

**Állatorvostudományi Egyetem**  
**Zoológiai Tanszék**

Tájszerkezet hatása az üregekben fészkelő hártyásszárnyúakra  
magyarországi falvakban

The effect of landscape structure on cavity-nesting Hymenoptera in  
Hungarian villages

**Készítette: Kerekes Tímea**

Biológia BSc III.

**Témavezető: Dr. Török Edina**

tudományos munkatárs

Ökológiai Kutatóközpont

Ökológiai és Botanikai Intézet

Lendület Táj és Természetvédelmi Ökológiai Kutatócsoport

**Belső konzulens: Dr. Kis János**

tudományos főmunkatárs

Állatorvostudományi Egyetem

Biológiai Intézet

Zoológiai Tanszék

2024

# TARTALOM

1.	Összefoglaló .....	3
2.	Summary .....	4
3.	Bevezetés és irodalmi áttekintés .....	5
4.	Célkitűzések .....	9
5.	Anyag és módszer .....	10
5.1.	Falvak kiválasztása .....	10
5.2.	Hártyásszárnyúak mintavételezése .....	11
5.3.	Növényzet sűrűségének becslése .....	12
5.4.	Statisztikai módszerek .....	13
6.	Eredmények.....	15
6.1.	Tájszerkezet és pozíció .....	15
6.2.	Tájszerkezet és ndvi (növényzet sűrűsége).....	23
6.3.	Indikátorfaj elemzés.....	28
7.	Következtetések és diszkusszió.....	29
7.1.	Tájszerkezet .....	29
7.2.	Falun belüli pozíció .....	31
7.3.	A növényzet sűrűségének hatása .....	33
8.	Konklúzió .....	35
9.	Irodalomjegyzék.....	36
	Köszönetnyilvánítás .....	43

# 1. ÖSSZEFOLGLALÓ

A biodiverzitás csökkenése világszerte egyre nagyobb problémát jelent, amely az ökoszisztémák stabilitását és funkcionalitását veszélyezteti. A rovarok számának csökkenésével olyan folyamatok sérülnek, mint például a beporzás, vagy a biológiai védekezés (különböző kártevők számának csökkentése ragadozóik, parazitoidjaik által) és ezek a folyamatok a mezőgazdasági termelésre is jelentősen kihatnak. Ugyanakkor az intenzív mezőgazdasággal járó tájszerkezetváltozás a rovarok egyed- és fajszámcsökkenésének egyik fő kiváltó oka, így ezen tényezők hatásának kutatása és megértése kiemelkedő fontosságú.

Ebben a kutatásban magyarországi falvakban vizsgáljuk a tájszerkezet (agrár vagy erdős) hatását az üregekben fészkelő magányos darazsokra és méhekre, illetve parazitoidjaikra. 16 erdős és 16 agrár területtel körülvett település központjába és szélébe helyeztünk ki nád-fészekcsapdákat annak érdekében, hogy felmérjük a magányos darazsak, méhek és parazitoidjaik egyed- és fajszámát a területen. Megvizsgáltuk a falvakban lévő növényzet sűrűségének hatását is, amelyet a Normalizált Vegetációs Index (NDVI) segítségével becsültünk, illetve indikátorfaj analízist is végeztünk.

A darazsak egyedszáma, a parazitoidok egyed- és fajszáma magasabb volt az erdős területekkel körülvett falvakban, a méhek egyed- és fajszámára azonban a tájszerkezet nem volt hatással. A darazsak és a parazitoidok esetén a falvak szélében magasabb volt az egyed- és fajszám, a méheknél a központ és szél között nem volt különbség. Pozitív kapcsolat volt a növényzet sűrűsége és a méhek egyedszáma között az erdős és az agrár táj esetén is, ezzel ellentétben a méhek fajszámát és a darazsak egyed- és fajszámát nem befolyásolta jelentősen a falvakban található növényzet. A parazitoidok egyed- és fajszáma agrár tájban a növényzet sűrűségének növekedésével jelentősen növekedett. Indikátor fajokat a darazsak között találtunk, a méhek esetén nem.

Az eltérő életmódjuk és környezeti igényeik miatt a tájszerkezet eltérően hat a magányos méhekre és darazsokra. A darazsak részéről a tájszerkezet volt kiemelkedően fontos, a méhek számára pedig a lokális vegetáció játszott lényegesebb szerepet. A parazitoidokra feltehetően a gazdaszervezetek (darazsak és méhek) mennyisége van legjelentősebb hatással, de a vegetáció is fontos a gazdától függetlenül. A főleg mezőgazdasági területek által dominált helyeken a növényzetben gazdag falvak potenciális menedékként szolgálhatnak a darazsak és méhek, illetve feltételezhetően más élőlénycsoportok számára is, ezzel hozzájárulva a biodiverzitás megőrzéséhez.

## 2. SUMMARY

Global biodiversity loss is a growing concern worldwide which threatens ecosystem stability and functioning. With insect decline, processes such as pollination and biological control (reducing pests through predators and parasitoids) are impaired, and the loss of these processes has a substantial effect on agricultural production. At the same time, changes in landscape structure associated with intensive agriculture is one of the main drivers of insect declines, therefore researching and understanding the effects of these factors are of paramount importance.

In this study, we examine the effect of landscape structure (agricultural or forested) on cavity-nesting solitary wasps, bees and their parasitoids in Hungarian villages. We placed trap nests in the centre and the edge of 16 villages surrounded by forested landscape structure and 16 villages surrounded by agricultural landscape structure, in order to assess the abundance species richness of solitary wasps, bees and their parasitoids in the area. We also examined the effect of vegetation density within the village which was estimated using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and we also performed an indicator species analysis.

Abundance of wasp and abundance and species richness of parasitoids were significantly higher in villages surrounded by forested areas, while the abundance and species richness of bees remained unaffected. Abundance and species richness of wasps and parasitoids were higher in the edge of the villages, while for bees there was no difference between the village center and the edge. There was a positive relationship between vegetation density and the number of bees in both forested and agricultural landscape. In contrast, bee species richness, wasp abundance and species richness were unaffected by the vegetation in the villages. Abundance and species richness of parasitoids in the agricultural landscape increased significantly with the increase of vegetation density. We found indicator species among wasps, but not among bees.

Due to their different lifestyles and environmental needs, landscape structure affects solitary bees and wasps differently. Landscape structure was found to be crucial for wasps, whereas local vegetation played a more important role for bees. The amount of hosts (wasps and bees) has the most significant effect on parasitoids, but vegetation also plays an important role regardless of hosts. In places dominated mainly by agricultural areas, villages with rich vegetation can serve as a potential habitat for wasps, bees, and presumably for other animals as well, thus contributing to the conservation of biodiversity.

### 3. BEVEZETÉS ÉS IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A biodiverzitás csökkenése világszerte egyre nagyobb problémát jelent, és rengeteg taxont érint a világ számos pontján [1, 2]. A környezeti változásokra érzékeny specialista fajok eltűnnek, helyüket a könnyebben alkalmazkodó generalista fajok veszik át, a biodiverzitás csökken és fajszegény közösségek jönnek létre [2, 3]. A biodiverzitás hozzájárul az ökoszisztémák stabilitásához azáltal, hogy a különféle funkcionális csoportok eltérően reagálnak a változó környezeti viszonyokra, ezáltal puffereklik a változás hatását és csökkentik az ingadozások mértékét [4, 5]. Például a növények diverzitása hozzájárul a területen az ízeltlábú közösség diverzitásának és abundanciájának stabilitásához azáltal, hogy a diverz növényközösség konzisztens táplálékforrást, telelő- és fészkelőhelyet biztosít számukra, így befolyásolva a magasabb táplálkozási szinteket is [6].

Ma már nem csak a ritka, specialista fajok kihalásának veszélye áll fent, a gyakori, generalista fajok egyedszáma és elterjedési területe is rohamosan csökken [2]. Németországi természetvédelmi területeken a repülő rovarok biomasszája 76%-kal csökkent 27 év alatt, ez is arra enged következtetni, hogy a veszélyeztetett fajok mellett a gyakori fajok egyedszáma is nagymértékű csökkenést mutat [7].

A rovarok létfontosságú elemei az ökoszisztémáknak, számtalan nélkülözhetetlen folyamatban vesznek részt. Szerepük van például az elhalt növényi részek és az elhullott állati tetemek lebontásában ezzel segítve a tápanyagok körforgásba visszajuttatását [8, 9]. A beporzással és a magvak terjesztésével hozzá járulnak a növények reprodukciójához [10, 11], a zárwatermő fajok több mint 85%-a függ valamilyen mértékben állati beporzóktól, ami több mint 308 000 fajt jelent [11]. Táplálkozásuk révén csökkentik más élőlények számát és/vagy szaporodási sikerét, ezzel szabályozva más populációk egyedszámát [12, 13]. Ezen felül táplálékként is szolgálnak számos más élőlény részére, például a madárfajok legalább fele fogyaszt rovarokat [7], tehát a rovarpopulációkban bekövetkező változások a többi táplálkozási szintre is kihatnak. A rovarok csökkenésével ezek a sokoldalú kapcsolatok felborulnak, bizonyos fajok eltűnése egy kaszkádfolyamatot beindítva további csoportok eltűnéséhez, kihalásához vezet [14].

A megfelelően működő ökoszisztémákon alapuló, emberek számára nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások is hatalmas értékkel bírnak [15]. Ilyen ökoszisztéma szolgáltatás például a mezőgazdaságban kiemelkedő szereppel bíró méhek és más rovarok által nyújtott beporzás, vagy a darazsak által megvalósuló biológiai védekezés [13, 16].

A világ vezető élelmiszernövényeinek körülbelül 70-75%-a valamilyen mértékben állati beporzókra hagyatkozik [16, 17]. Az állati beporzás javítja a termények minőségét és mennyiségét, növeli a tömeget, javítja a gyümölcsök formáját, ezáltal növelve a termény kereskedelmi értékét [16, 18]. Annak ellenére, hogy a nagy mennyiségben fogyasztott alapélelmiszerek (például búza, kukorica, rizs, burgonya) jelentős része nem igényel állati beporzást [19], az állati beporzású termények (gyümölcsök, zöldségek, ehető olajos magvak [20]) szerves részét teszik ki az emberi étrendnek. A gyümölcsök, zöldségek és magvak rengeteg vitamint és fontos ásványi anyagokat tartalmaznak, melyek lényegesek az egészséges étrendhez, csökkentik egyes betegségek kockázatát [21].

A darazsak gyakran olyan mezőgazdasági kártevőket gyűjtenek prédaként, mint a levéltetvek, egyenesszárnyúak és molylepkék hernyói [22, 23]. Biológiailag szabályozzák a rovarok egyedszámát, ezáltal csökkentve a mezőgazdasági kár mértékét [24]. Ezzel egy fenntartható és hosszútávú alternatív megoldást kínálhatnak a szintetikus vegyszerek helyett a mezőgazdasági kártevők ellen [23, 24].

A rovarok diverzitásának és egyedszámának csökkenéséért elsősorban különféle antropogén hatások felelősek. Ide tartoznak a különböző szennyezések, például a mezőgazdasági termelés hatékonyságának növelése érdekében használt szintetikus vegyszerek: műtrágyák és rovarirtó szerek [2] vagy a klímaváltozás és a globális felmelegedés, amely a klimatikus viszonyok eltolódásával megváltoztatja a fajok elterjedési területét és fenológiáját (időbeli előfordulását) is [2, 25].

A legnagyobb hatás azonban az élőhelyek átalakulásának és eltűnésének tulajdonítható [2, 26, 27]. Az emberi népesség növekedésével egyre nagyobb területek alakulnak át mezőgazdasági és urbanizált területekké a növekvő lakóhely és élelmiszer igények kielégítésének érdekében, ami a természetes területek elvesztéséhez és feldarabolódásához vezet [28, 29]. A földhasználat megváltozásával az intenzív mezőgazdaság eredményeként a komplex természetes élőhelyek (mint például az erdős területek [30]) leegyszerűsödnek [31]. Az egyszerű tájszerkezetben a növényzet vertikális szerkezetében és a talajborítás típusában csekély variancia van, a növénydiverzitás alacsony [30]. A mezőgazdasági területeken a gyakori zavarás (például kaszálás, aratás, föld átforgatása), a gyomirtószerek és műtrágyák használata alacsony növény diverzitáshoz vezet, ami kihat a magasabb táplálkozási szintekre, például az ízeltlábúak diverzitására és abundanciájára is [2, 6]. A természetes területek átalakulása, az élőhelyek degradációja és leegyszerűsödése a táplálékforrások, illetve a telelő- és fészkelőhelyek elvesztéséhez vezet, csökken a területen élő rovarok abundanciája és diverzitása és ezzel együtt csökken a közösség stabilitása is

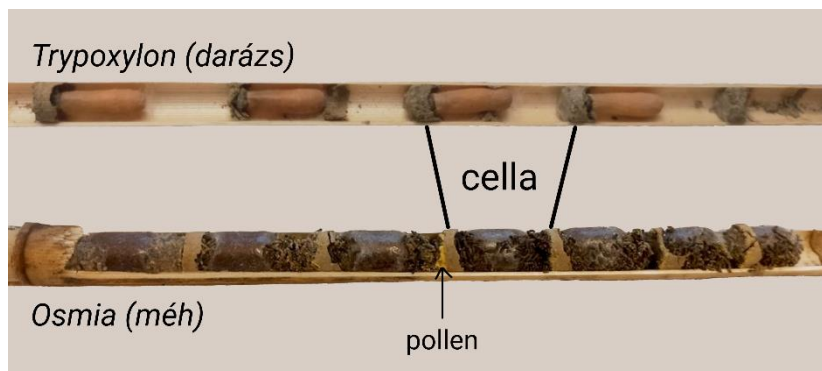
[32]. Az élőhelyek átalakulásának hatása eltérő lehet, bizonyos csoportokra jelentősebb hatást gyakorol a környezeti változás. A csupán kisebb távolságok megtételére képes fajok jobban ki vannak téve a környezeti változásoknak [33], illetve az élőhelyek eltűnése és fragmentációja nagyobb mértékű hatással van a magasabb táplálkozási szinteken a kisebb populációméret és a más populációktól való függés miatt [34]. Az érzékenyebb, specialista fajok eltűnnek a területekről és generalisták által dominált fajszegény közösségek jönnek létre [2]. A komplex élőhelyek (például: erdők, természetes gyepek) állandó erőforrásokat nyújtanak térben és időben is, ezáltal hozzájárulnak a diverz közösségek fennmaradásához [35–37].

Az urbanizációt a természetes területek átalakításával a mezőgazdaság mellett a rovarok faj- és egyedszámcsökkenésének egyik legfőbb okának tartják [27, 38, 39]. A városok jelentős részt az élővilág számára áthatolhatatlan és hasznosíthatatlan felületeket tartalmaznak (betonozott utak, járdák, épületek, stb.), a növényzet és az élőhelyek eltűnnek, így az élőlények kiszorulnak, eltűnnek a területről [38]. A nagyobb népsűrűségű és kevés növényzettel rendelkező területekről a jelentős mértékű emberi zavarás miatt a kevésbé alkalmazkodóképes specialista fajok eltűnnek [38].

A mezőgazdaság és az urbanizáció is a természetes élőhelyek eltűnéséhez vezet, a városokban azonban a mozaikos szerkezet és különféle területhasználat alkalmas feltételeket nyújthat bizonyos fajok számára [39–41]. A városokban található zöld felületek (például: parkok, kertek, temetők, botanikus kertek) táplálékot és élőhelyet kínálhatnak, például parkokban és a kertekben található virágágyások, ültetett virágok táplálékforrásként szolgálnak a beporzó rovarok számára [40, 42]. A városok hatása a biodiverzitásra és az ökoszisztémákra széles körben tanulmányozott [32, 38, 39, 41], a falvakról és a hozzájuk kapcsolódó ökoszisztémákról azonban kevés kutatás született. Feltételezhető, hogy a növényzetben gazdag falvak (például: kertes házak, elhagyatott kertek, és útszélek) szintén potenciális élőhelyként szolgálhatnak és a mezőgazdasági területek által dominált helyeken számos rovar számára menedékkül szolgálhatnak olyan erőforrások és feltételek biztosításával, amelyek a környező területeken hiányoznak, a települések menedékként és élőhelyként szolgálhatnak számos faj részére.

Az üregekben fészkelő hártváscsárnyúak közé magányos darazsak és magányos méhek tartoznak. Fészkeiket már meglévő üregekbe készítik (például elszáradt növényi száraz, kéreg alatti repedések, vagy más rovarok által holt fákban hátrahagyott üregek) [43], melyekben különböző anyagokból (például sár, levelek, növényi törmelék) cellákat hoznak létre a lárvák számára (1. ábra). A cellákba a méhek nektárt és virágot, a darazsak

ízeltlábúakat hordanak táplálékként a lárvák számára [43]. Az üregekben fészkelő hártványsszárnyúak kitűnő csoport a tájszerkezet hatásának tanulmányozására. Taxonómiájuk többnyire jól ismert, viszonylag alacsony fajszámuk miatt könnyen tanulmányozhatóak, és reprezentatívak a helyi hártványsszárnyú közösségre [43, 44]. Táplálékgyűjtés közben viszonylag rövid távolságokat tesznek meg, ezért a környezeti változásokra érzékenyek, jól használhatóak a környezeti változások jelzésére, hatásaik tanulmányozására (bioindikáció) [43, 44]. Kleptoparazitáikkal, parazitoidjaikkal együtt megfigyelve (főként darázsok, méhek, legyek (például Chrysididae, Coelioxys, Tachinidae)) a táplálékosztási kapcsolatok vizsgálatára is lehetőség nyílik.



1. ábra

Magányos darázs és magányos méh által készített fészkek és a bebábozódott lárvák. A cellafalak sárból készültek a Trypoxylon darázs és Osmia méh esetén is.



## 4. CÉLKITÚZÉSEK

A jelen kutatásban magyarországi falvakban vizsgáljuk, hogy milyen hatása van a falvakat körülvevő tájszerkezetnek az üregekben fészkelő hártvásszárnyú közösségekre.

Az alábbi kérdésekre keressük a választ: (a) van-e eltérés az erdős, illetve az agrár területekkel körülvett falvak között az üregekben fészkelő magányos darazsak, magányos méhek és parazitoidjaik egyedszámát és fajszámát tekintve, (b) eltér-e a az üregekben fészkelő magányos darazsak, magányos méhek és parazitoidjaik egyed- és fajszáma a falvak központjában a falvak széléhez képest, (c) a falvakban található növényzet sűrűsége hogyan befolyásolja a magányos darazsak, magányos méhek és parazitoidjaik egyed- és fajszámát?

Az (a) kérdés esetén azt várjuk, hogy az erdős területekkel körülvett falvakban magasabb lesz a magányos darazsak és magányos méhek egyed- és fajszáma, mivel a településeket körülvevő féltermészetes területek nagyobb mennyiségű és diverzebb táplálékforrást és fészkelőhelyet tudnak biztosítani számukra az agrár területekhez képest [6, 45]. Feltételezzük, hogy a parazitoidok száma is az erdős területekkel körülvett falvakban lesz magasabb, mivel ott várhatóan magasabb lesz az elérhető gazdaszervezetek (magányos darazsak és méhek) mennyisége és fajgazdagsága.

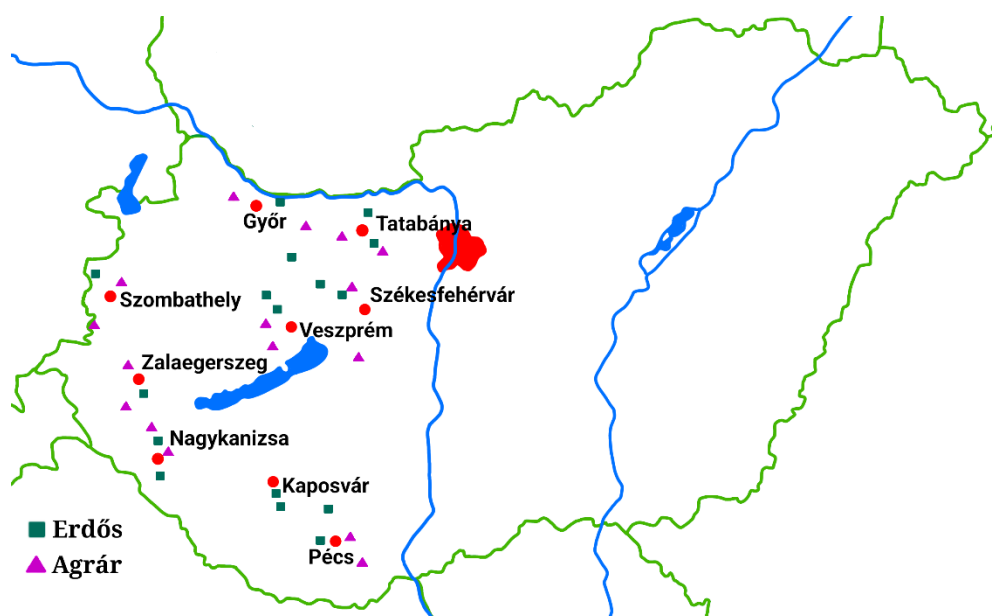
A (b) kérdés esetén azt várjuk, hogy az erdős területekkel körülvett falvakban a faluszélen magasabb lesz a magányos darazsak, magányos méhek, és velük együtt a parazitoidjaik egyed- és fajszáma a falu központjához képest. A falvak körüli erdős területeken a táplálékforrás és fészkelőhely kínálat miatt feltételezhetően magasabb az egyed- és fajszám, mint a falvakban. A környező területekről az egyedek átvándorolnak a falvak szélébe is, viszont nem jutnak tovább a falvak központjába. Az agrár tájban elhelyezkedő falvakban a központban magasabb lesz a magányos darazsak, magányos méhek, és velük együtt a parazitoidjaik egyed- és fajszáma is a falu széléhez képest. A táplálékban és fészkelőhelyekben szegény agrár tájban a falvak menedékként szolgálhatnak, táplálékforrást (például: kertekben található virágok és ízeltlábúak) és fészkelőhelyet (például: nádtetős házak, épületek repedései) nyújtva. A falvak széléből az egyedek potenciálisan átvándorolnak a közeli agrár területekre is [46], az alacsonyabb egyedszámú agrár területekről viszont valószínűsíthetően kisebb mértékű a visszavándorlás, így a falvak szélében az egyedszámok alacsonyabbak a központhoz képest.

A (c) kérdés esetén azt várjuk, hogy az egészséges és sűrű növényzet minden esetben pozitív hatással van a magányos darazsak, magányos méhek, és velük együtt a parazitoidjaik egyed- és fajszámára.

## 5. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 5.1. FALVAK KIVÁLASZTÁSA

A kutatás a "Biodiverzitás a mezőgazdaság és az urbanizáció szorításában" című Élvtal projekt keretein belül valósult meg (azonosítószám: KKP 133839, projekt témavezetője: Dr. Batáry Péter). A falvak kiválasztása a projekt protokollja alapján történt: dunántúli nagyvárosok környékén található falvakat céloztuk meg. A falvak kiválasztásához a Copernicus Land Monitoring Service (CLMS) CORINE Land Cover térképét használtuk [47]. A falvakat körülvevő borítás típusok alapján összesen 16 agrár terület által dominált, egyszerűbb tájszerkezetben elhelyezkedő település, és 16 főleg erdős területek által dominált, komplexebb tájszerkezetben elhelyezkedő település lett kiválasztva (2. ábra).



2. ábra

A magyarországi nagyvárosok (piros pontok) környékén elhelyezkedő, kutatásba kiválasztott 32 dunántúli falu. A zöld négyzet a erdős területekkel körülvelt falvakat, a magenta háromszög az agrár területekkel körülvelt falvakat jelöli.

A falvak körül 2000 méteres körben kiszámoltuk az agrár és erdős területek által borított felületek százalékos arányát a Quantum GIS 3.6.1 szoftver [48] segítségével. A CORINE Land Cover térkép által jelölt szántóföldeket, szőlőföldet és gyümölcsösöket (*non-irrigated arable land, vineyards, fruit trees and berry plantations, complex cultivation patterns*) számítottuk agrár területeknek, míg az erdős területek közé az alábbi borítás típusokat vettük: lombhullató erdők, tűlevelű erdők, vegyes erdők és átmeneti erdős-cserjések (*broad-leaved forest, coniferous forest, mixed forest, transitional woodland-*

*shrub*). Az agrár területekkel körülvett falvakban a körülöttük található agrár területek százalékos aránya 50% és 95% között volt, az erdős területekkel körülvett falvakban az erdők százalékos aránya 30% és 60% között volt.

## 5.2. HÁRTYÁSSZÁRNYÚAK MINTAVÉTELEZÉSE

A magányos darazsak és magányos méhek mintavételezése nád-fészekcsapdák (trap nest) segítségével történt. A fészekcsapdák készítéséhez a közönséges nád (*Phragmites australis*) körülbelül 24,5 centiméteresre darabolt szárát használtuk, amelyeket 10,5 cm átmérőjű, 25 cm hosszúságú műanyag (PVC) csövekbe tömtünk szorosan. A műanyag csövekbe véletlenszerűen válogattunk változatos átmérőjű nádszálakat annak érdekében, hogy minél több nemzetség, illetve faj számára biztosítsuk a megfelelő fészkelőhely kínálatot, mivel a fészkelőhelyként használt üreg preferált átmérője nemzetségenként eltérhet [49]. A műanyag csövekbe átlagosan 180 darab nádszál került.

A fészekcsapdákat standard módon, villanyoszlopokon rögzítettük (E.ON Észak-Dunántúli Áramhálózati Zrt. támogatásával), körülbelül 3 méter magasan. A falvak központjába és szélébe egy helyre két-két fészekcsapdát helyeztünk ki egymás alá (3. ábra). Így minden faluba 4, összesen a 32 településen 128 fészekcsapda került. A fészekcsapdák kihelyezése 2022 március 22. és 26. között, begyűjtésük 2022 szeptember 5. és 22. között zajlott. A csapdákat begyűjtés után beltéren, szobahőmérsékleten, majd novembertől klímaszobában, körülbelül 5 °C-on tároltuk.



3. ábra  
Villanyoszlopra kihelyezett fészekcsapdák (2 darab).

A nádszálak feltárását 2023 január és 2023 június között végeztük laboratóriumi körülmények között. Ehhez a nádszálakat egyesével kettévágtuk szike segítségével, és abban az esetben, ha volt benne magányos darázs vagy magányos méh fészek, a fészek adatait feljegyeztük: fészkelő darázs vagy méh nemzetség (ahol a nemzetség megállapítása

lehetséges volt), parazitoid, ha volt (nemzetség vagy család szinten azonosítva), parazitoidok száma, összes cella száma, üres cellák száma, egészséges lárvák száma, elhalt lárvák száma. Feljegyeztük ezen felül a fészekcsapdákból található összes nádszál számát, illetve az elfoglalt (darázs vagy méh fészket tartalmazó) nádszálak számát is. A nemzetségeket fészekanyag és lárva/báb morfológia alapján azonosítottuk. Feltárás után a nádszálakat szigetelőszalaggal visszazártuk, kémcsőbe tettük, amit vattával zártunk annak érdekében, hogy a fejlődő darázs, méh és parazitoid lárvákat kineveljük a faji szintű határozáshoz. A kinevelést követően a kifejlett állatokat 70 %-os alkoholban tartósítottuk.

A fészekcsapda módszer előnye, hogy a mintavétel hosszú időn keresztül folyik, az egész szezont mintavételezi, és nem csak a pillanatnyi állapotokat méri fel. Emellett a begyűjtött rovarok abundanciája nem függ az aktuális környezeti feltételektől (például: felhős vagy napos idő) és a rovarok pillanatnyi aktivitásától, mint más mintavételi módszerek esetén [43]. A fészekcsapdával gyűjtött minta csak az adott helyen ténylegesen szaporodó fajokat tartalmazza, célcsoportot gyűjt, az átutazókat kizárja, illetve lehetőséget nyújt a gazda-parazitoid kapcsolatok tanulmányozására is. [43].

### **5.3. NÖVÉNYZET SŰRŰSÉGÉNEK BECSLÉSE**

A falvakban található növényzet sűrűségének hatását a normalizált vegetációs index (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index) segítségével vizsgáltuk. Az NDVI egy műholdas adatokon alapuló index, amely a látható vörös és közeli infravörös fény visszaverődésének arányából számítható ki:  $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$ , ahol a NIR (Near-Infrared) a visszaverődő közeli infravörös fény és az R (Red) a visszaverődő látható vörös fény [50]. A növények klorofill tartalmuk révén a látható vörös fény nagy részét elnyelik, a sejt különleges szerkezete miatt a közeli infravörös fény jelenős részét pedig visszaverik [51]. Minél magasabb a növényzet víz és klorofill tartalma, illetve minél sűrűbb, minél több növény található az adott területen, annál magasabb a vörös fény elnyelés és közeli infravörös visszaverés. Azaz minél egészségesebb és sűrűbb a vegetáció a területen annál magasabb az NDVI értéke, ezáltal az NDVI alkalmas a területen található növényzet sűrűségének becslésére [51, 52].

A 32 kiválasztott falu területén mért NDVI kiszámításához azokat a Sentinel2 műhold 2016 és 2022 április és július között készített felvételeit használtuk fel, amelyeken a felhőzet borítása nem haladta meg a 60%-ot. A vegetáció évek közötti változásainak figyelembevételére több év felvételeit használtuk. A falvakban az időtartamra és területre

átlagos NDVI értékek kerültek kiszámításra. Az adatfeldolgozás és a számítások a Google Earth Engine platform, illetve az R [53] és a raster [54], sf [55] és rgee [56] R csomagok segítségével készültek.

#### 5.4. STATISZTIKAI MÓDSZEREK

A statisztikai elemzéseket az R 4.3.1 szoftver [53] segítségével végeztük. Az ábrák a *ggplot2* 4.3.4 [57] programcsomag segítségével készültek.

Az adatokat általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) segítségével elemeztük. A cellaszámok esetén negatív binomiális eloszlást feltételeztünk a túlszóródás miatt, a fajszámok esetén pedig Poisson-eloszlást használtunk. A modellek illesztése a *lme4* 1.1-33 [58] programcsomag *glmer* és *glmer.nb* függvényének használatával történt. A modellekben szignifikáns interakció esetén post-hoc tesztet végeztünk az *emmeans* 1.10.0 [59] programcsomag *emmeans* és *emtrends* függvényeivel, a p-értékeket Holm-módszerrel korrigáltuk. Abban az esetben, amikor az interakció nem volt szignifikáns és az interakció nélküli modell szignifikáns eredményt mutatott, az interakciót kivettük a modellből.

A magányos darazsak, méhek és parazitoidjaik egyedszámát a fészekcsapdákból található cellaszám alapján mértük fel. A cellaszámba beleszámoltuk az élő, illetve az elhalt lárvákat tartalmazó cellákat, az üres cellákat nem.

A tájszerkezet és a fészekcsapda falun belüli pozíciójának hatását külön vizsgáltuk a darazsak, méhek, illetve parazitoidok esetén. A modellekben a függő változó a darazsak által készített cellák száma, a méhek által készített cellák száma, parazitált cellák száma, darazsak fajszáma, méhek fajszáma és parazitoidok fajszáma voltak mintavételi pontonként (az egymás alá kihelyezett, egy helyen lévő fészekcsapdákat egy mintaelemként kezeltük). Magyarázó változóink a tájszerkezet (agrár vagy erdős) és pozíció (faluközpont vagy faluszél) voltak, ezek interakcióját is belevéve. Random hatásként a falvakat, illetve a városokat vettük bele a térbeli elhelyezkedés figyelembe vételére (2. ábra).

Egy modellel összehasonlítottuk a darazsak és méhek egyedszámát is a két tájszerkezetben. A függő változó a cellaszám volt, a magyarázó változók a tájszerkezet (agrár/erdős) és a csoport (darázs/méh) voltak, random hatásként bevettük a modellbe a falvakat, illetve a városokat a térbeli elhelyezkedés figyelembe vételére (2. ábra).

A falvakban található növényzet hatását szintén külön vizsgáltuk a darazsak, méhek és parazitoidok esetén. A függő változóink ugyanazok, mint az első esetben (darazsak által készített cellák száma, méhek által készített cellák száma, parazitált cellák száma, darazsak

fajszáma, méhek fajszáma és parazitoidok fajszáma), itt falvanként (a falu szélét és központját egy mintaelemmé összevonva). A magyarázó változóink az NDVI és a tájszerkezet, illetve ezek interakciója voltak. Random hatásként a városokat vettük bele a modellbe a térbeli elhelyezkedés figyelembe vételére (2. ábra).

Megvizsgáltuk azt is, hogy az egyes élőhelytípusok (agrár/erdős, illetve központ/szél) esetén találunk-e a darazsak és a méhek között indikátor fajokat. Ezt a *labdsv* 2.1-0 [60] programcsomag *indval* függvényével végeztük. A fajok indikátor értékét a "specificitás" és a "hűség" alapján számolja ki élőhelytípusonként, azaz azt vizsgálja, hogy az adott faj általánosan előfordul-e az adott élőhelytípus esetén (például: csak 1 vagy az összes erdős területen jelen van-e) és csak az adott élőhelytípusban fordul-e elő (például: csak erdős területen van jelen, vagy agrár és erdős területeken egyaránt megtalálható). A szignifikancia tesztelésére egy random permutációs tesztet használ, melyet 1000 permutációval végeztünk.

## 6. EREDMÉNYEK

A 128 kihelyezett fészekcsapdában összesen 23182 darab nádszál volt, ebből összesen 4693 darabban volt darázs vagy méh fészek. Az elfoglalt nádszálakban összesen 25336 cellát találtunk (az üres cellákat nem számolva), ezekből 9629 magányos darázs és 13411 méh egyedeket tudtunk kinevelni és azonosítani. A fészekcsapdákból 28 magányos darázs faj és 21 magányos méh faj egyedeit találtuk meg. A darázs fajok közül a leggyakoribb a *Trypoxylon figulus* és a *Symmorphus murarius* volt, a méh fajok közül a leggyakoribb fajok az *Osmia cornuta*, *Osmia caerulescens* és *Osmia bicornis* voltak. Ezen fajok egyedei az összes kinevelt egyed körülbelül 83%-át tették ki. A 25336 cellából 4071-et támadtak meg természetes ellenségek, parazitoidok (= parazitált cellák száma), amelyekből 18 parazitoid taxon került azonosításra.

A falvakban mért Normalizált Vegetációs Index átlagos értéke 0,54 volt (SE: 0,0089), értéke minimum 0,44 és maximum 0,68 közé esett.

### 6.1. TÁJSZERKEZET ÉS POZÍCIÓ

Az átlagos cellaszám a darazsak, méhek és parazitoidok esetén is az erdős területekkel körülvett falvakban magasabb volt, mint az agrár területekkel körülvett falvakban (1. táblázat). A település központja és széle között jelentősebb különbség csak az erdős tájban látszik a darazsak és parazitoidok esetén (illetve a darazsak miatt az összes cella számában is) (1. táblázat, 4. ábra). Ezekben az esetekben a faluszélen magasabb volt a cellaszám a központhoz képest.

1. táblázat

Az átlagos cellaszámok tájszerkezetre (agrár vagy erdős) és falun belüli pozícióra (központ vagy szél) bontva. Az összes cella az összes darázs és méh foglalta cellát jelenti. A táblázatban a cellaszámok átlagát és a standard hibát adjuk meg (átlag ± SE).

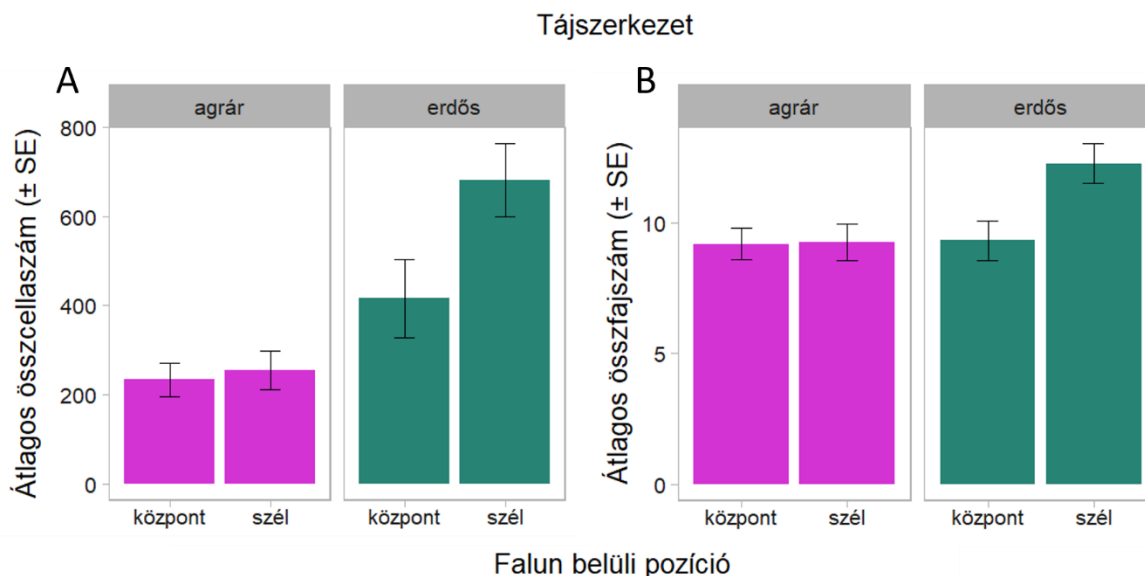
Tájszerkezet Pozíció	agrár		erdős	
	központ n = 16	szél n = 16	központ n = 16	szél n = 16
<b>Darázs cellaszám</b>	59 ± 13,5	69 ± 12,8	145 ± 39,1	443 ± 77,5
<b>Méh cellaszám</b>	174 ± 27,7	185 ± 33,2	267 ± 60,2	232 ± 41,3
<b>Parazitált cellák száma</b>	32 ± 7,9	43 ± 8,2	64 ± 7,6	115 ± 15,1
<b>Összes cella</b>	233 ± 37,9	254 ± 43,4	416 ± 87,5	681 ± 82,0

Az átlagos fajszám esetén nincsen jelentős különbség az agrár és erdős tájban elhelyezkedő falvak között (2. táblázat). Egyedül az erdős tájban a falvak központja és széle között figyelhető meg jelentősebb különbség a darazsak, méhek és parazitoidok esetén, illetve ebből kifolyólag az össz fajszám esetén is (2. táblázat, 4. ábra).

2. táblázat

Az átlagos fajszámok tájszerkezetre (agrár vagy erdős) és falun belüli pozícióra (központ vagy szél) bontva. Az összes faj az összes darázs és méh fajt jelenti (a parazitoidok nélkül). A táblázatban a fajszámok átlagát és a standard hibát adtuk meg (átlag  $\pm$  SE).

Tájszerkezet	agrár		erdős	
	központ n = 16	szél n = 16	központ n = 16	szél n = 16
<b>Darázs fajszám</b>	4,7 $\pm$ 0,5	5,1 $\pm$ 0,5	4,8 $\pm$ 0,5	6,9 $\pm$ 0,5
<b>Méh fajszám</b>	4,5 $\pm$ 0,4	4,1 $\pm$ 0,3	4,6 $\pm$ 0,4	5,3 $\pm$ 0,4
<b>Parazitoid fajok száma</b>	3,8 $\pm$ 0,6	4,2 $\pm$ 0,6	5,1 $\pm$ 0,7	7,3 $\pm$ 0,8
<b>Összes faj</b>	9,2 $\pm$ 0,6	9,3 $\pm$ 0,7	9,3 $\pm$ 0,8	12,3 $\pm$ 0,8




4. ábra

Az összes cella átlaga (A) (összes darázs és összes méh cella) és standard hiba, illetve az össz fajszám átlaga (B) (összes darázs és összes méh faj a parazitoidok kivételével) és standard hiba tájszerkezetre (agrár vagy erdős) és falun belüli pozícióra (központ vagy szél) bontva.



3. táblázat

A tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a fészekcsapda falun belüli pozíciójának (központ vagy szél) hatása a darazsak cellaszámára, illetve a darazsak fajszámára, GLMM eredményei, a szignifikáns eredmények vastaggal kijelölve.

Magányos darazsak Cellaszám	 Modell együttható	SE	z	p
Intercept	4,01	0,24	16,93	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)	0,94	0,31	3,06	<b>0,0022</b>
Pozíció (szél)	0,19	0,31	0,63	0,5289
Tájszerkezet×Pozíció	0,94	0,43	2,18	<b>0,0294</b>


Fajszám	Együttható	SE	z	p
Intercept	1,46	0,10	14,54	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)	0,17	0,11	1,62	0,1062
Pozíció (szél)	0,25	0,11	2,26	<b>0,0239</b>

A darazsak cellaszáma szignifikánsan magasabb volt az erdős területekkel körülvett falvakban (3. táblázat, 5. ábra A). A tájszerkezet és a fészekcsapda pozíciója közötti interakció is szignifikáns volt, az agrár területekkel körülvett falvakban a központ és szél között nincs különbség, azonban az erdős tájban elhelyezkedő falvakban a szélen szignifikánsan magasabb volt az cellaszám, mint a központban ( $p = 0.0004$ ) (3. táblázat, 5. ábra A).

A darazsak fajszáma nem tért el szignifikánsan az agrár és erdős területekkel körülvett falvak között (3. táblázat, 6. ábra A). A falvak szélében szignifikánsan magasabb volt a darazsak fajszáma a falvak központjához képest (3. táblázat, 6. ábra A). Az interakció nem volt szignifikáns.

4. táblázat


A tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a fészekcsapda falun belüli pozíciójának (központ vagy szél) hatása a méhek cellaszámára, illetve a méhek fajszámára, GLMM eredményei.

Magányos méhek Cellaszám		Modell együttható	SE	z	p
Intercept		5,07	0,19	26,93	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)		0,35	0,24	1,47	0,141
Pozíció (szél)		0,03	0,20	0,14	0,892
Tájszerkezet×Pozíció		-0,16	0,28	-0,55	0,584
Fajszám		Együttható	SE	z	p
Intercept		1,50	0,12	12,76	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)		0,01	0,17	0,08	0,934
Pozíció (szél)		-0,09	0,17	-0,51	0,610
Tájszerkezet×Pozíció		0,24	0,23	1,03	0,306

A méhek esetén nem volt szignifikáns hatása sem a falvakat körülvevő tájszerkezetnek, sem a fészekcsapda pozíciójának a cellaszám (4. táblázat, 5. ábra B) és a fajszám esetén sem (4. táblázat, 6. ábra B).

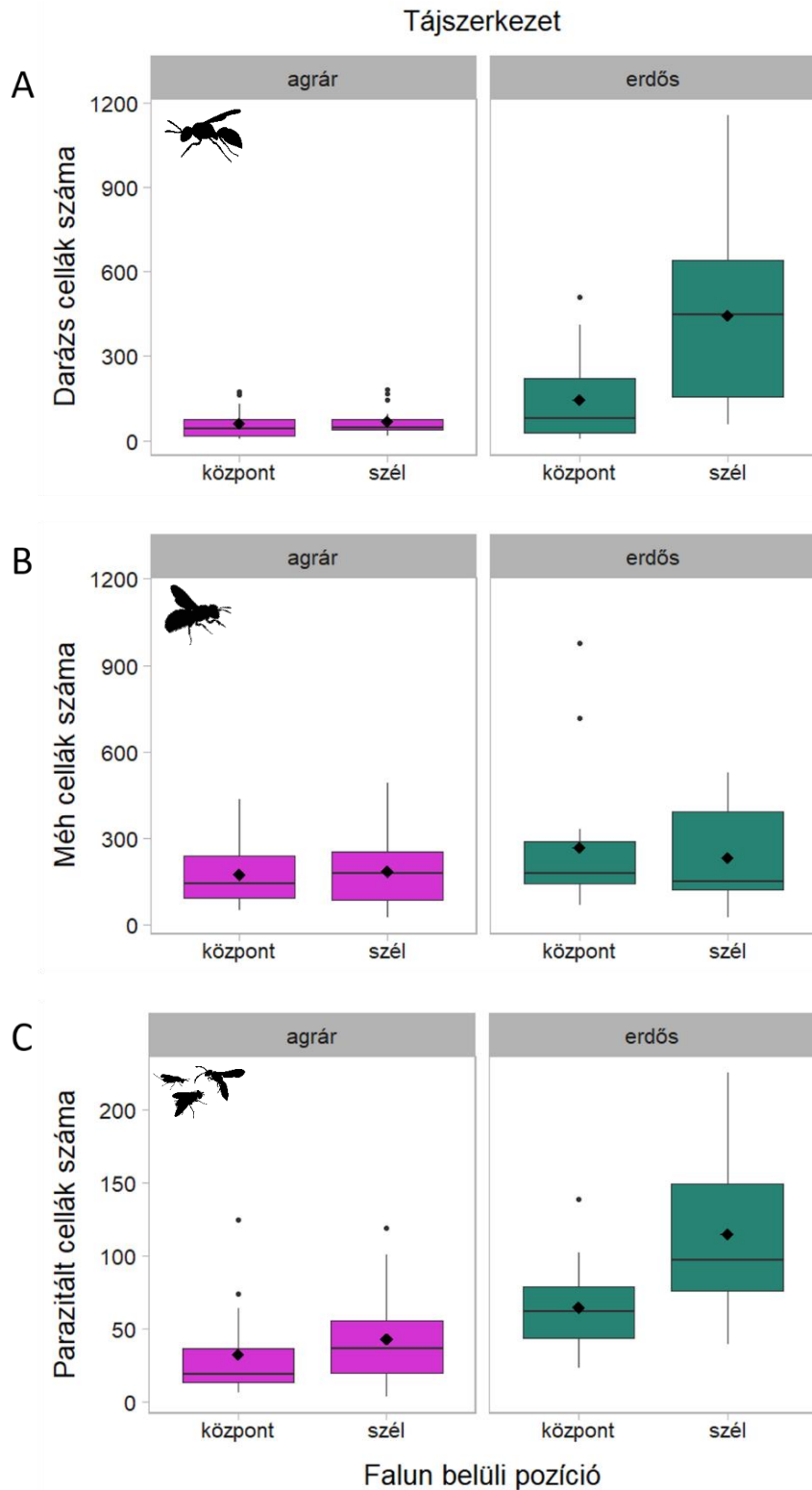
5. táblázat

A tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a fészekcsapda falun belüli pozíciójának (központ vagy szél) hatása a parazitált cellák számára, illetve a paraziták fajszámára, GLMM eredményei, a szignifikáns eredmények vastaggal kijelölve.

Parazitoidok Cellaszám		Modell együttható	SE	z	p
Intercept		3,37	0,19	18,18	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)		0,79	0,23	3,43	<b>0,0006</b>
Pozíció (szél)		0,32	0,22	1,41	0,1586
Tájszerkezet×Pozíció		0,26	0,32	0,83	0,4050
Fajszám		Együttható	SE	z	p
Intercept		1,19	0,14	8,60	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)		0,44	0,16	2,77	<b>0,0057</b>
Pozíció (szél)		0,27	0,11	2,40	<b>0,0167</b>

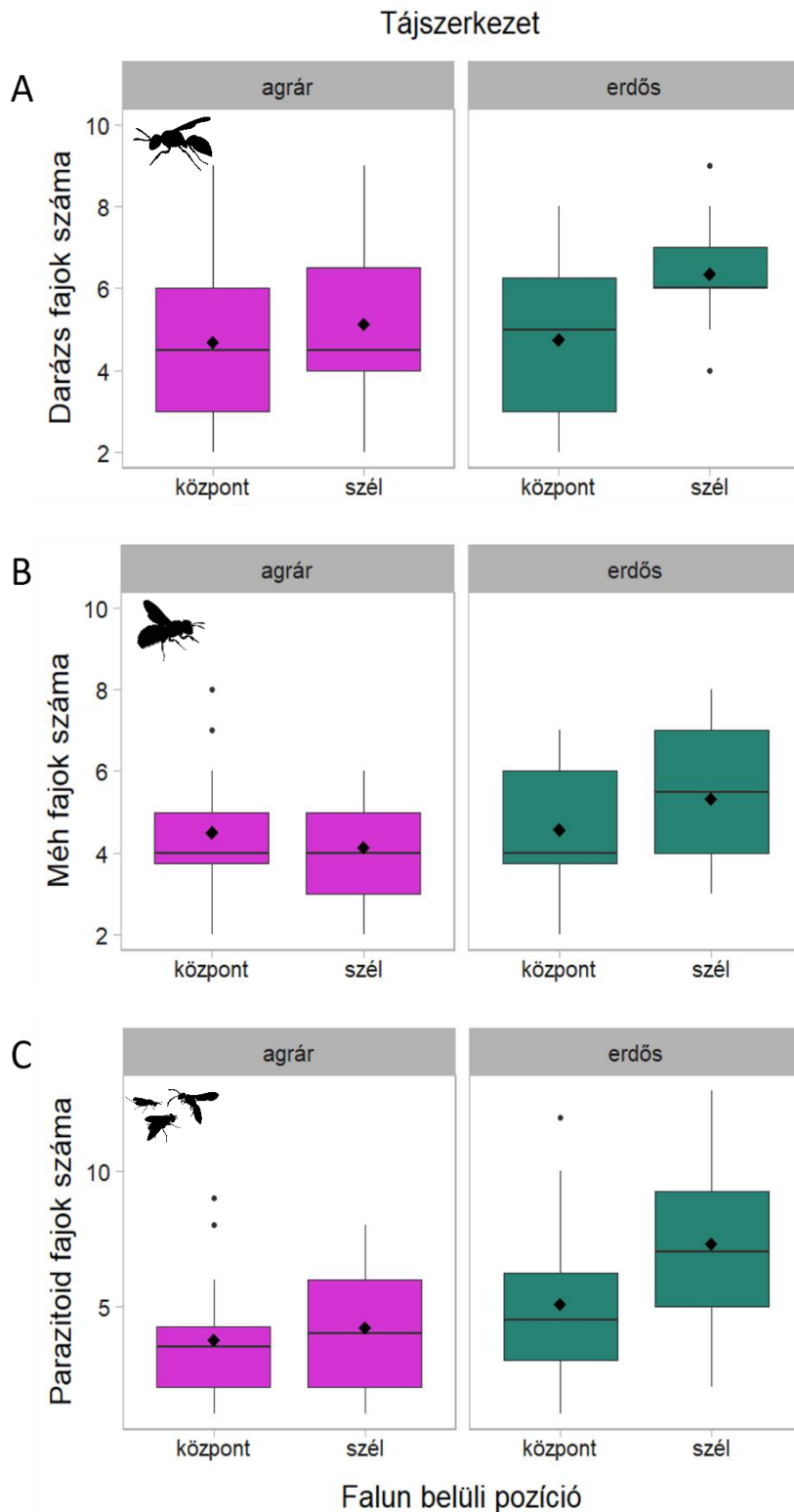
A parazitoidok esetén is szignifikáns hatása volt a tájszerkezetnek (5. táblázat). Az erdős területekkel körülvett falvakban a parazitoidok száma magasabb volt az agrár területekkel körülvett falvakhoz képest (5. ábra C). A fészekcsapda pozíciójának nem volt szignifikáns hatása.

A parazitoidok fajszáma szignifikánsan magasabb volt az erdős területekkel körülvett falvakban és szignifikánsan magasabb volt a falvak szélében a falvak központjához képest (5. táblázat, 6. ábra C). Az interakció nem volt szignifikáns.



5. ábra

A darázs cellák száma (A), a méh cellák száma (B), a parazitált cellák száma (C) tájszerkezetre (agrár vagy erdős), illetve a falun belüli pozícióra bontva (központ vagy szél). A horizontális vonal a mediánt jelöli, a rombusz az átlagot. A függőleges vonalak az alsó és felső kvartilistól számított interkvartilis tartomány másfélszeresén belüli maximális és minimális értékeit jelzik, ezen tartományon kívül eső értékek pontként vannak feltüntetve. A C ábra skálája az y-tengelyen eltér az A és B ábra skálájától.




6. ábra

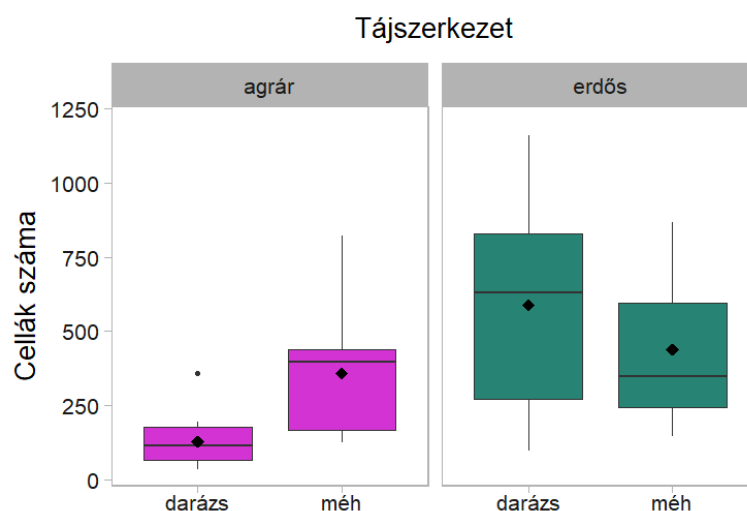
A darazsak fajsza (A), a méhek fajsza (B), a parazitoidok fajsza (C) tájszerkezetre (agrár vagy erdős), illetve a falun belüli pozícióra bontva (központ vagy szél). A horizontális vonal a mediánt jelöli, a rombusz az átlagot. A függőleges vonalak az alsó és felső kvartilistól számított interkvartilis tartomány másfélszeresén belüli maximális és minimális értékeit jelzik, ezen tartományon kívül eső értékek pontként vannak feltüntetve. A C ábra skálája az y-tengelyen eltér az A és B ábra skálájától.

6. táblázat

A darazsak és a méhek cellaszáma közötti különbségek agrár és erdős területekkel körülvett falvak között, GLMM eredményei, a szignifikáns eredmények vastaggal kijelölve.

Cellaszám 	Modell együttható	SE	z	p
Intercept	4,73	0,16	30,33	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)	1,04	0,16	6,54	< <b>0,0001</b>
Csoport (méh)	1,55	0,21	7,35	<b>0,0006</b>
Tájszerkezet×Pozíció	-1,22	0,22	-5,34	< <b>0,0001</b>

Az agrár területekkel körülvett falvakban a darazsak cellaszáma szignifikánsan alacsonyabb a méhek cellaszámához képest ( $p = 0,0002$ ), az erdős területekkel körülvett falvak esetén viszont nincs szignifikáns különbség a darazsak és a méhek cellaszáma között ( $p = 0,2848$ ) (6. táblázat, 7. ábra).




7. ábra

A cellák száma tájszerkezetre (agrár vagy erdős) és csoportra (darázs vagy méh) bontva. A horizontális vonal a mediánt jelöli, a rombusz az átlagot. A függőleges vonalak az alsó és felső kvartilistól számított interkvartilis tartomány másfélszeresén belüli maximális és minimális értékeit jelzik, ezen tartományon kívül eső értékek pontként vannak feltüntetve.

## 6.2. TÁJSZERKEZET ÉS NDVI (NÖVÉNYZET SŰRŰSÉGE)

7. táblázat

A tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a falu területén mért NDVI hatása a darazsak cellaszámára, illetve a darazsak fajszámára, GLMM eredményei, a szignifikáns eredmények vastaggal kijelölve.

Magányos darazsak Cellaszám	 Modell együtthető	SE	z	p
Intercept	-0,01	2,50	-0,01	0,9962
Tájszerkezet (erdős)	6,58	2,62	2,51	<b>0,0120</b>
NDVI	9,20	4,81	1,91	0,0557
Tájszerkezet×NDVI	-9,60	4,98	-1,93	0,0540


  

Fajszám	Együtthető	SE	z	p
Intercept	2,35	1,49	1,58	0,115
Tájszerkezet (erdős)	0,21	1,69	0,13	0,898
NDVI	-0,58	2,86	-0,20	0,838
Tájszerkezet×NDVI	-0,09	3,20	-0,03	0,978

Az NDVI-nak nem volt szignifikáns hatása sem a darazsak cellaszámára (7. táblázat, 8. ábra A), sem a darazsak fajszámára (7. táblázat, 9. ábra A). A korábban tárgyalt modellel megegyezően a darazsak cellaszáma szignifikánsan magasabb az erdős tájban elhelyezkedő falvakban. (7. táblázat).

8. táblázat

A tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a falu területén mért NDVI hatása a méhek cellaszámára, illetve a méhek fajszámára, GLMM eredményei, a szignifikáns eredmények vastaggal kijelölve.

Magányos méhek Cellaszám		Modell együttható	SE	z	p
Intercept		0,83	2,54	0,33	0,7447
Tájszerkezet (erdős)		3,48	2,48	1,40	0,1605
NDVI		9,61	4,87	1,97	<b>0,0483</b>
Tájszerkezet×NDVI		-6,34	4,76	-1,33	0,1826

Fajszám	Együttható	SE	z	p
Intercept	0,93	1,66	0,56	0,577
Tájszerkezet (erdős)	0,21	1,91	0,45	0,652
NDVI	1,68	3,18	0,53	0,596
Tájszerkezet×NDVI	-1,56	3,59	-0,43	0,664


A méhek cellaszáma szignifikáns összefüggést mutatott az NDVI-jal (8. táblázat). Az NDVI növekedésével nő a méhek cellaszáma mind az erdős, mind az agrár területekkel körülvett falvakban (8. ábra B).

A méhek fajszámára az NDVI-nak nem volt hatása (8. táblázat, 9. ábra B).

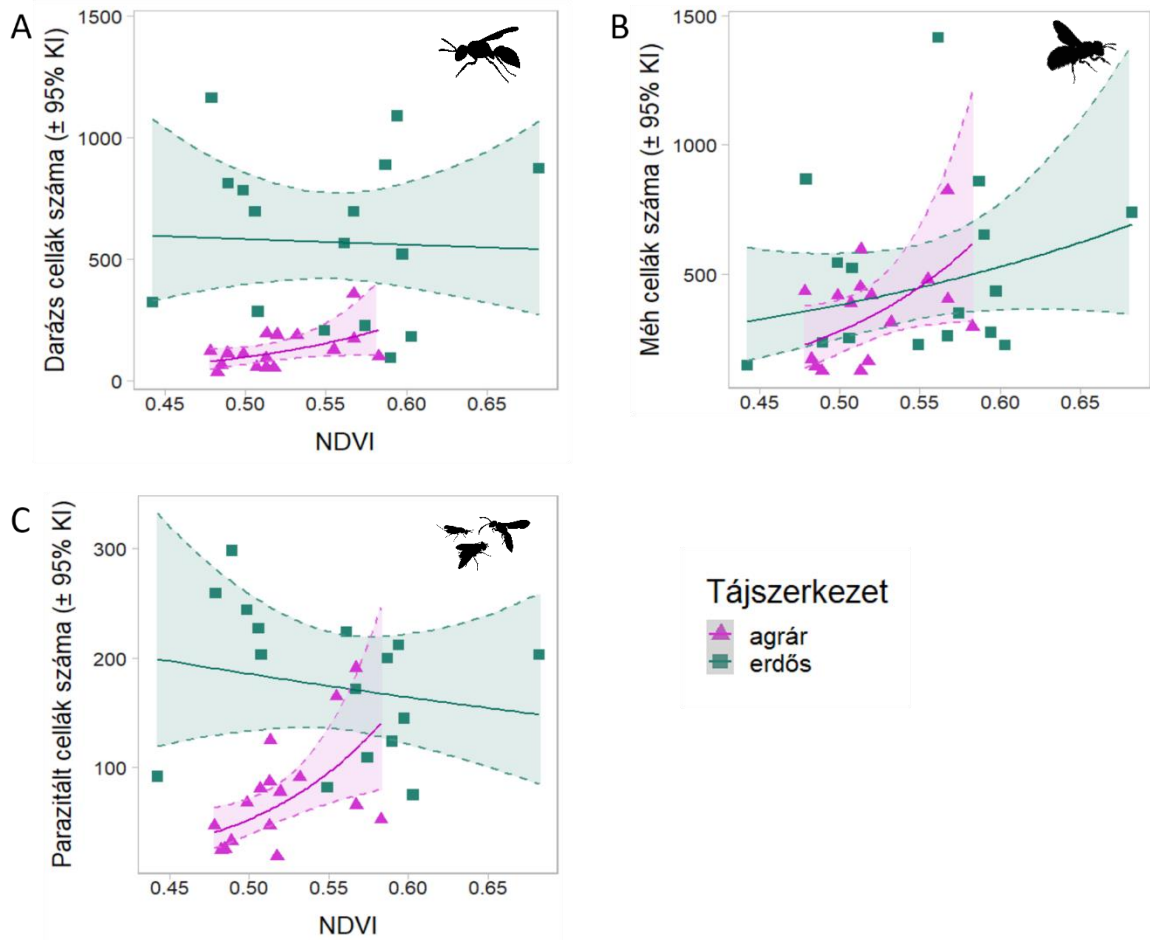


9. táblázat

A tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a falu területén mért NDVI hatása a parazitált cellák számára, illetve a parazitoidok fajszámára, GLMM eredményei, a szignifikáns eredmények vastaggal kijelölve.

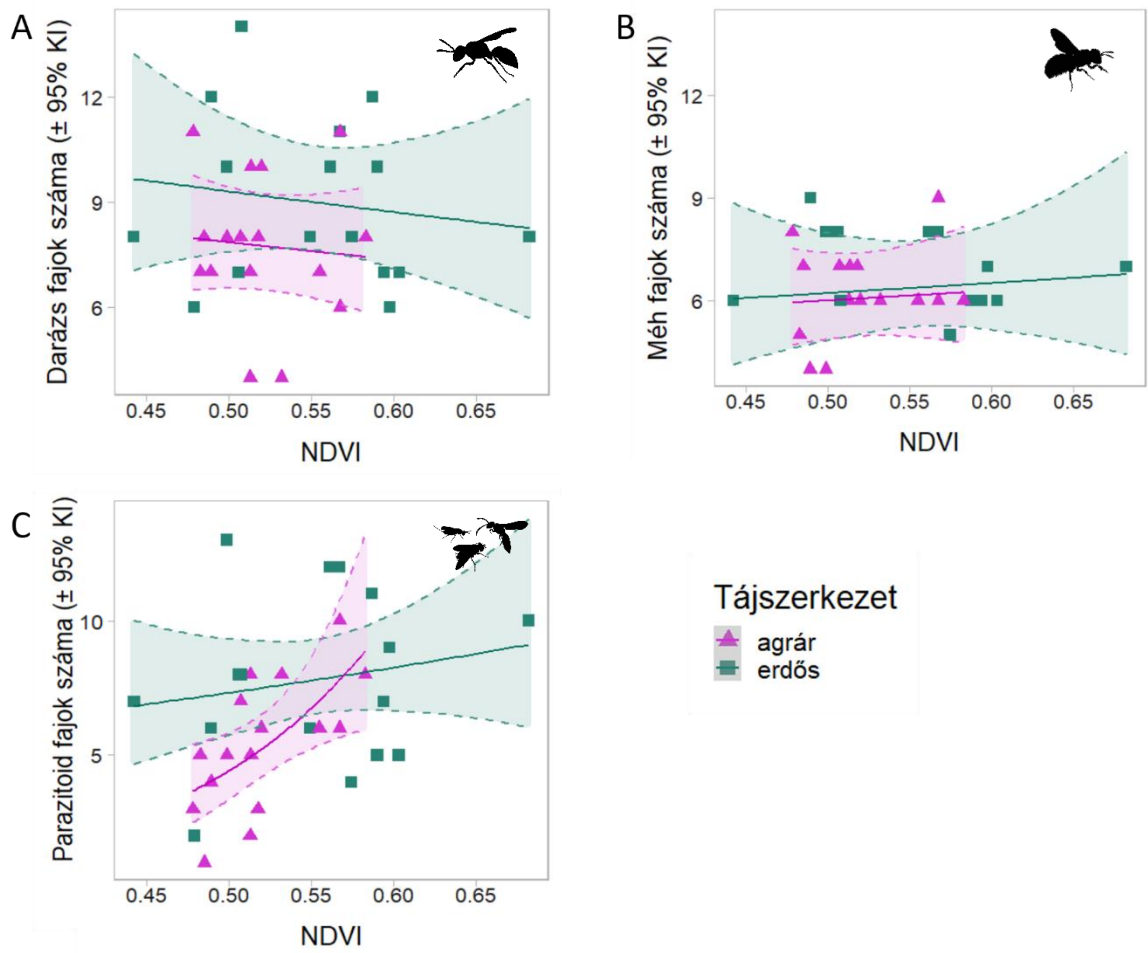
Parazitoidok Cellaszám		Modell együttható	SE	z	p
Intercept		-1,94	2,15	-0,90	0,3688
Tájszerkezet (erdős)		7,77	2,18	3,56	<b>0,0004</b>
NDVI		11,81	4,13	2,86	<b>0,0042</b>
Tájszerkezet×NDVI		-13,03	4,16	-3,13	<b>0,0017</b>
Fajszám		Együttható	SE	z	p
Intercept		-2,73	1,71	-1,60	0,1104
Tájszerkezet (erdős)		4,11	1,91	2,16	<b>0,0309</b>
NDVI		8,43	3,22	2,32	<b>0,0089</b>
Tájszerkezet×NDVI		-7,22	3,56	-2,03	<b>0,0426</b>

A parazitoidokra az NDVI-nak és a tájszerkezetnek is szignifikáns hatása volt (9. táblázat). Agrár területekkel körülvett falvakban az NDVI növekedésével nő a parazitált cellák száma ( $p = 0,0084$ ) és a parazitoidok fajszáma is ( $p = 0,0178$ ), amíg az erdős táj esetén a növényzet sűrűségének nincs jelentős hatása sem a parazitált cellák számára ( $p = 0,5427$ ), sem a parazitoidok fajszámára ( $p = 0,4276$ ) (9. táblázat, 8. ábra C, 9. ábra C). A korábbi modellekkel megegyezően az erdős területekkel körülvett falvakban a parazitoidok cella- és fajszáma magasabb, mint az agrár területekkel körülvett falvakban (9. táblázat, 8. ábra C, 9. ábra C).



8. ábra

A darázs cellák száma (A), a méh cellák száma (B), a parazitált cellák száma (C) és a növényzet sűrűsége (NDVI) közötti kapcsolat. A halvány sávok a 95%-os konfidencia intervallumot jelzik. A C ábra skálája az y-tengelyen eltér az A és B ábra skálájától.





9. ábra

A darazsak fajsza (A), a méhek fajsza (B), a parazitoidok fajsza (C) és a növényzet sűrűsége (NDVI) közötti kapcsolat. A halvány sávok a 95%-os konfidencia intervallumot jelzik. A C ábra skálája az y-tengelyen eltér az A és B ábra skálájától.

### 6.3. INDIKÁTORFAJ ELEMZÉS

10. táblázat

Azon darázs fajok, melyek esetén az indikátor érték szignifikáns volt az adott élőhelytípusra (tájszerkezet vagy pozíció). A táblázatban a p-értékeket, indikátor értékeket és a faj által indikált élőhelyet láthatjuk.

Darázs		p-érték	Indikátor érték	Élőhely
Tájszerkezet				
<i>Trypoxylon figulus</i>		0.008	0.69835	erdős
<i>Symmorphus murarius</i>		0.001	0.56650	erdős
<i>Dipogon bifasciatus</i>		0.004	0.45942	erdős
Darázs		p-érték	Indikátor érték	Élőhely
Pozíció				
<i>Trypoxylon figulus</i>		0.007	0.69952	szél
<i>Microdynerus nugdunensis</i>		0.027	0.33353	szél
<i>Pemphredon lugens</i>		0.026	0.20125	szél

A darázsok közül a tájszerkezet tekintetében három indikátor fajt azonosítottunk (10. táblázat), melyek mind az erdős tájszerkezethez tartoznak. A falun belüli pozíció esetén a darázsok közül szintén három indikátor fajt találtunk, melyek mind a falu széli élőhely indikátor fajai (10. táblázat).

A méhek közül egyik élőhelytípus esetén sem találtunk jellemző indikátor fajokat.

## 7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS DISZKUSSZIÓ

### 7.1. TÁJSZERKEZET

A falvakat körülvevő tájszerkezet eltérő hatással volt a magányos darazsakra és magányos méhekre. Az agrár táj negatív hatással volt a darazsakra, a méhek esetén azonban nem figyeltünk meg jelentős különbséget az agrár, illetve erdős tájban elhelyezkedő falvak között, a darazsakra nagyobb mértékben hatott a tájszerkezet, mint a méhekre. Néhány korábbi kutatás is hasonló eredményeket figyelt meg: a féltermészetes területek arányának növekedésével nő a magányos darazsak fajszáma, egy esetben [61] az egyedszáma is, a magányos méhek egyed- és fajszáma azonban a tájszerkezet nincs hatással [34, 61–63]. Ezzel ellentétben volt olyan kutatás is, amely nem figyelt meg szignifikáns összefüggést az erdőborítás és a magányos darazsak, illetve méhek egyed- és fajszáma között [30], továbbá bizonyos körülmények között (például a tömegesen virágzó rovarbeporzású termények miatt) az agrár területek növelhetik is a darazsak és méhek egyed- illetve fajsámát [64, 65].

Az agrár területekkel körülvett falvakban a darazsak egyedszáma alacsonyabb volt, mint az erdős területekkel körülvett falvakban, ezzel ellentétben a méhek esetén nem tapasztaltunk ilyen különbséget. Az erdős tájban a darazsak és méhek egyedszáma között nem figyeltünk meg szignifikáns különbséget, az agrár tájban azonban a darazsak egyedszáma szignifikánsan alacsonyabb volt a méhek egyedszámához viszonyítva. Mindez arra enged következtetni, hogy az agrár területek hatására a darazsak egyedszáma lecsökken, a méheké viszont nem, eltérő életmódjuk és környezeti igényeik miatt a darazsak eltérően reagálnak a méhekhez képest a környezeti változásokra.

Az üregekben fészkelő magányos darazsak és méhek olyan már meglévő üregeket használnak, mint például a növényi szárak, kéreg alatti repedések, vagy más élőlények (például egyéb rovarok vagy baktériumok, gombák) által holt fákban létrehozott üregek [43]. Az erdős területek olyan fészkelőhelyeket (holt fákban található üregek, stb.) nyújtanak, amik az agrár területeken nem találhatóak meg [45]. Azonban az üregekben fészkelő darazsak és méhek fészkelőhely igényei azonosak, így a tájszerkezet eltérő hatását nem a fészkelőhelyek iránti eltérő igény okozza.

A két csoport közötti eltérést okozhatja az eltérő táplálékforrás az ivadékok számára. A méhek az ivadékaikat pollennel és nektárral táplálják, míg a darazsak prédákat, vagyis izeltlábúakat (pl.: pókok, egyenesszárnyúak, poloskák, molylepkék hernyói) vadásznak az ivadékaik részére [43]. Így a méhek számára a táplálékforrás a virágzó növényektől függ, a

darazsak számára viszont más ízeltlábú populációktól. Az erdős és agrár területek eltérő szerepet játszhatnak a darazsak és a méhek számára nyújtott táplálék szempontjából [34]. A mezőgazdasági területeken a gyakori zavarás (például kaszálás, aratás, föld átforgatása), a gyomirtószerek és műtrágyák használata alacsony növény diverzitáshoz vezet, a kártevők elleni rovarirtó szerek a darázs prédák csökkenését eredményezik [2]. Az erdők diverz élőhelyet nyújtanak a darazsak prédáinak (például fán élő pókok) [30, 34], így biztosítva a darazsak számára táplálékforrást, ami magasabb darázs egyedszámhoz vezet az agrár területekhez képest. Bár az erdők a méhek számára is diverz és időben stabil virágforrásokat biztosítanak [66], a mezőgazdasági területeken a tömegesen virágzó rovar beporzású termények (pl.: repce, napraforgó, lucerna) időlegesen bőséges táplálékforrást nyújthatnak [67, 68], ezzel megnövelve a méhek számát az agrár tájban a darazsak egyedszámához képest.

Egy másik oka lehet a tájszerkezet eltérő hatásának a táplálékkeresés közben megtett távolság különbsége. Az üregekben fészkelő hártvászárnyúak táplálékkeresés közben viszonylag rövid távolságot tesznek meg, ami pár száz métertől és 1 kilométerig terjed [33, 69]. Más csoportok, mint például a háziméhek (*Apis mellifera*) több kilométerre is elrepülnek táplálékkeresés közben [69]. A nagyobb testméretű repülő rovarok átlagosan távolabbra repülnek a kisebbeknél [33, 70, 71]. A fészekcsapdáinkban a legnagyobb számban található méh nemzetség (*Osmia*, a méh cellák több mint 80%-a) testtömege átlagosan nagyobb [72–74], mint a legnagyobb számban található darázs nemzetségé (*Trypoxylon*, a darázs cellák több mint 60%-a) [75], a jelenlegi kutatásban nem mértünk testméretet. Így előfordulhat, hogy a tájszerkezet különböző hatását a méhekre és darazsokra a táplálékkeresés közben megtett eltérő távolságok okozzák [34]. A feltételezhetően kisebb távolságot megtévő darazsak számára a falut körülvevő tájszerkezet, a féltermészetes területek aránya kiemelkedően fontos, mivel az agrár területek által dominált helyeken táplálékkeresés közben nem képesek a kevés féltermészetes élőhelyfolt közötti nagyobb távolságok megtételére, amíg a főleg erdős területeket tartalmazó helyeken a féltermészetes területek magas aránya miatt a szükséges erőforrásokat a természetes repülési körzetükön belül megtalálják. A valószínűleg nagyobb távolságok megtételére képes méhek számára a táplálékforrások közötti nagyobb távok átrepülhetők, ezért közvetlen környezetük forráseloszlása kevésbé limitálja az elterjedésüket, mint a magányos darazsakét.

A predikciónkkal ellentétben nem találtunk szignifikáns összefüggést a tájszerkezet és a darazsak vagy méhek fajsza között. Ez ellentmond sok más kutatással, ahol a féltermészetes területek arányának szignifikáns hatása van a darazsak fajsza számára, a darazsak

és méhek abundanciájára azonban nincs hatással [34, 62, 63]. A darazsak közül a tájszerkezet tekintetében 3 indikátor fajt azonosítottunk, melyek az erdős élőhely indikátor fajai. Ez azt jelenti, hogy ezek a fajok az erdős tájban elhelyezkedő falvakban elterjedten jelen vannak, az agrár területekkel körülvett falvakból azonban hiányoznak, vagy csak néhány esetben, kis egyedszámmal vannak jelen. A méhek között nem találtunk indikátor fajokat egyik élőhelytípusra sem. Tehát bár a fajszám tekintetében a kevert modellel nem tudtunk szignifikáns különbséget kimutatni az agrár és erdős tájak között, korábbi kutatások, illetve indikátor fajok alapján valószínűsíthető, hogy az agrár területeknek nem csak a darazsak egyedszáma, hanem a fajszáma is alacsonyabb, az agrár területek kevésbé kedvező élőhelyek a darazsak számára.

A predikciónknak megfelelően a parazitoidok mintázata követte az összes gazda mintázatát. A parazitoidok egyed- és fajszáma is az erdős tájban szignifikánsan magasabb volt, mint az agrár tájban. A gazdaszervezetek egyed- és fajszámát tartalmazó 1. és 2. táblázatban, illetve a 4. ábrán is azt láthatjuk, hogy a darazsak és méhek együttes egyed- és fajszáma az erdős területekkel körülvett falvakban magasabb. Megfigyelték korábbi kutatásokban is, hogy a parazitoidok egyed- és fajszáma leginkább a gazdák egyed- és fajszámával volt összefüggésbe hozható [61, 63, 76].

## **7.2. FALUN BELÜLI POZÍCIÓ**

A tájszerkezethez hasonlóan a fészekcsapda falun belüli pozíciójának hatása különbözik a darazsak és méhek esetén: a darazsak egyed- és fajszáma a faluszélen magasabb, a méhek esetén viszont nincs szignifikáns hatása a pozíciónak.

A magányos darazsak esetén az erdős területekkel körülvett falvakban a falu szélén magasabb volt az egyedszám, mint a falu központjában, amely megegyezik a várt predikcióval. A fajokban és egyedekben gazdag, erdős területekről különféle élőlények átterjednek a szomszédos agrár területekre is [46]. Feltételezhetően hasonló jelenséget figyelhetünk meg itt is. A táplálékban és fészkelőhelyekben gazdag és változatos erdős területek [30, 45] megfelelőbb élőhelyet kínálnak, mint a falvak, így az erdős területeken valószínűsíthetően magasabb az egyedszám, mint a falvakban. Az erdős területekhez közelebb elhelyezkedő faluszélen megjelennek az erdős területekről is az egyedek. Az agrár területekkel körülvett falvakban nincs különbség az darazsak egyedszámában a falu központja és széle között. Ennek az egyik lehetséges oka, hogy a falvakban található növényzet és a növényzet által eltartott prédák, illetve a különböző üregek (például nádtetős

házak, farakások, épületek repedései) a fészkelőhelyben és táplálékban szegény agrár területekhez képest kedvezőbb élőhelyet nyújtanak a magányos darazsaknak a falu szélében és központjában is.

A darazsak fajszáma az agrár és erdős területekkel körülvett falvakban is magasabb, mint a falvak központjában. Egy lehetséges magyarázat az, hogy mivel a faluszélnél található a falu és erdő vagy agrár élőhely, ezért a faluszélben a falura és az erdős/agrár területekre jellemző fajok is megtalálhatók. Egy másik feltételezhető magyarázat, hogy a falu szélben általában kevesebb az élővilág számára áthatolhatatlan felület (pl: lebetonozott út), és kevésbé gondozottak a kertek, útszélek, mint a falvak központjában. Ezért a falu szélében a természetes vegetáció nagyobb arányban van jelen, ami hozzájárul az érzékenyebb, specialista fajok megjelenéséhez is. Emellett a darazsak között 3 indikátor fajt találtunk, amelyek a faluszéli élőhely indikátor fajai. Ez azt jelenti, hogy ezek a fajok a falu szélében nagy egyedszámmal jelen vannak, a falu központjában viszont hiányoznak, vagy csak néhány esetben, kis egyedszámmal vannak jelen. Bizonyos magányos darazsak számára a falu heterogén környezet, ezek a fajok a falu szélében találnak kedvező életfeltételeket.

A méhek egyed- és fajszámában a predikciónkkal ellentétben sem az erdős, sem az agrár tájban nem volt különbség a falu központja és széle között. Mivel nem volt különbség az egyedszámban az erdős és agrár területekkel körülvett falvak között, ezért várható, hogy mindkét tájszerkezetben hasonlóan reagálnak a falvakban való pozícióra. A falvakban a parkokban és a kertekben gyakran találhatóak virágágyások, ültetett virágokkal, amik táplálékforrásként szolgálnak a méhek számára [42], illetve ugyanúgy, mint a darazsak számára, a különböző üregek (például nádtetős házak, farakások, épületek repedései) fészkelőhelyet kínálnak. Ezzel a falvak potenciálisan a falvak körül található erdős területekhez hasonló minőségű élőhelyet nyújtanak, amelynek hatása érvényesül a falvak központjában és szélében is.

A predikciónknak megfelelően a parazitoidok mintázata itt is követte az összes gazda mintázatát. A parazitoidok száma az agrár tájban elhelyezkedő falvakban a központban és a szélen is egyformán alacsony volt, ezt követte az erdős területekkel körülvett falvak központja, a legmagasabb pedig az erdős tájban lévő falvak szélében volt. Ez a mintázat megegyezik a 4. ábrán feltüntetett darazsak és méhek összesített egyedszámával. A fajszám esetén is a 6. ábrán látható mintázat (parazitoidok fajszáma) hasonlít a 4. ábrán látható darázs és méh fajszámokhoz.



### 7.3. A NÖVÉNYZET SŰRŰSÉGÉNEK HATÁSA

A darazsak esetén a növényzet sűrűségének sem az erdős, sem az agrár tájszerkezet esetén nincs hatása, ezzel ellentétben a méhek esetén a predikciónknak megfelelően minél sűrűbb volt a növényzet a falvakban az agrár és erdős táj esetén is, annál magasabb volt a méhek egyedszáma. A falvakban gyakran találhatóak ültetett, rovarbeporzású növények (például: virágágyásokban lágyszárúak, különféle bokrok és gyümölcsfák), amik táplálékkal szolgálhatnak a magányos méhek számára [42]. Minél nagyobb mennyiségű növényzet található a falvakban, annál nagyobb mennyiségű táplálék érhető el a méhek számára és annál nagyobb mennyiségű magányos méhet képes ellátni a falu. Míg a méhek közvetlenül függenek a növényi erőforrásoktól (pollen, nektár), a darazsak ivadékaik számára való táplálékszerzésében csak közvetve játszik szerepet a vegetáció (élőhely a prédáknak [77]). Amíg a lokális vegetációnak a magányos méhek esetén közvetlen, fontos szerepe van, addig a magányos darazsak esetén ezen tényezők szerepe nem jelentős.

A növényzet sűrűségének sem a darazsak, sem a méhek fajszáma nem volt hatással. Elképzelhető, hogy a darazsak és méhek fajszáma nem a növényzet sűrűsége van hatással, hanem a növényzet diverzitása. A diverz, sok különböző fajt tartalmazó növény közösség stabilabb, a specialisták számára is kedvező élőhelyet tudnak biztosítani, az igényesebb ízeltlábú fajok is találnak számukra kedvező forrásokat [6], ezért a magasabb növény diverzitás magasabb darázs és méh fajszámhoz vezethet. Ezt támasztja alá korábbi kutatások eredménye is, amelyben több kísérletben szignifikáns összefüggést tapasztaltak a növényzet diverzitása és az üregekben fészkelő magányos darazsak és méhek fajszáma között, azonban a növényzet borításának nem volt szignifikáns hatása a fajszámra [44, 63]. Ezzel ellentétesen más kutatások nem találtak összefüggést a növények diverzitása és a darazsak és méhek fajszáma között [30, 61].

A parazitoidok esetén az agrár tájban minél nagyobb volt a növényzet sűrűsége a falvakban, annál magasabb volt a parazitoidok egyed- és fajszáma, az erdős tájban viszont nem figyeltünk meg ilyen összefüggést. Ez a mintázat a predikciónkkal ellentétben nem egyezik meg a gazdaszervezetek mintázatával. Több kutatás is arra az eredményre jutott, hogy a parazitoidok egyed- és fajszámát elsősorban a gazdaszervezetek egyed- és fajszáma befolyásolta [61, 63, 76], azonban bizonyos környezeti változóknak, mint például az élőhelyek konfigurációjának, fragmentációjának eltérő hatása lehet a parazitoidokra és a gazdaszervezetekre [61, 78]. Korábbi kutatásokban javarészt sem a növényzet diverzitásának, sem a denzitásának nem volt hatása a parazitoidokra [61, 63, 76], amely

ellentmond jelen eredményeinknek. A magasabb táplálkozási szinteken található élőlények (itt a parazitoidok) érzékenyebbek az élőhelyek átalakulására, leegyszerűsödésére és fragmentációjára a kisebb populációméretük és a más populációktól való függésük miatt [79]. Itt a sok féltermészetes területet tartalmazó erdős tájban elhelyezkedő falvakban az élőhelyek fragmentációja feltételezhetően alacsony, ezért a parazitoidok kevésbé vannak a falvakban található növényzetre utalva. Az agrár tájban azonban a kevés féltermészetes élőhelyfolt miatt a sok növényzetet tartalmazó falvak fontos élőhelyként szolgálhatnak a számukra.

## 8. KONKLÚZIÓ

A természetes élőhelyek rohamos átalakulásának és leegyszerűsödésének eredményeként egyre nagyobb területek válnak alkalmatlanná arra, hogy képesek legyenek megfelelő erőforrásokkal ellátni az élőlényeket. Ez az üregekben fészkelő magányos darazsokra jelentős hatással van, például az agrár területeken a darazsak egyedszáma jóval alacsonyabb, mint az erdős területeken. A magányos méhek esetén azonban nincs szignifikáns különbség sem egyed- sem fajszámában a két élőhely között, rájuk az élőhelyek leegyszerűsödése kisebb hatást gyakorol. A parazitoidok számára valószínűsíthetően a gazdaszervezetek elérhetősége jelentette a legnagyobb limitáló tényezőt, azonban más környezeti tényezők (pl.: növényzet sűrűsége) hatása is számottevő lehet. A darazsak és parazitoidok számára a falu heterogénebb élőhely, mint a méhek számára. Főleg mezőgazdasági területek által dominált helyeken a falvak fontos élőhelyek, refúgiumok lehetnek. A kevésbé beépített és növényzetben gazdag falvak potenciális menedékként szolgálhatnak a darazsak és méhek, illetve feltételezhetően más élőlénycsoportok számára is, ezzel hozzájárulva a biodiverzitás megőrzéséhez.

## 9. IRODALOMJEGYZÉK

1. Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114:E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
2. Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232:8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
3. Clavel J, Julliard R, Devictor V (2011) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:222–228. <https://doi.org/10.1890/080216>
4. Hautier Y, Tilman D, Isbell F, Seabloom EW, Borer ET, Reich PB (2015) Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* 348:336–340. <https://doi.org/10.1126/science.aaa1788>
5. McCann KS (2000) The diversity–stability debate. *Nature* 405:228–233. <https://doi.org/10.1038/35012234>
6. Haddad NM, Crutsinger GM, Gross K, Haarstad J, Tilman D (2011) Plant diversity and the stability of foodwebs. *Ecology Letters* 14:42–46. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01548.x>
7. Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hörren T, Goulson D, Kroon H de (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12:e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
8. Seibold S, Rammer W, Hothorn T, Seidl R, Ulyshen MD, Lorz J, Cadotte MW, Lindenmayer DB, Adhikari YP, Aragón R, Bae S, Baldrian P, Barimani Varandi H, Barlow J, Bässler C, Beauchêne J, Berenguer E, Bergamin RS, Birkemoe T, Boros G, Brandl R, Brustel H, Burton PJ, Cakpo-Tossou YT, Castro J, Cateau E, Cobb TP, Farwig N, Fernández RD, Firn J, Gan KS, González G, Gossner MM, Habel JC, Hébert C, Heibl C, Heikkala O, Hemp A, Hemp C, Hjältén J, Hotes S, Kouki J, Lachat T, Liu J, Liu Y, Luo Y-H, Macandog DM, Martina PE, Mukul SA, Nachin B, Nisbet K, O’Halloran J, Oxbrough A, Pandey JN, Pavlíček T, Pawson SM, Rakotondranary JS, Ramanamanjato J-B, Rossi L, Schmidl J, Schulze M, Seaton S, Stone MJ, Stork NE, Suran B, Sverdrup-Thygeson A, Thorn S, Thyagarajan G, Wardlaw TJ, Weisser WW, Yoon S, Zhang N, Müller J (2021) The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature* 597:77–81. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03740-8>
9. Barton PS, Evans MJ (2017) Insect biodiversity meets ecosystem function: differential effects of habitat and insects on carrion decomposition. *Ecological Entomology* 42:364–374. <https://doi.org/10.1111/een.12395>

10. Chen G, Wang Z-W, Qin Y, Sun W-B (2017) Seed dispersal by hornets: An unusual insect-plant mutualism. *Journal of Integrative Plant Biology* 59:792–796. <https://doi.org/10.1111/jipb.12568>
11. Ollerton J, Winfree R, Tarrant S (2011) How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120:321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
12. Crespo-Pérez V, Kazakou E, Roubik DW, Cárdenas RE (2020) The importance of insects on land and in water: a tropical view. *Current Opinion in Insect Science* 40:31–38. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.05.016>
13. Brock RE, Cini A, Sumner S (2021) Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biol Rev Camb Philos Soc* 96:1645–1675. <https://doi.org/10.1111/brv.12719>
14. Kehoe R, Frago E, Sanders D (2021) Cascading extinctions as a hidden driver of insect decline. *Ecological Entomology* 46:743–756. <https://doi.org/10.1111/een.12985>
15. Costanza R, d’Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
16. Klein A-M, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T (2006) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274:303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
17. Potts SG, Imperatriz-Fonseca VL, Ngo HT, Biesmeijer JC, Breeze TD, Dicks LV, Garibaldi LA, Hill R, Settele J, Vanbergen AJ, Aizen MA, Cunningham SA, Eardley CD, Freitas BM, Gallai N, Kevan PG, Kovács-Hostyánszki A, Kwapong PK, Li J, Li X, Martins DJ, Nates-Parra G, Pettis JS, Rader R, Viana BF (2016) Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany
18. Wietzke A, Westphal C, Gras P, Kraft M, Pfohl K, Karlovsky P, Pawelzik E, Tscharntke T, Smit I (2018) Insect pollination as a key factor for strawberry physiology and marketable fruit quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 258:197–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.036>
19. Ghazoul J (2005) Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution* 20:367–373. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.026>
20. Gallai N, Salles J-M, Settele J, Vaissière BE (2009) Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68:810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
21. Kader A (2001) Importance of Fruits, Nuts, and Vegetables in Human Nutrition and Health

22. Fricke JM (2017) Aphid Prey of *Passaloecus Cuspidatus* (Hymenoptera: Sphecidae). The Great Lakes Entomologist 26:. <https://doi.org/10.22543/0090-0222.1804>
23. Southon RJ, Fernandes OA, Nascimento FS, Sumner S (2019) Social wasps are effective biocontrol agents of key lepidopteran crop pests. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 286:20191676. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1676>
24. Bommarco R, Miranda F, Bylund H, Björkman C (2011) Insecticides Suppress Natural Enemies and Increase Pest Damage in Cabbage. *Jnl econ entom* 104:782–791. <https://doi.org/10.1603/EC10444>
25. Settele J, Bishop J, Potts SG (2016) Climate change impacts on pollination. *Nature Plants* 2:1–3. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.92>
26. Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, Bowler DE, Coscieme L, Golden AS, Guerra CA, Jacob U, Takahashi Y, Settele J, Díaz S, Molnár Z, Purvis A (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8:eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
27. 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, Ari Noriega J, 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>
28. Curtis PG, Slay CM, Harris NL, Tyukavina A, Hansen MC (2018) Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361:1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
29. van Vliet J (2019) Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nat Sustain* 2:755–763. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>
30. Wilson RS, Leonhardt SD, Burwell CJ, Fuller C, Smith TJ, Kaluza BF, Wallace HM (2020) Landscape Simplification Modifies Trap-Nesting Bee and Wasp Communities in the Subtropics. *Insects* 11:853. <https://doi.org/10.3390/insects11120853>
31. Tscharrntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
32. Olivier T, Thébault E, Elias M, Fontaine B, Fontaine C (2020) Urbanization and agricultural intensification destabilize animal communities differently than diversity loss. *Nat Commun* 11:2686. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16240-6>
33. Gathmann A, Tscharrntke T (2002) Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71:757–764. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>
34. Schüepp C, Herrmann JD, Herzog F, Schmidt-Entling MH (2011) Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. *Oecologia* 165:713–721. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1746-6>

35. Gabriel D, Thies C, Tschardt T (2005) Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7:85–93. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.04.001>
36. Marja R, Tschardt T, Batáry P (2022) Increasing landscape complexity enhances species richness of farmland arthropods, agri-environment schemes also abundance – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 326:107822. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107822>
37. Tschardt T, Tylianakis JM, Rand TA, Didham RK, Fahrig L, Batáry P, Bengtsson J, Clough Y, Crist TO, Dormann CF, Ewers RM, Fründ J, Holt RD, Holzschuh A, Klein AM, Kleijn D, Kremen C, Landis DA, Laurance W, Lindenmayer D, Scherber C, Sodhi N, Steffan-Dewenter I, Thies C, van der Putten WH, Westphal C (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87:661–685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
38. McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11:161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
39. Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, Morse H, Osgathorpe LM, Potts SG, Robertson KM, Scott AV, Staniczenko PPA, Stone GN, Vaughan IP, Memmott J (2019) A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nat Ecol Evol* 3:363–373. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>
40. Samways MJ, Barton PS, Birkhofer K, Chichorro F, Deacon C, Fartmann T, Fukushima CS, Gaigher R, Habel JC, Hallmann CA, Hill MJ, Hochkirch A, Kaila L, Kwak ML, Maes D, Mammola S, Noriega JA, Orfinger AB, Pedraza F, Pryke JS, Roque FO, Settele J, Simaika JP, Stork NE, Suhling F, Vorster C, Cardoso P (2020) Solutions for humanity on how to conserve insects. *Biological Conservation* 242:108427. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108427>
41. Hall DM, Camilo GR, Tonietto RK, Ollerton J, Ahrné K, Arduser M, Ascher JS, Baldock KCR, Fowler R, Frankie G, Goulson D, Gunnarsson B, Hanley ME, Jackson JJ, Langellotto G, Lowenstein D, Minor ES, Philpott SM, Potts SG, Sirohi MH, Spevak EM, Stone GN, Threlfall CG (2017) The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* 31:24–29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>
42. Salisbury A, Al-Beidh S, Armitage J, Bird S, Bostock H, Platoni A, Tatchell M, Thompson K, Perry J (2017) Enhancing gardens as habitats for plant-associated invertebrates: should we plant native or exotic species? *Biodivers Conserv* 26:2657–2673. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1377-x>
43. Staab M, Pufal G, Tschardt T, Klein A-M (2018) Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments—A systematic overview and user guide. *Methods in Ecology and Evolution* 9:2226–2239. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13070>
44. Tschardt T, Gathmann A, Steffan-Dewenter I (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology* 35:708–719. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.355343.x>

45. Sobek S, Tschardt T, Scherber C, Schiele S, Steffan-Dewenter I (2009) Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management* 258:609–615. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.026>
46. Blitzer EJ, Dormann CF, Holzschuh A, Klein A-M, Rand TA, Tschardt T (2012) Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146:34–43. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.09.005>
47. European Environment Agency (2018) CORINE land cover 2018-copernicus land monitoring services.
48. Quantum GIS Development Team (2019) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
49. Lajos K, Demeter I, Mák R, Balog A, Sárospataki M (2021) Preliminary assessment of cavity-nesting Hymenoptera in a low-intensity agricultural landscape in Transylvania. *Ecology and Evolution* 11:11903–11914. <https://doi.org/10.1002/ece3.7956>
50. Tucker CJ (1979) Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8:127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
51. Kinyanjui MJ (2011) NDVI-based vegetation monitoring in Mau forest complex, Kenya. *African Journal of Ecology* 49:165–174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2010.01251.x>
52. Sternberg T, Tsolmon R, Middleton N, Thomas D (2011) Tracking desertification on the Mongolian steppe through NDVI and field-survey data. *International Journal of Digital Earth* 4:50–64. <https://doi.org/10.1080/17538940903506006>
53. R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
54. Hijmans RJ (2022) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R Package Version 3.6-3. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
55. Pebesma E (2018) Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10:439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
56. Aybar C (2022) rgee: R Bindings for Calling the “Earth Engine” API. R package version 1.1.5, <https://CRAN.R-project.org/package=rgee>
57. Wickham H (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
58. Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>



59. Lenth RV (2024) emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
60. Roberts DW (2023) labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>
61. Steckel J, Westphal C, Peters MK, Bellach M, Rothenwoehrer C, Erasmi S, Scherber C, Tschardt T, Steffan-Dewenter I (2014) Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists. *Biological Conservation* 172:56–64. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.015>
62. Steffan-Dewenter I (2002) Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies: Landscape context affects bees and wasps. *Ecological Entomology* 27:631–637. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2002.00437.x>
63. Fabian Y, Sandau N, Bruggisser OT, Aebi A, Kehrli P, Rohr RP, Naisbit RE, Bersier L-F (2013) The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. *Journal of Animal Ecology* 82:1203–1214
64. Diekötter T, Peter F, Jauker B, Wolters V, Jauker F (2014) Mass-flowering crops increase richness of cavity-nesting bees and wasps in modern agro-ecosystems. *GCB Bioenergy* 6:219–226. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12080>
65. Coutinho JGE, Angel-Coca C, Boscolo D, Viana BF (2020) Heterogeneous agroecosystems support high diversity and abundance of trap-nesting bees and wasps among tropical crops. *Biotropica* 52:991–1004. <https://doi.org/10.1111/btp.12809>
66. Mallinger RE, Gibbs J, Gratton C (2016) Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecol* 31:1523–1535. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0332-z>
67. Holzschuh A, Dormann CF, Tschardt T, Steffan-Dewenter I (2013) Mass-flowering crops enhance wild bee abundance. *Oecologia* 172:477–484. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2515-5>
68. Westphal C, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2003) Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters* 6:961–965. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00523.x>
69. Zurbuchen A, Landert L, Klaiber J, Müller A, Hein S, Dorn S (2010) Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143:669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>
70. Greenleaf SS, Williams NM, Winfree R, Kremen C (2007) Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153:589–596. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9>
71. Jahant-Miller C, Miller R, Parry D (2022) Size-dependent flight capacity and propensity in a range-expanding invasive insect. *Insect Science* 29:879–888. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12950>

72. Fliszkiewicz M, Giejdasz K, Wasielewski O, Krishnan N (2012) Influence of Winter Temperature and Simulated Climate Change on Body Mass and Fat Body Depletion During Diapause in Adults of the Solitary Bee, *Osmia rufa* (Hymenoptera: Megachilidae). *Environmental Entomology* 41:1621–1630. <https://doi.org/10.1603/EN12004>
73. Bosch J, Vicens N (2006) Relationship between body size, provisioning rate, longevity and reproductive success in females of the solitary bee *Osmia cornuta*. *Behav Ecol Sociobiol* 60:26–33. <https://doi.org/10.1007/s00265-005-0134-4>
74. Wasielewski O, Wojciechowicz T, Giejdasz K, Krishnan N (2015) Enhanced UV-B radiation during pupal stage reduce body mass and fat content, while increasing deformities, mortality and cell death in female adults of solitary bee *Osmia bicornis*. *Insect Science* 22:512–520. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12124>
75. Santoni MM, Magri LA, de Oliveira Silva V, da Silva BH, Del Lama MA (2023) Sex Ratio, Sexual Dimorphism, and Wing Geometric Morphometrics in Species of *Trypoxylon* Latreille, 1796 (Hymenoptera: Crabronidae). *Neotrop Entomol* 1–13. <https://doi.org/10.1007/s13744-023-01080-y>
76. Ebeling A, Klein A-M, Weisser WW, Tschardt T (2012) Multitrophic effects of experimental changes in plant diversity on cavity-nesting bees, wasps, and their parasitoids. *Oecologia* 169:453–465. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2205-8>
77. Fernández-Tizón M, Emmenegger T, Perner J, Hahn S (2020) Arthropod biomass increase in spring correlates with NDVI in grassland habitat. *Sci Nat* 107:42. <https://doi.org/10.1007/s00114-020-01698-7>
78. Klein A-M, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2006) Rain forest promotes trophic interactions and diversity of trap-nesting Hymenoptera in adjacent agroforestry. *Journal of Animal Ecology* 75:315–323. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01042.x>
79. Albrecht M, Duelli P, Schmid B, Müller CB (2007) Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *Journal of Animal Ecology* 76:1015–1025. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01264.x>

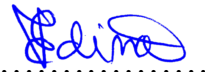
## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Török Edinának a szakmai iránymutatásért, az anyaggyűjtésben, elemzésben és az írásban nyújtott rengeteg segítségért. Belső konzulensemnek, Dr. Kis Jánosnak, az írásban nyújtott segítségért és számos tanácsért. Köszönetemet szeretném kifejezni az Élvonal projektben dolgozóknak, különösen kiemelve Kabai Melindát az adatok feldolgozásában nyújtott segítségért és iránymutatásért. Köszönet Dr. Lang Zsoltnak és Dr. Berekméri Eszternek a statisztikában és ábrák elkészítésében nyújtott segítségért.

## Témavezetői ellenjegyzés

Alulírott Dr. Török Edina (ÖK tudományos munkatárs), mint témavezető nyilatkozom, hogy Kerekes Tímea, BSc III. évfolyamos hallgató „Tájszerkezet hatása az üregekben fészkelő hártyásszárnyúakra magyarországi falvakban” című dolgozatát átolvastam és jóváhagytam, beadásra és védeésre alkalmasnak tartom.

Budapest, 2024. 04. 22.



.....  
Török Edina  
témavezető

## Belső konzulensi ellenjegyzés

Alulírott .....*Kis János*....., mint belső konzulens nyilatkozom, hogy Kerekes Tímea, BSc III. évfolyamos hallgató „Tájszerkezet hatása az üregekben fészkelő hártvásszárnyúakra magyarországi falvakban” című dolgozatát átolvastam és jóváhagytam, beadásra és védeésre alkalmasnak tartom. Továbbá nyilatkozom, hogy a feltöltött szakdolgozat plágiumellenőrzésen sikeresen átesett és az esetlegesen feltárt egyezőség az Egyetemi iránymutatásoknak/szabályoknak megfelel.

Budapest, 2024. év.....*04*.....hó *23*.....nap.

.....*Kis János*.....

belső konzulens