

Soproni Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet



OTDK DOLGOZAT

Alföldi homokpusztagyeppek szerepe a hangyaközösségek diverzitásának fenntartásában

The role of the Great Hungarian Plain's sandy grasslands in
maintaining ant community diversity

Készítette:
Zagyva Zalán Rókus
Erdőmérnöki Szak, II. évfolyam

Konzulens:
Prof. Dr. Winkler Dániel egyetemi tanár

Sopron, 2024

NYILATKOZAT

Alulírott Zagyva Zalán Rókus (Neptun kód: VR75VS) jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy az **Alföldi homokpusztagyepek szerepe a hangyaközösségek diverzitásának fenntartásában** című dolgozat **önálló munkám**, a dolgozat készítése során betartottam a *szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. Tv.* szabályait, valamint az egyetem által előírt, a dolgozat készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében¹.

Kijelentem továbbá, hogy a dolgozat készítése során az önálló munka kitétel tekintetében a konzulenszt illetve a feladatot kiadó oktatót **nem tévesztettem meg**.

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy a dolgozatot **nem magam készítettem**, vagy a dolgozattal kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Soproni Egyetem **megtagadja a dolgozat befogadását és ellenem fegyelmi eljárást indíthat**.

A dolgozat befogadásának megtagadása és a fegyelmi eljárás indítása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 2024. november 4.

Zagyva Zalán Rókus
hallgató

¹ **1999. évi LXXVI. tv. 34. § (1)** A mű részletét - az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven - a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti.

36. § (1) Nyilvánosan tartott előadások és más hasonló művek részletei, valamint politikai beszédek tájékoztatás céljára - a cél által indokolt terjedelemben - szabadon felhasználhatók. Ilyen felhasználás esetén a forrást - a szerző nevével együtt - fel kell tüntetni, hacsak ez lehetetlennek nem bizonyul.

Kivonat

A kutatásom célja az alföldi homokpusztagyep hangya faunájának összehasonlítása a környező, nem természetes élőhelyekkel (inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep, mezőgazdasági szántó, feketefenyő- és akácültetvény). Összesen 1437 hangya egyedet határoztam meg és 32 fajt mutattam ki az 5 élőhelytípuson. A legtöbb fajt a természetes homokpusztagyepen, ahol 26 fajt azonosítottam. Az inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyepen 10, a mezőgazdasági szántón 4, a feketefenyő-ültetvényben 17 és az akácültetvény 8 fajt sikerült kimutatnom. A legmagasabb szervesanyag-tartalom a természetes homokpusztagyepen volt a legmagasabb. A feketefenyő-ültetvényen a hangya fauna az évek során alkalmazkodott ehhez az élőhelytípushoz, nagy százalékban új hangyaközösség szerveződött. A kutatásom során sikerült kimutatni a *Tetramorium ferox*, illetve a *Temnothorax turcicus* fajokat, amiket még csak 3-3 helyről publikáltak Magyarországon.

Abstract

The aim of the research was to compare the natural sand dune grassland habitat with the surrounding, not natural habitats (sand dune grassland with invasive plant species, agricultural field, black pine, and black locust plantations). A total of 1437 ant individuals were identified, and 32 species were detected in the 5 habitat types in this study. Most species were identified at the natural sand dune grassland habitat (26 species). I was able to detect 10 species in the sand dune grassland infested with invasive plants, 4 in the agricultural field, 17 in the black pine plantation, and 8 in the black locust plantation. The most organic matter was measured in the sand dune grassland habitat. In the black pine plantation, the ant fauna adapted to the habitat type over the years, a large percentage of a new ant community with different species has been formed. In my research I was able to detect *Tetramorium ferox* and *Temnothorax turcicus* species, which have been published from only 3-3 locations in Hungary.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	5
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1. Az alföld egykori homokpusztái	7
2.2. Tájátalakítás, erdősítések, mezőgazdaság	7
2.3. A mezőgazdaság hatása a talajfaunára, azon belül a <i>Formicidae</i> családra	8
2.4. Az ültetvényszerű erdőgazdálkodás hatása a talajfaunára, azon belül a <i>Formicidae</i> családra	8
2.5. Az idegenhonos fajok hatása a talajfaunára, azon belül a <i>Formicidae</i> családra	9
2.6. Hangya-faunisztikai vizsgálatok az alföldi homokpusztagepek területén	10
3. Anyag és módszer	12
3.1. A vizsgálati terület bemutatása	12
3.1.1. Geológiai adottságok	12
3.1.2. Domborzati adottságok	12
3.1.3. Éghajlati adottságok	12
3.1.4. Hidrológia	12
3.1.5. Talajtani adottságok	13
3.1.6. Növényföldrajzi jellemzés	13
3.2. Mintaterületek bemutatása	14
3.2.1. Árvalányhajas homokpusztagep (HP)	15
3.2.2. Inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztagep (IHP)	15
3.2.3. Mezőgazdasági szántó (SZ)	16
3.2.4. Feketefenyő ültetvény (FF)	17
3.2.5. Fehér akác ültetvény (A)	17
3.3. Terepi mintavételezés módszere	18
3.4. Laboratóriumi vizsgálatok	18
3.4.1. Talajparaméterek meghatározása	18
3.4.2. Hangyák leválogatása	19
3.5. Az adatfeldolgozás és kiértékelés módszerei	19
3.5.1. A hangyák meghatározása	19
3.5.2. Közösségi-ökológiai karakterisztikák és statisztikai módszerek	19
3.5.3. A talajparaméterek és a hangyaközösségek összefüggései	20
4. Eredmények	21
4.1. Talajparaméterek	21
4.2. Faunisztikai eredmények	21
4.3. Közösségi-ökológiai eredmények	31
4.4. Összefüggés-vizsgálatok	34
5. Diskusszió	36
6. Összefoglalás	38
7. Köszönetnyilvánítás	39
8. Irodalomjegyzék	40

1. Bevezetés

A bolygónkon lévő biodiverzitást a Föld több milliárd egyedi élő szervezete összessége és azok interakciója biztosítja. Ennek a bonyolult kapcsolatnak köszönhetően jöhet létre a biológiai stabilitás, amely segítségével a megfelelő levegőtartalom, talajadottságok, éghajlat, víz, szervesanyag-mennyiség és sok más elengedhetetlen tényező biztosítva van a Föld élőlényei számára. Ám ez az ember túlzott népességnövekedésével és tényerésével elkezdett kibillenni az egyensúlyból, ami a biodiverzitás csökkenéséhez, a fajok kihalásához vezet (Wright 1990; Cardoso et al. 2020). Az emberi tényérésnek sok formája van (Scanes 2018). Az emberi térfoglalás ma már nem ismer határokat, így olyan területeket is átformálnak, amelyek fajkészlete felbecsülhetetlen értéket képez a világunkban. Gyakori módja a természetes élőhely átformálására az is, hogy nem őshonos, idegenhonos növény- és állatfajokat telepítenek be gazdasági okokból, vagy akár véletlenül. Ez a folyamat állandó hatásokat fejt ki az őshonos élőlényekre például a hangya faunára is (Allan et al. 2002).

A természetet szerető kutatók sokszor csodálkozva és gyönyörködve írtak a jellegzetes, száraz és nyílt homoki gyepekről (Boros 1952, Soó 1965, 1973, Fekete 1992). Az egykoron nagy területet behálózó homokpuszták ma már a töredékét érik el eredeti kiterjedésüknek (Bíró és Molnár 1998). Ez köszönhető az emberi térhódításnak, ami miatt a természetes, homokpuszta élőhelyeket felváltják a gyakran gépesített mezőgazdasági területek, illetve a faültetvények. Az erdőgazdálkodás tényerését a faanyagokért való növekvő igények indították be (Whiteman et al. 1999). Az Alföld déli részén fellelhető és megtalálható legfontosabb adentív, idegenhonos, területarányosan és gazdaságilag is fontos fafajaink közé tartozik a feketefenyő (*Pinus nigra*) és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). A faültetvények csökkentik az élőlények biodiverzitását a megváltoztatott területeken és környezetükben is (Stephens és Wagner 2007). Az ültetvények folyamatos kitermelési körforgása miatt a biodiverzitás nem tud stabilizálódni, így folyamatos váltakozásnak van kitéve. A talaj minőségét is rontják a folyamatos termelési munkálatok. Az ültetvények évek során kifejtett hatása megváltoztatta a fajok összetételét és eloszlását, a talajparamétereket és a szervesanyag-készletet is (Allegrezza et al. 2020, Xu 2020). A talaj gyakori bolygatásának hatására kevés ízeltlábú képes megmaradni a területen, mert évente akár többször is zavaró hatást fejtenek ki a mezőgazdasági gépekkel (Thorbeck és Bilde 2004), illetve a különböző hatékonyságnövelő anyagokkal (Hausmann 2022). A mezőgazdasági szántók hosszútávú használata kizsarolja a talaj szervesanyag-tartalmát és ásványi anyagait, így a terület tápanyagszegénnyé válik. A tápelemek csökkenése valamint a fizikai degradáció ellen próbálnak tenni különféle módszerekkel, például műtrágyázás, de a talajminőség romlása hosszútávon elkerülhetetlen (Ouyang 2018).

A hangyák (Formicidae család) egy kiváló indikátor csoportnak tekinthető (Majer 1983), amely egészen sokféle információt tud nyújtani egy adott élőhelyről. Ilyen például a talajváltozók kimutatása, rovarirtó szerek használata, vagy akár az élőhely átformálása. A hangyaközösségek vizsgálata elengedhetetlen információkat nyújt az élőhelyek állapotáról, amely feltétlen szükséges a jövőbeli változások kimutatásához és a biológiai diverzitás fenntartásához (Lobry de Bruyn 1999, Tiede et al. 2017). Az alföldi hangyaközösségeket már több neves kutató is vizsgálta, például Csősz Sándor, Gallé László vagy Kovács Éva (Csősz és Tartally 1998, Gallé 1966, 1978, 1986, 2005, Gallé et al. 1998), de rajtuk kívül még sokan írtak tudományos cikkeket a témában (Alvarado és Gallé 2000, Gallé és Szondi 1988, Járdán et al. 1993, Kanizsai et al. 2009), akik részletes képet alkottak az itt előforduló fajokról és azok igényeiről. Kutatásom fontosságát és újszerűségét az adja, hogy a természetes homokpusztagyepet több allochton élőhellyel is összehasonlítom, ami alapján pontosabb

következtetéseket lehet levonni a természetes élőhely változásairól, a különböző nem természetes területek hatásairól, illetve a hangyafajok megoszlásáról.

Célkitűzéseim a következők voltak:

- feltérképezni a mintaterületeknek kijelölt élőhelyek hangyafaunáját természetes homokpusztagyepeken, valamint a közelében található degradált élőhelyeken (inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep, szántó, nem őshonos fafajú faültetvények),
- kimutatni az élőhelyek közti összefüggéseket, különbségeket és hasonlóságokat a hangyaközösségek fajkészlete és egyéb ökológiai paraméterek alapján.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az alföld egykori homokpusztái

Az alföld egyik legjelentősebb, ősi flórájú vegetációtípusát, a Duna-Tisza közti száraz és nyílt homoki gyepek természetes, természetközeli voltát a növénykedvelő kutatók gyakran megemlítik (Boros 1958, 1959, Zólyomi 1958). Viszont az elmúlt 250 évben nagymértékben átalakult a táj területének növényzete, melynek fő oka az emberi tevékenység (Borbás 1886, Szabó 1975, Wellmann 1979, Für 1983). A klimatikus, illetve a hidrológiai viszonyok egy meglehetősen speciális élővilágot alakítottak ki, amelynek nagy és összefüggő homokterületei mozaikos vegetációval rendelkeznek (Juhász 1998). Az egykoron kiterjedt végtelennek látszó homokpuszták az idők múlásával átfarmálódtak más élőhelytípusokra. Ma már csak egy vegyes képet kapunk a régi tájból (Bíró és Molnár 1998).

A mezőgazdaság térhódítása, a legeltetés, szőlő- és gyümölcsstelepités és az erdősítés rendkívül nagy kiterjedésben csökkentette, degradálta vagy teljesen megszüntette a természetközeli növényzetet (Thaisz 1921, Babos 1955, Nagy Czirok 1959, Pfenning 1989). A növekvő népességszám miatt egyre több területet hasznosított maguknak az emberek (Vida 2004), így napjainkban is folyamatosan csökken az Alföld természetes vagy természetszerű területeinek száma.

2.2. Tájátalakítás, erdősítések, mezőgazdaság

A bolygónk népességszámának növekedésével egyre inkább nőtt az igény a területekre, mert az emberi szükségleteket már nem elégítették ki a meglévő termőhelyek összessége. Ez nem volt másképp Magyarországon sem. A kezdetben vizekben gazdag területet átalakították, majd mezőgazdasági területeket, vagy ültetvényszerű erdőket hoztak létre.

Magyarországnak körülbelül 86,4% -át használják mezőgazdálkodási vagy erdőgazdálkodási célból. Ennek 65,5% -a földművelés alá vont terület (Angyán et al. 2003). Európa nyugati országaiban a 20. század második felétől a mezőgazdaság jelentős átalakulásnak indult. A műtrágya növekvő mennyisége és a felhasznált vegyszerek következtében szintén hatalmas változások indultak be a mezőgazdasági intenzifikációban, amely kifejezetten negatív hatással vannak a biodiverzitásra (Robinson és Sutherland 2002). Manapság Európa természetmegőrzésében ez jelenti az egyik legnagyobb problémát (Donald et al. 2001). A biodiverzitás és a gazdálkodás intenzitása közötti negatív korreláció bizonyítéka mind térbeli elemzésekből, – azaz a mezőgazdasági intenzitásban eltérő területek között (Pärt és Söderström, 1999, Verhulst et al. 2004, Báldi et al. 2005) –, mind idősorokból származik, amelyek a biológiai sokféleség csökkenését a növekvő intenzitással hozzák összefüggésbe (Donald et al. 2001, Robinson és Sutherland, 2002).

Krámer János György már 1739-ben szorgalmazta az Alföld fásítását (Kaán 1939). 1920-ban a Trianon következményeként országunk elvesztette erdőterületeinek 84%-át, amely hatalmas veszteség volt. A Kárpátok elvesztésével Magyarország főbb erdőgazdálkodása és bányászata elveszett (Kovácsévics 2016). 1919-ben Kaán Károly megfogalmazta alföldfásítási programját, amelynek célja az erdősültség növelése volt (Szakács 2017). Az alföldfásítási törvény elfogadásával 1923-tól 20 éven belül körülbelül 40 000 ha akácerdőt telepítettek. Az 1950-es években beindult a zárt tömbű erdősítés, amely több szakaszból állt. Az első szakasz után megkezdődött a feketefenyő és az erdei fenyők telepítése is.

2.3. A mezőgazdálkodás hatása a talajfaunára, azon belül a Formicidae családra

A közép- és kelet-európai tájat leginkább olyan ökoszisztémák jellemzik, amelyek a hagyományos mezőgazdaság fennmaradásának köszönhetően évszázadokon keresztül alakultak (Tryjanowski et al. 2011, Fischer et al. 2012). Az elmúlt évszázad során számos európai országban a hagyományos földhasználati stratégiákat, például a rotációs földhasználatot, az alacsony intenzitású legeltetést, a kézi kaszálást és a lóvontatású szekerek használatát leváltották (Ciaian és Pokrivcak 2007) az intenzívebb és motorizált mezőgazdasági gazdálkodási technikák fejlődésével (Ciaian és Pokrivcak 2007). Ez komoly veszélyt jelent a biodiverzitásra, amit Nyugat-Európában már felismertek, például a szántóföldi madárfajok (Tryjanowski et al. 2011) és a beporzók (Batáry et al. 2010) visszaszorulásának esetében. A növekvő földhasználat negatív hatását a fajgazdagságra és az abundanciára már dokumentálták a növények (Haddad et al. 2000, Harpole és Tilman 2007, Socher et al. 2012), különböző ízeltlábúak csoportjai (Allan et al. 2014, Chisté et al. 2016, Hendrickx et al. 2007, Simons et al. 2014), illetve a közösségek általános diverzitására (Birkhofer et al. 2015, Blüthgen et al. 2016, Flynn et al. 2009).

A trágyázás és a kaszálás nagy intenzitása homogén vegetációs struktúrát és csökkent növénydiverzitást eredményez (Harpole és Tilman 2007, Blüthgen et al. 2012), amit sokszor követ az ízeltlábúak fajgazdagságának és abundanciájának csökkenése is (Haddad et al. 2009). Ezen hatások mellett a gépi kaszálásnak közvetlen negatív hatásai is vannak az ízeltlábúakra (Marini et al. 2007, Nickel és Hildebrandt 2003, Thorbek és Bilde 2004, Simons et al. 2017, Socher et al. 2012). Míg ezeket a folyamatokat hagyományosan a növénycönózisok alapján vizsgálják, szükség van egy többszemponú megközelítés alkalmazására, mivel a különböző, mobilis és helyhez kötött szervezetek ugyanazon folyamat különböző aspektusait tárhatják fel (Batáry et al. 2010, Sutcliffe et al. 2014, Német et al. 2016). A hangyák széles körben használt csoport az ökológiai közösségek megfigyelésére, mivel a hangyaközösségek jellemzően gazdagok fajokban és funkcionális jellemzőkben (Agosti et al. 2000), ökoszisztéma-mérnökként (Folgarait 1998, Underwood és Fisher 2006) és kulcsfajként működnek helyi és táji léptékekben egyaránt (Mills et al. 1993). Emellett a hangyákat gyakran alkalmazzák a restaurációs projektprogramok sikerének indikátoraként (Majer 1996, Holec és Frouz 2005, Wiezik et al. 2010). A mérsékelt égövi gyepekben a földhasználat intenzívebbé válása közvetlenül és közvetve is negatívan befolyásolhatja a hangyafajok fajgazdagságát (Dauber és Wolters 2004, 2005), abundanciáját, a kolóniák denzitását (Diaz 1991, Folgarait 1998), valamint a funkcionális közösségek összetételét (Dauber és Wolters 2005). A hangyafajok gazdagságának és abundanciájának csökkenéséhez vezető háttérmechanizmusok hatások azonban jelenleg nem teljesen ismertek. A különböző gazdálkodási gyakorlatok, például a kaszálás, a trágyázás és a legeltetés hatásait még nem sikerült teljes egészében tisztázni (Heuss et al. 2019).

2.4. Az ültetvényyszerű erdőgazdálkodás hatása a talajfaunára, azon belül a Formicidae családra

A biológiai inváziók az egyik legnagyobb veszélyt jelentik a biodiverzitásra (McNeely et al. 2001). Az inváziós idegenhonos fajok hatással lehetnek az ökoszisztémákra, a fajgazdagság és a diverzitás csökkenését (McNeely et al. 2001, Hejda et al. 2009, Lazzaro et al. 2018), a helyi biológiai közösségek megkülönböztető képességének csökkenését (Olden és Rooney 2006) és az ökoszisztémafolyamatok megváltozását okozhatják (Ehrenfeld 2010, Vilà et al. 2011). A közvetlen és közvetett pénzügyi költségekhez kapcsolódóan jelentős gazdasági hatásokkal is járnak, és károsak lehetnek az emberi egészségre (Mazza et al. 2014, McNeely et al. 2001). Helyi szinten a nem őshonos növények csökkenthetik a növény- és állatfajok

gazdagságát, és olyan kaszkádhatásokat is kiválthatnak, amelyek súlyos következményekkel járnak a honos ökoszisztémákra nézve (Vilà et al. 2014). A növényinváziók megváltoztatják a növényzet összetételét és szerkezetét, ami később az állatközösségeket és az ökoszisztéma-folyamatokat is megváltoztatja (Litt et al. 2014).

Az észak-amerikai fehér akác Európában jelentős inváziós növény (Kleinbauer et al. 2010). Európa 42 országában terjedt el (Pyšek et al. 2009), és az egész kontinensen erősen inváziósnak minősül (Barha et al. 2012). „Átalakítóként” működik, felváltja az őshonos erdei növényzetet (Vítková et al. 2017), teljesen megváltoztatja a fizikai talajminőséget és az állományok állapotát, így súlyosan befolyásolja az aljnövényzetet és az epifitonokat (Nascimbene et al. 2015). Az ökoszisztéma tulajdonságaiban bekövetkező ilyen változások általában számos hatást gyakorolnak az erdők növényi diverzitására és fajösszetételére (Vítková et al. 2017).

Olaszországban a faj gyors terjeszkedése az őshonos erdők fokozatos hanyatlását okozza, a fajgazdagság és diverzitás csökkenésével, valamint a fajösszetételnek a nitrofil növények irányába történő eltolódásával, különösen a központi régiókban (Benesperi et al. 2012). Bár általánosan bizonyított, hogy a fehér akác inváziója az őshonos fák által dominált közösségektől nagyon eltérő növényközösségeket eredményezhet, a biológiai sokféleségre gyakorolt hatásait még sokan vitatják (Vítková et al. 2017). A fehér akác növényközösségekre gyakorolt hatásai általában jól ismertek, de a föld feletti és föld alatti biotikus közösségek közötti elismert kapcsolatok ellenére kevés adat áll rendelkezésre a talajfaunára, különösen a fonálférgekre és a mikroartropodákra gyakorolt hatásairól. A talaj állatközösségeit a növényi közösségek összetételének és szerkezetének változásai megváltoztathatják (Litt et al. 2014), és ennek különböző hatásai lehetnek. Ezek a hatások a talaj tápanyagainak, nedvességének, sótartalmának és pH-értékének változásából, illetve a mutualista és antagonisták kölcsönhatások megváltozásából adódhatnak (Gratton és Denno 2005). A feketefenyő-ültetvények hasonló változásokat okoznak a természetes élőhelytípusokban (Catarineu et al. 2018).

2.5. Az idegenhonos fajok hatása a talajfaunára, azon belül a Formicidae családra

A hangyák a rovarok egyik legszélesebb körben elterjedt és abundáns csoportja, általában nagy faji diverzitással és biomasszával, valamint számbeli dominanciával rendelkeznek a különböző élőhelyeken, és minden trofikus szinten számos élőlénnel kölcsönhatásban vannak (Fittkau és Klinge 1973, Agosti et al. 1994, 2000). A hangyák a közelmúltban nagy figyelmet kaptak a bioindikációs csoportként való felhasználásuk miatt, amit a környezet változásaira való érzékenységük tett lehetővé (Agosti et al. 2000, Andersen et al. 2002, Andersen és Majer 2004). Több kutatás is igazolta, hogy a gyepek fajgazdagságában bekövetkezett elszegényedés jelentős mértékben meg tudja változtatni a hangyaközösségek diverzitását (Barnes et al. 2020, Buzhdygan et al. 2020, Achury et al. 2022). Az alföldi homoki gyepeken tapasztalt inváziós fajok térhódítása hasonló jelenséghez vezethet. Ezek az idegenhonos növényfajok jelentős hatással vannak a hangyaközösségek fajgazdagságára, valamint befolyásolják a kolóniák méretét és a hangyák táplálkozási viselkedését (Lenda et al. 2013).

A környezeti változások egyik legjelentősebb mozgatórugói világszerte az inváziós idegen fajok (Zanden és Casselman 1999, Lach 2007, Clout és Williams 2009). Az idegenhonos növények megváltoztathatják a tápanyagciklusokat, befolyásolhatják az őshonos fajok közötti kölcsönhatásokat, és gyakran erősebb versenytársak a korlátozott erőforrásokért, mint őshonos társaik (Traveset és Richardson 2006, Funk és Vitousek 2007). Egyes inváziós tájidegen fajok olyannyira károsak lehetnek, hogy megtelepedésük és populációjuk növekedése gyakran okoz jelentős problémát a természetvédelemben, illetve gazdasági

veszteséget az erdő-, mező- és vízgazdálkodásban is (Clout és Williams 2009, Pejchar és Mooney 2009, Lenda et al. 2010). Azt is dokumentálták, hogy egyes inváziós idegenhonos fajok hozzájárulhatnak bizonyos fajok kihalásához (Clavero és García-Berthou 2005). Kimutatták, hogy az idegenhonos növények inváziója negatívan befolyásolhatja a beporzók, például a méhek, zengőlegyek, lepkék vagy pillangók és egyes talajlakó bogarak helyi populációit (de Groot et al. 2007, Morón et al. 2009). Az inváziós idegenhonos növények egyrészt kiszorítják az őshonos növényeket, amelyek ezen állatok számára fontos táplálékforrást jelentenek, és/vagy megváltoztatják az élőhelyek környezeti jellemzőit, és ezáltal alkalmatlanná teszik azokat bizonyos fajok számára (Funk és Vitousek 2007). Az őshonos növényfajok szintén fontos összetevői a hangyák élőhelyeinek, és a növényi közösségek szerkezeti heterogenitása pozitív kapcsolatban áll a hangyafajok gazdagságával (Rico-Gray et al. 1998, Ribas és Schoereder 2007, Schlick-Steiner et al. 2008). Így a hangyafajgazdagság pozitív függése várható a őshonos növényfajok számától. Másrészt a legtöbb hangyafaj opportunista ragadozó vagy dögevő, és nem függ közvetlenül az őshonos növénypopulációktól, és a behurcolt területeken való megjelenésükkor megváltoztathatják a táplálékforrásokat.

Sok hangyafaj nagyon érzékeny az élőhelyeikben bekövetkező kis változásokra is (Dauber és Wolters 2004, Agosti et al. 2000), így előre jelezhető, hogy az inváziós növényfajok által okozott mélyreható változások negatívan hatnak a hangyafajok gazdagságára, a kolóniák sűrűségére és a hangyák táplálékkereső viselkedésére. Az inváziós idegenhonos növényfajok hangyákra gyakorolt hatása azonban adott élőhelyen belül is eltérő lehet. Például az élőhelyfolt közepén lévő területek általában különböznek az élőhelyfolt szélein lévő területektől (Gehlhausen et al. 2000, Euskirchen et al. 2001, Lindenmayer és Fischer 2006). Ez a szegélyhatás kialakulásához vezethet, amikor a hangyafajok gazdagsága és a kolóniák sűrűsége eltérő az élőhelyfolt közepén és szélén (Dauber és Wolters 2004). Mindaddig azonban kevés ismeret áll rendelkezésre arról, hogy az inváziós idegenhonos növények hogyan befolyásolják a hangyaközösségek szerkezetét és az őshonos hangyakolóniák méretét (French és Major 2001, Alba-Lynn és Henk 2010), és hogy a strukturális heterogenitás és az élőhelyfolt széleinek közelsége ugyanúgy befolyásolja-e a hangyaközösségeket a természetes és az inváziós fajokkal fertőzött élőhelyeken. Ilyen adatokra van tehát szükség annak megértéséhez, hogy a hangyák ellenállnak-e a növényinvázióknak, és hogyan reagálnak erre a környezeti változásra. Ez viszont hasznos információnak bizonyulhat az egész ökoszisztéma invázióra adott válaszána előrejelzésében.

2.6. Hangya-faunisztikai vizsgálatok az alföldi homokpusztagyepek területén

Földünkön viszonylag hamar elkezdték kutatni a Formicidae családot. 1758-ban jelent meg Carl Linnaeus *Systema Naturae* című műve (Linnaeus 1758), illetve 1763-ban Giovanni Antonio Scopoli *Entomologia Carniolica* című műve (Scopoli 1763). Ezek a korban hatalmas áttörésnek számítottak, számos új fajt írtak le bennük. A leghíresebb 20. századi európai kutatók egyike a magyar Rösler Pál volt, aki számos cikket írt a témában (Rösler 1937, 1938, 1940, 1941). Számos fajt írt le és gyűjtött, amit a nagyszebeni Természettudományi Múzeumnak adományozott (Csősz és Markó 2005). A század még sok kiemelkedő kutatót mondhat magáénak, például Gallé László, Bernhard Seifert vagy Wojciech Czechowski, akik felfedték Európa hangyafaunájának nagy részét (Seifert 1996, Gallé et al. 1998, Czechowski et al. 2002). Rajtuk kívül még több kutató is közzétett maradandó közleményeket, például Cedric A. Collingwood vagy Donat Agosti (Collingwood 1963, Agosti és Collingwood 1987). Közel a századfordulóhoz és 2022-ben, a Magyarországon ismert fajokat Gallé et al. (1998, 2022) foglalták össze 1998-ban és 2022-ben.

Az Alföldön a kiterjedtebb hangya-faunisztikai kutatások az 1960-as évektől indultak meg, amelyek elsősorban Gallé László nevéhez fűződően. Ilyenek voltak az ártéri élőhelyeken, homokpusztákon és egyéb élőhelyeken végzett faunisztikai és ökológiai kutatásai (Gallé 1966, 1967, 1972, 1975, 1986, Gallé és Gausz 1968, Gallé et al. 1995, Gallé és Körmöczi 2000). A századforduló után sem állt meg az alföldi hangyafauna feltérképezése, ugyanis folyamatosan érkeztek és érkeznek az újabbnál újabb kutatási eredmények (Csósz és Tartally 1998, Csósz 2000, Markó és Csósz 2002, Csósz és Markó, 2005).

3. Anyag és módszer

3.1. A vizsgálati terület

A vizsgálati területem Csongrád-Csanád vármegyében helyezkedik el az Alföld nagytájon. A Duna-Tisza közti síkvidék középtájba, azon belül a Dorozsma-Majsai-homokhátságba tartozik.

3.1.1. Geológiai adottságok

A legújabb földtörténeti kutatások szerint az Alföld kialakulása a földtörténeti újkorban következett be, a miocén második felétől kezdődően. A medence korábbi helyét tengervályúk és öblök tagolták. A kialakult medencét elfoglaló tenger a pleisztocénben tűnt el. Feltöltődések és süllyedések váltották egymást, amik hozzájárultak az Alföld medencéjének szárazulattá válásához. Tengeri, tavi, illetve folyóvízi üledékképződés eredményezte feltöltődését. A Duna pleisztocén-kori nagy hordalékkúpjának maradványa a Duna-Tisza közti hátság. A földtörténeti jelenkorban a szél jelentős vastagságban áttelepítette a folyóvízi üledékeket a hordalékkúp laza anyagú felszínén. Ötöms határának a laza, törmelékes kőzet, a homok a legfőbb talajképződést befolyásoló rétege. A homokszemcsék jellegén meglátszik a folyóvíz és a szél átformáló munkája. A szél hatása nagyobb mértékben tapasztalható, ugyanis mikroszkóppal vizsgálva a homokszemet, főként széles felületű, legömbölyödött szemcséket láthatunk és tapasztalhatunk. A hosszú szállítás folyamán túlsúlyba jutott a kvarc, mivel a lágyabb ásványok kikoptak a kőzetszemcsékből. Kalcium-karbonát tartalmú az "alapkőzet" a dunai eredetének megfelelően (Dövényi 2010).

3.1.2. Domborzati adottságok

A terület földrajzi értelemben síkság, amelynek tengerszint feletti magassága 121-135 méter között mozog. A lepelhomokos területekről kiemelkedhetnek kisebb buckás felületek, amelyek kissé belerontanak a tökéletes síksági látványába. A szél deflációs hatása még ma is formálja, alakítja a hordalékkúpból kialakult felszínt, így gyakoriak a homokviharak (Dövényi 2010).

3.1.3. Éghajlati adottságok

A kontinentális klíma minden jellemzőjét magán viseli a vizsgálati terület. A természet és a mezőgazdaság számára a legfontosabb tényezők az alábbiak: a csapadék, a légnedvesség, a szél tulajdonságai és a hőmérséklet. Az Alföldre jellemző az átlagos vízhiány, vízfölösleget sosem tapasztalunk. A szélirány átlagosan északnyugati és északi. A legszelesebb hónap áprilisban tapasztalható, 5,6%-os szélcsend idővel. A Borhidi (1961) által elkészített klímazonális felosztás alapján a terület szubmediterrán erdőssztyepp övbe tartozik. A területre jellemző a nyári aszályos periódus, valamint a kettős csapadékmaximum. A csapadék kevés, a kontinentalitás nagy, a talajokban az uralkodó vízmozgás nem lefelé áramló, ezért kolloidszegény homokterületek a jellemzők. Az évi napsütéses órák száma több mint 2000 óra (Dövényi 2010).

3.1.4. Hidrológia

A mintaterületeimre jellemző az egész éves vízhiány. A növényzet szempontjából fontos vízmozgás és a vízutánpótlás lehetőségei alapján tudjuk a terület jellemzését megtenni,

a hidrológiai viszonyokat megállapítani. A talajvíz állandóan változik, viszont egy periódust lehet benne megállapítani. Októbertől áprilisig felgyülemlik, megemelkedik benne a vízmennyiség, áprilistól októberig pedig felhasználódik, lecsökken. A vízutánpótlás felhasználásának függvényében a talajvízszint évi ingása 60-80 centiméter, de lehet akár 100-120 centiméteres is (Dövényi 2010).

3.1.5. Talajtani adottságok

A meszes alapkőzeten humuszszegény váztalajok alakultak ki. Ehhez nagymértékben hozzájárult az, hogy csak a megkötés után alakulhatott a humuszos szint, a szél általi állandó homokmozgás miatt. A vizsgálati területen két talajtípus fordul elő, ezek pedig a karbonátos futóhomok, illetve a gyengén humuszos futóhomok (Dövényi 2010).

3.1.6. Növényföldrajzi jellemzés

A kistáj potenciális vegetációja erdősztyepp-szerű, a magasabban fekvő területek körülbelül 70%-át feltörték, ahova a művelésre alkalmas föld miatt szántókat, gyümölcsösöket létesítettek. A semlyékben és pár maradékgerinchez kötődő pusztafolton a természetközeli vegetáció fent tudott maradni jó állapotban. Ezeket a területeket ma is extenzíven kaszálják vagy legeltetik, néhol felhagyták. A Tisza felől a Kiskunsági-homokhát felé haladva a szikesek aránya csökken, a láprétek aránya pedig nő. A maradékgerincek a semlyékeken belül fragmentumokat őriztek meg a feltört területek eredeti vegetációjára emlékeztető homoki sztyeprétekről.

A sztyeprétek domináns faja az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*), nevezetes fajai a tarka nőszirm (*Iris variegata*), a poloskaszagú kosbor (*Orchis coriophora*), tarka sáfrány (*Crocus reticulatus*), egyhajúvirág (*Bulbocodium vernalis*). A kistáj területein előfordul még a vitézvirág (*Anacamptis pyramidalis*), pókbangó (*Ophrys sphegodes*), fehér zászpa (*Veratrum album*), (*Cirsium brachycephalum*) és a pozsgás zászsa (*Lepidium crassifolium*) (Dövényi 2010).



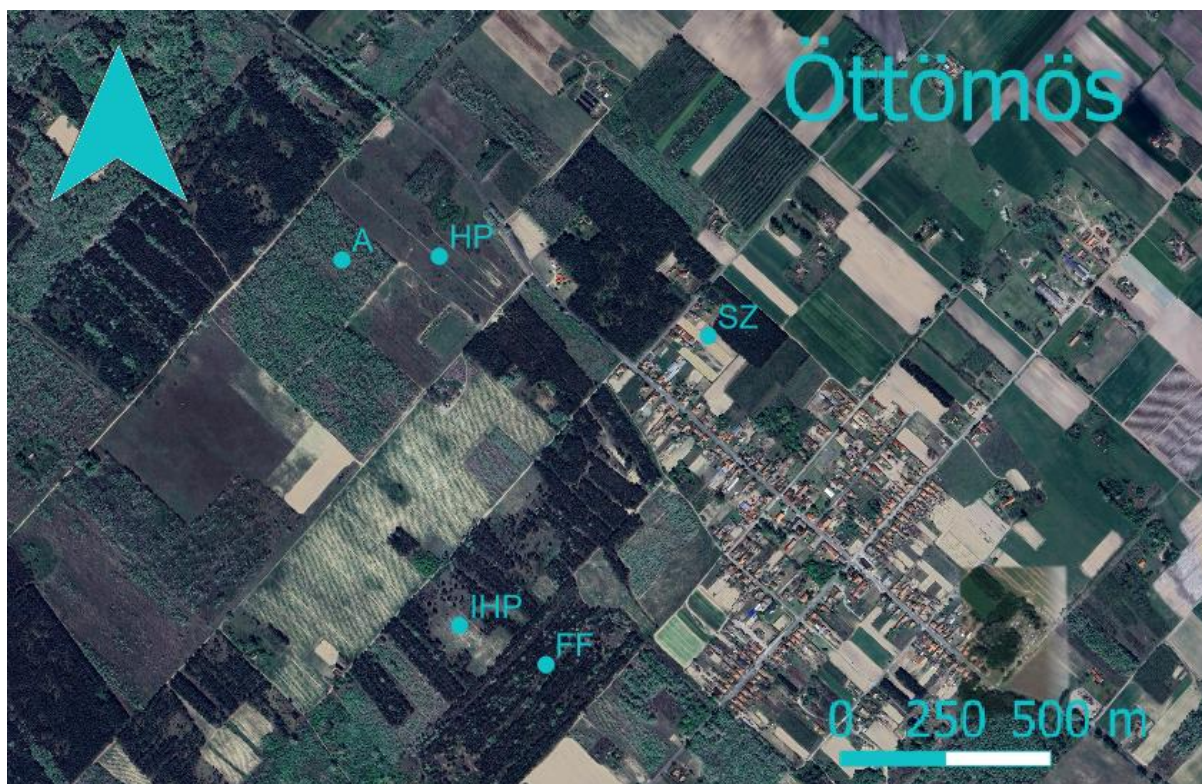
1. ábra: Jellemzőes látkép a forró nyári pusztán (Fotó: Zagyva Z.)



2. ábra: Természetes homokpusztagyep növényzete (Fotó: Zagyva Z.)

3.2. A mintaterületek bemutatása

A mintavételeim helyszínei Öttömös község fennhatósága alá tartoznak. A település Csongrád-Csanád vármegyében helyezkedik el, nagyon közel a Bács-Kiskun vármegyei határhoz. Kutatásomban 5 mintaterületet jelöltem ki. Az autochton mintaterületem az árvalányhajas homokpusztagyep volt. A többi 4 területnek az allochton inváziós homokpusztát, mezőgazdasági szántást, feketefenyő-ültetvényt és akácültetvényt jelöltem ki. Igyekeztem minél közelebbi területeket választani (3. ábra).



3. ábra: A mintaterületeim elhelyezkedése (HP - homokpusztagyep; IHP - inváziós növényfajokkal fertőzött gyep; SZ - szántó; FF - feketefenyves; A – akácos) (Forrás: Google Earth)

3.2.1. Árvalányhajás homokpusztagyep (HP)

A vizsgálati terület majdnem 10 ha egybefüggő homokpuszta (4. ábra), amelyben a fő állományalkotó fajok a homoki csenkesz (*Festuca vaginata*), a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*) és a pusztai kutyatej (*Euphorbia seguieriana*). Ritkásan látható egy-két fásszárú növény, amely kis árnyékot biztosít a napsütötte pusztán. A talajt főként moha borítja, amely képes átvészelni a nagy nyári aszályt. Itt a hangyaközösségek könnyedén búvóhelyet találnak a ragadozók elől. Inváziós növények nem jellemzőek a területre. A puszta az önkormányzathoz tartozik.



4. ábra: Árvalányhajás homokpusztagyep (Fotó: Zagyva Z.)



5. ábra: Árvalányhajás homokpusztagyep a nyári aszályban (Fotó: Zagyva Z.)

3.2.2. Inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztagyep (IHP)

Az inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep (6. ábra) a híres-neves Szerlelemdomb mellett található. A területre jellemző őshonos lágyszárú fajok mellett betörték az inváziós növények is, részben kiszorítva egyes őshonos fajokat. Jellemző a területre a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), az átoktüske (*Cenchrus incertus*) és a betyárkóró

(*Erigeron canadensis*). A meleg, napsütötte homokot kedvelő fajoknak ideális az élőhely. Több nagy egyedsűrűségű rovarfaj él a területen, amelyek táplálékot biztosítanak a hangyakolóniák számára.



6. ábra: Az inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep (Fotó: Zagyva Z.)



7. ábra: Az inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep a nyári aszályban (Fotó: Zagyva Z.)

3.2.3. Mezőgazdasági szántó (SZ)

A magántulajdonban levő, mintavételhez választott területet (8. ábra) mezőgazdasági szántónak használják. Ebben az évben (2024) árpát termesztettek. 2023-ban csak vetési burgonyát, 2022-ben pedig spárgát vetettek. A földet folyamatosan gondozzák, hetente többször is locsolják. Szerves, illetve műtrágyát is használnak a betakarított termények mennyiségének fokozásának érdekében. A betakarítás után a területet felszántják.



8. ábra: Mezőgazdasági szántó (Fotó: Zagyva Z.)

3.2.4. Feketefenyő ültetvény (FF)

A vizsgált feketefenyő-ültetvény (15B erdőrészlet) területe 11,14 hektár, amely egybefüggő erdőterületet képez (9. ábra). Az erdő magántulajdonban van. A homoktalajon 2-3 centiméteres réteget alkotnak a tűlevelek, amelyek a száraz időjárástól lassabban bomlanak. A lehullott gallyak és a tűlevelek ideális környezetet nyújtanak a melegkedvelő, de fákhöz kötődő hangyafajoknak.



9. ábra: Feketefenyő-ültetvény (Fotó: Zagyva Z.)

3.2.5. Fehér akác ültetvény (A)

A fehér akácos ültetvény (10. ábra) szintén magánkézben van. A 13L kóddal ellátott, egybefüggő erdőrészlet területe 7,86 hektár. Aljnövényzete nem fajgazdag, egy-egy fűfélét láthatunk csak, ezek a nyári melegben gyakran el is száradnak. A kevés táplálék és a nem megfelelő élőhelyek miatt kevés hangya fordul elő a területen.



10. ábra: Fehér akác ültetvény (Fotó: Zagyva Z.)

3.3. Terepi mintavételezés módszere

A hangyafauna gyűjtésére Barber-féle talajcsapdát alkalmaztam, amely a talajfelszínen táplálkozó, közlekedő „fissurbiont” állatcsoportok felmérésére alkalmas (Kádár és Samu 2006). Ez a módszer nemzetközileg elismert és elfogadott módszer. A begyűjtött minták nem alkalmazhatók populáció egyedsűrűség becslésre (Southwood 1984). Ez egy könnyen alkalmazható, nagy hatékonyságú módszer, viszont nagy a vegyszerigénye. A csapdázási eredmények nagyban függenek több tényezőtől is, például a gyűjtési időtől, időjárástól, a vadak kártételétől.

A csapdát két darab egymásba helyezett másfél deciliteres pohár alkotta, amelyet körülbelül 70%-ig feltöltöttem ölfolyadékkal, ami etilén-glikol és víz 1:1 arányú keveréke volt. Ez a nem párolgó szerves vegyület jól konzerválja a bele került egyedeket. A gerincesek megóvására a csapda fölé egy dróthálót helyeztem, amely végeit gondosan fixáltam a talajban. Mindegyik csapda fölé egy 45 fokban álló zsindelytetőt raktam, hogy a mintákat az eső ne mossa ki, illetve ne essen bele idegen anyag.

Az 5 mintaterületeimre külön-külön 12 pohárcsapdát helyeztem el, amelyek száma így összesen 60. Ezeket 4×3-as eloszlásban, 5 méteres távolságban helyezkedtek el egymástól. A talajcsapdák összesen 14 napig működtek.

Minden mintavételi ponton egy-egy liter talajmintát is gyűjtöttem a talajkörnyezeti változók (talajparaméterek) meghatározásához.

Ugyancsak minden mintavételi ponton 2x2 m kvadrátban becsültem a lágyszárú borítást.

3.4. Laboratóriumi vizsgálatok

3.4.1. Talajparaméterek meghatározása

A talajmintákat először légszárazra szárítás után felapróztuk, majd egy 2 mm átmérőjű szitával átszitáltuk. A talajok mechanikai összetételének vizsgálatát (MSZ-08-0205 1978) követően meghatároztuk a kálium-kloridos (pH_{KCl}) és a desztillált vizes ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) pH-t (MSZ 08 0206/2 1978), a széntartalmat (C%), meghatározásra került a humusztartalom $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ és H_2SO_4 segítségével Tyurin módszerrel (MSZ 21470-52 1983), illetve Kjeldahl módszerrel a nitrogén tartalom (%). Megállapításra került még a mésztartalom (CaCO_3) és az ammónium-laktát-oldható K és P tartalom (MSZ 20135 1999).

3.4.2. Hangyák leválogatása

A pohárcsapdák tartalmát egy másfél deciliteres tároló edénybe helyeztem át, amit gondosan elraktároztam és rendszereztem. Azok tartalmát BTC STM-6T és Motic 2820 LED oktató mikroszkóppal átvizsgáltam, leválogattam a hangyákat.

3.5. Az adatfeldolgozás és kiértékelés módszerei

3.5.1. A hangyák meghatározása

A hangyák határozását főként a *The Ants of Central and North Europe* (Seifert 2018) című könyv segítségével végeztem, de segítségül vettem még a *Hangyakalauz* (Bakos 2022) című könyvet, illetve a Jégh Tamás által készített Antguide nevű határozóapplikációt.

3.5.2. Közösségi-ökológiai karakterisztikák és statisztikai módszerek

Az egyes élőhelytípusok hangya-közösségeinek értékelését, összehasonlító vizsgálatát az alábbiakban bemutatott közösségi-ökológiai paraméterek, illetve statisztikai módszerek segítségével végeztem el. A statisztikai elemzéseket a Past programcsomag 4.09 verziójának (Hammer et al. 2001) segítségével végeztem.

A fajok egyedszámmértékei alapján rang-abundancia görbét szerkesztettem. Krebs (1978) alapján számoltam az ún. közösségi dominanciaindexet (*KDI*). Ez az egyszerű mutatószám megadja, hogy a dominanciasorrendben elől szereplő első két faj dominanciaösszege hány %-a az összdominanciának.

Diverzitás

Az hangya-közösségek diverzitását a legáltalánosabban alkalmazott mérőszámmal, a Shannon és Weaver (1949) által leírt formulával (H') számoltam:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \text{ahol} \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{és} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

ahol S : fajsza
 p_i : az i -edik faj relatív gyakorisága
 N : összes egyedszáma
 n_i : az i -edik faj egyedszáma

Kiegyenlítettség

A közösségalkotó fajok mintában való eloszlásáról ad információt a kiegyenlítettség (J), amelynek értékét Pielou (1966) alapján az alábbi képlettel számoltam:

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

ahol: H' : Shannon-Weaver diverzitás
 S : fajsza

Értéke 0 és 1 között változhat, az 1-hez közeli kiegyenlítettségi érték a fajok arányos eloszlására utal.

Rényi-féle diverzitási rendezés

A diverzitásindexek kétségtelen előnye, hogy egy számértékkel jellemzik az adott közösség, ezen keresztül az élőhely diverzitását. Viszont a legtöbb index érzékeny bizonyos paraméterekre (pl. a Shannon-index a közösségben előforduló ritka fajok számára érzékeny). A diverzitási rendezések ezzel szemben nem egy számértékkel, hanem egy profillal jellemzik a közösség diverzitását, amelyhez egy α skálaparaméterrel rendelkező függvénycsaládot használ (Rényi 1961, Tóthmérész 1995). A profil alakulásához így több diverzitásérték (vagy azokkal arányos érték) is hozzájárul (pl. esetünkben $\alpha=0$: teljes fajszám; $\alpha=1$: Shannon-diverzitás; $\alpha=2$: Simpson-diverzitás; $\alpha=3$: Berger-Parker index). A profilok helyzete alapján rangsorolhatjuk a közösségeket a diverzitás alapján: a magasabban futó profil nagyobb diverzitást jelez. Amennyiben két közösség diverzitási profilja metszi egymást, a rangsorolás nem lehetséges.

Hasonlósági elemzés

Az élőhelytípusok hangya-közösségeinek hasonlóságát a Bray-Curtis indexen (Bray és Curtis 1957) alapuló hierarchikus klaszteranalízis segítségével vizsgáltam. Az index előnye más (pl. Jaccard, Sørensen) hasonlósági indexekkel szemben az, hogy a jelenlét-hiány mellett a fajok abundancia-adatait is figyelembe veszi.

$$C_{BC} = \frac{\sum_{i=1}^S (n_{1i}, n_{2i})}{\sum_{i=1}^S (n_{1i} + n_{2i})}$$

ahol: S: fajszám
 n_{1i} : i-edik faj egyedszáma az 1 sz. közösségben
 n_{2i} : i-edik faj egyedszáma az 2 sz. közösségben

3.5.3. A talajparaméterek és a hangyaközösségek összefüggései

Korrespondencia-analízis

A vizsgált talajparaméterek, mint környezeti változók, és az egyes hangyafajok további összefüggéseit kanonikus korrespondencia analízis (CCA) segítségével igyekeztem feltárni. Az ordináció során az algoritmus a változókat lépésenkénti kiválasztással válogatta ki a lefedett variancia alapján (ter Braak és Šmilauer 2002). A kevés mintában ($N < 5$), valamint kis létszámban ($n < 10$) előforduló fajokat kizártuk az analízisből a környezeti tényezőkkel való bizonytalan kapcsolat miatt.

4. Eredmények

4.1. Talajparaméterek

A feldolgozott minták talajfizikai és kémiai paramétereit az 1. táblázat tartalmazza.

A minták pH értékei között alig van eltérés az élőhelyek között, mindegyik az enyhén lúgos tartományba sorolható. A homokszemcsék mérete is nagyon hasonló a területeken. Mindenhol a durva homok aránya a legmagasabb, és ezt követi a finom homok szintén magas eloszlási aránnyal.

A legmagasabb szervesanyag-tartalom a homokpusztagyep talajában tapasztalható. A talaj szervesanyag tartalmából következtethetünk arra, hogy a természetes homokpusztagyep a legdiverzebb élőhely. A legalacsonyabb szervesanyag-tartalommal rendelkező terület az inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztagyep.

A természetes homokpusztagyep foszfortartalma és káliumtartalma a többi élőhelyhez képest magasabb, viszont a szántó foszfortartalma kivétel ez alól. A mintaterületen kiemelkedően magas foszfortartalom és magas szervesanyag-tartalom a trágyázás és műtrágyázás eredménye.

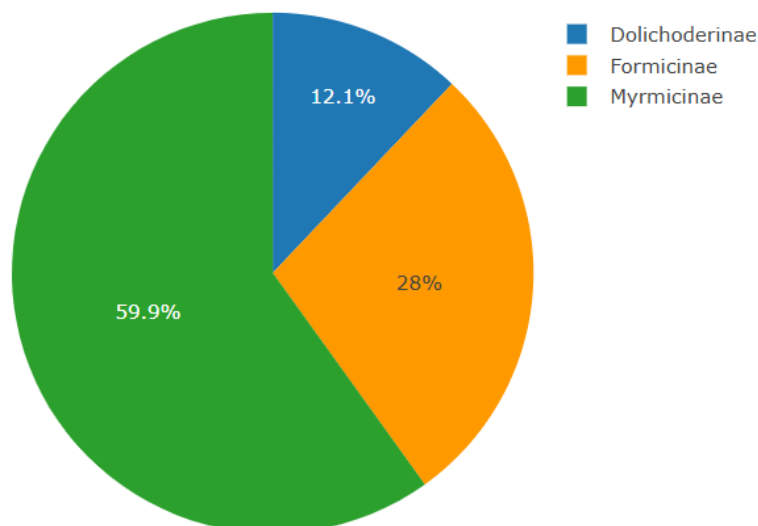
1. táblázat: A vizsgált állományok talajparaméterei átlagos értékei

	pH H ₂ O	pH KCl	CaCO ₃ (%)	A (%)	I (%)	Fh (%)	Dh (%)	H%	N (%)	AL-P ₂ O ₅ (mg/kg)	AL-K ₂ O (mg/kg)
Homokpusztagyep (HP)	7,8	7,7	6	3	2	44	51	1,3	0,10	98	90
Inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztagyep (IHP)	8,0	8,0	8	1	2	36	61	0,1	0,02	21	49
Mezőgazdasági szántó (SZ)	7,9	7,9	6	3	2	40	55	0,8	0,06	400	55
Fekete fenyő (FF)	8,0	8,0	7	3	0	37	60	0,4	0,03	26	57
Akác (A)	7,9	7,9	8	3	0	42	55	0,4	0,05	59	86

4.2. Faunisztikai eredmények

A vizsgálat során összesen 1437 hangya egyedet határoztam meg. 32 fajt sikerült kimutatnom, amelyek 3 alcsaládba sorolhatók (2. táblázat). A szántók kivételével minden élőhelyen előkerült a 3 alcsalád legalább 1 egyed képviselésében. Ezek eloszlása a 11. ábrán látható. A Myrmicinae alcsalád jelent meg a legnagyobb egyedszámmal, ugyanis 862 egyedet határoztam meg, amely az összes egyed 59,9%-a. A Dolichoderinae alcsaládból mindössze 173 egyedet számláltam, ami az összes egyed 12,1%-a. Az előkerült fajok összesen 12 génuszt képviselnek. Dolichoderinae alcsalád 3, a Formicinae 16, illetve a Myrmicinae alcsalád 13 meghatározott fajjal rendelkezik a vizsgálati területen. A legtömegesebb fajonkénti egyedszámok a Myrmicinae alcsaládban fordultak elő. A *Tetramorium caespitum* fajnak 317, egy másik *Tetramorium* fajnak pedig 204 egyedet találtam a mintákban. Kis egyedszámmal megjelentek érdekesebb fajok is, például a *Cataglyphis aenescens* vagy a *Dolichoderus quadripunctatus*.

A terepi mintavételezés során különlegességnek éltem meg, hogy több hangyakirálynővel is találkoztam. Ilyen volt például az 12. ábrán látható *Tetramorium* királynő, vagy az 13. ábrán látható *Chthonolasius* királynő



11. ábra: Hangya egyedek eloszlása alcsaládokra bontva az összes mintából



12. ábra: *Tetramorium* királynő
(Fotó: Zagyva Z.)



13. ábra: *Cthtonolasius* királynő
(Fotó: Zagyva Z.)

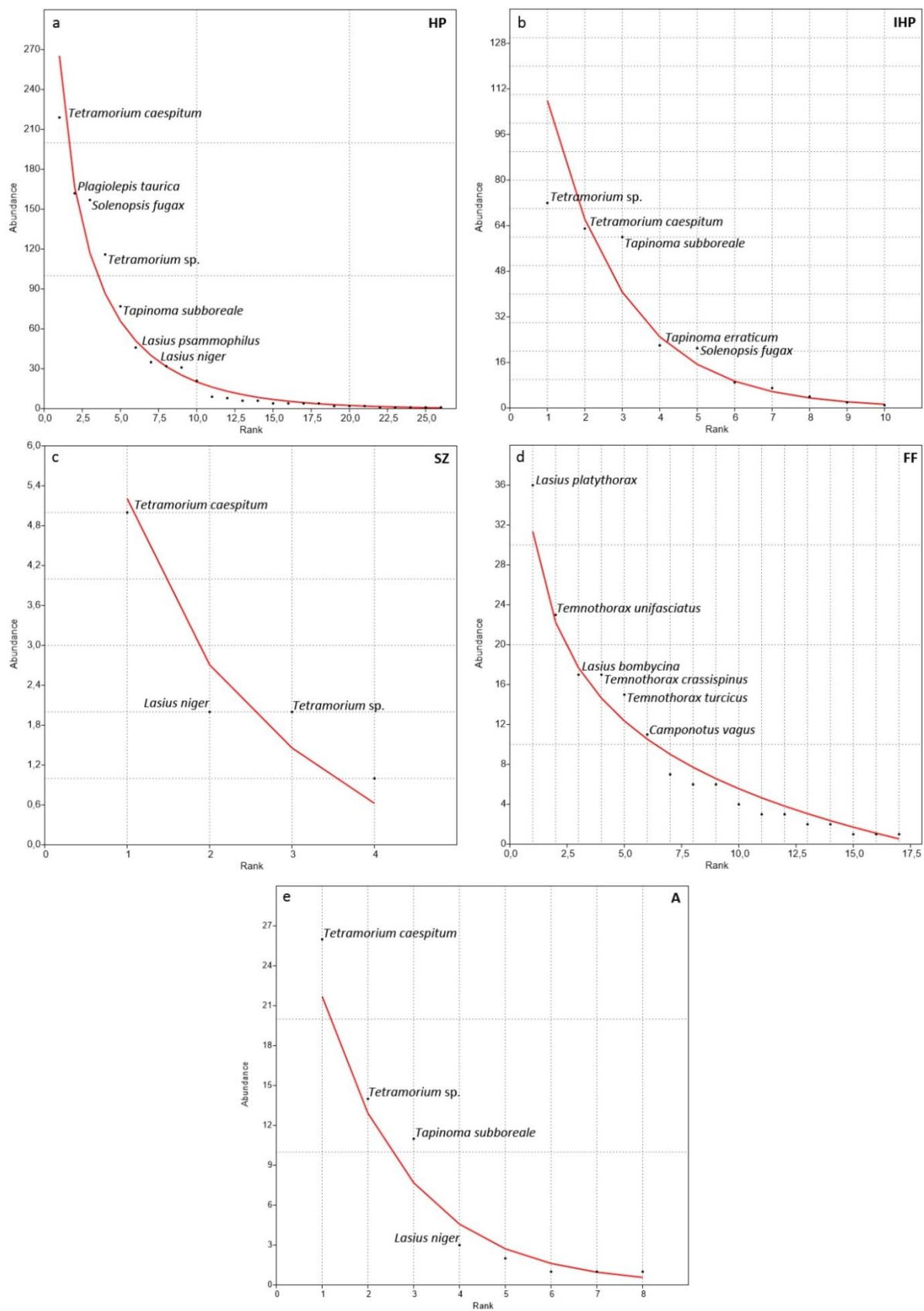
Homokpusztagyep (HP)

A természetes homokpusztagyep bizonyult a legnagyobb egyedszámú területnek 952 példánnyal. Összesen 11 génusz került elő a begyűjtött mintákból, ebből 26 faj fordult elő. Az alcsaládok eloszlását a 11. ábra mutatja be. Dominancia szempontjából tekintve az első 5 legnagyobb arányú faj mindhárom alcsaládot lefedi.

A *Tetramorium caespitum* tekinthető a legdominánsabb fajnak (14. a. ábra), amely az összes példányszám 23%-a. Ez a faj egyike a világon először leírt hangyafajoknak (Linnaeus, 1758). A területen 3 faj is képviseli a *Myrmica* génuszt. Ezek közül a *Myrmica sabuleti*-re (16. a-c. ábra) számítottam a leginkább, ugyanis ezt a fajt a szomszédos községből már kimutatták (Gallé et al. 2022). A második legnagyobb egyedszámmal, 16,49%-os aránnyal a *Solenopsis fugax* (17. ábra) fordult elő, amely Magyarország egyik legkisebb hangyafaja. Mindössze 1,5 milliméteres dolgozói életmódjukból adódóan ritkán jönnek a felszínre, viszont a nagy egyedszámmal a nyár végi / őszi rajzással magyarázható, amely során tömegesen a felszínre vonulnak. A Magyarország szinte minden pontján előforduló *Formica cunicularia* (18. a-b. ábra) itt is megjelenik, mint arra lehetett számítani.

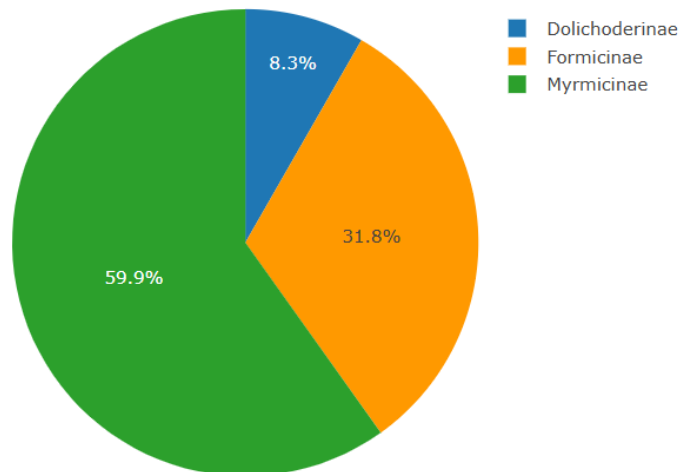
2. táblázat: A gyűjtött hangyafajok a vizsgált állománytípusokban

	HP	IHP	SZ	FF	A
Dolichoderinae alcsalád	79	82	0	1	11
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i> (Linnaeus, 1771)	0	0	0	1	0
<i>Tapinoma erraticum</i> (Latreille, 1798)	2	22	0	0	0
<i>Tapinoma subboreale</i> (Seifert, 2012)	77	60	0	0	11
Formicinae alcsalád	303	16	3	77	3
<i>Cataglyphis aenescens</i> (Nylander, 1849)	1	0	0	0	0
<i>Chthonolasius</i> sp.	2	0	0	6	0
<i>Camponotus fallax</i> (Nylander, 1856)	0	0	0	2	0
<i>Camponotus piceus</i> (Leach, 1825)	2	0	0	0	0
<i>Camponotus vagus</i> (Scopoli, 1763)	0	4	0	11	0
<i>Formica clara</i> (Forel, 1886)	1	1	0	0	0
<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)	1	0	0	0	0
<i>Formica fusca</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	0
<i>Formica pratensis</i> (Retzius, 1783)	1	0	0	0	0
<i>Formica rufibarbis</i> (Fabricius, 1793)	4	2	0	0	0
<i>Lasius bombycina</i> (Seifert és Galkowski, 2016)	17	0	0	17	0
<i>Lasius platythorax</i> (Seifert, 1991)	12	0	1	27	0
<i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758)	41	0	2	0	3
<i>Lasius psammophilus</i> (Seifert, 1992)	55	0	0	11	0
<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)	4	0	0	0	0
<i>Plagiolepis taurica</i> (Santschi, 1920)	162	9	0	0	0
Myrmicinae alcsalád	570	163	7	77	45
<i>Myrmica sabuleti</i> (Meinert, 1861)	6	0	0	6	0
<i>Myrmica schencki</i> (Viereck, 1903)	4	0	0	0	0
<i>Myrmica specioidea</i> (Bondroit, 1918)	4	0	0	1	0
<i>Solenopsis fugax</i> (Latreille, 1798)	157	21	0	3	1
<i>Temnothorax affinis</i> (Mayr, 1855)	2	0	0	6	0
<i>Temnothorax crassispinus</i> (Karavaiev, 1926)	31	7	0	17	2
<i>Temnothorax interruptus</i> (Schenck, 1852)	21	0	0	0	0
<i>Temnothorax tuberum</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	2	1
<i>Temnothorax turcicus</i> (Santschi 1934)	0	0	0	15	0
<i>Temnothorax unifasciatus</i> (Latreille, 1798)	1	0	0	23	1
<i>Tetramorium caespitum</i> (Linnaeus, 1758)	219	63	5	4	26
<i>Tetramorium</i> sp.	116	72	2	0	14
<i>Tetramorium ferox</i> (Ruzsky, 1903)	9	0	0	0	0
Σ	952	261	10	155	59

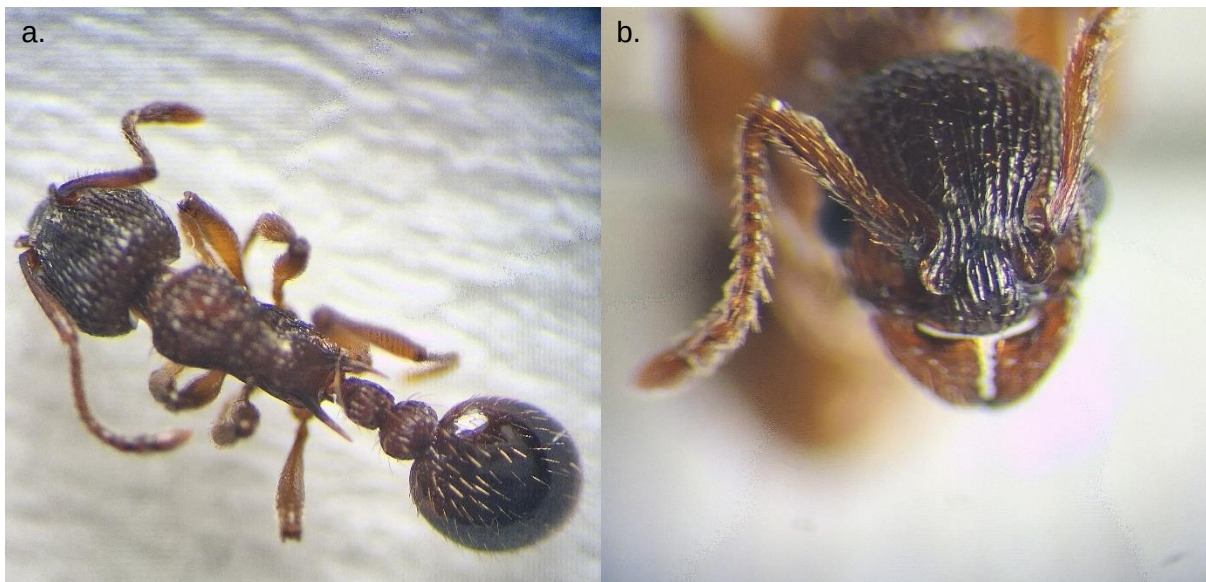


14. ábra: A vizsgált élőhelyek hangyaközösségeinek rang-abundancia görbéi. a. homokpusztagyep (HP); b. inváziós növényfajokkal fertőzött gyep (IHP); c. szántó (SZ); d. feketefenyves (FF); e. akácos (A).

Előkerült egy olyan faj is, amit Magyarországról eddig csak 3-szor írtak le. A *Tetramorium ferox* (19. ábra) faj királynői népes kolóniákat alkotnak a száraz, nyílt területeken. Fő ismertető jegye az alacsonyan elhelyezkedő és rövid propodeális tüskéje.



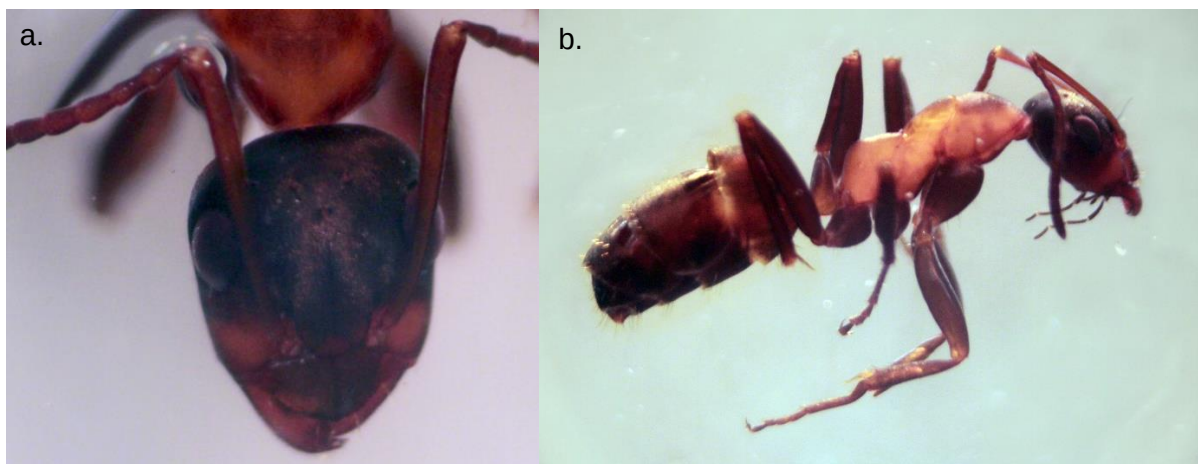
15. ábra: A homokpusztagyep (HP) mintaterületen gyűjtött hangyák alcsaládok szerinti megoszlása



16. a-b. ábra: *Myrmica sabuleti* a. dorzális nézet; b. fejfrontális nézet (Fotó: Jégh T.)



16. c. ábra: *Myrmica sabuleti* laterális nézet (Fotó: Jégh T.) 17. ábra: *Solenopsis fugax* (Fotó: Zagyva Z.)



18. a-b. ábra: *Formica cunicularia* a. fej frontális nézet; b. laterális nézet (Fotó: Zagyva Z.)



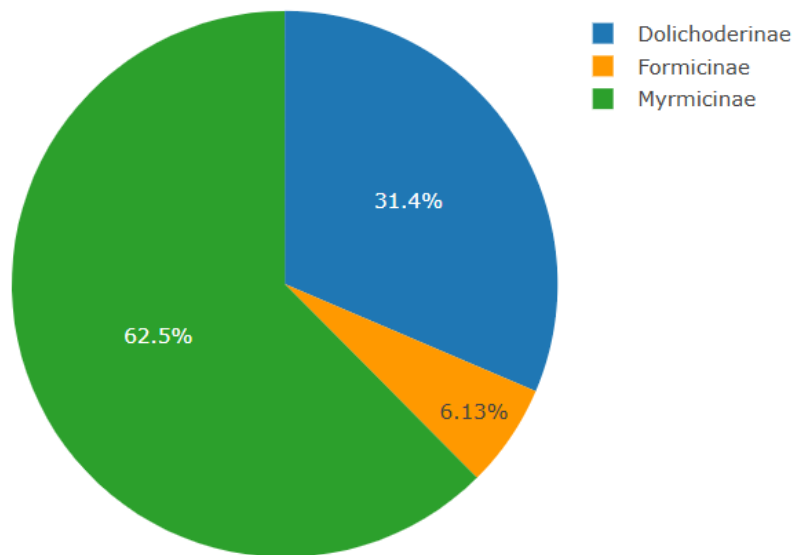
19. ábra: *Tetramorium ferox* (Fotó: Zagyva Z.)

Inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztagyep (IHP)

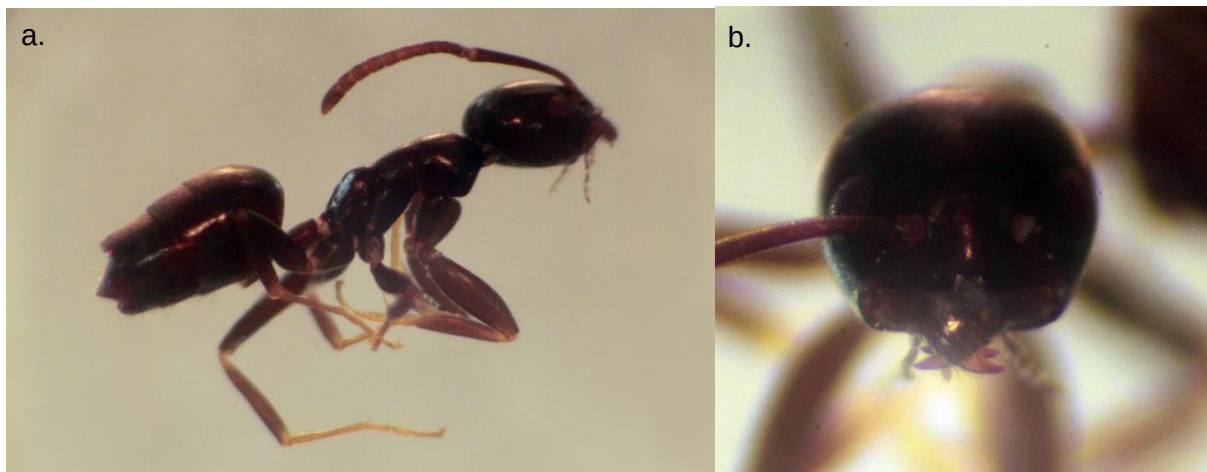
Az inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztából 7 génusz 10 fajt sikerült kimutatni, melyek összpéldányszáma 261. A terület kevés faja ellenére nagy egyedszámot mutat, amely arra utal, hogy az itt megtelepedett fajok kifejezetten jól tűrik az inváziós növények által kifejtett hatásokat.

A Formicinae alcsalád az inváziós növényekkel nem fertőzött homokpusztához képest meglehetősen visszaszorult, amelyből arra következtethetünk, hogy az alcsalád kevésbé tűri a megváltozott élőhelytípust (20. ábra). Az itt megtelepedett fajok dominancia-struktúrája mérsékelten kiegyenlített (14. b. ábra).

A mintaterületen meglehetősen nagy egyedszámban található meg a *Tapinoma subboreale* (21. a-b.), amely a *Tetramorium* sp. és a *Tetramorium caespitum* után a dominanciasorrendben a harmadik faj. Valószínűsíthetően a környező feketefenyvesek letermeléséből a területre kerültek fahulladékok, amelyekben sikeresen megtelepedtek a *Camponotus vagus* (22. ábra) kolóniák, így került 4 dolgozó is a mintákba.



20. ábra: Inváziós növényfajokkal fertőzött homokpusztagyep (IHP) mintaterületen gyűjtött hangyák alcsaládok szerinti megoszlása



21. a-b. ábra: *Tapinoma subboreale* a. laterális nézet; b. fej, frontális nézet (Fotó: Zagyva Z.)

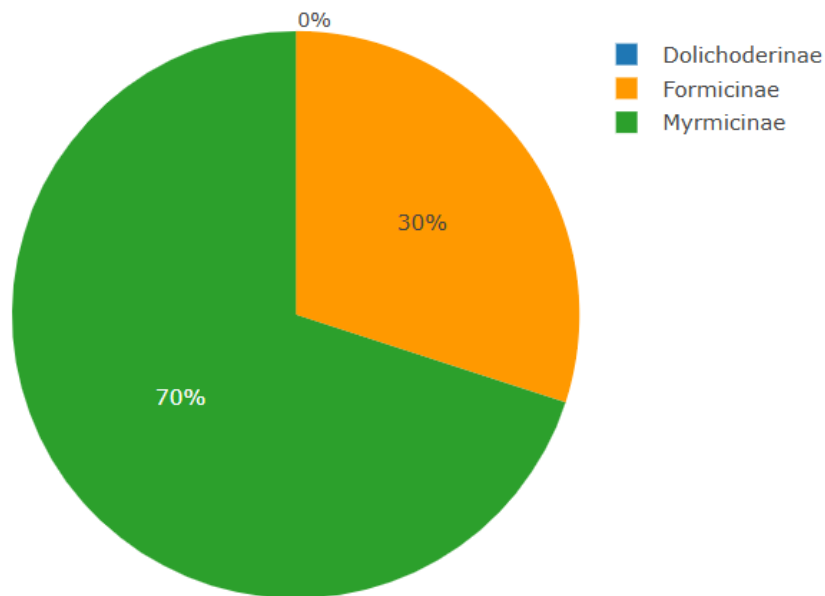


22. ábra: *Camponotus vagus* (Fotó: Zagyva Z.)

Mezőgazdasági szántó (SZ)

Az egyedszámban és fajokban nem túl gazdag területen mindössze 2 génusz jelent meg 4 faj és 10 egyed képviselésében. A Dolichoderinae alcsaládból nem tudtam kimutatni egy fajt sem (23. ábra).

Tipikusan azok az euryök fajok jelentek meg az élőhelyen, amelyek még a szélsőségesebb területeken is képesek megtelepedni. Ilyen például *Tetramorium caespitum* (24. ábra), vagy a *Lasius niger* (25. ábra). Az utóbbi cosmopolita faj kifejezetten szereti az ember által lakott és megmunkált területeket.



23. ábra: Mezőgazdasági szántó (SZ) mintaterületen gyűjtött hangyák alcsaládok szerinti megoszlása



24. ábra: *Tetramorium caespitum* (Fotó: Zagyva Z.)



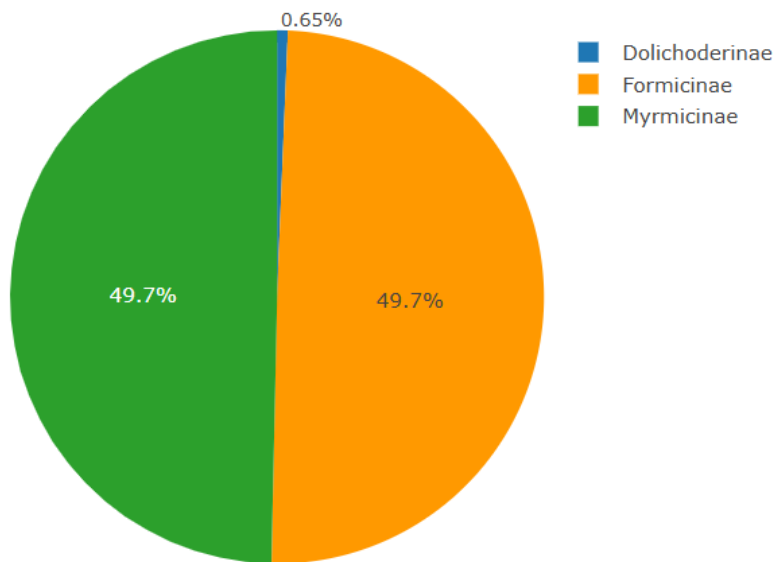
25. ábra: *Lasius niger* (Fotó: Zagyva Z.)

Feketefenyő (FF)

Az feketefenyő ültetvényben 17 fajt mutattam ki, amelyek 9 génuszt képviselnek. A Formicinae és a Myrmicinae alcsalád 50-50%-os eloszlásban van (26. ábra), amely jól tapasztalható az alcsaládok fajai közti váltakozáson abundancia és dominancia szempontjából. Hangya-faunisztikai érdekesség, hogy a Dolichoderinae alcsalád csupán egy faj egy egyedével képviseli az élőhelyet. A *Dolichoderus quadripunctatus* (27. a-b. ábra) faj főként a lombkoronaszinten mozog, így ritkán jön le a talajra, így a mintavétel kifejezetten szerencsésnek mondható.

Ez volt az egyetlen olyan élőhely, ahol a *Temnothorax* génusból több egyedszám fordult elő, mint a *Tetramorium*-ból. Ez jól mutatja az elkülönülő igényeket a két génusz között. A homokpusztás élőhelyekhez képest kevesebb egyedszám ellenére kifejezetten nagy a megjelent fajok száma, ami egy kifejezetten diverz életközösségre, élőhelyre mutat. A *Lasius platythorax* után több *Temnothorax* faj is megjelent a rang-abundancia görbe felső régiójában, amiből szintén levonható a következtetés, miszerint a génusz itt előforduló fajai kedvelik a fenyveseket (14. d. ábra). Csak ezen az élőhelyen jelent meg a tipikusan fához kötött *Camponotus fallax* (28. a-b. ábra), amiből arra következtethetünk, hogy az évek folyamán a hangyafauna megváltozott a telepített feketefenyő helyén.

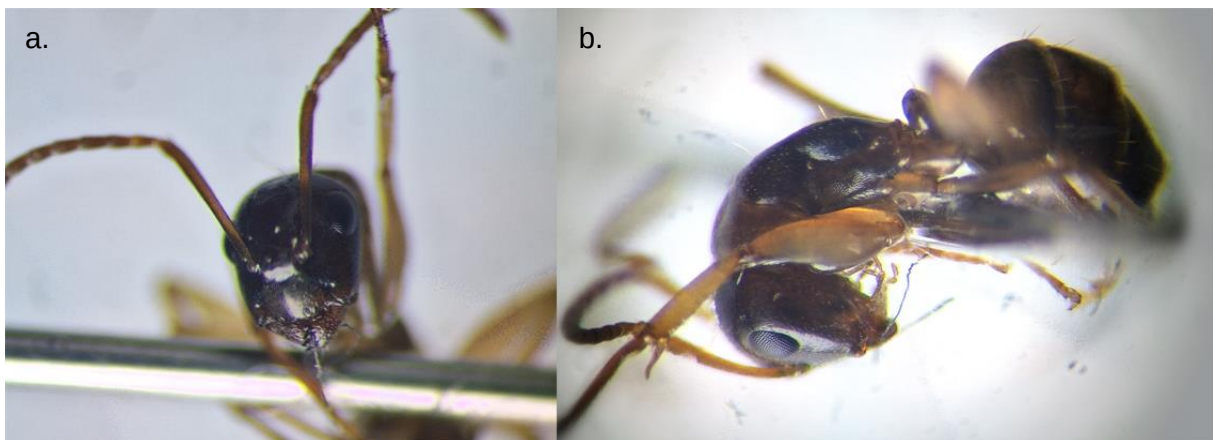
A *Temnothorax turcicus* (29. a-b. ábra) nevű fajt eddig nem mutatták ki az Alföldről, így ez egy nagyon különleges információt biztosít a magyarországi hangyaközösségek feltérképezésében.



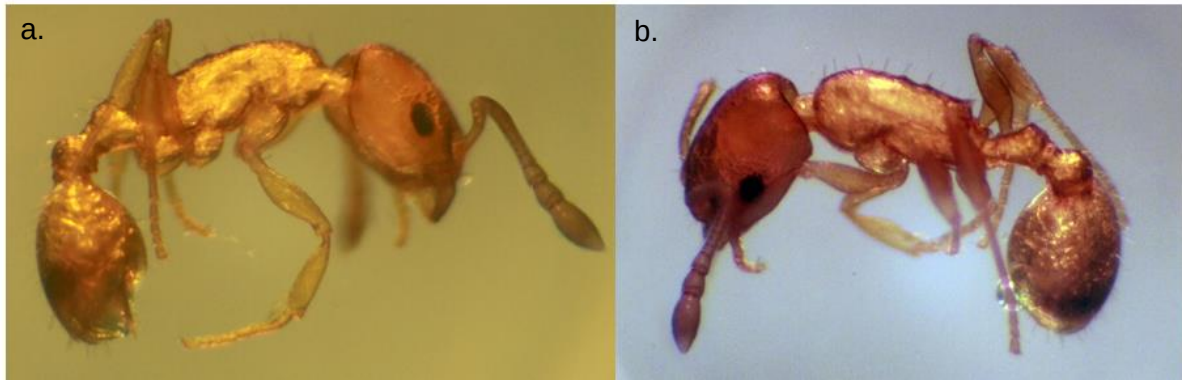
26. ábra: Feketefenyő-ültetvény (FF) mintaterületen gyűjtött hangyák alcsaládok szerinti megoszlása



27. a-b. ábra: *Dolichoderus quadripunctatus* a. laterális nézet; b. dorsális nézet (Fotó: Zagyva Z.)



28. a-b. ábra: *Camponotus fallax* a. fej frontális nézet; b. laterális nézet (Fotó: Zagyva Z.)



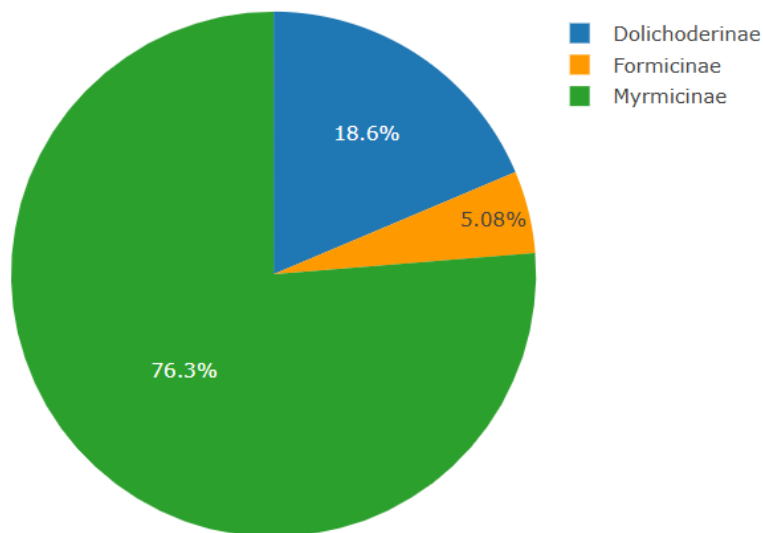
29. a-b. ábra: *Temnothorax turcicus* a. laterális nézet; b. dorsolaterális nézet (Fotó: Zagyva Z.)

Akác (A)

Az akácós ültetvényben csupán 8 fajt sikerült kimutatni. A Formicinae alcsaládból mindössze 3 egyed fordult elő, azok is az egyik leggyakoribb, *Lasius niger* fajba tartoznak. A kevés egyedszám miatt a mintának csak 5,08%-át jelenti (30. ábra).

A Dolichoderinae alcsalád viszonylag magasabb, 18,6%-kal jelenik meg. A magasabb százalékos jelenlét az inváziós homokpusztára jellemző. A *Solenopsis fugax* kevés egyedszámmal jelenik meg ezen az élőhelyen és a feketefenyő-ültetvényben is, amelyből arra következtethetünk, hogy ez a faj kedveli a napsütötte tereket, fordítottan arányos egyedszámuk a lombkoronaszint záródásával.

Az egyedszámok eloszlása alapján jól látszik, hogy a *Tetramorium* génusz uralja az élőhelyet (14. e. ábra).



30. ábra: Az akácültetvény (A) mintaterületen gyűjtött hangyák alcsaládok szerinti megoszlása

4.3. Közösségi-ökológiai eredmények

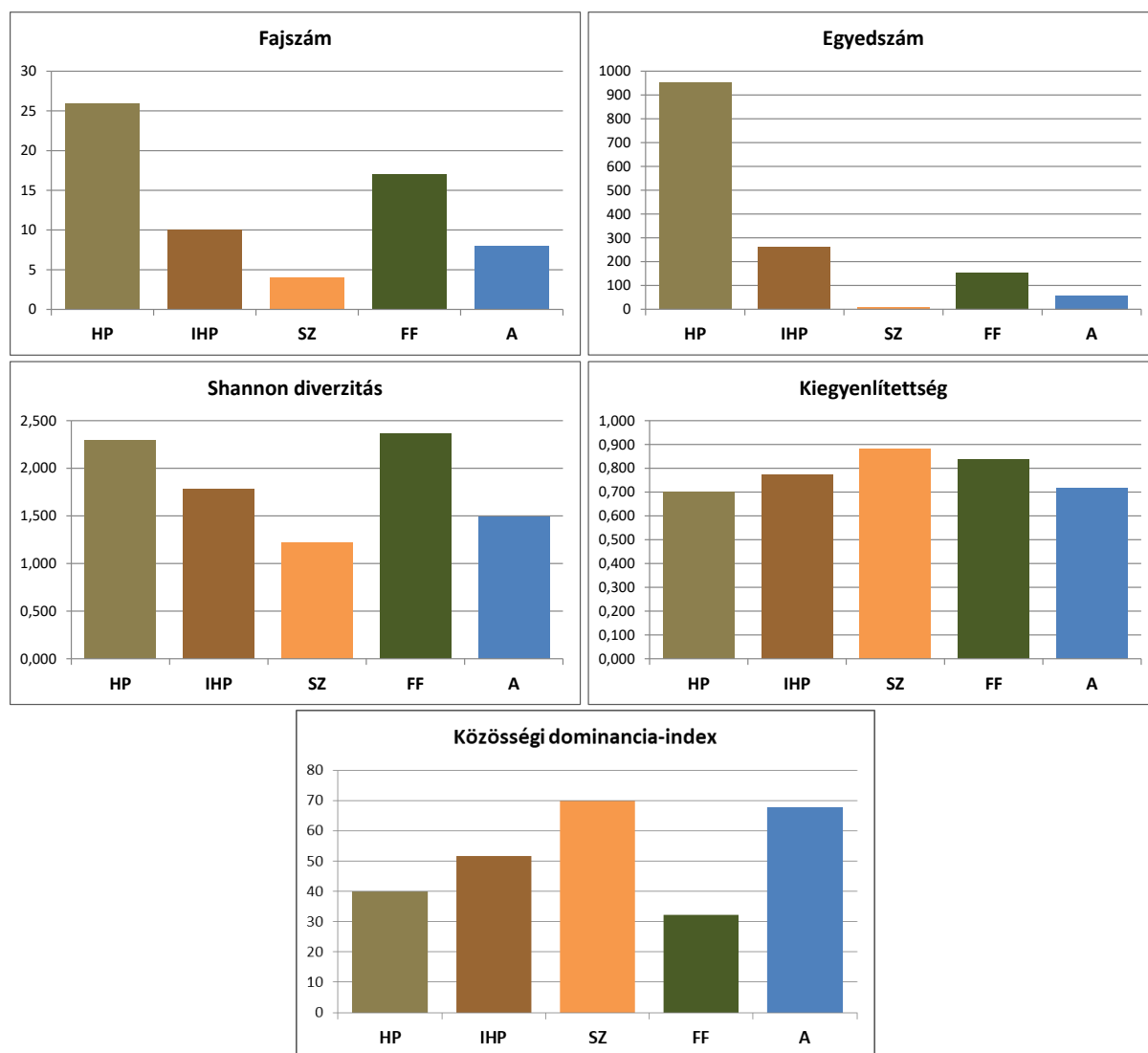
Az őshonos, és allochton vizsgálati területek hangya-közösségeinek fontosabb karakterisztikáit a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat: A vizsgált élőhelytípusok hangyaközösségeinek fontosabb karakterisztikái (HP - homokpusztagyep; IHP - inváziós növényfajokkal fertőzött gyep; SZ - szántó; FF - feketefenyves; A – akácos)

	HP	IHP	SZ	FF	A
Fajszám (<i>S</i>)	26	10	4	17	8
Egyedszám (<i>N</i>)	952	261	10	155	59
Shannon diverzitás (<i>H</i>)	2,289	1,783	1,221	2,369	1,489
Kiegyenlítettség (<i>J</i>)	0,703	0,775	0,881	0,836	0,716
Közösségi dominancia-index (<i>KDI</i>)	40,02	51,72	70	32,26	67,8

A kumulatív fajszámot tekintve a természetes homokpusztagyep (26) bizonyult a legfajgazdagabb területnek. Ezt követi a feketefenyő-ültetvény 17 fajjal. A szántók mind fajok számában (4), mind a kimutatott egyedek számában (10) a legszegényebb területnek bizonyult (31. a. ábra).

Az egyedszem tekintetében (31. b. ábra) hasonló sorrend mondható el, azzal a kivétellel, hogy az idegenhonos fajokkal fertőzött homokpusztagyepen több hangyát csapdáztam, mint a feketefenyő-ültetvényben.



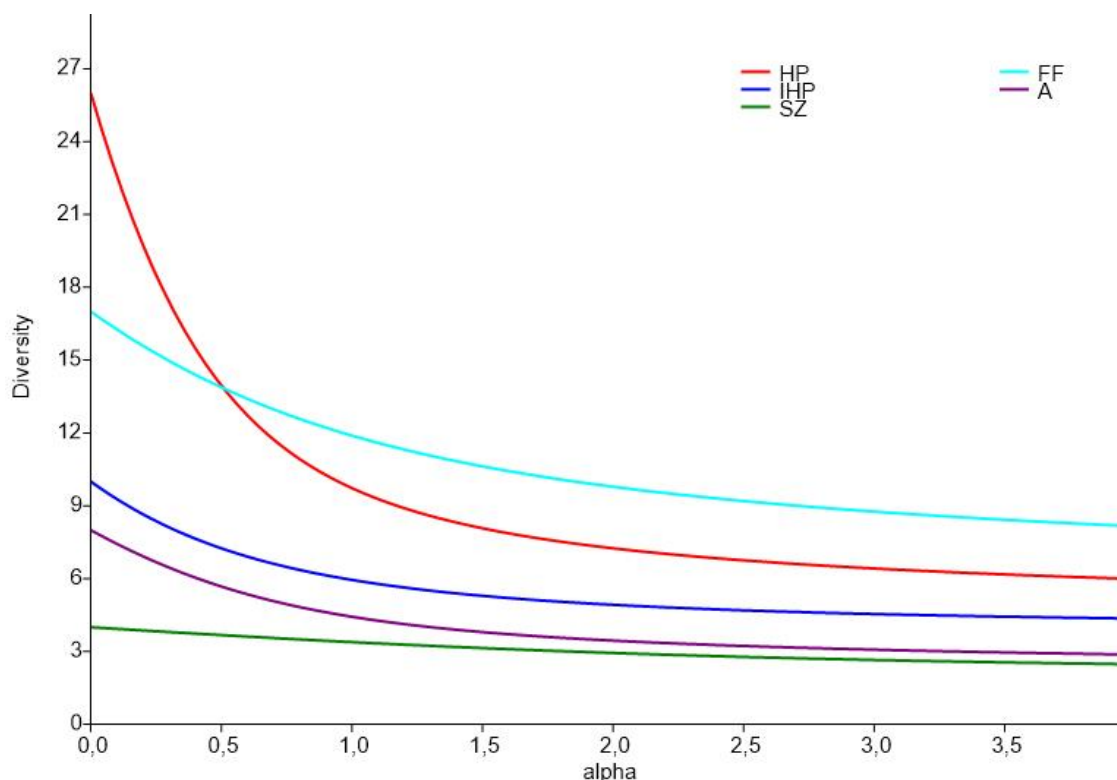
31. ábra: A hangyaközösségeinek karakterisztikáinak alakulása a vizsgált élőhelyeken.

A Shannon diverzitás a fajszámhoz nagyon hasonlóan alakult (31. c. ábra). Magas, közel azonos diverzitás-értékű volt a természetes homokpusztagyep és a feketefenyves hangyaközössége. A legalacsonyabb diverzitásérték a szántó közösségénél adódott.

A kiegyenlítettség nem követi az előző karakterisztikáknál megfigyelt trendet (31. d. ábra). A legmagasabb kiegyenlítettsége a szántó közösségének volt, ez azonban inkább az alacsony fajszámnak köszönhető, ami az egyenletesség számításánál torzító tényezőként jelenik meg.

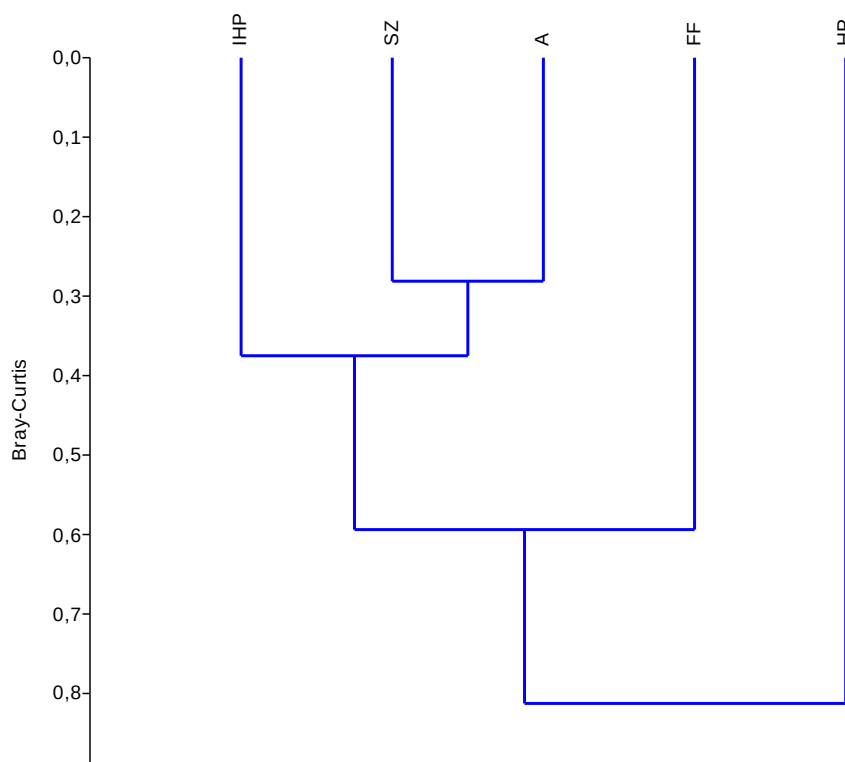
A közösségi dominancia-index magas értéket a szántón, valamint a feketefenyvesben vett fel, néhány faj kifejezetten magas dominanciáját jelzi (31. e. ábra).

A diverzitási profilok (32. ábra) elemzésénél négy-négy élőhely esetében lehet egyértelmű rangsort megállapítani. E szerint a homokpusztagyep profilja az inváziós fajokkal fertőzött gyeppel, az akác és a szántó profilja felett fut. A feketefenyves profiljáról ugyanez a rangsor szintén állapítható meg. A homokpusztagyep és a feketefenyves profiljai viszont metszik egymást, ezért ezek a közösségek a diverzitási profilok alapján nem rangsorolhatók. A homokpusztagyepnél a fajszám ($\alpha=0$) volt nagyobb, míg a feketefenyves esetében a további skálaparamétereknél ($\alpha=1, 2, 3$) vett különböző diverzitások arányos értékei adódtak magasabbnak.



32. ábra: A vizsgált élőhelyek hangyaközösségeinek Rényi-féle diverzitási profiljai

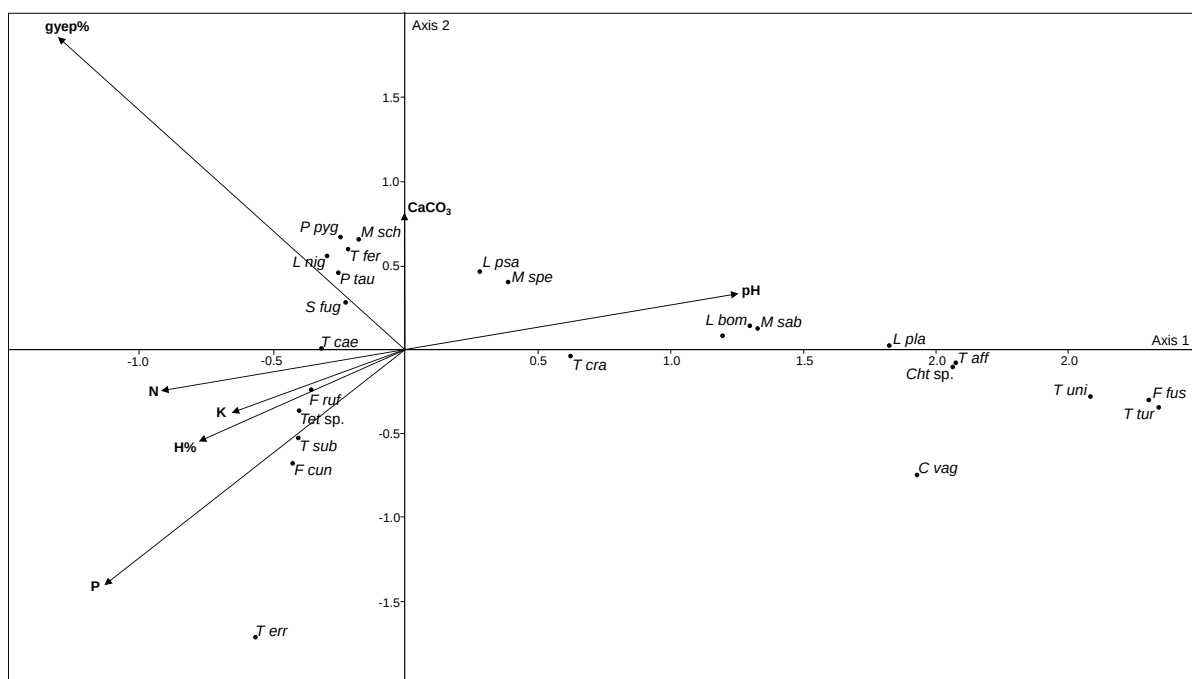
A Bray-Curtis-féle hasonlósági indexen alapuló klaszteranalízis dendrogramján (33. ábra) a homokpusztagyep teljesen elkülönül a többi élőhelytől. A második nagy csoporton belül elkülönül a feketefenyves, illetve külön alcsoportot alkot az inváziós növényekkel fertőzött gyeppel az akáccal és a szántóval.



33. ábra: A Bray-Curtis-féle hasonlósági indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja

4.4. Összefüggés-vizsgálatok

Az élőhelyi változók (talajparaméterek, gipszint borítása) és a hangyafajok egyedszámaértékei lehetővé tették további komplex összefüggések feltárását is. Az alkalmazott ordinációs módszer (kanonikus korrespondencia analízis) eredményét a 34. ábra szemlélteti.



34. ábra: A kimutatott hangyafajok és háttérváltozók elhelyezkedése a CCA ordináció első két tengelye mentén (a fajokat tudományos nevük 1+3 betűs kódjával tüntettem fel).

Az első két tengely szignifikanciáját a Monte Carlo permutációs teszt igazolta, $p < 0,01$ illetve $p < 0,05$ szinten. A két tengely együttesen 83,66%-át magyarázzák a varianciának: 63,77%-ot az első, további 19,42%-ot pedig a második tengellyel sikerült lefedni. Az első tengelyt leginkább a talaj pH, valamint a N, K és szervesanyag-tartalom (H%) határozza meg, de nem elhanyagolható a P tartalom és a gipszint borítás hatása sem. Utóbbi két változó vetülete a második tengelyre meghatározó a CaCO_3 tartalom mellett, amely változó gradiense egy az egyben rásimul erre a tengelyre.

Mivel a pH értékek az egyes élőhelyeken közel azonosak voltak, így ezen gradiens mentén való elkülönülés nem értelmezhető. A szervesanyag-tartalom (H%), valamint a vele azonos irányba futó N tartalom mentén jól megfigyelhető egyese fajok elkülönülése. Ha még ide vesszük a gipszint borítást is (amely a talajeredmények alapján összefüggést mutat a szervesanyag-tartalommal), elmondható, hogy a vizsgálati területen a zártabb, nagyobb gipszintborítású élőhelyek felé mutat preferenciát a *Plagiolepis taurica*, *Solenopsis fugax* és a *Tetramorium ferox*. Az első tengely pozitív vége felé található fajok (pl. *Camponotus vagus*, *Temnothorax unifasciatus*, *T. turcicus*) helyzete viszont ilyen szempontból megtévesztő lehet. Ezek a fajok fás mikrohabitatokhoz kötődnek, viszont az ábra alapján látszólag azért mutatnak preferenciát a nyíltabb élőhelyekhez, mert a gipszintborítás pont a feketefenyves ültetvényben volt a legalacsonyabb.

5. Diskusszió

Az mintavételezésem során 32 fajt sikerült kimutatnom, amely Magyarország hangyafajkészletének 25,4%-a (Gallé et al. 2022). A magas fajgazdagságnak köszönhetően pontosabb következtetéseket tudtam tenni a dolgozatomban. A természetes homokpusztagyepen a kimutatott fajok 81,25%-a jelent meg. Ez az arány a feketefenyőültetvényben esetében 53,13%, az inváziós homokpusztagyepnél 31,25%, az akácültetvénynél 25%, a mezőgazdasági szántónál pedig 12,5%. Bár nem a legnagyobb arányban fordultak elő a Myrmicinae alcsalád fajtái, de egyedszámban kimagasló, összesen 862 egyed került meghatározásra, amely az összes egyed 59,9%-a. Ez azzal magyarázható, hogy a Myrmicinae alcsalád rendelkezik a legdiverzebb tulajdonságokkal, ugyanis a több, mint 6000 fajjal rendelkező alcsalád majdnem a világ összes hangyafajának felét adja (Guénard 2013). A Formicinae alcsaládból 16 fajt és 402 egyedet, a Dolichoderinae alcsaládból pedig 3 fajt és 173 egyedet sikerült kimutatni. A legnagyobb egyedszámú faj a *Tetramorium caespitum* volt, amely összesen 317 egyeddal képviselte a Myrmicinae alcsaládot. A faj nagy egyedszámú megjelenése az euryök mivoltának és a hatékony terjeszkedésének következtében jöhetett létre, ami miatt a fajt kozmopolitaként tartjuk számon (Crist and Campbell 2017).

A homokpusztagyep bizonyult a legfajgazdagabb területnek 26 megjelent fajjal és 952 egyeddal. A 11 génuszba sorolható fajok közel 60%-a a Myrmicinae alcsaládhoz tartozik az egyedszám szerinti eloszlás alapján. Ez az arány egyébként mindegyik vizsgált élőhelynél hasonló átlagos értéket mutatott. A *Solenopsis fugax* főként a föld alatt, nem látható helyeken mozog, viszont a homokpusztagyepen 157 egyede került elő. Ez azzal magyarázható, hogy a nyár végi rajzás következtében a dolgozók a felszínre vonulnak, ami következtében sok példányt ejtettek a pohárcsapdák. A *Tetramorium ferox* fajt Magyarországon eddig 3 helyről írták le. Megtalálható Kelet- és Közép-Európában is, viszont a fészekben való denzitása nem túl magas így nem fordul elő olyan magas egyedszámban, mint az egyéb *Tetramorium* fajok (Wagner et al. 2021). Az 1903-ban leírt fajt (Ruzsky 1903) Magyarországon megfigyelték eddig Budapest, Kalocsa és Pécs környékén (Gallé et al. 2022). A homokpusztagyep mintából több olyan faj is előkerült, amely kifejezetten a meleg alföldi, homokos területekre jellemző. Ilyen volt például a *Formica cunicularia*, a *Formica pratensis* és a *Cataglyphis aenescens*, utóbbi fajból azonban csak 1 példány került elő.

A legtöbb hangyafaj nagyon érzékenyen a legapróbb élőhelyi változásokra is (Agosti et al. 2000, Dauber and Wolters 2004). Így könnyen kimutatható, hogy az inváziós növényfajok által okozott változások egy adott élőhelyen negatívan befolyásolják a hangyák fajgazdagságát, a kolóniák sűrűségét és a hangyák táplálékkereső viselkedését (Lenda et al. 2013). A kutatásomban igyekeztem erre is választ találni annak feltárásával, hogy az inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyepen mennyire változik egyes a hangyafajok aránya és száma. A természetes homokpusztához képest a fajok száma és az egyedszám is csökkent, viszont még így is a második legnagyobb egyedszámú élőhelynek bizonyult az inváziós gyeper 261 begyűjtött és meghatározott példánnyal. A mai napig kevés ismeret áll rendelkezésre arról, hogy az inváziós idegenhonos növények hogyan befolyásolják a hangyaközösségek szerkezetét és az őshonos hangyakolóniák méretét (French és Major 2001, Alba-Lynn és Henk 2010), és hogy a szerkezeti heterogenitási index és az élőhelyfolt széleinek közelsége azonos módon befolyásolja-e a hangyaközösségeket az inváziós növényfajokkal fertőzött és nem fertőzött élőhelyeken. Ilyen információra van tehát szükség annak megértéséhez, hogy a hangyák ellenállnak-e a növényinvázióknak, és hogyan reagálnak erre a környezeti változásra. Ez viszont hasznos lehet egy egész ökoszisztéma invázióra adott válaszában előrejelzésében. Érdekesnek tartom azt a jelenséget, hogy a Formicinae alcsalád képviselői meglehetősen visszaszorultak az idegenhonos élőhelyről a természetes homokpusztagyephez képest.

Egyedszámuk részaránya a homokpusztagyepéken 31,8%, míg a fertőzött gyepen 6,13% volt. Különösen igaz ez a *Lasius* génusz fajai esetében, amelyek meglehetősen nagy egyedszámmal fordultak elő a természetes homokpusztagyepen, viszont teljesen hiányoztak az idegenhonos növényekben gazdag élőhelyről. Ez összefüggésben állhat bizonyos talajparaméterekkel. Stukalyuk et al. (2023) vizsgálataikban kimutatták, hogy a talaj nitrogéntartalma pozitív kapcsolatban áll a *Lasius niger* kolóniák egyedszámával. A vizsgált élőhelyek közül a talaj nitrogéntartalma a homokpusztagyepen volt a legnagyobb, míg az inváziós növényekkel fertőzött homokpusztán volt a legkisebb. Ez magyarázhatja a *Lasius niger* nagy egyedszámban való előfordulását az előbbi, valamint hiányát az utóbbi élőhelyen.

Az intenzív mezőgazdálkodás a rovarvilág sokféleségének csökkenéséhez vezetett helyi és táji léptékben, elsősorban az élőhelyek csökkenése és fragmentálódása miatt (Benton et al. 2002, Ollerton et al. 2014, Potts et al. 2010). A földterületek mezőgazdasági művelésbe vonása közvetlenül csökkenti az őshonos élőhelyek kiterjedését, és a biológiai sokféleség csökkenésének is az egyik fő oka (MacDougall et al. 2013). A mezőgazdasági területek további intenzifikációja erőteljes közvetett hatásokkal is járhat a megmaradt őshonos élőhelyekre. Vizsgálatomban a mezőgazdasági szántón sikerült a legkevesebb fajt és a legalacsonyabb egyedszámot és fajt kimutatni. Itt mindössze 2 alcsalád jelent meg 4 faj képviselőjében. A legnagyobb egyedszámmal a *Tetramorium caespitum* jelent meg 5 példánnyal. Ez annak köszönhető, hogy hatékony és gyors szaporodásuknak köszönhetően könnyen megtelepednek szinte minden élőhelyen, akár a frissen szántott mezőgazdasági területeken is (Crist and Campbell 2017).

A talajban élő ízeltlábúak érzékenyek a környezeti tényezők változásaira, így a növényközösségekben történő változásokra (Hudewenz et al. 2012), emellett a talaj tulajdonságainak változásai is erőteljes hatással lehetnek az ízeltlábú közösségekre (Berg és Hemerik, 2004). Az erdősítések során olyan bolygatás történik, amely alapvetően megváltoztatja a fizikai, kémiai és biológiai feltételeket. Az erdősítést követő ilyen változások jelentősen befolyásolhatják a talajlakó ízeltlábúak közösségeit. A félszáraz gyepek fenyőkkel történő újraerdősítése azonban csökkentheti a hangyák abundanciáját és diverzitását, bár ez a hatás sokkal kisebb, ha a fásítás ritkás (Corley et al. 2006). Vizsgálatomban sikerült ezt igazolni, hiszen bár a fajsza és az egyedszám is alacsonyabb volt a homokpusztagyepekkel összehasonlítva, drasztikus különbségek viszont nem mutatkoztak, és a diverzitás értéke hasonlóan magas volt a feketefenyő-ültetvényben is. Ugyanakkor a közös fajok aránya mindössze 34,37% volt, ami arra mutat rá, hogy a hangyafauna közel kétharmada teljesen kicserélődött. Úgy tűnik, hogy az ízeltlábúak válasza az élőhelyüknek az erdősítésből eredő változásaira eseti és taxon-specifikus lehet. A kutatásom egy érdekes faja a főként fákon fészkelő, de a földön gallyakban és ágakban is előforduló *Temnothorax turcicus*. Ezt a fajt eddig összesen három helyről mutatták ki az országból, ezek a területek pedig Budapest, Iszkaszentgyörgy és Mátraháza környéke (Gallé et al. 2022). A nem gyakori faj csak a feketefenyő-ültetvényben fordult elő.

Az észak-amerikai fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*) a leginvazívabb fafajok között tartják számon Európában, hazánkban az erdőállományok 25%-át teszi ki ez a faj (Bartha 2000, Bartha et al. 2012). Változatos hatást gyakorol a talaj tulajdonságaira, többek között a nitrogén-, nitrát- és szervesanyagtartalom növelésével (Lazzaro et al. 2018). Az akác lombjából másodlagos metabolitok (pl. fazin, robin vagy toxalbuminok) szabadulnak fel, amelyek bizonyítottan gátolják egyes állati szervezeteknél a fehérjeszintézist, kedvezőtlen feltételeket biztosítva így a kevésbé toleráns fajok számára (Rahmonov 2009; Lazzaro et al. 2018). Ezek a változások szemmel látható következményeket okoznak a hangyáközösségekre is. Az általam vizsgált akácültetvényben a hangyák egyedszámban és fajokban sem bővelkedtek.

6. Összefoglalás

A vizsgálatom célja a természetes alföldi homokpusztagyep hangya faunájának felmérése és közösségi ökológiai értékelése. A kijelölt mintaterületeim között volt a természetes homokpusztagyep és a nem természetes inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep, mezőgazdasági szántó, feketefenyő- és akácültetvény. A kutatási területem Öttömös mellett helyezkedik el. A mintákat Barber-féle talajcsapdával gyűjtöttem, minden területen 3×4-es eloszlásban. Összesen a területenkénti 12-12 csapdával 60 mintát szedtem be. A talajcsapdák összesen 14 napig működtek. Az ölfolyadék etilén-glikol és víz 1:1 arányú keveréke volt.

Összesen 1437 hangya egyed határozására került sor, amiből 3 alcsaládot és 32 fajt mutattam ki. A legnagyobb arányú faj a *Tetramorium caespitum* volt, amely 317 egyeddel az összes begyűjtött faj 22,06%-át alkotja. A homokpusztagyepen fordult elő a legtöbb faj (26) amit sorrendben követ a feketefenyő-ültetvény (17), inváziós növényekkel fertőzött homokpusztagyep (10), akácültetvény (8), majd a mezőgazdasági szántó (4). A Rényi-féle diverzitási rendezés és a Shannon diverzitás hasonló értékekkel mutatta ki a természetes homokpusztagyepet és a feketefenyő-ültetvényt a legdiverzebb élőhelyeknek. A két területtípus a magas fajszáma ellenére mindössze 34,37% volt fajok aránya. A közösségek hasonlóságának elemzésére Bray-Curtis-féle hasonlósági indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízist használtam, amelynek eredményei szerint jól látható módon elkülönül a természetes élőhely. A Myrmicinae alcsalád egyedei jelentek meg a legnagyobb, 59,9%-os aránnyal, ugyanis összesen 862 egyedet határoztam meg ebből a taxonból. A vizsgált élőhelyek hangyaközösségeinek rang-abundancia görbéi alapján elmondható, hogy főként a *Tetramorium* fajok a legdominánsabbak minden élőhelyen, kivéve a feketefenyő-ültetvényben, ahol a *Lasius platythorax*. A homokpusztagyepről nagy számban sikerült kimutatnom a *Solenopsis fugax* fajt, ami a nyár végi rajzás során történő felszínre vonulásnak köszönhető. A feketefenyő-ültetvényben főként olyan fajok jelentek meg, amelyek kifejezetten fához kötődő életmódot folytatnak. Ez az élőhely nagy diverzitása miatt egy jó területnek mondható hangya közösségek szempontjából, viszont kiszorítja azokat a fajokat, amelyek csak a természetes homokpusztagyepen fordulnak elő. Az inváziós növényekkel fertőzött idegenhonos területen lévő egyedszám magas volt (261), viszont kevés faj jelent meg, ami miatt a terület nem mondható olyan diverznek, mint a természetes homokpusztagyep. Az akácültetvényben nem igazán jelentek meg ahhoz a fához kötődő fajok, amelyek a feketefenyő ültetvényben igen. A kevés egyedszám (59) és az alacsony fajszáma miatt nem mondható jó élőhelynek hangya-faunisztikai szempontból. A szántó bizonyult a legrosszabb élőhelynek az 5 élőhelytípus közül. Ez a sűrű bolygatásnak köszönhető. Sikerült kimutatni két olyan fajt is a területről, amit eddig az egész ország területén összesen 3-3 helyről publikáltak, ezek a fajok pedig a *Tetramorium ferox* és a *Temnothorax turcicus*.

Sikerült megállapítani, hogy a természetes homokpusztagyep élőhely pótolhatatlan szerepet játszik a hangyák diverzitásának fenntartásában. A természetes élőhelyek átalakítása mezőgazdasági szántóvá, feketefenyő- vagy akácültetvényre, illetve az inváziós növényfajok megjelenése és terjedése mind kimutatható hatással van a talajparaméterek megváltozására is.

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni intézeti konzulensemnek, Winkler Dánielnek a munkáját és segítségét a TDK-dolgozatom elkészítésében. Meg szeretném még köszönni Tuba Katalinnak a határozáshoz szükséges eszközök biztosítását, illetve Puheli Györgynek, Jégh Tamásnak és Csősz Sándornak a határozásban való segítségüket.

EKÖP-24-2-I számú projekt a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a 2024-2.1.1-EKÖP-2024-00007 pályázati program finanszírozásában valósult meg.

8. Irodalomjegyzék

- Achury R, Clement L, Ebeling A, Meyer S, Voigt W, Weisser WW (2022): Plant diversity and functional identity alter ant occurrence and activity in experimental grasslands. *Ecosphere* 13: e4252.
- Agosti D, Collingwood CA (1987): A provisional list of Balkan ants (Hym., Formicidae) and a key to worker cast. II. Key to the worker cast, including European species without the Iberian. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 60: 261–293.
- Agosti D, Majer JD, Alonso LE, Schultz TR (2000): *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington
- Agosti D, Maryati M, Chung AYC (1994): Has the diversity of tropical fauna been underestimated? An indication from leaf litter studies in a West Malaysian lowland rain forest. *Journal of Tropical Biodiversity and Biotechnology* 2: 270–275
- Alba-Lynn C, Henk S (2010): Potential for ants and vertebrate predators to shape seed-dispersal dynamics of the invasive thistles *Cirsium arvense* and *Carduus nutans* in their introduced range (North America). *Plant Ecology* 210: 291–301
- Allan E, Bossdorf O, Dormann CF, Prati D, Gossner MM, Tschardt T, Fischer M (2014): Interannual variation in landuse intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111: 308–313.
- Allan RA, Capon RJ, Brown WV, Elgar MA (2002) Mimicry of host cuticular hydrocarbons by salticid spider *Cosmophasis bitaeniata* that preys on larvae of tree ants *Oecophylla smaragdina*. *Journal of Chemical Ecology* 28: 835–848.
- Allegrezza M, Pesaresi S, Ballelli S, Tesei G, Ottaviani C (2020): Influences of mature *Pinus nigra* plantations on the floristic-vegetational composition along an altitudinal gradient in the central Apennines, Italy. *iForest* 13: 279–285.
- Alvarado M, Gallé L (2000): Ant assemblages associated with lowland forests in the southern part of the Great Hungarian Plain. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 46: 72–102.
- Andersen AN, Hoffmann BJ, Müller WJ, Griffiths AD (2002): Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39: 8–17.
- Andersen AN, Majer JD (2004): Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers Ecology Environment* 2: 291–298.
- Ángyán J, Tardy J, Vajnáné-Madarassy A (Eds.), (2003): *Essentials of Farming on Protected and Environmentally Sensitive Areas, Mezőgazda, Budapest*
- Babos I (1955): A Duna-Tisza közti homokhát termőhelyfeltárása. *Erdészeti Kutatások* 2: 3–53.
- Bakos Á (2022): *Hangyakalauz - hazai hangyafajok*. Antsite, Dorog.
- Báldi A, Batáry P, Erdős S (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 251–263.
- Barnes AD, Scherber C, Brose U, Borer ET, Ebeling A, Gauzens B, Gilling DP, Hines J, Isbell F, Ristok C, Tilman D, Weisser WW, Eisenhauer N (2020): Biodiversity Enhances the Multitrophic Control of Arthropod Herbivory. *Science Advances* 6: eabb6603.
- Bartha D (2000): Erdőterület csökkenések, fafaj változások a Kárpát-medencében. In: R Várkonyi Á (ed) *Táj és történelem – Tanulmányok a történeti ökológia világából*. Osiris Kiadó, Budapest, 1–24.
- Bartha D., Csiszár Á., Zagyvai G., Zsigmond V. (2012): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). In Csiszár Á. szerk.: *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 127–132.

- Batáry P, Báldi A, Sárospataki M, Kohler F, Verhulst J, Knop E, Herzog F, Kleijn D. (2010): Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136: 35–39.
- Benesperi R, Giuliani C, Zanetti S, Gennai M, Mariotti Lippi M, Guidi T, Nascimbene J, Foggi B, (2012): Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity and Conservation* 21:3555–3568.
- Benton TG, Bryant DM, Cole L, Crick HQ (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39: 673–687.
- Berg M, Hemerik L (2004): Secondary succession of terrestrial isopod, centipede, and millipede communities in grasslands under restoration. *Biology and Fertility of Soils* 40: 163–170.
- Birkhofer K, Smith HG, Weisser WW, Wolters V, Gossner MM (2015): Land-use effects on the functional distinctness of arthropod communities. *Ecography* 38: 889–900.
- Bíró M, Molnár Zs (1998): A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. *Történeti Földrajzi Füzetek* 5: 1–34
- Blüthgen N, Dormann, CF, Prati D, Klaus VH, Kleinebecker T, Hölzel N, Weisser WW (2012): A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. *Basic and Applied Ecology* 13: 207–220.
- Blüthgen N, Simons NK, Jung K, Prati D, Renner SC, Boch S, Gossner MM (2016): Land use imperils plant and animal community stability through changes in asynchrony rather than diversity. *Nature Communications* 7: 10697.
- Borbás V (1886): A magyar homokpuszták növényvilága, meg a homokkötés. A szerző kiadása, Budapest.
- Borhidi A (1961): Klimadiagramme und klimazonale Karte Ungarns. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis, Sectio Biologica* 4: 21–250.
- Boros Á (1952): A Duna-Tisza köze növényföldrajza. *Földrajzi Értesítő* 1: 39–53.
- Boros Á (1958): A magyar puszták növényzetének származása. *Földrajzi Értesítő* 7: 33–52.
- Boros Á (1959): Hozzászólás Soó, R. "Az Alföld növényzete kialakulásának mai megítélése és vitás kérdései" című tanulmányához. *Földrajzi Értesítő* 8: 1–26.
- Bray JR, Curtis JT (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.
- Buzhdygan OY, Meyer ST, Weisser WW, Eisenhauer N, Ebeling A, Borrett SR, Buchmann N, Cortois R, De Deyn GB, de Kroon H, Gleixner G, Hertzog LR, Hines J, Lange M, Mommer L, Ravenek J, Scherber C, Scherer-Lorenzen M, Scheu S, Schmid B, Steinauer K, Strecker T (2020): Biodiversity Increases Multitrophic Energy Use Efficiency, Flow and Storage in Grasslands. *Nature Ecology & Evolution* 4: 393–405.
- Cardoso P, Barton PS, Birkhofer K, Chichorro F, Deacon C, Fartmann T, Fukushima CS, Gaigher R, Habel JC, Hallmann CA, Hill MJ, Hochkirch A, Kwak ML, Mammola S, Noriega JA, Orfinger AB, Pedraza F, Pryke JS, Roque FO, Settele J, Simaika JP, Stork NE, Suhling F, Vorster C, Samways MJ, (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242: 108426
- Catarineu C, Reyes-López J, Herraiz JA, Barberá GG (2018): Effect of pine reforestation associated with soil disturbance on ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in a semiarid steppe. *European Journal of Endocrinology* 115: 562–574.
- Chisté MN, Mody K, Gossner MM, Simons NK, Köhler G, Weisser WW, Blüthgen N (2016): Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere* 7: e01545.

- Ciaian P, Pokrivcak J (2007): Agriculture reforms and development in east-central Europe, In: Sergi B, Bagatelas W, Kubicova J. (eds), Industries and markets in central and eastern Europe, Ashgate, England.
- Clavero M, García-Berthou E. (2005): Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 110
- Clout MN, Williams PR (2009): Invasive species management: A handbook of principles and techniques. Oxford University Press, Oxford
- Collingwood CA (1963): The *Lasius* (*Chthonolasius*) umbratus species complex in North Europe. *The Entomologist* 96: 145–458.
- Corley K, Harquail C, Pratt M, Glynn M, Fiol C, Hatch M (2006): Guiding Organizational Identity Through Aged Adolescence. *Journal of Management Inquiry* 15: 85–99.
- Crist TO, Campbell KU. (2017): Ant biodiversity and functional roles in fragmented forest and grassland ecosystems of the agricultural Midwest, North America. Pages 3-25 in Oliveira PS, Koptur S, editors. *Ant-Plant Interactions: Impacts of Humans on Terrestrial Ecosystems*. Cambridge University Press.
- Czechowski W, Radchenko A, Czechowska W (2002): The ants (Hymenoptera, Formicidae) of Poland. – Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences, Warsaw.
- Csősz S, (2000): Ant-faunistical investigations in the Körös-Maros National Park: the Mályvád Forests. *Crisicum* 3: 183–187.
- Csősz S, Markó B (2005): European ant species (Hymenoptera: Formicidae) in the ant collection of the Natural History Museum of Sibiu (Hermannstadt/Nagyszeben), Romania II. Subfamily Formicinae. *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 97: 225–240
- Csősz S, Tartally A (1998): Adatok a Körös-Maros Nemzeti Park hangyafaunájához. *Crisicum*, 1, 180–194.
- Dauber J, Wolters V (2004): Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 901–915.
- Dauber J, Wolters V (2005): Colonization of temperate grassland by ants. *Basic and Applied Ecology* 6: 83–91.
- de Groot M, Kleijn D, Jogan N (2007): Species groups occupying different tropic levels respond differently to the invasion of semi-natural vegetation by *Solidago canadensis*. *Biological Conservation* 136: 612–617
- Diaz M (1991): Spatial patterns of granivorous ant nest abundance and nest site selection in agricultural landscapes of Central Spain. *Insectes Sociaux*, 38, 351–363.
- Donald PF, Green RE, Heath MF (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268: 25–29.
- Dövényi Z szerk. (2010): Magyarország kistájainak katasztere MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Ehrenfeld JG, (2010): Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 59–80.
- Euskirchen ES, Chen J, Bi R (2001): Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 148: 93–108
- Fekete G (1992): The holistic view of succession reconsidered. *Coenoses* 7: 21–30.
- Fischer J, Hartel T, Kuemmerle T (2012): Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters* 5: 167–175
- Fittkau EJ, Klinge H (1973): On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. *Biotropica* 5: 4–14

- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, Lin BB, DeClerck F (2009): Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22–33.
- Folgarait PJ (1998): And biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodivers. Conservation* 7: 1221–1244.
- French K, Major RE (2001): Effect of an exotic *Acacia* (Fabaceae) on ant assemblages in South African fynbos. *Austral Ecology* 26: 303–310
- Funk JL, Vitousek PM (2007): Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature* 446: 1079–1081.
- Für L. (1983): Kertes tanyák a futóhomokon. (Farms on the moving sand) Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Gallé L (1966): Ecological and zoocoenological investigations on the Formicoidea fauna of the flood area of the River Tisza. *Tiscia* 2: 113–118.
- Gallé L (1967): Ecological and zoocoenological conditions of the Formicoidea fauna at Tiszaakört. *Tiscia* 3: 67–72.
- Gallé L (1972): Study of ant populations in various grassland ecosystems. *Acta Biologica Szeged* 18: 159–164.
- Gallé L (1975): Factors stabilizing the ant populations (Hymenoptera: Formicidae) in the grass associations of the Tisza Basin. *Tiscia* 10: 61–66.
- Gallé L (1978): Data on the ecological energetics of *Formica pratensis* Retz. (Hymenoptera: Formicidae) in the psammophile ecosystems of the Southern Hungarian Plain. *Acta Biologica Szeged* 24: 97–104.
- Gallé L (1986): The ant fauna of the Kiskunság National Park. In: Mahunka S. (ed.): *The Fauna of Kiskunság National Park*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 427–434.
- Gallé L (2005): Vegetation and Fauna of This River Basin I., *Tiscia Monograph Series* 7: 149–197.
- Gallé L, Gausz J (1968): Data for the knowledge of the entomology of the Upper-Tisza district. *Tiscia* 4: 83–101.
- Gallé L, Kovács É, Csősz S, Somogyi A, Tartally A, Báthori F, Tanczos E (2022): Contribution to the distribution of ant species in Hungary (e-book).
- Gallé L, Körmöczy L, (2000): Ecology of River valleys. DE USZ, Szeged, 31–36.
- Gallé L, Margóczy K, Kovács É, Györffy Gy, Körmöczy L, Németh L (1995): River valleys: Are they ecological corridors? *Tiscia* 29: 53–58.
- Gallé L, Szondi G (1988): A checklist of ants (Hymenoptera: Formicoidea) of a sandy grassland in Kiskunság National Park (Hungary). *Acta Biologica Szeged* 34: 167–168.
- Gallé L, Csősz S, Tartally A, Kovács É (1998): A check-list of Hungarian ants (Hymenoptera: Formicidae). – *Folia Entomologica Hungarica* 59: 213–220.
- Gehlhausen SM, Schwartz MW, Augspurger CK (2000): Vegetation and microclimatic edge effects in two mixedmesophytic forest fragments. *Plant Ecology* 147: 21–35.
- Gratton C, Denno RF, (2005): Restoring of arthropod assemblages in a *Spartina* Salt Marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology* 13: 358–372.
- Guénard B (2013): An overview of the species and ecological diversity of ants. John Wiley and Sons, Ltd., Chichester.
- Haddad NM, Crutsinger GM, Gross K, Haarstad J, Knops J, MH, Tilman D (2009): Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters* 12: 1029–1039.
- Haddad NM, Haarstad J, Tilman D (2000): The effects of longterm nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 124: 73–84

- Hammer Ř, Harper DAT, Ryan PD (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Harpole, WS, Tilman, D (2007). Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature* 446: 791–793.
- Hausmann A, Ulrich W, Segerer AH, Greifenstein T, Knubben J, Morinière J, Bozicevic V, Doczkal D, Günter A, Müller J, Habel JC (2022): Fluctuating insect diversity, abundance and biomass across agricultural landscapes. *Scientific Reports* 12: 17706.
- Hejda M, Pyšek P, Jarošík V, (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393–403.
- Hendrickx F, Maelfait JP, Van Wingerden W, Schweiger O, Speelmans M, Aviron S, Bugter R (2007): How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340–351.
- Heuss L, Grevé ME, Schäfer D, Busch V, Feldhaar H (2019): Direct and indirect effects of land-use intensification on ant communities in temperate grasslands. *Ecology and Evolution* 9: 4013–4024.
- Holec M, Frouz J (2005): Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities is reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in Czech Republic. *Pedobiologia* 49: 345–357
- Hudewenz A, Klein AM, Scherber C, Stanke L, Tschardt T, Vogel A, Weigelt A, Weisser WW, Ebeling A (2012): Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation* 150: 42–52.
- Járdán Cs, Gallé L, Margóczy K (1993): Ant community composition in a Hungarian successional sand-dune area. *Tiscia* 27: 9–15.
- Juhász A (1998): Öttömös - A település földje és népe. Öttömös Önkormányzat, Öttömös.
- Kaán K (1939): Alföldi kérdések: erdők és vizek az Alföld kérdéseiben. Stádium Sajtóvállalat Rt., Budapest.
- Kádár F, Samu F (2006): A duplaedényes talajcspadák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42: 305–312.
- Kanizsai O, Dürögő H, Szőnyi G, Gallé L (2009): Hangyaközösségek hosszútávú dinamizmusa a bugaci pusztán. In: Gallé L (ed, 2009): *Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés*. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged, 179–190
- Kleinbauer I, Dullinger S, Peterseil J, Essl F (2010): Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudoacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation* 143: 382–390.
- Kovácsévics P. szerk. (2016): Magyar Erdők – A magyar erdőgazdálkodás. Országos Erdészeti Egyesület, 1–77.
- Krebs CJ (1978): *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th ed. Benjamin Cummings, San Francisco.
- Lach L (2007): A mutualism with a native membracid facilitates pollinator displacement by Argentine ants. *Ecology* 88: 1994–2004
- Lazzaro L, Mazza G, d'Errico G, Fabiani A, Giuliani C, Inghilesi AF, Lagomarsino A, Landi S, Lastrucci L, Pastorelli R, Roversi PF, Torrini G, Tricarico E, Foggi B (2018): How Ecosystems Change Following Invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from Soil Chemical Properties and Soil Microbial, Nematode, Microarthropod and Plant Communities. *Science of the Total Environment* 622–623: 1509–1518.
- Lenda M, Skórka P, Moroń D (2010): Invasive alien plant species—a threat or an opportunity for pollinating insects in agricultural landscapes? In: Lee TH (ed.) *Agricultural economics: new research*. Nova Science Publishers, New York, 67–88

- Lenda M, Witek M, Skórka P, Moroń D, Wojciechowski M (2013): Invasive alien plants affect grassland ant communities, colony size and foraging behaviour. *Biological Invasions* 15: 2403–2414.
- Lindenmayer DB, Fischer J (2006): *Habitat fragmentation and landscape change*. Island Press, Washington, DC
- Linnaeus C (1758): *Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Tomus I. Editio decima, reformata. Holmiae [= Stockholm]: L. Salvii.
- Litt AR, Cord EE, Fulbright TE, Schuster GL (2014): Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology* 28: 1532–1549.
- Lobry de Bruyn LA (1999): Ants as bioindicators of soil function in rural environments *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 425–441.
- MacDougall AS, McCann KS, Gellner G, Turkington R, (2013): Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature* 494: 86–89
- Majer JD (1983): Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management* 7: 375–383.
- Majer JD (1996): Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombates, Para Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 12: 257–273.
- Marini L, Fontana P, Scotton M, Klimek S (2007): Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* 45: 361–370.
- Markó B, Csősz S (2002): Die europäischen ameisenarten (Hymenoptera: Formicidae) des Herrmannstädter (Sibiu, Rumänien) Naturkundemuseums I.: Unterfamilien Ponerinae, Myrmicinae und Dolichoderinae. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* 94: 109–121.
- Mazza G, Tricarico E, Genovesi P, Gherardi F (2014): Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution* 26: 112–129.
- McNeely JA, Mooney HA, Neville LE, Schei P, Waage JK, (2001): *Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN on behalf of Global Invasive Species Program, Gland, Switzerland. Cambridge, UK.
- Mills LS, Soulé ME, Doak DF (1993): The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience* 43: 219–224.
- Moroń D, Lenda M, Skórka P, Szentgyörgyi H, Settele J, Wojciechowski M (2009): Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscape. *Biological Conservation* 142: 1322–1332.
- MSZ 08-0206-2 (1978): A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- MSZ 20135 (1999): A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.
- MSZ 21470-52 (1983): Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása.
- MSZ-08-0205 (1978): A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- Nagy Czirok L (1959): *Pásztorélet a Kiskunságon*. Gondolat, Budapest.
- Nascimbene J, Lazzaro L, Benesperi R, (2015): Patterns of β -diversity and similarity reveal biotic homogenization of epiphytic lichen communities associated with the spread of black locust forests. *Fungal Ecology* 14: 1–7.
- Német E, Ruprecht E, Gallé R, Markó B (2016): Abandonment of crop lands leads to different recovery patterns for ant and plant communities in Eastern Europe. *Community Ecology* 17: 79–87.

- Nickel H, Hildebrandt J (2003): Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) - A case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 183–199.
- Olden JD, Rooney TP, (2006): On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113–120.
- Ollerton J, Erenler H, Edwards M, Crockett R, (2014): Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346: 1360–1362.
- Ouyang W, Wu Y, Hao Z, Zhang Q, Bu Q, Gao X (2018): Combined impacts of land use and soil property changes on soil erosion in a mollisol area under long-term agricultural development. *Science of The Total Environment* 613–614: 798–809
- Pärt T, Söderström B (1999): The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures *Biological Conservation* 90: 113–123.
- Pejchar L, Mooney HA (2009): Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 497–504.
- Pfennig Gy (1988): Szőlő a Duna-Tisza közén. Kecskemét
- Pielou EC (1966): The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theory Biology* 13: 131–144.
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 345–353.
- Pyšek P, Lambdon PW, Arianoutsou M, Kühn I, Pino J, Winter M, (2009): Alien vascular plants of Europe. In: DAISIE (Ed.), *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer, Netherlands, 43–61.
- Rahmonov O (2009): The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia*) and its ecological role in sandy ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* 29: 237–243.
- Rényi A (1961): On measure of entropy and information. In: Neyman, J. (ed.): *Proceedings of the 4th Berkley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. University of California Press, Berkley. 547–561.
- Ribas CR, Schoereder JH (2007): Ant communities environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazilian Pantanal. *Biodiversity and Conservation* 16: 1511–1520.
- Rico-Gray V, Garcia-Franco JG, Palacios-Rios M, DiazCastelazo C, Parra-Tabla V, Navarro JA (1998): Geographical and seasonal variation in the richness of ant–plant interactions in Mexico. *Biotropica* 30: 190–200.
- Robinson RA, Sutherland WJ (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157–176.
- Rösler P (1935-1944): Egy hangya, mely nem tudja magát táplálni. *Búvár* 2(9): 642–644.
- Rösler P (1937): Mesterséges hangyafészkek készítése. *Magyar cserkész* 19(5): 25–26.
- Rösler P (1938): Az állattenyésztő és maggyűjtő hangyák. *Magyar cserkész* 19(18): 25.
- Rösler P (1940): Az antenna; *Magyar cserkész*. 22(4): 14.
- Rösler P (1941): Az erdő és a hangya. *Erdészeti Lapok* 80(8): 449–457.
- Ruzsky M (1903): Essay on the myrmecofauna of the Kirghiz steppe. *Trudy Russkago Entomologicheskago Obshchestva* 36: 294–316.
- Scanes CG (2018): Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. In: Toukhsati (Eds.) *Animals and Human Society*, Academic Press, London, 451–482.

- Schlick-Steiner BC, Steiner FM, Pautasso M (2008): Ants and people: a test of two mechanisms potentially responsible for the large-scale human population–biodiversity correlation for Formicidae in Europe. *Journal of Biogeography* 35: 2195–2206
- Scopoli JA (1763): *Entomologia carniolica exhibens insecta Carnioliae indigena et distributa in ordines, genera, species, varietates. Methodo Linnaeana. Vindobonae [=Vienna]: J. Trattner, xxxvi + 420 pp.*
- Seifert B (1996): *Ameisen: beobachten, bestimmen. Naturbuch Verlag, Augsburg, 352 pp.*
- Seifert B (2018): *The Ants of Central and North Europe. Catalogue No 36766*
- Shannon CE, Weaver W (1949): *The Mathematical Theory of Communication, Urbana: University of Illinois Press.*
- Simons NK, Gossner MM, Lewinsohn TM, Boch S, Lange M, Müller J, Pašalić E, Socher SA, Türke M, Fischer M, Weisser WW (2014): Resource-mediated indirect effects of grassland management on arthropod diversity. *PLOS ONE* 9(9): e107033
- Simons NK, Lewinsohn T, Blüthgen N, Buscot F, Boch S, Daniel R, Gossner MM, Jung K, Kaiser K, Müller J, Prati D, Renner SC, Socher SA, Sonnemann I, Weiner CN, Werner M, Wubet T, Wurst S, Weisser WW (2017): Contrasting effects of grassland management modes on species-abundance distributions of multiple groups. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 237:143–153
- Socher S A, Prati D, Boch S, Müller J, Klaus V H, Hölzel N, Fischer M (2012): Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology* 100: 1391–1399.
- Soó R (1965): *Növényföldrajz. Tankönyvkiadó, Budapest*
- Soó R (1973): Az erdőpuszta Magyarországon. *Búvár* 18: 131–137
- Southwood TRE (szerk.) (1984): *Ökológiai módszerek - különös tekintettel a rovarpopulációk tanulmányozására. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 314 pp.*
- Stephens SS, Wagner MR (2007): Forest Plantations and Biodiversity: A Fresh Perspective. *Journal of Forestry* 105(6): 307–313,
- Stukalyuk S, Goncharenko I, Kozyr M (2023): Study of Ecological Characteristics of *Lasius niger* (Hymenoptera, Formicidae) Using Vegetation Data. *Zoodyversity* 57(6): 529–544.
- Sutcliffe LME, Batáry P, Becker T, Orci KM, Leuschner C (2014): Both local and landscape factors determine plant and Orthoptera diversity in the semi-natural grasslands of Transylvania, Romania. *Biodiversity and Conservation* 24: 229–245.
- Szabó I (1975): *A magyar mezőgazdaság története a XIV. századtól az 1530-as évekig. Akadémiai Kiadó, Budapest*
- Szakács L szerk. (2017): Százötven éve született Kaán Károly (1867–2017). *Országos Erdészeti Egyesület, 1–36.*
- ter Braak CJF, Šmilauer P (2002): *CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York.*
- Thaisz L (1921): *Az alföldi gyepek fejlődéstörténete és azok minősítése gazdasági szempontból. Pátria nyomda, Budapest*
- Thorbek P, Bilde T (2004): Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41: 526–538.
- Tiede Y, Schlautmann J, Donoso DA, Wallis CI, Bendix J, Brandl R, Farwig N (2017): Ants as indicators of environmental change and ecosystem processes. *Ecological Indicators* 83: 527–537.
- Tóthmérész B (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6(2): 283–290.

- Traveset A, Richardson DM (2006): Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 208–216
- Tryjanowski P, Hartel T, Báldi A, Szymański P, Tobolka M, Herzon I, Żmihorski M (2011): Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica* 46: 1–12.
- Underwood EC, Fisher BL (2006): The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*. 132: 166–182.
- Verhulst J, Báldi A, Kleijn D (2004): The relation between land-use intensity and species-richness and abundance of birds in Hungary Agriculture, Ecosystems & Environment 104: 465–473.
- Vida G (2004): Helyünk A Bioszférában, Budapest: Neumann Kht. (6. Az ember ökoszisztémái)
- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Pyšek P (2011): Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702–708.
- Vilà M, Rohr RP, Espinar JL, Hulme PE, Pergl J, Le Roux JJ, Schaffner U, Pyšek P (2014): Explaining the variation in impacts of non-native plants on local-scale species richness: the role of phylogenetic relatedness. *Global Ecology and Biogeography* 24: 139–146.
- Vítková M, Müllerová J, Sádlo J, Pergl J, Pyšek P (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287–302.
- Wagner HC, Steiner FM, Schlick-Steiner BC, Csósz S (2021): Mixed-colony records together with nest densities and gyne morphology suggest temporary social parasitism in *Tetramorium* (Hymenoptera: Formicidae). *Zoologischer Anzeiger* 293: 190–201.
- Wellmann I (1979): A magyar mezőgazdaság a XVIII. században. Akadémiai Kiadó, Budapest,
- Whiteman A, Brown C, Bull G (1999): Forest product market developments: the outlook for forest product markets to 2010 and the implications for improving management of the global forest estate; Working paper prepared for the World Bank Forest Policy Implementation Review and Strategy, FAO, Rome
- Wiezik M, Wieziková A, Svitok M (2010) Effects of secondary succession in abandoned grassland on the activity of groundforaging ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 74: 153–160.
- Wright DH 1990: Human impacts on energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio* 19: 189–194.
- Xu MP, Gao DX, Fu SY, Lu XQ, Wu SJ, Han XH, Yang GH, Feng YZ (2020): Long-term effects of vegetation and soil on the microbial communities following afforestation of farmland with *Robinia pseudoacacia* plantations *Geoderma* 367: 114263
- Zanden MJV, Casselman JM (1999): Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 40: 1997–2000
- Zólyomi B (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. In Pécsi M. (szerk.): Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest, 511–642.