



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Biológiai tudományi Doktori Iskola

**A mézelő méhek és vadméh-közösségek felmérése, és a
közöttük fellépő lehetséges kompetíció vizsgálata
hagyományos művelésű, magas természeti értékű
kultúrtájban**

DOI: 10.54598/003450

Doktori értekezés (PhD)

Demeter Imre
Gödöllő
2023

A doktori iskola

megnevezése: MATE Biológiai Tudományi Doktori Iskola

tudományága: Biológia tudományok

vezetője: Dr. Nagy Zoltán
egyetemi tanár, DSc
MATE, Növénytermesztési-tudományok Intézet

Témavezető: Dr. Sáropataki Miklós
egyetemi docens, PhD
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Állattani és Ökológiai Tanszék

Társtémavezető: Dr. Balog Adalbert
egyetemi professzor, rektorhelyettes, PhD
Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem
Kertészmérnöki Tanszék

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS	1
2. CÉLKITŰZÉSEK	4
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
3.1 A tájhasználat változásának hatása a vadméhközösségekre	5
3.2 A tenyésztett és a vadon élő méhfajok és -közösségek lehetséges interakciói.....	10
3.2.1 Mézelő méhek háziasítása	10
3.2.2 A poszméhek háziasítása.....	11
3.2.3 Parazita átvitel a háziasított és a vadon előforduló mézelő méhek (<i>Apis mellifera</i>) között	12
3.2.4 Parazita átvitel a tenyésztett poszméhek és a vad poszméhek között	13
3.2.5 A vadméhek jelentősége a beporzásban	13
3.2.6 Kompetíciós hatás a táplálékforrásokért	14
3.2.7 A mézelő méhek hatása a poszméhekre	15
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	18
4.1 A vizsgálati területeket magába foglaló régió leírása.....	18
4.2 Méhek mintavételezése transzekt mentén	20
4.3 Hártáyszárnyúak felvételezése fészekcsapdákkal	21
4.4 Statisztikai elemzés.....	22
5. EREDMÉNYEK	25
5.1 Vadméh-közösségek felmérése, 2018	25
5.2 Vadméh-közösségek felmérése, 2019	29
5.3 Közösségszerkezeti paraméterek a két év összesített adatai alapján	32
5.4 A vadméhek és a mézelő méhek közötti kompetíció	35
6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	51
6.1 Vadméh-közösségek jelentősége magas természeti értékű élőhelyeken.....	51
6.2 Mézelő méhek hatása a vadméh-közösségekre fajgazdag magas természeti értékű gyepeken.....	53
7. TERMÉSZETVÉDELMI VONATKOZÁSOK	58
8. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	60
9. ÖSSZEFOGLALÁS	61
10. SUMMARY	62
11. IRODALOMJEGYZÉK	63
12. TUDOMÁNYOS PUBLIKÁCIÓK	82
13. MELLÉKLETEK	83
14. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	94

1. BEVEZETÉS

A modern mezőgazdaság nagyon erősen megváltoztatta az agrárélőhelyek életközösségeinek működését a mesterségesen bevitt tápanyagok növelésével és az agrokémiai anyagokkal, ezzel átalakítva azokat a biológiai funkciókat, amelyeket eredetileg különböző élőlényközösségek biztosítottak. Így igyekeznek növelni a növények termelékenységét, elsősorban öntözéssel és szerves tápanyagok hozzáadásával, a növénytermesztés genetikai alapját javító növénynemesítéssel, a peszticidek használatával, a talaj szerkezetének mechanikai lazításával, amely lehetővé teszi a jobb gyökérbehatolást és -növekedést (Tilman et al., 2001). A mezőgazdasági intenzifikáció abban a tekintetben sikeres volt, hogy az egységnyi területre jutó termelékenység növelésével segítette kielégíteni a növekvő globális élelmiszerigényeket. Másrészt jelentősen megnövekedtek a környezetre és a biodiverzításra gyakorolt negatív hatások ((Moss 2008, Potts et al., 2010), amelyek közül néhány a fenntartható növényi termelékenységre vonatkozik (Matson et al., 1997). Ezzel párhuzamosan az elmúlt évtizedekben a földhasználat nagymértékű átalakítása ment végbe a természetes élőhelyek elemeinek elvesztésével és a mezőgazdasági tájak komplexitásának csökkenésével (Tschardt et al., 2005, Hoekstra et al., 2005). Más környezeti változásokkal együtt, mint például a klímaváltozás, a szennyezés és a biotikus invázió, olyan mértékben degradálták a biológiai sokféleséget, hogy számos, az emberi jóléthez hozzájáruló ökoszisztéma-szolgáltatás veszélybe került (Hooper et al., 2005). Palmer (2004) szerint azokat az ökoszisztéma-szolgáltatásokat, amelyeket az életközösségekben kölcsönhatásban lévő szervezetek nyújtanak az emberi jólét érdekében, veszélyeztetettnek kell tekinteni. Habár a növényi beporzást gyakran említik a veszélyeztetett ökoszisztéma-szolgáltatás példaként, az ezzel kapcsolatos tanulmányok hiányosak vagy elavultak (Steffan-Dewenter et al., 2005; Klein et al., 2007). A beporzók elválaszthatatlanul kapcsolódnak az emberi jóléthez az ökoszisztéma egészségének és működésének fenntartása révén (Potts et al., 2016a). Továbbá kulcsfontosságú szerepet töltenek be a globális biológiai diverzításban, és ezáltal létfontosságú ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtanak a termesztett és a vadon élő növények számára (Potts et al., 2010). A globális emberi populáció, a gazdasági jólét, a technológiai fejlődés és a globalizált kereskedelem egymással összefüggő növekedése olyan környezeti nyomást jelent, amely megváltoztatja a beporzók biológiai sokféleségét (Kovács-Hostyánszki et al., 2017).

A beporzás a virágos növények szaporodásának az a mozzanata, mely során a virágpor rákerül a bibére. Ez a folyamat a szél és víz segítségével is elérhető, de a globálisan termesztett és vadon élő növények többsége az állatok beporzásától függ (Potts et al., 2016 a). Az állati beporzás fontos szerepet játszik számos növény szaporodásában, és a vadon élő növények többségének az életében

(Westerkamp et al., 2000; Ashman et al., 2004). A növény-rovar beporzási hálózatokban a beporzók és a növények kölcsönösen korlátozhatják egymás szaporodását. A virágforrások csökkenése negatívan hathat a beporzók túlélésére, de a beporzók hiánya is előidézhet alacsony maghozamot, ami pedig a növények szaporodását korlátozza. Ez az oda-vissza határ akár egy negatív spirált is eredményezhet (Bennett. 1972; Reilly et al., 2020). Ezért a vadon élő beporzók számának csökkenése aggasztó, és a jövőben veszélyeztetheti az életközösségek stabilitását és az élelmiszerbiztonságot (Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010; Potts et al., 2016 a). Továbbá a beporzó fajok eltűnése a növényi diverzitás csökkenéséhez is vezethet (Biesmeijer et al., 2006).

A beporzók kulcsfontosságú szolgáltatásokat nyújtanak a termesztett és vadon élő növények számára egyaránt Európa-szerte, ugyanakkor érzékenyek a mezőgazdaság intenzifikálására és az élőhelyek elvesztésére (Potts et al., 2016 b). Valójában a beporzási potenciálról szóló európai tanulmányok beporzási hiányt mutatnak Észak-Európa nagy részén (Zulian et al., 2013). A helyi és táji struktúrák befolyásolják a beporzóktól függő növényeket látogató rovarok egyedszámát és diverzitását, közvetlenül befolyásolva a termést (Blaauw és Isaacs, 2014; Garibaldi et al., 2016). A gyakran idézett statisztikák szerint a termesztett növényfajaink 75%-a függ a rovarbeporzóktól (Klein et al., 2003), így a megporzó rovarok közel 210 milliárd dollár értékű globális szolgáltatást nyújtanak az élelmiszer-termeléshez (Gallai et al., 2009). Az egészséges beporzó közösségek fenntartása kritikus fontosságú az élelmezés-biztonság szempontjából (Marshman et al., 2019). Ezen túlmenően, mivel a virágos növényfajok több mint 87,5%-a részesül világszerte az állati beporzásból, a beporzók megőrzése alapvető fontosságú a szélesebb körű biodiverzitás megőrzéséhez is (Ollerton et al., 2011).

A beporzók legfontosabb csoportja a méhek, melyek a világ 107 vezető terménytípusának több mint 90% -át látogatják és porozzák (Klein et al., 2007). Világszerte több mint 20 000 méhfajt írtak le, ebből közel 50 fajt tenyésztnek, és ebből körülbelül 12 fajt használnak általában növényi beporzáshoz, mint például a nyugati mézelő méhet (*Apis mellifera*), a keleti mézelő méhet (*Apis cerana*), néhány poszméhfajt, fullánktalan méheket és magányos méheket (Ascher, J. S., és Pickering, J., 2016; Potts et al., 2016 a). A méhek beporzó tevékenysége számos előnnyel jár az emberek számára, mint például a megbízható és változatos vetőmag- és gyümölcscellátás biztosítása, a biológiai diverzitást és az ökoszisztéma működését megalapozó vadon élő növények populációinak fenntartása, méz és egyéb méhészeti termékek előállítás, valamint a kulturális értékek támogatása (Potts et al., 2016 a). Továbbá bizonyított tény, hogy a vadméhek jelenléte a növénytermesztésben akkor is fontos, ha a mézelő méhek jelenléte magas. A vadméh közösségek ugyanis gyakran bizonyulnak hatékonyabb beporzónak, mint a mézelő méhek, és a fajok közötti interakciók növelhetik a beporzás hatékonyságát (Brittain et al., 2013, Woodcock et al., 2013). A

diverz méhközösségek biztosítják a beporzási szolgáltatások magas és stabil ellátását (Eeraerts et al., 2020, MacInnis és Forrest, 2020, Hoehn et al., 2008), ám az utóbbi időben a mezőgazdaság intenzívebbé válása nagymértékben csökkentette a méhközösségek diverzitását és egyedszámát (Goulson 2003, Biesmeijer et al., 2006, Goulson et al., 2008, Potts et al., 2010).

A vadméhek csökkenésének egyik fő mozgatórugója a tájhasználat változásával, a természetes és a magas természeti értékű területek elvesztésével, valamint a fészkelő és táplálkozási helyek, és a legfontosabb virágforrások elvesztésével függ össze (Goulson et al., 2005, Potts et al., 2005, Senapathi et al., 2015, Baude et al., 2016, Sárospataki et al., 2016). A magas természeti értékű gyepek feltörése és intenzív termesztésbe vonása az élőhelyek széttöredezéséhez vezet, és a tájhasználat változása szegényes, homogén tájszerkezeteket eredményez, amelyek befolyásolhatják a fennmaradó élőhelyfoltok méretét és átjárhatóságát (Tilman et al., 2001; Hooke et al., 2012). Mindez rövid távon csökkentheti a beporzó populációk közötti génáramlást, hosszú távon viszont kihatással lehet a populáció perzisztenciájára (Darvill et al., 2010). A növényvédő szerek folyamatosan növekvő használata gyengíti a méhek immunválaszát, ezáltal fogékonyabbá válnak a parazitákkal szemben (Goulson et al., 2015). A vadméhek egyedszáma és diverzitása jelentősen csökkent az utóbbi években, mivel ezek a fajok nehezen tudnak alkalmazkodni a káros környezeti hatásokhoz (Fitzpatrick et al., 2007). Ezen túlmenően a méhészek által nagy számban kihelyezett mézelő méhek (*Apis mellifera*) kompetíciója a közös táplálékforrásokért fokozza a vadon élő méhekre nehezedő nyomást (Goulson, 2003). A negatív hatások sokasága hosszú távon több méhfaj kipusztulásához vezethet, melyek több millió éves evolúciós fejlődés során jöttek létre (Grab et al., 2019).

Az elmúlt évtizedekben az ökológiai gazdálkodás és agrár-környezetvédelmi rendszerek (AES) révén újabb mezőgazdálkodási rendszereket és technikákat fejlesztettek ki, hogy a fent említett hatásokat enyhítsék (Samu et al., 2010, Andersson et al., 2012, Batáry et al., 2015). Ugyanakkor a fent említett pollinációs krízishez viszonyítva kevés tanulmány született, amely a vadméhközösségek szerkezetét és abundanciáját vizsgálja. Ez különösen igaz Kelet-Európára, ahol a hagyományos gazdálkodásnak köszönhetően a magas természeti értékű gyepek (high nature value, HNV) rendkívül gazdag vadméhközösségekkel rendelkeznek (Demeter et al., 2021). Ezeknek a területeknek az alapos tanulmányozása és ismerete a jövőben segítségül szolgálhat más nyugat-európai területek helyreállításához, ahol az intenzív mezőgazdaság miatt mára már majdnem teljesen eltűntek az ehhez hasonló fajgazdag élőhelyek.

2. CÉLKITŰZÉSEK

A fejlett, intenzív mezőgazdasággal rendelkező országok számos tanulmánya felhívja a figyelmünket a vadméhek folyamatos csökkenésére (Goulson 2003; Goulson et al., 2005, Potts et al., 2005; Biesmeijer et al., 2006; Goulson et al., 2008; Potts et al., 2010; Senapathi et al., 2015, Baude et al., 2016; Sárospataki et al., 2016; Zattara és Aizen, 2021). Ezzel ellentétben kevés tanulmány vizsgálja a rendkívül gazdag, magas természeti értékű, hagyományosan kezelt gyepeket. Ilyen például Erdély számos területe, ahol az ott élő gazdag vadméhfauna ellenére nagyon kevés felmérés született az elmúlt időszakban. Ezen célból kezdtük el vizsgálni a vadméhek diverzitását, egyedszámát, illetve a mézelő méhek és a vadméhek közötti kompetíciót három magas természeti értékű területen Erdélyben (Romániában). Itt még találtunk olyan élőhelyeket, ahol az antropogén hatás, a méhészetek száma és denzitása is alacsony, ugyanakkor a kaszálókon élő növényzet fajgazdagsága rendkívül magas.

Tanulmányunk célja az volt, hogy:

- felmérjük a vizsgált magas természeti értékű területeken élő vadméh közösségeket;
- feltérképezzük a ritka és faunisztikailag érdekes fajokat;
- a három terület méhközösségeinek összehasonlításával képet kapjunk arról, hogy az eltérő emberi jelenlét mennyire befolyásolja ezeket a közösségeket;
- kimutassuk a mézelő méhek hatását a vadméhekre, figyelembe véve a kaptáraktól való távolságot;
- megvizsgáljuk, hogy eltérő módon változik-e az abundancia és a diverzitás a mézelő méh-kaptáraktól való távolság függvényében, amennyiben a kistestű és a nagytestű méheket külön-külön vizsgáljuk.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1 A tájhasználat változásának hatása a vadméhközösségekre

A világ legfajgazdagabb ökoszisztémái közé tartoznak azok a magas természeti értékű gyepek, melyek főként spontán kialakult növényzettel rendelkező szénás rétek és legelők, azaz nem intenzíven művelt, nem műtrágyázott területek (Fitzpatrick et al., 2007; Squires et al., 2018; Wilson et al., 2012). Ezeken a területeken az enyhe antropogén zavarás, általában az optimális legeltetés vagy kaszálás elengedhetetlen, vagy legalábbis nagyon fontos az élőhelyek fenntartásához (Bonari et al., 2017; Lennartsson et al., 2012). A magas természeti értékű gyepek a növényi fajgazdagság fenntartása mellett azért is fontosak, mert nélkülözhetetlen élőhelyei a beporzóknak, mivel a virágforrások időben és térben egyaránt biztosítják a változatosságot és a fészkelőhelyeket (Holzschuh et al., 2007; Kovács-Hostyánszki et al., 2016; Öckinger és Smith, 2007). Továbbá a magas növényi diverzitás elősegíti a beporzók folyamatos erőforrásainak biztosítását a szezon során (Ebeling et al., 2008; Nicholls és Altieri, 2013). Az iparosodás előtti mezőgazdaságban a magas természeti értékű gyepek képezték a termelés tápanyagbázisát, mivel biztosították az állatok takarmányozását, ami viszont a növénytermesztéshez szükséges trágyát biztosította (Grigg, 1974; Küster és Keenleyside, 2009; Lennartsson et al., 2016).

Az élet és minden emberi tevékenység az ökoszisztéma szolgáltatásoktól függ. Az ökoszisztémák által biztosított javak és szolgáltatások nélkülözhetetlenek a jólét fenntartásához, valamint a folyamatosan fenttartható gazdasági és társadalmi fejlődéshez. Az egészséges ökoszisztémák működésének köszönhető az életed adó víz, a tiszta levegő, a fa, a talajképződés vagy a beporzás stb. A természeti erőforrásokat kizsákmányoló emberi tevékenységek azonban pusztítják a biológiai sokféleséget és korlátozzák az ökoszisztémák azon képességet, hogy a javak és szolgáltatások e széles körét nyújtani tudják. A gyorsan fejlődő és iparosodó társadalmak többsége nem vette figyelembe az ökoszisztémák fontosságát, és nem értékelte kellőképpen, köztulajdonnak tekintették, kizsákmányolták és alul értékelték. A jelenlegi kutatások eredményei drámai élelmiszer-, víz-, és energiahiányt vetítenek előre, ha az emberiség tovább folytatja a kizsákmányoló tevékenységét. A természetesen megújuló ökoszisztémaszolgáltatások elvesztése költséges alternatívákat tesz szükségesé. A természetbe való befektetés hosszú távon pénzt takarít meg, és nélkülözhetetlen a jólétünk, illetve a hosszútávú fennmaradásunk szempontjából (Miskó és Fogarasi, 2019). A növény- és állatpopulációk fennmaradása a mezőgazdasági tájakon fontos az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartása és a veszélyeztetett fajok megőrzése szempontjából (Tscharrntke et al., 2005). A biológiai diverzitás csökkenésének egyik fő hajtóereje a tájhasználat-változás, mivel a mezőgazdasági földterületek használata egyre intenzívebbé vált, ezáltal a jó

minőségű, magas természeti értékű élőhelyek visszaszorultak mind az agrár-, mind a természetközeli területeken (Benton et al., 2003; Newbold et al., 2015).

A mezőgazdasági területek biodiverzitása számos ökoszisztéma-szolgáltatás alapját képezi, amelyek mind a természetes, mind az agrár ökoszisztémák számára létfontosságúak. Ide tartozik a tápanyag-ciklus, a természetes kártevő-szabályozás és a beporzás, amelyek veszteségei közvetlenül korlátozzák a mezőgazdasági termelékenységet (Deguines et al., 2014), és hatással vannak a természetes, illetve a magas természeti értékű élőhelyekre (Ollerton et al., 2011; Potts et al., 2016 b). Az 1950-es évek óta a mezőgazdasági biodiverzitás világszerte jelentős hanyatláson ment keresztül (Benton et al., 2003). A mezőgazdasági forradalommal és a mezőgazdaság általános erősödésével, beleértve az új technológiákat, ásványi műtrágyákat, fosszilis tüzelőanyagokat és rovarölő szerek bevezetését, a magas természeti értékű gyepek nagy részét felszámolták az intenzíven művelt agrárterületek javára. Az intenzív mezőgazdálkodás a biodiverzitás csökkenését eredményezte (De Heer et al., 2005), ami az ökoszisztéma-szolgáltatások, többek között a beporzás csökkenéséhez is vezetett a világ számos régiójában (Potts et al., 2016 a). Ez a 19. és 20. században a magas természeti értékű gyepek területének gyors csökkenését idézte elő, különösen Nyugat-Európában (Bignal és McCracken, 1996), ami a növények abundanciájának, diverzitásának és a vadon élő beporzók számának erős csökkenését okozta (Wehn et al., 2018, WallisDeVries és Van Swaay, 2009). Az intenzíven használt földterület 2030-ra várhatóan további 10%-kal növekszik, főleg a fejlődő országokban (Haines-Young 2009).

A beporzók életképes populációinak fennmaradása a termőföldeken nagyban függ a magas természeti értékű élőhelyek megőrzésétől a mezőgazdasági tájakon, amelyek egyébként ismétlődő antropogén hatásnak vannak kitéve (Tscharntke et al., 2005). A vadméhek antropogén hatásokra adott válaszai azonban korántsem egységesek, sokféle nagyságrendet és irányt mutatnak (Bartomeus et al., 2013; Rader et al., 2013; Tuell és Isaacs, 2010). Egy közelmúltbeli áttekintés például a vadméhek érzékenységére, a fajpusztulás legnagyobb globális mozgatórugójára, a földhasználat változására vonatkozóan az antropogén hatások 42%-át negatívnak, 45%-át semlegesnek és 13%-át pozitívnak mutatta ki (Winfree et al., 2011).

A beporzók a kultúrnövényeken is táplálkozhatnak, de csak a szezon egy rövid időszakában. Az év többi részében a környező magas természeti értékű élőhelyekre támaszkodnak olyan létfontosságú életfunkciók vonatkozásában, mint például a táplálkozó-, menedék-, fészkelő-, szaporodási- és telelőhelyek (Baude et al., 2016; Kovács-Hostyánszki et al., 2017). Az intenzíven művelt mezőgazdasági tájakon az ilyen magas természeti értékű élőhelyekből csak kis töredékek maradtak meg, jellemzően lineáris elemekként, mint például mezőhatárok és útszegélyek. Azonban gyakran az ilyen kis területű, műveléstől mentes élőhelytöredékek elszegényedett faunát

tartalmazzák a nagyobb gyepterületekhez képest (Weibull et al., 2003). Fontos megérteni a helyi és regionális tényezők szerepét a rovarok fajgazdagságának és abundanciájának szabályozásában ezeken az élőhelyeken, ha életképes beporzó-populációkat akarunk fenntartani a termőföldeken (Öckinger et al., 2006).

A külső hatások gyakran fontos mozgatórugói a közösség szerkezetének és dinamikájának. Az élőlények élőhelyek közötti tömeges mozgása, azaz az élőhelyek közötti spillover (tovagyűrűző hatás) gyakran befolyásolja a trofikus kölcsönhatásokat az összetett tájmozaikokban. A funkcionális spillover azt eredményezi, hogy egy organizmus funkciója (például beporzók, növényevők) már nem azon az élőhelyen érvényesül, ahonnan a szervezet származik, hanem azon az élőhelyen, ahová az organizmus költözik. A tovaryűrűző hatások lehetnek pozitívak és negatívak is. Jó példa erre a beporzók átterjedése a magas természeti értékű gyepterületekről az intenzíven művelt területekre. A kultúrnövények tömeges virágzásának idején a beporzók magas természeti értékű gyepokről a művelt területekre való „átköltözése” negatív hatással lehet az átfedő virágzási periódusú őshonos növényfajokra (csökkent magkészség a beporzási szolgáltatások elvesztése miatt), ugyanakkor pozitív hatást gyakorolhat (megnövekedett magkészség) a természetű növényekre a beporzási szolgáltatások növekedése miatt. Ha a beporzó rovarok kiegészítő nektár- vagy pollenforráshoz jutnak a tömeges virágzású természetű növényeken, és a virágzás végén „visszaköltöznek” a természetes gyepterületekre, a spillover itt is pozitív hatással lehet az őshonos növényfajokra, legalábbis a tömegvirágzó kultúrnövénnyel nem átfedő virágzási időszakokkal rendelkező fajok esetében (Blitzer et al., 2012).

A földhasználat és a gazdálkodási intenzitás nagyarányú változásai a beporzó rovarok számára táplálékot biztosító virágkészségek tájszintű kimerüléséhez vezettek (Baude et al., 2016; Carvell et al., 2006). A virágforrások (nektár és pollen) mennyiségének és diverzitásának csökkenése az egyik fő tényező, amely hozzájárul a beporzók hanyatlásához, különösen Európában és Észak-Amerikában (Goulson et al., 2015; Roulston és Goodell, 2011). Tekintettel a beporzók kulcsfontosságú szerepére a szárazföldi ökoszisztémák működésében és a mezőgazdasági termelékenységhez való hozzájárulásukban (Klein et al., 2007; Ollerton et al., 2011), szükség van virágos erőforrások mennyiségének növelésére a legtöbb területen (Tew et al., 2021).

Következésképpen a magas természeti értékű gyepgazdálkodás jelenleg a biodiverzitás és a beporzók megőrzése érdekében az egyik alapvető természetvédelmi tevékenységnek számít, és számos európai ország rendelkezik speciális agrár-környezetvédelmi programokkal a magas természeti értékű gyep területeinek növelésére és minőségének javítására (Kleijn és Sutherland, 2003; Wehn et al., 2018).

A magas természeti értékű gyepek különféle típusai közül a széna kaszálókat tekintik különösen fontos nektár- és pollenforrásnak (a továbbiakban virágforrások), mivel magas a virágos növények száma a betakarítás előtt (Buri et al., 2014; Hegland és Boeke, 2006; Pywell et al., 2005). A kaszálók nagy növényi diverzitása a rendszeres kaszálásra támaszkodik, ami csökkenti a fényversenyt (Aarssen, 1989). Ugyanakkor a vágás drasztikusan megzavarja a virágos növényeket és a kaszálók számos más ökológiai tulajdonságát, például a magtermelést (Lennartsson et al., al., 2012), illetve a gazdanövények elérhetőségét a fitofágok számára (Dahlström et al., 2008), valamint a gerinctelenek mortalitását (Humbert et al., 2010). Ezért a megfelelő kaszálási idő meghatározása kulcsfontosságú feladat a kaszálórét megőrzése szempontjából. A legelterjedtebb kaszálási időre vonatkozó ajánlás a késői kaszálás, például az agrár-környezetgazdálkodási programokban is, amelyek általában a legkorábbi engedélyezett vágási időpontra küszöbértéket írnak elő. Ezek az ajánlások azon a feltételezésen alapulnak, hogy a későbbi kaszálás kedvez a biodiverzitásnak (Cizek et al., 2012; Dahlström et al., 2013; Humbert et al., 2012; Wehn et al., 2018), és a kaszálás hagyományos időzítésére támaszkodik (Eriksson et al., 2015; Smith és Jones, 1991).

A beporzók hatékony megóvása érdekében fontos megérteni, hogy a rétek táji kontextusban történő kaszálása hogyan járulhat hozzá a virágos erőforrásokhoz a beporzók számára (Bruppacher et al., 2016; Kühne et al., 2015; Valtonen et al., 2006). A magas természeti értékű gyepeket mind a kezelés leállítása, mind a nem megfelelő gazdálkodás veszélyezteti. Ez utóbbi részben annak tudható be, hogy a jelenlegi kezelési módok jelentősen eltérnek a gazdag gyeptani sokféleséget kialakító történelmi kezeléstől, például a kezelés típusát, időzítését és intenzitását tekintve (Gustavsson et al., 2011). A kaszálási műveletek módjának és időzítésének diverzifikálása lehetővé tesz bizonyos heterogenitási helyreállítást térben és időben a mezőgazdasági területek élőhelyei között, mind szántóföldi, mind táji léptékben, ami viszont előnyös lehet a beporzó-közösségek számára, és növelheti a populációsűrűséget (Buri et al., 2014; Noordijk et al., 2009). A késői kaszálás biztosíthatja a virágos növények zavartalan fejlődését a kaszálás előtti időszakban, különösen a nyár elején. Később, a nyár folyamán azonban a legtöbb növényfaj elvirágzik, és a virágdenzitás a zavartalan körülmények ellenére is csökken (Dahlström et al., 2008; Lennartsson et al., 2012). Néhány tanulmány kimutatta, hogy a korán kaszált gyepek ezzel szemben a nyár végére virágdúsak lehetnek a vágás utáni másodvirágzás miatt (Jantunen et al., 2007; Noordijk et al., 2009)

A méhek egész életük során függenek a virágos erőforrásoktól, amelyet akkor gyűjtenek be, amikor az imágók aktívak. Ez az az időszak, amikor a nem élősködő fajok nőstényei pollent és nektárt gyűjtenek az utódaik számára (Michener, 2000). A nem szociális méhfajok limitált,

általában néhány hetes repülési időszakokkal rendelkeznek, amelyet úgy kell időzíteni, hogy egybeessen a virágforrások rendelkezésre állásával (Roulston és Goodell, 2011). Egyes beporzó fajok tevékenységi ideje meglehetősen korlátozott, és az adott időszakban rendelkezésre álló erőforrásoktól függ (Minckley et al., 1994; Ogilvie és Forrest, 2017). A jellemző viráglátogató rovarok különböző csoportjai követik egymást a vegetációs időszakban (Bosch et al., 1997; Sakagami és Matsumura, 1967), míg más beporzó fajok, különösen a szociális fajok (pl. poszméhek) egész szezonalban aktívak (Minckley et al., 1994). A hosszú aktivitású fajok esetében fontos, hogy a pollen és a nektár egész szezonalban elérhető legyen, térben releváns mértékben (Bäckman és Tiainen, 2002; Persson és Smith, 2013; Westphal et al., 2009). Sokszor a méhek aktivitási időszaka évszakon belül hétről hétre is változik, és gyakran változnak a nemek és a fajon belüli kasztok között is (Michener, 2000; Ogilvie és Forrest, 2017). Sok méhfaj szaporodásához jelentős mennyiségű virágporra van szükség, és a virágkészletek kaszálással történő csökkentése az aktivitási időszakban jelentős negatív hatást fejthet ki a populációkra (Larsson és Franzén, 2007).

A legtöbb méhpopuláció állapota bizonytalan, ezért meg kell érteni, hogy a földhasználat változása hogyan befolyásolja a vadon élő méheket, különös tekintettel a mezőgazdasági intenzifikációra és az urbanizáció folyamatos növekedésére (Bartomeus et al., 2013; Goulson et al., 2015; Jamieson et al., 2019). A méhek abundanciája vagy a szaporodási teljesítménye gyakran korrelál a virágbőséggel, ami alátámasztja azt az elképzelést, hogy a virágos erőforrások kulcsfontosságú mozgatórugói a méhpopulációk dinamikájának (Potts et al., 2003, Roulston és Goodell, 2011, Crone 2013, Thomson 2016, Forrest és Chisholm 2017). Úgy tűnik, hogy a jelenlegi agrár-környezetvédelmi intézkedések, előírások hatásai túlnyomórészt a virágforrások elérhetőségére gyakorolt hatásokon keresztül érvényesülnek (Pywell et al., 2006, Holzschuh et al., 2007). Az élőhelyek változatossága és a virágzó növények fokozzák a teljes szezonalra kiterjedő virágkészlet-ellátást (Decourtye et al., 2010, Ebeling et al., 2011, Ebeling et al., 2008, Hegland és Boeke, 2006). Ugyanakkor az eltérő időben virágzó növények magas diverzitása folyamatos ellátást biztosít a vad beporzók számára, mivel a különböző fajok különböző időben virágoznak (Dahlström et al., 2008). A diverz élőhelyek pedig hozzájárulnak ahhoz, hogy a beporzók az év különböző időszakaiban egymást kiegészítő élőhelyeket használjanak (Mandelik et al., 2012).

A szigorú agrár-környezetvédelmi sémákon alapuló természetközeli gyepgazdálkodással ellentétben a hagyományos művelésű gyepok történeti kezelési módszerei helyi és regionális szinten is eltérőek voltak, ami az élőhelyek strukturális heterogenitásához vezetett a tájban (Dahlström et al., 2013; Gustavsson et al., 2011). Nem utolsósorban a kaszálási idő évről évre és gyepenként is változhatott, többek között a rét típusától, a kaszálási időszak időtartamától és a

munkaerő rendelkezésre állásától függően (ehn). A hagyományos kaszálási ismeretek feltárásához meg kell értenünk, hogy a kaszálók és a kaszálás hogyan kapcsolódik az egész helyi mezőgazdasági rendszerhez. Európa nagy részén a gazdálkodási gyakorlatok manapság viszonylag homogének (Wehn et al., 2018). Néhány régióban viszont, különösen Kelet-Közép-Európában, az alacsony intenzitású gazdálkodási gyakorlatok és a diverz magas természeti értékű gyepek még mindig nagymértékben jelen vannak, és elengedhetetlenek a mezőgazdasági termeléshez (Dahlström et al., 2013; Roleček et al., 2014; Sutcliffe et al., 2015). Ugyanakkor, az időben és térben diverz hagyományos gyepek állandó virágforrásokat biztosítanak a beporzóknak, mint az már fentebb is említésre került-, ezért rendkívül gazdag és diverz vadméh populációval rendelkeznek, ami növeli a táj diverzitását is (Demeter et al., 2021; Kovács-Hostyánszki et al., 2016). A biodiverzitás fenntartható megőrzésének tervezésekor referenciaterületként használhatók ezek a területek olyan európai országokban, ahol a sokkal intenzívebb tájhasználat következtében az ilyen típusú tájak nagyrészt eltűntek (Gavin et al., 2015). Azokban a régiókban, ahol a hagyományos kaszálós, extenzív művelés még nagy arányban megtalálható, kevés tanulmány készült a mezőgazdasági területek biodiverzitásáról (Archer et al., 2014; Sutcliffe et al., 2015). Tekintettel a méhfajok antropogén változásokra adott válaszána változatosságára, kiemelten fontos ezeknek a tájaknak a vizsgálata (Cariveau és Winfree, 2015). Az emberi tényezők által érintett, de tudományos vizsgálatokban alulreprezentált régiókban azért is fontos minél több tanulmányt végezni, mert ezzel a leginkább veszélyeztetett fajok biológiájának megértéséhez is nagyban hozzájárulhatunk (Bates et al., 2011; Banaszak-Cibicka és Zmihorski, 2012). A méhek elterjedési és diverzitási modelljei fontosak a környezeti változásokra, így az éghajlatváltozásra (Kerr et al., 2015) és a földhasználat változására adott reakciók dokumentálásához, értékeléséhez és előrejelzéséhez (Bennett et al., 2014; Koh et al., 2016).

3.2 A tenyésztett és a vadon élő méhfajok és -közösségek lehetséges interakciói

3.2.1 Mézelő méhek házasítása

Az *Apis* génusz fajainak természetes elterjedési területe a palearktikus régióban található, melynek északi határa Dél-Norvégiától Oroszország csendes-óceáni partvidékéig terjed, délen pedig magába foglalja a teljes afrikai kontinenst és a dél-ázsiai régiókat (Michener, 2000). A mintegy 20000 ismert méhfaj közül mindössze csak 7 az *Apis* génuszba tartozó fajok száma (Arias és Sheppard, 2005; Engel, 1999; Koeniger és Koeniger, 2000). A mézelő méh házasítása már i.e. 2600 évvel megkezdődött (Crane, 1999). Az *Apis* fajok rendkívül kifinomult szociális rendszerrel, és éveken át permanensen fennmaradó, nagy létszámú kolóniákkal rendelkeznek. A kolóniák

fészkelőhelyén jelentős méz- és pollentartalékokat halmoznak fel, melyeket a táplálkozás szempontjából kedvezőtlen időszakokban használnak. Ezeknek a tartalékoknak köszönhető, hogy a mézelő méhek és az emberek között hosszú időre visszavezethető kapcsolat alakult ki (Crane, 1999; Roffet-Salque et al., 2015). A méhek által előállított méz volt évezredekken keresztül az emberek számára a legfontosabb cukorforrás, és manapság is emiatt, és számos más, méhek által gyűjtött vagy előállított „méhészeti termék” hasznosításának érdekében tartják az emberek ezt a fajt háziállatként (National Research Council, 2007; Garibaldi et al., 2013). Ugyanakkor az *Apis mellifera* az egyik legjobban tanulmányozott rovarfaj, amely a rovarmegporzású növények 96%-ánál képes növelni a termést. A növények beporzási igényének kielégítésére bevett gyakorlat az irányított beporzás a mézelő méhcsaládok (*Apis mellifera*) telepítésével (Garibaldi et al., 2016). Az elmúlt néhány évszázadban pedig, gazdasági értékének köszönhetően a mézelő méhet az ember az összes kontinensre bevitte, így a faj kozmopolitává vált (Crane, 1999, 1975; Ransome, 2004; VanEngelsdorp és Meixner, 2010). Ez a tendencia szerte a világon bizonyos aggodalmat okozott, a mézelő méhek betelepítése ugyanis sok helyen megváltoztatta az őshonos növények maghozamát, és csökkentette az őshonos méhek által megporzott növények számát (Goulson és Derwent, 2004; Goulson és Sparrow, 2009; Goulson, 2003; Hury, 1997). Ezen aggodalmak ellenére az *A. mellifera* jelenleg a legáltalánosabb beporzó, és szinte minden lakható régióban megtalálható a világon (Engel, 1999; Ransome, 2004; VanEngelsdorp és Meixner, 2010).

3.2.2 A poszméhek háziasítása

Nagyon sok vadvirág és termesztett növény esetében (mint pl. a paradicsom és a málna) a mézelő méhek nem bizonyulnak kellően hatékony megporzóknak (Batra, 1995; Cane, 2005; Greenleaf és Kremen, 2006; Velthuis és Van Doorn, 2006). A poszméhek számos olyan tulajdonsággal rendelkeznek (pl. a rezgő, zizegő megporzó mozgás (buzz pollination) és a nagy testméret), amelyekkel ideális megporzó hatást érnek el ezeknél a növényeknél (De Luca et al., 2013, Heinrich, 1993, Velthuis és Van Doorn, 2006). A poszméhek a mézelő méhektől eltérően nem termelnek mézet vagy más anyagot, ami alkalmas volna tömeges értékesítésre. Kereskedelmi felhasználásuk pusztán a beporzási szolgáltatások iránti igény alapján történik, elsősorban olyan mezőgazdasági kultúrákban, ahol a mézelő méhek nem számítanak hatékony beporzónak (VanEngelsdorp és Meixner, 2010). A poszméhek tenyésztése és felhasználása előtt számos, elsősorban melegházi kultúrában termesztett növény (pl. paradicsom) megporzását kézzel, mechanikus úton kellett elvégezni. A virágok mechanikai rezegtetésén alapuló beporzás költsége 1988-ban több mint 10000 euró/ha volt (Velthuis és Van Doorn, 2006). A mézelő méhekhez hasonlóan a poszméheket a közelmúltban az emberek használták nagyobb termésmennyiségek elérésére, még az igazi „háziasításuk” előtt is. 1882 és 1906 között az Egyesült Királyságból Új-

Zélandra négy fajtából (*Bombus hortorum*, *Bombus ruderatus*, *Bombus subterraneus* és *Bombus terrestris*) több száz poszméh családot telepítettek be vad kolóniák létrehozása érdekében, melyek javíthatják a vöröshere-vetőmag termelését (Hopkins, 1914; Lye et al., 2011b). Az új-zélandi sikeres betelepítések után 1982-ben és 1983-ban Chilébe is telepítettek át az Új-Zélandról származó *Bombus ruderatus* anyákból a vörös here hatékony beporzása érdekében (Arretz és Macfarlane, 1986). Az 1960-as évekre világos igény mutatkozott arra, hogy intenzív léptékben alkalmazzák a poszméheket, ennek következtében indokoltá vált a házasításuk, illetve tömegtenyésztésük (Holm, 1966; Velthuis és Van Doorn, 2006). Az 1970-es évek végén jelentős előrelépés történt az Európában legelterjedtebb földi poszméh iparszerű tenyésztésével kapcsolatban (Velthuis és Van Doorn, 2006). A kereslet és a technológia összekapcsolásával 1987-ben kezdődött a földi poszméh családok kereskedelmi termelése. 1989-ben pedig három, Belgiumban és Hollandiában székelő vállalat kezdte el az ipari mértékű előállításukat. Ennek a perspektivikusan növekvő ágazatnak a forgalmát 2006-ban 55 millió euróra becsülték, és több mint 30 üzem foglalkozott az iparszerű poszméh tenyésztéssel (Velthuis és Van Doorn, 2006). Ennek érdekében, hogy a világméretű kereslet kielégítéséhez elegendő poszméhkolóniát állítsanak elő, becslések szerint körülbelül 500 tonna pollenre van szükség a telepek táplálására a tenyésztési létesítményekben (Goulson, 2013). Ezt a nagy mennyiségű pollent a mézelő méhek gyűjtik, és a méhészetekben a kaptárakba berepülő méhekről „pollenrács” segítségével gyűjtik össze a méhészek. A poszméh ipar ezért a mézelő méh tartásra támaszkodik.

3.2.3 Parazita átvitel a házasított és a vadon előforduló mézelő méhek (*Apis mellifera*) között

A mézelő méh tartás történetének egyik legdrámaibb esete bizonyos paraziták áttérése az ázsiai mézelő méhről az európai mézelő méhre (Oldroyd, 1999; Oudemans, 1904). Különösen figyelemre méltók a paraziták közül az ektoparazita *Varroa* atka és a mikroszporás *Nosema ceranae* (Chauzat et al., 2010; Neumann és Carreck, 2010; vanEngelsdorp et al., 2010). Az ektoparazita *Varroa jacobsoni* atka Kelet-Ázsiában őshonos, ahol az ázsiai mézelő méheket (pl. *Apis cerana*) parazitálja (Oldroyd, 1999; Oudemans, 1904). Valamikor a 20. században a varroa áttért a természetes kolóniákról az *Apis mellifera* kolóniákra, amelyeket méhészek szállítottak Ázsiába méztermelés és beporzás céljából (Rosenkranz et al., 2010). A varroa populáció genetikai változásának köszönhetően egy új faj jött létre, a *Varroa destructor* (Anderson és Trueman, 2000; Dietemann et al., 2012; Solognac et al., 2005). A varroa atka gyors elterjedését lehetővé tette a mézelő méhek szállítása az országok és a kontinensek között, megteremtve a lehetőséget, hogy a fertőzött kaptárakból az atka átjusson az új területeken új kaptárakba, és azokat is megfertőzze (Boecking és Genersch, 2008; Bowen-Walker et al., 1999; Solognac et al., 2005). A varroa atka

nemcsak a méhészek által tartott mézelő méhekre terjedt át, hanem a vadon élő mézelő méh populációkra is (Carreck et al., 2002; Le Conte et al., 2010; Martin et al., 2012). Míg a mézelő méh mesterséges szaporításának és tenyésztésének világszerte növekvő mértéke a kolóniák számának globális növekedését (és ezzel a kártevők még fokozottabb terjedését) idézi elő, addig a varroa atka a méhcsaládok fokozódó veszteségét okozza, különösen a vad populációk esetében (Martin et al., 2012; Pohorecka et al., 2011).

3.2.4 Parazita átvitel a tenyésztett poszméhek és a vad poszméhek között

A *Bombus terrestris*-t 1991 óta importálják Japánba elsősorban paradicsom beporzására (Goka et al., 2001), ami évente több mint 40000 *B. terrestris* kolónia importját jelenti Európából Japánba (Velthuis és Van Doorn, 2006). A kereskedelemben lévő földi poszméhek 20%-ánál megállapították, hogy fertőzöttek *Locustacarus buchneri* légcső atkával (Goka et al., 2001). 1997-ben egy kaliforniai termelési üzemben *Bombus occidentalis* poszméheknel *Nosema bombi* mikroszpóra magas fertőzési szintjét figyelték meg (Wehling és Flanders, 2005). Ez a fertőzés egybeesett az Észak-amerikai vad poszméh populációk fertőzésével, mely egyes fajok esetében (*Bombus affinis*, *B. occidentalis*, *B. pensylvanicus* és *Bombus terricola*) gyors kolóniaszám csökkenéshez vezetett (Winter et al., 2006). 2008-ban 68 *B. terrestris* (bontatlan) kolóniát szállítottak a brit szigetekre, melyek 74%-ánál találtak *Crithidia bombi*, *Nosema bombi* vagy *Apicystis bombi* fertőzést (Murray et al., 2013). Írországban hat olyan területen, ahol szintén beporzás céljából vásárolt kolóniákat használtak, a vadon élő poszméh kolóniák magas parazitafertőzéséről számoltak be (Murray et al., 2013).

A súlyosan fertőzött poszméhek hasmenéses tüneteket produkálnak, megáll a tápanyagfelvétel, és lecsökken az élettartamuk, ennek következtében a kolónia fejlődése lelassul vagy megáll (Husband és Sinha, 1970; Otterstatter és Whidden, 2004). A *Nosema bombi* által fertőzött poszméhek lelassulhatnak, fokozódik az elhullás, csökken a peteprodukció, és a fertőzött telepek általában kisebbek és kevésbé életképesek (Fantham és Porter, 1914; Otti és Schmid-Hempel, 2008, 2007; Rutrecht és Brown, 2008; Schmid-Hempel és Loosli, 1998; Van der Steen, 2008; Whittington és Winston, 2003).

3.2.5 A vadméhek jelentősége a beporzásban

Világviszonylatban a nyugati mézelő méhet (*Apis mellifera*) tenyésztik és tartják a mezőgazdasági termékek egyik legfontosabb beporzójának, noha egyre több bizonyíték támasztja alá a különböző vad beporzók szerepét a globális növénytermesztésben (National Research Council, 2007; Garibaldi et al., 2013). Számos vadon élő növény számára is nyújtanak beporzási szolgáltatásokat, de a megporzásban betöltött szerepüknek jelentőségét nem mindig támasztják alá empirikus

adatok, és a vad beporzók hozzájárulása magasabb lehet, mint korábban elismerték (Klein et al., 2007).

A vadméhek jelenléte a növénytermesztésben akkor is jelentős, ha a mézelő méhek jelenléte magas, mert a vadméh közösségek sokszor hatékonyabb beporzóknak bizonyulnak, továbbá a fajok közötti interakció növelheti a beporzás hatékonyságát (Brittain et al., 2013, Garibaldi et al., 2013, Woodcock et al., 2013). A vadméhek általi megporzásnak, természetesen nemcsak az agrárterületeken, hanem a magas természeti értékű élőhelyeken is nagyon nagy jelentősége van. A magas természeti értékű tájakon a vadméhek a legfontosabb beporzói a virágos növényeknek (Garibaldi et al., 2013). A megporzó szervezetek közvetlen hatással vannak a növényi primer produkcóra, amely minden természetes életközösség alapját képezi. A változatos méhközösségek növelik a táj biodiverzitását, és stabil beporzási szolgáltatásokat nyújtanak (Eeraerts et al., 2020, MacInnis és Forrest, 2020, Hoehn et al., 2008). Ennek ellenére a vadméhek diverzitása és denzitása a világ számos részén csökken, ami elsősorban az élőhelyek elvesztésének és degradálódásának, peszticidek használatának és a paraziták jelenlétének köszönhető (Goulson et al., 2015; Demeter et al., 2021).

3.2.6 Kompetíciós hatás a táplálékforrásokért

A környezeti fenyegetések és a méhészetek fenntarthatóságát befolyásoló gazdasági nehézségek ellenére a mézelő méhcsaládok (*Apis mellifera L.*) száma világszerte 45%-kal nőtt az elmúlt fél évszázadban (Aizen és Harder, 2009). Az intenzív mezőgazdasági tájhasználat eredményeképpen az agrárterületek kevésbé alkalmasak a fenntartható méztermelésre, ezért a hivatásos méhészek rendszeresen nagy méhészeteket vándoroltatnak magas természeti értékű területekre, akár a virágzó erőforrások kiaknázása érdekében, akár az agrárkemikáliák veszélyei, vagy az időszakos élelemhiány, illetve hordásmentesség elkerülése miatt (Henry et al., 2012, Odoux et al., 2014; Torné-Noguera et al., 2016; Requier et al., 2017; Geslin et al., 2017). Míg a mézelő méhfajok, az *Apis spp.*, nagyon ritkán viselkednek agresszívan más méhekkel szemben (Johnson és Hubbell, 1974; Roubik és Villanueva-Gutiérrez, 2017), fejlett szociális rendszerük, nagy kolóniaméretük és a kaptárak nagy sűrűsége gyakran aggodalomra ad okot a más beporzókkal való lehetséges erőforrás-versennyel kapcsolatban. Ez különösképpen azokra a területekre vonatkozik, ahol a nyugati mézelő méhet betelepítették (Minckley et al., 2003; Goulson, 2003; Paini, 2004; Santos et al., 2012).

Mivel a mézelő méhek és a vadméhek is nektárral és virággal táplálkoznak, ezért nem újkeletű aggodalom, hogy a nagy számban kihelyezett mézelő méhek és a vadméhek között versenyhelyzet alakulhat ki a táplálékforrásokért (Schaffer et al., 1983; Danner et al., 2016; Thomson, 2016;

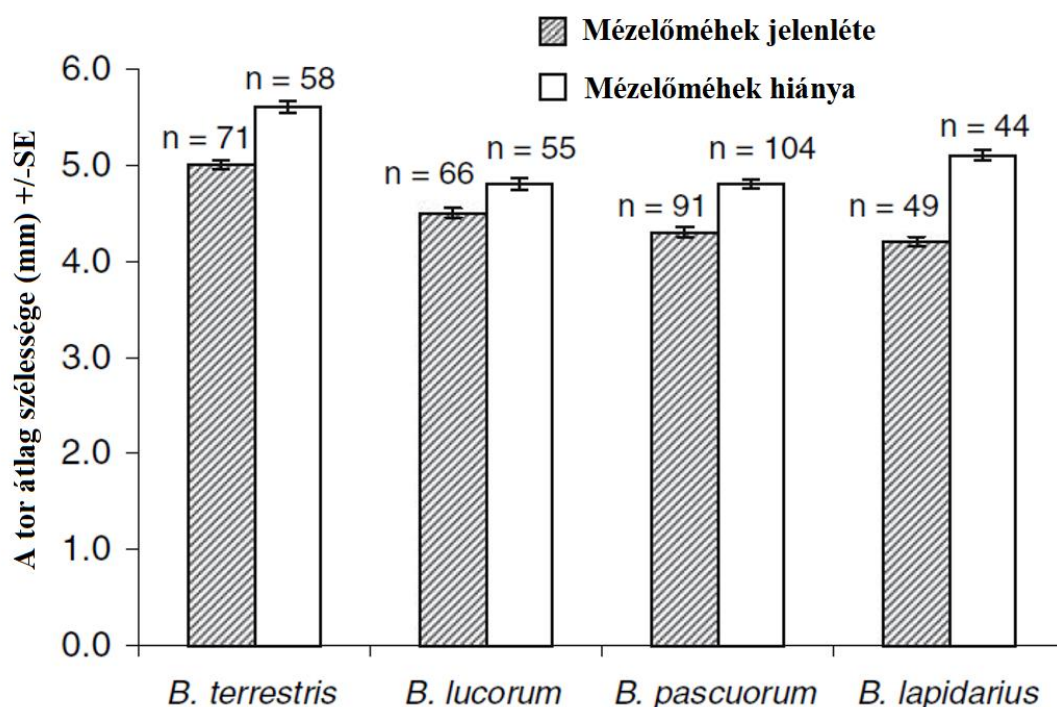
Geslin et al., 2017; Magrach et al., 2017, Mallinger et al., 2017). A fajok közötti versengés akkor alakulhat ki, ha a fajok ugyanazokat a korlátozott erőforrásokat hasznosítják, és az ilyen jellegű kompetíciós hatás gyakori a növény- és állatközösségekben. Természetes populációkban a fajok közötti versengés az evolúciós idők során niche-differenciálódáshoz vezetett, amelyet néha karakter áthelyeződésként figyelnek meg, ami minimalizálja a fajok közötti niche-átfedést, és ezzel a kompetíció lehetőségét (Hairston, 1960).

A mézelő méhek egyaránt negatívan befolyásolhatják a poszméhek (Thomson, 2004), és a magányos méhek (Hudewenz és Klein, 2015) szaporodását, és megváltoztathatják a poszméhek gyűjtési szokásait azáltal, hogy kiszorítják őket a táplálkozó területről (Walther-Hellwig et al., 2006). Egyes tanulmányok azt mutatják, hogy azokon a területeken, ahol nagy számban fordulnak elő mézelő méhek, megváltozhat a vadon élő méhek diverzitása és egyedsűrűsége, főként a nagyobb testű méhek esetében. A kisebb méretű méhek kevesebb energiát igényelnek a repüléshez és a fészkelő helyek fenntartásához (Heinrich, 1993). Ezen túlmenően a kis méhek kevesebb pollent és nektárt igényelnek az utódok neveléséhez (Müller et al., 2006). Azokon a területeken, ahol nagy méhészetek vannak, a pollen és a nektár mennyisége elégséges lehet a kisméretű méheknek, de nem elégséges a nagytetű fajok számára. Ebben az esetben arra kényszerülnek, hogy valahol távolabb keressenek élelmet, vagy kiszélesítsék a táplálékspektrumukat más növényekre (Guédot et al., 2009; Greenleaf et al., 2007; Gathmann és Tschardt, 2002). A kisméretű méhek esetében az alacsony nektár és pollen mennyiség negatív hatást válthat ki, még akkor is, ha egyedszámuk nem csökkent a méhészetek közelében. A kifejlett méh testméretét közvetlen módon meghatározza a lárva által elfogyasztott pollen és nektár mennyisége (Bosch, 2008; Peterson és Roitberg, 2006). Más tanulmányok arra mutatnak rá, hogy a poszméhek kisebb dolgozókat nevelnek méhészetek közelében, valószínűleg szintén a pollen és nektár csökkent mennyisége miatt (Elbgamiet al., 2014; Goulson és Sparrow, 2009). A kisebb utódok nagyobb valószínűséggel halnak meg a fejlődés (Bosch, 2008) és a telelés során (Bosch és Kemp, 2004; Tepedino és Torchio, 1982). A kisebb termetű anyák alacsonyabb valószínűséggel találnak fészkelő helyet (Bosch és Vicens, 2006; Tepedino és Torchio, 1982). A táplálékforrások alacsony szintje növelheti a paraziták számát a magányos méhek esetében (Goodell, 2003), mivel a nőstény egyedek több időt töltenek élelemszerzéssel, ezért a fészkeket hosszabb időre hagyják őrizetlenül (Seidemann, 2006).

3.2.7 A mézelő méhek hatása a poszméhekre

Az északi mérsékelt égövön a poszméhek az egyik legfontosabb beporzó csoport (Fontaine et al., 2006). Jelentős bizonyítékok vannak arra, hogy az utóbbi évtizedekben a poszméhek egyedszáma és diverzitása csökken Európában, Észak-Amerikában és Ázsiában (Kosior et al., 2007; Colla és

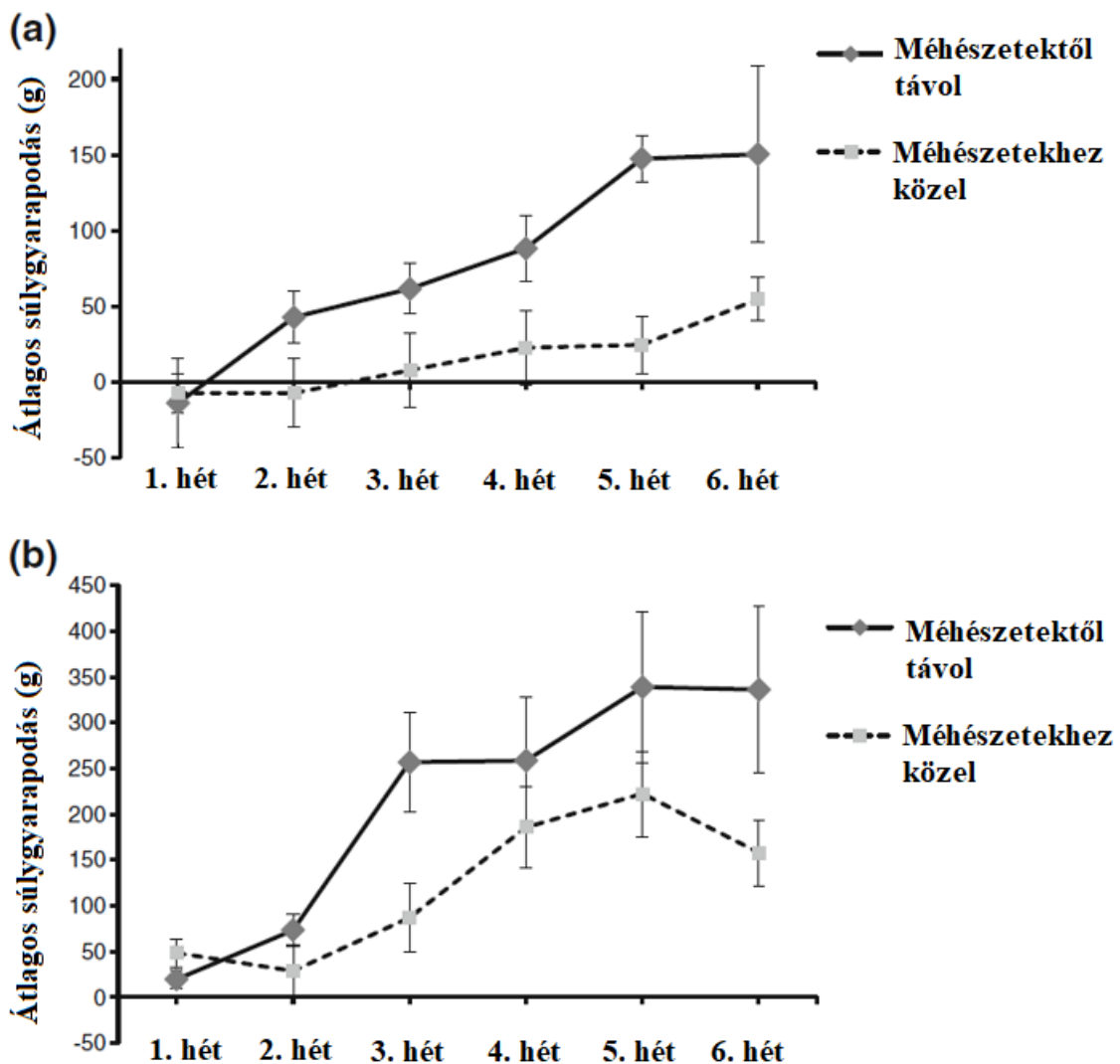
Packer, 2008; Williams és Osborne, 2009, Cameron et al., 2011; Szabó, 2012; Graystock et al., 2013a). Thomson (2004) megállapította, hogy a mézelő méhek közelsége szignifikánsan csökkentette a *Bombus occidentalis* reprodukcióját Kaliforniában. Walther-Hellwing és munkatársai (2006) arról számoltak be, hogy a rövid nyelvvel rendelkező poszméhek (pl. *Bombus terrestris*) a mézelő méhektől távolabb kerestek élelmet, míg a hosszabb nyelvű poszméhek kevésbé előnyös virágos növényekre tértek át. Amennyiben a mézelő méhek közelsége negatív hatással van a poszméhekre, a kolóniák gyengébben fejlődnek, és csökken a kolóniák termelékenysége. Ilyen hatások lehetnek még pl. a nemek arányának eltolódása, a testméret megváltozása és a reprodukció csökkenése. A rovaroknál általában a nagyobb testméret előnyös a párzási sikernél, és fontos szerepe van a poszméh anyák téli hibernációjában (Blanckenhorn, 2000; Holm, 1972; Beekman et al., 1998). Goulson és Sparrow 2009-ben a tor szélességét vizsgálta Skóciában a *Bombus pascuorum*, *B. lucorum*, *B. lapidarius* és a *B. terrestris* esetében. A kutatásuk során azt figyelték meg, hogy azokon a helyeken, ahol a mézelő méhek jelen voltak, a poszméhdolgozók tora szignifikánsan keskenyebb volt, mint ahol a mézelő méhek nem voltak jelen (1. ábra).



1. ábra: A tor átlag szélessége a poszméhfajok dolgozóinál a mézelő méhek jelenlétében (vonalkázott oszlopok) és jelenlétük nélkül (üres oszlopok) (Goulson és Sparrow, 2009).

Egy másik tanulmány szerint 2010-ben és 2012-ben Nyugat Yorkshire-ben vizsgálták a mézelő méhek hatását a földi poszméhekre. Ebben a tanulmányban 50 standard kaptárt helyeztek ki a területre. A kaptárakhoz közel (5m) 5 poszméh kolóniát helyeztek el, míg a kontroll poszméh

kolóniákat 1 km-es távolságra rakták ki a mézelő méhektől. A poszméh kolóniák súlygyarapodását heti rendszerességgel mérték, és azt találták, hogy azoknál a poszméh kolóniáknál, melyek a kaptárakhoz közel helyezkedtek el, kisebb volt a súlygyarapodás (2. ábra). Ugyanakkor a munkások is kisebb súllyal rendelkeztek, míg a királynők méretben és súlyban is kisebbek voltak (Elbgami et al.,2014).



2. ábra: Az átlagos súlygyarapodás a méhészetekhez közeli (szaggatott vonal) és azoktól távoli (folyamatos vonal) poszméhkolóniák esetében a 2010-ben (a jelű ábra) és 2012-ben (b jelű ábra). Az adatok minden telephelyről 5 kolóniától származnak minden évben (Elbgami et al., 2014).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

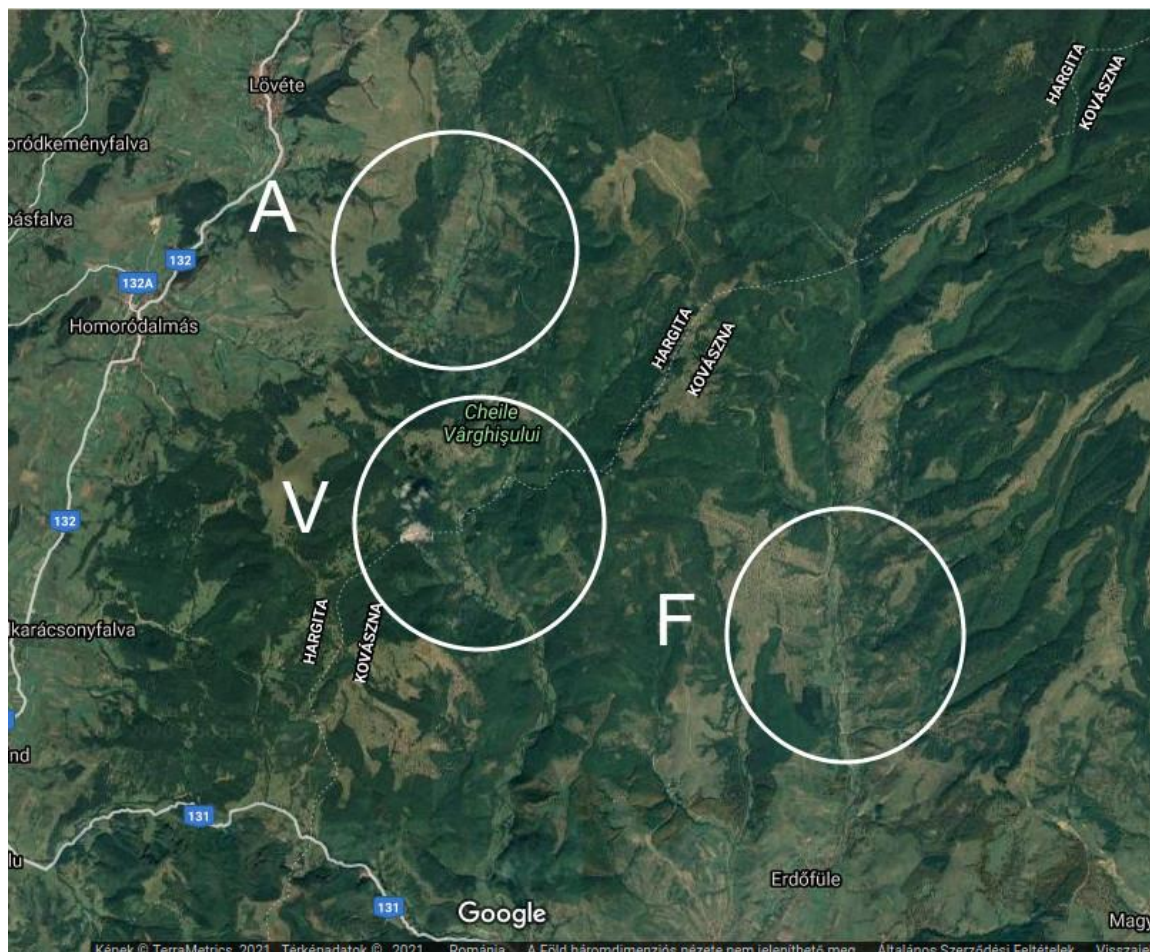
4.1 A vizsgálati területeket magába foglaló régió leírása

A kutatásunkat 2018-ban és 2019-ben Közép-Romániában (Délkelet-Erdélyben) (3. ábra), olyan magas természeti értékű területeken végeztük, ahol a jelentős növényi fajgazdagságnak köszönhetően a vadméhek diverzitása és egyedszáma várhatóan magas, viszont a mézelő méheknek (*Apis mellifera*) legfeljebb vadon élő populációi vannak jelen, mivel mesterségesen fenntartott méhészetek nem, vagy csak elvétve fordulnak elő. A vizsgált régióban, Hargita és Kovászna megyében, jelenleg is hagyományos, extenzív gazdálkodás folyik. A három kiválasztott mintavételi területen az átlagos tengerszint feletti magasság 530-630 m. A vizsgálati területek, mivel a falvaktól viszonylag távol helyezkednek el, elég jól megőrizték a természetes élőhelykomplexeket, amelyek gyepek és erdős-bozótos foltok mozaikjaiból állnak. Ezek a helyszínek viszonylag közel helyezkednek el, viszont az erdős, sziklás dombok révén jól elhatárolódnak egymástól. A gyepeket elsősorban kaszálóként hasznosítják, a parcellák mérete általában nem haladja meg az egy hektárt. A kaszálás a mozaikos gyepfoltokon eltérő időben történik, ezzel folyamatos élelemforrást biztosítva a megporzók számára. A vizsgált kaszálók, gyepfoltok mindhárom mintavételi területen egy völgy részét képezik. Bár mindhárom völgy magas természeti értékű élőhely, eltérő antropogén hatások figyelhetők meg. A növények diverzitásában és abundanciájában megfigyelhető némi eltérés a három helyszínen, viszont a növényi fajösszetétel jelentős átfedéseket mutat.

A hagyományos gazdálkodás egyik jellemzője ebben a régióban, hogy az intenzívebb gazdálkodás a falvakhoz közelebb eső területeken jellemző csak. Ez konkrétan azt jelenti, hogy a diverzitást negatívan befolyásoló területhasználat, mint pl. a kiterjedt műtrágyázás vagy az évi több mint kétszeri kaszálás csak a falvakhoz közeli területeken fordul elő. Ezekről az intenzívebben használt, a települések szomszédságában található területekről letermelt széna az állatállomány ellátásához nagyrészt elegendő. A kaszálás időpontjának megválasztása és élőhelyi szintű diverzifikálása a bióta megőrzése szempontjából igen fontos, mert a kaszálás időpontja utáni virágzási időszakú növények nem tudnak ivarosán szaporodni, így ezek a fajok nem kínálnak táplálékot a méhek számára sem. A településtől távolabbi területeken általában csak évente egyszer kaszálnak, vagyis ezeken a területeken az extenzív területhasználatnak köszönhetően jóval magasabb a virágos növények diverzitása (Dahlström et al., 2013; Babai és Molnár, 2015; Kun et al., 2019; Johansen et al., 2019).

A településhez közelebbi területek nagyobb antropogén hatásának további okai lehetnek a rossz infrastruktúra (a falvakhoz közelebb eső területek könnyebben megközelíthetők); a területek védelme (a falvakhoz közelebb eső területek könnyebben védhetők az élővilág okozta károk ellen); és a hagyományos gazdálkodás (jelenleg ez kevésbé elterjedt, de egészen a XXI. század elejéig a gazdák túlnyomó többsége még lovas szekereket használt a betakarításhoz) (Demeter et al., 2021; Johansen et al., 2019).

Ebben a régióban tehát három felvételezési területet jelöltünk ki (3. ábra). A **Vargyas-szoros** (46.2034539, 25.5344264) (melléklet, 1. kép) természetvédelmi terület, emberi településektől a legmesszebb helyezkedik el, kaszálók és erdőfoltok jellemzik. A **homoródalmási terület** (46.2394164, 25.5322366) (melléklet, 2. kép) az emberi településekhez közepes távolságra helyezkedik el, kaszálók, legelők és erdőfoltok jellemzik. Az **erdőfülei terület** (46.1731241,25.6236372) (melléklet, 3. kép) az emberi településekhez a legközelebb helyezkedik el, itt kaszálók, erdőfoltok és kevés szántóföld is jellemző. A továbbiakban a három vizsgálati területre a következő rövidítéssel fogok hivatkozni, „V” Vargyas, „A” Homoródalmás és „F” Erdőfüle.

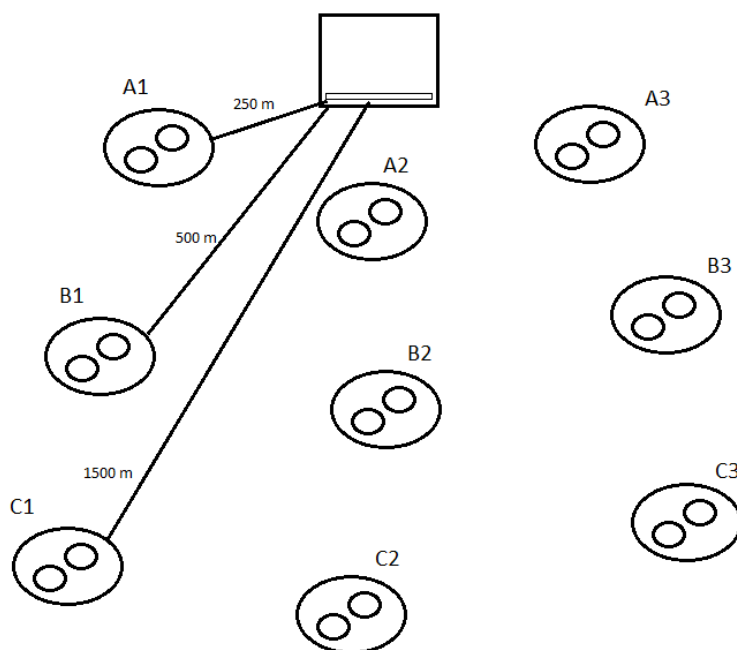


3. ábra A (Homoródalmás)(46.2394164, 25.5322366), V (Vargyas)(46.2034539, 25.5344264) és F (Erdőfüle) (46.1731241,25.6236372) mintavételi területek.

4.2 Méhek mintavételezése transzekt mentén

Mindhárom kutatási helyszínen két egymást követő évben (2018-2019), évente négyszer vettünk mintát (májusban 1 alkalom, júniusban 2 alkalom, júliusban 1 alkalom). Az Erdőfüle településhez közeli mintavételi területen a vizsgálat megkezdésének éve előtt is már jelen volt egy méhész a kaptáraival, míg a másik két területre a vizsgálat két évében saját kaptárak kerültek kitelepítésre, május végén, az első terepi felvételezés elvégzése után.

Minden vizsgálati területen 3 mintavételi pontot jelöltünk ki a kihelyezett kaptártól 250, 500, illetve 1500 m távolságra 3 ismétlésben, vagyis egy mintaterülethez 9 felvételezési hely tartozott (4. ábra). A felvételezési helyeknek fajgazdag kaszálórétet jelöltünk ki, és a 9 mintavételi ponton véletlenszerűen felállított sorrend szerint végezte a felvételezést két személy. Minden mintavételi ponton egy időben két ember 20 percig végezte a gyűjtést folyamatosan sétálva végig egy 200 m-es transzekten (egy előre kijelölt egyenes útvonalon) (melléklet, 4. kép). A mintavételi pontokon a mintavételt véletlenszerű sorrendben végeztük, így elkerülve azt, hogy mindig ugyan abban a napszakban történjen a mintavétel egy adott transzekten. Az egyik felvételező állandó volt mind két évben (a szerző végezte a felméréseket), a másik felvételező cserélődött (többségében a témavezetőm, Sárospataki Miklós segített és egy msc szakdolgozó Incze Mária, valamint 1-1 alkalommal Boros Gergő és Tischner Zsófia).



4. ábra: A mintavételi helyek elrendezésének modellje a kihelyezett mézelő méh kaptárakhoz képest. Az A jelű mintavételi pontok távolsága a kaptártól 250 m, a B jelűeké 500 m, míg a C jelűeké 1500 m. A két kisebb kör a két mintavevő személy transzektjét jelöli az adott távolságban.

A mintavételek során lepkeháló segítségével megfogtunk minden észlelt egyedet, és 70%-os alkoholban konzerváltuk. Kivételt képeztek azok az egyedek, amelyeket helyben biztosan meg tudtunk határozni (mézelő méhek és egyes poszméh fajok), ezeket nem fogtuk be, csak feljegyeztük. Az alkoholban konzervált egyedeket Józán Zsolt taxonómus szakértő határozta meg faji szintig.

4.3 Hártyásszárnyúak felvételezése fészekcsapdákkal

2018-ban és 2019-ben négy-négy fészekcsapdát helyeztünk ki a területeken mind a kilenc felvételezési helyhez kapcsolódva (4. ábra). Az összes fészekcsapdát egyedi kóddal jelöltük a helyszínekre hivatkozva, és a kaptáraktól 250, 500 és 1500 m távolságra helyeztük el. A nádfészkek 12 cm átmérőjű és 23 cm hosszú PVC csőből készültek (5. ábra). A csöveket közönséges nád (*Phragmites australis*) szárdarabjaival töltöttük meg, amelyeket kb. 22 cm hosszúra vágtunk oly módon, hogy biztosan tartalmazzon minden egyes nádszál egy nóduszt. A nádszálakat szorosan egymás mellé helyeztük el a csövekben, hogy ne essenek ki. A csöveket fákra vagy cserjékre helyeztük fel 1-2 méterrel a talajfelszín felett. A nádfészkeket 2018, illetve 2019 augusztus végén gyűjtöttük be, és a szabadban, árnyékos helyen tároltuk. 2019, illetve 2020 januárjában a fészkeket hűtőszekrénybe helyeztük és 4-7°C-on tároltuk. Mindkét évben januárban kezdtük meg az adatok gyűjtését a nádszálakból. Ehhez minden nádszálát felvágunk, és ha a nádszálban találtunk fészket, azt a csapdafészkek egyedi kódjával, valamint egy sorszámra hivatkozva rögzítettük. Így minden fészek egyedi azonosító kódot kapott. Minden kolonizált nádszálban a következő paramétereket rögzítettük:

- a nádszálak átmérőjét;
- a fészekben található ivadékbölcsők számát – az üres sejteket is megszámláltuk, de nem használtuk fel további elemzésekben;
- a fészkelőanyag típusát;
- amennyiben voltak lárvák vagy bábok, azok színét;
- az ivadékbölcsőben az utódok etetésére felhalmozott táplálék típusát, akár nektár-pollen keverék, akár megbénított ízeltlábúak (általában pókok) voltak.



5. ábra: Nádfészek faágra rögzítve

Ezen paraméterek mellett megszámoltuk a nádfészekre jutó összes nádszálat is. Az eredmények alapján hét fészektípus-csoportot tudtunk azonosítani. A 2018-as fészkekből mind a hét csoportból vettünk néhány mintát (legalább kettőt), amelyeket szobahőmérsékleten kineveltünk. 2019-ben viszont jóval magasabb arányban neveltünk ki egyedeket (fészektípusonként 10-20-at). Miután ezekből a mintákból kifejlődtek az egyedek, minden fészekmintából legalább két mintát gyűjtöttünk, amelyeket 70%-os etanolban tároltunk. Az így kinyert példányokat taxonómus szakértővel meghatároztattuk, aki a következő génuszokat találta: *Ancistrocerus*, *Auplopus*, *Dipogon*, *Hylaeus*, *Megachile*, *Osmia*, *Symmorphus*, és *Trypoxylon*. Az Eumeninae (cserepesdarazsak) alcsalád két *Ancistrocerus* és *Symmorphus* génusza kivételével, amelyeket a fészek típusa alapján nem lehetett megkülönböztetni, mindegyik nemet egy-egy fészektípushoz rendeltük. Ezért ezen információk alapján megkülönböztettük a kistestű méhek három taxonját, valamint a ragadozó darazsak négy taxonját, és meghatároztuk a megfelelő génusz nevét. Mindkét évben, ha a fészekben találtunk pókzsákmányt, azokat összegyűjtöttük, 70%-os etanolba helyeztük, és a fészek egyedi kódjával jelöltük. Ezt követően a pókokat taxonómiaiilag fajsztinon határoztattuk meg, amennyiben ez lehetséges volt (de legalább család szinten).

4.4 Statisztikai elemzés

A gyűjtött vadméh-fajokat két csoportra bontottuk, poszméhek és egyéb méhek (ez utóbbiakat a továbbiakban kistestű méheknek nevezzük), mivel ezek részben a szociális viselkedés, részben a

home range mérete tekintetében jelentős különbségeket mutathatnak (Gathmann és Tscharrnke 2002, Michener 2000). A nagyobb testmérettel rendelkező méhek jelentősen nagyobb távolságokról képesek táplálékot gyűjteni, mint a kistestűek (Greenleaf et al., 2007). A vizsgálat kérdésfelvetése szempontjából (vagyis, hogy befolyásolják-e a mézelő méhek az őshonos vadméh közösségeket, fajokat a táplálkozásban, illetve milyen távolságra érzékelhetők ezek a hatások a mézelő méh kaptáraktól) ez a felosztás látszott relevánsnak, hiszen a fentiek alapján a testméret az, ami a táplálkozási távolságot egyértelműen befolyásolja. A kistestű méhek esetében volt néhány faj, ami szintén euszociális, de mivel testméretben (és ennek megfelelően a fészektől való eltávolodás mértékével is) jelentősen eltérnek a poszméhektől, ezért ezeket a fajokat szintén a kistestű méhekhez soroltuk. A szakirodalomban elő szokott fordulni az is, hogy a méheket táplálék specializációjuk szerint (oligo- vagy polilektikus fajok) osztják fel. A mi vizsgálatunk esetében ez szintén nem annyira releváns, hiszen a táplálék specializáció valószínűleg sokkal kevésbé befolyásolja a táplálkozási terület méretét (a méhek „hatósugarát”), mint a testméret. Ugyanakkor, a nyugat-európai fajokkal ellentétben, az erdélyi, vizsgálatunkban is fellelhető méhfajok egy jelentős részéről (főleg a ritkább fajokról) nem igazán áll rendelkezésre az irodalomban hozzáférhető adat a poli- vagy oligolektikus táplálkozási viselkedés vonatkozásában. A fentiek alapján csak a testméret szerinti felosztást alkalmaztuk az eredmények elemzésekor.

Diverzitás indexeket (Shannon, Simpson), illetve diverzitás profilokat (Hill 1973) mindkét csoportra külön-külön, és a teljes vadméh közösségre is kiszámoltuk. A fajok veszélyeztetettségi státuszát az európai vöröslista (Nieto et al, 2014) alapján határoztuk meg. A vadméh-közösségek változatosságának jellemzésére a faj- és egyedszámok mellett a területek fajösszetételének, illetve dominancia viszonyainak összehasonlítását is elvégeztük. Domináns, illetve szubdomináns fajoknak tekintettük azokat, amelyeknek a teljes gyűjtött anyagra vonatkoztatott dominanciája 1%, illetve 0,5 % fölött volt. A méhközösségek összehasonlítására Jaccard hasonlósági indexeket számoltunk párosával a területek között.

A fajok számát és abundanciáját az évek, valamint a méhkaptáraktól való távolságok függvényében hasonlítottuk össze az egyes területek között. Az adatok eloszlási viszonyait Shapiro–Wilkinson teszttel ellenőriztük. Mivel a minták nem mutattak normál eloszlást, azokon Mann-Whitney, majd Tukey páronkénti összehasonlítását végeztük. A mézelő méhek, a nagytestű méhek és a kistestű méhek sűrűségét ugyanilyen módszerrel hasonlítottuk össze a helyszínek között minden távolságban (250, 500 és 1500 m). Az egyes távolságok diverzitásprofiljait ábrázoltuk, az évek közötti diverzitási párost T-próbával elemeztük.

Kruskal-Wallis teszttel hasonlítottuk össze a vadméhek abundanciáját a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni időszakokban külön minden távolság (250, 500 és 1500 m) esetén. Az összehasonlítások a PAST 4.02-es verziójával történtek.

A mézelő méhek sűrűségének hatását a kis- és nagytestű méhekre területenként és évenként a kaptártól való távolságok függvényében MANOVA teszttel vizsgáltuk. A kölcsönhatásokat khi-négyzet (χ^2) próbával hasonlítottuk össze figyelembe véve a kovarianciamátrixok közötti különbségeket, majd standardizálva azokat a közelítés négyzetes középhibájával. A kezdeti összehasonlítást a mézelő méhek sűrűsége és a kis- és nagytestű méhek sűrűsége között az egyes távolságokra külön-külön végeztük el. A veszélyeztetett fajok alacsony egyedszáma miatt az összehasonlítások statisztikai elemzések nélkül történtek, az eltéréseket csak a fajok és egyedszámok szerint tüntettük fel. A statisztikai elemzéseket az R 3.0.1-es verziójában végeztük (R CORE TEAM, 2012). Kanonikus korrespondenciaelemzésekkel (Canonical Correspondence Analysis) vizsgáltuk az évek és a lelőhelyek vadméhközösségeinek fajösszetételére gyakorolt hatását. Ezekben az esetekben a lelőhelyeket és az éveket használtuk komponensként, a fajszámot pedig változóként. A fajösszetétel lelőhelyek szerint, valamint a kaptáraktól való távolság alapján is elemzésre került. Az elemzések a PAST 4.02-es verziójában készültek.

5. EREDMÉNYEK

5.1 Vadméh-közösségek felmérése, 2018

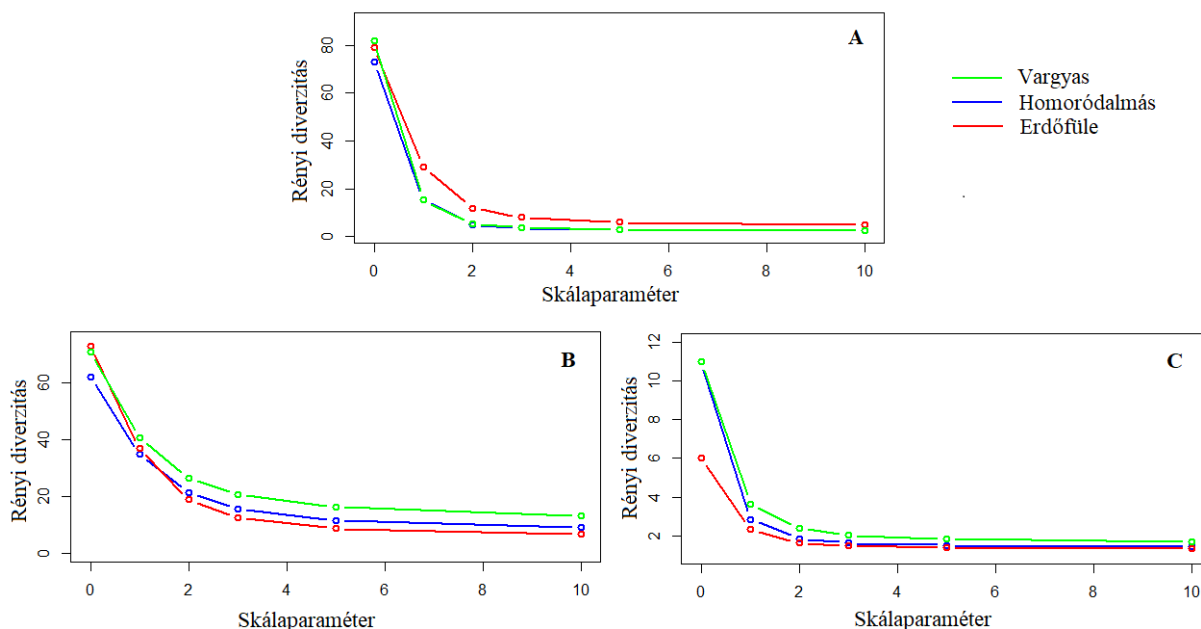
A 2018-as gyűjtési időszak alatt a három területen összesen 129 vadméh faj 1882 egyedét észleltük. A gyűjtött anyag 12 poszméh fajt (1049 egyed), és 117 egyéb vadméh fajt (833 egyed) tartalmazott. Az IUCN európai vöröslistája szerint egy faj veszélyeztetett (EN Endangered), 11 faj mérsékelten fenyegetett (NT Near Threatened), és 24 faj adathiányos (DD Data Deficient) kategóriába sorolható, a többi faj a nem fenyegetett (LC Least Concern) kategóriába tartozik (Mellékletek).

1. táblázat: A vadméhek közösségi paraméterei a különböző mintavételi helyeken 2018-ban.

	Erdőfüle	Homoródalmás	Vargyas	Teljes
Egyedszám	454	638	790	1882
Fajszám	79	73	82	129
Unikális fajok száma	22	13	25	
1-nél több példányban előkerült unikális fajok száma	5	4	5	
Shannon diverzitás	3.37	2.74	2.72	
Simpson diverzitás	0.92	0.80	0.81	
Poszméhek Shannon diverzitás	0.84	1.04	1.30	
Poszméhek Simpson diverzitás	0.39	0.46	0.58	
Kistestű méhek Shannon diverzitás	3.62	3.55	3.70	
Kistestű méhek Simpson	0.95	0.95	0.96	

A faj és egyedszámok a V területen voltak a legmagasabbak, és az unikális fajok (csak az adott területen előkerült fajok) száma is itt volt a legtöbb (1. táblázat). Mind a Shannon, mind a Simpson indexek nagyon kis eltérést mutattak a területek között (1. táblázat).

A területek diverzitás profiljai nagyon hasonló lefutásúak (6. ábra), metszik egymást, így igazi eltérésekről a diverzitásban nem beszélhetünk. Egyedül a poszméhekre kiszámolt diverzitás profilok esetében nem kereszteződnek a görbék, de itt is nagyon közel futnak egymáshoz.



6. ábra: A méhközösségek rényi diverzitásprofilja a különböző mintavételi helyeken (2018) (Vargyas: zöld vonal, Homoródalmás: kék vonal, Erdőfüle: piros vonal). A: összes vadméhfaj; B: kistestű vadméhek; C: poszméhek

A területpárok között átfedő fajok száma (amelyek kizárólag az adott két területen fordultak elő) az A–F és az A–V területeken közel azonos volt, míg az F–V területeken lényegesen kevesebb gyakori fajt találtunk (2. táblázat). A Jaccard hasonlósági indexek értékei is azt mutatták, hogy a legkisebb a hasonlóság az F–V területek között, míg az A terület közel azonos volt a V és az F területekkel (2. táblázat).

2. táblázat: A közös gyakori fajok száma (átló felett) és a fajösszetétel Jaccard hasonlósági indexei (átló alatt) területpárok szerint (2018).

	Erdőfüle	Homoródalmás	Vargyas
Erdőfüle		11	8
Homoródalmás	0.461		12
Vargyas	0.387	0.462	

A 2018-ban kihelyezett, és 2019-ben feldolgozott fészekcsapdákból, 5442 nádszámban 1070 fészket tártunk fel. A fészkek kihasználtsága átlagosan 13-30% között mozgott (3. táblázat), ami más hasonló kutatáshoz viszonyítva (20%) átlagosnak mondható (Bihaly et al., 2021). A kistestű méhek által épített fészkek száma (126 fészkek) viszonylag alacsony volt, a magányos darazsak által épített fészkekhez képest (944 fészkek). A legtöbb fészket a *Hylaeus* nembe tartozó fajok építették (81), ezt követte az *Osmia* (23) és a legkevesebb fészket (22) a *Megachile* fajok építették. A fészkek többségében magányos darazsak fészkeltek, és azon belül is a *Trypoxylon* volt a domináns faj (575). A szubdomináns *Dipogon* génuszba tartozó fajok 191 fészket építettek (4. táblázat).

3. táblázat: 2018-ban kihelyezett nád-fészkekben található nádszálak és fészkek száma, a nádszálak kihasználtsága, valamint az elfoglalt nádszálak átlagos átmérője felvételezési helyenként

Terület	Nádszál	Fészkek	Kihasználtság (%)	Átmérő ± SD
F 250m	575	79	13.74	6.75 ± 1.06
F 500m	564	94	16.67	7.09 ± 0.99
F 1500m	641	111	17.32	6.22 ± 1.07
A 250m	637	140	21.98	6.27 ± 1.15
A 500m	585	77	13.16	6.59 ± 1.17
A 1500m	585	80	13.68	7.65 ± 1.17
V 250m	601	157	26.12	6.96 ± 0.96
V 500m	595	137	23.03	6.76 ± 0.92
V 1500m	659	195	29.59	6.29 ± 1.12
Átlag/Szórás	604.67 ± 33.04	118.89 ± 41.17	19.48 ± 5.96	6.62 ± 0.33
Összesen	5442	1070		

4. táblázat: A területeken fészkelő hártvászárnú taxonok által épített fészkek száma (2018)

Terület	Auplopus	Dipogon	Eumeninae	Hylaeus	Megachile	Osmia	Trypoxylon
F 250m	1	27	2	14	8	4	23
F 500m	0	8	13	6	4	0	63
F 1500m	8	17	51	7	1	4	23
A 250m	1	18	18	8	1	2	92
A 500m	3	27	5	17	2	4	19
A 1500m	3	33	5	20	4	0	15
V 250m	2	25	35	6	2	0	87
V 500m	1	22	18	2	0	4	90
V 1500m	2	14	10	1	0	5	163
Átlag/	2.33 ±	21.22 ±	17.44 ±	9 ±	2.44 ±	2.56 ±	63.88 ±
Szórás	2.35	7.71	16.04	6.58	2.55	2.07	49.47
Összesen	21	191	157	81	22	23	575

Vizsgálatunkat kiterjesztettük a magányos darazsak pók zsákmányaira és 1600 egyedet azonosítottunk család szinten. A legtöbb azonosítható pókot a Trypoxylon zsákmányolta, összesen 1485 példányt, ezt követte a Dipogon 115 azonosítható egyeddel (5-6. táblázat).

5. táblázat: Trypoxylon nem által zsákmányolt, különböző családba tartozó pókegyedek száma területenként (2018)

Terület	Araneidae	Linyphiidae	Salticidae	Tetragnathidae	Theridiidae	Thomisidae	Trachelidae
F 250m	30	7	0	2	6	0	0
F 500m	120	75	1	19	52	6	1
F 1500m	6	0	0	0	15	0	0
A 250m	31	36	1	7	0	0	0
A 500m	3	14	0	0	5	0	0
A 1500m	3	14	0	0	5	0	0
V 250m	333	17	2	0	4	4	0
V 500m	203	8	0	3	43	0	0
V 1500m	388	18	0	0	3	0	0
Átlag/	124.11 ±	21 ±	0.44 ±	3.44 ±	14.78 ±	1.11 ±	0.11 ±
Szórás	150.13	22.56	0.72	6.28	19.11	2.26	0.33
Összesen	1117	189	4	31	133	10	1

6. táblázat: Dipogon nem által zsákmányolt, különböző családba tartozó pókegyedek száma területenként (2018)

Terület	Araneidae	Linyphiidae	Salticidae	Theridiidae	Thomisidae	Trachelidae
F 250m	0	0	0	0	1	0
F 500m	0	0	0	0	0	0
F 1500m	0	0	0	0	20	0
A 250m	0	0	0	0	8	0
A 500m	0	0	0	0	17	0
A 1500m	0	0	0	0	16	0
V 250m	0	1	1	1	26	0
V 500m	1	0	1	0	7	1
V 1500m	0	0	0	0	14	0
Átlag/	0.11 ±	0.11 ±	0.22 ±	0.11 ±	12.11 ±	0.11 ±
Szórás	0.33	0.33	0.44	0.33	8.73	0.33
Összesen	1	1	2	1	109	1

A Trypoxylon által zsákmányolt pókok az Araneidae (1117 egyed), Linyphiidae (189 egyed), Theridiidae (133 egyed), Tetragnathidae (31 egyed), Thomisidae (10 egyed), Salticidae (4 egyed) és Trachelidae (1 egyed) családból származtak (5. táblázat). A Dipogon génusz pókszákmányai egyértelműen eltértek a Trypoxylontól, mivel ezek elsősorban a Thomisidae (109 egyed) családba tartozó fajokat zsákmányolták (6. táblázat).

A tájszerkezeti összefüggésekkel kapcsolatos eredmények egy másik PhD dolgozat részét képezik (Lajos et al, 2021).

5.2 Vadméh-közösségek felmérése, 2019

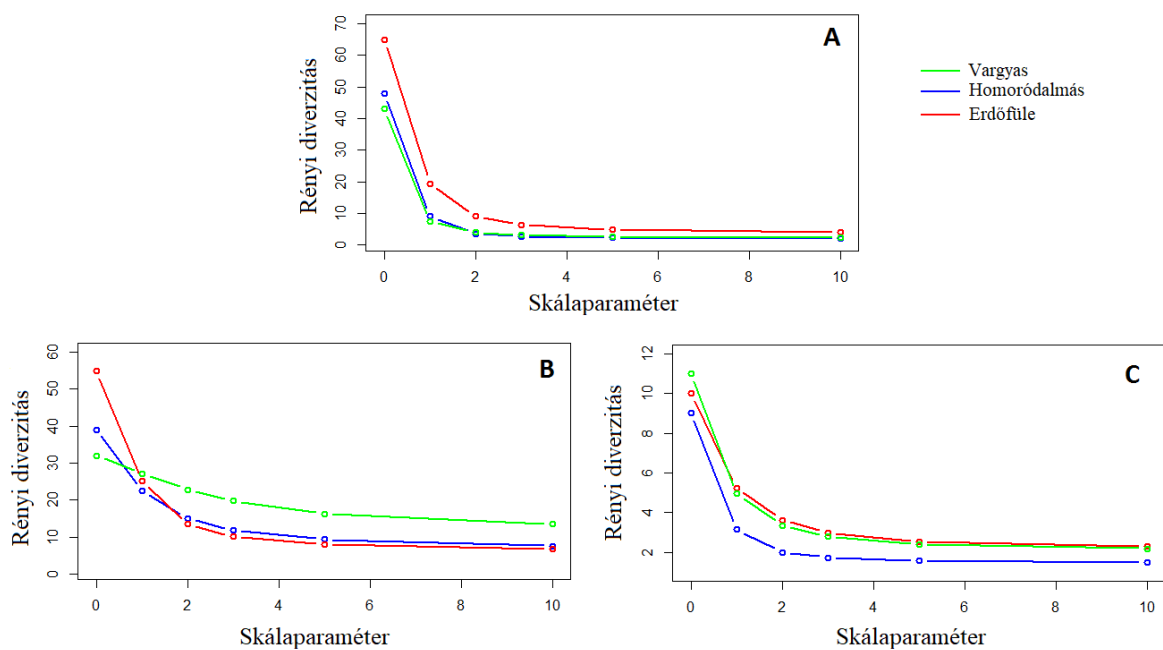
A 2019-es gyűjtési időszak alatt a három területen összesen 87 vadméh faj 1724 egyedét észleltük. A gyűjtött anyag 11 poszméh fajt (1338 egyed), és 77 egyéb vadméh fajt (386 egyed) tartalmazott. Az IUCN európai vöröslistája szerint 6 faj mérsékelten fenyegetett (NT Near Threatened), és 18 faj adathiányos (DD Data Deficient) kategóriába sorolható, a többi faj a nem fenyegetett (LC Least Concern) kategóriába tartozik (Mellékletek).

7. táblázat: A vadméhek közösségi paraméterei a különböző mintavételi helyeken (2019).

	Erdőfüle	Homoródalmás	Vargyas	Teljes
Egyedszám	468	569	687	1724
Fajszám	65	48	43	87
Unikális fajok száma	23	11	9	
1-nél több példányban előkerült unikális fajok száma	6	1	2	
Shannon diverzitás	2.9	2.20	2.00	
Simpson diverzitás	0.89	0.71	0.74	
Poszméhek Shannon diverzitás	1.65	1.14	1.59	
Poszméhek Simpson diverzitás	0.72	0.50	0.70	
Kistestű méhek Shannon diverzitás	3.22	3.11	3.30	
Kistestű méhek Simpson	0.92	0.93	0.95	

2019-ben a fajszám az F területen volt a legmagasabb, és az unikális fajok (csak ezen a területen előkerült fajok) száma is itt volt a legtöbb (7. táblázat). Ugyanakkor az egyedszám az előző évhez hasonlóan szintén a V területen volt a legmagasabb. Mind a Shannon, mind a Simpson indexek nagyon kis eltérést mutattak a területek között (7. táblázat).

2019-ben a területek diverzitásprofiljai szintén nagyon hasonló lefutásúak (7. ábra), metszik egymást, így nagy eltérésekről a diverzitásban most sem beszélhetünk. A vadméhekre, illetve a poszméhekre kiszámolt diverzitásprofilok esetében figyelhető meg némi eltérés. A vadméhek együttes vizsgálatánál az F terület diverzebbnek bizonyul a másik két területhez viszonyítva. A poszméhek esetében az A terület bizonyul diverzitás szempontjából a legszegényebbnek a másik két területhez mérten.



7. ábra: A méhközösségek rényi diverzitásprofilja a különböző mintavételi helyeken (2019) (Vargyas: zöld vonal, Homoródalmás: kék vonal, Erdőfüle: piros vonal). A: összes vadméhfaj; B: kistestű vadméhek; C: poszméhek

A területpárok között átfedő fajok száma (amelyek kizárólag az adott két területen fordulnak elő) az A–F területeken volt a legmagasabb, az F–V területeken kicsit alacsonyabb volt, míg az A–V területeken lényegesen kevesebb közöst fajt találtunk (8. táblázat). A Jaccard hasonlósági indexek értékei azt mutatták, hogy a legmagasabb a hasonlóság az F–A területek között, míg a V terület kicsit alacsonyabb hasonlóságot mutatott mind az F, mind az A területtel (8. táblázat).

8. táblázat: A közös gyakori fajok száma (átló felett) és a fajösszetétel Jaccard hasonlósági indexei (átló alatt) területpárok szerint (2019).

	Erdőfüle	Homoródalmás	Vargyas
Erdőfüle		10	7
Homoródalmás	0.443		2
Vargyas	0.421	0.421	

A 2019-ben kihelyezett és 2020-ban feldolgozott fészekcsapdákból 3715 nádszálból 1073 fészket tártunk fel. A fészkek kihasználtsága átlagosan 13-54% között mozgott (9. táblázat). A 2019-ben kihelyezett nádészkekben 5 méhfajt találtunk (*Hylaeus difformis*, *Hylaeus annulatus*, *Megachile centuncularis*, *Osmia caerulea*, *Osmia leaiana*), melyekből az első 2 fajt 2018-ban, illetve 2019-ben fűhálószerű módszerrel nem fogtuk meg. Ezek alapján elmondhatjuk, hogy a vizsgálati területeinken összesen 159 vadméhfaj egyedeit észleltük a két év alatt a két mintavételi módszer segítségével.

9. táblázat: 2019-ben kihelyezett nádészkekben található nádszálak és fészkek száma, a nádszálak kihasználtsága, valamint az elfoglalt nádszálak átlagos átmérője felvételezési helyenként

Terület	Nádszál	Fészkek	Kihasználtság (%)	Átmérő ± SD
F 250m	425	55	12,94	7.40 ± 1.44
F 500m	397	78	18,35	7.32 ± 1.49
F 1500m	388	129	30,35	7.60 ± 1.27
A 250m	426	74	17,41	7.60 ± 1.11
A 500m	416	94	22,12	6.97 ± 1.17
A 1500m	387	117	27,53	7.46 ± 1.11
V 250m	425	113	26,59	7.52 ± 1.25
V 500m	436	230	54,12	7.15 ± 1.18
V 1500m	415	183	43,06	7.31 ± 1.46
Átlag/Szórás	412.77 ± 17.87	119.22 ± 55.88	28.05 ± 13.14	7.37 ± 0.21
Összesen	3715	1073		

5.3 Közösségszerkezeti paraméterek a két év összesített adatai alapján

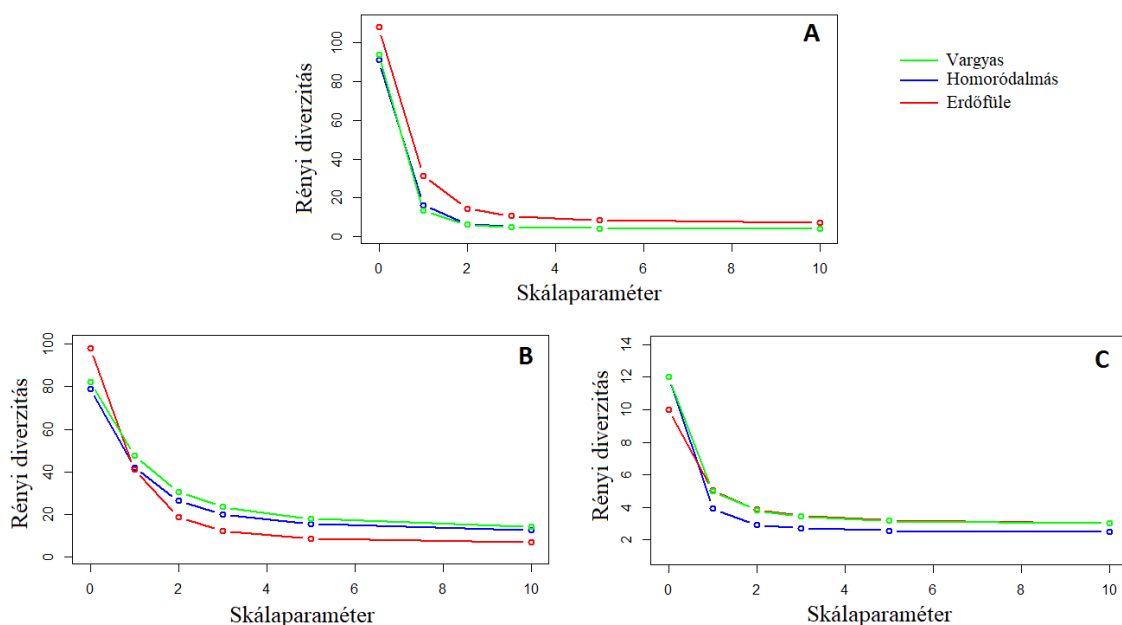
A 2018 és 2019-es gyűjtési időszak alatt a három területen összesen 157 vadméh faj 3606 egyedét észleltük. A gyűjtött anyag 13 poszméh fajt (2387 egyed), és 144 egyéb vadméh fajt (1219 egyed) tartalmazott. Az IUCN európai vöröslistája szerint egy faj veszélyeztetett (EN Endangered), 12 faj mérsékelten fenyegetett (NT Near Threatened), és 35 faj adathiányos (DD Data Deficient) kategóriába sorolható, a többi faj a nem fenyegetett (LC Least Concern) kategóriába tartozik (Mellékletek).

10. táblázat: A vadméhek közösségi paraméterei a különböző mintavételi helyeken (2018-2019).

	Erdőfüle	Homoródalmás	Vargyas	Teljes
Egyedszám	922	1207	1477	3606
Fajszám	108	91	94	157
Unikális fajok száma	32	16	26	
1-nél több példányban előkerült unikális fajok száma	11	5	6	
Shannon diverzitás	3.45	2.78	2.60	
Simpson diverzitás	0.93	0.84	0.83	
Poszméhek Shannon diverzitás	1.61	1.36	1.61	
Poszméhek Simpson diverzitás	0.74	0.65	0.73	
Kistestű méhek Shannon diverzitás	3.71	3.74	3.85	
Kistestű méhek Simpson	0.94	0.96	0.96	

A két egymást követő év adatait összesítve a fajszámok az F területen voltak a legmagasabbak, és az unikális fajok (csak ezen a területen előkerült fajok) száma is itt volt a legtöbb (10. táblázat). Mind a Shannon, mind a Simpson indexek nagyon kis eltérést mutattak a területek között (10. táblázat).

A területek diverzitás profiljai szintén nagyon hasonló lefutásúak (8. ábra), metszik egymást, így nagy eltérésekről a diverzitásban a két év összesített adatai alapján sem beszélhetünk. Egyedül az összes vadméhfajt figyelembe vevő diverzitásprofilokban lehet némi eltérést észlelni, miszerint az F terület diverzebbnek bizonyul a másik két területnél.



8. ábra: A méhközösségek rényi diverzitásprofilja a különböző mintavételi helyeken (2018-2019) (Vargyas: zöld vonal, Homoródalmás: kék vonal, Erdőfüle: piros vonal). A: összes vadméhfaj; B: kistestű vadméhek; C: poszméhek

A területpárok között átfedő fajok száma (amelyek kizárólag az adott két területen fordulnak elő) az F–V és az A–V területeken közel azonos volt, míg az F–A területeken lényegesen több közös fajt találtunk (11. táblázat). A Jaccard hasonlósági indexek értékei azt mutatták, hogy a legkisebb a hasonlóság az F–A területek között, míg az V terület közel azonos volt az F és az A területekkel (11. táblázat).

11. táblázat: A közös gyakori fajok száma (átló felett) és a fajösszetétel Jaccard hasonlósági indexei (átló alatt) területpárok szerint (2018-2019).

	Erdőfüle	Homoródalmás	Vargyas
Erdőfüle		15	8
Homoródalmás	0.519		5
Vargyas	0.648	0.617	

A két év között jelentős fajkicserélődést tapasztaltunk. Mindkét évben észlelt fajok száma az F területen 36, az A területen 30, a V területen 31, illetve a három területen összesen 59 faj volt. 2018-ról 2019-re 43 faj tűnt el az F, illetve A területről, 51 faj a V területről és 70 faj összesen a három területről. Ugyanakkor 2018-ról 2019-re 29 új fajt észleltünk az F területen, 18 fajt az A területen, 12 fajt a V területen és 28 fajt a három területen összesen (12. táblázat).

12. táblázat: A mindkét, illetve csak egyik vagy másik évben előforduló fajok száma a felvételezési területeken (2018-2019).

	Mindkét évben észlelt fajok száma	Csak 2018-ban észlelt fajok száma	Csak 2019-ben észlelt fajok száma
Erdőfüle	36	43	29
Homoródalmás	30	43	18
Vargyas	31	51	12
F_A_V	59	70	28

5.4 A vadméhek és a mézelő méhek közötti kompetíció

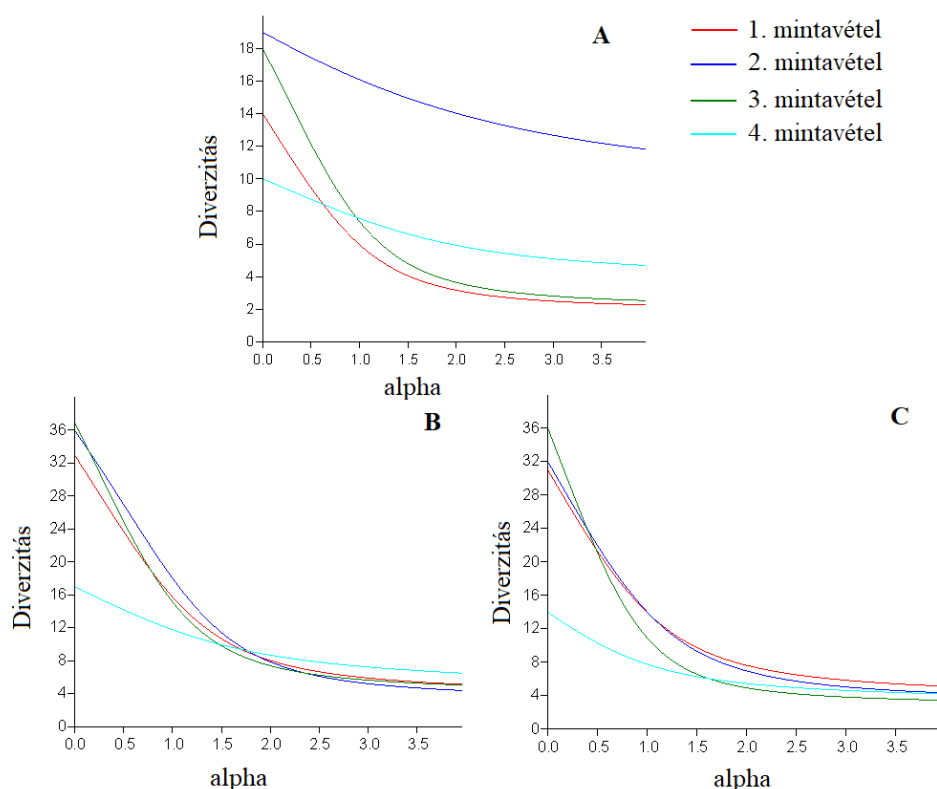
A két felvételezési év alatt összesen 158 fajt és 13164 egyedet figyeltünk meg, amelyek 72%-a (9542) *Apis mellifera* volt. A domináns poszméhfajok a *Bombus humilis* (889 egyed), *Bombus terrestris* (874 egyed), *Bombus pascuorum* (225 egyed), *Bombus hortorum* (174 egyed), *Bombus ruderarius* (79 egyed) és *Bombus sylvarum* (67 egyed) voltak, illetve a domináns kistestű méhek közé az *Andrena flavipes* (152 egyed), *Andrena ovatula* (81 egyed), *Lasioglossum calceatum* (67 egyed), *Eucera nigrescens* (55 egyed), *Eucera longicornis* (53 egyed), és *Halictus tumulorum* (44 egyed) sorolható.

2018-ban nem tapasztaltunk az A 250 m-es helyszínen szignifikáns különbséget az abundanciában és a diverzitásban az első mintavételi időszak (a kaptár elhelyezése előtt) és a többi mintavételi időszak (a kaptár elhelyezése után) között (13. táblázat; 9. ábra). Azonban szignifikáns különbséget tapasztaltunk az abundanciában az A terület esetében a kaptáraktól 500 m-re, illetve 1500 m-re. Ugyanezek a különbségek a diverzitásprofiloknál és diverzitás indexeknél is kimutathatók (Mellékletek). Ugyanakkor, a kompetícióra vonatkozóan ezek alapján nem vonhatunk le egyértelmű következtetéseket, sokkal inkább a közösségeknek a szezonális változását mutatják ezek az eredmények.

2019-ben szignifikáns különbséget nem találtunk az abundanciában és a diverzitásban az első mintavételi időszak és a többi mintavételi időszak között.

13. táblázat: Kruskal-Wallis teszt 2018-ban a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni abundanciák összehasonlítására az A felvételezési területen, a kaptáraktól 250, 500 és 1500 méterre.

A250 m	1. mintavétel	2. mintavétel	3. mintavétel	4. mintavétel
1. mintavétel		0.3504	0.5177	0.3649
2. mintavétel	1		0.7475	0.06552
3. mintavétel	1	1		0.1122
4. mintavétel	1	0.3931	0.6731	
A500 m				
1. mintavétel		0.683	0.6925	0.01507
2. mintavétel	1		0.9806	0.004792
3. mintavétel	1	1		0.003981
4. mintavétel	0.09043	0.02875	0.02389	
A1500 m				
1. mintavétel		0.9214	0.568	0.007073
2. mintavétel	1		0.6321	0.005004
3. mintavétel	1	1		0.001002
4. mintavétel	0.04244	0.03002	0.00601	

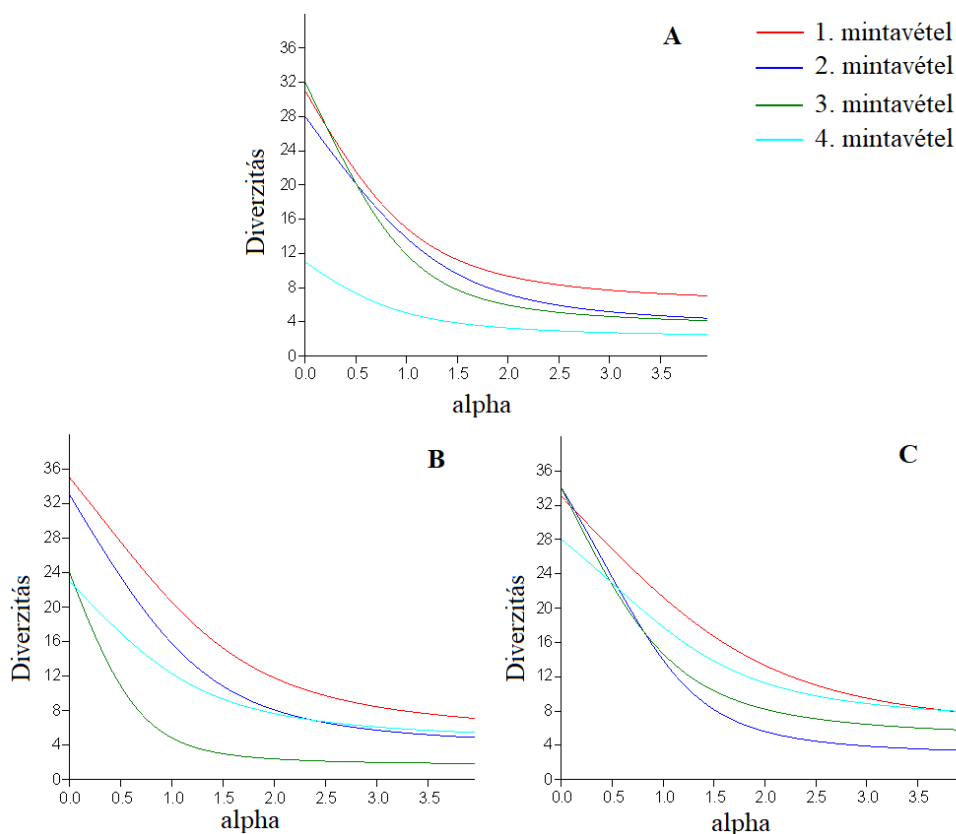


9. ábra: A méhközösségek diverzitásprofilja az A felvételezési területen 2018-ban különböző távolságokban (A: 250 méteren, B: 500 méteren, C: 1500 méteren) és különböző mintavételi időpontokban (1. mintavétel: piros vonal, 2. mintavétel: kék vonal, 3. mintavétel: zöld vonal, 4. mintavétel: türkiz vonal).

A V 250 m-es helyszínen szignifikáns különbséget találtunk az abundanciában és a diverzitásban az első mintavételi időszak (a kaptár elhelyezése előtt) és a többi mintavételi időszak (a kaptár elhelyezése után) között (14. táblázat; 10. ábra). Azonban nem találtunk szignifikáns különbséget az abundanciában a V terület esetében a kaptáraktól 500 m-re, illetve 1500 m-re. Ugyanezek a különbségek a diverzitásprofiloknál és diverzitás indexeknél is kimutathatók (Mellékletek).

14. táblázat: Kruskal-Wallis teszt 2018-ban a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni abundanciák összehasonlítására az V felvételezési területen, a kaptáraktól 250, 500 és 1500 méterre.

V250 m	1. mintavétel	2. mintavétel	3. mintavétel	4. mintavétel
1. mintavétel		0.7135	0.8865	0.001199
2. mintavétel	1		0.6158	0.004214
3. mintavétel	1	1		0.0007461
4. mintavétel	0.007197	0.02528	0.004477	
V500 m				
1. mintavétel		0.8432	0.149	0.09408
2. mintavétel	1		0.2151	0.1443
3. mintavétel	0.8941	1		0.8382
4. mintavétel	0.5645	0.8656	1	
V1500 m				
1. mintavétel		0.9941	0.9375	0.3921
2. mintavétel	1		0.9415	0.3814
3. mintavétel	1	1		0.3523
4. mintavétel	1	1	1	

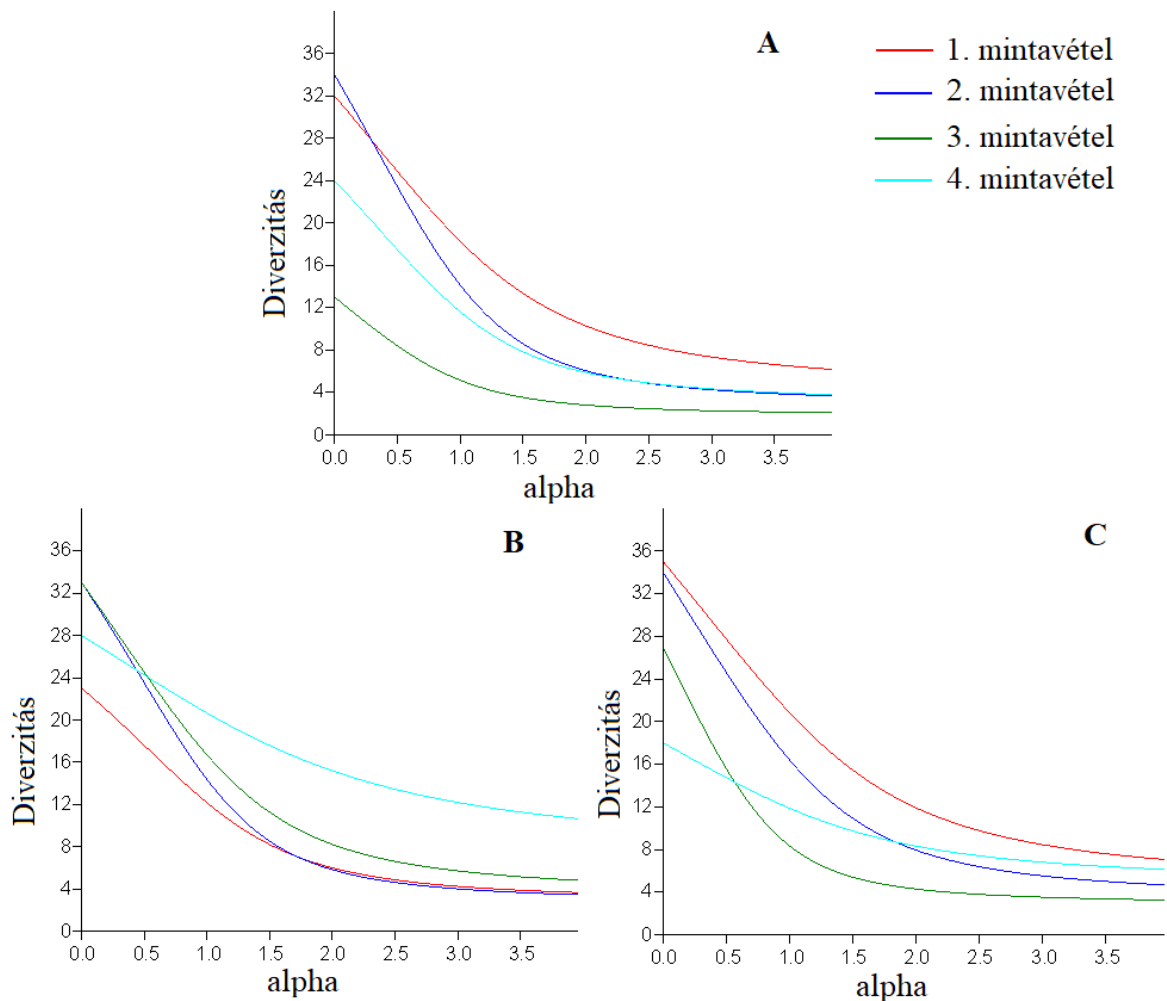


10. ábra: A méheközösségek diverzitásprofilja a V felvételezési területen 2018-ban, különböző távolságokban (A: 250 méteren, B: 500 méteren, C 1500 méteren) és különböző mintavételi időpontokban (1. mintavétel: piros vonal, 2. mintavétel: kék vonal, 3. mintavétel: zöld vonal, 4. mintavétel: türkiz vonal).

Szintén különbség figyelhető meg az abundanciában az F felvételezési területen a harmadik mintavételi időszak és az első és második időszak között 250 m-nél, valamint a negyedik mintavételi időszak és az első és második időszak között 1500 m-nél. Ugyanakkor nem figyeltünk meg különbséget 500 m-nél (15. táblázat; 11. ábra). Ugyanezek a különbségek a diverzitásprofiloknál és diverzitás indexeknél is kimutathatók (Mellékletek).

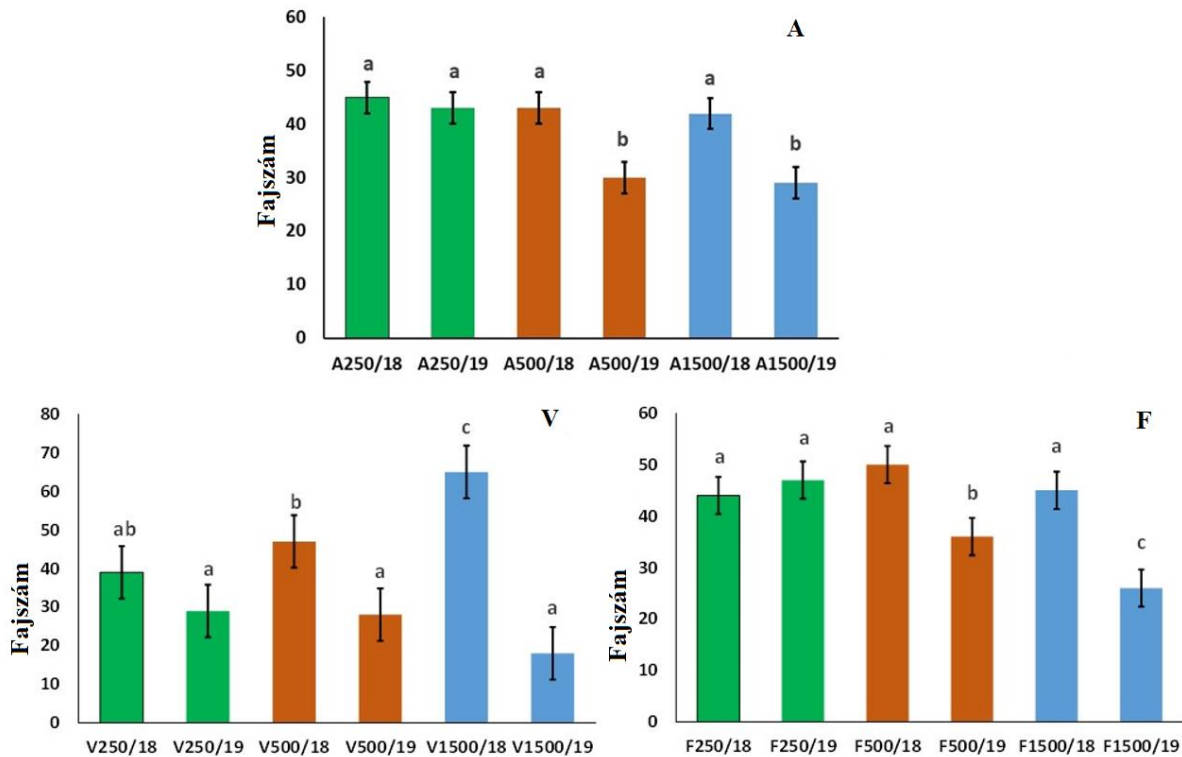
15. táblázat: Kruskal-Wallis teszt 2018-ban a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni abundanciák összehasonlítására az F felvételezési területen, a kaptártól 250, 500 és 1500 méterre.

F250 m	1. mintavétel	2. mintavétel	3. mintavétel	4. mintavétel
1. mintavétel		0.8004	0.003225	0.2442
2. mintavétel	1		0.001423	0.1548
3. mintavétel	0.01935	0.008538		0.06537
4. mintavétel	1	0.9288	0.3922	
<hr/>				
F500 m				
1. mintavétel		0.1429	0.1361	0.4363
2. mintavétel	0.8572		0.9743	0.4939
3. mintavétel	0.8167	1		0.4753
4. mintavétel	1	1	1	
<hr/>				
F1500 m				
1. mintavétel		0.9585	0.2634	0.01269
2. mintavétel	1		0.293	0.01615
3. mintavétel	1	1		0.159
4. mintavétel	0.07616	0.09688	0.9539	



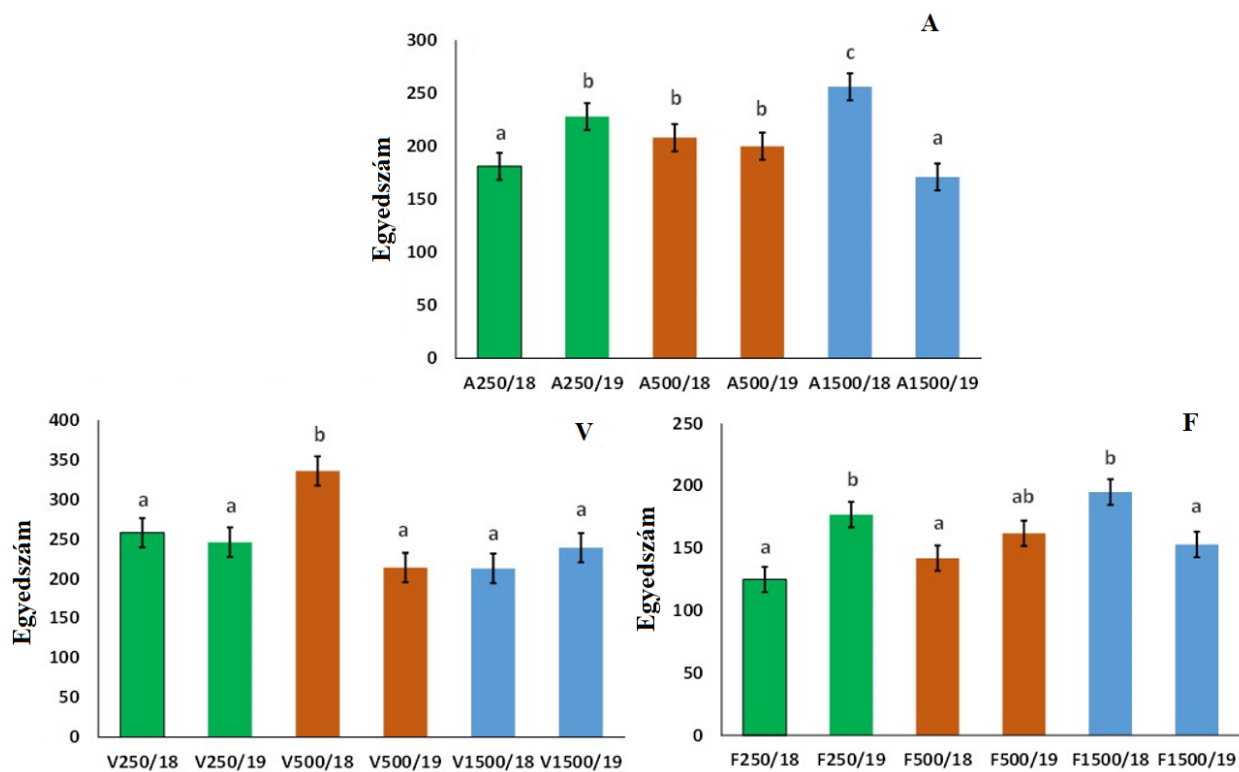
11. ábra: A méhközösségek diverzitásprofilja az F felvételezési területen 2018-ban különböző távolságokban (A: 250 méteren, B: 500 méteren, C 1500 méteren) és különböző mintavételi időpontokban (1. mintavétel: piros vonal, 2. mintavétel: kék vonal, 3. mintavétel: zöld vonal, 4. mintavétel: türkiz vonal).

Az évek között szignifikáns eltérés mutatható ki, ha a kis és nagytestű méhek fajgazdagságát együtt vizsgáljuk a kaptártól különböző távolságokon. 2019-ben az A, illetve az F helyszínen jelentős fajszám csökkenést tapasztaltunk 500, illetve 1500 m távolságon (12A/F. ábra). A V területen azonban mindhárom távolságban jelentős volt a fajszámcsökkenés a 2019-es évben (ez nem jelenti azt, hogy az adott faj eltűnt a területről, viszont nem fordult elő kimutatható mennyiségben) (12V. ábra).



12. ábra: A fajszaámok évek közötti változása a kaptáraktól való távolság szerint a különböző felvételezési területeken. Az egyes részábrák a felvételezési területeket, a színek pedig a kaptáraktól való távolságokat jelentik, míg a 18 és 19 az éveket.

Az egyedszámokat vizsgálva szintén szignifikáns különbségeket találtunk az évek között több területen (13. ábra). 2019-ben az A területen jelentősen csak az 1500 m-es távolságban csökkent az abundancia, míg a 250 m-es távolságon növekedett a vadméhek egyedszáma. A V területen csak 500 m-en figyeltünk meg egyedszám csökkenést 2019-ben. Ugyanakkor az F területen egyedszám növekedést tapasztaltunk 250, illetve 500 m-en, és csak 1500 m-en tapasztaltunk egyedszám csökkenést.



13. ábra: Az egyedszámok évek közötti változása a kaptártól való távolság szerint a különböző felvételezési területeken. Az egyes részábrák a felvételezési területeket, a színek pedig a kaptártól való távolságokat jelentik, míg a 18 és 19 az éveket.

A vadméh-populációk változásai azonos éveken belül, figyelembe véve a méhkaptártól való távolságot, az egyes helyeken külön-külön a következők voltak:

Fajsám eltérések a méhkaptártól való növekvő távolság függvényében évekre bontva:

2018: a V területen kis növekedés, nincs változás az A és F területen.

2019: a V területen nincs változás, kis csökkenés az A területen, erős csökkenés az F területen.

Abundancia eltérés a méhkaptártól való növekvő távolság szerint az évekre bontva:

2018: növekedés figyelhető meg az összes területen (erős növekedés az A területen és kisméretű növekedés a V és az F területen).

2019: a V területen nincs változás, az A és az F területen csökkenés figyelhető meg

A vadméh-populációk változásai a két felvételezési év között, figyelembe véve a méhkaptártól való távolságot az egyes helyeken külön-külön, a következők voltak:

Fajsám eltérések a méhkaptártól való növekvő távolság függvényében az évek között:

A terület: 250 m nincs változás; 500 m csökkenés; 1500 m csökkenés.

V terület: 250 m nincs változás; 500 m csökkenés; 1500 m csökkenés.

F terület: 250 m nincs változás; 500 m csökkenés; 1500 m csökkenés.

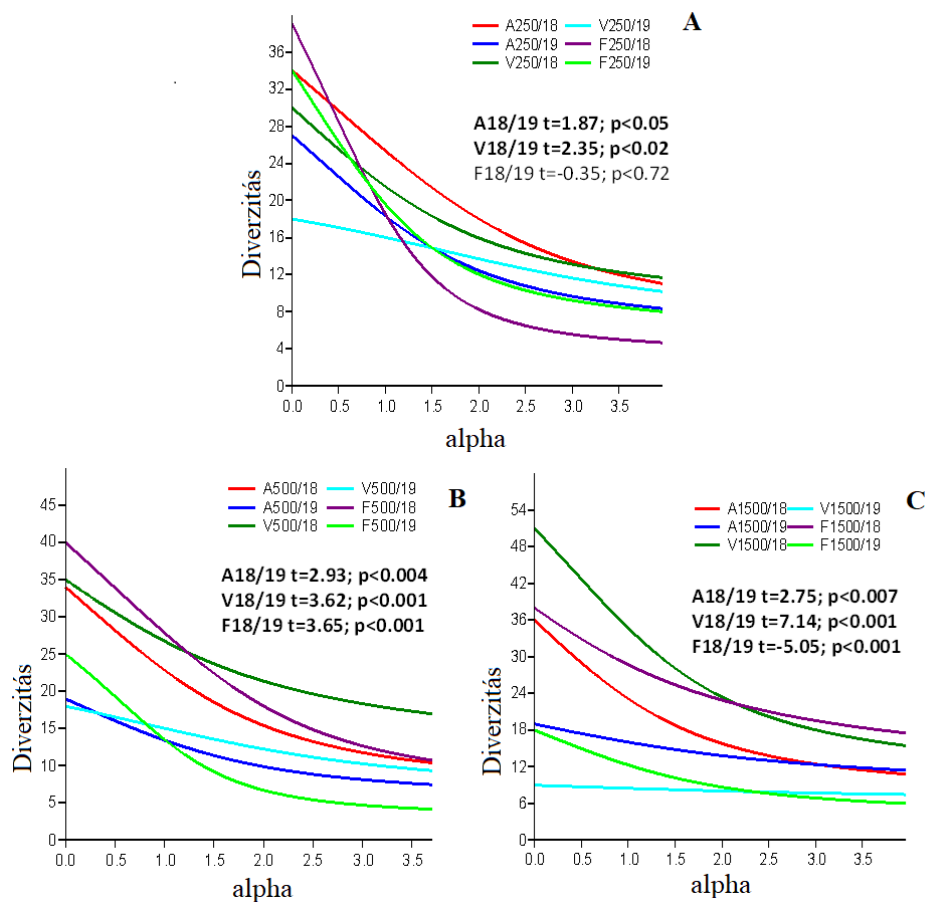
Abundancia eltérés a méhkaptáraktól való növekvő távolság szerint az évek között:

A terület: 250 m csökkenés; 500 m nincs változás; 1500 m csökkenés.

V terület: 250 m nincs változás; 500 m csökkenés; 1500 m nincs változás.

F terület: 250 m növekedés; 500 m nincs változás; 1500 m csökkenés.

A fajgazdagságban és fajösszetételben, valamint az abundanciában is jelentős változás volt tapasztalható egyik évről a másik évre. A mintavételi területeken a faj-kicserélődések százalékosan a következőképpen alakultak: A területen 67%, V területen 66 % és az F területen 63% volt. Ha figyelembe vesszük a kaptáraktól való távolságot, jelentős csökkenés volt megfigyelhető a diverzitásban egyik évről a másikra minden távolságban, kivéve az F helyet, 250 m-re a kaptáraktól (F18/19, $t = 0,35$, $P = 0,72$) (14. ábra).



14. ábra: Vadméhek diverzitásprofilja és diverzitási T-tesztje évek között ugyanazon a helyen 250 m (A), 500 m (B) és 1500 m (C) távolságból a kaptáraktól. $P < 0,05$ konfidenciahatárt vettünk figyelembe (2018-2019).

2018-ban a mézelő méhek hatását vizsgálva jelentősen növekedett a kistestű méhek fajgazdagsága a V területen a kaptáraktól való távolság növekedésével, míg az A, illetve F területen hasonló növekedést nem tapasztaltunk (MANOVA és Chi négyzet teszt). Ugyanakkor, 2019-ben csökkent a kistestű méhek fajgazdagsága a kaptártól való távolság növekedésével, vagyis a trend ellenkező

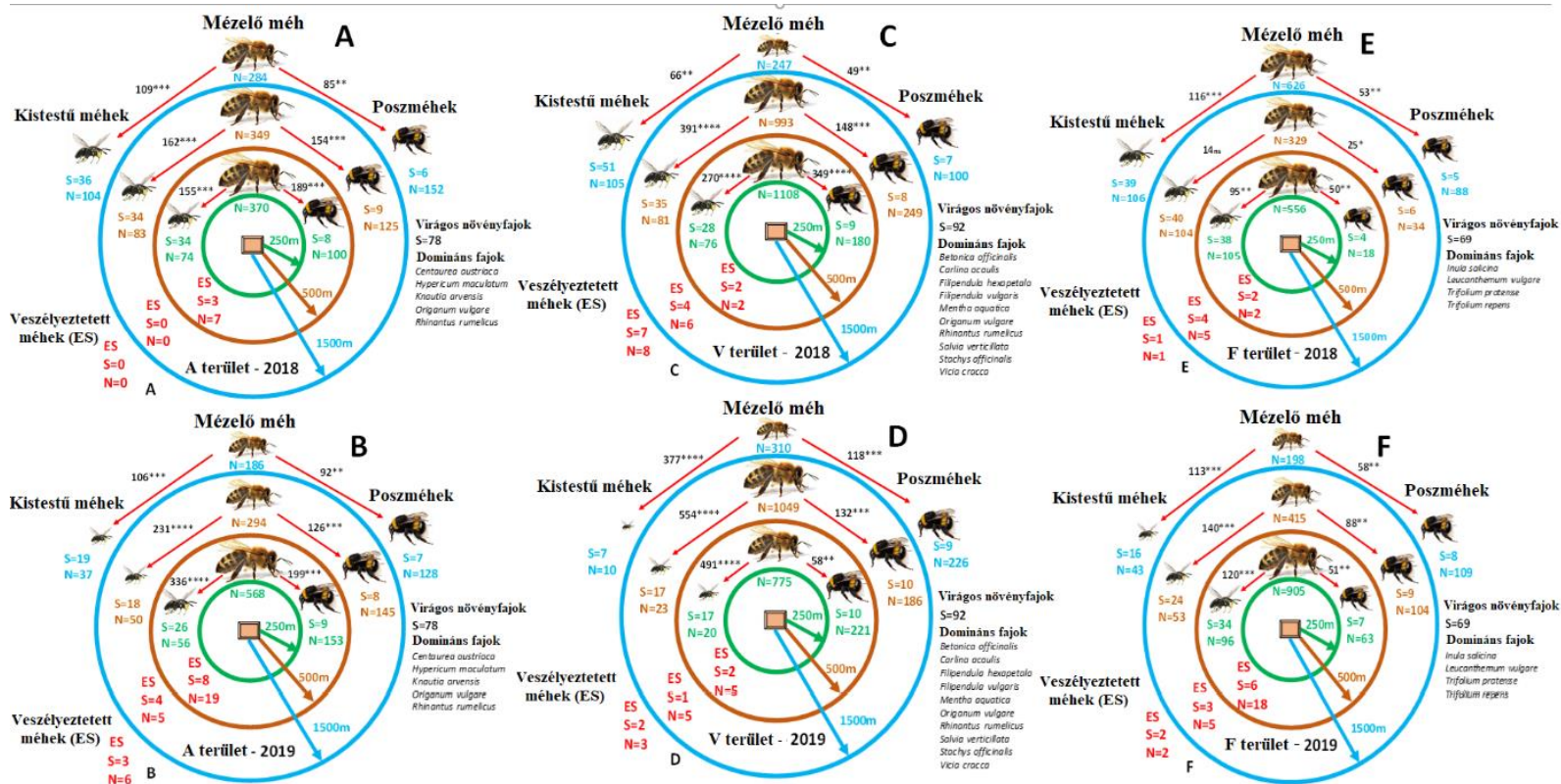
volt mindhárom terület esetében. Továbbá, a vizsgálati területeken 2019-ben jelentősen kevesebb volt a kistestű méhek fajsza a 2018-as évhez képest (15. ábra).

Például 2018-ban az A területen a kistestű méhek esetében a kaptáraktól távolodva 34, 34, 36, míg 2019-ben 26, 18, 19 volt a fajsza (15 A, B ábra). 2018-ban a V területen a kaptáraktól távolodva 28, 35, 51, míg 2019-ben 17, 17, 7 volt a fajsza (15 C, D ábra). Az F területen a kaptáraktól távolodva 2018-ban 38, 40, 39, míg 2019-ben 34, 24, 16 volt a fajsza (15 E, F ábra).

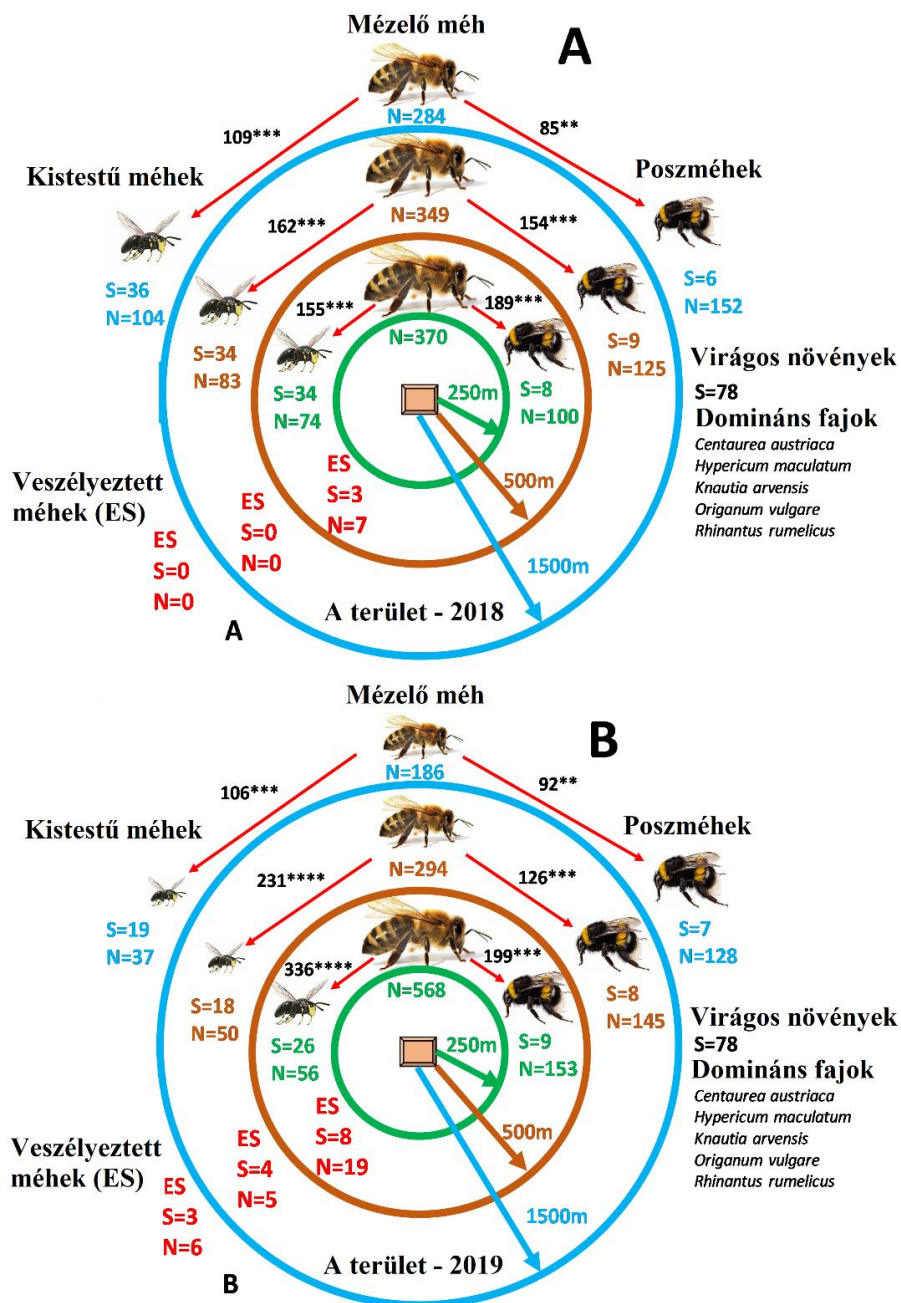
2018-ban jelentős növekedést tapasztaltunk a kistestű méhek egyedszámában az A és V területen a kaptártól való távolság növekedésével, viszont az F területen hasonló növekedést nem tapasztaltunk. Ugyanakkor, 2019-ben csökkent a kistestű méhek egyedszama a kaptáraktól való távolság növekedésével, vagyis a trend ellenkező volt mind három terület esetében. Továbbá, a vizsgálati területeken 2019-ben jelentősen kevesebb volt a kistestű méhek egyedszama a 2018-as évhez képest.

Például 2018-ban az A területen a kistestű méhek esetében a kaptáraktól távolodva 74, 83, 104, míg 2019-ben 56, 50, 37 volt az egyedszám (15 A, B ábra). 2018-ban a V területen a kaptáraktól távolodva 76, 81, 105, míg 2019-ben 20, 23, 10 volt az egyedszám (15 C, D ábra). Az F területen a kaptáraktól távolodva 2018-ban 105, 104, 106, míg 2019-ben 96, 53, 43 volt az egyedszám (15 E, F ábra).

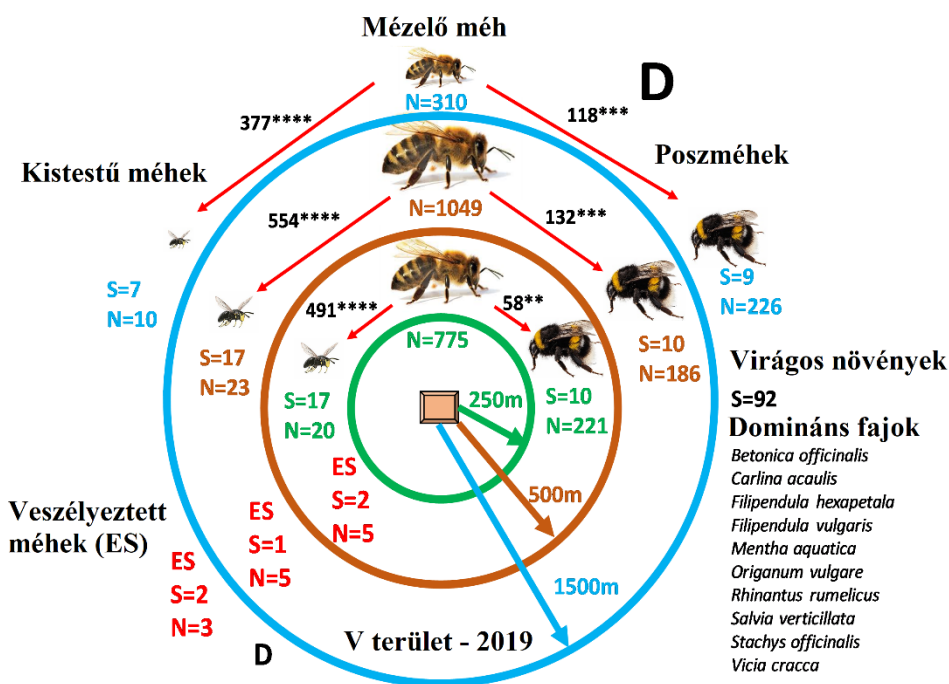
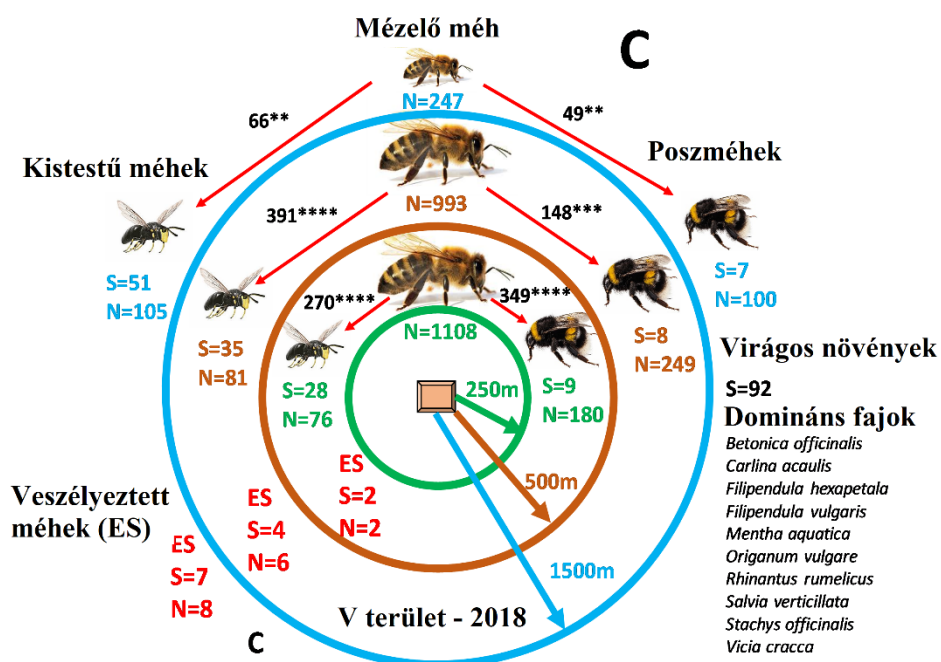
A poszméh fajokat külön vizsgálva az eltérések nem annyira látványosak, mint a kistestű méhek esetében. Például 2018-ban a poszméhek az A területen a kaptáraktól távolodva 8, 9, 6, míg 2019-ben 9, 8, 7 volt a fajsza (15 A, B ábra). 2018-ban a V területen a kaptáraktól távolodva 9, 8, 7, míg 2019-ben 10, 10, 9 volt a fajsza (15 C, D ábra). Az F területen a kaptáraktól távolodva 2018-ban 4, 6, 5, míg 2019-ben 7, 9, 8 volt a fajsza (15 E, F ábra). 2018-ban a mézelő méhek hatását vizsgálva jelentősen növekedett a poszméhek egyedszama az A és F területen a kaptártól való távolság növekedésével, míg a V területen csökkent a poszméhek egyedszama, vagyis a trend ellenkező volt. 2019-ben a poszméhek egyedszama a kaptártól való távolság növekedésével jelentősen növekedett az F területen, nem volt jelentős változás a V területen, illetve jelentősen csökkent a poszméhek egyedszama az A területen. Például, 2018-ban a poszméhek esetében az A területen a kaptáraktól távolodva 100, 125, 152, míg 2019-ben 153, 145, 128 volt az egyedszám (15 A, B ábra). 2018-ban a V területen a kaptáraktól távolodva 180, 249, 100, míg 2019-ben 221, 186, 226 volt az egyedszám (15 C, D ábra). Az F területen a kaptáraktól távolodva 2018-ban 18, 34, 88, míg 2019-ben 63, 104, 109 volt az egyedszám (15 E, F ábra).



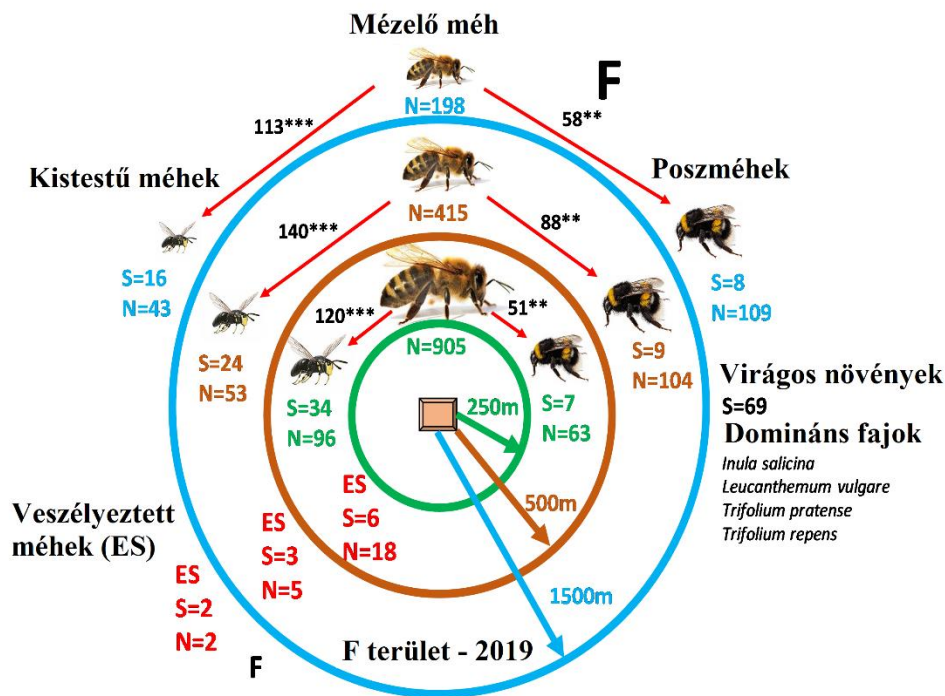
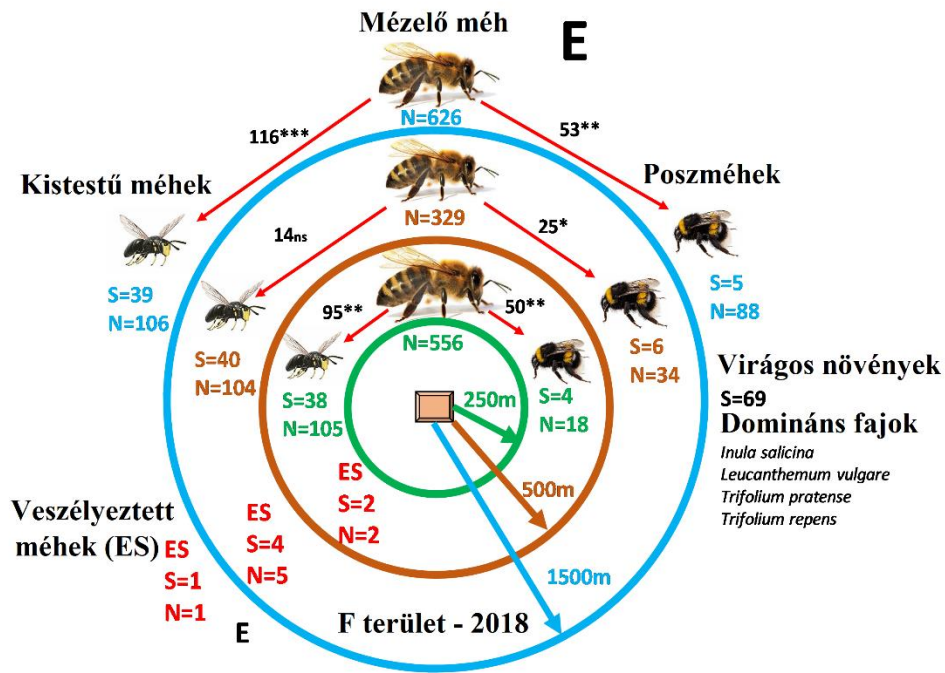
15. ábra: A mézelő méhek, valamint a kistestű méhek és poszméhek egyedszámának és fajsámának változása az egyes helyeken, évenként (2018-2019) és a kaptáraktól való távolságonként (MANOVA), valamint a khi-négyzet (χ^2) próba figyelembe véve a kovarianciamátrixok közötti különbségeket, majd standardizálva azokat a közelítés négyzetes középhibájával. A kezdeti összehasonlítást a mézelő méhek adatai és a kistestű méhek és poszméhek adatai között minden távolságra külön-külön végeztük. A veszélyeztetett fajok (ES) alacsony egyedszámai miatt az összehasonlítások statisztikai elemzések nélkül történtek. S a fajok száma; N az egyedszám. A zöld körök 250 m-t, a barna körök 500 m-t, a kék körök pedig 1500 m-es távolságot jelentenek a méhkaptáraktól. A Chi-négyzet értékek feketével vannak feltüntetve az ábrákon belül, ***P < 0,001, **P < 0,01, NS nem szignifikáns.



15 A, B. ábra: A mézelő méhek, valamint a kistestű méhek és poszméhek egyedszámának és fajsámának változása az A helyen, évenként (2018-2019) és a kaptáraktól való távolságonként (MANOVA), valamint a khi-négyzet (χ^2) próba figyelembe véve a kovarianciamátrixok közötti különbségeket, majd standardizálva azokat a közelítés négyzetes középhibájával. A kezdeti összehasonlítást a mézelő méhek adatai és a kistestű méhek és poszméhek adatai között minden távolságra külön-külön végeztük. A veszélyeztetett fajok (ES) alacsony egyedszámai miatt az összehasonlítások statisztikai elemzések nélkül történtek. S a fajok száma; N az egyedszám. A zöld körök 250 m-t, a barna körök 500 m-t, a kék körök pedig 1500 m-es távolságot jelentenek a méhkaptáraktól. A Chi-négyzet értékek feketével vannak feltüntetve az ábrákon belül, ***P < 0,001, **P < 0,01, NS nem szignifikáns.



15 C, D. ábra: A mézelő méhek, valamint a kistestű méhek és poszméhek egyedszámának és fajsámának változása a V helyen, évenként (2018-2019) és a kaptáraktól való távolságonként (MANOVA), valamint a khi-négyzet (χ^2) próba figyelembe véve a kovarianciamátrixok közötti különbségeket, majd standardizálva azokat a közelítés négyzetes középhibájával. A kezdeti összehasonlítást a mézelő méhek adatai és a kistestű méhek és poszméhek adatai között minden távolságra külön-külön végeztük. A veszélyeztetett fajok (ES) alacsony egyedszámai miatt az összehasonlítások statisztikai elemzések nélkül történtek. S a fajok száma; N az egyedszám. A zöld körök 250 m-t, a barna körök 500 m-t, a kék körök pedig 1500 m-es távolságot jelentenek a méhkaptáraktól. A Chi-négyzet értékek feketével vannak feltüntetve az ábrákon belül, ****P < 0,001, **P < 0,01, NS nem szignifikáns.



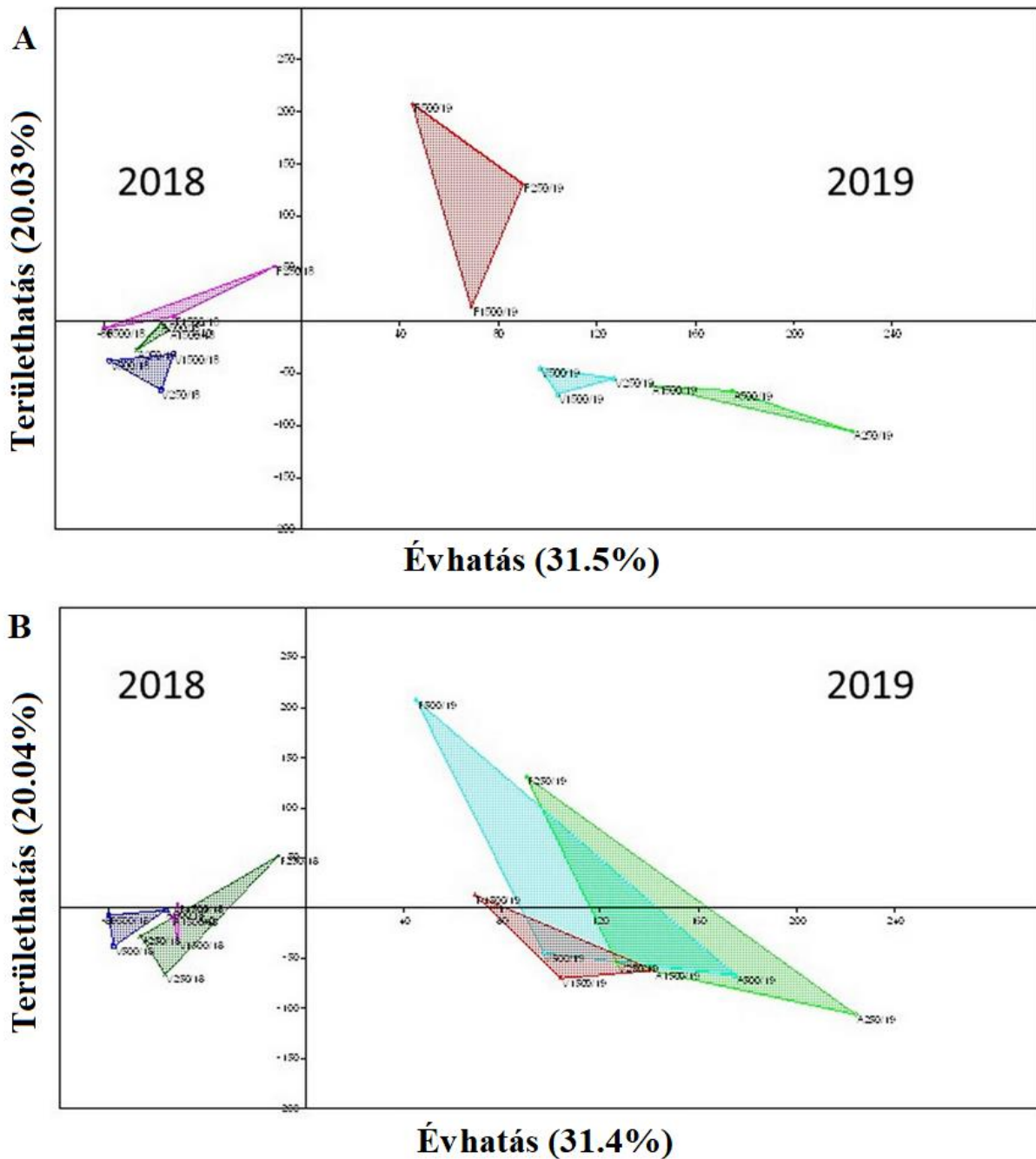
15 E, F. ábra: A mézelő méhek, valamint a kistestű méhek és poszméhek egyedszámának és fajszámának változása a F helyen, évenként (2018-2019) és a kaptáraktól való távolságonként (MANOVA), valamint a khi-négyzet (χ^2) próba figyelembe véve a kovarianciamátrixok közötti különbségeket, majd standardizálva azokat a közelítés négyzetes középhibájával. A kezdeti összehasonlítást a mézelő méhek adatai és a kistestű méhek és poszméhek adatai között minden távolságra külön-külön végeztük. A veszélyeztetett fajok (ES) alacsony egyedszámai miatt az összehasonlítások statisztikai elemzések nélkül történtek. S a fajok száma; N az egyedszám. A zöld körök 250 m-t, a barna körök 500 m-t, a kék körök pedig 1500 m-es távolságot jelentenek a méhkaptáraktól. A Chi-négyzet értékek feketével vannak feltüntetve az ábrákon belül, ***P <0,001, **P <0,01, NS nem szignifikáns.

Összességében az adatok azt mutatják, hogy a mézelő méhek általánosságban negatívan hathatnak mind a kistestű-, mind a poszméhekre, valamint a veszélyeztetett fajokra, de ha az elemzésekben az éveket és a kaptáraktól való távolságokat magyarázó változónak, a fajcsoportot pedig válaszváltozónak tekintjük, akkor szignifikánsan negatív hatás csak a kistestű méhekre mutatható ki (16. táblázat).

16. táblázat: Az évek (2018-2019), a helyszínek és a távolságok hatása a mézelő méhekre, a kistestű méhekre, a poszméhekre és a veszélyeztetett fajokra (az egyes fajcsoportok mint válaszváltozók, a helyszínek, évek és távolságok pedig magyarázó változók). Az érték előtti nyílak a fő hatások irányát mutatják: ↑ szignifikánsan pozitív kapcsolatot, ↓ szignifikánsan negatív kapcsolatot jelez. ***P <0,001, **P <0,01, NS nem szignifikáns.

Változók	Mézelő méh	Poszméhfajok	Kistestű méhek	Veszélyeztetett méhfajok
ÉV	F=0.19 ^{NS}	F=1.21 ^{NS}	↓F=19.92***	↓F=12.56***
Területek	F=1.01 ^{NS}	F=1.32 ^{NS}	F=0.78 ^{NS}	F=0.91 ^{NS}
a kaptáraktól 250m-re	F=0.81 ^{NS}	F=1.05 ^{NS}	↓F=2.45**	↑F=2.67**
a kaptáraktól 500m-re	F=1.34 ^{NS}	F=1.45 ^{NS}	↓F=3.88**	F=1.34 ^{NS}
a kaptáraktól 1500m-re	F=1.78 ^{NS}	F=1.87 ^{NS}	↓F=2.99**	F=1.54 ^{NS}
Mézelő méhek	-	↓F=5.91**	↓F=10.18***	↓F=4.89**
Poszméhfajok	F=0.79 ^{NS}	-	F=1.09 ^{NS}	F=0.33 ^{NS}
Kistestű méhek	F=0.48 ^{NS}	F=0.38 ^{NS}	-	F=0.89 ^{NS}
Veszélyeztetett méhfajok	F=0.71 ^{NS}	F=0.56 ^{NS}	F=0.34 ^{NS}	-

A kanonikus korrespondencia-elemzések ismét nagy fajösszetételi különbséget mutattak ki az évek között, amikor a területeket csoportosító tényezőnek tekintettük (16A. ábra).



16. ábra: A kanonikus korrespondenciaelemzések a fajátfedések tesztelésére szolgálnak a lelőhelyek és az évek (2018-2019) között, ahol a lelőhelyeket és az éveket komponensként, a fajsűrűséget pedig változóként használták. (A) fajösszetétel lelőhelyek szerint; (B) a fajok összetétele a kaptáraktól való távolság alapján. A zöld szín az A helyet, a kék a V, a piros pedig az F területet jelöli az (A) panelen, míg a zöld szín 250 m-t, a kék 500 m-t, a piros pedig 1500 m-es távolságot jelent a (B) panelen.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

6.1 Vadméh-közösségek jelentősége magas természeti értékű élőhelyeken

Vizsgálatunk már faunisztikai szempontból is fontos és érdekes eredményeket hozott. A romániai poszméhekre vonatkozó újabb faunisztikai munkákban (Ban-Calefariu és Sárospataki 2007, Tomozi és Toma 2011) a Hargita és Kovászna megye a régiójából faunisztikai adatok nem fordultak elő. Ugyanakkor különösen fontosak az európai vöröslistán szereplő fajokról nyert információk, hiszen mind a veszélyeztetett, mind az adathiányos fajokról előkerülő új adatok pótolhatatlanok lehetnek természetvédelmi szempontból (Nieto et al., 2014). 2018-ban, és 2019-ben a 12 NT kategóriába sorolt poszméh fajból 5 csak 1-1 példányban került elő, de a többi 7 NT faj előfordulása gyakoribbnak bizonyult, sőt olyan is volt, amelyik domináns (*Andrena ovatula*, 81 egyed) vagy szubdomináns (*Andrena hattorfiana*, 19 egyed) faj volt vizsgálatunkban. A 35 DD fajból 17 került elő egynél több példányban, és ezek közül egy szubdomináns faja (*Andrena gravida*, 28 egyed) volt a közösségnek.

Konzervációbiológiai szempontból nagyon fontos a magas természeti értékű élőhelyek méhközösségeinek vizsgálata, hiszen a méhek, mint a legfontosabb megporzók, közvetlen hatással vannak a növényi primer produkcióra, és ezáltal a természetes életközösségekre (Bawa 1990, Ashman et al., 2004). Matache és Ban (2006), valamint Ban és Tomozei (2006) a Dobruzsza régióból származó publikált, illetve múzeumi gyűjteményekben fellelhető adatait tárták föl a *Megachilidae*, *Andrenidae*, *Anthophoridae* és *Apidae* családoknak. Az adatsor több mint 50 mintavételi helyről származott, és több évtizedet ölelt fel. 58 *Megachilidae*, 20 *Andrenidae*, 14 *Anthophoridae* és 7 *Apidae* fajt találtak. Egy intenzív faunisztikai kutatás keretében Máramaroson (6 év, 41 mintavételi hely) 12 *Megachilidae*, 5 *Anthophoridae* és 17 *Apidae* faj került elő (Ban 2005). Ugyanakkor Magyarországon, nagyon hasonló faunisztikai felmérésekben (Sárospataki és Fazekas 1995, Havas et al., 2008, Sárospataki et al., 2009) a begyűjtött méhfajok száma 65–124 között mozgott.

2018-ban és 2019-ben, összesen 24 *Megachilidae*, 39 *Andrenidae*, 23 *Anthophoridae* és 13 *Apidae* fajt gyűjtöttünk, és a teljes fajszám 157 volt. Ezért állíthatjuk, hogy mintavételi területeink fajgazdagsága igen magas volt. A Romániában nyilvántartott 726 vadméhfaj mintegy 22%-át, és a 40 poszméh faj 33%-át ([http1.](#)) gyűjtöttük vizsgálati területeinken.

A Máramaros (Románia) régióban (Ban 2005) és Dél-Erdélyben (Kovács-Hostyánszki et al., 2016) előforduló fajokhoz képest jelentős különbség figyelhető meg a különböző családokba tartozó vadméhek arányát illetően. Vizsgálatunkban a legtöbb gyűjtött példány az *Apidae*

(70,37%) és a *Halictidae* (12,9%) családba tartozott, míg Máramaros régióban a két domináns család egyedeinek aránya fordított volt (*Halictidae*: 65,7%; *Apidae*: 19%). Hasonló eredményeket találtak Dél-Erdélyben: *Halictidae* (62%), *Apidae* (17,2%). A magas fajszám mellett az általunk vizsgált vadméh-közösségek diverzitásértékei is magasak voltak.

2018-ban a három mintaterületen a közösségek diverzitása nem tért el szignifikánsan egymástól (1. táblázat, 6. ábra). A legnagyobb fajszám a V területen volt megfigyelhető, bár a területek közötti különbségek nem voltak jelentősek (F: 79, A: 73, V: 82 faj). Fajösszetételben meglehetősen nagy hasonlóságot tapasztaltunk az A-V, illetve A-F terület között, utóbbi két terület topográfiailag a legtávolabb helyezkedik el egymástól. Legnagyobb volt a különbség az F-V terület között melyek viszonylag közel helyezkednek el egymáshoz.

2019-ben szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk a diverzitásban. A vadméhek esetében az F terület bizonyult a legdiverzebbnek, a poszméhek esetében viszont az A területen tapasztaltuk a legkisebb diverzitást (7. táblázat, 7. ábra). A legnagyobb fajszám az F területen volt megfigyelhető, és a legalacsonyabb a V területen (F: 65, A: 48, V: 43 faj).

A két év eredményei alapján a három mintaterületen a közösségek diverzitása nem tért el szignifikánsan egymástól (10. táblázat, 8. ábra). A legmagasabb fajszám az F területen volt megfigyelhető, bár a területek közötti különbségek nem voltak jelentősek (F: 108, A: 91, V: 94 faj). Topográfiailag a legközelebb eső két terület az A és a V, és e két terület között fajösszetételben is meglehetősen nagy volt a hasonlóság. Ugyanakkor az A terület a tőle topográfiailag távol eső F területtel is szinte ugyanolyan faj-összetételbeli hasonlóságot mutatott, míg a viszonylag egymáshoz közel eső V és F területek között volt a legkisebb a hasonlóság. A V terület természetvédelmi oltalom alatt áll (<http2>), és a három vizsgálati terület közül a leginkább magas természeti értékű, míg az F terület áll a leginkább antropogén hatás alatt és egyben a legközelebb helyezkedik el az emberi településekhez.

A beporzók válaszreakciói az ember által kiváltott élőhelyi zavarokra túlnyomórészt negatívak (Winfree et al., 2011), azonban a válaszreakció irányultsága és erőssége változó (Winfree et al., 2009, 2011; Quintero et al., 2010; Doré et al., 2021). Másrészt, a beporzók fajgazdagságának és abundanciájának változásai a zavarástípusok között változhatnak (Doré et al., 2021), és csak a szélsőséges élőhelyvesztéssel járó rendszerekben csökkentek jelentősen (Winfree et al., 2009).

Más közösségi paraméterek (pl. fajösszetétel, speciális és általános fajok relatív abundanciája) gyakran érzékenyebbek az antropogén hatásokra (Winfree et al., 2011; Quintero et al., 2010). Vizsgálati helyszíneink magas természeti értékű gyepek, és az ezeket ért antropogén hatásokból, vagyis csak a kaszálás intenzitásából adódó különbségek kicsik voltak (lásd anyagok és

módszerek, Dahlström et al., 2013; Babai et al., 2015; Kun et al., 2019). Eredményeink alapján a területek közötti antropogén hatás ezen csekély eltérése valószínűleg nem volt elegendő ahhoz, hogy jelentős fajszám- és diverzitásbeli különbségeket okozzon. Az antropogén hatások különbségei azonban, bár nem erősek, de a fajösszetétel hasonlóságai/különbségei alapján kimutathatók. Az első éves eredmények alapján a két leginkább eltérő antropogén hatású terület (V–F) mutatta a legkisebb hasonlóságot a fajösszetételben, pedig ezek voltak a legközelebb egymáshoz. Ugyanakkor, a 2019-es adatok jelentősen eltérnek a 2018-as adatoktól. Így a kétéves adatokból az látszik, hogy az A-F terület mutatja a legkisebb hasonlóságot a fajösszetételben. Vizsgálataink arra utalnak, hogy a vizsgált területek extenzív használata változatos, fajgazdag méhközösségek kialakulását teszi lehetővé, még az emberi településekhez legközelebb eső mintavételi helyünkön is. Az ilyen és hasonló rétek méhközösségeinek monitorozása hasznos adatokkal szolgálhat ezeknek a magas természeti értékű gyepeknek a megőrzéséhez.

6.2 Mézelő méhek hatása a vadméh-közösségekre fajgazdag magas természeti értékű gyepeken

A vadméhek és a mézelő méhek közötti kompetíciót vizsgáló tanulmányok egy része a mézelő méhek negatív hatásairól számol be (Mallinger et al., 2017). Saját vizsgálatainkban a teljes vadméh közösséget tekintve a hatás nem egyértelmű. A vizsgálat első évében a kaptárak közelében szinte minden esetben jóval alacsonyabb faj és egyedszámokat tapasztaltunk. Ez a negatív tendencia kifejezettebb volt azon a két területen, ahol csak a vizsgálati évben lettek kihelyezve a mézelő méhek (A és V terület). A második évben semmi hasonló tendencia nem volt tapasztalható. A mézelő méh okozta negatív hatások szélesebb körű kockázatot jelenthetnek azokban a méhközösségekben, ahol a mézelő méh nem honos (Goulson, 2003; Russo, 2016; Ollerton, 2017). Az európai vadméh közösségek valószínűleg toleránsabbak a mézelő méh invázióval szemben, így elképzelhető, hogy egyik évről a másikra közösség szinten kompenzálni tudták a területre telepített mézelő méhek negatív hatását. Azokon a területeken, ahol a mézelő méhek honosak, nem minden esetben alakul ki kompetíció (Paini, 2004, Requier et al., 2019), mivel a niche-átfedés nem elegendő a táplálékforrásért való tényleges versengés kialakulásához, vagy a forráshiány nem lép fel olyan mértékben, hogy az észlelhető kompetíciót eredményezzen (Lawlor és Smith, 1976, Ranta és Lundberg, 1980, Thomson 2006, Herbertsson et al., 2016, Lindstrom 2016).

Külön-külön is figyelembe véve a nagy- és kistermetű méhek fajgazdagságát, jelentős fajszám-csökkenés csak a kistermetű méheknél mutatható ki, a nagytermetűeknél nem. A generalista méhekre általában jelentősebb hatást gyakorolnak a mézelő méhek, mint az oligolektikus méhekre (Wojcik et al., 2018). Az általunk vizsgált kontroll területen (F terület), ahova évek óta rendszeresen 60

család mézelő méh van kitelepítve a szezonban, 2018-ban 70%-kal, illetve 2019-ben 48%-kal volt alacsonyabb a poszméhek egyedszáma a másik két vizsgálati területhez képest. Az F területen régebb óta és nagyobb egyedszámban jelen levő mézelő méhek tehát nagy valószínűséggel nagyobb hatást tudtak kifejteni a poszméhekre, csökkentve azok egyedszámát (Thomson, 2004) illetve előidézve azt, hogy a poszméhek elkerüljék azokat a területeket, ahol a mézelő méhek száma magas, és így az élelemforrás hiánya vagy az interferencia is jelentős (Rogers, Cajamarca, Tarpy, és Burrack, 2013). Más vizsgálatok szerint a poszméhek a mézelő méhek elkerülése miatt arra kényszerülnek, hogy szuboptimális táplálkozási területeket válasszanak (Walther-Hellwig et al., 2006). Walther-Hellwig és munkatársai (2006) arról számoltak be, hogy a rövid nyelvvel rendelkező poszméhek (pl. *Bombus terrestris*) a mézelő méhektől távolabb kerestek élelmet, míg a hosszabb nyelvű poszméhek kevésbé előnyös virágos növényekre tértek át (Balfour et al., 2013). A fent említett rövidtávú, közvetlenül észlelhető kompetíciós hatásokon túl a mézelő méhekkel való versengésnek lehetnek olyan hatásai is, melyek a testméret csökkenésén, és az ebből származó fekunditás változásán keresztül csak hosszú távon, több év alatt fejtik ki tényleges hatásukat a poszméh közösségre. Ilyen hatás lehet pl. a poszméh kolónia súlygyarapodásának lelassulása és az anyák és dolgozók testméretének csökkenése (Elbgami et al., 2014). A testméretnek fontos szerepe van a poszméh anyák téli hibernációjában (Holm, 1972; Beekman et al., 1998), így a testméret csökkenés hosszútávon a reprodukciós kapacitás csökkenéséhez is vezethet (Elbgami et al., 2014). Mindezek szerint saját vizsgálataink adatai alapján az az óvatos következtetés vonható le, hogy az ilyen fajgazdag élőhelyeken a mézelő méhek tömeges megjelenésének poszméhekre gyakorolt közvetlen hatásai nem azonnal észlelhetőek, de hosszabb távon valószínűleg kimutathatók lennének, különösen, ha a poszméh kolóniák súlygyarapodását, illetve az egyedek testméreteit is felvételezni lehetne.

A kistestű méhek esetében egyik évről a másikra nagy fajkicserélődést és fajszám csökkenést tapasztaltunk, ami lehet a kompetíció következménye, viszont ennek megerősítése további kutatásokat igényelne. Hudewenz és Klein (2015) azt tapasztalta, hogy a mézelő méhek jelenlétében az *Osmia bicornis* szaporodása csökkent. A méhek táplálkozási távolsága összefügg a testmérettel. A mézelő méheknél kisebb testméretű magányos vadméhek maximális mozgáskörzet-tartománya 150 és 600 m között van. Ezzel szemben a mézelő méhek több kilométeres távolságot is képesek megtenni (Gathmann és Tscharrntke 2002, Greenleaf et al., 2007). A kisméretű méhek esetében, még akkor is, ha egyedszámuk nem csökken a méhészetek közelében, az alacsony nektár és pollen mennyisége negatív hatást válthat ki. A kifejlett méh testméretét közvetlen módon meghatározza a lárva által elfogyasztott pollen és nektár mennyisége (Bosch, 2008; Peterson és Roitberg, 2006). A kisebb utódok nagyobb valószínűséggel pusztulnak

el a fejlődés (Bosch, 2008) és a telelés során (Bosch és Kemp, 2004; Tepedino és Torchio, 1982). A kisebb termetű egyedek alacsonyabb valószínűséggel találnak fészkelő helyet (Bosch és Vicens, 2006; Tepedino és Torchio, 1982). A táplálékforrások alacsony szintje növelheti a paraziták számát is a fészkekben (Goodell, 2003), mivel a nőstény egyedek több időt töltenek élelemszerzéssel, ezért a fészkeket hosszabb időre hagyják őrizetlenül (Seidelmann, 2006). Ugyanakkor a kisebb méretű méhek kevesebb energiát igényelnek a repüléshez és a fészkelő helyek fenntartásához (Heinrich, 1975). Ezen túlmenően a kis méhek kevesebb pollent és nektárt igényelnek az utódok neveléséhez is (Müller et al., 2006). Azokon a területeken, ahol nagy méhészetek vannak, a pollen és a nektár mennyisége elégséges lehet a kisméretű méheknek, de nem elégséges a nagytetű fajok számára. Ebben az esetben arra kényszerülnek, hogy valahol távolabb keressenek elégséges élelmet, vagy kiszélesítsék a táplálékspektrumukat más növényekre (Guédot, et al., 2009; Greenleaf et al., 2007; Gathmann és Tscharrnke, 2002), és így megváltozhat a vadméh közösség szerkezete is a kaptárak közelében. A fent leírtak alapján látszik, hogy a kompetíciós hatások nem minden esetben érvényesülnek rövid távon, sokszor hosszabb idő után jelentkeznek csak a következmények.

A 2018-as év áprilisában és májusában jelentősen melegebb volt, és kevesebb csapadék hullott, mint a 2019-es év ugyanezen időszakában (ábramelléletek 17-20. ábra), ami jelentősen növelheti a kompetíciós hatást a virágos erőforrások szűkössége miatt. Eredményeink alapján elmondhatjuk, hogy 2019-ben jelentősen kevesebb volt a kistetű méhek egyedszáma és fajszáma, mint 2018-ban. A fentebb ismertetett irodalmak alapján elképzelhető, hogy ez a faj és létszámcsökkenés a mézelő méhekkal és a szokatlan időjárással szinergizmusban lévő kompetíció következménye. Ugyanakkor további, lehetőleg hosszabb távú kutatásokra van szükség ahhoz, hogy egyértelműen állítsuk, hogy mindez a kompetíciós hatásnak köszönhető.

Azok a tanulmányok, amelyek a kompetíciót a mézelő méhek sűrűségének függvényében (pl. a kaptártól való távolság szerint) vizsgálták, azt találták, hogy a kompetíció a mézelő méhek közelében (általában 800 m-en belül) volt a legerősebb. Minimális, vagy semmilyen hatást nem tapasztaltak a távolság növekedésével, ami arra utal, hogy a mézelő méhek hatása lokális lehet (Elbgami et al., 2014, Thomson 2006, Walther-Hellwig 2006, Henry és Rodet, 2018). Vizsgálati eredményeink között nem tudtunk szignifikáns hatást kimutatni az egyedszámokra, illetve fajsámokra vonatkozóan a távolság függvényében. A kompetíció mértéke, és így közvetlen hatásai függhetnek az erőforrások rendelkezésre állásától, például a nektár mennyiségétől és minőségétől (cukortartalom). Jelentős hatások ott jelentkezhetnek, ahol az erőforrások szűkösek, például a homogén, intenzíven használt tájakon. Ugyanakkor a versengés jelentéktelen hatásokkal járhat olyankor, amikor bőséges erőforrások állnak rendelkezésre, vagy heterogén tájakat vizsgálunk (Thomson 2006, Herbertsson et al., 2016, Lindstrom 2016). A táj heterogenitása mellett

a méhészet hatásának távolságfüggése szezonálisan is változhat a területen a virágzó növények mennyiségétől függően (Couvillon et al., 2014). A mi vizsgálati területeinkre jellemző a nagyheterogenitás, és az extenzív legelő- illetve kaszálógazdálkodás miatt meglehetősen magas a területek természetessége és növényi fajgazdagság (Babai és Molnár, 2014). Valószínűleg ennek köszönhető, hogy a kompetíció közvetlen, rövidtávú, egyed- és fajszám csökkenésben megnyilvánuló hatásai nem igazán észrevehetőek az eredményeinkben. Ugyanakkor fontos tudni, hogy a mézelő méhek tömeges jelenlétének és a velük való kompetíciónak a magányos vadméhekre sem csak rövidtávú hatásai lehetnek. Henry és Rodet (2018) átlagosan 12%-os testhossz csökkenést mutattak ki azoknál a vadméheknél, amelyek a mézelő méh kaptárakhoz 0,65 km-en belül helyezkedtek el, és a vadméhek átlagos tömege 33%-kal alacsonyabb volt (Henry és Rodet, 2020).

Általánosságban vizsgálva a mézelő méhek vadméhekre gyakorolt hatását a diverzitáson és a közösség szerkezeten keresztül az egyik évről a másikra drasztikus csökkenést tapasztaltunk (azaz a diverzitási értékek 63-67%-kal változtak az évek között a helyszíntől függően). A legújabb tanulmányok vizsgálták a mézelő méh-vadméh kompetíció lehetőségét olyan területeken, ahol az *Apis mellifera* honos, és ott is, ahol nem (Hung et al., 2019; Herrera 2020). Bár az eltérő élőhelyek miatt az összehasonlítás nem lehetséges, a következtetés az, hogy a nagy egyedszámú méhészet általában a fajok között táplálékszerzési versenyt vált ki, és csökkenti a vadméh-fajok diverzitását (Angelella et al., 2021) illetve a vadméhek helyi populációit (Henry és Rodet, 2018). Ugyanakkor, saját eredményeinkkel összevetve, az évek közötti fajszám csökkenésen kívül más egyértelmű rövid távú negatív hatást nem tudtunk kimutatni a mézelő méhek közvetlen közelében a vadméh közösségekre. Ennek egyrészt oka lehet a vizsgálati területek nagy heterogenitása, természetessége, növényi fajgazdagsága (Herbertsson et al., 2016), valamint az elérhető nektár mennyisége és minősége (Farkas és Zajác, 2007), mely csökkentheti a kompetíciós hatást. Másrészt oka lehet az is, hogy a vizsgált területeken a mézelő méh honosnak tekinthető (Paini, 2004, Requier et al., 2019). Könnyen elképzelhető, hogy a vadméhközösségre gyakorolt hatás csak hosszútávon, több év távlatában lenne érzékelhető ilyen területeken. Ugyanakkor a kísérletekhez kihelyezett, viszonylag kis létszámú méhcsalád valószínűleg nem is volt elegendő igazán jelentős kompetitív hatás kifejtéséhez. Egyes vizsgálatok szerint a kis méhészeteknek gyakorlatilag nincs hatása (Henry és Rodet, 2020), illetve sokkal kevésbé alakíthatnak ki versenyhelyzetet (Requier et al., 2019). Néhány természetvédő ugyanakkor szorgalmazza a méhészkedés teljes tilalmát a természetvédelmi területeken (Geldmann és González-Varo, 2018; González-Varo és Geldmann, 2018; Kleijn et al., 2018; Saunders et al., 2018). Szükség volna ezeket a félig-meddig ellentétes álláspontokat és eredményeket úgy összegezni, hogy mind a természetvédelem, mind a

gazdálkodók (méhészek) érdekeit figyelembe véve egy kompromisszumos megoldás alakulhasson ki (Kleijn et al., 2018). Például a méhészek védett területekről való teljes kitiltása helyett korlátozni lehetne az adott területre telepíthető kaptárak számát. Bizonyos vizsgálatok szerint pl. a 3,1 méhcsalád/km² (Steffan-Dewenter és Tschamtker, 2000), illetve a 3,5 méhcsalád/km² (Torné-Noguera et al., 2016) kaptársűrűség még nem okoz jelentős változásokat a vadméh közösségekben.

A megfelelő kaptársűrűség alkalmazása egy adott területen rendkívül nehéz, mivel a jelenlegi méhészetek sok esetben 100-200 méhcsaládból állnak, és a mézelő méhek akár több kilométerre is elrepülhetnek. Mindezt még befolyásolhatja a vad beporzók denzitása, illetve az a tény, hogy legtöbb esetben a természetvédelmi területek nem homogének, és a rendelkezésre álló virágzó növények szezononként és évről évre is változnak. Ezért fontos lenne megvizsgálni, hogy nagyobb méhészetek (100-200 család) kitelepítése is hasonlóan enyhe következményekkel jár-e. Ilyen vizsgálatokkal esetleg meg lehetne határozni, hogy természetvédelmi területeken hozzávetőleg mekkora az a mézelő méh terhelés, amit az ott élő vadméh közösségek még tolerálni tudnak.

7. TERMÉSZETVÉDELEM VONATKOZÁSOK

Az erdélyi kaszálórétek botanikai szempontból Európa legazdagabb vidékei, 1 négyzetméteren akár ötven különböző lágyszárú növény található (Csergő et al., 2013). Ezeknek a vadvirágos kaszálóknak a természeti értéke csaknem felbecsülhetetlen, és fenntartásukban kulcsfontosságú szerepet töltenek be a székelyföldi gazdák, illetve a hagyományos gazdálkodás és szemlélet. Annak ellenére, hogy a gazdák elsősorban megélhetés céljából használják (kaszálják, szántják, legeltetik) földjeiket, és nem természetvédelmi célzattal, pillanatnyilag még a természetnek és embernek is hosszútávon fenttartható gazdálkodás folyik ezeken a területeken. Itt még mai napig fellelhetők a lovaskocsik és még most napjainkban is nagy értéknek számít a szerves trágya használata, a műtrágyák minimális alkalmazása (Babai és Molnár, 2015).

Noha fenttartható és bizonyos értelemben hagyományos gazdálkodás folyik, napjainkban jelentős átalakulás megy végbe ezeken a területeken. 20-25 évvel ezelőtt elsősorban kézi kaszával, illetve esetleg kisméretű, kézi kaszálógépekkel történt a kaszálás. Ennek a „lasú és időigényes” tevékenységnek köszönhetően az álatoknak volt lehetősége elmenekülni a kaszált területekről, illetve mindig volt olyan kaszálórét, ami éppen virágzott és élelemforrással látta el a beporzókat (Johansen et al., 2019). Manapság egyre inkább terjed a nagy mezőgazdasági gépekkel történő kaszálás és betakarítás. A nagy gépekkel való kaszálás sokkal gyorsabb, kevésbé kíméli a gyepék állatvilágát, és a néhány nap alatt nagy területen elvégzett kaszálás igen rövid idő alatt „sivataggá” változtatja a tájat a beporzók számára.

A földalapú támogatások arra ösztönzik a gazdákat, hogy a kaszálást késleltessék, így biztosítva több virágos növényfaj szaporodását. Ugyanakkor nem támogatják a 0,3 hektár alatti területeket (Ministerul Agriculturii și Dezvoltării Rurale, 2014), ami hosszú távon a „nadrágszój parcellák” eltűnéséhez, és a nagykiterjedésű homogén területek megjelenéséhez vezet.

A fentiek alapján fontosnak találnám:

A szerves trágya szélesközű használatának fenntartását, és a műtrágya felhasználásának minél alacsonyabb szinten való tartását mind a szántóföldeken mind a kaszálókon.

A megfelelő kaszálás idő megválasztását úgy, hogy minél több virágos növény tudjon magot érteni.

A több tulajdonban lévő „nadrágszój” parcellák fennmaradásának támogatását

A talajt kímélő géppark kialakítását

A kaszálók mezsgyéinek érintetlenül hagyását

A kaszálókon a tavaszi legeltetés tiltását

A géppel való kaszálás esetén is a természetvédelmi szempontok (pl. belülről kifelé kaszálás) betartását, illetve a mozaikos kaszálás minél szélesebb körű fenntartását

A faluturizmus támogatását

Méhészeti szempontból fontos volna ezeken a területeken a kisméhészetek (nem több, mint 30 méhcsalád) kialakítása, illetve vándoroltatás esetén is hasonló kaptárszámok fenntartása, legalább 5-6 km-es távolságokat tartva az egyes méhészetek között, a terület adottságainak megfelelően. Ez az a kaptárszámszám, amit jelenlegi ismereteink szerint egy magas természeti értékű élőhely elbír (Steffan-Dewenter és Tschardtke, 2000, Torné-Noguera et al., 2016). Ennél nagyobb családszámú méhészetek nem javasolhatók ezekre a területekre, hanem sokkal inkább olyan helyre érdemes települniük, ahol a tájhasználat intenzívebb, és ennek megfelelően a tömegvirágzó kultúrnövények rendelkezésre állnak.

8. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Méhfaunisztikai és közösségszerkezeti felmérést végeztem hagyományos, extenzív tájhasználat alatt álló, magas természeti értékű területeken Erdély azon részén, ahol méhfaunisztikai felméréseket korábban még nem végeztek. Eredményeim alapján elmondható, hogy az antropogén hatások csekély eltérése a három vizsgálati terület között nem egyértelműen magyarázza az észlelt különbségeket.

- Eredményeim alapján az emberi településekhez legközelebb eső mintavételi helyeken is változatos, fajgazdag méhközösségek kialakulását teszi lehetővé az ott alkalmazott hagyományos, extenzív legelő/kaszáló művelés.
- A két vizsgálati év között jelentős fajgazdagság és egyedszámbeli különbséget, illetve magas fajkicserélődési értékeket mutattam ki.
- A vizsgálati területekre telepített mézelő méhek, és az ott élő vadméh közösségek közötti kompetíciós hatás nem volt egyértelmű, és az évek között eltérés mutatkozott.
- Jelentősebb kompetíciós hatás csak a kistestű méhek esetében volt megfigyelhető, ez abban nyilvánult meg, hogy jelentős faj és egyedszám csökkenés volt az egyik évről a másikra.
- A poszméhek egyedszáma az F területen (Erdőfüle) alacsonyabb volt a többi területhez képest, ami a hosszútávú kompetíciós hatás következménye is lehet.

9. ÖSSZEFOGLALÁS

A doktori disszertáció két kutatás eredményeit foglalja össze. Az első tanulmányunkban a vadméhek közösségek összetételét és szerkezetét vizsgáltuk Romániában (Erdélyben) három magas természeti értékű területen Erdőfüle, Homoródalmás és Vargyas közelében. A vizsgált területek extenzív rétként működtek, viszonylag alacsony, de kissé eltérő antropogén hatás mellett. Ezekon a területeken több helyen (9 mintavételi pont/terület) gyűjtöttük a méheket egyedi hálózással a szezon során négy alkalommal, illetve a szezon teljes idejére kihelyezett fészekcsapdákkal. A vizsgált területeken 2018-ban 129 méhfajt, 2019-ben 87 méhfajt, illetve a nádszálakban további 2 méhfajt találtunk. A Romániában nyilvántartott 726 vadméhfajnak mintegy 18%-át, illetve 12%-át teszik ki ezek a fajszaámok. A két év alatt összesen 160 méhfajt találtunk, ami a Romániában nyilvántartott vadméhfajok közel 22%-a. A magas fajszaám mellett magas diverzitási értékeket is megfigyeltünk. Eredményeim alapján az emberi településekhez legközelebb eső mintavételi helyeken is változatos, fajgazdag méhközösségek kialakulását teszi lehetővé az ott alkalmazott hagyományos, extenzív legelő/kaszáló művelés.

A második tanulmányban a mézelőméheknek a vadon élő méhekre gyakorolt hatását vizsgáltuk. Azt feltételeztük, hogy a méhkaptárakhoz közel eső területeken kompetíció alakul ki a mézelőméhek és a vadméhek között, míg a kaptártól távolabb eső területeken, a távolság növekedésével fokozatosan csökken a kompetíciós hatás. A gyűjtések során észlelt egyedek 72%-a (9542 egyed) *Apis mellifera* volt. Az évek között nagy eltéréseket figyeltünk meg az egyedszámban, fajszaamban, és jelentős fajkicserélődést tapasztaltunk (63, 66 és 67% a három területen). 2018-ról 2019-re jelentős csökkenést tapasztaltunk a kistestű méhek egyedszámban és fajszaamban mindhárom területen. A kistestű méhek diverzitásának és közösségszerkezetének változásai is jelentősek voltak egyik évről a másikra. Az eredmények alapján a mézelő méhek kompetíciós hatása nem volt egyértelmű, és az évek között is eltérést mutatott.

10. SUMMARY

The dissertation summarizes the results of two researches. In our first study, we examined the composition and structure of wild bee communities in three high nature value areas in Romania (Transylvania), near Erdőfüle, Homoródalmás and Vargyas. The studied areas functioned as extensive meadows, with a relatively small but slightly different anthropogenic impact. In several areas (9 sampling points/area) in these territories, bees were collected four times during the season with individual nets and with trap nests deployed throughout the season. In 2018 we found 129 bee species in the studied areas, in 2019 we found 87 bee species and another 2 bee species in the trap nests. This means about 18% (2018) and 12% (2019) of the 726 wild bee species registered in Romania. In the two years, we found a total of 160 bee species, which is almost 22% of the wild bee species registered in Romania. In addition to the high number of species, high diversity values were also observed. Based on my results, even in the sampling locations closest to human settlements the traditional, extensive pasture/meadow cultivation used there allows the formation of diverse, species-rich bee communities.

In the second study, we examined the effect of honeybees on wild bees. We hypothesized that in areas close to the hives, competition would develop between honeybees and wild bees, while in areas farther from the hives, the competitive effect would gradually decrease with increasing distance. 72% (9542 individuals) of the individuals detected during the collections were *Apis mellifera*. Large differences in the number of individuals and species were observed between the years, and significant species exchange was observed (63%, 66%, and 67% in the three areas). From 2018 to 2019, we observed a significant decrease in the number of small bees and the number of species in all three areas. Changes in the diversity and community structure of small bees from one year to the next were also significant. Based on the results, the competitive effect of honey bees was not clear, and it was varying from year to year.

11. IRODALOMJEGYZÉK

- Aarssen, L. W. (1989). Competitive ability and species coexistence: a 'plant's-eye' view. *Oikos*, 386-401.
- Aizen, M. A., Harder, L. D. (2009). The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Current Biology*, 19(11), 915-918. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.03.071>
- Anderson, D. L., Trueman, J. W. H. (2000). *Varroa jacobsoni* (Acari: Varroidae) is more than one species. *Experimental & Applied Acarology*, 24(3), 165-189. <https://doi.org/10.1023/A:1006456720416>
- Andersson, G. K., Rundlöf, M., Smith, H. G. (2012). Organic farming improves pollination success in strawberries. *PloS One*, 7(2), e31599. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031599>
- Angelella, G. M., McCullough, C. T., O'Rourke, M. E. (2021). Honey bee hives decrease wild bee abundance, species richness, and fruit count on farms regardless of wildflower strips. *Scientific Reports*, 11(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81967-1>
- Ascher, J. S., Pickering, J. (2016). Discover Life' s bee species guide and world checklist (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). https://www.discoverlife.org/mp/20q?guide=Apoidea_species. Utoljára megtekintve 2022 október.
- Arias, M. C., Sheppard, W. S. (2005). Phylogenetic relationships of honey bees (Hymenoptera: Apinae: Apini) inferred from nuclear and mitochondrial DNA sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37(1), 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2005.02.017>
- Archer, C. R., Pirk, C. W. W., Carneiro, L. G., Nicolson, S. W. (2014). Economic and ecological implications of geographic bias in pollinator ecology in the light of pollinator declines. *Oikos*, 123(4), 401-407. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00949.x>
- ARIAS, M. C. - SHEPPARD, W. S. 2005. Phylogenetic relationships of honey bees (Hymenoptera: Apinae: Apini) inferred from nuclear and mitochondrial DNA sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37(1), 25-35.
- Arretz, P. V., Macfarlane, R. P. (1986). The introduction of *Bombus ruderatus* to Chile for red clover pollination. *Bee World*, 67(1), 15-22. <https://doi.org/10.1080/0005772X.1986.11098855>
- Ashman, T. L., Knight, T. M., Steets, J. A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D. R., ... Wilson, W. G. (2004). Pollen limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology*, 85(9), 2408-2421. <https://doi.org/10.1890/03-8024>
- Babai, D., Molnár, Z. (2014). Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 123-130. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.018>
- Babai, D., Tóth, A., Szentirmai, I., Biró, M., Máté, A., Demeter, L., ... Molnár, Z. (2015). Do conservation and agri-environmental regulations effectively support traditional small-scale farming in East-Central European cultural landscapes?. *Biodiversity and Conservation*, 24(13), 3305-3327. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0971-z>
- Balfour, N. J., Garbuzov, M., Ratnieks, F. L. (2013). Longer tongues and swifter handling: why do more bumble bees (*Bombus* spp.) than honey bees (*Apis mellifera*) forage on lavender

- (*Lavandula* spp.)?. *Ecological Entomology*, 38(4), 323-329. <https://doi.org/10.1111/een.12019>
- BAN, C. M. (2005). Contributions to the knowledge of apoid hymenopterans (Hymenoptera: Megachilidae, Anthophoridae, Apidae) from Maramures (Romania). *Part I. Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa*, 48, 289-301.
- Ban, C. M., Tomozei, B. O. G. D. A. N. (2006). New data on the Apoid hymenopterans (Hymenoptera: Andrenidae, Anthophoridae, Apidae) from Dobrogea (Romania). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle" Grigore Antipa*, 49, 307-318.
- BAN-CALEFARIU, C. R. I. S. T. I. N. A., Sároszpataki, M. (2007). Contributions to the knowledge of *Bombus* and *Psithyrus* genera (Apoidea: Apidae) in Romania. *Trav. Mus. nat. d'Hist. natur. "Grigore Antipa*, 1, 239-258. http://zoo.mkk.szie.hu/dokumentumok/publikaciok/patyus/ban_sarosp_musnat_2007.pdf
- Banaszak-Cibicka, W., Żmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 331-343. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>
- Bartomeus, I., Ascher, J. S., Gibbs, J., Danforth, B. N., Wagner, D. L., Hedtke, S. M., Winfree, R. (2013). Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(12), 4656-4660. <https://doi.org/10.1073/pnas.1218503110>
- Bartomeus, I., Park, M. G., Gibbs, J., Danforth, B. N., Lakso, A. N., Winfree, R. (2013). Biodiversity ensures plant–pollinator phenological synchrony against climate change. *Ecology Letters*, 16(11), 1331-1338. <https://doi.org/10.1111/ele.12170>
- Batáry, P., Dicks, L. V., Kleijn, D., Sutherland, W. J. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), 1006-1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Baude, M., Kunin, W. E., Boatman, N. D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M. A., ... Memmott, J. (2016). Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature*, 530(7588), 85-88. <https://dx.doi.org/10.1038%2Fnature16532>
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., Matthews, T. J. (2011). Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PloS One*, 6(8), e23459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023459>
- Batra, S. W. T. (1995). Bees and pollination in our changing environment. *Apidologie*, 26(5), 361-370. <https://doi.org/10.1051/apido:19950501>
- Bäckman, J. P. C., Tiainen, J. (2002). Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(1-2), 53-68. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00318-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00318-8)
- Bawa, K. S. (1990). Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 399-422. <https://www.jstor.org/stable/2097031?seq=1>
- Beekman, M., Van Stratum, P., Lingeman, R. (1998). Diapause survival and post-diapause performance in bumblebee queens (*Bombus terrestris*). *Entomologia experimentalis et applicata*, 89(3), 207-214. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.1998.00401.x>

- Bennett, A. B., Meehan, T. D., Gratton, C., Isaacs, R. (2014). Modeling pollinator community response to contrasting bioenergy scenarios. *PloS One*, 9(11), e110676. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110676>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bennett, F. D. (1972). Baited McPhail fruitfly traps to collect euglossine bees. *Journal of the New York Entomological Society*, 137-145.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., ... Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>.
- Signal, E. M., McCracken, D. I. (1996). Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology*, 413-424. <https://doi.org/10.2307/2404973>
- Bihaly, Á. D., Kovács-Hostyánszki, A., Szalai, M., Sárospataki, M. (2021). Nesting activity of cavity-nesting bees and wasps is lower in small-scale apple orchards compared to nearby semi-natural habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 23(1), 49-58. <https://doi.org/10.1111/afe.12403>
- Blaauw, B. R., Isaacs, R. (2014). Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 890-898. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12257>
- Blanckenhorn, W. U. (2000). The evolution of body size: what keeps organisms small?. *The Quarterly Review of Biology*, 75(4), 385-407. <https://doi.org/10.1086/393620>
- Blitzer, E. J., Dormann, C. F., Holzschuh, A., Klein, A. M., Rand, T. A., Tschardtke, T. (2012). Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), 34-43. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.09.005>
- Boecking, O., Genersch, E. (2008). Varroosis—the ongoing crisis in bee keeping. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 3(2), 221-228. <https://doi.org/10.1007/s00003-008-0331-y>
- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., ... Chytrý, M. (2017). Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.010>
- Bosch, J. (2008). Production of undersized offspring in a solitary bee. *Animal Behaviour*, 75(3), 809-816. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.06.018>
- Bosch, J., Retana, J., Cerdá, X. (1997). Flowering phenology, floral traits and pollinator composition in a herbaceous Mediterranean plant community. *Oecologia*, 109(4), 583-591. <http://dx.doi.org/10.1007/s004420050120>
- Bosch, J., Kemp, W. P. (2004). Effect of pre-wintering and wintering temperature regimes on weight loss, survival, and emergence time in the mason bee *Osmia cornuta* (Hymenoptera: Megachilidae). *Apidologie*, 35(5), 469-479. <https://doi.org/10.1051/apido:2004035>
- Bosch, J., Vicens, N. (2006). Relationship between body size, provisioning rate, longevity and reproductive success in females of the solitary bee *Osmia cornuta*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 60(1), 26-33. <https://doi.org/10.1007/s00265-005-0134-4>

- Bowen-Walker, P. L., Martin, S. J., Gunn, A. (1999). The Transmission of Deformed Wing Virus between Honeybees (*Apis mellifera*L.) by the Ectoparasitic Mite *Varroa jacobsoni* Oud. *Journal of Invertebrate Pathology*, 73(1), 101-106. <https://doi.org/10.1006/jipa.1998.4807>
- Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., Klein, A. M. (2013). Synergistic effects of non-*Apis* bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122767. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2767>
- Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R., Humbert, J. Y. (2016). Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation*, 196, 196-202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.018>
- Burton, R. J., Riley, M. (2018). Traditional Ecological Knowledge from the internet? The case of hay meadows in Europe. *Land Use Policy*, 70, 334-346. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.014>
- Buri, P., Humbert, J. Y., Arlettaz, R. (2014). Promoting pollinating insects in intensive agricultural matrices: field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. *PloS One*, 9(1), e85635. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085635>
- Cane, J. H. (2005). Pollination potential of the bee *Osmia aglaia* for cultivated red raspberries and blackberries (*Rubus*: Rosaceae). *HortScience*, 40(6), 1705-1708. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.40.6.1705>
- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F., Griswold, T. L. (2011). Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(2), 662-667. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014743108>
- Carvell, C., Roy, D. B., Smart, S. M., Pywell, R. F., Preston, C. D., Goulson, D. (2006). Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation*, 132(4), 481-489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.008>
- Cariveau, D. P., Winfree, R. (2015). Causes of variation in wild bee responses to anthropogenic drivers. *Current Opinion in Insect Science*, 10, 104-109. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.004>
- Carreck, N. L., Ball, B. V., Wilson, J. K. (2002). Virus succession in honeybee colonies infested with *Varroa destructor*. *Apiacta*, 37, 33-38.
- Chauzat, M. P., Carpentier, P., Madec, F., Bougeard, S., Cougoule, N., Drajnudel, P., ... Faucon, J. P. (2010). The role of infectious agents and parasites in the health of honey bee colonies in France. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 31-39. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.05>
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., Konvicka, M. (2012). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 215-226. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9407-6>
- Colla, S. R., Packer, L. (2008). Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1379-1391. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9340-5>
- Crane, E. (1975). The flowers honey comes from. In: *Honey: A Comprehensive Survey* (Ed. E. Crane). London: *Heinemann*, 608 p.
- Crane, E. (1999). The world history of beekeeping and honey hunting. *Routledge* 704 p.

- Crone, E. E. (2013). Responses of social and solitary bees to pulsed floral resources. *The American Naturalist*, 182(4), 465-473. <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.v0668>.
- Csergő, A. M., Demeter, L., Turkington, R. (2013). Declining diversity in abandoned grasslands of the Carpathian Mountains: do dominant species matter?. *PLoS One*, 8(8), e73533. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073533>
- Dahlström, A., Iuga, A. M., Lennartsson, T. (2013). Managing biodiversity rich hay meadows in the EU: a comparison of Swedish and Romanian grasslands. *Environmental Conservation*, 40(2), 194-205. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000458>
- Dahlstrom, A., Lennartsson, T., Wissman, J. (2008). Biodiversity and traditional land use in South-Central Sweden: the significance of management timing. *Environment and History*, 14(3), 385-403. <https://doi.org/10.3197/096734008X333572>
- Danner, N., Molitor, A. M., Schiele, S., Härtel, S., Steffan-Dewenter, I. (2016). Season and landscape composition affect pollen foraging distances and habitat use of honey bees. *Ecological Applications*, 26(6), 1920-1929. <https://doi.org/10.1890/15-1840.1>
- Darvill, B., O'CONNOR, S., Lye, G. C., Waters, J., Lepais, O., Goulson, D. (2010). Cryptic differences in dispersal lead to differential sensitivity to habitat fragmentation in two bumblebee species. *Molecular Ecology*, 19(1), 53-63. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04423.x>
- De Heer, M., Kapos, V., Ten Brink, B. J. E. (2005). Biodiversity Trends and Threats in Europe; development and test of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 297-308. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1587>
- De Luca, P. A., Bussiere, L. F., Souto-Vilaros, D., Goulson, D., Mason, A. C., Vallejo-Marín, M. (2013). Variability in bumblebee pollination buzzes affects the quantity of pollen released from flowers. *Oecologia*, 172(3), 805-816. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2535-1>
- Decourtye, A., Mader, E., Desneux, N. (2010). Landscape enhancement of floral resources for honey bees in agro-ecosystems. *Apidologie*, 41(3), 264-277. <https://doi.org/10.1051/apido/2010024>
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C. (2014). Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(4), 212-217. <https://doi.org/10.1890/130054>
- Demeter, I., Balog, A., Józán, Z., Sárospataki, M. (2021). Comparison of wild bee communities of three semi-natural meadow habitats at Harghita–Covasna Region, Transylvania, Romania. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 67(2), 161-175. <https://doi.org/10.17109/AZH.67.2.161.2021>
- Dietemann, V., Pflugfelder, J., Anderson, D., Charrière, J. D., Chejanovsky, N., Dainat, B., ... Neumann, P. (2012). Varroa destructor: research avenues towards sustainable control. *Journal of Apicultural Research*, 51(1), 125-132. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.51.1.15>
- Doré, M., Fontaine, C., Thébault, E. (2021). Relative effects of anthropogenic pressures, climate, and sampling design on the structure of pollination networks at the global scale. *Global Change Biology*, 27(6), 1266-1280. <https://doi.org/10.1111/gcb.15474>
- Ebeling, A., Klein, A. M., Schumacher, J., Weisser, W. W., Tscharrntke, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits?. *Oikos*, 117(12), 1808-1815. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16819.x>

- Ebeling, A., Klein, A. M., Tschardtke, T. (2011). Plant–flower visitor interaction webs: Temporal stability and pollinator specialization increases along an experimental plant diversity gradient. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 300-309. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.04.005>
- Eeraerts, M., Vanderhaegen, R., Smagghe, G., Meeus, I. (2020). Pollination efficiency and foraging behaviour of honey bees and non-*Apis* bees to sweet cherry. *Agricultural and Forest Entomology*, 22(1), 75-82. <https://doi.org/10.1111/afe.12363>
- Elbgami, T., Kunin, W. E., Hughes, W. O., Biesmeijer, J. C. (2014). The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie*, 45(4), 504-513. <https://doi.org/10.1007/s13592-013-0265-y>
- Engel, M. S. 1999. The taxonomy of recent and fossil honey bees (Hymenoptera: Apidae; *Apis*).
- Eriksson, O., Bolmgren, K., Westin, A., Lennartsson, T. (2015). Historic hay cutting dates from Sweden 1873–1951 and their implications for conservation management of species-rich meadows. *Biological Conservation*, 184, 100-107. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.012>
- Fantham, H. B., Porter, A. (1914). The morphology, biology and economic importance of *Nosema bombi*, N. sp., parasitic in various humble bees (*Bombus* spp.). *Annals of Tropical Medicine & Parasitology*, 8(3), 623-638. <https://doi.org/10.1080/00034983.1914.11687667>
- Farkas, Á., Zajácz, E. (2007). Nectar production for the Hungarian honey industry. *The European Journal of Plant Science and Biotechnology*, 1(2), 125-151. https://www.academia.edu/23837048/Nectar_production_for_the_Hungarian_honey_industry
- Fitzpatrick, Ú., Murray, T. E., Paxton, R. J., Breen, J., Cotton, D., Santorum, V., Brown, M. J. (2007). Rarity and decline in bumblebees—a test of causes and correlates in the Irish fauna. *Biological Conservation*, 136(2), 185-194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.012>
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., Loreau, M. (2006). Functional diversity of plant–pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology*, 4(1), e1. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040001>
- Forrest, J. R., Chisholm, S. P. (2017). Direct benefits and indirect costs of warm temperatures for high-elevation populations of a solitary bee. *Ecology*, 98(2), 359-369. <https://doi.org/10.1002/ecy.1655>
- Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810-821. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... Klein, A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 339(6127), 1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissière, B. E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B. M., ... Zhang, H. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351(6271), 388-391. <https://doi.org/10.1126/science.aac7287>
- Gathmann, A., Tschardtke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 71(5), 757-764. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>

- Gavin, M. C., McCarter, J., Mead, A., Berkes, F., Stepp, J. R., Peterson, D., Tang, R. (2015). Defining biocultural approaches to conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(3), 140-145. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.12.005>
- Geldmann, J., González-Varo, J. P. (2018). Conserving honey bees does not help wildlife. *Science*, 359(6374), 392-393. <https://doi.org/10.1126/science.aar2269>
- Geslin, B., Gauzens, B., Baude, M., Dajoz, I., Fontaine, C., Henry, M., ... Vereecken, N. J. (2017). Massively introduced managed species and their consequences for plant–pollinator interactions. *Advances in Ecological Research*, 57, 147-199. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.007>
- Goka, K., Okabe, K., Yoneda, M., Niwa, S. (2001). Bumblebee commercialization will cause worldwide migration of parasitic mites. *Molecular Ecology*, 10(8), 2095-2099. <https://doi.org/10.1046/j.0962-1083.2001.01323.x>
- González-Varo, J. P., Geldmann, J. (2018). Response—“Bee conservation: key role of managed bees” and “Bee conservation: inclusive solutions”. *Science*, 360(6387), 390-390. <https://doi.org/10.1126/science.aat3746>
- Goodell, K. (2003). Food availability affects *Osmia pumila* (Hymenoptera: Megachilidae) foraging, reproduction, and brood parasitism. *Oecologia*, 134(4), 518-527. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1159-2>
- Goulson, D. (2003). Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 1-26. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.34.011802.132355>
- Goulson, D., Derwent, L. C. (2004). Synergistic interactions between an exotic honeybee and an exotic weed: pollination of *Lantana camara* in Australia. *Weed Research*, 44(3), 195-202. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2004.00391.x>
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S., Knight, M. E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological conservation*, 122(1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>
- Goulson, D., Lye, G. C., Darvill, B. (2008). Decline and conservation of bumble bees. *Annu. Rev. Entomol.*, 53, 191-208. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454>
- Goulson, D., Sparrow, K. R. (2009). Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *Journal of Insect Conservation*, 13(2), 177-181. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9140-y>
- Goulson, D. (2013). A sting in the tale. *Ecos*, 34(3/4).
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229). <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Grab, H., Branstetter, M. G., Amon, N., Urban-Mead, K. R., Park, M. G., Gibbs, J., ... Danforth, B. N. (2019). Agriculturally dominated landscapes reduce bee phylogenetic diversity and pollination services. *Science*, 363(6424), 282-284. <https://doi.org/10.1126/science.aat6016>
- Graystock, P., Yates, K., Evison, S. E., Darvill, B., Goulson, D., Hughes, W. O. (2013). The Trojan hives: pollinator pathogens, imported and distributed in bumblebee colonies. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1207-1215. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12134>

- Greenleaf, S. S., Kremen, C. (2006). Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation*, 133(1), 81-87. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.025>
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589-596. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9>
- Grigg, D. B. (1974). *The agricultural systems of the world: an evolutionary approach* (No. 5). Cambridge University Press.
- Guedot, C., Bosch, J., Kemp, W. P. (2009). Relationship between body size and homing ability in the genus *Osmia* (Hymenoptera; Megachilidae). *Ecological Entomology*, 34(1), 158-161 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.01054.x>
- Gustavsson, E., Dahlström, A., Emanuelsson, M., Wissman, J., Lennartsson, T. (2011). Combining historical and ecological knowledge to optimise biodiversity conservation in semi-natural grasslands. *The Importance of Biological Interactions in the Study of Biodiversity*, 173-196. <http://dx.doi.org/10.5772/24634>
- Haines-Young, R. (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, 26, S178-S186. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.009>
- Hairston, N. G., Smith, F. E., Slobodkin, L. B. (1960). Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist*, 94(879), 421-425. <https://doi.org/10.1086/282146>
- Havas E., Sároszpataki M. és Józán Zs. (2008): Új adatok a Tihanyi-félsziget vadméhfaunájával kapcsolatban. – *Állattani Közlemények*, 93:17–24. http://www.mbt-biologia.hu/gen/pro/mod/let/let_fajl_megnyitas.php?i_faj_azo=309
- Hegland, S. J., Boeke, L. (2006). Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. *Ecological Entomology*, 31(5), 532-538. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00812.x>
- Heinrich, B. (1993). *The Hot-Blooded Insects: Strategies and Mechanisms of Thermoregulation*. Harvard University Press, Cambridge. (191-227)
- Heinrich, B. (1975). Energetics of pollination. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 139-170. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.06.110175.001035>
- Henry, M., Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J. F., Aupinel, P., ... Decourtye, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336(6079), 348-350. <https://doi.org/10.1126/science.1215039>
- Henry, M., Rodet, G. (2018). Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Scientific Reports*, 8(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27591-y>
- Henry, M., Rodet, G. (2020). The apiary influence range: A new paradigm for managing the cohabitation of honey bees and wild bee communities. *Acta Oecologica*, 105, 103555. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103555>
- Herbertsson, L., Lindström, S. A., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H. G. (2016). Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, 17(7), 609-616. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.05.001>

- Herrera, C. M. (2020). Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1921), 20192657. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2657>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hoehn, P., Tschardtke, T., Tylianakis, J. M., Steffan-Dewenter, I. (2008). Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1648), 2283-2291. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0405>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8(1), 23-29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Holm, S. N. (1972). Weight and life length of hibernating bumble bee queens (Hymenoptera: Bombidae) under controlled conditions. *Insect Systematics & Evolution*, 3(4), 313-320. <https://doi.org/10.1163/187631272X00184>
- Holm, S. N. (1966). The utilization and management of bumble bees for red clover and alfalfa seed production. *Annual Review of Entomology*, 11(1), 155-182. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.11.010166.001103>
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tschardtke, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 41-49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x>
- Hopkins, I. (1914). History of the humble-bee in New Zealand (No. 46). *Government Printer*. 29 p.
- Hooke, R. L., Martín Duque, J. F., Pedraza Gilsanz, J. D. (2012). Land transformation by humans: a review. *GSA Today*, 22(12), 4-10. <https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- Hooper, D. U., Chapin Iii, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Hudewenz, A., Klein, A. M. (2015). Red mason bees cannot compete with honey bees for floral resources in a cage experiment. *Ecology and Evolution*, 5(21), 5049-5056. <https://doi.org/10.1002/ece3.1762>
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Richner, N., Walter, T. (2010). Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), 522-527. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.012>
- Humbert, J. Y., Pellet, J., Buri, P., Arlettaz, R. (2012). Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland?. *Environmental Evidence*, 1(1), 1-13. <http://dx.doi.org/10.1186/2047-2382-1-9>
- Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Lee, A., Holway, D. A., Kohn, J. R. (2019). Non-native honey bees disproportionately dominate the most abundant floral resources in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1897), 20182901. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2901>
- Huryn, V. M. B. (1997). Ecological impacts of introduced honey bees. *The Quarterly Review of Biology*, 72(3), 275-297. <https://doi.org/10.1086/419860>

- Husband, R. W., Sinha, R. N. (1970). A revision of the genus *Locustacarus* with a key to genera of the family Podapolipidae (Acarina). *Annals of the Entomological Society of America*, 63(4), 1152-1162. <https://doi.org/10.1093/aesa/63.4.1152>
- Jamieson, M. A., Carper, A. L., Wilson, C. J., Scott, V. L., Gibbs, J. (2019). Geographic biases in bee research limits understanding of species distribution and response to anthropogenic disturbance. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 194. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00194>
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., Saarnio, S. (2007). Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science*, 10(2), 285-292. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00528.x>
- Johansen, L., Westin, A., Wehn, S., Iuga, A., Ivascu, C. M., Kallioniemi, E., Lennartsson, T. (2019). Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00619. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00619>
- Johnson, L. K., Hubbell, S. P. (1974). Aggression and competition among stingless bees: field studies. *Ecology*, 55(1), 120-127. <https://doi.org/10.2307/1934624>
- Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., ... Pantoja, A. (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science*, 349(6244), 177-180. <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>
- Kleijn, D., Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 947-969. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>
- Kleijn, D., Biesmeijer, J. C., Dupont, Y. L., Nielsen, A., Potts, S. G., Settele, J. (2018). Bee conservation: inclusive solutions. *Science*, 360(6387), 389-390. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aat2054>
- Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1518), 955-961. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2002.2306>
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tschardtke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Koeniger, N., Koeniger, G. (2000). Reproductive isolation among species of the genus *Apis*. *Apidologie*, 31(2), 313-339. <https://doi.org/10.1051/apido:2000125>
- Koh, I., Lonsdorf, E. V., Williams, N. M., Brittain, C., Isaacs, R., Gibbs, J., Ricketts, T. H. (2016). Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1), 140-145. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517685113>
- Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijał, J., Król, W., Solarz, W., Płonka, P. (2007). The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx*, 41(1), 79-88. <https://doi.org/10.1017/S0030605307001597>
- Kovács-Hostyánszki, A., Földesi, R., Mózes, E., Szirák, Á., Fischer, J., Hanspach, J., Báldi, A. (2016). Conservation of pollinators in traditional agricultural landscapes—new challenges

- in Transylvania (Romania) posed by EU accession and recommendations for future research. *PLoS One*, 11(6), e0151650. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151650>
- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A. J., Settele, J., Kremen, C., Dicks, L. V. (2017). Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology Letters*, 20(5), 673-689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>
- Kun, R., Bartha, S., Malatinszky, Á., Molnár, Z., Lengyel, A., Babai, D. (2019). “Everyone does it a bit differently!”: Evidence for a positive relationship between micro-scale land-use diversity and plant diversity in hay meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 283, 106556. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.015>
- Kühne, I., Arlettaz, R., Pellet, J., Bruppacher, L., Humbert, J. Y. (2015). Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence*, 12, 25-27. <https://doi.org/10.7892/BORIS.88891>
- Küster, H., Keenleyside, C. (2009). The origin and use of agricultural grasslands in Europe. In *Grasslands in Europe* (pp. 8-14). KNNV Publishing. https://doi.org/10.1163/9789004278103_002
- 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(17), 11903-11914. <https://doi.org/10.1002/ece3.7956>
- Larsson, M., Franzén, M. (2007). Critical resource levels of pollen for the declining bee *Andrena hattorfiana* (Hymenoptera, Andrenidae). *Biological Conservation*, 134(3), 405-414. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.030>
- Lawlor, L. R., Smith, J. M. (1976). The coevolution and stability of competing species. *The American Naturalist*, 110(971), 79-99.
- Le Conte, Y., Ellis, M., Ritter, W. (2010). Varroa mites and honey bee health: can Varroa explain part of the colony losses?. *Apidologie*, 41(3), 353-363. <https://doi.org/10.1051/apido/2010017>
- Lennartsson, T., Wissman, J., Bergström, H. M. (2012). The effect of timing of grassland management on plant reproduction. *International Journal of Ecology*, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/156274>
- Lennartsson, T., Westin, A., Iuga, A., Jones, E., Madry, S., Murray, S., Gustavsson, E. (2016). The meadow is the mother of the field. Comparing transformations in hay production in three European agroecosystems. *Martor*, 21, 103-126.
- Lindström, S. A., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H. G. (2016). Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1843), 20161641. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1641>
- Lye, G. C., Lepais, O., Goulson, D. (2011). Reconstructing demographic events from population genetic data: the introduction of bumblebees to New Zealand. *Molecular Ecology*, 20(14), 2888-2900. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05139.x>
- MacInnis, G., Forrest, J. R. (2020). Field design can affect cross-pollination and crop yield in strawberry (*Fragaria x ananassa* D.). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 289, 106738. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106738>

- Magrath, A., González-Varo, J. P., Boiffier, M., Vilà, M., Bartomeus, I. (2017). Honeybee spillover reshuffles pollinator diets and affects plant reproductive success. *Nature Ecology & Evolution*, 1(9), 1299-1307. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0249-9>
- Mallinger, R. E., Gaines-Day, H. R., Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature. *PloS One*, 12(12), e0189268. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189268>
- Mandelik, Y., Winfree, R., Neeson, T., Kremen, C. (2012). Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecological Applications*, 22(5), 1535-1546. <https://doi.org/10.1890/11-1299.1>
- Marshman, J., Blay-Palmer, A., Landman, K. (2019). Anthropocene crisis: climate change, pollinators, and food security. *Environments*, 6(2), 22. <https://doi.org/10.3390/environments6020022>
- Martin, S. J., Highfield, A. C., Brettell, L., Villalobos, E. M., Budge, G. E., Powell, M., ... Schroeder, D. C. (2012). Global honey bee viral landscape altered by a parasitic mite. *Science*, 336(6086), 1304-1306. <https://doi.org/10.1126/science.1220941>
- MATACHE, I., Ban, C. M. (2006). Family Megachilidae (Hymenoptera: Apoidea) in Dobrogea (Romania). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"*, 49, 297-306.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504-509. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- Michener, C. D. (2000). *The bees of the world* (Vol. 1). Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore, 992 p..
- Minckley, R. L., Cane, J. H., Kervin, L., Yanega, D. (2003). Biological impediments to measures of competition among introduced honey bees and desert bees (Hymenoptera: Apiformes). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 306-319.
- Minckley, R. L., Wcislo, W. T., Yanega, D., Buchmann, S. L. (1994). Behavior and phenology of a specialist bee (*Dieunomia*) and sunflower (*Helianthus*) pollen availability. *Ecology*, 75(5), 1406-1419. <https://doi.org/10.2307/1937464>
- Ministerul Agriculturii și Dezvoltării Rurale (2014). Programul Național de Dezvoltare Rurală 2007 – 2013, versiunea sptembrie 2014, Număr CCI: 2007RO06RPO001 [http1](http://)
- Miskó, K., Fogarasi, J. (2019). Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének tapasztalatai és agrárgazdasági jelentősége. *GAZDÁLKODÁS: Scientific Journal on Agricultural Economics*, 63(80-2019-1979), 95-115. <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.288629>
- Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 659-666. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2176>
- Murray, T. E., Coffey, M. F., Kehoe, E., Horgan, F. G. (2013). Pathogen prevalence in commercially reared bumble bees and evidence of spillover in conspecific populations. *Biological Conservation*, 159, 269-276. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.021>
- Müller, A., Diener, S., Schnyder, S., Stutz, K., Sedivy, C., Dorn, S. (2006). Quantitative pollen requirements of solitary bees: implications for bee conservation and the evolution of bee-flower relationships. *Biological Conservation*, 130(4), 604-615. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.023>

- National Research Council. (2007). Status of pollinators in North America. *National Academies Press*. <http://dx.doi.org/10.17226/11761>
- Neumann, P., Carreck, N. L. (2010). Honey bee colony losses. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 1-6. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.01>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Nicholls, C. I., Altieri, M. A. (2013). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2), 257-274. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0092-y>
- Nielsen, A., Reitan, T., Rinvoll, A. W., Bryusting, A. K. (2017). Effects of competition and climate on a crop pollinator community. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, 253-260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.006>
- Nieto, A., Roberts, S. P. M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., ... Michez, D. (2014). European red list of bees. *Publication Office of the European Union, Luxembourg*. Europe, 2(4).
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P., Sýkora, K. V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation*, 142(10), 2097-2103. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.009>
- Odoux, J. F., Aupinel, P., Gateff, S., Requier, F., Henry, M., Bretagnolle, V. (2014). ECOBEE: a tool for long-term honey bee colony monitoring at the landscape scale in West European intensive agroecosystems. *Journal of Apicultural Research*, 53(1), 57-66. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.53.1.05>
- Ogilvie, J. E., Forrest, J. R. (2017). Interactions between bee foraging and floral resource phenology shape bee populations and communities. *Current Opinion in Insect Science*, 21, 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.05.015>
- Oldroyd, B. P. (1999). Coevolution while you wait: *Varroa jacobsoni*, a new parasite of western honeybees. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(8), 312-315. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01613-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01613-4)
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, 120(3), 321-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 48. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>
- Oudemans, A. C. (1904). On a new genus and species of parasitic acari. *Notes from the Leyden Museum*, 24(4), 216-222. <https://doi.org/10.1051/apido:2004024>
- Otterstatter, M. C., Whidden, T. L. (2004). Patterns of parasitism by tracheal mites (*Locustacarus buchneri*) in natural bumble bee populations. *Apidologie*, 35(4), 351-357.
- Otti, O., Schmid-Hempel, P. (2007). *Nosema bombi*: a pollinator parasite with detrimental fitness effects. *Journal of Invertebrate Pathology*, 96(2), 118-124. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2007.03.016>

- Otti, O., Schmid Hempel, P. A. U. L. (2008). A field experiment on the effect of *Nosema bombi* in colonies of the bumblebee *Bombus terrestris*. *Ecological Entomology*, 33(5), 577-582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.00998.x>
- Öckinger, E., Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50-59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., Smith, H. G. (2006). The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation*, 128(4), 564-573. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.024>
- Paini, D. R. (2004). Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*)(Hymenoptera: Apidae) on native bees: a review. *Austral Ecology*, 29(4), 399-407. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01376.x>
- Palmer, M., Bernhardt, E., Chornesky, E., Collins, S., Dobson, A., Duke, C., ... Turner, M. (2004). *Ecology for a Crowded Planet*. <https://doi.org/10.1126/science.1095780>
- Persson, A. S., Smith, H. G. (2013). Seasonal persistence of bumblebee populations is affected by landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165, 201-209. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.008>
- Peterson, J. H., Roitberg, B. D. (2006). Impact of resource levels on sex ratio and resource allocation in the solitary bee, *Megachile rotundata*. *Environmental Entomology*, 35(5), 1404-1410. <https://doi.org/10.1093/ee/35.5.1404>
- Pohorecka, K., Bober, A., Skubida, M., Zdanska, D. (2011). Epizootic status of apiaries with massive losses of bee colonies (2008-2009). *J. Apic. Sci*, 55(1), 137-150.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. (2003). Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities?. *Ecology*, 84(10), 2628-2642. <https://doi.org/10.1890/02-0136>
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, C., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. (2005). Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30(1), 78-85. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00662.x>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345-353. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., ... Vanbergen, A. (2016 a). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. 556 p.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., ... Vanbergen, A. J. (2016 b). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220-229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>
- Pywell, R. F., Warman, E. A., Carvell, C., Sparks, T. H., Dicks, L. V., Bennett, D., ... Sherwood, A. (2005). Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*, 121(4), 479-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.020>

- Pywell, R. F., Warman, E. A., Hulmes, L., Hulmes, S., Nuttall, P., Sparks, T. H., ... Sherwood, A. (2006). Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*, 129(2), 192-206. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.034>
- R CORE TEAM, R. (2012). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Online: <http://www.R-project.org>.
- Rader, R., Reilly, J., Bartomeus, I., Winfree, R. (2013). Native bees buffer the negative impact of climate warming on honey bee pollination of watermelon crops. *Global Change Biology*, 19(10), 3103-3110. <https://doi.org/10.1111/gcb.12264>
- Ranta, E., Lundberg, H. (1980). Resource partitioning in bumblebees: the significance of differences in proboscis length. *Oikos*, 298-302. <https://doi.org/10.2307/3544643>
- Ransome, H. M. (2004). The sacred bee in ancient times and folklore. Courier Corporation. 336 p.
- Reilly, J. R., Artz, D. R., Biddinger, D., Bobiwash, K., Boyle, N. K., Brittain, C., ... Winfree, R. (2020). Crop production in the USA is frequently limited by a lack of pollinators. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1931), 20200922. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0922>
- Requier, F., Garnery, L., Kohl, P. L., Njovu, H. K., Pirk, C. W., Crewe, R. M., Steffan-Dewenter, I. (2019). The conservation of native honey bees is crucial. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(9), 789-798. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.04.008>
- Requier, F., Odoux, J. F., Henry, M., Bretagnolle, V. (2017). The carry-over effects of pollen shortage decrease the survival of honeybee colonies in farmlands. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1161-1170. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12836>
- Roffet-Salque, M., Regert, M., Evershed, R. P., Outram, A. K., Cramp, L. J., Decavallas, O., ... Zoughlami, J. (2015). Widespread exploitation of the honeybee by early Neolithic farmers. *Nature*, 527(7577), 226-230. <https://doi.org/10.1038/nature15757>
- Rogers, S. R., Cajamarca, P., Tarpy, D. R., Burrack, H. J. (2013). Honey bees and bumble bees respond differently to inter-and intra-specific encounters. *Apidologie*, 44(6), 621-629. <https://doi.org/10.1007/s13592-013-0210-0>
- Roleček, J., Čornej, I. I., Tokarjuk, A. I. (2014). Understanding the extreme species richness of semi-dry grasslands in east-central Europe: a comparative approach. *Preslia*, 86(1), 5-27.
- Rosenkranz, P., Aumeier, P., Ziegelmann, B. (2010). Biology and control of *Varroa destructor*. *Journal of Invertebrate Pathology*, 103, S96-S119. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2009.07.016>
- Roubik, D. W., Villanueva-Gutiérrez, R. (2017). Have native Hymenoptera or africanized bees become aggressive foragers due to resource competition. *Trends Entomol*, 13(8).
- Roulston, T. A. H., Goodell, K. (2011). The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annual Review of Entomology*, 56, 293-312. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144802>
- Russo, L. (2016). Positive and negative impacts of non-native bee species around the world. *Insects*, 7(4), 69. <https://doi.org/10.3390/insects7040069>
- Rutrecht, S. T., Brown, M. J. (2008). Within colony dynamics of *Nosema bombi* infections: disease establishment, epidemiology and potential vertical transmission. *Apidologie*, 39(5), 504-514. <https://doi.org/10.1051/apido:2008031>

- Quintero, C., Morales, C. L., Aizen, M. A. (2010). Effects of anthropogenic habitat disturbance on local pollinator diversity and species turnover across a precipitation gradient. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 257-274. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9720-5>
- Sakagami, S., Mastumara, T. (1967). Relative abundance, phenology and flower preference of andrenid bees in Sapporo, North Japan (Hymenoptera, Apoidea). *Japanese Journal of Ecology*, 17(6), 237-250. https://doi.org/10.18960/seitai.17.6_237
- Samu, F., Neidert, D., Szita, É., Fetykó, K., Botta-Dukát, Z., Horváth, A. (2010). The role of low-input agri-environmental schemes in the enhancement of functional biodiversity of Hungarian arable fields. *Journal Article.*, 56, 105-108.
- Santos, G. M. D. M., Aguiar, C. M., Genini, J., Martins, C. F., Zanella, F. C., Mello, M. A. (2012). Invasive Africanized honeybees change the structure of native pollination networks in Brazil. *Biological Invasions*, 14(11), 2369-2378. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-012-0235-8>
- Saunders, M. E., Smith, T. J., Rader, R. (2018). Bee conservation: Key role of managed bees. *Science*, 360(6387), 389. <https://doi.org/10.1126/science.aat1535>
- Sárospataki, M., Fazekas, J. P. (1995). Ecological characteristics of bee communities on a sandy grassland. *Tiscia*, 29, 41-46.
- Sárospataki, M., Báldi, A., Batáry, P., Józán, Z., Erdős, S., Rédei, T. (2009). Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. *Community Ecology*, 10(2), 182-188. <https://doi.org/10.1556/ComEc.10.2009.2.7>
- Sárospataki, M. G., Bakos, R., Horváth, A., Neidert, D., Horváth, V. (2016). The role of local and landscape level factors in determining bumblebee abundance and richness. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 62(4), 387-407. <https://doi.org/10.17109/AZH.62.4.387.2016>
- Schaffer, W. M., Zeh, D. W., Buchmann, S. L., Kleinhans, S., Schaffer, M. V., Antrim, J. (1983). Competition for nectar between introduced honey bees and native North American bees and ants. *Ecology*, 64(3), 564-577. <https://doi.org/10.2307/1939976>
- Schmid-Hempel, P., Loosli, R. (1998). A contribution to the knowledge of *Nosema* infections in bumble bees, *Bombus* spp. *Apidologie*, 29(6), 525-535. <https://doi.org/10.1051/apido:19980605>
- Seidelmann, K. (2006). Open-cell parasitism shapes maternal investment patterns in the Red Mason bee *Osmia rufa*. *Behavioral Ecology*, 17(5), 839-848. <https://doi.org/10.1093/beheco/arl017>
- Senapathi, D., Carvalheiro, L. G., Biesmeijer, J. C., Dodson, C. A., Evans, R. L., McKerchar, M., ... Potts, S. G. (2015). The impact of over 80 years of land cover changes on bee and wasp pollinator communities in England. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1806), 20150294. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0294>
- Smith, R. S., Jones, L. (1991). The phenology of mesotrophic grassland in the Pennine Dales, northern England: historic hay cutting dates, vegetation variation and plant species phenologies. *Journal of Applied Ecology*, 42-59. <https://doi.org/10.2307/2404112>
- Solignac, M., Cornuet, J. M., Vautrin, D., Le Conte, Y., Anderson, D., Evans, J., ... Navajas, M. (2005). The invasive Korea and Japan types of *Varroa destructor*, ectoparasitic mites of the Western honeybee (*Apis mellifera*), are two partly isolated clones. *Proceedings of the*

- Squires, V. R., Dengler, J., Hua, L., Feng, H. (Eds.). (2018). Grasslands of the world: diversity, management and conservation. *CRC Press*. <http://dx.doi.org/10.1201/9781498796262>
- Steffan-Dewenter, I., Potts, S. G., Packer, L. (2005). Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(12), 651-652. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.09.004>
- Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2000). Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia*, 122(2), 288-296. <https://doi.org/10.1007/s004420050034>
- Sutcliffe, L. M., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L. V., Herzon, I., ... Tschardtke, T. (2015). Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions*, 21(6), 722-730. <https://doi.org/10.1111/ddi.12288>
- Szabó, G. (2012). Az egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea). *Természetvédelmi Közlemények*, 18, 456-466.
- Tepedino, V. J., Torchio, P. F. (1982). Phenotypic variability in nesting success among *Osmia lignaria propinqua* females in a glasshouse environment:(Hymenoptera: Megachilidae). *Ecological Entomology*, 7(4), 453-462. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1982.tb00688.x>
- Tew, N. E., Memmott, J., Vaughan, I. P., Bird, S., Stone, G. N., Potts, S. G., Baldock, K. C. (2021). Quantifying nectar production by flowering plants in urban and rural landscapes. *Journal of Ecology*, 109(4), 1747-1757. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13598>
- Thomson, D. (2004). Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology*, 85(2), 458-470. <https://doi.org/10.1890/02-0626>
- Thomson, D. M. (2006). Detecting the effects of introduced species: a case study of competition between *Apis* and *Bombus*. *Oikos*, 114(3), 407-418. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14604.x>
- Thomson, D. M. (2016). Local bumble bee decline linked to recovery of honey bees, drought effects on floral resources. *Ecology Letters*, 19(10), 1247-1255. <https://doi.org/10.1111/ele.12659>
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., ... Swackhamer, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), 281-284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology*, 17(3), 199-209. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.11.004>
- Tomozii, B. O. G. D. A. N., Toma, V. C. (2011). New records of megachilid bees (Hymenoptera: Apiformes: Megachilidae) from Romania. *Studii și Comunicări, Complexul Muzeal de Științele Naturii "Ion Borcea" Bacău*, 24, 61-68.
- Tschardtke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

- Tuell, J. K., Isaacs, R. (2010). Community and species-specific responses of wild bees to insect pest control programs applied to a pollinator-dependent crop. *Journal of Economic Entomology*, 103(3), 668-675. <https://doi.org/10.1603/EC09314>
- Valtonen, A. K. S. J. J., Saarinen, K., Jantunen, J. (2006). Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29(2), 133-148.
- van der Steen, J. J. (2008). Infection and transmission of *Nosema bombi* in *Bombus terrestris* colonies and its effect on hibernation, mating and colony founding. *Apidologie*, 39(2), 273-282. <https://doi.org/10.1051/apido:2008006>
- vanEngelsdorp, D., Meixner, M. D. (2010). A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of invertebrate pathology*, 103, S80-S95. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2009.06.011>
- vanEngelsdorp, D., Hayes Jr, J., Underwood, R. M., Pettis, J. S. (2010). A survey of honey bee colony losses in the United States, fall 2008 to spring 2009. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 7-14. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.03>
- Velthuis, H. H., Van Doorn, A. (2006). A century of advances in bumblebee domestication and the economic and environmental aspects of its commercialization for pollination. *Apidologie*, 37(4), 421-451. <https://doi.org/10.1051/apido:2006019>
- Wehling, W. F., Flanders, R. V. (2005). The risks of international trade in bees: laws and regulations on the import, movement and release of bees in the United States. *Bee Res. Virus Eur*, 6, 301-309
- Walther-Hellwig, K., Fokul, G., Frankl, R., Büchler, R., Ekschmitt, K., Wolters, V. (2006). Increased density of honeybee colonies affects foraging bumblebees. *Apidologie*, 37(5), 517-532. <https://doi.org/10.1051/apido:2006035>
- WallisDeVries, M. F., Van Swaay, C. A. (2009). Grasslands as habitats for butterflies in Europe. *In Grasslands in Europe* (pp. 26-34). KNNV publishing. 0.1163/9789004278103_004
- Wehn, S., Burton, R., Riley, M., Johansen, L., Hovstad, K. A., Rønningen, K. (2018). Adaptive biodiversity management of semi-natural hay meadows: The case of West-Norway. *Land Use Policy*, 72, 259-269. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.063>
- Weibull, A. C., Östman, Ö., Granqvist, Å. (2003). Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity & Conservation*, 12(7), 1335-1355. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1023617117780>
- Westerkamp, C., Gottsberger, G. (2000). Diversity pays in crop pollination. *Crop Science*, 40(5), 1209-1222. <https://doi.org/10.2135/cropsci2000.4051209x>
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2009). Mass flowering oilseed rape improves early colony growth but not sexual reproduction of bumblebees. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 187-193. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01580.x>
- Williams, P. H., Osborne, J. L. (2009). Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*, 40(3), 367-387. <https://doi.org/10.1051/apido/2009025>
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 796-802. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>

- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068-2076. <https://doi.org/10.1890/08-1245.1>
- Winfree, R., Bartomeus, I., Cariveau, D. P. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 1-22. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>
- Winter, K., Adams, L., Thorp, R., Inouye, D., Day, L., Ascher, J., Buchmann, S. (2006). Importation of non-native bumble bees into North America: potential consequences of using *Bombus terrestris* and other non-native bumble bees for greenhouse crop pollination in Canada, Mexico, and the United States. 33 p.
- Whittington, R., Winston, M. L. (2003). Effects of *Nosema bombi* and its treatment fumagillin on bumble bee (*Bombus occidentalis*) colonies. *Journal of Invertebrate Pathology*, 84(1), 54-58. [https://doi.org/10.1016/S0022-2011\(03\)00123-X](https://doi.org/10.1016/S0022-2011(03)00123-X)
- Wojcik, V. A., Morandin, L. A., Davies Adams, L., Rourke, K. E. (2018). Floral resource competition between honey bees and wild bees: is there clear evidence and can we guide management and conservation?. *Environmental Entomology*, 47(4), 822-833. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy077>
- Woodcock, B. A., Edwards, M., Redhead, J., Meek, W. R., Nuttall, P., Falk, S., ... Pywell, R. F. (2013). Crop flower visitation by honeybees, bumblebees and solitary bees: Behavioural differences and diversity responses to landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 171, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.005>
- Zattara, E. E., Aizen, M. A. (2021). Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth*, 4(1), 114-123. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.005>
- Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M. L. (2013). Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land*, 2(3), 472-492. <https://doi.org/10.3390/land2030472>

12. TUDOMÁNYOS PUBLIKÁCIÓK

Disszertációhoz kapcsolódó publikációk:

- Demeter, I.**, (2018). A háziméhek és a vadméhek közötti kompetíció lehetősége és következményei. *Határhelyzetek XI.: Diszciplínák találkozása – nyelvek és kultúrák érintkezése Budapest, Magyarország: Külgazdasági és Külügyminisztérium* 570 p. pp. 376-393.
- Demeter, I.**, Balog, A., Józán, Z., Sárospataki, M. (2021). Comparison of wild bee communities of three semi-natural meadow habitats at Harghita–Covasna Region, Transylvania, Romania. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 67(2), 161-175. <https://doi.org/10.17109/AZH.67.2.161.2021> IF: 0,923
- 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(17), 11903-11914. <https://doi.org/10.1002/ece3.7956> IF: 2,91
- Demeter, I.**, Balog, A., Sárospataki, M. (2021). Variation of small and large wild bee communities under honey bee pressure in highly diverse natural habitats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 846. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.750236> IF: 4,171

13. MELLÉKLETEK

17. táblázat: A begyűjtött fajok egyedszáma, dominanciája és IUCN-státusza, „V” Vargyas, „A” Homoródalmás és „F” Erdőfüle területeken 2018 és 2019-ben. Veszélyeztetett EN (Endangered), mérsékelten fenyegetett NT (Near Threatened), adathiányos DD (Data Deficient), nem fenyegetett LC (Least Concern)

Faj	F	A	V	Össz	Dominancia	IUCN
<i>Andrena bicolor</i>	2	7	1	10	0,0028	LC
<i>Andrena chysosceles</i>	1	1	0	2	0,0006	DD
<i>Andrena combinata</i>	0	0	2	2	0,0006	DD
<i>Andrena dorsalis</i>	0	0	1	1	0,0003	DD
<i>Andrena dorsata</i>	17	7	0	24	0,0067	DD
<i>Andrena enslinella</i>	1	0	0	1	0,0003	DD
<i>Andrena falsifica</i>	0	1	0	1	0,0003	DD
<i>Andrena flavipes</i>	89	35	28	152	0,0422	LC
<i>Andrena fulvicornis</i>	5	0	0	5	0,0014	DD
<i>Andrena gelriae</i>	2	0	0	2	0,0006	DD
<i>Andrena gravida</i>	7	16	5	28	0,0078	DD
<i>Andrena haemorrhoa</i>	2	6	2	10	0,0028	LC
<i>Andrena hattorfiana</i>	4	9	6	19	0,0053	NT
<i>Andrena helvola</i>	3	8	0	11	0,0031	DD
<i>Andrena jacobi</i>	0	1	0	1	0,0003	DD
<i>Andrena labialis</i>	2	1	3	6	0,0017	DD
<i>Andrena labiata</i>	5	2	1	8	0,0022	DD
<i>Andrena limata</i>	0	0	1	1	0,0003	DD
<i>Andrena minutula</i>	0	5	0	5	0,0014	DD
<i>Andrena minutuloides</i>	5	1	0	6	0,0017	DD
<i>Andrena nitida</i>	2	12	4	18	0,0050	LC
<i>Andrena nitidiuscula</i>	2	0	1	3	0,0008	LC
<i>Andrena ovatula</i>	34	23	24	81	0,0225	NT
<i>Andrena pandellei</i>	1	3	3	7	0,0019	LC
<i>Andrena polita</i>	0	1	0	1	0,0003	LC
<i>Andrena praecox</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Andrena proxima</i>	0	1	0	1	0,0003	DD
<i>Andrena schencki</i>	9	2	4	15	0,0042	DD
<i>Andrena sp.</i>	2	0	0	2	0,0006	
<i>Andrena strohmeilla</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Andrena subopaca</i>	1	1	3	5	0,0014	LC
<i>Andrena susterai</i>	3	0	0	3	0,0008	DD
<i>Andrena taraxaci</i>	6	1	3	10	0,0028	DD
<i>Andrena tibialis</i>	0	4	0	4	0,0011	LC
<i>Andrena ungeri</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Andrena vaga</i>	0	1	0	1	0,0003	LC
<i>Andrena varians</i>	2	5	0	7	0,0019	LC
<i>Andrena viridescens</i>	4	1	0	5	0,0014	DD

Faj	F	A	V	Össz	Dominancia	IUCN
<i>Anthidium manicatum</i>	0	0	2	2	0,0006	LC
<i>Anthophora aestivalis</i>	2	2	1	5	0,0014	LC
<i>Anthophora furcata</i>	1	1	1	3	0,0008	LC
<i>Bombus argillaceus</i>	4	4	10	18	0,0050	LC
<i>Bombus campestris</i>	2	2	2	6	0,0017	LC
<i>Bombus hortorum</i>	39	41	91	171	0,0474	LC
<i>Bombus humilis</i>	147	344	389	880	0,2440	LC
<i>Bombus hypnorum</i>	0	4	4	8	0,0022	LC
<i>Bombus lapidarius</i>	13	7	22	42	0,0116	LC
<i>Bombus lucorum</i>	1	2	11	14	0,0039	LC
<i>Bombus pascuorum</i>	41	45	139	225	0,0624	LC
<i>Bombus pratorum</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Bombus ruderarius</i>	17	20	41	78	0,0216	LC
<i>Bombus subterraneus</i>	0	3	0	3	0,0008	LC
<i>Bombus sylvarum</i>	13	17	37	67	0,0186	LC
<i>Bombus terrestris</i>	141	316	417	874	0,2424	LC
<i>Camptopoeum friesei</i>	0	1	0	1	0,0003	LC
<i>Ceratina cyanea</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Chelostoma campanularum</i>	0	1	0	1	0,0003	LC
<i>Chelostoma florissomne</i>	2	2	9	13	0,0036	LC
<i>Coelioxys conoidea</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Colletes cunicularius</i>	1	10	0	11	0,0031	LC
<i>Colletes similis</i>	2	0	2	4	0,0011	LC
<i>Dasypoda hirtipes</i>	0	2	0	2	0,0006	LC
<i>Epeoloides coecutiens</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Eucera interrupta</i>	1	1	0	2	0,0006	LC
<i>Eucera longicornis</i>	11	26	16	53	0,0147	LC
<i>Eucera nigrescens</i>	43	8	4	55	0,0153	LC
<i>Eucera proxima</i>	0	1	0	1	0,0003	DD
<i>Eucera taurica</i>	0	1	1	2	0,0006	DD
<i>Halictus eurygnathus</i>	7	3	10	20	0,0055	LC
<i>Halictus fulvipes</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Halictus langobardicus</i>	13	19	11	43	0,0119	LC
<i>Halictus maculatus</i>	7	3	5	15	0,0042	LC
<i>Halictus patellatus</i>	2	0	0	2	0,0006	LC
<i>Halictus quadricinctus</i>	1	1	0	2	0,0006	NT
<i>Halictus rubicundus</i>	5	4	6	15	0,0042	LC
<i>Halictus scabiosae</i>	4	0	1	5	0,0014	LC
<i>Halictus seladonius</i>	2	1	1	4	0,0011	LC
<i>Halictus sexcinctus</i>	2	5	2	9	0,0025	LC
<i>Halictus smaragdulus</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Halictus subauratus</i>	8	3	2	13	0,0036	LC
<i>Halictus tumulorum</i>	19	11	14	44	0,0122	LC
<i>Hoplitis leucomelana</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Hoplitis tridentata</i>	0	0	1	1	0,0003	LC

Faj	F	A	V	Össz	Dominancia	IUCN
<i>Hylaeus annularis</i>	2	0	0	2	0,0006	DD
<i>Hylaeus brevicornis</i>	2	2	0	4	0,0011	LC
<i>Hylaeus communis</i>	0	1	1	2	0,0006	LC
<i>Hylaeus confusus</i>	3	2	1	6	0,0017	LC
<i>Hylaeus cornutus</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Hylaeus duckei</i>	1	0	0	1	0,0003	DD
<i>Hylaeus variegatus</i>	2	0	0	2	0,0006	LC
<i>Lasioglossum albipes</i>	4	4	1	9	0,0025	LC
<i>Lasioglossum calceatum</i>	14	40	13	67	0,0186	LC
<i>Lasioglossum convexiusculum</i>	0	0	1	1	0,0003	NT
<i>Lasioglossum corvinum</i>	3	5	0	8	0,0022	LC
<i>Lasioglossum costulatum</i>	0	1	0	1	0,0003	NT
<i>Lasioglossum discum</i>	4	8	1	13	0,0036	LC
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	1	0	2	3	0,0008	LC
<i>Lasioglossum glabriusculum</i>	2	2	3	7	0,0019	LC
<i>Lasioglossum interruptum</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	1	6	1	8	0,0022	NT
<i>Lasioglossum laticeps</i>	2	1	3	6	0,0017	LC
<i>Lasioglossum lativentre</i>	19	11	7	37	0,0103	LC
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	2	1	4	7	0,0019	LC
<i>Lasioglossum lineare</i>	0	0	1	1	0,0003	DD
<i>Lasioglossum lucidulum</i>	1	0	0	1	0,0003	LC
<i>Lasioglossum major</i>	0	1	0	1	0,0003	
<i>Lasioglossum majus</i>	1	1	3	5	0,0014	NT
<i>Lasioglossum marginatum</i>	13	0	0	13	0,0036	LC
<i>Lasioglossum minutulum</i>	0	0	1	1	0,0003	NT
<i>Lasioglossum morio</i>	1	2	3	6	0,0017	LC
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>	3	0	0	3	0,0008	LC
<i>Lasioglossum parvulum</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	10	12	7	29	0,0080	LC
<i>Lasioglossum politum</i>	11	2	1	14	0,0039	LC
<i>Lasioglossum puncticolle</i>	1	6	0	7	0,0019	LC
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	1	0	0	1	0,0003	NT
<i>Lasioglossum villosulum</i>	4	7	0	11	0,0031	LC
<i>Lasioglossum zonulum</i>	4	2	2	8	0,0022	LC
<i>Megachile centuncularis</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Megachile ericetorum</i>	0	1	0	1	0,0003	LC
<i>Megachile flabellipes</i>	0	0	5	5	0,0014	DD
<i>Megachile lagopoda</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Megachile maritima</i>	0	0	2	2	0,0006	DD
<i>Megachile melanopyga</i>	0	0	1	1	0,0003	LC
<i>Megachile octosignata</i>	0	0	1	1	0,0003	DD
<i>Megachile pilicrus</i>	1	0	4	5	0,0014	DD
<i>Megachile pilidens</i>	0	0	3	3	0,0008	LC

Faj	F	A	V	Össz	Dominancia	IUCN
Megachile pyrenaea	1	0	1	2	0,0006	DD
Megachile versicolor	1	0	1	2	0,0006	DD
Megachile willoughbiella	6	2	3	11	0,0031	LC
Melecta luctuosa	1	0	0	1	0,0003	LC
Melitta haemorrhoidalis	0	2	0	2	0,0006	LC
Melitta leporina	3	2	4	9	0,0025	LC
Melitta nigricans	1	0	0	1	0,0003	LC
Nomada armata	0	3	1	4	0,0011	NT
Nomada bluethgeni	1	0	0	1	0,0003	LC
Nomada femoralis	0	0	1	1	0,0003	LC
Nomada marshamella	1	0	0	1	0,0003	LC
Nomada rhenana	1	0	0	1	0,0003	NT
Osmia aurulenta	1	0	2	3	0,0008	LC
Osmia caerulescens	0	1	1	2	0,0006	LC
Osmia leaiana	0	0	1	1	0,0003	LC
Osmia rufa	0	0	4	4	0,0011	LC
Pseudoanthidium nanum	1	0	0	1	0,0003	LC
Rophites quinquespinosus	8	5	5	18	0,0050	NT
Sphecodes ephippius	2	0	0	2	0,0006	LC
Sphecodes gibbus	2	0	0	2	0,0006	LC
Sphecodes puncticeps	1	0	0	1	0,0003	LC
Tetralonia malvae	1	0	0	1	0,0003	LC
Tetralonia nana	1	0	0	1	0,0003	DD
Tetraloniella alticineta	1	0	0	1	0,0003	LC
Tetraloniella dentata	3	1	0	4	0,0011	LC
Tetraloniella nana	1	0	0	1	0,0003	DD
Tetraloniella salicariae	3	1	0	4	0,0011	DD
Trachusa byssina	0	2	12	14	0,0039	LC
Trachusa interrupta	0	0	1	1	0,0003	EN
Xylocopa valga	0	4	15	19	0,0053	LC

18. táblázat: Diverzitás értékek 2018-ban a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni időszakban az A felvételezési területen, a kaptáraktól 250, 500 és 1500 méterre.

A250 m	1. mintavétel	2. mintavétel	3. mintavétel	4. mintavétel
Fajszám	14	19	18	10
Egyedszám	59	44	52	19
Dominance_D	0.3163	0.07128	0.2744	0.169
Simpson_1-D	0.6837	0.9287	0.7256	0.831
Shannon_H	1.785	2.778	1.999	2.024
Evenness_e^H/S	0.4258	0.847	0.41	0.7572
Brillouin	1.514	2.28	1.641	1.53
Menhinick	1.823	2.864	2.496	2.294
Margalef	3.188	4.757	4.302	3.057
Equitability_J	0.6765	0.9436	0.6915	0.8792

Fisher_alpha	5.801	12.7	9.753	8.541
Berger-Parker	0.5424	0.1136	0.5	0.2632
Chao-1	17.75	22.5	44	20.5
<hr/>				
A500 m				
Fajszám	33	36	37	17
Egyedszám	113	112	113	39
<hr/>				
Dominance_D	0.1244	0.1271	0.1351	0.1151
Simpson_1-D	0.8756	0.8729	0.8649	0.8849
Shannon_H	2.758	2.893	2.72	2.466
Evenness_e^H/S	0.4778	0.5013	0.4104	0.6929
Brillouin	2.405	2.504	2.35	2.002
Menhinick	3.104	3.402	3.481	2.722
Margalef	6.769	7.418	7.615	4.367
Equitability_J	0.7888	0.8073	0.7534	0.8705
Fisher_alpha	15.68	18.37	19.16	11.48
Berger-Parker	0.2832	0.3304	0.2655	0.2308
Chao-1	50.14	49.33	71.5	35.33
<hr/>				
A1500 m				
Fajszám	31	32	36	14
Egyedszám	120	112	142	46
<hr/>				
Dominance_D	0.1311	0.1437	0.2022	0.1834
Simpson_1-D	0.8689	0.8563	0.7978	0.8166
Shannon_H	2.635	2.64	2.39	2.048
Evenness_e^H/S	0.4499	0.4381	0.3031	0.5539
Brillouin	2.321	2.303	2.099	1.719
Menhinick	2.83	3.024	3.021	2.064
Margalef	6.266	6.57	7.062	3.395
Equitability_J	0.7674	0.7619	0.6668	0.7761
Fisher_alpha	13.55	14.97	15.54	6.853
Berger-Parker	0.2833	0.3304	0.3873	0.3261
Chao-1	51	66.2	72.14	59

19. táblázat: Diverzitás értékek 2018-ban a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni időszakban az V felvételezési területen, a kaptáraktól 250, 500 és 1500 méterre.

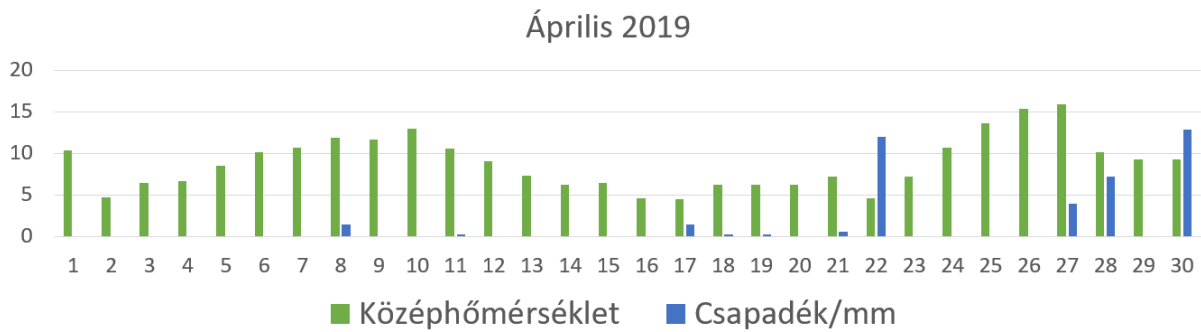
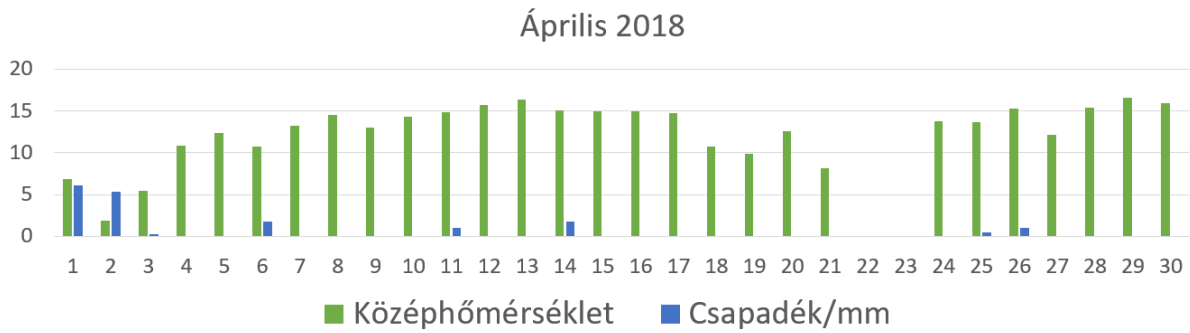
V250 m	1. mintavétel	2. mintavétel	3. mintavétel	4. mintavétel
Fajszám	31	28	32	11
Egyedszám	122	113	139	48
<hr/>				
Dominance_D	0.107	0.1385	0.1681	0.3056
Simpson_1-D	0.893	0.8615	0.8319	0.6944
Shannon_H	2.704	2.624	2.471	1.617
Evenness_e^H/S	0.482	0.4923	0.3699	0.4582
Brillouin	2.394	2.312	2.192	1.371
Menhinick	2.807	2.634	2.714	1.588
Margalef	6.245	5.711	6.282	2.583
Equitability_J	0.7875	0.7873	0.7131	0.6745

Fisher_alpha	13.4	11.92	13.02	4.464
Berger-Parker	0.1803	0.3274	0.3309	0.5
Chao-1	53.67	47.5	45.33	21.5
<hr/>				
V500 m				
Fajszám	35	33	24	23
Egyedszám	89	122	213	72
<hr/>				
Dominance_D	0.08471	0.1236	0.4137	0.1304
Simpson_1-D	0.9153	0.8764	0.5863	0.8696
Shannon_H	3.024	2.759	1.576	2.509
Evenness_e^H/S	0.5876	0.4782	0.2016	0.5345
Brillouin	2.573	2.427	1.435	2.144
Menhinick	3.71	2.988	1.644	2.711
Margalef	7.575	6.661	4.29	5.144
Equitability_J	0.8505	0.789	0.496	0.8002
Fisher_alpha	21.27	14.86	6.946	11.68
Berger-Parker	0.2247	0.3033	0.6244	0.2639
Chao-1	65	84	33.17	53.33
<hr/>				
V1500 m				
Fajszám	33	34	34	28
Egyedszám	94	92	133	52
<hr/>				
Dominance_D	0.07515	0.1786	0.1219	0.08876
Simpson_1-D	0.9249	0.8214	0.8781	0.9112
Shannon_H	3.057	2.633	2.685	2.878
Evenness_e^H/S	0.6443	0.4092	0.431	0.6348
Brillouin	2.632	2.227	2.377	2.326
Menhinick	3.404	3.545	2.948	3.883
Margalef	7.043	7.298	6.748	6.833
Equitability_J	0.8743	0.7466	0.7613	0.8636
Fisher_alpha	18.09	19.5	14.76	24.73
Berger-Parker	0.2128	0.4022	0.2256	0.1731
Chao-1	50.14	103	86.5	112.3

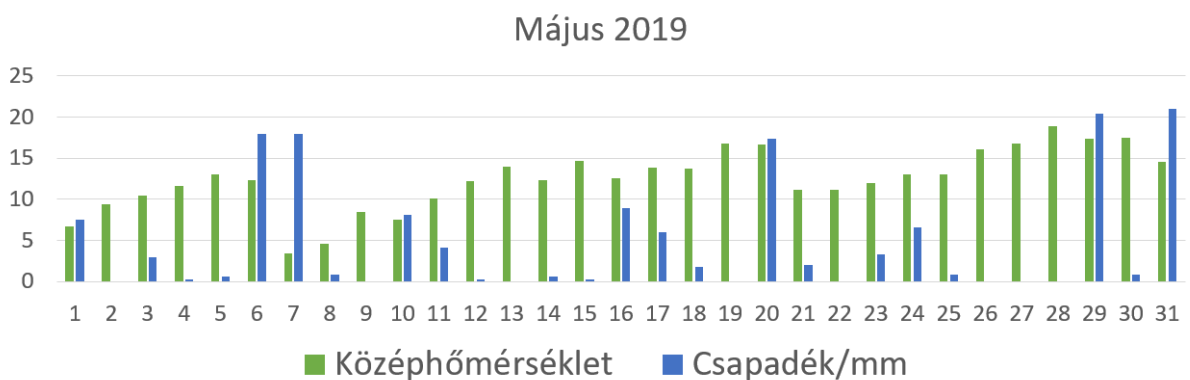
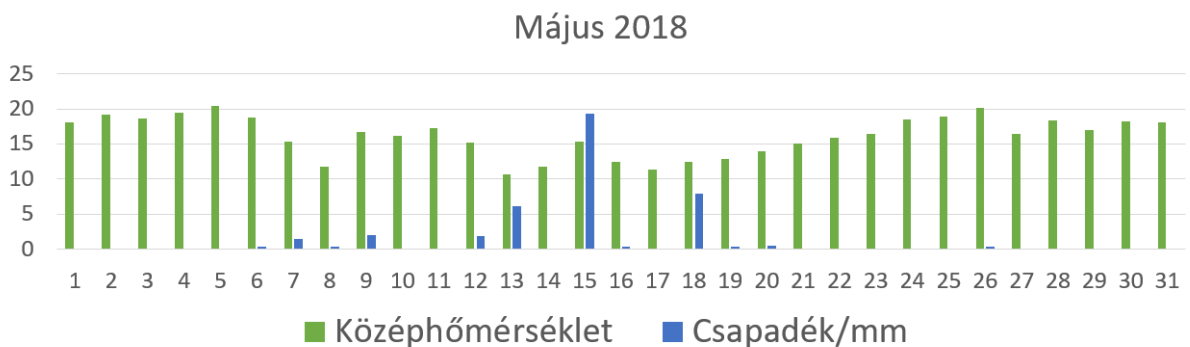
20. táblázat: Diverzitás értékek 2018-ban a kaptárak elhelyezése előtti (1. mintavételi időszak) és a kaptárak elhelyezése utáni időszakban az F felvételezési területen, a kaptáraktól 250, 500 és 1500 méterre.

F250 m	1. mintavétel	2. mintavétel	3. mintavétel	4. mintavétel
Fajszám	32	34	13	24
Egyedszám	79	98	52	60
<hr/>				
Dominance_D	0.09726	0.1653	0.3565	0.17
Simpson_1-D	0.9027	0.8347	0.6435	0.83
Shannon_H	2.906	2.648	1.639	2.452
Evenness_e^H/S	0.5711	0.4155	0.3961	0.4839
Brillouin	2.452	2.26	1.37	2.028
Menhinick	3.6	3.435	1.803	3.098
Margalef	7.095	7.197	3.037	5.618
Equitability_J	0.8384	0.7509	0.639	0.7716

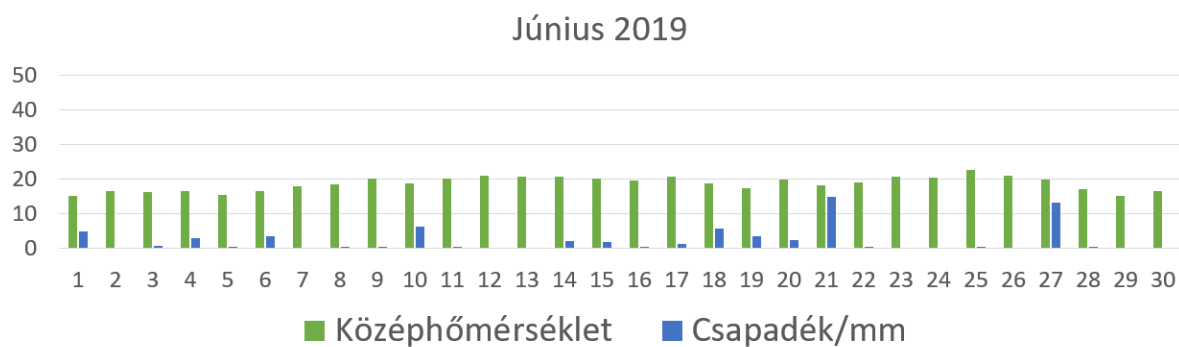
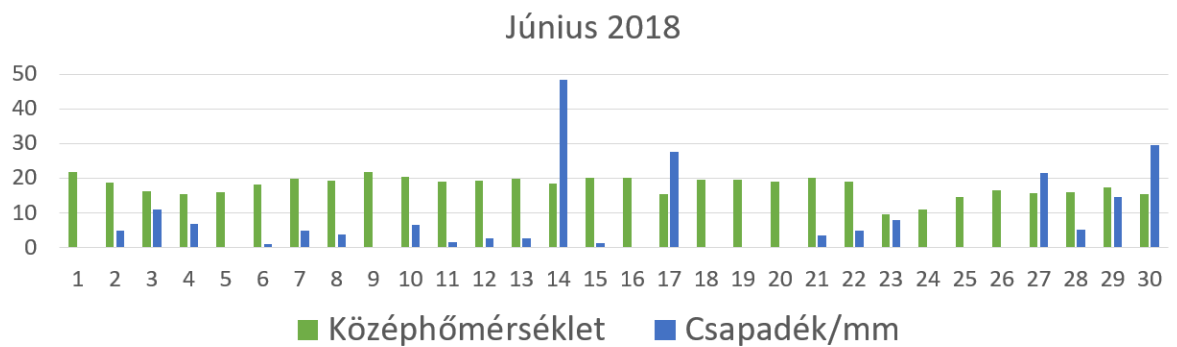
Fisher_alpha	20.02	18.46	5.563	14.83
Berger-Parker	0.2532	0.3776	0.5769	0.3667
Chao-1	74	97.25	18.25	58
<hr/>				
F500 m				
Fajszám	23	33	33	28
Egyedszám	53	94	98	59
<hr/>				
Dominance_D	0.1663	0.1711	0.1214	0.06579
Simpson_1-D	0.8337	0.8289	0.8786	0.9342
Shannon_H	2.5	2.666	2.815	3.028
Evenness_e^H/S	0.5296	0.4357	0.506	0.738
Brillouin	2.041	2.267	2.421	2.5
Menhinick	3.159	3.404	3.334	3.645
Margalef	5.541	7.043	6.979	6.622
Equitability_J	0.7973	0.7624	0.8052	0.9088
Fisher_alpha	15.45	18.09	17.48	20.85
Berger-Parker	0.3774	0.3936	0.3061	0.1525
Chao-1	40.5	57.43	46.6	45.14
<hr/>				
F1500 m				
Fajszám	35	34	27	18
Egyedszám	88	118	112	42
<hr/>				
Dominance_D	0.08394	0.126	0.2329	0.1202
Simpson_1-D	0.9161	0.874	0.7671	0.8798
Shannon_H	3.036	2.797	2.121	2.474
Evenness_e^H/S	0.5951	0.4822	0.3089	0.6594
Brillouin	2.58	2.445	1.85	2.017
Menhinick	3.731	3.13	2.551	2.777
Margalef	7.594	6.917	5.51	4.548
Equitability_J	0.854	0.7931	0.6436	0.856
Fisher_alpha	21.5	16	11.3	11.93
Berger-Parker	0.2273	0.3136	0.3929	0.2143
Chao-1	77	61.2	46.43	51



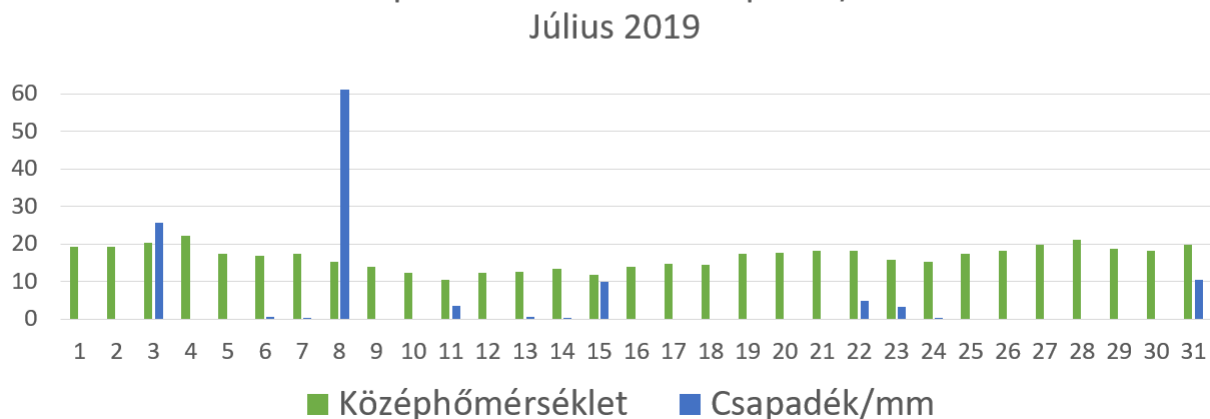
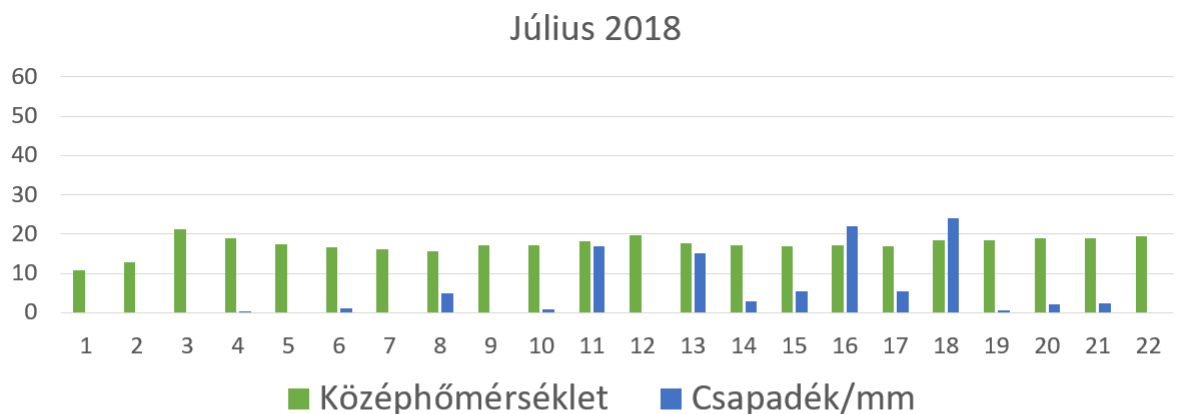
17. ábra: Napi átlaghőmérséklet (°C) és napi csapadékösszeg (mm) adatok áprilisban 2018 és 2019-ben Szentegyházán



18. ábra: Napi átlaghőmérséklet (°C) és napi csapadékösszeg (mm) adatok májusban 2018 és 2019-ben Szentegyházán



19. ábra: Napi átlaghőmérséklet (°C) és napi csapadékösszeg (mm) adatok júniusban 2018 és 2019-ben Szentegyházán



20. ábra: Napi átlaghőmérséklet (°C) és napi csapadékösszeg (mm) adatok júliusban 2018 és 2019-ben Szentegyházán



1.kép: Vargyas



2. kép: Homoródalmás



3. kép: Erdőfüle



4. kép: Transzekt Homoródalmáson

14. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, dr. Balog Adalbertnek és dr. Sárospataki Miklósnak, akik sok tanáccsal, tudással és türelemmel segítettek munkámat sok éven keresztül, megragadva minden alkalmat, lehetőséget, hogy előre haladásomat támogassák.

Nagyon hálás vagyok a MATE Állattani és Ökológiai Tanszéken (korábban SZIE Állattani és Állatökológiai Tanszék) dolgozó munkatársaimnak, akik biztosították számomra a nyugodt, baráti légkört, és ezáltal szervesen hozzájárultak a kutatásaim sikeréhez.

Köszönettel tartozom a Márton Áron Kutatói és a Collegium Talentum programoknak, amelyek számos területen segítettek a kutatásomat és tudományos fejlődésemet több éven keresztül. Ezeknek a programoknak köszönhetően lehetőségem volt a kutatói munkám mellett kapcsolatépítésre is.

Köszönettel tartozom a terepmunkában nyújtott segítségért Incze Máriának, Boros Gergőnek és Tischner Zsófiának.

Köszönöm Józán Zsolt taxonómus szakértőnek, aki faji szinten határozta meg az általam befogott vadméhegyedeket.

Köszönöm a Természetvédelmi Területek Országos Ügynökségének, Demeter Lászlónak és Domokos Péternek (Agenția Națională pentru Arie Naturale Protejate), hogy lehetővé tették a kutatásom elvégzését a Vargyas-szorosi területen.

Köszönöm előre is az oppenensek munkáját, akik rendkívül nagy segítséget nyújtanak a munkám kiteljesedéséhez.

Végezetül hálásan köszönöm a szüleimnek, nagyszüleimnek, feleségemnek és barátaimnak, akik mindvégig biztattak, türelemmel voltak irántam, támaszt nyújtottak, hittek bennem, együtt örülve a sikereimnek.