

37. OTDK Biológia Szekció

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.

Állatorvostudományi Egyetem

Zoológiai tanszék

Ökológiai Kutatóközpont

Lendület Táj és Természetvédelmi Ökológiai Kutatócsoport

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

TARTALOM

1.	Összefoglaló.....	3
2.	Summary	4
3.	Bevezetés és irodami áttekintés	5
4.	Célkitűzések.....	8
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	12
6.	Eredmények	14
6.1.	Tájszerkezet és pozíció	14
6.2.	Tájszerkezet és növényzet sűrűsége	18
7.	Következtetések és diszkusszió	21
7.1.	Tájszerkezet	21
7.2.	Falun belüli pozíció	22
7.3.	Parazitoidok	23
7.4.	A növényzet sűrűségének hatása	23
7.5.	Konklúzió	25
8.	Köszönetnyilvánítás	26
9.	Irodalomjegyzék	27

1. ÖSSZEFOGLALÓ

A biodiverzitás csökkenése világszerte egyre nagyobb problémát jelent, amely az ökoszisztémák stabilitásának és funkcionalitásának elvesztését veszélyezteti. A rovarok számának csökkenésével olyan folyamatok sérülnek, mint például a beporzás, vagy a biológiai védekezés (különbféle kártevők számának csökkentése természetes ellenségek által) és ezek a folyamatok a mezőgazdasági termelésre is jelentősen kihatnak. Ugyanakkor az intenzív mezőgazdasággal járó tájszerkezet változás a rovarok csökkenésének egyik fő kiváltó oka, így ezen tényezők hatásának kutatása és megértése kiemelkedő fontosságú.

Ebben a kutatásban magyarországi falvakban vizsgáljuk a tájszerkezet hatását az üregekben fészkelő magányos darazsakra és méhekre, illetve parazitoidjaikra. 16 erdős és 16 agrár területekkel körülvett település központjába és szélére helyeztünk ki nád-fészekcsapdákat annak érdekében, hogy felmérjük a magányos darazsak, méhek és parazitoidjaik abundanciáját a területen. Megvizsgáltuk a falvakban lévő növényzet sűrűségének hatását is, amelyet a Normalizált Vegetációs Index (NDVI) segítségével becsültünk.

A darazsak és a parazitoidok egyedszáma magasabb volt az erdős területekkel körülvett falvakban, a méhek egyedszámára azonban a tájszerkezet nem volt hatással. Emellett a darazsak esetén az erdős tájban a falvak szélén magasabb volt az egyedszám, amíg az agrár tájban az egyedszám független volt a fészekcsapda falun belüli pozíciójától. Pozitív kapcsolat volt a növényzet sűrűsége és a méhek egyedszámára között az erdős és az agrár táj esetén is. Ezzel ellentétben a darazsak egyedszámát nem befolyásolta jelentősen a falvakban található növényzet, csak az egyszerű tájszerkezetben elhelyezkedő falvakban figyelhattunk meg csekély mértékű növekedést a növényzet sűrűségének növekedésével. A parazitoidok mennyisége egyszerű tájszerkezetben növényzet sűrűségének növekedésével jelentősen növekedett.

Az eltérő életmódjuk és környezeti igényeik miatt a tájszerkezet eltérően hat a magányos méhekre és darazsakra. Amíg a darazsak számára a nagyobb léptékű táji tényezők kiemelkedően fontosak voltak, a méhek számára a lokális vegetáció játszott lényegesebb szerepet. A parazitoidok hasonló mintázatot mutattak, mint a gazdaszervezetek (méhek és darazsak) mintázata, így rájuk feltehetően a gazdák mennyisége van legjelentősebb hatással. 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 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 complex (forested) landscape structure and 16 villages surrounded by simple (agricultural) landscape structure, in order to assess the abundance 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).

The number of wasps and parasitoids was significantly higher in villages surrounded by forested areas, while the number of bees remained unaffected. Furthermore, the number of wasps was higher at the edge of the villages in forested landscape, while in agricultural landscape the number of individuals was independent of the position of trap-nests within the village. There was a positive relationship between vegetation density and the number of bees in both forested and agricultural landscape. In contrast, the number of wasps was mostly unaffected by the vegetation in the villages. Only in villages located in simple landscape structure could we observe a slight increase in the number of wasps with the increase of vegetation density. The amount of parasitoids in simple landscape structure increased significantly with the increase of vegetation density.

Due to their different lifestyles and environmental needs, landscape structure affects solitary bees and wasps differently. Larger-scale landscape factors were found to be crucial for wasps, whereas local vegetation played a more important role for bees. The parasitoids showed a similar pattern to that of their hosts (bees and wasps), suggesting that the amount of hosts has the most important effect on them. 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 IRODAMI 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 pufferek 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, bújó- 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 zárvatermő 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 élelmiszer növényeinek 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]. Becslések szerint a gyümölcsök, zöldségek és magvak 3-5%-át elveszítjük a nem elegendő beporzás miatt, ez pedig évente akár 427 000 ember halálához vezethet a vitaminok és tápanyagok kieséséből eredő, ehhez társuló betegségek okán [22].

A darazsak gyakran olyan mezőgazdasági kártevőket gyűjtenek prédaként, mint a levéltetvek, egyenesszárnyúak és molylepkék hernyói [23, 24]. Biológiaiilag szabályozzák a rovarok egyedszámát, ezáltal csökkentve a mezőgazdasági kár mértékét [24]. A mezőgazdasági területeken a kártevők visszaszorítása és a terményvesztés csökkentése érdekében használt rovarirtó szerek nem csak a kárt okozó ízeltlábúakra hatnak, hanem a ragadozóikra és parazitoidjaikra is (például: darazsak) [25]. A ragadozóik és parazitoidjaik számának csökkenése okán megnő a mezőgazdasági kártevők száma, a vegyszerek nem érik el a kívánt hatást [25], illetve rezisztencia is kialakulhat a rovarirtó szerekkel szemben [24]. A darazsak, illetve más ragadozók és parazitoidok általi biológiai szabályozás egy fenntartható és hosszútávú megoldást kínálhat a mezőgazdasági kártevők ellen [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, 26].

A legnagyobb hatás azonban az élőhelyek átalakulásának és eltűnésének tulajdonítható [2, 27, 28]. 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 [29, 30]. A földhasználat megváltozásával az intenzív mezőgazdaság eredményeként a komplex természetes élőhelyek (mint például az erdős területek [31]) leegyszerűsödnek [32].

Az egyszerű tájszerkezetben a növényzet vertikális szerkezetében és a talajborítás típusában csekély variancia van, a növénydiverzitás alacsony [31]. A mezőgazdasági területeken a gyakori zavarás (például kaszálás, aratás, föld átforgatása), a gyomirtószeres 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 bűvő- és fészkelőhelyek elvesztéséhez vezet, csökken a területen élő rovarok abundanciája és diverzitása és ezzel együtt csökken a közösség stabilitása is [33]. 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 [34], illetve az élőhelyek eltűnése és fragmentációja nagyobb mértékű hatással van a magasabb táplálkozási szinteken a kisebb populációméret és a más populációktól való függés miatt [35]. Az érzékenyebb, specialista fajok eltűnnek a területekről és generalisták által dominált fajszegény közösségek jönnek létre [2]. A komplex élőhelyek (például: erdők, természetes gyepek) a változatos táplálék és fészkelőhely kínálattal hozzájárulnak a diverz közösségek fennmaradásához [36, 37].

Az urbanizációt a természetes területek átalakításával a mezőgazdaság mellett a rovarok faj- és egyedszámcsökkenésének egyik legfőbb okának tartják [28, 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].

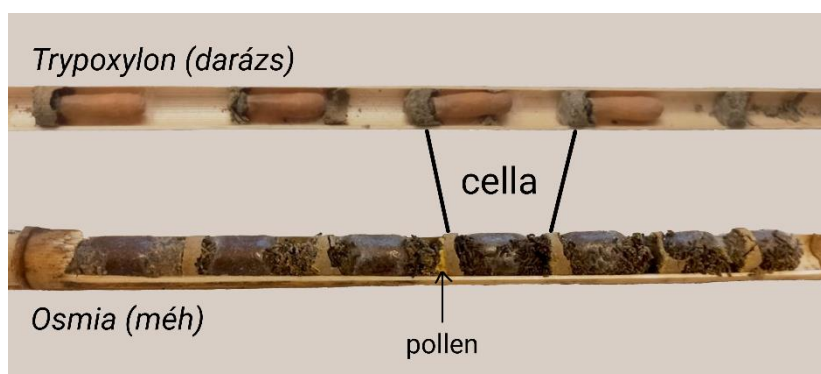
A mezőgazdaság és az urbanizáció is a természetes élőhelyek eltűnéséhez vezet, a városokban azonban a mozaikos szerkezet és különféle területhasználat alkalmas feltételeket nyújthat bizonyos fajok számára [39, 40]. A városokban található zöld felületek (például: parkok, kertek, temetők, botanikus kertek) táplálékot és élőhelyet kínálhatnak, például parkokban és a kertekben található virágágyások, ültetett virágok táplálékforrásként szolgálnak a beporzó rovarok számára [39, 41]. Olyan erőforrások és feltételek biztosításával, amelyek a környező területeken (például mezőgazdasági területeken) hiányoznak, a városok menedékként és élőhelyként szolgálhatnak számos faj részére [42].

4. CÉLKITŰZÉSEK

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

A városok hatása a biodiverzitásra és az ökoszisztémákra széles körben tanulmányozott [33, 38, 39, 42], a falvokról és a hozzájuk kapcsolódó ökoszisztémákról azonban kevés kutatás született. Mivel a zöld felületekben gazdag városok megfelelő élőhelyet nyújtanak bizonyos fajok számára [40, 42], ezért 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 menedékhelyként szolgálhatnak. Az intenzív mezőgazdaság által okozott tájszerkezet változás a természetes területek elvesztéséhez és az élőhelyek átalakulásához vezet, amely a rovarok csökkenésének egyik legfőbb oka [2, 27], így ezen tényezők hatásának kutatása és megértése kiemelkedő fontosságú.

A kutatásunkban az üregekben fészkelő magányos darazsakat, magányos méheket és parazitoidjaikat (darazsak, méhek, legyek) célozzuk meg. Taxonómiájuk többnyire jól ismert, viszonylag alacsony fajszaámuk miatt könnyen tanulmányozhatóak [43]. Táplálékgyűjtés közben viszonylag rövid távolságokat tesznek meg, ezért a környezeti változásokra érzékenyek, jól használhatóak a környezeti változások jelzésére, hatásaik tanulmányozására (bioindikáció) [43, 44]. Fészkeiket már meglévő üregekbe készítik, melyekben cellákat hoznak létre a lárvák számára (1. ábra). A cellákba nektárt és virágport (méhek), vagy ízeltlábúakat (darazsak) hordanak táplálékként a lárvák számára [43].



1. ábra

Magányos darázs és magányos méh által készített fészkek és a bebábozódott lárvák. A cellafalak a *Trypoxylon* esetén sárból, az *Osmia* esetén pollenből és sárból készültek.

Két különböző tájszerkezetben elhelyezkedő településeket vizsgáltunk: (i) főleg agrár területek által dominált, egyszerűbb tájszerkezetben, és (ii) főleg erdős területeket tartalmazó komplex tájszerkezetben található falvakat. Első kérdésünk, hogy van-e eltérés a különböző

tájszerkezetben elhelyezkedő falvak esetén az üregekben fészkelő magányos darazsak, magányos méhek és parazitoidjaik egyedszámában, melyik tájszerkezetben lesz magasabb az egyedszám. Azt várjuk, hogy az erdős területekkel körülvett falvakban magasabb lesz a magányos darazsak és magányos méhek egyedszáma, 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.

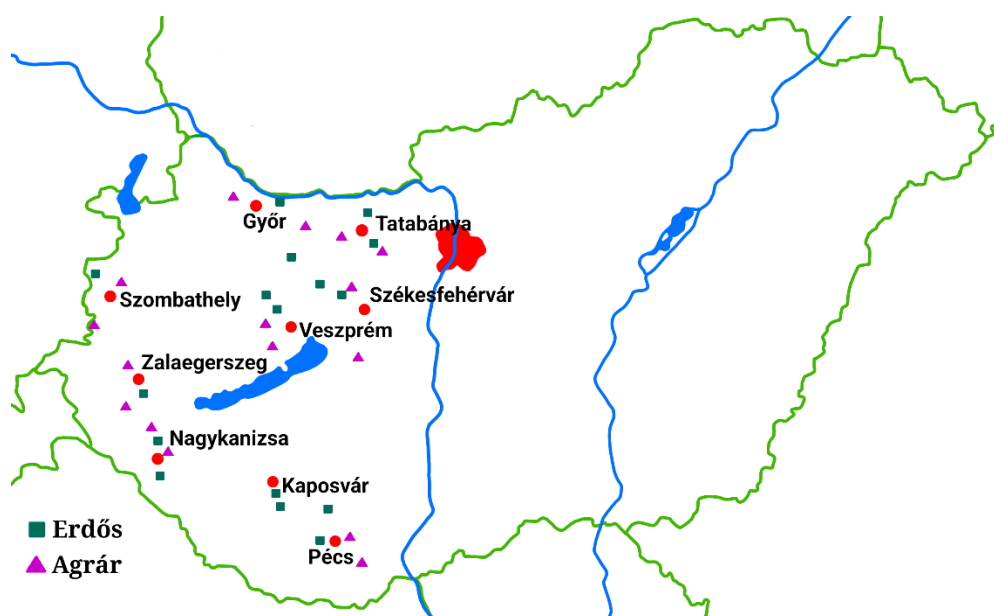
Összehasonlítjuk a települések központját a települések szélével is. Második kérdésünk, hogy eltér-e a az üregekben fészkelő magányos darazsak, magányos méhek és parazitoidjaik egyedszáma a falvak központjában a falvak széléhez képest, illetve van-e hatása a falvakat körülvevő tájszerkezetnek arra, hogy a település központjában, vagy szélén magasabb az egyedszám? Azt várjuk, hogy az erdős területekkel körülvett falvakban a faluszélien magasabb lesz a magányos darazsak, magányos méhek, és velük együtt a parazitoidjaik egyedszáma is a falu központjához képest. A falvak körüli erdős területeken a táplálékforrás és fészkelőhely kínálat miatt feltételezhetően magasabb az egyedszám, mint a falvakban. A környező területekről az egyedek áttérjednek a falvak szélére is [46], viszont nem terjednek tovább a falvak központjába. Az agrár tájban elhelyezkedő falvakban a központban magasabb lesz a magányos darazsak, magányos méhek, és velük együtt a parazitoidjaik egyedszáma 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 széléről az egyedek potenciálisan átvándorolnak a közeli agrár területekre is [46], az alacsonyabb egyedszámú agrár területekről viszont valószínűsíthetően kisebb mértékű a visszavándorlás, így a falvak szélén az egyedszámok alacsonyabbak a központhoz képest.

Azt is megvizsgáljuk, hogy az erdős és agrár táj milyen hatással van a falvakban található növényzet sűrűsége a magányos darazsak, magányos méhek és parazitoidjaik egyedszámára. Az várható, hogy az egészséges és sűrű növényzet minden esetben pozitív hatással van a magányos darazsak, magányos méhek, és velük együtt a parazitoidjaik egyedszámára, azaz a növényzet sűrűségének növekedésével a magányos méhek és darazsak abundanciája növekszik [40, 47].

5. ANYAG ÉS MÓDSZER

5.1. FALVAK KIVÁLASZTÁSA

A kutatás a "Biodiverzitás a mezőgazdaság és az urbanizáció szorításában" című Élvonal 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 falvak lettek megcélözva. A falvak kiválasztásához a Copernicus Land Monitoring Service (CLMS) CORINE Land Cover térképét használtuk [48]. A falvakat körülvevő borítás típusok alapján összesen 16 agrár terület által dominált, egyszerűbb tájszerkezetben elhelyezkedő település, és 16 főleg erdős területek által dominált, komplex tájszerkezetben elhelyezkedő település lett kiválasztva (2. ábra).



2. ábra

A magyarországi nagyvárosok (piros pontok) környékén elhelyezkedő, kutatásba kiválasztott 32 falu. A zöld négyzet a erdős területekkel körülvevett falvakat, a rózsaszín háromszög az agrár területekkel körülvevett 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 [49] segítségével. A CORINE Land Cover térkép által jelölt szántóföldek, szőlőföldek és gyümölcsösök (*non-irrigated arable land, vineyards, fruit trees and berry plantations, complex cultivation patterns*) számítottak agrár területeknek, míg az erdős területek közé az alábbi borítás típusok tartoztak: lombhullató erdők, tűlevelű erdők, vegyes erdők és átmeneti erdős-cserjések (*broad-leaved forest, coniferous forest, mixed forest, transitional woodland-shrub*). Az agrár területekkel körülvevett 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 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 [50]. A műanyag csövekbe átlagosan 180 darab nádszál került.

A fészekcsapdákat standard módon, villanyoszlopokon rögzítettük, körülbelül 3 méter magasan. A falvak központjába és szélére egy helyre két-két fészekcsapda került 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

Egy villanyoszlopra kihelyezett fészekcsapdák (2 darab).

A nádszálak feltárását 2023 január és 2023 június között végeztük. 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 fészekcsapdákban 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. A lezárt kémcsöveket áprilisig klímaszobába helyeztük, hogy a fejlődő darázs, méh és parazitoid lárvákat kineveljük a faji szintű határozáshoz. A már feltárt és kémcsőbe helyezett nádszálakat áprilistól szobahőmérsékleten tároltuk, beltérben. A kinevelést követően a kifejlett állatok 70 %-os alkoholba kerültek.

A fészekcsapda módszer előnye, hogy a mintavétel hosszú időn keresztül folyik, az egész szezon 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 a visszaverődő közeli infravörös fény és az R a visszaverődő látható vörös fény [51]. 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 [52]. 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 [52, 53].

5.4. STATISZTIKAI MÓDSZEREK

A statisztikai elemzéseket az R 4.3.1 szoftver [54] segítségével végeztük. Az ábrák a *ggplot2* 4.3.4 [55] programcsomag segítségével készültek.

A magányos darazsak, méhek és parazitoidjaik egyedszámát a fészekcsapdákból található cellaszám alapján mértük fel. A tájszerkezet és a fészekcsapda pozíciójának cellaszámokra való hatását általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) segítségével elemeztük negatív binomiális eloszlást feltételezve a túlszóródás miatt. A modellek illesztése a *lme4* 1.1-33 [56] programcsomag használatával történt. Három modellt illesztettünk, külön vizsgáltuk a hatást a darazsak, méhek, illetve parazitoidok esetén. A modellben a függő változó a darazsak által készített cellák száma, a méhek által készített cellák száma, illetve parazitált cellák száma volt mintavételi pontonként (az egymás alá kihelyezett, egy helyen lévő fészekcsapdákat egy mintaelemként kezeltük). A cellaszámba beleszámoltuk az élő, illetve az elhalt lárvákat tartalmazó cellákat, az üres cellákat nem. Magyarázó változóink a tájszerkezet (erdős vagy agrár) és a fészekcsapda pozíciója (faluközpont vagy faluszél) voltak, ezek interakcióját is belevéve. Random hatásként a falvakat, illetve a városokat vettük bele a térbeli elhelyezkedés figyelembe vételére (2. ábra).

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 lettek kiszámítva. Az adatfeldolgozás és a számítások a Google Earth Engine platform, illetve az R [54] és a raster [57], sf [58] és rgee [59] R csomagok segítségével készültek. Az adatokra általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) illesztettünk negatív binomiális eloszlást feltételezve, melyben a függő változóink a darazsak által készített cellák száma, a méhek által készített cellák száma, illetve parazitált cellák száma voltak falvanként (a falu szélét és központját egy mintaelemmé összevonva). A magyarázó változóink az NDVI és a tájszerkezet, illetve ezek interakciója voltak. A cellaszámba itt is csak az élő vagy elhalt lárvát tartalmazó cellákat számoltuk bele, az üres cellákat nem. Random hatásként a városokat vettük bele a modellbe a térbeli elhelyezkedés figyelembe vételére (2. ábra).

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). A fészekcsapdákban 5 méh nemzetség: *Anthidium*, *Heriades*, *Hylaeus*, *Megachile*, *Osmia* és 10 darázs nemzetség: *Agenioideus*, *Auplopus*, *Discoelius*, *Dipogon*, *Isodontia*, *Nitela*, *Passaloecus*, *Psenulus*, *Solierella*, *Trypoxylon*, illetve az *Eumeninae* alcsalád egyedeit találtuk meg. A fészekcsapdákban legnagyobb mennyiségben az *Osmia*, *Trypoxylon* és *Eumeninae* taxonok egyedei voltak, az összes cella körülbelül 85%-át tették ki.

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

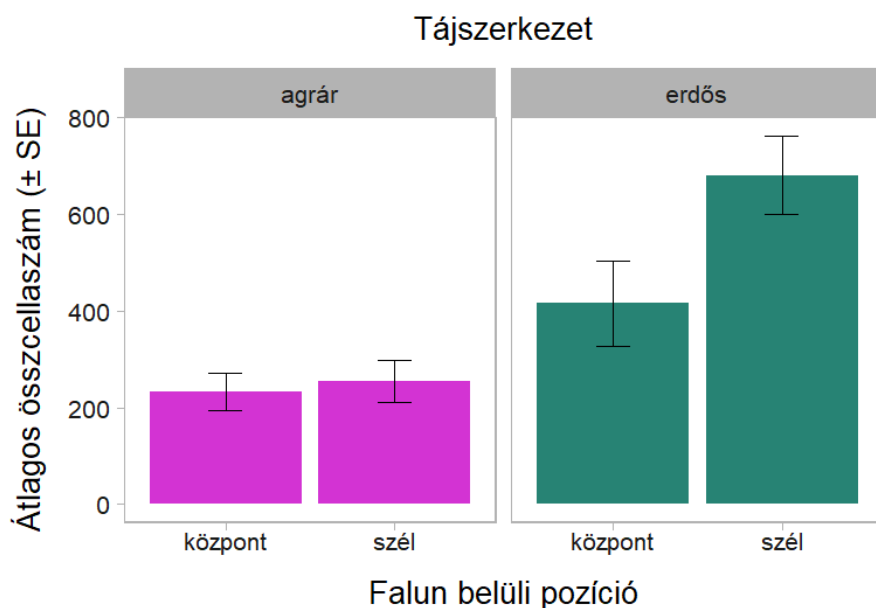
6.1. TÁJSZERKEZET ÉS POZÍCIÓ

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 adtuk meg (átlag $\pm$ SE).

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



4. ábra

Az összes cella átlaga (összes darázs és összes méh cella) és a standard hiba tájszerkezetre (agrár vagy erdős) és falun belüli pozícióra (központ vagy szél) bontva.

A darazsak egyedszáma szignifikánsan magasabb volt az erdős területekkel körülvett falvakban (2. 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 szélén szignifikánsan magasabb volt az egyedszám, mint a központban (2. táblázat, 5. ábra A).

2. táblázat

A darazsak egyedszáma (darázs cellák száma) és a tájszerkezet (erdős vagy agrár), illetve a fészekcsapda falun belüli pozíciója (központ vagy szél) közötti kapcsolat, GLMM eredményei.

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

A méhek esetén nem volt szignifikáns hatása sem a falvakat körülvévő tájszerkezetnek, sem a fészekcsapda pozíciójának (3. táblázat, 5. ábra B).

3. táblázat

A méhek egedszáma (méh cellák száma) és a tájszerkezet (erdős vagy agrár), illetve a fészekcsapda falun belüli pozíciója (központ vagy szél) közötti kapcsolat, GLMM eredményei.

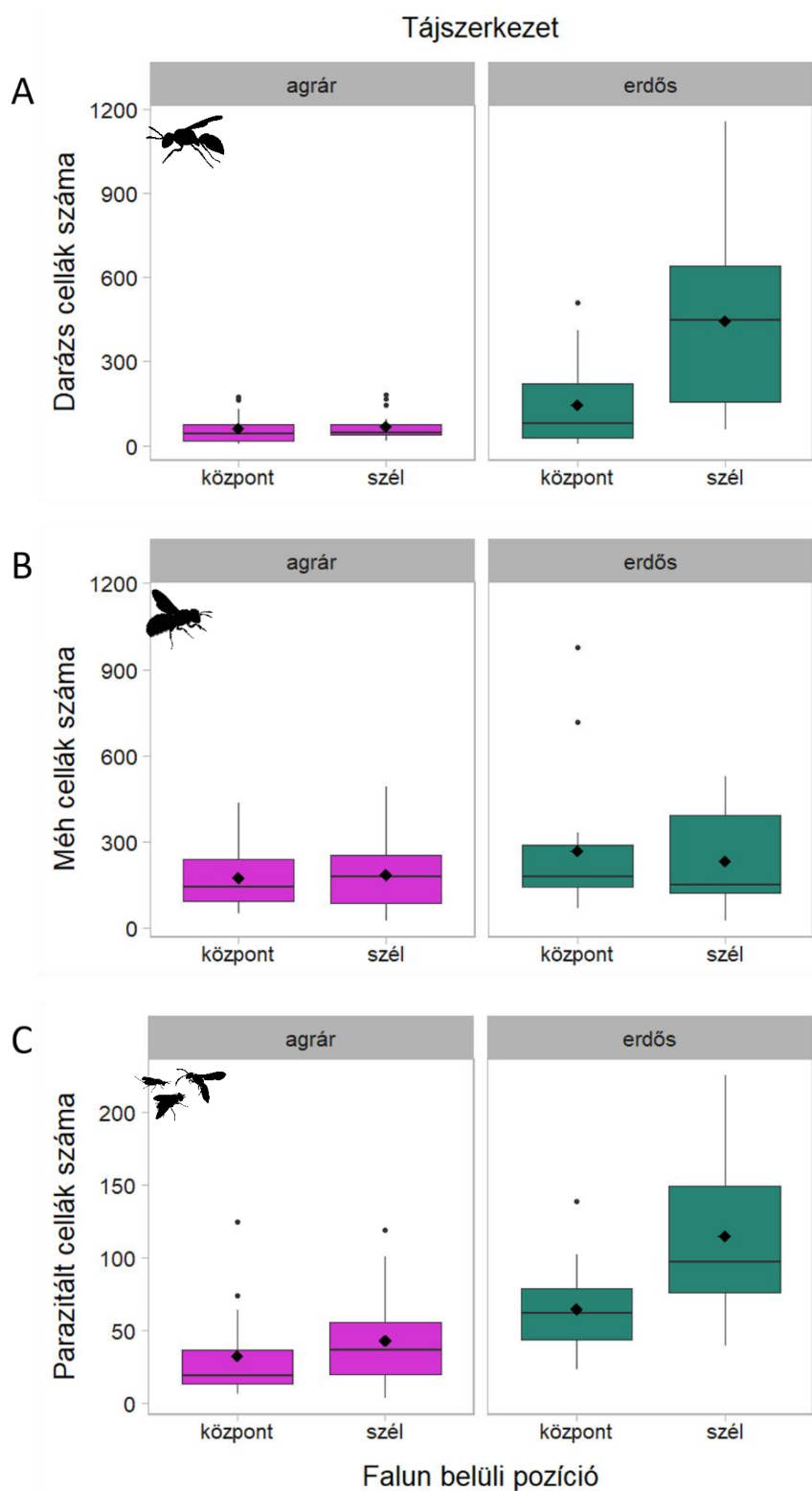
Magányos méhek 	Modell együttható	SE	z	p
Intercept	5,07	0,19	26,93	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)	0,35	0,24	1,47	0,141
Pozíció	0,03	0,20	0,14	0,892
Tájszerkezet×Pozíció	-0,16	0,28	-0,55	0,584

A parazitoidok esetén is szignifikáns hatása volt a tájszerkezetnek (4. 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.

4. táblázat

A parazitoidok száma (parazitált cellák száma) és a tájszerkezet (erdős vagy agrár), illetve a fészekcsapda falun belüli pozíciója (központ vagy szél) közötti kapcsolat, GLMM eredményei.

Parazitoidok 	Modell együttható	SE	z	p
Intercept	3,37	0,19	18,18	< 0,0001
Tájszerkezet (erdős)	0,79	0,23	3,43	0,0006
Pozíció	0,32	0,22	1,41	0,1586
Tájszerkezet×Pozíció	0,26	0,32	0,83	0,4050



5. ábra

A darazsak egyedszáma (darázs cellák száma) (A), a méhek egyedszáma (méh cellák száma) (B), a parazitoidok száma (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.

6.2. TÁJSZERKEZET ÉS NÖVÉNYZET SŰRŰSÉGE

A növényzet sűrűségének bár nem volt szignifikáns hatása a darazsak egyedszámára, a p-érték az NDVI és az interakció esetén is közel volt a szignifikancia szinthez (5. táblázat), így marginális hatást azonosítottunk. A 6.A ábrán azt láthatjuk, hogy az agrár területekkel körülvett falvak esetén a növényzet sűrűségének növekedésével kis mértékben nő az egyedszám (5. táblázat), azonban az erdős tájban a növényzet sűrűségének nincs hatása a egyedszámra. Az első modellhez hasonlóan a falut körülvevő tájszerkezetnek itt is szignifikáns hatása van, az erdős tájban magasabb a darazsak egyedszáma (5. táblázat, 6. ábra C).

5. táblázat

A darazsak egyedszáma (darázs cellák száma) és a tájszerkezet (erdős vagy agrár), illetve a falu területén mért NDVI közötti kapcsolat, GLMM eredményei.

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

A méhek egyedszáma szignifikáns összefüggést mutat a növényzet sűrűségével (6. táblázat). A növényzet sűrűségének növekedésével nő a méhek egyedszáma mind az erdős, mind az agrár területekkel körülvett falvakban (6. ábra B). A tájszerkezetnek itt sincs szignifikáns hatása a méhek egyedszámára.

6. táblázat

A méhek egyedszáma (méh cellák száma) és a tájszerkezet (erdős vagy agrár), illetve a falu területén mért NDVI közötti kapcsolat, GLMM eredményei.

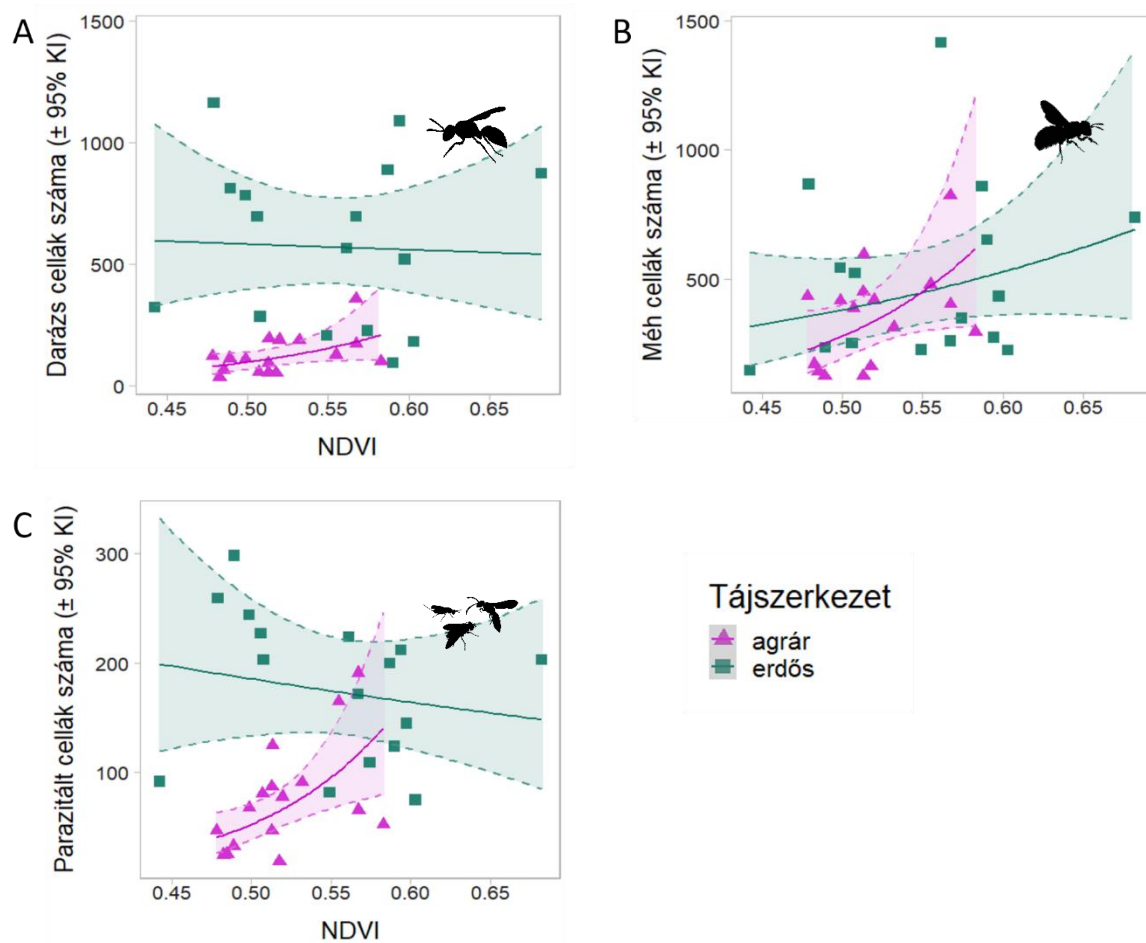
Magányos méhek 	Modell együttható	SE	z	p
Intercept	0,83	2,54	0,33	0,7447
Tájszerkezet (erdős)	3,48	2,48	1,40	0,1605
NDVI	9,61	4,87	1,97	0,0483
Tájszerkezet×NDVI	-6,34	4,76	-1,33	0,1826

A parazitoidokra a növényzet sűrűségének és a tájszerkezetnek is szignifikáns hatása van (7. táblázat). Agrár területekkel körülvett falvakban a növényzet sűrűségének növekedésével nő a parazitoidok száma is, amíg az erdős táj esetén a növényzet sűrűségének nincs jelentős hatása (6. ábra C), gyenge negatív kapcsolat figyelhető meg (7. táblázat). A korábbi modellhez hasonlóan az erdős területekkel körülvett falvakban a parazitoidok száma magasabb, mint az agrár területekkel körülvett falvakban (6. ábra C).

7. táblázat

A parazitoidok száma (parazitált cellák száma) és a tájszerkezet (erdős vagy agrár), illetve a falu területén mért NDVI közötti kapcsolat, GLMM eredményei.

Parazitoidok 	Modell együttható	SE	z	p
Intercept	-1,94	2,15	-0,90	0,3688
Tájszerkezet (erdős)	7,77	2,18	3,56	0,0004
NDVI	11,81	4,13	2,86	0,0042
Tájszerkezet×NDVI	-13,03	4,16	-3,13	0,0017



6. ábra

A darázsok egyedszáma (darázs cellák száma) (A), a méhek egyedszáma (méh cellák száma) (B), a parazitoidok száma (parazitált cellák száma) (C) és a növényzet sűrűsége (NDVI) közötti kapcsolat. A halvány sávok a 95%-os konfidencia intervallumot jelzik.

7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS DISZKUSSZIÓ

7.1. TÁJSZERKEZET

A tájszerkezet eltérő hatással volt a magányos darazsakra és a magányos méhekre, a darazsak egyedszámát befolyásolta a falvakat körülvevő tájszerkezet, ezzel szemben a predikciónktól eltérően a méhek egyedszáma és a tájszerkezet között nem volt összefüggés. Korábbi kutatások is hasonló eredményekről számolnak be: a darazsakra és a méhekre eltérő hatással van a tájszerkezet, a darazsak nagyobb mértékben reagálnak a féltermészetes területek arányára, mint a méhek [35, 60, 61]. Egyes kutatásokban bár az abundancia és a féltermészetes területek aránya között nem volt kapcsolat, a fajok száma szignifikáns összefüggést mutatott a féltermészetes területek arányával a darazsak esetén, a méheknél azonban nem volt hatás [35, 61]. Más kutatásban az eredményeinkhez hasonlóan a féltermészetes területek aránya szignifikáns hatással volt a magányos darazsak egyedszámára, de a méhekre nem [60]. Mindez arra enged következtetni, hogy a darazsak az eltérő életmódjuk és környezeti igényeik miatt egyedszámban és fajszámban is eltérően reagálnak a méhekhez képest a környezeti változásokra.

Az üregekben fészkelő magányos darazsak és méhek olyan már meglévő üregeket használnak, mint például a növényi száraz, 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 találhatók 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 a táplálékkeresés közben megtett távolság különbsége. Az üregekben fészkelő hártvásszárnyúak táplálékkeresés közben viszonylag kisebb távolságokat tesznek meg (leginkább pár száz métertől és 1 kilométerig) [34, 62], mint más csoportok, például a háziméhek (*Apis mellifera*) (több kilométer) [62]. A nagyobb testméretű repülő rovarok átlagosan távolabbra repülnek a kisebbeknél [34, 63, 64]. A fészekcsapdáinkban a legnagyobb számban található méh nemzetség (*Osmia*, a méh cellák több mint 80%-a) testmérete átlagosan nagyobb [65–67], mint a legnagyobb számban található darázs nemzetségé (*Trypoxylon*, a darázs cellák több mint 60%-a) [68]. (A jelenlegi kutatásban nem történt testméret mérés.) Így előfordulhat, hogy a tájszerkezet különböző hatását a méhekre és darazsakra a táplálékkeresés közben megtett eltérő távolságok okozzák [35]. A

feltételezhetően kisebb távolságot megtevő 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 feltételezésünk szerint nem okoznak problémát.

Egy másik oka lehet a tájszerkezet eltérő hatásának az eltérő táplálékforrás az ivadékok számára. A méhek az ivadékaikat pollennel és nektárral táplálják, míg a darazsak prédákat, vagyis ízeltlábúakat (pl.: pókok, egyenesszárnyúak, poloskák, molylepkek 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 [35]. A mezőgazdasági területeken a gyakori zavarás (például kaszálás, aratás, föld átforgatása), a gyomirtószeres 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) [31, 35], 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 [69], a mezőgazdasági területeken a tömegesen virágzó rovar beporzású termények (pl.: repce, napraforgó) időlegesen bőséges táplálékforrást nyújthatnak [70, 71], ezzel megnövelve a méhek számát az agrár tájban a darazsak egyedszámához képest.

7.2. FALUN BELÜLI POZÍCIÓ

A magányos darazsak esetén az agrár területekkel körülvett falvakban a falu szélén magasabb volt az egyedszám, mint a falu központjában, amely megegyezik a várt eredménnyel. 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 [31, 45] megfelelőbb élőhelyet kínálnak, mint a falvak, így az erdős területeken valószínűsíthetően magasabb az egyedszám, mint a falvakban. Az erdős területekhez közelebb elhelyezkedő faluszélén 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 megfelelőbb élőhelyet nyújtanak a magányos darazsaknak a falu szélében és központjában is.

A méhek egyedszámában 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 [41], illetve ugyan úgy 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.

7.3. PARAZITOIDOK

A parazitoidok száma szignifikánsan különbözött az erdős és agrár tájban, illetve a falu széle és központja között is. 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, mint ahogy azt vártuk, megegyezik a méhek és darazsak együttes egyedszámával (4. ábra). A parazitoidok számára a gazdaszervezetek (magányos darazsak és méhek) mennyisége feltételezhetően nagyobb hatással volt, mint a tájszerkezet [60], a tájszerkezet és a falun belüli pozíció csak közvetve, a gazdákon keresztül hatott rájuk.

7.4. A NÖVÉNYZET SŰRŰSÉGÉNEK HATÁSA

A méhek esetén a predikciónknak megfelelően a növényzet sűrűségének mindkét tájszerkezetben pozitív hatása volt, minél sűrűbb volt a növényzet, annál több méh volt található a faluban. A falvakban gyakran találhatóak ültetett, rovarbeporzású növények (például: virágágyásokban lágyszárúak, különféle bokrok és gyümölcsfák) [41], amik táplálékkal szolgálhatnak a magányos méhek számára. 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.

A növényzet sűrűségének marginális hatása volt a darazsak egyedszámára, a növényzet sűrűségének növekedésével kis mértékben nőtt a darazsak egyedszáma az agrár területekkel körülvett falvakban. Agrár tájban valószínűleg hasonló hatást figyelhetünk meg, mint a magányos méhek esetén is. A falvakban található növényzet a darazsak prédáinak élőhelyül szolgál, az NDVI növekedésével nő az ízeltlábúak biomasszája [72]. Így minél nagyobb a növényzet mennyisége és minél több az ízeltlábú préda, annál nagyobb mennyiségű magányos darazsat képes ellátni a falu. Ez az erdős területekkel körülvett falvakban egyáltalán nem figyelhető meg, a várttól eltérően a növényzet sűrűsége nincs hatással a darazsak egyedszámára. Előfordulhat, hogy az erdős tájban elhelyezkedő falvakban a magányos darazsak csupán fészkelőhelyet keresnek, vadászatra pedig a környező területeket használják, így a falvakban található növényzetnek és az ízeltlábúknak nincsen hatása a magányos darazsak egyedszámára.

A növényzet sűrűségének magányos méhek és darazsak egyedszámára való különböző hatásának oka lehet az eltérő táplálkozási szintek. Míg a méhek közvetlenül függnek a növényi erőforrásoktól (pollen, nektár), a darazsak ivadékaik számára való táplálékszerzésében csak közvetve játszik szerepet a vegetáció (élőhely a prédáknak). Amíg a lokális vegetációnak a magányos méhek esetén közvetlen, fontos szerepe van, addig a magányos darazsak esetén ezen tényezők szerepe nem jelentős, rájuk a nagyobb, táji léptékű változóknak lehet lényegesebb hatása.

Az agrár tájban minél nagyobb a növényzet sűrűsége, annál nagyobb volt a parazitoidok száma, az erdős tájban azonban a parazitoidok számára nincs jelentős hatással a növényzet sűrűsége. A parazitoidok számának alakulását ebben az esetben is valószínűsíthetően az elérhető gazdaszervezetek (magányos méhek és darazsak) száma határozza meg. Az agrár tájban a méhek és a darazsak egyedszáma is nő a növényzet sűrűségének növekedésével (bár a darazsak esetén csak csekély mértékben), az elérhető gazdaszervezetek számának növekedésével nő a parazitoidok száma is. Az erdős tájban a darazsak egyedszámára nem volt szignifikáns hatással a növényzet sűrűsége, és a méhek esetén is a regressziós egyenes meredeksége alacsonyabb volt az agrár tájhoz képest. Az erdős tájban a gazdaszervezetek mennyisége nem nőtt jelentős mértékben a növényzet sűrűségének növekedésével, így a parazitoidok száma sem változott jelentősen.

7.5. KONKLÚZIÓ

A természetes területek rohamos csökkenésének, átalakulásának és leegyszerűsödésének eredményeként egyre nagyobb területek válnak olyan területekké, amelyek nem képesek megfelelő erőforrásokkal ellátni az élőlényeket. Bizonyos csoportok, például az üregekben fészkelő magányos darazsak, és parazitoidjaik egyedszáma jelentősen alacsonyabb az agrár tájban az erdős területekhez képest, amíg más csoportokra, például a méhekre a tájszerkezet változás nincs ilyen erős hatással. 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.

8. 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 tanácsokért. Köszönetemet szeretném kifejezni az Élvonal projektben dolgozóknak, különösen kiemelve Kabai Melindát az adatok feldolgozásában nyújtott segítségért és iránymutatásért és Dorota Kotowskát a térinformatikai számítások elvégzéséért.

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. Smith MR, Mueller ND, Springmann M, Sulser TB, Garibaldi LA, Gerber J, Wiebe K, Myers SS Pollinator Deficits, Food Consumption, and Consequences for Human Health: A Modeling Study. *Environmental Health Perspectives* 130:127003. <https://doi.org/10.1289/EHP10947>
23. Fricke JM (2017) Aphid Prey of *Passaloecus Cuspidatus* (Hymenoptera: Sphecidae). *The Great Lakes Entomologist* 26:. <https://doi.org/10.22543/0090-0222.1804>

24. 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>
25. 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>
26. 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>
27. 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>
28. 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>
29. 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>
30. 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>
31. 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>
32. Tscharntke 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>
33. 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>
34. Gathmann A, Tscharntke 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>
35. 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>
36. Gabriel D, Thies C, Tscharntke 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>
37. Marja R, Tscharntke 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>
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. 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>
 42. 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>
 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. Casanellas-Abella J, Pellissier L, Aleixo C, Orti MA, Chiron F, Deguines N, Laanisto L, Myczko Ł, Niinemets Ü, Pinho P, Samson R, Tryjanowski P, Villarroya-Villalba L, Moretti M (2023) Habitat amount, temperature and biotic interactions drive community structure, life-history traits, and performance traits of cavity-nesting bees and wasps and their natural enemies in cities. *Ecology*

48. European Environment Agency (2018) CORINE land cover 2018-copernicus land monitoring services.
49. Quantum GIS Development Team (2019) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
50. Lajos K, Demeter I, Mák R, Balog A, Sárosspataki M (2021) Preliminary assessment of cavity-nesting Hymenopterans in a low-intensity agricultural landscape in Transylvania. *Ecology and Evolution* 11:11903–11914. <https://doi.org/10.1002/ece3.7956>
51. 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)
52. 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>
53. 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>
54. R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
55. Wickham H (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
56. 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>
57. Hijmans RJ (2022) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R Package Version 3.6-3. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
58. 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>
59. 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>
60. 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>
61. 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>
62. 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>
63. 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>

64. 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>
65. 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>
66. 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>
67. 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>
68. 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>
69. 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>
70. Holzschuh A, Dormann CF, Tscharntke 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>
71. Westphal C, Steffan-Dewenter I, Tscharntke 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>
72. 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>

Témavezetői nyilatkozat TDK dolgozathoz

Alulírott*Kis János*....., mint témavezető nyilatkozom,
hogy (név).....*Kerekes Tünde S.K*.....évfolyamos hallgató
„*Tájszemlet hatása az üregelésben felszkelő hártjaásszányialam magyarországi felvétel*”
című dolgozatát átolvastam és jóváhagytam, részvételét támogatom az
Állatorvostudományi Egyetem 20*23* . évi Tudományos Diákköri
Konferenciáján. Továbbá nyilatkozom, hogy a feltöltött TDK dolgozat
plágiumellenőrzésen sikeresen átesett és az esetlegesen feltárt egyezőség az
Egyetemi iránymutatásoknak/szabályoknak megfelel.

Budapest, 20*23* év.....*10*.....hó.....*18*.....nap.

.....*[Signature]*.....

témavezető

Témavezetői nyilatkozat

Alulírott Dr. Török Edina (ÖK tudományos munkatárs), mint témavezető nyilatkozom, hogy Kerekes Tímea állatorvostan-hallgató „*Tájszerkezet hatása az üregekben fészkelő hártyásszárnyúakra magyarországi falvakban*” c. dolgozata részt vehet az Állatorvostudományi Egyetem 2023. évi Tudományos Diákköri Konferenciáján.

Budapest, 2023. 10. 17.



.....

témavezető