szukcessziós stádiumban szokott bekövetkezni, a vizsgált lőszparcella esetében egyelőre a természetes folyamat elejéhez hasonló viszonyokat rögzítettünk (Bartha et al. 2014; Ruprecht 2006).

Ennek ellenére a felülvetett löszparcella a magszórás után tizenegy évvel is több szempontból még jelentősen eltért az ősgyeptől. Ezek elsősorban stabilitásban, fajgazdagságban, fajösszetételben, mennyiségi viszonyokban, illetve szerkezetben jelentkeztek (1–7. ábra). A felsorolt paraméterek valószínűleg idővel a természetes löszgyepi állapotokra jellemző értékek, sajátosságok felé fognak elmozdulni. Ennek legfontosabb eleme az ősgyep társulásalkotó kétszikűfajainak ősgyepihez hasonló mennyiségben való megjelenése lenne, ezek a fajok viszont vagy teljesen hiányoztak a parlagról, vagy csak nagyon lassú terjedést mutattak az elmúlt tíz év során. Ugyanakkor a trendek alapján jó eséllyel folytatódhat a célfajok mennyiségének lassú növekedése, ami mind faj-, mind élőhelyvédelmi szempontból fontos cél.

A bemutatott eredmények mellett további esettanulmányok is (Valkó et al. 2015, 2016) felvetik annak lehetőségét, hogy a magas kétszikűarányú löszpusztagyeppek rekonstrukciója esetében hatékonyabbak lehetnek a regenerációs folyamatok, ha a közelben rendelkezésre áll természetes magforrás. A spontán szukcesszió mellett szól, hogy a löszparlagok kötött talajuk miatt kevésbé vannak kitéve magas inváziósnyomásnak, így a vetett pázsitfűfajok gyomkontrolláló hatására is kevésbé van szükség. Emellett a spontán visszagyepesedéssel esetlegesen elkerülhető lenne a magas pázsitfűfaj-borítás, ami gátlólag hathat a célfolyamatokra (Sojneková & Chytrý 2015; Valkó et al. 2016).

A felsoroltakkal összefüggésben arra a további következtetésre juthatunk, hogy alacsonyabb vetési sűrűséget választva a löszgyep fejlődése során nagyobb szerepet kaphatnak a spontán szukcesszióhoz hasonlító folyamatok, emellett esetleg a vetésekre jellemző előnyök is megjelenhetnének.

Bartha Sándor és munkatársai a közép-szukcesszió során fellépő, a szukcesszió ütemét lassító folyamatokat vizsgálva a szukcesszió megrekedésének okaként elsődlegesen a céltársulások szubordinált fajainak vagy egyes inváziós fajoknak eluralkodását azonosították (Bartha et al. 2014). Az eredményeik arra mutatnak, hogy néhány, a tájra természetes módon jellemző pázsitfűfaj is képes lehet hasonló állapotot kialakítani, ha a folyamat elején nagy mennyiségben kerültek be a még nem záródott, kialakulóban levő gypsözövetbe.

Fontos hangsúlyozni, hogy a parlagszukcessziós folyamatok időléptéke igen nagy, így kísérletünk során ennek csak a töredékét volt módunkban vizsgálni. Arról pedig, hogy pontosan mennyi időbe telik az ősgyepkéhez hasonló fajkészlet és gypszerkezet kialakulása, egyelőre nem áll rendelkezésre elegendő tapasztalat (Öster et al. 2009).

A bemutatott eredmények a természetes gyepterületek védelmének fontosságát hangsúlyozzák, amelyek még fragmentált állapotban is számos ritka fajt őrizhetnek (Volenec & Dobson 2020). A különböző természetvédelmi gyepesítési eljárásokkal a fajgazdag,

ökológiai funkciókat ellátó gyepek területe feltehetően hosszú idő alatt, de bővíthető, mindez pedig hozzájárulna a hozzájuk kötődő fajok és életközösségek fennmaradásához.

Összefoglaló

A felhagyott szántók visszagyepesítése alternatívát nyújt a gyepterületek globális mértékű megfogyatkozásának és degradációjának ellensúlyozására. Széles körben alkalmazott módszert jelent a magas pázsitfű-arányú magkeverékek vetése, amely sikeresen kontrollálja a gyomok és az inváziós fajok kezdeti stádiumban való feldúsulását. Ugyanakkor egyre több vizsgálat mutat rá, hogy az így végrehajtott felülvetés fajszegény gyepeket hoz létre, és ökológiai funkciókat kevésbé ellátó vegetációt állandósít. A vetéssel befolyásolt parlagok időbeli változásáról kevés részletes ismerettel rendelkezünk. A folyamatok megértésében és a kezelés hatásának feltárásában nagy szerepet kaphatnak a hosszú távú vizsgálatok. Kutatásunk során egy alföldi löszparlag felülvetés utáni regenerációs folyamatait monitoroztuk. A vizsgált parlagparcella egy fokozottan védett ősgyep, a battonyai Tompapusztai-löszgyep szomszédságában, annak bővítéseként visszagyepesített területen helyezkedik el. A 2011-ben felülvetett parlagparcellán egy tízéves időszakban (2013–2022), éves rendszerességgel 4×4 m-es állandó pozíciójú cönológiai felvételeket készítettünk, a kapott eredményeket a referencia-területként szolgáló ősgyep négyéves adatsorával (2019–2022) hasonlítottuk össze. A parlag felülvetése során a tájra természetes módon jellemző domináns pázsitfűfaj, a vékony csenkesz (*Festuca valesiaca*) nagy magzsűrűséggel került elvetésre. Emellett további 28 célfaj propagulumát juttatták ki változó mennyiségben a talajfelszínre. A magszórással érintett parcella korai stádiumában az uralkodó növényfaj évente cserélődött. A kezelést követő 4. évtől a vetett fűfaj monodominánssá vált, majd mennyisége a 7. évtől enyhén csökkenni kezdett, ezzel egyre inkább lehetőség nyílt bizonyos specialista fajok állományának lassú megerősödésére. A vizsgált időszak alatt nagyfokú fajkicserélődés történt, ezzel együtt a fajkompozíció is számottevően átalakult. A tízéves időszak végére csökkent a gyomfajok aránya, a specialista fajok mennyiségében pedig növekvő trend volt megfigyelhető. Mégis, a felülvetett gyep diverzitásban és szerkezetben jelentősen eltér a természetes löszgyeptől, ami többek között a vetett fűfaj túlzott dominanciájára vezethető vissza. A rekonstrukciós terület egyelőre kis mértékben mutat elmozdulást az ősi löszpusztagyepekre jellemző kétszikűgazdagság felé. A vizsgálat alapján megállapítható, hogy a vetést követően hamar kialakul a természetes állapotnál jóval magasabb csenkeszborítás, mely lerövidíti a gyomfajok uralta stádiumot, viszont lassíthatja a célfajok betelepülését.

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni Csathó András Istvánnak és Tölgyesi Csabának a témavezetői munkájukat, illetve Bartha Sándor és Házi Judit szakmai segítségét.

Köszönet illeti Csathó András Istvánt, Molnár Csabát, Házi Juditot, Purger Dragicát, Kun Róbertet és Komoly Cecíliát a projekthez való csatlakozásom előtti, 2013–2019-ig tartó időszak felvételeinek elkészítéséért és az azokhoz való hozzáférés biztosításáért. További köszönettel tartozom Sallainé Kapocsi Juditnak, Bánfi Péternek, Danyik Tibornak és Forgách Balázsnak a munkánk segítségével, illetve a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak a vizsgálat támogatásáért.

Munkámat az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-22-2 – SZTE-353 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alap támogatása.

Irodalomjegyzék

- Auffret, A. G., Kimberley, A., Plue, J., Waldén, E. (2018). Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. *Nature Communications* 9(1): 3464. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05991-y>
- Bardgett, R. D., Bullock, J. M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., L. Fry, E., Johnson, D., Lavalley, J. M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W., Li, X., Ding, Y., Li, Y., Shi, H. (2021). Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth and Environment* 2(10): 720–735. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>
- Bartha, S., Csathó, A. I., Virágh, K., Szentes, S., Csathó, A. J., Sutyinszky, Z., Horváth, A., Ruprecht, E. (2011). A Tompapusztai löszgyep mikrocönológiai értékelése I. Florális diverzitás és koordináltság. *Crisicum* 7: 45–55.
- Bartha, S., Szentes, Sz., Horváth, A., Házi, J., Zimmermann, Z., Molnár, Cs., Dancza, I., Margóczi, K., Pál, R. W., Purger, D., Schmidt, D., Óvári, M., Komoly, C., Sutyinszki, Zs., Szabó, G., Csathó, A. I., Juhász, M., Penksza, K., Molnár, Zs. (2014). Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201–213. <https://doi.org/10.1111/avsc.12066>
- Bartha, S., Szabó, G., Csete, S., Purger, D., Házi, J., Csathó, A. I., Campetella, G., Canullo, R., Chelli, S., Tsakalos, J. L., Ónodi, G., Kröel-Dulay, G., Zimmermann, Z. (2022). High-resolution transect sampling and multiple scale diversity analyses for evaluating grassland resilience to climatic extremes. *Land* 11(3): 1–19. <https://doi.org/10.3390/land11030378>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., Lindborg, R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services

- than you might think. *Ecosphere* 10(2): e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Blumenthal, D. M., Jordan, N. R., Svenson, E. L. (2005). Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107(2–3): 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.11.008>
- Borhidi, A. (1995). Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 1–2: 97–181.
- Braun-Blanquet, J. (1964). Pflanzensozologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag, Bécs, p. 866. <https://doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2>
- Bray, J. R., Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27(4): 325–349.
- Cairns, J., Heckman, J. R. (1996). Restoration ecology: The state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment* 21(1): 167–189. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.167>
- Carlier, L., Rotar, I., Vlahova, M., Vidican, R. (2009). Importance and functions of grasslands. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 37(1): 25–30.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4): 222–228. <https://doi.org/10.1890/080216>
- Concilio, A. L., Loik, M. E. (2013). Elevated nitrogen effects on *Bromus tectorum* dominance and native plant diversity in an arid montane ecosystem. *Applied Vegetation Science* 16(4): 598–609. <https://doi.org/10.1111/avsc.12029>
- Csathó, A. I., Virágh, K., Csathó, A. J., Szentes, Sz., Sutyinszky, Zs., Juhász, M., Házi, J., Sallainé, K. J., Bartha, S. (2012). Löss-parlagszukecesszió komplex vizsgálatának előzetes eredményei Battonya-Tompapusztán. In: Bartha S., Mázsza K. (szerk.): 9. Magyar Ökológus Kongresszus. Keszthely, 2012. szeptember 5-7. Programfüzet. Előadások és poszterek összefoglalói, p. 36.
- Csathó, A. J., Csathó, A. I. (2009). A battonya-tompapusztai Külső-gulya flóralistája. *Crisicum* 5: 51–70.
- Csathó, A. I., Csathó, A. J., Csete, S., Guller, Zs. E., Házi, J., Molnár, Cs., Purger, D., Szabó, G., Zimmermann, Z., Bartha, S. (2021). A battonyai Tompapusztai-lőszgyep és bővítési területének hosszú távú cönológiai vizsgálata XI. – Kutatási Jelentés. Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, 196 pp.
- Danyik, T. (2011). Feljegyzés a Tompapusztai lőszgyepen végzett mezőgazdasági és vizsgálati tevékenységekről a 2011-es évben. Kézirat, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, 3 pp.
- de Bello, F., Valencia, E., Ward, D., Hallett, L. (2020). Why we still need permanent plots for vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 31(5): 679–685. <https://doi.org/10.1111/jvs.12928>
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Migléc, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011). Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145(3): 730–737. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601336>
- Deák, B., Valkó, O. (2015). Gyepesítési módszerek alkalmazása a természetvédelmi gyakorlatban – Kevésfajos és sokfajos magkeverékek, spontán gyepregeneráció és szénaráhordás. In: Török, P., Tóthmérész, B. (szerk.): *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés*

elmélete és gyakorlata. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. (ÖMKi), Budapest, pp. 35–42.

- Dudley, N., Petersen, I., Campari, J., Periago, M., Miñarro, F., Siqueira, C., Rincón, S., Rendón, E., Kauffman, M., Burns, A., Pereladova, O. (2020). Grassland and savannah ecosystems – An urgent need for conservation and sustainable management. WWF Deutschland, Berlin, 90 pp.
- Egoh, B. N., Bengtsson, J., Lindborg, R., Bullock, J. M., Dixon, A. P., Rouget, M. (2016). The importance of grasslands in providing ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. K., Turner (szerk.): *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London, pp. 421–441. <https://doi.org/10.4324/9781315775302-37>
- Grime, J. P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester-New York-Brisbane-Toronto, p. 222.
- Guller, Zs. E., Házi, J., Bartha, S., Molnár, Cs., Purger, D., Szabó, G., Zimmermann, Z., Csathó, A. I. (2021): A domináns pázsitfűfaj felülvetésén alapuló módszer hatékonyságának vizsgálata löszparlagon. In: Takács, A., Sonkoly, J. (szerk.): *XIII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia. Program és összefoglalók*. – Ökológiai Kutatóközpont & Debreceni Egyetem, Debrecen, p. 93.
- Guller, Zs. E., Házi, J., Bartha, S., Molnár, Cs., Purger, D., Szabó, G., Zimmermann, Z., Csathó, A. I. (2022): Felülvetéssel kezelt löszparlag regenerációs folyamatainak hosszú távú vizsgálata. In: Soltész, Z. (szerk.): *XIII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. „Klimaváltozás: trendek, veszélyek és megoldások”*. Absztrakt kötet. Magyar Biológiai Társaság, p. 57.
- Guller, Zs. E., Házi, J., Bartha, S., Molnár, Cs., Purger, D., Szabó, G., Zimmermann, Z., Csathó, A. I. (2023): A domináns pázsitfűfaj felülvetésén alapuló gyeprekonstrukciós módszer eredményei löszparlagon. *Tájökológiai Lapok*, in press.
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., Wiezik, M. (2013). European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22(10): 2131–2138. <https://doi.org/10.1007/S10531-013-0537-X>
- Halina, J. H. (2006). The function of permanent grasslands in water resources protection. *Journal of Water and Land Development* 10(10): 55–65. <https://doi.org/10.2478/v10025-007-0005-7>
- Harzé, M., Monty, A., Boisson, S., Pitz, C., Hermann, J. M., Kollmann, J., Mahy, G. (2018). Towards a population approach for evaluating grassland restoration—a systematic review. *Restoration Ecology* 26(2): 227–234. <https://doi.org/10.1111/rec.12663>
- Házi, J., Bartha, S., Szentes, Sz., Wichmann, B., Penksza, K. (2011). Seminaturnal grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystems* 145(3): 699–707. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601339>
- Hilpold, A., Seeber, J., Fontana, V., Niedrist, G., Rief, A., Steinwandter, M., Tasser, E., Tappeiner, U. (2018). Decline of rare and specialist species across multiple taxonomic groups after grassland intensification and abandonment. *Biodiversity and Conservation* 27(14): 3729–3744. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1623-x>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1): 23–29. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2004.00686.X>
- Hölzel, N. (2005). Seedling recruitment in flood-meadow species: The effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Applied Vegetation Science* 8(2): 115.

<https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2005.tb00636.x>

- Huang, Z., Liu, Y. F., Cui, Z., Liu, Y., Wang, D., Tian, F. P., & Wu, G. L. (2019). Natural grasslands maintain soil water sustainability better than planted grasslands in arid areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 286: 106683. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106683>
- Huston, M., Smith, T. (1987). Plant succession: life history and competition. *American Naturalist* 130(2): 168–198. <https://doi.org/10.1086/284704>
- Illyés, E., Molnár, Zs., Csathó, A. I. (2007). Lejtősztyepek, löszgyepek, erdőssztyepek és a löszfalnövényzet jelenlegi állapota és az ahhoz vezető hatások. In: Illyés, E., Bölöni, J. (szerk.): *Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon*. Magánkiadás, Budapest, pp. 104–113.
- Jírová, A., Klaudisová, A., Prach, K. (2012). Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: A repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* 15(2): 245–252. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01165.x>
- Ke, X., van Vliet, J., Zhou, T., Verburg, P. H., Zheng, W., Liu, X. (2018). Direct and indirect loss of natural habitat due to built-up area expansion: A model-based analysis for the city of Wuhan, China. *Land Use Policy* 74: 231–239. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.048>
- Kelemen, A., Szentes, Sz., Török, P. (2015). A gyeptelepítéshez és az ökológiai gyeptelepítés során leggyakrabban felhasznált növényfajok jellemzése. In: Török, P., Tóthmérész, B. (szerk.): *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata*. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. (ÖMKi), Budapest, pp. 19–34.
- Kelemen, A., Tóthmérész, B., Valkó, O., Miglécz, T., Deák, B., Török, P. (2017). New aspects of grassland recovery in old-fields revealed by trait-based analyses. *Ecology and Evolution* 7: 2432–2440. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.2869>
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11(4): 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Király, G., Virók, V., Szomorad, F., Molnár V. A. (szerk.). (2009). *Új magyar flóráskönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő, 616 pp.
- Kiss, R., Deák, B., Tóthmérész, B., Miglécz, T., Tóth, K., Török, P., Lukács, K., Godó, L., Körmöczy, Z., Radóczy, Sz., Kelemen, A., Sonkoly, J., Kirmer, A., Tischew, S., Švamberková, E., Valkó, O. (2021). Establishment gaps in species-poor grasslands artificial biodiversity hotspots to colonization of target species. *Restoration Ecology* 29(S1): e13135. <https://doi.org/10.1111/rec.13135>
- Knops, J. H. M., Tilman, D. (2000). Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology* 81(1): 88–98. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0088:DOSNAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0088:DOSNAC]2.0.CO;2)
- Li, W. J., Li, J. H., Lu, J. F., Zhang, R. Y., Wang, G. (2010). Legume–grass species influence plant productivity and soil nitrogen during grassland succession in the eastern Tibet Plateau. *Applied Soil Ecology* 2(44): 164–169. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.12.001>
- Lindborg, R., Eriksson, O. (2004). Effects of grassland restoration on plant species richness in

- Swedish agricultural landscapes. *Restoration Ecology* 12(3): 318–326. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00334.x>
- Liu, Z., He, C., Wu, J. (2016). The relationship between habitat loss and fragmentation during urbanization: An empirical evaluation from 16 world cities. *PLoS ONE* 11(4): e0154613. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>
- Magurran, A. E., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Dick, J. M. P., Elston, D. A., Scott, E. M., Smith, R. I., Somerfield, P. J., Watt, A. D. (2010). Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology and Evolution* 25(10): 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- McCain, K. N. S., Baer, S. G., Blair, J. M., Wilson, G. W. T. (2010). Dominant grasses suppress local diversity in restored tallgrass prairie. *Restoration Ecology* 18(S1): 40–49. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00669.x>
- Molnár, Zs. (1998). Másodlagos löszpusztagyeppek fejlődése felhagyott szántókon II. A fajkészlet. *Crisicum* 1: 84–99.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., Maintainer, H. W. (2020). *Vegan: Community ecology package. R package version 2.5–7*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Öster, M., Ask, K., Cousins, S. A. O., Eriksson, O. (2009). Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 46: 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01721.x>
- Pärtel, M., Bruun, H. H., Sammul, M. (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland Science in Europe* 10: 1–14.
- Prach, K. (2003). Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6(2): 125–129. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00572.x>
- Prach, K., Tichý, L., Lencová, K., Adámek, M., Koutecký, T., Sádlo, J., Bartošová, A., Novák, J., Kovář, P., Jírová, A., Šmilauer, P., Řehouňková, K. (2016). Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *Journal of Vegetation Science* 27(3): 515–523. <https://doi.org/10.1111/jvs.12383>
- Prach, K., Řehouňková, K. (2006). Vegetation succession over broad geographical scales: Which factors determine the patterns? *Preslia* 78(4): 469–480.
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Development.
- Redente, E. F., Cook, C. W. (1986). Structural and functional changes in early successional stages of a semiarid ecosystem. Research Report by Colorado State University. US Department of Energy, 69 pp.
- Ruprecht, E. (2005). Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77(2): 145–157.
- Ruprecht, E. (2006). Successfully recovered grassland: A promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14(3): 473–480. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00155.x>
- Ruprecht, E., Szabó, A. (2012). Grass litter is a natural seed trap in long-term undisturbed

- grassland. *Journal of Vegetation Science* 23(3): 495–504. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2011.01376.X>
- Sala, O. E., Paruelo, J. M. (1997). Ecosystem services in grasslands. In: Daily, G. C. (szerk.): *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington D.C., pp. 237–249.
- Schmid, B. C., Poschlod, P., Prentice, H. C. (2017). The contribution of successional grasslands to the conservation of semi-natural grasslands species – A landscape perspective. *Biological Conservation* 206: 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.002>
- Scurlock, J. M. O., Hall, D. O. (1998). The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology* 4(2): 229–233. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00151.x>
- Sojneková, M., Chytrý, M. (2015). From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecological Engineering* 77: 373–381. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.042>
- Suttie, J. M., Reynolds, S. G., Battello, C. (2005). Grasslands of the world. In: *Plant Production and Protection Series 34*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Szentes, Sz., Sutyinszki, Zs., Szabó, G., Zimmermann, Z., Házi, J., Wichmann, B., Hufnágel, L., Penksza, K., Bartha, S. (2012). Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology* 7(6): 1055–1065. <https://doi.org/10.2478/s11535-012-0101-9>
- Tölgyesi, Cs., Török, P., Kun, R., Csathó, A. I., Bátori, Z., Erdős, L., Vadász, Cs. (2019). Recovery of species richness lags behind functional recovery in restored grasslands. *Land Degradation and Development* 30(9): 1083–1094. <https://doi.org/10.1002/ldr.3295>
- Tölgyesi, Cs., Vadász, Cs., Kun, R., Csathó, I. A., Bátori, Z., Hábenczyus, A., Erdős, L., Török, P. (2022). Post-restoration grassland management overrides the effects of restoration methods in propagule-rich landscapes. *Ecological Applications* 32(1): e02463. <https://doi.org/10.1002/eap.2463>
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010). Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143(3): 806–812. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.024>
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2012). Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20(1): 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.006>
- Török, P., Brudvig, L. A., Kollmann, J., N. Price, J., Tóthmérész, B. (2021). The present and future of grassland restoration. *Restoration Ecology* 29(S1): e13378. <https://doi.org/10.1111/REC.13378>
- Valkó, O., Deák, B., Kapocsi, I., Török, P. (2015). Gyeprekonstrukciós projektek a Hortobágyi Nemzeti Parkban. In: Török, P., Tóthmérész, B. (szerk.): *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata*. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft. (ÖMKi), Budapest, pp. 103–110.
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. (2016). Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(2): 1–9. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>

- van Andel, J., Aronson, J. (2012). Preface. In: van Andel, J., Aronson, J. (szerk.): *Restoration Ecology: The New Frontier*. Blackwell Publishing Ltd., pp. 15–17. <https://doi.org/10.1002/9781118223130.ch1>
- Volenc, Z. M., Dobson, A. P. (2020). Conservation value of small reserves. *Conservation Biology* 34(1): 66–79. <https://doi.org/10.1111/COBI.13308>
- Waldén, E., Öckinger, E., Winsa, M., Lindborg, R. (2017). Effects of landscape composition, species pool and time on grassland specialists in restored semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 214: 176–183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.037>
- WFO. (2022). World Flora Online. <http://www.worldfloraonline.org/>. (Utolsó hozzáférés dátuma: 2022.11.10.)
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., D’., L., McGowan, A., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Lin Pedersen, T., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software* 4(43): 1686. <https://doi.org/10.21105/JOSS.01686>
- Wilsey, B. J. (2010). Productivity and subordinate species response to dominant grass species and seed source during restoration. *Restoration Ecology* 18(5): 628–637. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00471.x>
- Wilson, A. D., Shure, D. J. (1993). Plant competition and nutrient limitation during early succession in the Southern Appalachian Mountains. *American Midland Naturalist* 129(1): 1–9. <https://doi.org/10.2307/2426429>
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23(4): 796–802. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2012.01400.X>