

Szent István Egyetem,
Állatorvos-tudományi Kar
Biológiai Intézet

**Poszméh együttesek összehasonlító vizsgálata a cserépfalui fás legelő
különböző növényborítású területein**

Készítette: Bakos Réka Orsolya

Témavezető: Dr. Sárospataki Miklós
egyetemi docens
SZIE-MKK, Állattani és Állatökológiai Tanszék

Budapest
2011

Tartalomjegyzék

I. Bevezetés.....	3
II. Irodalmi áttekintés	5
II. 1. A megporzás és a megporzók jelentősége	5
II. 2. A Poszméhek.....	8
II. 3. Fás legelők és kialakulásuk.....	11
III. Anyag és módszer.....	14
III. 1. Kutatási terület.....	14
III. 2. Adatgyűjtés	14
III. 3. Statisztikai analízis	17
IV. Eredmények.....	20
IV. 1. Faunisztikai adatok	20
IV. 2. Csapdacsoportok összehasonlítása	21
IV. 3. A vegetáció szerveződése és poszméhek előfordulása közötti kapcsolat.....	22
IV. 4. Poszméhek egyedszámának alakulása élőhelytípusonként	26
V. Megvitatás	30
VI. Összefoglalás.....	35
VII. Summary	36
VIII. Irodalomjegyzék	37
IX. Köszönetnyilvánítás	43
X. Függelék	44

I. Bevezetés

A fás legelők az ember tájalakító tevékenységének eredményeképpen létrejött másodlagos élőhelyek, amelyeket az állatokkal való legeltetés és legelő karbantartás tart fenn, s melyek nagy részét mára az erdő- és mezőgazdasági gyakorlat változása, az állatlétszám jelentős csökkenése miatt felhagytak. Átmeneti jellegükből adódóan nagy léptékben érvényesül az ökológiai szegélyhatás, ideális életteret nyújtanak a szegélyzónákhoz kötődő fajoknak. Strukturális heterogenitásuk sok olyan növény- és állatfajnak ad otthont, melyeknek létfeltétele ez a jellegű élőhely (MOGA et al., 2009). A fák talajerózió elleni védelme is jelentőségük közt említendő, ugyanis a víz lefolyásának mértékét csökkentik, mivel a lehulló csapadék nagy részét felszívják. Emellett termésük, lombjuk kiegészítő táplálékforrás a legelő állatok számára (VARGA – BÖLÖNI, 2009).

Mára hazánkban csakúgy, mint Európa számos országában gondot jelent a fás legelők leromlása. Az élőhely globálisan veszélyeztetett a művelés alá vont területek, emberi települések terjeszkedése, a regeneráció hiánya, a hagyományos gazdálkodás megszűnése miatt. Napjainkra különleges és ritka élőhelyeknek számítanak. Mivel ezek a legelők emberi hatásra és legeltetés következtében alakultak ki, a felhagyás átalakulásukat eredményezi: gyomosodnak, a területen addig kordában tartott tüskés növényzet és újulat teret hódít, megindul a cserjésedés, valamint a több száz éves cser- és kocsánytalan tölgyekből álló fás legelő beerdősülése. A fás legelő természeti, táji, gazdálkodástörténeti, ökológiai értékei mind védetté nyilvánítását indokolja, azonban a használat megszűntével éppen ezen értékei vesznek el. Megfelelő természetvédelmi célú kezelés szükséges ahhoz, hogy ezeket az élőhelyeket – természetvédelmi, tájképi, gazdálkodástörténeti értékeikkel együtt – megőrizzük.

E dolgozatban taglalt vizsgálatokat részben élőhelyvédelmi célok motiválták. A munka az Északi-középhegység fás legelőinek tipizálásához, több szempontú ökológiai kutatásához kapcsolódva került megvalósításra. Az élőhely kategóriák önmagukban, hozzárendelt természeti érték nélkül azonban nem adnak arról információt, hogy egy adott területet hogyan kezeljenek (prezerváció, rehabilitáció, rekonstrukció stb. indokoltságának eldöntése). Ebben az esetben pedig természet értékét nem a növény-, sokkal inkább az állatvilágban érdemes keresni, hiszen a fás legelők – minthogy az itt található idős fák gyakran önmagukban élőhelyek – nagyobb jelentőséggel bírnak az ízeltlábúak, madarak, kismemlősök életében. A természeti értéket képviselő faj legyen egyben indikátor faj is, így azt vizsgálva a kapott eredmények hozzájárulnak a megfelelő döntéshozatalhoz a területhasználat, területkezelés kiválasztását illetően, azaz segítenek a kérdés

megválaszolásában, hogy a fás legelők országos védelemre érdemes területként kezelendők vagy nem kellene energiát, pénzt fordítani az erdő, mint zárótársulás irányába tartó szukcessziós folyamat megakadályozására, hanem tájképi és gazdaságtörténeti értékeik megőrzése céljából a fás legelők csupán kis hányadát fenntartani. Ilyen indikátor fajok lehetnek a poszméhek, hiszen a 'jó minőségű', vagyis sok virágot és alkalmas fészkelőhelyet tartalmazó természetközeli élőhelyektől a méhek csak igen kis mértékben távolodnak el (KÖHLER et al., 2008). Napjainkig számos tanulmány született háziméhekről, ám kevés kutatás foglalkozik a vadméhekkal természetvédelmi szempontból. Mezőgazdasági értékük, pótolhatatlan szerepük a természetes ökoszisztémákban, a klímaváltozás-monitorozásban betöltött jelentőségük, valamint Magyarországról és sok európai országból kimutatott faj- és egyedszám csökkenésük a poszméhek alapos hazai kutatását mind égetőbb fontosságúvá teszi. Munkám során poszméhek abundanciáját és fajsámát vizsgáltam. A jelen dolgozatban bemutatott vizsgálat alapvető kérdései a következők:

- A cserépfalui fás legelő különböző habitusú területein különböző poszméh együttesek élnek-e?
- Cönológiailag különböznek-e azok a kvadrátok, ahol előfordulnak poszméhek és ahol nem?
- Amennyiben jelen vannak a poszméhek, a poszméh együttes összetétele korrelál-e a cönológiai összetétellel?
- Van-e különbség a kvadrátoknál megfigyelt poszméh faj- és egyedszámban élőhelytípusok között?

A poszméhek indikátorai a jó minőségű élőhelyeknek és amennyiben a fás legelő habitusú élőhelyek ilyenek, úgy azt várjuk, hogy diverzebb és értékesebb fajokból álló együtteseket találunk a terület fás legelő habitust mutató részein, mint beerdősült vagy akár fátlan részein.

A vizsgálat igazából egy felderítő vizsgálatnak tekinthető, idén az eddigi tapasztalatokból okulva, több helyszínre kiterjesztve, nagyobb erőfeszítéssel folytatódik a kutatás.

II. Irodalmi áttekintés

II. 1. A megporzás és a megporzók jelentősége

Az egyik legfontosabb ökoszisztéma szolgáltatás, a megporzás (pollen bibére kerülése) a párással ekvivalens folyamatnak felel meg, s mivel a növények 'párzás' végett nem tudják egymást felkeresni, az önmegporzás pedig legtöbbször gátolt vagy kisebb termőképességet eredményez, így keresztbeporzáshoz közvetítőre van szükségük. A közvetítő egyes növényeknél a víz, másoknál a szél, madarak, kisméhek, denevérek, azonban a túlnyomó többségnél a rovarok. Becslések szerint a virágos növények legalább 67%-a igényel rovarmegporzást (KEARNS – INOUIE, 1997). A leghatékonyabb, morfológiailag, fiziológiailag nektár és pollen gyűjtésre, szállításra legjobban specializálódott megporzók pedig a méhek, hiszen eltérően más rovarcsoporttól, nem csupán maguk a kifejlett egyedek táplálkoznak kizárólag pollennel és nektárral, hanem lárváikat is ezzel etetik (O'TOOL – RAW, 1991). A beporzó rovarok a növényi élelmiszer-alapanyag termesztéshez is létfontosságúak. Az európai növényfajok kétharmadának, melyek megporzási igényei ismertek, több mint 80%-a közvetlenül függ az őket beporzó rovaroktól (WILLIAMS, 1994). Úgy becsülik, a megporzók éves szinten nagyjából 5 milliárd euró értéket képviselnek az európai gazdálkodók számára, miközben a globális ökoszisztémához való hozzájárulásuk értéke évente meghaladja a 150 milliárd eurót, aminek jelentős hányada a vadméhek általi megporzásból származik (GALLAI et al., 2009). Az átlagos emberi táplálék 15%-a indirekt módon (táplálékunkat jelentő állati takarmány) szintén rovarmegporzás függő (O'TOOL – RAW, 1991). Ugyanakkor, irodalmi adatok támasztják alá, hogy az utóbbi években sok beporzó rovar száma jelentősen csökkent, a méheké kifejezetten drasztikusan (BUCHMANN – NABHAN, 1996; WESTRICH, 1996; WILLIAMS, 1982, 1986).

A kölcsönös egymásrautaltság miatt ez a méhek diverzitásában és abundanciájában tapasztalható negatív változás kedvezőtlenül befolyásolja a keresztbeporzás valószínűségét, a növények termelésében okoz visszaesést, ami súlyosbítva a „megporzási krízist” (pollinátorok számában mutatkozó csökkenés), a méhek által begyűjthető pollen és nektár mennyiségét mérsékli, ami pedig a méhek egyedszámának további csökkenését váltja ki (CORBET et al., 1991). Belátható tehát, a növény – pollinátor interakciók sérülése különösen veszélyes ördögi körbe vezet. Ráadásul az életközösség létének alapját, a tápláléklánc kiindulópontját jelentő növényi termelésben keletkező visszaesés sok növényevőt és mágévőt foszthat meg táplálékától, gazdanövényétől, melynek következménye a fajdiverzitás

és/vagy abundancia további apadása. A természetes életközösségek szerkezetének drámai változását eredményezi, ha növényfajok elveszítik megporzóikat.

A megporzó szervezetek tehát kulcsfontosságú elemei az ökoszisztémáknak, s mint ilyenek, a poszméhek pótolhatatlan szerepet töltenek be a természetes életközösségekben. Közvetlen hatást gyakorolnak a virágos növények primer produkciójára, mivel pollengyűjtésre specializálódott testfelépítésük lehetővé teszi, hogy a növények keresztbeporzását nagyon hatékonyan elvégezzék (O'TOOL – RAW, 1991). A poszméhek különleges jelentősége többek között abban rejlik, hogy sok virágtípus megporzására csak nagytestű méhfajok képesek, ugyanis azok kezeléséhez megfelelően hosszú szájszerv, nagy testtömeg, valamint a portok felnyíláshoz erős, intenzív szárnyizom rezegtetés szükséges (CORBET, 1996; KEARNS – THOMSON, 2001; OSBORN – WILLIAMS, 1996). Azaz szép számmal akadnak növényfajok, amelyek megporzását virágjuk felépítése miatt sem a háziméhek, sem más rövidnyelvű vadméhek nem tudják elvégezni. A hosszúnyelvű méhfajokra specializálódott virágok szíromlevelei pártává forrtak, gyakran bilaterális szimmetriájúak és a hosszú pártacsó alján helyeződnek a nektáriumok (O'TOOL – RAW, 1991). Tipikusan ilyen virágok például a kankalinok (*Primula spp.*), az ajakosak (*Lamium spp.*), zsályák (*Salvia spp.*), az orvosi tüdőfű (*Pulmonaria officinalis*). Kifejezetten poszméhek megporzására szakosodtak a virágaik hosszú sarkantyújának mélyén nektáriumot rejtő sisakvirágok (*Aconitum spp.*), melyek elterjedési területe egybeesik a poszméhekével. A *Pedicularis* fajok módosult pártájának felnyitása, a rejtett nektár és pollen kinyerése is a poszméhek fizikai erejét igényli. A gyűszűvirágok (*Digitalis spp.*) pártacsöve kellőképp tág a nagytestű méhek bekúszásához, viszont sűrű, merev belső szőrei leküzdhetetlen akadályt jelentenek kisebb méhek számára. A poszméhek a háziméhekénél „dongómegporzási” képességeik miatt jobb megporzói a hangaféléknek (*Ericaceae*) és burgonyaféléknek (*Solanaceae*). A dongómegporzás egy olyan megporzási technika, amit egyes nagytestű méhek végeznek, amelyek képesek a virágon megkapaszkodva szárnyaik gyors mozgásával a virág, így a portokok rezgését kiváltani annak érdekében, hogy a portokba többé-kevésbé rögzített virágporszemeket kiszabadítsák a portok felnyitásával. Számos tudományos közlemény igazolja, hogy a padlizsán (*Solanum melongena*), fekete- és vörös áfonya (*Vaccinium myrtillus*, ill. *Vaccinium vitis-idaea*), sárgadinnye (*Cucumis melo*), málna (*Rubus idaeus*), ribizli (*Ribes rubrum*), szamóca (*Fragaria vesca*), paprika (*Capsicum annuum*), paradicsom (*Solanum lycopersicum*) termés hozamát poszméhekkel történő beporzás, főként üvegházi kultúrában, jelentősen fokozza (GREENLEAF – KREMEN, 2006; SERRANO –

GUERRA-SANZ, 2006; WILLMER et al.,1994).

A hártványasszárnyúak (Hymenoptera) rendjébe tartozó méhalkatúak (*Apoidea*) közül a háziméh (*Apis mellifera*) mellett legismertebbek nagy méretükkel, feltűnő, kontrasztos színeikkel, sűrűn szőrözött testükkel, mély zümmögésükkel, viszonylag könnyű határozhatóságukkal a poszméhek (dongóméhek, *Bombus* Latr.). Irigylésre méltó népszerűségnek örvendenek a legtöbb rovarcsoporttal összevetve, s jó hírnevüket nem csorbítja fullánkos mivoltuk sem, hiszen igen ritkán vetemednek szúrásra. Mivel az életközösségekben nagyon fontos szereppel bírnak és morfológiai jegyeik alkalmasak a társadalmi tudat természetközpontú formálására, így a poszméhek természetvédelmi szempontból igen jelentős állatcsoport.

A téma aktualitását az adja, hogy a világon mindenütt egyre nagyobb méreteket öltő háziméh-pusztulás mellett a poszméhek állomány nagysága is jelentős mértékben csökkent az utóbbi évtizedekben, mind Európában, mind pedig Észak-Amerikában (BUCHMANN – NABHAN, 1996; KOSIOR, 1995; WESTRICH, 1996; WILLIAMS, 1982, 1986). A fogyatkozás okát máig sok országban kutatják, de a legvalószínűbb okoknak a mezőgazdasági intenzifikáció és ezzel összefüggésbe hozhatóan a természetközeli élőhelyek fragmentációja, leromlása mellett a peszticid-túlhasználatot és a klímaváltozást tartják a kutatók, valamint szerepe lehet a paraziták, vírus- és baktériumfertőzéseknek is (GOULSON, 2003; OSBORNE – CORBBET, 1994; POTTS et al., 2010; WILLIAMS, 1986). A pollinációs krízisnek a mezőgazdasági és természetközeli területek táji szintű változása is okozója lehet, ezért a pollinátorok számában mutatkozó csökkenés megállításához vezető egyik lépés a poszméhek, mint megporzók vizsgálata a felhagyás következtében tájképi változást mutató fás legelők különböző habitusú területein.

A hazai poszméh és álposzméh fajok elterjedési adatainak összegyűjtésére múzeumi-, és magángyűjtemények, valamint hazai szakirodalmi adatok feldolgozásával a közelmúltban került sor (SÁROSPATAKI et al., 2003), betöltve ezzel a pontosan fél évszázadnyi űrt, ami a legutóbbi magyarországi poszméh fajokra vonatkozó, elterjedési adatokat összegyűjtő, Móczár Miklós által írt mű megjelenése óta telt el (MÓCZÁR, 1953). A Magyarországon jelenleg is élő fajoknak alig kevesebb, mint a fele (47%) csökkenő gyakoriságot mutat az 50-es évektől kezdődően, s jelentős diverzitáscsökkenésnek lehetünk tanúi. (SÁROSPATAKI et al., 2004).

II. 2. A Poszméhek

Az eddig ismert legidősebb poszméh fosszília az oligocén időszakából került elő, de nem tudni mikor alakult ki a csoport. Molekuláris filogenetikai vizsgálatokból úgy becsülték, a poszméhek korai divergenciája 40-25 millió évvel ezelőttre tehető, ami kapcsolatban lehet az eocén-oligocén földtörténeti korok határán bekövetkezett drasztikus globális lehűléssel, hiszen ez nyilvánvalóan kedvezett a hideg környezethez alkalmazkodott élőlényeknek, mint amilyenek a poszméhek is (HINES, 2008). Az ide tartozó mintegy 250 faj elsősorban az északi mérsékelt égövön terjedt el (PRYS-JONES – CORBET, 1987).

A poszméhek életciklusáról GOULSON (2003) könyvében ad átfogó képet: időszakos euszociális életmóddal jellemezhetőek szubszociális átmenettel, egyéves életciklussal. Az előző év nyarán párzott és rengeteg tartalék tápanyagot felhalmozott királynők ősztől passzívok, talajban hibernálódnak, s csak tavasszal bújnak elő. Az áttelelt poszméhek táplálkozni indulnak, majd alkalmas fészkelőhelyet keresnek, mely fajtól függően lehet akár föld felett akár földfelszín alatt is, gyakran elhagyott kismélsők üregeit használják, sőt nem riadnak vissza madárfészek megszállásától sem (FUSSEL – CORBET 1992; RASMONT et al., 2008). A királynő mohát, más növényi anyagot, tollat, szőrt gyűjt az egyetlen bejáratú fészek szigeteléséhez, amibe nektár felhalmozásra szolgáló „mézes köcsögöt” épít, valamint petéket rak,- kezdetben 8-16 darabot- egy viasszal fedett, gyűjtött pollenből formált labdacstra. A méhanya eleinte nemcsak pollent és nektárt gyűjt önmaga és utódai részére, hanem saját testével inkubálja utódait oly módon, hogy ráfekszik az előzőleg kis mélyedésbe helyezett pollenlabdacstra, melyre a petéit rakta, ezzel biztosítva az ivadékok fejlődéséhez szükséges 37-38 °C-os hőmérsékletet (HEINRICH, 1972). A petékből 4 napon belül kelnek a kukac típusú lárvák, amelyek kezdetben egy, később külön viaszsejtekből fejlődnek életük ezen, 8-14 napot felölelő, három vedléssel járó stádiumában. A lárvák etetése progresszív és történhet közvetlenül vagy 'zsebes' módon. A lárvák bábozódást megelőzően- anélkül, hogy az utolsó lárvastádium kutikuláját levedlenék- kokont szőnek (előbáb) és kezdetét veszi a szintén nyugvó, nem táplálkozó, lárvális szervek felszívódását és az adultak kialakulását eredményező, 10-14 napig tartó báb állapot. Teljes fejlődésük tehát közel négy hetet igényel. Az anya az első generáció bábozódásakor rak újabb petéket. A dolgozók kelésüket követő pár napon belül átveszik az anya táplálékgyűjtő és utódgondozó feladatát, s ők gondoskodnak a fészek hőmérsékletének szabályozásáról is, így az anya ettől kezdve csak a peterakásért felel. Mivel a dolgozók is nőtények, hiszen megtermékenyített petéből fejlődtek, rakhatnak le

petét, azonban ezeket az anya elfogyasztja. A kolónia mérete gyorsan gyarapszik, egy hónap alatt közelítőleg tízszeresére nő, s ezzel párhuzamosan egyre több dolgozó képes sikeresen, az anya figyelmét elkerülően megtermékenyíteni a petét rakni, melyekből aztán minden esetben (haploid) hímek fejlődnek. A nyár közepére kialakuló maximális kolóniaméret csakúgy, mint a hibernációból történő ébredés ideje faj- és klímafüggő, hazánkban 100 és 500 között ingadozik. Amint a kolónia mérete egy bizonyos szintet elér, ami a jó táplálékellátottságot is tükrözi, a család hímek és fiatal anyák nevelésére tér át. Ezek a fiatal anyák jól fejlett ováriumú nőtények, akik sem a gyűjtésben, sem a fészken belüli munkákban nem segédkeznek, ellenben rengeteg pollent és nektárt fogyasztva tekintélyes zsírraktárt halmoznak fel. A hímek is kevés időt töltenek a fészekben, az ő feladatuk a párválasztás, melyhez eltérő stratégiákat alkalmaznak. Ezek közül az őrjáratozás a leggyakoribb, amely során „feromoncsapdákat” helyeznek a bejárandó, sokszor közös (több hím által használt) útvonal számos pontjára és az odaszálló nőtényeket megtermékenyítik. A fajok járőrözési magassága eltérő, a kiválasztott feromon összetétele fajspecifikus, mindezek könnyítik a nőtények számára fajtárs hím azonosítását. A néhány négyzetméteres, valamilyen őrhelyként funkcionáló magaslatot (fa, kerítés) magába foglaló, források nélküli, általában feromonnal jelölt territórium őrzése a másik jellemző stratégia, amit O'NEILL et al. (1991) írt le részletesen. A rezidens hímek minden beható után elindulnak az őrhelyről, sokszor keményen lépnek fel a betolakodó hímekkel szemben. A párzás meglehetősen hosszadalmas (10-80 perc) és ez idő alatt a hímek sperma átadáson kívül különböző zsírsavak, ciklikus peptidek keverékéből álló zselés dugóval zárják le a nőtény ivarnyílását. Ezekre vezethető vissza a fajok túlnyomó többségét jellemző monogámia (DUVOISIN et al., 1999). A párzott nőtények ősszel hibernációra alkalmas helyet keresnek, pár centiméter mélyre ásnak a talajba, ahol átvészselhetik a telet a hasüregben tárolt zsírraktárnak köszönhetően. Ezzel újraindul a ciklus. A dolgozók téli élelmiszertartalékokat nem halmoznak fel, ezért az alapító anyával és a hímekkel egyetemben ősszel elpusztulnak.

Méretkategóriában nincs átfedés az anya és a közvetlenül etető dolgozók között, zsebes etetést végző fajoknál azonban lehet. A zsírraktárak mérete közti különbség minden esetben feltűnő: a dolgozóké kicsi, helyet hagyva így a „mézgyomornak” (nyelőcső tágulat), az anyáké nagy, lehetővé téve a hibernáció túlélését. Nem egyértelmű, mi határozza meg, hogy egy lárvából királynő vagy dolgozó fejlődik. A táplálékellátottság persze számít, de nem valószínű, hogy csupán a mennyiség határozná meg, hiába találtak korrelációt, a minőségében pedig nincs különbség (RIBEIRO et al., 1999). A kaszt-specifikus eltérés az etetés

gyakoróságában inkább eredménye nem pedig oka a fejlődésük közötti különbségnek (PEREBOOM, 2003).

A lárvák sorsa már fejlődésük korai szakaszában eldől. Az anya kiválaszt egy feromont, amire a lárvák 2-5 napos korukig érzékenyek, és ha a feromon jelen van, akkor a lárvák a dolgozóvá fejlődés ösvényére lép, ha nincs jelen, anya fejlődik belőle (CNAANI, 2000). Feltehetően a juvenil hormon szekréció szupresszióján keresztül hat, aminek alacsony szintje korai vedléshez, átalakuláshoz, így kisebb mérethez vezet (CNAANI, 1997). Az sem kizárt, hogy nem közvetlenül, hanem dolgozókon keresztül hat a feromon (CNAANI, 2000).

A dolgozók mérete egy családon belül is igen eltérő lehet (zsebes táplálású fajoknál különösen). Szociális rovarok körében nem akad még egy példa ilyen terjedelmű méretbeli változatosságra (*B. terrestris* kolóniában: 2,3-6,7 mm) (GOULSON et al., 2002). Az első generáció egyedei a korai időszakban hozzáférhető táplálékforrás korlátozottsága és az alacsonyabb hőmérséklet miatt általában jóval kisebb méretűek, mint a későbbiek. A közvetlenül etetett lárvák fejlődésük nagy részét egy sejtben töltik egyedül és visszaöklendezett nektár, pollen keverékével etetik őket a dolgozók. Valószínűtlen, hogy csupán a véletlen műve lenne ekkora méretbeli eltérés, inkább adaptív, hiszen ha az egységes méretű munkaerő előnyt jelentene, akkor azt várnánk, hogy olyan mechanizmusok alakultak volna ki, melyek biztosítanák a táplálék igazságos elosztását vagy megóvnák a lárvát a bábozódástól, amíg ki nem fejlődik megfelelő méretűre.

A háziméhnél jól ismert korfüggő munkamegosztás a poszméhekre nem jellemző (vagyis csak részben, mivel a viaszt kiválasztó mirigy szekréciója a 2-7. napon jelentős, viaszt termelő dolgozókra pedig a fészekben van szükség). Sokkal inkább méretfüggő munkamegosztás látszik. GOULSON et al. (2002) vizsgálataiból kiderül, a nagyobb méretű dolgozók inkább gyűjtenek, a kisebbek a fészekben végzik a munkákat. Lehetséges magyarázatként említik, hogy a nagyobbak hatékonyabban gyűjtenek (egységnyi idő alatt nagyobb mennyiséget), nagyobb távolságot tesznek meg, a kisebbek ügyesebben manővereznek a fészekben.

Sokáig elkerülte a kutatók figyelmét a poszméhek kommunikációjának létezése. Primitív, de kellőképp hatékony, csupán a táplálékforrás létét jelző toborzó rendszer kialakulásáról számolt be DORNHAUS – CHITTKA (2001): a táplálékkal visszatérő dolgozó izgatottan szabálytalan köröket fut a fészekben, lökdösi társait, rezgeti szárnyait, majd mézesbödönöknél kutatva megszabadul cipelt terhétől. A hozott táplálékot számos dolgozó azonnal megvizsgálja, ám nem csupán ezek gyűjtési aktivitása (időegység alatt kirepült

dolgozók száma) növekszik kimutathatóan, hanem olyan szemközti kolóniabeli dolgozóké is, amelyeknek a sikeres gyűjtővel és az általa hozott pollennel, nektárral közvetlen kapcsolatba kerülését egy drótháló akadályozza. Ha a dróthálót vizuális és mechanikai jelek átjutását nem, de szagok, illatanyagok átjutását gátló, átlátszó műanyag lap helyettesíti, a szemközti kolónia gyűjtési aktivitása nem változik. Mesterségesen egy dolgozó nektárgyűjtési kapacitásával ekvivalens mennyiségű szacharóz-oldat fészekbe juttatása 5 percenként, szignifikánsan növelte a kirepülési aktivitást. A kísérletek rávilágítottak arra, hogy a fészekbeli viselkedéssel akár egyetlen poszméh képes toborozni a kolónia összes gyűjtő feladatát végző dolgozóját, amelyek indulását a hozott táplálék minősége váltja ki és egy feromon is ingerként szerepel, amit az izgatott mozgás, szárnyrezegtetés jobban széleszt. A feromon eukaliptol és ocimén monoterpének és farnezol szeszkviterpén keveréke, amit az V-VII. potrohszelvények háti lemezén bocsátanak ki (DORNHAUS et al., 2003; GRANERO et al., 2005). A rohangászás nem ad információt a táplálékforrás helyéről, hiszen a dolgozók nem mutattak preferenciát kirepülési irányban. A háziméhekre (*Apis mellifera*) jellemző, a táplálék minőségéről, irányáról és távolságáról is információt nyújtó vagy a fullánktalan méhek (Meloponinae) bizonyos csoportjánál megfigyelt, háromdimenziós helymeghatározást lehetővé tevő kommunikációs rendszerek léte indokolt egy olyan trópusi környezetben, ahol ezek kialakultak, ám a poszméhek mérsékelt-, hideg égövi állatok, ahol a táplálékforrás kevésbé mutat csoportosult eloszlást, ez pedig nem tette indokolttá költséges kommunikációs rendszer kialakulását (DORNHAUS – CHITTKA, 1999).

II. 3. Fás legelők és kialakulásuk

Hazánkban mintegy 5500 hektáron találunk fás legelőket, amelyek jelentős hányadát ma már nem használják (BÖLÖNI et al., 2008). A felhagyás következtében olyan másodlagos szukcessziós folyamatok nyernek teret, amelyek alapvetően megváltoztatják az élőhely habitusát. A Magyarország Természetes Növényzeti Örökségének Felmérése program a fás legelőket a nyolc legveszélyeztetettebb fásszárú élőhely közé sorolja (MOLNÁR et al., 2008). Az Északi-középhegységben mintegy 500 hektáron találkozhatunk ilyen élőhellyel (BÖLÖNI et al., 2008), míg Borsod megyében az 1997-ben összeírtak között szerepel a vizsgálataim tárgyát képező fás legelő (HARASZTHY et al., 1997).

A fás legelők kutatása során a XVII. századig kell visszatekintenünk, amikor megjelent a rendszeres és tudatos erdőgazdálkodás megalapozása iránti igény, amely eredményeként elkülönítették a „Szabad” és a kitermelést engedélyhez kötő „Tilos” erdőket

(PETERCSÁK, 1992). 1791-ben a magyar országgyűlés megalkotta az első magyar erdőtörvényként ismertté vált XLVII. Törvénycikket (tc.) az erdők pusztításának megfékezésére. Ez a törvény az erdőket közhatalmi védelem alá vonta, s kimondta, további korlátlan pusztítás esetén a közös erdők felosztásra kerülnek (http. 1.). Az 1807. évi XXI. tc. a legeltetés szabályozására vonatkozott, tilalmakat írt elő, ám nem lehetetlenítette el a legeltetést (JÁRÁSI, 1997). Az elterjedt erdei legeltetést az 1879-es erdőtörvény szorította először korlátok közé oly módon, hogy lehetőséget adott a legeltetés megtiltására az erdők talajának megóvása és újraerdősítése érdekében (OROSZI, 1995). Az erdőtulajdonosok a törvény szerinti kezelés jelentette problémákat megelőzve belefogtak erdeik kitermelésébe, hiszen ahol nincs erdő, ott egyáltalán nincs erdészeti tennivaló (SALÁTA, 2009). Ez a törvény váltotta ki azt az alapkonfliktust, amely során szinte feloldhatatlanul szembekerült az egyre modernebb erdőgazdálkodás és az ekkor még hagyományos gyökerekből táplálkozó állattartás, legeltetés. A legelők és az erdők elkülönítését már ekkor is régóta szorgalmazták, több szempontból is. SALÁTA et al. (2009) rávilágítanak, az 1850-es években, az első kataszteri felmérések készítésének idején, a birtokosok igyekeztek a legelőket is erdőkként felvetetni, mert az adózási feltételek az erdőknek kedveztek. Majd a már említett 1879. évi erdőtörvény előírta, hogy az összes erdőterületet össze kell írni és üzemtervezni. „Az összeírások során derült ki, hogy a „bejelentett” erdők nagy része kopár, bozotos, legfeljebb legeltetett terület, az üzemtervező erdészek pedig, mivel az erdő az erdő, nem tehettek mást, mint a fásítás első lépéseként legeltetési tilalmat rendeltek el. A birtokosok pedig, akik addig kevéssé bántódtak, hogy legelőjük után évtizedekig erdőként adóztak, természetesen nehezményezték az állatok kitiltását a területükről” (SALÁTA, 2009). Egyre sürgetőbbé vált az erdő és legelő ügyének rendezése. Szakemberek között számos fórumon folyt a vita megfelelő, felügyelet alatt és rendszeresen kezelhető területhasználattal kapcsolatban. A megoldást nehezítette, hogy törvények tették lehetetlenné a fátlan legelők erdőkből való kialakítását erdőtalajjal rendelkező területeken, így jött létre megoldásként a legelőerdő, melyet többen többféleképpen képzeltek el (SALÁTA, 2009). A témában az Országos Erdészeti Egyesület 1890-ben pályázatot írt ki, három szempontban fogalmazták meg a legelőerdők létesítésének szükségességét. A beérkező pályaművek közül Földes János és Márton Sándor munkáit találták alkalmasnak. Érveléseiket összefoglalva elmondható, a legelőerdőket 0,2-0,5 zárlattal rendelkező, fákkal egyenletesen borított, rendszeren üzemtervezhető kettős, illetve többes hasznosítású területekként képelték el. A fás legelőket FÖLDES (1895) így említi: „a mi régebbi erdőkből származó fás legelőink tulajdonképpen

egyszerű erdőirtások, melyek többnyire megfontolás nélkül hajtottak végre s hosszabb-rövidebb idő alatt teljes elkopárosodásra vezetnek”.

Az elméleti tisztázás tehát a XX. század elejére megtörtént, a területhasználat szervezeten beépült az üzemtervezési gyakorlatba. Ezt követően Berendy Béla, az éppen megnyugvó felszint újra felkorbácsolta kijelentésével, hogy az alpesi országokban a legelőerdő fogalmát azért nem ismerik, mert az „theoria szülte erdészeti tévedés” és kétségbe vonta a legelőerdők létjogosultságát (SALÁTA, 2009). Megoldásként a legelőjavítást és a legelők ligetes berendezését ajánlotta. Az említett ligetes legelő áll legközelebb a fás legelők általános ismervéhez, hiszen e szerint „a 0,2-es záródásnál gyérebb állású fákkal borított, erdészeti teendőket nem igényelő 'igazi legelőket' nevezték fás legelőnek, ahol a fák csupán tartozékai, a fű, illetve a legelő állatok védelmezői” (OROSZI, 2005). Addig legelőerdőkben a fák 0,3-0,5-ös záródással a terület egészén egyenletesen vannak elosztva vagy „lankásabb füves területek a meredek fekvésű erdőfoltokkal váltakoznak s ez utóbbiak rendes erdőként kezeltek” (FÖLDES, 1911).

Ebből az elméletileg és gyakorlatilag tisztázott állapotból jutott el a hazai terminológia száz év alatt a félreértésekkel terhelt jelenlegi helyzetbe. MÁRKUS (1993) a legelőerdőket és fás legelőket eképp jellemzi: „a középhegységek peremterületeinek és a Dunántúl délnyugati szegélyterületének legeltetési rendszere, ami mára már minimálisra zsugorodott. A legelőerdők fásabb (25 % fa) és a fáslegelők (5 % fa) árnyékadó hagyásfás gyepet leginkább szarvasmarhával esetleg a középhegységi peremeken birkával hasznosítják.”. Törvényileg, az 1996. évi LIV. tv. 6.§/1. (http. 2.) szerint létezik fás legelő: „fás legelőnek kell tekinteni az olyan legelőterületet, amely a miniszter által rendeletben meghatározott fajú fák idős korára várható korona vetülete által egyenletes elosztásban legalább 30 százalékban fedett”. A legelőerdőt, mint fogalmat, területhasználatot nem ismeri el semmilyen hatóság vagy felügyeleti szerv sem. A 2009. évi XXXVII. tv. kismértékű változást jelentett: a fás legelőket, mint fásításokat kezeli, amelyek gyep művelési ágba tartoznak és a területen található fák koronavetülete egyenletes eloszlásban legfeljebb 30 százalékban fed (Magyar Közlöny 2009/71). A hazai irodalmak közül említést érdemel HARASZTHY et al. (1997) által írt A fás legelők természetvédelme című kiadvány, melyben részletesen foglalkoznak a legelőerdők, fás legelők kérdésével. A MÉTA (Magyarország Élőhely-Térképezésének Adatbázisa) program önálló kategóriaként említi a fás legelőket és legelőerdőket: „P45 – Fáslegelők, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek” (függelék 1. ábrája) és így definiálja: „Emberi használat, legeltetéssel és / vagy kaszálással

kialakított, fás – gyepes élőhelyek. Az eredeti vagy telepített fás növényzet sokszor tájképileg is jellemző. A fák láthatóan nem zárt állásban nőttek: szinte mindig alacsonyan elágazók, vastag oldalágakkal, sokszor csaknem a földig ágasak, koronájuk terebélyes, átmérőjük nagy. A fák – legalább részben – idősök, minimális átmérőjük 30-40 cm, de elérheti az 1 m-t is. Az élőhely rögzítendő minimális kiterjedése kb. 1000 négyzetméter.” (BÖLÖNI et al., 2003).

III. Anyag és módszer

III. 1. Kutatási terület

A vizsgált terület a Bükki Nemzeti Park védett természeti területén, Cserépfalu közigazgatási határához tartozó, a településtől 3 kilométerre észak-keletre fekvő Cserépilegelő, ami a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság vagyonkezelésében van és természetvédelmi fenntartó kezelés alatt áll. 2005-től kezdődően magyar szürke marhával legeltetést végeznek. A hagyásfás legelő összterülete mintegy 150 hektár, melynek egy nagyobb északi és kisebb déli egységét összefüggő erdő választja el egymástól.

Élőhelytípusokat elhatárolva öt élőhely kategóriát állapítottunk meg. Nyílt területként definiáltuk a fásszárúakat nem vagy 1%-nál kisebb mértékben tartalmazó gyepes területrészeket, cserjésként azokat a területeket, amelyek összetételében cserjefajok domináns jelenléte figyelhető meg, fás legelőként, ahol a kifejlett koronájú fák összborítása nem haladja meg a 30%-ot, ligetes erdőként, amelyben a kifejlett koronájú fák koronájának az összborítása nagyobb, mint 30%, a fák idősök és jól láthatók a legeltetés nyomai. Az erdő pedig kifejlett cserjeszinttel rendelkező, magas lombkorona borítású területet képvisel, fiatal pionír fajokkal. A kutatási terület határainak kijelöléséhez különválasztottuk a fás legelőből erdősült erdőket a korábbi kialakult erdőktől habitusuk és összetételük alapján, oly módon, hogy azokban az erdőfoltokban, amik fás legelőből erdősödtek be (továbbiakban erdő), vannak öreg fák, a cserjeszint csupán 20-40 éves, még viszonylag magas a zavarást jelző fajok aránya és több helyen jelen van a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*).

III. 2. Adatgyűjtés

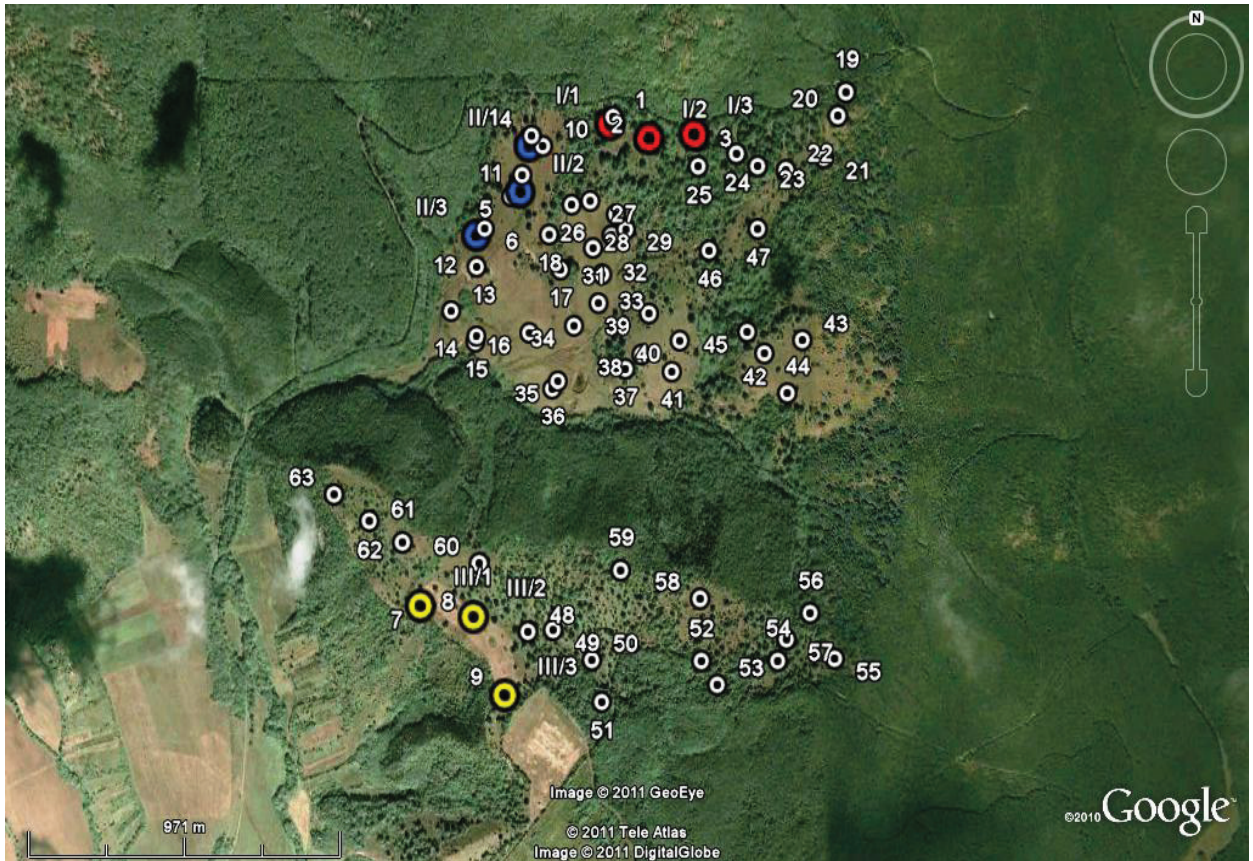
Poszméhek csapdázásához három területen CSALOMON VAR-L típusú varsacsapdát használtunk (függelék 2. ábra). A varsacsapda viszonylag egyszerűen összeszerelhető, három fő egységből áll. Vázát a középső, felülről befelé tölcsérszerűen szűkülő, sárgára festett egysége adja. E fölé illeszthető a felső, lapos tető rész, melynek közepéből gumidugóval

rögzíthető csali lóg. A poszméheket nagyon hatékonyan vonzó illatanyag csalit, anethol-eugenol 9:1 arányú keverékét használtunk (HAMILTON et al., 1970) és ölüanyagként a középső részhez gumival csatlakoztatható alsó, műanyag edénybe glikolt töltöttünk, nagyjából az edény feléig. Összesen 27 darab ilyen, poszméhekre specializált varsacsapda került kihelyezésre hármass csoportokban (1. ábra). Egy hármass csapda csoport egy gyűjtési egységet jelent. Mindhárom területre 3-3 gyűjtési egység került, azaz 9 csapda. A csapdákat július 1-jén helyeztük ki, a területileg illetékes természetvédelmi őrrrel, Juhász Róberttel egyeztetett pontokon. A kihelyezési pontok aktualizálása a terepviszonyoknak és a vegetáció állapotának megfelelően történt. Két csapdacsoportot az északi legelő részre helyeztünk ki, az elsőt ligeterdő habitusú területre, a másodikat fás legelő habitusú területre. A harmadik gyűjtési egység csapdái a déli legelő rész fás legelő habitusú területére kerültek (1. ábra). Ezzel az elhelyezéssel részben célunk volt az élőhelyek összehasonlítása, részben a fajkészlet felmérése. A csapdacsoportok helyét GPS-szel bemértük, a pontok adatait a függelék 1. táblázata mutatja be. A 12 napos csapdázási periódus végén a műanyag glikolos edények tartalmát a helyszínen leszűrtük, a gyűjtött anyagot alkoholban tároltuk, majd laboratóriumba szállítottuk, ahol kiválogattuk belőle a poszméheket és fajra, nemre pontosan meghatároztuk a Móczár Miklós által írt *Fauna Hungariae* sorozat ide vonatkozó határozó füzetének (MÓCZÁR, 1957) segítségével.

Növénytani viszonyokat vizsgáló cönológiai felvételeket 2010. július 5. és 7. valamint augusztus 20. és 22. közötti időszakokban Dr. Malatinszky Ákos egyetemi docens koordinálásával készítettünk a fás legelő északi- és déli részein egyaránt. A felvételezési helyek között található erdő, cserjés, emellett felvételeket készítettünk még a böhönccök koronavetületéhez közeli, valamint az ezektől távolabbi cserjétlen gyepekben is. A cönológiai felmérések során mind az öt (nyílt, fás legelő, ligeterdő, cserjés, erdő) habitusú területen 2x2 méteres kvadrátokat kijelölve készítettünk felvételeket, az északi legelő részen 44-et, a délin 19-et, tehát összesen 63 darabot. A kvadrátok kijelölése a terület nagy mérete és heterogenitása miatt nem random módon történt, ugyanis próbáltuk reprezentálni az egyes habitusok lefedettségét, területi arányát. A kvadrátok helyét GPS-szel mértük, az adatok a függelék 2. táblázatban, a pontok pedig az 1. ábrán láthatóak. A felvételek során BRAUN-BLANQUET (1964) módszerét alkalmaztuk, de a növények dominancia értékét százalékos megoszlásban adtuk meg. A növényfajok nevét SIMON (2000) nomenklatúrája szerint alkalmaztuk.

A csapdázás időszaka alatt hálózásos gyűjtést terveztünk, ám az Észak-Magyarországi

Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, mint I. fokú hatóság által 2010. június 25-én kiadott kutatási engedély (Ügyiratszám: 10916-7/2010.) lepkehálóval történő gyűjtésre nem, csak a csapdázásra terjedt ki. Így 2010. július 2. és 6. között valamint a 2010-es év időjárásának szélsőséges alakulása következtében az átlagoshoz képest jelentős mértékű elmaradottságot mutató poszméh családok állapotára, fejlettségére való tekintettel a vizsgálat reprezentativitása érdekében augusztus 19. és 22. között Dr. Sárospataki Miklós koordinálásával vizuális megfigyelést végeztünk a kvadrátok 5 méteres körzetében (azok középpontjától mért 5 méter sugarú kör alakú területen). A megfigyeléseket reggel 8 és délután 6 óra között végeztük, melyek során mind a 63 helyen 20-25 percen keresztül igyekeztünk a területre leszállt összes poszméhet fajra, nemre pontosan meghatározni. Szükség esetén határozás céljából lepkehálóval elfogtuk a poszméheket, majd MIKE EDWARDS és MARTIN JENNER (2009) által írt terepen használható, képes határozójának segítségével és kézi nagyítóval alaposan szemügyre vettük, ezt követően szabadon engedték az állatokat. A *Bombus terrestris* és *Bombus lucorum* fajokat nem különítettük el, mivel sem dolgozó, sem hím egyedeiknek megkülönböztetése nem lehetséges terepi körülmények közt, sőt laboratóriumban is roppant időigényes és nem túl megbízható. E fajok rendszertani besorolása sem egyértelmű. Míg egyesek szerint két különálló fajról van szó, addig mások a *Bombus lucorum*ot a *Bombus terrestris* alfajának tekintik (PRYS-JONES – CORBET, 1987).



1. ábra: A Csapdacsopotok és kvadrátok elhelyezkedése a cserépfalui legelőn. Piros karikával az 1. (I/1– I/3), kékkel a 2. (II/1–II/3), sárgával a 3. (III/1– III/3) csapdacsopotot jelöltük. A többi pont a kvadrátok helyét mutatja (1–63). (Forrás: Google Earth)

Meteorológiai adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálatól (továbbiakban OMSZ) kérvényeztünk és megkaptuk a Cserépfalu területén működő hagyományos csapadékmérő állomás mérési eredményei alapján a havi csapadékösszeg értékét a 2000. január – 2010. december közötti időszakra, valamint a napi csapadékösszeg értékét a 2000. július 01.–augusztus 31. közötti napokra vonatkozóan. Továbbá rendelkezésünkre bocsátották a vizsgált területhez legközelebbi, Eger területén működő automata meteorológiai állomás méréseiből a fenti időszakokra vonatkozó havi, illetve napi átlaghőmérsékletek értékét.

III. 3. Statisztikai analízis

Az elemzéseket R statisztikai programcsomaggal (R Development Core Team 2009) végeztük. A csapdázással nyert adatokból, az összegyűlt kis mennyiségű adatra való tekintettel, csapdacsopotok fajkompozíciós hasonlóságait számítottuk a fajok jelenlét-hiányán alapuló Jaccard-féle és a fajok tömegességét is figyelembe vevő Bray–Curtis

hasonlósági indexek segítségével.

Poszméhek jelenlétével, illetve hiányával jellemezhető kvadrátok növényzeti összetételbeli eltéréseinek vizsgálatához a kvadrátokat klaszteranalízissel csoportosítottuk azok növénykompozíciója alapján. Csak az augusztusban is virágzó, rovarmegporzású növényfajokat vontuk az elemzésbe, így próbáltuk kizárni a nem ható növényfajokat. Ezen növények listája a függelék 3. táblázatában tekinthető meg. UPGMA-val végeztük a hierarchikus osztályozást. Az elemzést elvégeztük a növényfajok kvadrátonkénti borítási értékei alapján is. A poszméhek jelenléte, illetve hiánya egy adott kvadrátban binomiális változóként szerepelt.

A poszméh együttes és a cönológiai összetétel közötti kapcsolatot távolságmátrixok korrelációjával, Mantel-teszttel vizsgáltuk, amely során 999 randomizációs ciklust végeztünk. Analízisünket azokra a kvadrátokra korlátoztuk, amelyeknél megfigyeltünk poszméhet. Adatrendezést követően csak az augusztusi adatokkal dolgoztunk, a júliusi adatok erős véletlenszerűséget emelő hatása miatt. A Mantel-teszthez vegan könyvtárat használtunk (OKSANEN et al., 2009).

A kvadrátoknál megfigyelt poszméh egyedszám élőhelytípusonkénti összehasonlításához poisson kapcsolási függvénnyel általános lineáris modellel (General Linear Models, GLM) dolgoztunk (poisson GLM). A kvadrátonkénti egyedszámok poisson eloszlást követnek. Mivel az egyes élőhelytípusokhoz eltérő számú kvadrát tartozott, nem az élőhelytípusonként megfigyelt egyedszám értékeket, hanem az adott élőhelytípus egy kvadrátjára eső átlag egyedszámot vettük figyelembe. A modellek illeszkedésének jóságát az Akaik-féle Információs Kritérium (AIC) alapján hasonlítottuk össze, ami alapján a kisebb AIC értékű a megfelelőbb modell. A végső modelltől egy torzító pontot, a 13. kvadrátot kizártunk (mivel összabundanciája kiugróan magas, 12 volt). Így jóval kisebb AIC értékű lett a modellünk, ami tehát az adatainkra való jobb illeszkedést mutatja. Az élőhelytípusonkénti egyedszámok páronkénti összehasonlásait post-hoc Tukey-teszttel végeztük. GLM után a csoportok közötti post-hoc tesztekhez multcomp könyvtárat használtunk (HOTHORN et al., 2008).

További vizsgálatnak, a Tukey-teszt eredménye alapján egyedszámok tekintetében szignifikáns különbséget mutató élőhelyek közül, csak a nyílt és fás legelő habitusú területeket vetettük alá, mert elegendő számú kvadrát, így megfigyelés e két élőhely-kategóriából származott. A két élőhelytípus poszméh abundancia területfüggő összehasonlítását végeztük abból a célból, hogy kiderüljön, a fás legelő habitusú területeken

megfigyelt nagyobb poszméh egyedszámnak csupán a nagyobb mintaterület e az oka. Első lépésként a poisson eloszlás lambda paraméterét becsültük maximum likelihood becsléssel. A következő lépés random minta szimulálása volt, ami jelentette 1000-1000 darab kvadrát egyedszámadatnak a becsült lambda paraméterekkel jellemzett poisson eloszlásból való random előállítását. Végül randomizációs eljárással megkaptuk a mintázott terület nagyságának függvényében az egyedszámok változását. A poisson eloszlások egyedszámadatokra illesztéséhez fitdistrplus könyvtárral dolgoztunk. (DELIGNETTE-MÜLLER et al., 2009).

IV. Eredmények

IV. 1. Faunisztikai adatok

A csapdák összesen 6 faj 27 egyedét fogták be, melyek közül az erdei- és változékony poszméhek védettek. A legnagyobb egyedszámban a *Bombus terrestris* került elő, valamint az északi fás legelő területre kihelyezett csapdák (2. csapdacsoport) fogták a legtöbb poszméhet. (1. táblázat). A földi- és kövi poszméhek mindhárom területen előfordultak, ám eltérő egyedszámban. A további négy fajt az északi legelő rész vagy csak fás legelő, vagy csak ligeterdős területre kihelyezett csapdáiból azonosítottuk (1. táblázat).

A megfigyelések során júliusban 5 faj 23 egyedét, augusztusban 8 faj 105 egyedét jegyeztük fel (2. táblázat). A második megfigyelési időszakban amellet, hogy több fajt észleltünk, a közös fajokat (egy kivétellel) magasabb egyedszámban találtuk. Míg júliusban a földi poszméh bizonyult a legabundánsabb fajnak, addig augusztusban toronymagasan a kövi poszméh. Érdekes eredmény a *Bombus humilis* abundancia változása is, hiszen a faj az első megfigyelési időszakban nem, augusztusban – holtversenyben a *Bombus terrestris*-szel – a második legnagyobb gyakorisággal került elő.

Nyílt területen 5, fás legelőn 8, ligeterdőben 1, erdőben 0, cserjésben 3 poszméhfajt találtunk (3. táblázat). Az élőhelytípusok csökkenő poszméh abundancia szerint így követik egymást: fás legelő (105), nyílt terület (14), cserjés (7), ligeterdő (2), erdő (0). Az egyes élőhelytípusú területeken eltérő számú kvadrátot vettünk fel, reprezentálni próbálva az egyes élőhelytípusok területi arányát (3. táblázat). Az egyes fajok abundanciájának az öt élőhely-kategória szerinti megoszlását a 3. táblázat mutatja.

1. táblázat: Csapdákkal fogott poszméhfajok egyedszáma csapdacsoportok szerinti megoszlásban (1: ligeterdő, 2: fás legelő, 3: fás legelő).

Fajnév	Csapdacsoport		
	1.	2.	3.
Földi poszméh (<i>Bombus terrestris</i>)	2	8	1
Kövi poszméh (<i>B. lapidarius</i>)	3	4	3
Erdei poszméh (<i>B. silvarum</i>)	1	0	0
Mezei poszméh (<i>B. pascuorum</i>)	0	2	0
Kerti poszméh (<i>B. hortorum</i>)	1	0	0
Változékony poszméh (<i>B. humilis</i>)	0	2	0

2. táblázat: A poszméhfajok megfigyelt egyedszámai a két időszakban: n1 jelöli a júliusi, n2 az augusztusi megfigyelés egyedszám értékeit.

Fajnév	n1	n2
Földi poszméh (<i>Bombus terrestris</i>)	10	17
Kövi poszméh (<i>B. lapidarius</i>)	1	55
Erdei poszméh (<i>B. silvarum</i>)	6	2
Mezei poszméh (<i>B. pascuorum</i>)	5	9
Kerti poszméh (<i>B. hortorum</i>)	1	2
Változékony poszméh (<i>B. humilis</i>)	0	17
Ligeti poszméh (<i>B. ruderarius</i>)	0	2
Földi kakukkposzméh (<i>B. vestalis</i>)	0	1

3. táblázat: Élőhelytípusonként a megfigyelt poszméh egyedszámok fajonkénti bontásban (2–9.oszlop) és összesítve (10. oszlop). Az 1. oszlop az élőhelytípust jelöli (Ny: nyílt, FL: fás legelő, LE: ligeterdő, E:erdő, Cs: cserjés habitusú terület). A poszméh fajok sorrendben: *Bombus terrestris*, *B. lapidarius*, *B. silvarum*, *B. pascuorum*, *B. hortorum*, *B. humilis*, *B. ruderarius*, *B. vestalis*. A 12. oszlop az adott élőhelytípus egy kvadrátjára eső átlagos egyedszámértékeket, a 13. oszlop pedig a szórást mutatja.

Éh.	B.t.	B.l.	B.s.	B.p.	B.ho.	B.hu.	B.r.	B.v.	Σ	kvadrátszám	db/kv.	std.
Ny	5	5	2	1	0	1	0	0	14	11	1,273	3,608
FL	17	48	6	12	3	16	2	1	105	37	2,838	3,176
LE	2	0	0	0	0	0	0	0	2	7	0,286	0,7559
E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Cs	3	3	0	1	0	0	0	0	7	3	2,333	2,082

A 2010-es év során kvadrátoknál megfigyelt poszméhekről készült részletes információkról a függelék 4. táblázata ad teljes képet. Júliusban csak olyan kvadrátoknál láttunk poszméheket (szám szerint 11 kvadrátnál), ahol augusztusban is, viszont fordítva ez nem igaz. 37 kvadrátnál egyik megfigyelési időszakban sem kerültek elő poszméhek (függelék 4. táblázat). A legnagyobb diverzitást poszméhekre nézve az 5. kvadrát környékén találtunk (5 faj 11 egyede). A legabundánsabb fajt, a *Bombus lapidarius*t 20 megfigyelési területen jegyeztük fel (függelék 4. táblázat).

IV. 2. Csapdacsoportok összehasonlítása

A Jaccard-féle és a fajok tömegességén alapuló Bray–Curtis hasonlósági indexekkel számolt csapdacsoportok közötti fajkompozíciós hasonlóság értékekből is látható, a három terület poszméh közössége eltérő (4. és 5. táblázat). Legkisebb eltérést az első két csapdacsoport poszméh együttese között figyelhetünk meg, azonban a hasonlóság itt is csak

0,33 illetve 0,43-nak adódott. Ez alapján azt mondhatjuk, az északi legelő rész két eltérő élőhelytípusú területének poszméhközössége (1. és 2. csapdacsoportok) között kisebb eltérés mutatkozott, mint az azonos élőhelytípusú, de távolabbi területek esetében (2. és 3. csapdacsoportok).

4. táblázat: A csapdacsoportok fajkompozíciós hasonlóságai a fajok jelenlétét–hiányát figyelembe vevő Jaccard-féle hasonlósági index alapján.

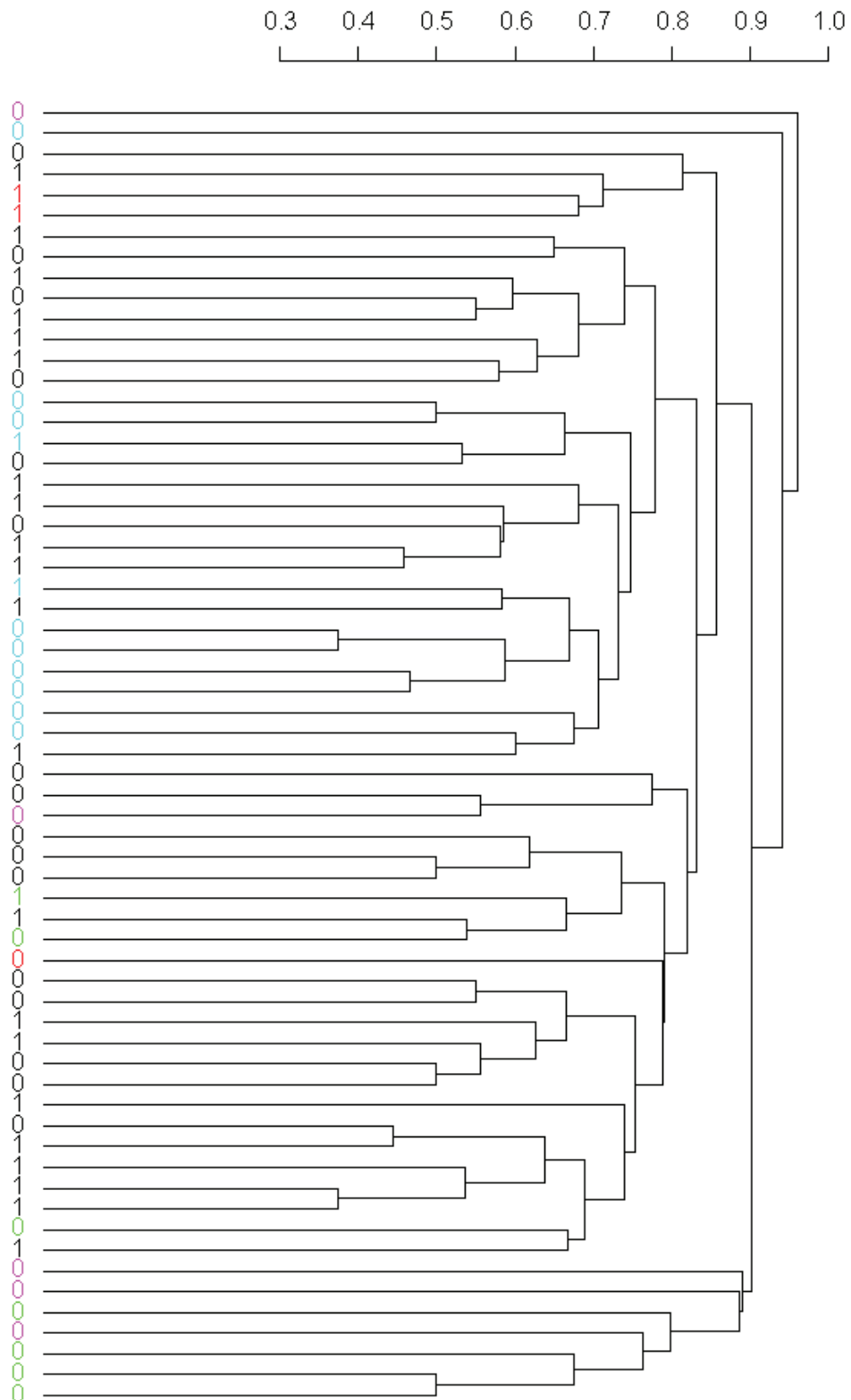
	1.	2.
2.	0,33	
3.	0,25	0,25

5. táblázat: A csapdacsoportok fajkompozíciós hasonlóságai a fajok abundanciáját is figyelembe vevő Bray–Curtis hasonlósági index alapján.

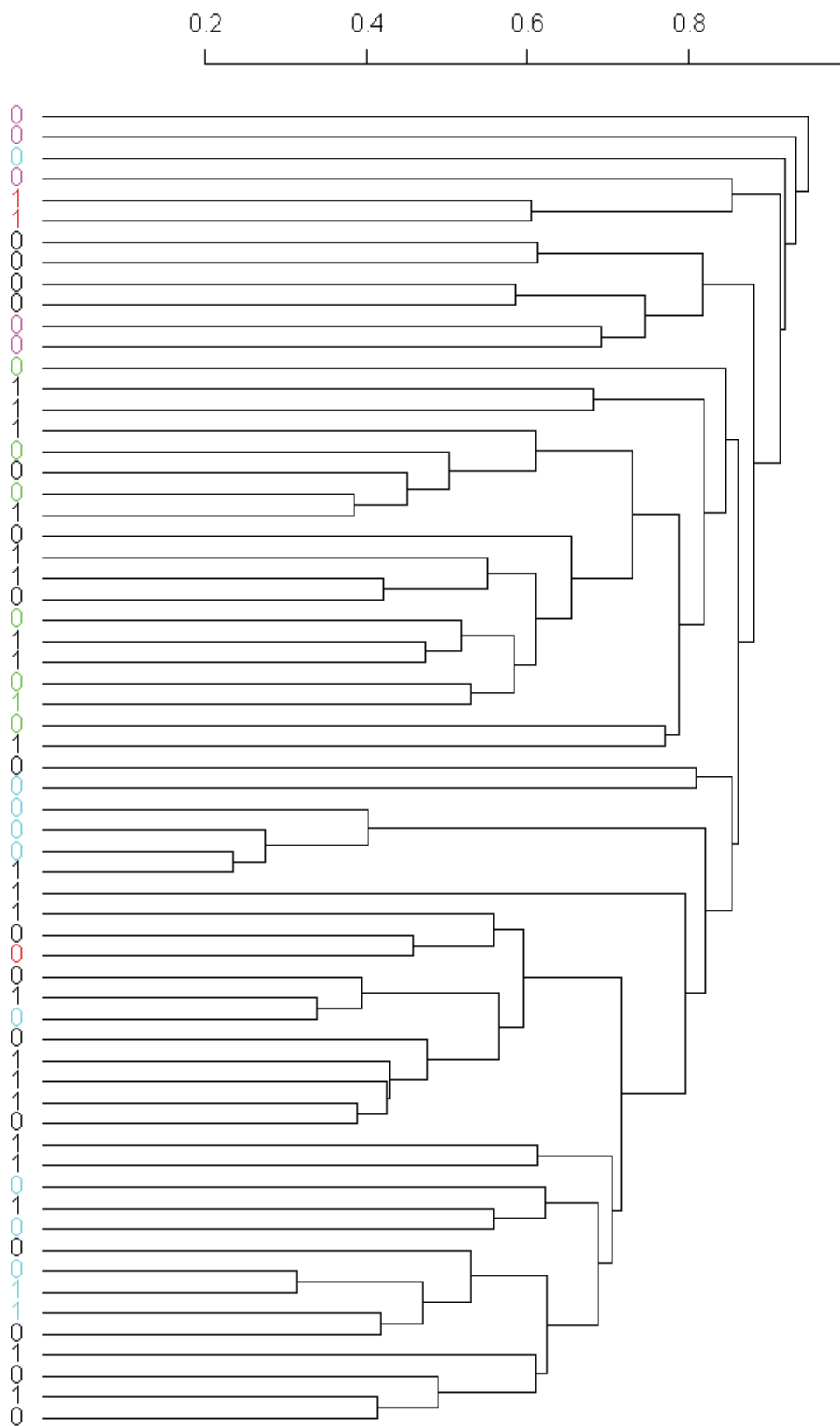
	1.	2.
2.	0,43	
3.	0,25	0,12

IV. 3. A vegetáció szerveződése és poszméhek előfordulása közötti kapcsolat

A klaszteranalízis eredménye alapján, várakozásainkkal ellentétben, nem alkotnak két jól elkülönülő csoportot a növénykompozíció (növényfajok jelenléte – hiánya) alapján csoportosított azon kvadrátok, amelyeknél előfordultak poszméhek és azok, amelyeknél nem fordultak elő. Az UPGMA-val végzett hierarchikus osztályozás dendogramja látható a 2. ábrán. A növények kvadrátonkénti borítási értékei alapján is elvégzett klaszteranalízis hasonló eredményre vezetett (3. ábra). Ebben az esetben sem különültek el egyértelműen a 'poszméhes' és 'nem poszméhes' kvadrátok. Több mélyebben elváló csoportot kapunk így, s csak elvétve látunk egyezést az előzővel a klaszterek elkülönülésénél. A dendogramokon az is észrevehető, az egy hasonlósági csoportba tartozó kvadrátok nem egy területtípusba tartoznak (2. és 3. ábra). Csupán a nyílt habitusú terület kvadrátjai (egy kivétellel) kerültek egy hasonlósági csoportba, viszont ebben a csoportban fás legelő habitusú kvadrátok is vannak (2. ábra). Ha a növények kvadrátonkénti borítási értékeivel készítjük el a dendogramokat, még ennyi sem mondható (3. ábra). Tehát az elemzések a kvadrátokat nem sorolták csoportokba élőhelytípusok szerint (2. és 3. ábra).

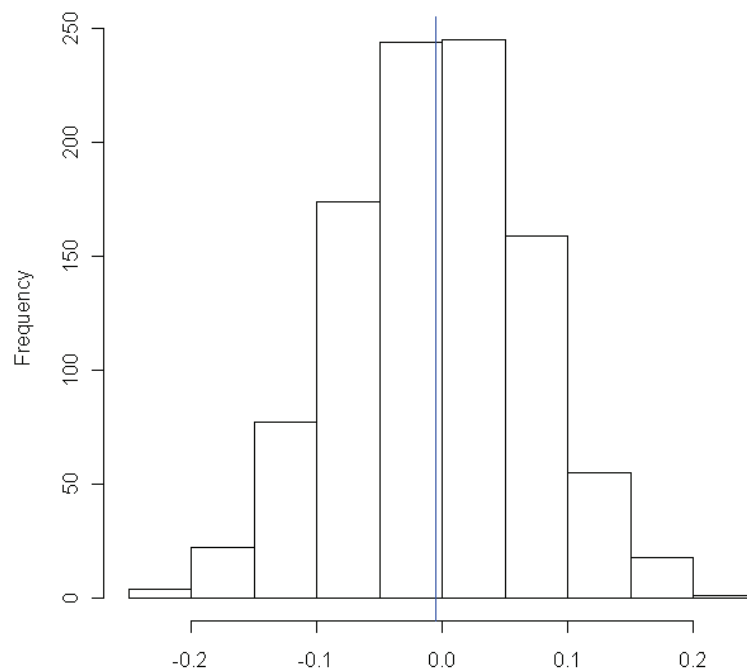


2. ábra: Klaszteranalízis eredményeként, a növénykompozíció (növényfajok jelenléte-hiánya) alapján kapott dendrogram. A jobb felső sarokban a lépték a különbséget mutatja. 0: azokat a kvadrátokat jelöli, ahol nem figyeltünk meg poszméhet, 1: azokat a kvadrátokat, amelyeknél megfigyeltünk. Színekkel a terület típusokat különböztettük meg: kékkel a nyílt-, feketével a fás legelő-, zölddel a ligeterdő-, pirossal a cserjés- és rózsaszínnel az erdő habitusú kvadrátokat jelöltük.

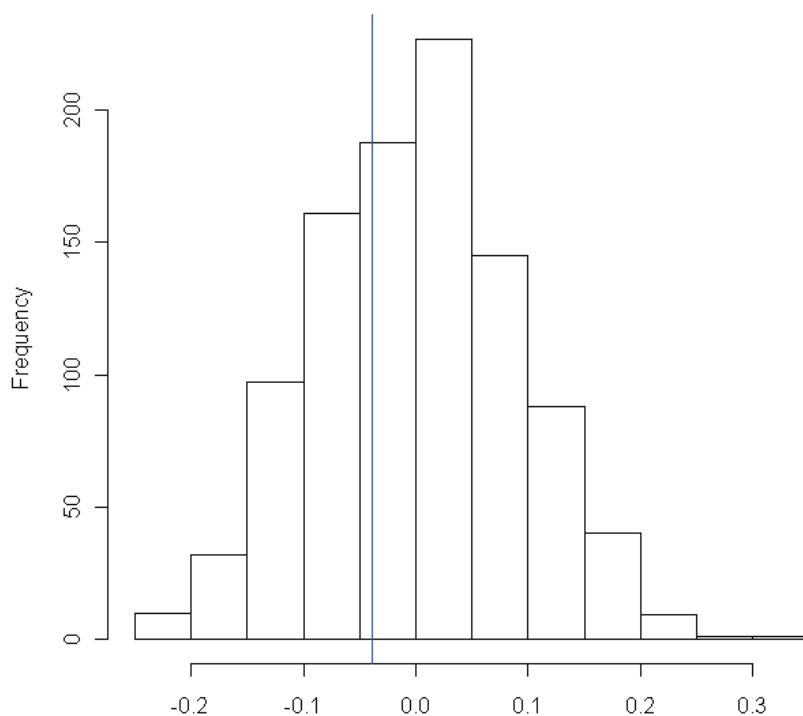


3. ábra: Klaszteranalízis eredményeként, a növények borítási értékei alapján kapott dendrogram. A jelmagyarozatot lásd a 2. ábránál.

A poszméhközösségek és a növényzeti összetétel közti kapcsolatot távolságmátrixok korrelációjával, Jaccard-féle távolságindex alapján elvégzett Mantel-teszt segítségével vizsgálva nem kaptunk szignifikáns korrelációt (4. ábra). A 'p'-vel jelölt szignifikancia-érték 0,512-nek, az 'r', vagyis a Pearson-féle korrelációs koefficiens -0.005345-nek adódott. Az eredményként kapott hisztogramon a kék függőleges vonal a mintánkból számolt Pearson-féle korrelációs együttható értékét mutatja, ami a hisztogramnak arra a részére esik, ahová a teszt során generált 999 random mintából adódó 'r' értékek nagy része is (4. ábra). Azaz elmondható, a véletlen is nagy eséllyel olyan mintát produkál, mint a mi megfigyelésünk. A Bray-Curtis távolságindex alapján elvégzett Mantel-teszt sem mutatott összefüggést a vegetáció szerveződése és a poszméhek előfordulása között (5. ábra). A 'p'-vel jelölt szignifikancia-érték 0,656, míg a Pearson-féle korrelációs együttható -0.03867 volt. Tehát a poszméhegyüttes összetétele és a növényzeti összetétel között egyik esetben sem tudtunk korrelációt kimutatni.



4. ábra: A Jaccard-féle távolságindex alapján elvégzett Mantel-teszt eredményeként kapott hisztogram, ami a 999 randomizációs ciklus során kapott 'r' értékek eloszlását mutatja. A kék függőleges vonal a mintánkból adódó 'r' értékét jelzi ($r: -0,005345$; $p: 0,512$, ahol 'r' a Pearson-féle korrelációs koefficiens, 'p' a szignifikancia-érték).



5. ábra: A Bray-Curtis távolságindex alapján elvégzett Mantel-teszt eredményeként kapott hisztogram, ami a 999 randomizációs ciklus során kapott 'r' értékek eloszlását mutatja. A kék függőleges vonal a mintánkból adódó 'r' értékét jelzi ($r: -0.03867$; $p: 0.656$, ahol 'r' a Pearson-féle korrelációs koefficiens, 'p' a szignifikancia-érték).

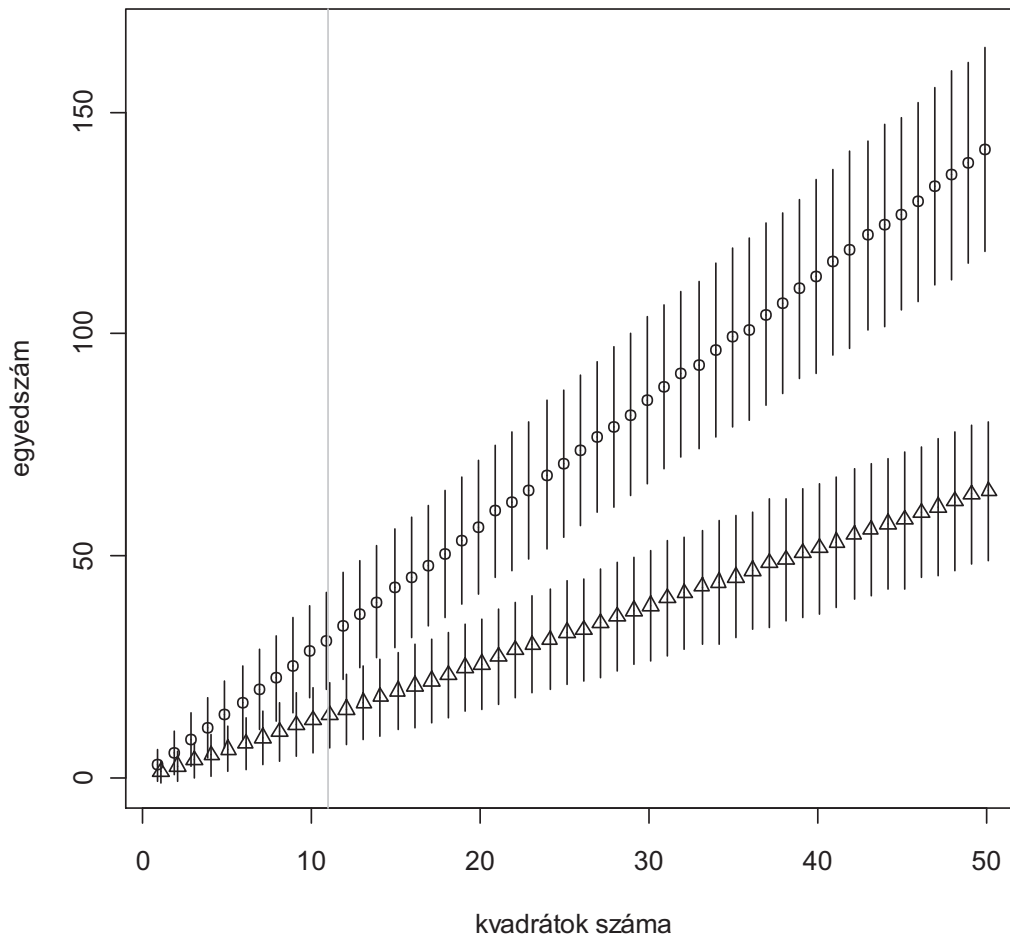
IV. 4. Poszméhek egyedszámának alakulása élőhelytípusonként

Az általános lineáris modell után a páronkénti összehasonlításokhoz használt post-hoc Tukey-teszt eredményei azt mutatják, egyes élőhelytípusok között szignifikáns különbség van a kvadrátoknál megfigyelt egyedszámokban (adott élőhelytípus egy kvadrátjára eső átlagos abundancia értékekben) (6. táblázat). Ligeterdős élőhelyen tapasztalt abundancia szignifikánsan kisebb a cserjés és fás legelő habitusú területeken megfigyelnél, valamint a nyílt élőhely-kategória egyedszám értéke is szignifikánsan alacsonyabb, mint a cserjés vagy a fás legelő habitusú területé. A többi esetben nem volt statisztikailag kimutatható különbség az egyedszámok tekintetében (6. táblázat).

6. táblázat: Élőhelytípusok poszméh abundancia szerinti páronkénti összehasonlítására végzett Tukey-teszt eredménye. (Estimate: a paraméter becslése, std. error: a becslés hibája, z: a paraméter szignifikancia tesztjében a z próba statisztika, p a szignifikancia-értéket jelöli. Ny: nyílt, F: fás legelő, L: ligeterdő, E:erdő, Cs: cserjés habitusú területet jelent.)

	estimate	std. error	z	p
E – Cs	-17.1499	940.6524	-0.018	1.00000
F – Cs	0.1957	0.3904	0.501	0.98236
L – Cs	-2.1001	0.8018	-2.619	0.04718
Ny - Cs	-2.4567	0.8018	-3.064	0.01227
F – E	17.3456	940.6523	0.018	1.00000
L – E	15.0498	940.6526	0.016	1.00000
Ny – E	14.6931	940.6526	0.016	1.00000
L – F	-2.2958	0.7138	-3.216	0.00771
Ny – F	-2.6525	0.7138	-3.716	0.00123
Ny – L	-0.3567	1.0000	-0.357	0.99515

Azonban ahhoz, hogy a preferenciáról valós képet kapjunk, a szignifikáns eltérést mutató élőhelytípusok poszméh abundanciájának területfüggő összehasonlítását is elvégeztük – az élőhely-kategóriákhoz tartozó eltérő kvadrátszám, így mintaterület miatt. E vizsgálatunk a nyílt és fás legelő habitusú területekre irányult. A poisson eloszlás lambda paramétereinek becslései (maximum likelihood becsléssel) megegyeztek a mintából számolt átlaggal, azaz a behelyettesítéses (plug-in) becsléssel (λ_F : 2,838 és λ_{Ny} : 1,273). A randomizációs eljárás eredményeként kapott randomizációs abundancia-telítődési görbén látjuk az egyedszámok változását a kvadrátszám, így a mintázott terület nagyságának függvényében (6. ábra). Az ábrán szürke függőleges vonallal jelöltük a 11 kvadráthoz tartozó egyedszámértékeket (mert 11 a két élőhelytípus közül a kisebbhez tartozó összkvadrátszám). A konfidencia intervallumok (95%) nem fednek át a kvadrátok számának növekedésével, így azt mondhatjuk, a megfigyelt nagyobb abundancia fás legelős területen nem csupán a nagyobb mintaterülettel magyarázható. Ezek alapján vélhetjük, hogy a poszméheknek az általunk vizsgált skálán fás legelő élőhelytípus irányába kimutatható preferenciájuk van a nyílt területtel szemben.



8. ábra: Randomizációs abundancia-telítődési görbe. A karika az egyedszám várható értéke fás legelő területen, a háromszög az egyedszám várható értéke nyílt területen. A függőleges vonalak a 95%-os konfidencia-intervallumot jelentik ($\text{std} \cdot 1.96$). A szürke függőleges vonal a 11 kvadráthoz tartozó egyedszámértékeket mutatja.

Az OMSZ adatainak felhasználásával számítottuk a januártól augusztusig, tehát a vizsgálatunk befejezéséig hullott csapadék mennyiségét 10 év átlagára (2000–2009) és a 2010-es évre vonatkozóan. Az eredményül kapott két érték 441,37 és 753,4 mm-nek adódott. A tavalyi év kiemelkedően csapadékos jellegére bizonyítékul ezek az értékek szolgálnak, hiszen a differencia igen jelentős, több mint 300 mm, vagyis az előző 10 év átlagához képest bő 70%-os emelkedés mutatkozott a hullott csapadék mennyiségében. Továbbá számítottuk a márciustól júniusig terjedő időszak havi középhőmérsékleti átlagait tíz évre (2000–2009) és a 2010-es évre vonatkozóan (9. táblázat). Az eredményekből kitűnik, a kolóniaalapítás szempontjából meghatározó időszakban tavaly a megelőző tíz évi átlaghoz viszonyítva nem jelentősen, de alacsonyabb volt a havi középhőmérséklet mind a négy hónapban.

9. táblázat: Négy hónap havi középhőmérsékleti átlagai 10 évre (2000–2009) és a 2010-es évre vonatkozóan.

	Havi középhőmérséklet (°C)	
	Tíz évi átlag	2010
Március	5,67	5,6
Április	12,1	11,2
Május	16,93	15,4
Június	19,66	18,9

V. Megvitatás

A hazánkban jelenleg élő 28 poszméhfajból 8 fajt észleltünk a 150 ha-os vizsgálati területünkön. Az előkerült fajok közül kettő (*Bombus humilis* és *B. silvarum*) a veszélyeztetett IUCN kategóriába tartozik, és bár hazánkban még gyakorinak tekinthetők, jelentős gyakoriságszökkenésük védetté nyilvánításukat indokolta (SÁROSPATAKI et al., 2004). A további 6 faj a közvetlenül nem veszélyeztetett kategóriából került ki, melyek Magyarországon gyakoriságváltozást nem mutatnak: a *Bombus vestalis* mérsékelten ritka, a *B. hortorum* és *B. ruderarius* gyakori, míg a *Bombus pascuorum*, *B. lapidarius* és *B. terrestris* tömeges fajok (SÁROSPATAKI et al., 2003). A cserépfalui fás legelő poszméhfajokban gazdagnak tekinthető, ugyanakkor a ritka vagy mérsékelten ritka és hazánkban csökkenő gyakoriságú 7 faj egyikét sem találtuk meg. Összevetve eredményeinket a közelmúltban készült, hazai poszméhfajok előfordulási adatait összegző és azokat UTM rendszerű térképen megjelenítő cikk eredményeivel elmondható, egy fajt találtunk (*B. humilis*), ami korábban nem került elő a kutatási területünket magába foglaló 10 x 10 km-es UTM négyzetnyi területről. Viszont legutóbb 1983-ban ehhez az UTM négyzethez tartozó Cserépfaluról és Felsőtárkányról *Bombus barbutellus*, Bükkzséceről *B. bohemicus* és *B. pratorum*, valamint 1985-ben *B. ruderatus* előfordulást regisztráltak (SÁROSPATAKI et al., 2003). Az első kettő ezek közül szociálp parazita faj, ráadásul a *B. bohemicus* lehetséges gazdafaját (*Bombus magnus*) sem találtuk meg. A *B. ruderatus* pedig igen ritka, védett fajunk.

SÁROSPATAKI et al. (2003) kidogoztak egy természetvédelmi szempontú területértékelési pontrendszert, amely segítségével egy adott terület poszméhfaunájának ismeretében a terület természetvédelmi értéke – poszméhek szempontjából – kiszámítható. Mivel a fás legelőn folytatódik a kutatás, a jövőben, amikor több év adatai alapján már majd elmondható, hogy a terület poszméhfaunája alaposan feltérképezett, érdemes lenne megállapítani a fás legelő pontértékét, valamint azt is, hogy az gyűjtőhely-léptékben alacsonynak, átlagosnak vagy magasnak mondható-e. Így eredményekkel hozzájárulva segíteni a fás legelő területhasználati, területkezelési döntését. Sajnos az idej eredmények még nem elegendőek egy ilyen elemzés elvégzéséhez.

A meglepő eredményt, miszerint a virágokban gazdagabb déli fás legelő területen alacsonyabb fajszámot tapasztaltuk, mint ligeterdős élőhelyen, okozhatta az, hogy e területek rendelkeztek a legnagyobb virágborítottsággal, így a sárga illatanyag csalis csapdáink kevésbé lehettek attraktívák, mint egy virágokban szegényebb ligeterdős élőhelyen. Miután a déli legelő terület szárazabb mezoklimával jellemezhető, amit alátámaszt az ottani molyhos

tölgyek (*Quercus pubescens*) léte is, feltehető az is, hogy a poszméhek élőhely választását a mezoklíma inkább meghatározza, mint a terület jellege. Ezzel magyarázhatnánk az északi legelő rész két eltérő élőhelytípusú területén a poszméhek közösség nagyobb hasonlóságát az azonos élőhelytípusú, de távolabbi területekéhez viszonyítva. A feltevést azonban módosíthatja az a tény, hogy a fajok kis egyedszámmal kerültek a csapdába, emiatt nem vonhatunk le egyértelmű következtetéseket az élőhelyekre adott válaszukról. Sőt a fajkészlet felmérését is célzó törekvésünket sem sikerült júliusban csapdázással kivitelezni, ugyanis a megfigyelések alkalmával két olyan faj került feljegyzésre augusztusban, amiket a csapdák nem fogtak be (*B. vestalis* és *B. ruderarius*). Holott a csapdák kihelyezési ideje megfelelő volt, júliusra elvileg minden poszméh család eléri a maximális vagy ahhoz közeli dolgozó létszámot és a 12 napos csapdázási periódus is elegendő a területen élő összes faj befogására (PRYS-JONES – CORBET, 1987; GOULSON, 2003).

Tavaly azonban ettől szokatlanul eltérően, júliusban olyan kis méretű dolgozók és olyan kis számban kerültek elő (mind a csapdákból mind a megfigyelések során), ami a családok fejlődésének májusi állapotára emlékeztetett. Itt mutatkozik meg a 2010-es év időjárásának jelentősége, mivel a nagy mennyiségű csapadék igen kedvezőtlenül befolyásolta a poszméh családok fejlődését, gyarapodását. Tavasszal, amikor a poszméh anya lerakja első petéit, meglehetősen sok időt kell töltenie azok fűtésével, hiszen ekkor a környezet átlaghőmérséklete jóval alacsonyabb az utódok fejlődéséhez szükségesnél, ráadásul egyedül kénytelen gondoskodni a fejlődő lárvák táplálásáról. A poszméhek, mint hőszabályozást végző rovarok testrészeinek hőmérséklete roppant egyenetlen. Relatív magas, állandó torhőmérsékletet tartanak fenn, mivel repüléshez is 30°C fölé kell melegíteni a repülőizmokat (GOULSON, 2003), viszont a potroh ennél 10-15°C-kal hidegebb is lehet (HEINRICH, 1979). A szárny emelő és süllyesztő izmainak alternált összehúzódása eredményezi a repülést, ha azonban az említett izmokat egyszerre feszítik meg és ernyesztik el, jelentős szárnymozgás nélkül termelnek hőt (HEINRICH, 1979). (Felmerült, hogy pusztán kémiai úton is lehetséges a repülőizmok fűtése, amely folyamatban kulcsenzimként a fruktóz-biszfoszfát szerepel (NEWSHOLME et al., 1972), ám az állítás máig nem nyert bizonyosságot, mivel termogenezist izommozgás hiányában nem tudtak kimutatni.) A hőtermelés azonban energiaigényes folyamat, s hogy az anya fedezni tudja ezt a mennyiségű energiát, naponta több ezer virágot kell meglátogatnia. Távollétében az ivadékok hőmérséklete természetesen csökken és nem nehéz belátni, minél alacsonyabb a külső hőmérséklet, annál gyorsabban. Ráadásul az eső miatt elhúzódó gyűjtőutak időtartama is negatívan befolyásolhatta a fészkek

hőháztartását. Az első generációs dolgozó ivadékok közül sok pusztulhatott el így (akár az egész család), illetve az életben maradtak a szűkösebb táplálék miatt lettek kisebb méretűek. Könnyen belátható az is, ahogy nő a kolónia létszám, úgy egyre stabilabb a fészek hőmérséklete (28-32 °C) és kevésbé van szükség aktív „kotlásra”, ugyanis a sok méh fészekbeli tevékenysége elegendő hőt termel (VOGT, 1986). Ez a dolgozó létszám gyarapodás 2010-ben azonban megkésett, ami tetten érhető a júliusihoz képest jóval magasabb augusztusi abundancia értékekből is. A tavalyi évben összegyűlt csekély poszméhes adatmennyiség háttérében tehát nagy valószínűséggel a szélsőséges időjárás áll.

A klaszteranalízis nem sorolta csoportokba a kvadrátokat élőhely-kategóriák szerint, aminek magyarázatára szolgál, hogy az elemzésbe nem az összes, csupán az adott időszakban virágzó rovarmegporzású növényeket vontuk be. A virágborítottság, mely irodalmi források szerint befolyásolja a méhek jelenlétét és abundanciáját (KLEIJN – LANGEVELDE, 2006; KOHLER et al., 2008; SÁROSPATAKI et al., 2009), a mi esetünkben nem volt kimutatható hatással a poszméhek előfordulására. Nyilvánvalóan azért nem korrelálnak a növényzeti fajösszetétellel a poszméhek, mert nincs minden virágzó rovarmegporzású növényfajjal kapcsolatuk, ugyanakkor nem virágzó növényekkel is lehet (főként a territóriumot őrző hímeknél). Noha eredményeinkből úgy tűnik, a poszméh együttes összetételében nem tükröződik a növényzeti összetétel, nem zárható ki egyértelműen a vegetáció hatása. Azonban a növényekkel való összefüggést érdemesebb lenne úgy vizsgálni, hogy csak a ténylegesen ható növényfajokra (amiről gyűjtenek és amelyek az adott kvadrátban magas borítási értékkel szerepelnek, illetve a gyűjtési/megfigyelési időpontokban ténylegesen virágoznak) szűkítjük az elemzést.

Erdőben és ligeterdőben tapasztaltunk a legalacsonyabb faj- és egyedszámot, ami eredménye lehet a táplálékul szolgáló virágok csekély mennyiségének és legalább részben a mintavételi helyek alacsony számának is. Emiatt eredményeink alapján nem jelenthető ki egyértelműen, hogy a poszméhek kevésbé preferálják ezeket a típusú élőhelyeket, noha a Tukey-teszt szignifikáns különbséget mutatott ki a ligeterdő és fás legelő élőhelytípusok között egyedszám tekintetében. Ugyanakkor irodalmi adatok is igazolják, kevés poszméhfaj kedveli a magas lombkorona borítású élőhelyeket (EDWARDS – JENNER, 2009). Másrészt azt a javaslatot fogalmazhatjuk meg, hogy a kvadrátok kijelölésekor nemcsak a botanikai, hanem a poszméh felvételezés szempontjait is fontos figyelembe venni, és közel hasonló számú kvadrát kijelölésére van szükség az egyes habitat típusokban.

Fás legelő élőhelyen diverzebb poszméh együtteseket figyeltünk meg, mint a fátlan

területeken és nem csupán a Tukey-teszt eredménye szerint van szignifikáns különbség az egyedszámok tekintetében. A poszméh abundancia területfüggő összehasonlítása megerősíti, hogy a poszméheknek fás legelő irányába kimutatható preferenciája a nyílt élőhelytípussal szemben valós és nem csak a nagyobb mintaterület eredménye. Ez az eredmény összhangban áll azzal a korábbi megállapítással, miszerint a méhek kedvelik a mozaikos élőhelyet, hiszen a magas tápanyagtartalmú virágokat bőven kínáló nyílt élőhelyekkel szemben megvan az az előnyük, hogy esetleges speciális fészkelőhely igényeket (faodú, üreg) kielégítik, az ivadékok hőmérséklet csökkenésének mérséklése érdekében kiemelt jelentőségű fészkek szigeteléséhez szükséges anyagok (mohák) és territóriumot őrző hímek őrhelyeként funkcionáló magaslati (fák) is megfelelő közelségben elérhetők (WESTRICH, 1996). Hasonló eredményre jutottak Svédországban, ahol fészkelőhelyet kereső poszméh anyákat tanulmányoztak, és arra a következtetésre jutottak, hogy preferálják az átmeneti élőhelyeket, mivel előfordulási gyakoriságuk az egyik legmagasabb volt tájképi skálán nem teljesen nyílt területnek erdős és fátlan élőhely szegélyén húzódó transzektje mentén (SVENSSON et al., 2000). Az erdő és nyílt területek szegélyének, mint poszméhek által preferált fészkelőhelyek védelmének jelentőségét britek is publikálták (KELLS–GOULSON, 2003). Megporzók és a beporzás hatékonyságát eltérő lineáris tájelemek mentén – jóllehet mezőgazdasági területeken – vizsgálva mások is rávilágítanak a tájdiverzitást növelő fasorok fontosságára a pollinátorok, és a pollináció hatékonyságának megőrzésében (PÁLFY, 2011).

Fás legelőkkel eddig elsősorban botanikai és tájtörténeti vizsgálatok keretében foglalkoztak részletesen (GEIGER, 2010; SALÁTA 2009; SZABÓ et al., 2007; VARGA, 2010). Skóciában zuzmó fajokat vizsgáltak egy tanulmány során és azt találták, a Geltsdale-i fás legelőn domináló égereken rengeteg zuzmó faj él (GLIMMERVEEN–CLARK, 2008). Az eredmény meglepő – hiszen a 122 megfigyelt faj száma jóval magasabb, mint egy átlagos brit tölgyerdőben tapasztalt, holott sokkal több zuzmófaj (303) kötődik tölgyhöz, mint égerhez. Mindez arra enged következtetni, hogy Geltsdale-ben a megtelepedésükhöz, szaporodásukhoz megfelelő, roppant lényeges mikroklíma viszonyok biztosítottak (GLIMMERVEEN–CLARK, 2008). Fás legelők állatvilágára vonatkozóan kevés adat áll rendelkezésre, s ezeknek a munkáknak a nagy része természetvédelmi jelentés és ismeretterjesztő jellegű írás (HARASZTHY et al., 1997; ROIS-DIAZ, 2006). A művek kiemelik, csak az ilyen nyílt és teljesen zárt élőhely közötti átmenetben, a szegélyhatás biztosította körülmények között képes megélni a búbosbanka (*Upupa epops*) és a szalakóta (*Coracias garrulus*), amely egész európai elterjedési területén erősen fogyatkozik, s hazai állományának jelentős része fás

legelőkhöz kötődik. Számos falakó denevérfaj számára is e ligetes élőhelyek a kedvezőek (HARASZTI et al., 1997). Egy romániai kutatás kimutatta, hogy az erdei pityer, ami szintén visszaszorulóban van kontinensünkön, preferálja ezeket a habitatokat, ahol öreg fák terebélyesednek és nincsenek a táplálkozási- és költőhelyül szolgáló gyeptől területet foglaló cserjék (MOGA et al., 2009). Fás legelők rovarvilágára vonatkozó vizsgálatokat még nem végeztek. A cserépfalui fás legelő területén poszméhek szempontjából roppant kedvezőtlen időjárású évben végzett megfigyeléseink alapján nem dönthető el egyértelműen, a poszméhek diverzebb együtteseinek élnek-e a fás legelő habitusú élőhelyeken a fátlan és erdősültebb területekhez viszonyítva. Mindenképpen szükség van tehát további vizsgálatokra, hiszen így kérdéses maradt az is, hogy kontinensünk nagyon fontos megporzói szempontjából a fás legelők fenntartása a természetvédelem érdeke-e.

VI. Összefoglalás

A megporzás az egyik alapvető ökoszisztéma szolgáltatás, az európai növényfajok több mint 80%-nak megporzása állati pollinátoroktól függ. A poszméhek (*Bombus*) az északi mérsékelt övben, így Európában is nagyon fontos megporzók. A jelenlegi "pollinációs krízisnek" (a megporzók számában mutatkozó csökkenésnek) a tájszintű változások is okozói lehetnek, ami a felhagyás következtében a fás legelőket is érinti.

Felderítő vizsgálatnak tekinthető kutatásunkat ezért a cserépfalui fás legelőn végeztük, részben élőhelyvédelmi célból. E dolgozat fő kérdése, hogy a különböző habitusú területeken különböző poszméh együttesek élnek-e, és hogy a poszméhek előfordulása kapcsolatban van-e a növényzeti összetétellel. Három területre (az északi legelő részen fás legelő- és ligeterdő-, a délin fás legelő habitusú élőhelyre) illatanyag csalis csapda csoportokat helyeztünk 2010 júliusában, valamint 63 kvadrátban – melyeket 5 élőhely kategóriába soroltunk – cönológiai felvételezés és poszméhek vizuális megfigyelése történt 2010. július és augusztus hónapjaiban. A csapdák összesen 6 faj 27 egyedét fogták. Megfigyelések során júliusban 5 faj 23 egyedét, augusztusba 8 faj 105 egyedét jegyeztük fel. A csapdacsoportok fajkompozíciós hasonlósága alacsony Jaccard- és Bray–Curtis indexekkel számolva is. Ez az eredmény mutatja, élőhelyek között is van különbség poszméh együttesek tekintetében, de a mezoklímának is szerepe van. Klaszteranalízissel (UPGMA) csoportosítva a kvadrátokat azok növénykompozíciója alapján nem különültek el azok, amelyeknél megfigyeltünk poszméheket és amelyeknél nem figyeltünk meg. A poszméhközösségek és a növényzeti összetétel közötti kapcsolatot Jaccard-féle és Bray–Curtis távolságindex alapján elvégzett Mantel-tesztek segítségével vizsgálva nem kaptunk szignifikáns korrelációt. Fajsám tekintetében van különbség a habitatok között: fás legelő élőhelyen 8, nyílt területen 5, cserjésben 3, ligeterdőben 1, erdőben 0 fajt találtunk, azonban következtetéseket ez alapján nem vonhatunk le az egyes élőhelytípusokba tartozó eltérő kvadrátszám miatt. A Tukey-teszt egyedszám esetén a nyílt és fás legelő valamint a ligeterdő és fás legelő élőhelytípusok között is szignifikáns különbséget mutatott. A poszméh abundancia területfüggő összehasonlítása alapján vélhetjük, hogy a poszméheknek fás legelő irányába kimutatható preferenciájuk a nyílt élőhelytípussal szemben valós és nem csak a nagyobb mintaterület eredménye. Eddigi eredményeink, javaslataink remélhetőleg hozzájárulnak a több helyszínre kiterjesztett, hosszútávú kutatás sikerességéhez.

VII. Summary

Pollination is a basic form of ecosystem services, pollination of more than 80% of European plant species depend on insect pollinators. Bumblebees are very important pollinators in the north temperate zone, thus in Europe too. The structural changes in landscape can be (at least partly) the cause of the current pollination crisis (declining number of pollinators). These changes are also concerned wood pastures due to the cease of land use.

Therefore, our research as a pre-research was done in a wood pasture nearby Cserépfalu aiming habitat protection as well. Main questions of this study whether different bumblebee (*Bombus* Latr.) communities are found in different habitat types or rather the occurrence of bumblebees is in connection with the composition of vegetation. Trap groups baited with lures were placed in three different locations (wood pasture in the north, grazed wood in the north and wood pasture in the south part of the examined area). Furthermore botanical examination and visual observation were carried out in 63 quadrats were sorted in 5 habitat types in July and August 2010. All together 27 individuals of 6 species were captured by the traps. 23 individuals of 5 species in July and 105 individual of 8 species in August were observed. Similarity of species composition of trap groups was low based on Jaccard and even Bray–Curtis Index of Similarity. This result shows there is difference in habitat types in case of bumblebee communities and mezoclimate is counts as well. Grouping the quadrats with clusteranalysis (UPGMA) by their floral composition the ones in which bumblebees were observed could not be separated from the ones in which were not. Connection between bumblebee communities and vegetation composition showed no significant correlation according to the Mantel-test based on Jaccard and Bray–Curtis index. Regarding the species richness there is difference between habitat types: 8 species in wood pasture, 5 in grassland, 3 in shrub, 1 in grazed forest and 0 in forest habitat type were found however conclusions can not be made because of the different quadrat numbers in each habitat type. Tukey-test showed significant differences in case of abundance between grassland and wood pasture and also between grazed forest and wood pasture habitat types. Bumblebees prefer wood pasture habitat rather than grasslands. This conclusion is not the result of the increased quadrat number of wood pasture habitat but it relies on area-dependent comparison of bumblebee abundance. Hopefully our results and suggestions contribute to success of long-term study extended more places.

VIII. Irodalomjegyzék

BÖLÖNI J., VARGA Z., SZMORAD F. 2003: P45 – Fáslegelők, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek. In: BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR ZS. (szerk.): Élőhelyismereti útmutató 2.0. Kézirat, Vácrátót

BUCHMANN, S.L., NABHAN, G.P. 1996: *The Forgotten Pollinators*. Washington DC.: Island Press. 292 p.

BRAUN-BLANQUET, J. 1964: *Pflanzensoziologie*. 3. ed. Wien: Springer. 865 p.

CNAANI, J. et al. 1997: Caste determination in *Bombus terrestris*: differences in development and rates of JH biosynthesis between queen and worker larvae. *Journal of Insect Physiology*. 43. vol. 4.no. p. 373–381.

CNAANI, J. et al. 2000: The effect of queen-worker conflict on caste determination in the bumblebee *Bombus terrestris*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 47. vol. 5. no. p. 346–352.

CORBET S. A. 1996: Why bumble bees are special. In: MATHESON A. (ed.). *Bumblebees for pleasure and profit*. International Bee Research Association. Cardiff, UK. p. 1–12.

CORBET, S.A., WILLIAMS, I.H., OSBORNE, J.L. 1991: Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee World*. 72. vol. p. 47–59.

DELIGNETTE-MÜLLER, M.L. et al. 2009: Fitdistrplus: help to fit of a parametric distribution to non-censored or censored data (R package version 0.1-2)

DORNHAUS, A., BROCKMAN A., CHITTKA L. 2003: Bumblebees alert to food with pheromone from tergal gland. *Journal of Comparative Physiology A*. 189. vol. p. 47–51.

DORNHAUS, A., CHITTKA, L. 1999: Insect behaviour: evolutionary origins of bee dances. *Nature*. 401.vol. 38 p.

DORNHAUS, A., CHITTKA, L. 2001: Food alert in bumblebees (*Bombus terrestris*): possible mechanisms and evolutionary implications. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 50. vol. p. 570–576.

DUVOISIN, N., BAER, B., SCHMID-HEMPEL, P. 1999: Sperm transfer and male competition in a bumblebee. *Animal Behaviour*. 58. vol. p. 743–749.

EDWARDS, M., JENNER, M. 2009: *Field Guide to the Bumblebees of Great Britain and Ireland*. Eastburne: Ocelli. 108 p.

FÖLDES J. 1895: A legelő-erdők. A legeltetés kérdése Magyarországon, s annak megoldása erdőgazdasági úton. Budapest: Pátria Rt. 200 p.

FÖLDES J. 1911: *Az erdő, annak művelése, hasznai, védelme és rendezése*. Budapest: M. Kir. Földművelésügyi Minisztérium. 120 p.

- FUSSEL, M., CORBET, S.A. 1992: The nesting places of some British bumblebees. *Journal of Apicultural Research*. 31. vol. 1. no. p. 32–41.
- GALLAI, N. et al. 2009: Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*. 68. vol. 3. no. p. 810-821.
- GEIGER B. 2010: Botanikai és tájtörténeti vizsgálatok a kiscsombosi fás legelőn. Diplomadolgozat, SZIE–MKK KTI, Gödöllő, 65 p.
- GLIMMERVEEN, I., CLARK, M. 2008: Geltsdale's wood pasture (Forest Recreation Handbook - Part 3). East Cumbria Countryside Project. 72 p.
- GOULSON, D. 2003: Bumblebees behaviour, ecology and conservation. Oxford: Oxford University Press. 234 p.
- GOULSON, D. et al. 2002: Can alloethism in workers of the bumblebee *Bombus terrestris* be explained in terms of foraging efficiency? *Animal Behaviour*. 64. vol. p. 123–130.
- GRANERO, A. M. et al. 2005: Chemical compounds of the foraging recruitment pheromone in bumblebees. *Naturwissenschaften*. 92. vol. p. 371–374.
- GREENLEAF, S.S., KREMEN, C. 2006: Wild bee species increase tomato production but respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation*. 133. vol. p. 81-87.
- HAMILTON, D. W. et al. 1970: Capture of Bumble Bees and Honey Bees in Traps Baited with Lures to Attract Japanese Beetles. *Journal of Economic Entomology*. 63. vol. 5. no. p. 1443-1445.
- HARASZTHY L., MÁRKUS F., BANK L. 1997: A fás legelők természetvédelme. Budapest: WWF füzetek 12. 23 p.
- HEGYI I. 1978: A népi erdőkielés történeti formái (Az Északkeleti-Bakony erdőgazdálkodása az utolsó kétszáz évben). Budapest: Akadémia Kiadó. 318 p.
- HEINRICH, B. 1972: Patterns of endothermy in bumblebee queens, drones and workers. *Journal of Comparative Physiology*. 77. vol. 1. no. p. 65–79.
- HEINRICH, B. 1979: Bumblebee Economics. Cambridge: Harvard University Press. 245 p.
- HINES, H. M. 2008: Historical biogeography, divergence times, and diversification patterns of bumble bees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*). *Systematic Biology*. 57. vol. 1. no. p. 58–75.
- HOTHORN, T. et al. 2008: Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*. 50. vol. 3. no. p. 346–363.
- JÁRÁSI L. 1997: Erdőgazdálkodás Bánkúttól Nagy-Milicig. Miskolc: Észak-Magyarországi Erdőgazdasági Részvénytársaság. p. 42–43.

- KEARNS, C. A., INOUE, D.W. 1997: Pollinators, flowering plants and conservation biology. *BioScience*. 47. vol. 5. no. p. 297-307.
- KEARNS, C. A., THOMSON, J. D. 2001: The natural history of Bumblebees. Colorado: University Press of Colorado. 130 p.
- KELLS, A. R., GOULSON, D. 2003: Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biological conservation*. 109.no. p. 165–174.
- KLEIJN, D., LANGEVELDE, F. 2006: Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*. 7. no. p. 201–214.
- KOHLER, F. et al. 2008: At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology*. 45. vol. p. 753–762.
- KOSIOR, A. 1995: Changes in the fauna of bumble-bees (*Bombus* Latr.) and cuckoo-bees (*Psithyrus* Lep.) of selected regions in southern Poland. In: Banaszak, J. (Ed.), Changes in Fauna of Wild Bees in Europe. Bydgoszcz: Pedagogical University. p. 103–111.
- KWAK, M. M. 1996: Bumble bees at home and at school. – In: MATHESON A. (ed.). *Bumble bees for pleasure and profit*. Cardiff, UK: International Bee Research Association. p. 12–24.
- MAGYAR KÖZLÖNY 2009/71. szám. p. 16277
- MÁRKUS F. 1993: Extenzív mezőgazdaság és természetvédelmi jelentősége Magyarországon. Budapest: WWF-füzetek 6. 23 p.
- MÁRTON S. 1897: A legelő-erdők berendezése, kezelése és hasznosítása. „Pannonia”. Sátoraljaújhely: Szerző kiadása. 239 p.
- MOGA, C. I., HARTEL, T., ÖLLERER, K. 2009: Ancient oak wood-pasture as a habitat for the endangered Tree Pipit, *Anthus trivialis*. *Biologia*. 64. vol. 5. no. p. 1011-1015.
- MOLNÁR, ZS., BÖLÖNI, J., HORVÁTH, F. 2008: Threatening factors encountered: Actual and endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*. 50 (Suppl). p. 199-217.
- MÓCZÁR M. 1953: A dongóméhek (*Bombus* Latr.) faunakatalógusa. *Folia Entomologica Hungarica*. 6. vol. p. 197–228.
- MÓCZÁR M. 1957: Méhfélék – Apidae. Hymenoptera III. *Magyarország állatvilága, Fauna Hungariae*. 13. kötet, 13. füzet. Budapest: Akadémia Kiadó. 76 p.
- NEWSHOLME, E.A. et al. 1972: The activities of fructose diphosphatase in flight muscles from the bumble-bee and the role of this enzyme in heat generation. *Biochemical Journal*. 128. vol. 1. no. p. 89–97.

O'NEILL, K.M., EVANS, H.E., BJOSTAD, L.B. 1991: Territorial behaviour in males of three North American species of bumblebees (Hymenoptera: Apidae, Bombus). *Canadian Journal of Zoology*. 69. vol. 3. no. p. 604–613.

OROSZI S. 1995: Emlékezés a székely közösségek erdőire. *Erdészettörténeti Közlemények*. 17. évf. 171 p.

OROSZI S. 2005: Az erdélyi Mezőség fásítása és egyéb közérdekű erdőtelepítések kérdése. *Erdészettörténeti Közlemények*. 67. évf. p. 90-99.

OSBORNE, J.L., CORBET, S.A. 1994: Managing habitats for pollinators in farmland. *Aspects of Applied Biology*. 40. no. p. 207–215.

OSBORN J. I., WILLIAMS I. H. 1996: Bumblebees as pollinators of crops and wild flowers. In: MATHESON A. (ed.). *Bumble bees for pleasure and profit*. Cardiff, UK: International Bee Research Association. p. 24–33.

O'TOOL C., RAW A. 1991: Bees of the World. London: Blandford Publishing. 192 p.

PÁLFY A., BÁLDI A., KOVÁCS A. 2009: Méhek fajszerkezetének és abundanciájának eloszlása három különböző mezőgazdasági kultúra szegélyében. *Természetvédelmi Közlemények*. 15. évf. p. 269-279

PEREBOOM, J. J. M. et al. 2003: The organisation of larval feeding in bumblebees (Hymenoptera, Apidae) and its significance to caste differentiation. *Insectes Sociaux*. 50. vol. p. 127–133.

PÁLFY A. 2011: Pollinátorok és a beporzás hatékonysága eltérő lineáris tájelemek mentén. OTDK dolgozat. SZIE–ÁOTK, Budapest.

PETERCSÁK T. 1992: Az erdő az Északi-középhegység paraszti gazdálkodásában (XVIII-XX. század). In: UJVÁRY Z. (szerk.): A Kossuth Lajos Tudományegyetem Néprajzi Tanszékének közleménye. Debrecen: *Studia Folkloristica et ethnographica*. 30. 239 p.

POTTS, S. G. et al 2010: Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25. Vol. 6. no. p. 345–353.

PRYS-JONES, O. E., CORBET, S. A. 1987: Bumblebees. Cambridge: Cambridge University Press. 86 p.

RASMONT, P. et al. 2008: Ousting of the common redstart (*Aves*: Turdidae: *Phoenicurus phoenicurus*) from its nests by the bumblebee *Bombus niveatus vorticatus* (Hymenoptera: Apidae). *Annales de la Societe Entomologique de France*. 44. vol. 2. no. p. 251–255.

R Development Core Team, 2009 R: A language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>. Letöltés ideje: 2011.03.26.

RIBEIRO, M.F. et al. 1999: Feeding frequency and caste differentiation in *Bombus terrestris*

larvae. *Insectes Sociaux*. 46.vol. 4. no. p. 306–314.

ROIS-DIAZ, M., MOSQUERA-LOSADA M., R. & RIGUEIRO RODRÍGUEZ, A. (2006): Biodiversity Indicators on Silvopastoralism across Europe. *European Forest Institute*. EFI Technical Report 21., 66 p.

SALÁTA D. 2009: A fás legelők és legelőerdők kialakulásának és hasznosításának emlékei egy öreg-bakonyi (pénzesgyőr-hárskúti) fás legelő tájtörténeti feltárásának példáján keresztül. Diplomadolgozat, SZIE–MKK KTI, Gödöllő, 89 p.

SALÁTA D., HORVÁTH S., VARGA A. 2009: Az erdei legeltetésre, a fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozó 1791 és 1961 közötti törvények. *Tájökológiai Lapok*. 7. évf. 2. sz. p. 387-401.

SÁROSPATAKI, M. et al. 2009: Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. *Community Ecology*. 10. vol. 2. no. p. 182–188.

SÁROSPATAKI M., NOVÁK J., MOLNÁR V. 2003: Hazai poszméh-és álposzméhfajok (Hymenoptera: Apidae, Bombus és Psithyrus) UTM-térkepezése és az adatok természetvédelmi felhasználhatósága. *Állattani közlemények*. 88. évf. 1. sz. p. 85–108.

SÁROSPATAKI M., NOVÁK J., MOLNÁR V. 2004: Hazai poszméhfajok (Bombus spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége. *Természetvédelmi Közlemények*. 11. évf. p. 299–307.

SERRANO R.A, GUERRA-SANZ, J.M. 2006: Quality fruit improvement in sweet pepper culture by bumblebee pollination. *Scientia Horticulturae*. 110. vol. p. 160–166.

SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. (Harasztok – virágos növények). Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó. p. 20–780.

SVENSSON, B. et al. 2000: Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (*Hymenoptera: Apidae*) in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystem Environment*. 77. vol. p. 247–255.

SZABÓ M. et al. 2007: Természetvédelmi-, gyepgazdálkodási célú botanikai vizsgálatok a pénzesgyőr-hárskúti hagyásfás legelőn. *Tájökológiai Lapok*. 5. évf. 1. sz. p. 27–34.

TAGÁNYI K. 1896: Magyar erdészeti oklevéltár. 1. kötet. Budapest: 735 p.

VARGA A. 2010: Egy felhagyott bakonyi fás legelő tájtörténete és faállományszerkezete. Diplomadolgozat. ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék. Budapest. 79 p.

VARGA A., BÖLÖNI J. 2009: Erdei legeltetés, fás legelők, legelőerdők tájtörténete. *Természetvédelmi Közlemények*. 15. sz. p. 68–79.

VOGT, D.F. 1986: Thermoregulation in bumblebee colonies. I. Thermoregulatory versus broodmaintenance behaviors during acute changes in ambient temperature. *Physiological Zoology*. 59. vol. 1. no. p. 55–59.

WESTRICH, P. 1996: Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: Matheson, A., Buchmann, I.H., O'Toole, C., Westrich, P., Williams, I.H. (Eds.), *The Conservation of Bees*. London: Academic Press. p. 2–16.

WILLIAMS, I.H. 1994: The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Zoology Reviews*. 6. no. p. 229–257.

WILLIAMS, I. H. 1996: Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. In: MATHESON A., BUCHMANN S. L., O'TOOLE C., WESTRICH P. & WILLIAMS I. H. (eds.). *Conservation of bees*. London: Academic Press. p. 63–81.

WILLIAMS, P.H. 1982: The distribution and decline of British bumble bees (*Bombus Latr.*). *Journal of Apicultural Research*. 21. vol. 4. no. p. 236–245.

WILLIAMS, P. H. 1986: Environmental change and the distribution of British bumble bees (*Bombus Latr.*). *Bee World*. 67.vol. p. 50–61.

WILLMER, P. G., BATAW, A. A. M., HUGHES, J.P. 1994: The superiority of bumblebees to honeybees as pollinators: insect visits to raspberry flowers. *Ecological Entomology*. 19. vol. p. 271–284.

http. 1.: 1790/91. évi LVII. törvénycikk. URL:

<http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=4931>. Letöltés ideje: 2011. 03.05.

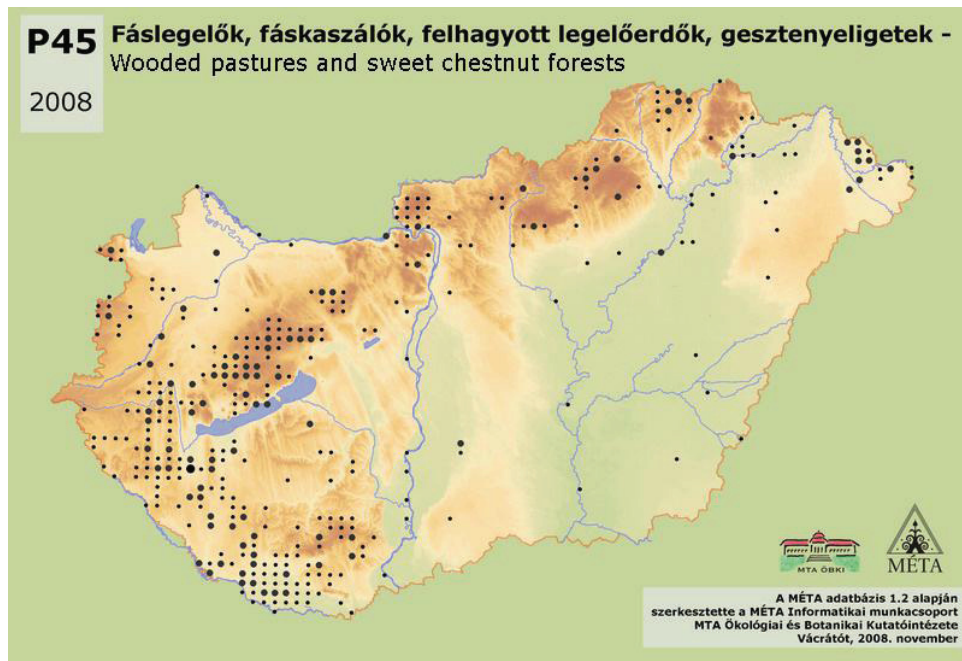
http. 2.: 1996. évi LIV. törvény az erdőről és az erdő védelméről. URL:

<http://www.1000ev.hu/index.php?a=3¶m=9342>. Letöltés ideje: 2011.03.05.

IX. Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt köszönetemet szeretném kifejezni témavezetőmnek, Dr. Sárospataki Miklósnak az új keletű témáért, folyamatos segítségért és útmutatásért. Külön köszönöm Saláta Dénesnek nélkülözhetetlen segítségét, támogatását és Sály Péternek a statisztikai elemzésben nyújtott önzetlen segítségét. Hálával tartozom Dr. Malatinszky Ákosnak és Horváth Somának az adatfelvételben való szerepvállalásért. Köszönettel tartozom a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságának, hogy kutatásomhoz lehetőséget biztosított. Köszönet illeti az OMSZ Éghajlati Szolgáltató Osztályt, amiért adatokkal segítette munkámat. Köszönöm barátaimnak, akik idejüket rám áldozva nyelvtanilag átnézték diplomadolgozatomat. Köszönet a családomnak a végtelen türelemért és biztatásért, amellyel mindvégig mellettem álltak és támogattak.

X. Függelék



1. ábra: Fáslegelők, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeliget (P45) elterjedése Magyarországon
(forrás: https://msw.botanika.hu/meta/2_terkepek_2.0/KV_EH_p45_elterjedes_2.0.htm letöltve: 2010. december 09.)



2. ábra: CSALOMON VAR-L típusú varsacsapda
(fotó: Sárospataki Miklós, 2010)

1. táblázat: A csapdacsoportok GPS koordinátái

Csapda- csoport	Tengerszint feletti magasság	EOV X	EOV Y
1	311 m	762 903	292 790
2	302 m	762 994	292 727
3	337 m	763 149	292 729
4	298 m	762 663	292 744
5	298 m	762 604	292 585
6	289 m	762 524	292 499
7	329 m	762 375	291 476
8	329 m	762 525	291 450
9	332 m	762 610	291 248

2. táblázat: A kvadrátok GPS koordinátái

Kvadrát	Tengerszint feletti magasság	EOV X	EOV Y
1	311 m	762 903	292 790
2	302 m	762 994	292 727
3	337 m	763 149	292 729
4	298 m	762 663	292 744
5	298 m	762 604	292 585
6	289 m	762 524	292 499
7	329 m	762 375	291 476
8	329 m	762 525	291 450
9	332 m	762 610	291 248
10	301 m	762 696	292 718
11	302 m	762 636	292 641
12	273 m	762 499	292 397
13	272 m	762 422	292 277
14	262 m	762 497	292 210
15	260 m	762 494	292 195
16	261 m	762 658	292 222
17	286 m	762 752	292 394
18	287 m	762 717	292 487
19	331 m	763 572	292 855
20	333 m	763 553	292 798
21	309 m	763 520	292 694
22	320 m	763 411	292 660
23	315 m	763 326	292 666
24	331 m	763 264	292 698
25	310 m	763 154	292 666
26	262 m	762 783	292 570
27	275 m	762 838	292 580
28	276 m	762 915	292 544
29	272 m	762 946	292 506

30	268 m	762 903	292 491
31	266 m	762 848	292 456
32	265 m	762 876	292 385
33	285 m	762 867	292 306
34	271 m	762 794	292 242
35	261 m	762 747	292 090
36	261 m	762 730	292 069
37	285 m	762 951	292 126
38	283 m	763 000	292 166
39	287 m	763 019	292 278
40	287 m	763 113	292 205
41	274 m	763 091	292 121
42	281 m	763 434	292 068
43	300 m	763 475	292 212
44	297 m	763 364	292 174
45	289 m	763 313	292 233
46	286 m	763 194	292 449
47	303 m	763 335	292 508
48	320 m	762 681	291 415
49	318 m	762 754	291 420
50	308 m	762 868	291 337
51	321 m	762 899	291 222
52	313 m	763 188	291 348
53	326 m	763 236	291 284
54	319 m	763 412	291 350
55	308 m	763 578	291 360
56	301 m	763 505	291 479
57	316 m	763 436	291 409
58	350 m	763 179	291 517
59	352 m	762 949	291 589
60	328 m	762 540	291 598
61	344 m	762 320	291 650
62	339 m	762 222	291 704
63	347 m	762 115	291 771

3. táblázat: A klaszteranalízisben és Mantel-tesztekben szereplő növényfajok listája

Latin név	Magyar név
<i>Achillea collina</i>	mezei cickafark
<i>Agrimonia eupatoria</i>	közönséges párlófű
<i>Ajuga genevensis</i>	közönséges ínfű
<i>Anchusa officinalis</i>	orvosi atracél
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	borjúpázsit
<i>Asperula cynanchica</i>	ebfojtó müge
<i>Betonica officinalis</i>	bakfű
<i>Carduus acanthoides</i>	útszéli bogánccs
<i>Centaurea micranthos</i>	útszéli imola
<i>Centaurea pannonica</i>	magyar imola
<i>Centaureum erythraea</i>	százforintosfű
<i>Cichorium intybus</i>	mezei katáng
<i>Clinopodium vulgare</i>	borsfű
<i>Convolvulus arvensis</i>	apró szulák
<i>Crataegus monogyna</i>	egybibés galagonya
<i>Cruciata pedemontana</i>	apró keresztfű
<i>Daucus carota</i> subsp. <i>carota</i>	vadmurok
<i>Dianthus carthusianorum</i>	barátságfű
<i>Dorycnium herbaceum</i>	zöld dárдахere
<i>Eryngium campestre</i>	mezei iringó
<i>Euonymus verrucosa</i>	bibirceses kecskerágó
<i>Euphorbia cyparissias</i>	farkaskutyatej
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	orvosi szemvidító
<i>Fragaria vesca</i>	erdei szamóca
<i>Fragaria viridis</i>	csattogó szamóca
<i>Galium aparine</i>	ragadós galaj
<i>Galium schultesii</i>	fénytelen galaj
<i>Galium verum</i>	tejoltó galaj
<i>Geranium columbinum</i>	galambláb-gólyaorr
<i>Geum urbanum</i>	erdei gyömbérgyökér
<i>Glechoma hederacea</i>	kerek repkény
<i>Helianthemum nummularium</i>	molyhos napvirág
<i>Hypericum perforatum</i>	közönséges orbáncfű
<i>Inula britannica</i>	réti peremisz
<i>Inula ensifolia</i>	kardos peremisz
<i>Leontodon hispidus</i>	közönséges oroszlánfog
<i>Ligustrum vulgare</i>	közönséges fagyal
<i>Linaria vulgaris</i>	közönséges gyújtoványfű
<i>Lotus corniculatus</i>	szarvaskerep
<i>Medicago falcata</i>	sárkerep lucerna
<i>Myosotis arvensis</i>	parlagi nefelejcs
<i>Odontites rubra</i>	vörös fogfű
<i>Ononis spinosa</i>	tövises iglice
<i>Pastinaca sativa</i>	pasztinák
<i>Picris hieracioides</i>	keserűgyökér

<i>Pimpinella saxifraga</i>	hasznos földitömjén
<i>Plantago lanceolata</i>	lándzsás útifű
<i>Potentilla argentea</i>	réti útifű
<i>Potentilla recta</i>	egyenes pimpó
<i>Potentilla reptans</i>	indás pimpó
<i>Prunella laciniata</i>	fehér gyíkfű
<i>Prunella vulgaris</i>	közönséges gyíkfű
<i>Prunus spinosa</i>	kökény
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	sokvirágú boglárka
<i>Sanguisorba minor</i>	csabaíre vérű
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	vajszínű ördög szem
<i>Securigera varia</i>	tarka koronafürt
<i>Seseli annuum</i>	homoki gurgolya
<i>Stachys germanica</i>	fehér tisztessű
<i>Stellaria graminea</i>	pázsitos csillaghúr
<i>Taraxacum officinale</i>	pongyola pitypang
<i>Teucrium chamaedrys</i>	sarlós gamandor
<i>Thymus glabrescens</i>	közönséges kakukkfű
<i>Trifolium alpestre</i>	bérci here
<i>Trifolium arvense</i>	tarlóhere
<i>Trifolium campestre</i>	mezei here
<i>Trifolium medium.</i>	erdei here
<i>Trifolium ochroleucon</i>	vajszínű here
<i>Trifolium pannonicum</i>	magyar here
<i>Trifolium pratense</i>	réti here
<i>Trifolium repens</i>	fehér here
<i>Verbascum blattaria</i>	molyúzó ökörfarkkóró
<i>Verbascum phlomoides</i>	szöszös ökörfarkkóró
<i>Verbascum phoeniceum</i>	lila ökörfarkkóró
<i>Verbena officinalis</i>	közönséges vasfű
<i>Veronica officinalis</i>	orvosi veronika
<i>Veronica spicata</i>	macskafarkú veronika
<i>Vicia angustifolia</i>	vetési bükköny
<i>Vicia tenuifolia</i>	keskenylevelű bükköny
<i>Vicia tetrasperma</i>	négymagvú bükköny
<i>Vicia villosa</i>	szöszös bükköny

4. táblázat: Kvadrátonként a megfigyelt poszméh egyedszámok fajonkénti és havi bontásban (2–17.oszlop), valamint összesítve (18. oszlop). A poszméh fajok sorrendben: *Bombus terrestris*, *B. lapidarius*, *B. silvarum*, *B. pascuorum*, *B. hortorum*, *B. humilis*, *B. ruderarius*, *B. vestalis*. J: júliusi, A: augusztusi megfigyelések. A 19. oszlop az élőhely-kategóriákat kódolja (Ny: nyílt, FL: fás legelő, LE: ligeterdő, Cs: cserjés, E: erdő).

kvadrát	B.ter.		B.lap.		B.sil.		B.pas.		B.hor.		B.hum.		B.rud.		B.ves.		Σ	Éh.
	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A		
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LE
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LE
3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	LE
4	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	FL
5	1	1	6	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	11	FL
6	0	1	0	5	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	10	FL
7	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5	FL
8	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	FL
9	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	FL
10	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	FL
11	0	1	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	FL
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
13	4	0	0	5	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	Ny
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
17	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	Cs
18	0	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	Cs
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	E
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LE
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LE
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LE
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LE
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	FL
29	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	FL
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
32	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	Ny
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny
36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Ny

kvadrát	B.ter.		B.lap.		B.sil.		B.pas.		B.hor.		B.hum.		B.rud.		B.ves.		Σ	Éh.
	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A	J	A		
37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Cs
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
40	1	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	6	FL
41	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	FL
42	0	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	FL
43	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	FL
44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	E
46	1	1	0	0	1	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	7	FL
47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
50	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5	FL
51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	E
52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	E
54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	E
57	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5	FL
58	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	8	FL
59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	FL
61	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	FL
62	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	FL
63	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	5	FL

NYILATKOZAT

a szakdolgozatról

Alulírott, *Bakos Réka Orsolya*

a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Karának ötödéves *zoológus* hallgatójaként kijelentem, hogy

Poszméh együttesek összehasonlító vizsgálata a cserépfalui fás legelő különböző növényborítású területein

című szakdolgozatom saját kutató munkám eredménye. Hozzájárulok, hogy a szerzői jogok tiszteletben tartása mellett a SZIE Állatorvos-tudományi Könyvtárban és az egyetemi adattárban elhelyezett nyomtatott és elektronikus példányokat az érdeklődők felhasználják az alábbi feltételekkel:

Nyomtatott másolható: részben / egészben

Elektronikus megjeleníthető: belső hálózaton / szabad hozzáféréssel, interneten

alíírás

Budapest, 2011.04.25.