



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Környezettudományi Doktori Iskola

**A városflóra kutatásának aspektusai
Budapesten**

DOI: 10.54598/007410

Doktori (PhD) értekezés

Rigó Attila

Gödöllő

2025

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudományok

vezetője: Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár, az MTA levelező tagja, intézetigazgató,
tanszékvezető
MATE Környezettudományi Intézet

Témavezető(k): Dr. Barina Zoltán
projekt manager, PhD
WWF Hungary

Dr. habil. Malatinszky Ákos
egyetemi docens, PhD
MATE Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

.....
Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
Dr. Barina Zoltán
A témavezető jóváhagyása

.....
Dr. habil. Malatinszky Ákos
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés.....	3
2. Célkitűzés	4
3. Irodalmi áttekintés	5
3.1. Az urbanizációról röviden	5
3.2. Az urbanizáció hatása az ökológiai folyamatokra	6
3.3. A városökológiai kutatások története és jelenlegi fókusz.....	8
3.4. A biológiai adatgyűjtés nehézségei és kihívásai városi környezetben	9
3.5. Az urbanizált területek flórakutatása	10
3.6. Idegenhonos növényfajok be- és kilépési útvonalai városi ökoszisztémákban.....	13
4. Anyag és módszer	17
4.1. A vizsgálat időbeli és térbeli lehatárolása	17
4.1.1. Budapest várostörténeti áttekintése.....	17
4.2. A terepi adatgyűjtés és adatkezelés módszertana	18
4.3. A kialakított élőhelykategória-rendszer.....	20
4.4. Taxonómia és nevezéktan.....	23
4.5. Térinformatikai módszerek.....	23
4.6. Statisztikai elemzések	24
4.6.1. A városi élőhelyek fajszámainak statisztikai elemzése.....	24
4.6.2. A városi élőhelyek fajösszetételének statisztikai elemzése	26
4.6.3. A területi egységek fajszámát befolyásoló tényezők feltárása	26
4.7. Személyi hozzájárulások	28
5. Eredmények és megvitatásuk	29
5.1. Budapest urbán flórája.....	29
5.1.1. Neofitonok Budapesten.....	33
5.1.2. Új és jelentős florisztikai adatok Budapestről.....	37
5.2. Budapest városi élőhelyei	49
5.2.1. A városi élőhelyek őshonos, archeofiton és neofiton fajszámának alakulása Budapesten	50
5.2.2. Budapest városi élőhelyeinek fajösszetétele	64
5.3. Az őshonos, az archeofiton és a neofiton növények fajszámát befolyásoló változók területi egység szinten.....	73
6. Következtetések és javaslatok	79
7. Új tudományos eredmények	80
8. Összefoglalás.....	81
9. Summary	85

10. Köszönetnyilvánítás	89
11. Mellékletek.....	90
M1. Irodalomjegyzék	90
M2. A Budapest városi élőhelyein talált fajok (2018-2024) jegyzéke.....	112

1. BEVEZETÉS

A 21. század egyik meghatározó globális folyamata az urbanizáció, amely a társadalmi, gazdasági és ökológiai rendszerek működését egyaránt érinti. A városokban élők aránya az elmúlt évszázadokban folyamatosan nőtt, 2009-re a világ népességének több mint fele városi környezetben élt (Reyes et al. 2012).

Az urbanizáció ökológiai hatásai sokrétűek: a természetes élőhelyek beépítése és fragmentációja, a biológiai sokféleség csökkenése, az élőhelyek zavartsága és a szennyezések (pl. légszennyezés, nehézfémek, fényszennyezés) mind hozzájárulnak a városi ökoszisztémák átalakulásához (Patel & Raval 2024; Szlavecz et al. 2011; Violante & Lira 2022; Wei et al. 2023; Wilson et al. 2016; Zipperer et al. 2020). A városi élőhelyek zavartsága és a mikroklimatikus viszonyok – mint a városi hőszigetelés – közvetlen hatással vannak a fajösszetételre, gyakran előnyhöz juttatva az idegenhonos, zavarástűrő vagy szárazságtűrő fajokat (Ariori et al. 2017; Nowak 2010; Xiao et al. 2005). Ugyanakkor ezek a városi ökológiai rendszerek sajátos fajkészlettel és ökoszisztéma-szolgáltatásokkal is rendelkezhetnek, amelyek hozzájárulnak az emberi jóléthez és a környezeti fenntarthatósághoz (Kowarik 2011; Trentanovi et al. 2021). Az urbanizáció hatására létrejövő "novel ecosystems", vagyis új típusú ökoszisztémák (Ahern 2016; Johnson & Munshi-South 2017) lehetőséget nyújtanak arra, hogy új elméleti és gyakorlati kérdéseket vizsgáljunk, például a biotikus homogenizáció vagy az alkalmazkodás evolúciós folyamatai (McKinney 2002; Woudstra et al. 2024).

A városi flórakutatás különösen fontos a természetes élőhelyek zsugorodásának korában, mivel a városok jelentős szerepet játszanak a regionális biodiverzitás alakításában is (Lososová et al. 2012). Egyes városok – mint ahogy azt több közép-európai vizsgálat is kimutatta – olyan élőhelyi mozaikokat rejtenek, amelyek ritka vagy veszélyeztetett fajok számára is menedéket nyújthatnak (Kowarik 2011; Wirth et al. 2020d). A városi növényzet ökológiai értékelése tehát nem csupán leíró, hanem természetvédelmi és városökológiai szempontból is kiemelkedően fontos. A városi flóra tanulmányozása egyre inkább hozzájárul a természetvédelem és a fenntartható várostervezés gyakorlati kérdéseinek megválaszolásához is (Cadenasso & Pickett 2012). A városi flórakutatások során főként a városok és környezetük vizsgálatán keresztül a növények elterjedésének durva mintázatát vizsgálták (pl. Lososová et al. 2012; Pyšek 1998). A városi (mikro-)élőhelyek részletes vizsgálata azonban – néhány kivételtől eltekintve (pl. Salinitro et al. 2018) – gyakorlatilag elmaradt (Čeplová et al. 2017).

Magyarországon a városi flóra kutatása sokáig háttérbe szorult a természetes élőhelyek vizsgálatához képest, azonban a 19. és 20. század során több jelentős florisztikai adatközlés született városok területéről (pl. Borbás 1879; Polgár 1933, 1925, 1918, 1914; Priszter 1944). Hazánkban a modern városi flórakutatás elsősorban kisebb léptékű, részterületekre koncentrált munkákban jelent meg (pl. Czucz 2005; Tamás et al. 2017). Csak az elmúlt évtizedben kezdődtek meg olyan komplex, módszertanilag egységes feltárások – például Pécs városában (Wirth et al. 2020c, 2020d) –, amelyek megalapozhatják a magyar városi flórák összehasonlító elemzését. Budapest részletes florisztikai feltárása azonban még váratott magára.

2. CÉLKITŰZÉS

A Bevezetésben ismertetett problémák, megoldandó kérdések és az ismeretanyagban lévő hézagok miatt a disszertáció célja a városi flórakutatás lehetőségeinek és módszertani kihívásainak feltárása Budapest példáján keresztül. A főváros kiemelkedően sokszínű városi élőhelystruktúrával rendelkezik, amely számos lehetőséget biztosít a városi flóra vizsgálatára. A város területhasználati mozaikja, topográfiai változatossága, történelmi beépítettsége és zöldfelületi rendszere mind hozzájárulnak ahhoz, hogy különféle élőhelyek jöhessenek létre, amelyek különböző fajokat vonzanak.

A dolgozat során célom, hogy:

- (1) átfogó képet adjak Budapest városi flórájának összetételéről, elkészítsem a főváros florisztikai leltárját;
- (2) részletesen feltárjam a város neofiton flóráját, különös tekintettel a kerti szökevényekre és az egyéb újonnan megjelenő idegenhonos fajokra;
- (3) vizsgáljam és értékeljem az egyes városi élőhelytípusok fajszerkezetét;
- (4) vizsgáljam és értékeljem a városi élőhelytípusok fajösszetételét és feltárjam a városi élőhelyek florisztikai különbségeit és hasonlóságait;
- (5) feltárjam, hogy melyek azok a háttérváltozók melyek kis léptékben (utcaszakasz, tér) szinten befolyásolják a városi területek növényfajszerkezetét.

Ezzel a munkával célom hozzájárulni a hazai városi flórakutatás fellendüléséhez, valamint a jövőben olyan ökológiai szempontú városértékelési módszerek kidolgozásához, amelyek elősegíthetik a városi természetvédelemre és fenntartható városfejlesztésre vonatkozó célkitűzéseket.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Az urbanizációról röviden

Az első városok már 5500 évvel ezelőtt megjelentek, azonban az urbanizált társadalmak csak 1750-től kezdve jöttek létre Nyugat-Európában az ipari forradalom és a népességnövekedés következtében (Davis 1965). A 20. században drámai mértékűt öltött a globális urbanizáció, és 2009-re a világ népességének többsége városokban élt (Reyes et al. 2012). Az urbanizáció üteme globálisan eltérő volt, a fejlett régiókban az 1920–1950-es években volt erős növekedés, a fejlődő országokban a városiasodás folyamata csak a század második felére gyorsult fel és a folyamat máig tart (Reyes et al. 2012). Az urbanizációs folyamatot elsősorban a vidékről városba irányuló migráció hajtotta (Davis 1965). A gyors városi növekedés új infrastruktúra-fejlesztést és modern várostervezést tett szükségessé, ugyanakkor társadalmi kihívásokkal is járt, ami fenntartható várostervezési stratégiák és szociális jóléti programok szükségességét vetette fel (Kwame 2023). A 20. század második felére a fejlett országok urbanizációs folyamatai lelassultak, mind az Egyesült Államokban, mind Európában (Fórián 2007).

A globális urbanizáció várhatóan jelentős növekedést fog mutatni 2050-ig, az előrejelzések szerint a városi területek kiterjedése 40–67%-kal nőhet a 2013-as szinthez képest, továbbá ez a tendencia a század végéig is folytatódhat, akár 200%-ot meghaladó növekedéssel 2100-ig (Li et al. 2019). A prognózisok szerint az új városi területek hozzávetőleg 50–63%-a jelenleg mezőgazdasági művelés alatt álló földeken fog elhelyezkedni, ami a globális növénytermesztés 1–4%-os csökkenését eredményezheti (Chen et al. 2020). Habár 2040-ig gyors városiasodás várható, egyes ázsiai országokban – például Kínában – a városi népesség csökkenése is bekövetkezhet a 2050-es éveket követően (Chen et al. 2020). Ezek a prognózisok rávilágítanak arra, hogy elengedhetetlen a fenntartható városfejlesztési stratégiák kidolgozása a mezőgazdasági termelés és a környezet terhelésének mérséklése érdekében (Fragkias et al. 2013).

Az urbanizáció egy összetett fogalom, amelyet a különböző tudományterületek eltérő módon definiálnak. Az ökológiai megközelítés általában negatívként értékeli az urbanizációt, elsősorban annak lokális és regionális környezeti hatásai miatt, míg a várostervezés tudománya a lokális negatív következmények mellett globális szinten jelentkező pozitív hatásokat – például a kibocsátáscsökkentést – is figyelembe veszi (Armstrong et al. 2022). Az urbanizáció fogalma magában foglalja a területhasználatot, a népességi dinamikát, a regionális gazdasági folyamatokat, valamint a fenntartható fejlődés szempontjait is (Nazarenko 2021). A várostudomány multidiszciplináris szemléletet alkalmaz, különféle területekből – például urbanisztikai antropológia, közgazdaságtan, földrajz, történelem, politika, szociológia és természettudományok – merítve (Hutchison 2010; Pataki 2015). Az urbanizáció elemzése szükségszerűen interdiszciplináris megközelítést kíván, amely figyelembe veszi a társadalmi és fizikai környezet tényezőit, valamint a lakosság egészségügyi és szociális szolgáltatásokhoz való hozzáférését is (Nazarenko 2021; Vlahov & Galea 2002).

3.2. Az urbanizáció hatása az ökológiai folyamatokra

Az urbanizáció az ökoszisztémákra gyakorolt hatásai révén az egyik legjelentősebb globális környezeti kihívás lett napjainkra, amely a földhasználat megváltozását, a biológiai sokféleség csökkenését, az élőhelyek fragmentációját és degradációját eredményezi (Patel & Raval 2024; Toor & Chandra 2021). A városi területek gyors növekedése kimeríti a természetes erőforrásokat és az ökoszisztéma-szolgáltatásokat, nemcsak a városokon belül, hanem azok környezetében is (Toor & Chandra 2021). Az ilyen átalakulások hatékony kezelése interdiszciplináris megközelítést igényel, amely a társadalomtudományokat és a természettudományokat egyaránt integrálja (Pataki 2015). A fenntartható várostervezés, a zöld infrastruktúra kiépítése és a természeti erőforrások tudatos kezelése kulcsfontosságú a negatív ökológiai hatások mérséklésében (Patel & Raval 2024).

Az urbanizáció az élőhelyek átalakulásának egyik fő mozgatórugója, amely jelentős mértékben befolyásolja a biodiverzitást (Bilal et al. 2021; Delaney et al. 2010; Liu et al. 2016; Zipperer et al. 2020). Az élőhelyek fragmentációja – amely gyakran együtt jár az élőhelyvesztéssel – a biológiai sokféleség csökkenésének és az ökoszisztémák degradációjának egyik elsődleges oka (Violante & Lira 2022; Wilson et al. 2016). A fragmentáció során a folytonos élőhelyek kisebb, elszigetelt foltokra esnek szét egy nem-élőhely mátrixban (Wilson et al. 2016). A városok terjeszkedésével a természetes élőhelyek épített környezetekké alakulnak, ezzel akadályokat képezve az élőlények számára és módosítva az ökológiai szerkezeteket (Bilal et al. 2021; Zipperer et al. 2020). Ez a folyamat a génáramlás csökkenését is eredményezheti, még kis földrajzi lépték esetén is (Delaney et al. 2010).

A városi élőhelyek zavartsága szintén jelentős hatással van a biodiverzitásra és a fajösszetételre (Szlavec et al. 2011). A zavart élőhelyeken alacsonyabb fajgazdagság és kisebb filogenetikai diverzitás figyelhető meg, különösen idegenhonos fajok betelepülésének következményei esetén (Čeplová et al. 2015). Azonban a zavarás mértéke és módja pozitívan is befolyásolhatja a faji diverzitást, a mérsékelt zavarás gyakran nagyobb biodiverzitást mutatnak – ezt az ún. közepes zavarás hipotézise is alátámasztja (Hobbs & Huenneke 1992). A városközpontokra jellemző alacsonyabb fajszám, valamint a zavarástűrő és gyomfajok nagyobb aránya jól példázza a zavartság ökológiai következményeit (Deák et al. 2016).

A városi környezetekben gyakran megfigyelhető tápanyagtöbblet – különösen a nitrogénformák felhalmozódása – szintén hozzájárul az élőhelyek ökológiai jellemzőinek megváltozásához. Ez a folyamat elősegíti a tápanyagban gazdag élőhelyeket kedvelő fajok terjedését, míg a tápanyagszegény környezetekhez adaptálódott fajokat háttérbe szorítja (Brito Vera et al. 2024; Thomson & Leishman 2004). A városi nehézfém-szennyezés is jelentősen befolyásolja a növényközösségeket, hatással van a faji sokféleségre és összetételre. Tanulmányok kimutatták, hogy a nem esszenciális nehézfémek, például a kadmium és a higany talajkoncentrációja negatívan korrelál a fajgazdagsággal és a biológiai sokféleséggel a városi ipari területeken (Dazy et al. 2009). A városi légszennyezés is világszerte jelentős hatással van a városok növény- és állatvilágára. Tanulmányok kimutatták, hogy az olyan szennyező anyagok, mint a kén-dioxid, a nitrogén-oxidok, az ózon és

a szálló por kedvezőtlenül hatnak a városi növényzetre, csökkentve a növekedést, a biomasszát és a klorofilltartalmat különböző fajoknál (Bell et al. 2011). A városi fényszennyezés is jelentősen befolyásolja a városokban élő növények viselkedését. A fényszennyezés hatására a fenológiai fázisok korábbra tolódását és késését egyaránt megfigyelték (Škvareninová et al. 2017), illetve fotoinhibíciót és oxidatív stresszt válthat ki (Wei et al. 2023).

A városi hőszigetelés (urban heat island effect, UHI) következtében a városokban jelentősen magasabb a hőmérséklet, mint a környező területeken, elsősorban a beépítettség mértéke, az emberi tevékenység, a földhasználat változása, valamint az épületekben és az infrastruktúrában használt anyagok miatt. Ez a hőmérséklet-különbség gyakran éjszaka még kifejezettebb, és megnövekedett energiafogyasztáshoz és egészségügyi kockázatokhoz vezethet (Landsberg 1981). Ez a jelenség befolyásolja a növény- és állatfajok elterjedését, fiziológiáját és életciklusát is (Nowak 2010; Xiao et al. 2005). A UHI fokozza a hő- és szárazságtűrő fajok túlélését, előidézve az ún. „urban drought island” jelenséget (Ariori et al. 2017). Emellett az urbanizáció és a hőszigetelés következtében csökkenhet a téli fagyok gyakorisága és intenzitása is, amely a fagyérzékeny fajok városi megtelepedését és fennmaradását is elősegítheti (Battles & Kolbe 2019), például lengyelországi városokban kimutatták, hogy a dél-európai eredetű növényfajok aránya magasabb városi környezetben, mint az ország egészét nézve (Witosławski & Bomanowska 2009). Az urbanizáció során kialakuló mikroklimatikus viszonyok genetikai alkalmazkodást válthatnak ki egyes fajokban, ezt támasztja alá a *Taraxacum* fajok városi populációiban megfigyelt biomassza-növekedés és rövidebb vernalizációs periódus is (Woudstra et al. 2024). Ugyanakkor az UHI hatás enyhítésében fontos szerepet játszanak a városi zöldfelületek, amelyek hozzájárulnak a hőmérséklet csökkentéséhez, a légszennyezettség mérsékléséhez és a csapadékvíz-gazdálkodás javításához (Wilby & Perry 2006).

Az urbanizáció következtében új típusú élőhelyek és közösségek jönnek létre („novel urban ecosystems”), amelyekben őshonos és idegenhonos fajok egyaránt megtalálhatók (Ahern 2016; Kowarik 2011). Ezek az ökoszisztémák sajátos funkciókkal rendelkeznek, és fontos szerepet játszanak a városi fenntarthatóság és reziliencia elősegítésében (Trentanovi et al. 2021). A városokban bizonyos esetekben jelentős növénydiverzitás is kialakulhat, beleértve ritka és veszélyeztetett fajokat is (Kowarik 2011). Ugyanakkor a florisztikai homogenizáció is gyakori folyamat, mely során a különböző városok növényzete egyre hasonlóbba válik az idegenhonos fajok betelepülése és az urbanizált környezet által nyújtott hasonló feltételek miatt (Dolan et al. 2011; McKinney 2002). Emellett a zavarástűrő, generalista őshonos fajok is hozzájárulhatnak e homogenizációhoz, mint ahogy azt szerbiai és németországi vizsgálatok is kimutatták (Kühn & Klotz 2006; Rat et al. 2017).

A városi ökoszisztémákat jelentősen befolyásolják a sztochasztikus események és az emberi tevékenységek (Alberti 2005). Ezek a kölcsönhatások újszerű ökoszisztémákat alakítanak ki, amelyek kiszámíthatatlan következményekkel járnak a fajok evolúciójára és a közösségek kialakulására (Johnson & Munshi-South 2017). A városi ökoszisztémák különösen összetettek, jellemzőik térben és időben drámaian eltérőek, számos megjósolhatatlan sztochasztikus esemény formálja a bennük lezajló ökológiai folyamatokat, azonban ezeknek az eseményeknek a sztenderdizált mérése és ebből fakadóan a megértése még várat magára (Ossola et al. 2021). A

sztochasztikus folyamatok jelentős szerepet játszanak a városi ökoszisztémák alakításában, befolyásolva mind a populációk, mind a közösségek dinamikáját (Andrade et al. 2021). Ezek a kiszámíthatatlan események, mint például a véletlenszerű kolonizáció és a populációméret véletlenszerű ingadozásai, a determinisztikus folyamatokkal kölcsönhatásba lépve irányítják az ökológiai szukcessziót (Zhou et al. 2014). A városi környezetben az újszerű közösségek összeállását az ökológiai folyamatok és az emberi tényezők egyaránt befolyásolják, ami kihívást jelent a társadalmi-ökológiai dinamika és a városi biodiverzitás közötti kapcsolatok kibogozásában (Andrade et al. 2021). Ezeknek az időbeli dimenzióknak a megértése – beleértve a sztochasztikus és a determinisztikus folyamatokat – kulcsfontosságú a városok ökológiai jövőjének előrejelzéséhez (Ossola et al. 2021).

3.3. A városökológiai kutatások története és jelenlegi fókusza

A városökológia, mint önálló tudományág, a 20. század közepén alakult ki, fókuszában eredetileg a városi élőhelyek természetrajzi vizsgálata, illetve a szünantróp növényközösségek és a kultúrakövető növényvándorlás tanulmányozása volt (Sukopp 2002). A tudományág fejlődése a második világháború után gyorsult fel, érdekes módon a bombázások által sújtott területek vegetációs szukcessziójának kutatása járult hozzá ehhez leginkább (Goode et al. 2020; Sukopp 2002). Az 1970-es évekre a városi ökológia vizsgálati spektruma kibővült, magában foglalva az egész városra kiterjedő energiaáramlási és tápanyag-körforgási folyamatokat is (Sukopp 2002). Az 1980-as évektől erősen fellendült a városi természetvédelem, ennek köszönhetően további fejlődési irányok és gyakorlati lehetőségek nyíltak meg a városi ökológia számára (Hughes 2020). Az 1992-es riói Föld-csúcs globális szinten emelte ki a fenntarthatóság kérdését, ez hatott a városi ökológiára is (Goode et al. 2020), ami azóta interdiszciplináris tudományággá fejlődött, amely az ökológiai, társadalmi és gazdasági szempontokat integrálva kívánja megoldani a városi fenntarthatóság komplex kihívásait (Cadenasso & Pickett 2012; Pataki 2015). A mai városi ökológia jelentősége különösen abban rejlik, hogy olyan problémákat céloz meg, mint az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodás, a zöldterületek megőrzése és a városok környezeti hatásainak mérséklése (Cadenasso & Pickett 2012; Marzluff et al. 2008). A városi ökológia eredeti fókusza – az urbánus flóra és fauna dokumentálása – mára jelentősen kibővült, és magában foglalja az ökológiai és társadalmi-gazdasági folyamatok közötti összetett kölcsönhatások vizsgálatát a városi környezetben (McDonnell & MacGregor-Fors 2016).

A városökológia alapvető célkitűzése lett, hogy élhetőbb városokat hozzon létre, ökológiai és társadalmi adatok, elvek és eszközök biztosításával, amelyek támogatják a fenntarthatóságot, megőrzik a környezet állapotát és támogatják az emberi jólétet (McDonnell & MacGregor-Fors 2016). A kutatók hangsúlyozzák a fogalmi szintézisek, az ismeretmegosztás, a városok közötti összehasonlító tanulmányok és a további tudományterületekkel való együttműködés fontosságát. Ez az integrált megközelítés hatékonyabban segítheti a döntéshozókat a társadalmi, ökológiai, gazdasági és épített infrastruktúrárendszerek közötti összetett kapcsolatok megértésében (McPhearson et al. 2016).

Ahogy a városok tovább növekednek, a városi ökológia egyre inkább hozzájárulhat a fenntartható várostervezéshez és a társadalmi jólét javításához. A tudományos eredmények gyakorlati alkalmazása, mint például a zöld infrastruktúra és az ökológiai alapelvek várostervezésbe való beépítése, jelentős előrelépést jelenthet a fenntartható városi fejlődés érdekében (Pataki 2015). Ugyanakkor az ökoszisztéma-szolgáltatások városi integrációja lehetőséget kínál az urbanizáció okozta környezeti és társadalmi problémák kezelésére (Stache et al. 2019).

3.4. A biológiai adatgyűjtés nehézségei és kihívásai városi környezetben

A városi biológiai mintavételezés (urban sampling) megtervezése és kivitelezése nagy kihívást jelent. A városi környezet komplex természete, a humán dominancia és a magas szintű heterogenitás egyaránt nehezíti a biológiai adatok pontos gyűjtését (Dyson et al. 2023). A mintavételi helyek kiválasztásának átláthatósága gyakran korlátozott, ami a kutatási eredmények reprodukálhatóságát és általánosíthatóságát csökkenti (Dyson et al. 2023).

A magántulajdonban lévő zöldterületek, amelyek jelentős részei a városi ökoszisztémának, további akadályokat jelentenek. Az ilyen területeken történő mintavételhez szükséges az ingatlantulajdonosokkal való együttműködés, valamint a biztonsági előírások betartása (Dyson et al. 2019). A kutatók többféle stratégiát alkalmaznak, például az "Öt P" megközelítést (Partnerships, Planning, Placements, Public participation, Processing), amely az együttműködésekre, tervezésre, mintavételi helyek kiválasztására, a közösségi részvételre és az adatok átlátható feldolgozására helyezi a hangsúlyt (Herrera et al. 2021). Ez a megközelítés csökkentheti a mintavétel során fellépő torzításokat, és pontosabb eredményeket biztosíthat a városi tervezés és a döntéshozók számára. Azonban még így is számos terület elérhetetlen marad a kutatók számára, így a városi biodiverzitásnak marad egy szelete, ami továbbra is vizsgálatlan marad (Dyson et al. 2019).

További kihívást jelent az urbanizáció által okozott ökológiai problémák kezelése, mint például a talajok degradációja, az élőhelyek fragmentációja és a biodiverzitás csökkenése (Pickett et al. 2008). Ugyanakkor, a mintavétel során alkalmazott innovációk – például a térinformatikai technológiák integrálása – lehetőséget nyújtanak a hosszú távú városi ökoszisztéma-monitoring rendszerek kialakítására (Dong et al. 2013).

A városi biológiai kutatások során a mintavételi tervezés hatékonysága kiemelkedő jelentőséggel bír, különösen korlátozott erőforrások esetén, amikor a cél az, hogy a lehető legtöbb információt nyerjük ki a vizsgálatokból (Yang et al. 2019). Ennek ellenére a teljes vizsgálati terület felmérése, valamint az összes növényfaj rögzítése számos esetben – különösen nagyobb városi vegetációs egységek vagy nagyvárosok esetén – gyakorlatilag kivitelezhetetlen (Speak et al. 2015).

A különböző városi ökológiai kutatások során a mintavételi parcellák méretei jelentős eltérést mutatnak, például két hasonló népességű város, Halle (Németország) és Halifax (Kanada) esetében az urbán vegetáció vizsgálatára eltérő kvadrát-méreteket alkalmaztak: előbbinél 25×25 méteres, utóbbinál 250×250 méteres területeket (Turner et al. 2005; Wania et al. 2006). A városi parkok növényzetének

vizsgálata során Pekingben (Kína) – mint megavárosban – és Loppemben (Belgium) – mint kisebb városban – szintén eltérő mintavételi megközelítések figyelhetők meg: a fák esetében egységesen 100 m²-es egységeket alkalmaztak, ugyanakkor a lágyszárúak vizsgálatához 1 × 1 m-es, illetve 2 × 2 m-es, a cserjék esetében pedig 2 × 2 m-es és 10 × 10 m-es mintavételi egységeket használtak (Hermy & Cornelis 2000; Li et al. 2006). A mintavételi intenzitás is jelentős variabilitást mutat. Míg például Coimbra (Portugália) esetében a fák és cserjék vizsgálata során a parkterület 1%-át mintázták (Barrico et al. 2018), addig Pekingben öt különböző zöldterületi típus esetében a foltok 6%-át vonták be a mintavételbe (Li et al. 2006). Ezek következtében a különböző forrásokból származó adatok összehasonlíthatósága nehézkes és gyakran kivitelezhetetlen, mivel az adatgyűjtés körülményei (például a vizsgált terület pontos lehatárolása, a vizsgált objektumok pontos meghatározása és egyéb módszertani kérdések) nem egységesek (Staudhammer et al. 2018).

3.5. Az urbanizált területek flórakutatása

A városi növényvilág kutatása már a 19. században kezdetét vette, amikor a települések és környékük florisztikai jellemzésére fajlistákat és regionális flóraműveket készítettek (pl. Cutanda 1861; Pâques 1880). A 20. század első felében is ez a trend volt jellemző és számos város és környéke flórája került feltárára (pl. Abrams 1904; Mayuranathan 1929). Ezek a vizsgálatok azonban még nem különítették el önálló entitásként a városi vegetációt, hanem azt a tájflóra részeként értelmezték. A városi flórakutatás paradigmaváltása a múlt század második felében következett be, amikor Európában – különösen Közép-Európában – a városi flóra vizsgálata önálló kutatási területként jelent meg (Kornaś 1983; Sukopp 1972). Az érdeklődés növekedését a fokozódó urbanizáció és az ezzel együtt járó szünantropizációs folyamatok indokolták (Kornaś 1983; Sukopp 1972, 1969), amelyek jelentős hatást gyakoroltak a növénytakaróra, új kutatási kérdéseket vetve fel az inváziós fajok megjelenésétől kezdve az élőhelyi diverzitásig.

Az 1970-es évektől a városi vegetáció már nem csupán botanikai érdekességként jelent meg, hanem mint az urbanizált környezet ökológiai mutatója. A tudományos közösség felismerte, hogy a városi flóra egyedi, sajátos összetételű egység (Sukopp & Werner 1983). Ezzel párhuzamosan a közvélekedés is átalakult, míg korábban a spontán megjelenő városi növényzetet gyakran zavaró jelenségnek tekintették, később felértékelődött annak esztétikai, ökológiai és környezetvédelmi értéke (Sukopp et al. 1986). Az urbanizációval összefüggő növényzeti változások vizsgálata nemcsak ökológiai szempontból vált jelentőssé, hanem gyakorlati vonatkozásai révén is, például városi területhasználat és természetvédelem területén (Sukopp & Werner 1983).

A korai kutatások még főként a fajok listázására és a florisztikai gazdagság dokumentálására irányultak (Klotz 1987; Pyšek 1989). A kutatás intenzitásában jelentős különbségek mutatkoztak az egyes országok közt és szintisztán városi flórakutatások főként Közép-Európában folytak ekkoriban. Németország (pl. Gödde 1986; Rebele 1986; Wittig 1973). Csehország és Szlovákia (akkor még Csehszlovákia) (pl. Pyšek & Pyšek 1988; Višňák 1986) élen járt a városi flóra kutatásában és Lengyelországban is több kutatás zajlott (Sowa & Warcholińska

1984; Sudnik-Wojcikowska 1987). A Közép-Európában zajló kutatások mellett számos más város florisztikai feltárása is megtörtént (pl. Beesley & Wilde 1997; Burton 1983; Celesti-Grapow et al. 1995).

A városi flóra ökológiai igényeinek megállapítására az Ellenberg-féle indikátorértékeket (Ellenberg 1979) kezdték el használni az 1980-as években (pl. Klimeš 1987a; Mucina 1985). Ezek használatával Wittig & Durwen (1982) összehasonlították közép-európai városok és vidéki környezetük flóráját, és azt találták, hogy a városi növényzet magasabb nitrogén- és hőmérsékleti igényt mutat, ugyanakkor alacsonyabb nedvességigényt.

Az emberi hatás sokféle környezeti tényezőtől tevődik össze – például stressz vagy bolygatás – amelyek közül több közvetlenül nem mérhető, ezért alternatív megközelítéseket kellett alkalmazni a városi növényzet emberi hatásokra adott válaszainak elemzésére. Közép-Európában a hemeróbia fogalma (Jalas 1953, 1955; Sukopp 1972, 1976; Kowarik 1988) széles körben elfogadottá vált a növénytanban és a tájtervezésben is. A hemeróbia egy integrált kifejezése azon múltbeli és jelenlegi emberi hatások összességének, amelyek akadályozzák a vegetáció természetes, klimax állapot felé történő fejlődését (Kowarik 1988). A hemeróbia mutatók használata széles körben elterjedt a városi flórakutatások során (Kowarik 1990). Létrehoztak minden fajra egy összetett emberi hatásra adott válaszként értelmezhető mutatót, a hemeróbia mutatót, amely az emberi hatást a H0 (minimális) fokozattól a H9 (maximális) fokozatig osztályozza (Kowarik 1990). Bár ez a megközelítés nem helyettesíti az egyes környezeti tényezők részletes elemzését, mégis általános képet ad arról, hogy a fajok, növénytársulások vagy élőhelyek hogyan reagálnak az emberi beavatkozás összetett hatására, mint ökológiai tényezőre (Kowarik 1990). A hemeróbia mutatók használata az urbán florisztikai vizsgálatokban a 2000-es évekre visszaszorult.

A városi florisztikai munkák megsaporodása felszínre hozta a városi flóra vizsgálatának egyik legnagyobb kihívását, a módszertani különbözőség problémáját (Pyšek 1995). A különböző vizsgálatok során jelentős eltérések mutatkoznak abban, hogy mennyi időt fordítanak a kutatásra, milyen növénycsoportokat vizsgálnak (pl. vizsgálják-e kultúrnövények spontán szaporulatát), mekkora és milyen lehatárolású területre vonatkoznak az adatok, illetve milyen taxonómiai és chorológiai szempontokat alkalmaznak (Pyšek 1995, 1989; Sukopp & Weiler 1988).

A városi flórakutatások egyre gyakrabban foglalkoztak idegenhonos fajok térbeli és időbeli dinamikájának, terjedési mechanizmusainak és ökológiai hatásainak feltárásával. Kowarik (1990) kimutatta, hogy a városi fajkészletben a neofitonok aránya növekszik, és ezen fajok számának a szempontjából a városmaghoz való közelség döntő tényező. Ezzel szemben az archeofitonok esetében azt találták, hogy általában a külterületeken vannak jelen nagyobb fajszámmal (Sukopp & Werner 1983). Kunick (1991) a kertekből kiszökő kultúrnövények nagy számára és diverzitására hívta fel a figyelmet. A városokban előforduló idegenhonos fajok számának növekedése és az ebből eredő környezetvédelmi, természetvédelmi és egészségügyi szempontok tisztázása és integrálása érdekében számos összehasonlító elemzés született (Kowarik 2008; La Sorte et al. 2008; Pyšek 1998).

A módszertani különbözőségek ellenére számos – különböző szempontrendszer szerinti – összehasonlító munka jelent meg a városi flórákat vizsgálva. Pyšek (1993)

– közép-európai városok publikált adatai alapján – kimutatta, hogy a fajszám lineáris összefüggést mutat a város méretével; 200 000 fő alatti városokban 500-nál kevesebb, míg 2,5 millió fölötti lakosságszám esetén akár 1500 faj is előfordulhat. Ennek az összefüggésnek az általános érvényéről viták vannak, egyes tanulmányok hasonló következtetésre jutottak (pl. Altay et al. 2010), míg mások megcáfolják ennek általános érvényét (pl. Stešević & Jovanović 2008). Pyšek (1998) szintén közép-európai adatok alapján megállapította, hogy a városok mérete pozitív összefüggést mutat a neofitonok számával, míg az archeofitonok számára a kisebb városok nyújtanak megfelelő körülményeket, azonban az idegenhonos növények városi fajgazdagságának prediktoraként említi a város földrajzi elhelyezkedését és átlaghőmérsékletét is.

Számos vizsgálat bizonyította, hogy a városi vegetáció szerkezete szoros kapcsolatban áll a városi környezet fizikai adottságaival, mint például az éghajlat, a talaj, vagy a területhasználat (pl. Gilbert 1989; Wittig 1991). Lososová et al. (2012) 32 közép-európai város adatainak összevetésével megállapította, hogy az őshonos fajok aránya csökkent a város területének és az éves középhőmérsékletének növekedésével, és nőtt a csapadékmennyiség növekedésével, míg az archeofitonok és a neofitonok aránya az éves középhőmérséklettel mutat pozitív összefüggést. A városi flóra fajösszetételének változását azonban nagyobb arányban magyarázta a területi mintázat, mint az éghajlat. Az archeofitonok egyenletesebben oszlottak el a vizsgált városokban, mint az őshonos fajok és a neofitonok. Továbbá az őshonos fajokban gazdag élőhelyek általában archeofitonokban és neofitonokban is gazdagok.

A fajok élőhelytípusokhoz való viszonyát több tanulmány is vizsgálta, például Sudnik-Wójcikowska (1987) és Pyšek & Pyšek (1988) munkái. Számos vizsgálat foglalkozik specifikus urbánus élőhelyek, például temetők (pl. Graf 1986), vasúti területek (pl. Brandes 1983), gyártelepek (pl. Dettmar 1991), útszegélyek (pl. Klimeš 1987b) vagy falak (pl. Segal 1969) és repedések (pl. Woodell 1979) vegetációjával. Ezek a kutatások lehetővé teszik az élőhelyi típusokhoz kapcsolódó közösségek meghatározását, illetve az egyes fajok ökológiai viselkedésének vizsgálatát. A városi mikro-élőhelyek komplex – az egész város területére kiterjedő – vizsgálata és értékelése azonban csak a 21. században kapott lendületet. Lundholm és Marlin (2006) elemezte a spontán előforduló növényfajok mikroélőhely-preferenciáját és élőhelyi eredetét egy egyetemi kampuszon Halifaxban (Kanada) 11 különböző kijelölt élőhelytípusban és kapcsolatot talált a városi mikroélőhelyek és hozzájuk hasonló környezeti mutatókkal jellemezhető természetes élőhelyek fajkészlete közt. Salinitro és munkatársai (2018) Bologna (Olaszország) városi flóráját a különböző, horizontálisan és vertikálisan elhelyezkedő ökológiai niche-ek mentén értékelték és kapcsolatot találtak az utcaszakaszok mérete, szélessége, orientációja, a burkolat típusa és a fajgazdagság közt.

Magyarországon a városi flóra kutatása nem tartott lépést a környező országokkal, bár a 19. századból már fellelhetők városi florisztikai adatközlő cikkek (pl. Simonkai 1877), továbbá regionális flóraművekben is vannak városi területekre vonatkozó adatok (pl. Sadler 1840). Borbás (1879) feltárta Budapest és környékének flóráját és vegetációját. A 20. század elején Polgár (pl. Polgár 1914, 1918, 1925, 1933) kiterjedt florisztikai kutatásokat folytatott Győr városában és környékén, főként az adventív növényekre koncentrálnak. Priszter (1944) Budapestről közölt adatokat. A század második felében többek között Jeanplong (1977), majd Hegedüs (1994) készített

városi florisztikai felméréseket, azonban ezek a módszertani különbségek miatt nem, vagy nehezen hasonlíthatók össze a modern városflóra-kutatások eredményeivel. A modern kutatások döntően kisebb területegységekre vagy egyes fajokra fókuszálnak. Számos florisztikai adatközlő munkában találunk adatokat magyarországi városok területéről (pl. Haszonits et al. 2021; Molnár et al. 2019; Takács et al. 2016) és számos hazánk flórájára új adventív faj első közlése szintén települések belterületéről történt (pl. Balogh & Mesterházy 2017; Bátori et al. 2012; Wirth & Csiky 2020). Ezek mellett egyes területekre vagy fajcsoportokra vonatkozó publikációk jelentek meg az utóbbi években, ilyen például a Budai Vár fásszárú vegetációjának feltárása (Czúcz 2005), továbbá Tamás et al. (2017) szokatlan páfrányelőfordulásokat közöltek épített környezetből. A közelmúltban Pécs városának részletes florisztikai feltárása zajlott le, megfelelve a mai összehasonlító elemzések módszertani követelményeinek (Wirth et al. 2020c, 2020d).

3.6. Idegenhonos növényfajok be- és kilépési útvonalai városi ökoszisztémákban

A városi ökoszisztémák – köszönhetően a városok összetett szerkezetének, heterogén és gyakran zavart élőhelyeinek és számos belépési pontjuknak – a növényfajok behurcolásának és inváziójának forrópontjai (Francis & Chadwick 2015; Gaertner et al. 2017; Ibáñez et al. 2023; Szlavecz et al. 2011). Az urbán területeken az idegenhonos fajok (főként a neofitonok) száma rendszerint nagyobb, mint a nem városi térségekben (Francis & Chadwick 2015; Wolf et al. 2020). A városok számos tényező következtében elősegítik a növényfajok bekerülését a vidéki vagy természetes élőhelyekhez képest. Az urbán környezet nagyobb környezeti heterogenitással bír, amely változatos élőhelyeket kínál az idegen fajok számára (Kowarik & Lippe 2018). Emellett a városi területek fokozott propagulumnyomásnak vannak kitéve az emberi tevékenységek, különösen a kertészeti gyakorlatok révén (Afonso et al. 2020). Az urbán körülmények ún. „városi aszályszigeteket” alakítanak ki, amelyek kedveznek a szárazságtűrő idegenhonos fajoknak (Ariori et al. 2017). A városközpontokban általában nagyobb az idegenhonos növények (főleg a neofitonok) aránya az össz fajszámhoz viszonyítva (pl. Kowarik 1990), míg Afonso et al. (2020) szerint az agglomerációs (periurbán) területeken nagyobb egyedszámban fordulnak elő az inváziós növények. A barcelonai Montjuïc-hegyen végzett tanulmány 247 idegenhonos növénytaxont dokumentált mindössze 3,4 km²-en, alátámasztva a terület inváziós gócpont szerepét (Ibáñez et al. 2023). A városi térségek emellett forrásként is szolgálhatnak a nem őshonos fajok környező területekre való terjedéséhez (Ibáñez et al. 2023). Az inváziós fajok kezelése városi környezetben különleges kihívásokat jelent a bonyolult földhasználati mintázatok és a tulajdonviszonyok miatt (Francis & Chadwick 2015; Gaertner et al. 2017).

A közlekedési infrastruktúra, beleértve a közutakat, vasutakat és vízi utakat, jelentősen hozzájárul a települések térbeli integrációjához. A közúti infrastruktúra erősíti a városok közötti, valamint a városok és vidéki területek közötti összekapcsoltságot és gazdasági összeköttetést (Freiria et al. 2022). Az úthálózatok számos mechanizmus révén jelentős mértékben hozzájárulnak az adventív növényfajok terjedéséhez és megtelepedéséhez urbán környezetben. Az utakon

közlekedő járművek vektorai lehetnek az idegenhonos fajok terjedésének (Khan et al. 2018). Az utak folyosóként is szolgálnak a magvak mozgásához (Dostálek et al. 2014), és kimutatták, hogy az idegenhonos fajok fajgazdagsága csökken az úttól való távolsággal (Rubenstein & Dechaine 2015). Kimutatták továbbá, hogy a burkolt utak mentén nagyobb az idegenhonos fajok fajgazdagsága és borítása, mint a burkolattal nem rendelkező utak mentén (Gelbard & Belnap 2003). Az útszegélyek emellett kedvező élőhelyeket és propagulum-rezervoárokat biztosítanak a jövőbeni inváziókhöz (Parendes & Jones 2000). Kutatások erős térbeli összefüggést mutattak ki az idegenhonos fajok elterjedési gócpontjai és az útsűrűség között (Benedetti & Morelli 2017). Az útépitések is hozzájárulnak az idegenhonos fajok megjelenéséhez és terjedéséhez, az építkezés utáni gépjárműforgalom elősegíti a magvak szállítását, főként a forgalom irányának megfelelően (Son et al. 2024). A másodlagos széláltali magszállítás burkolt felszíneken, különösen városi utak mentén, elősegíti a fajok hosszú távú terjedését (Kowarik & Lippe 2018).

A turizmus és a szabadidős tevékenységek is jelentős mértékben hozzájárulnak az idegenhonos növényfajok behurcolásához és terjedéséhez (Anderson et al. 2015). A nemzetközi turizmus növekedése közvetlen kapcsolatban áll az idegenhonos fajok mozgásának fokozódásával (Hall 2019). A turizmushoz kapcsolódó vektorok közé tartoznak a poggyászok, a ruházat, a lábbelik, egyéb felszerelések, valamint a különböző közlekedési eszközök (Bouchard et al. 2015; Hall 2019; Lukács et al. 2023). Anderson et al. (2015) globális metaanalízise kimutatta, hogy az idegenhonos fajok egyedszáma és fajgazdagsága nagyobb a turisztikai tevékenységek helyszínein, mint a kontrollterületeken. A gazdasági hajtóerők, mint a turizmus és a hobbiállat-kereskedelem, várhatóan felgyorsítják a potenciálisan inváziós fajok behurcolását (Hulme 2015).

A dísnövény-kereskedelem járul hozzá legjelentősebben az idegenhonos növények szándékos és nem szándékos behurcoláshoz a városi ökoszisztémákban, és bár ezek kis része válik komoly ökológiai veszéllyé, hatásuk számottevő lehet (Dehnen-Schmutz & Touza 2008; Hu et al. 2023). A dísnövényként termesztett növényfajok száma jelentős, egyes becslések szerint több ezertől akár tízezres nagyságrendig is terjedhet. Bár a kereskedelmi virágkertészetben intenzíven használt fajok száma mindössze 100–200, a szobanövényként termesztett fajoké körülbelül 4–500, és az európai kertészeti gyűjteményekben körülbelül 12 000 faj található (Heywood 2003), a dísnövényként használt vagy arra alkalmas növényfajok száma globálisan eléri a 85000–99000 közötti értéket (Long et al. 2018). Bár sok dísnövény idegenhonos, egyre nagyobb az érdeklődés az őshonos fajok tájépítészeti és természetvédelmi célú felhasználása iránt (Antunes et al. 2020). A világon meghonosodott idegenhonos flóra legalább 75%-át házikertekben termesztik, míg 93%-uk botanikus kertek gyűjteményeiben is megtalálható (van Kleunen et al. 2018).

A dísnövény-kereskedelem változatos módokon járul hozzá az idegenhonos növények városi területekre történő bejuttatásához. A növények behurcolása történhet szándékosan és véletlenül is. A véletlen behurcolás fő módja a dísnövény-kereskedelemben használt ültetőközeg-kereskedelemhez kötődik (Dehnen-Schmutz et al. 2007a, 2007b; Sonkoly et al. 2024; van Valkenburg et al. 2014), ezeket a véletlen behurcolt növényeket szokták a kertészet potyautasainak is nevezni. Egy belgiumi vizsgálat a Dél-Európából importált olajfák dézsáiban több mint 120 idegenhonos növényfaj jelenlétét tudta kimutatni, melyek közül 23 faj új volt a belga flórára (Hoste et al. 2009), Hazánkban Sonkoly és mtsai (2024) 12 kertészetben

végzett felmérése során 67 behurcolt növényfajt találtak, melyek közül 7 új volt a hazai flórára nézve.

A dísznövény-kereskedelem azonban elsősorban a szándékosan behurcolt és ültetett fajok révén jelent nagyobb veszélyt az idegenhonos növények meghonosodása és későbbi inváziója szempontjából (Dehnen-Schmutz & Touza 2008). Európában és az Egyesült Államokban a szándékos dísznövény-telepítések jelentik az inváziós növények elsődleges forrását (Arianoutsou et al. 2021; Culley & Feldman 2023). A dísznövények meghonosodási sikerét befolyásoló tényezők közé tartozik az ültetési intenzitás, a meghonosodás ideje, a magméret, valamint a szélhez vagy állatokhoz kapcsolódó terjedési mechanizmusok (Palit et al. 2024). A kertészeti kereskedelemben való jelenlét gyakorisága összefüggést mutat a fajok sikeres kiszabadulásával és megtelepedésével (Dehnen-Schmutz & Touza 2008). Ugyanakkor Mayer et al. (2017) szerint a kerti növények honosodási sikerét elsődlegesen azok klimatikus alkalmassága és más régiókban való meghonosodási sikeressége befolyásolja, nem feltétlenül függ az aktuális ültetési gyakoriságtól. Az online piacterek – különösen Kínában – jelentős számú idegenhonos és inváziós fajt kínálnak, főként mag formájában (Banerjee et al. 2023). Biológiai tényezők – mint a növénymagasság, az őshonos elterjedési terület és az életciklus – szintén hatással vannak a kiszabadulási és megtelepedési valószínűségekre (Dehnen-Schmutz et al. 2007a). Az éghajlatváltozás elősegítheti olyan fajok meghonosodását is, amelyek korábban nem hordoztak inváziós veszélyt (Mayer et al. 2017; Wirth et al. 2020d). A dísznövények spontán terjedését az urbán ökoszisztémákban olyan tényezők befolyásolják, mint a zavartság, a burkolt felszín aránya és a hőháztartási viszonyai (Del Tredici 2010).

A legtöbb inváziós faj eredetileg dísznövényként került be, így a kertészet kulcsfontosságú szerepet játszik globális elterjedésükben (Weber 2004). Ugyanakkor a dísznövények fontos ökoszisztéma-szolgáltatásokat is nyújthatnak városi területeken, mint a levegő- és vízminőség javítása, a mikroklíma szabályozása, valamint a lakosság jóllétének támogatása (Francini et al. 2022). Az inváziós fajok okozta problémák kezelése érdekében önkéntes magatartási kódexek és tilalmi listák kidolgozása szükséges (Dehnen-Schmutz & Touza 2008). A jelenlegi szabályozások gyakran elégtelenek az e-kereskedelemben forgalmazott nem őshonos fajok kezelésére, ami szükségessé teszi a jobb nyomon követési és kockázatértékelési rendszerek kidolgozását (Banerjee et al. 2023).

A városi élőhelyek – beleértve a magán- és botanikus kerteket is – kulcsszerepet játszanak az idegenhonos fajok terjedésének elősegítésében (Wirth et al. 2020b). Városi parkokban a feltűnő esztétikai tulajdonságokkal rendelkező nem őshonos dísznövények jelentősen növelhetik az inváziós kockázatot; az itt található fajok több mint egyharmada magas inváziós potenciállal bír (Hu et al. 2023). A települések gyakran legnagyobb kiterjedéssel bíró élőhelytípusát a magánkertek hálózta alkotja (Gaston et al. 2005). A magánkertek olyan idegen fajokat szelektálnak, amelyek adaptív stratégiáik révén elősegítik a meghonosodást (Guo et al. 2019). Az Egyesült Királyságban végzett kutatások kimutatták, hogy a kerti flóra nagy arányban tartalmaz idegen fajokat: Sheffieldben a kertekben található fajok 70%-a nem őshonos (Smith et al. 2006). A kertekben ültetett nagyszámú idegenhonos faj miatt megnövekedett propagulumnyomás következtében a szomszédos (fél-)természetes élőhelyek kitettebbé válnak ezen fajok betelepülése és terjedése szempontjából (Padullés Cubino et al. 2015). Csehországban 174 kert vizsgálata során 270 dísznövénytaxont azonosítottak, amelyek a kertek több mint 25%-ában jelen voltak,

ami arra utal, hogy ezen fajok propagulumai igen nagy számban vannak jelen lokálisan (Pergl et al. 2016). Több esetben nyert már bizonyítást, hogy a városokat körülvevő természetes élőhelyeken fellépő növényi inváziók magánkertekből indultak ki (Duguay et al. 2007; Essl et al. 2011). További problémákat okoznak az illegálisan létrehozott zöldhulladék-lerakó helyek a városok szélén, melyek tovább fokozzák a települések melletti természetes élőhelyeken a propagulumnyomást (Rusterholz et al. 2012). Ennek a komplex problémának a kezeléséhez tájökológiai megközelítés szükséges, amely az őshonos fajokat támogató kerti gyakorlatokat ösztönzi (Goddard et al. 2010).

A települések speciális komplex élőhelyei az arborétumok is. Vizsgálatok szerint az arborétumokban található idegen fajok körülbelül 10%-a képes lokálisan terjedni, és egyes fajok kiszabadulhatnak a gyűjtemények határain túlra is (Ferus et al. 2020). A világ legproblémásabb inváziós fajai szinte kivétel nélkül megtalálhatók botanikus kertek gyűjteményeiben, melyek átlagosan négyszer annyi inváziós idegen fajt tartanak, mint veszélyeztetett fajokat (Hulme 2014). Tovább súlyosbítja a helyzetet, hogy számos intézmény nem rendelkezik megfelelő inváziós fajkezelési szabályzattal vagy monitorozási gyakorlattal (Hulme 2014).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. A vizsgálat időbeli és térbeli lehatárolása

Budapest városi élőhelyeinek felmérését 2018. szeptember és 2024. december között végeztük. Ebben az időszakban az adatgyűjtés összesen több mint 250 terepnapot igényelt. A vizsgálat Budapest valamennyi kerületére kiterjedt. Budapest Magyarország fővárosa, a Közép-magyarországi régióban helyezkedik el (Csorba et al. 2024), az északi szélesség $47,613437^\circ$ és $47,349269^\circ$, valamint a keleti hosszúság $18,926381^\circ$ és $19,334538^\circ$ között. A város teljes területe $525,11 \text{ km}^2$, melyből a belterületek $388,02 \text{ km}^2$ -t tesznek ki. Állandó lakossága pedig 1623343 fő volt 2023-ban (Központi Statisztikai Hivatal 2025). A város tengerszint feletti magassága körülbelül 95 m és 520 m között változik. Budapestet a Duna osztja ketté, és a Budai-hegység, valamint a Pesti-síkság veszi körül. A felmérés kizárólag az antropogén hatás alatt álló városi területekre korlátozódott, a természetes és féltermészetes élőhelyeket kizártuk a kutatásból. A következő ÁNÉR-kategóriák (Böloni et al. 2011) élőhelyeit vizsgáltuk: U1 – Városok, lakótelepek; U2 – Külvárosok és rekreációs területek; U3 – Falvak (és falusias külvárosok); U4 – Udvarok, parlagok, hulladéklerakók; U11 – Út- és vasúthálózat.

4.1.1. Budapest várostörténeti áttekintése

Budapest városfejlődését jelentős mértékben meghatározták a terület természeti adottságai. A Duna már a kelta és a római időkben is stratégiai szerepet töltött be, míg a középkorban a folyó átkelőhelyei újabb telepéseket vonzottak. A XIII–XV. századra Pest és Buda gazdasági és politikai központtá váltak, de az Oszmán Birodalom terjeszkedése hosszú időre visszavetette fejlődésüket. A török uralom utáni újjáépítést követően, a XVIII–XIX. században a két város ismét az ország vezető szereplőivé vált: Pest elsősorban kereskedelmi és ipari, míg Buda közigazgatási funkciót töltött be (Csapó & Lenner 2016).

Pest, Buda és Óbuda 1873-as egyesítésével Budapest dinamikus fejlődésnek indult. A Monarchia korszakában jelentős infrastrukturális beruházások történtek, melyek célja Budapest modern metropolisszá fejlesztése volt. A kedvező földrajzi elhelyezkedés, a közeli nyersanyagforrások és a gyors iparosodás hozzájárultak a város gazdasági megerősödéséhez (Csapó & Lenner 2016).

A domborzati különbségek meghatározták a városszerkezet alakulását: Buda tagolt, többmagvú településként fejlődött, míg Pest síkvidéki adottságai koncentrikus gyűrűs szerkezet kialakulását tették lehetővé. Pest területe és népessége a XX. század közepére meghaladta Budáét. Az úthálózat, valamint a településszerkezet fejlődése a történelmi központból kiindulva perifériás irányba, fokozatosan kertvárosiasodott. Az 1950-es években "Nagy-Budapest" létrehozása további területeket integrált a fővárosba (Csapó & Lenner 2016).

A rendszerváltás óta eltelt időszakban Budapest városszerkezete jelentősen átalakult. A politikai és gazdasági reformok, valamint az új várospolitikai folyamatok hatására

új funkcionális elemek jelentek meg. Az irodaházak, bevásárlóközpontok, barnamezős fejlesztések és városrehabilitáció révén a főváros többfunkciós, széttagoltabb szerkezetet kapott. A városi mag kiterjedése elérte Budát is, a település különböző zónákra tagolódik: kormányzati negyed, üzleti központ, egyetemi és történelmi kerületek (Csapó & Lenner 2016).

A beépítettség 70%-ra emelkedett, a lakóterületek aránya nőtt, miközben a zöldfelületek és ipari területek csökkentek. A belső kerületek sűrű, vertikálisan tagolt beépítése fokozatosan lazul a külső kerületek felé. A lakásállomány jelentős része többszintes épületekből, lakótelepekből, családi házakból és újonnan épült lakóparkokból áll. A lakóövezetek két fő övre tagolódnak: a belső, vegyes funkciójú zóna zárt beépítettségű, míg a külső, kertvárosias karakterű övezet inkább családi házas jellegű (Csapó & Lenner 2016).

Az ipari övezet visszaszorult, és többnyire szórványosan elhelyezkedő barnamezős területekké alakult, amelyek között már modern ipari parkok is megtalálhatók. A zöldfelületek aránya – különösen a természetközeli élőhelyek – csökkent, Budán azonban még mindig magasabb a zöldterületek aránya, mint Pesten. A bevásárlóközpontok és lakóparkok új alközpontokat hoztak létre, tovább formálva a főváros térszerkezetét (Csapó & Lenner 2016).

4.2. A terepi adatgyűjtés és adatkezelés módszertana

A kutatás során kétféle adatgyűjtés történt: (1) részletes, előre definiált módszertan szerinti, kisléptékű, élőhelyalapú adatgyűjtés 16 megkülönböztetett (saját módszertan alapján elkülönített, nem ÁNÉR kategóriájú) élőhelyen, melynek célja a városi (mikro-)élőhelyek florisztikai diverzitásának és az élőhelyek növényfajsámra gyakorolt hatásának megismerése volt; (2) durva léptékű adatgyűjtés, amely esetében nem követtem részletes módszertant, ennek célja az volt, hogy minél több fajt megtaláljak Budpesten és a város minél részletesebb florisztikai leltárát tudjam elkészíteni.

A részletes adatgyűjtés során a lehető legkisebb, egyértelműen azonosítható egységeket (területi egység) vizsgáltuk. A területi egységek utcaszakaszok, köz- és magánterületek voltak. Az utcaszakaszok különböző hosszúságú szakaszokat jelentenek a keresztező utcák, tömbök és terek között (1. ábra). A nyitott köztereket (pl. terek) a környező utcák és tömbök határolják, míg a zárt magánterületeket (pl. udvarok) kerítések vagy falak (1. ábra). A felmérési egységek a területi egységeken belül megkülönböztetett élőhelyek voltak (2. ábra, 1. táblázat). Minden felmért területi egység saját azonosítót kapott, majd a területi egység részletes bejárása után megállapítottuk, milyen élőhelyek fordulnak elő benne, végül az élőhelyek növényzetének részletes, aprólékos átvizsgálásával állítottuk össze az egyes fajlistákat. A kultivált növények spontán szaporulatát spontán előfordulásként kezeltük. Így az összes vizsgált területi egységben a különböző élőhelyeken (felmérési egységekben) a spontán előforduló fajok teljes listáját (jelenlét/hiány adatokkal) rögzítettük. A területi egységek kiválasztása random módon történt. A részletes adatgyűjtés során gyűjtött adatokat használtam az összefüggések megállapítására és a statisztikai elemzésekhez. A részletes adatgyűjtés során 1566

területi egységből 4143 felmérési egység (élőhely) fajlistája került felvételre, törekedve arra, hogy Budapest minél nagyobb területét lefedjük (3. ábra.) A durva léptékű adatgyűjtés során csak az olyan fajokra koncentráltam, melyek addig nem kerültek elő, teljes fajlistát nem készítettem. Ezeket a többlet adatokat a részletes fajleltár elkészítéséhez használtam. Az egységek határait, az útvonalakat és a további figyelemre méltó fajok (ritka, védett vagy újonnan behurcolt fajok) előfordulásait GPS-készülékkel rögzítettük. A begyűjtött példányokat a Magyar Természettudományi Múzeum herbáriumában (BP) és magángyűjteményemben (RA) helyeztem el.



1. ábra. Budapest városi flórakutatásának területi egységei. Példa. A piros vonalak utcaszakaszokat, a sárga poligonok foltszerű nyilvános közterületeket, pl. tereket, a kék poligonok pedig zárt területeket, pl. udvarokat jelölnek.



2. ábra. Példa utcaszakasz a Budapest flórakutatása során használt élőhelyosztályozási rendszer alkalmazására. A kék vonal repedéseket, a sárga terület egy útszéli gyeplet, a lila területek sövényeket, míg a fehér terület egy pázsitot jelöl. Ezen az utcaszakaszon így négy különböző élőhely fordult elő és mind a négy élőhelyen külön fajlistát írtunk.



3. ábra. A budapesti flórákutatók során felmérésre került 1566 területi egység (pl. utcaszakasz, tér) középpontja

4.3. A kialakított élőhelykategória-rendszer

A kutatás előkészítésekor ügyeltünk arra, hogy a városban található különböző, növények számára alkalmas (mikro-)élőhelyeket minél pontosabban meghatározzuk és definiáljuk. Az élőhelykategóriák elkülönítésének, rendszerezésének kidolgozása során figyelembe vettük a város szerkezetéből és az épített környezet sajátosságaiból adódó tulajdonságokat, az élőhelyek vertikális és horizontális szerveződését és kiterjedését, az élőhelyek elérhetőségét (azaz, hogy köz- vagy magánterületeken fordulnak-e elő), a lehetséges zavarások típusát és felszínük jellegét (burkolt és nem burkolt felszínek). Ezek figyelembe vételével megalkottunk egy városokban használható (mikro-)élőhely osztályozási rendszert és 16 élőhelykategóriát határoztunk meg (1. táblázat), melyek különböző szempontok szerint csoportosíthatók. Minden élőhelykategória kapott egy kétbetűs kódot, a könnyebb kezelhetőség érdekében.

1. táblázat. A Budapest flórakutatása során alkalmazott 16 élőhelykategória elnevezése (kódja) és jellemzése. [A táblázat a következő oldalon folytatódik.]

Élőhely (Élőhelykód)	Jellemzés	Elérhetőség	Felszín	Lehetséges zavarás	Lejtőszög
Útszéli gyepek (Út)	Közvetlenül az utak melletti gyepterületek (az út és a járda között)	Közterület	Talaj	Taposás, forgalom, vegyszerezés	Vízszintes
Rézsűk (Ré)	Növényzettel benőtt lejtős területek az utak mentén	Közterület	Talaj	Forgalom, kaszálás	Lejtő
Árkok (Ár)	Út menti burkolt vagy burkolatlan mélyedések vízzel vagy anélkül	Közterület	Talaj, beton, aszfalt	Gyomlálás, vegyszerezés	Vízszintes
Városi gyepek (Gy)	Gyepek, amelyek nem az utak közvetlen szomszédságában helyezkednek el, többnyire a járda és a lakóépületek között találhatóak.	Közterület	Talaj	Taposás	Vízszintes, lejtő
Pázsitok (Pá)	Karbantartott és művelt (gyakran öntözött és nyírt) pázsitok és gyepek, melyek közterületeken helyezkednek el	Közterület	Talaj	Taposás, nyírás, öntözés	Vízszintes, lejtő
Virágágyások (Vá)	Karbantartott, általában elkerített és/vagy magasított ágyások közterületeken, rendszerint önkormányzati kezelésben	Közterület	Talaj, ültetőközegek, mulcs	Gyomlálás, öntözés, talajbolygatás	Vízszintes
Virágládák (Vi)	Virágládák, cserepek melyek földdel, komposzttal vagy ültetőkeverékkel vannak töltve	Közterület	Talaj, ültetőközegek, mulcs	Gyomlálás, öntözés, talajbolygatás	Vízszintes
Fák ültetőgödrei (Fü)	Ültetett fák számára kialakított gödrök, gyakran elkerítve, ráccsal vagy műanyaggal borítva, út menti gyepeken vagy burkolt városi területen	Közterület	Talaj	Gyomlálás, öntözés, talajbolygatás	Vízszintes

1. táblázat folytatása

Élőhely (Élőhelykód)	Jellemzés	Elérhetőség	Felszín	Lehetséges zavarás	Lejtőszög
Előkertek (Ek)	Magánházak előtti karbantartott, főként díszkertészeti célú területek, melyek önkormányzati tulajdonú közterületek, de többnyire a lakók tartják karban.	Közterület	Talaj, ültetőközegek	Gyomlálás, öntözés, talajbolygatás	Vízszintes
Magánkertek (Mk)	Elkerített, karbantartott, művelt területek	Magánterület	Talaj	Gyomlálás, öntözés, talajbolygatás	Vízszintes
Cserjések (Cs)	Spontán növény cserjék és fák állományai az utak mentén és a városi zöldterületeken	Közterület	Talaj	Vágás	Vízszintes
Sövények (Sö)	Területek lezárására vagy díszítés céljából sorban ültetett cserjék.	Közterület	Talaj	Nyírás	Vízszintes
Repedések (Re)	A vízszintes burkolt felszínnek repedései és rései, valamint a falak, kerítések stb. tövében lévő repedések és rések.	Közterület	Beton, aszfalt, térkövek	Taposás, forgalom, esetenként vegyszerezés	Vízszintes
Ruderáliák, roncterületek (Ru)	Folyamatosan zavarásnak kitett, kavicsal, murvával bármilyen más anyaggal fedett területek	Közterület	Kőtörmelék, kavics, murva, talaj, beton, aszfalt	Taposás, talajbolygatás	Vízszintes
Vasutak (Va)	Vasúti sínek, villamos sínek mentén fekvő területek, általában kőtörmelékkel feltöltve	Magán- vagy közterület	Kőtörmelék, kavics, talaj	Forgalom, vegyszerezés	Vízszintes
Falak (Fa)	Épített falak függőleges felületeinek rései, repedései	Közterület	Tégla, habarcs, beton	Gyomlálás	Függőleges

Az élőhelyeket az alábbi módon is csoportosíthatjuk: (1) Útszélek élőhelyei: útszéli gyepek, rézsűk, árkok; (2) Gyepek: városi gyepek, pázsitok; (3) Kertészeti célú területek: Virágágyások, virágládák, fák ültetőgödre; (4) Kertek: előkertek,

magánkertek; (5) Fásszárúak állományai: cserjések, sövények; nem csoportosított élőhelyek: repedések, ruderaliák, vasutak, falak.

4.4. Taxonómia és nevezéktan

A felmérés során csak a spontán és szubspontán előforduló hajtásos növényekre koncentráltunk, a nevezéktan a POWO (2025) jelenlegi adatbázisát követi. Az idegenhonos növényekhez kapcsolódó terminológia Richardson et al. (2000) kategorizálását követi. Az idegenhonos növények magyarországi státuszára vonatkozó információkat és az idegenhonos fajok származására vonatkozó információkat Balogh et al. (2004) és Csiky et al. (2023) munkájából gyűjtöttem, az ezekből hiányzó fajok esetében Pyšek et al. (2022) és Verloove (2006) listáit, továbbá saját terepi tapasztalataimat használtam. Az egyéb növényi jellemzőket (életforma, flóraelem-besorolás, szociális viselkedéstípus, stb.) a PADAPT adatbázisból (Sonkoly et al. 2023) rendeltem az adatainkhoz. Fajlistánkat összehasonlítottam a legújabb magyar monográfiákkal (Bartha et al. 2025; Király 2009) hogy ellenőrizsem a fajok gyakoriságát és novum jellegét. Az adatok kezelése, szűrése és a fajok relatív gyakoriságának számítása élőhelyek és élőhelycsoportok szerint MS Excel szoftverrel történt.

4.5. Térinformatikai módszerek

A térinformatikai adatok feldolgozása a QGis 3.36.1 szoftverrel történt. A terepi adatgyűjtés során GPS-szel rögzítettük a bejárési útvonalakat és a területi egységek határait, ezek alapján kézi bevitellel rögzítettem minden felmért területi egység pontos határait és polygonként shp fájlban tároltam őket. A Qgis Geometry Tools eszközzel kiszámítottam a területi egységek középpontjainak koordinátáit (WGS84), a területi egységek méretét (m²), hosszát (m) és szélességét (m), majd a területi egység középpontjának távolságát a város központjától. A város központjaként a Clark Ádám téren elhelyezkedő 0 kilométerkövet értelmeztem. Budapest Város Önkormányzatával felvettem a kapcsolatot és adatszolgáltatási kérelemmel éltem irányukban, kérelmezve a Budapest településszerkezeti tervéhez tartozó térinformatikai fedvények átadását. A fedvényeket 2023.09.26-án rendelkezésemre bocsátották a kutatás befejezésének időpontjáig. A fedvények egyébként (elnagyolt részletességgel) elérhetők a <https://budapestkozut.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=b0da75a0a1214632b88ffb5b09dc3f03> világháló oldalon. A fedvényekből két nélkülözhetetlen adattípust nyertem ki: (1) az Önkormányzat által kategorizált városi területfelhasználási térképet; (2) a város zöldfelület-intenzitási ponttérképét. Az így nyert adatok formátuma és rendezettsége azonban nem felelt meg a kutatási céloknak. A területfelhasználási területek térképe több mint 60 területfelhasználási kategóriát különít el. Ezeket a dolgozat céljaihoz illeszkedően 5 kategóriába vontam össze. A kategóriákba rendezés alapját az adta, hogy mi a különböző területek használatának elsődleges funkciója. Az így létrehozott kategóriák a következők:

- (1) Nagyvárosias területek és városközpontok: ide tartozik minden magas intenzitású, sűrűn beépített, jellemzően zárt soros beépítésű, több funkciót ellátó terület, ahol az épületek magassága jellemzően meghaladja a 12,5 métert;
- (2) Közlekedési célú területek: ide tartoznak az olyan területek, amik elsődlegesen közlekedési funkciót látnak el, ilyenek a nagyforgalmú közutak mentén elhelyezkedő területek, illetve egyéb (pl. kötöttpályás) közlekedési célokat ellátó területek;
- (3) Intézményi, ipari, kereskedelmi területek: ide tartozik minden olyan elszigetelt vagy folytonos terület, amely elsősorban szolgáltató funkciót lát el (pl. iskolák, egyetemek, múzeumok, illetve ipartelepek és kereskedelmi központok területe);
- (4) Lakóövezetek: ide tartozik minden olyan, elsődlegesen lakó funkciót ellátó terület, ahol az épületek magassága jellemzően nem haladja meg a 12,5 métert;
- (5) Parkok és egyéb nyilvános zöldterületek: Olyan, mesterségesen létrehozott, elsődlegesen rekreációs célú területek, ahol a zöldterületek dominálnak és a beépítettség szintje jellemzően alacsony.

A zöldfelület-intenzitási térképet ponttérképként kaptam meg, ahol a pontok egy százalékként bírnak a zöldfelületek arányát illetően. Minden területi egységre kiszámoltam a területére eső pontok átlagát és ezt a származtatott értéket használtam az egyes területi egységek zöldfelület-intenzitásának megadásához.

A térinformatikai ábrák elkészítéséhez a Qgis Print Layout funkcióját használtam, a műholdképek a Google Earth programból származnak.

4.6. Statisztikai elemzések

4.6.1. A városi élőhelyek fajszerkezetének statisztikai elemzése

A kutatás ezen részének célja az eltérő élőhelykategóriák fajszerkezetének összehasonlítása és statisztikai elemzése volt. Az adatokat egyedi azonosítóval ellátott adatbázisban rögzítettem, ahol az egyes felmérési egységekhez tartozó élőhelykategóriákat és az ott megfigyelt fajszerkezeteket (össz, őshonos, archeofiton, neofiton) tároltam. A vizsgált élőhelytípusok száma 16 volt, azonban a fajlistamintaszámok eloszlása egyenetlen volt; egyes élőhelytípusokhoz több ezer mintavétel tartozott, míg másokhoz csupán néhány tucat.

A statisztikai elemzések előtt az adathalmaz előkészítésére és tisztítására került sor. A statisztikai tesztet és az adatelemzést R 4.3.3 verziójú környezetben végeztem, az elemzési eredmények értelmezéséhez az $\alpha = 0,05$ szignifikanciaszintet alkalmaztam. Az adatok feldolgozása során a következő csomagokat használtam: ggplot2 és stringr – az adatok vizualizációjához; dplyr – az adatkezeléshez, szűréshez és a Shapiro-Wilk teszt elvégzéséhez; car – Levene-teszt és η^2 teszt elvégzéséhez; FSA – a Kruskal-Wallis teszt elvégzéséhez; PMCMRplus – a Dunn-féle poszt hoc teszt elvégzéséhez; boot – bootstrap validációhoz; ggplot2 – az eredmények vizualizációjához.

Az elemzés első lépéseként az adatok normalitását ellenőriztem. Ennek érdekében a Shapiro–Wilk normalitás-tesztet alkalmaztam az egyes élőhelytípusokhoz tartozó fajszám eloszlására. Mivel a Shapiro–Wilk teszt minden esetben szignifikáns eltérést mutatott a normális eloszlástól ($p < 0,05$), az adatok nemparaméteres statisztikai módszerekkel történő elemzése volt indokolt. Ezt tovább erősítette az eloszlások aszimmetriája és a szélsőértékek (outlierek) jelenléte. Emiatt elengedhetetlen volt az outlierek azonosítása és eltávolítása. Az outlierek azonosításához a Tukey-féle módszert alkalmaztam, amely az alábbi elven alapul: alsó határérték = $Q1 - 1,5 * IQR$, felső határérték = $Q3 + 1,5 * IQR$. Az outlierek számát minden élőhely-kategóriára külön-külön meghatároztam, majd azokat eltávolítottam az adatbázisból.

A tisztított adathalmazra az alábbi statisztikai mutatókat számítottam ki élőhelyenként: Átlagos fajszám (Mean), Medián fajszám (Median), Szórás (SD), Interkvartilis tartomány (IQR). A statisztikai elemzés célja az volt, hogy meghatározzam, mely élőhelyek átlagos fajszáma a legnagyobb és melyeké a legkisebb, valamint, hogy az egyes élőhelyek átlagos fajszámának szórása mennyire változó.

A fajszám variációinak homogenitását a Levene-teszt alkalmazásával vizsgáltam. Ez a teszt annak eldöntésére szolgál, hogy az élőhelyek közötti varianciák szignifikánsan különböznek-e egymástól (szignifikancia szintje $p < 0,05$).

Az eltérő élőhelyek közötti fajszám-eloszlások összehasonlítására a Kruskal–Wallis-próbát alkalmaztam, melynek segítségével azt vizsgáltam, hogy az élőhelyek között fennáll-e szignifikáns eltérés a fajszámok mediánjai között.

Amennyiben a Kruskal–Wallis teszt szignifikáns eltérést mutatott ($p < 0,05$), Dunn-féle post hoc tesztet végeztem, amely lehetővé tette a páronkénti összehasonlítást az egyes élőhelytípusok között. A több összehasonlításból adódó hibák elkerülése érdekében a p-értékeket Bonferroni-korrekciónal módosítottam, így csökkentve a téves pozitív eredmények esélyét. Mivel az élőhelyekhez tartozó mintaszámok jelentősen eltértek, ellenőrizni kellett, hogy ez nem befolyásolja-e az eredmények megbízhatóságát. Ennek érdekében bootstrap módszerrel validáltam az eredményeket. A bootstrap eljárás során 1000 véletlenszerű újramintavételezést hajtottam végre, minden iterációban újraszámolva a Kruskal–Wallis statisztikai értéket. Az eljárás során kiszámítottam az átlagos torzítást (bias) és a standard hibát (standard error), amelyek segítségével megbecsültem az eredmények stabilitását. A Kruskal-Wallis teszt hatásméretének kiszámításához az eta-négyzet (η^2) statisztikát alkalmaztam, amely megmutatja, hogy az élőhelytípus mekkora részét magyarázza a fajszám variációjának. Az eredményeket boxplot segítségével ábrázoltam, amelyen az x-tengelyen az élőhelyek szerepelnek, az y-tengelyen pedig a fajcsoportok fajszáma. Ezeket az eljárásokat elvégeztem az össz fajszámra, az őshonos fajok számára, az archeofitonok számára, illetve a neofitonok számára egyaránt.

Az egyes élőhelytípusok területi egységen belüli hozzájárulását az össz fajszámhoz a területi egységeken belül előforduló felmérési egységek (élőhelyek) egyedi fajainak meghatározásával vizsgáltam. Minden területi egység esetében kiszámoltam, hogy hány olyan növényfaj fordul elő, amely csak egy élőhelytípuson található meg az adott területi egységen belül. A számítás tehát kizárólag az adott területi egység élőhelyei közötti fajkészlet-eltérésekre fókuszált. Csak az olyan területi egységek

adatait vettem be az elemzésbe, ahol legalább 4 élőhely előfordult. Ezek után a fent felsorol eljárásokat végrehajtottam az élőhelyek egyedi fajaira is.

4.6.2. A városi élőhelyek fajösszetételének statisztikai elemzése

A vizsgált 16 városi élőhelytípus florisztikai hasonlóságainak elemzéséhez a fajok előfordulási gyakoriságainak százalékos formában megadott, relatív gyakorisági mátrixát használtam fel. A gyakorisági mátrix az összes vizsgált felmérési egység (élőhely) jelenlét-hiány adataiból származik, oly módon, hogy minden faj esetében kiszámoltam, hogy az egyes fajok az egyes élőhelyekhez tartozó felmérési egységek hány százalékában voltak jelen.

Az adatok előfeldolgozását és a statisztikai elemzéseket R 4.3.3 környezetben végeztem, az alábbi csomagok használatával: vegan – a Bray–Curtis disszimilariás mátrix kiszámítása (`vegdist()`) és az elemzésekhez használt egyéb metrikák előkészítése; dendextend – a hierarchikus klaszterfa ágainak és címkéinek módosítása, élőhelykódok magyar felíratra cserélése; hclust – a hierarchikus klaszterezés elvégzése complete linkage módszerrel; gg dendro – a dendrogram szerkezetének ggplot2-kompatibilis adatstruktúrává alakítása; ggplot2 – a dendrogram végső vizualizációja.

A faj \times élőhely mátrixot először transzponáltam, így az egyes élőhelytípusok soronként szerepeltek, ami elengedhetetlen a florisztikai távolságokat kiszámító függvények működéséhez. Az élőhelyek közötti florisztikai különbségeket Bray–Curtis disszimilitás segítségével jellemeztem. A Bray–Curtis mutató elterjedt és robusztus távolságmérték a fajkészletek közötti eltérés kvantitatív jellemzésére, mivel érzékeny a fajok relatív gyakoriságára, ugyanakkor nem érzékeny a közös hiányokra – ez különösen indokolt lehet olyan városi vegetációs mintázatoknál, ahol sok faj hiányzik a legtöbb élőhelyről.

A Bray–Curtis disszimilitás mátrixot a `vegdist()` függvénnyel számoltam (`method = "bray"`). A kapott mátrix alapján hierarchikus klaszteranalízist végeztem complete linkage módszerrel (`hclust(..., method = "complete"`). A complete linkage (legrosszabb eset szerinti összekapcsolás) előnye, hogy a létrejövő klasztereken belüli maximális disszimilitás a lehető legkisebb lesz, így jól körülhatárolható, kompakt csoportokat eredményez, és a magas florisztikai kontrasztú élőhelyek elkülönítésére különösen érzékeny. A dendrogram alapján meghatározott klaszterek florisztikai szerkezetének értékelésére kiszámítottam az azonos klaszteren belüli és klaszterek közötti Bray–Curtis disszimilitás értékek átlagát és szórását, ezzel kvantitatív módon is alátámasztva a klaszterezés biológiai értelmét.

4.6.3. A területi egységek fajszámát befolyásoló tényezők feltárása

A vizsgálat célja a legkisebb városi szerkezeti elemek (utcaszakaszok, terek, stb.) várható növényfajszámának modellezése volt, tekintettel a teljes fajszámra, az őshonos fajokra, az archeofitonokra és a neofitonokra. Az adatok előfeldolgozását és elemzését R 4.3.3 környezetben végeztük, számos statisztikai csomag használatával.

A statisztikai elemzés során az alábbi R csomagokat használtuk: `arm` – az általánosított lineáris modellekhez szükséges függvények kiszámításához; `car` – varianciaellenőrzéshez (Levene-teszt) és multikollinearitás vizsgálatok (VIF) kivitelezéséhez; `effects` – a modellek hatásainak elsődleges vizualizálásához; `ggplot2`, `GGally` és `ggpubr` – végleges adatvizualizációhoz, publikált ábrák létrehozásához; `lattice` – az ábrázolási funkciók definiálásához; `lawstat` – statisztikai tesztekhez, különösen a homoszkedaszticitás vizsgálatához; `outliers` – a szélsőértékek azonosításához; `tidyverse` – adatkezelési és manipulációs műveletekhez; `rlang` – a változók dinamikus kezeléséhez; `glmmTMB` – általánosított lineáris kevert modellek létrehozásához; `DHARMA` – modellreziduálisok diagnosztikájához; `AICcmodavg` – modellválasztás segítéséhez AIC-alapú kritériumokkal; `performance` – modellértékeléshez és minőségvizsgálathoz; `sjPlot`, `sjmisc`, `sjlabelled` – további adatkezelési és ábrázolási funkciók definiálásához; `xtable` – az eredmények táblázatos megjelenítéséhez; `geostats` és `sp` – a térbeli autokorreláció vizsgálatához; `dplyr` – adatfeldolgozáshoz és adatmanipulációhoz.

Az adatok beolvasása után megvizsgáltuk a változók eloszlását és szélsőértékeit, beleértve a teljes fajszámot, az őshonos fajok számát, az archeofitonok számát és a neofitonok számát. Az eloszlások vizualizációjához hisztogramokat és boxplotokat készítettünk. A szélsőértékek azonosítása a Tukey-féle módszerrel történt, amely az interkvartilis tartomány (IQR) alapján határozta meg az alsó és felső határértékeket (alsó határ: $Q1 - 1,5 * IQR$, felső határ: $Q3 + 1,5 * IQR$). Az azonosított outliereket eltávolítottuk.

Az elemzés során a legtöbb változót (terület, hossz/szélesség arány, zöldfelület aránya, távolság a városközponttól) logaritmizáltunk, hogy csökkentsük a heteroszkedaszticitást és a ferdeséget. Ezeket a log-transzformált változókat a későbbi modellekben is alkalmaztuk. A normalizálás érdekében a változókat centrálással és standardizálással skáláztuk (Standardizált érték = $(x - \text{átlag}) / \text{szórás}$).

A növényfajok előfordulásának és sűrűségének modellezésére többféle statisztikai modellt alkalmaztunk. Első lépésként Poisson regressziót alkalmaztunk a fajszám modellezésére, de a `DHARMA` csomag segítségével végzett diagnosztikai tesztek alapján a modell túldiszperziót mutatott, ezért a Poisson modell helyett negatív binomiális modellt alkalmaztunk. Kétféle negatív binomiális modellt vizsgáltunk: Negatív binomiális 1 (`nbinom1`), Negatív binomiális 2 (`nbinom2`). Az Akaike-információs kritérium (AIC) alapján az `nbinom1` modell bizonyult jobbnak, így ezt alkalmaztuk a továbbiakban. A `glmmTMB` csomag segítségével általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) használtunk, hogy figyelembe vegyünk a véletlen hatásokat és a térbeli autokorrelációt.

A térbeli autokorrelációt Moran's I statisztikával és szemi-variogramokkal vizsgáltuk. A térbeli korreláció kezelésére több megközelítést alkalmaztunk: térbeli rács alapú modellek (500 m-es rács), fix változós korrekció (`eov_x` és `eov_y` koordináták), random hatások beépítése (spatial grid). Az adatok tisztítása és a térbeli autokorreláció kezelése után 167 területi egység adatait használtuk az elemzésekhez. A multikollinearitást a Variance Inflation Factor (VIF) segítségével ellenőriztük, és csak azokat a modelleket hagytuk meg, amelyekben a változók VIF értéke 2 alatt maradt.

A végső modellek teljesítményét és illeszkedését az alábbi módszerekkel értékeltük: AIC összehasonlítás, reziduálisok vizsgálata a DHARMA csomaggal, modellhatások értékelése az effects csomag segítségével. Ezt a folyamatot elvégeztük az össz fajszám, az őshonos fajok, az archeofitonok és a neofitonok számának modellezésére is.

A modellek predikcióit a következő magyarázó változók mentén ábrázoltuk: távolság a városközponttól (m) (log transzformáció), zöldfelületek aránya (%) (log transzformáció), élőhelyek száma, terület (m²) (log transzformáció), hosszúság/szélesség arány (log transzformáció). Az eredmények bemutatásához ggplot2 segítségével készítettünk ábrákat. A grafikonok a következők: predikációs görbék a modellillesztés ábrázolására, boxplotok a városhasználati kategóriák és a fajszám viszonyának szemléltetésére, sima görbék a predikált és a megfigyelt értékek összevetésére.

4.7. Személyi hozzájárulások

A kutatás alapötlete és a módszertan kidolgozása Barina Zoltán (társ-témavezető) és Rigó Attila (az értekezés szerzője) hozzájárulásával történt. A terepi adatgyűjtésben részt vett (a hozzájárulás mértéke szerinti sorrendben): Rigó Attila, Barina Zoltán, Malatinszky Ákos (társ-témavezető) és Szirtes Dávid (az értekezés szerzőjének szakdolgozója). A statisztikai módszerek kiválasztását és az elemzéseket Rigó Attila végezte, kivéve a modellillesztést, melyben Szitár Katalin (HUN-REN-ÖK, Ökológiai és Botanikai Intézet) nyújtott segítséget. Az egyesszámú és a többszámú igealakok használata tükrözi azt, hogy az értekezés szerzője kapott-e segítséget egy adott részmunka elvégzésében.

5. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

5.1. Budapest urbán flórája

A 2018 és 2024 között végzett felmérések során Budapest beépített, különböző mértékben városiasodott belterületein található másodlagos antropogén élőhelyeken összesen 1021 spontán vagy szubszpontán megjelenő növényfajt azonosítottunk (M2. melléklet). Az itt talált fajok 50%-a őshonos (509 taxon), 20%-uk archeofiton (207 taxon), 30%-uk neofiton (305 taxon).

A felmérés adatai alapján a 20 leggyakoribb budapesti faj: *Polygonum aviculare* L. (a vizsgált területi egységek 79%-ában megtalálható), *Taraxacum officinale* F.H.Wigg (75%), *Erigeron canadensis* L. (59%), *Setaria viridis* (L.) P.Beauv. (58%), *Sonchus oleraceus* L. (56%), *Chenopodium album* L. (52%), *Stellaria media* (L.) Vill. (51%), *Erigeron annuus* (L.) Pers. (43%), *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (42%), *Plantago major* L. (41%), *Eleusine indica* (L.) Gaertn. (41%), *Lolium perenne* L. (41%), *Eragrostis minor* Host (40%), *Portulaca oleracea* L. (40%). (39%), *Convolvulus arvensis* L. (38%), *Poa annua* L. (38%), *Plantago lanceolata* L. (37%), *Oxalis dillenii* Jacq. (36%), *Ballota nigra* L. (34%) és *Oxalis corniculata* L. (32%). A fajok gyakoriságát vizsgálva megállapítható, hogy a rendkívül magas fajszám ellenére igen kevés olyan faj van, amely gyakorinak mondható Budapesten. Mindössze 6 olyan faj volt, amely a vizsgált felmérési egységek több mint felében jelen volt, további 22 faj az egységek 25–50%-ában, 45 faj az egységek 10–25%-ában, 180 faj az egységek 1–10%-ában volt jelen. A ritkább fajokat tekintve, 251 faj az egységek kevesebb, mint 1%-ában fordult elő, de 3-nál több előfordulással bírt, emellett 192 faj kettő vagy három, míg 325 faj mindössze egy előfordulással bírt. Így a fajok több mint háromnegyede ritka, azaz a területi egységek kevesebb, mint 1%-ában fordult csak elő (2. táblázat). A budapesti növényelőfordulások 14%-át a 6 leggyakoribb faj adja, míg a 100 leggyakoribb faj adja az összes előfordulás több mint háromnegyedét, emellett a ritka és igen ritka fajok – melyek az össz fajszám közel felét adják – az előfordulási adatok 2%-át sem teszik ki (2. táblázat).

2. táblázat. A Budapesten talált edényes növényfajok gyakorisági viszonyai. Definíció = A felmért egységek (összesen 1566) hány százalékában előfordul fajok, a ritka fajok esetében csak az előfordulások száma került megadásra; Taxonok részaránya (%) = az adott kategóriába tartozó taxonok az összes taxon hány százalékát adják; Előfordulások részaránya = az adott kategóriába tartozó taxonok összes előfordulása hány százalékát adja az összes előfordulásnak.

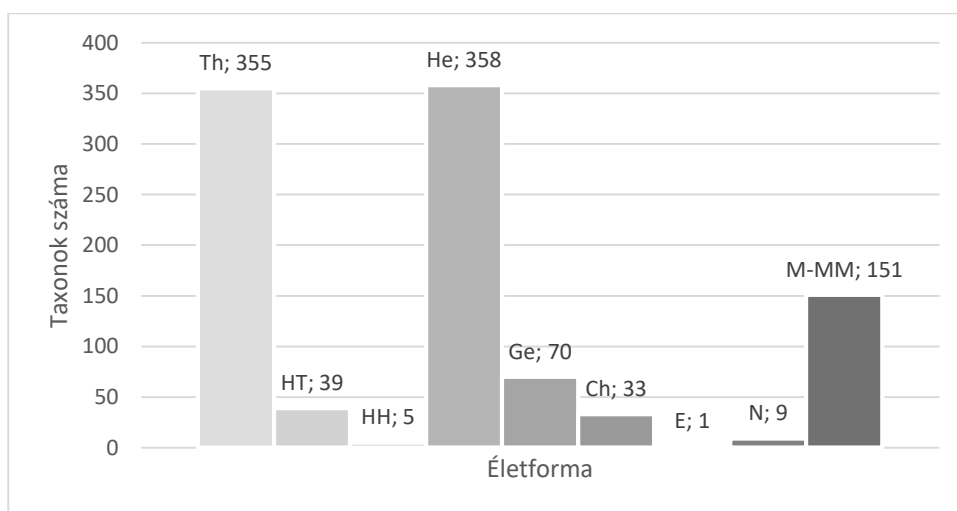
Gyakorisági kategória	Definíció	Taxonok száma (db)	Taxonok részaránya (%)	Előfordulások részaránya (%)
Közönséges	50% +	6	0,59	14,16
Nagyon gyakori	25-50%	22	2,15	29,47
Gyakori	10-25%	45	4,41	27,06
Közepesen gyakori	1-10%	180	17,63	22,35
Szórványos	1% (de több, mint 3 előfordulás)	251	24,58	5,13
Ritka	2-3 előfordulás	192	18,81	1,06
Igen ritka	1 előfordulás	325	31,83	0,77

Az azonosított 1021 taxon a magyar flóra (3071 faj – Bartha et al. 2025) 33%-át teszi ki, miközben Budapest területe az ország területének mindössze 0,5%-a. Országos szinten az őshonos-archeofiton-neofiton arány közel 7-1-2 (Csiky et al. 2023), ezzel szemben a Budapesten tapasztalt 5-2-3 arány jól mutatja a városi flóra őshonos fajokban való szegényedését és az archeofitonok és a neofitonok szerepének felértékelődését (Kowarik 2011; Pyšek 1998; Sukopp & Weiler 1988).

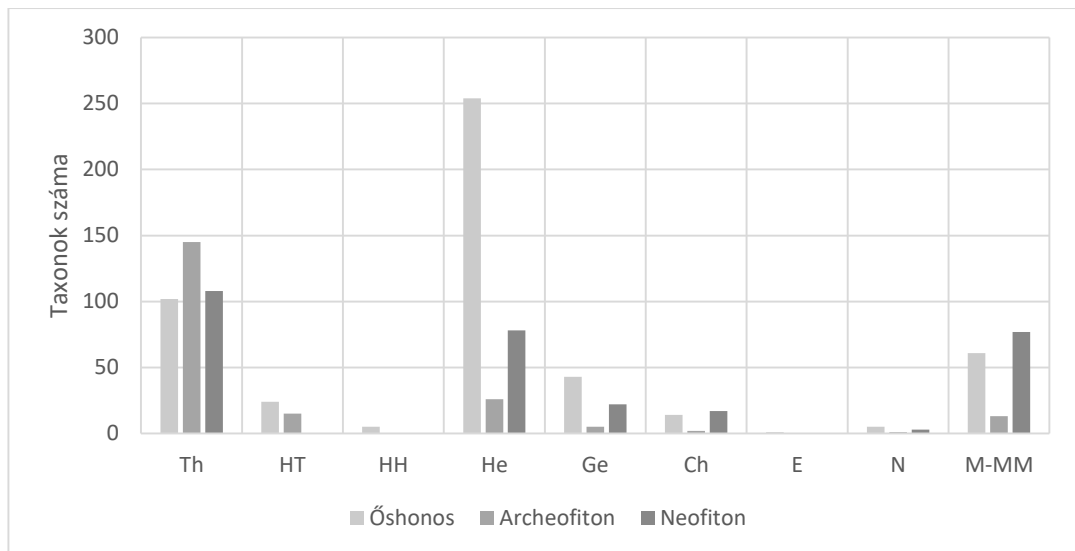
A városi flórakutatások eltérő módszertana miatt az eredmények közvetlen összehasonlítása nehéz, de néhány általános következtetés levonható. Budapesthez képest, más közép-európai fővárosokban magasabb fajszámokat találtak (Bécs: 1476 faj, Berlin: 1418 faj, Varsó: 1109 faj), azonban ezen kutatásokba bevonták a város közigazgatási határain belül elhelyezkedő (fél-)természetes élőhelyeket is, míg Budapesten csak a városi élőhelyek kerültek vizsgálatra. Ezt figyelembe véve a Budapesten talált 1021 növényfaj nem tekinthető kevésnek. Emellett 54 város (25 lengyel, 24 német, 4 cseh és 1 osztrák) vizsgálata alapján az őshonos fajok aránya átlagosan 54%, az archeofitonoké 15%, míg a neofitonoké 25% (Pyšek 1998), amely nem mutat jelentős különbséget a Budapesten tapasztalt aránnyal. Pyšek (1998) azt is megállapította, hogy a fajszám és különösen a neofitonok aránya korrelál a város méretével és a népsűrűséggel. Ennek megfelelően Budapest neofiton aránya 5%-kal magasabb az átlagos közép-európai városokénál.

A legutóbbi hazai városi florisztikai vizsgálat Pécsen zajlott (Wirth et al. 2020c, 2020d), ahol 1641 taxont azonosítottak a város közigazgatási határain belül. A honossági arány ott 7-1-2 volt (őshonos-archeofiton-neofiton), míg Budapesten 5-2-3. A fajszámbeli eltérés szintén részben annak tudható be, hogy kutatásunk nem terjedt ki a féltermészetes és természetes élőhelyekre. Az idegenhonos fajok – főként a neofitonok – magasabb budapesti aránya magyarázható azzal is, hogy Pécs jelentősen kisebb város Budapestnél.

A városban előforduló összes fajt tekintve az egyévesek (Th), a különböző évelő és kétéves lágyszárúak (HT, HH, He, Ge, Ch) és fűszárúak (E, N, M-MM) aránya 35-49-16 (4. ábra). Ez az arány az őshonos taxonok esetében 20-67-13, archeofitonok esetében 70-23-7, míg neofitonok esetében 36-38-26 (5. ábra).



4. ábra. A Budapesten talált növényfajok életforma szerinti megoszlása.



5. ábra. A Budapesten talált növényfajok életforma szerinti megoszlása a honossági csoportokon belül (őshonos, archeofiton, neofiton).

3. táblázat. A Budapesten talált növényfajok családok szerinti csoportosítása honosság szerint. A táblázatban csak a legalább 10 fajt adó családok kerültek felsorolásra.

Család	Összes taxon	Őshonos taxonok	Archeofitonok	Neofitonok
Asteraceae	125	62	24	39
Poaceae	100	48	26	26
Brassicaceae	62	24	23	15
Fabaceae	50	30	11	9
Rosaceae	50	27	8	15
Lamiaceae	48	24	11	13
Caryophyllaceae	38	29	4	5
Amaranthaceae	35	10	12	13
Apiaceae	32	22	10	0
Plantaginaceae	31	17	7	7
Polygonaceae	25	12	8	5
Ranunculaceae	20	13	6	1
Euphorbiaceae	19	7	6	6
Cyperaceae	17	15	0	2
Asparagaceae	17	11	0	6
Boraginaceae	16	8	5	3
Solanaceae	16	1	5	10
Caprifoliaceae	13	6	1	6
Salicaceae	12	9	0	3
Papaveraceae	12	3	6	3
Rubiaceae	11	6	4	1
Crassulaceae	11	5	0	6
Malvaceae	11	3	6	2
Campanulaceae	10	5	0	5
Geraniaceae	10	3	3	4

Budapesten, az urbán élőhelyeken megtalált 1021 taxon 106 családból kerül ki. Összességében a legtöbb fajt adó családok az Asteraceae (125 faj), a Poaceae (100 faj), a Brassicaceae (62 faj), a Fabaceae (50 faj), a Rosaceae (50 faj), a Lamiaceae (48 faj), a Caryophyllaceae (38 faj), az Amaranthaceae (35 faj), az Apiaceae (32 faj) és a Plantaginaceae (31 faj). Őshonos fajok esetében a legtöbb fajt számláló családok az Asteraceae (62 faj), a Poaceae (48 faj), a Fabaceae (30 faj), a Caryophyllaceae (29 faj) és a Rosaceae (27 faj). A legtöbb archeofiton a Poaceae (26 faj), az Asteraceae (24 faj), a Brassicaceae (23 faj), az Amaranthaceae (12 faj), illetve a Fabaceae és a Lamiaceae (11-11 faj) családból került ki. A legtöbb neofitont számláló családok a következők: Asteraceae (39 faj), Poaceae (26 faj), Brassicaceae és Rosaceae (15-15 faj), illetve Amaranthaceae és Lamiaceae (13-13 faj) (3. táblázat). Említésre méltó, hogy néhány, főként szubtrópusi-trópusi elterjedésű család is képviselteti magát Budapest neofiton flórájában (pl. Begoniaceae, Talinaceae).

Az őshonos fajok és az archeofitonok chorológiáját tekintve többségben vannak a nagy areával bíró fajok, leggyakoribb elemei Budapest városi flórájának az eurázsiai (összesen 205 faj), az európai (összesen 82 faj), a cirkumpoláris (összesen 55 faj), a kozmopolita (összesen 91 faj) és a szubmediterrán elemek (összesen 87 faj) (4. táblázat).

4. táblázat. A Budapesten talált őshonos fajok és archeofitonok flóraelem-kategóriák szerinti eloszlása.

Flóraelem	Őshonos	Archeofiton
Kozmopolita	48	43
Cirkumpoláris	50	5
Eurázsiai	147	58
Európai	76	6
Közép-európai	27	2
Kontinentális	24	6
Pontusi	16	1
Pontusi-szubmediterrán	20	3
Pontusi-pannon	11	1
Turáni	6	1
Mediterrán	1	3
Szubmediterrán	50	17
Keleti-szubmediterrán	5	0
Pannon-balkáni	6	0
Balkáni	2	0
Atlanti-szubmediterrán	12	2
Szubatlanti	2	0
Közép-európai-alpin	0	1
Pannóniai endemizmus	3	0
Lokális endemizmus	1	0
Adventív	0	41
Nincs adat	2	17

5.1.1. Neofitonok Budapesten

Budapesten 2018 és 2024 között összesen 305 neofitont azonosítottunk (M2. melléklet). A gyakorisági arányok elemzéséből kiderül, hogy a széles körben elterjedt neofitonok száma korlátozott, mindössze 14 faj (*Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amaranthus deflexus*, *A. retroflexus*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Celtis occidentalis*, *Eleusine indica*, *Erigeron annuus*, *Erigeron canadensis*, *Euphorbia maculata*, *Koeleria paniculata*, *Oxalis corniculata*, *O. dillenii* és *Robinia pseudoacacia*), amelyek a vizsgált egységek legalább 10%-ában előfordulnak. További 40 faj az egységek 1-10%-ában volt jelen, míg 97 faj ritka volt, az egységek kevesebb mint 1%-ában (bár kettőnél több előfordulási adattal). Továbbá 156 fajt csak egy vagy két területi egységben detektáltunk.

A budapesti neofitonok 77 növény családot képviselnek. A legváltozatosabb családok az Asteraceae (39 taxon), a Poaceae (26 taxon), a Brassicaceae (15 taxon), a Rosaceae (15 taxon), az Amaranthaceae (13 taxon), a Lamiaceae (13 taxon), a Solanaceae (10 taxon) és a Fabaceae (9 taxon) (5. táblázat). Ezzel szemben 29 családot csak egy taxon, 17 családot pedig két taxon képviselt (5. táblázat). Figyelemre méltó, hogy bár a Poaceae 26 fajt foglal magában, közülük 24 Budapesten ma még ritkának minősül. Figyelemre méltó az is, hogy 5 neofiton páfrányfaj (*Adiantum capillus-veneris*, *Azolla filiculoides*, *Cyrtomium falcatum*, *C. fortunei*, *Pteris multifida*) is előfordul Budapesten.

Földrajzi származásukat tekintve 73 neofiton (24%) Ázsiából, 71 (23%) Észak-Amerikából, 49 (16%) a Földközi-tenger térségéből, 16 (5%) Dél-Amerikából, és 12 neofiton (4%) Európából származik (6. táblázat). A kontinenseket tekintve Eurázsia a domináns forrás 171 taxonnal (56%), majd Amerika következik 105 taxonnal (34%). Afrikából és Ausztráliából származó neofitonok (8, illetve 2 taxon) is előfordulnak a városban. Ezen kívül 16 kultúrában keletkezett és 5 hibrid eredetű taxont találtunk (6. táblázat).

Az inváziós státusz tekintetében a neofitonok többségét az alkalmi megtelepedő fajok adják (194 taxon, 63%), 57 taxon (19%) meghonosodott, 40 taxon (13%) inváziós és 14 taxon (5%) transzformer. A nyolc leggyakoribb alkalmi megtelepedő neofiton Budapesten a *Brassica rapa*, *Brunnera macrophylla*, *Campsis radicans*, *Cotoneaster horizontalis*, *Hibiscus syriacus*, *Platanus acerifolia*, *Pyracantha coccinea* és *Solanum lycopersicum* volt.

Ami a behurcolás módját illeti, a neofitonok túlnyomó többségét (224 taxon, 74%) szándékosan, 65 taxont (21%) véletlenül, a fennmaradó 16 taxont (5%) pedig mindkét módszerrel hurcolták be. A gyakori taxonok között azonban ez az arány fordított: 9 taxon (64,3%) véletlenül, 3 taxon (21,4%) szándékosan, 2 taxon (14,3%) pedig mindkét módszerrel került be. A szándékosan behurcolt fajok között a legtöbb dísznövény volt (210 taxon), ezt követte 13 mezőgazdasági, 13 egyéb kertészeti és 4 erdészeti célú taxon. A véletlenül behurcolt fajok esetében is a dísznövény-kereskedelem a fő forrása a neofiton fajoknak 25 fajjal, ezt követi a mezőgazdaság 21 fajjal és a közlekedés 16 fajjal, a többi faj behurcolási útvonala bizonytalan.

5. táblázat. A Budapesten talált neofitonok családok szerinti eloszlása.

Család	Neofitonok száma	Család	Neofitonok száma
Asteraceae	39	Dryopteridaceae	2
Poaceae	26	Hydrangeaceae	2
Brassicaceae	15	Malvaceae	2
Rosaceae	15	Nyctaginaceae	2
Amaranthaceae	13	Phytolaccaceae	2
Lamiaceae	13	Pinaceae	2
Solanaceae	10	Pteridaceae	2
Fabaceae	9	Urticaceae	2
Plantaginaceae	7	Violaceae	2
Asparagaceae	6	Vitaceae	2
Caprifoliaceae	6	Anacardiaceae	1
Crassulaceae	6	Asphodelaceae	1
Euphorbiaceae	6	Begoniaceae	1
Campanulaceae	5	Betulaceae	1
Caryophyllaceae	5	Dioscoreaceae	1
Cucurbitaceae	5	Elaeagnaceae	1
Oleaceae	5	Ginkgoaceae	1
Polygonaceae	5	Grossulariaceae	1
Apocynaceae	4	Hypericaceae	1
Balsaminaceae	4	Iridaceae	1
Berberidaceae	4	Liliaceae	1
Geraniaceae	4	Paulowniaceae	1
Onagraceae	4	Platanaceae	1
Oxalidaceae	4	Plumbaginaceae	1
Sapindaceae	4	Portulacaceae	1
Amaryllidaceae	3	Primulaceae	1
Boraginaceae	3	Ranunculaceae	1
Cupressaceae	3	Rubiaceae	1
Moraceae	3	Rutaceae	1
Papaveraceae	3	Salviniaceae	1
Salicaceae	3	Saxifragaceae	1
Bignoniaceae	2	Scrophulariaceae	1
Buxaceae	2	Simaroubaceae	1
Cannabaceae	2	Talinaceae	1
Celastraceae	2	Tamaricaceae	1
Commelinaceae	2	Ulmaceae	1
Convolvulaceae	2	Valerianaceae	1
Cyperaceae	2	Verbenaceae	1
		Viburnaceae	1

6. táblázat. A Budapesten talált neofitonok földrajzi származás szerinti eloszlása.

Földrajzi származás	Neofitonok száma
Eurázsia	11
Európa	12
Mediterrán	49
Mediterrán-Előázsia	7
Európa-Mediterrán	9
Európa-Mediterrán-Előázsia	4
Ázsia	73
Ázsia-Afrika	2
Ázsia-Ausztrália	1
Afrika	8
Ausztrália	2
Észak-Amerika	71
Észak- és Közép-Amerika	1
Közép-Amerika	5
Közép- és Dél-Amerika	3
Dél-Amerika	16
Észak-, Közép- és Dél-Amerika	10
kultúrában keletkezett	16
hibrid	5

Fontos a jól körülhatárolt területek neofiton flórájának listáját időről-időre elkészíteni, hogy minél több összehasonlítási alappal rendelkezünk a későbbi kutatások elvégzéséhez és a flóra időbeli változásainak nyomon követéséhez. Városi környezetben fontos a kisléptékű, alapos adatgyűjtés, mivel ez lehetőséget ad a jelenleg ritka neofiton taxonok korai megtelepedésének vizsgálatára. Sok idegenhonos növényt akkor veszünk észre, amikor már meghonosodott populációik vannak, azonban az inváziós folyamat korai szakaszában gyakran észrevétlenek maradnak (Čeplová et al. 2017), ezért a kutatás során kifejezetten koncentráltunk az újonnan betelepült taxonokra, amelyek kutatása eddig kissé elhanyagolt volt. A Budapesten talált 305 neofiton taxonból 218 (71%) megtalálható a magyarországi idegenhonos növények legfrissebb listájában (Csiky et al. 2023), míg 87 taxon (29%) hiányzik belőle. Így az országos idegenhonos növények listájában szereplő 448 neofiton taxon 49%-a megtalálható Budapesten, ami az ország területének mindössze 0,5%-a. Az újonnan regisztrált 87 taxonnal a pedig a magyarországi neofitonok száma 20%-kal nőtt.

A közép-európai városi élőhelyek jelentős számú neofitont rejtenek. Pyšek (1998) közép-európai városok flóráját összevetve megállapította, hogy egy átlagos városban 172,4 neofiton faj található, míg La Sorte et al. (2008) szerint az európai városokban a neofitonok átlagos száma 269,8. A Budapesten talált 305 neofiton nem kiemelkedően nagy szám, de valamivel nagyobb, mint az említett áttekintésekben talált átlag, ami annak tudható be, hogy kifejezetten kerestük a kerti szökevényeket. Magyarországon Pécs városának flórakutatásakor 295 neofitont jegyeztek fel (Wirth et al. 2020c), ami igen nagy szám, hiszen Pécs területe körülbelül harmada Budapestének.

Budapesten a neofitonok száma folyamatosan növekszik. Történelmi léptékben a növekedés mértéke igen nagy, Sadler (1840) 8, Borbás (1879) 34, míg Hegedüs (1994) 116 neofitonról számolt be Budapest városi területeiről. Az utóbbi években is egyre több neofitont fedeztünk fel Budapesten: 2020-ig 193, 2023-ig pedig 272 neofiton előfordulásáról tudunk, ami azt jelenti, hogy az elmúlt évben 33 új neofitont találtunk Budapesten.

A széles körben elterjedt neofitonok kis száma arra utal, hogy a legtöbb faj elterjedése lokális. A fajok többsége ritka vagy kivételesen ritka, ami azt jelzi, hogy sok budapesti neofiton csak alkalmilag telepedett meg vagy a terjedésének korai szakaszában van, illetve meghatározott élőhelyekre korlátozódik. A ritka neofitonok általában kertekből szöktek ki, és csak nagyon kevés előfordulásukról van adatunk. E fajok szubspontán előfordulásai általában véletlen eseményekhez kötődnek, megtelepedésük általában átmeneti (Jeanmonod et al. 2011). A kerti szökevények megtelepedésének dokumentálása egyébként problémás a fent említett rövid távú jelenlét, valamint amiatt, hogy a városi mátrixban sok terület elérhetetlen a kutatók számára (Dyson et al. 2019; Pergl et al. 2016). Ezért lenne fontos a városi lakosság bevonása a városi florisztikai kutatásokba, 'Citizen Science' formájában (Wei et al. 2016). Bonyodalmakat okoz a kertészeti kultúrnövények és hibridek gyakran nehézkes azonosítása is (Dehnen-Schmutz & Conroy 2018).

Budapest flórájában a legtöbb neofiton a világ legfajgazdagabb növénycsaládjaiba tartozik (Asteraceae, Poaceae, Brassicaceae, Rosaceae, Amaranthaceae, Lamiaceae, Solanaceae és Fabaceae) (Christenhusz & Byng 2016). A legtöbb városi florisztikai kutatással foglalkozó publikáció is hasonló eredményekről számolt be (Celesti-Grapow et al. 2013; Maslo 2015; Stešević & Jovanović 2008). A Poaceae család számos neofiton faja még mindig ritka Budapesten, viszont az utóbbi években egyre több élő fűfélélet természetnek. A kertészeti természetben lévő élő fűfélék a világ számos részén inváziós veszélyt jelentenek, a *Cenchrus* nemzetség ebből a szempontból kiemelkedően veszélyes (pl. Musarella et al. 2024), míg a *Nassella tenuissima*-t a Földközi-tenger térségében közepesen veszélyes potenciálisan inváziós fajként értékelték (Brunel et al. 2010).

A budapesti neofitonok többsége Ázsiából, Észak-Amerikából és a Földközi-tenger térségéből származik. Az ázsiai és amerikai fajok nagy száma más európai városokban is gyakori jelenség (pl. Maslo et al. 2024). A legtöbb neofiton a magyarországi éghajlathoz hasonló mérsékelt égövi régiókból származik. Figyelemre méltó azonban, hogy Budapesten több szubtrópusi faj is előfordul. E fajok megtelepedését elősegítheti az éghajlatváltozás (pl. Nobis et al. 2009) és a városi hőszigetelés (Kowarik 2011). A Földközi-tenger térségéből származó fajok száma jellemzően nagy a közép-európai városok flórájában (pl. Witosławska & Bomanowska 2009). Ezen fajok száma várhatóan nőni fog a következő évtizedekben, egy intenzív észak felé történő vándorlást figyeltek meg számos a mediterrán térségből származó faj esetében (Bauer et al. 2024; Schmidt et al. 2023).

A Budapesten tapasztalt alkalmi megtelepedő-meghonosodott-inváziós-átalakító neofitonok aránya (63-19-13-5%) eltér az országos aránytól (54-29-12-5%) (Csiky et al. 2023) az alkalmi megtelepedők nagyobb aránya miatt. Ez utóbbi elsősorban a termesztett növények szubspontán előfordulásainak köszönhető, ezek a fajok is erősen kötődnek a városokhoz és más településekhez, mert fennmaradásukhoz újra és

újra propagulumforrásra van szükségük, míg a propagulumnyomás megszűnésével e növények többsége nem tud fennmaradni (Kowarik 2005).

Nyolc olyan neofiton taxont találtunk, amelyek Csiky et al. (2023) szerint alkalmi megtelepedők, de Budapest városi élőhelyein viszonylag gyakran fordultak elő (*Brassica rapa*, *Brunnera macrophylla*, *Campsis radicans*, *Cotoneaster horizontalis*, *Hibiscus syriacus*, *Platanus acerifolia*, *Pyracantha coccinea* és *Solanum lycopersicum*). Bár ezek a fajok viszonylag gyakoriak, mégsem tekinthetők meghonosodottnak, egyszerűen csak időről időre kikerülnek a természetből, de nem alkotnak önfenntartó populációkat.

Mind a szándékosan, mind a véletlenül behurcolt fajok közül a behurcolások elsősorban a dísznövény-kereskedelemhez kapcsolódnak. Európa-szerte ez a leggyakoribb behurcolási módja a neofitonoknak (Arianoutsou et al. 2021).

5.1.2. Új és jelentős florisztikai adatok Budapestről

A rendszeres terepbejárások és a kisléptékű, élőhely alapú térképezés következményeképpen számos értékes florisztikai adatot sikerült gyűjteni. Nyolc olyan faj került elő, melyek újak hazánk flórájára: *Campanula portenschlagiana* Schult., *Clinopodium nepeta* (L.) Kuntze, *Chasmanthium latifolium* (Michx.) H.O.Yates, *Cyrtomium fortunei* J.Sm., *Linaria maroccana* Hook.f., *Nicotiana sylvestris* Speg., *Sabulina tenuifolia* (L.) Rchb., *Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaertn. Előkerült továbbá három olyan faj, melyeknek recens adatai nem voltak Magyarországról: *Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach, *Lagenaria siceraria* (Molina) Standl., *Sisymbrium irio* L. Továbbá számos faj jelentős terjedését sikerült dokumentálni (pl. *Erigeron sumatrensis* Retz., *Euphorbia prostrata* Aiton.). Az alábbiakban felsorolom a jelentősebb budapesti florisztikai adatokat. A fajokat alfabetikus sorrendben közlöm, megadásra kerülnek az alábbi adatok: kerület, utca vagy egyéb közterület megnevezése, WGS koordináták, élőhely leírása, tövek száma, fenológiai állapot, adatgyűjtők monogramja. Minden faj esetében a lelőhelyek felsorolása után az adatok szöveges értékelése következik.

***Achillea filipendulina* Lam.** – Budapest IX., Nádasdy utca, 47,470380, 19,080150, 2021.10.08, kavicsos-murvás foghíjtelken kb. 30 virágzó tő [MÁ, RA]; Budapest I., Hunyadi János utca, 47,500629, 19,036963, 2022.04.29, virágágásban kb. 20 vegetatív tő [RA]; Budapest IX., Közraktár utca, 47,481188, 19,065478, 2022.05.23, repedésben 3 vegetatív tő [RA]; Budapest IX., Nehru park, 47,480913, 19,064301, 2022.05.23, virágágásokban és repedésekben kb. 15 vegetatív tő [RA]; Budapest VIII., Corvin köz, 47,486356, 19,071072, 2022.06.19. járdarepedésben 2 virágzó tő [RA]; Budapest II., Millenáris park, 47,511024, 19,025587, 2022.07.06, repedésekben kb. 20 vegetatív tő [RA]; Budapest XIV., Keszeg utca, 47,499807, 19,282639, 2022.07.24, járdarepedésben 3 termékes tő [RA]; Budapest VIII., Rákóczi út, 47,499339, 19,079543, 2022.09.15, útrepedésben 3 virágzó tő [BZ]; Budapest XIII., Schulek Frigyes sétány, 47,535881, 19,052308, 2022.10.27, járdarepedésben 5 vegetatív tő [RA]; Budapest IX., Angyal István park, 47,485695, 19,069504, 2022.11.24, repedésekben 6 vegetatív tő [RA]; Budapest I., Friedrich Born rakpart, 47,495136, 19,043271, 2023.05.30, repedésekben 3 virágzó tő [BZ].

Délnyugat- és közép-ázsiai eredetű növény (Liu et al. 2020). A faj több európai országban és az USA-ban is előfordul, mint a természetből kiszabadult alkalmi megtelepedő idegenhonos faj (Eliáš et al. 2023; Soriano 2014; Wirth et al. 2020b). Budapestről korábbi adatai nem ismertek.

Allium tuberosum Rottler ex Spreng. – Budapest XXI., Szent Imre tér, 47,322186, 19,069610, 2022.09.04, gondozatlan városi gyepben 12 virágzó tő [RA]; Budapest XI., Csíkihegyek utca, 47,469866, 18,995671, 2022.09.18. repedésekben 10 virágzó tő [RA]; Budapest IX., Haller utca, 47,478302, 19,086394, 2022.09.25, járdarepedésekben 5 virágzó tő [RA].

Ázsiai faj, amelyet zöldségként vagy dísznövényként termesztettek, gyakran kiszökik a természetből, ennek ellenére kevés adata volt ismert Európából (Seregin & Korniak 2013). A közelmúltban egyre szaporodtak európai adatai, pl. hazánkból Pécsről jelezték néhány szubszpontán előfordulását (Wirth et al. 2020b). Ezek a faj első publikált adatai Budapestről.

Alchemilla arvensis (L.) Scop. [Syn. *Aphanes arvensis* L.] – Budapest III., Záhony utca, 47,560521, 19,048743, 2024.04.30, bevásárlóközpont parkolójában, gyepfoltokban több ezer virágzó-terméses tő [RA]; Budapest XV., M3 autópálya bevezető, Szilas pihenő, 47,566725, 19,145692, 2024.05.04, gyepfoltokban több ezer virágzó-terméses tő [RA]; Budapest III., Kunigunda útja, 47,56251, 19,035828, 2025.05.26, városi gyepben több száz terméses tő [RA].

Őshonos gyom, hazai elterjedésének súlypontja az ország nyugati részére esik (Bartha et al. 2025), előfordul még a Hajdúságban, a Nyírségben és a Bihari-síkon (Gulyás et al. 2016; Haszonits et al. 2021; Süveges et al. 2021). Budapest környéki és Duna-Tisza közti adata korábban nem volt. Terjedőben lévő faj!

Artemisia scoparia Waldst. & Kit. – Budapest IX., Kvassay Jenő út, 47,465895, 19,075075, 2018,09.26, városi gyepben és sövényekben kb. 15 virágzó tő [BZ].

Magyarországon őshonos, homokos területek pionír faja, azonban kevés recens adata van (Király & Király 2018). Városi környezetből korábban nem jelezték.

Begonia cucullata Willd. – Budapest XI., Regös utca, 47,468795, 19,002185, 2022.09.18. térkövek réseiben 5 virágzó tő [RA].

Széles körben termesztett, dél-amerikai eredetű dísznövény, amely meghonosodott, sőt invázióssá vált a trópusi és szubtrópusi régiókban (Lim 2014). Európában csak alkalmi megtelepedőként fordul elő (pl. Verloove 2006). A közelmúltban volt néhány adta Magyarországról (Rigó 2019; Wirth et al. 2020b).

Borago officinalis L. – Budapest III., Hímző utca, 47,595968, 19,059515, 2022.10.23, járdaszegély repedésében 1 virágzó tő [RA].

A Földközi-tenger térségében széles körben termesztett fontos gyógynövény, amely Szíriából származik (Gupta & Singh 2010). Igen kevés adata van Magyarországról (pl. Haszonits et al. 2021). Termesztésből ritkán szökik ki.

Bromus catharticus Vahl – Budapest III., Holdudvar park, 47,545226, 19,031976, 2022.09.23, gondozatlan városi gyepben 1 virágzó tő [RA]; Budapest XV., Gábor Áron utca, 47,548715, 19,121553, 2022.11.05, útszélen kb. 30 virágzó tő [RA];

Budapest III., Gyűrű utca, 47,598651, 19,059620, 2023.05.31, járdaszegély repedésében 1 virágzó tő [RA].

Dél-Amerikában őshonos faj, világszerte számos országba hurcolták be, mint téli takarmányt (Hamzh'ee et al. 2007). Magyarországon kevés adata volt, azonban az utóbbi időben egyre több helyről került elő (Barina 2006; Király & Király 2018; Kovács & Mesterházy 2015; Molnár et al. 2019). Budapestről nem volt adata.

***Campanula portenschlagiana* Schult.** – Budapest XII., Avar utca, 47,492147, 19,027990, 2022.05.13, épület tövében lévő repedésben 3 virágzó tő [RA].

Egy Magyarországon kevésbé ismert sziklakerti dísznövény, amely rendkívül hasonlít a közeli rokon *Campanula poscharskyana* Degen-re (Dunkel 2006), ami hazánkban ismert alkalmi megtelepedő (Király 2009). Mindkét faj Dél-Európából származik, Nyugat-Európában a *C. portenschlagiana* a gyakoribb, Belgiumban meghonosodott (Verloove 2006). Ez a faj első magyarországi adata.

***Catapodium rigidum* (L.) C.E.Hubb.** – Budapest III., Gyűrű utca, 47,598549, 19,060334, 2023.05.31, apró, taposott gyomos városi gyepfoltban és repedésekben kb. 400 virágzó tő [RA].

Európában és a Földközi-tenger térségében őshonos, adventívként előfordul Ausztráliában, Afrikában, Ázsiában, Dél- és Észak-Amerikában (Bhat et al. 2021). Magyarországon nem őshonos, de Nyugat-Magyarországról korábban két alkalommal is közölték előfordulásait (Schmidt 2019; Solymosi 2008) és az utóbbi időben jelentős terjedését dokumentálták (Bauer et al. 2024). A Budapesten talált populáció a faj legészakkeletibb észlelt populációja Magyarországon.

***Cenchrus alopecuroides* (L.) Thunb.** – Budapest XI., ELTE campus, 47,473569, 19,060760, 2022.08.13, öntözött, nyírt gyepben 8 virágzó tő [RA]; Budapest XV., Kinizsi utca, 47,546916, 19,112470, 2022.11.05, járdarepedésben 1 virágzó tő [RA].

Ázsiából és Ausztráliából származó évelő díszfű, amely világszerte elterjedt és az USA-ban meghonosodott (Deme et al. 2019). Magyarországon 2019-ben észlelték először, azonban az észlelések száma egyre nő (Deme et al. 2019; Schmidt & Haszonits 2021). Budapesten lokálisan meghonosodott és erősen terjed!

***Chasmanthium latifolium* (Michx.) H.O.Yates** – Budapest VIII., Mindszenty József tér, 47,491792, 19,075540, 2021.10.10, városi sövény alatt 6 virágzó tő (kiszökve a közeli virágágyásból) [RA].

Az USA délkeleti részén endemikus folyóparti növény (Sanchez-Ken & Clark 2025), a világ más részein dísznövényként ültetik (Cheliariu 2017). Ez az első dokumentált szubszontán előfordulása Magyarországon.

***Clinopodium nepeta* (L.) Kuntze** – Margit-sziget, domonkos-rendi apácakolostor romjai, 47,529275, 19,051076, 2019,06.25, bolygatott talajon 6 virágzó tő [RA]; Budapest IX., Likőr utca, 47,477753, 19,072751, 2022.07.31, repedésekben 2 virágzó tő [RA]; Budapest III., Bogdáni út, 47,549862, 19,046616, 2022.09.29, repedésben, épület tövében 3 virágzó tő [RA].

A Földközi-tenger térségéből származó, ritkán előforduló dísz- és gyógynövény. Világszerte termesztik, néha kiszökik a termesztésből (González-Gallegos et al. 2017). Korábban nem volt ismert Magyarországról.

***Cyperus eragrostis* Lam.** – Budapest III., Ágoston utca, 47,545764, 19,031707, 2022.09.23, parkban, öntözött gyeppen 4 termé debates tő [MÁ, RA]; Budapest VIII., ELTE Fűvészkert, 47,485348, 19,084849, 2022.10.26, virágcserepekben gyomként, 3 virágzó tő [MÁ, RA]; Budapest X., Kőbányai út, 47,483073, 19,117633, 2022.10.28, kertészetben virágcserepekben gyomként, 2 virágzó tő [RA].

Dél-Amerikában őshonos, Dél-, Nyugat- és Közép-Európában, Észak-Afrikában és Észak-Amerikában dísnövényként hurcolták be, majd kiszökött a természetéből (El Mokni & Verloove 2021). Magyarországon néhány adata ismert (Mesterházy 2021). Ezek a faj első adatai Budapesten.

***Cyrtomium falcatum* (L.f.) C.Presl** – Budapest XXI., Vegyipépgyár utca, 47,426498, 19,054428, 2022.10.21, rossz állapotú ipari célú épület téglafalának folyton nedves habarcsán, 1 vegetatív tő [RA].

Kelet-Ázsiában őshonos, Észak-Amerikába és Európába behurcolt örökzöld díszpáfrány, ami néha kiszökik a természetéből (Maslo 2022). Dél-Afrikában potenciálisan inváziós növényként tartják számon (McCulloch-Jones et al. 2021). Magyarországról először Tamás et al. (2017) számoltak be róla.

***Cyrtomium fortunei* J.Sm.** – Budapest VII., Péterfy Sándor Kórház, 47,502904, 19,079430, 2022.11.04, rossz állapotú kórházépület téglafalának folyton nedves habarcsán, 1 vegetatív tő [RA].

Kelet-ázsiai páfrány, amelyet dísnövényként természetnek, és ritka kerti szökevényként fordul elő Európában, nemrégiben Szlovéniából jelezték (Jogan et al. 2022). Magyarországról korábban nem volt ismert.

***Datura innoxia* Mill.** – Budapest IV., Rózsa utca, 47,564219, 19,099698, 2022.10.12, fal tövi repedésben 4 virágzó tő [RA].

Közép- és Dél-Amerikában őshonos, Európában dísz- és gyógynövényként ültetik, és időnként kiszökik a természetéből (Maslo & Šarić 2019). Magyarországon kevés megerősített adata van, illetve bizonyára gyakran összetévesztik a *Datura wrightii* Regel-lel (Király et al. 2009), amitől főként a szár szőrözöttségében különbözik (Verloove 2008). Az utóbbi faj véleményem szerint sokkal gyakoribb Budapesten. A faj hazai adatai felülvizsgálandók!

***Datura wrightii* Regel** – Budapest VIII., Orczy tér, 47,489043, 19,091997, 2018,10.01, városi gyeppen 1 virágzó tő [BZ, RA]; Budapest XIII., Vág utca, 47,524098, 19,057650, 2018,11.03, előkertben 3 virágzó tő [BZ, RA]; Budapest XXI., Szent Imre tér, 47,432132, 19,068959, 2022.09.04, útszélien és repedésekben 4 virágzó tő [MÁ, RA]; Budapest XXI., Templom utca, 47,432934, 19,062990, 2022.09.04, útszélien és repedésekben 8 virágzó tő [MÁ, RA]; Budapest XXII., Vár utca, 47,424662, 19,037695, 2022.09.11, útszélien és repedésekben 2 virágzó tő [RA]; XI., Csíkihegyek utca, 47,470830, 18,994885, 2022.09.18. repedésekben 10 virágzó tő [RA]; Budapest IX., Haller utca, 47,477706, 19,084978, 2022.09.25, épület tövi repedésben 1 vegetatív tő [RA]; Budapest XV., M3 autópálya bevezető, 47,549794, 19,122221, 2022.11.07, bolygatott talajon 5 termé debates tő [RA].

Közép-amerikai eredetű, kevésbé ismert dísz- és gyógynövény, amelyet Európában alkalmanként ültetnek (Verloove 2008). Dél-Európa egyes részein inváziós (Verloove 2008), és nemrégiben Romániában is invázióssá vált (Niculescu 2022).

Magyarországon kevés adata van, azonban lokálisan meghonosodott (Király et al. 2009). Nagyon hasonlít a *Datura innoxia* Mill.-re, amitől a szár indumentuma alapján különböztethető meg (Verloove 2008).

***Eclipta prostrata* (L.) L.** – Budapest III., Árpád utca, 47,590467, 19,051000, 2022.09.28, kertészetben, virágcserepekben 5 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest II., Zilah utca, 47,515390, 19,010740, 2022.10.22, kertészetben, járdarepedésekben 8 virágzó tő [RA].

Ázsiában őshonos, de gyógynövényként behurcolták a szubtrópusi és trópusi régiókba, ahol meghonosodott (Duc et al. 2021), és Európában is idegenhonos gyomnövényként terjed (Jeričević & Jeričević 2017). Hazánkban sok adatát kertészeti árudákból ismerjük (Takács et al. 2020), de a Duna-parton is találtak egy populációt (Mesterházy 2021). Újdonság Budapesten.

***Eragrostis spectabilis* (Pursh) Steud.** – Budapest II., Margit körút, 47,509142, 19,027732,09/01/2022, térkövek réseiben 10 virágzó tő [RA].

Észak-Amerikában őshonos évelő fű, amelyet Európában és Ázsiában dísnövényként ültetnek. Egyes szerzők szerint invázióssá válhat (Qin & Wu 2013; Wirth et al. 2020b). Magyarországon eddig csak egyszer találták, egy egyed került elő egy virágágyásban az anyanövények közelében Pécsen (Wirth et al. 2020b). Új budapesti lelőhelyének közelében, a Millenáris parkban nagy mennyiségben ültetik. A kivadult populáció egyedszáma és kiterjedése évről évre nő, 2024-ben már több mint 40 tő volt jelen a környező utcákban. Inváziós szempontból veszélyes növény lehet hazánkban!

***Eragrostis virescens* J.Presl** – Budapest I., Döbrentei tér, 47,490624, 19,045969, 2022.09.05, virágágyásban 2 terméses tő [MÁ, RA]; Budapest XIV., Városliget, 47,512438, 19,082074, 2022.09.14, virágágyásban 8 terméses tő [RA]; Budapest III., Bécsi út, 47,547314, 19,0276919722, 2024.08.16, áruház parkolójában, virágágyásban, 1 virágzó tő [RA]; Budapest XIII., Csele utca, 47,545582, 19,067011, 2024.09.06, virágágyásban, 30 virágzó tő [RA].

Észak-, Közép- és Dél-Amerikában őshonos, behurcolták Európába, Dél-Afrikába és Ausztráliába. A faj első magyarországi előfordulását 1929-ben Pénzes Antal közölte (tévesen *Eragrostis neo-mexicana* Vasey néven), és a közelmúltban néhány kisebb populációt találtak az országban (Király et al. 2019).

***Erigeron bonariensis* L.** – Budapest XIV., Huszt utca, 47,530292266, 19,1204252993, 2023.09.11, repedésekben 4 virágzó tő [RA]; Budapest IV., Baross utca, 47,574818, 19,090311, 2023.10.11, repedésben 1 virágzó tő [RA]; Budapest XIII., Sólyatér utca, 47,545945, 19,0669259722, 2024.09.06, virágágyásban 2 virágzó tő [RA].

Dél-Amerikából származó melegkedvelő faj, mely a trópusi-szubtrópusi övben veszedelmes mezőgazdasági gyom és inváziós növény (Trezzi et al. 2013; Verdeguer et al. 2020). Európa mediterrán régióiban régóta meghonosodott (Cronquist 1976), a Földközi-tenger vidékét leszámítva Európában csak alkalmi megtelepedőként említik (Pyšek et al. 2022; Stace 2019). Romániában potenciális inváziós növényként tartják számon (Negrean & Ioana 2012). Hazánkban újabban az ország déli részén vannak elszórt adatai (Wirth & Csiky 2020). Budapesten nem volt ismert.

***Erigeron sumatrensis* Retz.** – Budapest III., Vízimolnár utca, 47,568365, 19,053618, 2022.07.15, lakótelepi öntözött gyeppen 2 vegetatív tő [RA]; Budapest XIV., Zalán utca, 47,504394, 19,142996, 2022.07.30, kertészetben, járdarepedésben 2 virágzó tő [RA]; Budapest XXI., Célgépfő utca, 47,420865, 19,054745, 2022.09.04, útszélen 8 virágzó tő [RA]; Budapest XI., Törökugrató utca, 47,469426, 18,999988, 2022.09.18. járdarepedésben 2 termékes tő [RA]; Budapest III., Holdudvar park, 47,545814, 19,031568, 2022.09.23, lakótelepi gondozott gyeppen 3 virágzó tő [RA]; Budapest IX., Szent István Kórház, 47,477145, 19,088545, 2022.09.25, épület tövében repedésben 4 virágzó tő [RA]; Budapest III., Árpád utca, 47,590993, 19,052483, 2022.09.28, kertészetben murvás-kavicsos ruderaliákon, gyepekben, repedésekben és cserepekben, legalább 120 termékes tő [RA]; Budapest IX., Illatos út, 47,454848, 19,098770, 2022.10.24, bolygatott útrézsűn, kb. 50 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest IX., Soroksári út, 47,468196, 19,075402, 2022.10.24, repedésben 2 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XV., Alag utca, 47,580112, 19,119699, 2022.11.09, útszélen 3 termékes tő [RA]; Budapest XI., Bartók Béla utca, 47,471007, 19,028059, 2022.11.17, épület tövében, repedésben 4 termékes tő [RA]; Budapest II., Margit körút, 47,509993, 19,029651, 2024.10.13, repedésben, 1 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XIV., Adria sétány, 47,5170549722, 19,1280849722, 2024.10.25, repedésekben, fák ültetőgödreibben és útszéleken kb. 30 tő [RA].

Dél-Amerikában őshonos, meleg területeken elterjedt és számos európai országba behurcolt melegkedvelő gyomnövény (Maslo & Šarić 2021). Magyarországon először Pécsen találták meg (Wirth & Csiky 2020). Budapestről nem volt ismert korábban. Budapesten a növény lokálisan meghonosodott, terjedőben van!

***Euphorbia prostrata* Aiton** – Budapest VIII., Rákóczi tér, 47,493036, 19,072113, 2022.06.17, virágágyásban kb. 20 virágzó tő [RA]; Budapest II., Millenáris park, 47,509776, 19,027559, 2022.07.06, virágágyásban kb. 150 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XV., Pólus Center, 47,552816, 19,141799, 2022.07.10, virágágyásokban és virágládákban legalább 150 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XIV., Zalán utca, 47,504579, 19,143785, 2022.07.31, kertészetben, cserepekben és repedésekben kb. 100 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest VIII., Múzeumkert, 47,491698, 19,061867, 2022.08.10, fa ültetőgödörben és öntözött gyeppen kb. 30 virágzó-termékes tő [MÉ, RA]; Budapest XI., ELTE campus, 47,473115, 19,060514, 2022.08.13, térkövek réseiben kb. 20 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XI., Infopark sétány, 47,470581, 19,060040, 2022.08.13, öntözött gyeppen és járdarepedésekben kb. 20 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest IV., Árpád utca, 47,560381, 19,083281, 2022.09.06, virágágyásban kb. 20 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XVI., Lassú utca, 47,521718, 19,222590, 2022.09.07, térkövek réseiben 10 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XVI., Levedi utca, 47,529780, 19,214648, 2022.09.07, előkertben kb. 20 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XIV., Termál utca, 47,520949, 19,126483, 2022.09.10, térkövek réseiben 5 termékes tő [RA]; Budapest III., Árpád utca, 47,591159, 19,052656, 2022.09.28, öntözött gyepekben, résekben, bolygatott talajfelszíneken, és virágládákban több mint 300 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest VI., Millennium tetőkert, 47,512361, 19,059076, 2022.10.17, résekben, repedésekben kb. 30 virágzó-termékes tő [RA].

Észak-Amerikából származik, de világszerte elterjedt adventív, különösen városi gyomnövényként elterjedt (Molnár et al. 2020). Magyarországon először Szeged környékén találták meg (Bátori et al. 2012), de az utóbbi időben számos

magyarországi város és település flórájában megtalálták. Budapesten széles körben elterjedt. A vizsgálatok szerint a faj a dísznövény-kereskedelem potyautasa (Molnár et al. 2020).

***Euphorbia serpens* Kunth** – Budapest III., Ezüsthely utca, 47,601214, 19,047174, 2022.07.07, járdarepedésekben kb. 40 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest III., Frigyes utca, 47,593848, 19,064482, 2022.07.09, járdarepedésekben kb. 80 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest XIV., Zalán utca, 47,504507, 19,143548, 2022.07.31, kertészetben, résekben, repedésekben kb. 40 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest III., Árpád utca, 47,590572, 19,051222, 2022.09.28, kertészetben, résekben, repedésekben kb. 100 virágzó-terméses tő [RA].

Észak-Amerikában őshonos, de világszerte elterjedt városi adventív (Takács et al. 2020). Magyarországon először 2013-ban találták meg Veszprémben (Wolf & Király 2014). Budapest városi flórájában ritkán fordul elő, főleg kertészeti áruházakban. A vizsgálatok szerint a faj a dísznövény-kereskedelem potyautasa (Takács et al. 2020).

***Ficus carica* L.** – Budapest III., Szindbád utca, 47,594881, 19,050861, 2019,10.24, járdaszegély-repedésben 1 vegetatív tő [RA]; Budapest XV., Szentmihályi út, 47,552976, 19,141978; 2024.05.04, bevásárlóközpont parkolójában, sövényben 1 vegetatív tő [RA]; Budapest IV., Wolfner utca, 47,5641859722, 19,0801939722, 2024.10.14, falrészben 1 terméses egyed [RA].

Délkelet-Ázsiában és a Földközi-tenger keleti részén őshonos, világszerte termesztik a gyümölcséért, valamint gyógy- és dísznövényként (Mawa et al. 2013). Magyarországon Pécs környékén lokálisan meghonosodott, és észak felé terjed (Wirth et al. 2020a). Budapesten ez a faj első dokumentált spontán előfordulása.

***Galium murale* (L.) All.** – Budapest XI., Kelenföld vasútállomás, 47,465858, 19,021625, 2024.04.30, vágányok közt kb. 20 virágzó-terméses tő [RA].

Mediterrán- és nyugat-ázsiai elterjedésű növény. Adventívként előfordul Dél-Amerikában, Ausztráliában és néhány európai országban, pl. Belgiumban és Hollandiában (Adema 1974; Hoste et al. 2009). Hazánkban éppen Budapesten a Keleti pályaudvar egyik mellékvágányáról került elő először (Balogh & Mesterházy 2017), további hazai terjedése várható vasutak mentén.

***Galium parisiense* L.** – Budapest IX., Ferencváros vasútállomás, 47,468642, 19,089773, 2024.05.12, vágányok közt, bazalttörmeléken és repedésekben sok száz virágzó-terméses tő [RA]; Budapest I., Déli pályaudvar, 47,498236, 19,024771, 2024.05.25, vágányok közt, bazalttörmeléken és repedésekben sok száz virágzó-terméses tő [RA].

Hazánk igen ritka gyomnövénye, az ország déli és nyugati részén fordul elő legelőkön és szántókon (Király 2009). Az utóbbi évtizedben váratlan és erőteljes másodlagos terjedését figyelték meg vasútvonalak mentén (Schmidt & Haszonits 2020). Budapestről korábban ismeretlen volt.

***Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach** – Budapest VI., Eiffel tér, 47,510399, 19,059088, 2019,08.29, bolygatott talajon 1 virágzó tő [RA].

A Mediterráneumban őshonos növény, melyet zöldségként, gyógynövényként és dísnövényként is használnak világszerte, szinte minden kontinensen előfordul adventívként (Ivashchenko 2019). Magyarországról nem volt recens adata.

***Gypsophila vaccaria* (L.) Sm.** [Syn. *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert] – Budapest XIII., Szabolcs utca, 47,516879, 19,067071, 2022.05.16, épület tövében egyetlen virágzó tő [RA].

Magyarországon ritka archeofiton, egyre kevesebb korábbi lelőhelyen fordul elő (Csiky et al. 2023; Király 2009). Jelenléte városi környezetben figyelemre méltó. Gyakran tartalmazzák magkeverékek ezt a fajt, Budapestre is valószínűleg magkeverékekkel hurcolták be.

***Heliopsis helianthoides* (L.) Sweet** – Budapest XVIII., Szövet utca, 47,398211, 19,189528, 2022.07.11, épület tövében, repedésben 3 virágzó tő [RA]; Budapest XVII., Lemberg utca, 47,483932, 19,278160, 2022.07.24, épület tövében, repedésben 12 vegetatív tő [RA]; Budapest XVII., Nyitány utca, 47,484500, 19,286216, 2022.07.24, útszélen és repedésben 2 virágzó tő [RA]; Budapest XIV., Gödöllői utca, 47,520879, 19,141696, 2022.09.10, repedésben és sövény alatt 2 virágzó tő [RA]; Budapest XIX., Corvin körút, 47,458214, 19,124556, 2022.09.17, száraz csatornaárokban 15 termékes tő [RA]; Budapest XIX., Hunyadi utca, 47,448518, 19,130056, 2022.09.17, repedésekben, résekben 10 termékes tő [RA].

Észak-Amerikában őshonos, Európában dísnövényként termesztik. Alkalmi adventívként fordul elő számos európai országban (Nāburga & Evarts-Bunders 2019). Hiányzik Magyarország legfrissebb adventív listájáról (Csiky et al. 2023), de van néhány nem publikált adata az országból (Schmotzer András ex litt.).

***Lagenaria siceraria* (Molina) Standl.** – Budapest XI., Mesterházi utca, 47,451981, 19,041545, 2022.10.22, murvás-kavicsos útszélen 3 virágzó tő [RA].

Afrika trópusi részein őshonos, a trópusi és szubtrópusi régiókban, valamint néha a mérsékelt égövi régiókban zöldségként termesztik, de csak nemrégiben jelezték alkalmi kerti szökevényként (Gudžinskas 2017). Balogh et al. (2004) Magyarországon alkalmi neofitonként tartotta számon, azonban az országból nem volt recens adata.

***Lepidium didymum* L.** – Budapest XIV., az új Néprajzi Múzeum tetőkertjén, 47,510830, 19,082220, 2022.06.02, kavicsos virágágyásban 2 termékes tő [RA]; Budapest XIV., Zalán utca, 47,504850, 19,144037, 2022.06.10, kertészetben, cserépben 4 termékes tő [RA].

Bizonytalan eredetű növény, amely Nyugat- és Dél-Európában széles körben elterjedt gyomnövény, de Közép-Európában ritka alkalmi adventív (Schmidt 2020). Magyarországról nagyon kevés recens adata van. Budapestről ezidáig nem volt ismert.

***Lepidium oblongum* Small** – Budapest XIV., Rákosrendező, 47,534854, 19,097313, 2024.05.04, mellékvágányon, 7 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest IX., Ferencváros vasútállomás, 47,468689, 19,088724, 2024.05.12, vágányok közt, repedésekben, kb. 20 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest I., Déli pályaudvar, 47,499338, 19,024405, 2024.05.25, egy vágány végén, kavicsos helyen, 3 virágzó-termékes tő [RA].

Észak- és Közép-Amerikában őshonos, Ausztráliában ritka adventív (Hewson 1981). Európában először Romániában találták vasutak mentén (Sîrbu et al. 2014), hazánkban is vasutak mentén terjed (Schmidt et al. 2022).

***Linaria maroccana* Hook.f.** – Budapest VIII., Villám utca, 47,479347, 19,099769, 2019,06.27, útrepedésben 1 virágzó tő [RA]; Budapest VI., Eiffel tér, 47,510399, 19,059088, 2019,08.29, bolygatott talajon 4 virágzó-terméses tő [RA].

Marokkó endemikus növénye, amelyet számos országban dísznövényként termesztnek (Verloove & Sánchez Gullón 2012). Európában alkalmi adventív, például Spanyolországban (Verloove & Sánchez Gullón 2012) és Csehországban (Kocián 2014), de Észak-Amerikában is előfordul (Poindexter et al. 2011). Hazánk adventív flórájából korábban ismeretlen volt.

***Matthiola longipetala* (Vent.) DC. subsp. *bicornis* (Sm.) P.W.Ball** – Budapest VII., Verseny utca, 47,501992, 19,089403, 2022.05.30, építési telken, nyílt kavicsos felszínen 2 virágzó-terméses tő [RA].

A Földközi-tenger vidékén őshonos, elterjedt dísznövény (Király 2009). Alkalmanként kiszökik a természetből Európában, például Ukrajnában (Mosyakin & Yavorska 2002). Magyarországról két recens adata van (Király & Király 2018; Schmotzer 2015). Budapestről korábban ismeretlen volt.

***Morus indica* L.** – Budapest V., Harmincad utca, 47,497458, 19,051173, 2018,11.09, ház tövében, repedésben 1 vegetatív tő [RA]; Budapest XVI., Szlovák út, 47,5392739722, 19,1745249722, 2024.09.25, útszélien 6 vegetatív tő [RA]; Budapest I., Vérmező, 47,5012109722, 19,025116, 2024.10.13, sövényekben kb. 20 vegetatív tő [RA].

Délkelet-Ázsiából származó növény (Tikader et al. 2002), melyet Európában ritkán ültetnek dísznövényként (Galasso et al. 2016). Olaszországban számos spontán előfordulása ismert (Capuano & Caruso 2023; Galasso et al. 2016). Magyarországon Debrecenből ismert, ahol urbán élőhelyeken fordul elő és feltehetőleg kertészeti potyautasként, földlabdás növények talajának szennyezőjeként került be az országba (Dudás et al. 2024).

***Nassella tenuissima* (Trin.) Barkworth** – Budapest XIV., Zalán utca, 47,504780, 19,145875, 2022.06.10, repedésben 2 terméses tő [RA]; Budapest XIII., Szent István park, 47,518783, 19,050875, 2022.06.24, repedésekben 6 vegetatív tő [RA]; Budapest II., Szabó Magda sétány, 47,509689, 19,028398, 2022.10.05, repedésben 1 vegetatív tő [RA]; Budapest I., Batthány tér, 47,506133, 19,038567, 2022.11.17, repedésekben 5 vegetatív tő [RA].

Észak-Amerikában őshonos évelő fű, amelyet világszerte dísznövényként használnak. Új-Zélandon, Ausztráliában és Dél-Afrikában meghonosodott, Nyugat-Európában alkalmi megtelepedő (Álvarez et al. 2016). Az utóbbi években Magyarországról is előkerült (Molnár et al. 2022; Wirth et al. 2020b). Budapesti adata nem volt korábban.

***Nepeta racemosa* Lam.** – Budapest XI., Balogh utca, 47,479351, 19,042380, 2022.03.29, repedésekben 3 vegetatív tő [RA]; Budapest XII., Győri út, 47,493967, 19,026843, 2022.05.13, öntözött gyeppen 6 virágzó tő [RA]; Budapest XIII., Árpád híd, 47,532775, 19,065995, 2022.05.20, öntözött gyeppen 12 virágzó-terméses tő

[RA]; Budapest II., Mansfeld Péter park, 47,516809, 19,032353, 2022.05.27, öntözött gyeplen és repedésekben 40 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest V., Erzsébet tér, 47,498292, 19,051708, 2022.06.04, repedésekben 12 vegetatív tő [RA]; Budapest V., Kossuth tér, 47,505951, 19,046678, 2022.06.04, virágágyásban 10 vegetatív tő [RA]; Budapest XIV., Örs Vezér tere, 47,504781, 19,138095, 2022.06.10, virágágyásokban és városi sövények alatt kb. 30 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest II., Temető utca, 47,566199, 18,956917, 2022.06.12, repedésekben 5 virágzó-terméses tő; Budapest XIII., Béke tér, 47,530358, 19,082712, 2022.06.13, repedésekben 12 virágzó tő [RA]; Budapest XIII., Pozsonyi út, 47,514414, 19,048822, 2022.06.24, virágágyásban 10 vegetatív tő; Budapest IV., Wolfner utca, 47,563286, 19,079628, 2022.09.06, repedésekben 3 vegetatív tő [RA]; Budapest XVI., Cica utca, 47,526713, 19,223969, 2022.09.07, kiszáradt árokban és útszélen 12 vegetatív tő [RA].

A Kaukázusból származó dísz- és gyógynövény. Magyarországról is vannak régi és újabb adatai (Király & Király 2018). Balogh et al. (2004) alkalmi megtelepedőként tartja számon Magyarországon, Csiky et al. (2023) listájáról azonban hiányzik. Lokálisan meghonosodott Budapesten. A *Nepeta faassenii* Bergmans ex Stearn korábbi budapesti adatai (Rigó & Barina 2020) a *Nepeta racemosa* Lam.-ra vonatkoznak.

***Nicotiana alata* Link & Otto** 1830 – Budapest IX., Szent István Kórház, 47,477710, 19,088893, 2022.09.25, virágágyásban 13 virágzó tő [RA].

Dél-Amerikai növény, amelyet dísznövényként termesztnek (Király 2009). Néhány európai országban, például Romániában, alkalmi megtelepedő (Anastasiu et al. 2009). Balogh et al. (2004) és Csiky et al. (2023) hazánkban is alkalmi megtelepedőnek tartják. A fajnak két recens hazai adata van (Wirth et al. 2020b).

***Nicotiana sylvestris* Speng.** – Budapest XXI., Vasút utca, 47,425845, 19,062677, 2022.09.16, gyártelepen, bolygatott talajon 1 virágzó tő [RA].

Dél-Amerikából származó ritka dísznövény (Sierro et al. 2013). Belgiumban alkalmi megtelepedőként fordul elő (Verloove 2006). Hazánk flórájára új!

***Panicum riparium* H.Scholz** – Budapest III., Kunigunda útja, 47,564684, 19,036358, 2022.09.02, kiszáradt árokban 3 terméses tő [RA]; Budapest XI., Gazdagréti út, 47,473155, 18,99201, 2022.09.18. járdaszegély repedéseiben 20 terméses tő [RA].

Egy elfeledett, de régóta ismert, adathiányos taxon, amelyet Európából írt le H. Scholz 2002-ben, de Észak-Amerikából származik. Nemrégiben ismerték fel és Közép-Európa országaiból (Király & Alegro 2015; Scholz 2002). Magyarországról is volt néhány adata (pl. Schmidt 2015).

***Panicum virgatum* L.** – Budapest III., Holdudvar park, 47,546522, 19,030164, 2022.09.23, repedésben 2 virágzó tő [RA]; Budapest IX., Kvassay híd, 47,480768, 19,072170, 2022.10.01, repedésben 1 virágzó tő [BZ].

Észak-Amerikában őshonos, nagytermetű évelő fű, amelyet több országban dísznövényként ültetnek, és számos európai országban kerti szökevényként jelenik meg. Szlovákiában a faj meghonosodott, és potenciálisan invázióssá válhat (Eliáš et al. 2023). Magyarországon korábban egy előfordulása volt ismert (Wirth et al. 2020b). Budapestről nem jelezték korábban.

***Persicaria orientalis* (L.) Spach** – Budapest XVI., Tabódy Ida tér, 47,518890, 19,230594, 2022.09.07, járdarepedésben 2 virágzó tő [RA].

Kelet-Ázsiából származó dísznövény, amelyet számos országban inváziós növényként tartanak számon (Güneş Özkan & Yazlık 2020). Magyarországon néhány adata van (pl. Csiky et al. 2018; Haszonits et al. 2021). Budapestről korábban nem jelezték.

***Polygonum viridis* (Gouan) Breistr.** – Budapest II., Zilah utca, 47,515377, 19,010235, 2022.10.22, kertészetben, virágagyásban 8 virágzó-terméses tő [RA].

A Földközi-tenger vidékén őshonos, és számos európai országból jelentették adventív előfordulásait. Magyarországon először 2019-ben találták meg az ország nyugati részén (Wirth 2019).

***Polystichum setiferum* (Forssk.) T.Moore ex Woyнар** – Budapest XXI., Hőerőmű utca, 47,426974, 19,056444, 2022.09.16, gyártelepen, elhagyott aknában, egy repedt vízelvezető cső alatt, 1 nagy, sokleveles spóratermő tő [RA].

Magyarországon őshonos, ritka védett páfrány, amely főként az ország nyugati részén fordul elő (Király 2009). A faj városi környezetben való előfordulása figyelemre méltó.

***Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn** – Budapest III., Botond utca, 47,5797433, 19,044764, 2022.09.22, fal tövében, repedésben 1 vegetatív tő [RA].

Magyarországon őshonos páfrány, amely városi környezetben ritkán fordul elő. Van néhány korábbi budapesti adata (Tamás et al. 2017).

***Sabulina tenuifolia* (L.) Rchb.** – Budapest XV., Rákospalota-Újpest vasútállomás, 47,56844, 19,11319, 2024.05.03, régóta nem használt sínpár melletti rakodó betonrepedéseiben, több mint 100 virágzó-terméses tő [RA].

Szubatlanti-szubmediterrán-előázsiai növény, de szórványosan Közép-Európában is előfordul. Jövevényfajként tartják számon Ausztriában, Dániában, Írországból, Lengyelországban és Szlovákiában (Fischer et al. 2008; Jalas & Suominen 1983; Parnell & Curtis 2012; Rutkowski 2008; Smejkal 1966). Ausztráliában és Új-Zélandon meghonosodott (Garnock-Jones 1981; Randall 2007). A faj első és egyetlen hazai irodalmi adata Hegyhátsál (Vas vármegye) mellől származik (Waisbecker 1891), azonban ennek az előfordulásnak a hitelessége bizonyító példány hiányában kétséges. Hazánk flórájára újnak tekinthető!

***Sagina apetala* Ard.** – Budapest I., Kosciuskó Tádé utca, 47,499133, 19,026057, 2022.05.13, útrepedésben 5 terméses tő [RA]; Budapest XI., Kelenföldi út, 47,468687, 19,023522, 2022.05.21, repedésekben 20 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest IX., Közraktár utca, 47,483969, 19,060879, 2022.05.23, repedésekben 15 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest IX., Kinizsi utca, 47,483817, 19,062278, 2022.05.23, repedésekben 15 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest VIII., Salgótarjáni utca, 47,491166, 19,095814, 2022.05.30, repedésekben 10 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest VII., Herzl Tivadar park, 47,495876, 19,059922, 2022.06.02, repedésekben kb. 60 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest XIV., Hősök tere, 47,514753, 19,078455, 2022.06.02, repedésekben 20 virágzó-terméses tő [RA]; Budapest XI., Savoya park, 47,436168, 19,040259, 06/03/2022.06.03, repedésekben 30 terméses tő

[RA]; Budapest XI., Fehérvári út, 47,440370, 19,036607, 2022.06.03, repedésekben 3 termékes tő [RA]; Budapest XI., Gellért tér, 47,483955, 19,053079, 2022.06.03, repedésekben 5 termékes tő [RA]; Budapest VI., Westend City Center tetőkert, 47,512864, 19,058991, 2022.06.04, repedésekben 30 termékes tő [RA]; Budapest VI., Eiffel tér, 47,509606, 19,057631, 2022.06.04, repedésekben 30 termékes tő [RA]; Budapest II., Temető utca, 47,566211, 18,956976, 2022.06.12, repedésekben 10 termékes tő [RA]; Budapest XI., Placid atya park, 47,478078, 19,041953, 2022.06.22, repedésekben 30 termékes tő [RA].

Magyarországon őshonos gyomnövény, amely jelenleg terjedőben van, elsősorban városi területeken (Schmidt 2019). Az utóbbi időben számos magyarországi városban megtalálták, Budapestről is volt egy adata (Schmidt Dávid ined.). Mára Budapesten széles körben elterjedt.

***Sagina filicaulis* Jord.** [Syn. *Sagina micropetala* Rauschert] – Budapest III., Gyűrű utca, 47,598048, 19,060886, 2023.05.31, résekben kb. 20 virágzó-termékes tő [RA].

A *Sagina apetala* Ard. alakkörébe tartozó [*S. apetala* Ard. subsp. *erecta* Hornem. (F. Herm.)] Magyarországon őshonos gyomnövény (Király 2009), nagyon kevés recens adata van (Mesterházy & Kulcsár 2015). Ez a faj első publikált előfordulása városi környezetben, bár Budapesten már korábban is előfordult (Rédei Tamás ex litt.).

***Salvia yangii* B.T.Drew** [Syn. *Perovskia atriplicifolia* Benth.] – Budapest V., Erzsébet tér, 47,498473, 19,051634, 2022.06.04, előkertben, repedésekben 20 vegetatív tő [RA]; Budapest XIII., Gömb utca, 47,532243, 19,073084, 2022.06.13, előkertben 3 vegetatív tő [MÁ, RA]; Budapest VIII., II. János Pál Pápa tér, 47,497110, 19,078076, 2022.06.17, öntözött gyepten és virágágyásban 20 vegetatív tő [RA]; Budapest XI., Bukarest utca, 47,474532, 19,040319, 2022.06.22, előkertben 5 vegetatív tő [RA]; Budapest II., Aranka utca, 47,514517, 19,021874, 2022.07.06, virágágyásban 3 virágzó tő [RA]; Budapest II., Millenáris park, 47,510363, 19,026510, 2022.07.06, virágágyásban 20 vegetatív tő [RA]; Budapest XXI., Szent Imre tér, 47,431425, 19,068341, 2022.09.04, városi sövény alatt 5 virágzó tő [RA]; Budapest XIV., Pataktér park, 47,522839, 19,128744, 2022.09.10, bolygatott talajon és virágágyásokban kb. 20 virágzó-termékes tő [RA]; Budapest XI., Ratkóc utca, 47,471512, 19,003734, 2022.09.18. sövény alatt 12 vegetatív tő [RA]; Budapest III., Holdudvar park, 47,545750, 19,031604, 2022.09.23, előkertben, repedésekben kb. 30 vegetatív tő [RA]; Budapest VIII., Kőbányai út, 47,484173, 19,115278, 2022.10.28, repedésekben kb. 30 vegetatív tő [RA].

Ázsiai eredetű dísnövény, amely kivadul a természetből egyes európai országokban (Gilli et al. 2019). Korábban Magyarországról is volt néhány adata (Szabó & Horváth 2005). A faj lokálisan meghonosodott Budapesten!

***Saponaria ocymoides* L.** – Budapest III., Ármány utca, 47,593588, 19,060615, 2020.04.24, térkövek réseiben 10 virágzó tő [MÁ, RA].

Mediterrán faj, amelyet Európa más részein dísnövényként termesztnek. Csehországban és Belgiumban ritka alkalmi adventív (Pyšek et al. 2022; Verloove 2006). Magyarországról egy korábbi adata van (Wirth et al. 2020b).

***Sisymbrium irio* L.** – Budapest XIII., Lehel tér, 47,517988, 19,063308, 2022.05.16, repedésekben, sövények alatt és gyepekben kb. 70 virágzó-termékes tő [RA].

Mediterrán gyomnövény, amely világszerte sok helyen meghonosodott (Kim et al. 2021). Korábban Magyarországról is jelezték, azonban az országból kipusztultnak tartották (Soó 1968). A faj Budapesten lokálisan meghonosodott.

***Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaertn.** – Budapest XI., Csíkihegyek utca, 47,472860, 18,996353, 2022.09.28, repedésekben 4 termékes tő [RA].

Amerika trópusi területein őshonos, világszerte dísz- és salátanövényként használják. A trópusi és szubtrópusi területek nagy részén meghonosodott és sok helyen invázióssá vált (Walthers et al. 2011). Ritka alkalmi adventívként jelenik meg a mérsékelt égövi régiókban, például Olaszországban (Spampinato et al. 2022) és Ukrajnában (Shynder et al. 2022). Magyarország adventív flórájára új!

***Verbena bonariensis* L.** – Budapest I., Márvány utca, 47,495629, 19,027060, 2022.05.13, repedésben 2 vegetatív tő [RA]; Budapest VIII., Vásár utca, 47,493412, 19,073037, 2022.06.17, repedésben 2 vegetatív tő [RA]; Budapest VIII., Corvin alley, 47,485875, 19,071200, 2022.06.19. repedésben 3 vegetatív tő [RA]; Budapest V., Jászai Mari tér, 47,513003, 19,047315, 2022.06.24, repedésben 5 vegetatív tő [RA]; Budapest XIII., Jászai Mari tér, 47,513694, 19,047731, 2022.06.24, repedésben 7 virágzó tő [RA]; Budapest VIII., Mikszáth Kálmán tér, 47,489953, 19,066680, 2022.08.10, repedésben 4 virágzó tő [RA]; Budapest III., Árpád utca, 47,590743, 19,051335, 2022.09.28, kertészetben, bolygatott felszínen 10 virágzó tő [RA]; Budapest II., Szabó Magda sétány, 47,510143, 19,026267, 2022.10.05, repedésben 3 virágzó-termékes tő [RA].

Dél-Amerikában őshonos, világszerte dísznövényként használt növény. Adventívként a világ számos országában előfordul (Galasso et al. 2019). Magyarországról a közelmúltban jelezték (Wirth et al. 2020b). Budapestről nem volt ismert korábban.

5.2. Budapest városi élőhelyei

A térképezés során felmért 1566 területi egységben összesen 4143 felmérési egység, azaz meghatározott élőhelyfolt fajlistája került felvételre. A leggyakrabban felvett élőhelyek a repedések, rések voltak, melyek összesen 1476 alkalommal fordultak elő, azaz a felvett élőhelyfoltok több mint harmada ehhez az élőhelytípushoz tartozott és ez az élőhelytípus a felvett területi egységek 94,3%-ában jelen volt. További leggyakoribb élőhelyek az útszéli gyepek (541 előfordulás, 34,5%), a városi gyepek (376 előfordulás, 24%), a sövények (351 előfordulás, 22,4%), a fák ültetőgödre (292 előfordulás, 18,6%), a virágládák (228 előfordulás, 14,6%) és az előkertek (207 előfordulás, 13,2%). Ezek mellett vannak igen ritkán előforduló élőhelyek is, ilyenek az árkok (32 előfordulás, 2%), pázsitok (41 előfordulás, 2,6%), vasutak (44 előfordulás, 2,8%) és rézsűk (56 előfordulás, 3,6%) (7. táblázat). A fentiekből látszik, hogy Budapesten az egyes városi (mikro-)élőhelyek gyakorisága igen különböző. Eloszlásukat elsősorban a helyi környezeti feltételek, az urbanizáció szintje és a társadalmi–gazdasági tényezők határozzák meg, hasonlóan más nagyvárosokhoz (Mao et al. 2013).

7. táblázat. Budapest városi élőhelyeinek abszolút és relatív gyakorisága.

Élőhelykategória	Felmért élőhelyfoltok száma	Élőhelykategória aránya az összes felmérési egységben (%)	A területi egységek hány %-ában fordul elő
Útszéli gyepek	541	13,1	34,5
Rézsűk	56	1,4	3,6
Árkok	32	0,8	2
Városi gyepek	376	9,1	24
Pázsitok	41	1	2,6
Virágágyások	97	2,3	6,2
Virágládák, cserepek	228	5,5	14,6
Fák ültetőgödrei	292	6,3	18,6
Előkertek	207	5	13,2
Magánkertek	97	2,3	6,2
Cserjések	87	2,1	5,6
Sövények	351	8,5	22,4
Repedések	1476	35,6	94,3
Ruderáliák	81	2	5,2
Vasutak	44	1,1	2,8
Falak	137	3,3	8,7

5.2.1. A városi élőhelyek őshonos, archeofiton és neofiton fajszámának alakulása Budapesten

A városi élőhelyek fajszámainak elemzése során szignifikáns különbségeket detektáltam egyes élőhelytípusok között (Kruskal–Wallis-teszt, $\chi^2 = 1263,036$, $p < 0,001$). Az összesített hatásméret ($\eta^2 = 0,311$) közepesen nagy hatást jelez, ami arra utal, hogy az élőhelytípusok közötti különbségek biológiai szempontból is relevánsak (6. ábra, 8. táblázat). Összességében a legnagyobb fajszámú élőhelyek a rézsűk (átlag fajszám: 24,3), a városi gyepek (átlag fajszám: 18,7), az útszéli gyepek (átlag fajszám: 18,5), a vasutak (átlag fajszám: 17,6) és a pázsitok (átlag fajszám: 16,2). Míg a legkevesebb fajt tartalmazó élőhelyek a falak (átlag fajszám: 3,4), a virágládák és cserepek (átlag fajszám: 4,6), a fák ültetőgödrei (átlag fajszám: 5,5) és a sövények (átlag fajszám: 5,7) (6. ábra, 8. táblázat).

Az útszélek élőhelyei általánosságban magas fajszámmal bírnak. A rézsűk fajszáma kiemelkedően magas (átlag: 24,3; medián: 24), az útszéli gyepek (átlag: 18,5; medián: 17) és az árkok fajszáma kissé kisebb (átlag: 14,9; medián: 13). A páronkénti összehasonlítások során szignifikáns különbségeket figyeltem meg a rézsűk és az útszélek között ($p < 0,0001$), valamint a rézsűk és az árkok között ($p < 0,0001$). Ezzel szemben az útszélek és az árkok között nem volt szignifikáns különbség ($p = 1$), ami azt mutatja, hogy a rézsűk szignifikánsan nagyobb fajszámmal bírnak mindkét másik útszéli élőhelytípusnál (6. ábra, 8. táblázat).

A gyepek csoportját megvizsgálva az látszik, hogy a városi gyepek fajszáma nagy (átlag: 18,7; medián: 17), a pázsitok esetében a fajszám némileg alacsonyabb (átlag: 16,2; medián: 14). A páronkénti Dunn-teszt alapján nem mutatkozott szignifikáns különbség a városi gyepek és a pázsitok között ($p = 1$) (6. ábra, 8. táblázat).

A kertészeti célú területek közül a virágládák és cserepek fajszáma rendszerint alacsony (átlag: 4,6; medián: 4). A fák ültetőgödreiből szintén alacsony fajszám figyelhető meg (átlag: 5,5; medián: 5). Ezzel szemben a virágágyások fajszáma mérsékelten magas (átlag: 12,8; medián: 11). A páros összehasonlítások alapján a virágágyásokban szignifikánsan magasabb a fajok száma a fák ültetőgödreihez ($p < 0,0001$) és a virágládákhoz képest ($p < 0,0001$). (6. ábra, 8. táblázat).

A kertek kategóriájába sorolt előkertek fajszáma mérsékelt (átlag: 10,4; medián: 9), és a magánkertek is hasonló fajszámot mutatnak (átlag: 9,9; medián: 8). Az előkertek és a kertek átlagos fajszáma közötti különbség statisztikailag nem szignifikáns ($p = 1$) (6. ábra, 8. táblázat).

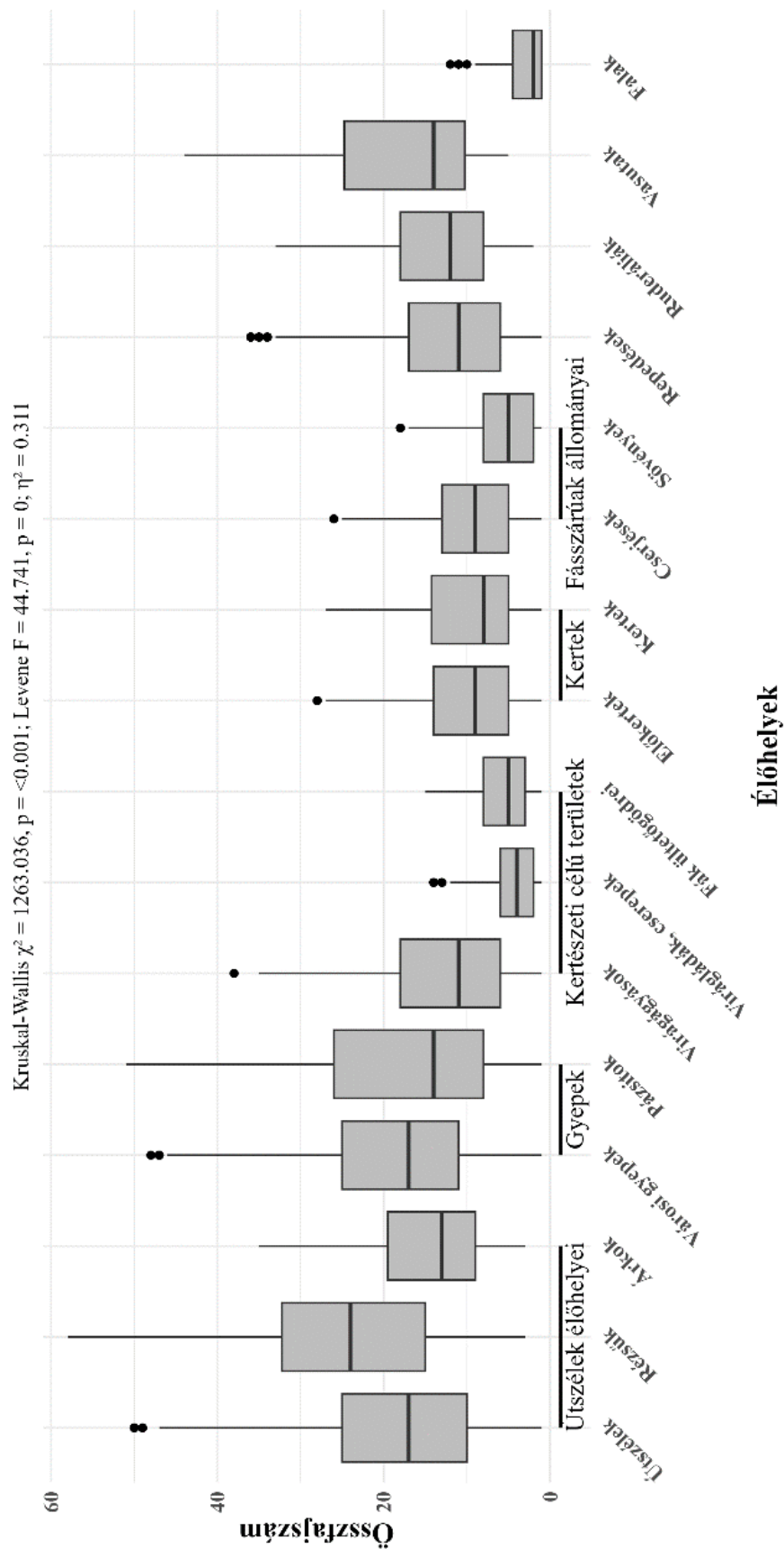
A fás szárú állományok csoportján belül a spontán cserjések fajszáma mérsékelt (átlag: 9,7; medián: 9). A sövények fajszáma viszont jelentősen kisebb (átlag: 5,7; medián: 5). A páros összehasonlítások alapján a cserjések fajszáma szignifikánsan nagyobb, mint a sövényeké ($p < 0,0001$) (6. ábra, 8. táblázat).

A csoportba nem sorolt élőhelyek közül a vasúti élőhelyek fajszáma nagy (átlag: 17,6; medián: 14), a ruderaliák mérsékelt fajszámot mutatnak (átlag: 13,6; medián: 12), a repedések fajszáma némileg kisebb (átlag: 12,4 ; medián: 11), míg a falak fajszáma rendkívül kicsi (átlag: 3,4; medián: 2) (6. ábra, 8. táblázat).

Összességében az eredmények azt mutatják, hogy a városi élőhelyek között jelentős különbségek vannak a fajszám tekintetében. Az útszélek élőhelyei (különösen a rézsűk), a különböző gyepek és a vasúti élőhelyek kiemelkedőek fajszám szempontjából, míg a falak, a sövények és a virágládák lényegesen kevesebb fajjal bírnak.

8. táblázat. Az átlagos össz fajszám, valamint az őshonos, archeofiton és neofiton fajok átlagos száma 16 városi élőhelytípusban.

Élőhely	Átlagos össz fajszám	Átlagos őshonos fajszám	Átlagos archeofiton fajszám	Átlagos neofiton fajszám
Útszéli gyepek	18,5	7,5	7,6	3,0
Rézsűk	24,3	11,7	8,4	3,1
Árkok	14,9	5,2	4,9	4,0
Városi gyepek	18,7	8,4	7,1	2,8
Pázsítok	16,2	6,4	5,5	2,4
Virágágyások	12,8	2,4	5,9	3,2
Virágládák, cserepek	4,6	1,2	2,2	1,3
Fák ültetőgödrei	5,5	1,8	2,7	0,9
Előkertek	10,4	3,7	3,9	2,6
Magánkertek	9,9	4,1	2,5	2,9
Cserjések	9,7	5,1	1,3	2,7
Sövények	5,7	2,3	1,2	2,0
Repedések	12,4	3,7	5,5	3,1
Ruderaliák	13,6	3,9	6,9	3,4
Vasutak	17,6	5,4	8,1	3,9
Falak	3,4	1,7	0,9	0,6



6. ábra. Városi élőhelyek össz fajszámának összehasonlítása. A dobozárak a mediánt, az interkvartilis tartományt és a kiugró értékeket mutatják. A fajszámeloszlások közötti különbségek szignifikánsak (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 1263,04$, $p < 0,001$).

Az őshonos fajok vizsgálata során a fajszámok eloszlása jelentősen eltért az egyes városi élőhelytípusok között. A Kruskal–Wallis teszt szignifikáns különbséget mutatott ki ($\chi^2 = 1139,577$; $p < 0,001$). Az élőhelytípus magyarázóerejét mérő Kruskal–Wallis-féle η^2 értéke 0,2836 volt, ami közepesen erős hatásnak felel meg, azaz az élőhelyek jellege közepesen erősen hat az őshonos fajok számára. Az őshonos fajokat tekintve a legmagasabb átlagos fajszámot mutató élőhelytípus a rézsú volt (átlag: 11,7), míg a legkevesebb fajnak a virágládák és cserepek (átlag: 1,2), a falak (átlag: 1,7) és a fák ültetőgödrei (átlag: 1,8) adtak otthont (7. ábra, 8. táblázat). Az alábbiakban részletesen bemutatom az egyes élőhelycsoportok eredményeit.

Az útszélek élőhelyei, azaz az útszéli gyepek, a rézsúk és az árkok közül a rézsúk emelkedtek ki őshonos fajszámukkal (átlag = 11,7), míg az útszéli gyepek közepes őshonos fajszámot mutattak (átlag = 7,5). Az árkok őshonos fajszáma kisebb (átlag = 5,2). A Dunn-teszt alapján a rézsúk és árkok között szignifikáns különbség mutatkozott ($p = 0,006$), míg az útszéli gyepek és a rézsúk közötti különbség, illetve az útszéli gyepek és az árkok közötti különbség nem bizonyult szignifikánsnak ($p = 0,0587$, $p = 1$) (7. ábra, 8. táblázat).

A gyepek közül a városi gyepek átlagosan több őshonos fajjal bírnak (8,37) a pázsitoknál (6,35). A két élőhelytípus között a Dunn-teszt nem mutatott szignifikáns különbséget ($p = 1$) (7. ábra, 8. táblázat).

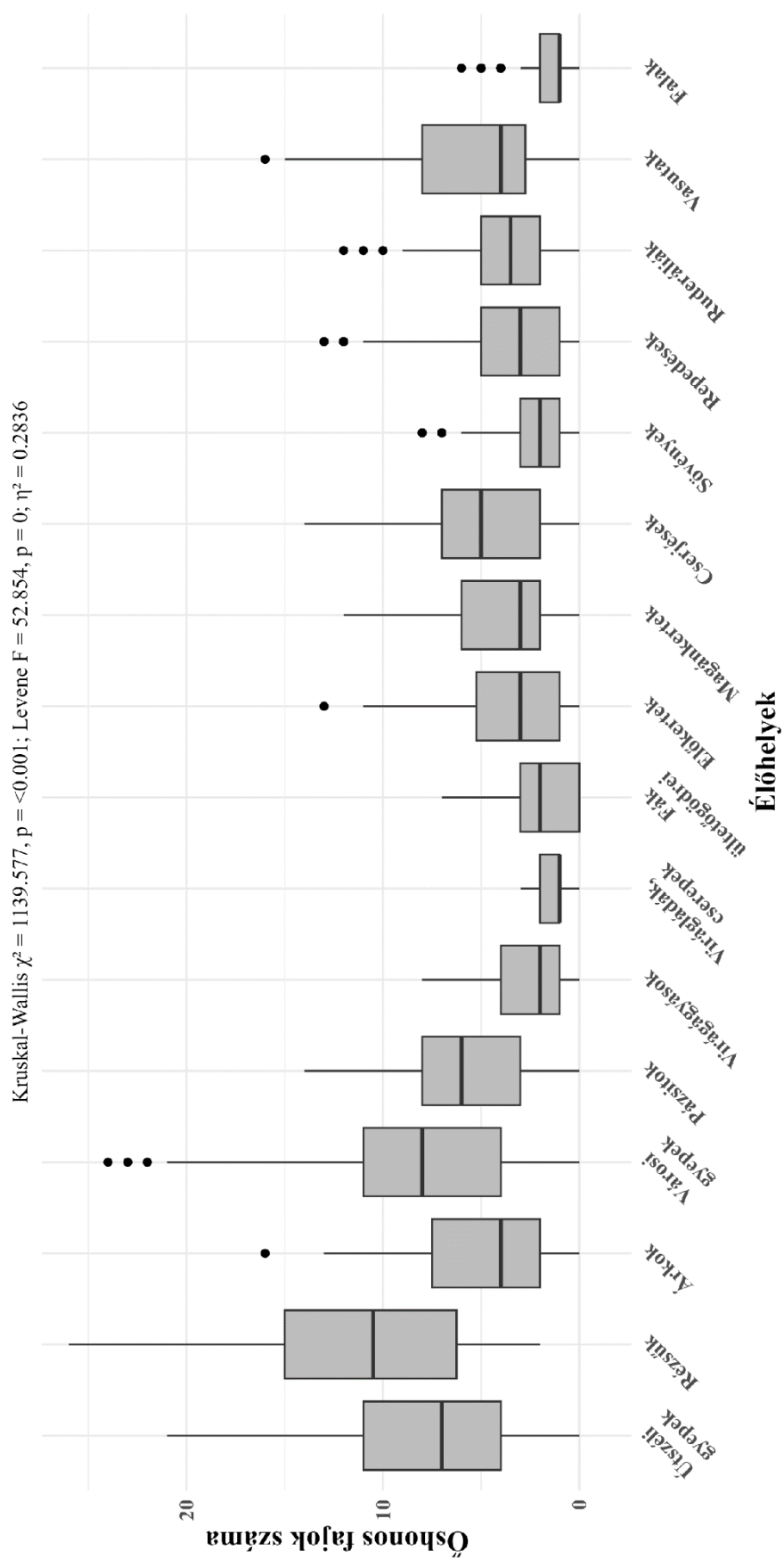
A kertészeti célú területek, azaz a virágágyások, virágládák és cserepek, valamint a fák ültetőgödreinek őshonos fajszáma általában alacsony. A virágágyások átlagosan 2,4, a fák ültetőgödrei 1,8, míg a virágládák csupán 1,2 őshonos fajt tartalmaztak. A Dunn-teszt alapján a virágágyások fajszáma szignifikánsan nagyobb, mint a virágládáké ($p = 0,017$), azonban a fák ültetőgödreitől nem különböznek szignifikánsan ($p = 1$). A virágládák és a fák ültetőgödrei sem különböznek egymástól szignifikánsan az őshonos fajszám tekintetében ($p = 0,62$) (7. ábra, 8. táblázat).

A kertek közül az előkertek átlagos őshonos fajszáma 3,7, a magánkerteké 4,1. A két élőhelytípus között nincs szignifikáns különbség ($p = 1$) (7. ábra, 8. táblázat).

A cserjések és a sövények összehasonlításából kiderült, hogy a cserjések szignifikánsan több őshonos fajt tartalmaznak (átlag: 5,1), míg a sövények jelentősen alacsonyabb őshonos fajszámot mutattak (átlag: 2,3). A páronkénti Dunn-teszt erősen szignifikáns különbséget jelzett ($p < 0,001$) (7. ábra, 8. táblázat).

A repedésekben és a ruderaliákon kicsi az őshonos fajok száma (átlag: 3,7 és 3,9), a vasutak mentén kissé nagyobb (átlag: 5,4). A falak, mint az egyik legkisebb össz fajszámú élőhely, őshonos fajokban sem bővelkedik (átlag: 1,7).

Az eredmények azt mutatják, hogy az élőhely jellege jelentős hatással van az őshonos fajok számára is városi környezetben. A rézsúk és a városi gyepek bírnak a legnagyobb őshonos fajszámmal, míg a falak, a virágládák és a fák ültetőgödrei jelentik az őshonos növények szempontjából a legkisebb fajszámmal bíró élőhelyeket. A kertészeti célú és mesterséges élőhelyek tehát korlátozott potenciállal rendelkeznek, míg a természetközeli vagy kevésbé kezelt élőhelyek (pl. rézsúk, útszélek) fontos szerepet tölthetnek be a városi őshonos flóra diverzitásának fenntartásában.



7. ábra. Az őshonos fajok számának összehasonlítása városi élőhelyeken. A dobozárak a mediánt, az interkvartilis tartományt és a kiugró értékeket mutatják. A fajszámeloszlások közötti különbségek szignifikánsak (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 1239,557$, $p < 0,001$).

A különböző városi élőhelytípusok jelentős eltérést mutattak az archeofiton fajok számában is. A Kruskal–Wallis teszt eredménye alapján az élőhelyek közötti különbségek szignifikánsak voltak ($\chi^2 = 1340,144$; $p < 0,001$), és a hatásnagyságot jellemző η^2 értéke 0,3285, ami kifejezetten erős kapcsolatot jelez az élőhelytípus és az archeofiton fajszám között. A legnagyobb átlagos archeofiton fajszámot a rézsűk (8,4 faj) és a vasúti élőhelyek (8,1 faj) mutatták, míg a legkevesebb archeofiton a falakon fordult elő (átlag: 0,9) (8. ábra, 8. táblázat).

Az útszélek élőhelyei közé tartozó útszéli gyepek, rézsűk és árkok közül a legnagyobb archeofiton fajszámot a rézsűk mutatták (átlag: 8,4 faj), de az útszéli gyepek is hasonlóan sok archeofitont tartalmaztak (átlag: 7,7 faj). Az árkok ezzel szemben alacsonyabb értéket mutattak (átlag 4,9 faj). A Dunn-teszt alapján a három élőhelytípus között nem volt szignifikáns különbség (8. ábra, 8. táblázat).

A gyepek közül a városi gyepek átlagos archeofiton fajszáma 7,1 volt, míg a pázsitoké 5,5, de a különbség statisztikailag nem volt szignifikáns a Dunn-teszt szerint ($p = 0,97$), így ezek az élőhelyek az archeofitonok számára hasonló ökológiai értékkel bírnak (8. ábra, 8. táblázat).

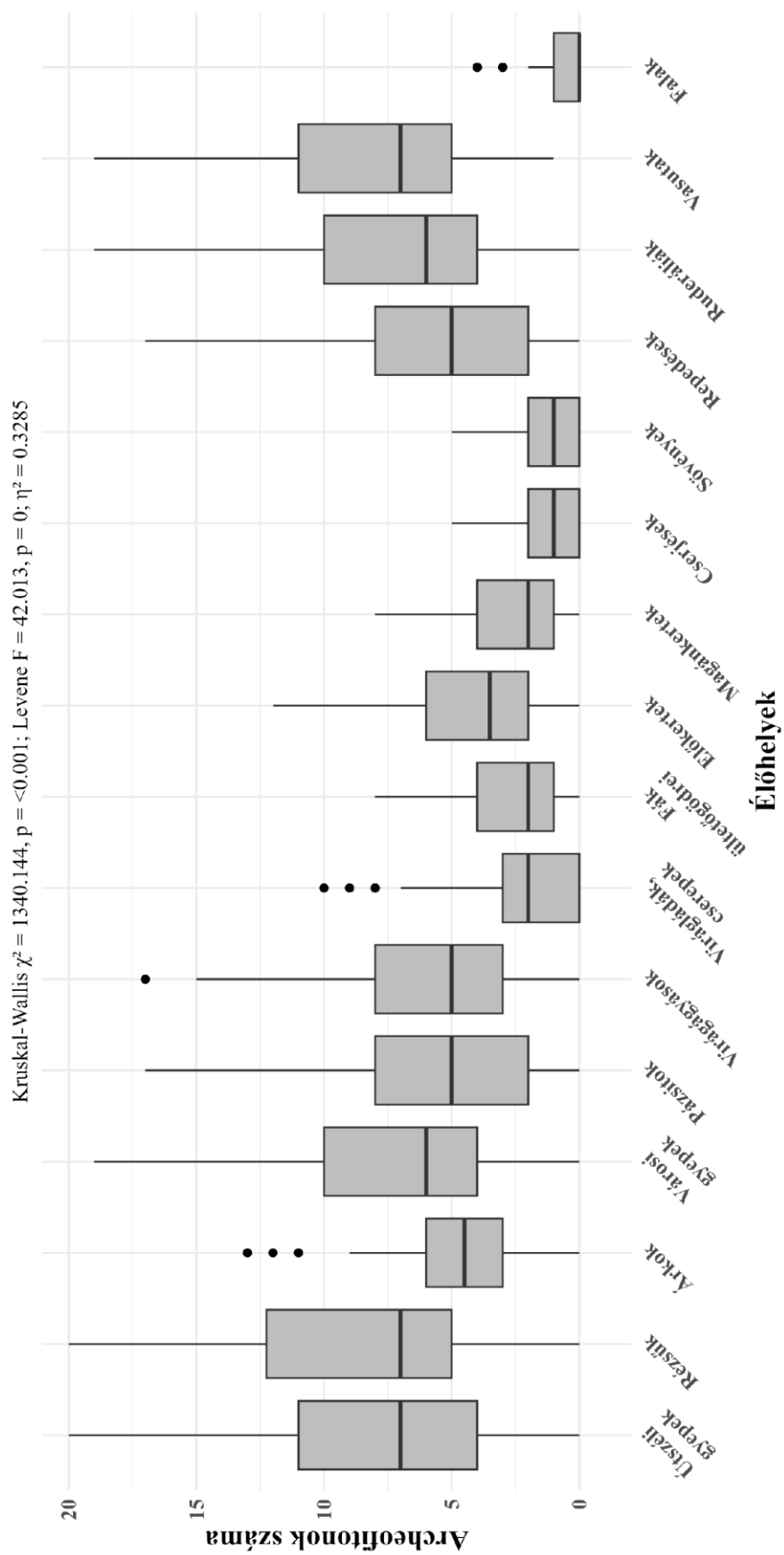
A kertészeti célú élőhelyek közül a virágágyásokban mértem a legnagyobb archeofiton fajszámot (átlag: 5,9), míg a virágládák (2,2) és a fák ültetőgödrei (2,7) kisebb fajszámú élőhelyeknek bizonyultak. A Dunn-teszt szerint a virágágyások szignifikánsan nagyobb fajszámot mutattak a virágládákhoz képest ($p < 0,0001$), és szignifikánsan különböztek a fák ültetőgödreitől is ($p < 0,0001$). Ugyanakkor a virágládák és a fák ültetőgödrei között nem volt szignifikáns eltérés ($p = 1$) (8. ábra, 8. táblázat).

Az előkertekben az archeofiton fajok átlagos száma 3,9 volt, a magánkertekben pedig 2,5. A két élőhelytípus közötti különbség szignifikáns volt ($p = 0,049$), tehát az előkertek kedvezőbb feltételeket biztosítanak az archeofitonok számára, mint a magánkertek (8. ábra, 8. táblázat).

Összességében a fás élőhelytípusok – a cserjések és a sövények – bizonyultak a legkisebb fajszámú élőhelyeknek az archeofitonok szempontjából. A cserjésekben mért átlagos archeofiton fajszám 1,3, míg a sövényekben 1,2. A két típus között nem volt szignifikáns különbség ($p = 0,76$) (8. ábra, 8. táblázat).

A vasúti területek archeofiton szempontból kiemelkedő jelentőséggel bírtak: az átlagos fajszám 8,1 volt, amely szinte megegyezett a legnagyobb archeofiton fajszámmal bíró rézsűk értékével. A repedések és a ruderaliák szintén viszonylag magas archeofiton fajszámot mutattak (5,5, illetve 6,9 faj átlaggal). Ezzel szemben a falak voltak a legalacsonyabb fajszámú élőhelyek: az átlagos archeofiton fajszám mindössze 0,9 volt, és a medián érték is 0-ra esett, ami azt mutatja, hogy ezek az élőhelyek rendszerint egyáltalán nem tartalmaznak archeofitonokat (8. ábra, 8. táblázat).

Az eredmények alapján az archeofitonok fajszáma erőteljesen élőhelyfüggő. A legtöbb archeofitont tartalmazó élőhelyek a rézsűk és vasúti élőhelyek voltak, míg a legalacsonyabb értékeket a falakon, sövényeken és cserjésekben mértük. A kertészeti célú és kerti élőhelyek közepes vagy alacsony fajszámot mutattak, és csak bizonyos altípusok (például a virágágyások és előkertek) nyújtanak kedvezőbb feltételeket az archeofitonoknak.



8. ábra. Városi élőhelyek archeofiton fajszámának összehasonlítása. A dobozábrák a mediánt, az interkvartilis tartományt és a kiugró értékeket mutatják. A fajszámeloszlások közötti különbségek szignifikánsak (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 1340,144$, $p < 0,001$).

A neofitonok száma az egyes városi élőhelytípusok között szignifikáns különbségeket mutatott (Kruskal–Wallis $\chi^2 = 531,922$; $p < 0,001$), ugyanakkor a hatásnagyság alacsonyabbnak bizonyult, mint az őshonos vagy archeofiton fajok esetében ($\eta^2 = 0,1285$), ami azt jelzi, hogy a neofitonok kevésbé érzékenyek az élőhelytípusok közötti eltérésekre. Az árkok és a vasúti élőhelyek emelkedtek ki a legnagyobb átlagos fajszámmal (átlag: 4 és 3,9), míg a legkevesebb neofiton fajt a falakon regisztráltuk (átlag: 0,6). Az élőhelyek többsége 2–3 faj körüli középértéket mutatott. Az összes élőhelyre elmondható, hogy a neofitonok fajszáma jellemzően kisebb, mint az őshonos fajoké és az archeofitonoké (9. ábra, 8. táblázat).

Az útszélek közé tartozó három élőhely közül az árkok mutatták a legnagyobb neofiton fajszámot (átlag: 4), míg az útszéli gyepek és a rézsúk hasonló értékeket értek el (átlag: 3 és 3,1). A Dunn-teszt szerint azonban a három típus között nem volt szignifikáns eltérés, így a neofitonok szempontjából ezek az élőhelyek hasonló jelentőséggel bírnak (9. ábra, 8. táblázat).

A városi gyepek (átlag: 2,8) és pázsitok (átlag: 2,4) között nem volt szignifikáns különbség ($p = 1$) neofiton fajszám tekintetében, hasonlóan alacsony fajszámmal jellemezhetők (9. ábra, 8. táblázat).

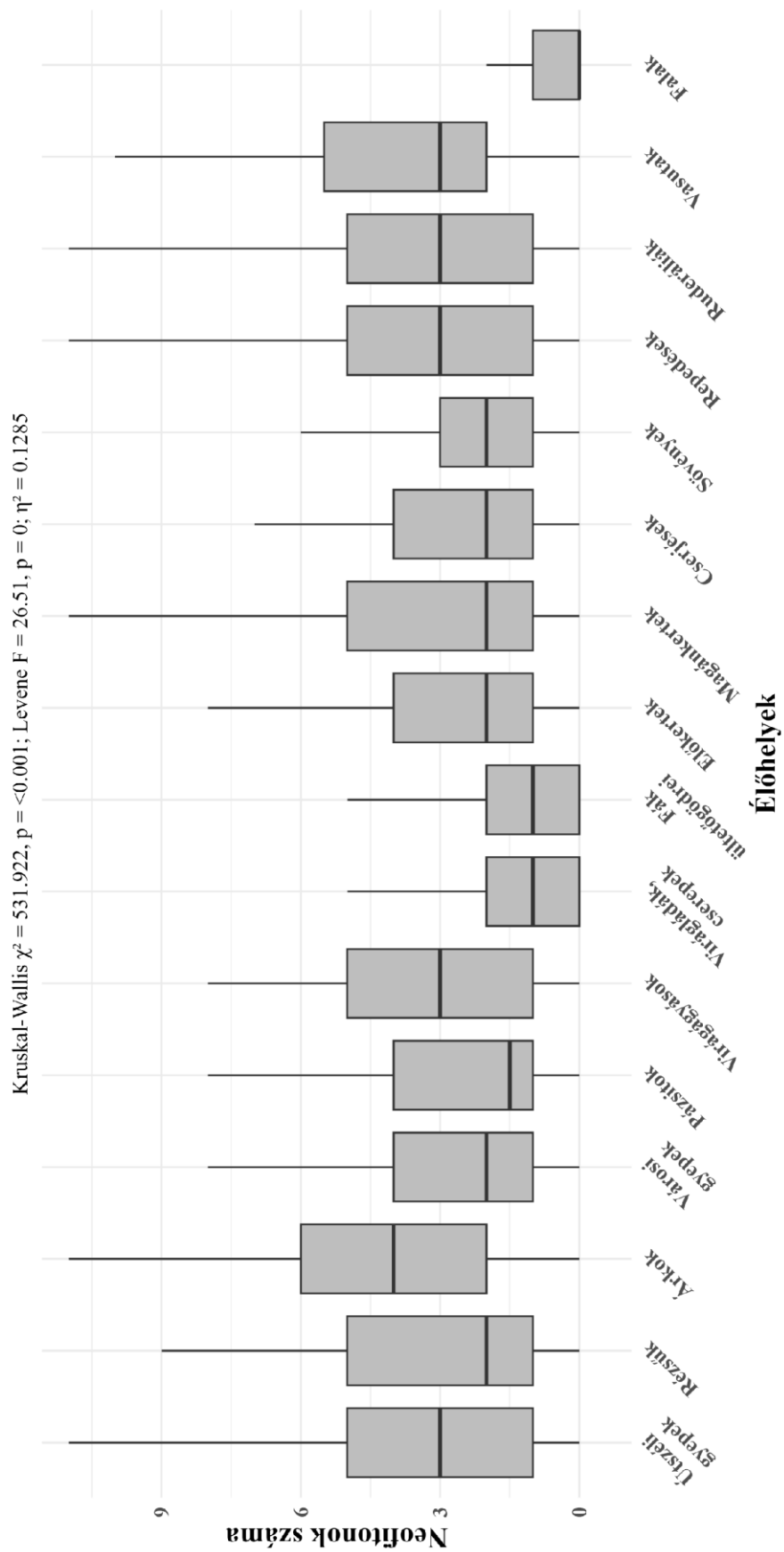
A kertészeti célú élőhelyek közül a virágágyások neofiton fajszáma (átlag: 3,2) szignifikánsan magasabb volt, mint a virágládáké (1,3; $p < 0,0001$) vagy a fák ültetőgödreié (0,9; $p < 0,0001$). A virágágyások és a fák ültetőgödrei között mért különbség is statisztikailag szignifikáns volt ($p < 0,001$). A fák ültetőgödrei a legkevesebb alkalmasak a neofiton fajok számára, míg a virágágyások jellemzően a legmagasabb neofiton fajszámot mutatták ezen élőhelyek közül (9. ábra, 8. táblázat).

A kertek esetében az előkertek (átlag: 2,6) és a magánkertek (átlag: 2,9) neofiton fajszámában nem volt különbség ($p = 1$). Mindkét típus közepes értékeket mutatott, szórásuk mérsékelt volt, és egyik sem tért el a virágágyásoktól vagy más gyakori városi élőhelyektől. Ezek alapján a kerttípusok hasonló potenciállal bírnak a neofiton fajok számára, különbségeik inkább lokális mintázatokhoz, semmint élőhelytípushoz köthetők (9. ábra, 8. táblázat).

A fás vegetációs elemek közül a cserjések (átlag: 2,7) és a sövények (átlag: 2) közötti különbség nem volt statisztikailag szignifikáns a neofiton fajszám tekintetében ($p = 0,65$), és bár a cserjésekben átlagosan kissé több neofiton fordul elő, a neofiton fajok száma ebben a két élőhelytípusban viszonylag alacsony volt (9. ábra, 8. táblázat).

A vasúti területek kiemelkedtek a neofiton fajszám tekintetében (átlag: 3,9), a ruderaliák (átlag: 3,4) és a repedések (átlag = 3,1) pedig hasonlóan sok neofitonnal bírtak. Ezzel szemben a falak neofiton fajszáma rendkívül alacsony volt (átlag: 0,6; medián: 0), a 0-s medián érték itt is azt mutatja, hogy falakon jellemzően egyáltalán nincsenek jelen neofitonok (9. ábra, 8. táblázat).

Összefoglalásként elmondható, hogy a neofiton fajok eloszlása élőhelytípusonként sokkal kiegyenlítettebb, mint az őshonos vagy archeofiton fajoké. Bár az élőhelytípus szignifikánsan befolyásolja a neofiton fajszámot, az alacsonyabb hatásnagyság és a viszonylag hasonló középértékek azt mutatják, hogy a neofitonok városi jelenléte kevésbé függ az élőhely jellegétől. Ugyanakkor bizonyos élőhelyek – különösen a vasutak, repedések, ruderaliák és virágágyások – kiemelt figyelmet érdemelnek, mivel itt nagyobb eséllyel fordulhatnak elő neofitonok.



9. ábra. Városi élőhelyek neofiton fajszámának összehasonlítása. A dobozbrák a mediánt, az interkvartilis tartományt és a kiugró értékeket mutatják. A fajszámeloszlások közötti különbségek szignifikánsak (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 531,922$, $p < 0,001$).

A különböző városi élőhelyek területi egységeken belüli hozzájárulását a florisztikai diverzitáshoz az egyedi fajok számának vizsgálatával értékeltem. Minden esetben kiszámoltam, hogy egy adott területi egységen belül hány olyan faj fordult elő, amely kizárólag egy adott élőhelytípusban jelent meg. A Kruskal–Wallis teszt alapján az élőhelytípusok között szignifikáns különbségek mutatkoztak az egyedi fajszám tekintetében ($H = 538,88$; $p < 0.001$), a hatásméret $\eta^2 = 0,271$ volt, ami közepes mértékű különbséget jelez (10. ábra).

A rézsűk és útszéli gyepesek nagy átlagos egyedi fajszámmal rendelkeztek (átlag: 8,6 és 8,1). Az árkok ezzel szemben alacsonyabb értékeket mutattak (átlag: 5). A Dunn-teszt szerint a rézsűk és az árkok ($p = 0.003$), valamint az útszéli gyepesek és az árkok ($p = 0.002$) közt szignifikáns különbségek mutatkoztak, míg az útszéli gyepesek és a rézsűk között nem volt szignifikáns eltérés (10. ábra).

A városi gyepesek átlagos egyedi fajszáma 8,3, amely a második legmagasabb a vizsgált élőhelyek között. Ezzel szemben a pázsitok esetén ez az érték lényegesen alacsonyabb volt (átlag: 6,3). A Dunn-teszt azonban nem mutatott szignifikáns különbséget a két élőhely közt (10. ábra).

A kertészeti célú élőhelyek közül a virágágyások mutatták a legnagyobb átlagos egyedi fajszámot (4,2), míg a fák ültetőgödreiben és a virágládákban jelentősen kisebb értékeket láthatunk (átlag: 1,2 és 1,6). A Dunn-teszt szerint a virágágyások mind a virágládáktól ($p < 0.001$), mind a fák ültetőgödreitől ($p < 0.001$) szignifikánsan különböznek e tekintetben, míg a virágládák és a fák ültetőgödrei közt nincs szignifikáns különbség ($p = 0,159$) (10. ábra).

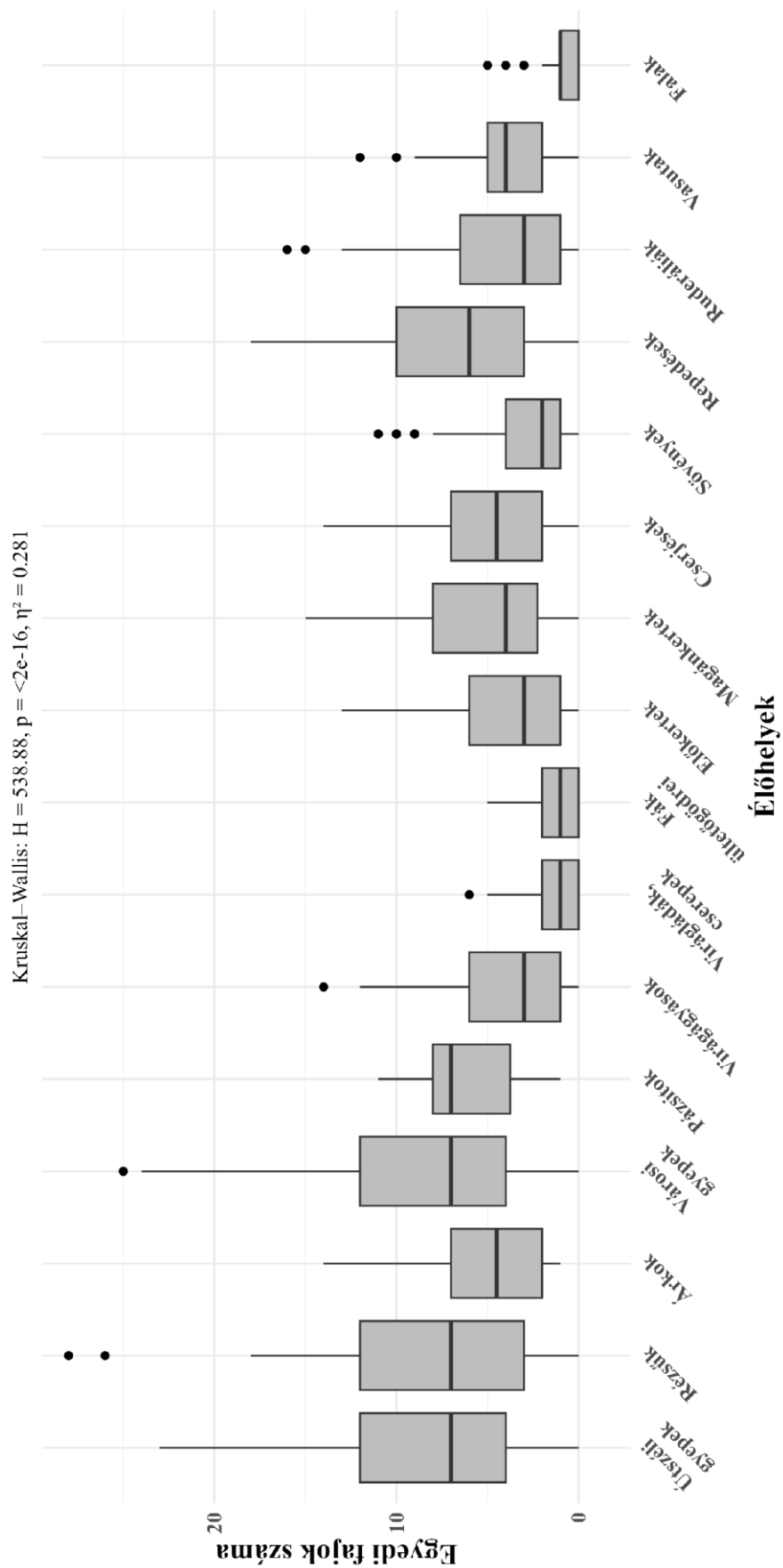
A magánkertek és az előkertek egyaránt közepes átlagos egyedi fajszámot mutattak (5,2 és 3,8). A különbség nem volt szignifikáns a Dunn-teszt szerint ($p = 0,0615$) (10. ábra).

A cserjésekben és a sövényekben is közepesen alacsony az egyedi fajok átlagos száma (4,9 és 3,1). A két élőhely közötti különbség azonban szignifikáns volt ($p < 0.001$) (10. ábra).

A repedésekben viszonylag nagy az egyedi fajok száma (6,6). A ruderalis területek (átlag: 4,6) viszont a középmezőnyben vannak ebből a szempontból. A vasúti élőhelyek szintén közepes számban tartalmaznak átlagosan egyedi fajokat (átlag: 4,3). A falak, mint a legkisebb átlagos fajszámmal bíró élőhely, az egyedi fajok esetében is az egyik legkisebb fajszámmal jellemezhető (átlag: 0,8) (10. ábra).

A városi élőhelytípusokban vizsgált összes faj, valamint az őshonos, archeofiton és neofiton fajok fajszámainak összehasonlítása jelentős különbségekre mutatott rá nemcsak az egyes fajcsoportokon belül, hanem azok egymáshoz viszonyított viselkedése alapján is. Összességében megállapítható, hogy az őshonos fajok és archeofitonok fajszáma sokkal erősebben függ az élőhelyektől, míg a neofitonok közel azonos fajszámot mutattak az egyes élőhelyeken.

A rézsűk konzisztensen a legnagyobb fajszámmal bíró élőhelytípusnak bizonyultak, legyen szó az össz fajszámról, az őshonos vagy az archeofiton fajokról. Neofiton fajokban sem szegények, bár ebben a csoportban már nem kiugróak. A rézsűk különösen fontos szerepet játszanak az őshonos flóra fenntartásában.



10. ábra. Városi élőhelyek egyedi fajszámának összehasonlítása. Egyedi fajnak minősül minden olyan faj, amely egy adott területi egységen belül kizárólag egy adott élőhelykategóriában fordult elő. A dobozdiagramok a mediánt, az interkvartilis tartományt és a kiugró értékeket mutatják. A fajszámeloszlások közötti különbségek szignifikánsak (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 538,88$; $p < 0,001$).

Ezzel szemben a vasúti élőhelyek az archeofitonok és a neofitonok bírnak nagy fajszámmal. Ez alapján a vasúti területek különösen kedvezőek az idegenhonos, gyakran zavaráshoz alkalmazkodott fajok számára.

A virágágyások az az összes fajt tekintve közepes fajszámmal bírnak, viszont az archeofitonok és neofitonok esetében szintén kiemelkedő jelentőséggel bírnak, ugyanis különösen adventív (archeofiton és neofiton) fajokban gazdag élőhelyek, kiváltképp más kertészeti célú élőhelyekhez képest. Az őshonos fajok száma ugyanitt alacsony.

Az árkokban viszonylag nagy a neofitonok száma (átlag: 4), ami meghaladja az útszéli gyepek (3) és a rézsúk (3,1) értékeit. Ez különösen figyelemreméltó annak fényében, hogy az árkok össz fajszáma (14,9), illetve őshonos fajszáma (5,2) csak közepes. Úgy tűnik, hogy ez az élőhely különösen vonzó a neofitonok számára.

A gyepek (városi gyepek és pázsitok) hasonlóan viselkednek minden fajcsoport esetében: össz fajszámuk nagy (városi gyepek: 18,7; pázsitok: 16,2), az őshonos fajok száma magasabb a városi gyepekben (8,4 és 6,4), az archeofiton fajszám is kicsit magasabb a városi gyepekben (7,1 és 5,5), és a neofiton fajszám is hasonlóan alakul (2,8 és 2,8).

A kertek (előkertek és magánkertek) fajszáma minden vizsgált fajcsoportra nézve közepes vagy alacsony, és az altípusok közötti különbségek többnyire nem szignifikánsak. Az egyetlen kivétel az archeofiton fajok esetében mutatkozott, ahol az előkertek (átlag = 3,9) magasabb fajszámmal bírtak a magánkerteknél (2,5), és ez a különbség szignifikáns volt ($p = 0,049$). Minden más csoportban a két kerttípus értékei közeli értékeket mutattak (őshonos fajok: 3,7 és 4,1; neofitonok: 2,6 és 2,9).

A fás vegetációs elemek (cserjések és sövények) szintén minden csoportban alacsony fajszámot mutattak: össz fajszámuk 9,7 (cserjések) és 5,7 (sövények), az őshonos fajszám 5,1 és 2,3, az archeofiton 1,3 és 1,2, míg a neofiton 2,7 és 2 volt. A cserjések és sövények közötti különbség csak az őshonos fajokra volt szignifikáns ($p < 0,001$), a másik két fajcsoport esetében nem ($p > 0,65$), vagyis ezek az élőhelyek általánosan fajszegények.

A repedések és ruderaliák ugyan össz fajszámban nem emelkednek ki (12,4 és 13,6), de az archeofiton (5,5 és 6,9) és neofiton (3,1 és 3,4) fajszámuk alapján az idegenhonos fajok fontos belépési pontjai. Ez a magas szórásértékekből is látszik, például a repedésekben az archeofitonok szórása 3,9, neofitonoké 2,4, a ruderaliáké 4,2 és 2,9, ami a helyi körülmények jelentős szerepére utal.

A falak minden fajcsoport esetében a legkisebb fajszámú élőhelytípusnak bizonyultak. Az össz fajszám itt átlagosan 3,4, az őshonos fajok száma 1,6, az archeofitonoké 0,9, míg a neofitonoké 0,6 volt. Különösen az utóbbi két érték figyelemre méltó, hiszen az archeofitonok és neofitonok mediánja is 0, tehát ezek az élőhelyek az esetek többségében egyáltalán nem tartalmaznak ilyen fajokat.

Összefoglalva, a városi élőhelyek növényfajszáma nem tekinthető egységes mintázatnak, mivel a különböző eredetű fajcsoportok másként reagálnak az élőhelyi adottságokra. A rézsúk minden csoport számára kulcsfontosságúak, míg a falak következetesen a legalacsonyabb fajszámú élőhelyek. Ugyanakkor több élőhelytípus – például a vasúti területek, virágágyások, árkok, repedések – elsősorban az

idegenhonos fajok számára biztosítanak kedvező feltételeket, és ebből kifolyólag az idegenhonos fajok megtelepedésének és terjedésének szinterei lehetnek. Más élőhelyek, mint a városi gyepek, pázsitok, kertek, közepes értékeket mutatnak. A vizsgálatok rávilágítanak arra, hogy a városi mikroélőhelyek ökológiai szerepe a fajok honossága tekintetében markánsan különbözhet.

A természetes és féltermészetes élőhelyek esetében is számos alkalommal megfigyelték, hogy a környezeti heterogenitás és a topográfiai változékonyság jelentősen befolyásolja a növényfajok gazdagságát különböző léptékekben. Dufour et al. (2006) megállapították, hogy a fajgazdagság általában a környezeti változékonysággal együtt nőtt. Hasonlóképpen, Hofer et al. (2008) kimutatták, hogy a topográfiai változékonyság erősen befolyásolja a fajgazdagságot a táj szintjén és annak összetevőit a mikrotájak szintjén is. Azonban a növényi diverzitás hagyományos mérései gyakran nem képesek megragadni a fajok változatosságának teljes spektrumát, különösen a heterogén, változatos élőhelymozaikokban és a másodlagos élőhelyeken (Stohlgren 2007). A városi ökoszisztémák nagyon változatos mikroélőhelyeket kínálnak, így a növények számára betölthető ökológiai niche-ek tekintetében igen heterogén élőhelykomplexumot alkotnak (Dyson et al. 2023; Kowarik & Lippe 2018). A legtöbb kutatás azonban az egyes városi élőhelyek szerepével és komplex értékelésével nem foglalkozott (Čeplová et al. 2017).

Számos kutatás foglalkozott már a városok fajgazdagságát befolyásoló háttérváltozók feltárásával, azonban a legtöbb ilyen jellegű kutatás durva léptékben vizsgálta a kérdést (pl. Ariori et al. 2017; Lososová et al. 2012; Pyšek 1998; Wirth et al. 2020c). A finomabb léptékű vizsgálatok (pl. Chang et al. 2022; Lundholm & Marlin 2006; Salinitro et al. 2018; Solomou et al. 2022) csak az utóbbi néhány évtizedben láttak napvilágot, de számuk így is elenyésző a durva léptékű vizsgálatokhoz képest. Chang et al. (2022) kimutatták, hogy a városok növényi fajgazdagsága kisebb léptékben erősebb összefüggést mutat a városszerkezet heterogenitásával, mint azt a nagyobb léptékű vizsgálatok jelezték. A városok mikroélőhelyeinek fajgazdagságáról és fajösszetételéről azonban egyelőre keveset tudunk. Eredményeink finom léptékben (a városi mikroélőhelyek szintjén) is támogatták azt az általános vélekedést, miszerint a városi növényi fajgazdagság erősen függ az élőhelyek heterogenitásától és a zöldfelületek arányától (Deutschewitz et al. 2003; Liu et al. 2023; Wirth et al. 2020c). Budapesten a közepesen zavart, talajjal rendelkező, viszonylag állandóan növényzettel borított élőhelyek tesznek hozzá leginkább egy-egy utcaszakasz vagy tér fajgazdagságához szinte minden csoport tekintetében (a neofitonokat leszámítva), és ezeknek az élőhelyeknek a városi növényi diverzitásnövelő szerepe abban is megmutatkozik, hogy az egyedi fajok tekintetében is a leggazdagabb élőhelyeknek számítanak (a repedések mellett). Ezek az eredmények összhangban vannak Solomou et al. (2022) eredményeivel, akik görögországi városok kiválasztott mikroélőhelyeinek vizsgálata során azt találták, hogy a növényfajokban leggazdagabb élőhelyek a parkok, a gyepek és azok az útszélek, amelyek kisforgalmú utak mellett vannak. Salinitro et al. (2018) 5 városi élőhelykategóriát különített el (aknák, burkolt felületek, talajok, falak és tetők) és azt találták, hogy a talajjal rendelkező élőhelyek a legfajgazdagabbak, azonban nem különítették el a gyepeket és a kertészeti célú területeket (pl. virágágyásokat). A mi eredményeink alapján mindenképp érdemes elkülöníteni ezt a két – fajgazdagság szempontjából is – markánsan különböző élőhelycsoportot, hiszen

a gyepek (mind az útszéli gyepek, rézsűk, spontán városi gyepek és pázsitok) jelentősen nagyobb fajszámot mutatnak, mint a folyton bolygatott díszkertészeti célú élőhelyek. A rézsűk és az útszéli gyepek fontossága az őshonos fajok fennmaradása és terjedése szempontjából régóta ismert (Hussey 1992; Spellerberg 1998). Ezek az élőhelyek jelentős biológiai sokféleségnek adhatnak otthont, beleértve a ritka és veszélyeztetett növényeket is (New et al. 2021). Kutatásaink eredményei alapján érdemes megkülönböztetni a rézsűket az egyéb útszéli gyepektől, hiszen a rézsűk fajgazdagsága (főként az őshonos fajok esetében) szignifikánsan nagyobb az útszéli gyepekénél, ennek oka minden bizonnyal a rézsűk nem vízszintes kitétségében és nagyobb kiterjedésében keresendő, hiszen így kevesebb zavarás (főként taposás) éri őket. Kutatásunk rávilágított arra is, hogy szignifikáns különbség van az őshonos fajok gazdagságának tekintetében az útszéli és a nem útszéli gyepek (városi gyepek) közt, ennek oka az lehet, hogy bár az útszéli gyepek jelentősek az őshonos fajok fennmaradása szempontjából, azonban terjedési folyosóként szolgálnak az idegenhonos fajok számára is (Benedetti & Morelli 2017), így az idegenhonos fajok nagyobb aránya miatt kissé háttérbe szorulnak az őshonos fajok, azonban még ezzel együtt is a városi flóra őshonos elemeinek egyik legfontosabb élőhelyei az útszélék.

A kertészeti célú területek (virágágyások, virágládák és ültetőgödrök) a folyamatos bolygatás miatt fajszegény élőhelyek, ráadásul a rendszeresen ültetett sokféle dísznövény miatt folyamatosan hozzájárulnak az idegenhonos fajok (főként neofitonok) ismétlődő behurcolásához (Dehnen-Schmutz & Touza 2008; Kowarik 2005). Ennek fényében ezek az élőhelyek (főleg a virágágyások) több szempontból is hozzájárulnak a városi flóra idegenhonos fajokban való gazdagodásához.

A kertek (előkertek és zárt magánkertek) hozzájárulását Budapest városi növényfajgazdagságához óvatosan kell kezelni, hiszen ezek az élőhelyek a legtöbb esetben részben vagy teljesen elérhetetlenek (Dyson et al. 2019), ez sajnos a mi kutatásunknál sem volt másképpen. Az előkertek rendszerint közterületen vannak, azonban a lakosság bizalmatlansága miatt szinte lehetetlen előzetes egyeztetés nélkül ezeknek a területeknek a teljes fajgazdagságát feltárni, ez a magánkertek esetében érthető okokból még nehezebb. Ezek miatt a kertek fajgazdagság szempontjából történő átfogó értékelése további vizsgálatokat igényel.

Fontos kiemelni a repedések, a vasutak és a falak hozzájárulását a városok növényi diverzitásához. A falak rendkívül fajszegény élőhelyek, azonban a speciális körülmények miatt számos, városi környezetben unikális faj lokális megtelepedésének kedveznek (lásd 5.2.2. fejezet). Az épített környezetben a falak növényi diverzitásban betöltött szerepéről ellentmondásos adatok vannak. Nedelcheva (2011) például a bulgáriai Kyustendilben két épület falának átnézése során 120 fajt talált, míg Salinitro (2018) Bologna városában a legfajszegényebb és a legszelektívebb élőhelynek írja le a falakat. A falak tulajdonságai erősen befolyásolják a rajtuk kialakuló növényközösségeket, a régi, téglából vagy kőből épített falak, melyek állandóan árnyasak és nedvesek jelentős növényi fajgazdagsághoz járulnak hozzá (Francis 2011). A repedések, a ruderaliák szintén főként az idegenhonos fajok gazdagságát növeli. A vasutak szerepét az idegenhonos fajok terjedésében már számos alkalommal bizonyították (Brandes 1983; Kutlvašr et al. 2024; Schmidt et al. 2022). Eredményeink alapján azonban városi ökoszisztémákban is kiemelten fontosak a vasutak mind az archeofitonok, mind a neofitonok fajgazdagságának szempontjából. A repedések, mint a városok

leggyakoribb élőhelyei nagyon fontos szerepet töltenek be a városok kisléptékű faji diverzitásának alakulásában. Általánosságban is a fajgazdagabb élőhelyek közé tartoznak (főként az archeofitonok és a neofitonok tekintetében), azonban az egyedi fajok gazdagságában csak a rézsűk, az útszélek és a városi gyepek előzik meg. Figyelembe véve azt, hogy a repedések a városi élőhelymátrix leginkább konstans elemei, rendkívül fontosak a városok növényi diverzitása szempontjából. A repedések nagy növényi diverzitásának egyik oka lehet, hogy „magcsapdaként” működhetnek és a kompetíció kis mértéke miatt nagyon sok faj képes lehet repedésekben kicsírázni és hosszabb-rövidebb ideig fennmaradni, ezt az elképzelést támogatja, hogy Uchida et al. (2014) azt találták, hogy az útpadkák repedései jelentős magbankkal rendelkeznek. Ennek a jelenségnek a másik oka az lehet, a repedéseken keresztül jelentős mennyiségű csapadék jut a talajba, ugyanakkor a párolgás a felszín zártsága miatt elhanyagolható, azaz a repedések jó vízgazdálkodású élőhelyek. A repedések és rések jó vízgazdálkodására már természetes élőhelyeken is felhívták a figyelmet (pl. DiRuggiero et al. 2013).

5.2.2. Budapest városi élőhelyeinek fajösszetétele

Az útszéli gyepek igen elterjedt városi élőhelyek. Budapesten összesen 518 fajt találtunk útszéli gyepekben, ami az összes faj 50,7%-a (9. táblázat). Ezek leggyakoribb fajai: *Polygonum aviculare*, *Taxacum officinale*, *Lolium perenne*, *Chenopodium album*, *Plantago lanceolata*, *Convolvulus arvensis*, *Setaria viridis*, *Sonchus oleraceus* (10. táblázat). Ritkábban előforduló, jellemző fajai pl. *Melilotus officinalis*, *Daucus carota*, *Morus alba*, *Carduus acanthoides*, *Lamium purpureum*. Több, mint 40 faj csak útszéli gyepekben fordult elő, ilyen pl.: *Adonis vernalis*, *Sisymbrium strictissimum*, *Stachys byzantina*, *Campanula bononiensis*, *Glechoma hirsuta*.

9. táblázat. Budapest városi élőhelyeinek össz fajszáma.

Élőhelykategória	Összfajszám
Útszéli gyepek	518
Rézsűk	292
Árkok	199
Városi gyepek	462
Pázsitok	176
Virágágyások	230
Virágládák, cserepek	233
Fák ültetőgödrei	185
Előkertek	312
Magánkertek	208
Cserjések	172
Sövények	281
Repedések	555
Ruderáliák	275
Vasutak	199
Falak	170

10. táblázat. Budapest 50 leggyakoribb növényfajának az összes vizsgált élőhely aggregált értékeiből számolt relatív gyakorisága. A számok azt mutatják meg, hogy az adott faj az adott élőhelytípushoz tartozó felmérési egységek hány százalékában fordult elő. Színskála: fehér (alacsony érték)-sárga-zöld (magas érték). A kétbetűs kódok jelentései: Út = Útszéli gyepek; Ré = Rézsűk; Ár = Árkok; Gy = Városi gyepek; Pá = Pázsitok; Vá = Virággyások; Vi = Virágládák, cserepek; Fű = Fák ültetőgödre; Ek = Előkertek; Mk = Magánkertek; Cs = Cserjések; Sö = Sövények; Fa = Falak; Re = Repedések; Ru = Ruderáliák; Va = Vasutak; Fa = Falak. [A táblázat a következő oldalon folytatódik]

Fajnév	Út	Ré	Ár	Gy	Pá	Vá	Vi	Fű	Ek	Mk	Cs	Sö	Re	Ru	Va	Fa
<i>Polygonum aviculare</i>	70,1	26,8	34,4	67,0	48,8	41,2	11,0	53,4	32,4	7,2	0,0	2,8	68,1	34,6	34,1	9,5
<i>Taraxacum officinale</i>	63,8	51,8	40,6	65,4	85,4	36,1	23,7	41,8	43,5	36,1	9,2	4,6	55,1	32,1	18,2	15,3
<i>Setaria viridis</i>	43,4	32,1	25,0	36,2	19,5	33,0	19,3	21,2	26,6	30,9	1,1	2,0	45,4	40,7	43,2	13,1
<i>Erigeron canadensis</i>	37,5	25,0	31,3	36,7	43,9	26,8	11,8	8,2	27,1	30,9	1,1	3,7	47,6	39,5	63,6	17,5
<i>Sonchus oleraceus</i>	31,8	28,6	37,5	28,2	22,0	39,2	17,1	17,8	30,0	17,5	1,1	13,4	44,4	35,8	43,2	13,9
<i>Chenopodium album</i>	45,3	28,6	25,0	41,2	31,7	43,3	17,5	30,8	36,2	20,6	0,0	5,1	31,6	48,1	38,6	5,1
<i>Stellaria media</i>	33,6	26,8	18,8	30,3	43,9	30,9	49,1	31,8	37,7	23,7	9,2	5,4	33,3	16,0	22,7	16,8
<i>Oxalis dillenii</i>	23,7	19,6	40,6	30,1	9,8	61,9	29,8	6,2	31,4	18,6	0,0	2,8	26,9	23,5	11,4	8,8
<i>Ailanthus altissima</i>	19,0	25,0	15,6	22,6	12,2	15,5	7,5	7,5	12,1	26,8	24,1	28,5	27,2	25,9	43,2	12,4
<i>Convolvulus arvensis</i>	41,6	58,9	40,6	42,6	24,4	52,6	11,8	12,3	20,8	14,4	0,0	10,0	15,1	29,6	43,2	8,8
<i>Lolium perenne</i>	50,3	35,7	12,5	56,1	39,0	5,2	3,1	12,0	12,6	4,1	0,0	1,4	20,6	22,2	25,0	2,2
<i>Erigeron annuus</i>	33,3	37,5	28,1	34,3	34,1	22,7	9,6	3,8	29,5	27,8	3,4	5,7	22,2	23,5	20,5	2,2
<i>Portulaca oleracea</i>	23,3	21,4	37,5	25,0	9,8	42,3	19,7	9,9	19,8	4,1	0,0	0,6	30,6	29,6	38,6	3,6
<i>Eleusine indica</i>	26,2	3,6	3,1	21,3	19,5	9,3	1,8	10,6	14,0	1,0	0,0	0,3	38,8	9,9	2,3	2,2
<i>Plantago major</i>	33,1	7,1	21,9	33,0	14,6	15,5	4,4	10,6	10,1	6,2	0,0	0,6	31,4	17,3	4,5	1,5
<i>Plantago lanceolata</i>	43,4	37,5	28,1	52,4	22,0	8,2	0,4	5,5	8,7	8,2	1,1	0,9	18,6	16,0	52,3	4,4
<i>Eragrostis minor</i>	12,2	3,6	6,3	14,1	2,4	11,3	12,3	4,8	10,6	2,1	0,0	1,4	40,0	12,3	20,5	2,9
<i>Poa annua</i>	16,1	1,8	0,0	18,9	14,6	25,8	15,8	24,3	12,1	7,2	1,1	0,9	30,2	9,9	2,3	1,5
<i>Erodium cicutarium</i>	37,5	32,1	34,4	39,9	29,3	10,3	3,5	8,6	10,6	4,1	2,3	1,1	16,1	24,7	29,5	1,5
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	25,1	17,9	12,5	25,3	17,1	25,8	8,3	16,8	11,6	1,0	1,1	2,3	21,4	18,5	15,9	1,5
<i>Ballota nigra</i>	32,7	46,4	15,6	25,5	26,8	8,2	6,6	4,1	21,3	19,6	14,9	5,4	13,5	22,2	6,8	8,8
<i>Hypochaeris radicata</i>	26,2	17,9	6,3	42,3	39,0	3,1	2,6	4,8	11,6	13,4	0,0	1,1	15,3	11,1	6,8	1,5
<i>Celtis occidentalis</i>	10,4	19,6	9,4	13,3	14,6	17,5	7,0	7,2	15,9	43,3	34,5	36,5	11,7	25,9	31,8	3,6
<i>Digitaria sanguinalis</i>	18,7	8,9	18,8	16,0	7,3	28,9	10,1	7,5	12,6	5,2	0,0	1,1	23,1	19,8	22,7	3,6
<i>Oxalis corniculata</i>	8,7	0,0	3,1	13,0	22,0	18,6	23,7	5,8	23,2	18,6	0,0	2,0	23,2	6,2	0,0	7,3
<i>Hordeum murinum</i>	24,2	32,1	3,1	22,6	2,4	11,3	2,6	16,1	6,3	2,1	1,1	4,3	16,3	28,4	29,5	0,0
<i>Elymus repens</i>	31,6	46,4	0,0	26,9	22,0	13,4	5,3	6,8	18,8	12,4	8,0	17,1	5,2	17,3	6,8	3,6
<i>Chelidonium majus</i>	16,8	23,2	28,1	11,2	12,2	3,1	3,1	1,4	15,0	20,6	12,6	9,1	15,1	16,0	31,8	32,1
<i>Achillea collina</i>	37,3	42,9	9,4	41,8	41,5	7,2	0,4	1,4	5,8	8,2	1,1	1,7	6,5	9,9	9,1	3,6

10. táblázat folytatása

Fajnév	Út	Ré	Ár	Gy	Pá	Vá	Vi	Fü	Ek	Mk	Cs	Sö	Re	Ru	Va	Fa
<i>Senecio vulgaris</i>	14,2	14,3	12,5	8,8	14,6	26,8	11,8	8,6	14,5	7,2	1,1	2,6	17,9	11,1	29,5	1,5
<i>Hedera helix</i>	11,1	35,7	9,4	5,6	14,6	14,4	4,4	2,4	14,5	30,9	59,8	33,6	5,4	8,6	11,4	15,3
<i>Cynodon dactylon</i>	27,0	16,1	6,3	35,9	34,1	5,2	5,3	3,1	3,9	3,1	0,0	3,1	7,8	12,3	18,2	0,7
<i>Amaranthus deflexus</i>	14,2	1,8	9,4	13,0	9,8	18,6	2,6	10,3	17,4	3,1	0,0	0,9	16,5	4,9	9,1	1,5
<i>Silene alba</i>	28,1	35,7	9,4	32,4	14,6	6,2	0,9	1,0	4,3	8,2	4,6	1,1	6,6	14,8	15,9	1,5
<i>Lactuca serriola</i>	12,2	14,3	21,9	8,8	0,0	8,2	1,8	3,4	3,4	2,1	0,0	6,8	17,1	24,7	45,5	4,4
<i>Medicago lupulina</i>	18,7	10,7	21,9	23,9	2,4	25,8	5,3	3,4	12,1	3,1	0,0	1,1	10,8	22,2	15,9	2,9
<i>Trifolium repens</i>	20,3	7,1	9,4	44,1	36,6	5,2	2,6	2,4	5,3	2,1	0,0	0,0	6,4	13,6	2,3	0,0
<i>Morus alba</i>	4,8	3,6	0,0	5,9	4,9	6,2	3,5	3,1	6,8	17,5	10,3	15,4	14,8	11,1	13,6	2,9
<i>Viola odorata</i>	14,4	25,0	0,0	12,2	31,7	2,1	3,1	3,1	20,3	23,7	8,0	2,8	8,1	3,7	6,8	7,3
<i>Cichorium intybus</i>	25,5	33,9	15,6	22,1	4,9	4,1	0,0	2,4	3,4	2,1	0,0	1,4	7,9	13,6	9,1	0,7
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	19,4	26,8	40,6	19,4	12,2	28,9	7,0	4,5	10,6	9,3	0,0	0,6	4,7	19,8	20,5	0,7
<i>Amaranthus retroflexus</i>	18,9	10,7	6,3	16,8	17,1	6,2	2,2	7,9	10,1	5,2	0,0	0,6	8,5	13,6	11,4	0,0
<i>Acer negundo</i>	5,7	16,1	18,8	7,2	2,4	1,0	2,2	0,0	5,3	13,4	33,3	21,9	7,8	17,3	20,5	3,6
<i>Robinia pseudoacacia</i>	12,2	25,0	15,6	11,2	9,8	5,2	0,4	3,8	6,8	17,5	39,1	15,4	5,0	8,6	22,7	0,7
<i>Malva neglecta</i>	19,4	7,1	9,4	32,2	24,4	2,1	0,9	1,4	8,2	5,2	0,0	0,0	4,1	8,6	4,5	0,7
<i>Dactylis glomerata</i>	21,3	30,4	0,0	20,2	26,8	5,2	0,4	3,4	4,8	13,4	4,6	1,4	3,2	3,7	11,4	1,5
<i>Euphorbia maculata</i>	4,8	3,6	15,6	5,3	4,9	15,5	7,0	0,7	6,8	0,0	0,0	0,6	14,4	12,3	18,2	3,6
<i>Geranium pusillum</i>	17,4	8,9	9,4	19,4	36,6	5,2	0,9	1,7	6,3	2,1	0,0	0,3	7,0	6,2	2,3	0,7
<i>Solanum nigrum</i>	10,7	3,6	3,1	9,8	17,1	17,5	5,7	6,5	13,0	7,2	0,0	0,6	7,2	13,6	18,2	1,5
<i>Koeleruteria paniculata</i>	6,3	12,5	6,3	6,9	7,3	11,3	3,1	2,1	8,2	5,2	14,9	18,5	6,8	9,9	15,9	2,9

A rézsük a ritka városi élőhelyek közé tartoznak, összesen 56 rézsüt tudtunk megvizsgálni a kutatás során, mégis 292 fajt találtunk ezen az élőhelytípuson (9. táblázat). A rézsük leggyakoribb fajai a *Convolvulus arvensis*, a *Taraxacum officinale*, az *Elymus repens*, a *Ballota nigra*, a *Medicago sativa* és az *Achillea collina* (10. táblázat). Csak rézsükre jellemző, de ritkán előforduló fajok a következők: *Ononis spinosa*, *Peucedanum alsaticum*, *Serratula tinctoria*, *Stachys palustris*, *Valeriana officinalis*, melyek természetközeli karaktert adnak az élőhelynek.

Az árkok a legritkábban felvételezett élőhelyek, mindössze 32 árok növényzetét vizsgáltuk a kutatás során, ennek fényében az árkok teljes fajkészlete (199 faj) figyelemreméltóan magas (9. táblázat). Az árkok leggyakoribb fajai az *Oxalis dillenii*, az *Ambrosia artemisiifolia*, a *Taraxacum officinale*, a *Convolvulus arvensis*, a *Sonchus oleraceus* és a *Portulaca oleracea* (10. táblázat). Több olyan vízhez kötődő faj van, melyek csak árkokban fordultak elő, ilyenek például: *Glyceria*

maxima, *Berula erecta*, *Alisma plantago-aquatica*, *Lemna minor*, *Persicaria minor*. Emellett számos kerti szökevény egyetlen előfordulása is árkokhoz kötődik, ilyen például az *Euphorbia marginata* vagy a *Gaillardia grandiflora*.

A városi gyepek florisztikailag a leggazdagabb városi élőhelyek közé tartoznak, 376 városi gyepfolt vizsgálata során összesen 462 fajt regisztráltunk ebben az élőhelytípusban (9. táblázat). A városi gyepek leggyakoribb fajai (*Polygonum aviculare*, *Taraxacum officinale*, *Lolium perenne*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium repens*) jellemzően más élőhelyeken is gyakoriak (10. táblázat), városi gyepekben gyakori faj még a *Hypochaeris radicata*, ami kevés más élőhelyre jellemző. Továbbá, számos fajt csak ebben az élőhelykategóriában találtunk, ilyenek például: *Ornithogalum boucheanum*, *Ranunculus pedatus*, *Adonis aestivalis*, *Astragalus asper*.

A pázsitok meglepő módon sokkal ritkábban fordultak elő Budapesten, mint a gondozatlan városi gyepek, mindössze 41 pázsit fajlistáját vettük fel, azonban így is 176 fajt regisztráltunk ebből az élőhelykategóriából (9. táblázat). A pázsitok leggyakoribb fajai a *Taraxacum officinale*, a *Polygonum aviculare*, a *Erigeron canadensis*, a *Stellaria media*, az *Achillea collina* és a *Lolium perenne* (10. táblázat). Ritkábban előforduló, de jellemző eleme a *Festuca rubra* és az *Inula britannica*. Kevés olyan növényfajt regisztráltunk, amelyeket csak pázsitokban találtunk, ilyen például a *Silene otites*.

A kertészeti célú élőhelyek lokálisan általában leginkább fajgazdag élőhelyei a virágágyások, azonban összességében kevesebb fajt találtunk ezen az élőhelytípuson, mint a virágládákban: 97 virágágyás felvétele során összesen 230 faj került elő erről az élőhelytípusról (9. táblázat). A virágágyások leggyakoribb faja az *Oxalis dillenii*, a *Convolvulus arvensis*, a *Chenopodium album* és a *Portulaca oleracea*. Szorosan mögöttük van a *Polygonum aviculare*, a *Sonchus oleraceus*, és a *Taraxacum officinale* (10. táblázat). Ritka, de jellemző fajok a kerti szökevények (pl. *Perovskia atriplicifolia*, *Solanum lycopersicum*). Jellemzőek itt további kertészeti potyautasok (pl. *Eragrostis virescens*, *Euphorbia prostrata*, *Veronica peregrina*). Ritkán előfordulnak bennük az őshonos flóra nyílt, nedves pionír felszínéhez kötődő növényei, mint a *Cyperus fuscus*.

A virágládák és cserepek összességében 233 fajnak adnak otthont Budapesten (9. táblázat), ami több mint a virágágyások budapesti össz fajszáma, azonban ez az élőhelytípus jelentősen gyakrabban fordul elő Budapest városi területein, összesen 228 virágláda vagy cserép fajlistáját vettük fel. A virágládák gyakori fajai a *Stellaria media*, az *Oxalis dillenii*, az *O. corniculata*, a *Taraxacum officinale*, a *Portulaca oleracea*, a *Setaria viridis*, és a *Chenopodium album* (10. táblázat). Ritka, de jellemző fajai pl.: *Cardamine hirsuta*, *Commelina communis*, *Euphorbia peplus*. Csak virágládákban (és nagyon ritkán virágágyásokban) találtuk a következő fajokat: *Cyperus fuscus*, *Cardamine occulta*, *Eclipta prostrata*, *Lysimachia vulgaris*, *Thalictrum flavum*.

A fák ültetőgödrei viszonylag gyakran előforduló városi élőhelyek (292 előfordulás), azonban így is összesen csak 185 fajt regisztráltunk ezen élőhelytípusban (9. táblázat). A fák ültetőgödreinek gyakori faja a *Polygonum aviculare*, a *Taraxacum officinale*, a *Stellaria media*, a *Poa annua*, a *Setaria viridis* és a *Capsella bursa-pastoris* (10. táblázat). Ritkábban előforduló, de jellemző faj az *Eragrostis minor*, az

Ambrosia artemisiifolia, az *Amaranthus blitum*, és a *Ballota nigra*. Számos olyan növényfaj van, melyeket csak ezen az élőhelyen találtunk Budapesten, ilyenek a *Cynoglossum officinale*, a *Heliotropium europaeum*, az *Avena fatua* és a *Raphanus sativus*.

Az előkertek viszonylag gyakori városi élőhelyek, 207 állományukat vizsgáltuk a kutatás során és összesen 312 fajt találtunk ebben az élőhelytípusban (9. táblázat). A már említett lakossági bizalmatlanság miatt ennek az élőhelytípusnak a feltártsága hiányos. Az előkertek leggyakoribb faja a *Taraxacum officinale*, a *Stellaria media*, a *Chenopodium album*, a *Polygonum aviculare* és az *Oxalis dillenii*. Jellemző faja még az *Erigeron annuus*, a *Sonchus oleraceus* és a *Setaria viridis* (10. táblázat). Az előkertek ritkábban előforduló, de jellemző faja még a *Phytolacca esculenta*, a *Bromus sterilis*, a *Chenopodium hybridum* és a *Dactylis glomerata*. Vannak fajok, melyek csak előkertekben fordultak elő, mint a *Geranium sanguineum*, a *Spiraea chamaedryfolia*, a *Juncus effusus* és az *Anthyllis vulneraria*.

A magánkertek még az előkerteknél is nehezebben vizsgálható élőhelyek, azonban így is sikerült 208 fajt regisztrálnunk (9. táblázat) összesen 97 magánkertből. A magánkertek leggyakoribb faja a *Celtis occidentalis*, a *Taraxacum officinale*, a *Setaria viridis* és a *Erigeron canadensis*. Emellett jellemző a *Hedera helix*, az *Erigeron annuus* és az *Ailanthus altissima* előfordulása is (10. táblázat). További, ritka, de jellemző fajok a *Trifolium pratense*, az *Euphorbia peplus*, a *Viola reichenbachiana*, és a *Galinsoga parviflora*. Sok növényfaj városi előfordulását kizárólag magánkertekben észleltük (pl. *Lysimachia punctata*, *Hordelymus europaeus*, *Lathyrus latifolius*, *Poa trivialis*, *Stellaria holostea*).

A spontán kialakuló cserjések viszonylag ritkán fordulnak elő városi környezetben Budapesten, összesen 87 ilyen állományt találtunk és ezekben 172 fajt találtunk (9. táblázat). A cserjésekre értelemszerűen főként a fásszárú fajok jelenléte jellemző. Jellemző fajai közt van a *Hedera helix*, az *Acer platanoides*, az *Acer campestre*, a *Robinia pseudoacacia*, a *Rosa canina*, a *Celtis occidentalis* és a *Sambucus nigra* (10. táblázat). Vannak olyan fajok is, melyek csak ebben az élőhelytípusban fordulnak elő, ilyenek, mint a *Pyrus pyraster*, az *Euonymus verrucosus*, a *Sorbus semiincisa*, az *Allium schoenoprasum*, a *Celtis australis*, a *Lonicera mackii*, a *Lotus borbasii* és a *Silene noctiflora*.

A spontán felnövő cserjéseknél jelentősen gyakoribbak az ültetett sövények, melyek 351 helyszínen kerültek bele vizsgálatainkba Budapesten, összesen 281 fajt találtunk bennük (9. táblázat). A sövényekben is fásszárúak dominálnak, pl.: *Celtis occidentalis*, *Hedera helix*, *Ailanthus altissima*. Kevésbé domináns, de jellemző fajaik: *Acer negundo*, *Koelreuteria paniculata*, *Morus alba*, *Clematis vitalba*, *Mahonia aquifolium* (10. táblázat). A lágyszárúak jellemzőbbek sövényekben, mint spontán cserjésekben, ilyen viszonylag gyakran előforduló lágyszárúak pl: *Taraxacum officinale*, *Phytolacca esculenta*, *Parietaria officinalis*, *Anthriscus cerefolium*, *Hordeum murinum*. A sövényekben jellemzően előfordul ültetett növények spontán szaporulata is, ilyen fajok például a *Cotoneaster multiflora*, a *Thladiantha dubia*, a *Dioscorea polystachya* és az *Equisetum moorei*.

A repedések a városi élőhelymátrix leggyakoribb elemei, összesen 1476 alkalommal fordultak elő és 555 faj jelenlétét regisztráltuk ezen az élőhelyen, ezzel a város egészét nézve a repedésekben található a legtöbb faj (9. táblázat). Gyakori fajai

(*Polygonum aviculare*, *Taraxacum officinale*, *Erigeron canadensis*, *Setaria viridis*, *Sonchus oleraceus*) átfedést mutatnak más városi élőhelyek gyakori fajaival (10. táblázat). Ritkább, de jellemző fajai: *Eleusine indica*, *Eragrostis minor*, *Euphorbia maculata*, *E. peplus*, *Galinsoga parviflora*. Több tucat olyan növényfajt találtunk Budapesten, amelyek csak repedésekből kerültek elő, ezek közt számos dísz- és haszonnövény van (pl. *Zinnia elegans*, *Lavandula angustifolia*, *Solanum tuberosum*, *Capsicum annuum*, *Platycodon grandiflorus*, *Papaver somniferum*), de vannak köztük véletlenül behurcolt alkalmi megtelepedő neofitonok is (pl. *Chenopodium pumilio*, *Erigeron bonariensis*).

A ruderaliák ritkán (81 alkalommal) fordultak elő a kutatás során, azonban ennek ellenére viszonylag magas összfajszámmal (275 faj) bírnak (9. táblázat), gyakori fajai (*Chenopodium album*, *Setaria viridis*, *Erigeron canadensis*, *Sonchus oleraceus*, *Polygonum aviculare*, *Portulaca oleracea*) jellemzők a többi élőhelyen is (10. táblázat). Ritka, de jellemző fajuk a *Potentilla supina*, ami néhány kivételtől eltekintve csak ruderaliákon fordul elő. Ruderaliákon is jellemző unikális dísz- és haszonnövények megtelepedése, de kevésbé mint a repedések esetében, ilyen például a *Saccharum ravennae* és a *Setaria italica*.

Vasúti élőhelyekkel a kutatás során kevés (44) alkalommal talákoztunk, azonban ennek ellenére is 199 fajt regisztráltunk ezeken az élőhelyeken (9. táblázat). A vasutak gyakori fajai a következők: *Erigeron canadensis*, *Plantago lanceolata*, *Lactuca serriola*, *Setaria viridis*, *Sonchus oleraceus*, *Ailanthus altissima*, *Polygonum aviculare* (10. táblázat). Számos növényfaj városi jelenléte kifejezetten vasutakhoz kötődik, ilyenek például: *Geranium purpureum*, *G. rotundifolium*, *Galium parisiense*, *Lepidium oblongum*, *Glaucium corniculatum*.

Összesen 137 olyan falat regisztráltunk, ami alkalmas növények megtelepedésére és 170 növényfajt találtunk ezen az élőhelytípuson (9. táblázat), így nem csak lokálisan, hanem városi léptékben is ez a legfajszegényebb élőhely. A falak repedéseinek legjellemzőbb fajai a *Chelidonium majus* és a *Cymbalaria muralis*. Viszonylag gyakori még a *Stellaria media*, a *Erigeron canadensis*, a *Hedera helix*, és a *Dryopteris filix-mas* (10. táblázat). Jellemzőek továbbá a páfrányok, melyek ritkák falakon, viszont szinte csak ebben az élőhelytípusban fordulnak elő, az őshonos fajok közül ilyen például: *Asplenium adiantum-nigrum* A. *trichomanes*, A. *ruta-muraria*, A. *scolopendrium*, *Polystichum aculeatum*, P. *setiferum*, *Gymnocarpium robertianum* *Cystopteris fragilis*, *Thelypteris palustris*. Ritkán idegenhonos páfrányfajok (*Adiantum capillus-veneris*, *Cyrtomium falcatum*, C. *fortunei*, *Pteris multifida*) is előfordulnak falak repedéseiben.

Az egyes városi élőhelytípusok florisztikai hasonlóságát a Bray–Curtis disszimilitás alapján vizsgáltam, az élőhelyeken előforduló fajok aggregált relatív gyakorisága alapján. A legkisebb florisztikai eltérést a városi gyepek és az útszéli gyepek között mértem (0,156). Ez alapján ez a két élőhelytípus igen hasonló fajkészlettel rendelkezik. Hasonlóan alacsony disszimilariás jellemezte a ruderaliák és az útszéli gyepek kapcsolatát (0,296), ami arra utal, hogy a bolygatott, nyílt területek florája jelentős átfedést mutat. Ezen kívül a repedések több élőhellyel, köztük az útszéli gyepekkel (0,327) és a ruderaliákkal (0,339) is viszonylag alacsony disszimilariás értékkel mutatnak kapcsolatot. További, igen hasonló élőhelypárok: előkertek – repedések (0,304), városi gyepek – pázsitok (0,318), előkertek –

virágágyások (0,323), pázsitok – útszéli gyepek (0,324), rézsúk – útszéli gyepek (0,338), ruderaliák – vasutak (0,338) (11. táblázat). Ezek a hasonlóságok jól mutatják, hogy a gyepes és a nyílt, folyton bolygatott élőhelyek közös florisztikai háttérrel rendelkeznek, sok esetben zavarás- és taposástűrő, városi környezethez alkalmazkodott fajok dominanciájával.

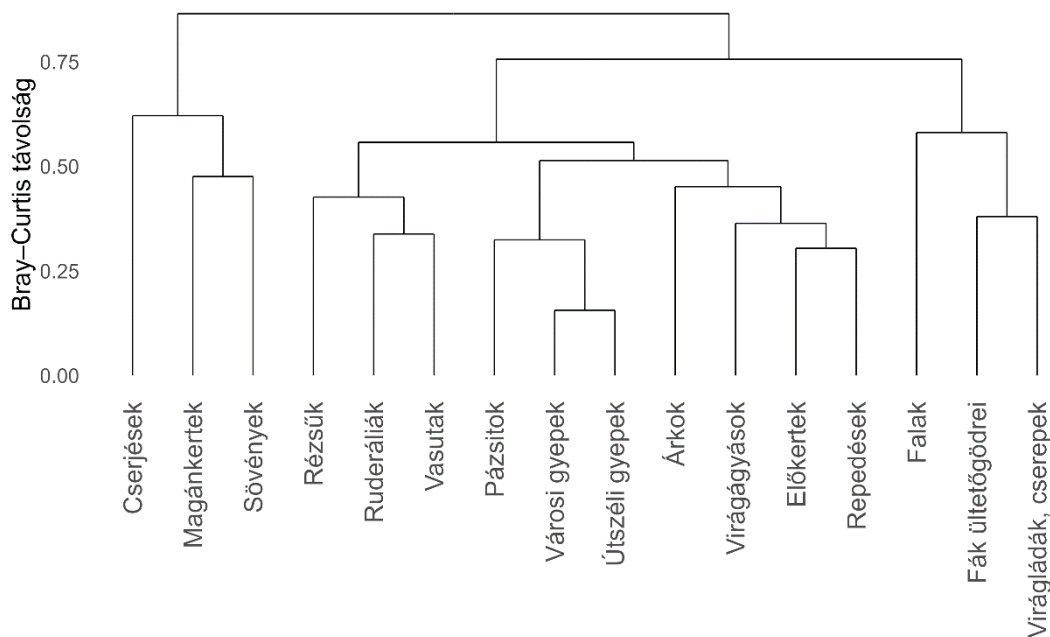
A legnagyobb disszimilitást a cserjések és a fák ültetőgdrei között észleltük (0,865). Szintén kiemelkedően nagy különbséget mutattak a következő párok: cserjések – virágládák és cserepek (0,854), cserjések – virágágyások (0,829), cserjések – városi gyepek (0,820), cserjések – útszéli gyepek (0,792), cserjések – repedések (0,791), cserjések – falak (0,776), cserjések – árkok (0,774), cserjések – pázsitok (0,771) (11. táblázat). A fentiek alapján a cserjések egyértelműen és konzekvensen különböznek minden más élőhelytípustól. Hasonlóan nagy florisztikai távolság figyelhető meg például a falak és a rézsúk között (0,756) (11. táblázat), ami a két típus teljesen eltérő mikroökológiai körülményeire utal.

11. táblázat. Budapest élőhelyeinek fajösszetételének összehasonlítása az élőhelyeken előforduló fajok aggregált relatív gyakorisága alapján. Az összehasonlítás alapját az élőhelyek fajösszetétele alapján számított Bray-Curtis disszimilitás adja. Az értékek 0 és 1 között mozognak, a szám nagysága a különbözőség mértékét mutatja. Szinkódolás: a cellák színezése mutatja a különbözőségek mértékét, minél sötétebb háttérszint kapott egy cella, annál nagyobb különbséget jelez a két élőhely között. Az élőhelykódok rövidítése az alábbi élőhelyeket jelöli: Re = Repedések; Út = Útszéli gyep; Gy = Városi gyepek; Sö = Sövények; Fs = Fák ültetőgdrei; Vi = Virágládák, cserepek; El = Előkeretek; Fa = Falak; Ke = Magánkeretek; Ks = Virágágyások; Cs = Cserjések; Ru = Ruderaliák; Ré = Rézsúk; Va = Vasutak; Pa = Pázsitok; Ár = Árkok.

	Cs	Ár	El	Fa	Fs	Gy	Ke	Ks	Pa	Re	Ré	Ru	Sö	Út	Va	Vi
Cs		0,774	0,755	0,776	0,865	0,820	0,621	0,829	0,771	0,791	0,733	0,747	0,481	0,792	0,745	0,854
Ár	0,774		0,428	0,698	0,607	0,463	0,527	0,435	0,514	0,452	0,483	0,395	0,703	0,427	0,485	0,615
El	0,755	0,428		0,590	0,414	0,398	0,357	0,323	0,374	0,304	0,517	0,349	0,611	0,360	0,520	0,407
Fa	0,776	0,698	0,590		0,581	0,733	0,589	0,683	0,699	0,627	0,756	0,670	0,627	0,704	0,716	0,534
Fs	0,865	0,607	0,414	0,581		0,582	0,560	0,484	0,564	0,419	0,697	0,551	0,696	0,561	0,656	0,380
Gy	0,820	0,463	0,398	0,733	0,582		0,530	0,433	0,318	0,371	0,352	0,335	0,739	0,156	0,419	0,623
Ke	0,621	0,527	0,357	0,589	0,560	0,530		0,520	0,453	0,475	0,550	0,472	0,476	0,500	0,568	0,519
Ks	0,829	0,435	0,323	0,683	0,484	0,433	0,520		0,497	0,364	0,558	0,373	0,702	0,421	0,478	0,504
Pa	0,771	0,514	0,374	0,699	0,564	0,318	0,453	0,497		0,440	0,461	0,442	0,723	0,324	0,532	0,601
Re	0,791	0,452	0,304	0,627	0,419	0,371	0,475	0,364	0,440		0,545	0,339	0,672	0,327	0,454	0,473
Ré	0,733	0,483	0,517	0,756	0,697	0,352	0,550	0,558	0,461	0,545		0,427	0,718	0,338	0,401	0,727
Ru	0,747	0,395	0,349	0,670	0,551	0,335	0,472	0,373	0,442	0,339	0,427		0,645	0,296	0,338	0,575
Sö	0,481	0,703	0,611	0,627	0,696	0,739	0,476	0,702	0,723	0,672	0,718	0,645		0,717	0,673	0,674
Út	0,792	0,427	0,360	0,704	0,561	0,156	0,500	0,421	0,324	0,327	0,338	0,296	0,717		0,400	0,609
Va	0,745	0,485	0,520	0,716	0,656	0,419	0,568	0,478	0,532	0,454	0,401	0,338	0,673	0,400		0,682
Vi	0,854	0,615	0,407	0,534	0,380	0,623	0,519	0,504	0,601	0,473	0,727	0,575	0,674	0,609	0,682	

A Bray–Curtis disszimilitási értékek alapján, complete linkage algoritmussal végzett hierarchikus klaszterezés eredményeként a 16 városi élőhelytípus öt klaszterre különült el. Az élőhelyek florisztikai profilját a fajok százalékos relatív gyakorisága alapján értelmeztük, és a csoportosítást kizárólag az adatok matematikai struktúrájára alapoztuk. Ezek alapján az alábbi 5 klaszter különül el élesen egymástól: (1) cserjések; (2) magánkeretek, sövények, (3) árkok, előkeretek, városi gyepek, virágágyások, pázsitok, repedések, rézsúk, ruderaliák, útszéli gyepek,

vasutak; (4) fák ültetőgödrei, virágládák; (5) falak. Ez az elrendezés jól leképezi a florisztikai hasonlóságok és eltérések mintázatát, több szinten is. A cserjések élőhelykategóriája teljesen különálló klasztert alkot, amely szinte minden más élőhelytípustól távol esik a Bray–Curtis távolság dimenziójában. Hasonlóan egyedi elhelyezkedést mutatnak a falak és a magánkertek–sövények páros, amelyek önálló vagy kis létszámú csoportokba sorolódtak. A klaszterek legnagyobb taglétszámú egysége a 3. csoport, amely 10 élőhelytípust fog össze, köztük különböző gyepes, és folyton bolygatott városi élőhelyeket (11. ábra).



11. ábra. A városi élőhelytípusok florisztikai hasonlósága a fajok relatív gyakorisága alapján számított Bray–Curtis disszimilariás mátrix és complete linkage módszerrel végzett hierarchikus klaszteranalízis alapján. Az ábra a 16 vizsgált élőhely florisztikai eltéréseit tükrözi. A távolabbi ágválások nagyobb fajkészletbeli eltérést, a közeli kapcsolódások hasonló fajösszetételt jeleznek.

Az eredmények rávilágítottak arra, hogy a városi környezetben gyakori élőhelyek nagy florisztikai átfedést mutatnak egymással. Ezeken az élőhelyeken jellemzően ugyanazok a fajok dominálnak. Ezek rendszerint zavarás- és taposástűrő generalista fajok, melyek dominanciája általánosságban igaz a városi flórát tekintve (Čeplová et al. 2015; Kühn & Klotz 2006). Ugyanakkor a florisztikai klaszterelemzés alapján jól körülhatárolható, egyedi fajösszetételű élőhelyek is azonosíthatók voltak – elsősorban a falak, cserjések és a magánkertek, amelyek más élőhelytípusoktól jól elkülönülő fajkészlettel rendelkeznek.

A vizsgálat alátámasztotta, hogy az egyes élőhelyek specifikus ökológiai sajátosságokkal rendelkező egységek, amelyek különböző mértékben járulnak hozzá a városi biodiverzitáshoz. A cserjések és sövények például olyan fásszárú fajokat tartalmaztak, amelyek gyakran hiányoznak más élőhelyekről, míg a repedések és virágládák – mint mesterséges eredetű mikroélőhelyek, amelyek a természetben nem fordulnak elő – jelentős számú idegenhonos fajnak biztosítottak élőhelyet, ezzel is támogatva az „újszerű városi ökoszisztémák” („novel urban ecosystems”) fogalom létjogosultságát (Ahern 2016; Andrade et al. 2021; Kowarik 2011).

Kiemelendő, hogy a rézsűk, árkok, valamint bizonyos gyepes élőhelyek (pl. városi gyepfoltok) természetközeli karaktert mutattak, és ritka vagy specialista fajokat is

tartalmaztak. Ez azt jelzi, hogy még a városi környezetben is előfordulhatnak olyan kis kiterjedésű élőhelyek, amelyek menedéket biztosítanak a természetes vegetáció elemeinek – hasonló megfigyelések születtek például bolognai (Salinitro et al. 2018) vagy montreali vizsgálatokban is (Duguay et al. 2007).

A Bray–Curtis disszimilitási elemzések és a klaszteranalízis eredményei alátámasztják, hogy a városi élőhelyek florisztikai homogenizációja és specializációja egyidejűleg van jelen a városi vegetációban. Egyes élőhelyek (pl. útszéli gyepek, repedések, ruderaliák) magas fajszámuk ellenére hasonló fajkészlettel rendelkeznek, ami összhangban áll a biotikus homogenizáció városi környezetben megfigyelt folyamataival (Kühn & Klotz 2006; McKinney 2002). Ezzel szemben olyan élőhelyek, mint a falak vagy a cserjések, különösen magas disszimilitási értékekkel bírtak, ami specifikus florisztikai struktúrákra utal – ez a kettősség jól tükrözi a városi növényzet sokféleségét és változatosságát.

A mikroélőhely-alapú térképezés pontosabb képet ad az élőhelyek ökológiai szerepéről, a ritka vagy specialista fajok eloszlásáról, valamint a városi biodiverzitás működési mintázatairól (Lundholm & Marlin 2006). Ezen megközelítés hasznosítható a természetvédelmi szempontból fontos élőhelyek azonosításában, valamint városökológiai indikátorrendszerek kidolgozásában is (Ossola et al. 2021; Staudhammer et al. 2018).

Jelen vizsgálat statikus képet ad a budapesti városi flóra aktuális állapotáról, azonban fontos hangsúlyozni, hogy a városi vegetáció dinamikus rendszer. A fajkészlet időbeli változása – különösen az idegenhonos fajok esetében – akár néhány éves skálán is jelentős lehet (Kowarik 2008). A vizsgálat során dokumentált, csak bizonyos élőhelyeken előforduló fajok (pl. virágládákban vagy falak repedéseiben) gyakran rövid életű, alkalmi megtelepedők, melyek jelenléte nem garantálja a hosszú távú fennmaradásukat (Kowarik 2005). Ez felveti a városi flóra monitoringjának fontosságát, különösen olyan helyeken, ahol a zavarástűrő fajok mellett ritka vagy újonnan betelepített fajok is megjelennek (Johnson & Munshi-South 2017).

A városi florisztikai felmérések során gyakori probléma a hozzáférhetőség kérdése, különösen a magánterületek esetén (Dyson et al. 2019). Jelen kutatásban is megfigyelhető, hogy az előkertek és magánkertek fajkészlete valószínűsíthetően alulbecsült, hiszen ezek az élőhelyek nem minden esetben voltak hozzáférhetőek. Ennek ellenére a magánkertek florisztikai szerepe kiemelkedő lehet (Gaston et al. 2005), mivel ezek rejtetten, de intenzíven hozzájárulhatnak a városi fajkészlethez (Pergl et al. 2016).

A vizsgálat során regisztrált fajok közt számos idegenhonos vagy kerti szökevény volt, ezek főként a bolygatott élőhelyeken (pl. repedések, virágládák, virágágyások) voltak jellemzőek. Az ilyen fajok megjelenése különösen figyelemre méltó, mivel a városi területek gyakran propagulumforrásként szolgálnak a környező természetes élőhelyek irányába (Ibáñez et al. 2023). A fajok pontos élőhelyi kötődése tehát nemcsak ökológiai szempontból, hanem természetvédelmi és előrejelzési célból is fontos lehet (La Sorte et al. 2008).

5.3. Az őshonos, az archeofiton és a neofiton növények fajszámát befolyásoló változók területi egység szinten

Modellezési eredményeink alapján azonosítottuk az egyes területi egységek fajszámát befolyásoló háttérváltozókat. A teljes fajszámot tekintve a fajszámra a legerőteljesebb pozitív hatást a vizsgált területi egység mérete és a városi élőhelyek száma gyakorolta, amelyeket a zöldterületek arányának nagysága, majd a városközponttól való távolság követett (12. táblázat).

Az őshonos fajok elemzése során megállapítottuk, hogy a legjelentősebb pozitív hatású háttérváltozók a zöldterületek arányának nagysága és a városi élőhelyek száma voltak. Ezzel szemben a felmért területi egység mérete kevésbé befolyásolta az őshonos fajok számát, míg a városközponttól való távolság és az őshonos fajok fajszáma között nem mutatkozott szignifikáns összefüggés (12. táblázat, 12. ábra).

Az archeofitonok esetében a fajszámot leginkább pozitívan befolyásoló tényezők a terület mérete és a városi élőhelyek száma voltak, amelyeket a zöldterületek arányának nagysága követett. A városközponttól való távolság azonban nem mutatott szignifikáns hatást az archeofitonok fajszámára (12. táblázat, 13. ábra).

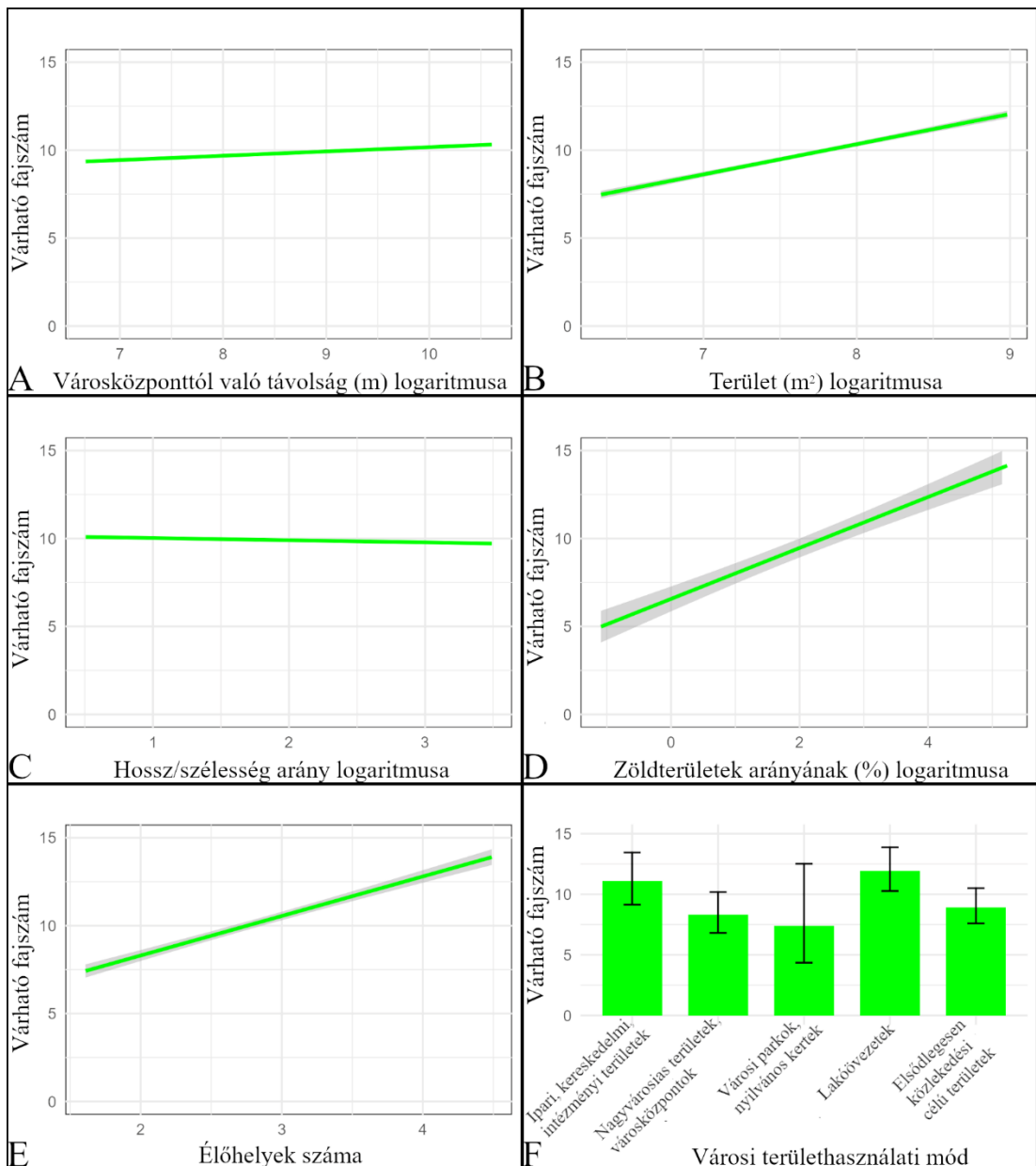
A neofitonok fajszámára a városi élőhelyek száma gyakorolta a legszignifikánsabb pozitív hatást, emellett pozitív szignifikáns összefüggést figyeltünk meg a városközponttól való távolsággal is. A terület mérete csak mérsékelt pozitív hatást gyakorolt a neofitonok fajszámára (12. táblázat, 14. ábra).

A vizsgált területi egységek alakja (hosszúság/szélesség aránya) nem mutatott szignifikáns hatást sem az össz fajszámra, sem az egyes honossági csoportok fajszámára. (12. táblázat, 12. ábra, 13. ábra, 14. ábra). A különböző városhasználati módok elemzése során azt találtuk, hogy az ipari-kereskedelmi területeket referenciaként alkalmazva az össz fajszám szignifikánsan alacsonyabb volt a nagyvárosias és a közlekedési célú területeken. Az archeofitonok esetében ez a hatás még erőteljesebben jelentkezett, míg az őshonos fajok száma kizárólag a nagyvárosias területeken mutatott szignifikáns csökkenést. A neofiton fajszámot illetően nem volt szignifikáns különbség a különböző városhasználati területek között (12. táblázat, 12. ábra, 13. ábra, 14. ábra).

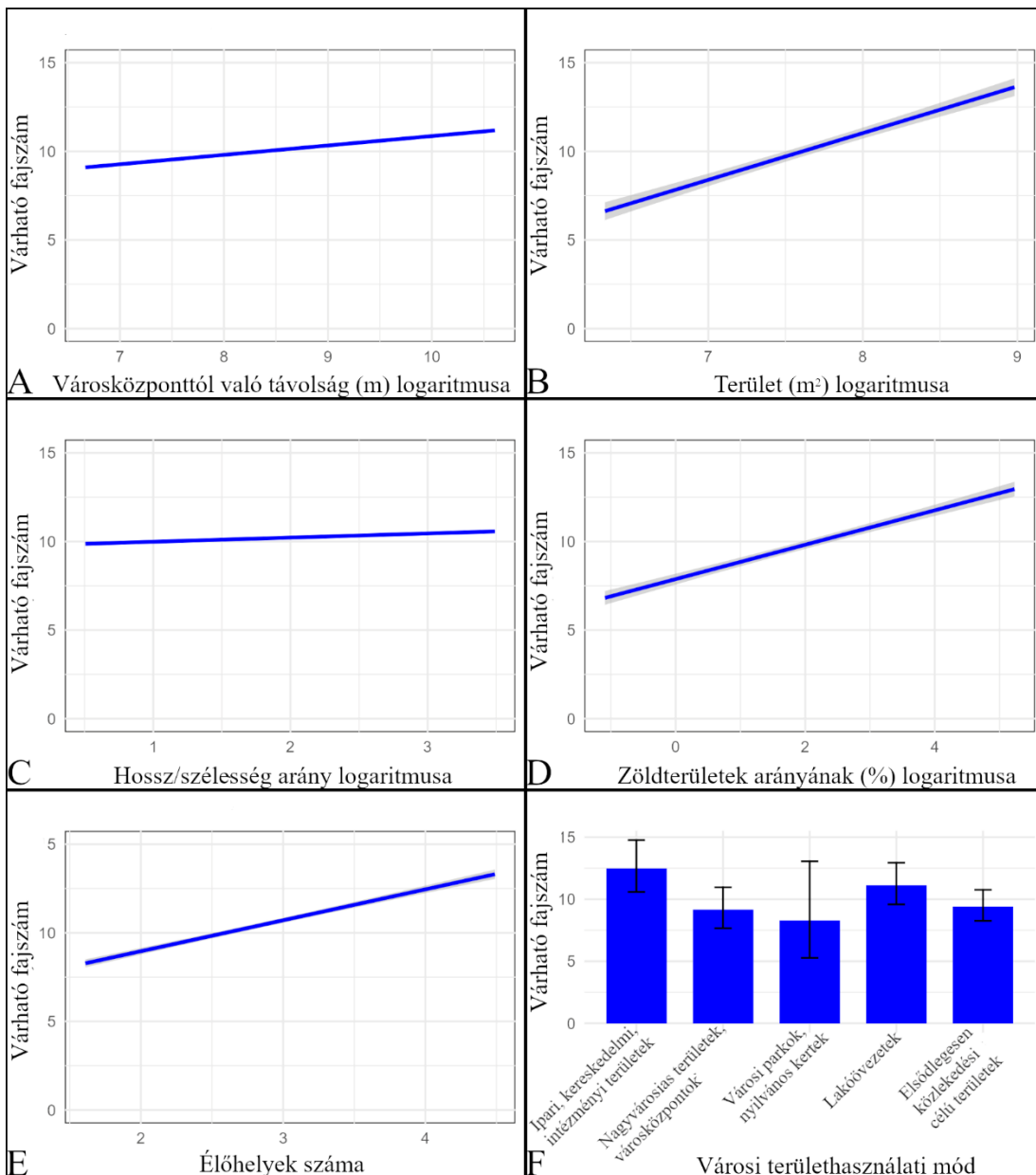
Az eredmények értékelése során két dolgot fontosnak tartok kiemelni: (1) ezek az eredmények az egyes területi egységekben előforduló fajok számáról nyújtanak információt; (2) a hasonló kutatások általában nagyobb léptékben és kisebb felbontásban foglalkoznak a városi területeken előforduló fajok számával, rendszerint tájléptékben vagy a területre vetített rácsháló alapján vizsgálják a különbségeket. Ezzel szemben ez a kutatás a legkisebb egységek (utcaszakaszok, terek, stb.) fajszámát vizsgálja.

12. táblázat. A területi egységekben előforduló fajok számának predikciójára létrehozott általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) statisztikai eredményei. A táblázat 4 különböző GLMM adatait tartalmazza: össz fajszám, őshonos fajok, archeofitonok, neofitonok. Mind a 4 csoport fajszámának modellezése során a vizsgált területi egységekkel kapcsolatban a következő háttérváltozókat vettük figyelembe: Városközponttól mért távolság (m); Terület (m²); Hossz/szélesség arány; Zöldterületek aránya (%); Városi élőhelyek száma; Városi területhasználat módja (Intézményi, ipari, kereskedelmi területek; Nagyvárosias területek; Parkok, nyilvános kertek; Lakóövezetek; Közlekedési célú területek). Minden fajcsoport esetén megadásra került a p-érték, a szignifikancia szintje (n.s. = nem szignifikáns; * = p:0,01-0,05; ** = 0,001-0,01; *** = p<0,001) és a hatás iránya (+/-) minden háttérváltozóval kapcsolatban.

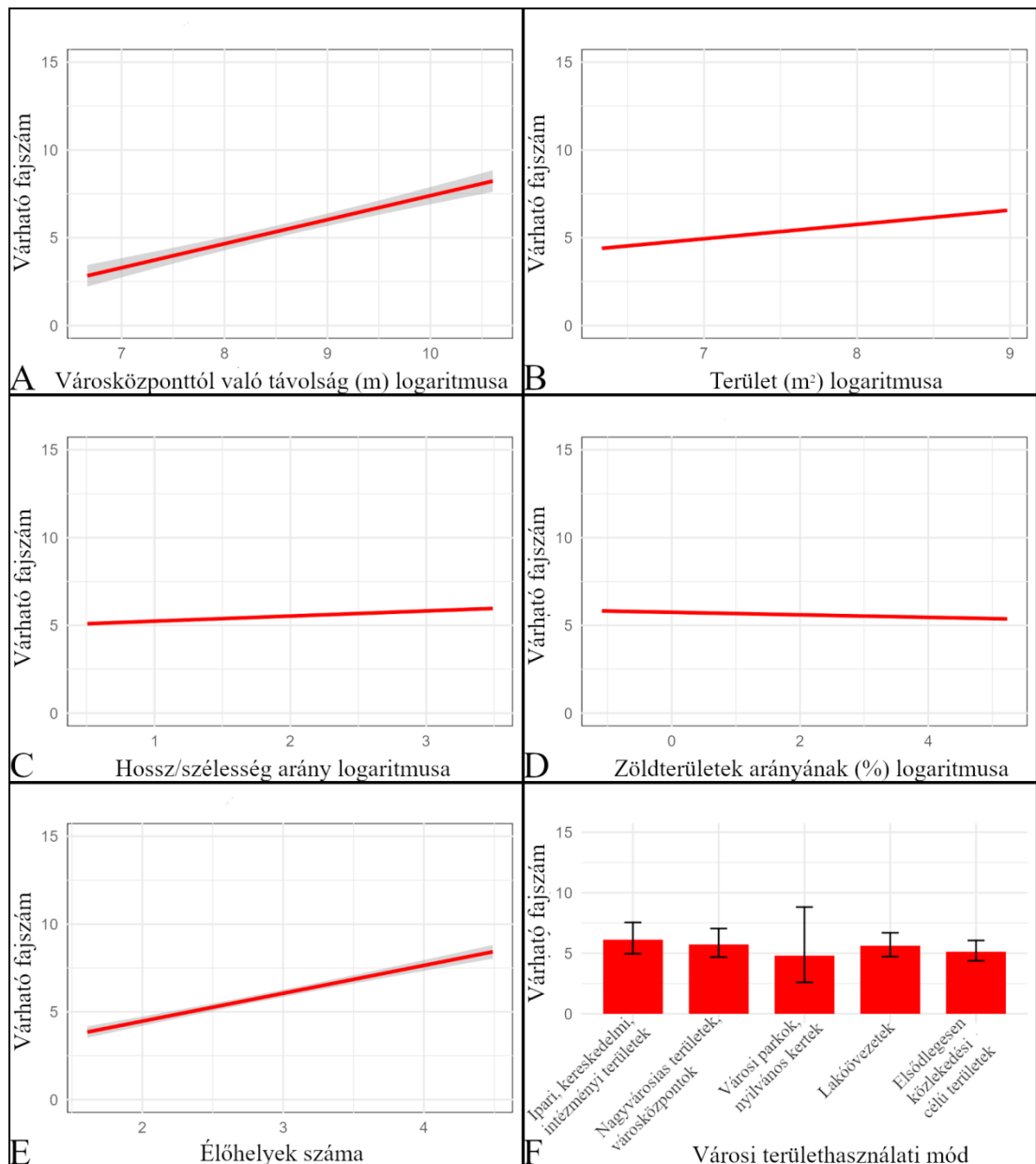
	Összfajszám			Őshonos fajok			Archeofitonok			Neofitonok		
		p-érték	szignifikancia	Hatás iránya	p-érték	szignifikancia	Hatás iránya	p-érték	szignifikancia	Hatás iránya	p-érték	Szignifikancia
Városközponttól való távolság (m)	0.033781	*	+	0.711351	n.s.	+	0.404252	n.s.	+	0.00144	**	+
Terület (m ²)	0.000102	***	+	0.013965	*	+	1.35e-05	***	+	0.03614	*	+
Hossz/szélesség arány	0.916772	n.s.	+	0.801968	n.s.	-	0.654953	n.s.	+	0.34537	n.s.	+
Zöldterületek aránya (%)	0.006553	**	+	0.000119	***	+	0.007323	**	+	0.76037	n.s.	-
Városi élőhelyek száma (db)	3.04e-12	***	+	6.25e-06	***	+	0.000145	***	+	1.41e-08	***	+
Terület-használat – nagyvárosias	0.024517	*	-	0.034971	*	-	0.008596	**	-	0.66566	n.s.	-
Terület-használat – park, közkert	0.131020	n.s.	-	0.141916	n.s.	-	0.088055	n.s.	-	0.45405	n.s.	-
Terület-használat – lakóövezetek	0.946661	n.s.	-	0.534338	n.s.	+	0.306540	n.s.	-	0.54858	n.s.	-
Terület-használat – közlekedés	0.042519	*	-	0.062215	n.s.	-	0.004802	**	-	0.18180	n.s.	-



12. ábra. A városi területi egységek várható őshonos fajszámát befolyásoló környezeti változók hatása a generalizált lineáris vegyes modell (GLMM) eredményei alapján. A modell függő változója az őshonos fajszám volt, amelyet negatív binomiális eloszlású GLMM segítségével modelleztünk. A prediktorváltozók között szerepelt: (A) a városközponttól való távolság (log-transzformáció); (B) a felmérési egység területe (log-transzformált); (C) a hossz-szélesség arány (log transzformált); (D) a zöldterületek aránya (log-transzformált); (E) az adott területi egységben jelen lévő élőhelyek száma. A városi területhasználat hatását (F) kategóriaváltozóként modelleztük. A panelekben zöld színnel jelöltük a fix hatásokhoz tartozó regressziós görbét (F panelen átlag ± SE), a szürke sávok pedig a 95%-os konfidenciaintervallumokat mutatják.



13. ábra. A városi területi egységek várható archeofiton fajszámát befolyásoló környezeti változók hatása a generalizált lineáris vegyes modell (GLMM) eredményei alapján. A modell függő változója az archeofiton fajszám volt, amelyet negatív binomiális eloszlású GLMM segítségével modelleztünk. A prediktorváltozók között szerepelt: (A) a városközponttól való távolság (log-transzformáció); (B) a felmérési egység területe (log-transzformált); (C) a hossz-szélesség arány (log transzformált); (D) a zöldterületek aránya (log-transzformált); (E) az adott területi egységben jelen lévő élőhelyek száma. A városi területhasználat hatását (F) kategóriaváltozóként modelleztük. A panelekben kék színnel jelöltük a fix hatásokhoz tartozó regressziós görbét (F panelen átlag ± SE), a szürke sávok pedig a 95%-os konfidenciaintervallumokat mutatják.



14. ábra. A városi területi egységek várható neofiton fajszámát befolyásoló környezeti változók hatása a generalizált lineáris vegyes modell (GLMM) eredményei alapján. A modell függő változója a neofiton fajszám volt, amelyet negatív binomiális eloszlású GLMM segítségével modelleztünk. A prediktorváltozók között szerepelt: (A) a városközponttól való távolság (log-transzformáció); (B) a felmérési egység területe (log-transzformált); (C) a hossz-szélesség arány (log transzformált); (D) a zöldterületek aránya (log-transzformált); (E) az adott területi egységben jelen lévő élőhelyek száma. A városi területhasználat hatását (F) kategóriaváltozóként modelleztük. A panelekben piros színnel jelöltük a fix hatásokhoz tartozó regressziós görbét (F panelen átlag ± SE), a szürke sávok pedig a 95%-os konfidenciaintervallumokat mutatják.

Az össz fajszám és a vizsgált területi egység mérete közötti erős pozitív összefüggés nem meglepő. Logikus, hogy minél nagyobb területű egy vizsgált utcaszakasz, átlagosan annál több fajt találhatunk benne. Ez a jelenség nem ismeretlen és számos klasszikus biogeográfiai vizsgálat is igazolta (Kilburn 1966; Lomolino 2000; Whittaker & Triantis 2012). Megvizsgálva az egyes honossági csoportokat azonban azt látjuk, hogy – bár minden csoportra pozitív szignifikáns hatása van a terület méretének – a hatás az archeofitonok esetében lényegesen erősebb. Az archeofitonok, mint kultúrakövető növények jól alkalmazkodtak az emberi tevékenységek következtében fennálló zavarásokhoz (Pyšek & Jarošík 2005), ennek

megfelelően városi ökoszisztémákban eloszlásuk egyenletesebb, mind városon belül, mind városok között (Lososová et al. 2012). Bár a legtöbb kutatás arról számol be, hogy nagyobb léptékben vizsgálva az őshonosok, az archeofitonok és a neofitonok fajgazdagsága erős összefüggést mutat egymással, minél gazdagabb egy város őshonos fajokban, annál gazdagabb archeofitonokban és neofitonokban, ez Budapesten kis léptékben (az utcaszakaszok, terek szintjén) nem jelentkezik. A teljes fajszám tekintetében a városi élőhelyek nagyobb száma szignifikánsan magasabb fajgazdagságot eredményezett, amit a zöldterületek aránya és a városközponttól való távolság követett. Eredményeink azt sugallják, hogy az az általános vélekedés, amely szerint a városszerkezet heterogenitása és a városi zöldterületek nagysága gyakran nagyobb fajgazdagságot eredményez (Szlavec et al. 2011; Threlfall et al. 2016), kis léptékben, az egyes utcaszakaszok szintjén is helytálló.

Az őshonos fajok esetében érdekes összefüggés, hogy a vizsgált terület mérete kevésbé befolyásolta pozitívan a fajszámot, mint az élőhelyek száma és a zöldterületek nagysága, illetve a városközponttól való távolság egyáltalán nem mutat összefüggést az őshonos fajok számával. Ez arra enged következtetni, hogy a városban található őshonos fajok nem a városon kívülről érkezve telepednek meg, hanem a megfelelő élőhelyeken túl tudnak élni az urbanizáció ellenére is (Kowarik & Lippe 2018). A városaszati módok szerint megvizsgálva is csak a nagyvárosias területeken találunk kevesebb őshonos fajt. Korábbi kutatások – szintén nagyobb léptékben vizsgálva – azt találták, hogy átlagosan nagyobb az őshonos fajok gazdagsága a külvárosi területeken, mint a város közepe felé közeledve (Afonso et al. 2020), azonban kis léptékben az látszik, hogy az őshonos fajok fennmaradása szempontjából fontosabb, hogy az adott utcaszakaszon rendelkezésre állnak-e megfelelő, kevésbé bolygatott élőhelyek.

A legmeglepőbb eredményeket a neofitonok fajszámával kapcsolatban kaptuk: legerősebben a városi élőhelyek számától függ a fajszámuk, emellett igen erős összefüggést mutat a városközponttól mért távolsággal és kissé pozitív összefüggést mutat csak a vizsgált terület méretével. Az az összefüggés, hogy a neofitonok ebben a léptékben vizsgálva nagyobb diverzitással fordulnak elő a város külső részein elhelyezkedő utcákon, mint az erősen urbanizált belvárosi területek utcáin, ellentmond számos korábbi kutatásnak, ahol azt találták, hogy a neofitonok főként a városközpontokban gyakoriak (pl. Kowarik 2011). Ez az eredmény is rávilágít arra, hogy a neofitonok – főként az alkalmi megtelepedők – előfordulása városi környezetben esetleges. Ennek az összefüggésnek a hátterében az állhat, hogy a külső területeken a magánkertekben ültetett nagyszámú idegenhonos faj nagyobb eséllyel szökik ki a természetből és marad fenn (Guo et al. 2019). Így ezeknek a területeknek kiemelt jelentősége lehet a későbbi inváziók szempontjából és sokkal nagyobb odafigyelést igényelnek a kutatók részéről, hogy időben észrevegyék egy inváziós szempontból potenciálisan veszélyes faj terjedését (Duguay et al. 2007; Essl et al. 2011).

Összességében megállapítható, hogy a városokban nagy léptékben lezajló folyamatok részben érvényesek az utcaszakaszok szintjén is. Érdeemes volna nagyobb figyelmet fordítani a városi ökoszisztémák kisebb egységeire, az egyes élőhelyekre és olyan kis szerkezeti elemekre, mint az utcaszakaszok és a terek.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A budapesti városi flóra vizsgálata rámutatott arra, hogy az urbanizált területek – annak ellenére, hogy jelentős mértékű antropogén hatásoknak vannak kitéve – képesek jelentős florisztikai diverzitást fenntartani, és sajátos fajösszetételt mutatni. A megtalált 1021 edényes növényfaj, amely a hazai flóra harmadát képviseli, bizonyítja, hogy a városi környezet olyan komplex ökológiai rendszer, amelyben számos, különböző eredetű és ökológiai igényű faj együttélésére nyílik lehetőség. Az őshonos, archeofiton és neofiton fajok eloszlása és száma ugyanakkor jelentős eltéréseket mutat az élőhelyi sajátosságok, a zavartsági szint, valamint a térbeli és strukturális jellemzők függvényében. Ez hangsúlyozza annak szükségességét, hogy amellet, hogy a városi flórát egységes entitásként kezeljük és értékeljük, helyezzünk hangsúlyt további finomléptékű vizsgálatokra is.

Kutatásom eredményei rávilágítanak arra, hogy a városi növényi fajgazdagságot érdemes különböző léptékekben vizsgálni, mert így különböző mintázatokat fedezhetünk fel, amelyek jobban segíthetik a városi ökoszisztémák spontán növényzetének gazdagságának és összetételének megismerését. A városi biodiverzitásra ható folyamatok minél szélesebb körű feltárásával a kutatók hozzájárulhatnak az urbanizáció, mint komplex folyamat megértéséhez és ezen keresztül a városok élhetőbbé tételéhez és a városi biodiverzitás megőrzéséhez. A városok mikroélőhelyeinek jobb megismerése segíti a természetvédelmi szempontból értékes városi területek azonosítását.

A városok florisztikai és ökológiai vizsgálata számos nehézségbe ütközik, főként a magánterületek jelentős mérete miatt. Érdemes volna a lakosságot bevonni a városi florisztikai és ökológiai kutatásokba. Ennek két pozitív hozadéka is volna: (1) a kutatók olyan helyekről kapnának biotikai adatokat, amelyek elérhetetlenek számukra; (2) jobban bevonódna a lakosság a városi biodiverzitás feltárásába, ezáltal érdekeltté válna annak megőrzésében.

A kutatás során a legfontosabb és legégetőbb kérdésnek a városokban előforduló és terjedő idegenhonos, főként neofiton fajok nagyszámú jelenléte tűnt. Ezeknek a vizsgálata azonban nehézkes, mivel annyira esetleges a legtöbb faj előfordulása, hogy a városi területek élőhelyeinek szisztematikus átfésülése nélkül ritkán kerülnek a kutatók szeme elé. A legtöbb ilyen fajt csak akkor vesszük észre, amikor már meghonosodott állományaik vannak. Emiatt kiemelten fontos lenne minél több városi terület szisztematikus átfésülése, hogy időben észleljük az újonnan megjelenő neofitonokat. A kertészeti természetből kiszökő növények gyakran településeken és azok környékén alkotnak először önfenntartó populációkat. A kertészeti kereskedelemnek kiemelt szerepe van a potenciálisan inváziós fajok terjesztésében. Fontos volna, hogy meginduljon az egyeztetés a kertész és a tájépítész szakmával és a várostervezőkkel, értendő ez úgy az önkormányzati szektorra, mint a magánszektorra. Első lépésként megindult az egyeztetés a tájépítész szakmával egy konferencia workshop keretében 2025.02.28-án Az I. Magyar Invázióbiológia Konferencián „Hogyan ne ültessünk inváziós növényeket?” címmel.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

A kutatás új tudományos eredményei az alábbi pontokban foglalhatók össze:

1. Tesztelésem és továbbfejlesztésem alapján újszerű élőhelyalapú városflorisztikai felmérési módszert ültettem a gyakorlatba és javaslok használni.
2. Elkészítettem Budapest urbán flórájának aktuális leltárját, mely 1021 fajt tartalmaz.
3. Jelentős florisztikai adatokkal járultam hozzá Magyarország flórájának ismeretéhez, továbbá 8, az országra nézve új edényes növényfajt mutattam ki.
4. Neofitonok terjedését dokumentáltam és értékeltem lehetséges inváziós potenciáljukat.
5. Megállapítottam az egyes városi élőhelyek hozzájárulását a jól körülhatárolható városi területek növényi fajszámához.
6. Kialakítottam a városi élőhelyek kezelhető rendszerét azok fajkészlete alapján.
7. Azonosítottam a városi területek fajszámait kisléptékben befolyásoló háttérváltozókat.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

A 21. század egyik meghatározó globális folyamata az urbanizáció, amely komplex módon alakítja át a városi ökoszisztémákat, befolyásolva a biológiai sokféleséget és az ökológiai folyamatokat. A városi élőhelyek átalakulása és zavartsága elősegíti az idegenhonos, zavarástűrő fajok megtelepedését, miközben ezek az ökoszisztémák sajátos fajkészlettel és ökoszisztéma-szolgáltatásokkal is rendelkezhetnek. Az urbanizáció következtében kialakuló újszerű ökoszisztémák új kutatási lehetőségeket teremtenek az ökológiai folyamatok jobb megértéséhez. A városi flóra vizsgálata különösen fontos szerepet játszik a regionális biodiverzitás megőrzésében, különösen olyan városok esetében, amelyek élőhelyi mozaikjai menedéket nyújthatnak ritka és veszélyeztetett fajok számára is. Ennek ellenére a városi mikroélőhelyek részletes kutatása eddig háttérbe szorult, különösen Magyarországon.

A jelen dolgozat célja Budapest példáján keresztül feltárni a városi flórakutatás lehetőségeit és módszertani kihívásait. A kutatás célkitűzései között szerepel a főváros florisztikai leltárának elkészítése, a neofiton flóra részletes vizsgálata, valamint az egyes városi élőhelyek fajszámának és fajösszetételének értékelése.

A 2018 és 2024 között végzett florisztikai felméréseim során Budapest városi belterületein 1021 edényes növényfajt azonosítottam, amelyek közül 50% őshonos, 20% archeofiton, míg 30% neofiton. A gyakorisági elemzések alapján a legtöbb taxon ritka vagy kivételesen ritka: a fajok több mint háromnegyede a mintaterületek kevesebb mint 1%-ában fordult elő. Az elterjedési adatok alapján csupán 6 faj volt jelen a területi egységek több mint felében. A 100 leggyakoribb faj adta az összes előfordulás több mint háromnegyedét, míg a fajok felét kitevő ritka és igen ritka elemek mindössze 2%-ban járulnak hozzá az előfordulások számához.

Az azonosított 1021 faj a hazai flóra 33%-át teszi ki, jóllehet Budapest területe csupán az ország 0,5%-a. Ez mutatja a városi flóra kiemelt jelentőségét a regionális biodiverzitás szempontjából. A fővárosi flóra egyik jellemző indikátora az őshonos-archeofiton-neofiton arány eltolódása: míg országos szinten ez 7-1-2 (Csiky et al. 2023), addig Budapesten 5-2-3. A városok közötti összehasonlítás alapján Budapest florisztikai diverzitása elmarad például Bécs, Berlin vagy Varsó értékeitől (Pyšek 1998), amely részben a vizsgálati módszertan különbségeire is visszavezethető, hiszen kutatásom nem terjedt ki természetes élőhelyekre.

Az életforma-elemzés alapján az egyéves fajok (Th) dominanciája (35%) jellemző, ugyanakkor az őshonos fajok esetében az évelő lágyszárúak aránya (67%) jelentősen meghaladja az egyévesekét (20%). Ezzel szemben az archeofitonoknál az egyévesek túlsúlya (70%) egyértelmű, míg a neofitonok esetében kiegyenlítettebb az életformák eloszlása (egyéves: 36%, évelő lágyszárú: 38%, fásszárú: 26%).

A legfajgazdagabb családok az Asteraceae (125 taxon), Poaceae (100), Brassicaceae (62) és Fabaceae (50), amelyek mind a honos, mind az idegenhonos elemekben jelentős arányt képviselnek. A chorológiai megoszlást vizsgálva a városi flórában az eurázsiai, európai, cirkumpoláris és kozmopolita elemek dominálnak, azonban a szubmediterrán flóraelemek szokatlanul magas aránya (67 őshonos és archeofiton faj) szintén figyelemre méltó.

A neofitonok részletesebb megvitatást érdemelnek. A legtöbbjük ritka vagy kivételesen ritka, csupán 14 faj volt jelen a területi egységek legalább 10%-ában. A leggyakoribb neofitonok közé olyan fajok tartoznak, melyek országos szinten is igen gyakoriak, mint például az *Ailanthus altissima*, az *Erigeron canadensis* vagy az *Ambrosia artemisiifolia*. A neofitonok 77 családot képviselnek, közülük az Asteraceae és Poaceae a legváltozatosabb. A neofiton flóra túlnyomó többsége a mérsékelt égövől, különösen Ázsiából (73 faj), Észak-Amerikából (71) és a Földközi-tenger térségéből (49) származik.

Az inváziós státusz szerinti bontásban a neofitonok 63%-a alkalmi megtelepedő, 19%-a meghonosodott, 13%-a inváziós, míg 5%-a transzformer faj. Az alkalmi megtelepedő fajok aránya Budapesten magasabb, mint az országos átlag (Csiky et al. 2023), amit a termesztett dísznövények szubszpontán előfordulása magyaráz. A behurcolási útvonalakat vizsgálva az látszik, hogy a neofitonok 74%-át szándékosan, többségében dísznövényként hozták be, míg a véletlen behurcolás – szintén főként a dísznövény-kereskedelemhez kapcsolódóan – az esetek 21%-ában volt jellemző. Ezek az eredmények összhangban állnak más európai városok tapasztalataival (Arianoutsou et al. 2021).

A legtöbb faj terjedése lokális jellegű, számos faj csak átmenetileg jelenik meg szubszpontán módon a városi élőhelyeken (Jeanmonod et al. 2011; Dyson et al. 2019). Ugyanakkor az újonnan megjelenő fajok korai észlelése alapvető fontosságú lehet a potenciális inváziók megelőzésében (Čeplová et al. 2017), ezért kutatásomban különös figyelmet fordítottam az új fajok detektálására. A vizsgálatok eredményeként 87 olyan neofitont azonosítottam Budapesten, amely nem szerepel a legfrissebb országos listán (Csiky et al. 2023), így ezek dokumentálása jelentős mértékben hozzájárulhat a hazai neofiton adatbázis bővítéséhez. A kutatás során ezek mellett nyolc olyan faj került elő, melyek újak hazánk flórájára: *Campanula portenschlagiana* Roem. & Schult., *Clinopodium nepeta* (L.) Kuntze, *Chasmanthium latifolium* (Michx.) H.O.Yates, *Cyrtomium fortunei* J.Sm., *Linaria maroccana* Hook.f., *Nicotiana sylvestris* Speg., *Sabulina tenuifolia* (L.) Rchb., *Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaertn. Előkerült továbbá három olyan faj, melyeknek recens adatai nem voltak Magyarországról: *Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach, *Lagenaria siceraria* (Molina) Standl., *Sisymbrium irio* L. Továbbá számos faj jelentős terjedését sikerült dokumentálni (pl. *Erigeron sumatrensis* Retz., *Euphorbia prostrata* Aiton.).

Budapest városi élőhelyeinek florisztikai vizsgálata során 4143 felvétel alapján 16 élőhelytípus növényzeti jellemzőit elemeztem. Az élőhelyek gyakorisága széles skálán mozgott: a repedések szinte mindenhol előfordultak (94,3%), míg például az árkok vagy rézsűk ritkák voltak. A fajszámot tekintve a rézsűk kiemelkedtek (átlagosan 24,3 faj), míg a falak, virágládák és fák ültetőgödrei rendre a kevés fajt tartalmazó élőhelyek közé tartoztak.

Az őshonosok, az archeofitonok és a neofitonok fajszámainak elemzése során bizonyítást nyert, hogy az őshonos fajok és az archeofitonok sokkal inkább kötődnek bizonyos élőhelytípusokhoz, míg a neofitonok egyenletesebb eloszlást mutattak az élőhelyek között. Az őshonos fajok leginkább a folyamatosan gyeppel borított, kevésbé bolygatott élőhelyeken (rézsűkön, útszéli és nem útszéli gyepekben, pázsitokban) voltak jelen nagyobb fajszámmal. Az archeofiton fajok a kevésbé

bolygatott, gyepes élőhelyek mellett nagyobb számban voltak jelen az erősebben bolygatott élőhelyeken is, különösen nagy fajszámot mértem a rézsűkön és vasutakon. A neofiton fajok ezzel szemben kiegyenlítettebben oszlottak el, de valamelyest nagyobb számban fordultak elő vasutaknál, ruderaliákon és virágágyásokban.

A fajkészlet florisztikai egyedisége szintén az élőhelyek funkcionális elkülönülését tükrözte: a rézsűk, útszéli és városi gyepesek több egyedi fajt tartalmaztak, míg a falak, virágládák és fák ültetőgödrei ebből a szempontból is szegényesek voltak. A florisztikai klaszterelemzés öt élőhelycsoportot különített el. A cserjések, falak és bizonyos kerttípusok (pl. magánkertek) egyedi fajkészlettel rendelkeztek, míg a gyepes és nyílt bolygatott élőhelyek (pl. útszélek, repedések, vasutak) egy florisztikai komplexumot alkottak.

Az eredmények rávilágítanak arra, hogy a városi mikroélőhelyek florisztikai diverzitása és fajösszetétele nagymértékben függ az élőhely fizikai és ökológiai sajátosságaitól. A közepesen zavart, talajjal rendelkező, nem rendszeresen bolygatott élőhelyek (pl. rézsűk, városi gyepesek, útszéli gyepesek) fajszáma volt a legnagyobb, főként az őshonos és archeofiton fajok esetében. Ezek az élőhelyek az egyedi fajok száma szempontjából is kiemelkedtek. A rendszeresen bolygatott, kertészeti célú élőhelyek (pl. virágágyások, virágládák) főként idegenhonos fajokban bővelkedtek. A falak bár fajszegények, néhány speciális, másutt ritka fajt is tartalmaztak (pl. páfrányok), ami ökológiai jelentőségüket növeli.

A florisztikai homogenizáció és specializáció egyaránt jelen van a budapesti városi élőhelyek között. Míg egyes élőhelytípusok egymással rokon fajkészletet mutatnak (pl. gyepes élőhelyek), mások – például a falak vagy a cserjések – szinte teljesen eltérő florisztikai szerkezetet képviselnek. Az ilyen típusú, élőhelyalapú finomfelbontású vizsgálatok alkalmasak lehetnek a városi élőhelyek növényi diverzitásban betöltött szerepének jobb megértésére, valamint a természetvédelmi szempontból jelentős városi élőhelyek azonosítására.

A budapesti városi területi egységek (pl. utcaszakaszok, terek) növényi fajszámát számos környezeti és strukturális változó befolyásolja. Az össz fajszám szintjén a legerősebb pozitív hatású tényezőnek a vizsgált területek mérete és a jelen lévő városi élőhelyek száma bizonyult. Ezeket követte a zöldterületek arányának nagysága, valamint a városközponttól való távolság. Az őshonos fajok esetében elsősorban a zöldfelületi arány és az élőhelyek száma hatott szignifikánsan pozitívan, míg a terület mérete csupán mérsékelten befolyásolta a fajszámot. A városközponttól mért távolság az őshonos fajok esetében nem mutatott szignifikáns összefüggést. Az archeofitonok számát szintén pozitívan befolyásolta a terület mérete és az élőhelyek száma, míg a zöldterület aránya szintén kedvező hatást gyakorolt rájuk, de gyengébb mértékben. A városközponttól mért távolság ezeknél a fajoknál nem bizonyult meghatározónak. A neofiton fajszámot tekintve a legmeghatározóbb tényező a városi élőhelyek száma volt, amelyet a városközponttól való távolság követett; a terület méretének hatása itt csak enyhén pozitívnak mutatkozott.

A különböző városhasználati kategóriák (pl. ipari, nagyvárosias, közlekedési célú) hatásainak vizsgálata során az össz fajszám szignifikánsan alacsonyabbnak bizonyult a nagyvárosias és közlekedési célú területeken. A neofitonok esetében nem mutatkozott szignifikáns különbség a városhasználati kategóriák között.

A modellek eredményei rávilágítanak arra, hogy bár az össz fajszám és a terület mérete között egyértelmű és jól értelmezhető pozitív kapcsolat áll fenn, a honossági státuszok szerinti bontás új szempontokat tár fel. Az archeofitonok eloszlása például különösen érzékeny a vizsgált terület méretére, ami kultúrakövető jellegükből és zavarástűrésükből fakadhat. Az eredmények alátámasztják azt is, hogy az egyes honossági kategóriák nem feltétlenül követik egymást kisebb léptékben: míg nagyobb térléptékben gyakori, hogy az őshonos, archeofiton és neofiton fajok fajszáma együtt nő, ez az utcaszakaszok szintjén nem mindig igazolható.

A városi élőhelyek számának fajszámra gyakorolt erőteljes pozitív hatása minden fajcsoportnál megfigyelhető volt, amelyet – különösen az őshonos fajok esetében – a zöldfelületi arány követett. Ez megerősíti azt a széles körben elfogadott ökológiai megfigyelést, miszerint a városi tájszerkezet heterogenitása és a zöldfelületek aránya növeli a biodiverzitást (pl. Threlfall et al. 2016; Ortega-Álvarez et al. 2011). Fontos kiemelni, hogy ezek a hatások nemcsak táji léptékben, hanem az utcaszakaszok szintjén is érvényesülnek.

Az őshonos fajokra vonatkozó eredmények azt sugallják, hogy ezek a fajok nem feltétlenül kívülről, a természetes környezetből érkeznek a városba, hanem képesek az urbanizációs nyomás ellenére is fennmaradni ott, ahol megfelelő élőhelyi feltételek biztosítottak. Ez a megfigyelés összhangban áll azzal a megközelítéssel, miszerint a városi biodiverzitás megőrzése szempontjából kiemelkedően fontos a kevésbé bolygatott élőhelyek megőrzése még a belső városi zónákban is.

A neofitonok fajszáma kapcsán az egyik legmeglepőbb eredmény a városközponttól való távolsággal mutatott pozitív összefüggés volt, amely ellentmond több korábbi kutatásnak, amelyek szerint ezek a fajok elsősorban a városközpontokra jellemzők. Ez az ellentmondás arra utalhat, hogy a neofitonok, különösen az alkalmi megtelepedők városi előfordulása nagyfokú esetlegességet mutat. Esetükben a külső városrészek magánkertjeiben termesztett idegenhonos dísznövények kiszökése és lokális fennmaradása lehet a meghatározó, amely a későbbi inváziók szempontjából komoly ökológiai kockázatot jelenthet.

Összességében eredményeink megerősítik, hogy a városi ökoszisztémák fajgazdagságát alakító folyamatok nemcsak nagy léptékben, hanem az egyes városi elemek – például utcaszakaszok vagy terek – szintjén is értelmezhetők. A jövőbeli városi természetvédelmi és ökológiai kutatásoknak érdemes lenne fokozottabb figyelmet fordítani az ilyen finomléptékű térbeli egységek biológiai sokféleségére és ökológiai szerepére.

9. SUMMARY

One of the defining global processes of the 21st century is urbanization, which transforms urban ecosystems in complex ways, influencing both biodiversity and ecological processes. The transformation and disturbance of urban habitats facilitate the establishment of non-native, disturbance-tolerant species, while these ecosystems may also host unique species assemblages and ecosystem services. The novel ecosystems emerging due to urbanization open up new opportunities for understanding ecological processes. Studying urban flora plays a particularly important role in conserving regional biodiversity, especially in cities whose habitat mosaics may provide refugia for rare and endangered species. Despite this, detailed research on urban microhabitats has remained underrepresented, particularly in Hungary.

This study aims to explore the potential and methodological challenges of urban floristic research through the example of Budapest. The objectives of the research include the compilation of a floristic inventory of the capital city, a detailed analysis of neophyte flora, and the assessment of species number and composition across urban habitats.

During floristic field surveys conducted between 2018 and 2024 in the inner urban areas of Budapest, I identified 1,021 vascular plant species, of which 50% were native, 20% archaeophytes, and 30% neophytes. Frequency analyses revealed that most taxa were rare or extremely rare: over three-quarters of the species occurred in less than 1% of the sampled plots. Only six species were present in more than half of the plots. The 100 most common species accounted for more than three-quarters of all occurrences, while the rare and extremely rare species—which made up half of the total species pool—contributed to only 2% of the total records.

The identified 1,021 species represent 33% of Hungary's vascular flora, even though Budapest covers only 0.5% of the country's area. This highlights the significant role of urban flora in regional biodiversity. However, the native–archaeophyte–neophyte ratio in the flora of the capital shows a marked shift: while the national ratio is 7:1:2 (Csiky et al. 2023), in Budapest it is 5:2:3. Compared to other cities, Budapest's floristic diversity is lower than that of Vienna, Berlin, or Warsaw (Pyšek 1998), which can partly be explained by differences in methodology, as my study did not cover natural habitats.

The analysis of life forms revealed a dominance of annual species (therophytes; 35%), while among native species, perennial herbs were much more common (67%) compared to annuals (20%). In contrast, archaeophytes showed a clear dominance of annuals (70%), whereas neophytes had a more balanced distribution of life forms (annuals: 36%, perennial herbs: 38%, woody plants: 26%).

The most species-rich families were Asteraceae (125 taxa), Poaceae (100), Brassicaceae (62), and Fabaceae (50), all of which were prominent in both native and non-native elements. From a chorological perspective, Eurasian, European, circumpolar, and cosmopolitan elements dominated the urban flora, though the unusually high proportion of sub-Mediterranean elements (67 native and archaeophyte species) is also noteworthy.

The neophytes merit further discussion. Most were rare or extremely rare, with only 14 species occurring in at least 10% of the plots. The most widespread neophytes included species that are also common at the national level, such as *Ailanthus altissima*, *Erigeron canadensis*, and *Ambrosia artemisiifolia*. Neophytes belonged to 77 families, with Asteraceae and Poaceae being the most diverse. The majority of neophyte species originated from temperate regions, especially Asia (73 species), North America (71), and the Mediterranean (49).

Regarding invasion status, 63% of neophytes were casual, 19% established, 13% invasive, and 5% transformers. The proportion of casual species was higher in Budapest than the national average (Csiky et al. 2023), likely due to the spontaneous occurrence of cultivated ornamental plants. The introduction pathways revealed that 74% of neophytes were intentionally introduced, mostly as ornamentals, while accidental introductions—mainly via transport and agriculture—accounted for 21%. These findings are consistent with experiences in other European cities (Arianoutsou et al. 2021).

Most species exhibited localised spread, and many appeared only temporarily in urban habitats in a spontaneous manner (Jeanmonod et al. 2011; Dyson et al. 2019). Nevertheless, the early detection of newly emerging species may be crucial in preventing potential invasions (Čeplová et al. 2017). Therefore, I paid special attention to detecting new species. As a result, I identified 87 neophytes in Budapest that are not included in the most recent national checklist (Csiky et al. 2023), significantly contributing to the expansion of the Hungarian neophyte database. In addition, eight species new to the Hungarian flora were documented: *Campanula portenschlagiana* Roem. & Schult., *Clinopodium nepeta* (L.) Kuntze, *Chasmanthium latifolium* (Michx.) H.O.Yates, *Cyrtomium fortunei* J.Sm., *Linaria maroccana* Hook.f., *Nicotiana sylvestris* Speg., *Sabulina tenuifolia* (L.) Rchb., and *Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaertn. Three species were also found with no recent records in Hungary: *Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach, *Lagenaria siceraria* (Molina) Standl., and *Sisymbrium irio* L. Additionally, the significant spread of several species was documented, such as *Erigeron sumatrensis* Retz. and *Euphorbia prostrata* Aiton.

Based on 4,143 relevés, I analyzed the floristic characteristics of 16 urban habitat types in Budapest. These habitats showed a wide range of frequencies: cracks and crevices were almost ubiquitous (94.3%), while habitats such as ditches and embankments were much less common. In terms of species number, embankments stood out (mean of 24.3 species), while walls, flowerpots, and tree pits were among the poorest in species.

The analysis of native, archaeophyte, and neophyte species number showed that native and archaeophyte species were more strongly associated with specific habitat types, whereas neophytes were more evenly distributed across habitats. Native species were most abundant in less disturbed, grass-covered habitats (e.g. embankments, roadside and non-roadside grasslands, lawns). Archaeophytes were also numerous in these grassland habitats but were additionally well represented in more disturbed habitats, particularly on embankments and railways. Neophytes, by contrast, were more evenly spread but occurred in higher numbers in railways, ruderal areas, and flowerbeds.

The floristic uniqueness of species assemblages also reflected functional habitat separation: embankments, urban grasslands, and roadsides contained more unique species, while walls, flowerpots, and tree pits were floristically poor. Cluster analysis of floristic similarity identified five distinct habitat groups. Shrublands, walls, and certain garden types (e.g. private gardens) had unique floristic compositions, while grasslands and open disturbed habitats (e.g. roadsides, cracks, railways) formed a single floristic complex.

These findings demonstrate that the floristic diversity and species composition of urban microhabitats are strongly shaped by their physical and ecological properties. Moderately disturbed habitats with soil cover and irregular disturbance (e.g. embankments, grasslands, roadsides) proved to be the most species-rich, especially for native and archaeophyte species. These habitats also contained the highest numbers of unique species. Regularly disturbed, horticultural habitats (e.g. flowerbeds, pots) were rich in alien species. Although species-poor, walls also hosted a few specialized species (e.g. ferns), enhancing their ecological value.

Floristic homogenization and specialization were both evident among Budapest's urban habitats. While some habitat types shared closely related species assemblages (e.g. grassy habitats), others—such as walls and shrublands—had entirely distinct floristic structures. Such fine-scale, habitat-based investigations are valuable for better understanding the role of urban habitats in supporting plant diversity and for identifying urban habitats of conservation importance.

The plant species number of urban spatial units (e.g. street sections, squares) was influenced by a range of environmental and structural variables. At the overall species level, the strongest positive drivers were the area of the site and the number of urban habitat types present. These were followed by the proportion of green space and distance from the city center. For native species, the number of habitats and the proportion of green areas were significantly positive, while site size had only a moderate effect. Distance from the city center was not significantly associated with native species number. The number of archaeophytes was positively influenced by both area and habitat richness, and to a lesser extent by green cover, but was not affected by centrality. For neophytes, the number of habitat types was the strongest driver, followed by distance from the city center; site size had only a slight positive effect.

When examining the effect of land-use types (e.g. industrial, metropolitan, transport-oriented), overall species number was significantly lower in metropolitan and transport-related areas. For neophytes, no significant differences were found among land-use categories.

The models revealed that while there is a clear and interpretable positive relationship between total species number and area, the breakdown by nativeness status offers new insights. For instance, archaeophyte distribution was particularly sensitive to site area, likely due to their disturbance tolerance and cultural association. The results also confirmed that different floristic categories do not necessarily follow similar trends at smaller scales: although native, archaeophyte, and neophyte species number may increase together at broader spatial scales, this pattern is not always consistent at the level of street sections.

The strong positive effect of urban habitat richness on species number was observed across all species groups, followed—especially for native species—by the proportion of green space. This supports a widely accepted ecological observation that habitat heterogeneity and green space coverage enhance biodiversity (e.g. Threlfall et al. 2016; Ortega-Álvarez et al. 2011). It is important to highlight that these effects are not only observable at the landscape scale but also at the level of individual street segments.

The findings concerning native species suggest that these taxa are not necessarily entering cities from adjacent natural areas, but can persist within urban environments if suitable habitat conditions are provided. This observation aligns with the view that preserving less-disturbed habitats even within inner-city zones is crucial for urban biodiversity conservation.

One of the most surprising results concerning neophytes was the positive association with distance from the city center, which contradicts earlier findings suggesting neophytes are more common in central areas. This discrepancy may reflect the high degree of stochasticity in neophyte distribution, particularly for casual species. In their case, escape from cultivation in private gardens in outer districts and local persistence may play a key role, posing a serious ecological risk for future invasions.

In conclusion, my findings confirm that the processes shaping species number in urban ecosystems can be interpreted not only at large spatial scales but also at the level of individual urban elements—such as street sections or squares. Future urban conservation and ecological studies should pay increased attention to the biodiversity and ecological roles of such fine-scale spatial units.

10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozok témavezetőimnek, Dr. Barina Zoltánnak és Dr. Malatinszky Ákosnak, hogy áldozatos munkájukkal és segítőkészségükkel támogatták a disszertáció elkészülését. Köszönöm továbbá Dr. Szitár Katalinnak és Dr. Baráth Kornélnak a statisztikai elemzésekben nyújtott segítségüket. Köszönettel tartozok még családomnak és barátaimnak, hogy mindvégig támogattak a disszertáció írása során.

11. MELLÉKLETEK

M1. Irodalomjegyzék

- Abrams, L.R. (1904): Flora of Los Angeles and vicinity. Stanford University Press, California, 474 p.
- Adema, F. (1974): Aanwinsten voor de Nederlandse adventief-flora, 12. *Gorteria* 6(7): 85–91.
- Afonso, L., Esler, K., Gaertner, M., Geerts, S. (2020): Comparing invasive alien plant community composition between urban, peri-urban and rural areas; the city of Cape Town as a case study. In: Verma, P., Singh, P., Singh, R., Raghubanshi, A.S. (Szerk.): *Urban Ecology. Emerging Patterns and Social-Ecological Systems*. Elsevier Academic Press, Amsterdam, pp. 221–236. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820730-7.00013-6>
- Ahern, J. (2016): Novel Urban Ecosystems: Concepts, Definitions and a Strategy to Support Urban Sustainability and Resilience. *Landscape Architecture Frontiers* 4(1): 10–21.
- Alberti, M. (2005): The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International Regional Science Review* 28(2): 168–192. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
- Altay, V., Ozyigit, I., Yarci, C. (2010): Urban flora and ecological characteristics of the Kartal District (Istanbul): A contribution to urban ecology in Turkey. *Scientific Research and Essay* 5: 183–200.
- Álvarez, H., Ibáñez, N., Gómez-Bellver, C. (2016): Noves aportacions al coneixement de la flora al·lòctona de la comarca del Baix Llobregat (Catalunya, Espanya). *Collectanea Botanica* 35: e007. <https://doi.org/10.3989/collectbot.2016.v35.007>
- Anastasiu, P., Negrean, G., Făgăraș, M., Samoilă, C., Cogălniceanu, D. (2009): Constanța harbour (Romania) as a major gateway and reservoir for alien plant species. *Acta Horti Botanici Bucurestiensis* 36: 41–60.
- Anderson, L.G., Rocliffe, S., Haddaway, N.R., Dunn, A.M. (2015): The Role of Tourism and Recreation in the Spread of Non-Native Species: A Systematic Review and Meta-Analysis. *PLoS One* 10(10): e0140833. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140833>
- Andrade, R., Franklin, J., Larson, K.L., Swan, C.M., Lerman, S.B., Bateman, H.L., Warren, P.S., York, A. (2021): Predicting the assembly of novel communities in urban ecosystems. *Landscape Ecology* 36(1): 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01142-1>
- Antunes, T.J., Costa, C.B.N., Santos, V.C., Costa, J.A.S. (2020): Plantas ornamentais no Jardim Botânico FLORAS. *Paubrasilia* 3(2): 14–24. <https://doi.org/10.33447/paubrasilia.v3i2.35>
- Arianoutsou, M., Bazos, I., Christopoulou, A., Kokkoris, Y., Zikos, A., Zervou, S., Delipetrou, P., Cardoso, A.C., Deriu, I., Gervasini, E., Tsiamis, K. (2021): Alien plants of Europe: introduction pathways, gateways and time trends. *PeerJ* 9: e11270. <https://doi.org/10.7717/peerj.11270>
- Ariori, C., Aiello-Lammens, M.E., Silander, J.A. (2017): Plant invasion along an urban-to-rural gradient in northeast Connecticut. *Journal of Urban Ecology* 3(1): jux008. <https://doi.org/10.1093/jue/jux008>
- Armstrong, J.H., Nisi, A.C., Millard-Ball, A. (2022): A disciplinary divide in the framing of urbanization’s environmental impacts. *Conservation Science and Practice* 4(3): e624. <https://doi.org/10.1111/csp2.624>

- Balogh, L., Dancza, I., Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. In: Mihály, B., Botta-Dukát, Z. (Szerk.): *Biológiai Inváziók Magyarországon: Özönnövények*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.
- Balogh, L., Mesterházy, A. (2017): Két új adventív faj előfordulása Magyarországon a buzérfélék (Rubiaceae) családjából. *Kitaibelia* 22(2): 286–296. <https://doi.org/10.17542/kit.22.286>
- Banerjee, A.K., Lee, T.M., Feng, H., Liang, X., Lin, Y., Wang, J., Yin, M., Peng, H., Huang, Y. (2023): Implications for biological invasion of non-native plants for sale in the world’s largest online market. *Conservation Biology* 37(4): e14055. <https://doi.org/10.1111/cobi.14055>
- Barina, Z. (2006): *A Gerecse hegység flórájának katalógusa*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság & Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 612 p.
- Barrico, L., Castro, H., Coutinho, A.P., Gonçalves, M.T., Freitas, H., Castro, P. (2018): Plant and microbial biodiversity in urban forests and public gardens: Insights for cities’ sustainable development. *Urban Forestry & Urban Greening* 29: 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.012>
- Bartha, D., Bán, M., Schmidt, D., Tiborcz, V. (2025): *Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa*. <http://floraatlasz.unisopron.hu/> (Lekérdezés időpontja: 2025.01.06.)
- Bátori, Z., Erdős, L., Somlyay, L. (2012): *Euphorbia prostrata* (Euphorbiaceae), a new alien in the Carpathian Basin. *Acta Botanica Hungarica* 54(3–4): 235–243. <https://doi.org/10.1556/ABot.54.2012.3-4.2>
- Battles, A.C., Kolbe, J.J. (2019): Miami heat: Urban heat islands influence the thermal suitability of habitats for ectotherms. *Global Change Biology* 25(2): 562–576. <https://doi.org/10.1111/gcb.14509>
- Bauer, N., Csiky, J., Mesterházy, A., Mátyás, W., Schmidt, D. (2024): Rapid spread of the Mediterranean glycophyte *Catapodium rigidum* in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 84(1): 22–26. <https://doi.org/10.37427/botcro-2025-002>
- Beesley, S., Wilde, J. (1997): *Urban flora of Belfast*. Institute of Irish Studies, Queen’s University of Belfast, Belfast, 196 p.
- Bell, J.N.B., Power, S.A., Jarraud, N., Agrawal, M., Davies, C. (2011): The effects of air pollution on urban ecosystems and agriculture. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 18(3): 226–235. <https://doi.org/10.1080/13504509.2011.570803>
- Benedetti, Y., Morelli, F. (2017): Spatial mismatch analysis among hotspots of alien plant species, road and railway networks in Germany and Austria. *PLoS One* 12(8): e0183691. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183691>
- Bhat, M.A., Shakoob, S.A., Chowdhary, P., Badgal, P., Mir, B.A., Soodan, A.S. (2021): Taxonomic description and annotation of *Catapodium rigidum* (L.) C. E. Hubbard (Poaceae: Pooideae, Poeae, Parapholiinae) from Kashmir Himalayas, India. *Vegetos* 34(3): 692–699. <https://doi.org/10.1007/s42535-021-00223-z>
- Bilal, A., Noor, E., Sajjad, A. (2021): Urbanization Causing Habitat Destruction and Loss of Birds Diversity in District Sargodha. *Open Access Journal of Biogenic Science* 10(1): 1–4. <https://doi.org/10.46718/JBGSR.2021.10.000237>
- Borbás, V. (1879): *Budapestnek és környékének növényzete*. Magyar Királyi Egyetemi Könyvnyomda, Budapest, 172 p.
- Bouchard, E., Little, L., Miller, C., Rundell, S., Vloder, E., Maciejewski, K. (2015): Undeclared baggage: Do tourists act as vectors for seed dispersal in

- fynbos protected areas?. *Koedoe* 57(1): 1323.
<https://doi.org/10.4102/koedoe.v57i1.1323>
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A. (Szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációk leírása és határozója. ANÉR 2011.* MTA ÖBKI, Vácrátót, 439 p.
- Brandes, D. (1983): Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. *Phytocoenologia* 11(1): 31–115.
- Brito Vera, G., Calderón, X., Perez, F. (2024): Nitrogen overfertilization: Impact on ecological interactions and floral morphology in a peri-urban environment. *Ecological Entomology* 50(1): 138–149. <https://doi.org/10.1111/een.13389>
- Brunel, S., Schrader, G., Brundu, G., Fried, G. (2010): Emerging invasive alien plants for the Mediterranean Basin. *EPPO Bulletin* 40(2): 219–238.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.2010.02378.x>
- Burton, R.M. (1983): *Flora of the London area.* London Natural History Society, London, 225 p.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A. (2012): *Urban Ecology.* In: Hastings, A., Gross, L. (Szerk.): *Encyclopedia of Theoretical Ecology.* University of California Press, pp. 765–770. <https://doi.org/10.1525/9780520951785-133>
- Capuano, A., Caruso, G. (2023): New records for the alien vascular flora of Calabria (S-Italy). *Research Journal of Ecology and Environmental Sciences* 3(2): 1–35. <https://doi.org/10.1111/10.31586/rjees.2023.723>
- Celesti-Grapow, L., Capotorti, G., del Vico, E., Lattanzi, E., Tilia, A., Blasi, C. (2013): The vascular flora of Rome. *Plant Biosystems* 147(4): 1059–1087.
<https://doi.org/10.1080/11263504.2013.862315>
- Celesti-Grapow, L., P., P., Fanelli, G., Lucchese, F. (1995): *Atlante della flora di Roma: La distribuzione delle piante spontanee come indicatore ambientale.* Argos edizioni, Roma, 224 p.
- 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.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.11.004>
- Čeplová, N., Lososová, Z., Zelený, D., Chytrý, M., Danihelka, J., Fajmon, K., Láníková, D., Preislerová, Z., Řehořek, V., Tichý, L. (2015): Phylogenetic diversity of central-European urban plant communities: effects of alien species and habitat types. *Preslia* 87(1): 1–16.
- Chang, M., Luo, X., Zhang, Y., Pang, Y., Li, M., Liu, J., Da, L., Song, K. (2022): Land-use diversity can better predict urban spontaneous plant richness than impervious surface coverage at finer spatial scales. *Journal of Environmental Management* 323: 116205. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116205>
- Cheliariu, E. (2017): Studies regarding the behaviour of *Chasmanthium latifolium* (Michx.) Yates ornamental species in cropping conditions from Iași county, Romania. *Lucrări Stiințifice Seria Horticultură* 60(2): 299–304.
- Chen, G., Li, X., Liu, X., Chen, Y., Liang, X., Leng, J., Xu, X., Liao, W., Qiu, Y., Wu, Q., Huang, K. (2020): Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature Communications* 11(1): 537.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-14386-x>
- Christenhusz, M., Byng, J. (2016): The number of known plant species in the world and its annual increase. *Phytotaxa* 261(3): 201–217.
<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.261.3.1>
- Cronquist, A. (1976): *Conyza* Less. In: Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A. (Szerk.): *Flora Europaea Volume 4. Plantaginaceae to Compositae (and Rubiaceae).* Cambridge University Press, Cambridge, p. 120.

- Culley, T., Feldman, T. (2023): The Role of Horticulture in Plant Invasions in the Midwestern United States. *International Journal of Plant Sciences* 184(4): 260–270. <https://doi.org/10.1086/724662>
- Cutanda, V. (1861): *Flora compendiada de Madrid y su provincia: ó Descripcion sucinta de las plantas vasculares que espontáneamente crecen en este territorio*. Imprenta Nacional, Madrid, 759 p.
- Czúcz, B. (2005): A budai Vár fásszárú adventív flórája. *Kitaibelia* 10(1): 73–87.
- Csapó, T., Lenner, T. (2016): *Settlement Morphology of Budapest*. Springer Geography. Springer International Publishing, Cham, 262 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-28364-7>
- Csiky, J., Balogh, L., Dancza, I., Gyulai, F., Jakab, G., Király, G., Lehoczky, É., Mesterházy, A., Pósa, P., Wirth, T. (2023): Checklist of Alien Vascular Plants of Hungary and Their Invasion Biological Characteristics. *Acta Botanica Hungarica* 65(1–2): 53–72. <https://doi.org/10.1556/034.65.2023.1-2.3>
- Csiky, J., Baráth, K., Radnai, É., Deme, J., Wirth, T., Zurdo, A., Kovács, D. (2018): Pótlások Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához VIII. *Kitaibelia* 23(2): 238–261. <https://doi.org/10.17542/kit.23.238>
- Csorba, P., Ádám, Sz., Bartos-Elekes, Zs., Bata, T., Bede-Fazekas, Á., Czúcz, B., Csimá, P., Csüllög, G., Fodor, N., Frisnyák, S., Horváth, G., Illés, G., Kiss, G., Kocsis, K., Kollányi, L., Konkoly-Gyuró, É., Lepesi, N., Lóczy, D., Malatinszky, Á., Mezősi, G., Mikesy, G., Molnár, Zs., Pásztor, L., Somodi, I., Szegedi, S., Szilassi, P., Tamás, L., Tirászi, Á., Vasvári, M. (2024): Tájak. In: Kocsis, K. (Szerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza 2. Kötet. Természeti Környezet*. HUN-REN CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 112–129.
- Davis, K. (1965): The Urbanization of the Human Population. *Scientific American* 213(3): 40–53. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0965-40>
- Dazy, M., Béraud, E., Cotelle, S., Gréville, F., Féraud, J.-F., Masfarau, J.-F. (2009): Changes in plant communities along soil pollution gradients: Responses of leaf antioxidant enzyme activities and phytochelatin contents. *Chemosphere* 77(3): 376–383. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.07.021>
- Deák, B., Hüse, B., Tóthmérész, B. (2016): Grassland vegetation in urban habitats – testing ecological theories. *Tuexenia* 36: 379–393. <https://doi.org/10.14471/2016.36.017>
- Dehnen-Schmutz, K., Conroy, J. (2018): Working with gardeners to identify potential invasive ornamental garden plants: testing a citizen science approach. *Biological Invasions* 20(11): 3069–3077. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1759-3>
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J. (2008): Plant invasions and ornamental horticulture: pathway, propagule pressure and the legal framework. In: Teixeira da Silva, J.A. (Szerk.): *Floriculture, Ornamental and Plant Biotechnology: Advances and Topical Issues. Volume V*. Global Science Books, Isleworth, pp. 15–21.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., Williamson, M. (2007a): A century of the ornamental plant trade and its impact on invasion success. *Diversity and Distributions* 13: 527–534. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00359.x>
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., Williamson, M. (2007b): The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain. *Conservation Biology* 21(1): 224–231. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00538.x>

- Del Tredici, P. (2010): Spontaneous Urban Vegetation: Reflections of Change in a Globalized World. *Nature and Culture* 5(3): 299–315.
<https://doi.org/10.3167/nc.2010.050305>
- Delaney, K.S., Riley, S.P.D., Fisher, R.N. (2010): A Rapid, Strong, and Convergent Genetic Response to Urban Habitat Fragmentation in Four Divergent and Widespread Vertebrates. *PLoS One* 5(9): e12767.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012767>
- Deme, J., Palla, B., Haszonits, G., Csiky, J., Baráth, K., Kovács, D., Jorda, A., Erzberger, P., Mátyás, W., Papp, V., Schmidt, D. (2019): Taxonomical and chorological notes 9 (94–98). *Studia Botanica Hungarica* 50(2): 379–389.
<https://doi.org/10.17110/StudBot.2019.50.2.379>
- Dettmar, J. (1991): Industrietypische Flora im Ruhrgebiet. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 21: 49–52.
- Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I., Klotz, S. (2003): Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography* 12(4): 299–311.
<https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x>
- DiRuggiero, J., Wierzchos, J., Robinson, C.K., Souterre, T., Ravel, J., Artieda, O., Souza-Egipsy, V., Ascaso, C. (2013): Microbial colonisation of chasmoendolithic habitats in the hyper-arid zone of the Atacama Desert. *Biogeosciences* 10(4): 2439–2450. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2439-2013>
- Dolan, R.W., Moore, M.E., Stephens, J.D. (2011): Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. *Journal of Ecology* 99(4): 1055–1062. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01820.x>
- Dong, R., Mingfang, T., Kang, Z., Siyuan, L., Wu, G. (2013): Study on the modified quadrat sampling method for urban ecosystem network monitoring. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 20(3): 210–215. <https://doi.org/10.1080/13504509.2013.783516>
- Dostálek, J., Frantík, T., Šilarová, V. (2014): Changes in the distribution of alien plants along roadsides in relation to adjacent land use over the course of 40 years. *Plant Biosystems* 150(3): 442–448.
<https://doi.org/10.1080/11263504.2014.986244>
- Duc, N.H., Vo, A.T., Haddidi, I., Daood, H., Posta, K. (2021): Arbuscular Mycorrhizal Fungi Improve Tolerance of the Medicinal Plant *Eclipta prostrata* (L.) and Induce Major Changes in Polyphenol Profiles Under Salt Stresses. *Frontiers in Plant Science* 11: 612299.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2020.612299>
- Dudáš, M., Eliáš Jr., P., Hrivnák, R., Király, G., Kobiv, Y., Majerová, M., Májeková, J., Mikoláš, V., Pliszko, A., Schmotzer, A., Takács, A. (2024): New floristic records from Central Europe 13 (reports 176–197). *Thaiszia* 34: 66–89.
<https://doi.org/10.33542/TJB2024-1-05>
- Dufour, A., Gadallah, F., Wagner, H.H., Guisan, A., Buttler, A. (2006): Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography* 29(4): 573–584.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04605.x>
- Duguay, S., Eigenbrod, F., Fahrig, L. (2007): Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology* 22(4): 589–599.
<https://doi.org/10.1007/s10980-006-9050-x>
- Dunkel, F. (2006): Neues oder Bemerkenswertes zur Flora Bayerns – *Achillea roseoalba*, *Orobanche amethystea* und andere Funde. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Flora* 76: 151–168.

- Dyson, K., Dawwas, E., Poulton Kamakura, R., Alberti, M., Fuentes, T.L. (2023): Say where you sample: Increasing site selection transparency in urban ecology. *Ecosphere* 14(3): e4466. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4466>
- Dyson, K., Ziter, C., Fuentes, T.L., Patterson, M.S. (2019): Conducting urban ecology research on private property: advice for new urban ecologists. *Journal of Urban Ecology* 5(1): juz001. <https://doi.org/10.1093/jue/juz001>
- El Mokni, R., Verloove, F. (2021): First appointment of the invasive *Cyperus eragrostis* (Cyperaceae) as an established species in Tunisia. *Flora Mediterranea* 31: 83–88. <https://doi.org/10.7320/FIMedit31.083>
- Eliáš, P., Májeková, J., Hegedušová, K., Dudáš, M., Letz, D., Mereda, P., Bakay, L., Čejka, T., Dítě, D., Dítě, Z., Ďurišová, L., Gregorek, R., Király, G., Mártonfiová, L., Mártonfi, P., Spanyol, F., Svitková, I., Hrivnák, R. (2023): New alien vascular plants of Slovakia: records from 2008–2021. *BioInvasions Records* 12(1): 1–30. <https://doi.org/10.3391/bir.2023.12.1.01>
- Ellenberg, H. (1979): *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. Verlag Erich Gölz KG, Göttingen, 97 p.
- Essl, F., Milasowszky, N., Dirnböck, T. (2011): Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon?. *Basic and Applied Ecology* 12(1): 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.10.003>
- Ferus, P., Hořka, P., Bošiaková, D., Konôpková, J. (2020): Invasions of alien woody plant taxa across a cluster of villages neighbouring the Mlyňany Arboretum (SW Slovakia). *Folia Oecologica* 47(2): 121–130. <https://doi.org/10.2478/foecol-2020-0014>
- Fischer, M.A., Oswald, K., Adler, M. (Szerk.) (2008): *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol., 3. ed.* Biologiezentrum der Ober-österreichische Landesmuseen, Linz, 1391 p.
- Fórián, S. (2007): Urbanizációs folyamat és annak néhány hatása a környezetre. *Debreceni Műszaki Közlemények* 6(1): 5–15.
- Fragkias, M., Güneralp, B., Seto, K.C., Goodness, J. (2013): A Synthesis of Global Urbanization Projections. In: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Szerk.): *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 409–435. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_21
- Francini, A., Romano, D., Toscano, S., Ferrante, A. (2022): The Contribution of Ornamental Plants to Urban Ecosystem Services. *Earth* 3(4): 1258–1274. <https://doi.org/10.3390/earth3040071>
- Francis, R.A. (2011): Wall ecology: A frontier for urban biodiversity and ecological engineering. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 35(1): 43–63. <https://doi.org/10.1177/0309133310385166>
- Francis, R.A., Chadwick, M.A. (2015): Urban invasions: non-native and invasive species in cities. *Geography* 100(3): 144–151. <https://doi.org/10.1080/00167487.2015.12093969>
- Freiria, S., Sousa, N., Calvo-Poyo, F. (2022): Spatial analysis of the impact of transport accessibility on regional performance: A study for Europe. *Journal of Transport Geography* 102: 103371. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2022.103371>
- Gaertner, M., Wilson, J.R.U., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Zenni, R.D., Richardson, D.M. (2017): Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions* 19(12): 3461–3469. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>

- Galasso, G., Domina, G., Andreatta, S., Angiolini, C., Ardenghi, N.M.G., Aristarchi, C., Arnoul, M., Azzella, M.M., Bacchetta, G., Bartolucci, F., Bodino, S., Bommartini, G., Bonari, G., Buono, S., Buono, V., Caldarella, O., Calvia, G., Corti, E., D'Antraccoli, M., Luca, R.D., Mattia, F.D., Natale, S.D., Turi, A.D., Esposito, A., Ferretti, G., Fiaschi, T., Fogu, M.C., Forte, L., Frigerio, J., Gubellini, L., Guzzetti, L., Hofmann, N., Laface, V.L.A., Laghetti, G., Lallai, A., Rosa, A.L., Lazzaro, L., Lodetti, S., Lonati, M., Luchino, F., Magrini, S., Mainetti, A., Marignani, M., Maruca, G., Medagli, P., Mei, G., Menini, F., Mezzasalma, V., Misuri, A., Mossini, S., Mugnai, M., Musarella, C.M., Nota, G., Olivieri, N., Padula, A., Pascale, M., Pasquini, F., Peruzzi, L., Picella, G., Pinzani, L., Pirani, S., Pittarello, M., Podda, L., Enri, S.R., Rifici, C.D., Roma-Marzio, F., Romano, R., Rosati, L., Scafidi, F., Scarici, E., Scarici, M., Spampinato, G., Stinca, A., Wagensommer, R.P., Zanoni, G., Nepi, C. (2019): Notulae to the Italian alien vascular flora: 8. *Italian Botanist* 8: 63–93. <https://doi.org/10.3897/italianbotanist.8.48621>
- Galasso, G., Domina, G., Ardenghi, N.M.G., Arrigoni, P., Banfi, E., Bartolucci, F., Bonari, G., Buccomino, G., Ciaschetti, G., Conti, F., Coppi, A., Cecco, V.D., Martino, L.D., Guiggi, A., Lastrucci, L., Leporatti, M.L., Tirado, J.L., Maiorca, G., Mossini, S., Olivieri, N., Pennesi, R., Romiti, B., Scoppola, A., Soldano, A., Stinca, A., Verloove, F., Villa, M., Nepi, C. (2016): Notulae to the Italian alien vascular flora: 2. *Italian Botanist* 2: 55–71. <https://doi.org/10.3897/italianbotanist.2.11144>
- Garnock-Jones, P.J. (1981): Checklist of dicotyledons naturalised in New Zealand 8. Aizoaceae, Caryophyllaceae, and Portulacaceae. *New Zealand Journal of Botany* 19(1): 59–65. <https://doi.org/10.1080/0028825X.1981.10425190>
- Gaston, K.J., Warren, P.H., Thompson, K., Smith, R.M. (2005): Urban Domestic Gardens (IV): The Extent of the Resource and its Associated Features. *Biodiversity & Conservation* 14: 3327–3349. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-9513-9>
- Gelbard, J., Belnap, J. (2003): Roads as Conduits for Exotic Plant Invasions in a Semiarid Landscape. *Conservation Biology* 17(2): 420–432. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01408.x>
- Gilbert, O.L. (1989): *The Ecology of Urban Habitats*. Springer Netherlands, Dordrecht, 370 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-0821-5>
- Gilli, C., Pachschröll, C., Niklfeld, H. (2019): Floristische Neufunde (305-375). *Neilreichia* 10: 197-274. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2630545>
- Goddard, M.A., Dougill, A.J., Benton, T.G. (2010): Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution* 25(2): 90–98. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016>
- González-Gallegos, J., Castillo-Gómez, H., Fernández-Alonso, J. (2017): Discovery of naturalized *Clinopodium nepeta* (Lamiaceae) in Oaxaca and San Luis Potosí, Mexico. *Phytotaxa* 312: 279–286. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.312.2.11>
- Goode, D., Douglas, I., McDonnell, M.J., Hahs, A., MacGregor-Fors, I. (2020): Twentieth-century growth of urban ecology. In: Douglas, I., Anderson, P.M.L., Goode, D., Houck, M.C., Maddox, D., Nagendra, H., Yok Tan, P. (Szerk.): *The Routledge Handbook of Urban Ecology*. Routledge, London, pp. 30-51.
- Gödde, M. (1986): *Vergleichende Untersuchung der Ruderalvegetation der Grossstädte Düsseldorf, Essen und Münster*. Garten-, Friedhofs- und Forstamt, Düsseldorf, 273 p.

- Graf, A. (1986): *Flora und Vegetation der Friedhöfe in Berlin (West)*. Berliner Botanischer Verein, Berlin, 210 p.
- Gudžinskas, Z. (2017): Alien herbaceous plant species new to Lithuania. *Botanica Lithuanica* 23(1): 33-42. <https://doi.org/10.1515/botlit-2017-0003>
- Gulyás G., Magos G., Molnár A., Horváthy D. (2016): *Aphanes arvensis* L. a Crisicumban és más adatok Magyarország flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 21(2): 253–256. <https://doi.org/10.17542/kit.21.253>
- Guo, W.-Y., van Kleunen, M., Pierce, S., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Maurel, N., Pergl, J., Seebens, H., Weigelt, P., Pyšek, P. (2019): Domestic gardens play a dominant role in selecting alien species with adaptive strategies that facilitate naturalization. *Global Ecology and Biogeography* 28: 628–639. <https://doi.org/10.1111/geb.12882>
- Gupta, M., Singh, S. (2010): *Borago officinalis* Linn. An important medicinal plant of Mediterranean region: Review. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research* 5(1): 27–34.
- Güneş Özkan, N., Yazlik, A. (2020): *Polygonum orientale* (≡*Persicaria orientalis*; Polygonaceae) in Turkey re-discovered after 73 years and considerations about its status. *Eurasian Journal of Forest Science* 8: 302–308. <https://doi.org/10.31195/ejefjs.784137>
- Hall, C. (2019): Biological invasion, biosecurity, tourism, and globalisation. In: Dallen, J.T. (Szerk.): *Handbook of Globalisation and Tourism*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, pp. 114–125. <https://doi.org/10.4337/9781786431295.00019>
- Hamzh'ee, B., Alemi, M., Attar, F., Ghahreman, A. (2007): *Bromus catharticus* and *Bromus danthoniae* var. *uniaristatus* (Poaceae), two new records from Iran. *The Iranian Journal of Botany* 13(1): 33–36.
- Haszonits, G., Molnár, C., Sonkoly, J., Tóthmérész, B., Török, P., Tóth, E., Gnotek, P., Nagy, J., Korda, M., Ádám, S., Malatinszky, Á., Riezing, N., Jóna, Z., Séllei, D. (2021): Pótlások Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához XIII. *Kitaibelia* 26(1): 85–88. <https://doi.org/10.17542/kit.26.85>
- Hegedüs, Á. (1994): *Budapest jelenlegi virágos flórája*. Animula Kiadó, Budapest, 68 p.
- Hermy, M., Cornelis, J. (2000): Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape and Urban Planning* 49(3): 149–162. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00061-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00061-X)
- Herrera, D.J., Moore, S.M., Flockhart, D.T.T., McShea, W.J., Cove, M.V. (2021): Thinking outside the park: recommendations for camera trapping mammal communities in the urban matrix. *Journal of Urban Ecology* 7(1): juaa036. <https://doi.org/10.1093/jue/juaa036>
- Hewson, H.J. (1981): The genus *Lepidium* L. (Brassicaceae) in Australia. *Brunonia* 4(2): 217–308.
- Heywood, V. (2003): Conservation and sustainable use of wild species as sources of new ornamentals. *Acta Horticulturae* 598: 43–53. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2003.598.5>
- Hobbs, R.J., Huenneke, L.F. (1992): Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. In: Samson, F.B., Knopf, F.L. (Szerk.): *Ecosystem Management: Selected Readings*. Springer, New York, pp. 164–180. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_16
- Hofer, G., Wagner, H.H., Herzog, F., Edwards, P.J. (2008): Effects of Topographic Variability on the Scaling of Plant Species Richness in Gradient Dominated

- Landscapes. *Ecography* 31(1): 131–139. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05246.x>
- Hoste, I., Verloove, F., Nagels, C., Andriessen, L., Lambinon, J. (2009): De adventievenflora van in België ingevoerde mediterrane containerplanten. *Dumortiera* 97: 1–16.
- Hu, S., Jin, C., Liao, R., Huang, L., Zhou, L., Long, Y., Luo, M., Jim, C.Y., Hu, W., Lin, D., Chen, S., Liu, C., Jiang, Y., Yang, Y. (2023): Herbaceous ornamental plants with conspicuous aesthetic traits contribute to plant invasion risk in subtropical urban parks. *Journal of Environmental Management* 347: 119059. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119059>
- Hughes, J. (2020): Urban greening: The role of international organizations and civil society. In: Douglas, I., Anderson, P.M.L., Goode, D., Houck, M.C., Maddox, D., Nagendra, H., Yok Tan, P. (Szerk.): *The Routledge Handbook of Urban Ecology*. Routledge, London, pp. 881–891.
- Hulme, P.E. (2014): Resolving whether botanic gardens are on the road to conservation or a pathway for plant invasions: Botanic Garden Collections and Plant Invasions. *Conservation Biology* 29(3): 816–824. <https://doi.org/10.1111/cobi.12426>
- Hulme, P.E. (2015): Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology* 52: 1418–1424. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12470>
- Hussey, B.M.J. (1992): The flora roads survey – volunteer recording of roadside vegetation in Western Australia. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Szerk.): *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty and Sons Pty Ltd, Norton, pp. 41–48.
- Hutchison, R. (Szerk.) (2010): *Encyclopedia of Urban Studies*. SAGE Publications Ltd, London, 1039 p.
- Ibáñez, N., Gómez-Bellver, C., Farelo, P., Montserrat, J.M., Pyke, S., Nualart, N., López-Pujol, J. (2023): Montjuïc Hill (Barcelona): A Hotspot for Plant Invasions in a Mediterranean City. *Plants* 12(14): 2713. <https://doi.org/10.3390/plants12142713>
- Ivashchenko, I. (2019): Biochemical peculiarities of *Glebionis coronaria* (Asteraceae) introduced in Central Polissya of Ukraine. *Plant & Fungal Research* 1(1): 32–39. <https://doi.org/10.29228/plantfungalres.47>
- Jalas, J. (1953): Hemerokorit ja hemerobit. *Luonnon Tutkija* 57: 12–16.
- Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 72(11): 1–15.
- Jalas, J., Suominen, J. (Szerk.) (1983): *Atlas Florae Europae. Distribution of vascular plants in Europe 6. Caryophyllaceae (Alsinoideae and Paronychioideae)*. Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 176 p.
- Jeanmonod, D., Schlüssel, A., Gamisans, J. (2011): Status and trends in the alien flora of Corsica. *EPPO Bulletin* 41(1): 85–99. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.2011.02440.x>
- Jeanplong, J. (1977): Gödöllő és közvetlen környékének növényvilága. *Helytörténeti füzetek* 1: 37–50.
- Jeričević, M., Jeričević, N. (2017): *Eclipta prostrata* (L.) L. a new alien species in Croatian flora. *Natura Croatica* 26: 105–109. <https://doi.org/10.20302/NC.2017.26.8>
- Jogan, N., Šabić, A., Šilc, U. (2022): Asiatic fern *Cyrtomium fortunei* J. Sm. (Dryopteridaceae) – a new naturalized fern in the flora of Slovenia. *Natura Sloveniae* 24(1): 31–38. <https://doi.org/10.14720/ns.24.1.31-38>

- Johnson, M.T.J., Munshi-South, J. (2017): Evolution of life in urban environments. *Science* 358(6363): eaam8327. <https://doi.org/10.1126/science.aam8327>
- Khan, I., Navie, S., George, D., O'Donnell, C., Adkins, S.W. (2018): Alien and native plant seed dispersal by vehicles. *Austral Ecology* 43(1): 76–88. <https://doi.org/10.1111/aec.12545>
- Kilburn, P.D. (1966): Analysis of the Species-Area Relation. *Ecology* 47(5): 831–843. <https://doi.org/10.2307/1934269>
- Kim, H., Choi, T.-Y., Son, D.C., Jo, H., Lee, S.-R. (2021): *Sisymbrium irio* L. (Brassicaceae): a new alien plant in Korea. *BioInvasions Records* 10(2): 453–466. <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.2.23>
- Király, B.G., Király, A. (2018): Adatok és kiegészítések a magyar flóra ismeretéhez III. *Botanikai Közlemények* 105(1): 27–96. <https://doi.org/10.17716/botkozlem.2018.105.1.27>
- Király, G. (Szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok.* Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 p.
- Király, G., Alegro, A. (2015): Re-evaluation of the *Panicum capillare* complex (Poaceae) in Croatia. *Acta Botanica Croatica* 74(1): 173-179. <https://doi.org/10.1515/botcro-2015-0004>
- Király, G., Baranyai-Nagy-A, Kerekes, Ks., Király, A., Korda, M. (2009): Kiegészítések a magyar adventív-flóra ismeretéhez IV. *Flora Pannonica* 7: 3–31.
- Király, G., Hohla, M., Süveges, K., Hábcenyus, A., Barina, Z., Király, A., Lukács, B., Türke, I., Takács, A. (2019): Taxonomical and chorological notes 10 (98–110). *Studia Botanica Hungarica* 50(2): 391–407. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2019.50.2.391>
- Klímeš, L. (1987a): Použití tabelovaných indikačních hodnot v gradientové analýze vegetace. *Preslia* 59: 15–24.
- Klímeš, L. (1987b): Succession in road bank vegetation. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 22(4): 435–440. <https://doi.org/10.1007/BF02853242>
- Klotz, S. (1987): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen in Städten der DDR. *Düsseldorfer Geobotanische Kolloquien* 4: 61–69.
- Kocián, P. (2014): *Linaria pelisseriana* (L.) Mill. – a new alien species in the Czech Republic. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales* 63(3): 283-288. <https://doi.org/10.2478/cszma-2014-0023>
- Kornaš, J. (1983): Man's impact upon the flora and vegetation in Central Europe. In: Holzner, W., Werger, M.J.A., Ikusima, I. (Szerk.): *Man's Impact on Vegetation.* Dr W. Junk Publishers, Hague, pp. 277–286. https://doi.org/10.1007/978-94-009-7269-8_21
- Kovács, D., Mesterházy, A. (2015): A *Ceratochloa* (DC. et P. Beauv.) Hack. alnemzetség *Bromus* L., Poaceae) hazai története és elterjedése. *Kitaibelia* 20(1): 44–47. <https://doi.org/10.17542/kit.20.44>
- Kowarik, I. (1988): *Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West).* Technische Universität Berlin, Berlin, 280 p.
- Kowarik, I. (1990): Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In: Sukopp, H., Hejny, S., Kowarik, I. (Szerk.): *Urban Ecology: Plants and Plant Communities in Urban Environments.* SPB Academic Publishing, Hague, pp. 45–74.
- Kowarik, I. (2005): Urban Ornamentals Escaped from Cultivation. In: Gressel, J. (Szerk.): *Urban Ornamentals Escaped from Cultivation.* CRC Press, Boca Raton, pp. 97–121. <https://doi.org/10.1201/9781420037999.ch7>

- Kowarik, I. (2008): On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. In: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., ZumBrunnen, C. (Szerk.): *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer US, Boston, pp. 321–338. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_20
- Kowarik, I. (2011): Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159(8–9): 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kowarik, I., Lippe, M. (2018): Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology* 55: 2354–2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13144>
- Központi Statisztikai Hivatal (2025): *KSH Statinfo. Budapest kerületeinek adatai*. <https://statinfo.ksh.hu/Statinfo/haViewer.jsp> (Lekérdezés időpontja: 2025.02.07.)
- Kunick, W. (1991): Ausmaß und Bedeutung der Verwilderung von Gartenpflanzen. *Norddeutsche Naturschutzakademie Berichte* 4(1): 6–13.
- Kutlvašr, J., Turková, S., Hejda, M., Vojík, M., Kadlecová, M., Berchová Bimová, K., Pyšek, P., Pergl, J. (2024): Railways as a source of alien plants. *Preslia* 96(3): 247–266. <https://doi.org/10.23855/preslia.2024.247>
- Kühn, I., Klotz, S. (2006): Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation, Urbanization* 127(3): 292–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.033>
- Kwame, G. (2023): The Impact of Industrialization on Urbanization in the 19th Century. *International Journal of History Research* 3(2): 15–26. <https://doi.org/10.47604/ijhr.2017>
- La Sorte, F.A., McKinney, M.L., Pyšek, P., Klotz, S., Rapson, G. I., Celesti-Grapow, L., Thompson, K. (2008): Distance decay of similarity among European urban floras: the impact of anthropogenic activities on β diversity. *Global Ecology and Biogeography* 17(3): 363–371. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00369.x>
- Landsberg, H.E. (1981): *The Urban Climate, International Geophysics Series*. Academic Press, New York, 275 p.
- Li, W., Ouyang, Z., Meng, X., Wang, X. (2006): Plant species composition in relation to green cover configuration and function of urban parks in Beijing, China. *Ecological Research* 21(2): 221–237. <https://doi.org/10.1007/s11284-005-0110-5>
- Li, X., Zhou, Y., Eom, J., Yu, S., Asrar, G.R. (2019): Projecting Global Urban Area Growth Through 2100 Based on Historical Time Series Data and Future Shared Socioeconomic Pathways. *Earth's Future* 7(4): 351–362. <https://doi.org/10.1029/2019EF001152>
- Lim, T.K. (2014): *Begonia cucullata* var. *cucullata*: In: Lim, T.K. (Szerk.): *Edible Medicinal and Non-Medicinal Plants. Volume 7, Flowers*. Springer, Dordrecht, pp. 551–555.
- Liu, B., Bussmann, R., Batsatsashvili, K., Kikvidze, Z., Akobirshoeva, A., Ghorbani, A., Kool, A. (2020): *Achillea asiatica* Serg. *Achillea filipendulina* Lam. *Achillea millefolium* L. *Achillea setacea* Waldst. & Kit. Asteraceae. In: Batsatsashvili, K., Kikvidze, Z., Bussmann, R. (Szerk.): *Ethnobotany of the Mountain Regions of Central Asia and Altai*. Springer, Cham, pp. 33–43.
- Liu, R., Yan, X., Lin, X., Sun, Y., Zhang, T., Xiao, J. (2023): Urban spontaneous plant richness in response to the 2D/3D building and green space patterns in a

- highly urbanized area. *Ecological Indicators* 154: 110852.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110852>
- Liu, Z., He, C., Wu, J. (2016): The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities. *PLoS One* 11(4): e0154613.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>
- Lomolino, M. (2000): Ecology's most general, yet protean pattern: The species-area relationship. *Journal of Biogeography* 27(1): 17–26.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00377.x>
- Long, C., Chen, Z., Zhou, Y., Long, B. (2018): The Role of Biodiversity and Plant Conservation for Ornamental Breeding. In: Van Huylenbroeck, J. (Szerk.): *Ornamental Crops*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–12.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-90698-0_1
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Kühn, I., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V. (2012): Native and alien floras in urban habitats: a comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography* 21(5): 545–555.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00704.x>
- Lukács, K., Tóth, Á., Réka, K., Balázs, D., Rádai, Z., Tóth, K., Kelemen, A., Bátor, Z., Hábczyus, A., Tölgyesi, C., Miglécz, T., Godó, L., Valkó, O. (2023): The ecological footprint of outdoor activities: Factors affecting human-vectored seed dispersal on clothing. *Science of The Total Environment* 906(9): 167675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167675>
- Lundholm, J.T., Marlin, A. (2006): Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. *Urban Ecosystems* 9(3): 139–159.
<https://doi.org/10.1007/s11252-006-8587-4>
- Mao, Q., Ma, K., Wu, J., Tang, R., Zhang, Y., Luo, S., Bao, L., Cai, X. (2013): An overview of advances in distributional pattern of urban biodiversity. *Acta Ecologica Sinica* 33(4): 1051–1064.
<https://doi.org/10.5846/stxb201112141907>
- Marzluff, J.M., Shulenberg, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., ZumBrunnen, C. (Szerk.) (2008): *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer US, Boston, 808 p. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5>
- Maslo, S. (2015): Alien flora of the city of Mostar (Bosnia and Herzegovina). *Herbologia* 15(2): 1–16. <https://doi.org/10.5644/Herb.15.2.01>
- Maslo, S. (2022): New locality of Japanese holly fern *Cyrtomium falcatum* (L. f.) C. Presl in Croatia. *Glasnik Hrvatskog Botaničkog Društva* 9(2): 104–107.
<https://doi.org/10.46232/flashbod.9.2.5>
- Maslo, S., Lubarda, B., Sarajlić, N. (2024): New plants on the block: a comparison of the neophyte flora in Banja Luka, Mostar and Sarajevo (Bosnia and Herzegovina). *Phytologia Balcanica* 30(2): 173–182.
<https://doi.org/10.7546/PhB.30.2.2024.4>
- Maslo, S., Šarić, Š. (2019): *Datura innoxia* Mill. (Solanaceae), a new alien species in the flora of Bosnia and Herzegovina. *Thaiszia* 29(2): 225–230.
<https://doi.org/10.33542/tjb2019-2-07>
- Maslo, S., Šarić, Š. (2021): *Erigeron sumatrensis* Retz. (Compositae), a recently recognized invasive alien species in Bosnia and Herzegovina. *Glasnik Hrvatskog Botaničkog Društva* 8(2): 88–93.
<https://doi.org/10.46232/flashbod.8.2.3>

- Mawa, S., Husain, K., Jantan, I. (2013): *Ficus carica* L. (Moraceae): phytochemistry, traditional uses and biological activities. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine* 2013(3): 974256. <https://doi.org/10.1155/2013/974256>
- Mayer, K., Haeuser, E., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Pergl, J., Pyšek, P., Weigelt, P., Winter, M., Lenzner, B., van Kleunen, M. (2017): Naturalization of ornamental plant species in public green spaces and private gardens. *Biological Invasions* 19(2): 3613–3627. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1594-y>
- Mayuranathan, P.V.P. (1929): *The flowering plants of Madras City and its immediate neighbourhood*. Superintendent, Government Press, Madras, 345 p.
- McCulloch-Jones, E., Kraaij, T., Crouch, N., Fritz, H. (2021): The effect of horticultural trade on establishment success in alien terrestrial true ferns (Polypodiophyta). *Biological Invasions* 23(11): 3583–3596. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02599-0>
- McDonnell, M.J., MacGregor-Fors, I. (2016): The ecological future of cities. *Science* 352(6288): 936–938. <https://doi.org/10.1126/science.aaf3630>
- McKinney, M.L. (2002): Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52(10): 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McPhearson, T., Pickett, S.T.A., Grimm, N., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., Weber, C., Haase, D., Breuste, J., Qureshi, S. (2016): Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience* 66(3): 198–212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>
- Mesterházy A., Kulcsár L. (2015): Kiegészítések a Nyugat-Dunántúl flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 20(2): 213–234. <https://doi.org/10.17542/kit.20.213>
- Mesterházy, A. (2021): A *Cyperus odoratus* Magyarországon. *Kitaibelia* 26(2): 157–164. <https://doi.org/10.17542/kit.26.157>
- Molnár C., Bauer N., Csathó A.I., Szigeti V., Schmidt D. (2020): Az *Oenothera pycnocarpa* Atk. et Bartl. Magyarországon, és kiegészítések néhány idegenhonos faj hazai elterjedéséhez. *Botanikai Közlemények* 107(2): 177–202. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2020.107.2.177>
- Molnár C., Haszonits G., Pintér B., Korda M., Peregrym M., Nótári K., Malatinszky Á., Toldi M., Beránek Á. (2019): Pótlások Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához IX. *Kitaibelia* 24(2): 253–256. <https://doi.org/10.17542/kit.24.253>
- Molnár C., Schmidt D., Bauer N. (2022): Az *Iris orientalis* Mill. Magyarországon és kiegészítések idegenhonos fajok hazai elterjedéséhez. *Botanikai Közlemények* 109(2): 165–200. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2022.109.2.165>
- Mosyakin, S.L., Yavorska, O.G. (2002): The nonnative flora of the Kiev (Kyiv) urban area, Ukraine: A checklist and brief analysis. *Urban Habitats* 1(1): 45–65.
- Mucina, L. (1985): Používat' či nepoužívat' Ellenbergove indikačné hodnoty?. *Biologia* 40: 511–516.
- Musarella, C.M., Sciandrello, S., Domina, G. (2024): Competition between alien and native species in xerothermic steno-Mediterranean grasslands: *Cenchrus setaceus* and *Hyparrhenia hirta* in Sicily and southern Italy. *Vegetos* 38: 1055–1062. <https://doi.org/10.1007/s42535-024-00871-x>
- Nāburga, I., Evarts-Bunders, P. (2019): Status of some escaped ornament perennials in the flora of Latvia. *Botanica* 25(2): 131–144. <https://doi.org/10.2478/botlit-2019-0015>

- Nazarenko, V. (2021): Urbanization: definition, components, and classification in context of land and economics sciences. *Zemleustrij, kadastr i monitoring zemel'* 1: 114–123. <https://doi.org/10.31548/zemleustriy2021.01.10>
- Nedelcheva, A. (2011): Observations on the wall flora of Kyustendil (Bulgaria). *Eurasian Journal of Biosciences* 5: 80–90. <https://doi.org/10.5053/ejobios.2011.5.0.10>
- Negrean, G., Ioana, C. (2012): *Conyza bonariensis*, a new plant with invasive character in Romanian flora. *Analele Universitatii din Craiova, seria Biologie, Horticultură, Tehnologia Prelucrării Produselor Agricole, Ingineria Mediului* 17: 743–748.
- New, T.R., Sands, D.P.A., Taylor, G.S. (2021): Roles of roadside vegetation in insect conservation in Australia. *Austral Entomology* 60(1): 128–137. <https://doi.org/10.1111/aen.12511>
- Niculescu, M. (2022): *Datura wrightii* Regel. Invasive plant in Oltenia, Romania. *Scientific Papers. Series A. Agronomy* 65(2): 403–408.
- Nobis, M.P., Jaeger, J.A.G., Zimmermann, N.E. (2009): Neophyte species richness at the landscape scale under urban sprawl and climate warming. *Diversity and Distributions* 15(6): 928–939. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00610.x>
- Nowak, D. (2010): Urban Biodiversity and Climate Change. In: Müller, N., Werner, P., Kelcey, J.G. (Szerk.): *Urban Biodiversity and Design*. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, pp. 101–117. <https://doi.org/10.1002/9781444318654.ch5>
- Ossola, A., Cadenasso, M.L., Meineke, E.K. (2021): Valuing the Role of Time in Urban Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 620620. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.620620>
- Padullés Cubino, J., Vila Subirós, J., Barriocanal Lozano, C. (2015): Propagule pressure from invasive plant species in gardens in low-density suburban areas of the Costa Brava (Spain). *Urban Forestry & Urban Greening* 14(4): 941–951. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.002>
- Palit, R., Downey, P.O., Duncan, R.P. (2024): Factors influencing naturalisation success in horticultural species: a case study using planting records from the inception of a planned city. *Biological Invasions* 26(6): 1801–1814. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03281-x>
- Pâques, E. (1880): Catalogue des plantes plus ou moins rares observées aux environs de Turnhout. *Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging* 19: 7–25.
- Parendes, L., Jones, J. (2000): Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14(1): 64–75.
- Parnell, J., Curtis, T. (Szerk.) (2012): *Webb's An Irish Flora*. Cork University Press, Cork, 556 p.
- Pataki, D.E. (2015): Grand challenges in urban ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 57. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00057>
- Patel, J., Raval, Z. (2024): The Impacts of Urbanization on Ecological Systems: A Comprehensive Study of the Complex Challenges Arising from Rapid Urban Growth. *Research Review Journal of Indian Knowledge Systems* 1: 1–10. <https://doi.org/10.31305/rrijks.2024.v1.n1.001>
- Pergl, J., Sádlo, J., Petřík, P., Danihelka, J., Chrtěk, J., Hejda, 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(2): 163–184.

- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Groffman, P.M., Band, L.E., Boone, C.G., Burch, W.R., Grimmond, C.S.B., Hom, J., Jenkins, J.C., Law, N.L., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Warren, P.S., Wilson, M.A. (2008): Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience* 58(2): 139–150. <https://doi.org/10.1641/B580208>
- Poindexter, D.W., Gaertner, M., Kueffer, C., Larson, B.H., Livingstone, S., O'Farrell, P., Richardson, D. (2011): New exotic additions and other noteworthy records for the flora of North Carolina. *Phytoneuron* 41: 1–14.
- Polgár, S. (1914): Újabb adatok Győr adventivus és ruderalis flórájához. *Magyar Botanikai Lapok* 13: 60–69.
- Polgár, S. (1918): Neue Beiträge zur Adventivflora von Győr (Westungarn) II. *Magyar Botanikai Lapok* 17: 27–41.
- Polgár, S. (1925): Neue Beiträge zur Adventivflora von Győr (Westungarn) III. *Magyar Botanikai Lapok* 24: 15–23.
- Polgár, S. (1933): Neue Beiträge zur Adventivflora von Győr (Westungarn) IV. *Magyar Botanikai Lapok* 32: 71–77.
- POWO (2025): *Plants of the World Online*. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. <https://powo.science.kew.org/> (Lekérdezés időpontja: 2025.06.30)
- Priszter, Sz. (1944): Adventív és szubspontán növények Budapestről. *Botanikai Közlemények* 41(1–2): 65–66.
- Pyšek, A., Pyšek, P. (1988): Ruderalní flóra Plzně. *Sborník Západočeského Muzea v Plzni, Přírodní Vědy* 68: 1–34.
- Pyšek, P. (1989): On the richness of central European urban flora. *Preslia* 61: 329–334.
- Pyšek, P. (1995): Approaches to studying spontaneous settlement flora and vegetation in central Europe: A review. In: Sukopp, H., Numata, M., Huber, A. (Szerk.): *Urban Ecology As the Basis of Urban Planning*. SPB Academic Publishing, Hague, pp. 23–39.
- Pyšek, P. (1998): Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25: 155–163. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251177.x>
- Pyšek, P., Jarošík, V. (2005): Residence time determines the distribution of alien plants. in: Inderjit, S. (Szerk.): *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*. Birkhäuser, Basel, pp. 77–96. https://doi.org/10.1007/3-7643-7380-6_5
- Pyšek, P., Sádlo, J., Chrtek, J., Chytrý, M., Kaplan, Z., Pergl, J., Pokorna, A., Axmanová, I., Čuda, J., Doležal, J., Dřevojan, P., Hejda, M., Kočár, P., Kortz, A., Lososová, Z., Lustyk, P., Skalova, H., Štajerová, K., Večeřa, M., Danihelka, J. (2022): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition): species richness, status, distributions, habitats, regional invasion levels, introduction pathways and impacts. *Preslia* 94: 447–577. <https://doi.org/10.23855/preslia.2022.447>
- Qin, Y., Wu, J. (2013): Seed Germination Characteristics of Ornamental Grass *Eragrostis spectabilis* (Poaceae). *Plant Diversity and Resources* 35(2): 165–170. <https://doi.org/10.7677/ynzwyj201312072>
- Randall, R.P. (Szerk.) (2007): *The introduced flora of Australia and its weed status*. CRC for Australian Weed Management, Adelaide, 524 p.
- Rat, M.M., Gavrilović, M.T., Radak, B.Đ., Bokić, B.S., Jovanović, S.D., Božin, B.N., Boža, P.P., Anačkov, G.T. (2017): Urban flora in the Southeast Europe

- and its correlation with urbanization. *Urban Ecosystems* 20(4): 811–822.
<https://doi.org/10.1007/s11252-017-0645-6>
- Rebele, F. (1986): *Die Ruderalvegetation der Industriegebiete von Berlin (West) und deren Immissionsbelastung*. Technische Universität, Berlin, 223 p.
- Reyes, R., Ahn, R., Thurber, K., Burke, T.F. (2012): Urbanization and Infectious Diseases: General Principles, Historical Perspectives, and Contemporary Challenges. In: Fong, I. (Szerk): *Challenges in Infectious Diseases. Emerging Infectious Diseases of the 21st Century*. Springer, New York, pp. 123–146.
https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4496-1_4
- Richardson, D., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M., Panetta, F., West, C. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 3(6): 14–93. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Rigó, A. (2019): Additions to the Distribution atlas of vascular plants of Hungary. *Studia Botanica Hungarica* 50(1): 185–224.
<https://doi.org/10.17110/StudBot.2019.50.1.185>
- Rigó, A., Barina, Z. (2020): Methodology of the habitat classification of anthropogenic urban areas in Budapest (Hungary). *Biologia Futura* 71(1): 53–68. <https://doi.org/10.1007/s42977-020-00011-x>
- Rubenstein, S., Dechaine, J. (2015): Native – Nonnative Seed Dispersal and Establishment Along an Interstate Highway. *Northwest Science* 89(4): 324–335. <https://doi.org/10.3955/046.089.0403>
- Rusterholz, H.-P., Wirz, D., Baur, B., Verheyen, K. (2012): Garden waste deposits as a source for non-native plants in mixed deciduous forests. *Applied Vegetation Science* 15(3): 329–337. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01175.x>
- Rutkowski, L. (Szerk.) (2008): *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 814 p.
- Sadler, J. (1840): *Flora Comitatus Pesthensis in uno volumine comprehensa*. Apud Kilian et Comp, Pesthini, 499 p.
- Salinitro, M., Alessandrini, A., Zappi, A., Melucci, D., Tassoni, A. (2018): Floristic diversity in different urban ecological niches of a southern European city. *Scientific Reports* 8(1): 15110. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33346-6>
- Sanchez-Ken, J.G., Clark, L.G. (2025): *Chasmanthium*. *Flora of North America North of Mexico [Online]*. 22+ vols.
<http://beta.floranorthamerica.org/Chasmanthium> (Lekérdezés időpontja: 2025.01.03)
- Schmidt D., Haszonits G. (2020): Kiegészítések a Soproni-hegység és előtere flórájának ismeretéhez II. *Kitaibelia* 25(2): 187–194.
<https://doi.org/10.17542/kit.25.187>
- Schmidt, D. (2015): Adatok a Kisalföld flórájának ismeretéhez III. *Botanikai Közlemények* 102(1–2): 61–84.
<https://doi.org/10.17716/botkozlem.2015.102.1-2.61>
- Schmidt, D. (2019): Vonalas létesítmények mentén terjedő növények Vas megyében. *Vasi Szemle* 73(2): 160–174.
- Schmidt, D. (2020): Taxonomical and chorological notes 13 (137). *Studia Botanica Hungarica* 51(2): 87–90. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2020.51.2.87>
- Schmidt, D., Fekete, R., Kis, S. (2023): The synanthropic spread of some salt tolerant species along roadsides in the continental part of Croatia. *Natura Croatica* 32(2): 2023. <https://doi.org/10.20302/NC.2023.32.24>
- Schmidt, D., Haszonits, G. (2021): Adatok a Kisalföld flórájának ismeretéhez IV. *Botanikai Közlemények* 108(1): 27–42.
<https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2021.108.1.27>

- Schmidt, D., Mesterházy, A., Csiky, J. (2022): *Lepidium oblongum* (Brassicaceae) appeared on Hungarian railways: the beginning of a wider European conquest?. *Acta Botanica Croatica* 81(1): 42–50.
<https://doi.org/10.37427/botcro-2021-030>
- Schmotzer, A. (2015): *Ceratocephala testiculata* (Crantz) Roth és további adatok a Bükkalja flórájához. *Kitaibelia* 20(1): 81–142.
<https://doi.org/10.17542/kit.20.81>
- Scholz, H. (2002): *Panicum riparium* H.Scholz – eine neue indigene Art der Flora Mitteleuropas. *Feddes Repertorium* 113(3–4): 273–280.
[https://doi.org/10.1002/1522-239X\(200208\)113:3/4<273::AID-FEDR273>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1522-239X(200208)113:3/4<273::AID-FEDR273>3.0.CO;2-F)
- Segal, S. (1969): *Ecological Notes on Wall Vegetation*. Springer Netherlands, Dordrecht, 325 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-6232-8>
- Seregin, A., Korniak, T. (2013): *Allium ramosum* L. (Amaryllidaceae), a neglected alien in the European flora and its oldest record from Poland. *Phytotaxa* 134(1): 61–64. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.134.1.6>
- Shynder, O.I., Kolomyichuk, V.P., Melezhyk, O.V. (2022): Spontaneous flora of O.V. Fomin Botanical Garden of Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine. *Environmental & Socio-economic Studies* 10(1): 38–56.
<https://doi.org/10.2478/enviro-2022-0004>
- Sierro, N., Battey, J.N.D., Ouadi, S., Bovet, L., Goepfert, S., Bakaher, N., Peitsch, M.C., Ivanov, N.V. (2013): Reference genomes and transcriptomes of *Nicotiana glauca* and *Nicotiana glauca*. *Genome Biology* 14(6): R60. <https://doi.org/10.1186/gb-2013-14-6-r60>
- Simonkai, L. (1877): Fűvészeti jegyzetek Budapest és környékének növényzetéről. *Magyar Növénytani Lapok* 1(8): 125–128.
- Sîrbu, C., Oprea, A., Patriche, C.V., Samuil, C., Vintu, V. (2014): Alien species of *Lepidium* in the Flora of Romania: Invasion history and habitat preference. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici* 42(1): 239–247.
- Škvareninová, J., Tuhárska, M., Jaroslav, S., Babalova, D., Slobodníková, L., Slobodník, B., Sředová, H., Mindas, J. (2017): Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. *Moravian Geographical Reports* 25(4): 282–290. <https://doi.org/10.1515/mgr-2017-0024>
- Smejkal, M. (1966): Neue oder wenig bekannte Pflanzen der tschechoslowakischen Flora II. *Preslia* 38: 249–262.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.045>
- Solomou, A., Avramidou, E.V., Proutsos, N., Korakaki, E., Koulelis, P.P., Kontogianni, A., Georgiadis, C., Karetos, G., Tsagari, K. (2022): Plant Composition and Diversity in Selected Urban Green Spaces of Athens, Greece: A Significant Management Suggestion. In: Theodoridis, A., Koutsou, S. (Szerk.): *Proceedings of the 10th International Conference on Information and Communication Technologies in Agriculture, Food and Environment*. CEUR-WS.org, pp. 522–528.
- Solymosi, P. (2008): Két új termofil pázsitfűfaj jelent meg Magyarországon. *Növényvédelem* 44(3): 141–142.
- Son, D., Chu, Y., Lee, H. (2024): Roads as conduits for alien plant introduction and dispersal: The amplifying role of road construction in *Ambrosia trifida* dispersal. *Science of The Total Environment* 912: 169109.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169109>

- Sonkoly, J., Molnár, V.A., Török, P., Süveges, K., Takács, A. (2024): Nurseries and garden centres as hubs of alien plant invasions. Preprint. <https://doi.org/10.1101/2024.10.04.616618>
- Sonkoly, J., Tóth, E., Balogh, N., Balogh, L., Bartha, D., Csendesné Bata, K., Bátori, Z., Békefi, N., Botta-Dukát, Z., Bölöni, J., Csecserits, A., Csiky, J., Csontos, P., Dancza, I., Deák, B., Dobolyi, Z.K., E-Vojtkó, A., Gyulai, F., Hábcenyus, A.A., Henn, T., Horváth, F., Höhn, M., Jakab, G., Kelemen, A., Király, G., Kis, S., Kovacsics-Vári, G., Kun, A., Lehoczky, É., Lengyel, A., Lhotsky, B., Löki, V., Lukács, B.A., Matus, G., McIntosh-Buday, A., Mesterházy, A., Migléc, T., Molnár V, A., Molnár, Z., Morschhauser, T., Papp, L., Pósa, P., Rédei, T., Schmidt, D., Szmorad, F., Takács, A., Tamás, J., Tiborcz, V., Tölgyesi, C., Tóth, K., Tóthmérész, B., Valkó, O., Virók, V., Wirth, T., Török, P. (2023): PADAPT 1.0 – the Pannonian Dataset of Plant Traits. *Scientific Data* 10(1): 742. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02619-9>
- Soó, R. (1968): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve III.* Akadémiai Kiadó, Budapest, 506 p.
- Soriano, I. (2014): *Achillea filipendulina* Lam. nueva para Andalucía, más algunas observaciones sobre las *Achillea* andaluzas. *Acta Botanica Malacitana* 39: 295–297. <https://doi.org/10.24310/abm.v39i1.2613>
- Sowa, R., Warcholińska, A.U. (1984): Flora synantropijna Sieradza i Zduńskiej Woli. *Acta Universitatis Lodzianis. Folia Botanica* 3: 151–207.
- Spampinato, G., Laface, V.L.A., Posillipo, G., Cano Ortiz, A., Quinto Canas, R., Musarella, C.M. (2022): Alien flora in Calabria (Southern Italy): an updated checklist. *Biological Invasions* 24(8): 2323–2334. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02800-y>
- Speak, A.F., Mizgajski, A., Borysiak, J. (2015): Allotment gardens and parks: Provision of ecosystem services with an emphasis on biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening* 14(4): 772–781. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.007>
- Spellerberg, I. (1998): Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography* 7: 317–333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Stace, C. (2019): *New Flora of the British Isles. Fourth Edition.* C&M Floristics, 1266 p.
- Stache, E., Jonkers, H., Ottelé, M. (2019): Integration of Ecosystem Services in the Structure of the City is Essential for Urban Sustainability. In: Achal, V., Mukherjee, A. (Szerk.): *Ecological Wisdom Inspired Restoration Engineering.* Springer, Singapore, pp. 131–150. https://doi.org/10.1007/978-981-13-0149-0_8
- Staudhammer, C., Escobedo, F., Blood, A. (2018): Assessing methods for comparing species diversity from disparate data sources: the case of urban and peri-urban forests. *Ecosphere* 9(10): e02450. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2450>
- Stešević, D., Jovanović, S. (2008): Flora of the city of Podgorica, Montenegro: Taxonomic analysis. *Archives of Biological Sciences* 60(2): 245–253. <https://doi.org/10.2298/ABS0802245S>
- Stohlgren, T.J. (Szerk.) (2007): *Measuring Plant Diversity: Lessons from the Field.* Oxford University Press, USA, New York, 390 p.
- Sudnik-Wojcikowska, B. (1987): *Flora miasta Warszawy i jej przemiany w ciągu XIX i XX wieku.* Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warsaw, 677 p.

- Sukopp, H. (1969): Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Plant Ecology* 17(1): 360–371. <https://doi.org/10.1007/BF01965917>
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. *Berichte über Landwirtschaft* 50: 112–139.
- Sukopp, H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 10: 9–26.
- Sukopp, H. (2002): On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74: 373–393.
- Sukopp, H., Auhagen, A., Bichlmeier, F., Bouchon, K., Cordes, H., Kunick, W., Lammert, F., Maas, S., Müller, C., Rijpert, J., Schulte, W., Tamke, H., Voggenreiter, V., Werner, P., Dorow, Wolfgang, Georg, H., Klinger, R., Reisinger, E., Schönege, P., Söntgen, M. (1986): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer ökologisch bzw. am Naturschutz orientierten Planung. Grundprogramm für die Bestandsaufnahme und Gliederung des besiedelten Bereichs und dessen Randzonen. *Natur und Landschaft* 61: 371–389.
- Sukopp, H., Weiler, S. (1988): Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning* 15(1–2): 39–58. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(88\)90015-1](https://doi.org/10.1016/0169-2046(88)90015-1)
- Sukopp, H., Werner, P. (1983): Urban environments and vegetation. In: Holzner, W., Werger, M.J.A., Ikushima, I. (Szerk.): *Man's Impact on Vegetation*. Dr W. Junk Publishers, Hague, pp. 247–260.
- Süveges, K., Takács, A., Tóth, K., Török, P., Vikár, J., Molnár, C. (2021): Taxonomical and chorological notes 14 (138–152). *Studia Botanica Hungarica* 52(1): 65–79. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2021.52.1.65>
- Szabó, R., Horváth, K. (2005): Egy ázsiai faj (*Perovskia atriplicifolia* Benth.) a magyar flórában. *Növényvédelem* 41: 9–11.
- Szlavec, K., Warren, P., Pickett, S. (2011): Biodiversity on the Urban Landscape. In: Cincotta, R.P., Gorenflo, L.J. (Szerk.): *Human Population: Its Influences on Biological Diversity*. Springer, Berlin, pp. 75–101. https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2_6
- Takács, A., Nagy, T., Sramkó, G., Lovas-Kiss, Á., Süveges, K., Lukács, B., Fekete, R., Löki, V., Malatinszky, A., E-Vojtkó, A., Koscsó, J., Pfliegler, W., Nótári, K., Molnár V., A. (2016): Pótlások a Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához I. *Kitaibelia* 21(1): 101–115. <https://doi.org/10.17542/kit.21.101>
- Takács, A., Wirth, T., Schmotzer, A., Gulyás, G., Jordán, S., Süveges, K., Virók, V., Somlyay, L. (2020): *Cardamine occulta* Hornem. Magyarországon, és a dísznövénykereskedelemben más potyautasai. *Kitaibelia* 25(2): 195–214. <https://doi.org/10.17542/kit.25.195>
- Tamás, J., Vida, G., Csontos, P. (2017): Contributions to the fern flora of Hungary with special attention to built walls. *Botanikai Közlemények* 104(2): 235–250. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2017.104.2.235>
- Thomson, V., Leishman, M. (2004): Survival of native plants of Hawkesbury Sandstone communities with additional nutrients: effect of plant age and habitat. *Australian Journal of Botany* 52: 141–147. <https://doi.org/10.1071/BT03047>
- Threlfall, C.G., Ossola, A., Hahs, A.K., Williams, N.S.G., Wilson, L., Livesley, S.J. (2016): Variation in Vegetation Structure and Composition across Urban Green Space Types. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4: 66. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066>

- Tikader, A., Ananda Rao, A., Thangavelu, K. (2002): Geographical Distribution of Mulberry (*Morus*) Species in India. *Indian Journal of Plant Genetic Resources* 15(2): 164–167.
- Toor, G., Chandra, T. (2021): Ecological Areas and Challenges of Urbanization: A Stride Towards Environmental Restoration: In: Hussain, A., Tiwari, K.C., Gupta, A. (Szerk.): *Addressing Environmental Challenges Through Spatial Planning*. IGI Global, Hershey, pp. 219–236. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-8331-9.ch011>
- Trentanovi, G., Zinzani, A., Bartoletti, R., Montanari, F. (2021): Contested novel ecosystems: Socio-ecological processes and evidence from Italy. *Environmental Development* 40: 100658. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100658>
- Trezzi, M.M., Balbinot Jr., A.A., Benin, G., Debastiani, F., Patel, F., Miotto Jr., E. (2013): Competitive ability of soybean cultivars with horseweed (*Conyza bonariensis*). *Planta Daninha* 31: 543–550. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582013000300006>
- Turner, K., Lefler, L., Freedman, B. (2005): Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 71(2): 191–206. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.003>
- Uchida, T., Xue, J.H., Hayasaka, D., Arase, T., Haller, W.T., Gettys, L. (2014): The relation between road crack vegetation and plant biodiversity in urban landscape. *International Journal of GEOMATE* 6(2): 885–891. <https://doi.org/10.21660/2014.12.3177>
- van Kleunen, M., Essl, F., Pergl, J., Brundu, G., Carboni, M., Dullinger, S., Early, R., González-Moreno, P., Groom, Q.J., Hulme, P.E., Kueffer, C., Kühn, I., Máguas, C., Maurel, N., Novoa, A., Parepa, M., Pyšek, P., Seebens, H., Tanner, R., Touza, J., Verbrugge, L., Weber, E., Dawson, W., Kreft, H., Weigelt, P., Winter, M., Klöner, G., Talluto, L., Dehnen-Schmutz, K. (2018): The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological Reviews* 93(3): 1421–1437. <https://doi.org/10.1111/brv.12402>
- van Valkenburg, J., Brunel, S., Brundu, G., Ehret, P., Follak, S., Uludag, A. (2014): Is terrestrial plant import from East Asia into countries in the EPPO region a potential pathway for new emerging invasive alien plants?. *EPPO Bulletin* 44(2): 195–204. <https://doi.org/10.1111/epp.12131>
- Verdeguer, M., Castañeda, L.G., Torres-Pagan, N., Llorens-Molina, J.A., Carrubba, A. (2020): Control of *Erigeron bonariensis* with *Thymbra capitata*, *Mentha piperita*, *Eucalyptus camaldulensis*, and *Santolina chamaecyparissus* essential oils. *Molecules* 25(3): 562. <https://doi.org/10.3390/molecules25030562>
- Verloove, F. (2006): Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Verloove, F. (2008): *Datura wrightii* (Solanaceae), a neglected xenophyte, new to Spain. *Bouteloua* 4: 37–40.
- Verloove, F., Sánchez Gullón, E. (2012): New records of interesting vascular plants (mainly xenophytes) in the Iberian Peninsula. II. *Flora Mediterranea* 22: 5–25. <https://doi.org/10.7320/FIMedit22.005>
- Violante, G.M., Lira, P.K. (2022): Efeitos Da Fragmentação De Habitat Sobre Formigas (Hymenoptera: Formicidae) en Paisagens Urbanas. *Oecologia Australis* 26(4): 531–546. <https://doi.org/10.4257/oeco.2022.2604.02>
- Višňák, R. (1986): Příspěvek k poznání antropogenní vegetace v severních Čechách, zvláště v městě Liberci. *Preslia* 58(4): 353–368.

- Vlahov, D., Galea, S. (2002): Urbanization, urbanicity, and health. *Journal of Urban Health* 79(4): S1–S12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1
- Waisbecker, A. (1891): *Kőszeg és vidékének edényes növényei*. 2. javított és bővített kiadás. Feigl Gyula nyomdája és Kilián biz., Kőszeg és Budapest, 70 + 80 p.
- Walthers, M., Figueiredo, E., Crouch, N.R., Winter, P.J.D., Smith, G.F., Zimmermann, H.G., Mashope, B.K. (2011): Naturalised and invasive succulents of southern Africa. *ABCTaxa* 11(1): 1–360.
- Wania, A., Kühn, I., Klotz, S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning* 75(1): 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.12.006>
- Weber, E. (2004): Horticulture and the Invasive Plant Species Issue. *Acta Horticulturae* 643: 25–30. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.643.2>
- Wei, J.W., Lee, B.P.Y.-H., Wen, L.B. (2016): Citizen Science and the Urban Ecology of Birds and Butterflies – A Systematic Review. *PLoS One* 11(6): e0156425. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156425>
- Wei, Y., Li, Z., Zhang, J., Hu, D. (2023): Influence of night-time light pollution on the photosynthesis and physiological characteristics of the urban plants *Euonymus japonicus* and *Rosa hybrida*. *Ecological Processes* 12(1): 38. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00449-6>
- Whittaker, R.J., Triantis, K.A. (2012): The species–area relationship: an exploration of that ‘most general, yet protean pattern’. *Journal of Biogeography* 39(4): 623–626. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02692.x>
- Wilby, R.L., Perry, G.L.W. (2006): Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography* 30(1): 73–98. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp470ra>
- Wilson, M.C., Chen, X.-Y., Corlett, R.T., Didham, R.K., Ding, P., Holt, R.D., Holyoak, M., Hu, G., Hughes, A.C., Jiang, L., Laurance, W.F., Liu, J., Pimm, S.L., Robinson, S.K., Russo, S.E., Si, X., Wilcove, D.S., Wu, J., Yu, M. (2016): Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31(2): 219–227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>
- Wirth T. (2019): Újabb adat a magyarországi adventív flóra ismeretéhez: *Polypogon viridis* (Gouan) Breistr. *Kitaibelia* 24(2): 165–172. <https://doi.org/10.17542/kit.24.165>
- Wirth, T., Csiky, J. (2020): Contributions to the Hungarian alien flora: *Erigeron bonariensis* L. and *E. sumatrensis* Retz. (Asteraceae) in Hungary. *Botanikai Közlemények* 107(1): 33–43. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2020.107.1.33>
- Wirth, T., Fazekas, I., Schmidt, C., Csiky, J. (2020a): Spreading to north: naturalisation of *Ficus carica* (Moraceae) in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 62(1–2): 187–201. <https://doi.org/10.1556/034.62.2020.1-2.12>
- Wirth, T., Kovács, D., Csiky, J. (2020b): Adatok és kiegészítések a magyarországi adventív flóra kivadult, meghonosodott és potenciális inváziós fajainak ismeretéhez. *Kitaibelia* 25(2): 111–156. <https://doi.org/10.17542/kit.25.111>
- Wirth, T., Kovács, D., Sebe, K., Csiky, J. (2020c): The vascular flora of Pécs and its immediate vicinity (South Hungary) I.: species richness and the distribution of native and alien plants. *Biologia Futura* 71(1): 19–30. <https://doi.org/10.1007/s42977-020-00008-6>
- Wirth, T., Kovács, D., Sebe, K., Lengyel, A., Csiky, J. (2020d): Changes of 70 years in the non-native and native flora of a Hungarian county seat (Pécs, Central

- Europe). *Plant Biosystems* 156(1): 24–35.
<https://doi.org/10.1080/11263504.2020.1829734>
- Witosłowski, P., Bomanowska, A. (2009): Southern European species in the flora of towns in the central Poland. *Botanica Serbica* 33: 115–129.
- Wittig, R. (1973): Die ruderale Vegetation der Münsterschen Innenstadt. *Natur und Heimat* 33(4): 100–110.
- Wittig, R. (1991): *Ökologie der Grossstadtflora: Flora und Vegetation der Städte des nordwestlichen Mitteleuropas*. G. Fischer, Stuttgart, 276 p.
- Wittig, R., Durwen, K.J. (1982): Ecological indicator values spectra of spontaneous urban floras. In: Bornkamm, R., Lee, J.M., Seaward, M.R.D. (Szerk.): *Urban Ecology. 2nd European Ecological Synposium, Berlin*. Blackwell, Oxford, pp. 23–31.
- Wolf, J., Haase, D., Kühn, I. (2020): The functional composition of the neophytic flora changes in response to environmental conditions along a rural-urban gradient. *NeoBiota* 54: 23–47. <https://doi.org/10.3897/neobiota.54.38898>
- Wolf, M., Király, G. (2014): *Euphorbia serpens* (Euphorbiaceae), a new alien species in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 56(1–2): 243–250.
<https://doi.org/10.1556/ABot.56.2014.1-2.16>
- Woodell, S. (1979): The flora of walls and pavings. In: Laurie, I.C. (Szerk.): *Nature in Cities*. John Wiley & Sons, New York, pp. 135–156.
- Woudstra, Y., Kraaiveld, R., Jorritsma, A., Vijverberg, K., Ivanovic, S., Erkens, R., Huber, H., Gravendeel, B., Verhoeven, K.J.F. (2024): Some like it hot: adaptation to the urban heat island in common dandelion. *Evolution Letters* 8(6): 881–892. <https://doi.org/10.1093/evlett/qrae040>
- Xiao, R.-B., Ouyang, Z., Li, W.-F., Zhang, Z.-M., Jr, G., Wang, X., Miao, H. (2005): A review of the eco-environmental consequences of urban heat islands. *Acta Ecologica Sinica* 25: 2055–2060.
- Yang, T.-R., Lam, T.Y., Su, S.-H. (2019): A simulation study on the effects of plot size and shape on sampling plant species composition for biodiversity management. *Journal of Sustainable Forestry* 38(2): 116–129.
<https://doi.org/10.1080/10549811.2018.1527233>
- Zhou, J., Deng, Y., Zhang, P., Xue, K., Liang, Y., Van Nostrand, J.D., Yang, Y., He, Z., Wu, L., Stahl, D.A., Hazen, T.C., Tiedje, J.M., Arkin, A.P. (2014): Stochasticity, succession, and environmental perturbations in a fluidic ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(9): E836–845.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1324044111>
- Zipperer, W.C., Northrop, R., Andreu, M. (2020): Urban Development and Environmental Degradation. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*.
<https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.97>

M2. A Budapest városi élőhelyein talált fajok (2018-2024) jegyzéke

A Budapesten 2018 és 2024 közt talált fajok részletes leltárát az alábbiakban közlöm. A leltár terjedelmi okok miatt listaként kerül közlésre. Minden fajnál az alábbi információk kerültek feltüntetésre: Fajnév; (A): Család; (B): Életforma; (C): Honossági státusz; (D): Inváziós státusz; (E): Behurcolás módja; (F): Fő felhasználási mód; (G): Fő behurcolási útvonal; (H): Származási hely; (I): Flóraelem besorolás; (J): Előfordulások száma; (K): Elterjedés Budapesten (kerület). A felsorolásban az alábbi rövidítéseket használtam:

A '–' jel minden esetben azt jelöli, hogy az adott fajnál nem releváns az adott kategória (pl. egy őshonos faj esetében nem releváns a behurcolás módja)

Az 'NA' jelölés azt jelenti, hogy nincs megbízható adat, azonban a kategorizálás releváns volna az adott faj esetében

(B): Raunkier-életformarendszere alapján megadott rövidítések (az M és az MM kategóriák összevonásra kerültek M-MM néven)

(C): ősh = őshonos; arc = archeofiton; neo = neofiton

(D): alk = alkalmi megtelepedő; mgh = meghonosodott; inv = inváziós; tra = transzformer (átalakító) fajok

(E): szá = szándékos; vél = véletlen; min = mindkét mód (szándékos és véletlen)

(F): dín = dísznövény; mgn = mezőgazdasági növény; ken = kertészeti növény; ern = erdészeti növény; ism = ismeretlen

(G): dke = díszkertészet, dísznövénykereskedelem; ker = kertészet (nem dísz); mez = mezőgazdaság; áll = állateledel; köz = közlekedés; ism = ismeretlen

(H): kontinensek, régiók: E = Európa, As = Ázsia, Af = Afrika, Au = Ausztrália, Am = Amerika; M = mediterrán térség; égtájak: N = észak, S = dél, C = közép; egyéb: hybrid = hibrid, anec = „anecophyte” (kultúrában keletkezett fajok)

(I): a PADAPT adatbázis flóraelem rövidítései (Sonkoly et al., 2023)

ENUMERÁCIÓ

***Abies concolor* (Gordon) Lindl. ex. Hildebr.** – (A): Pinaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 1; (K): II.

***Abutilon theophrasti* Medik.** – (A): Malvaceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): SME; (J): 1; (K): III. VI.

***Acer campestre* L.** – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 150; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII. XIII.

Acer negundo L. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): AmN; (I): ADV; (J): 285; (K): I. II. III. IV. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXIII.

Acer platanoides L. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 188; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXII.

Acer pseudoplatanus L. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 83; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXII.

Acer saccharinum L. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): AmN; (I): NA; (J): 15; (K): III. IV. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XVII. XX. XXI.

Acer tataricum L. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 4; (K): XI. XXII.

Achillea collina (Becker ex Rchb.f.) Heimerl – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 443; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Achillea filipendulina Lam. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): –; (J): 6; (K): I. II. VIII. IX. XIII. XIV.

Achillea nobilis L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): XV.

Achillea pannonica Scheele – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 4; (K): II. XI. XIV. XV.

Achnatherum virescens (Trin.) Banfi, Galasso & Bartolucci – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SMO; (J): 4; (K): III. XII.

Adiantum capillus-veneris L. – (A): Pteridaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): –; (J): 2; (K): IX. XII.

Adonis aestivalis L. – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.

Adonis vernalis L. – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): XI.

Aegilops cylindrica Host – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): III. XI. XIII. XX.

Aegopodium podagraria L. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): II.

Aesculus hippocastanum L. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): M; (I): ADV; (J): 13; (K): I. III. XI. XII. XVI. XVII. XIX.

- Aethionema saxatile* (L.) W.T.Aiton – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): III.
- Aethusa cynapium* L. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 1; (K): XII.
- Ageratum houstonianum* Mill. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmC; (I): NA; (J): 1; (K): XXII.
- Agrimonia eupatoria* L. – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 7; (K): I. II. III. X. XI. XIII.
- Agropyron cristatum* (L.) Gaertn. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): TUR; (J): 1; (K): IX.
- Agrostis capillaris* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): III. XVI.
- Agrostis stolonifera* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 5; (K): III. VI. IX. XIV.
- Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle – (A): Simaroubaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): As; (I): ADV; (J): 659; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Ajuga chamaepitys* (L.) Schreb. – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 5; (K): II. XII. XIII. XIV. XXIII.
- Ajuga genevensis* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 1; (K): II.
- Ajuga reptans* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 5; (K): III. XIII. XV. XVI.
- Albizia julibrissin* Durazz. – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 2; (K): XI. XVI. XXII.
- Alcea rosea* L. – (A): Malvaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 13; (K): III. IV. IX. XI. XII. XV. XVII. XXII.
- Alchemilla arvensis* (L.) Scop. – (A): Rosaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 2; (K): III. XIV.
- Alisma plantago-aquatica* L. – (A): Alismataceae; (B): HH; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XVII.
- Alkekengi officinarum* Moench – (A): Solanaceae; (B): Ge; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 1; (K): VIII.
- Alliaria petiolata* (M.Bieb.) Cavara & Grande – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 61; (K): I. II. III. V. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV.
- Allium schoenoprasum* L. – (A): Amaryllidaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): E As; (I): NA; (J): 1; (K): XII.

- Allium scorodoprasum* L. – (A): Amaryllidaceae; (B): Ge; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): CEU; (J): 3; (K): II. XII. XX.
- Allium tuberosum* Rottler ex Spreng. – (A): Amaryllidaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 6; (K): IX. XI. XXI.
- Allium vineale* L. – (A): Amaryllidaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 2; (K): II. IX.
- Alopecurus myosuroides* Huds. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 2; (K): VI. XIII.
- Althaea cannabina* L. – (A): Malvaceae; (B): He; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): E M; (I): ADV; (J): 1; (K): XI.
- Althaea officinalis* L. – (A): Malvaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): min; (F): ken; (G): –; (H): E M As; (I): CON; (J): 2; (K): III.
- Alyssum alyssoides* (L.) L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XIII.
- Alyssum gmelinii* Jord. – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XI.
- Amaranthus albus* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): ADV; (J): 30; (K): II. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XX. XXI.
- Amaranthus blitoides* S.Watson – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 17; (K): II. IV. V. VII. VIII. IX. X. XII. XIII.
- Amaranthus blitum* L. subsp. *blitum* – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M; (I): ADV; (J): 61; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XV. XX. XXI.
- Amaranthus blitum* L. subsp. *emarginatus* (Salzm. ex Uline & W.L.Bray) Carretero, Muñoz Garm. & Pedrol – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): IX.
- Amaranthus cruentus* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmNCS; (I): –; (J): 1; (K): I.
- Amaranthus deflexus* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmS; (I): ADV; (J): 337; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Amaranthus hybridus* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): min; (F): ism; (G): –; (H): AmNCS; (I): –; (J): 1; (K): IX.
- Amaranthus hypochondriacus* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 1; (K): IX. XI.
- Amaranthus powellii* S.Watson – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmC; (I): ADV; (J): 110; (K): I. II. III. IV. VI. VII.

VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII.
XXIII.

Amaranthus retroflexus L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): ADV; (J): 309; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Ambrosia artemisiifolia L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): ADV; (J): 293; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Amorpha fruticosa L. – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 10; (K): II. III. IV. V. XI. XIII. XIX. XXI.

Anchusa officinalis L. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 172; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXIII.

Anemone sylvestris L. – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): XII.

Anethum graveolens L. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): VIII.

Anthemis arvensis L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 2; (K): III.

Anthemis ruthenica M.Bieb. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): PoP; (J): 6; (K): VI. IX. XI. XIII. XX.

Anthriscus caucalis M.Bieb. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 16; (K): VI. VIII. IX. X. XI. XIII. XV.

Anthriscus cerefolium (L.) Hoffm. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): M As; (I): PoM; (J): 131; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI.

Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 16; (K): III. IX. XII.

Anthyllis vulneraria L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): IX.

Antirrhinum majus L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 9; (K): II. III. VIII. IX. XI. XIV. XV. XVI.

Apera spica-venti (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 19; (K): II. V. VI. VIII. XI. XIII. XIV. XV. XVII. XX. XXIII.

Apium graveolens L. – (A): Apiaceae; (B): HT; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 1; (K): IX.

Aquilegia vulgaris L. – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 13; (K): IV. XI. XII. XV. XXI. XXII.

- Arabidopsis arenosa* (L.) Lawalrée – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): I.
- Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 12; (K): I. II. III. VII. IX. XII. XIII. XIV. XVI.
- Arctium lappa* L. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 17; (K): I. III. XI. XII. XIII. XIV. XVII.
- Arctium minus* (Hill) Bernh. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 3; (K): III. IX. XII.
- Arctium tomentosum* Mill. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 18; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. XI. XII. XIV. XX. XXII.
- Arenaria serpyllifolia* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 217; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Argentina anserina* (L.) Rydb. – (A): Rosaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 12; (K): V. VI. IX. X. XII. XIII. XIV. XXI. XXIII.
- Aristolochia clematitis* L. – (A): Aristolochiaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): SME; (J): 3; (K): III. XI. XXI.
- Armoracia rusticana* G.Gaertn., B.Mey. & Scherb. – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): ADV; (J): 1; (K): XIII.
- Arrhenatherum elatius* (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 48; (K): I. II. III. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVII. XIX. XXI. XXIII.
- Artemisia absinthium* L. – (A): Asteraceae; (B): Ch; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 12; (K): VIII. X. XI. XIV. XV. XXI.
- Artemisia alba* Turra – (A): Asteraceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XI.
- Artemisia annua* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M As; (I): EUA; (J): 20; (K): II. III. IV. VII. VIII. IX. XIII.
- Artemisia campestris* L. – (A): Asteraceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 3; (K): IX. XXI.
- Artemisia dracuncululus* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): E As; (I): –; (J): 1; (K): XV.
- Artemisia pontica* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 10; (K): VIII. IX. X. XI. XIII. XV.
- Artemisia scoparia* Waldst. & Kit. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IX.

- Artemisia verlotiorum* Lamotte – (A): Asteraceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Artemisia vulgaris* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 210; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Arum cylindraceum* Gasp. – (A): Araceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 2; (K): XII.
- Arundo donax* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XV.
- Asarina procumbens* Mill. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 1; (K): I.
- Asclepias syriaca* L. – (A): Apocynaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 49; (K): II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XXI. XXIII.
- Asparagus officinalis* L. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): IX.
- Asparagus verticillatus* L. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M As; (I): NA; (J): 2; (K): III.
- Asperugo procumbens* L. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 5; (K): III. XI. XIII. XV.
- Asplenium adiantum-nigrum* L. – (A): Aspleniaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 3; (K): VI. VIII. IX. XI. XII. XXI.
- Asplenium ruta-muraria* L. – (A): Aspleniaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 14; (K): I. II. III. V. VIII. IX. XI. XII.
- Asplenium scolopendrium* L. – (A): Aspleniaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): VIII. IX. XII. XXI.
- Asplenium trichomanes* L. – (A): Aspleniaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 4; (K): I. VI. VIII. XII.
- Astragalus asper* Jacq. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 1; (K): XI.
- Astragalus cicer* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 11; (K): III. XI. XIII. XIV. XVI. XXI.
- Astragalus glycyphyllos* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 3; (K): II. XII. XIII.
- Astragalus onobrychis* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 3; (K): IV. XI. XXI.
- Athyrium filix-femina* (L.) Roth – (A): Aspleniaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): XI.

- Atocion armeria* (L.) Raf. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): –; (J): 1; (K): XVIII.
- Atriplex littoralis* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): III.
- Atriplex oblongifolia* Waldst. & Kit. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 3; (K): I. II.
- Atriplex patula* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M As; (I): CIR; (J): 62; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Atriplex prostrata* Boucher ex DC. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 9; (K): II. III. VIII. XI. XII. XIII. XVII. XXIII.
- Atriplex sagittata* Borkh. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M As; (I): CON; (J): 1; (K): IX.
- Atriplex tatarica* L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 88; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Aurinia saxatilis* (L.) Desv. – (A): Brassicaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): XI.
- Avena fatua* L. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): XIV.
- Avena sativa* L. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 2; (K): VI. XI.
- Azolla filiculoides* Lam. – (A): Salviniaceae; (B): He; (C): neo; (D): tra; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): AmN; (I): NA; (J): 1; (K): IX.
- Ballota nigra* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): SME; (J): 530; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Bassia scoparia* (L.) Voss – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): alk; (E): min; (F): dín; (G): mez; (H): E As; (I): ADV; (J): 37; (K): V. VI. VIII. IX. X. XI. XIV. XVI. XX. XXI. XXIII.
- Begonia cucullata* Willd. – (A): Begoniaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): –; (J): 2; (K): XI. XIII.
- Bellis perennis* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): M As; (I): AsM; (J): 221; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Berberis aquifolium* Pursh – (A): Berberidaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 109; (K): I. II. III. IV. V. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI.

- Berberis julianae* C.K.Schneid.** – (A): Berberidaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 10; (K): I. III. V. VII. XI.
- Berberis thunbergii* DC.** – (A): Berberidaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): III.
- Berberis vulgaris* L.** – (A): Berberidaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 14; (K): I. II. V. VIII. XI. XII. XVI. XX.
- Berteroa incana* (L.) DC.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): E M As; (I): PON; (J): 18; (K): III. IV. IX. X. XI. XIV. XV. XVII. XXI.
- Berula erecta* (Huds.) Coville** – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XVII.
- Betonica officinalis* L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.
- Betula pendula* Roth** – (A): Betulaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 12; (K): II. III. IV. IX. X. XI. XIII.
- Bidens cernua* L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XXI.
- Bidens frondosa* L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): min; (F): dín; (G): ism; (H): AmN; (I): ADV; (J): 2; (K): XIV. XXI.
- Borago officinalis* L.** – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): III.
- Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 14; (K): III. IV. XI. XII. XIV. XVI. XX. XXI. XXIII.
- Bouteloua gracilis* (Kunth) Lag. ex Griffiths** – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): XIV.
- Brachypodium sylvaticum* (Huds.) P.Beauv.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 12; (K): I. III. XI. XII. XXI.
- Brassica elongata* Ehrh.** – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): CON; (J): 1; (K): III.
- Brassica napus* L.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 1; (K): XXI.
- Brassica rapa* L.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 22; (K): VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XXI.
- Brassica rapa* L. var. *oleifera* DC.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): VIII.
- Bromus catharticus* Vahl** – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): AmN; (I): ADV; (J): 1; (K): III. XV.

- Bromus commutatus* Schrad.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 2; (K): II. III.
- Bromus erectus* Huds.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): XI. XII.
- Bromus hordeaceus* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 34; (K): II. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX.
- Bromus inermis* Leyss.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 28; (K): I. III. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XXI. XXIII.
- Bromus japonicus* Houtt.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): EUA; (J): 8; (K): III. IV. V. VI. XI. XIV. XX.
- Bromus racemosus* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 1; (K): III.
- Bromus squarrosus* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): VIII. IX. XI. XIII.
- Bromus sterilis* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 214; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Bromus tectorum* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 80; (K): I. II. III. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI.
- Broussonetia papyrifera* (L.) L'Hér. ex Vent.** – (A): Moraceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 13; (K): I. II. V. VI. XI. XIII. XIV. XX. XXI.
- Brunnera macrophylla* (Adams) I.M.Johnst.** – (A): Boraginaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): NA; (J): 44; (K): I. II. III. IV. V. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XXII.
- Bryonia alba* L.** – (A): Cucurbitaceae; (B): Ge; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 7; (K): II. III. XI. XII. XV. XXI.
- Buddleja davidii* Franch.** – (A): Scrophulariaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 9; (K): II. IX. X. XII. XVI. XXI.
- Buglossoides arvensis* (L.) I.M.Johnst.** – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 15; (K): I. III. VI. XI. XIII. XIV. XV. XVI.
- Bunias orientalis* L.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): E; (I): CON; (J): 3; (K): III. XI.
- Bupleurum falcatum* L.** – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.
- Butomus umbellatus* L.** – (A): Butomaceae; (B): HH; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XIV.

- Buxus sempervirens* L. – (A): Buxaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): NA; (J): 1; (K): III. XI.
- Calamagrostis epigejos* (L.) Roth – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 132; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Calendula officinalis* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 10; (K): I. III. IX. XI. XIII. XV. XIX.
- Calepina irregularis* (Asso) Thell. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): MED; (J): 2; (K): I. III.
- Callistephus chinensis* (L.) Nees – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 2; (K): XVI.
- Calystegia sepium* (L.) R.Br. – (A): Convolvulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 26; (K): I. II. III. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XVII. XXII. XXIII.
- Camelina microcarpa* Andr. ex DC. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): CON; (J): 1; (K): XII.
- Campanula bononiensis* L. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.
- Campanula carpatica* Jacq. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): –; (J): 1; (K): IX.
- Campanula glomerata* L. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.
- Campanula persicifolia* L. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 3; (K): III. XI. XVI.
- Campanula portenschlagiana* Schult. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): –; (J): 1; (K): III. XII.
- Campanula poscharskyana* Degen – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): –; (J): 6; (K): III. XI. XII. XIX.
- Campanula rapunculoides* L. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 25; (K): I. II. III. XI. XII. XIV. XV. XVI. XVII. XXII.
- Campanula trachelium* L. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 5; (K): XII.
- Campsis radicans* (L.) Bureau – (A): Bignoniaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 36; (K): I. II. III. VI. VIII. IX. XI. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII.
- Cannabis sativa* L. – (A): Cannabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): ADV; (J): 13; (K): II. V. VII. VIII. IX. XIII. XIV. XX.

Capsella bursa-pastoris (L.) Medik. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 489; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII.

Capsicum annuum L. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): AmS; (I): NA; (J): 2; (K): VI. XI.

Cardamine bulbifera (L.) Crantz – (A): Brassicaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): II. XII.

Cardamine hirsuta L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 43; (K): I. II. III. V. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI.

Cardamine occulta Hornem. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XIV.

Carduus acanthoides L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 90; (K): I. II. III. IV. V. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXIII.

Carduus nutans L. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 9; (K): III. VIII. IX. X. XI. XXIII.

Carex acuta L. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XX.

Carex acutiformis Ehrh. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): IV. XXIII.

Carex caryophylla Latourr. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): III.

Carex divulsa Stokes – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.

Carex hirta L. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 55; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XV. XX. XXI. XXIII.

Carex leersii F.W.Schultz – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): II.

Carex pairae F.W.Schultz – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.

Carex pilosa Scop. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XII.

Carex praecox Schreb. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 10; (K): IV. IX. X. XII. XIV. XVI. XXI.

Carex spicata Huds. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 7; (K): II. XII. XIII. XIV. XV.

- Carex stenophylla* **Wahlenb.** – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): IX.
- Carlina vulgaris* **L.** – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 5; (K): III. IV. IX.
- Carpinus betulus* **L.** – (A): Carpinaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 5; (K): III. IX. XII.
- Caryopteris* × *clandonensis* **A.Simmonds** – (A): Lamiaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): hybrid; (I): –; (J): 1; (K): III.
- Catalpa bignonioides* **Walter** – (A): Bignoniaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): IX. XVII.
- Catapodium rigidum* **(L.) C.E.Hubb.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): M; (I): –; (J): 2; (K): III.
- Catharanthus roseus* **(L.) G.Don** – (A): Apocynaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): Af; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Celosia argentea* **L.** – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 1; (K): IX.
- Celtis australis* **L.** – (A): Cannabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M As; (I): ADV; (J): 1; (K): XIX.
- Celtis occidentalis* **L.** – (A): Cannabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 465; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Cenchrus alopecuroides* **(L.) Thunb.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As Au; (I): –; (J): 5; (K): VIII. IX. XI. XV. XXI.
- Cenchrus ciliaris* **L.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As Af; (I): –; (J): 1; (K): III.
- Cenchrus longispinus* **(Hack.) Fernald** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): –; (J): 10; (K): IV. IX. XIV. XXI.
- Centaurea arenaria* **M.Bieb. ex Willd.** – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 1; (K): XV.
- Centaurea cyanus* **L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): anec; (I): KOZ; (J): 2; (K): IX. XIII.
- Centaurea diffusa* **Lam.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): XVIII.
- Centaurea jacea* **L. subsp. angustifolia (DC.) Gremli** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 19; (K): II. III. IX. X. XI. XII. XIV. XV. XVI. XXII.
- Centaurea scabiosa* **L. subsp. sadleriana (Janka) Asch. & Graebn.** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 20; (K): I. III. VIII. XI. XII. XIII. XV. XXI. XXIII.

- Centaurea stoebe* L. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 51; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XV. XX. XXI. XXIII.
- Centaurea triumfettii* All. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.
- Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce – (A): Orchidaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XI.
- Cephalaria transsylvanica* (L.) Roem. & Schult. – (A): Caprifoliaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XII.
- Cerastium brachypetalum* Desp. ex Pers. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): III.
- Cerastium glomeratum* Thuill. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): III.
- Cerastium holosteoides* Fr. – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 81; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXIII.
- Cerastium pumilum* Curtis var. *glutinosa* (Wahlenb.) Beck – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XIV.
- Cerastium pumilum* Curtis var. *pumilum* – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 3; (K): III. XV. XVI.
- Cerastium semidecandrum* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 2; (K): XI. XIII.
- Cerastium tomentosum* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 8; (K): III. XI. XII. XV.
- Ceratostigma plumbaginoides* Bunge – (A): Plumbaginaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 2; (K): XV. XXII.
- Cercis siliquastrum* L. – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): ADV; (J): 14; (K): I. II. V. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV.
- Cerintho minor* L. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): XII.
- Chaenorhinum minus* (L.) Lange – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): SME; (J): 13; (K): II. V. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV.
- Chaerophyllum aromaticum* L. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 1; (K): XII.
- Chaerophyllum temulum* L. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 7; (K): XI. XII.

Chamaecytisus austriacus (L.) Link – (A): Fabaceae; (B): N; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 2; (K): XI. XII.

Chasmanthium latifolium (Michx.) H.O.Yates – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): VIII.

Chelidonium majus L. – (A): Papaveraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 382; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Chenopodiastrum hybridum (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 83; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Chenopodiastrum murale (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 8; (K): II. VIII. XI. XIII. XIV.

Chenopodium album L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M As; (I): KOZ; (J): 813; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Chenopodium betaceum Andr. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M; (I): ADV; (J): 32; (K): II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XIV. XV. XVI. XIX. XX.

Chenopodium ficifolium Sm. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): XIII.

Chenopodium opulifolium Schrad. ex W.D.J.Koch & Ziz – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): MED; (J): 51; (K): I. III. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.

Chenopodium vulvaria L. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M As; (I): NA; (J): 27; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XXII.

Chondrilla juncea L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 195; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Chorispora tenella (Pall.) DC. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): E As; (I): ADV; (J): 2; (K): VIII. IX.

Cichorium intybus L. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 315; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Cirsium arvense (L.) Scop. – (A): Asteraceae; (B): Ge; (C): arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 240; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Cirsium eriophorum (L.) Scop. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XI.

Cirsium vulgare (Savi) Ten. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 41; (K): II. III. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XVI. XXI. XXIII.

Citrullus lanatus (Thunb.) Matsum. & Nakai – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): As Af; (I): –; (J): 13; (K): II. VIII. IX. X. XIII. XV. XVI. XVII. XIX. XXII.

Clematis vitalba L. – (A): Ranunculaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 224; (K): I. II. III. V. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XX. XXI. XXII. XXIII.

Clerodendrum bungei Steud. – (A): Lamiaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XVI.

Clerodendrum trichotomum Thunb. – (A): Lamiaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XVI.

Clinopodium acinos Kuntze – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 3; (K): III. XI. XXI.

Clinopodium nepeta (L.) Kuntze – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M As; (I): –; (J): 3; (K): III. IX. XIII.

Clinopodium vulgare L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): II. III.

Colutea arborescens L. – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 2; (K): IV. IX.

Commelina communis L. – (A): Commelinaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 74; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII.

Conium maculatum L. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 7; (K): I. III. VI. XV. XXI.

Convallaria majalis L. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 32; (K): I. II. III. VIII. IX. XI. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXII.

Convolvulus arvensis L. – (A): Convolvulaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 592; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Coreopsis lanceolata L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): III.

Coriandrum sativum L. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 3; (K): II. VII. XIV.

Corispermum nitidum Kit. ex Schult. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 1; (K): XI.

Cornus mas L. – (A): Cornaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XII.

Cornus sanguinea L. – (A): Cornaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 50; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. XI. XII. XIII. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Coronilla varia L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 57; (K): I. II. III. IV. VI. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXI. XXIII.

Corydalis cava (L.) Schweigg. & Körte – (A): Papaveraceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 9; (K): I. XI. XII.

Corydalis solida (L.) Clairv. – (A): Papaveraceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 8; (K): XI. XII. XV.

Corylus avellana L. – (A): Betulaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 10; (K): II. III. V. XI. XII. XIII. XV. XVI.

Corylus colurna L. – (A): Betulaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 9; (K): I. II. III. VIII. XII.

Cosmos bipinnatus Cav. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 9; (K): III. XI. XV. XVI. XXI. XXII.

Cota austriaca (Jacq.) Sch.Bip. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 2; (K): IV.

Cotinus coggygria Scop. – (A): Anacardiaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 5; (K): III. XI. XII. XX.

Cotoneaster hjelmqvistii Flinck & B.Hylmö – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 3; (K): XI.

Cotoneaster horizontalis Decne. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 23; (K): I. II. III. VIII. IX. XI. XII. XVI. XIX. XXII.

Cotoneaster multiflorus Bunge – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.

Cotoneaster niger (Ehrh.) Fr. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 2; (K): I.

Cotoneaster nitens Rehder & E.H.Wilson – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XIX.

Cotoneaster salicifolius Franch. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 3; (K): I. III. V.

Crassula helmsii (Kirk) Cockayne – (A): Crassulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): Au; (I): –; (J): 1; (K): III.

Crataegus laevigata (Poir.) DC. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SAT; (J): 1; (K): III.

***Crataegus monogyna* Jacq.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 33; (K): I. II. III. IV. V. IX. X. XI. XII. XIII. XV. XX. XXI. XXII. XXIII.

***Crepis biennis* L.** – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): II. III.

***Crepis capillaris* (L.) Wallr.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): CEU; (J): 1; (K): XXI.

***Crepis foetida* L. subsp. *rhoeadifolia* (M.Bieb.) Celak.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): PON; (J): 168; (K): II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

***Crepis pulchra* L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 3; (K): I. V. XIV.

***Crepis setosa* Haller f.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 5; (K): VIII. XI. XIV. XX.

***Crepis tectorum* L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 30; (K): V. VI. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XXI.

***Crocus vernus* (L.) Hill** – (A): Iridaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): –; (J): 1; (K): IV.

***Cruciata pedemontana* (Bellardi) Ehrend.** – (A): Rubiaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): X.

***Cucumis melo* L.** – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): As Af; (I): –; (J): 1; (K): III.

***Cucumis sativus* L.** – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.

***Cucurbita moschata* Duchesne** – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): AmC; (I): –; (J): 1; (K): XII.

***Cucurbita pepo* L.** – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): AmNCS; (I): NA; (J): 1; (K): XIII.

***Cuscuta campestris* Yunck.** – (A): Convolvulaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): ADV; (J): 20; (K): III. IX. X. XI. XII. XIV. XV. XX. XXI. XXII.

***Cuscuta europaea* L.** – (A): Convolvulaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): VIII. IX.

***Cymbalaria muralis* G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.** – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): M; (I): ADV; (J): 72; (K): I. II. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XX.

***Cynodon dactylon* (L.) Pers.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): As Af; (I): KOZ; (J): 372; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

- Cynoglossum officinale* L. – (A): Boraginaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 2; (K): IV. VII.
- Cyperus alternifolius* L. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): Af; (I): –; (J): 1; (K): XIV.
- Cyperus eragrostis* Lam. – (A): Cyperaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): AmNCS; (I): –; (J): 1; (K): III. VIII. X.
- Cyperus fuscus* L. – (A): Cyperaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 3; (K): III. IV. XXI.
- Cyperus glomeratus* L. – (A): Cyperaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): II. III. XII. XIV.
- Cyperus michelianus* (L.) Delile – (A): Cyperaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): IV. XXI.
- Cyrtomium falcatum* (L.f.) C.Presl – (A): Dryopteridaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XXI.
- Cyrtomium fortunei* J.Sm. – (A): Dryopteridaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): VII.
- Cystopteris fragilis* (L.) Bernh. – (A): Cystopteridaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): VI.
- Dactylis glomerata* L. subsp. *glomerta* – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 280; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Dactylis glomerata* subsp. *lobata* (Drejer) H.Lindb. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 3; (K): I. XII.
- Datura innoxia* Mill. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmNCS; (I): NA; (J): 2; (K): IV.
- Datura stramonium* L. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): As; (I): KOZ; (J): 68; (K): I. III. IV. V. VII. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XV. XX. XXI. XXIII.
- Datura wrightii* Regel – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmC; (I): –; (J): 3; (K): VIII. IX. XI. XIII. XV. XXI. XXII.
- Daucus carota* L. – (A): Apiaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): min; (F): ken; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 93; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XXI. XXII. XXIII.
- Delphinium ajacis* L. – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 9; (K): II. III. IX. XI. XV. XVI.
- Delphinium consolida* L. – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): EUA; (J): 31; (K): II. III. V. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XX. XXI. XXII.

- Deschampsia caespitosa* (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): IV.
- Descurainia sophia* (L.) Webb ex Prantl – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 52; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXIII.
- Deutzia scabra* Thunb. – (A): Hydrangeaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 2; (K): I. III.
- Dianthus giganteiformis* (Borbás) Heinr.Braun subsp. *pontederiae* (A.Kern.) Soó – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PAN; (J): 2; (K): XI. XII.
- Digitaria ischaemum* (Schreb.) Muhl. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): CIR; (J): 1; (K): XIII.
- Digitaria sanguinalis* (L.) Scop. subsp. *pectiniformis* Henrard – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 3; (K): II. VIII.
- Digitaria sanguinalis* (L.) Scop. subsp. *sanguinalis* – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 476; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Dioscorea polystachya* Turcz. – (A): Dioscoreaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): I.
- Diplotaxis muralis* (L.) DC. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 119; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XX. XXI. XXIII.
- Diplotaxis tenuifolia* (L.) DC. – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 54; (K): I. II. III. IV. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII.
- Draba nemorosa* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XXIII.
- Draba verna* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 29; (K): I. II. III. IV. IX. XI. XIII. XIV. XV. XVI.
- Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs – (A): Dryopteridaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): IX.
- Dryopteris filix-mas* (L.) Schott – (A): Dryopteridaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 18; (K): III. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XV.
- Dysphania ambrosioides* (L.) Mosyakin & Clemants – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): AmS; (I): ADV; (J): 2; (K): XIII.
- Dysphania botrys* (L.) Mosyakin & Clemants – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): KOZ; (J): 2; (K): I. XIV.

Dysphania pumilio (R.Br.) Mosyakin & Clemants – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): Au; (I): ADV; (J): 7; (K): III. IV. VIII. IX.

Echinochloa crus-galli (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): min; (F): ism; (G): ism; (H): anec; (I): KOZ; (J): 109; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Echinocystis lobata (Michx.) Torr. & A.Gray – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): neo; (D): tra; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): AmN; (I): ADV; (J): 1; (K): III.

Echinops sphaerocephalus L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 17; (K): I. II. III. V. VII. VIII. XI. XII. XIII. XVII.

Echium vulgare L. – (A): Boraginaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 61; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVII. XX. XXI. XXIII.

Eclipta prostrata (L.) L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmNCS; (I): –; (J): 1; (K): II. III.

Elaeagnus angustifolia L. – (A): Elaeagnaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M As; (I): ADV; (J): 20; (K): III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XV. XVI. XXI. XXIII.

Eleusine indica (L.) Gaertn. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): As Af; (I): ADV; (J): 638; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII.

Elymus repens (L.) Gould – (A): Poaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 466; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Epilobium angustifolium L. – (A): Onagraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): IX.

Epilobium ciliatum Raf. – (A): Onagraceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmN; (I): ADV; (J): 1; (K): XIV.

Epilobium dodonaei Vill. – (A): Onagraceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XIII.

Epilobium hirsutum L. – (A): Onagraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 3; (K): II. XVII. XXIII.

Epilobium parviflorum Schreb. – (A): Onagraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 9; (K): I. III. V. VIII. IX. XIV. XXI.

Epilobium tetragonum L. – (A): Onagraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 18; (K): II. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XV. XXI.

Epimedium alpinum L. – (A): Berberidaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): NA; (J): 1; (K): VIII.

- Epipactis helleborine* (L.) Crantz – (A): Orchidaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IV.
- Equisetum* × *moorei* Newman – (A): Equisetaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): III.
- Equisetum arvense* L. – (A): Equisetaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 7; (K): III. V. VI. XI. XXIII.
- Equisetum hyemale* L. – (A): Equisetaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): III. VIII.
- Equisetum ramosissimum* Desf. – (A): Equisetaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 24; (K): II. III. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XX. XXI. XXIII.
- Eragrostis minor* Host – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 624; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Eragrostis pilosa* (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): As; (I): KOZ; (J): 11; (K): III. VIII. IX. XIV. XV.
- Eragrostis spectabilis* (Pursh) Steud. – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): II.
- Eragrostis virescens* J.Presl – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmS; (I): ADV; (J): 4; (K): I. III. XIV.
- Eranthis hyemalis* (L.) Salisb. – (A): Ranunculaceae; (B): Ge; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): MED; (J): 5; (K): III. XII. XV.
- Erigeron acris* L. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XXIII.
- Erigeron annuus* (L.) Desf. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmN; (I): ADV; (J): 677; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Erigeron bonariensis* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): AmS; (I): –; (J): 3; (K): IV. XIII. XIV.
- Erigeron canadensis* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): ADV; (J): 917; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Erigeron sumatrensis* Retz. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmS; (I): –; (J): 5; (K): III. IX. XI. XIV. XV. XXI.
- Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. – (A): Geraniaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M As; (I): KOZ; (J): 494; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Eruca vesicaria* (L.) Cav. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): min; (F): ken; (G): mez; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): XIII.

- Erucastrum gallicum* (Willd.) O.E.Schulz – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): E M; (I): NA; (J): 1; (K): III.
- Eryngium campestre* L. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 16; (K): II. III. VIII. XI. XII. XIV. XX. XXI. XXIII.
- Erysimum* × *cheiri* (L.) Crantz – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 2; (K): III. IX.
- Erysimum diffusum* Ehrh. – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 2; (K): VI. XIII.
- Erysimum odoratum* Ehrh. – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 5; (K): VIII. XI. XII.
- Erysimum repandum* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): CON; (J): 1; (K): XII.
- Eschscholzia californica* Cham. – (A): Papaveraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): V. XIV.
- Euonymus europaeus* L. – (A): Celastraceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 14; (K): II. IV. VIII. XI. XII. XIII. XIX. XXII.
- Euonymus japonicus* Thunb. – (A): Celastraceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 3; (K): III. IV. XXII.
- Euonymus nanus* M.Bieb. – (A): Celastraceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Euonymus verrucosus* Scop. – (A): Celastraceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 2; (K): XI. XII.
- Eupatorium cannabinum* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): II. IV. VIII. XIII.
- Euphorbia amygdaloides* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XVI.
- Euphorbia cyparissias* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 24; (K): III. IV. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XIX. XXI. XXIII.
- Euphorbia esula* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 6; (K): III. XII. XXI. XXIII.
- Euphorbia falcata* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M; (I): SME; (J): 3; (K): IV. IX. XII. XIV.
- Euphorbia glareosa* Pall. ex M.Bieb. – (A): Euphorbiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PaB; (J): 1; (K): XI.
- Euphorbia helioscopia* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 9; (K): III. VI. VIII. XI. XIV. XV.
- Euphorbia humifusa* Willd. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): As; (I): ADV; (J): 1; (K): XI.

- Euphorbia lathyris* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 26; (K): II. III. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XXII.
- Euphorbia maculata* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): AmN; (I): ADV; (J): 243; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Euphorbia marginata* Pursh – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): III. XV. XVI. XXI.
- Euphorbia myrsinites* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): NA; (J): 6; (K): III. XI. XII. XIV. XVI. XXII.
- Euphorbia peplus* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 123; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXII. XXIII.
- Euphorbia prostrata* Aiton – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmNCS; (I): NA; (J): 12; (K): II. III. IV. VI. VIII. IX. XI. XIV. XV. XVI.
- Euphorbia salicifolia* Host – (A): Euphorbiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 2; (K): XI.
- Euphorbia serpens* Kunth – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmNCS; (I): NA; (J): 2; (K): III. XIV.
- Euphorbia taurinensis* All. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 7; (K): VIII. XI. XII. XIII. XIV.
- Euphorbia virgata* Waldst. & Kit. – (A): Euphorbiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 3; (K): XI.
- Fagopyrum esculentum* Moench – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 1; (K): IV. IX. XIV.
- Falcaria vulgaris* Bernh. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 74; (K): I. II. III. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XV. XVI. XX. XXI.
- Fallopia aubertii* (L.Henry) Holub – (A): Polygonaceae; (B): N; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 2; (K): XXII.
- Fallopia baldschuanica* (Regel) Holub – (A): Polygonaceae; (B): N; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 8; (K): I. XI. XII. XIV. XIX.
- Fallopia convolvulus* (L.) Á.Löve – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 86; (K): I. II. III. IV. V. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXIII.
- Fallopia dumetorum* (L.) Holub – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 7; (K): III. XII. XV.

- Festuca myuros* L. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 39; (K): I. II. III. VI. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XV. XX. XXIII.
- Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 10; (K): III. VIII. IX. X. XI. XIV. XXIII.
- Festuca rubra* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 41; (K): II. III. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XVII.
- Festuca rupicola* Heuff. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 20; (K): III. IV. IX. X. XI. XIII. XX. XXI. XXIII.
- Festuca valesiaca* Schleich. ex Gaudin – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 7; (K): II. IX. X. XI. XVI.
- Ficus carica* L. – (A): Moraceae; (B): M-MM; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 2; (K): III. IV. XV.
- Filago germanica* (L.) Huds. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XIV.
- Forsythia × intermedia* Zabel – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): hybrid; (I): NA; (J): 2; (K): XV.
- Fragaria × ananassa* (Duchesne ex Weston) Duchesne ex Rozier – (A): Rosaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 2; (K): II. XX.
- Fragaria vesca* L. – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 5; (K): II. VIII. XI. XII.
- Fragaria viridis* Weston – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): II.
- Fraxinus angustifolia* Vahl – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 9; (K): I. III. VIII. X. XIII.
- Fraxinus excelsior* L. – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 36; (K): I. II. III. V. VI. VIII. IX. XI. XII. XIII.
- Fraxinus ornus* L. – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SMO; (J): 37; (K): I. II. III. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV.
- Fraxinus pennsylvanica* Marshall – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): ern; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 31; (K): II. IV. V. VIII. IX. X. XI. XIII. XX. XXI.
- Fumaria schleicheri* Soy.-Will. – (A): Papaveraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 5; (K): II. XI. XII. XIV.
- Fumaria vaillantii* Loisel. – (A): Papaveraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 32; (K): I. II. III. VI. VIII. IX. XI. XII. XIV. XV. XX.

- Gagea pratensis* (Pers.) Dumort. – (A): Liliaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XV.
- Gagea villosa* (M.Bieb.) Sweet – (A): Liliaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 4; (K): I. XI.
- Gaillardia* × *grandiflora* Hort. ex Van Houtte – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 1; (K): XVI.
- Gaillardia aristata* Pursh – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): XIV.
- Galanthus elwesii* Hook.f. – (A): Amaryllidaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): –; (J): 4; (K): XI. XII. XV.
- Galanthus nivalis* L. – (A): Amaryllidaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 6; (K): III. VIII. XV.
- Galinsoga parviflora* Cav. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmS; (I): ADV; (J): 159; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXI.
- Galinsoga quadriradiata* Ruiz & Pav. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): AmS; (I): ADV; (J): 28; (K): I. II. V. VIII. IX. XI. XIII. XIV.
- Galium album* Mill. – (A): Rubiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): II.
- Galium aparine* L. – (A): Rubiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As Af; (I): KOZ; (J): 124; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Galium glaucum* L. – (A): Rubiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): XI.
- Galium mollugo* L. – (A): Rubiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 23; (K): II. III. IV. V. VI. IX. X. XI. XII. XIII. XV. XVII. XX. XXIII.
- Galium murale* (L.) All. – (A): Rubiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): M As; (I): –; (J): 2; (K): I. XI.
- Galium palustre* L. – (A): Rubiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): VI. XIV.
- Galium parisiense* L. – (A): Rubiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): AsM; (J): 3; (K): I. IX.
- Galium spurium* L. – (A): Rubiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): CIR; (J): 1; (K): VIII.
- Galium verum* L. – (A): Rubiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 8; (K): III. IX. XI. XIV. XXIII.

***Gazania rigens* (L.) Gaertn.** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): IV.

***Geranium macrorrhizum* L.** – (A): Geraniaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): –; (J): 4; (K): III. IX. XIII. XV.

***Geranium molle* L.** – (A): Geraniaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 3; (K): XI. XVI.

***Geranium purpureum* Vill.** – (A): Geraniaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): M; (I): NA; (J): 5; (K): III. VIII. X. XIV.

***Geranium pusillum* L.** – (A): Geraniaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 267; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

***Geranium pyrenaicum* Burm.f.** – (A): Geraniaceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): M; (I): ADV; (J): 10; (K): II. III. XII. XV. XX.

***Geranium robertianum* L.** – (A): Geraniaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M As; (I): KOZ; (J): 18; (K): VII. IX. X. XI. XII. XIII.

***Geranium rotundifolium* L.** – (A): Geraniaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 3; (K): VIII. XI.

***Geranium sanguineum* L.** – (A): Geraniaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): IX.

***Geranium sibiricum* L.** – (A): Geraniaceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): E As; (I): ADV; (J): 1; (K): VIII.

***Geum coccineum* Sm.** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): XXI.

***Geum urbanum* L.** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 161; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXII.

***Ginkgo biloba* L.** – (A): Ginkgoaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 1; (K): VIII. XIII.

***Glaucium corniculatum* (L.) Rudolph** – (A): Papaveraceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 1; (K): XIII.

***Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): VI.

***Glechoma hederacea* L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 167; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.

***Glechoma hirsuta* Waldst. & Kit.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XI.

- Gleditsia triacanthos* L. – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 31; (K): II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XIX. XX. XXI. XXII.
- Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XX.
- Gnaphalium uliginosum* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IX.
- Gymnocarpium robertianum* (Hoffm.) Newman – (A): Cystopteridaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 7; (K): IV. V. IX. XII. XIII.
- Gypsophila paniculata* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 4; (K): IV. IX. XIII. XV.
- Gypsophila vaccaria* (L.) Sm. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): XIII.
- Hedera helix* L. – (A): Araliaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 377; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Helianthemum nummularium* (L.) Mill. subsp. *obscurum* (Pers.) Holub – (A): Cistaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 2; (K): II. XII.
- Helianthus annuus* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 10; (K): III. V. IX. XVI. XXI.
- Helianthus tuberosus* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 16; (K): II. III. XI. XIII. XIV. XV. XIX. XXII.
- Heliopsis helianthoides* (L.) Sweet – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 5; (K): IV. XIV. XVII. XVIII. XIX.
- Heliotropium europaeum* L. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 2; (K): IV. XIX.
- Helminthotheca echioides* (L.) Holub – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M; (I): ADV; (J): 2; (K): III.
- Helosciadium repens* (Jacq.) W.D.J.Koch – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SAT; (J): 2; (K): III. XIII.
- Hemerocallis fulva* (L.) L. – (A): Asphodelaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 6; (K): III. XII. XV. XVI.
- Heracleum sphondylium* L. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 8; (K): II. XII.
- Herniaria glabra* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): VIII.

- Herniaria hirsuta* L.** – (A): Caryophyllaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 5; (K): II. III. VIII. XIV.
- Heuchera sanguinea* Engelm.** – (A): Saxifragaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): II.
- Hibiscus syriacus* L.** – (A): Malvaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 25; (K): I. IV. V. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XXII.
- Hibiscus trionum* L.** – (A): Malvaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 24; (K): II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XIV. XV. XXI.
- Hieracium murorum* L.** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): XII.
- Hieracium sabaudum* L.** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 4; (K): I. III. XI. XII.
- Hieracium umbellatum* L.** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 6; (K): III. XII.
- Hippophae rhamnoides* L.** – (A): Elaeagnaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): TUR; (J): 2; (K): XI. XIV.
- Holcus lanatus* L.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 3; (K): III. XI. XIV.
- Holosteum umbellatum* L.** – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 50; (K): I. III. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI.
- Hordelymus europaeus* (L.) Jess. ex Harz** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XII.
- Hordeum murinum* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 344; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Hordeum vulgare* L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 11; (K): II. V. VI. VIII. XIII. XX.
- Hornungia petraea* (L.) Rchb.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 1; (K): V.
- Hosta plantaginea* (Lam.) Asch.** – (A): Asparagaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XVI.
- Humulus lupulus* L.** – (A): Cannabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 83; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Hyacinthus orientalis* L.** – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 2; (K): XV.

- Hylotelephium spectabile* (Boreau) H.Ohba – (A): Crassulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 2; (K): XII. XIII.
- Hylotelephium telephium* (L.) H.Ohba – (A): Crassulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): XI. XV.
- Hyoscyamus niger* L. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): XIV. XXII.
- Hypericum calycinum* L. – (A): Hypericaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M As; (I): –; (J): 5; (K): VIII. XI. XIV. XV.
- Hypericum perforatum* L. – (A): Hypericaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 29; (K): I. II. III. IV. IX. X. XI. XII. XIV. XVI. XX. XXI. XXIII.
- Hypochaeris radicata* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 494; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Hyssopus officinalis* L. – (A): Lamiaceae; (B): N; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): II.
- Iberis sempervirens* L. – (A): Brassicaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): XV.
- Impatiens balfourii* Hook.f. – (A): Balsaminaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 3; (K): III. XVI. XXI.
- Impatiens balsamina* L. – (A): Balsaminaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Impatiens parviflora* DC. – (A): Balsaminaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 1; (K): XII.
- Impatiens walleriana* Hook.f. – (A): Balsaminaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): Af; (I): –; (J): 2; (K): VIII. IX.
- Ipomoea purpurea* (L.) Roth – (A): Convolvulaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmC; (I): ADV; (J): 12; (K): I. II. IV. VIII. X. XI. XIII. XV. XIX. XXII.
- Iris × germanica* L. – (A): Iridaceae; (B): Ge; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): ADV; (J): 6; (K): III. XI. XV. XVI.
- Iris pseudacorus* L. – (A): Iridaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): IX.
- Isatis tinctoria* L. – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): PoP; (J): 1; (K): III.
- Jacobaea maritima* (L.) Pelsér & Meijden – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): III.
- Jacobaea vulgaris* Gaertn. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 11; (K): III. IV. IX. XIV. XXI. XXII. XXIII.

Jasminum nudiflorum Lindl. – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 2; (K): III. VIII.

Juglans regia L. – (A): Juglandaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): ern; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 61; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XXI. XXII. XXIII.

Juncus articulatus L. – (A): Juncaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): XIV. XXIII.

Juncus bufonius L. – (A): Juncaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): VIII.

Juncus compressus Jacq. – (A): Juncaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 16; (K): III. IV. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XX.

Juncus effusus L. – (A): Juncaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): VIII.

Juncus inflexus L. – (A): Juncaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.

Juniperus virginiana L. – (A): Cupressaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): XII. XV.

Karpatiosorbus semi-incisa (Borbás) Sennikov & Kurtto – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): END; (J): 2; (K): II. XI.

Kickxia elatine (L.) Dumort. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 1; (K): XI.

Kickxia spuria (L.) Dumort. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 1; (K): IV.

Knautia arvensis (L.) Coult. – (A): Caprifoliaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): III. XI.

Koeleria macrantha (Ledeb.) Schult. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 2; (K): X. XI.

Koelreuteria paniculata Laxm. – (A): Sapindaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 213; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXIII.

Laburnum anagyroides Medik. – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ker; (H): E M; (I): CEA; (J): 14; (K): II. XII.

Lactuca muralis (L.) Gaertn. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 4; (K): V. XII. XIII.

Lactuca saligna L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): SME; (J): 14; (K): III. IV. VIII. XIII. XIV. XV. XVII. XX. XXII.

- Lactuca serriola* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 357; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Lagenaria siceraria* (Molina) Standl. – (A): Cucurbitaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): Af; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Lamium amplexicaule* L. – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 175; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXIII.
- Lamium galeobdolon* (L.) L. subsp. *argentatum* (Smejkal) J.Duvign. – (A): Lamiaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 1; (K): XII.
- Lamium galeobdolon* (L.) L. subsp. *galeobdolon* – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 3; (K): XII.
- Lamium maculatum* (L.) L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 5; (K): XI. XII. XV.
- Lamium purpureum* L. – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 68; (K): I. II. III. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI.
- Lappula squarrosa* (Retz.) Dumort. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 4; (K): II. VIII. IX. XIII.
- Lapsana communis* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 15; (K): I. II. VIII. XI. XII. XIII.
- Lathyrus latifolius* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XII.
- Lathyrus tuberosus* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 22; (K): I. II. V. IX. XI. XII. XIV. XV. XXIII.
- Lavandula angustifolia* Mill. – (A): Lamiaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 2; (K): III. XVI.
- Lemna minor* L. – (A): Lemnaceae; (B): HH; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): XVII.
- Leontodon hispidus* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 19; (K): I. II. III. XI. XII. XIII. XIV. XV.
- Leontodon saxatilis* Lam. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 15; (K): I. II. III. IV. V. XI. XIII. XIV. XXIII.
- Lepidium campestre* (L.) W.T.Aiton – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 7; (K): III. IX. XI. XII.
- Lepidium densiflorum* Schrad. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): AmN; (I): ADV; (J): 13; (K): II. VII. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XX.

Lepidium didymum L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): XIV.

Lepidium draba L. – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 109; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.

Lepidium oblongum Small – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): AmNC; (I): –; (J): 3; (K): I. IV. IX.

Lepidium perfoliatum L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): XIV.

Lepidium ruderale L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 69; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXII.

Lepidium virginicum L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): AmN; (I): ADV; (J): 2; (K): III. IV. VI. XXI.

Leucanthemum adustum (W.D.J.Koch) Greml subsp. *margaritae* (Gáyer) Holub – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XVI.

Leymus arenarius (L.) Hochst. – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): min; (F): dín; (G): ism; (H): E; (I): NA; (J): 3; (K): I. III. XIX.

Ligustrum ovalifolium Hassk. – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 3; (K): XVI. XIX.

Ligustrum vulgare L. – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 78; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XV. XVI. XIX. XX. XXI.

Limonium gmelini (Willd.) Kuntze – (A): Plumbaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PAN; (J): 2; (K): III. XI.

Linaria genistifolia (L.) Mill. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 10; (K): I. X. XI. XII. XXI. XXIII.

Linaria maroccana Hook.f. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): Af; (I): –; (J): 2; (K): VI. VIII.

Linaria vulgaris Mill. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 57; (K): I. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVII. XXI. XXII. XXIII.

Linum austriacum L. – (A): Linaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 9; (K): III. VI. IX. XI. XV. XVI.

Linum perenne L. – (A): Linaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 3; (K): VIII. IX. X.

Lipandra polysperma (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XIV.

- Lithospermum officinale* L. – (A): Boraginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IX.
- Lobelia erinus* L. – (A): Campanulaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): Af; (I): –; (J): 1; (K): XIV.
- Lobularia maritima* (L.) Desv. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 14; (K): V. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XV. XIX. XX. XXII.
- Lolium multiflorum* Lam. – (A): Poaceae; (B): He; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): E; (I): KOZ; (J): 4; (K): II. III. XI. XIV. XXI.
- Lolium perenne* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As Af; (I): KOZ; (J): 636; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Lolium pratense* (Huds.) Darbysh. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 156; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XXI. XXII. XXIII.
- Lonicera japonica* Thunb. – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 2; (K): III. XIV.
- Lonicera ligustrina* Wall. var. *yunnanensis* Franch. – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 13; (K): I. II. III. VIII. XI. XII. XIII. XV.
- Lonicera maackii* (Rupr.) Maxim. – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Lonicera tatarica* L. – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 4; (K): V. VI. XI.
- Lonicera xylosteum* L. – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 18; (K): I. II. VI. X. XI. XII. XIII. XIV. XVI.
- Lotus borbasii* Ujhelyi – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PaB; (J): 1; (K): XI.
- Lotus corniculatus* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 35; (K): I. II. III. IV. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Lotus maritimus* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XV.
- Lotus tenuis* Waldst. & Kit. ex Willd. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 7; (K): II. III. XI.
- Lunaria annua* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 4; (K): IX. XII. XV.
- Lycium barbarum* L. – (A): Solanaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): CIR; (J): 85; (K): I. II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XIX. XXI. XXII. XXIII.

- Lycopus europaeus* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): XVII. XXI.
- Lysimachia arvensis* (L.) U.Manns & Anderb. – (A): Primulaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 60; (K): II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXII. XXIII.
- Lysimachia ciliata* L. – (A): Primulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): II.
- Lysimachia nummularia* L. – (A): Primulaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 11; (K): II. III. IV. VIII. IX. XI. XII. XVI.
- Lysimachia punctata* L. – (A): Primulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 2; (K): I. XX.
- Lysimachia vulgaris* L. – (A): Primulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): III.
- Lythrum salicaria* L. – (A): Lythraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 3; (K): II. III. IX.
- Macleaya cordata* (Willd.) R.Br. – (A): Papaveraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Maclura pomifera* (Raf.) C.K.Schneid. – (A): Moraceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): NA; (J): 2; (K): V. XI.
- Malus domestica* (Suckow) Borkh. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 4; (K): I. IX. X.
- Malus sylvestris* (L.) Mill. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): IV.
- Malva neglecta* Wallr. – (A): Malvaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 273; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Malva sylvestris* L. – (A): Malvaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 191; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Marrubium peregrinum* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): PON; (J): 1; (K): XXII.
- Matricaria chamomilla* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 5; (K): II. IX. XI. XIV. XXI.
- Matricaria discoidea* DC. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): As; (I): ADV; (J): 11; (K): II. V. XII. XIII. XIV. XV.
- Matthiola longipetala* (Vent.) DC. subsp. *bicornis* (Sm.) P.W.Ball – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): VII.

- Medicago* × *varia* **Martyn** – (A): Fabaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): hybrid; (I): ADV; (J): 12; (K): II. III. XI. XII. XIII. XIV. XV.
- Medicago falcata* **L.** – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 26; (K): II. III. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XXI. XXII. XXIII.
- Medicago lupulina* **L.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 351; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Medicago minima* (**L.**) **Bartal.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 25; (K): II. IV. VI. VIII. X. XI. XII. XIII. XIV. XV.
- Medicago monspeliaca* (**L.**) **Trautv.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 3; (K): III. XIV.
- Medicago sativa* **L.** – (A): Fabaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 256; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Melampyrum nemorosum* **L.** – (A): Orobanchaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): XI.
- Melica ciliata* **L.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 2; (K): I. IX.
- Melica transsilvanica* **Schur** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 10; (K): I. IV. XI. XII. XIII. XIV. XIX. XXIII.
- Melica uniflora* **Retz.** – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 4; (K): XII.
- Melilotus albus* **Medik.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 4; (K): V. VIII. XIV. XX.
- Melilotus officinalis* (**L.**) **Lam.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 83; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXIII.
- Melissa officinalis* **L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 19; (K): I. II. XI. XII. XIV. XV. XVI. XIX. XXII.
- Mentha aquatica* **L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 10; (K): II. V. VIII. XI. XIII. XIX. XXI. XXIII.
- Mentha longifolia* (**L.**) **L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 8; (K): II. VIII. XIII. XIV. XX. XXII.
- Mentha pulegium* **L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): V.
- Mentha spicata* **L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 16; (K): III. VIII. IX. XI. XIII. XV. XVI. XXII.

- Mercurialis annua* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 16; (K): II. III. VI. IX. X. XI. XII. XXII.
- Mercurialis perennis* L. – (A): Euphorbiaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): III. XII.
- Minuartia glomerata* (M.Bieb.) Degen – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 2; (K): V. XI.
- Mirabilis jalapa* L. – (A): Nyctaginaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmNCS; (I): –; (J): 7; (K): III. XI. XII. XV. XVI.
- Mirabilis nyctaginea* (Michx.) MacMill. – (A): Nyctaginaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): min; (F): dín; (G): dke; (H): AmN; (I): ADV; (J): 65; (K): III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XIII. XIV. XV. XX. XXI.
- Miscanthus sinensis* Andersson – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 3; (K): VIII. IX. XX.
- Morus alba* L. – (A): Moraceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 360; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Morus indica* L. – (A): Moraceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 3; (K): I. XVI.
- Morus nigra* L. – (A): Moraceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 5; (K): XI. XV. XVII.
- Muscari armeniacum* H.J.Veitch – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): –; (J): 1; (K): XV.
- Muscari comosum* (L.) Mill. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 1; (K): IX.
- Muscari neglectum* Guss. ex Ten. & Sangiov. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): SME; (J): 49; (K): I. II. III. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII.
- Mutarda arvensis* (L.) D.A.German – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): anec; (I): KOZ; (J): 6; (K): III. V. VI. VIII. XII. XIV. XVI.
- Myosotis arvensis* (L.) Hill – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 3; (K): II. VI. IX.
- Myosotis stricta* Link ex Roem. & Schult. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): X.
- Nassella tenuissima* (Trin.) Barkworth – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 2; (K): I. II. XIII. XIV.
- Nepeta cataria* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): CON; (J): 1; (K): IX.

- Nepeta racemosa* Lam. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): –; (J): 13; (K): II. IV. V. IX. XI. XII. XIII. XIV. XVI.
- Nicotiana alata* Link & Otto – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): NA; (J): 1; (K): IX.
- Nicotiana sylvestris* Speg. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): –; (J): 1; (K): XXI.
- Nigella damascena* L. – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): III.
- Noccaea perfoliata* (L.) Al-Shehbaz – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 3; (K): I. III. XVI.
- Nonea lutea* DC. – (A): Boraginaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 1; (K): VIII.
- Odontites vernus* (Bellardi) Dumort. – (A): Orobanchaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): X.
- Oenothera biennis* L. – (A): Onagraceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): E As; (I): ADV; (J): 18; (K): I. IV. VIII. IX. X. XI. XIII. XXI. XXIII.
- Oenothera gaura* W.L.Wagner & Hoch – (A): Onagraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): XIV.
- Oenothera glazioviana* Micheli – (A): Onagraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): min; (F): dín; (G): ism; (H): AmN; (I): ADV; (J): 1; (K): XV.
- Onobrychis arenaria* (Kit.) DC. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): IV.
- Ononis spinosa* L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XXI.
- Onopordum acanthium* L. – (A): Asteraceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 12; (K): III. X. XI. XIV. XV. XX. XXI. XXIII.
- Origanum vulgare* L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 5; (K): II. III. IX. X.
- Orlaya grandiflora* (L.) Hoffm. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 1; (K): V.
- Ornithogalum boucheanum* (Kunth) Asch. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): BAL; (J): 1; (K): XV.
- Ornithogalum divergens* Boreau – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): SME; (J): 2; (K): XVI.
- Ornithogalum refractum* Kit. ex Schldl. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): BAL; (J): 14; (K): I. XI. XV. XVI.

Oxalis corniculata L. – (A): Oxalidaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): M As; (I): ADV; (J): 498; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Oxalis dillenii Jacq. – (A): Oxalidaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): AmN; (I): ADV; (J): 562; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Oxalis latifolia Kunth – (A): Oxalidaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmCS; (I): –; (J): 1; (K): XI.

Oxalis stricta L. – (A): Oxalidaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): AmN; (I): ADV; (J): 4; (K): XVI.

Oxybasis glauca (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 20; (K): II. III. IV. V. VIII. XI. XIII. XIV. XXIII.

Oxybasis rubra (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): IV.

Oxybasis urbica (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 1; (K): VIII.

Pachysandra terminalis Siebold & Zucc. – (A): Buxaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): I.

Panicum capillare L. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): ADV; (J): 7; (K): I. III. VIII. IX. XI. XXI. XXIII.

Panicum dichotomiflorum Michx. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): AmN; (I): NA; (J): 1; (K): IX.

Panicum miliaceum L. subsp. *miliaceum* – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): min; (F): mgn; (G): mez; (H): As; (I): ADV; (J): 2; (K): VIII. XIX.

Panicum miliaceum L. subsp. *ruderales* (Kitag.) Tzvelev – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): min; (F): ism; (G): mez; (H): As; (I): NA; (J): 1; (K): XIX.

Panicum riparium H.Scholz – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): AmN; (I): NA; (J): 1; (K): III. XI.

Panicum virgatum L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 1; (K): III. IX. XIII.

Papaver dubium L. – (A): Papaveraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 15; (K): I. II. III. V. VI. XI. XIII. XIV. XV.

Papaver rhoeas L. – (A): Papaveraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 94; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX.

Papaver somniferum L. – (A): Papaveraceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): II. III. VIII.

- Parietaria judaica* L. – (A): Urticaceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M; (I): NA; (J): 2; (K): II. VIII.
- Parietaria officinalis* L. – (A): Urticaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 77; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XX. XXI. XXII.
- Parthenocissus inserta* (A.Kern.) Fritsch – (A): Vitaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 83; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII.
- Parthenocissus tricuspidata* (Siebold & Zucc.) Planch. – (A): Vitaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 4; (K): I. III. XI. XIII.
- Pastinaca sativa* L. – (A): Apiaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 11; (K): III. XI. XII. XIII. XV. XVII. XXIII.
- Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud. – (A): Paulowniaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 9; (K): II. IV. V. VIII. X. XI. XIX.
- Pentanema britannica* (L.) D.Gut.Larr., Santos-Vicente, Anderb., E.Rico & M.M.Mart.Ort. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 17; (K): III. V. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XXIII.
- Pentanema oculus-christi* (L.) D.Gut.Larr., Santos-Vicente, Anderb., E.Rico & M.M.Mart.Ort. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 1; (K): XI.
- Pentanema squarrosus* (L.) D.Gut.Larr., Santos-Vicente, Anderb., E.Rico & M.M.Mart.Ort. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 4; (K): III. XII. XXI.
- Perilla frutescens* (L.) Britton – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 2; (K): VIII. XIX.
- Periploca graeca* L. – (A): Apocynaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): –; (J): 8; (K): I. V. IX. XI. XII. XV.
- Persicaria amphibia* (L.) Delarbre – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): X.
- Persicaria hydropiper* (L.) Delarbre – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): III.
- Persicaria lapathifolia* (L.) Delarbre – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 18; (K): II. V. VI. VII. VIII. IX. XII. XIII. XV. XVII. XXIII.
- Persicaria maculosa* Gray – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 24; (K): II. III. IV. VI. VII. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXI. XXII.

- Persicaria minor* (Huds.) Opiz – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): XVII.
- Persicaria mitis* (Schrank) Assenov – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 3; (K): XIII. XIV.
- Persicaria orientalis* (L.) Spach – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 1; (K): XVI.
- Petrorhagia prolifera* (L.) P.W.Ball & Heywood – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 12; (K): IV. IX. X. XI. XV. XX. XXI.
- Petrorhagia saxifraga* (L.) Link – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 2; (K): X. XV.
- Petrosedum rupestre* (L.) P.V.Heath – (A): Crassulaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 9; (K): I. II. III. VIII. IX. XI. XV.
- Petroselinum crispum* (Mill.) Fuss – (A): Apiaceae; (B): HT; (C): arc/neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 2; (K): IX. XI.
- Petunia* × *atkinsiana* (Sweet) D.Don ex W.H.Baxter – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 30; (K): I. IV. V. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XV. XIX. XX.
- Peucedanum alsaticum* L. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): III.
- Peucedanum cervaria* (L.) Lapeyr. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): III.
- Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): IV.
- Phalaris arundinacea* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 3; (K): IX.
- Phalaris canariensis* L. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): min; (F): mgn; (G): áll; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): III.
- Phedimus ellacombeanus* (Praeger) 't Hart – (A): Crassulaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): IV.
- Phedimus kamtschaticus* (Fisch. & C.A.Mey.) 't Hart – (A): Crassulaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XIV.
- Philadelphus coronarius* L. – (A): Hydrangeaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 6; (K): XI. XII. XV.
- Phleum phleoides* (L.) H.Karst. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): III.
- Phleum pratense* L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XXIII.

- Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. – (A): Poaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 38; (K): II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XX. XXI. XXIII.
- Physalis peruviana* L. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): NA; (J): 2; (K): XIX. XXII.
- Phytolacca acinosa* Roxb. – (A): Phytolaccaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 55; (K): I. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XXI.
- Phytolacca americana* L. – (A): Phytolaccaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 7; (K): II. VIII. IX. XIII. XVI. XXII.
- Picea abies* (L.) H.Karst. – (A): Pinaceae; (B): M-MM; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 4; (K): III. IX. XII.
- Picris hieracioides* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 43; (K): II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXI. XXII. XXIII.
- Pilea microphylla* (L.) Liebm. – (A): Urticaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmCS; (I): –; (J): 1; (K): IX.
- Pilosella bauhini* (Schult.) Arv.-Touv. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 12; (K): III. IV. IX. XII. XIII. XV. XXIII.
- Pilosella caespitosa* (Dumort.) P.D.Sell & C.West – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XIV.
- Pilosella officinarum* F.W.Schultz & Sch.Bip. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 37; (K): II. III. IV. VI. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XXI. XXII. XXIII.
- Pilosella piloselloides* (Vill.) Soják – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XI.
- Pimpinella saxifraga* L. – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 10; (K): I. V. VIII. IX. XII. XIII. XV. XVI.
- Pinus nigra* J.F.Arnold – (A): Pinaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): ern; (G): –; (H): E; (I): ADV; (J): 3; (K): IX. XII.
- Pinus sylvestris* L. – (A): Pinaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IV.
- Plantago altissima* L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PaB; (J): 1; (K): III.
- Plantago coronopus* L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M; (I): NA; (J): 1; (K): VII. XV. XVI.
- Plantago indica* L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): IV. IX. XIII. XX.

Plantago lanceolata L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 571; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Plantago major L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 641; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Plantago maritima L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XI.

Plantago media L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): II. VIII. XII.

Platanus × hispanica Mill. ex Münchh. – (A): Platanaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 28; (K): I. V. VI. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XIX.

Platyclusus orientalis (L.) Franco – (A): Cupressaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 8; (K): III. IX. XII. XV. XXII.

Platycodon grandiflorus (Jacq.) A.DC. – (A): Campanulaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XXI.

Poa angustifolia L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 112; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXIII.

Poa annua L. – (A): Poaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 590; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.

Poa bulbosa L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): TUR; (J): 39; (K): I. II. III. VI. VIII. XI. XIII. XIV. XV. XVI. XVII.

Poa compressa L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 23; (K): II. III. IV. IX. X. XI. XII. XIV. XX.

Poa nemoralis L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 9; (K): II. XI. XII.

Poa palustris L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): III.

Poa pratensis L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 48; (K): I. II. III. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXIII.

Poa trivialis L. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): II.

Polycarpon tetraphyllum (L.) L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): E M; (I): NA; (J): 9; (K): III. VII. VIII. XIV. XV.

- Polygonatum latifolium* (Jacq.) Desf. – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PaB; (J): 4; (K): II. XII.
- Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): XV. XVI.
- Polygonum aviculare* L. – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 1242; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Polygonum rurivagum* Jord. ex Boreau – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 1; (K): IV.
- Polypodium vulgare* L. – (A): Polypodiaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): VIII.
- Polypogon viridis* (Gouan) Breistr. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): dke; (H): M As; (I): NA; (J): 1; (K): II.
- Polystichum aculeatum* (L.) Roth – (A): Dryopteridaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): III. VIII. XI. XXI.
- Polystichum setiferum* (Forssk.) T.Moore ex Woynar – (A): Dryopteridaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): XXI.
- Populus × canadensis* Moench – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): ern; (G): –; (H): hybrid; (I): NA; (J): 4; (K): III. XVI.
- Populus × canescens* (Aiton) Sm. – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 13; (K): I. III. VI. XI. XIII. XIV. XV. XX.
- Populus alba* L. – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 85; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XIII. XVI. XIX. XXI. XXII. XXIII.
- Populus nigra* L. – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 125; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Populus simonii* Carrière – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 4; (K): VIII. X. XI. XIII.
- Populus tremula* L. – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 5; (K): X. XIII.
- Portulaca grandiflora* Hook. – (A): Portulacaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): NA; (J): 20; (K): I. III. VIII. IX. X. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXII.
- Portulaca oleracea* L. – (A): Portulacaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 613; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Potentilla argentea* L. – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 169; (K): I. II. III. IV. V. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

- Potentilla incana* **G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): VIII.
- Potentilla indica* (**Andrews**) **Th.Wolf** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 56; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. XI. XII. XIII. XVI. XXII.
- Potentilla recta* **L.** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 17; (K): II. III. XI. XII. XIV. XVI. XXI.
- Potentilla reptans* **L.** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 194; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Potentilla supina* **L.** – (A): Rosaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 22; (K): I. III. IV. V. VI. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XV.
- Primula veris* **L.** – (A): Primulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): II. XII.
- Primula vulgaris* **Huds.** – (A): Primulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 1; (K): XI.
- Prunella vulgaris* **L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 23; (K): II. III. IV. VIII. XI. XII. XIII.
- Prunus armeniaca* **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XI.
- Prunus avium* (**L.**) **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 15; (K): II. III. IX. XI. XII. XXI. XXII.
- Prunus cerasifera* **Ehrh.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): ism; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 68; (K): I. II. III. IV. V. VI. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI.
- Prunus cerasus* **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 8; (K): I. III. IV. VIII. XI. XII. XXI. XXIII.
- Prunus domestica* **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 6; (K): III. VI. XII. XVII.
- Prunus laurocerasus* **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): IV. XV.
- Prunus mahaleb* **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): PoM; (J): 10; (K): I. VI. IX. X. XI. XII.
- Prunus padus* **L.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 6; (K): IV. IX. XII. XV.
- Prunus persica* (**L.**) **Batsch** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 2; (K): IV. VIII.
- Prunus serotina* **Ehrh.** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): IV. XI.

- Prunus spinosa* L. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 12; (K): I. II. III. X. XI. XII. XXII.
- Prunus tenella* Batsch – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 2; (K): III. IV.
- Pseudo-fumaria lutea* (L.) Borkh. – (A): Papaveraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): NA; (J): 1; (K): XIII.
- Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn – (A): Dennstaedtiaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 2; (K): III. IX.
- Pteris multifida* Poir. – (A): Pteridaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 2; (K): IX. XII.
- Puccinellia distans* (Jacq.) Parl. – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 2; (K): III. XXI.
- Pulicaria dysenterica* (L.) Bernh. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 3; (K): III. IX.
- Pulmonaria officinalis* L. – (A): Boraginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): III.
- Pyracantha coccinea* M.Roem. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): –; (J): 18; (K): I. III. IV. VIII. IX. XI. XII.
- Pyrus pyraster* (L.) Burgsd. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 3; (K): XII.
- Quercus cerris* L. – (A): Fagaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SMO; (J): 5; (K): II. III. XI. XII.
- Quercus petraea* (Matt.) Liebl. – (A): Fagaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 14; (K): III. IX. XI. XII.
- Quercus pubescens* Willd. – (A): Fagaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): III.
- Quercus robur* L. – (A): Fagaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 6; (K): II. III. IV. XIII. XIV. XXII.
- Rabelera holostea* (L.) M.T.Sharpley & E.A.Tripp – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): I.
- Ranunculus acris* L. – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 11; (K): III.
- Ranunculus bulbosus* L. – (A): Ranunculaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 8; (K): I. II. X. XI. XIV.
- Ranunculus ficaria* L. – (A): Ranunculaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 25; (K): I. IV. XI. XII. XV. XVI.
- Ranunculus lanuginosus* L. – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 1; (K): III.

***Ranunculus pedatus* Waldst. & Kit.** – (A): Ranunculaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): IX.

***Ranunculus polyanthemos* L.** – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 6; (K): I. II. III. IV. XII.

***Ranunculus repens* L.** – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 15; (K): I. III. V. VIII. IX. X. XI. XIV. XVII. XXII. XXIII.

***Ranunculus sardous* Crantz** – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 4; (K): I. IX. XIII. XX.

***Ranunculus sceleratus* L.** – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 5; (K): IV. XI. XIII. XX.

***Ranunculus testiculatus* Crantz** – (A): Ranunculaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): TUR; (J): 1; (K): XI.

Raphanus raphanistrum* L. subsp. *raphanistrum – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 4; (K): XI. XIII. XIV.

***Raphanus raphanistrum* L. subsp. *sativus* (L.) Schmalh.** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 1; (K): V.

***Rapistrum perenne* (L.) All.** – (A): Brassicaceae; (B): HT; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): PoM; (J): 1; (K): XXIII.

***Reseda inodora* Rchb.** – (A): Resedaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 1; (K): XI.

***Reseda lutea* L.** – (A): Resedaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 147; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.

***Reseda phyteuma* L.** – (A): Resedaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): MED; (J): 3; (K): IX. XI.

***Reynoutria* × *bohemica* Chrtek & Chrtková** – (A): Polygonaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): hybrid; (I): NA; (J): 57; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XVI. XX. XXI. XXII. XXIII.

***Rhamnus cathartica* L.** – (A): Rhamnaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.

***Rhus typhina* L.** – (A): Anacardiaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 12; (K): II. III. IX. XI. XIII. XIV. XX. XXI.

***Ribes aureum* Pursh** – (A): Grossulariaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 4; (K): XV. XVI.

***Robinia pseudoacacia* L.** – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): ern; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 290; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

- Robinia viscosa Michx. ex Vent.*** – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 3; (K): XI. XIX. XX.
- Rorippa austriaca (Crantz) Besser*** – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 2; (K): XIII. XX.
- Rorippa palustris Besser*** – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 3; (K): XIII. XIV. XXI.
- Rorippa sylvestris (L.) Besser*** – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 23; (K): I. II. V. VI. VIII. IX. XI. XIII. XIV. XX. XXI.
- Rosa canina L.*** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 130; (K): I. II. III. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XXI. XXII. XXIII.
- Rosa rubiginosa L.*** – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XII.
- Rubus caesius L.*** – (A): Rosaceae; (B): N; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 26; (K): III. IV. VIII. IX. XI. XIII. XXI. XXIII.
- Rubus idaeus L.*** – (A): Rosaceae; (B): N; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XIII.
- Rubus praecox Bertol.*** – (A): Rosaceae; (B): N; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): IX.
- Rudbeckia hirta L.*** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 1; (K): I.
- Rumex acetosa L.*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): IV. XV.
- Rumex acetosella L.*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 5; (K): VIII. IX. XIII. XIV. XXIII.
- Rumex conglomeratus Murray*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): VII. XIV.
- Rumex crispus L.*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 81; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Rumex obtusifolius L.*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 16; (K): I. III. XI. XIX. XXII.
- Rumex palustris Sm.*** – (A): Polygonaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IX.
- Rumex patientia L.*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): min; (F): ism; (G): –; (H): E M; (I): CON; (J): 13; (K): III. IV. VII. VIII. IX. XI. XXIII.
- Rumex sanguineus L.*** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): II.

- Rumex stenophyllus* Ledeb.** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): XIII.
- Rumex thyrsiflorus* Fingerh.** – (A): Polygonaceae; (B): He; (C): ősh; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 15; (K): III. VII. IX. X. XII. XIV. XVI.
- Ruscus aculeatus* L.** – (A): Asparagaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 3; (K): XI. XII. XIII.
- Ruta graveolens* L.** – (A): Rutaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 1; (K): XVI.
- Sabulina tenuifolia* (L.) Rchb.** – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): E M As; (I): –; (J): 1; (K): IV.
- Sagina apetala* Ard.** – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 14; (K): I. II. VI. VII. VIII. IX. XI. XIV.
- Sagina filicaulis* Jord.** – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 1; (K): III.
- Sagina procumbens* L.** – (A): Caryophyllaceae; (B): Ch; (C): arc; (D): mgh; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): E As; (I): KOZ; (J): 235; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI.
- Salix alba* L.** – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 15; (K): III. IV. V. VI. VIII. IX. XI. XIII.
- Salix babylonica* L.** – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 4; (K): IX. XXI.
- Salix caprea* L.** – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): I. IX.
- Salix cinerea* L.** – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): III.
- Salix euxina* I.V.Belyaeva** – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XXIII.
- Salix purpurea* L.** – (A): Salicaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IV.
- Salsola tragus* L.** – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): TUR; (J): 5; (K): IV. XIV. XXI. XXIII.
- Salvia nemorosa* L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 9; (K): II. III. IV. VIII. IX. XI. XIV.
- Salvia officinalis* L.** – (A): Lamiaceae; (B): N; (C): arc/neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): XII.
- Salvia pratensis* L.** – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 7; (K): IV. VIII. IX. XI. XII.
- Salvia sclarea* L.** – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 4; (K): II. III. XXII.

- Salvia yangii* **B.T.Drew** – (A): Lamiaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 10; (K): II. III. V. VIII. XI. XIII. XIV. XXI.
- Sambucus ebulus* **L.** – (A): Viburnaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 8; (K): III. XI. XII. XXI.
- Sambucus nigra* **L.** – (A): Viburnaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 165; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXII.
- Sanguisorba minor* **Scop.** – (A): Rosaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 34; (K): II. III. IV. VIII. XI. XII. XIV. XX. XXII.
- Saponaria ocymoides* **L.** – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): III.
- Saponaria officinalis* **L.** – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 5; (K): VIII. IX. XI. XXI. XXIII.
- Satureja hortensis* **L.** – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 6; (K): III. VIII. XV. XVI.
- Saxifraga tridactylites* **L.** – (A): Saxifragaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): VIII.
- Scabiosa ochroleuca* **L.** – (A): Caprifoliaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 19; (K): I. III. IV. IX. X. XI. XII. XXI. XXIII.
- Schoenoplectus lacustris* (**L.**) **Palla** – (A): Cyperaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): XXIII.
- Scilla siberica* **Andrews** – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 1; (K): XV.
- Scilla vindobonensis* **Speta** – (A): Asparagaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 2; (K): XI. XV.
- Scleranthus annuus* **L.** – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): III. XIV.
- Sclerochloa dura* (**L.**) **P.Beauv.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 23; (K): I. II. III. VI. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI.
- Scorzonera cana* (**C.A.Mey.**) **Hoffm.** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 8; (K): IV. IX. XI. XXIII.
- Scorzoneroides autumnalis* (**L.**) **Moench** – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): IV.
- Secale cereale* **L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 2; (K): III. XI.
- Secale sylvestre* **Host** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): TUR; (J): 1; (K): XV.

- Sedum acre* L. – (A): Crassulaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 18; (K): II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XV. XX. XXI.
- Sedum album* L. – (A): Crassulaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 22; (K): III. IV. VI. IX. XI. XIV. XV. XVI. XXII. XXIII.
- Sedum hispanicum* L. – (A): Crassulaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SMO; (J): 15; (K): III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XVI. XIX. XX. XXII.
- Sedum sarmentosum* Bunge – (A): Crassulaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 11; (K): III. IX. XII. XIII. XIV. XV.
- Sedum sexangulare* L. – (A): Crassulaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 10; (K): II. III. IX. XI. XIII. XV. XXIII.
- Senecio* × *helwingii* Beger ex Hegi – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 2; (K): XIV.
- Senecio inaequidens* DC. – (A): Asteraceae; (B): Ch; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): köz; (H): Af; (I): NA; (J): 24; (K): IV. VIII. IX. X. XI. XIV.
- Senecio vernalis* Waldst. & Kit. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M; (I): PON; (J): 66; (K): I. II. III. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI.
- Senecio vulgaris* L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 416; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Serratula tinctoria* L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): III.
- Seseli annuum* L. – (A): Apiaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): XI.
- Seseli osseum* Crantz – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PAN; (J): 2; (K): I. XII.
- Seseli pallasii* Besser – (A): Apiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): XXIII.
- Setaria italica* (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 1; (K): XI.
- Setaria pumila* (Poir.) Roem. & Schult. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 44; (K): II. III. IV. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Setaria verticillata* (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 167; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXII.
- Setaria viridis* (L.) P.Beauv. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 915; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

- Setaria viridis* (L.) P.Beauv. subsp. *pyncocoma* (Steud.) Tzvelev – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): XV.
- Sherardia arvensis* L. – (A): Rubiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): KOZ; (J): 1; (K): XIV.
- Silene conica* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XXI.
- Silene coronaria* (L.) Clairv. – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): II.
- Silene latifolia* Poir. subsp. *alba* (Mill.) Greuter & Burdet – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 363; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Silene noctiflora* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.
- Silene nutans* L. – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 6; (K): XI. XII.
- Silene otites* (L.) Wibel – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): IX.
- Silene vulgaris* (Moench) Garcke – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 16; (K): II. III. IV. VI. VIII. IX. XI. XII. XIII. XXIII.
- Silybum marianum* (L.) Gaertn. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 1; (K): III.
- Sinapis alba* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): unk; (F): ism; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 7; (K): II. VIII. XI. XIII.
- Sisymbrium altissimum* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 5; (K): VIII. XI. XIII. XIV.
- Sisymbrium irio* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): M As; (I): –; (J): 4; (K): XIII.
- Sisymbrium loeselii* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 76; (K): I. II. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XIX. XX. XXI. XXIII.
- Sisymbrium officinale* (L.) Scop. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): KOZ; (J): 1; (K): III.
- Sisymbrium orientale* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): PoM; (J): 27; (K): I. II. IV. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XIV. XV.
- Sisymbrium strictissimum* L. – (A): Brassicaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): X.

Smyrniium perfoliatum L. – (A): Apiaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 2; (K): I. XII.

Solanum dulcamara L. – (A): Solanaceae; (B): N; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 51; (K): I. II. III. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XX. XXI. XXII.

Solanum lycopersicum L. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 57; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XII. XIII. XIV. XVI. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Solanum nigrum L. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): KOZ; (J): 267; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Solanum tuberosum L. – (A): Solanaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 2; (K): IX.

Solanum villosum Mill. – (A): Solanaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M; (I): SME; (J): 2; (K): IV. IX.

Solidago canadensis L. – (A): Asteraceae; (B): Ge; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 94; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Solidago gigantea Aiton – (A): Asteraceae; (B): Ge; (C): neo; (D): tra; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 43; (K): II. III. IV. V. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXI. XXII.

Solidago virgaurea L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XII.

Sonchus arvensis L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 44; (K): I. III. IV. VI. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XVI. XXI. XXIII.

Sonchus asper (L.) Hill – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 34; (K): I. II. VI. VIII. IX. XII. XIII. XIV. XV. XX. XXI.

Sonchus oleraceus L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 883; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Sorbaria sorbifolia (L.) A. Braun – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): II.

Sorbus aucuparia L. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): IX.

Sorghum bicolor (L.) Moench – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): Af; (I): ADV; (J): 1; (K): XVI.

Sorghum halepense (L.) Pers. – (A): Poaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): inv; (E): min; (F): mgn; (G): mez; (H): M; (I): ADV; (J): 69; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XVII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Spergularia rubra J.Presl & C.Presl – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 3; (K): V.

Spiraea × *vanhouttei* (Briot) Carrière – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): hybrid; (I): NA; (J): 8; (K): VIII. XI. XII.

Spiraea chamaedryfolia L. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E As; (I): –; (J): 1; (K): IV.

Spiraea japonica L.f. – (A): Rosaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): XIII.

Spirodela polyrhiza (L.) Schleid. – (A): Lemnaceae; (B): HH; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 1; (K): XX.

Stachys annua (L.) L. – (A): Lamiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 11; (K): II. III. VIII. XIII. XV. XXII.

Stachys byzantina K.Koch – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 1; (K): XXII.

Stachys palustris L. – (A): Lamiaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XIV.

Stachys recta L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 3; (K): I. XI. XII.

Stachys sylvatica L. – (A): Lamiaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): XII.

Stellaria apetala Ucria – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 26; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. XI. XIV. XVI.

Stellaria aquatica (L.) Scop. – (A): Caryophyllaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 6; (K): I. III. V. XVI. XVII. XXII.

Stellaria media (L.) Vill. – (A): Caryophyllaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 800; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Styphnolobium japonicum (L.) Schott – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 13; (K): IV. V. VI. VIII. IX. XIII. XV. XXII.

Symphoricarpos albus (L.) S.F.Blake – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 16; (K): I. II. III. IX. XI. XII. XIV. XV.

Symphoricarpos orbiculatus Moench – (A): Caprifoliaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): –; (J): 4; (K): XI. XIII. XXII.

Symphotrichum lanceolatum (Willd.) G.L.Nesom – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 58; (K): I. III. IV. V. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XX. XXI. XXIII.

Symphotrichum novae-angliae (L.) G.L.Nesom – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 1; (K): III.

Symphotrichum novi-belgii (L.) G.L.Nesom – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 2; (K): III.

Symphytum officinale L. – (A): Boraginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 7; (K): III. IX. XI. XIV. XV. XX. XXIII.

Syringa vulgaris L. – (A): Oleaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E; (I): ADV; (J): 73; (K): I. II. III. IV. V. VI. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXII.

Tagetes erecta L. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): ADV; (J): 5; (K): I. III. XIX. XXII.

Talinum paniculatum (Jacq.) Gaertn. – (A): Talinaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmCS; (I): –; (J): 1; (K): XI.

Tamarix tetrandra Pall. ex M.Bieb. – (A): Tamaricaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): ADV; (J): 6; (K): III. XI. XV. XXI.

Tanacetum corymbosum (L.) Sch.Bip. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CON; (J): 1; (K): XI.

Tanacetum parthenium (L.) Sch.Bip. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): E M; (I): ADV; (J): 11; (K): III. VII. VIII. XI. XV. XIX.

Tanacetum vulgare L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 4; (K): V. IX. X. XIV.

Taraxacum erythrospermum Andr. ex Besser – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.

Taraxacum officinale F.H.Wigg. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1177; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Taxus baccata L. – (A): Taxaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 37; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. XI. XII.

Teloxys aristata (L.) Moq. – (A): Amaranthaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): ism; (H): As; (I): ADV; (J): 1; (K): II.

Teucrium chamaedrys L. – (A): Lamiaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 3; (K): XI. XIII. XX.

Teucrium scordium L. – (A): Lamiaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): VI.

- Thalictrum flavum* L. – (A): Ranunculaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): V.
- Thelypteris palustris* Schott – (A): Thelypteridaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 12; (K): V. VI. VIII. IX. X. XII. XIII.
- Thesium ramosum* Hayne – (A): Santalaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): VI. XXII.
- Thinopyrum intermedium* (Host) Barkworth & D.R.Dewey subsp. *intermedium* – (A): Poaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoM; (J): 1; (K): III.
- Thladiantha dubia* Bunge – (A): Cucurbitaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): ADV; (J): 1; (K): I. VIII.
- Thlaspi arvense* L. – (A): Brassicaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 2; (K): XI.
- Thuja occidentalis* L. – (A): Cupressaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): XV.
- Thymus glabrescens* Willd. subsp. *glabrescens* – (A): Lamiaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PoP; (J): 2; (K): IV. IX.
- Thymus pannonicus* All. – (A): Lamiaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XV.
- Tilia cordata* Mill. – (A): Malvaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 2; (K): III. IX.
- Tilia platyphyllos* Scop. – (A): Malvaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 27; (K): I. II. III. X. XI. XII. XIII. XV. XVI.
- Tilia tomentosa* Moench – (A): Malvaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PaB; (J): 3; (K): I. XIII. XV.
- Tordylium maximum* L. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): SME; (J): 1; (K): XIV.
- Torilis arvensis* (Huds.) Link – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): SME; (J): 19; (K): II. III. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XVII. XXII.
- Torilis japonica* (Houtt.) DC. – (A): Apiaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): III. XI. XIII.
- Tradescantia virginiana* L. – (A): Commelinaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 13; (K): III. XIII. XV. XIX. XX.
- Tragopogon dubius* Scop. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 26; (K): I. II. VI. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX. XXI.

Tragopogon orientalis L. – (A): Asteraceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 161; (K): I. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Tragus racemosus (L.) All. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M; (I): KOZ; (J): 68; (K): III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XIII. XV. XVI. XIX. XX. XXI. XXIII.

Tribulus terrestris L. – (A): Zygophyllaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 189; (K): II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XV. XIX. XX. XXI.

Trifolium arvense L. – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): I. II. XV. XVI.

Trifolium campestre Schreb. – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 13; (K): II. XI. XIV. XV.

Trifolium fragiferum L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): XI. XX.

Trifolium incarnatum L. – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 2; (K): III. XXIII.

Trifolium medium L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XII.

Trifolium pratense L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 110; (K): I. II. III. IV. VI. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVII. XX. XXI. XXIII.

Trifolium repens L. – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 353; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Triplidium ravennae (L.) H.Scholz – (A): Poaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): –; (J): 1; (K): X.

Tripleurospermum inodorum (L.) Sch.Bip. – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 24; (K): II. III. V. VI. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XV. XX.

Triticum aestivum L. – (A): Poaceae; (B): Th; (C): arc; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 11; (K): II. III. VIII. XII. XIV. XVI. XXI.

Tulipa gesneriana L. – (A): Liliaceae; (B): Ge; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 1; (K): IX.

Tussilago farfara L. – (A): Asteraceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 11; (K): II. III. VIII. IX. XII. XIII. XIV.

Typha latifolia L. – (A): Typhaceae; (B): HH; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 3; (K): II. VII. XXIII.

Ulmus laevis Pall. – (A): Ulmaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 12; (K): I. II. III. IX. XI. XII. XIII.

- Ulmus minor* Mill.** – (A): Ulmaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CEU; (J): 135; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII.
- Ulmus pumila* L.** – (A): Ulmaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 52; (K): I. II. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XIII. XIV. XX. XXI. XXIII.
- Urtica dioica* L.** – (A): Urticaceae; (B): Ge; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 89; (K): I. II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XX. XXI. XXII. XXIII.
- Urtica urens* L.** – (A): Urticaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 4; (K): I. V. XIII.
- Valeriana carinata* (Loisel.) Christenh. & Byng** – (A): Caprifoliaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): SME; (J): 4; (K): XI. XIV. XX.
- Valeriana locusta* L.** – (A): Caprifoliaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As Af; (I): SME; (J): 26; (K): I. III. VI. VII. VIII. XIV. XV. XVI.
- Valeriana officinalis* L.** – (A): Caprifoliaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): III.
- Valeriana rubra* L.** – (A): Valerianaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 1; (K): XVI.
- Verbascum blattaria* L.** – (A): Scrophulariaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 6; (K): IV. X. XIII. XIV. XXIII.
- Verbascum chaixii* Vill. subsp. *austriacum* (Schott ex Roem. & Schult.) Hayek** – (A): Scrophulariaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PaB; (J): 1; (K): XII.
- Verbascum densiflorum* Bertol.** – (A): Scrophulariaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XVIII.
- Verbascum lychnitis* L.** – (A): Scrophulariaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 6; (K): VI. X. XI. XV. XXIII.
- Verbascum phlomoides* L.** – (A): Scrophulariaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 95; (K): II. III. IV. V. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX. XX. XXI. XXIII.
- Verbascum phoeniceum* L.** – (A): Scrophulariaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 2; (K): VI. IX.
- Verbena bonariensis* L.** – (A): Verbenaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): –; (J): 10; (K): I. II. III. V. VIII. XIII.
- Verbena officinalis* L.** – (A): Verbenaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): KOZ; (J): 75; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XVIII. XX. XXI. XXII. XXIII.

Veronica anagallis-aquatica L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): KOZ; (J): 3; (K): II. III. XVII.

Veronica arvensis L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 168; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XX.

Veronica austriaca L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): PON; (J): 1; (K): XI.

Veronica catenata Pennell – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 1; (K): XVI.

Veronica hederifolia L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 151; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI.

Veronica peregrina L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmNCS; (I): ADV; (J): 2; (K): III. XIV.

Veronica persica Poir. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): M; (I): ADV; (J): 61; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XXI.

Veronica polita Fr. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 75; (K): I. II. III. V. VI. VII. IX. XI. XII. XIV. XV. XVI. XX.

Veronica praecox All. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 1; (K): XV.

Veronica prostrata L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): X.

Veronica serpyllifolia L. – (A): Plantaginaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 1; (K): XI.

Veronica sublobata M.A.Fisch. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc/neo; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 31; (K): I. III. XII.

Veronica triloba (Opiz) Opiz – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M; (I): NA; (J): 1; (K): III.

Veronica triphyllos L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E; (I): EUR; (J): 1; (K): XV.

Veronica verna L. – (A): Plantaginaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): TUR; (J): 2; (K): III. IV.

Viburnum lantana L. – (A): Viburnaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 9; (K): III. VI. X. XII. XV.

Viburnum opulus L. – (A): Viburnaceae; (B): M-MM; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): CIR; (J): 2; (K): II. VIII.

- Viburnum rhytidophyllum* Hemsl.** – (A): Viburnaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 2; (K): VIII. XII.
- Vicia cracca* L.** – (A): Fabaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): CIR; (J): 6; (K): III. X. XI. XII. XXIII.
- Vicia grandiflora* Scop.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): SMO; (J): 11; (K): III. VI. VII. XIII. XV. XVI.
- Vicia hirsuta* (L.) Gray** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 17; (K): I. III. VIII. XI. XIII. XIV. XV. XVI. XX.
- Vicia lathyroides* L.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): AsM; (J): 11; (K): I. IV. IX. X. XI.
- Vicia sativa* L. subsp. *nigra* (L.) Ehrh.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 2; (K): IX.
- Vicia sativa* L. subsp. *sativa*** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): M As; (I): ADV; (J): 42; (K): I. II. III. V. VI. VII. VIII. XI. XII. XIII. XIV. XV. XX.
- Vicia sepium* L.** – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 2; (K): XII. XXIII.
- Vicia tenuifolia* Roth** – (A): Fabaceae; (B): He; (C): ősh/arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 2; (K): III. XXI.
- Vicia tetrasperma* (L.) Schreb.** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 7; (K): II. IV. VIII. IX. X. XI. XIV.
- Vicia villosa* Roth** – (A): Fabaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): min; (F): ism; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 14; (K): II. IV. VI. VIII. IX. X. XII. XIII. XIV. XX.
- Vinca major* L.** – (A): Apocynaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): ADV; (J): 14; (K): I. III. XI. XII. XIV. XV. XVI.
- Vinca minor* L.** – (A): Apocynaceae; (B): Ch; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): SME; (J): 11; (K): VIII. XI. XII. XV. XVI.
- Vincetoxicum hirundinaria* Medik.** – (A): Apocynaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 1; (K): XI.
- Viola* × *wittrockiana* Gams** – (A): Violaceae; (B): He; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): anec; (I): –; (J): 1; (K): XIII.
- Viola arvensis* Murray** – (A): Violaceae; (B): Th; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E As; (I): EUA; (J): 31; (K): I. II. III. V. VII. VIII. IX. X. XI. XIII. XV. XX.
- Viola hirta* L.** – (A): Violaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 3; (K): IX. XV.
- Viola odorata* L.** – (A): Violaceae; (B): He; (C): arc; (D): mgh; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): M As; (I): AsM; (J): 281; (K): I. II. III. IV. V. VI. VII. VIII. IX. X. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVIII. XIX. XX. XXI. XXII. XXIII.

Viola reichenbachiana **Jord. ex Boreau** – (A): Violaceae; (B): He; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUR; (J): 14; (K): I. III. IX. XI. XII. XV.

Viola sororia **Willd.** – (A): Violaceae; (B): He; (C): neo; (D): inv; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 44; (K): I. III. IV. VIII. IX. XI. XII. XIII. XIV. XV. XVI. XVII. XIX.

Viola tricolor **L.** – (A): Violaceae; (B): HT; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 11; (K): II. III. IV. VIII. XII. XIV. XV. XVI.

Viscum album **L.** – (A): Santalaceae; (B): E; (C): ősh; (D): –; (E): –; (F): –; (G): –; (H): –; (I): EUA; (J): 4; (K): III. XI. XII.

Vitex agnus-castus **L.** – (A): Lamiaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): M; (I): –; (J): 2; (K): VIII. IX.

Vitis vinifera **L.** – (A): Vitaceae; (B): M-MM; (C): arc; (D): mgh; (E): szá; (F): ken; (G): –; (H): anec; (I): ADV; (J): 13; (K): I. III. XI. XIII. XIV. XV. XVII. XIX. XXI. XXII.

Wisteria sinensis (**Sims**) **DC.** – (A): Fabaceae; (B): M-MM; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): As; (I): NA; (J): 3; (K): I. X. XI.

Xanthium orientale **L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): mez; (H): AmN; (I): NA; (J): 2; (K): XI.

Xanthium strumarium **L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): arc; (D): inv; (E): vél; (F): –; (G): –; (H): E M; (I): KOZ; (J): 1; (K): XXI.

Yucca filamentosa **L.** – (A): Asparagaceae; (B): Ch; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmN; (I): NA; (J): 1; (K): XIX.

Zea mays **L.** – (A): Poaceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): mgn; (G): –; (H): anec; (I): NA; (J): 3; (K): XIII. XX. XXI.

Zinnia elegans **L.** – (A): Asteraceae; (B): Th; (C): neo; (D): alk; (E): szá; (F): dín; (G): –; (H): AmS; (I): NA; (J): 1; (K): XIII.