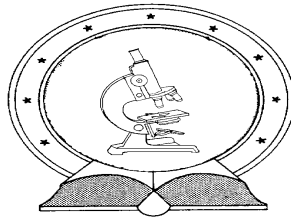


DE TTK



1949

A temetők szerepe a növényi biodiverzitás megőrzésében

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

LÖKI Viktor

Témavezető
MOLNÁR V. Attila
Egyetemi tanár

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2019

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Biodiverzitás doktori** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.
Debrecen, 2018.

.....
a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Löki Viktor** doktorjelölt **2014-2018** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Biodiverzitás doktori** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.
Debrecen, 2018.

.....
Molnár V. Attila
témavezető

A doktori értekezés betétlapja

**A TEMETŐK SZEREPE A NÖVÉNYI BIODIVERZITÁS
MEGŐRZÉSÉBEN**

THE ROLE OF CEMETERIES IN BIODIVERSITY CONSERVATION

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Löki Viktor** okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**
(**Biodiverzitás Doktori program** programja) keretében

Témavezető:

Molnár V. Attila

egyetemi tanár

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Prof. Barta Zoltán

tanszékvezető egyetemi tanár

tagok: Dr. Lengyel Szabolcs

tudományos tanácsadó

Dr. Valkó Orsolya

habilitált egyetemi adjunktus

A doktori szigorlat időpontja: 2017. november 7.

Az értekezés bírálói:

Dr. Török Péter

.....

Dr. Babai Dániel

.....

A bírálóbizottság:

elnök:

.....

tagok:

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Az értekezés védésének időpontja:

Tartalomjegyzék

I. IRODALMI ELŐZMÉNYEK ÉS CÉLKITŰZÉSEK	1
II. ANYAG ÉS MÓDSZER	19
A temetkezési helyek szerepe a biodiverzitás megőrzésében.....	19
A terepi adatgyűjtés általános módszertana.....	20
Törökországi temetők orchideái	20
Albániai temetők orchideaflórája és vallási hovatartozása	29
A csipkés gyöngyvessző (<i>Spiraea crenata</i>) és más sztyepp-fajok előfordulása Pannon temetőkben	31
A vetővirág (<i>Sternbergia colchiciflora</i>) elterjedése és szaporodási sikere Pannon temetőkben.....	32
III. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK.....	34
A temetkezési helyek szerepe a biodiverzitás megőrzésében.....	34
Törökországi temetők orchideái	60
Albániai temetők orchideaflórája és vallási hovatartozása	94
A csipkés gyöngyvessző (<i>Spiraea crenata</i>) és más sztyepp-fajok előfordulása Pannon temetőkben	103
A vetővirág (<i>Sternbergia colchiciflora</i>) elterjedése és szaporodási sikere Pannon temetőkben.....	115
KITEKINTÉS.....	120
AZ ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK TÉZISSZERŰ ÖSSZEFOGLALÁSA	124
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	128
IRODALOMJEGYZÉK és hivatkozott világháló oldalak.....	130
PUBLIKÁCIÓK LISTA	145
FÜGGELÉK	150

Fekete István: Ballagó idő (részlet)

„Vannak temetők, melyekből a múlandóság réme huhog felénk, vannak, melyek rideg kőerdejükkel messziről ráfeküsznek a szívünkre, és vannak, melyek olyanok, mint a csendes falusi kertek, hol magától nő a jácint, szabad benne halkán nevetni, hiszen a méhek is zümmögve dúdolgatnak a virágokon, és a napsugár is tűnődve el-elszunnyad a sírok közének pihenős völgyében.”

1. IRODALMI ELŐZMÉNYEK ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A Föld felszíne drámaian megváltozott az elmúlt évszázadokban. Az emberi tevékenység a természetes élőhelyek területének drasztikus mértékű csökkenéséhez vezetett (SKOLE & TUCKER 1993; FAHRIG 2003). A természetes élőhelyek világszerte tapasztalható degradálódásával és felaprózódásával párhuzamosan a kis kiterjedésű természetközeli állapotú élőhelyfoltok – mint az eredeti élővilág menedékhelyei – felértékelődtek (SAUNDERS *et al.* 1991). Az antropogén élőhelyek napjainkra a Föld biomjainak jelentős részét foglalják el, és kiterjedésük gyorsan növekszik (ELLIS 2013). A megmaradt biológiai sokféleség megőrzése érdekében rendkívül fontos a magas természetvédelmi értéket képviselő fennmaradt élőhelyfoltok azonosítása és védelme, a fenntartható táj- és élőhelyhasználati gyakorlat fejlesztése, valamint a jövőbeli fejlesztések természetvédelmi prioritások figyelembevételével történő tervezése.

Az emberi tevékenység sokrétűen befolyásolta a természetes élőhelyeket, ám nem feltétlenül mindig negatív irányú az előjel: számos esetben az emberi tevékenység következtében stabil, fajgazdag életközösségek alakultak ki, melyek emellett számos ökoszisztéma szolgáltatással is rendelkeznek (PLIENINGER *et al.* 2006). Napjainkra a szakemberek továbbá felismerték az emberi tevékenység által létrehozott bizonyos élőhelyek, mint például felhagyott bányák, és ipari területek

(RATCLIFFE 1974; GREENWOOD & GEMMELL 1978; KELCEY 1984; DAVIS 1979; BOX 1999; JURKIEWICZ *et al.* 2001 GRANT & KOCH 2003; ESFELD *et al.* 2008; SHEFFERSON *et al.* 2008; LUNDHOLM & RICHARDSON 2010; WOCH *et al.* 2013), útszegélyek és mezsgyék (WAY 1977; HARRINGTON 1994; COUSINS 2006; FEKETE *et al.* 2017), kávéültetvények (SOLIS-MONTERO *et al.* 2005), gátoldalak (BÁTORI *et al.* 2016.) vagy kurgánok (DEÁK *et al.* 2016a,b) jelentős szerepét a biodiverzitás megőrzésében.

Bár a temetkezési helyek a legtöbb tartósan emberek által lakott vidéken (ezáltal szinte minden klímazónában és biogeográfiai régióban) régóta, jelentős számban és nagy összesített kiterjedésben léteznek, valamint régészeti és kulturális szempontból régóta kutatják őket, ökológiai és természetvédelmi jelentőségüket elég későn ismerték fel (LASKE 1994), és élővilágukról a mai napig kevés átfogó ismerettel rendelkezünk (BARRETT & BARRETT 2001).

A temetők természetvédelmi jelentőségét használatuk története magyarázza: a temetkezési helyekre általában évszázadok óta alacsony mértékű emberi zavarás jellemző. A rendszerint körbekerített temetők (2. ábra A) általában mentesülnek az állatok legeltetésének és taposásának kedvezőtlen hatásai alól. A temetőkben (lásd 2. ábra B–E) rendszerint nem folyik növénytermesztés, fakitermelés, vagy ipari termelés. A temetők emiatt – az ún. szent ligetekhez („*sacred groves*”, vö.: GADGIL & VARTAK 1976; BHAGWAT & RUTTE 2006; GAO *et al.* 2013) és templomerdőkhöz („*chuch forests*”, vö.: AERTS *et al.* 2016) hasonlóan – a gyökeresen átalakított tájban – mára különleges élőhelyszigeteket képviselnek.

Világszerte növekvő számban ismertek példák a természetes flóra és vegetáció elemeinek temetőkben történő fennmaradására. Észak-Amerikában a prérinövényzet maradványait őrzik (COULD 1941; RUCH *et*

al. 2014), Ausztráliában egy igen veszélyeztetett vegetációtípusnak („*grassy white box woodlands*”) nyújtanak menedéket (PROBER 1996). Európában az elmúlt években kezdték el vizsgálni a temetők élővilágát például Lengyelországban (TRZASKOWSKA & KARZMARZ 2013), vagy Németországban (KOWARIK *et al.* 2016); a szerzők egyetlen berlini temetőben összesen 604 faj (denevérek, madarak, zuzmók, mohák, futóbogarak, edényes növények és pókok) előfordulását regisztrálták.

Amint arra GILBERT (1991) rámutat, a városi élőhelyek képesek a természeti elemek befogadására és megőrzésére, de a különböző rendszertani csoportok nem egyformán képesek alkalmazkodni ezekhez az élőhelyekhez (HODGSON 1986); BARRETT & BARRETT (2001) szerint a temetők olyan modellrendszerek, amelyekben tanulmányozni lehet a biotikus és a kulturális sokféleség kapcsolatát, emellett napjainkban a temetők kulturális jelentősége is jól ismert világszerte (LASKE, 1994; DAFNI *et al.* 2006; RAHMAN *et al.* 2008; JORDAN 2010; HADI *et al.* 2014). Mivel a muszlim vallás egy ökológiai szempontból érzékeny, és tudatos vallásként van világszerte elkönyvelve (FOLTZ 2006), nem meglepő, hogy a muszlim temetőket is általánosságban érintetlenné tartják a szakemberek (CHAMPION *et al.* 1965). Ennek ellenére a muszlim temetők szerepe a növényi biodiverzitás megőrzésben csak néhány tanulmány alapján ismert, így például Pakisztánból (RAHMAN *et al.* 2008; HADI *et al.* 2014; CHAGHTAI *et al.* 1978, 1983; AHMAD *et al.* 2010), ahol ritka aromás és gyógynövények rendszeresen felbukkannak muszlim temetőkben is úgy, mint az *Olea ferruginea*, mely egy emberi tevékenység által fenyegetett faj, ami stabil populációkat alkot Pakisztán muszlim temetőiben (AHMED *et al.* 2009).

A temetők élővilágának gazdagsága, természetessége és természetvédelmi értéke jelentősen eltérő, amelyet erősen befolyásolhat

az emberi tevékenység. Egyfelől az élőhelyek diverzitásának növelésével valamint a fajok élőhelyfoltok közötti terjesztésével elősegítheti az élőhelyenkénti össz fajszám növekedését (ČEPLOVÁ *et al.* 2017). Másrészt a modern kezelési-fenntartási gyakorlat egyes elemei (például herbicidek alkalmazása, beépítés) katasztrofális következményekkel járhatnak az ilyen területeken jelen lévő élőlényekre. Az antropogén élőhelyek magas természetvédelmi értékét dokumentáló példák növekvő száma (lásd fent) ellenére e tényezők hatásairól mindeddig keveset tudunk, mint ahogy a temetők természetvédelmi értékének változatosságát befolyásoló tényezők is viszonylag kevés figyelmet kaptak eddig. A biológiai sokféleség antropogén élőhelyeken történő megőrzéséhez azonosítani kell azokat a kezelési-fenntartási gyakorlatokat is, amelyek hozzájárulnak a fenntartható fejlődés kialakításához, az ökoszisztéma-szolgáltatások maximalizálásához, valamint az emberi tevékenységek és a biodiverzitás megőrzés közötti konfliktusok csökkentéséhez (YOUNG *et al.* 2005) is.

Jelen értekezésben európai és kis-ázsiai temetőkben folytatott terepi kutatásaink, valamint a temetők és templomkertek biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepéről szóló szakirodalmi áttekintő („*review*”) tanulmányunk eredményeit foglaltam össze.

Az értekezés 3.1 fejezetében (34–59. oldal) a szakirodalomban hozzáférhető, temetők és templomkertek élővilágáról szóló tanulmányainak áttekintését tűztem ki célul. Habár a tanulmányok száma a témában az elmúlt évtizedben öröndetes gyarapodásnak indult, a temetők és templomkertek élővilágával foglalkozó kutatások száma még manapság is erősen limitált, ezen kívül túlnyomó többségében deskriptív jellegű. A fejezet (i) áttekinti a témában megjelent legfontosabb publikációkat; (ii) meghatározza azokat a régiókat a Földön, melyekben a temetők és templomkertek biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepe

a legfontosabb; (iii) kijelöli a továbbiakban feltétlen vizsgálandó területeket és élőlénycsoportokat; (iv) megállapítja a temetők és templomkertek élővilágának legfőbb veszélyeztető tényezőit, és (v) a legmegfelelőbb temetkezési helyeken történő élőhelykezelési módokra ad javaslatokat.

A disszertációban bemutatott terepi vizsgálatainkat 4 ország területén folytattuk. Törökországban és Albániában egy növénycsalád fajait vizsgáltuk. A kosborfélék vagy orchideák (*Orchidaceae*) gyakran állnak a tudományos érdeklődés középpontjában, mivel számos értékes, ritka és élőhely-specialista faj található közöttük. Fajaik többsége komoly természetvédelmi jelentőséggel rendelkezik (JACQUEMYN *et al.* 2005; KULL & HUTCHINGS 2006), a talajlakó orchideák különösen veszélyeztetettek (SWARTS & DIXON 2009). Jelentőségüket növeli, hogy előfordulásuk más élőlénycsoportok életképes populációinak jelenlétét is feltételezi. Egyfelől a különböző orchideáknak diverz pollinátoraik [hártyásszárnyúak (*Hymenoptera*), lepkék (*Lepidoptera*) vagy bogarak (*Coleoptera*) vö.: DAFNI 1984; JERSÁKOVÁ *et al.* 2006; CLAESSENS & KLEYNEN 2011] vannak. Másrészt az orchidea mikorrhiza-partnereinek életképes populációi szükségesek a mag csírázásához, és a legtöbb kosborféle esetében a teljes életciklushoz is (WATERMAN & BIDARTONDO 2008). Ezek alapján az orchideák a biológiai sokféleség indikátorainak tekinthetők.

A disszertációban a hazánknak is otthont adó Pannon Ökorégió mellett két országban (Törökországban és Albániában) folytatott kutatásaink eredményei is helyet kaptak. A 3.2, 3.3 és 3.4. fejezetek (60–93. oldal) a török temetők orchideaflóráját meghatározó környezeti és társadalmi tényezőkkel foglalkoznak. Törökország flórája az egyik leggazdagabb a Mediterrán térségben. Földrajzi elhelyezkedésének, valamint különböző klimatológiai, geológiai és geomorfológiai

körülményeknek köszönhetően az országban megtalálható kb. 9000 edényes növényfaj mintegy harmada endemikus (ÇOLAK 2001). Sajnos ez a globális léptékben is fontos biodiverzitási forrópont mára válságban van (ŞEKERCIOĞLU *et al.* 2011), főleg a természetes élőhelyeken fellépő emberi tevékenység okozta drámai változások miatt. A mezőgazdasági intenzifikáció következtében jelentősen lecsökkent a természetes élőhelyek kiterjedése Törökországban, így például a teljes erdőborítás 44%-kal csökkent a 20. század végéig (MAYER & AKSOY 1986).

A Mediterrán térségen belül valószínűleg Törökországban található a leggazdagabb orchideaflóra. Az orchideák fajgazdagságát jól dokumentálja KREUTZ & ÇOLAK (2009) műve, mely 170 orchideataxont (fajokat, és alfajokat) tárgyal. A török orchideaflóra értékét tovább növeli, hogy összesen 40 taxon (23,5%) endemikus az országra. A törökországi orchideákat fenyegető legfontosabb tényezők a mezőgazdasági intenzifikáció, a túllegeltetés, a szálepgyűjtés, és a gyors urbanizáció (ÖZHATAY *et al.* 1997; KASPAREK & GRIMM 1999; SEZİK 2002; KREUTZ 2004). Bár az ország erdőborítása 5,9%-kal nőtt 1973 és 2009 között (GROSS 2012), ez főképp túlevelű monokultúrák létesítésének következménye. Az intenzív gazdálkodás növekedése miatt országban fellelhető teljes gyepterület és a rendkívül diverz élővilágnak otthont adó mediterrán cserjések kiterjedése az elmúlt évtizedekben drasztikusan csökkent (CAMCI ÇETİN *et al.* 2007).

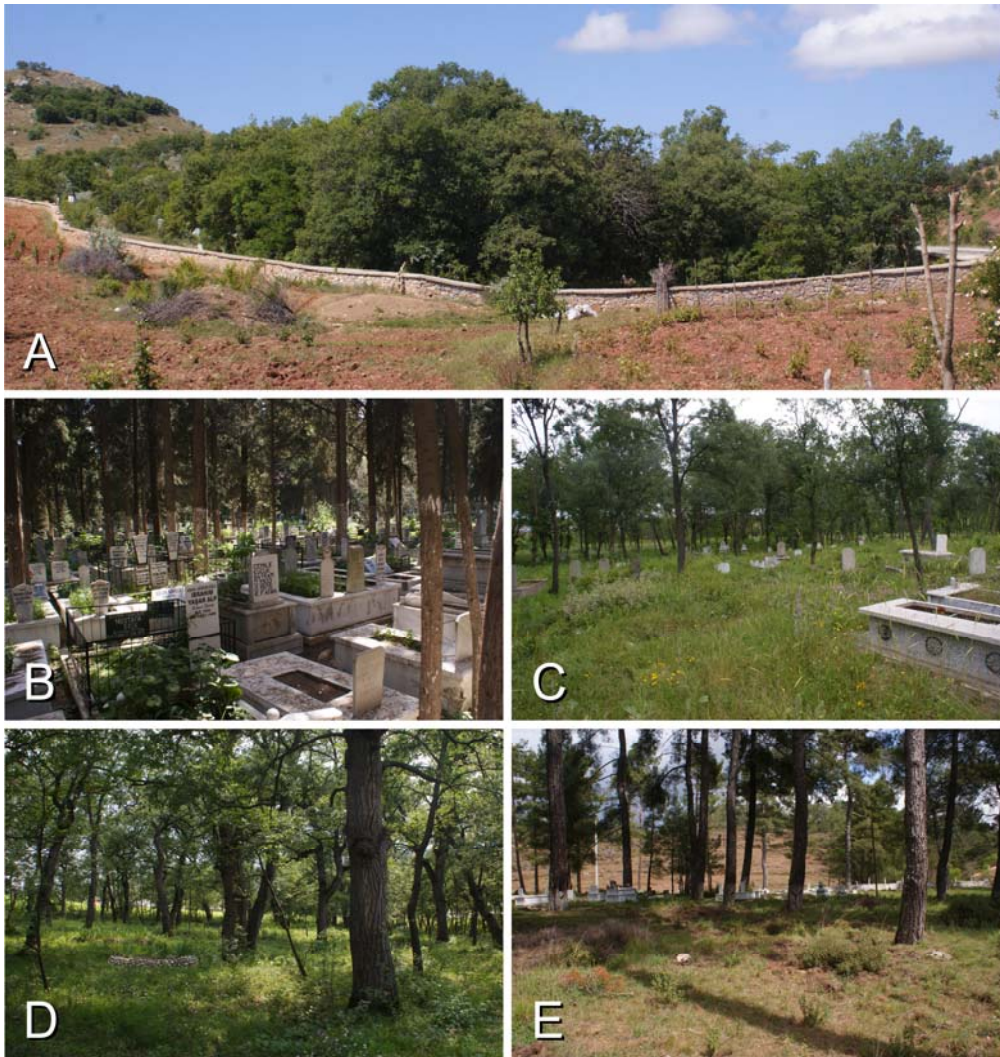
A törökországi temetők (1. ábra) természetvédelmi jelentőségét jelzi az a tény, hogy akár a tudomány által leíratlan fajoknak is menedéket nyújthatnak, így például az *Iris masia* subsp. *dumaniana* Güner nevű taxont a közelmúltban fedezték fel az Antalya megyében található Kasabasi település temetőjében (ÖZHATAY *et al.* 2013b). Ezen kívül több orchidea taxont is leírtak török temetőkből, így az *Ophrys konyana*

(KREUTZ & PETER 2007), az *Ophrys mammosa* subsp. *ciliciana* Kreutz (KREUTZ 2013) és az *Epipactis helleborine* subsp. *levantina* Kreutz, Óvári és A. Shifman (KREUTZ 2010) is temetői első előfordulások kapcsán vált ismertté.

KREUTZ (1998) és KREUTZ & ÇOLAK (2009) összesen 73 orchidea taxon előfordulását jelzik 54 különböző török temetőből. Ezek egy részét rendszeresen látogatják az orchideák iránt rajongó műkedvelő és hivatásos botanikusok, különösen azokat a temetőket, melyekben nagyon ritka vagy különösen látványos orchideák fordulnak elő (SUNDERMANN & TAUBENHEIM 1978; KREUTZ 1998; KREUTZ & ÇOLAK 2009). Mindazonáltal Törökországban korábban eddig nem végezték el a temetők, mint orchidea élőhelyek átfogó vizsgálatát: ezért célul tűztük ki, hogy felmérjük a törökországi temetők orchideáit, annak érdekében, hogy ez által dokumentáljuk és értékeljük a temetők, mint ritka mediterrán növényeknek otthont adó élőhelyek jelentőségét.



1. ábra. Törökországi temetőrészlet, Yeniköy (Edirne). A szerző felvétele



2. ábra. Törökországi temetők, mint jellegzetes élőhelyek. A – Tölgyek által uralt növényzetű, kőfallyal körülvett temető intenzíven művelt tájban Yeniköy (Konya) közelében; B – Városi temető (Kuşadası, Aydın), sűrűn létesített sírokkal és telepített ciprusokkal – orchideák nélkül. C – Vidéki temető Ulupınar község (Konya) közelében, ritkásan álló sírokkal, őshonos tölgyekkel és 4 orchideafaj jelentős állományával. D – Kızılcaören (Samsun) település őshonos tölgyerdőben létesített falusi temetője; 7 orchideafaj élőhelye. E – Kozağaç (Muğla) település fenyvesben létesített falusi temetője; 12 orchideafaj élőhelye. Fényképek: Molnár V. A.

Külön hangsúlyt helyeztünk a törökországi orchideaflórát nagymértékben fenyegető (KREUTZ 1998; SEZIK 2002b; KASPAREK & GRIMM 1999; SEZIK 2006; TECIMEN *et al.* 2010) egyik jelenség dokumentálására, az orchideák gumóinak gyűjtésére. A talajlakó orchideák gumóiból származó, forró téli ital („salep”) és különleges jégkrém („salepi dondurma”) előállítása több évszázados, széles körben elterjedt gyakorlat Törökországban (SEZIK 2002a,b; TAMER *et al.* 2006) és a Balkánon (KREZIOU *et al.* 2015; MATOVIĆ *et al.* 2010). A szálepgyűjtés során az orchideák újonnan fejlesztett (leány) gumóit távolítják el (TAMER *et al.* 2006), ezáltal elpusztítva az érintett egyedeket. SEZIK (2002a) úgy véli, hogy a törökországi orchideafajok 85%-át érinti a szálepgyűjtés, míg TAMER *et al.* (2006) szerint legalább 24 nemzetség 90 orchideafaját gyűjtik. A kosborfélék gumóit máshol is gyűjtik: a jelenség Iránban nemrégiben jelent meg, fő hajtóereje a Törökországba irányuló export (GHORBANI *et al.* 2014, 2017).

A forgalomba hozott mennyiség pontos becslése szinte lehetetlen, de a Törökországból exportált mennyiség az 1990-es évektől kezdve folyamatosan nőtt, 1993-ban pedig elérte az évi 75.100 kg-ot. A hivatalos török statisztikák szerint 1994 és 1999 között évente legalább 28.200 kg szálepet exportáltak (KASPAREK & GRIMM 1999). 1 kilogramm szárított szálep előállításához a becslések szerint kb. 625–4762 orchidea példányt (átlag \pm SD = 2599 \pm 1710) semmisítenek meg a gyűjtők (SEZIK 2002b). A Törökországban évente gyűjtött orchideaegyedek számát KASPAREK & GRIMM (1999) 10–20 millióra, ÖZHATAY (2002) 30 millióra, SEZIK (2002a, 2002b) pedig 40 millióra becsüli.

A középosztály növekvő gazdagsága és a fejlődő nyugati export növelte a szálep iránti keresletet, így az ára is jelentősen emelkedett (GHORBANI *et al.* 2014, 2017). Ennek következtében a szálepgyűjtés

gyakorlata jelenleg fenntarthatatlannak tűnik, és veszélyezteti a vadon élő orchideák populációit. Annak érdekében, hogy a mai viszonyok között működőképes fenntartható módszert dolgozzunk ki a szálep előállítására, elengedhetetlen, hogy többet megtudjunk a gyűjtési preferenciákról (ERZURUMLU & DORAN 2011), a leginkább érintett fajokról, és a fenntartható betakarításról (SANDAL & SÖĞÜT 2010), valamint egyaránt szükséges az is, hogy a döntéshozók hatékonyan irányítsák a kereskedelmet (ENTWISTLE *et al.* 2002). Fontos ezen túl, hogy a fennmaradt orchidea-populációk megőrzését elősegítsük mindaddig, amíg a helyi lakosok környezeti nevelése (LIGHT *et al.* 2003), a hatékony jogalkotás (KASPAREK & GRIMM 1999), a védett területek kijelölése (GHORBANI *et al.* 2014) vagy a hagyományosan szálep előállításához használt orchideafajok termesztése révén kiválthassuk a természetben folytatott gumógyűjtést (TEKINŞEN & GÜNER 2010).

A 3.3. fejezet (72–82. oldal) során célunk volt, hogy (1) átfogóan dokumentáljuk a török temetőekben jelen lévő szálepgyűjtési aktivitást és (2) azonosítsuk azokat a tényezőket, amelyek befolyásolhatják az orchidea taxonok gyűjtési kockázatát. Feltételeztük, hogy a gumós orchideák sajátos jellemzői, mint például a relatív feltűnőség, a gumóméret, vagy a fenológia esetlegesen megjósolhatják a gyűjtést. A különböző orchideák láthatósága nagyon eltérő lehet a virágzó hajtás változatosságának következtében, illetve a gumók mérete a fajok között is szintén nagyon változatos. A gumó méretének fajlagos változékonysága a törökországi különböző régiókban (SEZİK 2002b) származó, a különböző orchidea-fajok összetételével jellemezhető értékesítésből származó aszalt gumók átlagos súlyának lényeges különbségeit okozza. Mivel a gumók mérete potenciálisan fontos lehet a gyűjtők számára, ez vélhetően befolyásolhatja a betakarítási preferenciákat. A szálep betakarítása

viszonylag rövid (mintegy 1 hónapos) időszakra korlátozódik (SEZIK 2002a); ezért azt feltételeztük, hogy a virágzó hajtás specifikus fenológiai jellemzői fontosak a szálep betakarítási preferencia kialakításában.

Az értekezés 3.4. fejezete (83–93. oldal) az urbanizáció és a modern kezelés hatásait vizsgálja a törökországi temetők orchideáira.

Ebben az esettanulmányban célul tűztük ki az urbanizáció és az ehhez társuló antropogén tényezők szerepének vizsgálatát a növényi biodiverzitás meghatározásában török temetőekben, talajlakó orchideafajok, mint az ökoszisztéma egészségét indikáló növények felhasználásával. Ahhoz, hogy megértsük a városiasodás szerepét a természeti értékek megőrzésében, a városi–vidéki gradiens mentén elhelyezkedő települések temetőiből gyűjtöttünk adatokat orchideák előfordulásáról. Az egyes temetők természetvédelmi értékét három tényező segítségével számszerűsítettük: (1) az előforduló orchidea taxonok száma, (2) az orchideák egyedszáma és (3) a fenyegetett orchidea taxonok jelenléte (az IUCN veszélyeztetettségi státus besorolása magasabb, mint a „*least concern*” kategória). Arra számítottunk, hogy ha az urbanizáció negatív hatást gyakorol a temetők természetvédelmi értékére, akkor a városi településekhez tartozó temetőekben a fajok gazdagsága, egyedszáma és a fenyegetett taxonok előfordulásának valószínűsége alacsonyabb lesz. Az urbanizációs tényezők vizsgálatát követően 288 temető részletesebb jellemzését végeztük el az erdő növényzet (erdőborítás, az őshonos fák aránya) és a szerkezet (sírok kora, sűrűsége és jellege) tekintetében. Arra számítottunk, hogy a városi élőhelyeket jobban érintik a modern gazdálkodási gyakorlatok, amelyek az alacsonyabb erdőtakarást, a nem őshonos (dísznövényként ültetett) fák, és a modern (beton, márvány) sírok nagyobb arányát eredményezik, valamint viszonylag friss eredetű, sűrűbben elhelyezkedő, és fiatalabb

sírokat. Az is hipotézisünk volt továbbá, hogy a modern kezelés e jelei szükségszerűen alacsonyabb természetvédelmi értékkel járnak. E változók hatását a temetők természetvédelmi értékére vizsgálva számos tényezőre kontrolláltunk: (1) a tengerszint magasságra és a földrajzi elhelyezkedésre, amelyekről korábban kimutattuk, hogy befolyásolják az orchideák diverzitását és a temetőkben található egyedszámát (Löki *et al.* 2015), illetve (2) a temető területének nagyságára.

Az értekezés 3.5. fejezete (94–102. oldal) az albán temetők orchideáival foglalkozik. A Balkán-félsziget nyugati peremén található Albánia szintén figyelemre méltóan diverz flórának ad otthont, ahol rendkívül magas az endemikus taxonok aránya. A négy kötetet számláló albán flóramű (PAPARISTO *et al.* 1988) összesen 3250 edényes (beleértve 175 kultivált) növényfajt tart számon az országban; ezek közül 450 (13,9%) taxon a Balkánra endemikus, 46 (1,4%) Albániára endemikus, emellett 190 faj (5,8%) Albániára szubendemikus taxon. VANGJELI *et al.* (2000) műve alapján 83 orchideataxon (68 faj és 15 alfaj) található meg Albániában. Az albán flóra egyike a legkevésbé kutatottaknak Európában, bár jelenleg a florisztikai kutatások egyik középpontjában áll (vö. BARINA & PIFKÓ 2008*a,b*, 2011; BARINA *et al.* 2009, 2010, 2011, 2013; MULLAJ *et al.* 2010) a recens kutatások pedig számos értékes felfedezéshez vezettek. Az intenzív erdészeti és a mezőgazdasági technikák, illetve az állattartási gyakorlat azonban manapság Albániában is gyorsan fejlődik, ez pedig jól megfigyelhetően a táj degradációjához, illetve a természeti erőforrások kimerüléséhez vezet az ország számos régiójában (JANSEN *et al.* 2006; PAPANASTASIS 2003).

A túllegeltetés általános természetvédelmi problémának minősül világszerte (HOMEWOOD & RODGERS 1987; PODWOJEWSKI *et al.* 2002) és Európában (MYSTERUD 2006; PETIT & ELBERSEN, 2006) egyaránt: a

mediterrán ökoszisztémákat tekintve ez minősül az egyik legnagyobb biodiverzitást fenyegető tényezőnek (PATON *et al.* 1997; PAPANASTASIS *et al.* 2002). A legelészkizárás, és azok a természetes menedékhelyek, melyek megközelíthetetlenek a legelő állatok számára (például kőzetkibúvások, sziklaszirtek, területek melyek tüskés-bozótos, vagy mérgező növényekkel telített vegetációval vannak körülvéve) az intenzíven legeltetett tájban nagy jelentőséggel bírnak a biológiai sokféleség fenntartásában, főleg a legeltetésre érzékeny organizmusok számára (CALLAWAY *et al.* 2000; MILCHUNAS & NOY-MEIR 2002). Feltételezéseink szerint a körbekerített temetők (3. ábra) növényzete mentesülhet a túllegeltetés hatásaitól is.



Korábbi, Törökországban szerzett tapasztalatok alapján (LÖKI *et al.* 2015) feltételeztük, hogy a temetők fontos orchidea élőhelyek lehetnek Albániában is.

Habár a temetők fontossága számos szempontból jól ismert, a temetők vallási hovatartozásának a szerepe legjobb tudomásunk szerint még nem volt vizsgálva. A balkán államok lakossága vallási szempontból igen heterogén; a 2011-es hivatalos albán népszámlálás alapján a muszlim lakosság volt többségben (58,79%), de a kereszténység aránya (római

3. ábra. Legelészkizárás hatása a temető növényzetére. A temetőben (a jobb oldalon) jóval jelentősebb a növényzet borítása, mint a temetőn kívül (a bal oldalon) [Albánia (Vlorë megye), Drashovicë]. Takács Attila felvétele

katolikus – 10,03% és ortodox – 6,75%) is jelentős; míg egyéb vallásokba a népesség 10,37%-a tartozik. A vallási hovatartozás különböző temetkezési hagyományokat, ezáltal nagyon eltérő használatot jelenthetnek az adott temetőkből (például a kaszálás, modern típusú síremlékek állítása, herbicid használat, beépítés szempontjából). A muszlim és a keresztény vallás például markánsan eltér már a temető létesítésének helyét tekintve is egymástól: míg hagyományosan a keresztény temetők esetében a temetőkert részét képezte a temető (RUGG 2000), addig a muszlim hagyományok általában a települések peremén helyezték a temetőket, mely alól Albánia sem volt kivétel. Egyes tanulmányok szerint az urbán területek népességének növekedésével már az 1920-as években megtörtént a városi temetők mecsetek mellől való külterületekre való kihelyezése, melyek helyén különböző zöldterületeket létesítettek (ALIAJ 2003).

Az ország vallásos sokfélesége különösen alkalmassá teszi Albániát arra, hogy a különböző felekezeti temetők konzervációs jelentőségét vizsgáljuk az orchideák példáján keresztül. Tanulmányunkban célul tűztük ki, hogy egy átfogó vizsgálat keretein belül (i) értékeljük növényi biológiai sokféleséget az albán temetőkből és (ii) összehasonlítsuk a különböző vallási hovatartozású temetőket, mint orchidea élőhelyeket.

A magyar falvak temetőinek hagyományai, kulturális értékei, története jól dokumentált (vö.: KUNT 1978; POCSAI & TÓTH 1990; SELÉNDY 1972). A szerzők a temetők természeti értékeivel és kezelésével kapcsolatos feljegyzéseket is publikáltak munkáikban: BALASSA (1989) munkájában citált történelmi megfigyelések szerint például *„Elvadult boldogaszszony-laput és kék nőszirmot főleg a körösfői és a bikali temetőben lehet felfedezni, ahol majoránna és rozmaring is előfordul.”* A szerző vallás temetők kezelésében történő különbségeiről is ír, miszerint

„A katolikus temetők gondozottabbak, melynek okát a kutatók részben abban látják, hogy e vallás a temetőt felszenteli és annak karbantartását ez a tény nagymértékben elősegíti. A protestáns vallások követőit ilyen egyházi tanítások nem ösztönzik a temető gondozására. LUTHER Márton már 1527-ben arról panaszkodott, hogy a temetőn emberek és állatok egyaránt átszaladgálnak, oda utcák torkollanak, házak ajtai ide nyílnak és ennek következtében az áhítat és a tisztesség megszűnik.”

A Magyar Alföld az eurázsiai sztyeppzóna legnyugatibb része (BOHN *et al.* 2003). Bár ma már mezőgazdasági területek jellemzik a terület legnagyobb részét, több paleontológiai bizonyíték is ismert arról, hogy a területen sztyeppi bióta élt a holocén alatt (MAGYARI *et al.* 2010; NÉMETH *et al.* 2016); ezen kívül egy a sztyepei állatok és növények filogeográfiai mintázatainak végzett meta-analízis bizonyította, hogy a sztyeppi élőlények a térségben lokális leszármazási vonalakkal rendelkeznek (KAJTOCH *et al.* 2016). Ezért, mivel a fennmaradt sztyeppi bióta magában foglalja ezeket az egyedülálló leszármazási vonalakat, annak ellenére, hogy a sztyeppi flóra és fauna gyökeresen átalakult az Alföldön (MOLNÁR *et al.* 2012), nyilvánvalóan kiemelt figyelmet, természetvédelmi törekvéseket, valamint további botanikai kutatásokat érdemel.

A disszertáció 3.6. fejezete (103–114. oldal) a Pannon Ökorégió egy ritka cserjefaja és más sztyeppnövények temetőkben történő előfordulásait vizsgálja. A csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata* L.) egy közepes (0,5–1 méter magasságú) termetű lombhullató cserje. A faj főként a nyugati és középső Eurázsiai sztyepp zónában elterjedt, ezen túl őshonos Délkelet-Európától a Kaukázuson át az Altáj-hegységig (KURTTO *et al.* 2004). A *S. crenata* elterjedési területe diszjunkt, a legnyugatibb előfordulása Spanyolországban van, ahol egy endemikus alfaja [subsp. *parvifolia* (Pau) Romo] él (GAMARRA & GONZÁLEZ 1997). A törzsalak

legnyugatibb előfordulásai Magyarországon voltak ismertek (KURTTO *et al.* 2004). Délkelet és Közép-Európából a faj csak Romániából (SÁRBU *et al.* 2013), Szlovákiából (HOLUB 1999), Ukrajnából (DOBROCHAEVA 1954), Bulgáriából (VLADIMIROV 2014), Koszovóból (JOSIFOVIĆ 1972) és Magyarországról (BARTHA *et al.* 2004) ismert. A növény ezen túl az áréájának délkeleti részén Iránból (SCHÖNBECK-TEMESY 1969) és Törökországból (DAVIS *et al.* 1965) került még elő. A fajt Bulgáriában a 2010-es évek elejéig kihaltnak tekintették (PEEV & VLADIMIROV 2011), ám 2012-ben újra megtalálták (VLADIMIROV *et al.* 2014). A faj jogszabályi védelemben részesül Magyarországon (KIRÁLY 2007) és Szlovákiában (ELIÁŠ *et al.* 2015).

A *Spiraea crenata*-t Magyarországon az ezredfordulóig kipusztultnak tekintették (NÉMETH 1989, BARTHA 1989, 1996, 1999; BARTHA & NAGY 2004, EURO+MED 2006). Korábbi adatok alapján (KITAIBEL in: GOMBOCZ 1945; JANKA 1866; VRABÉLYI 1868; KERNER 1869) a *S. crenata* biztosan őshonos volt a Pannon Ökorégióban, de manapság Magyarországon a természetes sztyeppnövényzet fennmaradt foltjaiban nem volt ismert előfordulása. 2000-ben UDVARDY (2004) megtalálta a faj egy példányát Pusztamonostor temetőjében. Három évvel később két további sarjtelep került elő ugyanabból a temetőből (BARTHA *et al.* 2004), több ritka és értékes sztyeppfajjal együtt (például *Amygdalus nana* L., *Vinca herbacea* Waldst. & Kit. és *Allium rotundum* L.).

2015-ben Tiszaszentimre-Újszentgyörgy temetőjében előkerült a *Spiraea crenata* egy példánya. Mivel ez volt a faj második ismert lelőhelye magyar temetőben, célul tűztük ki a faj szisztematikus keresését. Két tesztelendő hipotézist fogalmaztunk meg: (1) Az évszázadokkal ezelőtt létrehozott ősi temetők élőhelyül szolgálhatnak a faj számára, és (2) A *S.*

crenata-t tartalmazó temetők több értékes, védett növényfaj otthonául szolgálhatnak, mint a *S. crenata* nélküli temetkezési helyek.

Az értekezés 3.7. fejezete (115–119. oldal) egy száraz gyepekre jellemző, ritka előfordulású geofiton faj, az apró vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*) előfordulásait dokumentálja és szaporodási sikerét vizsgálja a Pannon Ökorégió temetőiben.

A *Sternbergia colchiciflora* a levelek megjelenése előtt virágzó ('hysteranthous', DAFNI *et al.* 1981) geofiton, amelynek magjait hangyák terjesztik (PÉNZES 1934). Elterjedési területe Észak-Afrikától Dél-Európán és Kis-Ázsián keresztül a Kaukázusig és a Krím-félszigetig húzódik (PASCHE & KERNDORFF 2002). A fajt az elterjedési területén belül számos országban igen ritka, vagy szórványos, például Örményországban: (RED DATA BOOK OF ARMENIA); Horvátországban: PAVLETIĆ (1964) ill. FLORA CROATICA DATABASE; Franciaországban: DEBUSSCHE *et al.* (2006); Grúziában: LACHASHVILI *et al.* (2015); Magyarországon: KIRÁLY (2007), BARTHA (2015); Olaszországban: FRIGNANI *et al.* (2010), PERRINO *et al.* (2013); Irakban: YOUSSEF *et al.* (2017); Romániában: DIHORU & NEGREAN (2009); Szlovákiában: MÁJOVSKÝ & MURÍN (1977), ČEŘOVSKÝ *et al.* (1999); Spanyolországban: MOLERO & MONTSERRAT (1983), ALONSO (1985), LAGARDE (1990), MORALES & CASTILLO (2004), LÓPEZ & RUIZ (2010), GIL *et al.* (2015); Törökországban: KOÇYIĞIT & TONUNA (2016); és Ukrajnában: DIDUKH (2009). A faj szerepel a Washington Egyezmény II. Függelékében (CITES). A faj ritkaságához hozzájárulhat nehezen észlelhetősége is. Megfigyelését nehezíti az a tény, hogy *S. colchiciflora* gyakran önmegporzó földalatti virágokat hoz (PRISZTER in: SOÓ 1973: 102.). PERUZZI *et al.* (2006) szerint a kleisztogám virágok aránya meghaladhatja a 70%-ot. Ősszel csak a felszínen virágzó (nem-kleisztogám) egyedek mutathatók ki. A kicsiny, sárga virágok a mintegy 3 hónapos potenciális virágzási időszak alatt

(Magyarországon: augusztustól októberig) csak kb. egy hétig virítanak (FRIGNANI *et al.* 2010).

A *Sternbergia colchiciflora* egyike azon kevés veszélyeztetett fajoknak, amelynek jelenléte a Pannon-medence temetőiben, több mint egy évszázada ismert. Temetőben először a római katolikus pap KOVÁCS Ferenc (1915) észlelte. A leírása alapján két óbecsei (jelenleg: Bečej, Szerbia) temetőben jelentős állományai fordultak elő. A faj a hazai temetők tematikus vizsgálata során egymástól függetlenül több ízben előkerült (CSATHÓ & BALOGH 2016; MOLNÁR V. *et al.* 2017a és BAUER nem publikált adatai), ezért célul tűztük ki a faj állományainak felmérését a Pannon Ökorégió temetőiben. A megtalált populációk egy része a temetők gyakran és intenzíven fűnyírózott (ritkábban kaszált) gyepfoltjaiban található. Emiatt fontosnak tartottuk a különbözőképpen kezelt populációk szaporodási sikerének értékelését, mivel a populációk hosszú távú túlélése függhet a faj fűnyírás iránti toleranciájától.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A temetkezési helyek szerepe a biodiverzitás megőrzésében

2.1.1 Irodalmi adatgyűjtés

A munka során a temetők és templomkertek biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepét vizsgáló publikált tanulmányokat kerestünk. A fejezetben kizárólag a temetőkkel és templomkertekkel foglalkozó tanulmányokat kívántam feldolgozni, így nem szerepelnek benne egyéb (pl. „szent ligetek”, vagy „templomerdők”) szent temetkezési helyek. Munkánk során összesen három keresést végeztünk a Google Tudós felületén. Először a „*conservation*” ÉS „*cemetery*” VAGY „*graveyard*” kulcsszavakat alkalmaztuk, amely keresés 55.000 (2018 márciusa előtt publikált) találatot eredményezett. Mivel a Google Tudós kombinált algoritmusokat használ a keresési eredmények rangsorolására, mely során számos tényezőt (cikk szövege, szerző minősítése, tartalom minősítése, stb.), figyelembe vesz, a keresési eredmények nem mindig a kulcsszavaknak megfelelő, tartalom szempontjából legrelevánsabb találatokat tartalmazzák, ezért a legfontosabb tanulmányok megtalálása érdekében egy második és harmadik irodalmi keresést is lefuttattunk. Másodszer a „*cemetery*” ÉS „*conservation*” (15.200 találat), harmadjára pedig a „*graveyard*” ÉS „*conservation*” (6330 találat) kulcsszavakat alkalmaztuk. Mindhárom keresés alkalmával az első ezer (összesen 3000) találatot elemeztük cím, és absztrakt alapján. Összesen 97 publikációt találtunk cím alapján relevánsnak a kutatásainkhoz. Miután átnéztük a vonatkozó tanulmányok absztraktjait, 66 tanulmányt találtunk feldolgozásra alkalmasnak. A legfontosabb publikációk irodalomjegyzékének átvizsgálása után a feldolgozni kívánt tanulmányaink számát további 31-el növeltük, így az áttekintő cikkünkben összesen 97 tanulmány eredményeit szemléljük.

2.2. A terepi adatgyűjtés általános módszertana

2014 és 2017 között 4 ország (Albánia, Magyarország, Románia, Törökország) területén összesen 915 temetőt vizsgáltunk függetlenül azok területi kiterjedésétől, a településeken belüli helyzetétől, vagy vallási építmények jelenlététől. A vizsgált temetők tengerszint feletti magasságát és geokoordinátáit Garmin ETrex Legend műholdas helymeghatározókészülék segítségével, WGS84 vetületi rendszerben rögzítettük. A vizsgált temetők teljes területét, valamint azokon belül a sírokkal borított területek kiterjedését, a fásszárúakkal borított élőhelyek területét (beleértve az elhagyott részeken található erdőket), és a gyepterületek kiterjedését Google Earth Pro szoftver segítségével mértem meg.

Az értekezésben a törökországi orchideák esetében a KREUTZ & ÇOLAK (2009) által használt nevezéktant követjük, kivéve a *Himantoglossum* Spreng nemzetségét. s.l. (beleértve a *Barlia* Parl. és *Comperia* K. Koch), ahol SRAMKÓ *et al.* (2014) cikkét tekintettük irányadónak. Az albániai orchideák nevezéktana (3.5. fejezet) DELFORGE (2006) nómenklatúráját követi, kivéve a *Himantoglossum* nemzetség esetében. l. (beleértve a *Barlia* nemzetséget), ahol szintén SRAMKÓ *et al.* (2014) művét vettük alapul. A Pannon növényfajok (3.6. és 3.7. fejezet) nevezéktana KIRÁLY (2009) munkáját követi.

2.3 Törökországi temetők orchideái

2.3.1 Környezeti tényezők hatása a törökországi temetők

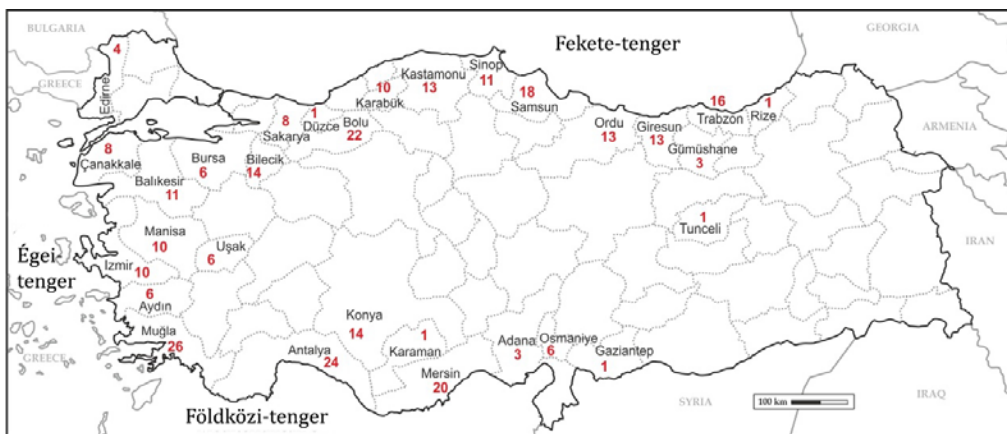
orchideaflórájára

2.3.1.1 Adatgyűjtés

2014. április 2. és 19. valamint június 6. és 23. között összesen 300 temetőt vizsgáltunk 30 megyében (4. ábra). A legtöbb (296) temetőt csak egyszer (áprilisban vagy júniusban) látogattuk meg, négy temetőt viszont

mindkét alkalommal felkerestünk, hogy azonosítsuk az első látogatás során vegetatív állapotban talált orchideákat.

Munkánk során összesen 1–26 (átlag±SD = 10,0±7,1) temetőt mértünk fel a vizsgált megyékben. A legtöbb temetőt azokban a megyékben látogattuk meg, amelyekben a legtöbb orchideataxon található (KREUTZ & ÇOLAK 2009), azaz a Márvány-tenger, Égei-tenger, Földközi-tenger vagy Fekete-tenger partjaihoz közel helyezkednek el. Nem vizsgáltuk az ország (orchideafajokban igen szegény) középső kontinentális régióit. A 300 temető közül 14 (4,7%) már ismert volt korábbról, mint orchidea élőhely.



4. ábra. A vizsgált temetők tartományonkénti száma Törökországban

Minden megtalált orchidea taxont, és egyedet megszámloltuk, vagy nagyobb példányszámok esetén megbecsültük minden temetőben. A taxonokat KREUTZ & ÇOLAK (2009) és DELFORGE (2006) munkái alapján azonosítottuk.

2.3.1.2 Adatelemzés

Annak érdekében, hogy megértsük a földrajzi tényezők szerepét az orchidea taxonok temetőbeli számának és egyedszámának alakulásában, statisztikai modelleket építettünk, ahol a fajszám és egyedszám függő változóként, míg a földrajzi szélesség és hosszúság, a kettő interakciója, valamint a tengerszint feletti magasság magyarázó változóként szerepeltek. A vizsgálatok során kontrolláltunk a temető kiterjedésére. Mind az egyedek száma, mind a taxonok száma Poisson-változók voltak „overdispersion”; ezért ezekben az esetekben generalizált lineáris modelleket (GLM) használtunk quasipoisson eloszlással R statisztikai környezetben (R Core Team 2017). Végül megvizsgáltuk, hogy a temetőkben talált orchideadiverzitás tükrözi-e a temetőkön kívül található orchideák földrajzi eloszlását úgy, hogy összehasonlítottuk a saját adatainkat KREUTZ & ÇOLAK (2009: 53.) irodalmi adataival. Utóbbi, 25 × 25 km-es UTM négyzetekben rögzített adatokat georeferáltuk, majd a fajszám és a korábban ismerttetett függő változók kapcsolatát ugyanazokkal a módszerekkel (GLMs, quasipoisson eloszlással az R statisztikai környezetben) hasonlítottuk össze. Minden elemzésnél paraméterbecslést adtunk meg a kapcsolat irányát (negatív vagy pozitív), a standard hibáik (SE), a statisztikai elemzés eredménye (t-értékek) és a szignifikancia szintek (p-értékek) tekintetében: nullhipotézisünk szerint a paraméterbecslés értéke zéró.

2.3.2 A temetők, mint a gumós orchideák menedékei

2.3.2.1 A vizsgált temetők

Két év alatt 455 temetőt vizsgáltunk: 300 temetőt 2014-ben (lásd: LÖKI *et al.* 2015, ill. jelen értekezés 3.2 fejezete), 174 temetőt pedig 2015-ben. Mindkét évben összesen 19 (Muğlában 13, Antalya-ban 5, Balıkesir-ben 1)

temetőt látogattunk meg. A vizsgált temetőkben szisztematikusan kerestük az orchideákat, beleértve a kiásott egyedeket (vö. 5. ábra) is.



5. ábra. Szálep céljára kiásott, természetes *Himantoglossum robertianum* tő Kemer község temetőjében (Muğla megye). A szerző felvétele

Mivel a szálepgyűjtők általában csak újonnan fejlődött leánygumókat gyűjtik, és a helyszínen hagyják a fennmaradó növényi részeket, az esetek többségében képesek voltunk az érintett egyedeket faji szinten azonosítani.

2.3.2.2 Az orchidea fajok jellemzőinek megállapítása

A leánygumó hosszát és szélességét, valamint a virágzó szár magasságát herbáriumi példányok alapján az ImageJ 1.4.3.67 szoftver segítségével számszerűsítettük. Összesen 51 faj, 17 természettudományi gyűjteményből (BAS (UK), BASBG (Svájc), BOD (UK), BP (HU), DE (HU), EGE (TR), GAZI (TR), HUB (TR), HUEF (TR), ISTE (TR), IZEF-NR (TR), MUH (Pakisztán), NGBB (TR), RBGE (UK), RENZ (CH), W (AU)) származó 864 digitalizált herbáriumi példányát mértük. A leánygumó hosszából és szélességéből ellipszoid térfogatot számítottunk. 7 *Ophrys*, 1–1 *Himantoglossum* és *Serapias* faj esetében nem találtunk elegendő számú mérhető herbáriumi példányt, ezért ezek esetében a nemzetség átlagértékeivel számoltunk.

Az orchideák átlagos virágzási idejét KREUTZ & ÇOLAK (2009) munkájában közzétett virágzási intervallumokból nyertük; ezeket az adatokat mintegy 10 napos pontossággal (a naptári hónap harmad értékei) adják meg. A virágzási idő számszerűsítése érdekében folytonosan növekvő számokat rendeltünk 1-től (január első harmada) 36-ig (december utolsó harmadára) ezen időszakokra. A fajspecifikus virágzási időt a virágzási periódus kezdetének és végének átlagaként számítottuk ki; így például az *Anacamptis pyramidalis* virágzása április elejétől (10) július közepéig tart (20), így a faj átlagos virágzási ideje 15.

Azokat a vegetatív állapotban kiásott *Anacamptis* és *Ophrys* példányokat, amelyeket faji szinten nem tudtunk azonosítani, kizártuk az elemzésekből.

2.3.2.3 Adatelemzés

Annak érdekében, hogy megértsük, a fajok mely jellemzői befolyásolják a gumók gyűjtését, összesen 14 temető adatait használtuk

fel, amelyekben szálepgyűjtést figyeltünk meg. Ezeknek a temetőknek az esetében a begyűjtött és nem gyűjtött orchideák számát (fajonként külön kezelve) változóként használtuk R statisztikai környezetben (R Core Team 2017) épített binomiális generalizált lineáris vegyes modellben (GLMM). A modellben a virágzó hajtás magassága, a leánygumók átlagos térfogata és az átlagos virágzási idő szerepelt magyarázó változóként. A nemzetséget random faktorként szerepeltettük a modellekben. A magyarázó változókat Box-Cox transzformáltuk, hogy optimalizáljuk a modell illeszkedését. A teljes modellből a legnagyobb p-értékek alapján fokozatosan eltávolítottuk a nem szignifikáns prediktorokat annak érdekében, hogy olyan minimális modellt kapjunk, amely csak jelentős prediktorokat tartalmaz.

2.3.3 A törökországi temetők természetvédelmi értékének prediktorai – egy orchideás esettanulmány

2.3.3.1 A vizsgált temetők és jellemzőik

Munkánk során két forrásból származó adatokat használtunk: (1) 1981 és 2013 között H. Heimeier, M. Spielmann és munkatársaik (HEIMEIER 2015) által összesen 197 temetőben rögzített megfigyeléseiket, és (2) a saját 2014 és 2015 közötti török temetők felmérése során regisztrált rekordokat, amely összesen 472 temetőt foglal magába. Adatállományunk összesen 955 rekordot tartalmaz 631 egyedi temetőből. Az 1981–2013-as adatsor esetében bizonyos rekordok csak a fajok jelenlétének jelzésére szorítkoztak; e temetők esetében csak a fajok számát rögzítettük.

A temetőknek otthont adó település típusát a törökországi települési törvényt követve (ÖGDÜL 2010), a lakosság száma alapján határoztuk meg. A településeket 3 kategóriába soroltuk: falu (<2.000 lakos), kisváros

(2.000–20.000 lakos) vagy város (>20.000 lakos). A települések népességét a török önkormányzatok hivatalos honlapja alapján a rendelkezésre álló legfrissebb népszámlálási adatok (2010–2012) felhasználásával határoztuk meg. Ezek után összesen a fajsám esetében 45 városi, 96 kisvárosi és 490 falusi temető adatai álltak rendelkezésre, míg az egyedszámok tekintetében 41 városi, 88 kisvárosi és 445 falusi temető adatai.

A részletes felmérésben szereplő 288 temetőben két véletlenszerűen kiválasztott transzekt mentén rögzítettük a következő változókat: (1) a sírok típusa: hagyományos (azaz gyepes) vagy modern sír (azaz beton vagy márvány borítás); (2) a sírok életkora (a sírkövön feltüntetett elhalálozási dátumból származtatva); (3) a szomszédos sírok közötti távolság (0,1 m pontossággal); (4) megtalálható fafaj vagy nemzetség. A temetőben rögzített fák két kategóriába sorolhatóak: őshonos vagy ültetett. A ciprust (*Cupressus sempervirens*) az ültetett csoportba soroltuk, mivel habár a keleti mediterrán régióban (köztük Törökország déli részén) őshonos, manapság természetes elterjedési területe erőteljesen diszjunkt, és csak néhány természetes populációja maradt (CAUDULLO & DE RIGO 2016), és a fajt az egész Földközi-tenger térségében évezredek óta széles körben termesztették (BAGNOLI *et al.* 2009). Az így összegyűjtött adatokból kiszámítottuk a hagyományos sírok arányát, az átlagos sírkorhatárt, a sírok közötti átlagos távolságot és az őshonos fák arányát.

A veszélyeztetett orchidea-taxokat az IUCN fenyegetettségi státusz (BILZ *et al.* 2011) határoztuk meg: ide soroltuk azokat amelyek besorolása a „least concern” kategóriánál magasabb volt (azaz „vulnerable”, „endangered” vagy „critically endangered”).

2.3.3.2 Adatelemzés

A temetőekben megtalált orchideafajok és egyedek száma erősen ingadozott, és a Poisson-eloszlás alapján vártnál jóval több nullát tartalmaztak („zero-inflated”), ezen kívül mindkét változó „overdispersed” volt (azaz a változók varianciája nagyobb volt, mint az átlag). Mivel a Poisson-eloszlástól jelentősen eltérő adatsorok elemzése jelentősen befolyásolhatja az ilyen modellekből származó eredményeket (MARTIN *et al.* 2005), ezért „zero-inflated” regressziós modelleket használtunk az adatok elemzéséhez. Zero-inflated Poisson (ZIP) és zero-inflated negatív binomiális (ZINB) modelleket építettük, és a Vuong Non-Nested tesztjét (VUONG 1989) használtuk fel annak meghatározására, hogy melyik modellt használjuk. A veszélyeztetett orchidea taxonok jelenlétét binomiális GLM modellel („General Linear Models with binomial errors”) elemeztük. Minden statisztikai elemzést az R statisztikai környezetben (R Core Team 2017) folyt, a pscl csomagot alkalmazva a „zero-inflated” modellek (JACKMAN 2015) és a Vuong tesztek (ZEILEIS *et al.* 2008) esetében.

Elsőként a településtípus (város, kisváros vagy falu) hatását vizsgáltuk a fajok gazdagságára, az egyedek számára, és a fenyegetett taxonok jelenlétére, a teljes adatsor felhasználásával ($n = 559$ temető). Az adatbázis néhány temetőjét több évből származó külön-külön rekord is képviselte, ezekben az esetekben a fajok és egyedek számát elemző modelleknél a legtöbb fajjal vagy egyeddel rendelkező rekordot használtuk. A település típusának általános hatását valószínűségarány-tesztekkel („likelihood ratio tests”, LRT) vizsgáltuk, majd a páronkénti összehasonlításhoz Tukey-féle post-hoc tesztet alkalmaztunk.

Ezt követően elemeztük a temetők területi kiterjedése, a vegetáció és a településtípusok közötti különbségeket. Ezekhez az elemzésekhez

nem parametrikus Kruskal-Wallis teszteket alkalmaztunk, mivel ezeknek a tulajdonságoknak egyike sem mutatott normál eloszlást.

Végül megvizsgáltuk az településtípus és a temetők jellemzőinek hatását a temetők természetvédelmi értékére saját részletes adatsoron ($n = 288$ temető) többváltozós „zero-inflated” vagy binomiális modellekkel. A modellépítés során a következő prediktorokat használtuk: a településtípus, a hagyományos sírok aránya, a sírok átlagos kora, a sírok közötti átlagos távolság, az erdőborítottság, az őshonos fák aránya, a temető területe, a tengerszint feletti magasság, a földrajzi szélesség és hosszúságot, valamint utóbbi kettő interakciója. A temetőterületet és a sírok közötti távolságot log-transzformáltuk.

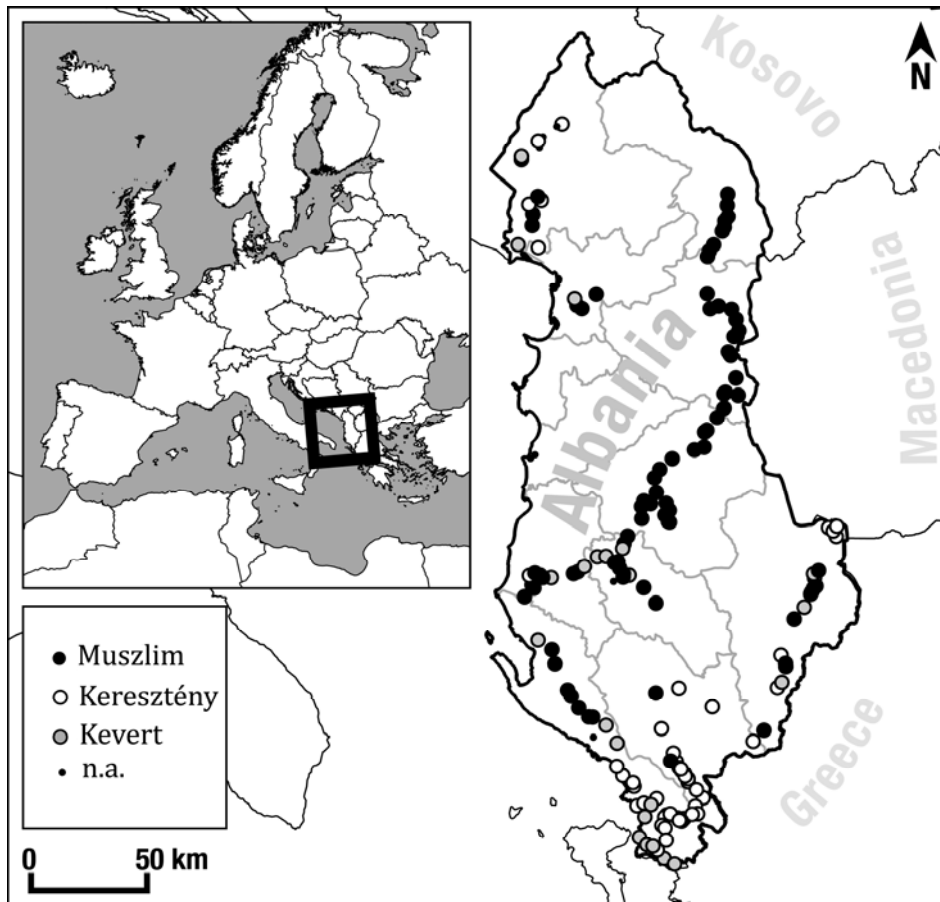
A teljes modellekből modell-kiválasztást végeztünk egy információs elméleti megközelítés alkalmazásával (BURNHAM & ANDERSON 2002). Ez a megközelítés egy információs kritérium kiszámításán alapul (a kis mintaméretekkel korrigált Akaike információs kritériumát alkalmaztuk), amely a modell bonyolultságát figyelembe véve méri a modellt. Minden egyes függő változónál egy modellszettet készítettünk, amely a prediktorok különböző kombinációit tartalmazta. Mivel a prediktorok száma nagymértékben növekedett, és a modellszettek nagysága exponenciálisan nő a prediktorok számával, a magyarázó változók egy része funkcionális kategóriákba soroltuk, az alábbiak szerint: (1) a temető fás vegetációját leíró változók (erdőborítás és őshonos fák aránya), (2) a temetők szerkezeti sajátosságait leíró változók (a sírok közötti átlagos távolság, a sírok átlagos kora, a hagyományos sírok aránya), és (3) a földrajzi fekvést leíró változók (földrajzi szélesség, hosszúság és kölcsönhatásuk). Ezen előrejelző csoportokon kívül a település típusát, a temető területét és tengerszint feletti magasságát külön kezeltük. A hat prediktor / prediktor csoport kombinációja 64 modellt eredményezett.

Ezeket a modelleket értékeltük, és az AICc értékek szerint rangsoroltuk őket (a kedvezőbb modelleket alacsonyabb AICc értékek jelzik). Az Akaike különbségeket (Δ_i , AICc érték különbségét az *i.* modell és a modell legjobb modellje között) és az Akaike súlyokat (ω_i , az *i.* modell jóságának mértéke a modell összes modelljéhez viszonyítva) számítottuk. Végül, az egyes prediktorok viszonylagos jelentőségének értékelésére a temetők természetvédelmi értékének magyarázatakor kiszámítottuk az Akaike-összegeket (Σ , azoknak a modelleknek az Akaike súlyát, amelyekben egy adott prediktor előfordul) és 95%-os feltétel nélküli konfidenciaintervallumokat a modell-átlagolt paraméterbecslésekhez.

2.4 Albániai temetők orchideaflórája és vallási hovatartozása

2.4.1 Adatgyűjtés

Albánia összesen 21 megyéjében 166 temetőt (6. ábra) vizsgáltunk 2015. május 2. és július 3. között. Minden temetőt egyszer látogattunk meg. Megyénként összesen 1–26 (átlag \pm SD = 7,8 \pm 6,0) temetőt vizsgáltunk. Minden orchidea taxont, és az egyedek számát felmértük vagy megbecsültük minden temetőben. A temetők vallási hovatartozását (keresztény, muszlim, vagy vegyes) a sírokon található vallási jelképek (kereszt vagy félhold) alapján azonosítottuk. Összesen 85 muszlim, 50 keresztény és 21 vegyes temetőt tanulmányoztunk; 10 temető esetén a vallási hovatartozás nem volt kategorizálható.



6. ábra. A vizsgált temetők földrajzi eloszlása Albániában

2.4.2 Adatelemzés

Ahhoz, hogy megértsük a földrajzi tényezők szerepét a fajok és egyedszámaik alakulásában, olyan statisztikai modelleket alkalmaztunk, amelyekben a fajszám és az egyedszám, a tengerszint feletti magasság, a földrajzi szélesség és hosszúság, valamint a vallási hovatartozás voltak a függő változók, illetve a földrajzi szélesség és hosszúság interakciója pedig a magyarázó változó. Genaralizált lineáris modelleket (GLM) alkalmaztunk quasipoisson eloszlással az R statisztikai környezetben (R Core Team 2017). A teljes modelleket egyszerűsítettük a nem szignifikáns

prediktorokkal, amíg nem kaptuk meg a minimális modelleket (minden paraméter esetében $p < 0,05$).

Annak érdekében, hogy összehasonlítsuk a temetők típusait különböző biotikus és abiotikus földrajzi körülmények között, Kruskal-Wallis tesztet használtuk nem parametrikus ANOVA bevonásával, mivel a változók nem követtek normál eloszlást. A szignifikáns különbségeket tovább elemeztünk post-hoc tesztek segítségével (párhuzamos Wilcoxon-tesztek Bonferroni korrekcióval).

2.5. A csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata*) és más sztyepp-fajok előfordulása Pannon temetőekben

2.5.1 Adatgyűjtés

Munkánk során 2015 júniusa és 2016 májusa között Magyarország, Szlovákia, és Románia, területén összesen 294 temetőt vizsgáltunk. Kutatásainkat a Pannon ökorégió alföldi területeire fókuszáltuk (285 temető), különösen azokra a régiókra, ahol a *Spiraea crenata*-nak ismertek voltak korábbi előfordulásai. Szlovákiában felmértünk a faj egyetlen ismert (HOLUB 1999) állománya [Svätušie (korábban Plešany, Bodrogszentes), Trebišov körzet] körül 4 temetőt. Romániában megvizsgáltuk Tureni (Tordatúr) település temetőjét (mintegy 1 km-re a faj ismert előfordulási helyétől), illetve négy másik temetőt közvetlenül a magyar határ mellett. Kiemelt figyelmet fordítottunk Magyarországra, ahol megyénként 3–64 (átlag \pm SD = 31,7 \pm 23,5) temetőt vizsgáltunk. Munkánk során külön figyelmet szenteltünk a *Spiraea crenata* keresésének, de minden vizsgált temetőben feljegyeztük az összes természetvédelmi szempontból jelentős egyéb hajtásos növényfajt.

2.5.2 Adatelemzés

Mivel történeti térképek hasznosnak bizonyultak a táj nagyléptékű változásainak dokumentálásában (SKALOŠ *et al.* 2011), Magyarország 2. és 3. katonai felmérésének digitalizált térképi lapjai (1806–1869 és 1869–1887) segítségével ellenőriztük a vizsgált temetők állapotát, használatát (temető, szántó, gyepterület, gyümölcsös stb.) az adott katonai felmérések során. Munkánk során megvizsgáltuk, hogy mely biotikus és abiotikus változók (temetők teljes területe, a sírokkal borított területek kiterjedése, a fásszárúakkal borított élőhelyek nagysága, a gyepterületek kiterjedése, valamint az egyéb védett fajok száma) jelezhetik a *Spiraea crenata* előfordulását. Mivel e változók közül egyik sem bizonyult normál eloszlásúnak, Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottunk össze a *S. crenata*-t tartalmazó és nem tartalmazó temetőkben különböző biotikus és abiotikus jellemzőket.

2.6 A vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*) elterjedése és magprodukciója Pannon temetőkben

2.6.1 Adatgyűjtés

A *Sternbergia colchiciflora* természetes elterjedési területén belül 144 temetőt vizsgáltunk 2017 márciusa és szeptembere között a Pannon-Ökorégióban (Közép-Európában) (17. táblázat). Két esetben a temetőkkel szomszédos templomkertet is tanulmányoztuk. Minden temetőt március és május között (a levelek és a termések megtalálása végett) kerestünk fel. A virágzás időszakában (szeptember 8. és október 13. között) további elterjedési adatokat gyűjtöttünk. Az összes megtalált *S. colchiciflora* populációt a példányok megszámlálásával vagy a populáció nagyságának becslésével dokumentáltuk.

2.6.2 A magprodukciónak vizsgálata és adatelemzés

A szaporodási sikert összesen 22 populációban tanulmányoztuk a termésérési időszakban (április 30. és május 13. között). Összesen 290 kaszált és 225 nem kaszált termőhelyen található példány esetében számoltuk meg az érett, de még fel nem nyílt toktermésekben található magok számát. A kaszálás hatását a termésenkénti magszámra Poisson eloszlású általánosított kevert lineáris modellek (Poisson GLMM) alkalmazásával elemeztük, figyelembe véve a növények helyét (a temető azonosítója random faktorként szerepelt, annak ellenőrzésére, hogy az ugyanarról a helyszínről származó növények a véletlennél várhatóanál jobban hasonlítanak egymáshoz). A Poisson GLMM-t a lme4 csomag alkalmazásával (BATES *et al.* 2015) futtattuk az R statisztikai környezetben (R Core Team 2017).

3. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

3.1 A temetkezési helyek szerepe a biodiverzitás megőrzésében [1]

Barret & Barrett (2001): Cemeteries as repositories of natural and cultural diversity.

'We suggest that cemeteries, located within artificial landscape matrices (i.e. human-built systems such as cities) and natural landscape matrices, represent model systems in which to investigate the relationship of biotic and cultural diversity to patch-matrix elements at differing spatiotemporal scales.'

A szemlében öt kontinens tizenkilenc országából dolgoztunk fel tanulmányokat. A legtöbb cikk (63) Ázsiára és Európára fókuszált, míg a többi kontinens országaiban összesen 34 releváns cikk született. 34 tanulmány (38%) származott Európából, 29 (33%) Ázsiából, 15 (17%) Észak-Amerikából, 10 (10%) Ausztráliából és Új-Zélandról, míg 3 (2%) Afrikából. Egy szemlézett cikk sem tartalmazott vonatkozó adatot Dél-Amerikából (7. ábra).

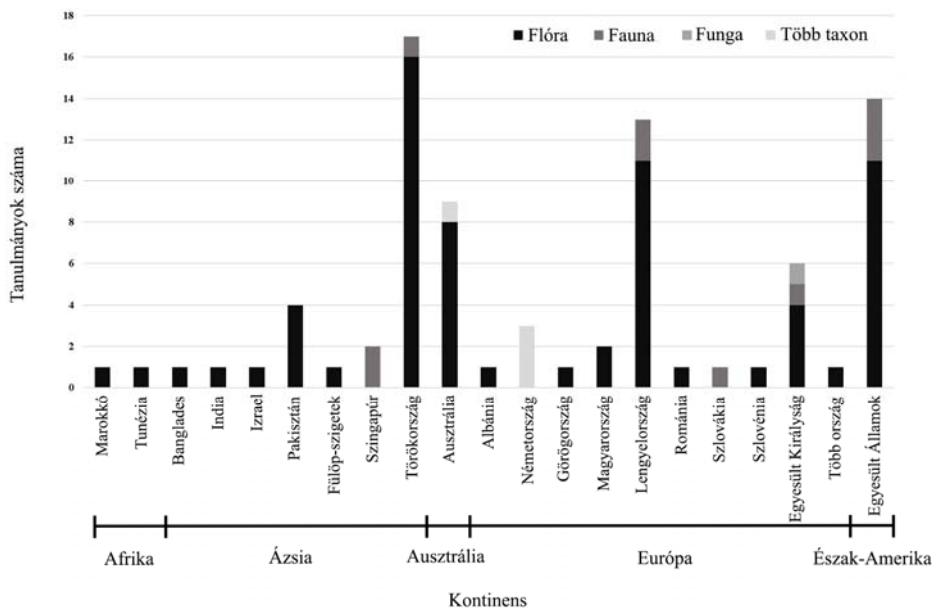
Napjainkban a templomkertek használata túlnyomó többségében az angolszász régiókban (Egyesült Királyság, Egyesült Államok) általános, máshol a temetők alkalmazása jellemző. RUGG (2000) adatai alapján a temetők általában 4–6 ha kiterjedésűek; saját méréseink alapján azonban

[1] A fejezet alapjául szolgáló publikációk:

Löki V., Deák B., Lukács B. A. & Molnár V. A. (2019): Biodiversity potential of burial places – a review on the flora and fauna of cemeteries and churchyards. – *Global Ecology and Conservation* e00614; DOI 10.1016/j.gecco.2019.e00614

Löki V. (2018): A temetkezési helyek jelentősége a növényvilág sokféleségének megőrzésében. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 13–27.

ez a méret Európa több országában átlagban kisebb (0,21–2,6 hektár, Függelék, F1. táblázat).



7. ábra. A szemléltetett tanulmányok országokénti és földrészekenkénti megoszlása

A keresések az európai térség országaiban összesen 20 flórával és vegetációval foglalkozó cikket eredményeztek, míg a temetők és templomkertek állatvilágával mindössze 11 cikk foglalkozott. A legtöbb cikket egy országból a témában Törökország (18 cikk) publikálta. Eredményeink alapján a legtöbb tanulmány egy szűkebb régió temető természeti értékeinek feltárására vállalkozott, és csak négy tanulmány (TRYJANOWSKI *et al.* 2017, MOLNÁR V. *et al.* 2017b, MORELLI *et al.* 2018a, MORELLI *et al.* 2018b) tekintette át több ország temetőit vizsgálatában. (Függelék, F2 táblázat). A keresés eredményeinek alapján azonban a téma népszerűsége és aktualitása folyamatosan nő, hiszen 1970 és 2000 között a „graveyard” VAGY „cemetery” ÉS „conservation” kulcsszavakra történő keresési eredmények száma egyaránt folyamatosan nőtt.

Az áttekintett tanulmányokban a szerzők összesen 1–631 temetőt vizsgáltak, melyekben 1–617 élőlényt találtak. (Függelék, F2 táblázat). A tanulmányok szerint míg a temetőkre, mint a természetes növényzet megőrzőire elsősorban a '80-as évek végén, és a '90-es évek elején terelődött a figyelem, mint refúgiumok madarak számára már régóta ismertek voltak (vö. PEARSON 1915).

A temetők eddig bizonyítottan menedékei lehetnek zuzmóknak (HAWKSWORTH & MCMANUS 1989), moháknak (FUDALI 2001), ritka nagygombáknak (LEGG 1991) ritka és veszélyeztetett növényfajoknak (SIGIEL-DOPIERAŁA & JAGODZIŃSKI 2011), gyógynövényeknek (DAFNI *et al.* 2006), a környező területeken található kénál szignifikánsan idősebb fáknak (GAO *et al.* 2013), ritka rovaroknak (JÓZAN 2008), fészkelő madaraknak (KOCIAN 2003), illetve denevéreknek (TREWHELLA *et al.* 2005), és emlősöknek (ČANÁDY & MOŠANSKÝ 2017, 1. táblázat).

1. táblázat. A szemlézett tanulmányok vizsgált élőlénycsoportjai. Zárójelekben az adott élőlénycsoporttal foglalkozó tanulmányok száma

Élőlénycsoport	Ország					
Bogarak Orthoptera	Töröko. (1) Szingapúr(1)	Egyesült Királyság (1)				
Szitakötők Csigák	Magyaro. (1) Töröko. (1)	Lettország (1)				
Madarak	Fülöp-szigetek (1)	Szlovákia (2)	USA (1)	Lengyelo. (1)	Több ország (3)	
Zuzmók	Egyesült Királyság (1)					
Gombák	Egyesült Királyság (1)					
Bryofiták	Lengyelo. (1)	Töröko. (1)	Új-Zéland (1)			
Egy növényfaj	Töröko. (1)	USA (1)	Ausztrália (2)			
Gyógy és aromatikus növények	Izrael (1)	Pakisztán (1)	Lengyelo. (1)			
Kosborfélék	Albánia (1)	Ausztrália (1)	Töröko. (8)			
Idegenhonos edényes növények	Görögo. (1)	Lengyelo. (2)	Románia (1)	USA (1)		
Edényes növények	Ausztrália (6)	Magyaro. (2)	India (1)	Marokkó	Pakisztán	

Edényes növények	Lengyelo. (8)	Tunézia (1)	Töröko. (1)	(1) USA (8)	(1)
Fitoszociológia/Vegetáció	Pakisztán (1)	Szlovénia (1)	Töröko. (1)		
Több taxon	Németo. (2)				

A temetők természeti értékeivel foglalkozó kutatások egyik gócpontja a Távol-Keleten található. Rajshahi város három temetőjének gyógynövényeit vizsgálta Bangladeshben RAHMAN *et al.* (2008). A szerzők mindösszesen 49 fajt mutattak ki a temetőkből, melyek fontos szereppel bírnak a lakosság különböző betegségeinek házi kezelése során; a szerzők ezen túl hat fajt jelölnek meg, melyek rendkívül ritkának számítanak a környéken. E növények temetői előfordulásai sok környezeti tényezőtől függhetnek: KAMRAN *et al.* (2019) például Pakisztán Bannu kerület temetőiben azt találták, hogy az idősebb temetőekben megtalálható, ritkább növényközösségek indikátor növényei magasabb számban fordulnak elő azokban a temetőekben, ahol a talaj tápanyag, kalcium és magnézium tartalma magasabb.

Az *Olea ferruginea* egy Pakisztánban széleskörűen ültetett és használt faj, mely elsősorban arid és szemi-arid területek domináns fája lehet. A faj ökológiájáról, az általa dominált erdők struktúrájáról, és dinamikájáról kevés ismerete volt a kutatóknak. A szerzők a faj vegetációs struktúrájáról szóló ismeretek bővítésének érdekében 30 erdőt jelöltek ki vizsgálatra, azonban mivel több szerző szerint is a temetők minősülnek az egyik legkevésbé zavart vegetációjú területeknek Pakisztán Alsó-Dir nevű körzetében (v.ö. HUSSAIN *et al.* 1993, CHAGHTAI *et al.* 1983, 1984), és korábbi tanulások a témában a szerzők szerint zavart erdők vizsgálata után lettek levonva, mind a 30 mintavételi pontjukat temetőben jelölték ki (AHMED *et al.* 2009). A szerzők munkájuk során nyomatékosították, hogy a megfigyelt struktúrákat figyelembe véve az *O. ferruginea* dominanciája

még a temetőben is megtörhet, és más fajokkal helyettesíthető, és emiatt, továbbá az emberi zavarás miatt jövőbeli trendeket nem kívánunk megállapítani a faj dominálta erdőkkel kapcsolatban.

CHAGTAI és társai (1983) muszlim temetők fitoszociológiáját vizsgálták Pakisztán Kohat tartományában. A kutatás során megállapították, hogy a klimax társulás a vizsgált területen bolygatásmentesnek minősül, emellett egy másik tanulmánnyal összehasonlítva, a mintaterület vizsgált tíz temetőjének fajszáma sokkal nagyobb, mint a másik tanulmány természetes vegetációjának vizsgálata során észlelt, habár a szerzők megjegyzik, az eltérést főleg az időzítés okozhatja, hiszen a másik tanulmány télen készült. SHAH és társai (2016) szintén Pakisztánban Lahore város Miani Sahib temetőjének flóráját, valamint etnobotanikai jelentőségét kívánták feltárni, a temetőből gyűjtött növények értékelésével, valamint a helyi lakosság interjúztatásával. A szerzők 74 őshonos és nem őshonos növényt mutattak ki a temetőből, melyekről megállapították a lakosság segítségével a tradicionális felhasználási módjaikat.

HADI és társai (2014) Dag Behsud muszlim temetőjének szerepét vizsgálták natív gyógynövények megőrzésében Pakisztánban. A szerzők összesen 41 növényfajt találtak, melyek a lakosság valamilyen formában hasznosít; a környék egyéb élőhelyeinek jelentős része legeltetve volt, az erdők jelentős része pedig le lett termelve területükről, így sok növény kevésbé volt gyakori, vagy teljesen hiányzott a környező területeken. A szerzők interpretációja szerint a temetők mikroflórája és faunája rendkívül gazdag a folyamatosan bomló tetemek jelenléte miatt.

A Közel-Keleten DAFNI *et al.* (2006) Észak-Izrael 40 muszlim temetőjében vizsgálták a valláshoz köthető növények előfordulását, illetve a növények használati módjait a temetőben. A szerzők

megállapították, hogy az aromás növényeket [különösen a rozmaringot (*Rosmarinus officinalis*), a cserjés zsályát (*Salvia fruticans*)], a fehér virágú növényeket [főleg a Tazetta-nárciszt (*Narcissus tazetta*), a tengerihagymát (*Urginea maritima*), nőszirmot fajokat (*Iris* spp.), a tengerparti nárciszt (*Pancratium maritimum*)], és az európai ciprust (*Cupressus sempervirens*) ültetik előszeretettel a temetőkben; a szerzők szerint ezek közül is kiemelkedik a cserjés zsálya, mely számos rítushoz köthető, és a lakosság szerint az ember életciklusát szimbolizálja. A szerzők szerint a fehér virágú növények kiemelt használata az európai hagyományok hatásához köthető, így az izraeli temetőkben talált növények előfordulásai egyfajta átmenetet képeznek az európai, és az ázsiai hagyományok között.

Kutatók már több mint 50 évvel ezelőtt is dokumentálták, hogy Észak-Amerika középső területein a temetőkben a magas füvű prérinek intakt élőhely foltjai maradtak fenn (SHELFORD 1963); korábban pedig COULD (1941) összesen 23 magasfüvű prérre jellemző növényfajt, többek között a ritkának számító *Eryngium yuccifolium*-ot jegyzett fel egy temetőből. A szerző szerint Dél-Wisconsinban a magasfüvű préri kiterjedése az élőhely átalakítások miatt jelentősen csökkent, és már a múlt század közepére sok helyen útszélek, vasúti töltések, és olyan átalakításoktól mentes területek őrizték az utolsó foltjait, mint például a temetők. WRIGHT & WRIGHT (1948) Montana állam déli részének fennmaradt reliktum gyeptípusait bemutató tanulmányában a 10 vizsgált helyszínből összesen 8 temető. A szerzők összesen öt fennmaradt gyeptípust különítettek el, a topográfiai szempontból kevert, és sebzett tájon, melyekről megállapították, hogy emiatt az állam déli részén a magas, és rövid füvű préri keveredik. Az Amerikai Egyesült Államokból származó, további temetőkről szóló kutatások is javarészt a magasfüvű prérre összpontosultak: RUCH és társai (2010) Indiana állam három

magasfüvű préri foltokat őrző temetőjét vizsgálták. A kutatók összesen 184 növényfajt találtak, melyek 75 %-a őshonos volt. A szerzők 46 idegenhonos fajt identifikáltak, melyek közül 29 db a palkafélék (*Cyperaceae*) családjába tartozott. A szerzők periodikusan gyűjtött tüzek használatát javasolják a terület fajkompozíciójának és stuktúrájának további eredményes fenntartása érdekében.

PHILLIPPE és társai (2010) a „*Short Pioneer Cemetery Prairie Nature Preserve*” edényes növényfajait vizsgálták, illetve állapították meg a terület változását 1977 óta HARTY & STRANGE (1976) munkájával felhasználásával. A szerzők két év kutatás után összesen 137 edényes növényfajt találtak; 1977 óta pedig legalább 15 faj tűnt el a területről, mely oka a szerzők számára ismeretlen; az egyik lehetséges okként a terület kis kiterjedését (0.5 ha) jelölik meg. Ennek részben ellentmond STEWART & MEINERS (2010) munkája: a szerzők öt gyakori prérin megtalálható faj magjait gyűjtötték be négy kis kiterjedésű megmaradt prérifoltból, majd csíráztatták őket, hogy megállapítsák, mennyire életképesek a magok, és milyen biomasszát képesek produkálni. A kutatás szerint a nagyobb élőhelyfoltból származó magok nem produkáltak egyértelműbben nagyobb biomasszát: ebből arra következtettek, hogy a növények valós produkciója megjósolhatatlan kizárólag a megmaradt élőhelyfolt mérete alapján.

Ausztráliában LONERAGAN (1975) Gingin település temetőjének egész ökológiájáról publikált egy tanulmányt; elemezte többek között a talaj minőségét, a temetőt érő eső éves mennyiségét, valamint cönológiai felvételeket is készített. A szerző szerint a temető egy meghatározott része régebben ökológiai szempontból különböző volt, ám a recens emelkedett diszturbancia miatt a fajkompozíció, valamint a jelen lévő fajok alkalmazkodási stratégiái is változnak.

MCBARRON szerzőtársaival (1987) 17 temető florisztikai összetételét állapította meg Campbelltown környékén, Dél-Nyugat Sydney területén, Ausztráliában. Munkájuk során összesen 505 edényes növényfajt regisztráltak, ám ebből csak 193 volt natív a temetőkben. A szerzők szerint néhány temető megérdemelné a védelmet, hiszen területén 21-59 % az őshonos fajok aránya. A szerzők Liverpool temetőjében találták meg a legtöbb, mintegy 91 őshonos fajt. Véleményük szerint a területen a fűnyírás több szempont szerint is korlátozni kellene, valamint az ausztrál viszonyoknak megfelelően a tűz kíméletes alkalmazását preferálandónak tartják a gyomok megfékezésére, a peszticidek kibocsátásának ellenében. PROBER & THIELE (1995) az Ausztráliában megritkult eukaliptuszfaj, az *Eucalyptus albens* megmaradt ligeteit vizsgálta, többek között 13 temetőben. A szerzők megfigyelései szerint a temetőkben számos natív faj volt jelen, ám az adott temetőben a legeltetés mértékének növekedésével a számuk csökkent. A szerzők kimutatták továbbá, hogy egységnyi területen nagyobb a temetők edényes növény diverzitása, mint a szintén vizsgált „*Travelling Stock Reserve*”-ek (a helyi legelő állatok hosszú távú vándorlásának zavartalan lefolyásához elkülönített alkalmas területek, rövidítve TSR) esetében, annak ellenére is, hogy összesen mintegy 240 ha TSR-t, és csak 40 ha temetőt mintáztak a szerzők. A nagy kiterjedésű TSR-ek továbbá több egzóta fajt tartalmaztak; ez a szerzők szerint többek között azért is lehet, mert a temetők körül általában egy puffer zóna is van, ami tompíthatja az egzóta fajok betelepülésének sikerességét. Az eukaliptusz ligetek eltávolításával nő az egzóta fajok száma, így a szerzők óva intik ettől az adott területeket kezelő szakembereket; azokon a területeken pedig ahol már nincsenek fák, a gyakori égetés vagy fűnyírás szintén megnövelheti az idegenhonos fajok arányát.

SEMPLE és társai (2009) négy vidéki temető edényes növényfajait vizsgálta 6-10 éven keresztül Új-Dél-Walesben. A szerzők feltételezték, hogy a temetők zavartalanok maradtak hosszú időn keresztül, és így a vegetáció eredeti foltjait őrzik, így csak jóval kevesebb idegenhonos fajt találnak, mint natívat, valamint feltételezték, hogy az erdő eltávolítása egyaránt a vegetáció uniformizálódását, és az idegenhonos fajok feldúsulását vonja maga után. A szerzők összesen 344 fajt találtak, melyből 174 volt őshonos, és értékelésük szerint a temetőkben számos olyan faj jelen van, mely ritka a környező mezőgazdasági területeken. Habár relatíve nagy volt az aránya az idegenhonos növényfajoknak, a négy vizsgált temető egyikében sem volt domináns a borításuk. A szerzők megemlítik, hogy azok a temetők, melyek rendszeresen nyírtak, sokkal homogénizáltabbak voltak, valamint több volt az idegenhonos faj a területükön azokkal szemben, melyeket ritkán, vagy egyáltalán nem nyírtak.

MORGAN (1998) az Ausztráliában ritka, veszélyeztetett *Rutidosia leptorrhynchoides* (Asteraceae) populációinak magprodukcióját, csírázási eredményességét követte három évig összesen nyolc mintavételi helyen. A faj herbáriumi példányok alapján korábban gyakori faj volt Ausztrália délkeleti gyepeiben, ám napjainkban mindössze 10 populációja maradt fenn Victoria államban, melyek egyike sem törvényileg védett. A vizsgált mintavételi helyek közül kettő temető (a maradék hat pedig szintén antropogén nyomás által befolyásolt élőhely, vasúti töltés vagy útbevágás) volt; a két temető a növény első (~5000 tő) és harmadik (1063 tő) legnagyobb ismert populációját reprezentálja. PRICE 1979-es munkája óta ismert, hogy az urbanizált Auburnben (Ausztrália) két helyszín is megőrizte az eredeti vegetáció kisebb-nagyobb foltjait, melyek közül az egyik temető. HEWITT (2013) évtizedekkel később felkereste a

helyszíneket, hogy a vegetáció állapotát ellenőrizze. A szerző megfigyelései alapján az egzóta fajok borítása növekedett, de az élőhelyfolt határai biztonságban vannak. Habár a temető ritka és veszélyeztetett fajokban nem bővelkedik, továbbra is törvényes oltalom alatt áll.

Európában FUDALI (2001) Wrocław (Lengyelország) parkjainak, és 6 temetőjének mohafldróját vizsgálta. A szerző szerint a teljes mohafldóra mintegy 50%-a specializált, és csak egy típusú alapkőzeten fordult elő. Az epifita mohák ritkák voltak. A mohák jelentős részét a szerző a fák törzsén találta, mintegy 30cm magasságig. Habár a legnagyobb mohadiverzitású parkok a város centrumától messzebb estek, és nedves rétekre, valamint erdőkre jellemző fajok kizárólag itt fordultak elő, a vizsgált terület központjában mintázott pontok fajkompozíciója nem különbözött szignifikánsan. A kutatás alapján minél idősebb volt a temető, és minél nagyobb volt a vizsgált terület, annál magasabb volt a fajszám. TRZASKOWSKA & KARZMARZ (2013) 7 temető növényeit vizsgálta Lublinban (Lengyelország). A szerzők összesen 382 fajt találtak a temetőkben, továbbá megállapították, hogy az idősebb, erdősült temetők flórájában az erdei életközösségre jellemző fajok dominálnak.

ANTKOWIAK & HEINE (2005) Koło megye 47 idős temetőjének denrdofldróját vizsgálta szintén Lengyelországban. A szerzők összesen 46 fa, és 28 cserjefajt regisztráltak. Ugyancsak Lengyelország Drawsko Parkjának 5 régi temetőjének flóráját vizsgálta SIGIEL-DOPIERAŁA & JAGODZIŃSKI (2011). A szerzők mindössze 116 edényes növényfajt találtak a vizsgált temetőkben, melyek közül 15 Lengyelországban védett fajt fordult elő, habár a tanulmány szerint a legtöbb védett fajt helyi lakosok ültethették. A szerzők szerint a kis fajszám a temetők kis méretével függhet össze. SUDNIK-WÓJCIKOWSKA & GALERA (2005) négy antropogén

élőhely (a villamosvonal-hálózat, a Kultúra és Tudomány Palotája, három botanikus kert, és összesen 24 temető) flóráját hasonlította össze egymással Varsóban. A szerzők a flóra összetételének vizsgálatán túl megállapították a megtalált növények életformáját, őshonosságát/idegenhonosságát, valamint hogy az adott növény széllel terjed (anemochór) vagy nem. A szerzők a három botanikus kertben találták a legtöbb növényfajt (675), ezután a vizsgált temetők következtek (617), a villamosvonalak, illetve a Kultúra és Tudomány Palotája pedig mindössze 213 illetve 111 fajt rejtett; ugyanakkor a botanikus kertek rendelkeztek a legalacsonyabb szintű őshonos fajarányal, mely mindössze 45 százalék volt. A szerzők hangsúlyozzák a varsói temetők magas korát, és a szüntelenül magas antropogén nyomást is; illetve hogy a temetők ennek ellenére is számos növényfajt tartalmaztak.

CZARNA (2016) Poznań város hat temetőjének teljes edényes flóráját kísérelte meg feltárni 2011 és 2014 között. A szerző összesen 255 fajt talált, melyek közül 31 tavaszi geofiton; úgy véli, ez azért lehet, mert a hosszú tél után a kora tavaszi aszpektusban megjelenő színes és látványos geofitonok szemet gyönyörködtetőek a temető látogatói számára. A szerző 11 törvényileg védett növényfajt talált a mintavételi területein, melyek azonban zömében vélhetően ültetettek. ŠILC (2009) Ljubljana (Szlovénia) egy temetőjének vegetációját vizsgálta: a szerző szerint a temetőben termofil közeg, és magas szintű zavarás van, ám a vegetáció pont ezek miatt egyedi, és magas diverzitású (a szerző 17 növényközösséget különböztetett meg).

Törökország temetőinek orchideáiról a 3.2-3.4. fejezetekben olvashatunk; az ország temetőinek szerepe a különböző növényfajok megőrzésének terén ismereteink azonban egyelőre csekélyek. KIRMACI & AĞCAGIL (2009) vizsgálta Aydın város urbán környezetének két temetőjét,

ahol a 13 vizsgálati helyszínen megtalált 123 mohafajból 41 fordult elő a temetőkben; illetve USLU (2010) hívta fel a figyelmet Ankara egy elhagyott temetőjének fontos szerepére az urbán területeken megmaradt zöld felületek szempontjából.

Habár bizonyítottan számos állat fordul elő temetőkben, a róluk szóló tanulmányok száma egyelőre limitált. Ázsiában TAN (2012) a szingapúri Bidadari temető egyenesszárnyú faunáját vizsgálta tanulmányában. Három hónap vizsgálat után mintegy 31 fajt sikerült kimutatnia a temetőből; két faj a szerző ismeretei szerint csak ebben a temetőben fordul elő egész Szingapúrban. A szerző egy későbbi tanulmányában munkatársaival (TAN et al. 2013) a Bukit Brown temető, és a Central Catchment természetvédelmi terület egyenesszárnyú faunáját hasonlította össze: a temetőben 25, míg a természetvédelmi területen mindössze 21 egyenesszárnyú faj fordult elő. Manila városának (Fülöp-szigetek) utolsó zöld területeinek, köztük két katonai temető madárvilágát vizsgálta VALLEJO *et al.* (2009). A szerzők nyolc mintavételi helyszínen összesen 70 madárfajt detektáltak, ebből 30 az Amerikai Katonai Temetőben is megtalálható volt. A szerzők szerint fontos szereppel bír, hogy habár az élőlények lőfegyverrel történő megölésének hosszú történelme van a Fülöp-szigeteken, az urbán környezetben történő sportlövészet manapság elfogadhatatlannak számít.

Észak-Amerikában Chicago 10 temetőjének énekesmadarait, összesen 22 fajt jegyzett fel LUSSENHOP (1977). Tanulmánya alapján habár a környező területek és a vizsgált temetők vegetációjának borítása nem különbözött szignifikánsan, a temetők területének növekedésével (25 ha-nál nagyobb) a területükön megtalálható madárfajok száma magasabb volt, mint a környező területeken. Azokban a temetőkben, ahol látszólag a fészkelő helyek száma limitált volt, vagy nem volt megfelelő, habár a

különböző madárfajok a szomszédos területeken fészkeltek, a temetőkbe jártak élelemért. A szerző szerint a terület urbanizálódása, és a megnövekedett emberi zavarás csökkenést okoz a fajszámában. BOVYN *et al.* (2019) Illinois államban vizsgálta városi parkok és temetők fájának odúkészletét. A szerző meglátása szerint ezek az élőhelyek hasonló jellegű és mértékű emberi zavarásnak vannak kitéve, ezért összehasonlíthatóak. A vizsgálat szerint a temetők 3,4-szer annyi harkályfélék által kivájt odút tartalmaznak területükön, mint a városi parkok. A szerzők szerint ez azért lehetséges, mert a temetők területén sokkal több idős és holtfa is található, ez pedig kiváló lehetőséget nyújt számos madárközösség számára. MCPHERSON & NILON (1987) New Yorkban igyekezett a keleti szürke mókus (*Sciurus carolinensis*) számára legmegfelelőbb élőhelyeket megállapítani három helyi temetőben. A szerzők által megállapított élőhelypreferencia (HSI – *Habitat Suitability Index Model*) szempontjai között számos tényező szerepelt: (1) téli élelem szempontjából fontos paraméterek így (a) a preferált élelemül szolgáló fák átlagos átmérője; (b) lombkoronaszint borításának százalékos értéke; (c) a preferált élelemül szolgáló növényfajok száma; (d) kiegészítő élelemforrásul szolgáló fajok száma. (2) Az állat reprodukciójához szükséges körülmények, mely esetében legfontosabb tényezőként a szerzők a jelen lévő fafajok átlagos törzsátmérőjét állapították meg. A mókus számára így a legjobbnak a legerdősültebb, átlagosan a legnagyobb törzsátmérővel rendelkező, fásszárúak szempontjából diverz temetők bizonyultak; a szerzők szerint e tényezők bármelyikének elvesztése a mókusok számára kevésbé alkalmassá teszi az élőhelyet.

A szent temetkezési helyek eredeti állapotban való megtartása fontos, ám nem csak a különböző állatok és növények, hanem az ember számára is: az antropogén nyomás nem csak hogy csökkenti a biodiverzitást, de

kedvez az olyan élőlényeknek, melyek képesek mesterséges mikroélelőhelyeken szaporodni. Ilyenek például a számos kórokozót terjesztő, technotelmákba is petéző szúnyogok. Az elmúlt évtizedekben mintegy 30 tanulmány született a témában, és tizenhat országból harmincegy szúnyogfajt mutattak ki temetőikben, főleg a trópusokon (VEZZANI 2007). Az összes megtalált fajt figyelembe véve az emberre három legveszélyesebb faj [egyiptomi csípőszúnyog (*Aedes aegypti*), ázsiai tigriszúnyog (*A. albopictus*) és a dalos szúnyog (*Culex pipiens*)] közül kettő, az egyiptomi csípőszúnyog és az ázsiai tigriszúnyog bizonyult a leggyakoribbnak a vizsgált temetőikben. A szúnyogok napjainkban elsősorban a trópusi és szubtrópusi területeken okoznak egészségügyi problémákat, ám a globális klímaváltozás kedvez nekik, és észak felé terjeszkednek; a temetőik megfelelő kezelése így időszzerű problémává válhat a trópusi területekről északabbra is. Mivel a dísznövényeknek szánt vázák, műanyag palackok és egyéb nylon szemetek, abroncsok, különböző vízgyűjtő tartályok és fémkonténerek megfelelő mikroélelőhelyek a temetőikben a szúnyogok számára, de a különböző betonból készült emberi konstrukciókban is jól megáll legalább egy-egy pocsolyányi víz, használatuk ezért mérséklendő, és természetes alternatívákkal helyettesítendő.

ÖRSTAN & KÖSEMEN (2009) egy isztambuli (Törökország) régi izraelita temetőben tíz csigafajt talált. A fajok közül a *Helix pomacella* a legritkább urbán közegben, melyet azonban korábban egy idős görög temetőben is megtalált az első szerző Isztambulban (ÖRSTAN 2004). A szerzők kiemelik a temetőik fontosságát a csigák számára, melyeket az élőhelyvesztés szignifikánsan veszélyeztet. Ugyancsak Törökországban ATAY és mtársai (2012) Törökország egy apró (3 ha) temetőjében 87 bogárfajt találtak, összesen tizenhárom bogárrend képviselői közül. A szerzők szerint a

kifejezetten idős tölgyek Európa szerte, és Törökországban is ritkák már, ám a temetőekben található idős fák jó élőhelyei lehetnek a szaprofita bogaraknak.

Európában Pozsony (Szlovákia) három temetőjének fészkelő madarait vizsgálta három évig KOCIAN (2003) szerzőtársaival. Összesen 33 fészkelő madárfajt találtak, melyek közül 9 állandó jelleggel költött a temetőben. A madarak megjelenése függött a temető pozíciójától a településen belül, a temető korától, és a vegetáció struktúrájától és életkorától: a madárfajok fészkelési stratégiájuktól függően más-más sűrűségű és jellegű vegetációt választottak, ám a temetők élőhelyeinek mozaikossága egyértelműen növelte a fajok számát. A szerzők több tanulmányt is citál, melyek tanulsága szerint a terület növekedésével együtt nő a fészkelő madárfajok száma szlovák temetőben, és urbán parkokban (BIADUŇ 1994, LUNIAK 1981) ám KOCIAN és szerzőtársai az ő vizsgálataik során azt tapasztalták, hogy a legkisebb területű, leginkább izolált temetőben fészkel a legtöbb madár. A szerző megítélése szerint ez nem különleges annak fényében, hogy az említett temető volt a vegetáció szempontjából a legheterogénebb. Német kutatók Európa egyik legnagyobb temetőjének, a 39.2 ha területű berlini Weißensee zsidó temetőjének (WJC) élővilágát vizsgálták több éves kutatásuk során (KOWARIK *et al.* 2011, BUCHHOLZ *et al.* 2016, KOWARIK *et al.* 2016). A felmérés során összesen 34 madárfaj, 5 denevérfaj, 39 futrinkaféle, 5 kaszáspók, és 64 egyéb pókfaj került elő.

A szakirodalom tanulsága alapján a temetők és templomkertek akár helyenként sok évszázada megőrzött élővilágát manapság számos tényező veszélyezteti: ezek között az egyik meghatározó tényező az idegenhonos növények térhódítása. KRIGAS & KOKKINI (2004) Thesszaloniki idegenhonos urbán flórát felmérő tanulmányában 62 fajt vesz számba, és a Zeintelik temetőből 17 fajt, az Ag. Ioannis görög és brit

temetőiből pedig összesen 24 idegenhonos fajt ismertet. Ugyan a szerzők borítási értékeket nem közölnek, jelen szemle szerzői megfigyelései alapján is kijelenthetjük, hogy az adventív, invázióra is képes növények átalakíthatják a temetők képét, és veszélyeztethetik az őshonos flórát: a Kárpát-medencét vizsgáló kutatásaink során 1396 temetőből 42 esetben észleltük legalább egy inváziós növényfaj jelenlétét (LÖKI. *et al.* publikálatlan). TRZASKOWSKA & KARZMARZ (2013) Lublin (Lengyelország) 7 vizsgált temetőjéből 4 veszélyes, inváziós fajt (*Solidago canadensis*, *Reynoutria japonica*, *Erigeron annuus*, *Conyza canadensis*), említ meg, melyek folyamatosan terjednek. RUTKOVSKA és társai (2011) Daugavpils (Lettország) 10 temetőjének invazív flóráját vizsgálta, ahol összesen 49 idegenhonos inváziós növényt figyeltek meg (melyek közül a *Spiraea chamaedryfolia*, és a *Syringa vulgaris* az összes temetőben jelen volt), és a szerzők szerint a temetők területe, és az invazív fajok száma között erős korreláció van. Ugyan az adventív fajok ültetésének intenzitása világszerte, valamint vallásoktól függően különbözik: Tunéziában például a temetőkről született egyetlen rövid botanikai tanulmány szerint egyáltalán nem divat (BRANDES 2011), illetve PALACZ (1996) szerint Lengyelországban a zsidó kultúra is abszolút mellőzi a dísnövények ültetését, és a sírok növényekkel való díszítését is. Hagyományosan azonban számos kultúra is az örökzöld fajokat (pl. ciprus - *Cupressus sempervirens*, és puszpáng - *Buxus* spp. fajok) kultiválja, és tartja a földöntúli öröklét szép szimbólumának (SABO *et al.* 2010).

A dísnövények egy jelentős része képtelen az invázióra, ám néhány faj igen, ezek pedig gyökeresen átalakíthatják az urbán környezet képét, megváltoztathatják ezzel a termőhelyi viszonyokat, számos érzékenyebb natív faj pedig az inváziós növényekkel képtelen versenyre kelni. Számos tanulmány ismert világszerte azzal kapcsolatban, hogy az urbán

környezetben a flóra mekkora hányada idegenhonos, ez a szám pedig kivétel nélkül minden vizsgált helyen kifejezetten magas: az Egyesült Királyságban 61 kertben talált 1166 fajnak 70%-a (SMITH *et al.* 2006); Trabzon urbán flórájának ~75 %-a (ACAR *et al.* 2007); Csehország 174 urbán lokalitásában vizsgált 1834 növényfajának pedig 77 %-a (PERGL *et al.* 2016) Ugyan a temetőekben világszerte nagy divatja van a különböző lágyszárú dísznövények ültetésének, azonban pár inváziós faj kivételével a legtöbbjük gyökeresen nem alakítja át az élőhelyet, és állandó emberi gondozás hiányában elpusztul; ellentétben a fásszárú fajokkal, melyek évtizedekkel az ember jelenléte után is jelen vannak, és sokszor dominánsan meghatározzák a temető képét. Meglátásunk szerint a hagyományok követése, így az idegenhonos fajok mérsékelt ültetése eddig fenntarthatónak tűnik az elmúlt évszázadok fényében, ám a temetők vegetációjának gyökeres átalakítása mindenképpen kedvezőtlen a biodiverzitás fenntartásának tekintetében, így az invázióra különösen hajlamos dísznövényeket érdemes lenne invázióra kevésbé alkalmas növények telepítésével.

Komoly természetkárosító hatása lehet a peszticideknek, és egyéb kemikáliáknak, melyek a temetőben található szemétből származnak. IGNATOWICZ (2008) természetes vizek (folyóvizek, talajvíz) peszticid és nehézfém tartalmát vizsgálta Lengyelországban, egy temető közvetlen szomszédságában, összesen 24 mintavételi helyen. Megállapította, hogy a kutak és folyók egyaránt fertőzöttek peszticidekkel, melyek a temetőből szivárognak, valamint összesen 47 biológiailag aktív anyagot monitorozott. A talajvízben összesen 3 nehézfém határértéke haladta meg az ivóvízre érvényes határértékeket. UCISIK *et al.* (1998) a temetők környezetre gyakorolt hatásával foglalkozó áttekintő munkájának egyik konklúziója, hogy az eltemetett testek szennyezhetik a talajvizet, így

bármely elérhető forrás, víznyelő stb. pontos lokációjától legalább 250 m-re kell eltemetni a halottakat. STOWE JR. (2001) szerzőtársaival arra hívja fel a figyelmet, hogy míg régen a temetés vagy hamvasztás során kizárólag természetes anyagok kerültek vissza a talajba és a temetőbe, manapság a temetőben különféle konténerek és egyéb mesterséges tárgyak tartalmazzak nehézfémeket, lakkokat, tömítőanyagokat, tartósítószeret és különféle toxinokat, melyek mind-mind szennyezik közvetlen környezetüket. A szerzők kitérnek ezen túl a tőzeg kertészeti használatára is, mint tájba nem illő megoldás alkalmazására, és a „zöld” (kemikáliáktól és egyéb modern temetési kellékektől mentes) temetések alkalmazását ajánlják, a módszer jóval kisebb környezeti terhelése miatt; ugyanígy vélekedik HOLDEN & McDONALD (2017) is, akik a természeti értékekről szóló ismert szakirodalom áttekintése után egyértelműen a zöld, kis ökológiai lábnyomú temetések mellett teszik le a voksukat.

A temetőkre leselkednek újabban más huszonegyedik századi ártalmak is: IGNATIEVA (2015) számol be az urbán környezet generális homogenizálódásáról, mivel a modern urbán tájak szimbóluma újabban a rövidre nyírt, zöld gyeppel, melyet ráadásul a nyugati társadalmak lakossága a kollektív ízlés változása miatt mára egyöntetűen természetesnek ítél meg. MOOREHOUSE & HASSEN (2004) szerint az észak-amerikai közösségek a túlárpolt, rövid fűvű temetőket favorizálják, és a természetes magasfűvű préri utolsó foltjait őrző temetőit elhagyatottnak, vagy kezeletlennek titulálják. Egyes szerzők temető kezeléséről szóló könyvében több, a temető természetes élővilágára ártalmas kezelési mód preferált, úgy Magyarországon, mint a nagyvilágban: SELÉNDY (1972) szerint *„...ha a gyeppel már elérte a 8 cm nagyságot, a levélfelület 2/3-át sárlózni kell azonos hosszúságúra, és igazítsuk utána fűnyíró ollóval, hogy a vágásfelület sima legyen”*. A MARYLAND-NATIONAL CAPITAL PARK AND PLANNING COMMISSION

(2010) szerint a tájkép és a vegetáció temetőbeli fenntartásának érdekében „el kell távolítani a halott fákat és ágakat” (habár a kiadvány örvendetes módon bátorítja az olvasókat a gyomirtók mellőzésére, vagy a cserjeégetés alternatív módszerekkel való helyettesítésére); ugyanerre buzdítja az olvasókat HAMILTON (2008) egy charlestoni temető kapcsán, csak ő a kisméretű növények maradéktalan eltávolításával egyetemben. A szerző ezen túl a nagytermetű, idős fák eltávolítása mellett is károsodik, mielőtt *„elkezdénének valamilyen problémát okozni”*. Ezen túl a nagyobb temetőkben a mai temetkezési trendek miatt a márvány és beton sírhantok zsúfolt megjelenése kedvezőtlen körülményekkel szolgál az élővilág természetes tagjai számára, így a mai világban általános, hogy a tájképileg és természetileg legszebb, legértékesebb temetők kis falvak szomszédságából kerülnek elő. POCSAI & TÓTH (1990) szerint ma két szélsőség mellett (a vagyonokba kerülő, túldíszített, *„agyonmárványozott kripták”*, illetve a gyomokkal borított sírhalmok, kidőlt-bedőlt fejfákkal) a középutat a jól-rosszul beültetett műkő keretek egyhangúsága képviseli. *„Az uniformizált betonházakban lakó emberek holtukban is uniformizált betonkeretek közé költöznek. Itt már nem érvényesülnek vallási hagyományok (esetleg a név mellé vésett kereszt vagy kehely tesz még különbséget), hiányoznak a személyes, patetikus sírversek, búcsúzó mondatok, a feliratok csupán tényközlésre szorítkoznak. Sajnos nemigen érvényesülnek népi hagyományok sem, pedig lenne miből meríteni, sőt jó példákat nemcsak a múltba tekintve, hanem határainkon túl is láthatnánk.”*

Szent, szakrális élőhelyek révén fontos kitérni a vallásos hit kiváltotta szokások és tabuk erodálódására, ezáltal a temetői hagyományok megváltozására is az új érában. A hit, a vallásos tabuk, és az egyéb rituálék védelmi ereje a temetők és szent ligetek számára számos helyen kezd eltűnni a világban, pedig sokszor a tabuk, szokások és babonák védik a

világ számos országában hagyományosan a temetkezési helyeket, hiszen tradicionálisan a túlvilág, és a hozzá kapcsolódó rituálék évezredek keresztül egy tisztelni (és részben félni) való reprezentációként jelennek meg az archaikus ember szokásvilágában: többek között ezért is feltételezik szakemberek, hogy a növényzet, illetve az élővilág egyes kitüntetett elemei elsősorban kegyeleti okokból élhetnek túl háborítatlanul temetőkből. PLUMWOOD (2007) egyenesen „*Temetői háborúk*” főcímmel harangozza be publikációja mondanivalóját: a szerző rendkívül nehezményezi, hogy a Major’s Creek (Ausztrália) temető természetes vegetációját (köztük három ritka orchidea számos egyedét) nem sikerült megmenteni az elmúlt évtizedben a helyi közösség pusztító tevékenységei elől. A szerző szerint a kudarc megkérdőjelezi a hivatalos szervek biodiverzitás tényleges védelme felőli elkötelezettségét, és kérdéseket vet fel a vidéki kultúrával, és a helyi lakosság biodiverzitás megőrzésben betöltött valós elköteleződésével kapcsolatban.

3.2 Az eredmények értékelése és következtetések

A temetkezési helyek biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepét tárgyaló irodalom az elmúlt évtizedben örvendetes mennyiségű tanulmánnyal gyarapodott. A feldolgozott tanulmányokat summázva az alábbi fő irányvonalak, tendenciák állapíthatók meg: (1) A temetkezési helyek természeti értékeinek kutatása manapság javarészt Európában a nyugati, világszerte az iparosodott, fejlett országokban, valamint a világ egyéb okokból egy-két kitüntetett helyén (Távol-Kelet) kutatott, így földrajzilag kifejezetten restriktív. Azokban az országokban, ahol az eredeti élőhelyek gyökeresen át lettek alakítva, az urbán környezethez tartozó utolsó mentsvárak a többé-kevésbé természetes állapotban fennmaradt temetőik, így a kutatók figyelme feléjük fordulhatott, ám a tájképileg kevésbé átalakított országokban talán a jobb állapotú, természetes élőhelyek nagyobb száma és kiterjedése miatt a temetőik lokális szerepe és jelentősége még nincs felmérve. (2) A kutatók a szemle tanulsága szerint előnyben részesítették a feltűnő, könnyen detektálható, esetleg a természetszerű élőhelyekre indikátornak („*zászlóshajó fajnak*”) minősülő, és könnyen vizsgálható állat és növényfajokat, illetve generálisan a vegetáció vizsgálatát. A jelenség természetesen általánosságban igaz az élővilágot vizsgáló tanulmányokra, ám a temetőik jó modelljei lehetnének több összehasonlító, több élőlénycsoportot, és/vagy több földrajzi helyszínen vizsgáló, netalán az urbán környezet szigetbiogeográfiáját vizsgáló tanulmánynak. (3) Általánosságban elmondható, hogy a temetőik faunájáról kevesebb tanulmány született eddig, mint a növényvilágáról. (4) A kutatók előtt továbbra is ismeretlen, hogy a temetőik mely földrajzi és környezeti adottságai befolyásolják élőviláguk sokszínűségét és eredetiségét, illetve a temetőik kezelési menedzsmentje hogyan befolyásolja az élővilágot. Kevés tematikus,

összehasonlító tanulmány (pl. LÖKI *et al.* 2015, LÖKI *et al.* 2019 MOLNÁR V. *et al.* 2017a, b, d), vagy szemle (vö. VEZZANI 2007, DEÁK *et al.* 2016) született még a temetkezési helyek biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepéről, így komplex tendenciák, nagyobb jellegű ökológiai összefüggések, valamint mikroléptékű, különböző élőhelykezelési menedzsment okozta eltérések hatásai egyaránt rejtve maradhatnak a kutatók előtt. A téma kibontása azért is kiemelt fontossággal bírna, mert jelen fejezet tanulsága szerint egyáltalán nem általános, hogy a temetők minden esetben jelentős, tájléptékben is kiemelkedő biodiverzitás őrzői: jópár dokumentált esetben vagy relatíve fajszegények, vagy magas az idegenhonos fajok aránya területükön (pl. KRIGAS & KOKKINI 2004); az ezekért felelős összefüggéseket vagy kezelési módszereket jelenlegi ismereteink szerint a szakemberek pedig még nem tudják megindokolni.

(5) Jelenleg nem ismertek olyan tanulmányok, melyek a helyi tájképi szintbe illesztve számszerűsítik a temetők konzervációs jelentőségét az adott régióban (BARRETT & BARRETT 2001). A téma kibontása időszerű lenne, hiszen habár számos élőlénycsoport esetében egyértelműen nagyszámú populációk élnek a temetőkben, továbbra is kérdéses, mennyire jelentős a szerepük nagyobb kitekintésben, valamint a jelentősen feldarabolódott, izolált foltokkal bíró tájban bizonyos élőlények számára ökológiai csapdaként működnek-e a temetők, vagy nem? Törökországi orchideák vizsgálata alapján az orchideák esetében legalább néhány helyen valószínűsíthetően nem; két orchideafaj, az őszi füzértkerecs (*Spiranthes spiralis*) és a Robert-sallangvirág (*Himantoglossum robertianum*) termésképzési sikerességének több tíz temetőben való felmérése után megállapítható, hogy a temetőkben élő populációk legalább más Európai populációkra jellemző, vagy afölötti mennyiségű termést érlelnek (MOLNÁR V. *et al.* publikálatlan). E

megfigyelések részben összecsengenek egy másik másodlagos élőhely, az útszegélyek, útbevágások, mint ökológiai csapdák kutatásaival (FEKETE *et al.* 2017): a munka során nyolc európai országban vizsgáltunk három orchideafajt, mindhárom vizsgált fajnak (*Himantoglossum* spp.) jelentős állományait találtuk útszegélyeken. Az egyedek úttól mért távolsága nem mutatott egyenletes eloszlást, az orchideák átlagosan közelebb fordultak elő az az utakhoz, mint azt a véletlen alapján várhatnánk. Ez arra utal, hogy az útszegélyek rendszeres kezelése (kaszálás) növelheti a sallangvirágok megtelepedésének és túlélésének esélyét. Másrészt azt is megállapítottuk, hogy az utak közvetlen közelsége negatívan hat a reprodukzív sikerre, ami azzal lehet összefüggésben, hogy az utak közvetlen környezete ökológiai csapdaként működhet (vagyis e fajok kolonizálják a túlélés szempontjából kedvező, de a szaporodás szempontjából kedvezőtlen körülményeket kínáló élőhelyeket). Ugyanakkor az a tény, hogy immár huzamos ideje ismertek jelentős és életképes populációk útszegélyeken, arra utal, hogy a hagyományosan kezelt közutak szegélyei lehetővé tehetik a sallangvirág-populációk hosszú távú fennmaradását. (6) Több tanulmány egyik legfőbb záró tanulsága és egyben javaslata, hogy a temetők jelenlegi állapotában való megőrzése érdekében a legnagyobb erőfeszítéseket nem a törvényes, jog szabályozta természetvédelmi intézkedések előremozdítása érdekében kellene tenni, hanem helyette a helyi lakosság vallásos áhítatát, az adott területekhez köthető tabuk, szokások és rituálék összességét kellene megőrizni és támogatni, és egy ezeket a jellegzetességeket prioritásként kezelő, hosszú távú menedzsmentet minden esetben helyi viszonyokra adaptálva kidolgozni. A több szerző által egyaránt függetlenül jelentkező iránymutatás biztos, hogy hatásos és favorizálandó, hiszen a temetkezési helyeken világszerte tapasztalt magas biodiverzitás már a szimpla

jelenlétével is indikálja, hogy a pozitív megkülönböztetés esetükben működött, képesek voltak évszázadokig jórészt érintetlenül fennmaradni, és létüket manapság főleg csak a felgyorsult, változó világ új igényei, szüntelen „nyersanyagéhsége”, és az átalakuló, ősi szokásokra kevésbé támaszkodó emberi szokások veszélyeztetik. D’ALESSANDRO (2010) szerint Illinois államban a „*Short Pioneer Cemetery Prairie*” azért tudott fennmaradni évszázadokig, mert a temetkezési hely iránti tisztelet erősebb volt a bányaiipari érdekeknél, ám a szerző szerint ez nem igaz minden esetben, és az emberek profit vezette motivációi felül tudják írni a kegyhelyekre irányuló tabukat. (7) A téma népszerűsége a jövőben valószínűleg tovább nő, részben mert újabban lettek relatíve populárisak maguk a temetők élővilágát feltáró kutatások (a Google Tudóson „graveyard” ÉS „conservation” kulcsszavakra adott találatok száma 1970-2000 között: 2670, a „cemetery” és „conservation” 1970-2000: 10.800; „graveyard” és „conservation” 2000- napjainkig: 18.300; a „cemetery” és „conservation” 2000-napjainkig: 18.300), de az urbán környezetre irányuló kutatások is szintén fellendülőben vannak. [Az „urban ecology” kulcsszavakra a Google Tudós 2000-ig mintegy 764.000 találatot ad, míg 2000-óta 1.290.000-et, és egyre több a városi élővilágot vizsgáló tanulmány is világszerte (lásd pl. ADAMS 2005, ALTAY *et al.* 2012)]. Fontos kérdés ezen túl, hogy az urbán viszonyokat az élőlények milyen tulajdonságaik segítségével képesek „elviselni”: DUNCAN *et al.* (2011) összesen 11 növényi jelleg vizsgálatával kívántak meg erre a kérdésre választ adni városi környezetben; ám növények esetében a növényi funkcionális jellegek, és a temetkezési helyeken túlélő fajok közötti összefüggések vizsgálata is időszerű és fontos lenne. (8) Sajnálatos módon a temetők biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepe jelentősen felülértékelődött a mai világban, ám szerencse a

szerencsétlenségben, hogy a temetők, szent ligetek, és egyéb kegyhelyek jellegükből adódóan túlnyomó többségükben általánosan védve vannak a káros élőhely átalakító tevékenységektől. A temetők ugyan diszjunkt, apró kiterjedésű élőhelyek, ám a szemle egyik fő tanulsága, hogy így is szignifikáns értékőrzői lehetnek különböző élőlényeknek, illetve „lépő kövekként” funkcionálva földrajzi folyosóként is működhetnek az élővilág számos tagja számára. Ugyanakkor habár több tanulmány is vizsgálta diszjunkt élőhelyek szerepét különböző állatok populációk közötti migrálásában (pl. BRECKHEIMER *et al.* 2014), a növények, valamint egyéb élőlények urbán környezetben való terjedésével kapcsolatosan még számos kérdés felvethető, és vizsgálható.

A temetők területén található, számos esetben ritka élőlények védelme az élőhely jellegének obligát megőrzése, a zavarás vallási okokból történő kiküszöbölése miatt sokszor automatikusan megoldott; az érzékenyebb élőlényeket így pedig kizárólag a temetők kedvezőtlen kezelése veszélyeztetheti. Napjainkban egyre nagyobb teret ölt világszerte a különböző zöld területek kiterjedését csökkentő tevékenységek és építmények száma a temetőkben; erre szinte kizárólagos megoldást jelenthet a temetők kíméletes, a különböző jellemző élőlények igényeit előtérbe helyező kezelési mód (pl: motoros fűnyírók mellőzése, kézi, és megfelelő időközönként történő kaszálás, cserjeirtás csak indokolt esetben és vegetációs időn kívül, idős holtfák temetőben való hagyása a xilofág rovarok érdekében, stb.). A megfelelő, természetközeli vegetáció jelenléte pedig számos élőlény számára esszenciálisan fontos: két recens temetők élővilágával foglalkozó tanulmány (TRYJANOWSKI *et al.* 2017; MORELLI *et al.* 2018b) is kimutatta, hogy a terület nagysága, a fásszárú borítás, illetve a fák kora is pozitívan függött össze a temetőkben található madarak fajszerkezetével.

A legjobb, legnépszerűbb ismert temetők [melyre jó példa az egyébként urbán környezetbe ágyazott Kerkirában található Brit temető Korfun, ahol ismereteink szerint legalább 30 orchideafaj található meg, és évről évre professzionális és amatőr botanikusok egyaránt látogatják (SEATON *et al.* 2015)], természetkedvelő körökben már így is ismertek, és külön elbírálás alá esnek, ám sok helyen akár kiemelkedő értékű temetők védelme még nem megoldott. A szemle tanulsága szerint azonban több helyen a fejlődő országokban a helyi szokások és a lakosság odafigyelése mentette meg eddig a temetkezési helyek élővilágát, ez a példa pedig a nyugati országok számára is mindenképpen követendő: örvendetes közösségi kezdeményezés például az Egyesült Királyságban több helyen, a „road verge preserve”-ek mintájára kialakított, egyelőre nem törvényileg védett „churchyard/cemetery preserve”-ek, melyek a temető bejáratánál hirdetik az adott temetőben előforduló védett lepkéket vagy orchideákat, megkérve a hozzátartozókat a kíméletes látogatásra; habár természetesen a temetők élővilágára Angliában szakemberek is már felhívták a figyelmet (ZISENIS 1998). Az Egyesült Államokban, Illinois államban a temetők védelme ehhez hasonlóan törvényileg már megoldott: „préri temetőket és szavannákat” létesítettek több megyében, melyek „Nature Preserve”-ként működnek, és az eredeti vegetáció megőrzésére hivatottak (MOOREHOUSE & HASSEN 2004).

4. Törökországi temetők orchideái

4.1 Környezeti tényezők hatása a törökországi temetők orchideafldrájára [2]

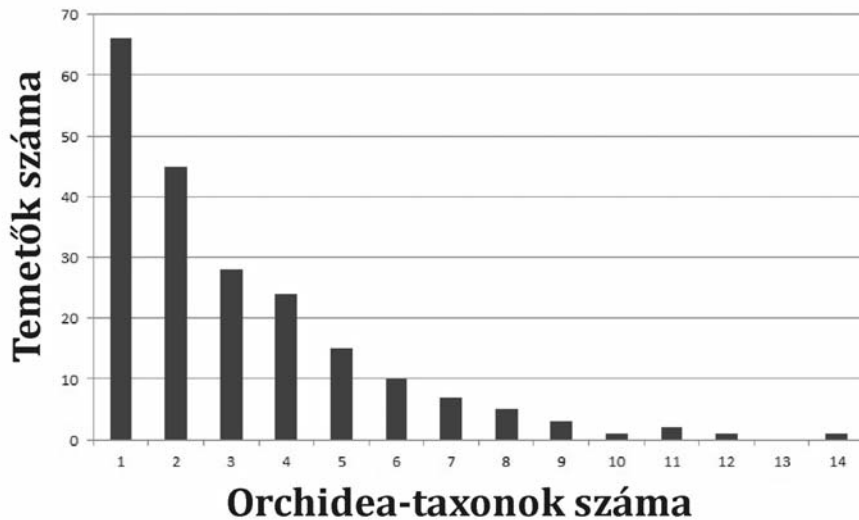
Erzurumlu et al. (2012): Eastern Mediterranean Region and Grows Orchids with the Threat of Habitat Characteristics to Investigate Factors

" Az elvégzett értékelések során megállapítást nyert, hogy a természetvédelmi területek nagyon fontosak az orchideafajok és az élőhelyek megőrzéséhez, és a temetők hatékonyan védik az orchideafajokat, annak ellenére, hogy ezek az élőhelyek ugyanúgy emberi hatások alatt vannak"

A vizsgált temetőkben összesen 86 orchidea taxont találtunk; ám jelentős különbségek figyelhetők meg a temetőkenti egyedszámok, a megyékben való előfordulások, és az egyes taxonok gyakorisága tekintetében. Az egyes taxonokat 1–18 megyében (átlag±SD = 3,3±3,3), és 1–68 temetőben (átlag±SD = 7,5±10,4) találtuk meg. A csak egy temetőben feltárt taxonok száma 30, míg a több mint tíz temetőben megtalálható fajok száma 21 volt. Egy adott temetőben 1–4220 egyeddet jegyeztünk fel (átlag±SD = 342±758). Öt taxon esetében csak egy egyeddet, hat taxon esetében pedig több mint 1000 egyeddet találtunk (2. táblázat).

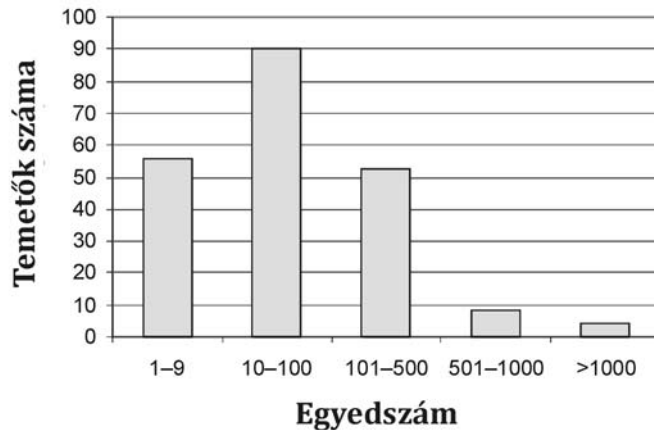
[2] A fejezet alapjául szolgáló publikáció:

Löki V., Tökölyi J., Süveges K., Lovas-Kiss Á., Hürkan K., Sramkó G. & Molnár V. A. (2015): The orchid flora of Turkish graveyards: a comprehensive field survey. – *Willdenowia* 45(2): 231–243.



8. ábra. A kosborfélék taxonjainak száma a 208 orchideás temetőben

A temetőekben talált átlagos fajszám (\pm szórás) $2,1 \pm 2,4$ volt. A legmagasabb fajszám egy temetőben 14 volt, de a legtöbb esetben (66 temető, 22%) csak egy orchideataxon volt jelen. Azok a temetők, amelyek tíz vagy több orchideataxon élőhelyei, rendkívül ritkának bizonyultak (5; 1,7%, 8. ábra). A legfajgazdagabb temetők Muğla (210., 207. sorszám), Antalya (16.), Bolu (64. sorszám) és Manisa (169. sorszám) megyékben voltak megtalálhatók. Ezek közül a helyek közül három temető korábban ismeretlen volt, beleértve az utolsó 13 fajos temetőt, mely egy florisztikai szempontból alig vizsgált megyéből került elő.



9. ábra. A kosborfélék összesített egyedszámának eloszlása az orchideás temetőekben

A temetőkénti átlagos orchidea egyedszám 96 ± 286 volt. A temetők túlnyomó többségében (90 temető, 30%) az orchideák egyedszáma tízes nagyságrendű volt. A tíz legnagyobb egyedszámmal rendelkező temető (több mint 800 orchidea egyed) Muğla (négy temető), Antalya (három temető), valamint Manisa, Mersin és Sakarya (egy-egy temető) megyékben volt jelen. Egy temetőben 1000-nél több orchideát csak három alkalommal detektáltunk (1%, 9. ábra).

2. táblázat. A törökországi temetőekben 2014-ben megtalált orchideafajok (62–66. oldalak)

Taxon	Temetők száma	Megyék száma	Észlelt egyedek össz. száma
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) L. C. M. Richard	68	18	3509
<i>Ophrys lutea</i> Cavanilles subsp. <i>minor</i> (Todaro) O. & E. Danesch	36	8	4220
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz s. l.	31	13	712
<i>Himantoglossum jankae</i> Somlyay, Kreutz & Óvári	29	9	1128
<i>Serapias bergonii</i> E.G.Camus, P Bergon & A. Camus subsp. <i>politisi</i> (Renz) Kreutz	27	4	3447
<i>Anacamptis sancta</i> (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	25	4	1063

Taxon	Temetők száma	Megyék száma	Észlelt egyedek össz. száma
<i>Ophrys oestriifera</i> F. A. Marschall von Bieberstein subsp. <i>Oestriifera</i>	22	10	454
<i>Ophrys mammosa</i> Desfontaines subsp. <i>Mammosa</i>	20	8	871
<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Swartz var. <i>abortivum</i>	20	8	361
<i>Anacamptis coriophora</i> (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase subsp. <i>fragrans</i> (Pollini) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	16	6	2470
<i>Himantoglossum comperianum</i> (Steven) P. Delforge	16	8	318
<i>Neotinea tridentata</i> (Scopoli) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	16	9	255
<i>Himantoglossum robertianum</i> (Loiseleur) P. Delforge	16	3	225
<i>Spiranthes spiralis</i> (L.) Chevallier	15	7	886
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Reichenbach subsp. <i>chlorantha</i>	15	9	146
<i>Orchis simia</i> Lamarck	14	9	271
<i>Cephalanthera epipactoides</i> Fischer & C. A. Meyer	13	8	190
<i>Cephalanthera rubra</i> (L.) L.C.M. Richard	13	7	164
<i>Himantoglossum caprinum</i> (M. Bieb.) Sprengel	11	7	184
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Miller) Druce	11	7	83
<i>Ophrys apifera</i> Hudson	11	5	76
<i>Serapias bergonii</i> E.G.Camus, P Bergon & A. Camus subsp. <i>bergonii</i>	9	3	958
<i>Ophrys speculum</i> Link var. <i>orientalis</i> (H. F. Paulus) Kreutz	9	5	196
<i>Cephalanthera kurdica</i> Bornmüller	8	2	986
<i>Dactylorhiza urvilleana</i> (Steudel) H. Baumann & Künkele subsp. <i>urvilleana</i>	8	3	397
<i>Epipactis microphylla</i> (Ehrhart) Swartz	8	6	53
<i>Ophrys candica</i> W. Greuter, Matthäs & Risse var. <i>minoa</i> (C. A. Alibertis) H. F. Paulus, E. Gügel & D. & Rückbrodt	7	2	424
<i>Orchis purpurea</i> Hudson subsp. <i>purpurea</i>	7	5	51
<i>Orchis anatolica</i> Boissier	6	4	400
<i>Orchis provincialis</i> Balbis ex Lamarck & De Candolle	6	4	118
<i>Ophrys reinholdii</i> Spruner ex H. Fleischmann	6	2	86
<i>Orchis italica</i> Poiret	6	5	25

Taxon	Temetők száma	Megyék száma	Észlelt egyedek össz. száma
<i>Anacamptis morio</i> (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase subsp. <i>caucasica</i> (K. Koch) H. Kretzschmar, Eccarius & H. Dietrich	5	3	279
<i>Ophrys argolica</i> H. Fleischmann subsp. <i>lucis</i> (Kalteisen & H. R. Reinhard) H. A. Pedersen & Faurholdt	5	2	39
<i>Neotinea maculate</i> (Desfontaines) Stearn	4	3	534
<i>Ophrys holoserica</i> (N. L. Burman) Greuter subsp. <i>episcopalis</i> (Poiret) Kreutz	4	3	101
<i>Ophrys phrygia</i> H. Fleischmann & Bornmüller	4	2	994
<i>Ophrys bombyliflora</i> Link	4	2	253
<i>Ophrys straussii</i> H. Fleischmann & Bornmüller subsp. <i>Straussi</i>	4	2	228
<i>Serapias levantina</i> H. Baumann & Künkele subsp. <i>feldwegiana</i> (H. Baumann & Künkele) H. Baumann & R. Lorenz	4	3	168
<i>Anacamptis morio</i> (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase subsp. <i>syriaca</i> (Boissier ex H. Baumann & Künkele) H. Kretzschmar, Eccarius & H. Dietrich	3	1	182
<i>Ophrys holoserica</i> (N. L. Burman) Greuter subsp. <i>heterochila</i> Renz & Taubenheim	3	1	91
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Brown	3	2	46
<i>Orchis mascula</i> L. (Boissier & Kotschy) subsp. <i>pinetorum</i> E. G. Camus, P. Bergon & A. Camus	3	2	33
<i>Ophrys tenthredinifera</i> Willdenow subsp. <i>villosa</i> (Desfontaines) H. Baumann & Künkele	3	1	14
<i>Epipactis persica</i> (Soó) Nannfeldt	3	2	13
<i>Ophrys umbilicata</i> Desfontaines subsp. <i>umbilicata</i>	3	3	5
<i>Ophrys sphegodes</i> Miller subsp. <i>herae</i> (M. Hirth & Spaeth) Kreutz	2	2	241
<i>Anacamptis papilionacea</i> (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase subsp. <i>papilionacea</i>	2	2	23
<i>Ophrys fusca</i> Link subsp. <i>leucadica</i> (Renz) H. Kretzschmar	2	1	22
<i>Ophrys iricolor</i> Desfontaines	2	1	13
<i>Cephalanthera kotschyana</i> Renz & Taubenheim	2	2	12
<i>Ophrys lutea</i> Cavanilles subsp. <i>phryganae</i> (J. Devillers-Terschuren & P. Devillers) F. Melki	2	2	7

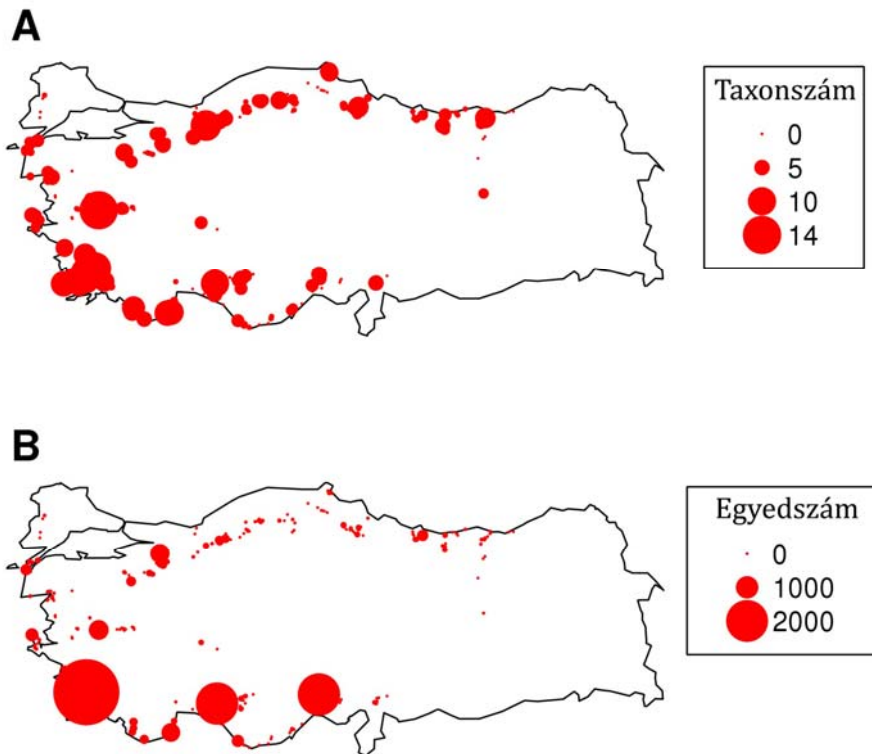
Taxon	Temetők száma	Megyék száma	Észlelt egyedek össz. száma
<i>Steveniella satyrioides</i> (Sprengel) Schlechter	2	2	5
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) K. Fritsch	2	1	4
<i>Ophrys mammosa</i> Desfontaines subsp. <i>leocophtalma</i> (J. Devillers-Terschuren & P. Devillers) Kreutz	2	1	4
<i>Ophrys kreutzii</i> W. Hahn, R. Wegener & J. Mast de Maeght	1	1	80
<i>Ophrys ulpinara</i> Hahn, Passin & Wegener	1	1	80
<i>Ophrys konyana</i> Kreutz & Ruedi Peter	1	1	70
<i>Dactylorhiza iberica</i> (F. A. Marschall von Bieberstein ex Willdenow) Soó	1	1	50
<i>Orchis punctulata</i> Stenev ex Lindley	1	1	48
<i>Ophrys mammosa</i> Desfontaines subsp. <i>posteria</i> B. & H. Baumann	1	1	45
<i>Ophrys subfusca</i> (Reichenbach fil.) Hausknecht subsp. <i>blitopertha</i> (H. F. Paulus & Gack) Kreutz	1	1	35
<i>Ophrys ferrum-equinum</i> Desfontaines subsp. <i>ferrum-equinum</i>	1	1	30
<i>Ophrys lycia</i> Renz & Taubenheim	1	1	28
<i>Dactylorhiza romana</i> (Sebastiani) Soó subsp. <i>romana</i>	1	1	25
<i>Himantoglossum montis-aurii</i> Kreutz & W. Lüders	1	1	25
<i>Ophrys oestrifera</i> F. A. Marschall von Bieberstein subsp. <i>minutula</i> (Gözl & H. R. Reinhard) Kreutz	1	1	22
<i>Anacamptis collina</i> (Banks & Solander ex Russel) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	1	1	20
<i>Ophr. holoserica</i> (N. L. Burman) Greuter subsp. <i>homeri</i> (M. Hirth & H. Spaeth) Kreutz	1	1	20
<i>Orchis sezikiana</i> B. & H. Baumann	1	1	20
<i>Ophrys umbilicata</i> Desfontaines subsp. <i>bucephala</i> (Gözl & H. R. Reinhard) B. Biel	1	1	18
<i>Anacamptis coriophora</i> (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase subsp. <i>coriophora</i>	1	1	15
<i>Ophrys sphegodes</i> Miller subsp. <i>caucasica</i> (Woronow ex Grossheim) Soó	1	1	14
<i>Ophrys candica</i> W. Greuter, Matthäs & Risse subsp. <i>lyciensis</i> (Paulus, Gügel, D. & U. Rückbrodt) Kreutz	1	1	10
<i>Ophrys heldreichii</i> Schlechter subsp. <i>calypsus</i> (M. Hirth & H. Spaeth) Kreutz	1	1	10

Taxon	Temetők száma	Megyék száma	Észlelt egyedek össz. száma
<i>Ophrys oblita</i> Kreutz, Gügel & Hahn	1	1	9
<i>Epipogium aphyllum</i> Swartz	1	1	7
<i>Ophrys amanensis</i> (E. Nelson ex Renz & Taubenheim) P. Delforge subsp. <i>antalyensis</i> (Kreutz & Seckel) Kreutz	1	1	6
<i>Ophrys bornmuelleri</i> M. Schulze subsp. <i>bornmuelleri</i>	1	1	5
<i>Ophrys levantina</i> Gözl & H. R. Reinhard subsp. <i>levantina</i>	1	1	5
<i>Dactylorhiza saccifera</i> (Brongniart) Soó subsp. <i>saccifera</i>	1	1	1
<i>Epipactis condensata</i> Boissier ex D. P. Young	1	1	1
<i>Listera ovata</i> (L.) R. Brown in W.T. Aiton	1	1	1
<i>Neotinea lactea</i> (Poiret) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase	1	1	1
<i>Ophrys transhyrcana</i> Czerniakowska subsp. <i>mouterdeana</i> (B. H. Baumann) Kreutz	1	1	1

Mind a taxonok, mint az egyedszámok tekintetében délnyugati koncentráció figyelhető meg (3. táblázat): a szélesség, a hosszúság, és a közötti interakciója szignifikánsan összefüggött az orchideataxonok számával (10. ábra A); ezen kívül a tengerszint feletti magasság is pozitív hatással volt az orchideataxonok jelenlétére. Ezek az összefüggések nem változtak, mikor a temető területe (mely nem volt szignifikánsan összefüggésbe hozható a fajszámmal) el lett távolítva a modellből.

Az orchideataxonok biogeográfiai mintázatának elemzése alapvetően azonos mintázatot tárt fel az elérhető irodalmi adatokkal és a gyűjtött 2014-es adatokkal: a földrajzi szélesség (estimate = -1,470, SE = 0,256, t = -5,743, p <0,001) és a földrajzi hosszúság (estimate = -1,743, SE = 0,300, t = -5,826, p <0,001) szignifikáns negatív összefüggést mutatott, míg szignifikáns pozitív interakció volt megfigyelhető földrajzi hosszúság és szélesség között (estimate = 0,043, SE = 0,008, t = -5,698, p <0,001), ami azt jelzi, hogy a taxonok száma észak és kelet felé nagyobb arányban

csökken, mint dél és nyugat felé (vagyis a taxonszám a délnyugati területeken a legmagasabb).



10. ábra. Az orchideataxonok temetőnkénti száma (A) és a kosborfélék összesített egyedszáma (B) a vizsgált temetőkből

A temetőkből talált orchidea egyedek száma szignifikáns negatív összefüggést mutatott a földrajzi szélességgel, és pozitív összefüggést mutatott a tengerszint feletti magassággal (3. táblázat, 10. ábra B), míg a hosszúság, illetve a szélesség és a hosszúság interakciója marginálisan volt szignifikáns. Ám mikor a nem szignifikáns prediktorok lépésenként el lettek távolítva a modellből, és csak a szélesség illetve a hosszúság maradt (például a tengerszint feletti magasság egyaránt el lett távolítva), mind a szélesség és a hosszúság negatív hatással volt az egyedek számára

(szélesség: becslés = -0,306, SE = 0,084, $t = -3,649$, $p < 0,001$; hosszúság: becslés = -0,099, SE = 0,044, $t = -2,251$, $p = 0,025$).

3. táblázat. A földrajzi helyzet hatása az orchideák temetőnkénti faj- és egyedszámára. Rövidítések magyarázata: **Est.** – paraméter becslés, **SE** – standard hiba, **t** – t -érték, **p** – szignifikancia szint

	Az orchidea taxonok temetőnkénti száma				Az orchidea egyedek temetőnkénti összesített száma			
	Est.	SE	t	p	Est.	SE	t	p
Intercept	66,977	16,091	4,162	<0,001	84,407	35,271	2,393	0,0173
Terület	0,009	0,038	0,247	0,805	0,088	0,064	1,394	0,164
Földr.	-1,628	0,408	-	<0,001	-1,955	0,904	-	0,031
Szélesség			3,993				2,164	
Földr.	-1,953	0,507	-	<0,001	-2,145	1,109	-	0,054
hosszúság			3,853				1,935	
Tszfm.	0,009	0,038	0,247	0,025	<0,001	<0,001	2,078	0,039
Földr.	0,048	0,013	3,730	<0,001	0,051	0,028	1,821	0,070
szélesség × hosszúság								

Munkánk során több figyelemre méltó florisztikai adatot is regisztráltunk. Összesen 20 *Anacamptis collina* egyedét mutattunk ki a Parlak (123-as sorszámú) temetőjéből (İzmir megye). Ez egy ritka orchideafajnak minősül Törökországban, mely elsősorban az ország déli részén fordul elő; KREUTZ & ÇOLAK (2009) szerint korábban ismeretlen volt a Çeşme-félszigetről. Megtaláltuk az *Anacamptis coriophora* subsp. *fragrans* egy tövét Dizdaroğlu (269. sorszámú) temetőjében és három tövet Taşmanlın (275.) temetőjében, mindkettőt Sinop megyében. Ez a taxon korábban ismeretlen volt a Fekete-tenger térségében. Nagy meglepetésünkre rátaláltunk az Európa és Ázsia szerte ritka *Epipogium aphyllum* egy állományára Haydarlar (142.) temetőjében, Kastamonu megyében. Ezt a faj Törökországban jelenleg mindössze 11 flóratérképezési négyzetből ismert, ezen kívül még hat négyzetből ismert korábbi (napjainkban meg nem erősített) előfordulása (KREUTZ & ÇOLAK

2009). Egy tő *Himantoglossum caprinum*-ot találtunk Haydarlar (142) és két példányt Yeşilova (149.) temetőiben, Kastamonu megyében. Ezek a feljegyzések a legnyugatibb előfordulásai a fajnak. A *Himantoglossum comperianum* kilenc-kilenc példányára akadtunk Davutlar temetőjében (82.), Bursa megyében és Ormandamı temetőjében (300.), Uşak megyében. Ez a faj eddig ismeretlen volt ezekben a megyékben. Három helyen találtunk új *H. jankae* előfordulásokat az adott megyére nézve: Hisarköy (39, 45, Balıkesir); Başıpınar (128 és 129, kettő és hat egyed, Karabük); és İkizkuyu (169, 30 egyed, Manisa). Két *H. robertianum* egyed került elő 820 m tengerszint feletti magasságban Ormandamı temetőjéből (300.), Uşak megyében. A faj a megyében korábban nem volt ismert, és egyben ez a rekord legészakibb és legnagyobb tengerszint feletti magasságú előfordulás Törökországban: KREUTZ & ÇOLAK (2009) a faj legmagasabb előfordulását 700 méterről jelzik.

A felmért 300 temetőből összesen 208-ban (69%) találtunk legalább egy orchidea taxont. Az összesen megtalált 86 orchideataxon a teljes török orchideaflóra 49,4% -át reprezentálja. Törökország teljes területe 780,580 km², a felmért temetők teljes területe pedig összesen megközelítőleg 420 hektár, így a török orchideaflóra felét pusztán az ország kb. 0,0005% -ból mutattuk ki. Ez a tény önmagában mutatja, hogy a temetők fontos szerepet játszanak a növényi sokféleség megőrzésében.

4. táblázat. A temetők néhány jellemzője a megyékben, melyekben legalább 6 temetőt megvizsgáltunk

Megye	Orchidea taxonok száma	Orchideás temetők aránya (%)	Vizsgált temetők száma	Orchidea-taxonok temetőnkénti átlagos(\pm SD) száma	Orchidea példányok temetőnkénti átlagos (\pm SD) száma
Muğla	33	96,2%	26	4,8 \pm 3,3	342 \pm 651
Antalya	31	87,5%	24	3,8 \pm 3,4	267 \pm 452
Bolu	18	81,8%	22	2,5 \pm 2,5	59 \pm 91
Mersin	18	65,0%	20	1,7 \pm 1,8	127 \pm 450
Manisa	17	50,0%	10	2,2 \pm 4,0	96 \pm 267
Kastamonu	14	69,2%	13	2,1 \pm 2,0	25 \pm 29
Balıkesir	14	63,6%	11	2,0 \pm 1,9	28 \pm 28
Sinop	13	54,5%	11	2,3 \pm 2,5	19 \pm 33
Aydın	12	83,3%	6	3,0 \pm 3,1	73 \pm 94
Konya	12	57,1%	14	1,5 \pm 1,9	39 \pm 61
Trabzon	11	43,8%	16	1,3 \pm 2,2	11 \pm 20
Samsun	10	72,2%	18	1,7 \pm 1,7	41 \pm 57
Giresun	10	69,2%	13	1,5 \pm 1,6	30 \pm 49
Sakarya	9	87,5%	8	2,3 \pm 1,5	144 \pm 225
Bursa	9	83,3%	6	2,3 \pm 2,3	76 \pm 144
Bilecik	9	71,4%	14	1,4 \pm 1,6	88 \pm 106
İzmir	8	72,7%	11	2,1 \pm 1,4	73 \pm 159
Çanakkale	7	87,5%	8	2,4 \pm 1,2	107 \pm 144
Osmaniye	7	66,7%	6	1,7 \pm 2,0	30 \pm 44
Ordu	6	69,2%	13	0,9 \pm 0,9	60 \pm 120
Karabük	5	80,0%	10	1,1 \pm 0,9	9 \pm 12
Uşak	4	33,3%	6	0,7 \pm 1,2	14 \pm 25

A temetők természetvédelmi jelentősége Törökország különböző régióban jelentősen eltérő lehet. A vizsgált területek közül két délnyugati megye, Muğla és Antalya kiemelkedik mind a fajszám, mind az egyedszám tekintetében (4. táblázat). Ez a megállapítás, amely összhangban áll az országban jelen lévő orchideák biogeográfiai mintázatával, világosan mutatja dél-nyugat Anatólia fontosságát a számos növényi diverzitási forrópont (CPD) egyikének megőrzésében a Földközi-tenger térségében (MÉDAIL & QUÉZEL 1999). Ez a régió kivételesen magas biológiai sokféleségnek ad otthont, és KREUTZ & ÇOLAK (2009) munkája, valamint a

mi felméréseink együttesen megerősítik ezt az orchideákra nézve, ami egyúttal azt sugallja, hogy a temetők felmérése lokálisan megfelelő stratégia lehet helyi flóra értékeinek becslésére.

Munkánk során bizonyítottuk, hogy az orchideák előfordulása török temetőekben nem ritka jelenség; a temetők így fontos szerepet játszhatnak az orchideák megőrzésében. Ez a tanulmány alapul szolgálhat további konzervációbiológiai kutatásokhoz a jövőben, mivel még mindig nyitott kérdésnek minősül, hogy a temetők mely abiotikus és biotikus környezeti határozzák meg természetvédelmi értéküket. Azonban bármely tényező is legyenek fontosak, felmérésünk ettől függetlenül azt mutatta, hogy az orchideataxonok száma nem függött össze a temető teljes területének nagyságától, ami egyértelműen arra utal, hogy még a kis temetők is nagy védelmi értékkel bírhatnak. Későbbi szisztematikus kutatások felfedheti ezeket a kis, rejtett, "védett szigeteket" a gyökeresen megváltozott tájban, és segíthet a biológiai sokféleség megőrzésében. Munkánk alapján valószínűsíthető, hogy a temetők hasonló jelentőséggel rendelkezhetnek más régiókban (például Kelet-Európában, a Balkán félszigeten, a Kaukázusban vagy a Közel-Keleten).

4.2 A temetők, mint a gumós orchideák menedékei Törökországban

[3]

Paracelsus: Válogatott írások

„...lám, a *Satyrion* gyökér, nem pont úgy néz ki, mint a hímivarú részek? Ezt senki sem vonhatja kétségbe. A mágikus tanok tanulsága szerint helyreállíthatja egy férfi erejét, és szenvedélyét”

A törökországi temetőkben történő felméréseink során 2014-ben a vizsgált 300 temetőből összesen 208-ban találtunk orchideákat (Löki *et al.* 2015, ill. 3.2. fejezet) 2015-ben pedig 174 temető közül 124-ben. Gumós orchideákat (melyeket potenciálisan érinthet a szálep gyűjtés) összesen 311 temetőben találtunk a 455 vizsgált temetőből (68,3%). Két esetben a kiásott vegetatív példányokat csak nemzetség szintjén tudtuk azonosítani (*Anacamptis sp.*, *Ophrys sp.*). Szálepgyűjtési tevékenységet a gumós orchideáknak otthont adó 311 temető közül összesen mindössze 14 temetőben figyeltük meg (4,5%) (5. táblázat, 11. ábra).

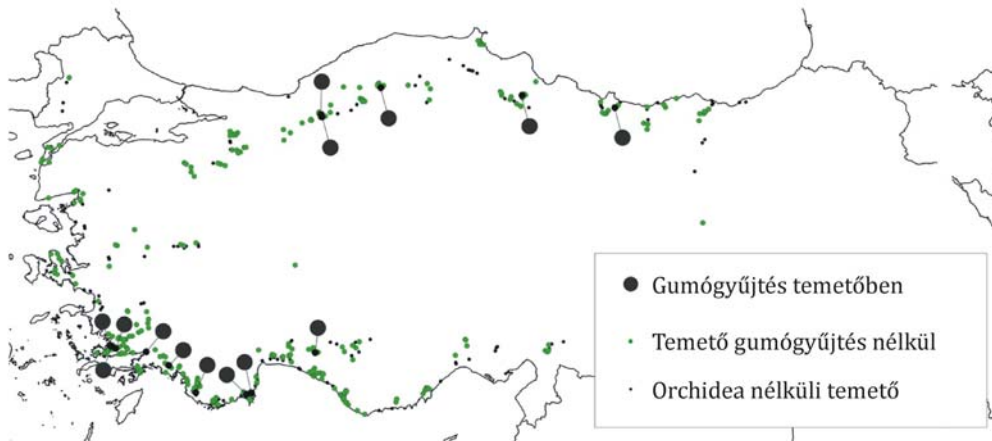
A gumók gyűjtése 3 nemzetség 17 fajának 530 egyedét érintette (6. táblázat). A gyűjtött példányok három nemzetségből kerültek ki: *Anacamptis* (44,4%), *Himantoglossum* (39,5%) és *Ophrys* (16,0%). A temetőkben a legjelentősebb gyűjtési aktivitást (8 temetőben) Muğla megyében figyeltük meg (11. ábra). A temetőben lévő megtalált egyedek

[3] A fejezet alapjául szolgáló publikációk:

Molnár V. A., Nagy T., **Löki V.**, Süveges, K., Takács A., Bódis J. & Tökölyi J. (2017d): Turkish graveyards as refuges for orchids against tuber harvest. – *Ecology and Evolution* **7**: 11257–11264.

Molnár V.A., Süveges K., Molnár Zs., **Löki V.** (2017c): Using local people's traditional ecological knowledge in discovery of rare plants: a case study from Turkey. – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **86**: 3541.

száma 6 és 172 között változott. A legnagyobb számban gyűjtött fajok a *Himantoglossum robertianum* (159 példány) és az *Anacamptis pyramidalis* (152 egyed) voltak. Leggyakrabban a *Himantoglossum robertianum*-ot (6 temetőben), a *Himantoglossum jankae*-t (3 temetőben), az *Anacamptis pyramidalis*-t (3 temetőben) és *Ophrys holoserica* subsp. *heterochila*-t (3 temetőben) gyűjtötték.



11. ábra. A vizsgált temetők elhelyezkedése és a temetőkben észlelt gumógyűjtési tevékenység

Az egy temetőben gyűjtött fajok száma 1 és 5 között változott. Azokban a temetőben, ahol száleggyűjtési aktivitást detektáltunk, a fajoknak átlagosan $37,0 \pm 20,8\%$ -át gyűjtötték. Két temetőben is kiásták a *H. robertianum* összes megtalálható egyedét. Ezt a fajt mindkét vizsgált évben összegyűjtötték Kemer és Meşelik (Muğla) településein; 2014-ben az egyedek 50%-át ásták ki, miközben 2015-ben Meşelikben az összes egyed, Kemerben pedig az egyedek 94%-át (5. táblázat). Az *Ophrys subfusca* subsp. *blithopertha* gyűjtését észleltük Bayır (Muğla) temetőjében, korábban ennek a taxonnak a szálep céljából történő gyűjtéséről nem számoltak be. Ezen kívül egy korábban ismeretlen

gyűjtési szokást figyeltünk meg: a gyűjtők mindkét gumót eltávolították az *Anacamptis pyramidalis* vegetatív egyedeiről Akyaka (Muğla) temetőjében.

5. táblázat – A temetők jellemzői, amelyekben gumógyűjtést tapasztaltunk. A fajnevek után a zárójelben először az összes észlelt egyedek száma, majd a kiásott példányok száma szerepel

No.	Település	Megye	Év	Gyűjtött taxonok
213	Meşelik	Muğla	2014	<i>Himantoglossum robertianum</i> (12/6)
213	Meşelik	Muğla	2015	<i>Himantoglossum robertianum</i> (8/8)
209	Kemer	Muğla	2014	<i>Himantoglossum robertianum</i> (20/9), <i>Ophrys speculum</i> var. <i>orientalis</i> (10/3)
209	Kemer	Muğla	2015	<i>Himantoglossum robertianum</i> (53/50), <i>Ophrys umbilicata</i> (3/1), <i>Anacamptis sancta</i> (50/10), <i>Ophrys tenthredinifera</i> subsp. <i>villosa</i> (8/8)
199	Çukurincir	Muğla	2014	<i>Anacamptis coriophora</i> subsp. <i>fragrans</i> (16/16)
10	Belen	Antalya	2014	<i>Ophrys candica</i> var. <i>Minoa</i> (200/2), <i>Anacamptis</i> subsp. <i>syriaca</i> (45/10)
16	Emiraşıklar	Antalya	2014	<i>Anacamptis pyramidalis</i> (200/2)
59	Afşar	Bolu	2014	<i>Himantoglossum jankae</i> (52/10)
222	Cevizlik	Ordu	2014	<i>Anacamptis pyramidalis</i> (400/50)
250	Alaçamderesi	Samsun	2014	<i>Himantoglossum caprinum</i> (3/2), <i>Himantoglossum comperianum</i> (6/1), <i>Himantoglossum jankae</i> (6/1)
140	Damla	Kastamonu	2014	<i>Himantoglossum jankae</i> (6/5)
77	Yayladınlar	Bolu	2014	<i>Himantoglossum jankae</i> (65/19)
195	Akyaka	Muğla	2015	<i>Anacamptis pyramidalis</i> (400/100), <i>Ophrys amanensis</i> subsp. <i>antalyensis</i> (14/2)
454	Tepearası	Muğla	2015	<i>Anacamptis</i> sp. (100/13), <i>Ophrys holoserica</i> subsp. <i>heterochila</i> (20/2), <i>Ophrys</i> sp. (2/1)
14	Beşikci	Antalya	2015	<i>Himantoglossum robertianum</i> (40/16), <i>Himantoglossum comperianum</i> (20/2), <i>Anacamptis morio</i> subsp. <i>syriaca</i> (500/5), <i>Ophrys holoserica</i> subsp. <i>heterochila</i> (30/1), <i>Ophrys lutea</i> subsp. <i>minor</i> (20/3)
400	Bayır	Muğla	2015	<i>Himantoglossum robertianum</i> (70/70), <i>Ophrys subfusca</i> subsp. <i>blitopertha</i> (1/1), <i>Anacamptis papilionacea</i> subsp. <i>messenica</i> (160/40), <i>Ophrys holoserica</i> subsp. <i>heterochila</i> (120/60), <i>Ophrys tenthredinifera</i> subsp. <i>villosa</i> (10/1)

A gumók gyűjtési kockázatát szignifikánsan negatívan befolyásolta az átlagos virágzási idő (7. táblázat), azaz a korai virágzású orchideákat

nagyobb valószínűséggel gyűjtik. Kevésbé jelentős pozitív összefüggést találtunk a gyűjtési gyakoriság és a leánygumó mérete között (7. táblázat). Ez a változó azonban kiesett a modell egyszerűsítési folyamata során.

6. táblázat. A temetőekben észlelt gumógyűjtési tevékenység adatai

Település / Év	Gyűjtött taxonok száma	Gyűjtött egyedek száma	Észlelt taxonok száma	Észlelt egyedek száma	Gyűjtött taxonok aránya (%)	Gyűjtött példányok aránya (%)
Meşelik / 2014	1	6	6	81	17	7
Meşelik / 2015	1	8	5	27	20	30
Kemer / 2014	2	12	8	133	25	9
Kemer / 2015	4	69	6	145	67	48
Çukurincir / 2014	1	16	6	246	17	7
Belen / 2014	2	12	9	806	22	1
Emiraşıklar / 2014	1	2	10	907	10	1
Afşar / 2014	1	10	5	243	20	4
Cevizlik / 2014	1	50	3	429	33	12
Alaçamderesi / 2014	3	4	7	115	43	3
Damla / 2014	1	5	4	59	25	8
Yayladınlar / 2014	1	19	2	299	50	6
Akyaka / 2015	2	102	3	454	67	22
Tepearası / 2015	3	16	4	127	75	13
Beşikci / 2015	5	27	9	1265	56	2
Bayır / 2015	5	172	11	563	45	31

7. táblázat. Teljes és minimális GLMM modellek a törökországi temetőkből tapasztalható fajspecifikus gyűjtési gyakoriság vizsgálatára. Minden magyarázó változót Box-Cox transzformáltunk

	Teljes modell		Minimális model	
	Est. (SE)	p-érték	Est. (SE)	p-érték
Virágzó hajtás magassága	-0,456 (0,977)	0,641		
Virágzási idő	-1,214 (0,617)	0,050	-1,282 (0,601)	0,033
Leánygumó térfogata	1,575 (0,903)	0,082		

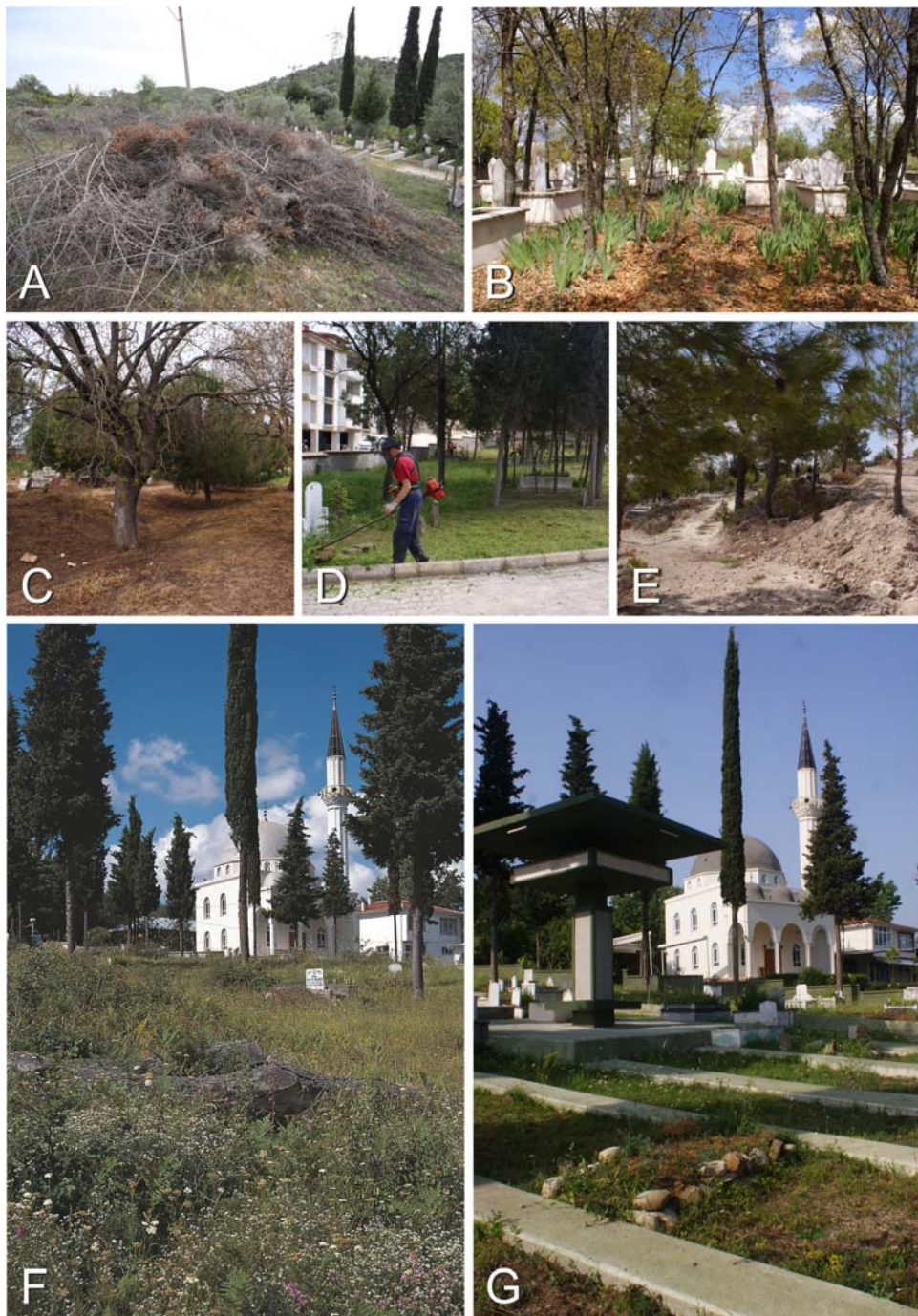
A szálepgyűjtés jelentős veszélyt jelent a törökországi orchideákra nézve, de csak néhány tanulmány vizsgálta tematikusan a gumógyűjtés mintázatait, és a fajok gyűjtési kockázatának változását. Feltételeztük, hogy a temetők védelmet nyújthatnak a szálepgyűjtési tevékenység elől különleges társadalmi-kulturális szerepük (és kegyeleti okok) miatt, ami megakadályozhatja a gumógyűjtési tevékenységet: e várakozással ellentétben azonban eredményeink azt mutatják, hogy a temetőkben is előfordul a szálep gyűjtése, ám mivel a gyűjtési intenzitás viszonylag alacsony a temetőkben, ezáltal ezek az élőhelyek bizonyos mértékű védelmet biztosítanak az itt előforduló gumós orchideáknak.

Bár a szálep gyűjtése Törökországban széles körben elterjedt, mindössze 14 temetőben (4,5%) találtunk, a gyűjtésre utaló nyomokat az összesen felmért 311, gumós orchideáknak otthont adó temetőből. Ez különösen annak fényében alacsony érték, hogy a szálepgyűjtés jelentős haszonnal kecsegtet (ÖZHATAY *et al.* 1997; KASPAREK & GRIMM 1999; GHORBANI *et al.* 2014). Mivel a temetőket viszonylag gyakran látogatja a helyi lakosság, a tapasztalt alacsony gyűjtési intenzitás valószínűleg alacsonyabb gyűjtési preferenciát jelent, nem pedig azt, hogy kisebb eséllyel veszik észre az orchideák egyedeit. Másrészt azokban a temetőkben, ahol szálepgyűjtést figyeltek meg, a betakarított egyedek

aránya majdnem mindig kisebb volt, mint a teljes populáció nagysága, ami azt jelzi, hogy nem minden fellelhető egyedet gyűjtöttek be (ez például akkor történhet meg, ha a gyűjtők elkerülik a sírok környékén történő ásást). A fenti tényezők következtében véleményünk szerint a tapasztalt szálepgyűjtési aktivitás ellenére életképes orchidea populációk maradhatnak fenn ezeken az antropogén hatású élőhelyeken. Erre szemléletes példa, hogy 10 orchidea faj erőteljes populációit (és korlátozott mértékű gyűjtési tevékenység nyomait) találtuk 2010-ben és 2014-ben Emiraşıklar egyik temetőjében, ahol Wagner 1996-ban azt tapasztalta, hogy "*minden egyes orchideát kiástak értékesítés céljából, csak a friss lyukak voltak láthatóak a területen*" (KREUTZ 1998: 128.). A vizsgálat során kimutatott mérték miatt a gumógyűjtés a törökországi temetőkben előforduló orchideák esetében valószínűleg nem legjelentősebb veszélyeztető tényező. Más antropogén tényezők, mint például a modern kezelési gyakorlat egyes elemei [például az eredeti fásszárú növényzet eltávolítása (12. ábra A), idegenhonos fajok terjedése (12. ábra B), herbicidek növekvő használata (12. ábra C), gyakori és motorizált fűnyírás (12. ábra D), a temetők beépítése (12. ábra E-G)], sokkal nagyobb aggodalomra adhatnak okot.

Bár a gyűjtés intenzitása viszonylag alacsonynak bizonyult a temetőkben, azt is megállapítottuk, hogy nem ugyanolyan intenzitással gyűjtik az egyes fajokat: a temetőkben való előfordulásukhoz képest néhány faj arányosan sokkal jobban érintett, mint mások. Három nemzetség (*Anacamptis*, *Himantoglossum* és *Ophrys*) esetében tapasztaltunk gyűjtést. A begyűjtött *Himantoglossum* egyedek jelentős aránya (39,5%) és az *Orchis* fajok mellőzése (0%) ellentétben áll egy korábbi iráni tanulmánnyal (GHORBANI *et al.* 2017). Számos, kölcsönösen nem kizárólagos magyarázat található erre az eltérésre. Először is,

ezeknek az orchideataxonok előfordulási gyakorisága eltérhet a vizsgálati helyek között, ami potenciálisan befolyásolhatja a gyűjtési gyakoriságukat. Másodszor, a gyűjtési preferenciák országonként eltérőek lehetnek. Harmadszor, lehetséges, hogy a gyűjtési stratégia a temetőben eltérő, például mert a betakarítók minimálisra szeretnék csökkenteni a zavarást, és csak a nagyra értékelt, értékesebb taxonok egyedeit gyűjtik össze. Annak megállapítása érdekében, hogy a gyűjtött egyedek fajösszetétele a jelen tanulmányban más élőhelyek esetében is jellemző-e, temetőkön kívülről származó gyűjtési aktivitásra vonatkozó további adatokra lenne szükség.



12. ábra. Ábrafelirat a 80. oldalon

12. ábra (a 79. oldalon). Példák a törökországi temetők növényvilágát veszélyeztető tényezőkre. A – Óshonos fásszárú növényzet eltávolítása (2014; Doruclar, Aydın). B – Intenzíven terjedő idegenhonos fajok (2014; *Iris germanica*; Ormandamı, Uşak). C – Herbiciddel leperzselt temető (2015; Direcik, Aydın). D – Gyakori és gépesített fűnyírás (2014; Germiyan, İzmir). E – Az eredeti vegetáció új utak és épületek létesítése miatt végzett földmunkák általi megsemmisítése (2014; Bozağaç, Mersin). F – Kabalı (Sinop) temetője, a *Himantoglossum jankae* termőhelye 1994-ben. A kép előterében egy nemrégiben kivágott tölgyfa tuskója látható. G – Kabalı (Sinop) temetője 20 évvel később (2014). Nem csupán a tölgyek, hanem tuskóik is eltűntek; a temetőben új, betonozott utak és épületek létesültek. Fényképek: A – szerző, B–E és G – A. Molnár V., F – C. A. J. Kreutz

A vizsgálatban feljegyzett gyűjtött egyedeken belül a kiásás valószínűsége nagyobb volt a korai virágzású fajok esetében. A virágzási idő, és a betakarítási kockázat viszonya a szálepgyűjtés korábbi ismeretei alapján értelmezhető: úgy tűnik, hogy az aktivitás tavasszal viszonylag rövid időszakra korlátozódik (SEZIK 2002a).

A gyűjtési időszak viszonylagos rövidegének hátterében talán az állhat, hogy az orchideák könnyebben észlelhetők virágzó állapotban és / vagy a gumók jobb állapotban vannak (azaz elegendő tápanyagot tartalmaznak a szálep kereskedelmi célú felhasználásához). Ez utóbbi magyarázatot alátámasztja az a tény, hogy a gyűjtők általában csak a friss, tömör leánygumókat gyűjtik össze, és az anyagumókat pedig a helyszínen hagyják (KASPAREK & GRIMM 1999); ám egy esetben kivételt észleltünk a felmérés során, mikor is mindkét gumót eltávolították a kiásott, a virágzás előtt álló példányokról). Az egyenlőtlen gyűjtési preferencia miatt a korai virágzású taxonok valószínűleg veszélyeztetettebbek, mint a késői virágzású fajok. A gumó méretének és a gyűjtési gyakoriság szignifikáns összefüggését tapasztaltuk, ami arra enged következtetni, hogy a nagy gumókkal rendelkező fajok nagyobb eséllyel lehetnek gyűjtés áldozatai. A jövőben azt is vizsgálni szükséges, hogy ezek az összefüggések érvényesek-e a temetőkön kívül gyűjtött orchideák esetében is.

1. szövegdoz. Kiegészítő adatok a gumógyűjtéssel kapcsolatban

A szálepsyűjtéssel kapcsolatban értékes információkhoz jutottunk Muğla megyében (MOLNÁR V. *et al.* 2017c). Çamlık községben megismerkedtünk egy gazdálkodó családdal, melynek családfője (Recep S.) a helyiek által gyűjtött, szárított orchideagumókkal is kereskedik. Édesanyja, a 85 éves Güllü S. az orchideagumók gyűjtését kislány korában, az édesapjától tanulta. Az éves betakarítási szezon március és április között, mintegy 1 hónapig tart. Ezidő alatt egy szorgalmas ember maximum 30–40 kg szárított orchideagumót tud összegyűjteni. A szálep elmondása szerint a faluhoz közeli erdőkből és legelőkön található, temetőben nem gyűjtött. Úgy látja, hogy az orchideák ugyanolyan gyakoriak, mint gyermekkorában (70–80 évvel ezelőtt). A gyűjtés során nem ássa ki a megtalált növények mindegyikét, csak néhányat, és a többit megkíméli. A következő fajokat nevezte meg: Tavşan topu („nyúlfarok”) – *Orchis italica*, Botanak – *Himantoglossum robertianum*. Interjúalanyunk szublexikális osztályozást alkalmazott: a *Serapias* és az *Ophrys* nemzetségek esetében a fajokat elkülönítette egymástól, de nem adott nekik külön nevet: az előbbieket Katur tırnađı („öszvér-pata”), utóbbiakat Kedi tırnađı („macskakarom”) néven említette. A helyi lakossággal történő eszmecsereknél közepette továbbá elsőként dokumentáltuk egyes orchideafajok (*Anacamptis papilionacea*, *Orchis italica* és *Himantoglossum robertianum*) ültetését konyhakertekbe, illetve Antalya megye Kadılar nevű településének temetőjében egy helyi lakos (a 76 éves Hasan K.) segítségével találtuk meg az általa „szálep”-ként ismert ritka *Orchis punctulata* Steven ex Lindley nevű faj jelentős állományát. Véleményünk szerint a gumókat gyűjtő lakosság segíthet a botanikusoknak és a természetvédőknek a ritka, veszélyeztetett orchidea-populációk új lelőhelyeinek megtalálásában, és így közvetve segíthetnek a populációk megőrzésében.

Összefoglalva, a török temetők továbbra is gazdag növényvilágnak adnak otthont, és fontos orchidea élőhelyeket képviselnek, annak ellenére, hogy területükön észlelhető a szálepsyűjtés. Eredményeink megerősítik, hogy a temetők fontos szerepet a biodiverzitás megőrzésében, és ez a szerepük nem korlátozódik a nagyvárosokra (McPHERSON & NILON 1987; KOCIAN *et al.* 2003; MUNSHI-SOUTH 2012; LATTA *et al.* 2013; BUTT *et al.* 2014; BUCHHOLZ *et al.* 2016; ČANÁDY & MOŠANSKÝ 2017), vagy azokra az esetekre, amikor a környező területeket jelentősen átalakították (MCBARRON *et al.* 1988; RUCH *et al.* 2014). Eredményeink hangsúlyozzák a temetők különleges kulturális-temetkezési szerepét a természeti erőforrások emberi használatának mérséklésében.

A mezőgazdasági intenzifikáció, és a gyorsan változó tájhasználat miatt valószínűleg a temetők szerepe és jelentősége tovább fog növekedni Törökország természeti örökségének megőrzésében. Következésképpen az életképes és értékes orchideapopulációk hosszú távú fenntartását (és ezen kívül más különböző organizmusokat is) feltétlenül támogatni kell. Egyrészt fontos, hogy a temetők társadalmi-kulturális, és természetvédelmi jelentőségének tudatosítsuk a török nyilvánosság előtt és döntéshozók körében. Másrészt az orchideák (természetvédelmi „zászlóshajó” csoport) hosszú távú megőrzése szempontjából fontos, hogy a temetőkben jelenleg tapasztalható szálep gyűjtés intenzitását lehetőleg csökkentsük, vagy legalábbis szinten tartsuk. Harmadrészt, adatsorunk segíthet a természetvédelmi szempontból legjelentősebb temetők kijelölésében és az orchideák megőrzésében, mivel véleményünk szerint az országos szintű hatósági, vagy legalább helyi önkormányzati szintű védelem fontos lenne minden több mint 5 orchideafajnak otthont adó temető esetében. Negyedrészt a szálep iránti növekvő (részben külföldi) kereslet kielégítésére szükséges lenne kidolgozni a gumós orchideák szabadföldi vagy szövettenyésztésen alapuló termesztésének technológiáját, elősegítve ezzel a vadon élő állományok fennmaradását. Eredményeink alapján a legnagyobb leánygumókkal rendelkező fajok (különösen *Himantoglossum* spp.) termesztése során várható a legnagyobb hozam.

4.3 A törökországi temetők természetvédelmi értékének prediktorai

- egy orchideás esettanulmány [4]

4.3.1 Az orchideák faj és egyedszáma

Müller G.A (1897): Letters from Constantinople.

„Azt hiszem, soha nem mentünk keresztül
a Boszporuszon úgy, hogy ne lássunk több fehér ruhás
fátyolos férfit, üldögélve a tiszta
szőnyegeiken, különösen a kiváltképpen csodálatos fák alatt,
világos zöld erdővel és tündöklő gyepel körülvéve a temető határán. ...”

A vizsgált temetők 76,9%-ában volt legalább egy orchideafaj megfigyelhető és összesen 127 orchideataxont regisztráltunk. Az egyetlen temetőben megtalált taxonok száma 52 volt, míg a tíz temetőben talált fajoké 41 volt. A legmagasabb egy temetőhöz tartozó összesített taxonszám 22, de a legtöbb esetben (148 temető, 23%), csak egy taxon fordult elő. A legalább 10 taxonnal rendelkező temetők rendkívül ritkák (17 temető, 2,6%). A legtöbb fajgazdag temetőt Muğla, Antalya, Bolu, Manisa, Samsun és Hatay megyékben találtuk. Az esetek többségében (52%) 100 példánynál kevesebbet találtunk a temetőkben, míg több mint 1000 példányt csak 19 temetőben (2,9%). A török temetők leggyakoribb orchideataxonjai az *Anacamptis pyramidalis* (95 temető), az *Ophrys lutea* subsp. *minor* (77 temető) és a *Spiranthes spiralis* (69 temető). A legnagyobb egyedszámban előkerült taxonok: *Serapias bergonii* subsp.

[4] A fejezet alapjául szolgáló publikáció:

Löki V., Molnár V. A., Süveges K., Helmut Heimeier., Takács A., Nagy T., Fekete R., Lovas-Kiss Á., C. A. J. Kreutz., Sramkó G., & Tökölyi J. (2019): Predictors of conservation value of Turkish cemeteries: A case study using orchids. – *Landscape and Urban Planning* 186: 36–44

politisi (7931 egyed), *Spiranthes spiralis* (6841 egyed) illetve az *Ophrys lutea* subsp. minor (5906 egyed).

4.3.2 A temetők természetvédelmi értéke települési gradiens mentén

A Vuong-teszt szerint a település típusának a fajgazdagságra és egyedszámra gyakorolt hatását vizsgáló ZINB-modellek szignifikánsan jobbak voltak, mint a ZIP-modellek (fajsám: $z = -5,90$, $p < 0,001$, egyedszám: $z = -17,35$, $p < 0,001$). A településtípusnak szignifikáns hatása volt az orchideafajok számára, az egyedszámra és a veszélyeztetett taxonok jelenlétére (8. táblázat); a falvak és kisvárosok temetőiben szignifikánsan több faj és egyed található, mint a nagyvárosokban. A nagyvárosok és kisvárosok temetői kevésbé alkalmasak a veszélyeztetett orchideák fennmaradására, mint a falvakéi.

8. táblázat. A településtípus hatása az orchideafajok és egyedek számára, a veszélyeztetett fajok jelenlétére 631 törökországi temetőben. Szignifikancia-szintek jelölése: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

	Általános hatás (LRT)		Páronkénti összehasonlítás		
	chi-sq.	<i>P</i>	Nagyváros vs. kisváros	Nagyváros vs. falu	Kisváros vs. falu
Fajok száma (ZINB)	3198.80	<0.001	-1.78 (0.32)***	-2.10 (0.21)***	-0.33 (0.30)
Egyedszám (ZINB)	47.38	<0.001	-172.56 (44.24)***	-132.98 (14.20)***	39.58 (46.19)
Veszélyeztetett fajok jelenléte (binomial GLM)	23.35	<0.001	-1.10 (0.65)	-1.91 (0.61)**	-0.80 (0.28)*

4.3.3 A temetők jellegzetességeinek változása települési gradiens mentén

A temetők területe, a hagyományos sírok aránya és a sírok közötti átlagos távolság szignifikánsan különbözött a települési típusok között (a legnagyobb területe a városi temetőknek volt, míg a hagyományos sírok aránya és az átlagos sírtávolság a falusi temetőkben volt a legnagyobb, 9. táblázat). Nem volt szignifikáns különbség a különböző települések temetőiben az erdőborítás, az őshonos fák aránya vagy a sírok átlagos kora tekintetében (9. táblázat).

9. táblázat. A temetők jellemzőinek változása települési grádiens mentén. A táblázat a három településtípus leíró statisztikáit és Kruskal-Wallis-teszttel történt összehasonlításának eredményét tartalmazza. A szignifikáns különbségeket félkövér szedés jelzi

Változó	Falu		Kisváros		Nagyváros		Általános hatás	
	átlag±SE	N	átlag±SE	N	átlag±SE	N	χ^2	p
Temető területe	1.32±0.06	490	1.73±0.14	96	2.53±0.35	45	20.77	<0.001
Erdőborítás	0.54±0.01	490	0.53±0.03	96	0.56±0.05	45	0.23	0.890
Őshonos fák aránya	54.15±2.32	239	47.34±4.73	44	46.88±7.17	17	2.61	0.271
Hagyományos sírok aránya	38.58±1.85	239	31.23±4.20	44	17.06±3.90	17	11.76	0.003
Sírok átlagos kora	28.43±0.60	239	29.21±1.51	44	28.21±1.88	17	0.59	0.745
Sírok közti átlagos távolság	1.09±0.06	239	1.11±0.10	44	0.72±0.15	17	9.48	0.009

4.3.4 A temetők jellegzetességei és természetvédelmi értékük

A temetők fajgazdagságának legjobb modellje a településtípust, fásszárú borítást, a temető szerkezeti jellemzőit és földrajzi elhelyezkedését tartalmazta (10. táblázat). Az egyéb, jelentős támogatást jelző ($\Delta_i < 2$) modellek ezen prediktorok mellett tartalmazták a területet vagy a tengerszint feletti magasságot. Az orchideafajok száma kisebb volt a városi temetőkben mint falusiakban (13. ábra A), és növekedett az

erdőborítással, az őshonos fák arányával (13. ábra A), a sírok átlagos korával (13. ábra A), és a sírok közötti átlagos távolsággal (13. ábra B). A fajszám pozitívan korrelált a szélesség és a hosszúság interakciójával (ami arra utal, hogy a legnagyobb fajgazdagság az ország délnyugati részén van). A terület és a tengerszint feletti magasság hatásának 95%-os konfidencia intervalluma nem különbözött a 0-tól (11. táblázat).

10. táblázat. Az orchideák faj- és egyedszámát, ill. a veszélyeztetett taxonok jelenlétét 288 török temetőben leginkább magyarázó (legkisebb AICc értékkel rendelkező) modellek

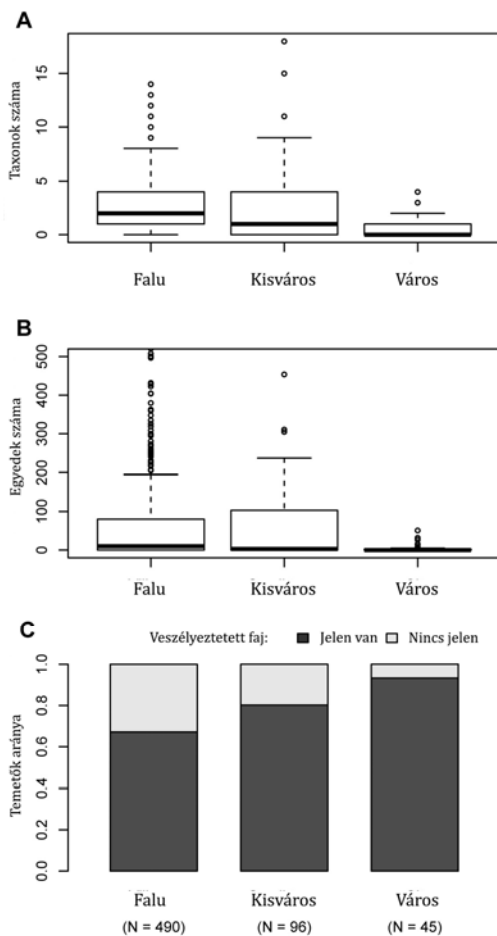
Modell	df	logLik	AICc	Δ_i	ω_i
Orchideafajok száma (ZINB)					
Településtípus + Fásszárú borítás+ Temető szerkezete + Földrajzi elhelyezkedés	13	-523,9	1075,1	0,00	0,45
Településtípus + Fásszárú borítás+ Temető szerkezete + Terület + Földrajzi elhelyezkedés	14	-523,0	1075,5	0,34	0,38
Településtípus + Fásszárú borítás+ Temető szerkezete + Tszf. magasság + Földrajzi elhelyezkedés	14	-523,8	1077,1	1,92	0,17
Orchideák egyedszáma (ZINB)					
Településtípus + Fásszárú borítás + Terület + Földrajzi elhelyezkedés	11	-1266,3	2555,6	0,00	0,58
Településtípus + Terület + Földrajzi elhelyezkedés	9	-1268,8	2556,3	0,67	0,42
Veszélyeztetett fajok jelenléte (binomiális GLM)					
Fásszárú borítás+ Tszf. magasság + Földrajzi elhelyezkedés	7	-149,2	312,9	0,00	0,38
Fásszárú borítás+ Temető szerkezete + Tszf. magasság + Földrajzi elhelyezkedés	10	-146,4	313,6	0,74	0,26
Településtípus + Fásszárú borítás+ Tszf. magasság + Földrajzi elhelyezkedés	9	-147,8	314,3	1,41	0,19
Településtípus + Fásszárú borítás+ Temető szerkezete + Tszf. magasság + Földrajzi elhelyezkedés	12	-144,7	314,5	1,67	0,17

11. táblázat. Az orchideafajok és egyedek számára, valamint a veszélyeztetett fajok jelenlétére ható temető-jellemzőkre utaló Akaike összegek és modell-átlagolt paraméter becslések. A 95%-os, 0-ával nem átfedő konfidencia intervallumokra (KI) vonatkozó paraméterbecslések vastagon kiemelve szerepelnek

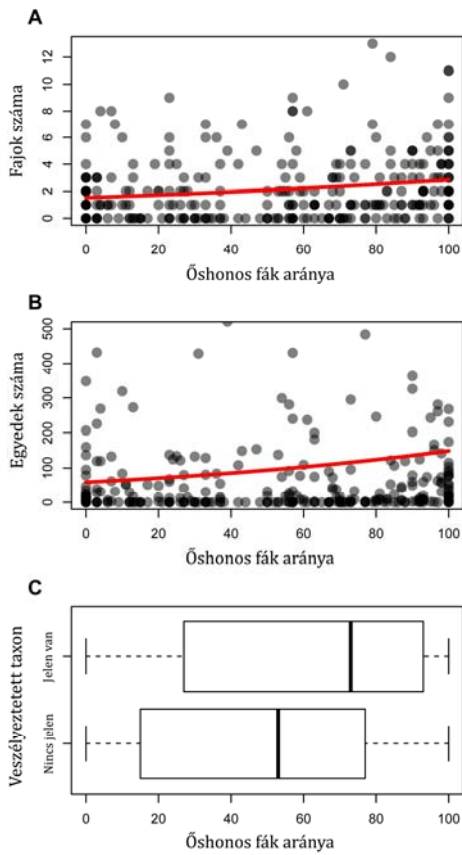
Változó-csoport	Paraméter	Fajsám (ZINB)		Egyedszám (ZINB)			Veszélyeztetett fajok jelenléte (binomial GLM)				
		Σ	95% KI	alsó	felső	Σ	95% KI	alsó	felső	Σ	95% KI
Településtípus	kisváros vs. falu	1,00	-0,62	0,06	1,00	-0,22	1,3	0,38	-1,44	0,29	
	nagyváros vs. falu		-2,28	-0,64		-4,42	-2,05	0,38	-2,67	0,64	
Temető növényzete	Erdőborítás	1,00	0,02	0,26	0,58	-0,26	0,29	0,98	-0,35	0,29	
	Őshonos fák aránya	1,00	0,11	0,38	0,58	0,01	0,57	0,98	0,21	0,93	
Temető szerkezete	Sírok átlagos kora	0,92	0,04	0,29	0,06	-0,28	0,32	0,43	-0,08	0,51	
	Sírok átlagos távolsága	0,92	0,03	0,29	0,06	-0,19	0,36	0,43	-0,06	0,59	
	Hagyományos sírok aránya	0,92	-0,22	0,04	0,06	-0,21	0,39	0,43	-0,59	0,08	
Terület		0,48	-0,04	0,26	0,96	0,14	0,74	0,28	-0,28	0,4	
Tengerszint feletti magasság		0,28	-0,11	0,2	0,27	-0,31	0,36	0,89	0,1	0,84	
Földrajzi elhelyezkedés	Szélesség	1,00	-0,27	-0,01	1,00	-0,54	0,04	1,00	-0,38	0,27	
	Hosszúság	1,00	-0,44	-0,15	1,00	-0,73	-0,12	1,00	-1,58	-0,69	
	Szélesség Hosszúság	1,00	0,2	0,56	1,00	-0,08	0,69	1,00	0,37	1,36	

A legjobb modell az orchideák egyedszámára a település típusát, a fásszárú növényzet borítását, a területet és a földrajzi elhelyezkedést tartalmazta. Az az egyszerűsített modell, amely nem tartalmazza a temetők vegetációját hasonló támogatást ($\Delta_i = 0,67$) kapott. Az orchideák egyedszáma a városok temetőiben alacsonyabb volt a falvakhoz képest (13. ábra B) és növekedett a temető területével, az őshonos fák arányával (13. ábra B), míg csökkent a földrajzi hosszúsággal.

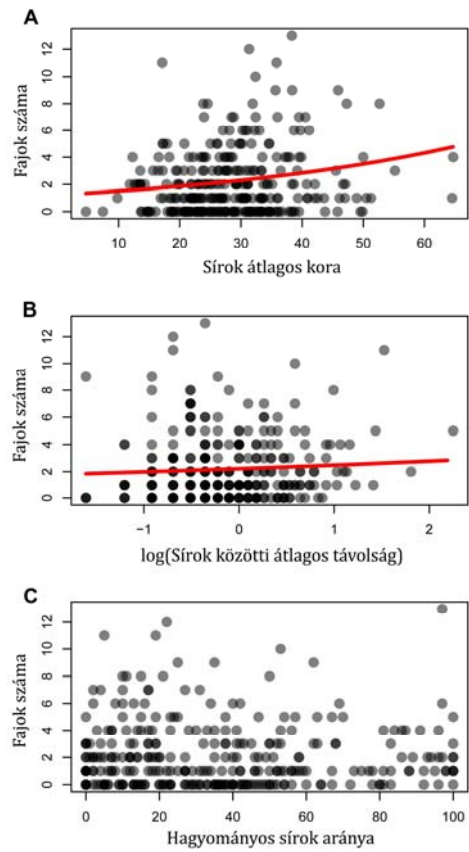
A temetőben megtalálható veszélyeztetett orchideataxonok legjobb modellje a település típusát, a tengerszint feletti magasságot és a földrajzi helyzetet foglalta magában. A temető szerkezete és a település típusa ezeken a prediktorokon kívül más, jelentős támogatottságú ($\Delta i < 2$) modelleknél is jelen volt. A veszélyeztetett taxonok előfordulásának valószínűsége nőtt az őshonos fák arányával, a tengerszint feletti magassággal, és a legmagasabb délnyugaton volt (pozitív kölcsönhatás a szélesség és a hosszúság negatív interakciójával). A többi paraméter 95%-os konfidencia intervalluma nem különbözött a 0-tól.



13. ábra. Az orchidea taxonok (A) és példányok (B) száma és a veszélyeztetett taxonok jelenléte (C) települési gradiens mentén 631 török temetőben. A "B" ábra Y-tengelyhatárait a jobb láthatóság érdekében 0–500-ra rögzítettük (azaz az 500 egyednél több példányos temetők nem jelennek meg az ábrán)



14. ábra. A temetőben lévő őshonos fák aránya pozitívan korrelál az orchideák fajszámával (A) és egyedszámával (B), valamint a veszélyeztetett taxonok jelenlétével (C). A "B" ábra Y-tengelyhatárait a jobb láthatóság érdekében 0–500-ra rögzítettük (azaz az 500 egyednél több példányos temetők nem jelennek meg az ábrán)



15. ábra. A fajgazdagság és a temetőszerkezet közötti kapcsolat. Az orchidea fajok száma növekszik a sírok átlagos korával (A) és a sírok közötti átlagos távolsággal (B), de nem mutat összefüggést a hagyományos sírok arányával (C)

4.4 Az eredmények értékelése

A városiasodás világméretű fenyegetést jelent a biológiai sokféleségre nézve, és különös aggodalomra ad okot a biológiai sokféleség forrópontjaiban. A biológiai sokféleség forrópontjaiban az emberi populáció növekedési üteme magasabb ($1,8\%^{-1}$) a világátlagnál ($1,3\%^{-1}$), sőt még a fejlődő országok átlagánál is ($1,6\%^{-1}$) (CINCOTTA *et al.* 2000). Bár előrejelzések szerint világ biodiverzitási forrópontjai 63–93%-a esetében a klíma a jövőben stabil marad, több forrópont elveszítheti légyszárú növényi borításának legalább 20%-át. Emellett világszerte minden forrópontot veszélyeztetnek a különböző biológiai inváziók (BELLARD *et al.* 2014). Törökország két globális jelentőségű biodiverzitási forrópontnak ad otthont (MÉDAIL & QUÉZEL 1999; MYERS *et al.* 2000), és több mint 9000 hajtásos növényfaj él területén, melyek 30%-át endemikusnak tartják (ÇOLAK 2001). Ezt az egyedülálló növényvilágot tovább fenyegeti a mezőgazdasági intenzifikáció és a növekvő népességszám, valamint a természetes élőhelyek jelentős degradálódása. Ezek közé tartozik az erdőtakaró elvesztése (a 20. század eleje óta eltűnt az ország erdőborításának 44%-a: MAYER & AKSOY, 1986; KAYA & RAYNAL 2001), a gyors és kiterjedt urbanizáció, túlnépesedés, erózió, gátépítések, a vadon élő növények túlzott öntözése, vadászat, és a vadon élő növények tömeges betakarítása (ŞEKERCIOĞLU *et al.* 2011; CAMCI CETIN *et al.* 2007).

Ezek a riasztó adatok azt sugallják, hogy a szakembereknek és a politikai döntéshozóknak figyelembe kell venniük az emberi populáció dinamikáját a megmaradt biológiai sokféleség megőrzésének lehetőségeit illetően. Az antropogén élőhelyek, például a temetők jelentős fajok populációit is megőrizhetik, még akkor is, ha környezetük degradálódik, és gyakran az utolsó élőhelyi foltokat képviselik az intenzíven művelt tájban, ahol a klimax vegetáció fennmaradhat (KREUTZ & ÇOLAK 2009). A

temetők általában mentesek a gazdasági célú fejlesztésektől, ezért ezek az élőhelyek jelentősen hozzájárulhatnak a biológiai sokféleség megőrzéséhez, és nagyobb figyelmet érdemelnek a kutatók, a természetvédők és a döntéshozók részéről egyaránt.

A török temetők magas természetvédelmi értéke az áttekintő felmérésünk alapján nyilvánvaló, mivel jelentős fajok sokféleségét és erős orchidea populációkat találtuk ezeken az élőhelyeken. Ugyanakkor az egyes temetők védelmi értéke rendkívül egyenlőtlen, és azt antropogén tényezők nagymértékben befolyásolják. A települések típusa különösen erősen hatott az orchidea fajok és egyedek számára, és a veszélyeztetett orchideataxonok előfordulásának valószínűségére a temetőkben. A legértékesebb temetőket kis falvak mellett, a legértéktelenebbeket pedig a nagyvárosokban detektáltuk. Ez a megfigyelés arra utal, hogy az urbanizáció negatív hatással van az antropogén élőhelyek biológiai sokféleségére.

A törökországi városiasodás viszonylag új jelenség: Törökország és valamennyi régiója 1955 és 1997 között "korai középvárosi" szakaszban volt (GEDİK 2003). Az emberi populáció, az urbanizáció és az iparosítás gyors növekedését először az 1960-as évek után (YILMAZ *et al.* 2003) észlelték, és az ország „nyugatiasodása” megállíthatatlannak tűnt az elmúlt évtizedekben (FRY 1980); ez azt is jelenti továbbá, hogy az ország kulturális normái is változnak (KAĞITÇIBAŞI 1982). A török temetőkben a használat ma már az európai tendenciákat követi; a meredek területeken teraszokat képeznek, növekszik a herbicidek és motoros fűnyírók használata. Az őshonos lombhullató fákat gyakran örökzöld, ültetett fajokra cserélik, mint a ciprus (*Cupressus sempervirens*). A márvány és beton síremlékek építése egyre gyakoribbá válik a török temetőkben, akárcsak a világ más régióiban, és e modern építőanyagok jelenléte a

modern temetési gyakorlatok más kiegészítő elemeivel együtt valószínűleg negatív hatással lesz a temetők élővilágára (STOWE *et al.* 2001). Napjainkban a városi temetőben a sírkövek többsége modern anyagból (például márvány, beton) készült, a sírok nagyon közel állnak egymáshoz, és jobbára motoros fűnyírókat használnak.

A városiasodással összefüggésben a temetők kezelésének változásait egyértelműen kimutattuk adatsorunkban, mivel jelentős különbségeket tapasztaltunk a városi és vidéki települések temetkezési struktúrájában (nagyobb sír sűrűség, és kevesebb hagyományos síremlék a városi temetőben). Másrészt a fás növényzet nem különbözött települési típusok között; például a nem őshonos fák aránya mindhárom települési típusban körülbelül 50% volt (falvakban 45,85%, kisvárosokban 52,66%, városokban 53,12%). Ez a megfigyelés azt sugallja, hogy néhány modern gyakorlat (például a díszfák ültetése) jelen lehet a vidéki temetőkben is. Mivel a temetőben lévő őshonos fák aránya erősen negatív összefüggésben állt a temetők természetvédelmi értékével, az őshonos fás növényzetnek a nem őshonos fákkal való helyettesítése várhatóan káros hatással van a biológiai sokféleség megőrzésére, és ez úgy tűnik, hogy mind a városi, mind a vidéki temetőket érinti.

Az őshonos fák magas aránya mellett az orchideafajok gazdagsága nagyobb volt a hagyományosabb és kevésbé intenzív kezelés jeleit hordozó (kevesbé sűrűn előforduló és régebbi sírokkal rendelkező, magasabb erdőborítású) temetők esetében, bár a konzervációs érték mértéke nem függött össze sem a hagyományos (gyeppel borított), sem pedig a modern síremlékek jelenlétével. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy a hagyományos temetkezési gyakorlatok kedvezőbbek a temetőkben élő növények számára; a fák és a cserjék kezelése minimális szinten tartható, míg a mezőgazdasági tevékenységek

(mint például a legeltetés) általában elkerülhetők. Azonban az a tény, hogy egyes modern gyakorlatok, mint például a modern sírok számának növekvő aránya nem befolyásolta az orchidea flóra gazdagságát, azt jelentheti, hogy a kezelési-fenntartási gyakorlat egyes elemei külön-külön fejtik ki hatásukat.

4.5 Következtetések

Bár a másodlagos élőhelyek a nyugati világon kívül általában nem tartoznak a természetvédelmi szempontból figyelemre méltó területek közé, mégis fontos szerepet játszhatnak egyes értékes és érzékeny élőlények megőrzésében egy fejlődő országban is, ugyanakkor a városi környezetben a temetkezési módok radikális megváltozása fenyegeti ezeket az élőhelyeket. Tekintettel arra, hogy a megőrzésre szánt pénzügyi források korlátozottak, eredményeink arra utalnak, hogy a természetvédelmi erőfeszítéseket a jelentős őshonos fásszárú növényzettel rendelkező, kisebb településekhez tartozó temetőkre kell összpontosítani. Az a tény, hogy a vidéki temetők kisebb méretük ellenére nagyobb konzervációs értéket mutatnak, arra enged következtetni, hogy ezen élőhelyfoltok megőrzése a biológiai sokféleség megőrzéséhez rendkívül költséghatékony lehet. Ez tovább erősíthető a temetők hagyományos kulturális szerepének támogatásával és tiszteletben tartásával, ahol a temetkezési hagyományok szigorúan egy bizonyos minimális élőhelyi zavart követtek, és nagyobb léptékben megőrzik a biológiai sokféleséget évszázadok óta. Az értékes vidéki temetői élőhelyek megőrzése hasznos lehet nemcsak az orchideák, de valószínűleg más növény- és állatfajok számára is.

5. Albániai temetők orchideaflórája és vallási hovatartozása [5]

Prodan Gyula (1918): Adatok Románia flórájához.

„temetők növényzete vallásfelekezetek szerint változik; leggondosabban ápolnak a keresztényeké, míg a mohamedán vallásúak csak a városokban fordítanak nagyobb gondot a sírkeretre”

Az albániai temetőkben vizsgálataink során összesen 29 orchideataxont találtunk; amelyek között jelentős eltérések figyelhetők meg az egyedszám, az egyes megyékben lévő gyakoriság, és a taxonok száma szempontjából (12. táblázat). Az egyes orchideafajokat 1–18 megyében (átlag \pm SD = 3,3 \pm 3,3) és 1–42 temetőben (átlag \pm SD = 6,8 \pm 8,7) találtuk. 8 taxont csak egy temetőben detektáltunk, míg 6 taxont több mint 10 temetőben.

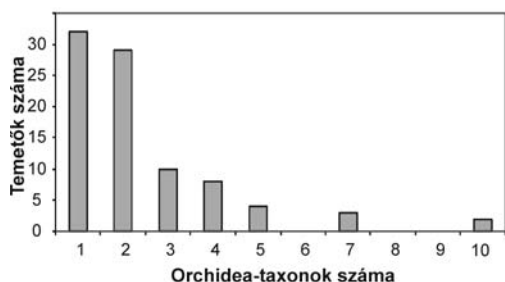
A muszlim temetők szignifikánsan nagyobb területűek, és bennük szignifikánsan kisebb a sírokkal borított terület aránya, mint a keresztény temetők esetében (21. ábra G & D). A vegyes vallási hovatartozású temetők nagyobbak voltak, mint a másik két típus, és kiterjedtebb volt a gyepes területek aránya, valamint kisebb az erdős területek aránya (13. táblázat, 21. ábra G, F & E).

A legalább egy orchideafajt tartalmazó temetőkben összesen 1–5000 példányt észleltünk (átlag \pm SD = 152 \pm 625). Három taxon esetén csak egy egyedet, míg négy taxon esetében legalább 1000 példányt találtunk. (12.

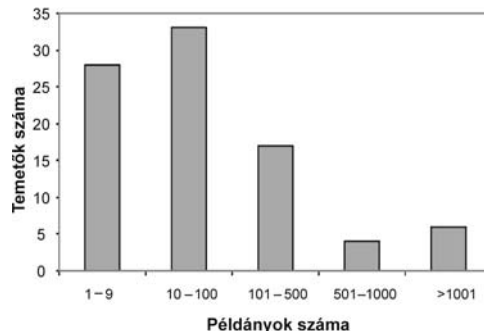
[5] A fejezet alapjául szolgáló publikáció:

Molnár V. A., Takács A., Mizsei E., **Löki V.**, Barina Z., Sramkó G. & Tökölyi J. (2017a): Religious differences affect orchid diversity of Albanian graveyards. –*Pakistan Journal of Botany* **49**(1): 289–303.

táblázat). Az orchideafajok átlagos száma (\pm szórás) temetőnként $1,3 \pm 1,8$ volt.



17. ábra. A kosborfélék taxonjainak számának eloszlása 88 albániai orchideás temetőben

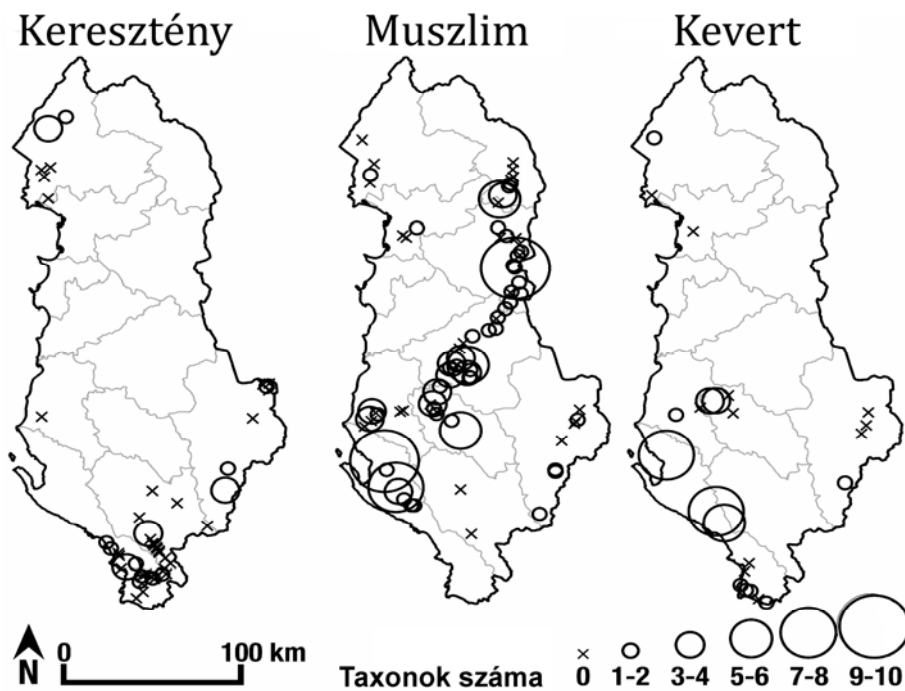


18. ábra. A kosborfélék összesített egyedszámának eloszlása az orchideás albániai temetőkből

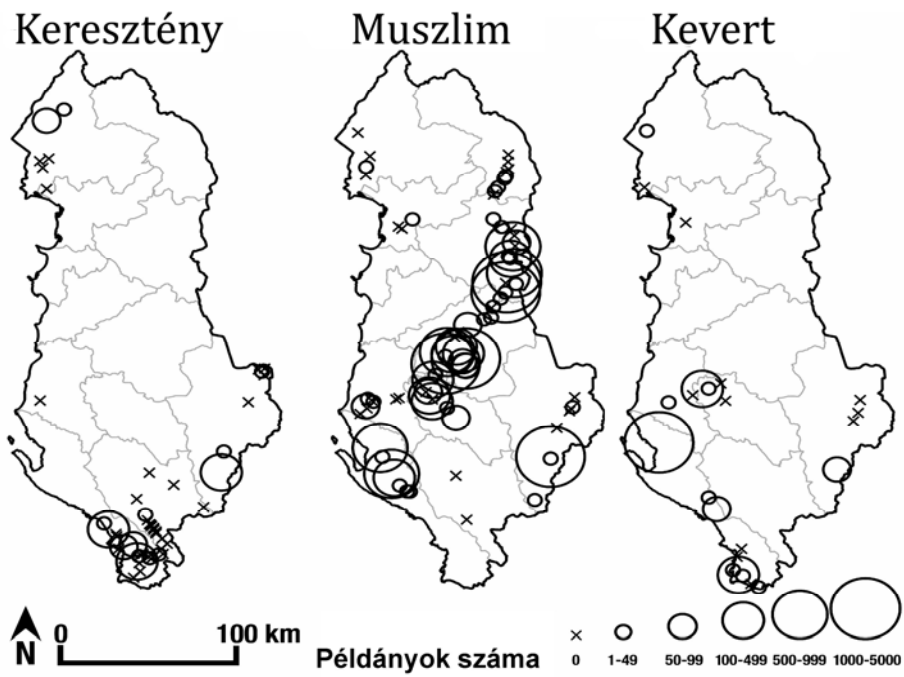
12. táblázat. Az albániai temetőkből 2015-ben megtalált orchideafajok

Taxon	Temetők száma	Körzetek száma	Észlelt példányok összesített száma
<i>Serapias parviflora</i> Parl.	44	12	5873
<i>Orchis morio</i> L.	30	9	13367
<i>Orchis fragrans</i> Ten.	13	5	1737
<i>Ophrys crassicornis</i> (Renz) J. Devillers-Tersshuren & P. Devillers	13	5	377
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq.	12	5	166
<i>Ophrys sicula</i> Todaro	11	5	455
<i>Ophrys apifera</i> Huds.	10	6	260
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich.	10	8	179
<i>Ophrys mammosa</i> Desf.	8	3	34
<i>Himantoglossum jankae</i> Somlyay et al.	6	5	106
<i>Epipactis microphylla</i> (Ehrh.) Sw.	6	5	77
<i>Ophrys</i> sp.	6	5	26
<i>Neotinea tridentata</i> Scop.	6	4	12
<i>Anacamptis laxiflora</i> (Lam.) Bateman et al.	5	4	2011
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb.	5	4	77
<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw.	5	3	16
<i>Ophrys ferrum-equinum</i> Desf.	4	2	35
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	4	3	8
<i>Ophrys bombyliflora</i> Link	3	2	32
<i>Orchis purpurea</i> Hudson	2	1	16
<i>Ophrys sphegodes</i> Miller	2	1	2

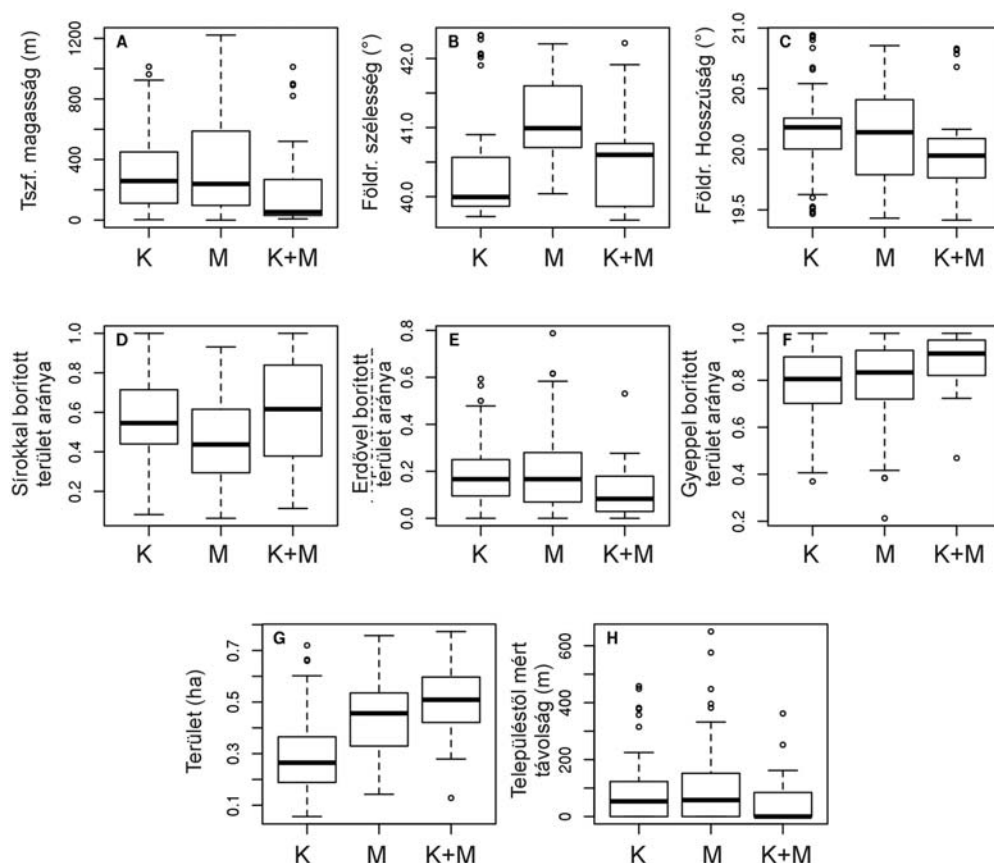
Taxon	Temetők száma	Körzetek száma	Észlelt példányok összesített száma
<i>Cephalanthera rubra</i> (L.) Rich.	1	1	50
<i>Ophrys epirotica</i> (Renz) J.Devillers-Tersshuren & P. Devillers	1	1	20
<i>Ophrys attica</i> (Boiss. & Orphanides) B.D. Jackson	1	1	8
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fristch	1	1	3
<i>Ophrys speculum</i> Link	1	1	2
<i>Orchis intacta</i> Link	1	1	1
<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerhuth	1	1	1
<i>Dactylorhiza sambucina</i> (L.) Soó	1	1	1



19. ábra. Az orchideataxonok száma a vizsgált három temetőtípusban



20. ábra. Az orchideák összesített egyedszáma a vizsgált három temetőtípusban



21. ábra. A vizsgált három temetőtípus (K – keresztény, M – muszlim, K+M – kevert vallású) néhány jellemzőjének összehasonlítása

A legnagyobb fajszerű temetőből 10 taxon került elő, de a legtöbb esetben csak egy vagy két fajt (32 és 27 temető) találtunk. Azok a temetők, amelyek élőhelyei több mint öt fajnak nagyon ritkák (5–3%) (19. ábra). A legfajgazdagabb temetőket Vlorë (158., 163., 164. és 166. temetők) és Bulqize (11. temető) megyékben találtuk. Az egy temetőre jutó átlagos orchidea egyedszám 152 ± 625 volt; a többség (61 temető) 1–100 példányt tartalmazott, 1000-nél több példányt pedig csak hat helyen (3,7%) észleltünk (20. ábra). Legalább egy orchideafajt a felmért 166 temetőből 88-ban (53%) találtunk. A 29 rögzített orchideataxon a teljes Albániai orchideafldrának (DELFORGE 2006) 39,7%-át reprezentálja.

13. táblázat. Biotikus és földrajzi tényezők hatása a temetőkben észlelt orchidea-taxonokra és az összesített egyedszáma, a generalizált lineáris kevert modellek alapján. Rövidítések: **Est.** – paraméter becslés, **SE** – standard hiba, **t** – t-érték, **p** – p-réték (szignifikancia szint)

Taxonok száma	Teljes modell				Minimális modell			
	Est.	SE	t	p	Est.	SE	t	p
Temető területe	-0,977	0,759	-1,287	0,201				
Sírok által borított terület aránya	0,085	0,494	0,171	0,864				
Erdővel borított terület aránya	1,104	5,576	0,198	0,843				
Gyepes terület aránya	1,143	5,503	0,208	0,836				
Földrajzi szélesség	-18,501	11,101	-1,667	0,098				
Földrajzi hosszúság	38,944	22,818	-1,707	0,090	-0,628	0,287	-2,189	0,030
Tszfm.	0,001	0,001	2,763	0,007				
Típus (muszlim)	0,886	0,365	2,426	0,017				
Típus (kevert)	0,931	0,406	2,292	0,024	0,816	0,295	2,762	0,006
Földr. szélesség × hosszúság	0,905	0,557	1,624	0,107	0,757	0,370	2,049	0,042

Egyedszám	Teljes modell				Minimális modell			
	Est.	SE	t	p	Est.	SE	t	p
Temető területe	-2,654	1,391	-1,908	0,059				
Sírok által borított terület aránya	1,996	1,180	1,692	0,093				
Erdővel borított terület aránya	0,200	20,901	0,010	0,992				
Gyepes terület aránya	0,314	20,830	0,015	0,988				
Földrajzi szélesség	-18,465	21,786	-0,848	0,398				
Földrajzi hosszúság	39,434	44,051	-0,895	0,372	-2,354	0,828	-2,843	0,005
Tszfm.	0,005	0,001	5,136	0,000	0,004	0,001	4,825	<0,001
Típus (muszlim)	3,370	1,370	2,459	0,015	2,517	1,053	2,391	0,018
Típus (kevert)	2,907	1,480	1,964	0,052	2,411	1,156	2,085	0,039
Földr. szélesség × hosszúság	0,888	1,083	0,820	0,414				

Az orchideataxonok száma, az egyedszámok, és a vallási hovatartozás szempontjából különböző temetők egyes jellemzőinek statisztikai összehasonlítását a 13. táblázat foglalja össze. A temetőkben

talált orchideataxonok számát a vallási hovatartozás jelentősen befolyásolta volt mind a teljes, mind a minimális modellek szerint; a keresztény temetőkhöz képest jelentősen több taxont találtunk a muszlim illetve a kevert vallási hovatartozású temetőkben. Ezen kívül a fajgazdagság szignifikáns összefüggést mutatott a hosszúsággal a minimális modellben (a fajok gazdagsága csökken kelet felé). Hasonló eredményeket kaptunk az egyedszám tekintetében, hiszen több orchidea egyed került elő muszlim és kevert vallású temetőkből, valamint keleti irányban csökkent az egyedszám. Ezen kívül az orchideák egyedszáma a tengerszint feletti magasság növekedésével is szignifikánsan összefüggött.

A temetők természetvédelmi jelentősége Albánia különböző régiójában jelentősen eltérő lehet. Kolonjë, Vlorë, Bulqizë, Malësi e Madhe és Elbasan temetőinek mintegy 80 százalékában találtunk legalább 1 orchideafajt. Adataink alapján az orchideataxonok átlagos száma a temetőkben, Vlorë körzet a legkiemelkedőbb terület Albániában (12 temetőben 16 különböző orchidea taxon előfordulását regisztráltuk). Ezek az eredmények jelentősnek számítanak egy olyan növénycsoport, mint az *Orchidaceae* esetében, ahol a gyakorinak számító fajok viszonylag alacsony számban képviselik a családot, valamint a ritka fajok aránya szignifikánsan magasabb, mint a többi növénycsalád esetében (HODGSON 1986).

Bár több orchidea taxon (86) volt megtalálható török temetőkben (LÖKI *et al.* 2015, 3.2. fejezet), mint az albán temetőkben (29), ez a szám még mindig jelentősnek számít, különösen, ha figyelembe vesszük a két országban honos orchideák száma közötti különbséget.

Adataink bizonyítják, hogy a temetők fontos szerepet játszanak az ország orchideáinak megőrzésében. Megfigyelésünk szerint a muszlim temetők megfelelőbbek az orchideák számára, mint a keresztény, vagy a

kevert felekezeti temetők. Bár Albánia vallásos szempontból rendkívül sokszínű ország, 1950 és 2000 között a világ egyetlen ateista államaként tartották számon. Habár munkánk feltárta, hogy a vallási hovatartozás befolyásolhatja a temetők természetvédelmi jelentőségét az orchideák megőrzésében, a konkrét okok, melyek meghatározzák a fenti tényt, még mindig ismeretlenek. Szignifikáns különbséget detektáltunk a különböző vallási hovatartozású temetők között, ami tovább erősíti azt a hipotézist, hogy a vallási hovatartozás meghatározhatja az adott élőhely természeti értékeit; különösen jelentős megfigyelés ez egy olyan országban, melyben a vallások mindennapos hatása nem érezhető olyan markánsan, mint más, sokkal vallásosabb országokban. Több közlemény ismert, miszerint a vegetáció, és a flóra összetétele sokkal természetesebb a muszlim temetőkben, mint a környező területeken (CHAMPION *et al.* 1965; CHAGHTAI 1978; AHMAD *et al.* 2010). Ez a jelenség magyarázható többek között a kevésbé intenzív tájhasználati tevékenységekkel, mivel ezek szent helyeknek minősülnek (RAHMAN *et al.* 2008; AHMAD *et al.* 2010; HADI *et al.* 2014), ahol számos tájatalakító tevékenység korlátozva van. Ez általában igaz keresztény temetők esetében is, azonban a nyugat-európai országokban található temetők azt sugallják, hogy a keresztény temetőkben végzett tájatalakító tevékenységek valószínűleg intenzívebbek (PLUMWOOD 2007). Bár napjainkban szisztematikus vizsgálatok ebben a témában még nem készültek, azonban 19. századi utazók (SMITH 1852; DE AMICIS 1896; MÜLLER 1897) több esetben megemlékeztek Törökország nyugati szemmel 'rendezetlen' temetőiről. DE TCHIHATCHEFF (1864) – akit lenyűgözött az isztambuli temetők növényvilágának sokszínűsége – úgy találta, hogy a török és az európai temetők között a legnagyobb különbség abban áll, hogy a törökök az

elhunyt szeretteik emlékének megőrzésére nem dicsőséges síremlékeket emelnek, hanem az ég felé növekvő ciprusokat ültetnek.

Eredményeink azt mutatják, hogy a mediterrán temetők képesek számos érzékeny növénynek otthont adni. Ez a jelenség valószínűleg igaz a környék más (főleg muszlim) országaira is, de egyaránt igaz lehet egy szélesebb földrajzi és kulturális aspektusban.

6. A csipkés gyöngy vessző (*Spiraea crenata*) és más sztyepp-fajok előfordulása Pannon temetőekben [6]

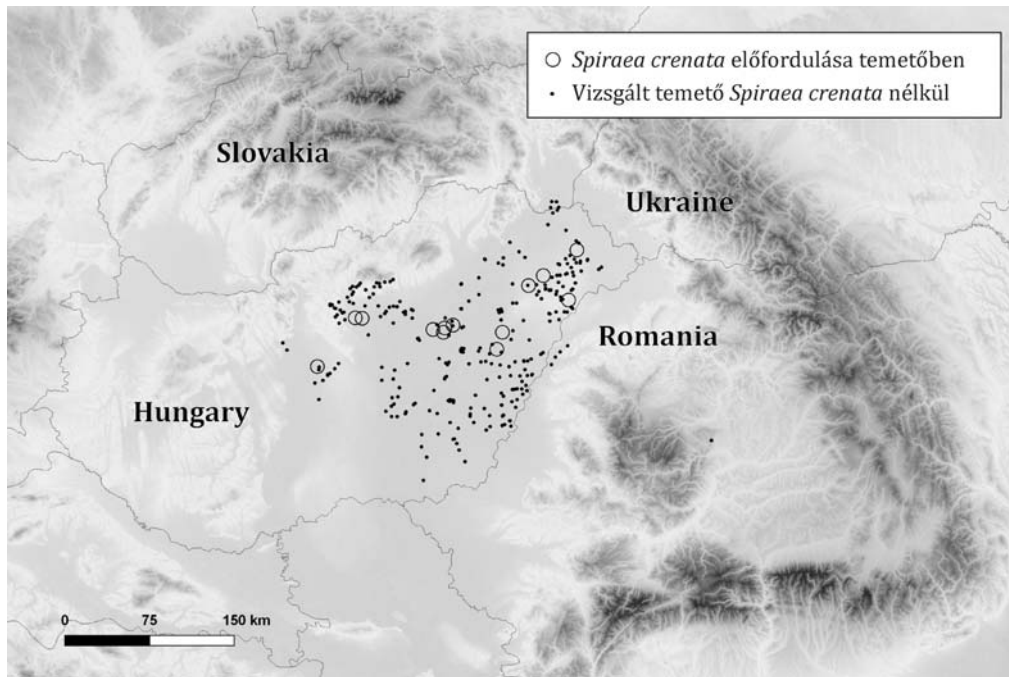
Borbás Vince (1890): *Spiraea* cserjéink összeállítása:

„...néhol a Magyar haza közép tájain is (a Mátrában, Kutya-váron Érd mellett), sőt, homokos mezőkön is (Vacs, Erdőhegy, Tatár-Szent-György m., Tököl m. a Csepel szigeten), Heves erdeiben, s ültetve több helyen”

A Pannon Ökorégió temetőire öszpontosító tematikus kutatásaink során megerősítettük a *Spiraea crenata* korábban ismert előfordulását a Pusztamonostori temetőben, ezen kívül a fajt további 12 temetőben találtuk meg (14. táblázat). Az újonnan talált lelőhelyek összesen négy megyében [Hajdú-Bihar (2), Jász-Nagykun Szolnok (5), Pest (1) és Szabolcs- Szatmár-Bereg (4)] találhatóak Közép- és Kelet-Magyarországon. (22. ábra.) Az egyes temetőekben 1–4 sarjtelepet találtunk, összesen 24 példányt (14. táblázat).

[6] A fejezet alapjául szolgáló publikáció:

Molnár V. A., **Löki V.**, Máté A., Molnár A. Takács A., Nagy T., Lovas-Kiss Á., Sramkó G. & Tökölyi J. (2017b): The occurrence of *Spiraea crenata* and other rare steppe plants in Pannonian graveyards. – *Biologia* 72(5): 500–509.



22. ábra. A vizsgált temetők a Pannon Ökorégióban és a megtalált *Spiraea crenata* előfordulások

14. táblázat. A *Spiraea crenata* előfordulásai a vizsgált temetőkben

Település	Pozíció	<i>Spiraea crenata</i> példányok száma	Egyéb védett fajok
Abádszalók	47,47092° N, 20,59575° E	2	<i>Amygdalus nana</i>
Dabas	47,18994° N, 19,30294° E	2	<i>Amygdalus nana, Festuca wagneri</i>
Hajdúszoboszló	47,45000° N, 21,37256° E	1	<i>Cephalanthera damasonium, Amygdalus nana</i>
Jászfényszaru	47,55906° N, 19,72718° E	2	<i>Amygdalus nana</i>
Nagykálló	47,87751° N, 21,82915° E	2	-
Nyírbétek	47,69334° N, 22,11251° E	1	-
Nyírmada	48,06919° N, 22,20518° E	1	<i>Ranunculus illyricus</i>
Pusztamonostor	47,55563° N, 19,80304° E	2	<i>Amygdalus nana, Vinca herbacea</i>
Tetétlen	47,32134° N, 21,30986° E	2	-
Tiszaörs	47,50378° N,	4	<i>Ranunculus illyricus, Iris</i>

Település	Pozíció	<i>Spiraea crenata</i> példányok száma	Egyéb védett fajok
	20,81923° E		<i>pumila</i>
Tizsaszentimre	47,48273° N, 20,72721° E	1	<i>Amygdalus nana</i> , <i>Ranunculus illyricus</i>
Tizsaszentimre- Újszentgyörgy	47,44973° N, 20,71298° E	1	<i>Amygdalus nana</i> , <i>Iris</i> <i>pumila</i>
Újfehértó	47,80446° N, 21,65626° E	3	-

A vizsgált cserje egyedeit általában a temetők szélén találtuk meg, gyakran más cserjék, például közönséges orgona (*Syringa vulgaris* L.) vagy kökény (*Prunus spinosa* L., 23. ábra) társaságában. Néhány intenzíven kezelt lelőhelyen (például Jászfényszaru és Tetétlen) kaszálás miatt sérültek egyes példányok, viszont egyes temetőkben (Dabas, Hajdúszoboszló, Nyírmada és Jászfényszaru) a tövek több négyzetméter kiterjedésű sarjtelepeket fejlesztettek.



23. ábra. A *Spiraea crenata* élőhelye Jászfényszaru temetőjében.
A szerző felvételei

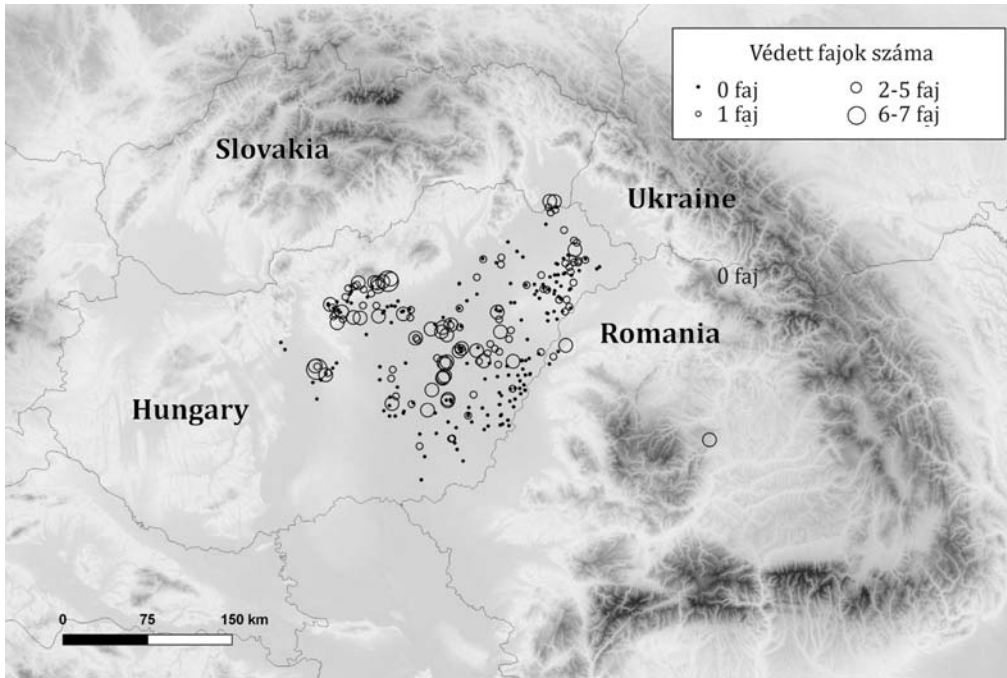
A *Spiraea crenata*-nak otthont adó temetők 69%-ában legalább egy további védett növényfaj is előfordult. Legalább egy védett növényfajt találtunk összesen 112 (38%) temetőben (24. ábra); összesen pedig 28 védett növényfajt találtunk (15. táblázat). Jelentős különbségek voltak megfigyelhetőek a gyakoriság, a talált egyedszámok, és a megtalált védett

növényfajok elterjedési mintázatában. Az egyes fajokat összesen 1–56 temetőben (átlag \pm SD = 7 \pm 11,5) találtuk meg. A kizárólag egy temetőben megtalált védett növényfajok száma 12 volt. A legtöbb védett növény egy temetőben 7 faj volt, de 75 temetőben (25%) csak egy taxont találtunk. Azok a temetők, melyek 5 vagy több védett növényfajnak otthont adtak, rendkívül ritkák voltak (4, 1,3%) (24. ábra.) A vizsgált temetőkben 1–50000 védett növény egyedet regisztráltuk; 8 növényfaj esetében több mint 1000 egyedet jegyeztünk fel. A temetőkben talált legtöbb védett faj pontuszi (11 faj), kontinentális (4 faj), vagy eurázsiai és Pannon (2–2 faj) elterjedésű (15. táblázat). Az észlelt védett növények egyedszáma, illetve a pénzben kifejezett természetvédelmi értéke alapján a temetőkben megtalált védett növények összesített pénzben kifejezett értéke körülbelül 462 millió forint.

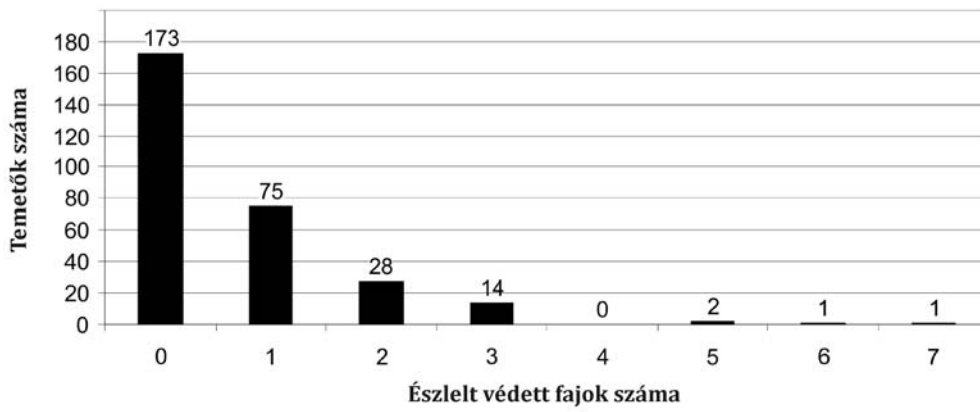
Azok a temetők, ahol a *Spiraea crenata* jelen volt, szignifikánsan magasabb fásszárú borítással rendelkeztek (Kruskal-Wallis ranksum teszt, $\chi^2 = 6,39$, $P = 0,011$, 26. ábra A), mint a cserje nélküli temetők, ám a temetőkben, ahol nem fordult elő a cserje, nem különbözött a teljes terület ($\chi^2 = 1,31$, $P = 0,25$), a sírokkal borított terület ($\chi^2 = 0,57$, $P = 0,45$) vagy a gyepvel borított terület ($\chi^2 = 1,69$, $P = 0,19$). Továbbá nem volt jelentős különbség a *S. crenata*-val és a cserje nélküli temetők földrajzi lokalitásában (szélesség: $\chi^2 = 0,95$, $P = 0,33$, hosszúság: $\chi^2 = 0,11$, $P = 0,74$; magasság: $\chi^2 = 0,13$, $P = 0,71$). Az egyéb védett fajok száma a *Spiraea crenata*-t tartalmazó temetőkben szignifikánsan magasabb volt, mint a cserje nélküli temetőben (26. ábra B, Kruskal-Wallis ranksum teszt, $\chi^2 = 8,29$, $P = 0,004$).

15. táblázat. A vizsgált temetőekben talált védett növényfajok. *Az elterjedés HORVÁTH *et al.* (1995) nyomán

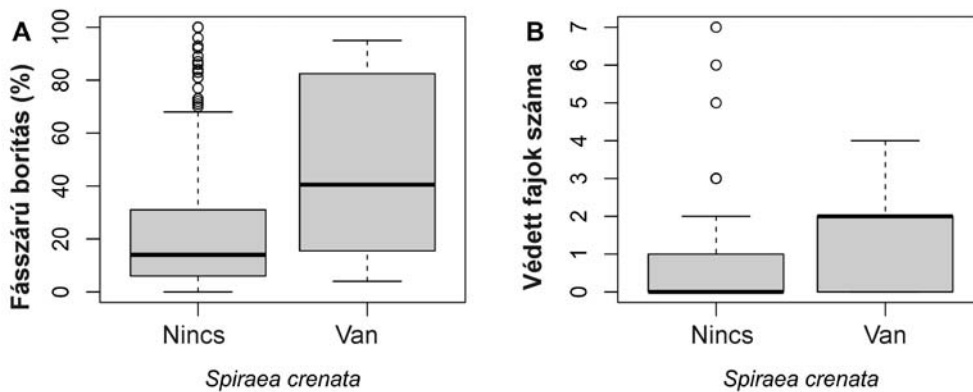
Védett növényfaj	Elterjedés*	Temetők száma	Összes észlelt példányok száma
<i>Amygdalus nana</i> L.	Pontuszi	56	510
<i>Ranunculus illyricus</i> L.	Pontuszi-mediterrán	27	42.200
<i>Linaria biebersteinii</i> Besser	Eurázsiai	17	1050
<i>Ornithogalum brevistylum</i> Wolfner	Mediterrán	15	52.000
<i>Spiraea crenata</i> L.	Kontinentális	13	22
<i>Aster sedifolius</i> L.	Kontinentális	8	8.700
<i>Phlomis tuberosa</i> L.	Eurázsiai	8	1330
<i>Thlaspi jankae</i> A. Kern.	Pannon	8	980
<i>Vinca herbacea</i> Waldst. & Kit.	Pontuszi-Pannon	7	660
<i>Clematis integrifolia</i> L.	Kontinentális	5	1800
<i>Iris pumila</i> L.	Pontuszi-Pannon	4	30
<i>Festuca wagneri</i> Degen, Thaisz et Flatt	Pannon	3	300
<i>Taraxacum serotinum</i> (Waldst. & Kit.) Poir.	Pontuszi-Pannon	3	75
<i>Iris arenaria</i> Waldst. & Kit.	Pontuszi-Pannon	2	180
<i>Potentilla patula</i> Waldst. & Kit.	Pontuszi-Pannon	2	160
<i>Sternbergia colchiciflora</i> Waldst. & Kit.	Kelet-szubmediterrán	1	7.500
<i>Peucedanum officinale</i> L.	Közép-európai	1	5.000
<i>Achillea ochroleuca</i> Ehrh.	Pontuszi-Pannon	1	100
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	Közép-európai	1	100
<i>Pseudolysimachion incanum</i> (L.) Holub	Kontinentális	1	100
<i>Pulsatilla pratensis</i> (L.) Mill.	Közép-európai	1	100
<i>Stipa borysthena</i> Klokov	Pontuszi-Pannon	1	100
<i>Centaurea arenaria</i> M. Bieb. ex Willd	Pontuszi-Pannon	1	50
<i>Scilla vindobonensis</i> Speta	Közép-európai	1	50
<i>Ornithogalum refractum</i> Kit. in Willd.	Balkáni	1	15
<i>Achillea chritmifolia</i> Waldst. & Kit.	Pannon-balkáni	1	10
<i>Iris aphylla</i> L.	Pontuszi-Pannon	1	7
<i>Lathyrus lacteus</i> (M.Bieb.) Wissjul.	Európai	1	1



24. ábra. A vizsgált temetőkben észlelt védett növényfajok száma



25. ábra. A 294 vizsgált temetőben észlelt védett növényfajok számának eloszlása



26. ábra. A fásszárú növényzettel borított terület arányának (A) és az egyéb védett növényfajok számának (B) összehasonlítása azokban a temetőkben, ahol a *Spiraea crenata* nem fordul elő, és ahol megtalálható

Munkánk során számos ritka és védett növény értékes populációit rögzítettünk a Pannon ökorégió temetőiben, beleértve a ritka sztyeppi cserjefaj, a csipkés gyöngyvessző egy tucatnyi korábban ismeretlen lelőhelyét. Az antropogén hatások által befolyásolt élőhely miatt jelen esetben kérdéses lehet a cserje őshonossága. A két legvalószínűbb magyarázat a faj Magyarországon való recens előfordulására: i) a faj helyi lakosság általi szándékos telepítése a temetőkbe dísznövényként, vagy ii) néhány korábbi növény túlélése a temetőkbe spontán betelepült populációknak. Bár ebben az esetben a növény, mint díszcserjeként való ültetett elem teljességgel nem zárható ki, néhány faktor véleményünk szerint megerősíti azt a hipotézist, hogy legalább néhány egyed az eredeti sztyeppvegetáció populációinak utolsó példányaikat képviseli. Először is, több más értékes (főleg pontuszi-Pannon elterjedésű) fajt találtunk a vizsgált temetőkben, köztük pedig néhány alacsony termetű, vagy rövid ideig virágzik (például *Taraxacum serotinum* (Waldst. et Kit.) Poir, *Thlaspi jankae* A. Kern., *Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit.); feltételezzük, hogy a vidéki lakosság ezeket az egyáltalán „nem feltűnő” fajokat dísznövényként egyáltalán nem valószínű, hogy ültette. Másodszor, a

Spiraea crenata-t tartalmazó temetők szignifikánsan több más védett növényfajt rejtettek, mint e cserjefaj nélküli temetők. Ezek a növények, melyek a csipkés gyöngyvesszővel közös élőhelypreferenciával bírnak, vélhetően együtt éltek túl az évszázadokat a temetőkben a *S. crenata*-val együtt. Harmadszor, összesen 10 és 12 (77% és 92%) *Spiraea crenata*-t tartalmazó temető folyamatosan temetkezési helyként funkcionált legalább a 19. sz. óta, amint azt a 2. és 3. katonai felmérés térképei dokumentálják (16. táblázat).

16. táblázat. A *Spiraea crenata*-nak otthont adó temetők 19. századi tájhasználati adatai Magyarország 2. és 3. katonai felmérésének térképei alapján

Település	2. katonai felmérés (1806–1869)	2. katonai felmérés (1869–1887)
Abádszalók	temető	temető
Dabas	temető	temető
Hajdúszoboszló	temető	temető
Jászfényszaru	temető	temető
Nagykálló	temető	temető
Nyírbétek	temető	temető
Nyírmada	temető	temető
Pusztamonostor	szántó	temető
Tetétlen	temető	temető
Tiszaörs	temető	temető
Tiszaszentimre	temető	temető
Tiszaszentimre-Újszentgyörgy	gyümölcsös	gyümölcsös
Újfehértó	szántó	gyep

Úgy véljük, hogy az eredeti vegetáció tagjainak nagyobb az esélye a túlélésre azokban a temetőkben, melyeket évszázadokkal ezelőtt már használtak temetkezési célokra. A földhasználat kevésbé intenzív volt a 18–19. században, mint ma (MOLNÁR *et al.* 2012), és ebben az időszakban több *S. crenata* populáció volt ismert Magyarországon. A 19. század előtt

létrehozott temetők folyamatosan mentesültek a mezőgazdasági műveléstől, így ezek a temetők megőrizhették az eredeti növényzet elemeit. Összehasonlításképpen, a *Spiraea crenata* nélküli temetők, melyeket temetkezési helyként használtak a 2. és 3. katonai szolgálat alatt, felmérésünk kisebb részhalmozát alkották (60% és 75%)

Negyedszer, a magyar temetők évszázadokon keresztül folyt, hagyományos fenntartható használatát BALASSA (1989: 18.) átfogó néprajzi munkája a következőképpen jellemezte: *„A magyar parasztemetők általában három részre oszlanak. Az egyik a még betemetetlen terület, amit többnyire gazdaságilag hasznosítanak, művelik, vetnek bele. A másik, rendszerint a legterjedelmesebb rész, ahova jelenleg és az elmúlt harminc-ötven évben temettek. Itt látszik a gondozásnak, a virágoknak, fáknek a nyoma. Ez lassanként átmegy a harmadik részbe, ahol már gondozott sírokat nem találunk, a bokrok, fák kényükre-kedvükre nőnek, a fű beborítja az egyre laposabbá váló hantokat. A temető régi felét a természetes növénytakaró egyre jobban visszahódítja. Legfeljebb egy-két sírkő és a gyümölcsfák emlékeztetnek arra, hogy ez valamikor temető-kert lehetett. Ennek megfelelően kaszálták, sőt minden tilalmazás ellenére legeltettek is benne. Az ilyen régi temetők minden gondozatlanságuk ellenére is megnyugtatóak, mert nem az elmúlást, hanem a megújuló természet győzelmét mutatják.”* E fenntartható használat (a vázolt három részterület egymásba átalakuló természetes ciklusa) folyamatosan olyan területek létrejöttének kedvezett, melyek az őshonos növény és állatvilág élőhelyei lehettek.

Ötödször, a dísznövény kultusz magyar vidéken csak a 19. sz. végén és a 20. század elején jelent meg (RAPAICS 1932); azelőtt a dísznövények ültetését temetőben nem gyakorolták (BALASSA 1989). A református temetők tradicionálisan különösen puritánok (általában mindenféle

dísznövény ültetését mellőzték a református temetőkből) voltak a második világháború előtt (BALASSA 1989), és a Pannon-síkság magyar részén pedig a kálvinizmus volt széles körben elterjedt. A sztyeppi élőhelyeket főként a mezőgazdasági tevékenység, kiváltképpen a beszántás fenyegeti. A szárazgyepek kisebb fragmentumai - különösen a sztyeppi övezet nyugati régiójában - olyan kis kiterjedésű, mezőgazdasági művelésbe nem vont élőhelyeken maradtak fenn, mint a kurgánok (MOYSIENKO & SUDNIK-WÓJCIKOWSKA 2009; DEÁK *et al.* 2016a,b) vagy sáncok és mezsgyék (ZÓLYOMI 1969). A *S. crenata* [és más jellegzetes sztyeppi növényfajok, mint az *Aster oleifolius* (Lam.) Wagenitz, *Oxytropis pilosa* (L.) DC, *Phlomis pungens* Willd, *Phlomis tuberosa* L., *Pseudolysimachion incanum* (L.) Holub, *Salvia nutans* L., *Stipa lessingiana* Trin. & Rupr, *Taraxacum serotinum* (Waldst és Kit.) Poir.] temetőben történő előfordulása ezen túl azonban az elterjedési terület központi részén is tapasztalható (Tatarskaya Kargala temetője - Oroszország, Orenburg régió, 51,95277°N, 55,17916°E Sramkó G. megfigyelése).

A temetők, mint a sztyeppnövényzetnek menedéket adó élőhelyek eddig nem álltak a kutatók figyelmének középpontjában, de adataink azt mutatják, hogy a régi temetők számos sztyeppi növényfajnak adhatnak otthont. A temetők (csakúgy, mint a kurgánok) stabilabb élőhelyek, mint például a közúti határvonalak és a szántóföld határát övező mezsgyék, így fontos természetvédelmi szerepet töltenek be. Jelen és korábbi temetőkkel kapcsolatos kutatásaink (LÖKI *et al.* 2015; MOLNÁR V. *et al.* 2017a,b), egyaránt azt mutatják, hogy a temetők - hasonlóan más urbán, vagy urbán hatások által némileg befolyásolt élőhelyekhez (v.ö. ARAÚJO 2003; SMITH *et al.* 2006; KANTSA *et al.* 2013) - képesek értékes és veszélyeztetett élőlények fennmaradását biztosítani területükön. A sztyeppi élőhelyek és élőviláguk a leginkább fenyegetettek közé tartoznak

Európában (TÖRÖK *et al.* 2016), mivel a sztyeppi élőhelyeket érő antropogén nyomás káros hatásai már az őskorban megkezdődtek (MOLNÁR *et al.* 2012; NÉMETH *et al.* 2016). E hosszú idő alatt a sztyeppzóna legnyugatibb részén a sztyeppi élőhelyek részaránya jelentősen csökkent, mind az élőhelyek méretét, mind a fajok sokféleségét tekintve. A túlélő fajok filogeográfiai mintázata azonban árulkodik e fajok a közép-kelet-európai régióbeli evolúciós történetéről (KAJTOCH *et al.* 2016). Ezeknek az egyedülálló, elkülönült leszármazási vonalaknak a rendkívül antropogén tájban történő megőrzésében szerepet játszhatnak e félig természetes, antropogén eredetű élőhelyek is; ám e reliktum jellegű élőlények hosszú távú fennmaradása nagymértékben függ az antropogén élőhelyek hagyományos, féltermészetes, vagy jól megtervezett kezelésétől is.

További *Spiraea crenata* populációk előkerülése a Pannon temetőekben valószínűsíthető* A tematikus kutatásokat a régi, elhanyagolt (látszólag „rendezetlen”) vidéki temetőkre érdemes fókuszálni, ahol a területet zömében fás szárú vegetációval borított. A területet kezelő szerveket (helyi önkormányzatok, természetvédelmi szervezetek, vagy az egyház) feltétlenül tájékoztatni kell a cserje

*2017. szeptember 24-én Csákvár község határában, a református ótemetőben (N 47,39320° E 18,44826°) a *Spiraea crenata* egy több négyzetméter nagyságú sarjtelepét találtuk (LOVAS-KISS *et al.* 2017). A faj legközelebbi előfordulása jelenleg a budapesti Sas-hegyen (SOMLYAY 2015) ismert, a Dunántúlon ezen kívül korábban Érd határában élt (vö. BARTHA *et al.* 2004). Az új előfordulás földrajzilag távolabb esik az alföldi temetőkből előkerült állományoktól, de több szempontból is hasonlít hozzájuk. 1.) A lelőhely az Osztaák Birodalom 2. katonai felmérésének térképein (1806–1869) már temetőként szerepel. 2.) A temetőben további 7 védett növényfaj (*Anacamptis pyramidalis*, *Iris pumila*, *Jovibarba hirta*, *Neotinea tridentata*, *Ranunculus illyricus*, *Scabiosa canescens*, *Sternbergia colchiciflora*) került elő. 3.) A mintegy 7,7 hektáros területen mintegy 4,5 hektárt (58%) borít fás-cserjés növényzet, az őshonos fajok mellett jelentős az orgona (*Syringa vulgaris*) borítása; a megtalált gyöngyvesző sarjtelep is orgonában megbújva került elő.

jelenlétéről, annak érdekében, hogy biztosítani tudják a *S. crenata* egyedek fennmaradását az újonnan feltárt populációkban. Minden területkezelési tevékenységet (különösen az elektromos fűnyírást, és a cserjeirtást) óvatosan és körültekintően kell alkalmazni a *S. crenata* élőhelyein.

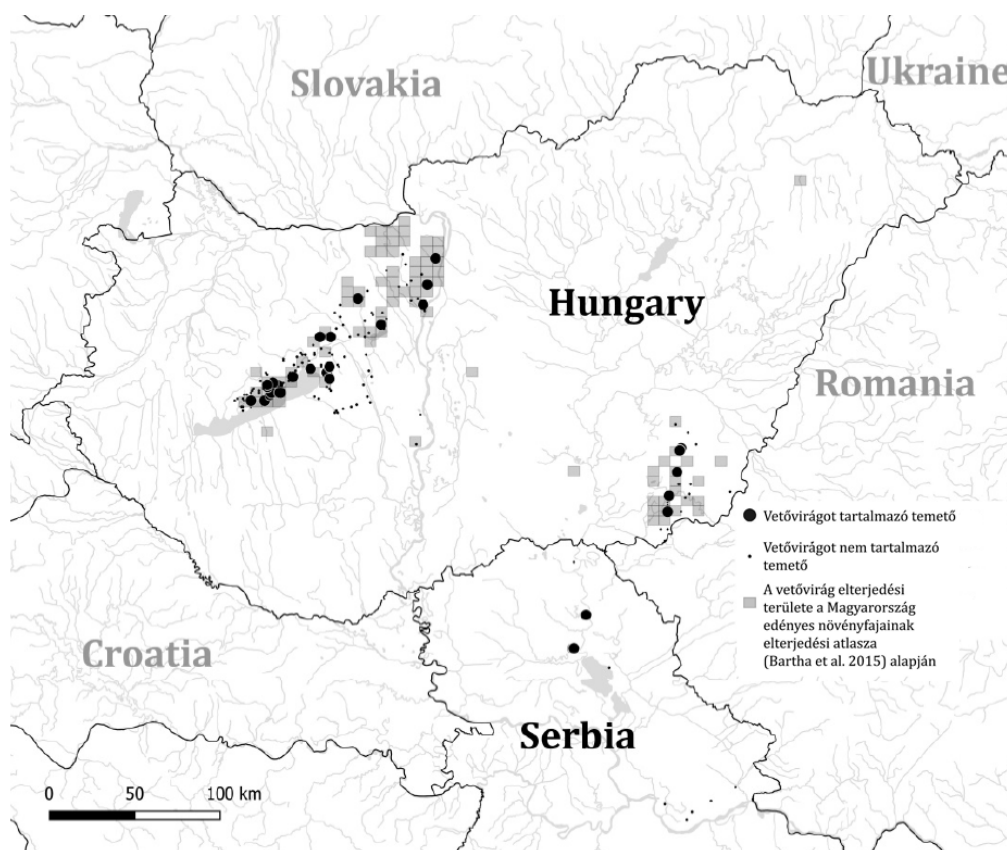
7. A vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*) elterjedése és magprodukciója Pannon temetőekben [7]

Kovács Ferenc (1915): Változások Óbecse flórájában
„Az alsóvárosi rk. és a központi szerb temető gyepes helyeinek őszi ékessége, ahol szép aranyárga virágaival szeptember-októberben egészen ellepi a talajt.”

A fajnak összesen 27 populációját találtuk a vizsgált 144 magyar és szerbiai temetőben (17. táblázat, 27. ábra). 8 állomány kevesebb, mint 100 egyedet számlált, 12 temetőben 101–1000 példányt találtunk, és több mint 1000 példány került elő 5 temetőben. A *S. colchiciflora* a temetők elsősorban féltérmeztes, gyeptöredékeiben fordul elő (28. ábra). Ugyanakkor a faj úgy tűnik, képes túlélni fásszárú növényzet árnyalása alatt is, hiszen fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) és közönséges orgona (*Syringa vulgaris*) állományaiban is előkerült. A faj ezen túl néhány alkalommal sírok közötti, degradált gyepekből is előkerült.

[7] A fejezet alapjául szolgáló publikáció:

Molnár V. A., Mészáros, A., Csathó, A. I., Balogh, G., Takács, A., Lőki, V., Lovas-Kiss, Á., Tökölyi, J. & Bauer, N. (2018):: Distribution and seed production of the rare, dry grassland specialist *Sternbergia colchiciflora* (Amaryllidaceae) in Pannonian graveyards. – *Tuexenia* **38**: 371–384.



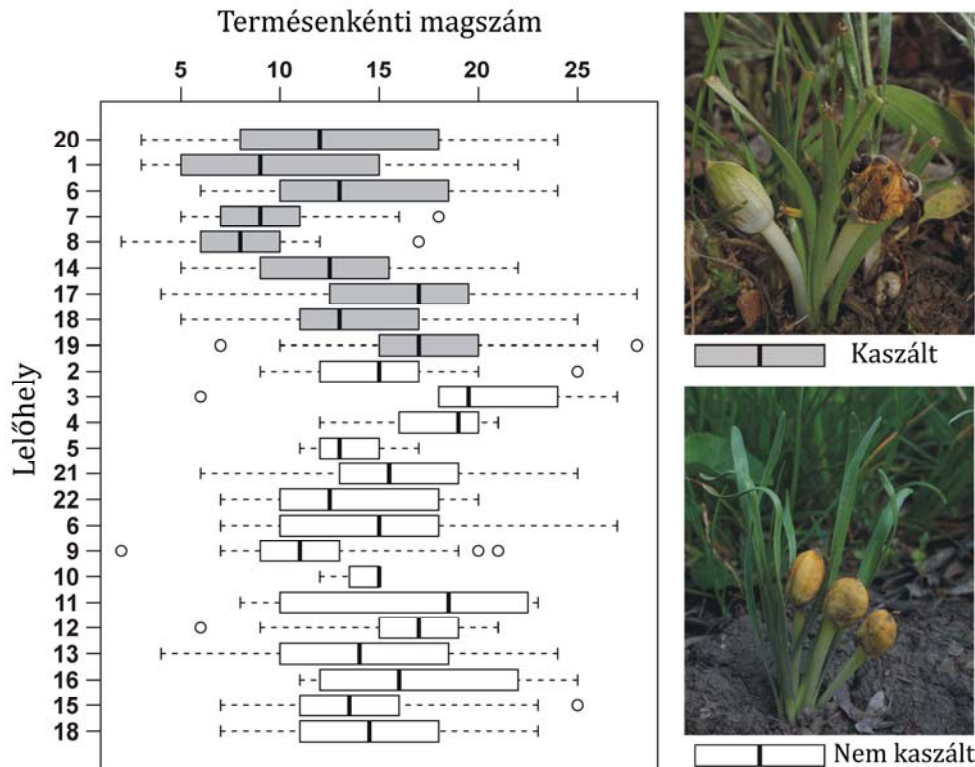
27. ábra. A vetővirág elterjedése Magyarországon és előfordulásai a Pannon Ökorégió temetőiben



28. ábra. A *Sternbergia colchiciflora* élőhelye a csorvási temetőben. A szerző felvétele

17. táblázat. A *Sternbergia colchiciflora* állományoknak otthont adó temetők földrajzi elhelyezkedése és a vetővirág állomány nagysága

Ország: település	Temető (G) és / vagy templomkert (C)	Északi szélesség	Keleti hosszúság	<i>Sternbergia colchiciflora</i> állomány becsült egyedszáma
Alsóórs	G	46,99528°N,	17,97020°E,	500
Aszófő	G	46,93186°N,	17,83533°E,	1.300
Balatonakali	G	46,88382°N,	17,76506°E,	250
Balatonfőkajár	G	47,02082°N,	18,21509°E,	10.000
Balatonfüred	G & C	46,96041°N,	17,86008°E,	40
Balatonkenese	G	47,03718°N,	18,09995°E,	15
Balatonszőlős	G	46,96882°N,	17,82753°E,	400
Balatonudvari	G	46,90796°N,	17,80839°E,	50
Budaörs	G	47,46531°N	18,96281°E	150
Csákvár	G	47,39250°N,	18,45089°E,	100
Csór	G	47,20142°N,	18,24764°E,	10.000
Csorvás	G	46,63673°N,	20,83345°E,	1.000
Csorvás	G	46,63341°N,	20,82182°E,	15.000
Füle	G	47,05064°N,	18,24087°E,	1.000
Érd	G	47,36987°N,	18,91578°E,	150
Lepsény	G	46,99042°N,	18,23656°E,	20
Nadap	G	47,26046°N,	18,61560°E,	10
Örvényes	G	46,91704°N,	17,81790°E,	100
Pécsely	G	46,95283°N,	17,78987°E,	100
Pécsely	G	46,95851°N,	17,79407°E,	1.000
Pitvaros	G	46,31992°N,	20,73048°E,	500
Pusztaföldvár	G	46,52443°N,	20,79798°E,	1.500
Tihany	G	46,91665°N,	17,88292°E,	1.000
Tótkomlós	G	46,40395°N,	20,73645°E,	800
Üröm	G	47,59372°N,	19,02354°E,	1000
Várpalota-Inota	G	47,20455°N,	18,17484°E,	1.000
Zánka	G & C	46,87865°N,	17,67205°E,	1.000
Szerbia: Ada	G	45,78697°N,	20,13271°E,	25
Szerbia: Bečej	G	45,61629°N,	20,03194°E,	400
Szerbia: Bečej	G	45,62421°N,	20,04102°E,	1.000

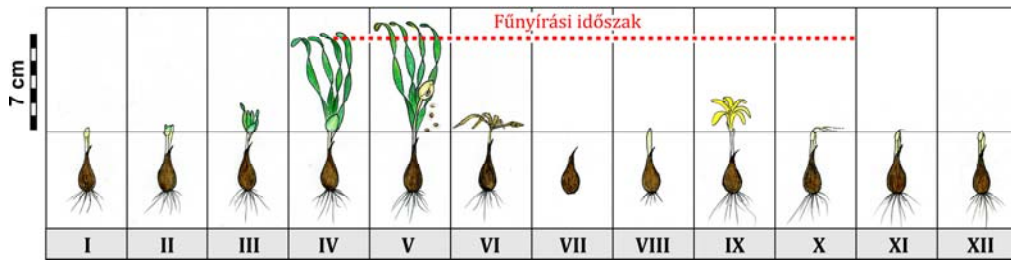


29. ábra. A *Sternbergia colchiciflora* tokonkénti magszáma kaszált és nem kaszált termőhelyeken. A leelőhelyek számozása: 1. Alsóórs: temető, 2. Aszófő: temető, 3. Balatonfőkajár: temető, 4. Balatonkenese: Part-fő, 5. Balatonszőlős: temető, 6. Csór: temető, 7. Csorvás: 1. temető, 8. Csorvás: 2. temető, 9. Csorvás: Természetvédelmi Terület, 10. Kaszaper: Sarkadi-part, 11. Paks: Vörösmalom-völgy, 12. Pécsely: Klárapuszta, 13. Pitvaros: temető, 14. Pusztaföldvár: temető, 15. Tihany: Diósi-rétek, 16. Tihany: Attila-domb, 17. Tótkomlós: temető, 18. Várpalota-Inota: temető, 19. Veszprém: belváros, 20. Ada: temető, 21. Becej: 1. temető, 22. Becej: 2. temető

A faj érett terméseiben átlagosan $14,3 \pm 5,7$ (min = 2, max = 28) magot találtunk. A kaszálatlan egyedek tokterméseiben képződött magok száma ($14,7 \pm 5,0$) és a kaszált egyedek magjainak száma ($13,6 \pm 5,6$) között nem volt szignifikáns különbség ($\beta=0,07$, $SE=0,05$, $P=0,13$). A két temetőben, ahol kaszált és nem kaszált példányok egyaránt előfordultak, az átlagos termésenkénti magszám nem különbözött egymástól szignifikánsan (Poisson GLM; Csór: $\beta=0,02$, $SE=0,08$, $P=0,85$; Várpalota-Inota: $\beta=0,93$, $SE=0,07$, $P=0,62$; 29. ábra).

Az ember által jelentősen befolyásolt élőhelyek nem alkalmasak az eredeti biodiverzitás megőrzésére, és a legtöbb települési környezetben található élőhely kevesebb fajnak ad otthont, mint más féltermészetes élőhelyek (DEÁK *et al.* 2016c); ugyanakkor kizárólag természetes élőhelyekre jellemző, veszélyeztetett fajoknak is otthont adhatnak (ALBRECHT & HAIDER 2013). Bár a temetőkben végzett botanikai felmérések során viszonylag könnyű feltárni a feltűnő fajokat, célzott felmérésekre van szükség a rapszodikusán, kiszámíthatatlanul megjelenő, vagy kevésbé feltűnő fajok kimutatására (MOLNÁR V. *et al.*, 2017a).

Ebben az esettanulmányban dokumentáltuk, hogy a *Sternbergia colchiciflora* természetes elterjedési területén belül rendszeresen rendszeresen előfordul a Pannon Ökorégió temetőiben. A megtalált 27 populáció közül legalább kettő (Bečej – Óbecse 2 temetőjében), már több mint egy évszázada ismert (KOVÁCS 1915). Jelenleg a térség temetőinek túlnyomó többségében évente többször fűnyírást hajtanak végre (április és október között) többnyire motoros eszközök segítségével. Tanulmányunk kimutatta, hogy a fajok még a gyakran fűnyírozott területeken is túlélhetnek, és a *S. colchiciflora* faj magprodukcióját nem befolyásolja a kaszálás. Ez meglátásunk a faj fenológiai és morfológiai jellemzőivel magyarázható. A faj termései április közepéig – május elejéig a talajszinten található, és kocsányuk csak akkor kezd megnyúlni, amikor a termés érése megkezdődik (vö. PÉNZES 1934). Emellett a virágok (2–7 cm-es) és a levelek (5–13 cm-es) magassága általában alacsonyabb a motoros fűnyírók átlagos tarlómagasságánál (30. ábra).



30. ábra. A *Sternbergia colchiciflora* fenológiai diagramja. A római számok a hónapokat jelzik. Molnár V. Attila rajza.

A faj éves életciklusának jelentős része (kb. 8 hónapig az év során) a talajfelszín alatt zajlik (30. ábra), és a tavaszi fűnyírási időszak elején az asszimilációs felületnek csak egy része sérül a fűnyírás miatt. Adataink alapján, a faj termésenkénti magvainak száma a kaszált/fűnyírozott és a nem fűnyírozott helyeken nem különbözik lényegesen egymástól. Ennek alapján nagy valószínűséggel feltételezhető, hogy a kaszálás gyakorisága nem releváns a faj számára, mivel csak kis mértékben hat a növény leveleire. Korábban bizonyították, hogy a gyepterületek fenntartásában a kaszálás elengedhetetlen szerepet játszik (ERIKSSON *et al.* 2002; PYKÄLÄ *et al.* 2005; WILLIAMS *et al.* 2007; KELEMEN *et al.* 2014). Ugyanakkor a tarlómagasság, a kaszálás időzítése és a kaszálás gyakorisága jelentősen befolyásolhatja az egyes fajok életciklusát (HELLSTRÖM *et al.* 2006; WADI *et al.* 2004; WIJITPHAN *et al.* 2009). A motorizált kézi szegélynyíróknak és fűnyíróknak a különféle gyepekre gyakorolt hatásának értékeléséhez még további összehasonlító elemzésekre van szükség.

8. KITEKINTÉS

Jékely Zoltán: *Kalotaszegi elégia* (részlet, 1936):

*„A cinteremben nyílik már a kosbor
süppedő, fátalan sírdombokon”*

Az évezredekig változatlanul működő, természetkímélő temetkezési hagyományok napjainkban alapjaiban változnak meg. Kis-ázsiai és európai temetők flórájának utóbbi négy évben folytatott vizsgálata során döbrentünk rá a temetők élővilágának a temetkezési helyek kezelésének átalakulásával, a temetőkultúra megváltozásával, a temetők globális léptékű uniformizálódásával egyre fokozódó veszélyeztetettségére. Kutatásaink alapján bebizonyosodott, hogy a világ több tájához hasonlóan Kis-ázsiai és Európában is fontos természeti értékek őrzői a temetők; emellett az évek alatt az a határozott álláspontunk alakult ki, hogy az évszázadok óta temetkezési célokra használt kultikus helyeken a nyugati temetkezési szokások átvételével a természeti értékek veszélybe kerültek; a temetkezési helyek kultúrtörténeti és természeti értékeinek fennmaradása pedig szorosan összefügg.

Kutatásaink során a növénytan értékek temetőkben történő dokumentálása mellett a magyar anyanyelvű régiókban időt fordítottunk a helyi lakosokkal történő érintkezések során a temetőkkel kapcsolatos tapasztalatcserére is. Interjúink során szembetűnő volt az átlagpolgárok elégedettsége a jelenlegi (kultúrtörténeti és természetvédelmi szempontból egyaránt lehangoló) helyzettel. A megkérdezett átlagpolgárok döntő többsége (90%-a) elégedett vagy nagyon elégedett a temetők jelenlegi állapotával. Kérdéseinkben kitértünk a fűnyírás gyakoriságával kapcsolatos elégedettségükre is: a fűnyírás gyakoriságát a

válaszadók mintegy harmada megfelelőnek ítélte, kétharmaduk pedig gyakoribbá tette volna. Az átlagpolgárok háromnegyedének a modern síremlékek jobban tetszenek, és mindössze 15%-uk tud arról, hogy a temetőekben előfordulhatnak védett élőlények.*

A temetők tradicionálisan alkalmazott kezelése során a növényzet zavart és természetes állományainak változása korábban egyaránt dinamikusán követte a temető hagyományos használatát. Ezt a dinamizmust szakítja meg a hagyományos kezelés megváltozása, és elsősorban a modern síremlékek állításának, valamint a természetidegen anyagok használatának szokása. Interjúalanyaink túlnyomó többségében a modern típusú sírhantok mellett tették le a voksukat régiótól függetlenül (Kalotadámos: *„A kopjafa is szép volt, de az nem tartalmaz, csak a modern sír az öröklét”*; Zsobok: *„Szép ez a hagyományos, csak nem tart sokat”*; Kisújszállás: *„Hamar elkorhad a fejfa”*). Napjainkra mindenhol elérhető lett a nagy anyagi erőforrásokat igénybevevő, ám általánosságban tartósabbnak ítélt beton és márvány síremlék állításának lehetősége. Erdélyben megfigyeléseink és interjúink alapján, ha az anyagi lehetőségeik engedik, előbb-utóbb a sírhantot elkészítettők modern típusú síremlékre cserélik, a korábbi kopjafát pedig vagy leselejteznek, vagy a sírhant másodlagos díszeként (esetleg megtűrt elemeként?) meghagyják.

*Annak érdekében, hogy a magyar társadalom temetőikkel és azok kezelésével kapcsolatos elvárásait felmérjük, Magyarországon és Romániában temetőnként 1-2 helyi lakossal, összesen 69 nővel és 33 férfival (átlagéletkor = $40,4 \pm 22,8$ év, min. = 17 év, max. = 82 év) félig-strukturált, anonim interjúkat készítettünk. Az interjúk kérdéseire adott válaszokon kívül a temetők kezelésével, állapotával összefüggő releváns megjegyzéseiket, véleményüket is feljegyeztük.

Az évtizedekkel ezelőtt létesített, betonnal, műkővel, márvánnyal fedett síremlékek visszagyepesedése nem történhet meg, és a márványból és betonból készült gondozatlan síremlékek idővel technikai szempontból építési törmelékké válnak; ennek ellenére egyre nagyobb területen vannak jelen, és ez által a természetközeli növényzet fajai egyre kisebb területre szorulnak vissza, vagy végleg eltűnnek.

Egyéb tényezők is hozzájárulnak a temetők átalakulásához, „modernizálódásához”. Míg tradicionálisan a temetőekben évente egyszer-kétszer kaszáltak, és a szénát zömében feletették a jószággal, manapság a hagyományos állattartás szinte teljes eltűnésével a szénára már jobbra nincs szükség. (Bogdándról: *„A szénát összegyűjtjük, és elégetjük”*; Hadadnásd: *„Most már senkinek nem kell a széna”*; Vértölgy: *„Most nem kell a fű senkinek”*). Ma a temetőekben (és más egyéb közvetlen urbán környezetben lévő gyepterületeken is) ezzel párhuzamosan újabban sokfelé a motoros fűnyírás jellemző, és a kézi kaszálás manapság már szinte kuriózumnak számít amellet, hogy a mai lakosság mintha a nagyra nőtt füvet rendezetlennek, és kevésbé favorizálандónak tartaná a rövidre nyírt, egyenletes magasságú gyeppel szemben. (Bogdánd: *„A nagy növényzet miatt sokkal nehezebben kapjuk meg, hol vannak a halottaink”*; Sarmaság: *„Hát nem lehet itt kézzel kaszálni”*; Kisújszállás: *„Régen nagyon bozontos, fás volt, mostanra ki van tisztítva”*; Karcag: *„Gyomos, rendbe kellene tenni”*).

A helyi lakosokkal történő beszélgetés során végig úgy tűnt, hogy a közízlésben történt gyökeres változás rendkívül gyorsan, és zökkenőmentesen ment végbe Magyarországon és Romániában is, a modern síremlékek világszerte történő térhódítása alapján pedig ez a nyugati országokra mindenhol igaz lehet. A temetők markáns elnyugatiasodása hosszú távon a hagyományos tradíciók, kulturális

értékek erodálódása mellett maga után vonja a természeti értékek eltűnését is.

Az elmúlt években zajlott kutatásaink, és a fellelhető szakirodalom (lásd 3.1. fejezet) tanulsága alapján a temetők természeti értékeinek kutatása során a legfontosabb feladatokat az alábbiakban határozom meg:

1. Nagyobb földrajzi léptékű, és több élőlénycsoport érintő tematikus vizsgálatok;

2. A különböző temetőkezelési módszerek élővilágra gyakorolt hatásának részletes vizsgálata, beleértve a modern temetőkezelés negatív hatásainak alapos dokumentálását.

A szakirodalomban detektált fehér foltok, illetve saját megfigyeléseink alapján továbbá azt is javasoljuk, hogy a temetőkezelés direkt hatását a temetők antropogén eredete miatt etnobotanikai és kulturális vonatkozásban is feltétlen érdemes lenne vizsgálni, hiszen a természettel szoros közelségben élő lakosság tevékenységei, és a temető élővilága a legtöbb hosszú idővel ezelőtt létesített temető esetében már évszázadok óta összefonódott.

9. AZ ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

A természetes élőhelyek világszerte tapasztalható degradálódásával, felaprózódásával és területük csökkenésével a kis kiterjedésű természetközeli állapotú élőhelyfoltok (mint az eredeti élővilág menedékhelyei) felértékelődnek. Bár a temetkezési helyek a legtöbb tartósan emberek által lakott vidéken (ezáltal szinte minden klímazónában és biogeográfiai régióban) régóta, jelentős számban és nagy összesített kiterjedésben léteznek, és régészeti és kulturális szempontból régóta kutatják őket, ökológiai és természetvédelmi jelentőségüket elég későn ismerték fel, továbbá élővilágukról a mai napig kevés átfogó ismerettel rendelkezünk.

Az értekezésben temetők földrajzi, környezeti, biotikus és antropogén jellemzőinek hatását vizsgálom a növényi fajgazdagságra, modellként használva talajlakó orchideákat (Törökország és Albánia esetében), ill. ritka sztyeppnövényeket (a Pannon Ökorégióban). Az értekezés legfontosabb eredményei az alábbiak szerint foglalhatók össze:

1. A temetők és templomkertek élővilágával foglalkozó tanulmányok száma limitált, ezen túl jobbra deskriptív cikkek születtek, melyek földrajzilag pedig kifejezetten részlelhajlóak. A megjelent cikkek áttekintése után azonban kijelenthető, hogy a temetők világszerte komoly természeti értékek őrzői.

2. A törökországi temetők jelentős orchidea élőhelyek. A temetőkben megtalálható orchideák faj- és egyedszáma jellegzetes földrajzi mintázatot követ: dél- és nyugat felé növekszik. Ez a temetőkben észlelt mintázat megegyezik a teljes török orchideaflóra esetében tapasztalt biogeográfiai mintázattal.

3. A török temetők menedéket jelentenek az orchideák számára a Törökországban általánosan elterjedt gumógyűjtéssel szemben. A

jelenlegi, temetőekben folyó gyűjtési tevékenység a vizsgált temetőknek mintegy 4,5%-át érinti, és a gyűjtés nem terjedt ki a megtalálható gumós fajok mindegyikére. A legveszélyeztetettebbek a korai virágzású, és a nagy gumókkal rendelkező fajok. A helyi lakosság jelentős ismeretekkel rendelkezik a szálepít szolgáltató orchideákról és segíthet ritka, veszélyeztetett orchidea populációk új lelőhelyeinek megtalálásában (különösen temetőekben), és így közvetetten védelmükben. Észleléseink, és egyes gumógyűjtőktől származó információk egyaránt arra engednek következtetni, hogy a korlátozott mértékű (helyi igényeket kielégítő) gyűjtés hosszú távon is fenntartható lehet.

4. A törökországi temető átfogó vizsgálata során kimutattuk, hogy a különböző településtípusokhoz tartozó temetők különböznek egymástól méretükben, szerkezetükben, és természetvédelmi értékükben. A leggazdagabb orchideaflórája a falusi temetőknek van, ezek kisebb területűek, a hagyományos sírhantok aránya magasabb, és a sírok átlagos távolsága nagyobb, mint a városi temetőekben, de fás szárú vegetációjuk hasonló. Minden településtípust figyelembe véve az őshonos fák aránya pozitívan korrelál az orchideák fajgazdagságával, egyedszámával, és a veszélyeztetett fajok jelenlétével. A temetők szerkezeti jellemzői (a sírok kora és sűrűsége) prediktálja az orchideák fajgazdagságát. Eredményeink arra utalnak, hogy az urbanizáció és a temetők kezelésének változása komoly hatással van a természetvédelmi értékükre.

5. Az albániai orchideaflóra 35%-át (29 taxont) mutattunk ki 88 albániai temetőből. Igazoltuk, hogy Albániában a muszlim temetők szignifikánsan több orchideafajnak és egyednek adnak otthont, mint a vegyes felekezettű, és a keresztény temetők. A muszlim temetők nagyobb területűek, bennük kisebb a sírokkal borított terület nagysága.

6. A korábban hazánkból kipusztultnak hitt csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata*) 12 új előfordulását találtuk temetőekben. Azokban a temetőekben, ahol előfordult a *S. crenata*, szignifikánsan nagyobb volt a fásszárú növényzettel borított terület aránya és magasabb az egyéb védett fajok száma, mint ahol nem találtuk meg. A temetők jelentős időtávlatra visszatekintő múltja arra utal, hogy e ritka cserjefaj példányai az eredeti növényzet elemei lehetnek.

7. Összesen 24 magyarországi és 3 szerbiai (jórészt fűnyírozott vagy kaszált) temetőben igazoltuk az egész elterjedési területén belül ritka fajként számontartott vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*) előfordulását. Kimutattuk, hogy a kaszált és nem kaszált példányok terméskénti magszáma ($13,6 \pm 5,6$ és $14,7 \pm 5,0$) nem különbözik egymástól szignifikánsan. Ennek okai: 1.) az éves életszakasz „talaj feletti” időszaka (szeptember–május) jórészt kívül esik a fűnyírás legfőbb időszakán, és 2.) a csupán 3–7 cm magas, efemer virágok és termések jó eséllyel túlélnek a gépesített kaszálást.

10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném megköszönni az értekezés alapjául szolgáló közlemények társszerzőinek, Balogh Gábornak, Bauer Norbertnek, Barina Zoltánnak, Bódis Juditnak, Csathó András Istvánnak, Deák Balázsnak, Kaan Hürkannak, Lovas-Kiss Ádámnak, Máté Andrásnak, Mészáros Andrásnak, Mizsei Edvárdnak, Molnár V. Attilának, Molnár Zsoltnak, Nagy Timeának, Sramkó Gábornak, Süveges Kristófnak, Takács Attilának és Tökölyi Jácintnak a terepmunkában, adatfeldolgozásban és elemzésben, cikkírásban nyújtott segítségüket.

Köszönöm továbbá Biró Éva, Donkó Bettina, Fekete Réka, Katona Patrik, Ljubka Tibor, Yasemin Kemeç, Nótári Krisztina és Óvári Miklós közreműködését a terepi felmérésekben. Köszönöm Karel C. A. J. Kreutz-nak (Naturalis Biodiversity Center, Leiden, Netherlands) néhány kritikus törökországi orchideataxon azonosításában nyújtott segítségét, és egyes temetőkkal kapcsolatos adatközléseit, és Dr. Helmut Heimeier-nek (Stuttgart, Németország) egyes temetőkkal kapcsolatos adatközléseit. Hálával tartozom Dr. Eric Freedman-nek (Michigan State University, MI, USA), dr. Kardos Gábornak (Debrecen) és dr. Deák Balázsnak (Debrecen), valamint az anonim bírálóknak az értekezés alapjául szolgáló közlemények angol nyelvű kéziratához tett észrevételeiért, javításaiért, valamint Dr. Mykyta Peregrim-nek (Kijev, Ukrajna) és dr. Ivan I. Moysienko-nak (Kherson, Ukrajna) egyes, *Spiraea crenata*-val kapcsolatos irodalmi források beszerzésében nyújtott segítségéért. Köszönöm Kaan Hürkan-nak az EGE, GAZI, HUB, HUEF, ISTE, IZEF-NR és NGBB herbáriumokból származó digitalizált orchideák herbáriumi anyagának rendelkezésre bocsátását. Köszönöm Molnár V. Attilának, C.A.J. Kreutz-nak és Takács Attilának az értekezéshez rendelkezésemre bocsátott fényképeiket.

Munkámat a következő szervezetek és pályázatok támogatása segítette: Nemzeti Kiválóság Program (TÁMOP-4.2.4.A/2-11/1-2012-0001) Eötvös-Loránd Hallgatói Ösztöndíj; Új Nemzeti Kiválóság Program (ÚNKP-18-3-III-DE-129) Nemzeti Tehetség Program (NTP-EFÖ-P-15); a Debreceni Egyetem tudományos képzési műhelyeinek támogatása (TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001); OTKA K108992 számú pályázat; Campus Hungary Csoportos, és Rövid Tanulmányutak (TÁMOP-4.2.4B/2-11/1-2012-0001); Campus Mundi Rövid Tanulmány-utak (EFOP-3.4.2-VEKOP-15-2015-00001); Erasmus és Erasmus+ Tanulmányi, és Szakmai Gyakorlati ösztöndíjak.

IRODALOMJEGYZÉK

- ACAR C., ACAR H. & EROGLU E. (2007): Evaluation of ornamental plant resources to urban biodiversity and cultural changing: a case study of residential landscapes in Trabzon city (Turkey). – *Building and Environment* **42**:218–229.
- AERTS R., VAN OVERTVELD K., NOVEMBER E., WASSIE A., ABIYU A., DEMISSEW S., DAYE D.D., GIDAY K., HAILE M., TEWOLDEBERHAN S., TEKETAY D., TEKLEHAIMANOT Z., BINGGELI P., DECKERS J., FRIIS I., GRATZER G., HERMY M., HEYN M., HONNAY O., PARIS M., STERCK F.J., MUYS B., BONGERS F. & HEALEY J.R. (2016): Conservation of the Ethiopian church forests: Threats, opportunities and implications for their management. – *Science of The Total Environment* **551–552**: 404–414.
- ALTAY V., OZYIGIT I. I., & YARCI C. E. L. A. L. (2012): Plant communities in urban habitats of Istanbul-Turkey. – *Pakistan Journal of Botany* **44**: 177-186.
- AHMAD S., KHAN N., WAHAB M. & NAZIM K. (2010): Vegetation studies of selected graveyards of upper Swat. – *International Journal of Biology and Biotechnology* **7**: 211-217.
- AHMED M., KHAN N., WAHAB M., HAMZA S., SIDDIQUI M.F., NAZIM K. & UZAIR KHAN M (2009): Description and structure of *Olea ferruginea* Royle forest of Dir Lower District of Pakistan. – *Pakistan Journal of Botany* **41**: 2683-2683.
- ALIAJ B. (2003); Keida Lulo; Genc Myftiu. Tirana the challenge of urban development. Tirane.
- ALBRECHT H. & HAIDER S. (2013): Species diversity and life history traits in calcareous grasslands vary along an urbanization gradient. – *Biodivers. Conserv.* **22**(10): 2243–2267.
- ALLEM A.C. (1997): Roadside habitats: a missing link in the conservation agenda. – *Environmentalist*, **17**: 7–10.
- ANTKOWIAK W. & HEINE A. (2005): Dendroflora and current state of historic cemeteries of the Kolo District in Central Poland. – *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu* **9**: 3-12.
- ARAÚJO M. B. (2003): The coincidence of people and biodiversity in Europe. – *Global Ecology and Biogeography* **12**(1): 5–12.
- ATAY E., JANSSON N., & GÜRKAN T. (2012): Saproxyllic beetles on old hollow oaks (*Quercus* spp.) in a small isolated area in southern Turkey: (Insecta: Coleoptera). – *Zoology in the Middle East* **57**(1): 105-114.
- BAGNOLI F., VENDRAMIN G.G., BUONAMICI A., DOULIS A.G., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ S.C., LA PORTA N., MAGRI D., RADDI P., SEBASTIANI F. & FINESCHI S. (2009): Is *Cupressus sempervirens* native in Italy? An answer from genetic and palaeobotanical data. – *Molecular Ecology* **18**: 2276–2286.
- BALASSA I. (1989): *A magyar falvak temetői*. – Corvina, Budapest. 172 pp.
- BARINA Z. & PIFKÓ D. (2008a): New or interesting floristical records from Albania. – *Acta Botanica Hungarica* **50**: 231-236.
- BARINA Z. & PIFKÓ D. (2008b): Additions and amendments to the flora of Albania. – *Willdenowia* **38**: 455–464.
- BARINA Z. & PIFKÓ D. (2011): Contributions to the flora of Albania, 2. – *Willdenowia* **41**: 139–149.
- BARINA Z., PIFKÓ D. & MESTERHÁZY A. (2009): Contributions to the flora of Albania. – *Willdenowia* **39**: 293-299.
- BARINA Z., PIFKÓ D. & MESTERHÁZY A. (2011): Contributions to the flora of Albania, 3. – *Willdenowia* **41**: 329-339.
- BARINA Z., PIFKÓ D., PINTÉR B. & BRÄUCHLER C. (2010): News from the early spring flora of Albania. – *Acta Botanica Hungarica* **52**(3–4): 239–245.
- BARINA Z., RAKAJ M. & PIFKÓ D. (2013): Contributions to the flora of Albania, 4. – *Willdenowia* **43**: 165–184.

- BARRETT G. W. & BARRETT T. L. (2001): Cemeteries as repositories of natural and cultural diversity. – *Conservation Biology* **15**: 1820–1824.
- BARTHA D. & NAGY A. (2004): Threatened tree and shrub species in Hungary. – *Folia Oecologia* **31**: 67–75.
- BARTHA D. (1989): A hazánkból kipusztult fa- és cserjefajok. – *Az Erdő* **38**: 463–465.
- BARTHA D. (1996): Die ausgestorbenen und gefährdeten Baum- und Straucharten in Mitteleuropa. – *Mitteilungen Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* **82**: 43–49.
- BARTHA D. (1999): Csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata* L.). – *Tilia* **7**: 163–165.
- BARTHA D., VIDÉKI R. & MÁTHÉ A. (2004): A csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata* L.) magyarországi előfordulása. – *Flora Pannonica* **2**: 119–127.
- BARTHA D., KIRÁLY G., SCHMIDT D., TIBORCZ V., BARINA Z., CSIKY J., JAKAB G., LESKU B., SCHMOTZER A., VIDÉKI R., VOJTKÓ A. & ZÓLYOMI Sz. (szerk.) (2015): Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza. (Distribution atlas of vascular plant of Hungary). – Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 329 pp.
- BATES D., MAECHLER M., BOLKER B. & WALKER S. (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. – *Journal of Statistical Software* **67**: 1–48.
- BÁTORI Z., KÖRMÖCZI L., ZALATNAI M., ERDŐS L., ÓDOR P., TÖLGYESI C., ... & TÖRÖK P. (2016): River Dikes in Agricultural Landscapes: The Importance of Secondary Habitats in Maintaining Landscape-Scale Diversity. – *Wetlands* **36**(2): 251–264.
- BELLARD C., LECLERC C., LEROY B., BAKKENES M., VELOZ S., THUILLER W. & COURCHAMP F. (2014): Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. – *Global Ecology and Biogeography* **23**: 1376–1386.
- BHAGWAT S. A. & RUTTE C. (2006): Sacred groves: potential for biodiversity management. – *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**(10): 519–524.
- BHAGWAT S. A., NOGUÉ S., & WILLIS K. J. (2014): Cultural drivers of reforestation in tropical forest groves of the Western Ghats of India. – *Forest Ecology and Management* **329**: 393–400.
- BIADUŃ W. (1994): Winter avifauna of urban parks and cemeteries in Lublin (SE Poland). – *Acta ornithologica* **29**(1): 15–27.
- BILZ M., KELL S.P., MAXTED N. & LANSDOWN R.V. (2011): *European Red List of vascular plants*. – Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- BOHN U., NEUHÄUSL R., GOLLUB G., HETTER C., NEUHÄUSLOVÁ Z., RAUS T., SCHLÜTER H. & WEBER H. (eds., 2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1 : 2 500 000. Erläuterungstext. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BOVYN, R. A., LORDON, M. C., GRECCO, A. E., LEEPER, A. C., & LAMONTAGNE, J. M. (2019): Tree cavity availability in urban cemeteries and city parks. – *Journal of Urban Ecology* **5**(1): juy030.
- BOX J. (1999): Nature conservation and post-industrial landscapes. – *Industrial Archaeology Review* **21**: 137–146.
- BRANDES D. (2011): Flora of old cemeteries in Central Tunisia. – <https://bit.ly/2JCrawW> [hozzáférés: 2016/08/08]
- BRECKHEIMER I., HADDAD N. M., MORRIS W. F., TRAINOR A. M., FIELDS W. R., JOBE R., ... & WALTERS J. R. (2014): Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. – *Conservation biology* **28**(6): 1584–1593.
- BUCHHOLZ S., BLICK T., HANNIG K., KOWARIK I., LEMKE A., OTTE V., ... & SEITZ B. (2016): Biological richness of a large urban cemetery in Berlin. Results of a multi-taxon approach. – *Biodiversity Data Journal* **4**: e7057.

- BURNHAM K. P. & ANDERSON D. R. (2002): *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. – Springer Verlag, New York.
- BUTT K.R., LOWE C.N. & DUNCANSON P. (2014): Earthworms of an urban cemetery in Preston: General survey and burrowing of *Lumbricus terrestris*. – *Zeszyty Naukowe* **17**: 23-30.
- CALLAWAY R.M., KIKVIDZE Z. & KIKODZE D. (2000): Facilitation by unpalatable weeds may conserve plant diversity in overgrazed meadows in the Caucasus Mountains. – *Oikos* **89**: 275–282.
- ČANÁDY A. & MOŠANSKÝ L. (2017): Public cemetery as a biodiversity hotspot for birds and mammals in the urban environment of Kosice city (Slovakia). – *Zoology and Ecology* **27**:1-11.
- CAUDULLO G. & DE RIGO D. (2016): *Cupressus sempervirens* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ J., DE RIGO D., CAUDULLO G., HOUSTON DURRANT T. & MAURI A. (eds.): *European Atlas of Forest Tree Species*. Publication Office of European Union, Luxembourg. e01afb4+
- ČEPLOVÁ N., KALUSOVÁ V. & LOSOSOVÁ, Z. (2017): Effects of settlement size, urban heat island and habitat type on urban plant biodiversity. – *Landscape and Urban Planning* **159**: 15–22.
- ČEŘOVSKÝ J., FERÁKOVÁ V., HOLUB J., MAGLOCKÝ Š. & PROCHÁZKA F. (1999): Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR: Vyššie rastliny. 5. – *Príroda a. s.*, Bratislava. 456 pp.
- CAMCI ÇETIN S., KARACA A., HAKTANIR K. & YILDIZ H. (2007): Global attention to Turkey due to desertification. – *Environmental Monitoring and Assessment* **128**: 489–493.
- CHAGHTAI S.M., RANA N.A. & KHATTAK H.R. (1983): Phytosociology of the Muslim graveyards of Kohat Division, NWFP, Pakistan. – *Pakistan Journal of Botany* **15**(2): 99-108.
- CHAGHTAI S.M., SHAH S.H. & AKHTAR M.A. (1978): Phytosociological study of the graveyards of Peshawar District, NWFP, Pakistan. – *Pakistan Journal of Botany* **10**(1): 17–30.
- CHAMPION S.H., SETH S.K. & KHATTAK G.M. (1965): Forest types of Pakistan. – Pakistan Forest Institute, Peshawar, Pakistan.
- CINCOTTA R.P., WISNEWSKI J. & ENGELMAN R. (2000): Human population in the biodiversity hotspots. – *Nature* **404**(6781): 990–992.
- CITES – <https://bit.ly/2TZsgI2> [Hozzáféérés: 2016.09.27.]
- CLAESSENS J. & KLEYNEN J. (2011): The flower of the European orchid: form and function. Voerendaal: Jean Claessens & Jacques Kleynen.
- ÇOLAK A. H. (2001): Nature protection in forest (terms principles, strategies, measurements). – Forest Ministry, Milli Parklar ve Av-Yaban Hayati Genel Mudurlugu Yayini. Lazer Ofset, Ankara.
- COULD F.W. (1941): Plant indicators of original Wisconsin prairies. – *Ecology* **22**(4): 427–429.
- COUSINS S.A. (2006): Plant species richness in midfield islets and road verges—the effect of landscape fragmentation. – *Biological Conservation* **127**: 500–509.
- CZARNA A. (2016): Vascular plant flora in the Cytadela cemeteries in Poznań (Poland). – *Acta Agrobotanica* **69**(4): 1695.
- CSATHÓ A.I. & BALOGH G. (2016): A tótkomlói Ótemető növénytani értékei (Botanical heritage of old graveyard in Tótkomlós). – In: BALOGH G. (Ed.): Aki keres, talál...– Száraz-ér Társaság Természetkutató és Környezetvédő Egyesület, Tótkomlós. pp.: 44–55.
- DAFNI A. (1984): Mimicry and deception in pollination. – *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **15**: 259–278.
- DAFNI A., LEV E., BECKMANN S. & EICHBERGER C. (2006): Ritual plants of Muslim graveyards in northern Israel. – *Journal*

- of Ethnobiology and Ethnomedicine* **21**: 38.
- DAFNI A., SHMIDA A. & AVISHAI M. (1981): Leafless autumnal-flowering geophytes in the Mediterranean region – phytogeographical, ecological and evolutionary aspects. – *Plant Systematics and Evolution* **137**: 181–193.
- D’ALESSANDRO D. (2010): Sacred space and restoration ecology. – *Erigenia* **24**: 3–4.
- DAVIS B.N.K. (1979): Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. – *Minerals and the Environment* **1**: 48–56.
- DAVIS P. H., CULLEN J. & COODE M. J. E. (1965): *Spiraea* L. In: DAVIS P. H. (ed.): *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*. – University Press, Edinburgh.
- DE AMICIS E. (1896): *Constantinople*. Vol. 1. – Henry T. Coates & Co., Philadelphia, USA.
- DE TCHIHATCHEF P. A. (1864): Le Bosphore et Constantinople avec perspectives des pays limptrophes.
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B., VALKÓ O., SUDNIK-WOJCIKOWSKA B., MOYSIYENKO I.I., BRAGINA T.M., APOSTOLOVA I., DEMBICZ I., BYKOV N.I. & TÖRÖK P. (2016a): Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. – *Biodiversity and Conservation* **25**: 2473–2490.
- DEÁK B., VALKÓ O., TÖRÖK P. & TÓTHMÉRÉSZ B. (2016b): Factors threatening grassland specialist plants – A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. – *Biological Conservation* **204**: 255–262.
- DEÁK B., HÜSE B. & TÓTHMÉRÉSZ B. (2016c): Grassland vegetation in urban habitats – testing ecological theories. – *Tuexenia* **36**: 379–393.
- DEBUSSCHE M., MICHAUD, H., MOLINA J. & DEBUSSCHE G. (2006): *Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit. (Amaryllidaceae) en France (*Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit. (Amaryllidaceae) in France) [In French with a summary in English]. – *Bulletins Société Botanique du Centre Ouest ns*, **36**: 47–60.
- DELFORGE P. (2006): *Orchids of Europe, North Africa and the Middle East*. – A & C Black, London.
- DENGLER J., BERGMIEIER E., WILLNER W. & CHYTRÝ M. (2013): Towards a consistent classification of European grasslands. – *Applied Vegetation Science* **16**: 518–520.
- DIDUKH Y. P. (Ed.) (2009): *Chervona kniga Ukraini*. (Red data book of Ukraine) [In Ukrainian]. – Globalkonsulting, Kiev, 980 pp.
- DIHORU G. & NEGREAN G. (2009): *Cartea roşie a plantelor vasculare din România*. (Red data book of vascular plants of Romania) [In Romanian]. – Editura Academiei Române, Bucureşti. 630 pp.
- DOBROCHAEVA D.M. (1954): Subfamily Spiraeoideae. pp: 8–26. In: *Flora URSS*. Vol. 6, Vydavnytstvo Akademii Nauk Ukrainskoi RSR, Kyiv.
- ELIÁŠ P., DÍTĚ D., KLIMENT J., HRIVNÁK R. & FERÁKOVÁ V. (2015): Red list of ferns and flowering plants of Slovakia (October 2014). – *Biologia* **70**: 218–228.
- ELLIS E. C. (2013): Sustaining biodiversity and people in the world’s anthropogenic biomes. – *Current Opinion in Environmental Sustainability* **5**(3): 368–372.
- ENTWISTLE A., ATAY S., BYFIELD A. & OLDFIELD S. (2002): Alternatives for the bulb trade from Turkey: a case study of indigenous bulb propagation. – *Oryx* **36**: 333–341.
- ERIKSSON O., COUSINS S.A. & BRUUN H.H. (2002): Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. – *Journal of Vegetation Science* **13**: 743–748.
- ERZURUMLU G.S. & DORAN İ. (2011): Türkiye’de salep orkideleri ve salep kültürü. – *Harran Journal of Agricultural and Food Science* **15**: 29–34.
- ESFELD K., HENSEN I., WESCHE K., JAKOB S.S., TISCHEW S. & BLATTNER F.R. (2008):

- Molecular data indicate multiple independent colonizations of former lignite mining areas in Eastern Germany by *Epipactis palustris* (Orchidaceae). – *Biodiversity and Conservation* **17**: 2441.
- EURO+MED (2006-): Euro+Med PlantBase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. – <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/> [Hozzáférés: 2016.09.24.].
- EVENSEN K. H., NORDH H. & SKÅR M. (2017): Everyday use of urban cemeteries: A Norwegian case study. – *Landscape and Urban Planning* **159**: 76–84.
- FAHRIG L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**(1): 487–515.
- FEKETE R., NAGY T., BÓDIS J., BIRÓ É., LÖKI V., SÜVEGES K., TAKÁCS A., TÖKÖLYI J. & MOLNÁR V.A. (2017): Roadside verges as habitats of rare lizard-orchids (*Himantoglossum* spp.): ecological traps or refuges? – *Science of the Total Environment* **607–608**: 1001–1008.
- FERNANDEZ ALONSO, J.L. (1986): Acerca del hallazgo de *Sternbergia colchiciflora* Waldst & Kit. en la cuenca del Duero y de su distribución en la Península Ibérica. (*Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit. in the Duero basin and its distribution in the Iberian Peninsula) [In Spanish]. – *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **42**: 538–539.
- FLORA CROATICA DATABASE. – <https://hirc.botanic.hr/fcd/> [Hozzáférés: 2016.05.22.].
- FRIGNANI F., GERI F., GESTRI G. & PERUZZI L. (2010): Distribution of the genus *Sternbergia* Waldst. & Kit. (Amaryllidaceae) in Tuscany (Central Italy). – *Atti della Società Toscana di scienze naturali. Serie B* **116**: 67–71.
- FRY M.J. (1980): Money, interest, inflation and growth in Turkey. – *Journal of Monetary Economics* **6**(4): 535–545.
- FOLTZ C. R. (2006): Islam: The Oxford Handbook of Religion and Ecology (ed: Roger S. Gottlieb) Oxford University Press.
- FUDALI E. (2001): The ecological structure of the bryoflora of wroclaw's parks and cemeteries in relation to their localization and origin. – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **70**(3): 229–235.
- GADGIL M. & VARTAK V.D. (1976): The sacred groves of Western Ghats in India. – *Economic Botany* **30**(2): 152–160.
- GAMARRA R.G. & GONZÁLEZ O.M. (1997): Approach to the study of steppic plants in the western mediterranean, a proyect. – *Lagascalia* **19**: 663–666.
- GAO H., OUYANG Z., CHEN S. & VAN KOPPEN C.S.A. (2013): Role of culturally protected forests in biodiversity conservation in Southeast China. – *Biodiversity and Conservation* **22**: 531–544.
- GEDIK A. (2003): Differential urbanisation in Turkey, 1955–97. – *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie* **94**: 100–111.
- GHOORBANI A., GRAVENDEEL B., NAGHIBI F., DE BOER H. (2014): Wild orchid tuber collection in Iran: a wake-up call for conservation. – *Biodiversity and Conservation* **23**: 2749–2760.
- GHOORBANI A., GRAVENDEEL B., SELLIAH S., ZARRÉ S., DE BOER H. (2017): DNA barcoding of tuberous Orchidoideae: A resource for identification of orchids used in Salep. – *Molecular Ecology Resources* **17**: 342–352.
- GILBERT Q.L. (1991): *The ecology of urban habitats*. – Springer Science & Business Media. New York.
- GOMBOCZ E. (1945): *Diaria itinerum Pauli Kitaibelii*. Auf Grund originaler Tagebücher zusammengestellt. I–II. Verlag des Ungarischen Naturhistorischen Museums, Budapest. pp.: 1–476, 477–1005.
- GRANT C.D. & KOCH J. (2003): Orchid species succession in rehabilitated bauxite mines in Western Australia. – *Australian Journal of Botany* **51**: 453–457.

- GREENWOOD E.F. & GEMMELL R.P. (1978): Derelict industrial land as a habitat for rare plants in S. Lancs.(vc 59) and W. Lancs.(vc 60). – *Watsonia* **12**: 33–40.
- GROSS M. (2012): Turkey's biodiversity at the crossroads. – *Current Biology* **22**: 503–505.
- HABEL J. C., DENGLER J., JANIŠOVÁ M., TÖRÖK P., WELLSTEIN C. & WIEZIK M. (2013): European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. – *Biodiversity and Conservation* **22**: 2131–2138.
- HADI F., IBRAR M. & ZAIDI N. (2014): Role of Dag Behsud graveyard in conservation of indigenous medicinal flora of district Nowshera, Pakistan. – *Scholarly Journal of Agricultural Science* **4**: 87–89.
- HAMILTON W. P. (2008): A Conditions Assessment and Preservation Guidelines for Second Presbyterian Church's Graveyard Charleston, South Carolina. – All Theses, 44 pp.
- HARMADIK KATONAI FELMÉRÉS (1869–1887) TÉRKÉPEI.
<http://mapire.eu/en/map/thirdsurvey/> [Hozzáférés: 2017.11.09.]
- HARTY F. & L. STRANGE. (1976): Illinois Natural Areas Inventory, Cemetery Prairie Survey. – *Illinois Department of Natural Resources, Springfield, Illinois*.
- HARRINGTON J.A. (1994): Roadside landscapes prairie species take hold in midwest rights-of-way. – *Ecological Restoration* **12**: 8–15.
- HAWKSWORTH D. L. & MCMANUS P.M. (1989): Lichen recolonization in London under conditions of rapidly falling sulphur dioxide levels, and the concept of zone skipping. – *Botanical Journal of the Linnean Society* **100**(2): 99–109.
- HEIMEIER H. (2015): Orchideen der Türkei. (Orchids of Turkey).
<https://www.heimeier-spielmann.de/tro/> [Hozzáférés: 2017.01.20.]
- HELLSTRÖM K., HUHTA A-P., RAUTIO P. & TUOMI J. (2006): Search for optimal mowing regime – slow community change in restoration trial in northern Finland. – *Annales Botanici Fennici* **43**: 338–348.
- HEWITT A. (2013): Revisiting Tony Price's (1979) account of the native vegetation of Duck River and Rookwood Cemetery, western Sydney. – *Cunninghamia* **13**(1): 25–124.
- HODGSON J.G. (1986): Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield flora. I. The identity, distribution and habitat characteristics of the common and rare species. – *Biological Conservation* **36**: 199–252.
- HOLDEN M. H., & McDONALD-MADDEN E. (2017): Conservation from the Grave: Human Burials to Fund the Conservation of Threatened Species. – *Conservation Letters* **11**(1): 1–4.
- HOLUB J. (1999): *Spiraea crenata* L. In: ČEŘOVSKÝ J., FERÁKOVÁ V., HOLUB J., MAGLOCKÝ Š. & PROCHÁZKA F. (eds): *Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov SR a ČR*. Vol. 5. Vyššie rastliny. – Príroda a. s., Bratislava, p. 355.
- HOMEWOOD K. & RODGERS W.A. (1987): Pastoralism, conservation and the overgrazing controversy. In: Anderson D. & Grove R.H. (eds.): *Conservation in Africa: Peoples, Policies and Practice*. – Cambridge University Press, Cambridge. pp. 111–128.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER, T., LÓKÖS, L., KARAS, L. & SZERDAHELYI, T. (1995): Flóra adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány.[Flora database 1.2, List of taxa and attributes.], Vácrátót.
- HUSSAIN F., M. AHMED, M.J. DURANI AND G. SHAHEEN. (1993): Phytosociology of the vanishing tropical dry deciduous forests in District Swabi, Pakistan, 1. Community analysis. – *Pakistan Journal of Botany* **25**(1): 51–66.
- IGNATOWICZ K. (2008): Pesticide and heavy metals concentrations in natural water near graveyard in Podlasie region. May 22–23, 2008 The 7th International

- Environmental Engineering Conference, Vilnius, Lithuania.
- IGNATIEVA M., AHRNÉ K., WISSMAN J., ERIKSSON T., TIDÅKER P., HEDBLM M., KÄTTERER T., MARSTORP H. BERG P. ERIKSSON T. & BENGTTSSON J. (2015): Lawn as a cultural and ecological phenomenon: a conceptual framework for transdisciplinary research. – *Urban Forestry & Urban Greening* **14**(2): 383–387.
- JACKMAN S. (2015): pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory, Stanford University. Department of Political Science, Stanford University. Stanford, California. R package version 1.4.9. <http://pscl.stanford.edu/> [Hozzáférés: 2017. 01. 17.]
- JACQUEMYN H., BRYN R., HERMY M. & WILLEMS J. H. (2005): Does nectar reward affect rarity and extinction probabilities of orchid species? An assessment using historical records from Belgium and the Netherlands. – *Biological Conservation* **121**(2): 257–263.
- JANKA V. (1866): Neue Standorte ungarischer Pflanzen. – *Österreichische Botanische Zeitschrift* **16**: 169–172.
- JANSEN L.J., G. CARRAI L., MORANDINI P.O., CERUTTI P.O. & SPISNI A. (2006): Analysis of the spatio-temporal and semantic aspects of land-cover/use change dynamics 1991–2001 in Albania at national and district levels. – *Environmental Monitoring and Assessment* **119**: 107–136.
- JERSÁKOVÁ J., JOHNSON S. D. & KINDLMANN P. (2006): Mechanisms and evolution of deceptive pollination in orchids. – *Biological Reviews* **81**(2): 219–235.
- JORDAN T.G. (2010): *Texas graveyards: a cultural legacy*. – University of Texas Press, Austin.
- JOSIFOVIĆ M. (1972): *Flora SR Srbije* IV. – Srpska akademija nauka I umetnosti, Beograd.
- JÓZAN ZS. (2008): Új kaparódarázs fajok (Hymenoptera, Sphecidae) előfordulása Magyarországon faunájában. – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **18**:81-83
- JURKIEWICZ A., TURNAU K., MESJASZ-PRZYBYŁOWICZ J., PRZYBYŁOWICZ W. & GODZIK B. (2001): Heavy metal localisation in mycorrhizas of *Epipactis atrorubens* (Hoffm.) Besser (Orchidaceae) from zinc mine tailings. – *Protoplasma* **218**: 117–124.
- KAĞITÇIBAŞI Ç. (1982): Old-age security value of children cross-national socioeconomic evidence. – *Journal of Cross-Cultural Psychology* **13**(1): 29–42.
- KAJTOCH Ł., CIEŚLAK E., VARGA Z., PAUL W., MAZUR M.A., SRAMKÓ G., KUBISZ K. (2016): Phylogeographic patterns of steppe species in Eastern Central Europe: a review and the implications for conservation. – *Biodiversity and Conservation* **25**: 2309–2339.
- KAMRAN, S., KHAN, S.M., AHMAD, Z., RAHMAN, A.U., IQBAL, M., MANAN, F., HAQ, Z.U. & ULLAH, S. (2019): The role of graveyards in species conservation and beta diversity: a vegetation appraisal of sacred habitats from Bannu, Pakistan. – *Journal of Forestry Research* DOI 10.1007/s11676-019-00893-1
- KANTSAS A., TSCHEULIN T., JUNKER R. R., PETANIDOU T. & KOKKINI S. (2013): Urban biodiversity hotspots wait to get discovered: The example of the city of Ioannina, NW Greece. – *Landscape and Urban Planning* **120**: 129–137.
- KASPAREK M. & GRIMM U. (1999): European trade in Turkish salep with special reference to Germany. – *Economic Botany* **53**: 396–406.
- KAYA Z. & RAYNAL D.J. (2001): Biodiversity and conservation of Turkish forests. – *Biological Conservation* **97**(2): 131–141.
- KELCEY J.G. (1984): Industrial development and the conservation of vascular plants, with special reference to Britain. – *Environmental Conservation* **11**: 235–245.
- KELEMEN A., TÖRÖK P., VALKÓ O., DEÁK B., MIGLÉCZ T., TÓTH K., ÖLVEDI T. &

- TÓTHMÉRÉSZ B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. – *Biodiversity and Conservation* **23**: 741–751.
- KERNER A. (1869): Die Vegetations-Verhältnisse des mittleren und östlichen Ungarns und angrenzenden Siebenbürgens XXIII. – *Österreichische Botanische Zeitschrift* **19**: 137–143.
- KIRÁLY G. (szerk., 2007): *Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai.* – A szerzők saját kiadása, Sopron.
- KIRÁLY G. (szerk., 2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 pp.
- KOCIAN L., NÉMETHOVÁ D., MELICHEROVÁ D. & MATUSKOVÁ A. (2003): Breeding bird communities in three cemeteries in the City of Bratislava (Slovakia). – *Folia Zoologica* **52**: 177–188.
- KOÇYIĞIT M. & TUNA M. (2016): Taxonomic remarks on the genus *Sternbergia* L. (Amaryllidaceae) in Turkey based on leaf anatomy, karyosystematic analysis and nuclear DNA content. – *Phytotaxa* **265**(3): 238–250.
- KOVÁCS F. (1915): Változások Óbecse flórájában. – *Botanikai Közlemények* **14**: 68–76.
- KRIGAS N., & KOKKINI S. (2004): A survey of the alien vascular flora of the urban and suburban area of Thessaloniki, N Greece. – *Willdenowia* **34**: 81–99.
- KOWARIK I., BUCHHOLZ S., VON DER LIPPE M., SEITZ B. (2016): Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. – *Urban Forestry & Urban Greening* **19**: 68–78.
- KREUTZ C.A.J. (1998): *Die Orchideen der Türkei.* – Kreutz & Seckel Verlag, Landgraaf.
- KREUTZ C.A.J. (2004): Neue und interessante Funde im Südosten der Türkei, sowie Bemerkungen zum ständigen Rückgang der Orchideen in diesem Land. – *Journal Europäischer Orchideen* **36**: 1045–1059.
- KREUTZ C.A.J. (2010): Beitrag zur Kenntnis europäischer, mediterraner und vorderasiatischer Orchideen. – *Berichte aus dem Arbeitskreisen Heimische Orchideen* **27**: 171 – 236.
- KREUTZ C.A.J. (2013): *Ophrys mammosa* Desfontaines subsp. *ciliciana* Kreutz, eine großblütige Sippe aus dem *Ophrys mammosa*-Formenkreis. – *Berichte aus dem Arbeitskreisen Heimische Orchideen* **30**: 271–278.
- KREUTZ C.A.J. & ÇOLAK A.H. (2009): Türkiye orkideleri: Botanik özellikleri, ekolojik özellikleri, doğal yayılış alanları, yaşam tehditleri, koruma önlemleri. Rota Yayınları, İstanbul, 848 pp.
- KREUTZ C.A.J. & KRÜGER B. (2014): Über *Ophrys isaura* und *Ophrys kreutzii* in der Türkei. – *Journal Europäischer Orchideen* **46**(1): 53–66.
- KREUTZ C.A.J. & PETER R. (2007): *Ophrys konyana* Kreutz & Peter, eine neue *Ophrys*-Art aus der mittleren Südwesttürkei (Konya). – *Journal Europäischer Orchideen* **39**: 71–77.
- KREZIOU A., DE BOER H. & GRAVENDEEL B. (2015): Harvesting of salep orchids in north-western Greece continues to threaten natural populations. – *Oryx* **50**(3): 393–396.
- KULL T. & HUTCHINGS M. J. (2006): A comparative analysis of decline in the distribution ranges of orchid species in Estonia and the United Kingdom. – *Biological Conservation* **129**(1): 31–39.
- KUNT E. (1978): Temetők az Aggteleki-karszt falvaiban. – *Alföldi Nyomda*, 172 p.
- KURTTO A., LAMPINEN R. & JUNIKKA L. (eds., 2004): *Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe.* 13. Rosaceae (*Spiraea* to *Fragaria*, excl. *Rubus*). – The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki. 320 pp.

- LACHASHVILI N., ERADZE N., KHACHIDZE M. & KHETSURIANI L. (2015): New data on some rare species of flora of Georgia. – *Bulletin of the Georgian National Academy of Sciences* **9**: 134–138.
- LAGARDE F. (1990): La Sierra de Cazorla (Espagne), une nouvelle station pour *Sternbergia colchiciflora* Waldst et Kit.(Amaryllidaceae) Sierra de Cazorla (Spain) (A new place for *Sternbergia colchiciflora* Waldst et Kit. (Amaryllidaceae) in Spain). – *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon* **59**(7): 297–298.
- LASKE D. (1994): Friedhöfe – ökologische Nischen im besiedelten Raum. – *Naturwissenschaften* **81**: 218–223.
- LATTA S.C., MUSER L.J., LATTA K.N. & KATZNER T.E. (2013): Influence of human population size and the built environment on avian assemblages in urban green spaces. – *Urban Ecosystems* **16**(3): 463–479.
- LEGG A. W. (1991): The fungi of Darlington West cemetery. – *Mycologist*, **5**(4): 195–196.
- LIGHT M.H., KELL S.P. & JACKSON P.W. (2003): The role of education and training in orchid conservation: an overview and critique. In: Dixon K.W. (ed.): *Orchid conservation. Natural History Publications, Kota-Kinabalu (Borneo)*. Pp.: 357–382.
- LONERAGAN W. A. (1975): The ecology of a graveyard. – *Australian Journal of Botany* **23**(5): 803–814.
- LÓPEZ M.L. & RUIZ M.G. (2010): *Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit (Amaryllidaceae), novedad florística para Navarra. (*Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit. (Amaryllidaceae) first record for Navarre). – *Munibe* **58**: 73–78.
- LOVAS-KISS A., LÖKI V., MOLNÁR V. A. (2017): A csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata* L.) újabb temetői előfordulása. – *Kitaibelia* **22**(2): 409–410.
- LÖKI V., TÖKÖLYI J., SÜVEGES K., LOVAS-KISS Á., HÜRKAN K., SRAMKÓ G. & MOLNÁR V. A. (2015): The orchid flora of Turkish graveyards: a comprehensive field survey. – *Willdenowia* **45**: 231–243.
- LÖKI V., MOLNÁR V. A., SÜVEGES K., HELMUT HEIMEIER., TAKÁCS A., NAGY T., FEKETE R., LOVAS-KISS Á., C. A. J. KREUTZ., SRAMKÓ G., & TÖKÖLYI J. (2019): Predictors of conservation value of Turkish cemeteries: A case study using orchids. – *Landscape and Urban Planning* **186**: 36–44.
- LÖKI V., DEÁK B., LUKÁCS B. A. & MOLNÁR V. A. (2019): Biodiversity potential of burial places – a review on the flora and fauna of cemeteries and churchyards. – *Global Ecology and Conservation* e00614; DOI 10.1016/j.gecco.2019.e00614
- LUNDHOLM J.T. & RICHARDSON P.J. (2010): Mini-review: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. – *Journal of Applied Ecology* **47**: 966–975.
- LUNIAK M. (1981): The birds of the park habitats in Warsaw. – *Acta Ornithologica* **18**(6): 1–40.
- MAGYARI E.K., CHAPMAN J.C., PASSMORE D.G., ALLEN J.R.M., HUNTLEY J.P. & HUNTLEY B. (2010): Holocene persistence of wooded steppe in the Great Hungarian Plain. – *Journal of Biogeography* **37**: 915–935.
- MÁJOVSKÝ J. & MURÍN A. (1977): *Sternbergia colchiciflora* W. et K. na Slovensku. (*Sternbergia colchiciflora* W. et K. in Slovakia). – *Biologia* **3**: 499–503.
- MÁSODIK KATONAI FELMÉRÉS (1806–1869) TÉRKÉPEI.
<http://mapire.eu/en/map/secondsurvey/> [Hozzáférés: 2017.11.09.]
- MARTÍN GIL T., TAPIA VALERO J., Díez DOMÍNGUEZ R. & BOY CARMONA J. M. (2015): El género *Sternbergia* Waldst. & Kit.(Amaryllidaceae) en la provincia de Segovia (The genus *Sternbergia* Waldst. & Kit. (Amaryllidaceae) in the province of Segovia (Spain). – *Flora Montiberica* **61**: 114–123.
- MARTIN T.G., WINTLE B. A., RHODES J.R., KUHNERT P.M., FIELD S.A., LOW CHOY S.J., TYRE A.J. & POSSINGHAM H.P. (2005): Zero

- tolerance ecology: improving ecological inference by modelling the source of zero observations. – *Ecology Letters* **8**(11): 1235–1246.
- MATHEW B. (1983): Review of the genus *Sternbergia*. – *The Plantsman* **5**: 1–16.
- MATOVIĆ M., NIKOLIĆ B., ĐELIĆ G., MARKOVIĆ M. (2010): Natural potentials of the medicinal plants from the Orchidaceae family with mucus as the main ingredients from Zlatar mountain. – *Biologica Nyssana* **1**: 43–47.
- MAYER H. & AKSOY H. (1986): Wälder der Türkei. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MCBARRON E.J., BENSON D.H. & DOHERTY M.D. (1988): The botany of old cemeteries. – *Cunninghamia* **2**(1): 97–105.
- MCPHERSON E.G. & NILON C. (1987): A habitat suitability index model for gray squirrel in an urban cemetery. – *Landscape Journal* **6**(1): 21–30.
- MÉDAIL F. & QUÉZEL P. (1999): Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. – *Conservation Biology* **13**: 1510–1513.
- MILCHUNAS D.G. & NOY-MEIR I. (2002): Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. – *Oikos* **99**: 113–130.
- MOLERO J. & MONTERRAT, J. M. (1983): *Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit. en el valle del Ebro. (*Sternbergia colchiciflora* Waldst. & Kit. In valley of Ebro). – *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **39**(2): 544.
- MOLNÁR V. A., TAKÁCS A., MIZSEI E., LÖKI V., BARINA Z., SRAMKÓ G. & TÖKÖLYI J. (2017a): Religious differences affect orchid diversity of Albanian graveyards. – *Pakistan Journal of Botany* **49**(1): 289–303.
- MOLNÁR V. A., LÖKI V., MÁTÉ A., MOLNÁR A., TAKÁCS A., NAGY T., LOVAS-KISS Á., SRAMKÓ G. & TÖKÖLYI J. (2017b) The occurrence of *Spiraea crenata* and other rare steppe plants in Pannonian graveyards. – *Biologia* **72**: 500–509.
- MOLNÁR V.A., SÜVEGES K., MOLNÁR ZS., LÖKI V. (2017c): Using local people's traditional ecological knowledge in discovery of rare plants: a case study from Turkey. – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **86**: 3541.
- MOLNÁR V. A., NAGY T., LÖKI V., SÜVEGES, K., TAKÁCS A., BÓDIS J. & TÖKÖLYI J. (2017d): Graveyards as refuges for Turkish orchids against salep harvesting. – *Ecology and Evolution* doi 10.1002/ece3.3562
- MOLNÁR V. A., MÉSZÁROS A., CSATHÓ A.I., BALOGH G. & CSÓSZ S. (2018): Ant species dispersing the seeds of the myrmecochorous *Sternbergia colchiciflora* (Amaryllidaceae). – *North-Western Journal of Zoology* **14**(2): 265–266.
- MOLNÁR V. A., MÉSZÁROS A., CSATHÓ I., BALOGH G., TAKÁCS A., LÖKI V., LOVAS-KISS Á., TÖKÖLYI J. & BAUER N. (2018): Distribution and reproduction success of the rare, dry grassland specialist *Sternbergia colchiciflora* (Amaryllidaceae) in Pannonian graveyards. – *Tuexenia* (EDG Special Feature) **38**:371–384.
- MOLNÁR Z., BÍRÓ M., BARTHA S. & FEKETE G. (2012): Past trends, present state and future prospects of Hungarian forest-steppes. In: WERGER M.J.A. & VAN STAALDUINEN M. (eds): Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world. – Springer, Heidelberg. pp.: 209–252.
- MOOREHOUSE A. K., & HASSEN H. (2004): Protecting pioneer cemetery prairies: balancing the need to preserve cultural and natural heritage values. Proceedings of the 19th North American Prairie Conference 11-2004.
- MORALES R. & CASTILLO J. (2004): El género *Sternbergia* (Amaryllidaceae): en la Península Ibérica (The genus *Sternbergia* in Iberian Peninsula). – *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **61**(2): 119–128.
- MORELLI, F., MIKULA, P., BENEDETTI, Y., BUSSIÈRE, R., JERZAK, L., & TRYJANOWSKI, P. (2018a): Escape

- behaviour of birds in urban parks and cemeteries across Europe: Evidence of behavioural adaptation to human activity. – *Science of The Total Environment* 631: 803-810.
- MORELLI, F., MIKULA, P., BENEDETTI, Y., BUSSIÈRE, R., & TRYJANOWSKI, P. (2018b): Cemeteries support avian diversity likewise urban parks in European cities: Assessing taxonomic, evolutionary and functional diversity. – *Urban Forestry & Urban Greening* 36: 90-99.
- MORGAN J. W. (1999): Effects of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. – *Conservation Biology* 13(2): 266-273.
- MOYSIENKO I. I. & SUDNIK-WÓJCIKOWSKA, B. (2009): Flora of kurgans in the Pontic herb(rich) grass steppe zone in Ukraine. – *Chornomorski Botanicheski Zhurnal* 5: 333-369.
- MULLAJ A., SHEHU J., TAN K. & IMERAJ A. (2010): New records for the Albanian flora. – *Botanica Serbica* 342: 163-167.
- MUNSHI-SOUTH J. (2012): Urban landscape genetics: canopy cover predicts gene flow between white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) populations in New York City. – *Molecular Ecology* 21(6): 1360-1378.
- MÜLLER G. A. (1897): *Letters from Constantinople*. – Longmans, Green, and Co., London
- MYERS N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C.G., DA FONSECA G.A. & KENT J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. – *Nature* 403(6772): 853-858.
- MYSTERUD A. (2006): The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. – *Wildlife Biology* 122: 129-141.
- NÉMETH A., BÁRÁNY A., CSORBA G., MAGYARI E., PAZONYI P. & PÁLFY J. (2016): Holocene mammal extinctions in the Carpathian Basin: a review. – *Mammal Review* 47(1): 38-52.
- NÉMETH F. (szerk., 1989): Száras növények. In: RAKONCZAY Z.: Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. – Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 265-321.
- NORDH H., EVENSEN K. H. & SKÅR M. (2017): A peaceful place in the city – A qualitative study of restorative components of the cemetery. – *Landscape and Urban Planning* 167: 108-117.
- ÖĞDÜL H. G. (2010): Urban and rural definitions in regional context: a case study on Turkey. – *European Planning Studies* 18(9): 1519-1541
- ÖRSTAN A. (2004): Cemeteries as refuges for native land snails in Istanbul, Turkey. – *Tentacle* 12:11-12.
- ÖRSTAN A., & KÖSEMEN M. (2009): Graves and snails: biodiversity conservation in an old cemetery in Istanbul, Turkey. – *Triton* 19: 40-41.
- ÖZHATAY N. (2002): Diversity of bulbous monocots in Turkey with special reference. Chromosome numbers. – *Pure and Applied Chemistry* 74(4): 547-555.
- ÖZHATAY N., KOÇYIĞIT M., YÜZBAŞIOĞLU S., GÜRDAL B. (2013b): Mediterranean flora and its conservation in Turkey: with special reference to Monocot geophytes. – *Flora Mediterranea* 23: 195-208.
- ÖZHATAY N., KOYUNCU M., ATAY S. & BYFIELD A.J. (1997): Turkiye'nin Doğal Tibbi Bitkilerinin Ticareti Hakkında Bir Çalışma. Doğal Hayati Koruma Derneği, İstanbul.
- PALACZ T. (1996): Cmentarze żydowskie w Wielkopolsce. In: Miejsca i obiekty kultu w Wielkopolsce, prahistoryczne, chrześcijańskie i judaistyczne. Red. D. Matyaszczyk. – Wielkopolski Ośrodek Studiów i Ochrony Środowiska Kulturowego w Poznaniu, Poznań.
- PAPANASTASIS V. P. (2003): *Special study on grazing impact on wooded lands, including firewood consumption assessment*. ANFI. Tirana. Technical

- report. World Bank Albanian National Forest Inventory project. Agrotec S.p.A., Rome.
- PAPANASTASIS V.P., KYRIAKAKIS S. & KAZAKIS G. (2002): Plant diversity in relation to overgrazing and burning in mountain Mediterranean ecosystems. – *Journal of Mediterranean Ecology* **3**: 53–64.
- PAPARISTO K., DEMIRI M., MITRUSHI I. & QOSJA XH. (1988): *Flora e Shqiperise*. Vol. 1. – Akademia e Shkencave e RPS të Shqipërisë Qendra e Kërkimeve Biologjike, Tiranë.
- PASCHE E. & KERNDORFF H. (2002): Die Gattung *Sternbergia* Waldst. & Kit. (Asparagales, Amaryllidaceae) im Vergleich, unter besonderer Berücksichtigung der wiederentdeckten *Sternbergia schubertii* Schenk. – *Stapfia* **80**: 395–416.
- PATON D., NÚÑEZ J., MUÑOZ A. & TOVAR J. (1997): Analysis of overgrazing in Mediterranean grasslands grazed by Retinto cattle using bioindicator plants. – *Archivos de Zootecnia* **46**(176): 357–365.
- PAVLETIĆ Z. (1964): Ein neuer Fundort von *Sternbergia colchiciflora* WK var. *dalmatica* Rchb. – *Acta Botanica Croatica* **23**(1): 148–150.
- PEARSON T. G. (1915): Cemeteries as bird sanctuaries. – Audubon Sot. Circular No. 2.
- PEEV D. & VLADIMIROV V. (eds., 2011): *Red Data Book of the Republic of Bulgaria. Vol. 1. Plants and Fungi*. – IBEI. Digital edition. BAS & MOEW, Sofia.
- PÉNZES A. (1934): Termés-ökológiai megfigyelések (Ökologie der *Sternbergia*-Früchte). – *Botanikai Közlemények* **31**(1–2): 28–35.
- PERGL J., SÁDLO J., PETŘÍK P., DANIHELKA J., CHRTEK JR H. M., MORAVCOVÁ L., PERGLOVÁ I., ŠTAJEROVÁ K. & PYŠEK P. (2016): Dark side of the fence: ornamental plants as a source of wild-growing flora in the Czech Republic. – *Preslia* **88**:163–184.
- PERRINO E.V., WAGENSOMMER R.P., SILLETTI G.N., SIGNORILE G. & ANGIULLI, F. (2013): Nuovi dati distributivi e relazione con la Direttiva 92/43/CEE di taxa critici pugliesi dalla Provincia di Bari (New distribution data and relationship with Directive 92/43/EEC on Apulian critical taxa growing in Province of Bari). – *Informatore Botanico Italiano* **45**(1): 53–62.
- PERUZZI L., DI BENEDETTO, C., AQUARO, G. & CAPARELLI, K. F. (2008): The genus *Sternbergia* Waldst. & Kit.(Amaryllidaceae) in Italy. Contribution to the cytotaxonomical and morpho-anatomical knowledge. – *Caryologia* **61**(1): 107–113.
- PERUZZI L., GARGANO, D., BERNARDO, L. & TISON, J.-M. (2006): Osservazioni distributive e cariologiche su *Sternbergia colchiciflora* Waldst. et Kit. (Amaryllidaceae) nel Parco Nazionale del Pollino. (Distribution and karyology of *Sternbergia colchiciflora* Waldst. et Kit. (Amaryllidaceae) within the Pollino National Park). – *Informatore Botanico Italiano* **38**(2): 537–539.
- PETIT S. & ELBERSEN B. (2006): Assessing the risk of impact of farming intensification on calcareous grasslands in Europe: a quantitative implementation of the MIRABEL framework. – *Ambio* **35**(6): 297–303.
- PHILLIPPE L. R., MARCUM P. B., BUSEMEYER D. T., & EBINGER J. E. (2010): Vascular flora of Short Pioneer Cemetery Prairie Nature Preserve, Grundy County, Illinois: composition and change since 1977. – *Erigenia* **5**: 5-11.
- PLIENINGER T., HÖCHTL, F., & SPEK, T. (2006): Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. – *Environmental Science & Policy* **9**(4): 317-321.
- PLUMWOOD V. (2007): The Cemetary Wars: Cemeteries, Biodiversity and the Sacred. – *Local-Global* **3**: 54–71.
- POCSAI J., TÓTH, L. (1990): Csöndes kertek – Temetőink védelmében – Mezőgazda kiadó, 98p.
- PODWOJEWSKI P., POULENARD J., ZAMBRANA T. & HOFSTEDE R. (2002): Overgrazing

- effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza Tungurahua, Ecuador. – *Soil Use and Management* **18**: 45–55.
- PRICE A. G. (1979): The Vegetation of Duck River and Rookwood Cemetery, Auburn (publikálatlan anyag).
- PROBER S.M. & THIELE, K.R. (1996): Conservation of the grassy white box woodlands: rangewide floristic variation and implications for reserve design. – *Australian Journal of Botany* **44**(1): 57–77.
- PYKÄLÄ J., LUOTO M., HEIKKINEN R.K. & KONTULA T. (2005): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. – *Basic and Applied Ecology* **6**: 25–33.
- R CORE TEAM (2017): R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/> (Hozzáférés: 2017. 05. 27.)
- RAHMAN A.H.M.M., M. ANISUZZAMAN S.A. HAIDER F. AHMED A.K.M.R. ISLAM & NADERUZZAMAN A.T.M. (2008): Study of medicinal plants in the Graveyards of Rajshahi city. – *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* **41**: 70–74.
- RAPAICS R. (1932): A magyarság virágai. – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- RATCLIFFE D.A. (1974): Ecological effects of mineral exploitation in the United Kingdom and their significance to nature conservation. – *Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* **339**: 355–372.
- RED DATA BOOK OF ARMENIA – http://www.mnp.am/red_book_fauna/eng/p60.html [Hozzáférés: 2016.09.27.]
- RUCH D.G., TORKE B.G., BADGER K.S. & ROTHROCK P.E. (2014): The vascular flora in three prairie cemeteries in Henry County, Indiana. – *Proceedings of the Indiana Academy of Science* **119**(1): 35–51).
- RUGG J. (2000): Defining the place of burial: what makes a cemetery a cemetery? – *Mortality* **5**(3): 259–275.
- RUTKOVSKA S., PUČKA I., & NOVICKA I. (2011):. Analysis of invasive flora in cemetery territories of the city of Daugavpils. Proceedings of the International Scientific and Practical Conference – *Environment. Technology. Resources*. **2**: 344–351.
- SABO G. M., ZAHARIA D., DUMITRAS A., SINGUREANU V., & MOLDOVAN G. (2010): Ornamental Species Used for Graveyard Landscape Design. – *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Horticulture* **66**(1): 567–571.
- SANDAL G. & SÖĞÜT Z. (2010): Orchids of Turkey (Salep). – *Ziraat Fakültesi Dergisi, Akdeniz Üniversitesi* **23**(2): 109–116.
- SÂRBU I. ŞTEFAN N., OPREA A. & BORTAŞ VICTOR V. (2013): Plante vasculare din România: determinator ilustrat de teren. – Bucuresti.
- SAUNDERS D. A., HOBBS R. J. & MARGULES C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. – *Conservation Biology* **5**(1): 18–32.
- SEATON T., NORTH M., & GAJDA G. (2015): Last Resting Places? Recreational Spaces or Thanatourism Attractions - the Future of Historic Cemeteries and Churchyards in Europe. – *Landscapes of Leisure*, pp. 71–95.
- SEMPLE W. S., RANKIN M. O., COLE I. A., & KOEN T. B. (2009): Four rural cemeteries in central western NSW: Islands of Australiana in a European sea? – *Cunninghamia* **11**(1): 81–96.
- SCHÖNBECK-TEMESY E. (1969): *Spiraea* L. In: RECHINGER K.H. (ed.): *Flora Iranica*. – Akademische Druck und Verlagsanstalt, Graz.
- ŞEKERCİOĞLU C.H., ANDERSON S., AKCAY E., BILGIN R., CAN Ö. E., SEMİZ G., TAŞANOĞLU Ç., YOKEŞ M. B., SOYUMERT A., İPEKDAL K., SAĞLAM İ.K., YÜCEL M. & DALFES N.H.




- (2011): Turkey's globally important biodiversity in crisis. – *Biological Conservation* **144**: 2752–2769.
- SELÉNDY. SZ. ed. (1972): Temetőkert – Mezőgazda kiadó, 258p.
- SEZIK E. (2002a): Turkish orchids and salep. – *Acta Pharmaceutica Turcica* **44**: 151–157.
- SEZIK E. (2002b): Destruction and conservation of Turkish orchids. In: ŞENER B, (ed.) Biodiversity. Biomolecular aspects of biodiversity and innovative utilization. Springer Science+Business Media, New York. pp. 391–400.
- SEZIK E. (2006): Destroying of *Ophrys* species to obtain Salep in Turkey. – *Journal Europäischer Orchideen* **38**: 290–295.
- SHAH A. A., RAMZAN M., & SABA R. (2016): Ethnoecological Studies of Herbs and Shrubs of Miani Sahib Graveyard, Lahore City, Punjab, Pakistan. – *Journal of Bioresource Management* **3**(2): 33–44.
- SHEFFERSON R.P., KULL T. & TALI K. (2008): Mycorrhizal interactions of orchids colonizing Estonian mine tailings hills. – *American Journal of Botany* **95**: 156–164.
- SHELFORD V.E. (1963): *The Ecology of North America*. – University of Illinois Press, Urbana.
- ŠILC, U. (2009). Vegetation of the Žale Cemetery (Ljubljana). – *Hacquetia* **8**(1): 41–47.
- SKALOŠ J., WEBER M., LIPSKÝ Z., TRPÁKOVÁ I., ŠANTRŮČKOVÁ M., UHLÍŘOVÁ L. & KUKLA P. (2011): Using old military survey maps and orthophotograph maps to analyse long-term land cover changes – Case study (Czech Republic). – *Applied Geography* **31**: 426–438.
- SKOLE D. & TUCKER C. (1993): Evidence for tropical deforestation, fragmented habitat, and adversely affected habitat in the Brazilian Amazon: 1978–1988. – *Science* **260**(5116): 1905–1910.
- SKOLE D. & TUCKER C. (1993): Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon. Satellite data from 1978 to 1988. – *Science* **260**(5116): 1905–1910.
- SMITH A. (1852): *A month at Constantinople*. – Bradbury & Guild, Boston.
- SMITH R.M., THOMPSON K., HODGSON J.G., WARREN P.H. & GASTON K.J. (2006): Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. – *Biological Conservation* **129**(3): 312–322.
- SOLIS-MONTERO L., FLORES-PALACIOS A. & CRUZ-ANGÓN A. (2005): Shade coffee plantations as refuges for tropical wild orchids in Central Veracruz, Mexico. – *Conservation Biology* **19**: 908–916.
- SOMLYAY L. (2015): A *Spiraea crenata* L. sas-hegyi (Budai-hegység) felfedezésének története. – *Kitaibelia* **20**(2): 307–308.
- SÓÓ R. (1973): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. Vol. 5. (Synopsis systematico-geobotanica florae vegetationsque Hungariae. Tom. 5). – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SRAMKÓ G., MOLNÁR V.A., HAWKINS J.A., BATEMAN R.M. (2014): Molecular phylogeny and evolutionary history of the Eurasiatic orchid genus *Himantoglossum* s.l. (Orchidaceae). – *Annals of Botany* **114**: 1609–1626.
- STEWART W. L., & MEINERS S. J. (2010). Variation in plant performance among seed sources: implications for prairie restoration. – *Erigenia* **24**: 18–24.
- STOWE J.P., SCHMIDT E.V. & GREEN D. (2001): Toxic burials: the final insult. – *Conservation Biology* **15**: 1817–1819.
- SUDNIK-WÓJCIKOWSKA, B., MOYSIYENKO, I. I., ZACHWATOWICZ, M. & JABŁOŃSKA, E. (2011): The value and need for protection of kurgan flora in the anthropogenic landscape of steppe zone in Ukraine. – *Plant Biosystems* **145**(3): 638–653.
- SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B., & GALERA H. (2005): Floristic differences in some

- anthropogenic habitats in Warsaw. – *Annales Botanici Fennici* **42**: 185-193.
- SUNDERMANN H. & TAUBENHEIM G. (1978): Die Verbreitung der Orchideen in der Türkei: 1. Ein Beitrag zur Flora of Turkey, O. Allgemeine Gesichtspunkte und Verfahrensweise. 1. Die Gattung *Ophrys*. – *Die Orchidee* **29**(4): 172–179.
- SWARTS N. D. & DIXON K. W. (2009): Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. – *Annals of Botany* **104**(3): 543–556.
- TAMER C.E., KARAMAN B. & COPUR O.U. (2006): A traditional Turkish beverage: salep. – *Food Reviews International* **22**: 43–50.
- TCHIKHATCHEFF P. A. (1864): *Le Bosphore et Constantinople, avec perspectives des pays limitrophes*. Th. Morgand. Paris. 589 pp.
- TECIMEN H.B., SEVGI O., KARA O., SEVGI E., ALTUNDAG E. & BOLAT I (2010): The problems of Salep species of Turkey and solution suggestions. – *Journal of Western Mediterranean Forestry Institute* **10**: 1-30.
- TEKİNŞEN K.K. & GÜNER A. (2010): Chemical composition and physicochemical properties of tubera salep produced from some Orchidaceae species. – *Food Chemistry* **121**(2): 468–471.
- THE MARYLAND-NATIONAL CAPITAL PARK AND PLANNING COMMISSION (2010): A manual for the preservation of historic cemeteries in Prince George's County, Maryland. – The Maryland-National Capital Park and Planning Commission Prince George's County Planning Department, 76 pp.
- TÖRÖK P., AMBARLI D., KAMP J., WESCHE K. & DENGLER J. (2016): Step(pe) up! Raising the profile of the Palaeartic natural grasslands. – *Biodiversity and Conservation* **25**: 2187–2195.
- TRYJANOWSKI, P., MORELLI, F., MIKULA, P., KRIŠTÍN, A., INDYKIEWICZ, P., GRZYWACZEWSKI, G., KRONENBERG, J. & JERZAK, L., (2017): Bird diversity in urban green space: A large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe. – *Urban Forestry & Urban Greening* **27**: 264-271.
- TRZASKOWSKA E. & KARZMARZ K. (2013): Spontaneous vascular flora of selected cemeteries in Lublin and the surrounding area. – *Acta Agrobotanica* **66**: 107–122.
- UCISIK A. S., RUSHBROOK P., & WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1998): The impact of cemeteries on the environment and public health: an introductory briefing. – WHO Regional Office for Europe European Centre for Environment and Health Nancy Project Office, 15 pp.
- UDVARDY L. (2004): Rediscovery of *Spiraea crenata* in Hungary. 1st Croatian Botanical Symposium / Pvi hrvatski botanički simpozij, 2004. sept. 30. oct. 2., Zagreb.
- USLU A. (2010): An ecological approach for the evaluation of an abandoned cemetery as a green area: The case of Ankara/Karakusunlar cemetery. – *African Journal of Agricultural Research* **5**(10): 1043-1054.
- VALLEJO B. M., ALOY A. B., & ONG P. S. (2009): The distribution, abundance and diversity of birds in Manila's last greenspaces. – *Landscape and Urban Planning* **89**(3): 75-85.
- VANGJELI J., RUCI B., MULLAJ A., PAPANISTO K. & QOSJA Xh. (2000): *Flora e Shqipërisë*. Vol. 4. – Akademia e Shkencave e Republikës së Shqipërisë, Tiranë. 502 pp.
- VEZZANI D. (2007): Review: Artificial container-breeding mosquitoes and cemeteries: a perfect match. – *Tropical Medicine & International Health* **12**(2): 299-313.
- VLADIMIROV V. (2014): Conservation of rare plants. A pilot network of small protected sites for conservation of rare plants in Bulgaria. Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences Ministry of Environment and Water. Sofia.
- VRABÉLYI M. (1868): Adatok Hevesmegye virányismeretéhez. In: ALBERT F.

- (szerk.): Heves és Külső Szolnok törvényesen egyesült vármegyéknek leírása. – Magyar Orvosok és Természetvizsgálók XIII. Nagygyűlése, Eger. pp.: 142–164.
- VUONG Q.H. (1989): Likelihood ratio tests for model selection and non-nested hypotheses. – *Econometrica: Journal of the Econometric Society* **57**(2): 307–333.
- WADI A., ISHII Y. & IDOTA S. (2004): Effects of cutting interval and cutting height on dry matter yield and overwintering ability at the established year in *Pennisetum* species. – *Plant Productivity Science* **7**: 88–96.
- WATERMAN R. J. & BIDARTONDO M. I. (2008): Deception above, deception below: linking pollination and mycorrhizal biology of orchids. – *Journal of Experimental Botany* **59**(5): 1085–1096.
- WAY J.M. (1977): Roadside verges and conservation in Britain: a review. – *Biological Conservation* **12**: 65–74.
- WIJITPHAN S., LORWILAI P. & ARKASEANG C. (2009): Effect of cutting heights on productivity and quality of King Napier grass (*Pennisetum purpureum* cv. King Grass) under irrigation. – *Pakistan Journal of Nutrition* **8**(8):1244–1250.
- WILLIAMS D.W., JACKSON L.L. & SMITH D.D. (2007): Effects of frequent mowing on survival and persistence of forbs seeded into a species-poor grassland. – *Restoration Ecology* **15**(1): 24–33.
- WILSON J.B., PEET R.K., DENGLER J. & PARTEL M. (2012): Plant species richness: the world records. – *Journal of Vegetation Science* **23**: 796–802.
- WOCH M.W., RADWANSKA M. & STEFANOWITZ A.M. (2013): Flora of spoil heaps after hard coal mining in Trzebinia (southern Poland): effect of substratum properties. – *Acta Botanica Croatica* **72**: 237–256.
- WRIGHT, J. C., & WRIGHT, E. A. (1948): Grassland types of south central Montana. – *Ecology* **29**(4): 449–460.
- YILMAZ R., BUTT S.J. & KORKUT A. (2003): Plant diversity and effects of environmental problems in Turkey. – *Journal of Environmental Protection and Ecology* **4**(4): 924–930.
- YOUNG J., WATT A., NOWICKI P., ALARD D., CLITHEROW J., HENLE K., JOHNSON R., LACZKO E., MCCRACKEN D., MATOUCH S. & NIEMELA J. (2005): Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. – *Biodiversity and Conservation* **14**(7): 1641–1661.
- YOUSSEF S., MAHMOOD A. & VELA E. (2017): On the genus *Sternbergia* (Amaryllidaceae) in Iraq. – *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **74**(1): e053.
- ZEILEIS A., KLEIBER C. & JACKMAN S. (2008): Regression models for count data in R. – *Journal of Statistical Software* **27**(8): 1–25.
- ZÓLYOMI B. (1969): Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. – *Természet Világa* **100**: 550–553.

PUBLIKÁCIÓK LISTÁJA


Az értekezés alapjául szolgáló nemzetközi, referált folyóiratban megjelent és elfogadott cikkek:

	IF*	SJR	Független hivatkozás
Löki V. , Tökölyi J., Süveges K., Lovas-Kiss Á., Hürkan K., Sramkó G. & Molnár V. A. (2015): The orchid flora of Turkish graveyards: a comprehensive field survey. – <i>Willdenowia</i> 45 (2): 231–243.	0,5		15
Molnár V. A., Takács A., Mizsei E., Löki V. , Barina Z., Sramkó G. & Tökölyi J. (2017a): Religious differences affect orchid diversity of Albanian graveyards. – <i>Pakistan Journal of Botany</i> 49 (1): 289–303.	0,69		6
Molnár V.A., Süveges K., Molnár Zs., Löki V. (2017b): Using local people's traditional ecological knowledge in discovery of rare plants: a case study from Turkey. – <i>Acta Societatis Botanicorum Poloniae</i> 86 : 3541.	1,213		5
Molnár V. A., Löki V. , Máté A., Molnár A. Takács A., Nagy T., Lovas-Kiss Á., Sramkó G. & Tökölyi J. (2017c): The occurrence of <i>Spiraea crenata</i> and other rare steppe plants in Pannonian graveyards. – <i>Biologia</i> 72 (5): 500–509.	0,696		5
Molnár V. A., Nagy T., Löki V. , Süveges, K., Takács A., Bódis J. & Tökölyi J. (2017d): Turkish graveyards as refuges for orchids against tuber harvest. – <i>Ecology and Evolution</i> 7 : 11257–11264.	2,3		3
Molnár V. A., Mészáros A., Csathó A. I., Balogh G., Takács A., Löki V. , Lovas-Kiss A., Tökölyi J. & Bauer N. (2018): Distribution and seed production of the rare, dry grassland specialist <i>Sternbergia colchiciflora</i> (Amaryllidaceae) in Pannonian graveyards. – <i>Tuexenia</i> 38 : 371-384.	1,125		3
Löki V. **, Molnár V. A. **, Süveges, K., Heimeier H., Takács A., Nagy T., Fekete R., Lovas-Kiss Á., Kreutz C.A.J., Sramkó G. & Tökölyi J. (2019): Predictors of conservation value of Turkish cemeteries: A case study using orchids. – <i>Landscape and Urban Planning</i> 186 : 36–44.	4,994		–
Löki V. , Deák B., Lukács B. A. & Molnár V. A. (2019): Biodiversity potential of burial places – a review on the flora and fauna of cemeteries and churchyards. – <i>Global Ecology and Conservation</i> 00614; DOI 10.1016/j.gecco.2019.e00614	2,174		–

* A 2016 utáni cikkek esetében a folyóirat 2017-es IF értéke szerepel.

** Megosztott első szerzők.

Az értekezés témájához kapcsolódó, nemzetközi, referált folyóirat által közlésre elfogadott cikk:

	IF*	SJR
Fekete R. Löki V. , Urgyán R. Süveges K., Lovas-Kiss Á., Vincze O. & Molnár V. A.: Roadside verges and cemeteries: comparative analysis of synanthropic orchid habitats in the Mediterranean Archipelago. – <i>Ecology & Evolution</i> (accepted for publication)	2,3	

*2017-os IF érték.

Az értekezés témájához kapcsolódó magyar nyelvű közlemények:

- Lovas-Kiss A., **Löki V.**, Molnár V. A. (2017): A csipkés gyöngyvessző (*Spiraea crenata* L.) újabb temetői előfordulása. – *Kitabelia* **22**(2): 410–411.
- Molnár V. A. & **Löki V.** (2018): Végveszélyben: a fejfás temetők botanikai és kultúrtörténeti értékei Magyarországon és Erdélyben. – *Kitabelia* **23**(1): 51-64.

Az értekezés témájához kapcsolódó magyar nyelvű ismeretterjesztő könyvfejezetek:

- Löki V.** (2018): A temetkezési helyek jelentősége a növényvilág sokféleségének megőrzésében. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 12–27.
- Molnár V. A. & **Löki V.** (2018): Kultúrtörténeti és néprajzi tényezők szerepe a magyar temetők kialakulásában és természeti értékeik fennmaradásában. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 28–41.
- Molnár V. A., Mészáros A., Takács A., Csathó A. I., Süveges K., **Löki V.** & Schmotzer A. (2018): A magyarság temetőinek növényvilága. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 42–73.
- Molnár V. A., Mészáros A., Csathó A. I., Tökölyi J., Bauer N. & **Löki V.** (2018): A vetővirág előfordulása temetőkből. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 74–81.
- Molnár V. A., Máté A., Lovas-Kiss Á., Takács A., Nagy T., Lukács B. A., Süveges K., Sramkó G., Tökölyi J. & **Löki V.** (2018): Egy Magyarországról kipusztultnak hitt cserje előfordulása temetőkből. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 82–89.
- Molnár V. A., Süveges K., Nagy T., Takács A., Fekete R., Tökölyi J., Lovas-Kiss Á., Urgyán Renáta, Óvári M. & **Löki V.** (2018): A temetők orchideái. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 90–131.
- Molnár V. A., Deli T., Mizsei E., Csathó A. I. & **Löki V.** (2018): A temetők állatvilága. In: Molnár V. A. (szerk.): Élet a halál után. A temetők élővilága. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen. pp.: 132–155.

Molnár V. A., Schmotzer A., Csathó A.I., Mészáros A., Takács A. & **Löki V.** (2018): A temetők kezelésének és fenntartásának természetvédelmi kérdései. In: In: Molnár V. A. (szerk.): *Élet a halál után. A temetők élővilága.* – Debreceni Egyetem TTK Növénytan Tanszék, Debrecen. pp.: 162–189.

Az értekezés témájához kapcsolódó ismeretterjesztő cikkek:

Molnár V. A., Schmotzer A., Máté A. & **Löki V.** (2015): Élet a halál után. A temetők növénytan öröksége. – *Élet és Tudomány* **70**(45): 1424–1427.

Süveges K., Fekete R. & **Löki V.** (2015): Élet a halál színterén – a Kárpát-medence temetőinek növényritkaságai. – *Egyetemi Élet*(**54**)4: 24.





Löki V., Takács A., Tökölyi J. (2016): Egy elfeledett gyöngyszem a magyar flórában – a csipkés gyöngyvessző újrafelfedezése Magyarországon. *Egyetemi Élet* **54**(9): 18.

Molnár V. A., **Löki V.**, Süveges K. (2016): Szálep – Orchideák és emberek. – *Földgömb* **34**: 50–62.

Löki V. (2016): Megszentelt refúgiumok – A temetők szerepe a biodiverzitás megőrzésében. – *Madártávlat* **23**(3): 38-40.

Löki V. (2017): Távozz zölden! Az öko temetkezés, és a természet védelme. – *Egyetemi Élet* **56**(6): 24.

Az értekezés témáján kívül, referált nemzetközi folyóiratokban megjelent cikkek:

	IF*	SJR	Független hivatkozás
Molnár V. A., Löki V. , Takács A., Schmidt J., Tökölyi J., Bódis J. & Sramkó G. (2015): No evidence for historical declines in pollination success in Hungarian orchids. – <i>Applied Ecology and Environmental Research</i> 13 (4): 1097–1183.	0,547		5
Molnár V. A. & Löki V. (2016): Cochlearia danica (Lapierre) DC. pp. 427. In: Raab-Straube E. von & Raus Th. (ed.): Euro+Med-Checklist Notulae, 6 – <i>Willdenowia</i> 46 : 423–442.	0,68		–
Takács A., Molnár V. A., Horváth O., Sramkó G., Popiela A., Mesterházy A., Lovas-Kiss Á., Green A. J., Löki V. , Nagy T., Lukács, B. A. (2017): The rare aquatic angiosperm <i>Elatine gussonei</i> (Elatinaceae) is more widely distributed than previously thought.– <i>Aquatic Botany</i> 141 : 47–50.	1,714		1
Fekete R., Nagy T., Bódis J., Biró É., Löki V. , Süveges, K., Takács A., Tökölyi J., Molnár V. A. (2017): Roadside verges as habitats of rare lizard-orchids (<i>Himantoglossum</i> spp.): ecological traps or refuges? – <i>Science of the Total Environment</i> 607–608 : 1001–1008.	4,61		4

Az értekezés témáján kívüli, lektorált folyóiratban megjelent cikkek:

- Löki V.**, Fenesi A. & Kelemen A. (2013): Az *Epipogium aphyllum* előfordulása a Békás-szorosban. – *Kitaibelia* **18**(1–2): 180–181.
- Takács A., Nagy T., Fekete R., Lovas-Kiss Á., Ljubka T., **Löki V.**, Lisztes-Szabó Zs. & Molnár V. A. (2014): A Debreceni Egyetem Herbárium (DE) I.: A „Soó Rezső Herbárium”. – *Kitaibelia* **19**(1): 142–155.
- Löki V.** & Molnár V. A. (2015): New localities of *Elatine macropoda* and *E. alsinastrum* in Turkey (Çanakkale). – *Studia Botanica Hungarica* **46**(1): 43–47.
- Takács A., Süveges, K., Ljubka T., **Löki V.**, Lisztes-Szabó Zs. & Molnár V. A. (2015): A Debreceni Egyetem Herbárium (DE) II.: A „Siroki Zoltán Herbárium”. – *Kitaibelia* **20**(1): 15–22.
- Takács A. & **Löki V.** (2015): Néhány adat Debrecen urbán-flórájához. – *Kitaibelia* **20**(1): 168–170.
- Takács A., Nagy T., Sramkó G., Lovas-Kiss Á., Süveges, K., Lukács B. A., Fekete R., **Löki V.**, Malatinszky Á., E. Vojtkó A., Koscsó J., Pfliegler W. P., Nótári K. & Molnár V. A. (2016): Pótlások a Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához I. – *Kitaibelia* **21**(1): 101–115.
- Nótári K., Nagy T., **Löki V.**, Ljubka T., Molnár V. A., Takács A. (2017): Az ELTE Fűvészkert herbárium (BPU). *Kitaibelia* **22**(1): 55–59.

FÜGGELÉK

F1. táblázat. Különböző országok temetőinek átlagos mérete
(átlag \pm SD = 1,79 \pm 0,76 hektár)

Ország	Méret (hektár)	Vizsgált temetők száma
Spanyolország	2,60	75
Szerbia	2,42	68
Írország	2,41	60
Magyarország	2,34	954
Szlovákia	2,25	71
Románia	2,11	255
Egyesült Királyság	1,95	90
Franciaország	1,93	50
Bulgária	1,89	50
Törökország	1,58	631
Albánia	1,29	166
Ciprus	0,34	90
Görögország (Kréta)	0,21	90

F2. táblázat. A vizsgált temetők, és a megtalált élőlények száma, valamint élőlénycsoportja a releváns terepi felmérést tartalmazó temetők vagy templomkertek élővilágát kutató tanulmányokban

Ország	Taxonok	A vizsgált temetők / templomkertek száma	A megtalált taxonok / fajok száma	Hivatkozás
Törökország	Orchideák	474	17	Molnár V et al. (2017d)
Törökország	Orchideák	300	86	Lőki et al. (2015)
Magyarország, Románia, Szlovákia	Edényes növények	285/5/4	29	Molnár V. et al. (2017b)
Magyarország, Szerbia	Edényes növények	144/10	1	Molnár V. et al. (2018)
Albánia	Orchideák	166	29	Molnár V. et al. (2017a)
Lengyelország	Madarak	101	68	Skórka et al. (2018)
Marokkó	Edényes növények	86	460	Frosch et al. (2016)
Izrael	Aromás növények	40	33	Dafni et al. (2006)
Lengyelország	Edényes növények	24	617	Sudnik- Wójcikowska & Galera (2005)
Ausztrália	Edényes növények	17	505	McBarron et al. (1988)
Ausztrália	Edényes növények	13	157	Prober & Thiele (1995)
Lengyelország	Idegenhonos edényes növények	10	49	Rutkowska et al. (2011)
USA	Madarak	10	22	Lussenhop (1977)
Lengyelország	Idegenhonos edényes növények	7	4	Trzaskowska & Kaczmarz (2013)
Lengyelország	Edényes növények	6	255	Czarna (2016)
Lengyelország	Bryofiták	6	63	Fudali (2001)
Lengyelország	Edényes növények	5	116	Sigiel-Dopierala & Jagodzinski (2011)
Ausztrália	Edényes növények	4	344	Semple et al. (2009)
Törökország	Orchideák	4	2	Kreutz & Krüger (2014)
USA	Edényes növények	3	184	Ruch et al. (2014)
Banglades	Gyógynövények	3	49	Rahman et al. (2008)
Szlovákia	Madarak	3	33	Kocian et al. (2003)
USA	Gombák	3	13	Fortey (2000)
Törökország	Orchideák	3	3	Kreutz (2010)
Lengyelország	Edényes növények	2	171	Czarna & Piskorz (2005)
Görögország	Idegenhonos edényes növények	2	41	Krigas & Kokkini (2004)
Törökország	Bryofiták	2	41	Kırmaçlı & Ağcagıl (2009)
Fülöp-szigetek	Madarak	2	30	Vallejo et al. (2009)
Egyesült Királyság	Zuzmók	2	10	Hawksworth & McManus (1989)
Németország	Több taxon	1	608	Bucholz et al. (2016)

Németország	Több taxon	1	604	Kowarik et al. (2016)
Törökország	Edényes növények	1	280	Yilmaz et al. (2017)
USA	Edényes növények	1	137	Phillippe et al. (2010)
Egyesült Királyság	Edényes növények	1	101	Baker (2005)
Törökország	Bogarak	1	87	Atay et al. (2012)
Pakisztán	Gyógynövények / Vegetáció	1	74	Shah et al. (2016)
Pakisztán	Edényes növények	1	41	Hadi et al. (2014)
Szingapúr	Egyenesszárnyúak	1	31	Tan (2012)
Szingapúr	Egyenesszárnyúak	1	25	Tan et al. (2013)
Törökország	Csigák	1	10	Örstan & Kösemen (2009)
Magyarország	Rovarok	1	5	Horváth et al. (2007)
Ausztrália	Orchideák	1	3	Plumwood (2007)
Egyesült Királyság	Egyenesszárnyúak	1	2	Gardiner et al. (2011)
Törökország	Nőszirmok	1	1	Özhatay et al. (2013)
Törökország	Orchideák	1	1	Kreutz (2013)
Törökország	Orchideák	1	1	Kreutz (2007)
Törökország	Orchideák	1	6	Molnár V. et al. (2017c)
USA	Ernyősök	1	1	Could (1941)