



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Környezettudományi Doktori Iskola

**Inváziós fafajok téridőbeli mintázatainak kvantitatív leírása
és modellezése a Felső-Kiskunság erdőössztyepp-erdeiben**

Doktori (PhD) értekezés

Erdélyi Arnold

Gödöllő

2024

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

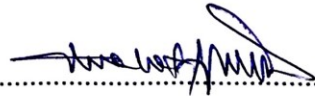
Témavezetők: Dr. Vadász Csaba
természetvédelmi örkerület-vezető, PhD
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

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. Vadász Csaba
A témavezető jóváhagyása



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

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	1
1. Bevezetés.....	4
2. Célkitűzések	7
3. Szakirodalmi összefoglalás	8
3.1. A biológiai invázióról általában	8
3.2. Az idegenhonos inváziós fásszárúakról.....	11
3.2.1. Globális kitekintés	11
3.2.2. Európai kitekintés	12
3.2.3. Idegenhonos inváziós fásszárúak Magyarországon	13
3.3. Az idegenhonos inváziós fásszárúak szándékos elterjesztéséről.....	14
3.4. A négy vizsgált fafaj szándékos hazai elterjesztéséről.....	15
3.5. Alapvető megközelítések az inváziós fajok elterjedés-történeti rekonstrukcióiban.....	16
3.6. A négy fafaj inváziójában szerepet játszó, azonosított és vélt tényezők bemutatása	17
3.6.1. A mirigyes bálványfa inváziójában szerepet játszó tényezők.....	17
3.6.2. A nyugati ostorfa inváziójában szerepet játszó tényezők	19
3.6.3. A kései meggy inváziójában szerepet játszó tényezők	21
3.6.4. A zöld juhar inváziójában szerepet játszó tényezők	22
3.7. Az inváziós fafajok felmérésének lehetőségei és korlátai	24
3.8. Inváziós fafajok visszaszorításának, kezelésének lehetőségei	26
4. Anyag és módszer	29
4.1. A vizsgálati terület bemutatása.....	29
4.2. A négy inváziós fafaj terepi felmérésének bemutatása	32
4.3. A négy inváziós fafaj elterjedés-történeti feltárásának módszerei	34
4.3.1. Szakirodalmi feltárás	34
4.3.2. Archív és recens üzemtervi adatok feldolgozása	35
4.3.3. A négy inváziós fafaj felmérési eredményeinek feldolgozása és kiegészítő adatgyűjtés	35
4.3.4. A kiugró méretű példányok és az esetleges ültetések nyomainak vizsgálata	36
4.3.5. Hotspot elemzés	36
4.3.6. Helyi tudás gyűjtése	36
4.4. A vizsgált inváziós fafajok térbeli mintázatainak leírása, az előfordulási és tömegességi viszonyok becslésének problematikája.....	37
4.4.1. A becslési hibák meghatározása újra-mintavételezéses eljárással különböző mintavételi intenzitásoknál	38
4.4.2. A becslési hibák meghatározása térben egyenletes mintavételek esetén különböző mintavételi intenzitásoknál	38

4.4.3. A becslési hiba összehasonlítása a területmérettel, a fafajok abundanciájával és előfordulási gyakoriságával	39
4.5. Az inváziós fafajok terjedésében szerepet játszó környezeti tényezők vizsgálata	40
4.5.1. A propagulumnyomás és az újulat tömegessége közötti összefüggés vizsgálata	40
4.5.2. A vegetációs környezet és az inváziós fafajok tömegessége közötti összefüggések vizsgálata.....	41
4.5.3. Erdőgazdálkodói tevékenységek hatása a mirigyes bálványfa terjedésére.....	44
4.6. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa szelektív módszerekkel történő visszaszorításának vizsgálata beállított kísérleten keresztül	46
4.6.1. A kísérlet beállítása.....	47
4.6.2. Az alapállapotot leíró adatok gyűjtése	48
4.6.3. Adatgyűjtések a későbbi években	48
4.6.4. A vizsgálat során használt környezeti változók leírása.....	49
4.6.5. A kísérlet során gyűjtött adatok elemzése	50
4.6.6. Kiegészítő vizsgálatok a mortalitásra, a lágyszárúsztint és tömegesség közötti kapcsolatok leírására	51
5. Eredmények és megvitatásuk	53
5.1. A négy inváziós fafaj elterjedés-történetének feltárása a Peszéri-erdőben	53
5.1.1. A szakirodalomból származtatott információk	53
5.1.2. A négy inváziós fafaj elterjedése a területen az archív és recens üzemtervi adatok, továbbá a teljes területi és kiegészítő felmérések alapján.....	54
5.1.3. A kiugró méretű faegyedek vizsgálata és a biztos ültetések azonosítása	55
5.1.4. A hotspot elemzések eredményei.....	57
5.1.5. A helyi tudás feltárásának főbb eredményei.....	58
5.1.6. A négy inváziós fafaj feltárt elterjedés-történetének megvitatása	59
5.2. Az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyainak becslési problematikája ...	64
5.2.1. Az abundanciák becslésének hibája az újra-mintavételezéses és térben egyenletes pontkiosztáson alapuló szimulációk alapján.....	64
5.2.2. Az újra-mintavételezéses és térben egyenletes szimulációk eredményeinek összehasonlítása	73
5.2.3. A nem talált esetek gyakorisága a mintavételekben	76
5.2.4. A becslési hiba összefüggése a területmérettel, az abundanciával és az előfordulási gyakorisággal	77
5.2.5. A mintavételi intenzitás és a becslések megbízhatósága – egy gyakran átugrott, ellenben kiemelt jelentőségű probléma megvitatása	78
5.3. Az inváziós fafajok terjedésében szerepet játszó környezeti tényezők vizsgálatának eredményei.....	81
5.3.1. Propagulumnyomás.....	81
5.3.2. Vegetációs szerkezeti összefüggések	83

5.3.3. Az erdőgazdálkodási tevékenységek hatása a mirigyes bálványfa előfordulási gyakoriságára és tömegességére	87
5.3.4. Az inváziós fafajok terjedése és a vizsgált környezeti változók közötti összefüggések megvitatása	92
5.4. A beállított kísérlet eredményei.....	97
5.4.1. A kísérlet 2019-ben elvégzett beállításának alapvető eredményei	97
5.4.2. Az újulat egyedszámainak változása a kísérlet évei során és az egyes beállításokban.....	99
5.4.3. Az újulat változása a magasságosztályok szerint a kísérlet éveiben.....	102
5.4.4. Az újulat változása a parcellák elhelyezkedése szerint a kísérlet éveiben.....	104
5.4.5. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa újulatának tömegessége és a környezeti változók közötti összefüggések.....	106
5.4.6. A mortalitásra, a légyszárúsztint és magassági osztályok közötti kapcsolatokra vonatkozó kiegészítő vizsgálat eredményei.....	108
5.4.7. A beállított kísérlet eredményeinek megvitatása	111
6. Következtetések és javaslatok	115
7. Új tudományos eredmények.....	120
8. Összefoglalás.....	122
9. Summary	126
10. Szakirodalmi források	130
11. Köszönetnyilvánítás	160
12. Mellékletek.....	161
12.1. A négy inváziós fafaj saját tulajdonságai	161
12.2. Élőhelyfoltok és élőhelytípusok a Peszéri-erdőben.....	164
12.3. Az első téma mellékletei.....	166
12.4. A második téma mellékletei	175
12.5. A harmadik téma mellékletei.....	181
12.6. A negyedik téma mellékletei	189

1. Bevezetés

A biológiai invázió napjainkra a globális problémák egyikévé vált. Az idegenhonos inváziós fajok mérhető környezeti, egészségügyi és gazdasági károkozása az elmúlt öt évtizedben meghaladta az 1,29 billió USA dollárt. Ez a csillagászati összeg azonban egy minimum értéknek tekinthető, s a tényleges, nem realizált költségek jóval magasabbak lehetnek (Diagne et al. 2021). Az IPBES 2023-as jelentése szerint a világban eddig több mint 37 000, már meglepedett idegenhonos fajt azonosítottak, amelyek 9,5%-a (3500 faj) biztosan inváziósnak tekinthető. A gerinctelenek esetében az utóbbi érték 22% (1852 faj), a gerinceseknél 14% (461 faj), a mikroorganizmusoknál 11% (141 faj), a növényeknél pedig 6% (1061 faj) (Roy et al. 2023). A becsült számok azonban szintén csak vélt minimumok, más forrás szerint például a növények esetében az inváziós fajok száma már valószínűleg meghaladta a 4700-at (Laginhas et al. 2023).

A globalizáció folyamatos erősödésével a fajok nagy távolságra történő eljutása egyre kisebb akadályokba ütközik. A bővülő kereskedelmi útvonalakkal, piacokkal és termékkínálattal az újabb biológiai inváziók valószínűsége is elkerülhetetlenül növekszik (Bright 1999; Meyerson & Mooney 2007; Bonnamour et al. 2021). Jelenleg további 200 új, meglepedett idegenhonos fajt azonosítanak évente, s a növekvő trend miatt 2050-re legalább 13 300 új fajra lehet számítani (Roy et al. 2023). A megelőző intézkedések költsége ugyan a legtöbb esetben elhanyagolható lenne a későbbi károkhoz képest (Keller et al. 2008), de ez a gyakorlatban nem, vagy csak ritka esetekben (pl. Venette et al. 2021; Couch et al. 2023) fordul elő. Erre jól rámutat például az, hogy a világ ismert edényes flórájának már több mint a fele megtalálható az eredeti elterjedési területektől távol eső botanikus, házi- és egyéb kertekben (van Kleunen et al. 2018).

A jövőben várható új fajok mellett szinte mindegyik országnak megoldásokat kell találnia a már folyamatban lévő biológiai inváziókra is. Ennek megfelelően számos faj vagy fajcsoport visszaszorítását célzó módszer, és részben ezekre épített stratégia került kidolgozásra. Másfelől sok esetben születtek olyan irányelvek, továbbá pénzügyi és jogszabályi keretek, amelyeken belül a szükséges kutatói és kezelői feladatok elvégezhetők. Ugyanakkor a jelenkori valóságot is valamennyire jól tükrözi a dolgozatban szereplő egyik fafaj, a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) példája. Az USA-ban ez volt az egyik első idegenhonos növényfaj, amelynek közterületen való ültetésére tiltó rendeletet hoztak. A szabályozás 1853-ban született és a mai napig érvényben van (Alexander 2020). Európában az első, az inváziós fajokra vonatkozó jogszabályi keret az Európai Parlament és Tanács 1143/2014/EU rendeletével született meg ([http¹](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143)). A jogszabály 2016-os végrehajtási rendeletében szerepelnek azok a fajok, amelyek ellen a tagállamoknak szigorú intézkedéseket kell hozniuk. A bálványfa a listára, annak második bővítésével 2019-ben került fel ([http²](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32019R0883)), vagyis jelenleg – elméletben – kötelezően irtandó lenne. A fafajról időközben széleskörű ismeretanyag gyűlt össze, így viszonylag jól feltárt elterjedésének története Észak-Amerikában és Európában (pl. Swingle 1916; Feret 1973; Hu 1979; Kowarik & Säumel 2007), valamint részleteiben feltárt Magyarországon (Korda 2018a) is. A fafaj tulajdonságairól bőséges információ áll rendelkezésre (Udvardy 2004a; Kowarik & Säumel 2007; Udvardy & Zagyvai 2012), a környezetére gyakorolt negatív hatásairól, és egyéb, ökológiai természetű kérdésekről pedig minden évben sok tanulmány jelenik meg (pl. Brooks et al. 2021; Demeter et al. 2021; Terzi et al. 2021). Kifejezetten népszerű például az allelopatikus viselkedésének (Heisey 1990, 1996) kutatása (pl. Gómez-Aparicio & Canham 2008; Small et al. 2010; Demasi et al. 2019). A visszaszorítására vonatkozóan az elmúlt két évtizedben legalább százas nagyságrendben születtek tanulmányok (pl. Lewis 2007; Constán-Nava et al. 2010; Csiszár & Korda 2017), amelyek tesztelt módszerekkel, tapasztalatokkal és tanulságokkal biztosítanak jó alapot a kezelések tervezéséhez és kivitelezéséhez. Végül a biológiai védekezés tekintetében is ez az egyik úttörő inváziós faj. Az USA Pennsylvania államából indult (Schall 2008; Schall & Davis

2009), majd Európában is kibontakozott (Lorenzini 2016; Maschek & Halmschlager 2017; Lechner et al. 2023), *Verticillium* gombaszervezetekkel végzett vizsgálatok hatékony, illetve költséghatékony megoldást kínálhatnak a jövőben. A bálványfa tehát egyike a legjobban ismert inváziós fajoknak, s a legtöbb elméleti peremfeltétel adott a visszaszorításához.

A realitás azonban jelenleg mást mutat. A fafaj ugyanis terjedőben van szinte mindenhol, ahol meg tudott telepedni, továbbá a klímaváltozással egyre nagyobb területen várható a megjelenése (Ding et al. 2022). A visszaszorítására tett erőfeszítések ugyan gyakran szép eredményekkel zárultak, de ezek mindig kis területeken (néhány 10-100 ha) történtek, s általában csak rövidtávon tekinthetők tartósnak. Emellett a kivitelezések forrásigénye sem volt elhanyagolható (Csiszár & Korda 2017 alapján). Ezek a megállapítások azonban nemcsak a bálványfára, hanem az inváziós fajok döntő többségére is érvényesek, így igazak a dolgozatban tárgyalt másik három fafajra, a nyugati ostorfára (*Celtis occidentalis* L.), a kései meggyre (*Prunus serotina* Ehrh.) és a zöld juharra (*Acer negundo* L.).

Ezek után adja magát az egyik leggyakrabban feltett kérdés, ami szerint van-e értelme ezzel a problémakörrel foglalkozni? A felvetésre a válasz egyértelműen igen, és – véleményem szerint – az inváziós fajokkal nemcsak érdemes, hanem kötelességünk is foglalkozni.

Egyrészt, az emberi tevékenységek következtében a természetes élőhelyek világszerte megfogyatkoztak, s ez már nemcsak kisebb térbeli egységek, hanem a biotopok léptékén is megmutatkozik (Hoekstra et al. 2005). A szárazföld 77%-án (az Antarktisz nélkül), míg a tengerek és óceánok 87%-án kimutathatók jelentősebb átalakulások csak az emberi közvetlen hatások miatt (Allan et al. 2017; Jones et al. 2018). Az élőhelyek eltűnése vagy állapotromlása általában a nagy népsűrűségű és / vagy fejlett országokban a leghangúlyosabb (Bradshaw et al. 2010), így például Magyarországon is releváns probléma. Ezekkel a fajokkal tehát kiemelten szükséges foglalkozni, mert a természeti értékeket veszélyeztető legfőbb tényezők közé sorolhatók hazánkban is (Kézdy et al. 2018). A legtöbb inváziós fajnál nagy térléptéken egyelőre nem látszik megoldás, viszont lokálisan, így például az egyes védett természeti területeken már vannak biztató eredmények. Ennél fogva, a természeti örökségünk tulajdonképpen legjavát jó eséllyel sikerülhet megvédeni. A források ugyan limitáltak, de minél jobban megértjük, hogy mik a legfontosabb tényezők az egyes fajok inváziójában, továbbá folytatjuk a módszerek finomítását, annál hatékonyabban tudunk fellépni ellenük.

Másrészt, a természetvédelem mellett számos egyéb non-profit, továbbá nyereségérdekelte ágazat számára is fontos lenne az olyan új és hatékony módszerek kidolgozása, amelyek a saját szakmapolitikai kereteiken belül is elfogadhatók. Az inváziós növényfajok okozta gazdasági károkról viszonylag sok tanulmány készült, s az agrárium, az egészségügy és a különböző infrastruktúra-építő és -fenntartó ágazatok mondhatók a leginkább érintettnek (Mouttet et al. 2018; Schwoerer et al. 2019; Fantle-Lepczyk et al. 2022). Ezekben egyes növényfajokra kiemelt figyelem irányul, s jó közelítésű becslések is elérhetők. Például, – elsősorban az infrastruktúrában – a japán óriáskeserűfű (*Fallopia japonica* (Houtt) Ronse Decr.) és hibridjei 250 millió fontnyi kárt okoznak évente csak Nagy-Britanniában (Eschen et al. 2023). Az inváziós fafajokra azonban alig áll rendelkezésre információ, de például egy, a közelmúltban 72 fafajról készült tanulmány szerint 1960-tól 2020-ig csak a bejelentett költségek közel 20 milliárd USD-t tettek ki (Fernandez et al. 2023). A munkában a 10 legköltségesebb fafaj között egyébként szerepel a kései meggy, továbbá megjelenik a bálványfa és zöld juhar is. Egy, a német Hessen tartományban (21 100 km²) bálványfára készült munka a parkok, a vasút és az egészségügy vonatkozásában gyűjtötte össze a kezelési költségeket. Ezek összesen mintegy 5 millió EUR-t tettek ki évente (Luz-Lezcano Careres & Gerold 2009). Egy másik érdekes példaként szolgál a német erdőkben – többek között – a kései meggyre elvégzett vizsgálat, amely szerint a kezelési költségek már a 2000-es évek elején elérhették a 25 millió EUR / év értéket (Reinhardt et al. 2003). Azonban valószínű,

hogy a tényleges kár az erdei haszonvételeket illetően nagyságrendekkel magasabb lehet – gondolva itt például a termelni kívánt fafajok folyóévi növedékeinek csökkenésére.

Harmadrészt szükséges megemlíteni, hogy a probléma a különböző civil színtereken is egyre nagyobb hangsúlyt kap. A laikus érdeklődők segítségével, más megfogalmazásban a közösségi tudomány ('*citizen science*') révén magvalósuló felmérések és ismeretterjesztés mind preventív jelleggel, mind pedig a már folyamatban lévő inváziók esetében nagyban csökkenthetik a későbbi költségeket (Hulbert et al. 2023). Mindez különösen hatékony a gyakori és könnyen felismerhető élőlények esetében (Boakes et al. 2016), így például az inváziós fafajokra is jól alkalmazható (Sladonja et al. 2015). Az adatgyűjtéseket továbbá megkönnyítik az elmúlt évtizedben kifejlesztett applikációk, amelyek segítségével nagy térléptéken, nagy mennyiségű és mindenekelőtt validálható adat gyűjthető (Howard et al. 2022). A használható információ előállítás mellett a fizikai munkát végző önkéntes programok is egyre népszerűbbek, s jelentősen csökkenthetik az egyes fajok visszaszorításának költségeit (Dechoum et al. 2019). Az önkéntes munka különösen fontos szereppel bírhat azoknál a munkaelemeknél, amelyekhez nem szükséges szakképesítés, viszont nagy időráfordítást igényelnek. Tipikusan ilyen például az inváziós fafajok magoncainak, fiatal egyedeinek egyszerű kézi módszerekkel történő eltávolítása.

Az invázióbiológiai kutatásoknak tehát természetvédelmi és gazdasági kontextusban is egyre nagyobb relevanciájuk van. Ugyan az inváziós fajok nagyobb részére az ember még hosszú ideig bizonyosan nem fog tudni előállni megoldási javaslatokkal, de már sok olyan eset ismert, ahol mind az elméleti, mind pedig a gyakorlati oldalon megtörténtek az első lépések. Ezekon felül pedig érdeklődés és elkötelezettség mutatkozik a továbbhaladást illetően is. A dolgozat ezekhez a törekvésekhez kíván hozzátenni a négy fafaj vonatkozásában.

2. Célkitűzések

Vizsgálataimmal szeretnék hozzájárulni a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa, a kései meggy és a zöld juhar inváziójának megértéséhez és a visszaszorításuk hatékonyságának növeléséhez erdőssztyepp-erdei élőhelyeken. A dolgozat célkitűzései, kérdései a következők:

- I. Az inváziós fajok lokális elterjedés-történetének feltárása hat különböző megközelítés segítségével, és az alábbi kérdések megválaszolásával:
 1. mikor kerülhettek be a fajok a területre?
 2. milyen téridőbeli sajátosságokkal jellemezhető az elterjedésük?Továbbá célozom rámutatni:
 3. az alkalmazott megközelítések előnyeire és hátrányaira – különös tekintettel az elérhető adatbázisokra.
- II. Az inváziós fajok előfordulási és tömegességi viszonyainak finomléptékű (térben realiztikus) felmérése és leírása, a következő kérdések megválaszolásával:
 1. alkalmasak-e a szűnfenobiológiai vizsgálatok során használt, általában alacsony (<<10%) mintavételi intenzitások az inváziós fajok térben realiztikus mintázatainak feltárásához?
 2. hogyan változik a becslési hiba a mintavételi intenzitástól és a fajoktól függően?
 3. hogyan változik a mintavételi intenzitás függvényében tapasztalható becslési hiba különböző területméretnél, abundanciánál és gyakoriságnál?
- III. Az inváziós fajok terjedését magyarázó változók vizsgálata – különös tekintettel a propagulumnyomásra, a fogadó környezetre és a bolygatásokra. A kérdések a következők:
 1. minden esetben pozitív összefüggés azonosítható a propagulumnyomás és a (közeli) újulat tömegessége között?
 2. az erdő mely strukturális változóinak / változó kombinációinak van a legnagyobb jelentősége az inváziós fajok terjedésének mérséklésében?
 3. van-e kimutatható hatásuk az egyes erdőgazdálkodói tevékenységeknek a mirigyes bálványfa terjedésére nézve – különös tekintettel a nevelővágásokra, véghasználatokra és a tuskópászták kialakítására?
- IV. A propagulumnyomás kvantifikálása és a visszaszorítási lehetőségek vizsgálata beállított kísérlet segítségével, továbbá az alábbi kérdések megválaszolásával:
 1. milyen hatásai vannak az a.) egy alkalommal, b.) minden évben, illetve c.) pufferzóna kialakítása mellett minden évben végzett kezeléseknek az inváziós fajok tömegességi viszonyaira?
 2. milyen mértékben meghatározó a környezet – különösen a propagulumnyomás és a vegetációszerkezet – az inváziós fajok állományainak regenerációjára nézve?
 3. hogyan alakul a természetes mortalitás, s mi ennek a jelentősége a kezelések tervezésében?

3. Szakirodalmi összefoglalás

3.1. A biológiai invázióról általában

A biológiai invázió egyes fő gondolatai Darwin alapvető művére vezethetők vissza (Rejmánek 1996), de a modern invázióbiológia megszületését Sir Charles S. Elton monográfiájának (*The Ecology of Invasions by Animals and Plants*) megjelenéséhez köthetjük (Elton 1958). A tudományág azonban csak később, az 1982-es SCOPE találkozó után kezdett kibontakozni (Reichard & White 2003), s az évtized második felétől kezdve jelenleg is exponenciális ütemben fejlődik (Pyšek et al. 1995; Botta-Dukát 2004; Campbell & Simberloff 2022).

Érdekes módon maga Elton nem törekedett a biológiai invázió, illetve a kapcsolódó fogalmak meghatározására (Richardson et al. 2000), így ennek pótlására az elmúlt három évtizedben került sor. A gyors fellendülés azonban definíciók egész sorozatához vezetett, ami miatt ma sincs teljes konszenzus az egyes fogalmakat illetően. Erre jól rámutat például Falk-Petersen et al. (2006) tanulmánya, amely 145 különböző definíciót elemez, vagy Colautti & MacIsaac (2004), illetve Valéry et al. (2008) munkái, amelyek csak a 'biológiai invázió' és az 'inváziós faj' terminusok egységesítésére fókuszálnak. Mindenesetre készültek olyan átfogó anyagok, amelyek igyekeztek bemutatni és egységes keretbe foglalni a legfontosabb koncepciókat. Ezek közül kiemelendők Richardson & Pyšek (2006), majd pedig Blackburn et al. (2011) összefoglaló munkái. Magyarul pedig Botta-Dukát et al. (2004) könyvfejezete nyújtja talán még ma is a legjobb útmutatást.

A biológiai invázió folyamatának egyik első, klasszikus modelljét Williamson (1996) közölte. A szerző az inváziót négy, egymást követő szakaszra osztotta fel, amelyeket egy adott fajnak el kell érnie, mielőtt invázióssá válik. Ezek a szakaszok a következők (nyersfordításban): 1. import, 2. behurcolás, 3. megtelepedés, 4. kártevő. Szintén hozzá köthető például a „*The Tens Rule*” predikció is, amely szerint a beérkező fajok mintegy 10%-a telepszik meg, s ezeknek 10%-a válik invázióssá (Williamson & Fitter 1996). Ugyanakkor több kutató rámutatott arra, hogy az ilyesfajta becslésekkel óvatosan kell bánni, s sok esetben bizonyosan nem érvényesek (pl. Jeschke 2008; Jarić & Cvijanović 2012; Lapointe et al. 2012). A Williamson modell mellett a másik, széles körben elterjedt koncepciót Richardson et al. (2000) adták közre. A szerzők az inváziót a 'barrier' oldaláról közelítik meg, s minden fajnak alapvetően hat akadályt szükséges leküzdenie ahhoz, hogy invázióssá váljon. Ezek a következők: 1. földrajzi, 2. lokális környezeti, 3. reprodukciós, 4. diszperziós, 5. ember által módosított környezeti, 6. természetes, féltermészetes környezeti. Ki kell emelni, hogy a koncepcióban nagy hangsúly került a környezetre, s elkülönítik a zavart, illetve nem zavart szituációkat. Ezeknek az alapmodelleknek később számos változatát és azok kombinációját publikálták. Az egyik legegyszerűbb, ellenben az összes lényeges elemet tartalmazó modell Blackburn et al. (2011) munkájában található. A szerzők a biológiai inváziókra nézve a terminológia, a barrier, az állapot (szakaszok) és a kezelés fő szempontok együttes figyelembevételével egységes keretrendszert hoztak létre.

Egy faj invázióssá válását (hasonló megfogalmazásban invázióra való hajlamát, vagy inváziós viselkedését), illetve az invázió folyamatát számos tényező, pontosabban ezek adott térben és időben kialakuló kombinációja határozza meg. A legfontosabb tényezők jellemzően négy fő megközelítésben kerülnek vizsgálatra, amelyek a következők: 1.) az adott faj saját, döntően kompetitív tulajdonságai, 2.) a fogadó környezet tulajdonságai, 3.) a bolygatások, és 4.) a propagulumnyomás (Lowry et al. 2013). Megjegyzendő, hogy a 3.) eset a leggyakrabban nem elkülönített módon, hanem környezeti változóként kerül tárgyalásra. Az 1.) és 2.) megközelítést viszont az invázióbiológia saját terminusok szerint tárgyalja. Ezek az előzőnlőképesség (*invasiveness*) és az előzőnlőhetőség (*invasibility*), amelyek kifejezik azt, hogy egy adott faj milyen mértékben képes az invázióra, illetve a környezet mennyire ellenálló (pontosabban

megengedő) egy adott biológiai invázióra nézve (Lonsdale 1999; Richardson et al. 2000; Botta-Dukát et al. 2004).

A fajok invázióra való hajlamát befolyásoló egyedi tulajdonságok kutatása (növényeknél) Baker (1965) munkájára (ideális gyom hipotézis) vezethető vissza. A kutató az akkori szempontok szerint gyom vs. nem gyom fajpárokat használt, de mint később kiderült, a gyomok valójában idegenhonos, inváziós növényfajok voltak (Pyšek & Richardson 2007). Az összehasonlításokon alapuló vizsgálatok napjainkra széles körben elterjedtek, s általában az idegenhonos, inváziós vs. idegenhonos, nem inváziós vs. őshonos, valamint az eredeti elterjedési terület vs. új elterjedési terület kombinációkon alapulnak. Ezeket teljességre törekvően például van Kleunen et al. (2010a) elemezték, s összegyűjtötték az egyes kombinációk segítségével megválaszolható kérdéseket, amelyek alapján egy faj invázióra való hajlamát és a döntő kritériumokat egy egységes szempontrendszer szerint lehet vizsgálni. A mérhető tulajdonságok száma általában nagyon sok lehet, ami miatt a kutatók igyekeznek csak a vélt, legnagyobb magyarázó erővel bíró változókat használni. Ugyanakkor az ezredfordulóig így is sok ellentmondásos, illetve bizonytalan eredmény született (Kolar & Lodge 2001). Emiatt például Williamson (2001) alapvetően megkérdőjelezte a tulajdonságok használhatóságát. Érvelése szerint a fajok mérhető és / vagy becsülhető biológiai tulajdonságai eltérő környezetben jelentősen megváltozhatnak, és ezt a környezeti változatosságot nem képes az ember megragadni. Ugyanakkor, a 2000-es évektől az invázióbiológiai tanulmányok száma exponenciális ütemben nőtt tovább, s az egyre több ismeretanyag együttes értékelésével (pl. metaanalízisek) már megbízhatóbb eredmények születtek. Megemlítendő például Lloret et al. (2005) munkája, amiben 15 jelleg és 354 faj segítségével mediterrán szigetek inváziós növényfajai esetében talált nagy magyarázó erővel bíró tulajdonságokat (pl. nagy levélméret, vegetatív szaporodás). Szintén fontos van Kleunen et al. (2010b) tanulmánya, amelyben hat jellegcsoportot (pl. növekedési ráta, méret) vizsgáltak 125 inváziós, illetve 196 nem inváziós növényfajnál, s mindegyik esetében az előbbieknél nagyobb értékekkel. A mai napig jó közelítést ad Rejmánek (1996) *'seed plant hypothesis'* c. elmélete is, amely szerint néhány biológiai tulajdonság együttes figyelembevételével jól prediktálható az, hogy mennyire hajlamos egy növényfaj az invázióra. Ezek a következők: 1.) kis magtömeg, 2.) rövid a csírázástól a magképzésig tartó időszak, 3.) rövid a bőséges magtermések közötti periódus, 4.) gerincesek általi terjesztés 5.) az eredeti elterjedési terület földrajzi szélességi viszonyai 6.) kis genomméret, 7.) *'Darwin's naturalization hypothesis'*. Utóbbi szerint a kolonizáció sikerét nagyban meghatározhatja a bekerülő faj és a fogadó faj(ok) evolúciós távolsága. Ezek minél közelebbi rokonságban állnak, annál erősebb kompetíció alakulhat ki, s ennél fogva kisebb valószínűséggel várható kolonizáció (pl. Procheş et al. 2008; Castro et al. 2014). Természetesen ebben a kontextusban is születtek ellentmondó eredmények (pl. Daehler & Carino 2001). Széles körben vizsgált további szempontok a fenotípusos plaszticitás (pl. Davidson et al. 2011; Zhang et al. 2022), a genetikai plaszticitás és a hibridizációra való hajlam (pl. Blair & Hufbauer 2010; Holm et al. 2018), valamint a fizikai tolerancia (pl. Funk 2013; Fenollosa & Munné-Bosch 2019). Ugyanakkor ezekben a témakörökben is igen változó eredmények születtek (Richardson & Pyšek 2006). A saját tulajdonságok mellett nagy figyelem irányul a kapcsolati rendszerek megváltozására is. Ebben a témakörben talán az *'enemy release hypothesis'* a legismertebb, amely azt mondja ki, hogy az új helyre behurcolt növényfajra ható, felülszabályozó tényezők hiányoznak vagy nagymértékben csökkennek (pl. herbivorok, károsítók), így megnő a rátermettsége és sokkal nagyobb sikerrel tud terjedni, mint az őshazájában illetve az új helyen található őshonos fajok (Keane & Crawley 2002).

A közösségek ellenállóképességével kapcsolatos alaphipotézis Elton (1958) művében található. E szerint a diverzebb közösségek ellenállóbbak a biológiai invázióval szemben, mint az egyszerűbb közösségek. A hipotézis szellemében számos tanulmány készült, amely igyekezett az állítást igazolni, cáfolni, vagy különböző szempontokból áttekinteni. Gyakran elmaradt azonban az

előzetes lépték- és fogalmi keretek tisztázása, így az invázió problémakörére nézve sok irreleváns következtetés született. Ennek kritikája olvasható pl. Levine & D'Antonio (1999) munkájában, illetve részben erre alapozva Szigetvári (2004) disszertációjában. Az előzőnölhetőségre Elton még a 'vulnerability' kifejezést használta, s csak később született meg az 'invasibility' koncepciója (Rejmánek 1989; Lonsdale 1999; Davis et al. 2000). Lonsdale (1999) a világ 184 területén végzett vizsgálatok adatainak összehasonlítása alapján sok olyan következtetésre jutott, amelyekre – nagy léptéken – a mai napig kevés ellenérv érkezett. Ilyenek például: a szigetek fajszám-arányosan sokkal nagyobb mértékben érintettek, mint a kontinensek; szignifikáns eltérések vannak a biomok között; a mérsékeltövi mezőgazdasági és ruderalis területek a leginkább érintettek, míg például a szavannák és sivatagok a legkevésbé; a védett területeken az idegenhonos fajok száma az emberi látogatottsággal (zavarással) korrelál. Az egyik legérdekesebb azonban Elton hipotézisének tulajdonképpeni cáfolata volt, ugyanis az idegenhonos fajok és őshonos fajok száma között pozitív korrelációt talált. Nagy léptéken az egyes közösségek (élőhelytípusok) előzőnölhetőségét Catford et al. (2012) szerint a már dokumentált inváziók szintjével ('invasion level') is meg lehet határozni. Ez pedig viszonylag egyszerűen mérhető a relatív idegenhonos fajszám, illetve abundancia segítségével. Chytrý et al. (2007) összefoglaló munkájukban európai mediterrán, szubkontinentális és óceáni klímájú területek több tízezer növényzeti felmérési egysége alapján vizsgálták EUNIS élőhelytípusokat. A legkevésbé érintetteknek az általában tápanyagszegény élőhelytípusok (pl. lápok, fenyérek és magashegyi gyepek), míg a leginkább érintetteknek az erősen bolygatott élőhelytípusok mutatkoztak. Chytrý et al. (2005) korábban csehországi viszonylatokban is igazolták ezt. Pyšek et al. (2009) a közép-európai (főbb) élőhelytípusokat 5 csoportba sorolták az invázió szintje és az ellenállóképesség szerint. Mindegyik élőhelytípusnál megadták a zavarás és a tápanyagelérhetőség mértékét és gyakoriságát, s ez általában szintén pozitív összefüggést mutatott az invázió szintjével. Az előzőnölhetőséget sokan (akár kizárólagosan) a forráselérhetőséggel közelítik. Tilman (1999) rámutatott arra, hogy a limitáló források elérhetőségét a diverzebb közösségek minimalizálják, ennél fogva az inváziós fajokkal szembeni ellenállóképességük is nagyobb. Pontosan itt kapcsolódik be a bolygatások jelentősége is, hiszen ezek az események jellemzően megnövelik a források elérhetőségét, ami miatt az adott közösség előzőnölhetősége is megnövekedhet (Rejmánek 1989). A témakörben fontos mérföldkő volt Davis et al. (2000) szintetizáló munkája, amely rámutatott az elérhető források fluktuációjának jelentőségére a növényi inváziókban. Eredményeik szerint egy adott, őshonos fajokból álló közösségbe a forrástöbblet érkezik kívülről, de valamilyen bolygatás során belülről is felszabadulhat, s a közösség erre nem feltétlenül ad azonnali válaszreakciót. Másfelől egyéb okok (pl. természetes károsítók, betegségek) miatt is bekövetkezhet a forrásfelvételen jelentős csökkenés. Mindez térben és időben erős ingadozásokat mutathat, amit a közösségbe kívülről érkező inváziós fajok gyorsan ki tudnak használni. Egyébként az az empirikus megfigyelés, ami szerint a legtöbb invázió jellemzően kultúrterületeken, illetve jelentős emberi zavarással érintett egyéb területeken következik be már Elton (1958) művében is megjelent, s az esetek többségében a mai napig általánosan igaznak bizonyul. Lozon & MacIsaac (1997) 133, terepi vizsgálatokon alapuló tanulmányt dolgozott fel, s ezek felében az inváziós fajok megtelepedése összefüggött a zavarással, s a növényeknél sokkal gyakoribbnak bizonyult, mint az állatoknál. A szerzők több száz fajt azonosítottak, amelyek megtelepedésében valamilyen zavarás játszott a fő szerepet. Ez növényeknél döntően, az állatoknál pedig az esetek felében az emberi zavarást jelentette. Az emberi zavarás és például a túllegeltetés (mint szintén ember által irányított folyamat) jelentőségére mutatott rá például Jauni et al. (2015), 392 tanulmány alapján készített metaanalízise is. Ugyanakkor Moles et al. (2012) 200 terület adatsorainak elemzése után csak gyenge összefüggést találtak a zavarások, illetve a zavarási rezsimben bekövetkező változások és az

inváziós növényfajok fajgazdagsága vagy borításértékei között. A zavarási rezsimben bekövetkező változások azonban jobb prediktoroknak bizonyultak, mint a zavarások önmagukban. Egy adott faj inváziójának sikerét valószínűleg minden esetben a fenti tényezők együttesen határozzák meg. Alpert et al. (2000) összefoglaló munkájuk szerint az előzőnlőképességet meghatározó jellegek azonosítása igen problematikus, az előzőnlőhetőség tekintetében viszont magabiztosabbak az eredmények, például a legrosszabbaknak a szigetek és a folyópartok bizonyultak. A legnagyobb magyarázó erővel a tápanyagok elérhetősége, a bolygatási rendszer megváltozása és az alacsony környezeti stressz bírt. A forgatókönyvek sokféleségére mutatnak rá Lear et al. (2022), akik gyors kolonizáló és lassú kompetítor baktériumok invázióját vizsgálták különböző forráselérhetőség és eltérő intenzitású bolygatások mellett. Míg a kolonizáló típusra a bolygatás intenzitása magas forráselérhetőség esetén pozitívan, alacsony forráselérhetőség esetén negatívan hatott, addig a kompetítor típusnál pont fordított volt a helyzet. Mächler & Altermatt (2012) szintén mikroorganizmusokon végzett kísérleteik szerint is a bolygatások és a fajok tulajdonságai együttesen határozzák meg az invázió sikerét.

Az invázió valószínűségét nagyban meghatározza a bekerülés óta eltelt idő ('*residence time*') is. Ez azonban a legtöbb esetben pontosan nem ismert, így ennek feloldására vezette be Rejmánek (2000) a '*minimum residence time*' kifejezést, ami az első rögzített előfordulás óta eltelt időt jelenti. Pyšek & Jarošík (2005) rámutatott arra, hogy a bekerülés óta eltelt idő általában pozitív összefüggésben áll az invázió sikerével és az elterjedés mértékével, sőt nagyobb magyarázó erővel bírhat a saját tulajdonságoknál. Itt kapcsolódik be az invázióbiológia egyik központi fogalma, a propagulumnyomás (Lonsdale 1999), ami a bekerülés óta eltelt idővel és / vagy a bekerülési események számával és gyakoriságával nő. Minél nagyobb a beérkező propagulumok száma, mérete (ami itt az egyedek számát jelenti egy propagulumban), s minél változatosabb és gyorsabb a bekerülés téridőbeli dinamikája, annál nagyobb a diszperzió és az új populációk kialakulásának valószínűsége is (Lockwood et al. 2005; Rejmánek et al. 2005; Simberloff 2009). Colautti et al. (2006) szerint a propagulumnyomást az invázióbiológiai kutatásokban egyfajta nullmodellként szükséges értelmezni. Munkájukban a propagulumnyomás általánosan nagyobb magyarázó erővel bírt, mint az inváziós fajok és a fogadó közösségek tulajdonságai, továbbá a bolygatások. Számos szerző mellett (pl. Britton-Simmons & Abbott 2008; You et al. 2016; Vedder et al. 2021) rámutattak arra is, hogy a propagulumnyomás mellett a másik három tényező szerepe sem hanyagolható el, s a sikeres invázió háttérében valószínűleg mind a négy megközelítésben tárgyalt változók téridőben változó kombinációja áll.

3.2. Az idegenhonos inváziós fásszárúakról

3.2.1. Globális kitekintés

Az invázióssá vált élőlénycsoportok közül a fásszárú növényfajok jelentősége viszonylag későn került felismerésre (Richardson & Rejmánek 2011). Az első globális adatbázis (*Invasive Woody Plant Database*) az 1990-es évek elején, 12 évnnyi adatgyűjtést követően született meg (Binggeli 1996). Ebben 653 faj szerepelt, amelyek közül 347 fafaj volt. A legtöbb inváziós faj a *Rosales*, a *Fabales* és a *Pinales* rendekből került ki, a legmagasabb fajszám pedig Európában mutatkozott. Ugyanakkor a szerző kiemeli, hogy az adateloszlás rendkívül egyenetlen volt, például Dél-Amerikából nem érkezett egy adatrekord sem. Újabb adatbázis csak jóval később jelent meg (Richardson & Rejmánek 2011), ami először 622 fajt, majd egy frissítés után (Rejmánek & Richardson 2013) 751 fajt, köztük 434 fafajt tartalmazott. A fajokat a zárvatermők 84, a nyitvatermők 4, továbbá a páfrányfák (*Cyatheaales*) 2 családja adta. A Bingelli-féle adatbázishoz

képeket viszont jelentősebb változások azonosíthatók, így például az első helyre Észak-Amerika került, majd csak a Csendes-óceáni szigetek és Ausztrália után következett Európa. A fajlista háromnegyedét 7 rend, a *Fabales* (123 faj), a *Rosales* (107 faj), a *Myrtales* (56 faj), a *Lamiales* (47 faj) a *Malphigiales* (42 faj), a *Pinales* (38 faj), és a *Sapindales* (37 faj) adták. Ezekben belül kiemelhető az *Acacia* nemzetség 32 fajjal és a *Pinus* nemzetség 22 fajjal. A szerzők által lehatárolt 15 földrajzi régiót (pl. Európa, Közép-Amerika) tekintve 38 faj van jelen legalább 6 régióban, s mindössze 6 faj 10 régióban. Utóbbiak közé tartozik egyébként a mirigyes bálványfa is. A 2013-as lista óta nem készült újabb összefoglaló tanulmány, pedig időközben számos újabb tudományos munka, online adatbázis, illetve adatgyűjtő felület (pl. CABI, EPPO, GBIF, Pl@ntNet, iNaturalist ([http³⁻⁷](http://www.inaturalist.org))) született, amelyek adatai alapján valószínűleg ismét jelentős változások lennének azonosíthatók.

3.2.2. Európai kitekintés

Európában a XX. század elején a híres német botanikus, Edmund Goeze (1916) már 2645, nem őshonos fásszárú fajt gyűjtött össze, amelyeket különböző parkokba és kertekbe ültettek (in Kowarik 1995). Ma nagyon nehéz lenne pontos számot mondani, de például csak Németországban az 1990-es évekig számolt 3150 faj jó közelítést ad a nagyságrendhez (Kowarik 1992). Kowarik (1995) eredményei szerint a betelepített fásszárúak 7%-a mutatott különböző, a terjedésre utaló jeleket, 2%-a bizonyítottan megtelepedett és a fajok mindössze 1%-a vált invázióssá. A kontinens léptékében csak néhány fásszárú faj mutatkozik igazán problémásnak, amelyre jól reflektálnak a megtörtént és folyamatban lévő kezelések, illetve a ráfordítások eloszlása is. A legtöbb országban problémát okozó fajok elsődlegesen a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és a mirigyes bálványfa, továbbá a kései meggy, a zöld juhar és a vörös tölgy (*Quercus rubra* L.). Szintén nagyobb figyelem irányul a cserjék közül például a cserjés gyalogakácra (*Amorpha fruticosa* L.), a tengerparti seprűcserjére (*Baccharis halimifolia* L.), vagy a pontusi havasszépére (*Rhododendron ponticum* L.) (Monaco & Genovesi 2014; Braun et al. 2016; Campagnaro et al. 2018). A még mindig széles körben ültetett taxonok egyes fajai és kultúrváltozatai, mint például az *Acacia* spp., *Eucalyptus* spp., *Populus* spp., *Salix* spp. *Pinus* spp. és más tűlevelűek is sok esetben tehetőek felelőssé természetvédelmi, gazdasági vagy egészségügyi problémákért (Lorenzo et al. 2010; Brundu & Richardson 2016; Silva-Pando 2021; Campagnaro et al. 2022).

Braun et al. (2016) nyolc közép-európai ország 93 védett területére irányuló tanulmányukban összesen 53 inváziós növényfajt vizsgáltak. A leggyakoribb, illetve leggyakrabban kezelt fajoknak a fehér akác, a zöld juhar, a kései meggy, majd kisebb hangsúllyal a mirigyes bálványfa, az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall), a fekete fenyő (*Pinus nigra* J.F. Arnold), a kanadai nyár (*Populus × canadensis*) – vélhetően inkább nemes nyárok –, a duglászfenyő (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia* L.) és a simafenyő (*Pinus strobus* L.) mutatkoztak. A cserjék közül első helyre a cserjés gyalogakác került, amit a kerti madárbirs (*Cotoneaster horizontalis* Decaisne), a közönséges mahónia (*Berberis aquifolium* Pursh), a japán rózsza (*Rosa rugosa* Thunb.), az illatos nyáriorgona (*Buddleja davidii* Franch.) és az örményszeder (*Rubus armeniacus* Focke) követte. Az információáramlás nehézségeire jól rámutat, hogy a 93 terület kezelői közül csupán 46-tól érkezett válasz, a négy megkeresett magyar terület közül pedig csak kettő küldött adatokat. Azonban Magyarország esetében – európai mércével nézve is – sokkal több olyan információ áll rendelkezésre, amelyek a hasonló munkákat nagyban segíthetnék.

3.2.3. Idegenhonos inváziós fásszárúak Magyarországon

Az elmúlt két évtizedben hazánkban sorra jelentek meg olyan összegző munkák, amelyek igyekeztek egyrészt azonosítani és különböző szempontokból értékelni a legfontosabb inváziós fajokat, másrészt gyakorlati oldalról is bemutatni az ellenük való védekezés lehetőségeit és eredményeit. Azonban a nemzetközi szakirodalomban a hazai adatok alulreprezentáltak. Ezt valamelyest javíthatja a jövőben az, hogy az elmúlt néhány évben egyrészt több magyar nyelven megjelent munkára is készült angol nyelvű változat, másrészt egyre több, magyar kutatók által írt tanulmány jelenik meg nemzetközi folyóiratokban.

Magyarországon a természetvédelmi szempontból kiemelten veszélyes inváziós fajok azonosításának első fontos momentuma az 1998-ban Jósvafőn megrendezett „Agresszív adventív növényfajok és a természetvédelem” c. műhelytalálkozó volt. A találkozón előállt listára 31 növényfaj került fel. Nem sokkal később újabb fontos mérföldkövekként megjelentek az *Özönnövények I.* (Mihály & Botta-Dukát 2004), majd az *Özönnövények II.* (Botta-Dukát & Mihály 2006) tanulmánykötetek, illetve a hazai legfontosabb inváziós növényfajok bemutatásának angol verziója is (Botta-Dukát & Balogh 2008), később pedig az *Inváziós növényfajok Magyarországon* (Csiszár 2012). Utóbbiban már 74 faj szerepelt, amelyek közül 9 fafaj és 6 cserje, illetve kúszó cserje. A munkában részletesen tárgyalt fafajok a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa, a kései meggy, a zöld juhar, az amerikai kőris, a keskenylevelű ezüstfa, a fehér akác, a turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L.), az ecetszömörce (*Rhus typhina* L.), továbbá cserjék a cserjés gyalogakác, az illatos nyáriorgona, a közönséges orgona (*Syringa vulgaris* L.), az aranyribiszke (*Ribes aureum* Pursh), végül kúszó cserjék a parti szőlő (*Vitis vulpina* L.*) és hibridjei, illetve a közönséges vadszőlő (*Parthenocissus inserta* (A. Kern) Fritsch*). Magyarország inváziós és potenciálisan inváziós fásszárúinak teljességre törekvő listái pedig 2020-ban, Bartha Dénes összeállításában jelentek meg. Ebben sok kritérium szerint a fásszárú fajok alapvetően három lista, a fekete, a szürke és a fehér listák, valamint további allistákkal kerültek ismertetésre. A jelenlegi „legrosszabb” fajok a fekete lista, cselekvési allistáján találhatóak. Ide olyan fajok tartoznak, amelyek még az invázió kezdeti szakaszában vannak, de megfelelő eszközök nem ismertek a visszaszorításukra, vagy általánosan elterjedtek, s visszaszorításuk csak helyi léptéken mondható reálisnak. Az előző felsoroláshoz képest ez a lista csak néhány fajban tér el. Felkerültek rá az ezüstjuhar (*Acer saccharinum* L.), az örményszeder, és az ördögcérna (*Lycium barbarum* L.), míg a szürke listában szerepel csak az illatos nyáriorgona és az ecetszömörce.

A legjobb közelítést a hazánkban legproblematiszabb fásszárú fajokra gyakorlati oldalról az *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai* c. munka (Csiszár & Korda 2015), illetve ennek második kiadása (Csiszár & Korda 2017) adja. Ebben számos esettanulmány mellett összegzésre kerülnek a leggyakrabban kezelt növényfajok, az alkalmazott kezelések és azok hatékonysága. A fafajok közül a legtöbb ismeretanyag a mirigyes bálványfa és a fehér akác visszaszorítására vonatkozóan gyűlt össze, de szintén számottevő fellépések történtek a nyugati ostorfa, a kései meggy és a zöld juhar, továbbá – mérsékeltebb számban – az amerikai kőris, a keskenylevelű ezüstfa és a fekete fenyő ellen. A cserjék közül kiemelten a cserjés gyalogakácra, ritkábban pedig a közönséges orgonára történtek visszaszorítási törekvések. Európai összehasonlításban megemlítenő, hogy sok taxon nálunk egyáltalán nem problémás (pl. *Acacia*), vagy közel sem annyira tekinthető problémásnak, mint máshol (pl. *Pinus*), viszont vannak olyan fajok, amelyek inváziójával a Kárpát-medence mondható az egyik legérintettebb régióknak. Az áttanulmányozott szakirodalom alapján ezek közül első helyen a nyugati ostorfát szükséges megemlíteni, de az amerikai kőris és a keskenylevelű ezüstfa is valószínűleg itt mutatja az egyik legerősebb inváziót.

Ma Magyarország területének 21%-át (azaz mintegy 2 millió hektárt) borítják erdők, ennek azonban jelentős részét nem őshonos (illetve nem tájhonos) fafajokból és fajtákból álló állományok adják. Jelenleg 458 000 ha-t (57 millió m³) a fehér akác, 100 000 ha-t (17 millió m³) a nemes nyárák és 176 000 ha-t (54 millió m³) a fenyők ültetvényei foglalnak el (NFK 2023a). A hazánkban legproblémásabb 6 inváziós faj területfoglalását összesen 22 500 hektárra teszik, ebből a mirigyes bálványfa 2146 ha-t, a nyugati ostorfa 5117 ha-t, a kései meggy 2343 ha-t, a zöld juhar 4700 ha-t, továbbá a keskenylevelű ezüstfa 1424 ha-t és az amerikai kőris 6834 ha-t tesznek ki (NFK 2022). Ugyanakkor, ezek az adatok valószínűleg csak a fafajsorokból kalkulált értékek lehetnek és inkább az állományszintű jelenlétre reflektálhatnak. A dolgozatban tárgyalt négy fafaj azonban a hazai florisztikai adatok alapján országosan általánosan elterjednek mondható, s az erdőterületeken kívül is sokféle környezetben megtalálható (Bartha et al. 2015; OBM 2024). A középhegységi zárt erdeink az egyedüli nagyobb, összefüggő területeink, ahol az inváziójuk (még) nem indult meg. A Flóraatlasz (Bartha et al. 2015) szerint a bálványfa és a zöld juhar esetében alig van olyan felmérési egység, amelyben nem kerültek dokumentálásra. A nyugati ostorfa elsősorban az ország középső harmadában, továbbá a Nyírség és környezetében és a Kisalföldön került közel mindegyik kvadrátban felvételre. Végül, a kései meggynek szintén három jól kivehető, egybefüggő foltja van Közép-Magyarországon, a Nyírségben és a Dél-Dunántúlon.

* nevezéktani szempontból a szőlők és vadszőlők meglehetősen problematikusak (lásd pl. a Bartha 2020, WFO 2024), így elsősorban a magyar fajnevek irányadók a konkrét taxonokat illetően

3.3. Az idegenhonos inváziós fásszárúak szándékos elterjesztéséről

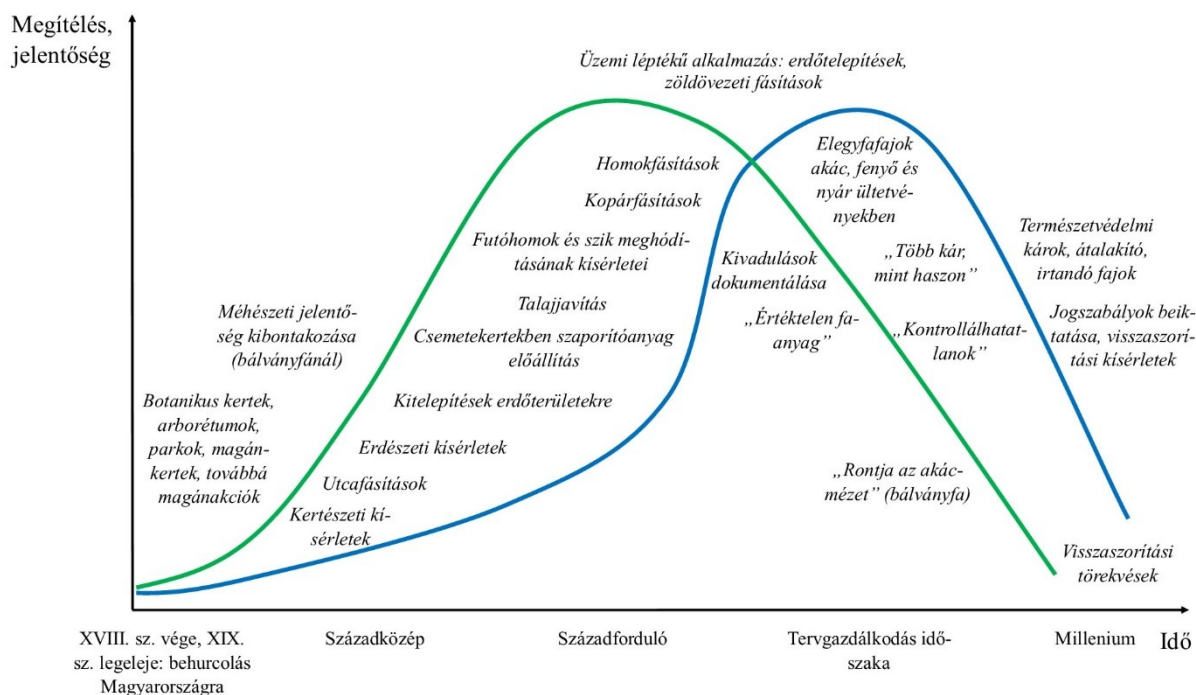
Az ember már évezredekkel ezelőtt is szándékosan mozgatta a különböző fásszárú fajokat egyik helyről a másikra, például élelmiszertermelés, faanyag és kereskedelem céljából, továbbá a háborúhoz szükséges ellátmányok formájában (Sîrbu 2007). Az első ismert, az ember által Európában terjesztett fásszárú a közönséges mogyoró volt (*Corylus avellana* L.), ami már a késő glaciálisban elérhette Közép-Európát, majd tovább vihették nyugatra és az eljegesedés elmúltával északra. Emellett sok egyéb, energiában gazdag magvú fa- és cserjefaj is szerepelt a vadászó-gyűjtögető népek étrendjében, illetve fontosak voltak a cserekereskedelemben (Zagwijn 1994; Nyssen et al. 2018). Később, a nagy ókori birodalmakban már számos archeofiton fásszárú, így például a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus* L.), királydió (*Juglans regia* L.), szelídgesztenye (*Castanea sativa* Mill.) elterjedési területének kibővítésében játszott kulcsfontosságú szerepet az ember (Nyssen et al. 2018). Míg ezekben az időkben az egyes fásszárúakat elsősorban valamilyen hasznosítás céljából mozgatták egyik helyről a másikra, addig a későbbiekben már más szempontok is előtérbe kerültek. A tudományos érdeklődés, a kíváncsiság, valamint a különféle élő gyűjtemények kialakítására már az ókorból is van példa, de igazán csak a nagy földrajzi felfedezések korától kezdett szélesebb körben elterjedté válni. Az idegenhonos növények nagy távolságokra történő mozgatásában és az erre szerveződő kereskedelemben a 16-17. századokon kívül az ipari forradalom idején is jelentősebb gyorsulás azonosítható (McNeely 2006; Hulme 2009; Nyssen et al. 2018). Azonban egy korábbi kor sem mérhető az 1950-es évektől számított „nagy globalizáció” évtizedeihez, amely időszak alatt a határok és akadályok lényegében eltűntek (Hulme 2009).

Évszázadokon keresztül az idegenhonos növény-, így a fásszárú fajok betelepítésének elsődleges állomásai a botanikus kertek, arborétumok, illetve egyéb, az arisztokrácia birtokában lévő magánkertek voltak. Ezek egyben központokként is működtek a mezőgazdasági, ipari, erdészeti és kertészeti célú szaporítóanyagok kultiválásának bemutatásában és továbbadásában (Heywood 2011; Nyssen et al. 2018; Galbraith & Cavallin 2021). Sokatmondó például, hogy a jelenleg

inváziósnak tekintett növényfajok szinte mindegyike megtalálható ma is számos élő gyűjteményben (Hulme 2015). Európa legproblémásabb inváziós fafajainak első magjai is botanikus kertekbe és különböző gyűjteményekbe kerültek. A mirigyes bálványfa például először az 1740-es években érkezhetett Párizsba (Hu 1979), majd 1751-ben a londoni Chelsea botanikus kertjébe és az angliai Busbridge egyik magángyűjteményébe került (Swingle 1916). Az első kései meggy és fehér akác fákat a botanikusok már a 17. század legelején felnevelték Párizsban, de a nyugati ostorfa, a zöld juhar és a vörös tölgy is a század végére több európai ország kertjeiben, parkjaiban jelen volt (Goeze 1916; Wein 1930; Peabody 1982). Ugyanakkor a botanikus kertek ma már nagy hangsúlyt fektetnek a biológiai inváziók kutatására, az ismeretterjesztésre és az új, potenciálisan inváziós növényfajok esetében kockázatértékelési programokkal az inváziójuk megelőzésére (Galbraith & Cavallin 2021). Napjainkban első helyen a dísznövénykertészet, majd az erdőgazdálkodás (beleértve az agrárerdészeti rendszereket is) játssza a legfontosabb szerepet az idegenhonos fásszárúak betelepítésében és elterjesztésében (Brundu & Richardson 2016; Hulme et al. 2018; van Kleunen et al. 2018).

3.4. A négy vizsgált fafaj szándékos hazai elterjesztéséről

Az általam vizsgált négy fafajt tematikusan tárgyaló hazai szakirodalomban az elterjedések és elterjesztések történetéről sokáig csak sporadikus, s jellemzően néhány korábbi botanikai, erdészeti, vagy kertészeti tanulmányból gyűjtött információ volt elérhető. Ezen változtatott egy, a 2010-es években készült doktori munka, illetve az ezen alapuló könyv (Korda 2018b). A szerző több mint 1770 írott forrás segítségével feltárta a négy fafaj, továbbá az amerikai kőris és a keskenylevelű ezüstfa hazai történetének fontos momentumait. Ezt itt nem céloz megismételni, ugyanakkor az elterjesztésben kulcsszerepet játszó tevékenységeket és egyéb fontos lépéseket az 1. ábra segítségével sematizálom a fafajok, elsősorban az érintett ágazatokon belüli megítélése függvényében, továbbá hozzávetőlegesen időbeli sorrendben. Az irodalmi feltárómunka alapján elmondható, hogy a négy fafaj szándékos elterjesztése nagyon hasonló lépésekben zajlott le, de egyértelmű különbség azonosítható a mirigyes bálványfa – zöld juhar, és a nyugati ostorfa – kései meggy párosok között. Ez különösen abban jelenik meg, hogy az előző két fafaj felkarolása, majd sokrétű alkalmazása, később pedig a hátrányaik felismerése és a használatuk elvetése egyaránt hamarabb történt meg, mint az utóbbi kettő fafajé. Megjegyzendő azonban, hogy a zöld juhar és a bálványfa között is adódik különbség (az ábrán már nem szétválasztott), előbbi markáns visszaesése csak az 1950-1960-as évekre tehető – ami pl. az amerikai fehér szövőlepke (*Hyphantria cunea* Drury) megjelenésével is összefügg (bővebben pl. Udvardy 2004b).



1. ábra. A mirigyes bálványfa és a zöld juhar (zöld), továbbá a nyugati ostorfa és a kései meggy (kék) elterjesztés-történetének sematizált ábrája a meghatározó lépések feltüntetésével. Készült Korda (2018b) munkája alapján

3.5. Alapvető megközelítések az inváziós fajok elterjedés-történeti rekonstrukcióiban

Az inváziós fajok elterjedésének történetével egyre többen foglalkoznak, de a vizsgálatok leggyakrabban nagy térléptékben készültek. A történeti rekonstrukciók általában globális (pl. Ryan et al. 2019), kontinentális (pl. Scholler & Böllmann 2004; Haubrock et al. 2022), országos (pl. Briscoe Runquist et al. 2019), vagy egy adott országon belül jól körülhatárolt régió (pl. Morris et al. 2013; Botella et al. 2022) léptékében valósultak meg, esetleg vegyes léptékű megközelítést alkalmaztak (pl. Pyšek et al. 2007). Lokálisan azonban gyakran nem áll rendelkezésre megfelelő minőségű és mennyiségű adat az elterjedés-történet feltárásához. Az adatok forrását tekintve első helyen a publikált, illetve szürke irodalom nevezhető meg, de sok taxon esetében bizonyulnak elhagyhatatlannak a különféle gyűjtemények és a releváns ágazatok általában nem publikus adatbázisai is. Növényfajoknál az elsők között használhatók természetesen a herbáriumi kollekciók (pl. Crawford & Hoagland 2009; Antunes & Schamp 2017) és a különböző florisztikai adatbázisok (pl. Bagella & Bagella 2023), de lényeges információk lehetnek továbbá a kertészeti, faiskolai (pl. Dehnen-Schmutz et al. 2007), és különösen a fafajok esetében az erdészeti adatbázisokban (pl. Lugo 2004; Brus et al. 2019) is. Ezek a források általában konkrét leíró adatokkal szolgálnak, azonban érdemes megemlíteni azokat a lehetőségeket is, amelyek más típusú, jellemzően utólagos feldolgozást igénylő adatokat eredményeznek. Az elterjedéstörténeti feltárásában is gyakran használnak fel távérzékeléssel nyert adatokat. Ezek közül általában a légi- és műholdfelvételek elemzésén van a hangsúly, ugyanakkor használhatóságukat nagyban meghatározza a tárgyalt faj texturális, fenológiai vagy spektrális alapon való megkülönböztethetősége a környezetétől (Bradley 2014). Fiatalabb módszereknek számítanak a hiperspektrális képalkotó eljárások, illetve a lézer alapú távérzékelés (LiDAR), de a jövőben fontos szolgálatot tehetnek az inváziók nyomon követésében, sőt megelőzésében is (Huang & Asner 2009; Bolch et al. 2020).

Az inváziós fajok múltban rögzített adatainak feldolgozása mellett több tanulmány tett kísérletet arra, hogy a jelenben gyűjtött adatokkal, retrospektív módon tárja fel az elterjedés-történeteket. Ebben nagy szolgálatot tesznek például a modern genetika módszerei. Segítségükkel megbízhatóan elemezhetők az egyes populációk közötti különbségek, megállapíthatók a behurcolási útvonalak ('*introduction pathways*', pl. Richardson et al. 2010; Turbelin et al. 2022), lokalizálhatók az első megtelepedések és leírható az azokat követő terjedési dinamika (Cristescu 2015; Vallejo-Marín et al. 2021; Byrne et al. 2022). Elsősorban a fásszárúak esetében bizonyultak használhatónak az egyes mérhető vagy becsülhető fenológiai tulajdonságok, így például a méret- és koreloszlás, a telepek vagy foltok kiterjedése, továbbá az újulat sűrűsége és egyéb mutatói (Deckers et al. 2005; Wangen & Webster 2006; Holmes et al. 2014). Utóbbi módszerek azonban jellemzően nagy mintavételi intenzitással gyűjtött terepi adatokat igényelnek, és valószínűleg a táji vagy helyi léptékű vizsgálatokhoz a legalkalmasabbak. Végül a témában nem elhanyagolhatók az élő emlékezet és a hagyományos ökológiai tudás feltárását célzó kutatások sem. A különféle kérdőíves felmérések, interjúk és egyéb, a társadalomtudományban használt módszerek egyre fontosabb eszközökké válnak a természetvédelmi és ökológiai kutatásokban (White et al. 2005; Bennett et al. 2017). Ennél fogva az inváziós fajok társadalmi megítélésével kapcsolatosan is már számos tanulmány elérhető (pl. Oxley et al. 2016; Kapitza et al. 2019; Kowarik et al. 2021; Meinhardt et al. 2022), néhány pedig rámutat arra, hogy a helyi tudás kulcsfontosságú tényező lehet az inváziók múltbeli eseményeinek feltárásában (Middleton 2012).

3.6. A négy fafaj inváziójában szerepet játszó, azonosított és vélt tényezők bemutatása

A fafajok morfológiai tulajdonságairól mind a hazai, mind pedig a nemzetközi szakirodalomban kielégítő mennyiségű és minőségű információ áll rendelkezésre, ennél fogva itt nem célok ezek részletes bemutatása. A legfontosabbakat azonban összefoglaltam a Melléklet 1. táblázatban. A dolgozat célkitűzéseit szem előtt tartva a következő alfejezetekben inkább a fafajok invázióját igazoltan, vagy feltételezhetően befolyásoló tényezőkre helyezem a hangsúlyt – egyéb, kiegészítő információk mellett.

3.6.1. A mirigyes bálványfa inváziójában szerepet játszó tényezők

A Kelet-Kínában és Észak-Vietnámban őshonos mirigyes bálványfa egyike azoknak a fafajoknak, amelyek mindegyik lakható kontinensen (beleértve Ázsia más részeit is) komoly problémákat okoznak (Kowarik & Säumel 2007). A dolgozatban tárgyalt négy fafaj közül mind a hazai, mind pedig a nemzetközi színtereken egyértelműen a legtöbbet kutatott. A szakirodalmi források nagyobb része egyrészt a fafaj saját tulajdonságait helyezi a középpontba, másrészt a hatásait vizsgálja különböző közösségekre nézve, s ezekben a kontextusokban igyekszik megérteni az invázióját. Az előzőnölhetőség és a bolygatások oldaláról már jóval kevesebben közelítették meg a kérdést.

A mirigyes bálványfa esetében általában kiemelik a gyors növekedését és regenerációját, a magtermő kor korai elérését és a nagy maghozamot, az intenzív gyökérsarjadzást, valamint az erős allelopatikus hatásait. Észak-Amerikában ezt tartják a leggyorsabban növekvő fafajnak (Knapp & Canham 2000), egy év alatt sarjhajtásai elérhetik a 3 métert (Heigi 1906), míg megfelelő körülmények között magról is 2 méteresre nőhet (Hu 1979). A fafaj már 3-5 éves korban termést hozhat (Kowarik & Säumel 2007), és ismert a korai virágzása is, amit Feret (1973) hat hetes magoncoknál mutatott ki. Egy faegyed maghozama 40 év alatt meghaladhatja a 10 milliót (Wickert

et al. 2017), Miller (1990) szerint pedig a legjobb termést 12-20 éves korban produkálja. A magok csíráképesége, továbbá a csíranövények életképessége ugyan erősen függ a környezettől, de sok tanulmányban mértek 50-60%-nál is nagyobb átlagértékeket változó körülmények között (pl. Singh et al. 1992; Kota et al. 2007; Wickert et al. 2017; Redwood et al. 2019). Rebbeck & Jolliff (2018) rámutatott arra, hogy a magbank tartóssága erősen függ a környezettől, s míg avarban 5 év alatt teljesen kimerülhet, addig a magok nagy hányada a talajban 5 év után is megőrizheti a csíráképeségét. A mirigyes bálványfa a talajfelszín közelében futó laterális gyökérrendszerének, illetve az ezen fejlődő járulékos rügyeknek köszönhetően az anyatól több tíz méteres távolságban is életképes sarjakat hozhat. A gyökérsarjadzásra pedig a fa sérülésével járó természetes és antropogén bolygatások egyaránt szignifikánsan pozitív hatással vannak (pl. Bartosságh 1841; Singh et al. 1992; Burch & Zedaker 2003). A mirigyes bálványfára általában rövid életű fajokként tekintenek, de a sarjak révén maga a genet valójában sok száz évig is élhet (Howard 2004). A fafajnál hosszú ideje ismert az allelopátia (Mergen 1959), s ebben a növény minden szervéből kimutatott aianthon (Heisey 1996) játssza a fő szerepet. A vegyület (és származékai) negatív hatásait sok fásszárú és lágyszárú csírázására, illetve fejlődésére kimutatták (pl. Lawrence et al. 1991; Gómez-Aparicio & Canham 2008), továbbá többen természetes gyomirtó szerként való használatára is javaslatot tettek (pl. Pedersini et al. 2011; Demasi et al. 2019).

A mirigyes bálványfa az urbánus környezettől a magas természetességű élőhelyekig változatos környezetben válhat uralkodóvá, s leggyakrabban pionír (vagy korai szukcessziós, lék, szegély stb.) fajokként sorolják be (Kowarik & Säumel 2007). A településeken ismert jelenség, hogy épületekből (köztük műemlékekből), burkolt felszínekből is kinő, de károsíthatja a közműveket, kerítéseket és egyéb infrastrukturális elemeket is (pl. Hu 1979; Casella & Vurro 2013; Todd 2014; Trotta et al. 2020). Kifejezetten gyorsan kolonizálhatja a különféle romterületeket, rozsdáövezeteket, súlyos károkat okoz a lineáris létesítményekben, különös tekintettel a vasutakra (pl. Hu 1979; Kowarik 1984; Kim et al. 2004; Schermann & Czóbel 2021). Az urbánus és ruderalis környezetek egyik közös tulajdonsága az, hogy állandó bolygatások alatt állnak, rendszeresen képződnek pionír felszínek (tágabb értelemben „szabad helyek”), ez pedig kifejezetten kedvez a gyors növekedésű fajoknak a többi növényfajjal szemben. Ez a bolygatás-dependencia (pl. Miller 1990; Huebner 2003; Fotiadis et al. 2011) azonban más, természetközeli környezetekben is leírásra került, s valószínű, hogy a jobb állapotú erdőkben, gyeperdő mozaikokban is meghatározó tényező lehet a faj terjedésében. Call & Nilsen (2003) tanulmánya volt az egyik első, amely rámutatott arra, hogy a terjedésében a fakitermelések meghatározó szereppel bírnak, továbbá az általuk leírt elterjedési mintázat jól tükrözte a korábbi erdészeti munkálatok során használt közelítő nyomok helyét is. Rebbeck et al. (2017) a fakitermeléseket téli irányított égetésekkel, illetve termőhelyi változókkal vetette össze, s egyértelműen a korábbi erdészeti beavatkozások magyarázták a legjobban a faj elterjedési és tömegességi viszonyait. Ugyanerre az eredményre jutottak szintén sokváltozós munkájukban Iverson et al. (2019) is. Carter & Fredericksen (2007) a virginiai erdők természetes felújulására, illetve a vadhatásra irányuló vizsgálataik során megállapították, hogy a fakitermeléssel érintett foltokban a mirigyes bálványfa a második leggyakoribb faj, s szignifikánsan nagyobb abundanciákkal bír, mint a vágásokkal nem érintett foltokban. Radtke et al. (2013) Észak-Olaszországban rámutatott a rövid vágásfordulójú sarjerdőkben (*coppicing forests*) arra, hogy a faj terjedésében elsősorban maga a használat játssza a fő szerepet. Ez különösen fontos információ, mert a sarjaztatásos gazdálkodás Magyarországon is meghatározó területet érint (elsősorban akácok és hazai nyárasok). Isler et al. (2023) a faj jövőbeni terjedését vizsgálták Svájcban, s a szimulációs vizsgálataikkal rámutattak arra, hogy ebben a fakitermelésnek lesz továbbra is a legnagyobb szerepe. Ugyanakkor eredményeik szerint ez csak rövidtávon (<100 év) érvényes, s hosszabb távon (>200 év) valójában

nem fog az állományalkotó őshonos fajok helyébe lépni. Ez alól viszont akadt kivétel, mégpedig az olyan aszálynak kitett területek, amelyeket a klímaváltozás is a legnagyobb mértékben érint. Udvardy (2004a) szerint a mirigyes bálványfa terjedését alapvetően két tényező, az évi középhőmérséklet és az erős árnyékolás korlátozza. Az első tényezőhöz szorosan kapcsolódik például a jól ismert fagyérzékenysége is. A hirtelen beálló fagyok rövid időn belül a magoncok akár 100%-os mortalitását is eredményezhetik, a sarjak viszont jellemzően újrarahajtanak az elfagyásuk után (pl. Bartosságh 1841; Von der Lippe et al. 2005; Kowarik & Säumel 2007). Az éghajlatváltozással az évi középhőmérsékletek is nőnek, miközben az őszi, és a vegetációs periódusban beálló fagyok esélye csökken. Ez pedig hozzájárulhat a magoncok tömeges túléléséhez. A fagyérzékenységen egyébként hazánkban még röntgen besugárzásos kísérletekkel is igyekeztek javítani – sikeresen (Karai 1963). Udvardy (2004a) szerint hazánkban a 9 °C-os évi középhőmérséklet lehet az az izoterma, ami felett már megfigyelhető a mirigyes bálványfa terjedése. Motti et al. (2021) Dél-Olaszországban végzett kutatásaik szerint viszont ez az érték 11,1 °C. A növekvő hőmérséklet továbbá sok egyéb szempontból kedvezhet a fajnak, így például az allelopátiájának erősödését is okozhatja (Lawrence et al. 1991). Az aszályokat magas morfológiai és fiziológiai plaszticitásának köszönhetően könnyen átvészeli, vagy a hajtásrendszer leszáradását követően gyors sarjadzással regenerálódhat (pl. Trifilo et al. 2004; Kowarik & Säumel 2007). A mirigyes bálványfát hagyományosan kifejezetten rossz árnyéktűrőnek osztályozták (pl. Miller 1990; Knapp & Canham 2000), de felhívták a figyelmet arra, hogy sarjadzása révén árnyékos környezetben is sokáig perzisztens lehet (pl. Knapp & Canham 2000; Martin & Canham 2010). Azonban, a fényellátottság direkt mérésével Knüsel et al. (2017) eltérő eredményeket kaptak, és kimutatták, hogy magtermőre fordulhat kifejezetten árnyékos helyzetekben, így például teljesen zárt lombkoronaszint alatt is. Másfelől a magok is sokkal messzebbre juthatnak zárt erdőkben, mint azt korábban gondolták, Landenberger et al. (2007) szerint ez a távolság meghaladja a 100 m-t. Ennél fogva könnyen megtalálhatja a megfelelő megtelepedési helyeket, illetve a jobb fényellátottságú foltokat, ahol gyorsan fel tud nőni és tovább tud terjedni. A terméseit nemcsak a szél terjesztheti, hanem fontos szereppel bírhat a folyóvíz (Kowarik & Säumel 2008) és egyes állatfajok (Miller 1990) is. Az ember általi közvetlen terjesztés jelentősége azonban kifejezetten alulreprezentált a szakirodalomban (Kowarik & Säumel 2007), ugyanakkor feltételezhető, hogy a járművek nagy szereppel bírhatnak a magok nagy távolságokra történő eljuttatásában (pl. futófelület barázdái, kerékdob, rakodó platók), vagy egy fakitermelés során a magok elterítésében az érintett területen.

3.6.2. A nyugati ostorfa inváziójában szerepet játszó tényezők

A nyugati ostorfa az észak-amerikai kontinens középkeleti részén tekinthető őshonosnak (Gucker 2011). Annak ellenére, hogy a világ számos pontjára betelepítették, a nemzetközi szakirodalomban alig írnak róla inváziós kontextusban. Magyarországon (illetve a Kárpát-medencében) a legveszélyesebb inváziós növényfajok közé sorolható (pl. Csiszár & Korda 2015; Bartha 2020). Mindebből nem lehet egyenesen következtetni arra, hogy az inváziója egyfajta Kárpát-medencei jellegzetesség, azonban valószínűsíthető, hogy globális léptékben ténylegesen nálunk a legkifejezettebb.

A faj saját tulajdonságai közül mindenképpen kiemelendő gyors korai növekedése, ami már a csírázást követő években is intenzív lehet, de 20–40 éves kora között maximalizálódik (Krajčec 1958; Loehle 1988; Groninger 2005). Szintén jellegzetes a jó regenerálódó képessége. A tőelválasztást követően gyors tősarjadzásba kezdhet, de ez erősen összefügg az életkorával, s minél fiatalabb, annál valószínűbben képez új hajtásokat (Krajčec 1958; Houle & Bouchard 1990). Jól

túri lombkoronájának és gyökerének csonkítását, a rendszeres metszéseket, így például sövénynek is alkalmas. Emellett elviseli a kifejezetten rossz termőhelyi körülményeket, így például a szennyezett városi levegőt, az utak sózását, de a romtalajokból is könnyen kinő. E tulajdonságainak köszönhetően már a XX. században az egyik leggyakrabban ültetett fafaj lett hazánk településein, s a mai napig megfigyelhetők városainkban a kizárólag belőle létrehozott fasorok is (Schmidt 2001; bővebben in Korda 2018c). A fafaj korán magtermővé válhat, hazai adatok szerint erdőterületen erre 11 év után már sor kerülhet (Kovácsik 2023). A nyugati ostorfa azonban nemcsak kitett helyzetben képes felnőni, hanem az árnyékolást is jól tűri. Zárt erdőállományokban, illetve bozótosokban is képes kicsírázni, majd ezt követően – minimális növekedést mutatva – sokáig perzisztens lehet (Fuchs 1896; Oosting 1942; Hosner & Minckler 1960; Kaminski & Jackson 1978). Ugyanakkor, a záródásviszonyok csekély mértékű megváltozásával gyors növekedésnek indulhat, s áttörheti a legsűrűbb, például galagonyás-kökényes cserjéseket is (pers. obs.). Őshazájában változatos klimatikus és talajkondíciók között előfordul (Gucker 2011), de valamelyest gyakoribbnak mutatkozik üdebb környezetben, így például patakok, folyók mentén (Pinchot 1907; Krajicek 1958). Magyarországon az inváziója az ártereken, illetve egyéb vizes élőhelyeken kifejezetten hangsúlyos, de ez elmondható nagyon sok, s jóval szárazabb élőhelyünk esetében is. Már a XIX. században felismerték, hogy alkalmas a laza homoktalajok megkötésére, sőt képes felnőni a bucketetőkön is (in Korda 2018c). A korábbi gyakori alkalmazása miatt ma az inváziója nagyon sok erdőssztyepp élőhelyünkön megfigyelhető, így – véleményem szerint – a síkvidéki homogén ültetett erdők nagy többsége mellett már a homoki borókás-nyárasainkban és pusztai tölgyeseinkben is általános problémává nőtte ki magát (pers. obs.).

A nyugati ostorfa már az újulati szintben is jelentős árnyalást adhat. Tömeges felújulásakor a faegyedek lombjai hamar összezárnak, ami akár teljesen ellehetetleníti a környezetben egyébként propagulumforrással rendelkező egyéb fásszárú fajok egyedeinek megtelepedését, vagy magoncaik túlélését (pers. obs.). Emellett ennél a fafajnál is ismeretes az allelopátia (Lodhi 1976), ami hazai vizsgálatok alapján a királydióéhoz mérhető (Csiszár et al. 2013). Feltételezhető, hogy a jelentős árnyalása mellett ezek a hatások is nagyban csökkenthetik az őshonos kompetitorok esélyeit. A dolgozatban tárgyalt négy fafaj közül ez az egyedüli, amelyet a nagytestű növényevők érdemben fogyasztanak, és egyes vadfajok (leginkább szarvasfélék) mind nálunk (Mátrai et al. 2004), mind őshazájában kifejezetten kedvelnek (Rogers et al. 1990). Feltételezhető, hogy a vadnyomás szerepet játszhat az új helyeken történő inváziójának lassításában, s az új megtelepedések esélyének csökkentésében.

A nyugati ostorfa sikerében bizonyosan nagy szerepet játszik a terméstípus, illetve a termés hosszú ideig való elérhetősége is. Csonthéjas termése őshazájában több tíz madárfaj számára nyújt fontos táplálékot (Brawn et al. 1982; Hunter 1989), de növényevő és mindenevő emlősök (pl. Swihart & Picone 1991; Salsbury et al. 2004), sőt teknősök (Stone & Moll 2009) is fogyasztják. Közép-Európában 16 madárfaj esetében mutatták ki, hogy látogatja (in Bartha & Csiszár 2006). Hazánkban elsődlegesen a rigók, és különösen a fenyőrigó szerepét emelték ki a terjesztésében (Kiss 1896, 1915), de egyéb fajok táplálkozását is megfigyelték (in Bartha & Csiszár 2006). Termései gyakran a lombnyitáig fennmaradnak, így egész ősszel és télen bőséges táplálékforrást kínálnak. Érdekes kérdéseket vet fel az, hogy az elterjesztésével párhuzamosan mely állatfajok, s milyen mértékben szokhattak át a fafaj terméseire, és ezzel egyidőben hátrányba kerülhetett-e az egyes őshonos növényfajok látogatása. A táplálékforrások lecserélése régóta kutatott, s míg egyes eredmények szerint például a vonuló madárfajok áttérése új, idegenhonos növényfajokra valószínűtlen (pl. Gosper et al. 2005; Gallinat et al. 2020), addig más tanulmányok ennek ellenkezőjére mutattak rá (Spotswood et al. 2013; Thabethe et al. 2015). Véleményem szerint ez a kérdéskör nagyon is releváns lehet úgy a nyugati ostorfa, mint a következő fafaj esetében is.

3.6.3. A kései meggy inváziójában szerepet játszó tényezők

A kései meggy Észak-Amerika keleti és középső részén honos, elterjedési területe egészen Mexikóig és Guatemaláig húzódik (Fowells 1965). Az Európába elsőként érkezett neofitonok között volt, a nyugat-európai országokban már az 1620-as években ültették (Goeze 1916; Wein 1930). Mivel a kontinensen a legtöbb nyugat- és közép-európai országban problematikus, továbbá egyre több helyen jelenik meg északon is, kutatottsága viszonylag jónak mondható. Európán kívül a többi lakható kontinensen is meghonosodott (Terwei 2022), Dél-Afrikában bizonyosan inváziós (Zengeya & Wilson 2021), viszont máshol nem áll rendelkezésre elegendő információ a terjedéséről.

Őshazájában a kései meggy változatos környezeti feltételek mellett fordul elő, elviseli a 29 °C éves középhőmérsékletet és a –40 °C téli minimumot, továbbá kibírhat akár 4 hónapig tartó aszályos periódust is (Marquis 1990). Számos alfaját különböztetik meg, s ezek jelentős különbségeket mutatnak az egyes környezeti változókra való tolerancia tekintetében (Guzmán et al. 2018). A fafaj azonban jellemzően a csapadékosabb (1000 mm körüli), mérsékelt klímájú területeken érzi a legjobban magát, s mind Észak-Amerikában, mind Európában kifejezetten kedveli a savanyú termőhelyeket (pl. Marquis 1990; Bączek et al. 2023; Marciszewska et al. 2024). A kései meggyet kezdetben olyan opportunistaként (pl. lék-fafajként) írták le (Curtis 1959; Auclair & Cottam 1971), amely semleges, vagy rossz árnyéktűrő (Baker 1949; Hough 1953). Később azonban a hangsúly áttevődött arra, hogy kitűnő árnyéktűrő, s a csírázás után hosszú ideig képes jelentős árnyalás alatt túlélni. Ezalatt érdemi magassági növekedést nem mutat, ugyanakkor a gyökér vastagodik (pers. obs.). Ezt a stratégiát nevezik „Oszkár-stratégiának” is (Silvertown 1982 alapján Closset-Kopp et al. 2007), Starfinger (1990) az európai kései meggyeken végzett vizsgálatai alapján az invázióban szerepet játszó saját tulajdonságok közül a legfontosabbnak azonosította. Closset-Kopp et al. (2007) a klasszikus K/r stratégiai (K/r szelekciós elmélet (MacArthur & Wilson 1967)) megközelítést alkalmazva arra a következtetésre jutott, hogy a korai időszakban K-statégistaként viselkedik (pl. kitűnő árnyéktűrés), majd később r-stratégiát követ (pl. állandóan nagyszámú termés, magas csírázási ráta). Feltételezésem szerint ez egyébként ugyanígy érvényes lehet a nyugati ostorfára is. A hazai és nemzetközi szakirodalomban egyetértés mutatkozik, hogy a kései meggy hosszabb távon nem képez perzisztens magbankot, a magok döntő többsége mind őshazájában (Marquis 1975), mind Európában (Eisjackers & van de Ham 1990) 3–5 éven belül elveszíti a csíráképeségét. A fafaj tehát – a hazai szakirodalomban szereplő kifejezéssel – „magoncbankot” tart (Melléklet 1. ábra) (Juhász 2004; Juhász et al. 2012). Emiatt a fényellátottságban bekövetkező pozitív változásra sokkal gyorsabban válaszolhat és a versenytársakat könnyen túlnőheti.

A kései meggy nagyon jól regenerálódik, tőelválasztás után sok sarjból álló sarjcsokrot képez. A sarjhajtások 1–2 éven belül már teremhetnek (pers. obs.). A gyökfőről történő sarjadása viszont abban az esetben is előfordulhat, ha időközben felülnövik, s az árnyalás miatt a koronája elpusztul. A folyamatosan elszáradó, majd újrarahajtó sarjak miatt az egyedek sokáig perzisztensek lehetnek, például Auclair & Cottam (1971) vizsgálataik során kimutatták, hogy ily módon 60 évig bizonyosan élhetnek a magonc és újulati szintben.

A kései meggy inváziójában nagy szerepet játszhat továbbá az, hogy a növény nagy mennyiségű ciánglikozidot tartalmaz (Swain et al. 1992; Brozdowski et al. 2021), ami miatt a vegetatív szerveket és a magot nem, vagy csak mérsékeltén fogyasztják a kis- és nagytestű növényevők, illetve mindenevők. Emiatt szintén előnyre tehet szert a környezetében található, könnyebben emészthető őshonos fásszárúakkal szemben (Hegedéné Nemes 2018; Robakowski et al. 2018). A

termését ellenben számos állatfaj fogyasztja, Európában több mint 60 madárfaj, továbbá például ragadozó kismamák számára is táplálékot kínál (Turcek 1961; Juhász 2004; Boucault 2009; Vanhellemont 2009). Az emésztés a kipottyantott magok csírázására – mint általában a csonthéjasoknál – pozitív hatással bír (Smith 1975). Érdekes módon a terméselérhetőség témaköre viszont a legtöbb összefoglaló munkából hiányzik. Míg a nyugati ostorfán lombnyitásig elérhető a gyümölcsök és ez valószínűleg nagy szerepet tölthet be az inváziójában, addig a kései meggy esetében a termések legkésőbb az ősz végére / tél elejére már lehullhatnak (Felső-Kiskunság, pers. obs.). Ugyanezt dokumentálta korábban például Belgiumban Pairet et al. (2006), továbbá Franciaországban Boucault (2009), de a kérdés további vizsgálatokat indokolna. Végül, a kései meggy esetében sem elhanyagolható az allelopátia, amely a mirigyes bálványfához és nyugati ostorfához hasonlóan szintén erős (Hegedéné Nemes 2018), s a királydióéval vetekszik (Csiszár et al. 2013). Európában igazolt, hogy tömeges jelenlétekor a lombbajából kiszabaduló másodlagos anyagcseretermékek erősen csökkentik például az erdei fenyő magok csírázási és megmaradási sikerét, s ezzel a kései meggy szignifikánsan negatív hatást gyakorolhat a kontinensen meghatározó területtel bíró erdei fenyvesek természetes felújulására és gazdálkodására (pl. Bączek & Halarewicz 2019; Halarewicz et al. 2021).

A fafajt Grime (2001) a jó stressztűrő ruderaliák közé sorolta, s a természetes, illetve antropogén bolygatásokat a legtöbb szerző a terjedésére jelentős mértékben pozitívan ható tényezőkként azonosította (pl. Kowarik 1995; Sebert-Cuvillier et al. 2008; Vanhellemont et al. 2010). Erdőkben a vágások és az ezekkel járó bolygatások gyakran elsődlegesen magyarázzák az ugrásszerű terjedését (pl. Starfinger et al. 2003; Halarewicz & Żołnierz 2014; Jagodziński et al. 2019). Az emberi tevékenységek és a terjedése közötti összefüggés egyik legérdekesebb, történeti kontextusban való dokumentációja egyébként az őshazájából való (Allegheny Plateau, Pennsylvania). A XX. század elején az észak-amerikai fenyvesekben óriási területeken végeztek tarvágásokat számos fejlődő ágazatot kiszolgálva. Az igényektől függően a fakitermeléseket bizonyos fafajokra szelektíven, több lépcsőben végezték. A vágások során bekövetkező bolygatások hatása összeadódott, ami a kései meggy állományok robbanásszerű növekedéséhez vezetett. Ehhez továbbá az időközben felszaporodó (illetve felszaporított), s a fafajt inkább kerülő fehérfarkú szarvas (*Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780)) állomány, továbbá az elérhető nitrogén feldúsulása is bizonyosan hozzájárulhatott. Az emberi beavatkozások hatására egyes becslések szerint 6,5 millió hektáron legalább egy nagyságrenddel nöhetett meg a fafaj relatív abundanciája az elmúlt században. Ugyanakkor ez a növekedés néhány évtizede megállt, s az ezredforduló után már lassú visszaszorulás tapasztalható. Ennek háttere jelenleg intenzíven kutatott és sok tényezőt vizsgálnak, egyikük a speciális talajmikroba-növény negatív visszacsatolási rendszerek (pl. *Phytium* spp.), amelyek nagymértékben visszavethetik a fafaj jelenlegi dominanciáját (Marquis 1992; Reinhart et al. 2005; Thomas et al. 2010; Thompson et al. 2013; Royo et al. 2021 alapján). A leírtak alapvetően vonatkoztathatók az európai inváziójának történetére is azzal a lényeges különbséggel, hogy ennek a kontinensen, sok helyszínen történt szándékos betelepítés és a hosszú ideig tartó, szelektív használat is megalapozott.

3.6.4. A zöld juhar inváziójában szerepet játszó tényezők

A zöld juhar eredeti elterjedési területe Kanada déli határvonalától egészen Mexikóig, illetve Guatemaláig tehető. A legnagyobb gyakorisággal és tömegességgel a különféle vizes élőhelyeken fordul elő. A jelenlegi elterjedésének képét azonban jelentősen felülírhatta az, hogy korábban őshazájában is sokfelé ültették, ennél fogva számos területen (különösen az észak-amerikai kontinens északnyugati részén) nem tekinthető tájhonosnak (Rosario 1988). Emellett, például

Kanadában őshonos inváziósként is említik, ahol nemcsak üde, illetve vizes élőhelytípusokban mutat gyors terjedést, hanem például szárazabb gyepek és cserjés életközösségeket is átalakít (Havinga 2000). Európában a zöld juhar volt az egyik első olyan faj, amelynek kivadását nem sokkal a (feltételezett) bekerülése után dokumentálták, még hozzá már 1699-ben, Szlovákiában (Lohmeyer & Sukopp 1992). Azóta Európa ártereinek és számos vizes élőhelyének talán első számú inváziós fásszárú növényévé vált, továbbá – a mirigyes bálványfához hasonlóan – az összes lakható kontinensen komoly problémákat okoz (CABI 2022).

A zöld juhar a másik három fafajhoz hasonlóan nagyon gyorsan nő, a hajtások éves növekedése fiatalabb korban meghaladhatja a 0,6 m-t (Lanner 1983). Emellett kiváló regenerációs képességeket mutat, a gyökér és a tő sértesekor gyökfősarjadzásba kezd, tőelválasztás után pedig terebélyes sarjcsokrokat fejleszt (pl. Albertson & Weaver 1945; Loehle 1988). A sarjak már az első évben képesek csiraképes terméseket hozni (pers. obs.). Sűrű vegetációs környezetben erős oldalirányú növekedésre képes, a földre kerülő hajtásai legyökerezhetnek, majd ebben a kúszó-bokros megjelenésben is képes magtermőre fordulni, s uralkodóvá válni a cserjeszintben illetve a kisebb lévekben (Kostina et al. 2014). Ez a fenotípusos plaszticitás feltételezhetően fontos szereppel bírhat abban, hogy az eleve nagyon magas primer produkcióval bíró ártéri környezetben az invázió sikeres legyen. A zöld juhar terjedését a vegetatív tulajdonságok nagyban segíthetik, de az inváziójában a generatív tulajdonságai meghatározóbbak. Nagyon hamar, mindössze 5 év alatt képes magtermőre fordulni és néhány év alatt már bőséges maghozammal bír (Sachse 1992). Sachse (1992) további eredményei szerint a magok csírázási esélye és a csíranövények életben maradása nagyban függ a mikrokörnyezettől, s szignifikáns mértékben jobb üres felszíneken, továbbá részleges árnyalás mellett, mint zárt helyzetekben. Utóbbi esetén magbankot képezhet, de ennek tartóssága nem ismert. A magok csírázási rátája elérheti a 70–80%-ot, de ez erősen függ például a mag nedvességtartalmától (amely természetesen a környezet nedvességtartalmának is függvénye) és a hideghatástól. A magok csírázási sikere 50%-os nedvességtartalom körül, valamint minimum 4 hónapig tartó hideghatás (a kísérletben hó) után maximalizálódik (Cram 1983; Kiseleva et al. 2020). Az ikerlependék terméseket a szél mellett a víz is könnyen szállítja, továbbá számos madárfaj vagy például a mókusok is eljuttathatják nagyobb távolságokra (pl. Weaver 1960; Lanner 1983; Patterson 1985). Fontos megemlíteni, hogy a magok egész télen hullanak, így sokáig elérhetők a fogyasztók (és egyben terjesztők) számára (Maeglin & Ohmann 1973). Hajtásait őshazájában ugyan több csülkös vadfaj is fogyasztja, de jellemzően más fásszárúak után, így ennek jelentősége másodlagos (Martin et al. 1951; Dittberner & Olson 1983). Hazánkban, ártéri környezetben a vad jellemzően nem rágja, de csipkedés előfordul (pers. obs.). Az allelopátiájával foglalkozó vizsgálatokban eltérő eredmények születtek. Csizsár et al. (2013) munkájában a négy faj közül a zöld juhar mutatkozott a leggyengébbnek, de a juglon-indexe csak kicsit maradt el a királydióétól. Más esetekben az allelopatikus hatások kifejezetten erősek voltak (Nikolaeva et al. 2021), míg megint csak eltérő kísérleti beállításokban gyenge, sőt, az őshonos fajokhoz mérhető erősségű hatásokat azonosítottak (Rafikova & Veselkin 2022; Lobón et al. 2023). Ezek alapján elmondható, hogy a zöld juhar allelopátiája valószínűleg bizonyos növényekre szignifikánsan negatív hatással lehet, de a robbanásszerű terjedésében nem valószínű, hogy olyan jelentős szereppel bírhat, mint a másik három fafajnál.

Az árnyéktűréséről, illetve a szukcesszió során betöltött szerepéről megoszlanak a vélemények, a legtöbben pionír fafajnak (Tickner et al. 2001), míg mások közepesen jó árnyéktűrőnek tartják (Niemets 1998). Véleményem szerint bizonyosan nem olyan jó árnyéktűrő, mint a nyugati ostorfa és a kései meggy, de biztosan jobb árnyéktűrő, mint a mirigyes bálványfa vagy a keskenylevelű ezüstfa. Talán az amerikai kőrissel mutatja e tekintetben a legnagyobb hasonlóságot. Ugyanakkor alacsony ártéren képes őshonos fajok adta, teljesen zárt felső lombzint alatt zárt alsó lombzintet, majd ezalatt zárt cserjeszintet is képezni Ezek gyakran összefüggenek, így bármely

más fásszárú felújulása kizárható. Keményfás ligeterdőkben és buckaközi laposokban már jóval ritkábban figyelhető meg a jelenség (pers. obs.). Ezt Saccone et al. (2010) puhafa- keményfás ligeterdő gradiens mentén végzett munkája is alátámasztja, rámutatva például a természetes bolygatási rezsim változásának fontosságára is. A természetes bolygatások mértéke, illetve hatása a keményfás ligeterdő felé haladva általában csökken (Blom & Voesenek 1996), ezzel együtt pedig az invázió esélye és mértéke is kisebb. Az alacsony árterek a mérsékelt égöv legdinamikusabb rendszerei, s ezt a szélsőséges környezetet általában kevés őshonos növényfaj képes elviselni. Feltételezésem szerint ez egyben jóval kevesebb kompetitort is jelent, ami szintén hozzájárulhat ahhoz, hogy a zöld juhar mellett számos más inváziós növényfaj sikeresen elterjedt az ártereken, sőt biztosan állíthatjuk, hogy ezek az élőhelyek a leginkább kitettek a növényi invázióknak az összes hazai élőhelytípus között. Sikorska et al. (2019) vizsgálatai szerint már a fűz-nyár gradiens mentén is kimutatható a zöld juhar tömegességének csökkenése. Dyakov & Zhelev (2013) sokváltozós vizsgálatának eredményei is megfelelnek az előzőeknek, s például az áradások erősségével és a páratartalommal mutattak ki erős pozitív összefüggéseket. Schnitzler et al. (2007) – többek között – felhívják a figyelmet a fakitermelések jelentőségére az ártereken, amelyek az áradásokhoz hasonló erejű bolygatásoknak tekinthetők. Feltételezhető, hogy a vágásoknak más környezetekben is szignifikánsan pozitív hatása van a fafaj inváziójára (pers. obs.), de ez további célzott vizsgálatokat igényelne. Mindenesetre, kelet-németországi rozsdáövezetekben, s egyben jóval szárazabb környezetekben már leírták lokális adaptációjának kezdeti lépéseit (pl. a levelek hosszabb életideje), s egyre terjedő állományait (Erfmeier et al. 2011). Végül, Porté et al. (2011) vizsgálataikban rámutattak arra, hogy a fenotípusos plaszticitása révén és korlátlan forráselérhetőség esetén a legjellemzőbb ártéri fafajok mindegyikét sokszorosán felülmúlja. Mivel a bolygatások során a forráselérhetőség nő, drasztikus mértékű bolygatásoknál – így egy áradásnál, vagy például tarvágásnál – pedig olyan mértékben nő, hogy nincs érdemi limitáció, s a zöld juhar terjedése biztosra vehető.

3.7. Az inváziós fafajok felmérésének lehetőségei és korlátai

Az inváziós növényfajok felmérésére ma már számos tesztelt terepi módszer áll rendelkezésre, továbbá a távérzékelés és különböző közelítő modellek is segítik a nagy területen történő adatgyűjtéseket és helyzetértékeléseket. Sok ország kutatói igyekeznek azonban olyan általános összefoglalókat is készíteni, amelyek egyrészt közérthetőbb nyelvezettel íródnak, másrészt például az adott területen tevékenykedők, így például gazdálkodók számára is alkalmazhatók (pl. Haber 1997; Rew & Pokorny 2006; Welch et al. 2014). Ezek mellett az inváziós növényfajok felmérése ma már könnyen integrálható a '*citizen science*' programokba (Pocock et al. 2024), a számos elérhető applikáció pedig nagyban gyorsítja az önkéntesekkel megvalósuló adatgyűjtéseket (pl. Schade et al. 2019; Howard et al. 2022).

A tudományos igényességgel végzett felmérések módszerei jellemzően a terepi cönológia eszköztárát használják. Az inváziós fafajok esetében pedig kiemelten fontosak az alkalmazott erdészettudományi megközelítések is. A mintavételi egység méreténél általában fontos szempont az átláthatóság, ami az emberi szem számára általában a száz m²-es térbeli léptékben maximalizálódik. Az alakot tekintve a kör és a kvadrát plotok (pl. Silva et al. 2017; Das et al. 2019) általánosan alkalmazottak, de gyakoriak a transzekt alapú (pl. Bouchard et al. 2015) felmérések is – különösen lineáris struktúráknál (pl. Jordan et al. 2012). Természetesen ezek vegyes alkalmazására is van példa (pl. Dai et al. 2020), illetve elterjedtek a különféle plot-felosztások, illetve beágyazott elrendezések (pl. Abrahamson et al. 2011), utóbbiak lényegében a Whittaker plot (Shmida 1984) alapelvét követik. Megemlítendő a rácsháló is, de ez jellemzően

nagy térléptéken kerül alkalmazásra és inkább a különböző módszerekkel gyűjtött adatok térbeli egységesítésére szolgál, gyakran pedig csak jelenlét-hiány adatokkal dolgozik (pl. Hui et al. 2011; Kucher 2015; Kotze et al. 2019). A mintavételi egységek kiosztása is igazodik a korábbi fő irányvonalakhoz, így a térben random, rétegzett random, területarányos rétegzett random, klaszteres, szisztematikus (például térben egyenletes) stb. (pl. in Wang et al. 2012) elrendezések általánosan használtak. A mintavételek megtervezésénél a mintavételi egységek és azok kiosztása mellett a felmériendő változók körének lehatárolása is elsődleges feladat. Az inváziós fafajok saját változói közül a legfontosabbaknak a tőszámra, a borításra / záródásra, illetve a méretre irányuló változók nevezhetők meg. Ezeket a változócsoportokat az erdészeti gyakorlatban használt, precíz mérési technikáktól az elnagyolt becslési eljárásokig sokféleképpen lehet közelíteni. Ugyanakkor a két véglet között jelentős ráfordításbeli különbségek realizálhatók. Gyakorta megjelenik a fenofázis szerinti elkülönítés is, így például a magoncok, az újulat, s a felnőtt / magtermő egyedek elválasztása. Ez a gyakorlatban például átmérő és magasság határértékekkel közelíthető (pl. Deckers et al. 2005; Horváth 2018).

Az inváziós növényfajok felmérésére ma már a távérzékelés és a különböző modellezési eljárások rohamosan bővülő repertoárja is jó alternatívát kínál. Ezekkel a módszerekkel egyrészt rövid idő alatt nagy területek fedhetők le, másrészt az adatok gyűjtése és az eredmények előállítása költséghatékonyan és lényegében egységes séma szerint történik. Az inváziós fafajok azonosítására a multi- és hiperspektrális rendszerek mellett a LiDAR is egyre általánosabban használt (Zhao et al. 2022). Előbbiek a lombkorona és más növényi felületek által visszavert fény mérésén (spektrális válaszon), utóbbiak pedig a szerkezeti sajátosságok meghatározásán alapulnak (Fassnacht et al. 2016). A nyersadatok feldolgozása különböző osztályozási eljárásokkal, illetve tanító (referencia) algoritmusokkal történik, ugyanakkor a terepi validálásra is jellemzően még szükség van (Asner et al. 2008; Dash et al. 2019). Számos szerző utal arra, hogy a távérzékeléses módszerek fejlődésével a terepi adatgyűjtéseknek egyre kevesebb szerepe lesz az egyes növényfajok, így például inváziós fafajok elterjedésének felmérésében (pl. Alonzo et al. 2014; Bakó 2018; Abbas et al. 2021). Ez úgy gondolom, hogy önmagában igaz. Ugyanakkor, ha a jelenlét-hiány adatok mellett például a tömegességre, az újulatra és egyéb változókra is kíváncsiak vagyunk, továbbá mindezt finom felbontásban szeretnénk elérni, akkor a terepi leíró vizsgálatokra egy darabig még biztosan szükség lesz.

Juhász-Nagy Pál munkásságának köszönhetően mára nagyrészt elfogadottá vált a szupraindividuális szerveződéssel foglalkozó tudományágon, a szünbiológián belül a szünfenobiológia és az ökológia kérdéskörének elválasztása. Null hipotézise (centrális hipotézis) szerint az adott populáció (vagy más szerveződési szint) véletlenszerűen helyezkedik el térben és időben, azonban ez nyilvánvalóan nem igaz. Az előbbi aldiszciplína arra keresi a választ, hogy a leírt valóság mikor, hol és milyen mértékben tér el a véletlentől (a null hipotézis mennyiben nem igaz), utóbbi pedig az eltérés okainak (a null hipotézis miért nem igaz) feltárására koncentrálnak (Juhász-Nagy 1970, 1986). Egy adott szerveződési szint leíró vizsgálata, így például az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyainak feltérképezése egy adott területen értelemszerűen a szünfenobiológia kérdésköréhez tartozik. Ez látszólag egyszerűbb feladatnak tűnik, mint a komplex ökológiai kérdések megválaszolása, ugyanakkor a téridőbeli viszonyokat a rendelkezésre álló erőforrások limitáltsága miatt minden esetben csak közelíteni lehet. A kezdetben egyszerűnek tűnő feladat tehát valójában nehéz és összetett, mert egyrészt csak különböző élességű pillanatképek készíthetők, másrészt ezek mennyiségi és minőségi mutatói (vagy korlátai) nagyban meghatározzák a valóságról alkotott képet. Külön kiemelő a mennyiségi korlátok közül a mintavételi intenzitás, továbbá a kapcsolódó problémák közül az egyik elsőként kibontakozott fajtelitődés (fajsám-terület) témaköre (Arrhenius 1921; Gleason 1922 munkáitól kezdve). Utóbbival összefüggésben a legfontosabb alapkérdés a mai napig az,

hogyan vizsgáljuk egész, így például egy adott terület vagy egy jól lehatárolt közösség mekkora részét szükséges mintázni ahhoz, hogy a jelen lévő fajok, vagy azok elfogadhatóan magas százaléka biztosan kimutatásra kerüljön. Nagyszámú minta alapján fajtelítődési görbék szerkeszthetők, s a telítődésnél meghatározható az elégséges mintavételi intenzitás, ami elméletben a többi hasonló szituációkra is használható (pl. Eckblad 1991; Willott 2001; Azovsky 2011; Hoffmann et al. 2019). Logikáját tekintve a fajtelítődés kapcsán megfogalmazott alapproblematika ugyanúgy fennáll más, így például a diverzitást (pl. Soetaert & Heip 1990; Zhang et al. 2021; Callaghan et al. 2022) és a tömegességet (pl. Cielo-Filho et al. 2009; Whiting et al. 2013; Frasier et al. 2020) leíró számtalan mutató esetében is. A helyzetet tovább nehezítheti az, hogy a térbeni és / vagy időbeni előfordulás, illetve tömegesség a vizsgált területen belül extrém mozaikos (másképp erősen aggregált) is lehet. Ez pedig felveti a kérdést, hogy az adott szerveződési szint vizsgálatánál már megbízhatónak tekintett, s a gyakorlatban is használt mintavételi intenzitások, protokollok, továbbá modellek vajon ténylegesen jó közelítésű becsléseket adnak-e. Sajnos ezt a kérdést csak úgy lehet teljes magabiztossággal igazolni, hogy ha a vizsgált „egész” teljeskörű leírása megtörténik, de erre leginkább csak kis térléptékeken akad példa – jellemzően védett fajoknál. Mindenesetre, ez a nem elhanyagolható témakör például az erdőállományok felmérését célzó protokollok nagyrésztében – véleményem szerint – alulreprezentált. Ma már számos sokváltozós módszertan áll rendelkezésünkre, amelyekkel ugyan számtalan mutatóról gyűjthetünk adatokat az erdőkből, csak éppen azt nem tudhatjuk biztosan, hogy ezzel milyen mértékben közelítjük majd a valóságot az esetleg térben erősen aggregált változók esetében.

3.8. Inváziós fajok visszaszorításának, kezelésének lehetőségei

Az inváziós fajok célzott visszaszorításának gyakorlata már közel 3 évtizedre nyúlik vissza, s ezalatt rengeteg módszer, illetve ezek kombinációi kerültek tesztelésre és alkalmazásra. A fajspecifikus módszerek mellett olyan általános megközelítések is körvonalazódtak, amelyekkel egy-egy növénycsoport, így a fajok is hatékonyan irthatók változatos körülmények között. A hazai tapasztalatokat a leginkább teljeskörűen a Csiszár & Korda (2015) szerkesztésében készült, számos esettanulmányon alapuló munka (illetve ennek bővített és angol változata) mutatja be. Az inváziós növényfajok kezelése általában három alapvető megközelítés szerint tárgyalható: 1.) mechanikai 2.) vegyszeres 3.) biológiai módszerek.

A mechanikai módszerekkel kivitelezett kezelések, így például a különféle vágások, sebzések, kéregeltávolítások általában nem adnak jó eredményt, sőt sokszor csak fokozzák a problémát (pl. az újrasarjadás miatt). Ugyanakkor a gyűrűzések (a kéreg teljes eltávolítása egy adott szakaszon a törzsön) használhatóságát a nem gyökérsarjkepző fajok esetében nem feltétlenül kell még elvetni (Merceron et al. 2016, illetve hazai, nem publikált tapasztalatok). Jó hatékonyságúnak bizonyultak Ócsán a zöld juharral irányuló kezelések, amelyek során láncfűrészsel a talajszint alatt sikerült átvágni a főgyökeret, s a faj nem sarjadt újra. Ez azonban csak tőzeget tartalmazó talajban volt kivitelezhető, így felhasználhatósága limitált (Nagy et al. 2018) – véleményem szerint egyelőre. Az újulat, illetve a fiatal egyedek kézi erővel történő eltávolítása (kihúzása, kiásása kézzel vagy egyszerű erőgéppel) általában jó hatásokkal bír, továbbá integrálható az önkéntes természetvédelmi munkába is.

Szintén a mechanikus módszerek közé sorolhatók a mesterséges erdőfelújítások is, amennyiben célzottan az inváziós fajok tömeges jelenlétével jellemezhető állományok teljes körű átalakítását szolgálják. Ez hazánkban szinte kizárólag pályázati kereteken belül valósítható meg, mert a költségek az árbevétel sokszorosán meghaladják. Az alföldi erdőművelésben a mesterséges erdőfelújítások jellemzően tarvágással kezdődnek, majd az értékesíthető faanyagot készletezik. A vágástéri hulladékot szintén kezelik, így például aprítékolják vagy elégetik. Ezt követően

erőgépekkel kituskózás történik, a tuskóanyagot pedig egyben vagy helyben aprítékolás után értékesítik. A mai napig gyakori azonban az úgynevezett tuskópászták (vagy prizmák, sorok) kialakítása, amelyek a tuskók, gyökérmaradványok és az egyéb, nem értékesíthető faanyag összetelése révén a területen hagyott lineáris struktúrák. Megjegyzendő, hogy ez a természetvédelmi célokkal bizonyosan összeegyeztethetetlen, mert a páasztákba egyrészt az inváziós fajok életképes maradványai, másrészt a feltalajjal a csíráképes magok jelentős része is bekerülhet. Ennél fogva az inváziós fajok gyors regenerációja biztosra vehető (Erdélyi et al. 2021). A tuskózások után különféle talajelőkészítő tevékenységekre kerül sor, amelyek részben megegyeznek a szántóföldi művelésben alkalmazott gyakorlattal, de kiegészülhetnek például egyéb, a nagyobb famaradványokat eltávolító tevékenységekkel (pl. gyökérfésülés). A munkálatok során általában minden elpusztul, beleértve az inváziós fajokot is, továbbá fontos megemlíteni, hogy a szántás során a magok is mélyre kerülnek, így rövid időn belül elveszítik a csíráképeségüket. A letisztított területet ezt követően gépi és / vagy kézi módszerekkel, s – a támogatási feltételeket is szem előtt tartva – őshonos fajokkal ültetik be. Összegezve, ez tehát egy mechanikus lépésekből álló, drasztikus hatásokkal járó tevékenységi sor, amely segítségével viszont nagy területen lehetséges teljes körűen eltávolítani (eradikálni) az inváziós fajokot. A természetvédelmi szempontokat is figyelembe véve ez a gyakorlat viszont csak ott lehet releváns, ahol nincs védett, vagy védendő természeti érték.

Az özönnövények, így az inváziós fajok célzott irtása azonban a leggyakrabban különböző növényvédőszer segítségével történik. Ezek közül hazai és globális léptékben a legerjedtebbek a totális gyomirtók, hatóanyag tekintetében pedig a glifozát (Weidlich et al. 2020). Ugyanakkor egyre nagyobb hangsúly helyeződik a környezetre (talán) kevésbé veszélyes, valamelyest szelektívebb hatásmechanizmusú szerekre, így például a klopíralid vagy triklópir hatóanyagú készítményekre is. A természetvédelmi céllal történő kezelésekhöz (is) használható növényvédő szerek köre azonban erősen limitált, ez pedig tovább szűkül, ha erdei környezetben történne a felhasználás. A létfontosságú életfolyamatokat leállító hatóanyagok mellett számos további, a hatásfokot emelő adalékanyag alkalmazása is gyakorinak mondható. Ezek közül kiemelendők például a tapadásfokozók (nedvesítőszer), amelyek a hatóanyagok felszívódását segítik. Az elmúlt néhány évtized alatt számos ható- és adalékanyag került tesztelésre, s gazdag szakirodalom áll rendelkezésre ezek eltérő kombinációkban történő alkalmazására – külön tekintettel például a hígításra, a mennyiségre, vagy az alkalmazás idejére. A kijuttatás módját illetően viszont alapvetően két lehetőség terjedt el a gyakorlatban. A nagyobb faegyedek esetében a fúrás-injektálás, míg a kisebb törzsátmérőjű egyedeknél (jellemzően az újulatnál) a sebzés-kenés vált a szerkészítmények szelektív kijuttatásának legbiztosabb módszerévé. Előbbi esetben a fatörzsön lyukakat kell fúrni kissé döntött szögben, adott távolságokban (jellemzően 5–10 cm). Ezt követi a lyukak feltöltése szerkészítménnyel valamilyen egyszerű kézi adagolóeszköz segítségével. Végül a lyukak lezárására kerül sor valamilyen intakt anyaggal, de ez a gyors felszívódású készítmények esetében el is hagyható. A sebzés-kenésnél a kéreg egy vagy két oldalon kacorkéssel eltávolításra kerül, majd a szert a sebfelületre jutattják kézi ecseteléssel. Léteznek más opciók is, így például fűrt lyukak helyett baltával bemetszés képzése, vékony kéreg és erős tapadásfokozók esetén a kéreg sebzésének elhagyása és direkt kenés kivitelezése, tuskókenés stb. Az alapelv azonban ugyanaz, mert az elsődleges cél az élőanyag bejuttatása a fa keringési rendszerébe, emellett kiemelt cél, hogy az elérje a gyökeret is, mert ha annak maradnak életképes részei, akkor van esély az újrarahajtásra is. A természetvédelmi kezeléseknél a növényvédőszer kijuttatása szelektív, mert csak az adott nem kívánatos fajt célozza. Ugyanakkor, ez csak akkor működőképes, ha a munkavégzés a megfelelő technológiai fegyver, a vonatkozó jogszabályok, az engedélyokiratokban írottak és egyéb ésszerű gyakorlati vonatkozások mentén történik.

A szelektív herbicides kezelések a legnagyobb fegyelem mellett is hordozhatnak némi kockázatot, de ez a biológiai ágensek alkalmazásához képest bizonyosan eltörpül. Az ember több esetben próbálkozott már nem kívánatos fajok ellen más fajokat (parazitákat, fogyasztókat, egyéb károsítókat) használni, ami változatos eredményekhez vezetett. Az egyik szimbolikus példa erre a harlekinkatica (*Harmonia axyridis* Pallas, 1773) esete. A Kelet-Ázsiában honos fajt mind Észak-Amerikában, mind Európában a levéltetvek elleni küzdelemben kezdték el alkalmazni. Azonban mindkét kontinensen rövid időn belül meghonosodott és gyors invázióba kezdett jelentős ökológiai és gazdasági károkat okozva (pl. Koch 2003; Pell et al. 2008). Ugyanakkor vannak az ellenpólust képviselő történetek is (pro-kontra pl. Messing & Wright 2006; Seastedt 2015). Az inváziós fajok esetében erre az egyik legjobb példának a mirigyes bálványfa ígérkezik. A *Verticillium* nemzetségbe (Plectosphaerellaceae) számos szaprofita és parazita gombafaj (helyesebben talán taxon) tartozik, utóbbiak közül több növényeket is fertőz. Az eddig ismert gazdanövények száma meghaladja a 400-at (Berlanger & Powelson 2000). A gombataxonok között akadnak olyanok, amely kifejezetten fertőzik a fásszárúakat is, köztük több fontos állományalkotó fajt vagy termesztett gyümölcsfajtát (Hiemstra & Harris 1998). Annak felismerése, hogy ezek a szervezetek a mirigyes bálványfa esetében is komoly károsításra képesek azonban csak az ezredforduló után vált ismertté az USA Pennsylvania államában folytatott kutatások során (pl. Schall 2008; Schall & Davis 2009). Azóta már Európában is számos vizsgálat hívta fel a figyelmet arra, hogy akár állomány szinten is elpusztíthatják a fajt (Lorenzini 2016; Izsépi et al. 2018; Maschek & Halmschlager 2018; Lechner et al. 2023). Továbbá mind Észak-Amerikában, mind pedig például Ausztriában már elérhetőek készítmények, amelyek – vélhetően eseti engedélyekkel történő – alkalmazására is sor került (Pile Knapp et al. 2022, [http⁸](#)). Fontos hangsúlyozni, hogy ezek a gombataxonok őshonosak, emellett szoros emberi közbenjárás nélkül is terjednek, s fertőzik a mirigyes bálványfa állományait. Ez pedig tulajdonképpen redukálja a problémát egy egyszerű kérdésre: szeretnénk-e meggyorsítani ezt a folyamatot, vagy sem.

4. Anyag és módszer

A dolgozatban szereplő növényfajok névhasználatokor a magyar neveknél az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009), a tudományos neveknél a World Flora Online-t (WFO 2024) követtem. Az elemzéseket a QGIS (v.3.22), SPSS (v.29), GLA (v.2) (Frazer et al. 1999) és MS Excel (2016) szoftveres környezetben végeztem el, az adatvizualizációkhoz a QGIS (v.3.22) és Tableau (v.2019.1) programokat használtam, a hivatkozásokat pedig Zotero-val szerkesztettem.

4.1. A vizsgálati terület bemutatása

A Felső-Kiskunságban a mai napig számos, magas természeti értékű erdőssztyepp fragmentum található. Ezek közül kiemelkedik a Peszéri-erdő Különleges Természetmegőrzési Terület (HUKN20002), ami 1630 ha-on foglal helyet a Natura 2000 hálózatban. A terület jelentősebb részét erdő borítja, egy nagyobb összefüggő és több kisebb, elszórt folt. Ezek mellett közel 500 ha gyeperdő és egyéb, nem erdő vagy gyeperdő művelési ágba tartozó élőhelyfolt is megtalálható itt. A területet északról, illetve északnyugatról a Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér, délről és keletről pedig a Felső-Kiskunsági Turjánvidék Különleges Természetmegőrzési Terület (HUKN20001) fogja közre. A legközelebbi települések Kunpeszér és Tatárszentgyörgy. A továbbiakban Peszéri-erdő alatt az erdő művelési ágba tartozó területeket értem, mivel egyrészt a helynevet a múltban (és a jelenben) is csak az erdőre használták, másrészt a vizsgálatok az erdőterületre irányultak (2. ábra). A Peszéri-erdő átmeneti területen, a Duna menti síkság és a Duna-Tisza közti síkvidék középtájának találkozásánál, a Csepeli-sík és a Kiskunsági-homokhát kistájakon fekszik (Dövényi 2010). Másfelől a Peszéri-erdő egyes részei az egykoron az Alsónémedi–Szigetszentmiklós magasságától egészen Hajós–Császártöltésig húzódó, Turjánvidékként ismert tájegységbe is besorolhatók (Knípl & Sümegi 2011; Janata 2018). A lecsapolások és egyéb emberi tevékenységek következtében ez azonban mára csak kisebb, jellemzően védettséget élvező egységek formájában maradt fent. Ugyanakkor a globális klímaváltozás, és különösen a XX. században, a rövidtávú gondolkodás zászlaja alatt megvalósult tájtalalkítások a Duna–Tisza között kiemelten érintették, és jelentős mértékű szárazodási folyamat indult meg, ami ma is tart (pl. Rakonczai 2006; Hoyk et al. 2014). Ez alól a Peszéri-erdő sem képez kivételt, de például a talajvízszint süllyedése egyenlőre nem mérhető a homokhátsági átlagos viszonyokhoz. A talajvíztükör a 2018–2022-es években 2,5 m és 4 m között ingadozott (OAKEYLIFE 2022a). A Peszéri-erdő az erdőssztyepp zónában fekszik, a klíma kontinentális enyhébb szubmediterrán hatással. Az évi átlagos csapadékmennyiség 500–600 mm közé tehető, de ez egyre nagyobb, s jellemzően lefelé mutató ingadozásokat mutat. Az átlagos évi középhőmérséklet az 1990-es évekig 10,4 °C fok volt, majd két évtized alatt a 11 °C feletti értékeket is elérte. A talajok közül a sekély vagy közepesen mély, gyenge termőképességű humuszos homoktalajok dominálnak. A XX. század eleji erdőtelepítéseknel előfordulnak a réti talajok, továbbá ritkábban még fellelhető az erdős múltat jelző rozsdabarna erdőtalaj is (részben a Homokhátságon és a Turjánvidéken végzett vizsgálatok alapján, pl. Biró et al. 2013; Tölgyesi et al. 2015a, 2015b; Janata 2018; Molnár et al. 2022; Kun 2023, pers. obs.). A Peszéri-erdő mikrodomborzata változatos, kialakításában meghatározó egy ÉNY-DK irányú homokbucka-vonulat. A sík laposok vagy kiterjedtebb buckatető mellett néhány helyen akár 30°-os lejtésű buckaoldalakkal is lehet találkozni (Molnár et al. 2022). A tengerszint feletti magasság 95–107 m között változik.

A Molnár & Kun (2000) szerkesztésében megjelent, az alföldi erdőssztyepp-erdőket összegző munka szerint a Peszéri-erdő az ezredfordulóig csak közepes feltártságú volt, s a szerzők mind a védelem erősítését, mind pedig a kutatások bővítését javasolták. Úgy gondolom, hogy az elmúlt

20 évben mindkét oldalon jelentős előrelépések történtek, s ebben nagy szerepet játszott például a 2017–2022 között megvalósult OAKEYLIFE projekt is. Ma már a Peszéri-erdő biztosan az egyik legjobban ismert erdőssztyepp-erdőnek mondható. Ehhez pedig sokat hoztattak a tájtörténeti vizsgálatok is, amelyek során számos új forrás került elő. Az eredmények részletesen Molnár (2019) és Molnár et al. (2022) munkáiban olvashatók, itt csak néhány fontos momentumot emelnék ki. A Peszéri-erdő már az Első Katonai Felmérésben (1782–1785) is jól elkülönülő erdőfoltként jelenik meg, de csak alig korábról került elő az erdős múltat egyértelműsítő forrás (Kneidinger 1778). Ugyanakkor az egykori Peszér településre (a mai Kunpeszerről keletre feküdhett) már az árpádkorból is van információ (1264/1393, Pezer), a település elnevezése pedig a vadászkutyatartásból ered ('pecér'). Emiatt nagyon is valószínű, hogy a környéken már ekkor is erdő(k)nek kellett lenniük, s ezekben az erdőkben a kor nemesei vadászhattak. A 17. századtól a terület a Ráckevei Uradalomhoz tartozott (Szakály 1994), amely egészen 1945-ig fennállt (Miskei 2016). Mindezek alapján valószínűsíthető, hogy az erdőkielés itt jóval nagyobb korlátokba ütközhetett („tilos erdő”), mint az Alföld területének nagyobb részén. A tájtörténeti feltárómunkák során fontos találat volt egy 1846-ból előkerült térkép (Blauhausch 1846), ami már a vegetációs egységeket is részletesen ábrázolta. Ez alapján az erdő északi része futóhomokos felszínekből, nyarasokból és gyepekből álló mozaik, a középső rész tölgyes, míg a déli rész nyarasnyíres meghatározottságú volt. A maihoz képest az erdőkép bizonyosan sokkal nyíltabb, ligetesebb volt, ennél fogva a szegélyélőhelyek is nagyobb kiterjedésben fordulhattak elő. Mindez már ekkoriban is felkeltette számos hazai és külföldi természettudós figyelmét, akik részletes dokumentációkat készítettek az itteni élővilágról. A Peszéri-erdőből származnak például a magyar sakktáblalepke (*Melanargia russiae* (Esper, 1783)) (bővebben in Bálint & Katona 2013), vagy az érdes vemhe (*Onconotus servillei* (Fischer von Waldheim, 1846)) (bővebben in Kobor et al. 2012) utolsó ismert előfordulási adatai hazánkból, de az osztrák sárkányfü (*Dracocephalum austriacum* L.) (pl. Frivaldszky 1859; Abafi-Aigner 1902) utolsó ismert alföldi előfordulása is ide tehető.

A Peszéri-erdőben az első akácos telepítésére már a 19. század közepén sor került (Blauhausch 1846), de a nagyobb léptékű átalakítások csak a 20. század elejétől indultak meg. A gyöngyvirágos tölgyesekből és nyarasokból csak 1922 és 1936 között 100 hektárnyit cseréltek le elegyetlen akácokra (Babos 1958). A 20. század közepére a fehér akác már az erdőterület mintegy 65%-án főfafajként volt nyilvántartva, továbbá a fenyők és nyárok mellett a szabad felszínnek megkötésében, s a tisztások beültetésében is fontos szerepet töltött be (Kolossváry 1961). E három taxon együttes alkalmazására (az Észak-Kiskunságban a jelenlegi állami erdőgazdaságról elnevezett „KEFAG mix”) egyébként óriási területeken került sor a régióban. Az erdőgazdálkodás intenzifikációja a tervgazdálkodás időszaka alatt végül a modern gépesítéssel tetőzött, s tulajdonképpen kialakultak azok a technológiai alapelvek, amelyek az alföldi erdőművelést a mai napig meghatározzák. Lokálisan erre egyébként csak az 1960-as évek végétől került sor, de a század elején a ló mellett például már gőzekével is szántottak (Kolossváry 1961). Az intenzifikáció ellenére a Peszéri-erdőben néhány nagyobb összefüggő folt viszonylag érintetlenül maradt, illetve a mesterséges felújításoknál kialakított kisebb hagyásokfoltokban is túlélhetett az élővilág. A közelmúltban készült LiDAR felvétel (OAKEYLIFE 2022b) elemzéséből kiderült, hogy az erdőterület 36%-a elsődleges felszínű, azaz drasztikus bolygatással (így például szántással) nem érintett (Molnár et al. 2022).

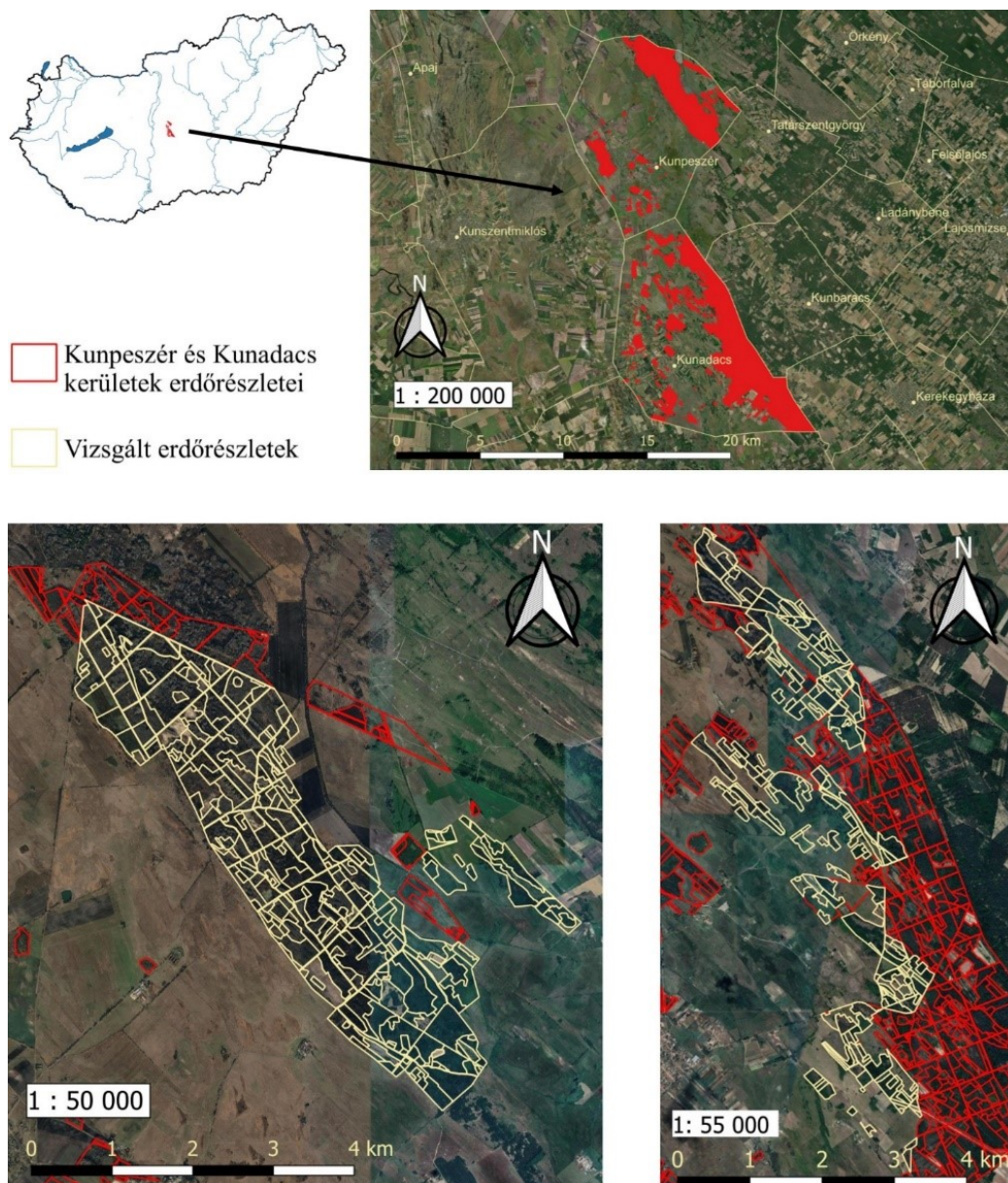
A Peszéri-erdőben számos Natura 2000 jelölő élőhely előfordul (Máté & Vidéki 2015), amelyek közül első helyen az Euro-szibériai erdőssztyepp-tölgyesek (91I0) emelhetők ki. Az OAKEYLIFE projektben megvalósult, finomléptékű élőhelytérképezések alapján jelenlegi kiterjedésük eléri a 200 ha-t (Erdélyi & Hartdégen 2020, 2022; Erdélyi et al. 2022). Ezek többsége az ÁNÉR alapján alföldi zárt kocsányos tölgyes (L5), kisebb része pedig nyílt homoki tölgyes (M5). Kiemelten fontos, hogy ezek az élőhelyek a Peszéri-erdőben – és a tájban több helyen – spontán

regenerálódnak (Molnár et al. 2019; Haraszi et al. 2021, pers. obs.), erre pedig a természetvédelem és az erdőgazdálkodás is egyre nagyobb figyelmet fordít. Érdekesek továbbá a tisztásokon, vagy például az „akáctemetőkben” (jellemzően már többször sarjztatott, pusztuló állományok) fejlődő pannon homoki gyepek (homoki sztyeprétek (H5b) és nyílt homoki gyepek (G1)) is. Ezek leggyakrabban cserjésekkel mozaikolnak, s összesített területük megközelíti a 100 ha-t (Erdélyi & Hartdében 2020, 2022; Erdélyi et al. 2022). Az élőhelyeket és az élőhelyfoltokat a Melléklet 2. ábra és 2. táblázat mutatja be.

A projekt alatt elvégzett élőhelytérképezések alapján elmondható, hogy a szürke nyár (*Populus × canescens* (Aiton) Sm.), az akác, majd a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) a leggyakoribb fafajok a területen, valamint a fatömeg is ugyanezt a sorrendet követi. Mellettük azonban kisebb állományokat alkotnak a bibircses nyír (*Betula pendula* Roth), a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa* (M. Bieb. ex Willd) Franco & Alonso), és a nemes nyárok (*Populus × euramericana* (Dode) Guinier), szórványosan pedig számos egyéb őshonos, idegenhonos és köztük – a négy vizsgált fafaj mellett – inváziós fafaj is előfordul. A XX. század közepén Kolossváry (1961) a cserjeszint uralkodó fajaként még a vesszős fagyalt (*Ligustrum vulgare* L.), a veresgyűrű somot (*Cornus sanguinea* L.), a csíkos kecskerágót (*Euonymus europaeus* L.) és a varjútövis bengét (*Rhamnus cathartica* L.) jelezte. Mára ez a kép jelentősen átalakult, s a vezércserjévé az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna* Jacq.) vált, s emellett az előző cserjefajok jellemzően kisebb gyakorisággal és borítással vannak jelen. Fontos cserjefajként még a sóskaborbolyát (*Berberis vulgaris* L.) és a közönséges borókát (*Juniperus communis* L.) kell megemlíteni. A Peszéri-erdőben a cserjeszint általában diverz és jól fejlett, a borítási átlag megközelíti a 85%-ot (pers. obs.). Az erdőalj a teljesen zárt állományokban subnádum, a fényelérhetőség növekedésével a lágyszárúsztint azonban hamar kevert képet mutathat. Az erdei specialista növényfajok száma viszonylag alacsony, jellemzően az erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum* L.), a májusi gyöngyvirág (*Convallaria majalis* L.) és a széleslevelű salamonpecsét (*Polygonatum biflorum* (Walter) Elliott) alkotnak egybefüggő foltokat. A nyíltabb részeken azonban már több száz gyepi-, illetve szegélyfajjal lehet számolni, továbbá az antropogén bolygatások következtében számos gyomfaj is időszakos dominanciát mutathat. Egyes zárványfoltokban jelen vannak olyan fajok, amelyek nagyon rossz terjedőképességűek, s ennél fogva az egykori nyíltabb, gypesebb (ezt a kifejezést *sensu lato* alkalmazva, azaz beleértve ebbe az erdőssztyepek nem zárt lombkoronaszintű fás élőhelytípusait is) állapotokra engednek következtetni. Ilyenek például a homoki nőszirm (*Iris arenaria* Waldst. & Kit.), a közönséges csikófark (*Ephedra dystachia* L.), vagy a projektidőszak alatt előkerült vetővirág (*Sternbergia colchifolia* Waldst. & Kit.) (Erdélyi & Hartdében 2020, 2022; Molnár et al. 2022). Összességében, az alföldi erdőkhöz képest a Peszéri-erdő még ma is kiemelkedően mozaikos, s számos természetvédelmi értéknek ad otthont. Ugyan az elmúlt száz évben az elszegényítő és homogenizáló használat nagy területen érintette, de mindvégig fennmaradt a regenerációs potenciál, amire egyrészt a jelen természetvédelme igyekszik építeni, másrészt az erdőgazdálkodás hozzáállása is egyre támogatóbb.

A dolgozatban ismertetett vizsgálatok nagyrészt csak a Peszéri-erdőre vonatkoznak, ugyanakkor a II. téma és a III. téma első kérdése esetében az adatsort a Kunadacs, Kunpeszér és Kunbaracs települések között található erdőterület felmérésének eredményeivel bővítettem. Ezt a területet összefoglalóan Kunadacsi-erdőnek (2. ábra) nevezzük. A termőhelyi és vegetációs tulajdonságai alapvetően megegyeznek a Peszéri-erdőnél ismertetettekkel, ugyanakkor két lényeges különbséget kiemelnék. Egyrészt a terület erdős múltja alapvetően sokkal rövidebb, mint a Peszéri-erdőé. A XIX. században itt még nagyrészt nyílt, gyepes területek uralkodtak, amelyeket borókacsoportok, csalitosok és kisebb nyárfaligetek tagoltak. Az erdősítések érdemben csak a század végén indultak meg (Kolossváry 1961). Másrészt az itt felmért erdőterületeken a mesterségesen felújított és még

véghasználattal nem érintett állományok, az erdőtelepítések, továbbá a nyíltabb, ligetesebb állományok és a tisztások aránya is jóval magasabb. A kunadacsi erdőszítésekkel párhuzamosan egyébként a Peszéri-erdő területe is bővítésre került – elsősorban az északnyugati és a keleti oldalakon. Fiatal erdőként végül szintén kiemelendő a Szalag-erdő, amely a Peszéri-erdő délkeleti oldalán foglal helyet (2. ábra), s elsősorban a gyepes öblözetei a mai napig kiemelkedő természetvédelmi értéket képviselnek (pl. óriás útifű (*Plantago maxima* Juss. ex Jacq.)).



2. ábra. A dolgozatban vizsgált erdőrészek a Peszéri-erdőben (bal alsó) és a Kunadacsi-erdőben (jobb alsó)

4.2. A négy inváziós faj terepi felmérésének bemutatása

Az OAKEYLIFE projektben (2017–2022) kiemelt figyelmet fordítottunk a monitoring akcióelemek megvalósítására (<http>⁹⁻¹⁰). Ezek közül – részben a jelen doktori értekezés megalapozására való tekintettel – az inváziós fajok felmérésére is hangsúlyt fektettünk. Elsődleges szempontunk volt az, hogy egy adott mintavételi intenzitás kijelölése helyett valójában

a teljes (felmérhető) terület lefedésre kerüljön. Ennél fogva olyan módszertant állítottunk fel, amely viszonylag kevés változóval dolgozik, ellenben gyorsan és egyszerűen elsajátítható, illetve télen is használható.

A terepi felméréseket GIS előkészítő munka előzte meg. A projektterületre (1083 ha) egy 25×25 m-es rácsháló került lefektetésre, ami kijelölte a felmérés térbeli alapegységeit, a 625 m^2 -es kvadrátokat. Ezekhez társítottuk a fixált változókat tartalmazó adatgyűjtőt (attribútumtábla). Fontos megjegyezni, hogy a felméréseket erdőrészletenként végeztük, s a rácshálót előzetesen mindig az adott erdőrészletre levágtuk. Emiatt a szegélyeken különböző alakú poligonok képződtek, amelyek felmérését két esetben végeztük el. Mindig megtörtént az adatrögzítés, ha a poligon területe elérte a 100 m^2 -t, továbbá kisebb kiterjedés esetén, ha a poligonban az adott erdőrészlet átlagaihoz képest jól láthatóan kiugró tömegességgel volt jelen legalább egy inváziós fafaj. Ennél fogva az erdőrészletek (felmérhető) területének átlagosan 97–99%-a került lefedésre és tényleges felmérésre. Azonban több esetben előfordult, hogy a teljesen áthatolhatatlan cserjeszint, továbbá a folyamatban lévő mesterséges erdőfelújítások miatt egyes foltokat, vagy akár egész erdőrészleteket is ki kellett hagynunk. Az adatgyűjtésekhez az ArcPad szoftvert és terepi tableteket használtunk. Megemlítendő, hogy ma a felmérés jóval olcsóbb technikai háttérrel, így okostelefonnal (szükség esetén külső GPS-el kiegészítve) és például a LocusGIS applikációval is megvalósítható. Ez a technikai háttér az utolsó évben került használatra.

A vizsgálni kívánt változókat mind a négy fafajra egységesen határoztuk meg. Fontos szempont volt, hogy egyfelől a fenológiát, másfelől a tervezett kezeléstípusokat egyaránt jól közelítő határértékeket használjunk, valamint azok szemmel is könnyen becsülhetőek legyenek. A vitális újulat és a szaporodóképes egyedek (átfogóan hajtások / tövek, tekintettel például a gyökérsarjakra, sarjcsokrokra) elkülönítésére a határértéket az 5 cm-es mellmagassági átmérőben (dbh) állapítottuk meg, míg a vitális újulat és a magoncok között a min. 20–30 cm-es magasság jelentette az elkülönítés alapját. Utóbbi azért tartomány, mert míg kis gyakorlással az 5 cm-es átmérő stabilan, addig a gyors terepi adatfelvételnél a magasság legfeljebb 5–10 cm-es pontossággal becsülhető – személyes tapasztalataink szerint. A $\text{dbh} \geq 5 \text{ cm}$ csoportba tartoznak tehát azok az egyedek, amelyek már elérték, vagy néhány éven belül várhatóan elérik a magtermő kort, azaz ez a csoport közelíti a propagulumnyomást. A $\text{dbh} < 5 \text{ cm}$ csoportba tartozó egyedek már nagy valószínűséggel túléltek a legkritikusabb első év(ek)et (magonc fázist), s jó eséllyel felnőhetnek. Ezt a csoportot ennél fogva vitális újulatlak nevezhetjük. A harmadik, döntően a magoncokat (ugyanakkor kisebb részt az erősen szupresszált újulatot is) összefogó csoport esetében mondhatjuk csak azt, hogy a természetes mortalitás és egyéb tényezők miatt életben maradásuk kérdéses. Kezelői szempontokból az első csoportba tartozó egyedeket fűrés-injektálással, a második csoportot sebzés-kenéssel, míg a harmadik csoportot kézi húzással lehet a leghatékonyabban irtani. A $\text{dbh} \geq 5 \text{ cm}$ -es csoportba tartozó egyedeket számoltuk. A $\text{dbh} < 5 \text{ cm}$ -es csoportot a lehető legpontosabban próbáltuk becsülni: jellemzően 10 alatti tőszámoknál számoltuk, 100 tő alatt 10-esével becsültük, majd 150, 250, 500 és felső határként 1000 minimumértékeket jegyeztünk fel. Ez a megközelítés tehát csak részben kategorikus, így a későbbi elemzésekhez ugyanúgy nominális változóként használom a $\text{dbh} < 5 \text{ cm}$ egyedszámokat. Magoncoknál csak a „néhány”, 10-es, 100-as, 1000-es nagyságrend és „szőnyeg” kategóriákat használtuk. A $\text{dbh} \geq 5 \text{ cm}$ csoport esetén feljegyeztük továbbá az átlagátmérőt, amelyet minden felmérési egységben külön, az adott fafajhoz tartozó összes egyed szemrevételezése után becsültünk. Külön rögzítésre kerültek a kiugró méretű egyedek és számos egyéb, természetvédelmi erdőkezelési szempontból fontosnak tartott információk.

A Peszéri-erdőben kijelölt projektterület 90%-án sikerült teljes területi fedésben adatot gyűjteni a 2017 és 2019 között megvalósult alapállapot-felmérés során, ami 15 994 db felmérési egységet jelentett. Szintén ez a módszer került alkalmazásra a Kunadacsi-erdőben is, amely

alapozófelmérést egy tervezett KEHOP pályázathoz végeztük el 2017–2018-ban – de ez végül nem indult el. Itt további 8911 db felmérési egység (557 ha) készült el, így a két területen az inváziós fafajokról összesen 24 905 db felmérési egységben (858 ha) történt adatgyűjtés. A felmérési egységek nettó összterülete 1415,1 ha volt. A Peszéri-erdőben 255 db erdőrészlet, míg a Kunadacsi-erdőben 195 db erdőrészlet került lefedésre, ami összesen 450 db erdőrészletet jelent. Az összefoglaló eredményeket az 1. táblázat mutatja be. Végül, szintén a korábbiakban bemutatott módszerrel kerültek újbóli felmérésre a Peszéri-erdőben a beavatkozásokkal érintett állományok, illetve a kontroll 3 éven keresztül (2020–2022), de ezeket az adatokat a dolgozatban nem használom. A későbbi elemzésekhez a gyűjtött adatok függő változóként szolgálnak, így előzetesen elvégeztem a normalitás vizsgálatokat Shapiro–Wilk próbákkal. Az eredmények alapján egyik változó sem követte a normál eloszlást, így a későbbi elemzésekben a nem parametrikus adatokra készült eljárásokat használok.

1. táblázat. Az inváziós fafajok két átmérőosztályának előfordulási és tömegességi viszonyai a Peszéri-erdőben (Pe) és a Kunadacsi-erdőben (Kae) külön-külön, illetve együttesen a 24 905 db felmérési egység alapján. A dbh < 5 cm csoporthoz tartozó értékek becslött minimumok

Térbeli reprezentáció	<i>A. altissima</i>		<i>C. occidentalis</i>		<i>P. serotina</i>		<i>A. negundo</i>	
	dbh ≥ 5 cm	dbh < 5 cm	dbh ≥ 5 cm	dbh < 5 cm	dbh ≥ 5 cm	dbh < 5 cm	dbh ≥ 5 cm	dbh < 5 cm
Pe Előfordulási gyakoriság (%)	24,8	44,2	33,1	78	13,6	28,2	7,2	11,9
Kae Előfordulási gyakoriság (%)	7,4	13,0	10,1	34,2	10,0	25,2	2,2	5,9
Pe Abundancia (tőszám)	43 923	809 553	26 799	719 829	15 296	95 052	12 015	60 935
Kae Abundancia (tőszám)	8988	178 742	3496	72 192	15 798	120 042	1115	13 221
Δ Előfordulási gyakoriság (%)	18,5	33,0	24,9	62,3	12,4	27,1	5,4	9,7
Σ Abundancia (tőszám)	52 911	988 295	30 295	792 021	31 094	215 094	13 130	74 156
Σ dbh ≥ 5 cm	127 429							
Σ dbh < 5 cm	2 069 564							

4.3. A négy inváziós fafaj elterjedés-történeti feltárásának módszerei

Az inváziós fafajok lokális elterjedés-történetének feltárását összesen hat módszertani megközelítéssel, illetve ezek szintézisével vizsgáltam a Peszéri-erdőben.

4.3.1. Szakirodalmi feltárás

A források felkutatását jelentősen megkönnyítette a korábban már elkészült elterjedés-történeti összegző munka (Korda 2018b). Ennek alapos áttanulmányozása mellett egyenként végignéztem a téma szempontjából leginkább releváns folyóiratok, az Erdészeti Lapok (1862-), az Erdészettudományi Közlemények (1899-) és a Botanikai Közlemények (1902-) (illetve jogelődjeik) összes megjelent számát. A böngészés során a címekben a négy fafaj mellett a helyneveket, s egyéb olyan kifejezéseket is fokozottan figyeltem, amelyek a Felső-Kiskunságra engedtek következtetni. Végül a helyi tudás gyűjtése közben is kerestem az olyan helyi tanulmányokat, amelyek esetleg csak nyomtatott formában elérhetők, s a megkérdezett személyek birtokában lehetnek.

4.3.2. Archív és recens üzemtervi adatok feldolgozása

A Peszéri-erdőről elérhető üzemtervi adatok 1958-tól kezdődően álltak rendelkezésre. Emellett, a 10 éves üzemtervezési ciklusokhoz igazodóan az 1971-es, 1982-es, 1992-es, 2002-es és 2016-os évekből voltak elérhetőek az aktuálisan frissített adatok (a 10 éves ciklusok néhány évvel meghosszabbíthatók, ezért nem mindig pontosan ennyi a periódus). A kutatáshoz az erdőrészlet leíró lapokra és a térképekre volt szükség, amelyeket már egy korábbi, a mirigyes bálványfával foglalkozó munkánkhoz digitalizáltunk és részben feldolgoztunk (Erdélyi et al. 2019). Az üzemtervi adatokat a másik három fafajra is kigyűjtöttem és két csoport szerint, kronológiai sorrendben rendszereztem. Az egyik csoportba csak a fafajsorból származó adatok kerültek, míg a másik csoportba az egyéb fafajok és a megjegyzés szekciókban található említéseket rendeztem. Az elkülönítés alapját az adja, hogy a fafajsorban általában csak akkor szerepel egy adott faj egy adott erdőrészletben, ha annak elegyaránya eléri az 5%-ot. Ez pedig azért fontos, mert ez alapján valószínűsíthető, hogy az adott faj nem csupán szórványosan, hanem nagyobb tömegességgel is jelen lehet az adott erdőrészletben. A gyűjtött adatokból kiszámoltam az adott évek szerint vett erdőrészletek száma alapján az előfordulási gyakoriságokat külön a két csoportra. Végül a négy inváziós faj lokális terjedését térképen is vizualizáltam.

4.3.3. A négy inváziós faj felmérési eredményeinek feldolgozása és kiegészítő adatgyűjtés

A lokális elterjedés-történetek feltárásához nagy segítséget jelent a teljes területi fedésben megvalósult felmérés. Az adatsorból egyrészt kiszámoltam a jelenlegi gyakoriságokat, másrészt összehasonlítást tudtam tenni a jelenlegi üzemtervi adatokkal. Ez különösen érdekes, mert így elvégezhető volt az erdészeti adatok validációja az inváziós fafajokra vonatkozóan. A tömegességre való tekintettel, kvantitatív alapokon azonban a fafajsorban szereplő elegyarány értékek és a felmérés eredményei már nem vethetők össze. Ugyanakkor, bizonyos megkötésekkel talán jól lehet érzékeltetni az esetleges különbségeket a két adatsor között. Ehhez elsősorban olyan határérték meghatározására volt szükség, amely felett egy adott inváziós faj tömeges jelenléte egyértelmű, vagyis terepen is jól látható. A terepi tapasztalatok alapján a határértéket a következők szerint állapítottam meg: 1.) a $dbh \geq 5$ cm csoport tőszáma meghaladja a 100 db/ha-t, és / vagy a $dbh < 5$ cm csoport tőszáma meghaladja az 1000 db/ha-t (különösen fiatal állományok esetén fontos szempont), és ezek mellett 3.) az adott faj gyakorisága az adott erdőrészletre vonatkozóan eléri a min. 25%-ot. Úgy gondolom, hogy ezekkel a feltételekkel már azonosíthatók azok az erdőrészletek, ahol egy vagy több inváziós faj olyan tömegesen van jelen, hogy jó eséllyel be kellett volna kerülnie a fafajsoros adatokba is.

A teljes területi felmérés során az erdőrészletek több mint 10%-a kihagyásra került a túl sűrű cserjeszint, vagy a folyamatban lévő erdészeti munkálatok miatt. Emiatt külön terepbejárásokat végeztem, amelyek alkalmával ezeket az állományokat körbejártam, s az inváziós fafajok esetleges előfordulásait feljegyeztem. Emellett a sűrű állományokat véletlenszerű útvonalakon átjártam (gyakran inkább átkúsztam). A gyűjtött adatokat természetesen csak előfordulási adatokként használtam fel. Ugyanakkor megjegyzendő, hogy ezekben az állományokban az inváziós fafajok tömeges jelenlétére sosem volt példa – ahogy jellemzően semelyik más faj sem tud ilyen sűrű cserjeszövedékből könnyen kinőni.

4.3.4. A kiugró méretű példányok és az esetleges ültetések nyomainak vizsgálata

A teljes területi felmérés és a kiegészítő bejárások során az inváziós fafajok kiugró méretű példányait ($\text{dbh} \geq 30 \text{ cm}$), továbbá az esetleges ültetésre utaló nyomokat (például még jól kivehető sorok) is feljegyeztük. Az adatsorokból ezeket az információkat kiválogattam, majd a legnagyobb példányokat terepen újból felkerestem. Az ellenőrzések után kiválasztottam a legnagyobb, s – feltételezhetően – legidősebb példányokat. A fákat 2021 tavaszán a KEFAG Zrt. munkatársai tőből kivágták (természetesen a vágási bejelentők elfogadása után), s a tuskókon megszámoltam az évgyűrűket. A nyugati ostorfa esetében továbbá egy fiatalabb, de jól láthatóan sorokban helyezkedő egyedekből álló foltban is elvégeztem a vizsgálatot.

4.3.5. Hotspot elemzés

Lokális léptékben feltételezhető, hogy az inváziós fafajok első bekerüléseit a jelenlegi legnagyobb gócpontok (hotspotok) tükrözik. Ezek meghatározásával tehát közelíthetők azok a konkrét helyszínek, ahol a fafajok először terjedésnek indulhattak. A szükséges elemzéseket a teljes területi fedésben megvalósult felmérés adatainak felhasználásával a QGIS (v. 3.22) Hotspot Analysis Tool plugin segítségével (Oxoli et al. 2017), G_i^* statisztikai eljárással (Getis & Ord 1992, 1996) végeztem el. Az elemzéseket a négy fafajra és a $\text{dbh} \geq 5 \text{ cm}$ illetve a $\text{dbh} < 5 \text{ cm}$ csoportokra külön futtattam, ami összesen 8 esetet jelentett. A szimulációk lefuttatásának időigényét is figyelembe véve 200 méteres távolságot állítottam be, ami azt jelentette, hogy minden egyes felmérési egységet a tőle 200 méteres távolságon belül található összes felmérési egységgel vetett össze az algoritmus. A számítás minden felmérési egységre egyedi Z-értéket és a hozzá tartozó p-értéket ad eredményül, így a felmérési egységek rangsorolhatók, s a gócpontok határértékekkel szűrhetők, illetve megjeleníthetők. A Z-érték pozitív (hotspot) vagy negatív (coldspot) lehet, de itt csak a pozitív értékekre voltam kíváncsi. Ezek közül pedig csak azokat vettem figyelembe, ahol $p < 0,05$ volt. Másfelől a Z-érték eltérhet ugyanazon felmérési egységen belül is az egyes fafajok és csoportok között. Általánosságban elmondható, hogy minél nagyobb a Z-érték, annál nagyobb a magas értékkel bíró változókat (itt abundanciák) tartalmazó egységek (itt felmérési egységek) térbeli klaszterezettsége. A megjelenítésnél a természetes törések (Jenks) beállítását használtam, s az így előállított térképeken már azonosítani tudtam a hotspotokat. Emellett külön leszűrtem a Z-érték skála felső 1%-át, amelyet szintén csatoltam a térképes megjelenítéshez. Ezzel a hotspotok „központját” jelöltem ki, amely helyszínek közelíthetők legjobban az egykori bekerüléseket.

4.3.6. Helyi tudás gyűjtése

2017 és 2022 között folyamatosan a területen dolgoztam, így számos, a területet régóta ismerő személlyel megismerkedhettem. A téma szempontjából végül összesen csak 12 fő tudott az inváziós fafajok elterjedésével kapcsolatosan (is) fontos információkkal szolgálni. Őket kulcsinformátoroknak nevezhetjük, életkoruk 40 és 85 év közötti volt, legalább egy évtizedet dolgoztak a Peszéri-erdőben, s jellemzően erdészeti, vadászati és természetvédelmi feladatokat láttak el. A találkozókra egyrészt véletlenszerűen, másrészt viszont előre megbeszélt időpontokban került sor. Az inváziós fafajokra vonatkozó adatokat informális keretek között, vagy nem strukturált interjúk keretein belül gyűjtöttem papír alapú jegyzeteket, illetve hangfelvételeket készítve. Az idősebbek esetében a „házi beszélgetések” mellett külön terepi bejárások során is igyekeztem konkrét lokalitásokról kérdezni őket. Mivel a mintaszám nagyon alacsony volt,

továbbá minden lényeges információt – úgy gondolom – sikerült begyűjteni a beszélgetéseink során, a helyi tudás feltárásának egyéb, fókuszáltabb módszereit (pl. in Kelemen 2013) nem tartottam indokoltnak. Minden személlyel legalább egy, de a legtöbb esetben számos alkalommal találkoztam. Minden alkalommal igyekeztem feltenni a következő kérdéseket (ha nem is mindig ezekben a megfogalmazásokban): 1.) mikor és hogyan kerülhettek be a fafajok a területre, 2.) pontosan hol történtek telepítések, 3.) mikor indulhatott meg rohamos terjedésük, 4.) milyen tényezők állhattak állományaik lokális berobbanásának hátterében?

4.4. A vizsgált inváziós fafajok térbeli mintázatainak leírása, az előfordulási és tömegességi viszonyok becslésének problematikája

A mintavételi intenzitás alapvető szerepet játszik abban, hogy a valóságot mennyire jó közelítéssel tudjuk megfogni. Általánosan igaz, hogy a mintavételi intenzitás növelésével – jellemzően egy adott küszöbértékig – egyre pontosabb képet fogunk kapni a leírni kívánt problémáról. A teljes területi fedésben végzett felmérés ennél fogva lehetőséget kínált arra, hogy megvizsgálhassam azokat a forgatókönyveket, amelyek szerint a felmérést alacsonyabb mintavételi intenzitásokon végeztük volna el. Ehhez szimulációkat végeztem különböző mintavételi intenzitásokon, s a kapott eredményeket hasonlítottam össze a teljes területi felmérés eredményeivel. Az eltérésekből meg tudtam határozni a becslési hibákat, amelyek segítségével rámutatok arra, hogy az inváziós fafajok térbeli mintázatainak valóságot jól közelítő leírása milyen problémákba ütközik.

Az elemzéseket a Peszéri- és Kunadaci-erdőben, összesen 24 905 db felmérési egységben gyűjtött adatokra végeztem el a négy fafaj $\text{dbh} \geq 5$ cm és a $\text{dbh} < 5$ cm csoportjai esetében. Két szimulációs megközelítést alkalmaztam. Az első alapját random mintavételezés adta, míg a másodikonál térben egyenletes kiosztást alkalmaztam – a gyakorlatban legelterjedtebb mintavételi pontkiosztást imitálva. A szimulált mintavételi intenzitások az 50%, 25%, 10%, 5%, és 2% voltak. Mindkét esetben az adott mintavételi intenzitás függvényében elvégeztem az extrapolációkat, s meghatároztam a teljes területi felmérés eredményeitől való eltéréseket min. 10%-os, min. 25%-os, min. 50%-os és min. 100%-os hibaküszöbökkel. A gyors adatgyűjtésre fókuszáló, nagy elemszámmal dolgozó terepi felmérések során szinte minden esetben várható, hogy lesz valamekkora hiba. Ez igaz a direkt számolással és a becslésekkel megvalósuló adatgyűjtésekre is. A hiba oka egyrészt a felméréseket végző személyekre, másrészt a technikai háttérre (pl. GPS hiba) vezethető vissza. Emiatt a leíró vizsgálatok alapjául szolgáló felmérések során rendszeresen végeztünk ellenőrzéseket, amelyek 80–99% körüli egyezőségeket mutattak. Ezek alapján, továbbá a felmérés módszertanára való tekintettel úgy gondolom, hogy a $\pm 10\%$ -os hiba még biztosan, a $\pm 25\%$ -os hiba pedig esetlegesen, de elfogadható mértékű. Az 50%-os hiba ellenben már megkérdőjelezi azt, hogy az alkalmazott mintavételi intenzitás helyes, a 100%-os hiba pedig rámutat arra, hogy az alkalmazott mintavételi intenzitás elfogadhatatlanul rossz minőségű adatokhoz vezet. Az elemzéseket az erdőrésztlet ($n=450$), az erdőtag ($n=60$) és az erdőtömb ($n=2$, Kunadacs, Kunpeszér) térléptékeken végeztem el. A várható hibák mellett külön meghatároztam azoknak a szimulált eseteknek a gyakoriságát is, amikor egy mintavétel során nem került elő egy fafaj az erdőrésztletekből vagy erdőtagokból. Az alkalmazott kombinációk rávilágíthatnak arra, hogy különböző, többnyire a gyakorlatban is reális szituációknál mennyire pontosan tudjuk közelíteni az inváziós fafajok valós előfordulási és tömegességi viszonyait.

4.4.1. A becslési hibák meghatározása újra-mintavételezéses eljárással különböző mintavételi intenzitásoknál

A különböző mintavételi intenzitásokkal történő felmérések szimulációit először visszatevéses random mintavételezési eljárással végeztem el az SPSS GSD modulja (Harding & Cousineau 2016) segítségével. Minden kombinációban (négy fafaj, két csoport, három térlépték, öt mintavételi intenzitás) 500 mintavételt állítottam be (azaz 500 ismétlésben lett lefuttatva az adott beállítással a szimuláció), majd extrapoláltam a három térlépték és a mintavételi intenzitások függvényében a kapott adatokat. Fontos megjegyezni, hogy a mintavételek véletlenszerűek, ami miatt egyes minták megegyezhetnek egymással, míg más, lehetséges egyedi minták hiányozhatnak. Ugyanakkor az 500 minta együttesen elégségesen nagy ahhoz, hogy jó közelítést adó átlagértékeket lehessen számolni. Az adott kombinációban vett, extrapolált minták eredményeit egyenként összevettem a teljes területi fedésben végzett felmérés eredményeivel, s meghatároztam az eltéréseket. A mintavételek eredményei pozitív és negatív irányban is eltérhettek, esetleg megegyezhettek az eredeti értékekkel. A negatív irányú eltéréskor abszolút értéket számoltam, mert az eltérés mértékére voltam kíváncsi, s átlagoláskor ez problémához vezetett volna (a negatív és pozitív értékek átlaga mindig nulla (közeli) lett volna). A becslési hibákat egyenként az erdőrészeszletekre, az erdőtagokra és a két erdőtümbre átlagoltam, amellyel megkaptam a várható hiba értékeit. A várható hiba számításánál ugyanakkor figyelembe kellett vennem a négy fafaj két csoportjának eltérő gyakoriságára (pl. nyugati ostorfa, dbh < 5 cm 78%, zöld juhar dbh < 5 cm 11,9%) visszavezethető, jelenlét-hiányban vett különbségeket. Azaz voltak olyan erdőrészeszletek, de még erdőtagok is, amelyekben nem mindegyik fafaj volt jelen. Ezeket az eseteket az elemzések során kizártam – mindig az adott fafaj adott csoportjánál. Emiatt az egyes fafajok adott csoportjainál eltérő számú erdőrészeszletre vagy erdőtagra készültek a számítások. Ugyanakkor a várható hibákat mindig egységnyi területre átlagoltam, így a fafajok összehasonlításánál ez a különbség már nem volt jelen. Végül a várható hibaátlagokat a meghatározott hibaküszöbök szerint osztályoztam. A dolgozatban ábrázolt végeredmények tehát azt mutatják meg, hogy a különböző mintavételi intenzitásokon mekkora a valószínűsége az adott becslési küszöb felett vett hibának. A becslési hibák meghatározása mellett külön kiszámoltam azoknak az eseteknek a gyakoriságát is, amikor az erdőrészeszletek, illetve erdőtagok újra-mintavételezése során egyáltalán nem kerül elő az adott fafaj adott csoportja (a „nem talált” jellegű hibák).

4.4.2. A becslési hibák meghatározása térben egyenletes mintavételek esetén különböző mintavételi intenzitásoknál

Az újra-mintavételezéses eljárásokban van valamekkora valószínűsége annak, hogy egy-egy mintavétel úgy történjen, hogy a beválogatott felmérési egységek térben egyenletesen helyezkedjenek el. Ugyanakkor a minták döntő többsége nem ezt a térbeli eloszlást követi, így érdemesnek találtam külön szimulációt végezni erre az eshetőségre. Úgy gondolom, hogy mivel a szisztematikus, leíró terepi vizsgálatoknál ez a leggyakrabban alkalmazott megközelítés, így például egy erdőterület felmérése is jellemzően valamilyen térben egyenletes mintavétellel szokott megvalósulni. A számítások menete alapvetően megegyezett az előző alfejezetben leírtakkal, így itt csak a különbségeket mutatom be.

A térben egyenletes mintavételekhez előzetesen a QGIS-ben kellett dolgoznom. Létrehoztam minden mintavételi intenzitáshoz egy egyedi rácshálót, amelyben a kvadrátazonosítók elhelyezkedése jelölte ki a szimulált mintavételi helyeket. Az 50%-os és a 25%-os százalékos

mintavételi intenzitásoknál ez nem ütközött akadályba, mert előbbi esetében minden szomszédos kvadrátot, utóbbi esetében minden második kvadrátot volt szükséges kijelölni (vertikálisan és horizontálisan). Ezzel az első esetben kettő, utóbbiban négy lehetséges kiosztás volt. A 10%-os, 5%-os és 2%-os mintavételi intenzitásoknál azonban nem lehetett pontosan ezeket az értékeket meghatározni a rácsháló struktúrája miatt. 10%-nál minden harmadik, 5%-nál minden negyedik, míg 2%-nál minden hetedik sor és oszlop metszéspontjaiban található kvadrát kapott azonosítót. Ez ebben a sorrendben valójában 11,1%-os, 6,25%-os és 2,04%-os mintavételi intenzitásokat jelentett, a kiosztások esetszámai pedig 9, 16 és 49 voltak (Melléklet 14. ábra). Az egyedi rácshálókat konvertálások és metszések segítségével illesztettem a teljes területi felmérés eredményeit tartalmazó rácsháléhoz. Ezt követően az öt, immár adatokkal feltöltött rácshálót használtam tovább, s a számítások menete megegyezett az újra-mintavételezésnél leírtakkal. Az egyes szimulált mintavételi intenzitásoknál kapott eredményeket kifejeztem az összes esetre, s a megjelenítésnél ezeket az átlagértékeket használtam fel. A becslési hibák meghatározása mellett itt is külön kiszámoltam azoknak az eseteknek a gyakoriságát, amikor az erdőrészetek, illetve erdőtagok mintavételezése során egyáltalán nem került elő az adott fafaj adott csoportja (a „nem talált” jellegű hibák). Végül kíváncsi voltam arra is, hogy a térben egyenletes pontkiosztással és az újra-mintavételezéses eljárással készült szimulációk eredményei mennyiben térnek el egymástól. Az esetleges nagyságrendi különbségek és jobb átláthatóság miatt az eredmények megjelenítésénél felső határértékként 100%-ot állítottam be.

4.4.3. A becslési hiba összehasonlítása a területmérettel, a fafajok abundanciájával és előfordulási gyakoriságával

Az adott térléptékeken belül az egyes fafajok csoportjai esetén kalkulált becslési hibák jelentős eltéréseket mutattak. Emiatt érdemes volt az eredményeket összehasonlítani olyan alapvető változókkal, amelyek összefügghetnek a becslési hiba mértékével. Ezek közül elsőként a területméret emelhető ki. Az újra-mintavételezéses eljárásnál egy nagyobb területen az 500 ismételt mintavételbe nagy valószínűséggel a terület teljes egészéről, kiegyenlítettebb gyakorisággal kerülnek bevalogatásra azok a felmérési egységek (pontosabban kombinációk), amelyek adataival jó közelítő becslés adható. Kisebb területnél azonban nagyon sok lehet az az eset, amikor a szimuláció egyáltalán nem talál adatot, vagyis a szimuláció eredménye szerint az adott fafaj adott átmérőosztályába tartozó – egyébként jelen levő – egyedei nem fordulnak elő (100%-os hiba). A térben egyenletes mintavételi kiosztásnál a találati hiba szintén fontos tényező lehet, ugyanakkor itt a területméret növekedésével nő az adott térbeli egységbe beeső mintavételi pontok száma, ami nagyobb valószínűséggel vezet jobb becsléshez. Mindezeknél fogva várható, hogy a mintavételi intenzitástól függetlenül a terület méretének növekedésével párhuzamosan csökkenni fog a becslési hiba mértéke. A fafajok adott térléptéken vett abundanciája és előfordulási gyakorisága szintén összefüggést mutathatnak a becslési hibával. Minél kisebb területen, ellenben minél nagyobb tömegességgel fordul elő egy fafaj, annál kisebb lesz a valószínűsége, hogy a mintavételekbe bekerüljön, és / vagy az extrapoláció utáni eredmény közelítse a valós abundanciákat. Ugyanakkor nagyobb gyakoriság esetén is előfordulhat olyan nagy különbség az adott felmérési egységekben rögzített abundanciákban, ami miatt a becslési hiba valószínűsége szintén magas lesz. Mindezeknél fogva várható, hogy a becslési hiba a gyakorisággal negatív összefüggést fog mutatni, ugyanakkor az abundanciák esetében – véleményem szerint – előzetes elvárásokat nem lehet megfogalmazni. A területméretet, az abundanciákat és az gyakoriságokat előzetesen mindegyik erdőrésztetre és erdőtagra kiszámoltam, továbbá az abundanciák esetében 1 ha-ra átlagoltam az összehasonlíthatóság miatt.

A becslési hibák és a három változó adateloszlását előzetesen Shapiro–Wilk tesztekkel vizsgáltam. Az eredmények minden esetben szignifikánsak voltak, azaz az adatsorok nem követték a normál eloszlást. Emiatt a becslési hiba és a három változó összevetését Spearman rs rangkorrelációkkal végeztem el. Kíváncsi voltam továbbá a három változó közötti összefüggésekre is, emiatt korrelációs mátrixokat használtam, amelyek segítségével egy esetnél valójában a négy változót egyszerre tudtam összehasonlítani. A terület, abundancia és gyakoriság közötti kapcsolatokat az Eredmények fejezetben csak röviden, leíró jelleggel ismertetem.

A vizsgált esetek a következők voltak: erdőrészet és erdőtag léptékek ($n = 2$), szimulációs eljárások ($n = 2$), mintavételi intenzitások ($n = 5$), a négy fafaj két átmérőosztálya ($n = 8$), összesítve tehát 160 db egyedi eset. A területmi korlátok miatt az elemzéseket csak a min. 100%-os hibaküszöbön kapott értékekkel végeztem el. Mivel ennél a hibaküszöbnél is számos esetben születtek kiugróan magas eredmények, ezért a hiba valószínűségek felső határát 100%-ban határoztam meg, így a becslési hibánál az értékek 0–100% között változtak. Azokat az erdőrészeteket, illetve erdőtagokat, amelyekben az adott fafaj eleve nem fordult elő, az egyedi elemzésekből kizártam, a fafajok eltérő gyakoriságából eredő torzítást kerülendő.

4.5. Az inváziós fafajok terjedésében szerepet játszó környezeti tényezők vizsgálata

A négy inváziós fafaj két csoportjának előfordulási és tömegességi mintázatai a vizsgálati területeken erősen változó, s jelentős mértékben aggregált (térben nem egyenletes) képet mutattak. A térben egyenletes eloszlástól való eltérést több környezeti változó csoport magyarázhatja, amelyek közül a propagulumnyomást, a vegetációs környezetet és az erdőgazdálkodásból eredő bolygatásokat vizsgáltam.

4.5.1. A propagulumnyomás és az újulat tömegessége közötti összefüggés vizsgálata

A teljes területi fedésben készült felmérés lehetőséget adott arra, hogy nagy mintaelemszámon keresztül megvizsgálhassam a négy inváziós fafaj újulatának tömegességi viszonyai és a környező propagulumnyomás közötti kapcsolatot. A környező propagulumnyomás számításához minden esetben egy származtatott változót használtam fel, ami az egyedszám és a hozzá tartozó átlagátmérő szorzata volt (a felmérés során a $dbh \geq 5\text{cm}$ csoporthoz tartozó átlagátmérők minden felmérési egységben és minden fafajnál külön rögzítésre kerültek).

A propagulumnyomást három környezeti térléptéken értelmeztem. Az első térlépték az adott felmérési egység volt, vagyis az ugyanazon felmérési egységekhez tartozó újulatot és a (potenciális) magtermő állományt vettem össze. A második és harmadik térléptékhez azonban előzetes számításokra volt szükség. Első lépésben, QGIS-ben a centrálisok funkció segítségével az adatsor rácsháló struktúráját ponthálóra konvertáltam a távolságok egységesítése miatt. Ezt követően a ponthálón elkészítettem a legközelebbi 8 szomszéd, illetve a legközelebbi 24 szomszéd távolság mátrixokat. Ennek során az algoritmus minden egyes felmérési egységhez legközelebb eső 8, illetve 24 felmérési egységet jelöli ki, majd ezeket külön fedvénybe rendezi. A fedvény adattáblája tartalmazza a felmérési egységeket, s a hozzájuk rendelt felmérési egységek pontazonosítóit. A távolság mátrixok alapján hozzárendeltem minden azonosítóhoz a négy fafaj $dbh \geq 5\text{ cm}$ csoportok, illetve az egyedszám-átlagátmérő szorzatok értékeit. Ezt követően pedig összefésülést végeztem, amelynek eredményeként minden felmérési egységhez meghatározásra került két újabb térléptéken a propagulumnyomás. A legközelebbi 8 szomszéd egy adott felmérési egység körül – alapesetben – $75\text{ m} \times 75\text{ m}$ területet (5625 m^2), míg a legközelebbi 24 szomszéd $125\text{ m} \times 125\text{ m}$ területet ($15\,625\text{ m}^2$) jelent. Az újulat tömegességét egyrészt külön csak a 8 szomszéd és 24 szomszéd értékeivel, másrészt az adott felmérési egység + 8 szomszéd, illetve az adott felmérési egység + 24 szomszéd értékeivel is összevettem.

A három térlépték és kombinációik mellett az erdőállományok két könnyen ellenőrizhető mutatója, a kor és gazdálkodás szerint is differenciált elemzéseket végeztem, s három csoportot alakítottam ki. Az első a teljes adatsor volt ($n = 24\,905$). A második csoportba azokat az állományokat válogattam be, amelyek kora meghaladta a 20 évet, s az 1990-es évektől legalább egy nevelővágás történt bennük ($n = 8091$). A harmadik csoportba pedig csak azok az állományok kerültek, amelyek kora meghaladta a 20 évet, s az 1990-es évek végétől biztosan történt bennük erdészeti tevékenység ($n = 2052$). Az állományok csoportosításához egyrészt az erdőtervi adatokat (NFK 2023b), másrészt a saját tapasztalataimat használtam fel.

Összesen tehát 60 db egyedi esetet vizsgáltam, amelyet a 4 db fafaj, a 3 db kor és gazdálkodás szerinti csoport, és a 5 db környezeti csoport (azonos felmérési egység, 8 szomszéd, 24 szomszéd külön és együtt) összes lehetséges kombinációja jelentett. Az egyes kombinációkban minden esetben kizártam a nem informatív nullákat, azaz azokat a felmérési egységeket, amelyeknél a dbh < 5 cm csoportban is nulla, és a propagulumnyomásnál is nulla szerepelt.

A propagulumnyomás és az újulat tömegessége közötti összefüggéseket általánosított lineáris modellek (GLM) segítségével vizsgáltam. A függő változók az egyes inváziós fafajok dbh < 5 cm átmérőosztályába tartozó egyedszámok voltak. Az adatok eloszlását előzetesen Shapiro–Wilk tesztekkel ellenőriztem, az eredmények szerint a függő változók minden esetben nem normál eloszlást követtek. A prediktorok a különböző kombinációban vett, a dbh ≥ 5 cm csoportba tartozó egyedszámok és átmérők szorzatából képzett propagulumnyomás-értékek voltak. A függő változó adattípusa (diszkrét értékek) a Poisson modellesalád alkalmazását tette szükségessé, azonban az általánosan tapasztalt jelentős túlszóródás ('*overdispersion*') miatt végül minden esetben a negatív binomiális modellek (log típusú link funkcióval) adták a legmegbízhatóbb eredményeket. Mivel minden esethez csupán egy prediktor került felhasználásra, így (további) modellszelekciót nem volt szükséges végezni. Az eredményekben az illesztett modell valószínűségi arány (Likelihood Ratio (LR)) χ^2 értékeit, a paraméter (itt propagulumnyomás) becslések Wald χ^2 értékeit, a hozzájuk tartozó standard hibát és a Beta értéket adom meg $p < 0,001$ probabilitási szint mellett. A Beta értékek a prediktor változók (itt csak a propagulumnyomás) függő változóra gyakorolt egyedi hatását indikálják.

4.5.2. A vegetációs környezet és az inváziós fafajok tömegessége közötti összefüggések vizsgálata

Ebben a vizsgálatban elsősorban a vegetációs környezet állapotának leírását céloztam meg, s ennek függvényében vizsgáltam az inváziós fafajok újulatának előfordulási és tömegességi viszonyait első körös kezelésekkel érintett területeken. A terepi adatgyűjtések a kooperatív doktori ösztöndíjam (KDP) keretein belül, vállalkozók közreműködésével a Peszéri-erdőben öt eltérő helyszínen (3. ábra) valósultak meg a 2021/2022 és 2022/2023 nyugalmi időszakokban. A helyszíneket (erdőrészletek) a saját tapasztalataim és az OAKEYLIFE projekt keretein belül történt beavatkozások alapján célzottan választottam ki, ellenben a mintavételi helyek már véletlenszerűen kerültek kiválasztásra. Fontos szempont volt, hogy az öt terület a természetesség, illetve az antropogén bolygatás – mint szempontok – alapján eltérjen, így egy szélesebb vegetációkörnyezeti spektrumon készüljenek az adatgyűjtések. Mindegyik területen legalább egy, de jellemzően két évvel a felmérések előtt már megtörtént a (potenciális) magtermő korú egyedek fűrés-injektálása, aminek köszönhetően a közvetlen propagulumnyomás megszűnt. Ugyanakkor az újulat kezelésére még egyik helyen sem került sor. Az öt terület rövid jellemzése a következő:

1. Kunpeszér 27/M erdőrészlet: legalább egy alkalommal már sarjaztatott, a felmérés idejében 16 éves, akácelegyes nyáras állomány, alacsony természetességű vágásos erdő. Sűrűbb cserjeszintű foltok váltakoznak ligetesebb, néha üres foltokkal

2. Kunpeszér 21/B erdőrészlet: legalább egy alkalommal sarjztatott, a felmérés idejében 21 éves akácelegyes nyáras állomány. Az előzőnél jobb természetességű, változatosabb és általánosan sűrűbb cserjeszintű
3. Kunpeszér 32/D erdőrészlet középső-déli része: idős alföldi zárt kocsányos tölgyes, amelyben vágások az 1990-es évektől már nem történtek. Jó-közepes természetességű állomány. Ebben a foltban a vizsgált inváziós fafajok és a fehér akác (potenciális) magtermő egyedei nagyobb egyedszámmal voltak jelen. A kezelt, majd elpusztult faegyedek kivágásra és elvitelre kerültek, így a vegetációs környezet is jelentősebb bolygatásnak volt kitéve a felmérés előtt
4. Kunpeszér 32/D, 32/E, 32/F: ebben a foltban szintén olyan idős alföldi zárt kocsányos tölgyes foglalt helyet, amelyben vágások az 1990-es évektől már nem történtek. Jó természetességű állomány, kifejezetten sűrű cserjeszinttel. Az előző foltéhoz képest jóval kevesebb volt a vizsgált inváziós fafajok és a fehér akác (potenciális) magtermő korú egyede, továbbá nem történt meg az elölt példányok kivágása és elvitele. Emiatt nagyobb bolygatásról itt nem beszélhetünk
5. Kunpeszér 29/A: az előzőhöz hasonló, de általánosan jobb természetességű, alföldi zárt kocsányos tölgyes foltok. Az előzőhöz képest kicsit felnyíltabb állomány. Ezekben az inváziós fafajok és a fehér akác (potenciális) magtermő egyedei csak szórványosan fordultak elő, s az injektált törzsek eltávolítására még nem került sor.

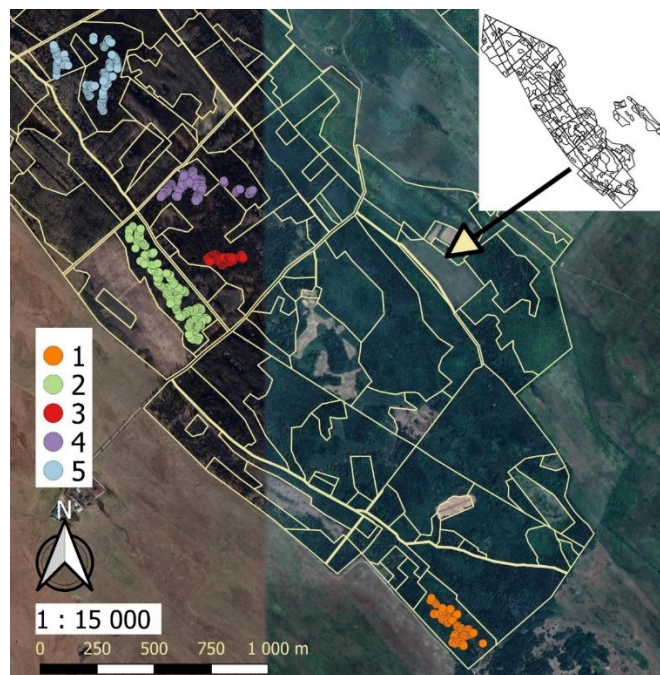
A felmérés alapegysége 5×5 m-es kvadrát volt, amelynek sarokpontjait igyekeztünk a lehető legpontosabban kimérni, majd kitűzni. A felmért kvadrátok száma az 1. helyszínen 69 db, a 2. helyszínen 136 db, a 3. helyszínen 100 db, a 4. helyszínen 137 db, az 5. helyszínen 121 db, összesen 563 db volt. A darabszámbeli eltérések a foltok változatosságára vezethetők vissza.

Minden kvadrátban a bekerülő inváziós fafajokat öt magasságosztály szerint számoltuk. Ezek a 0–25 cm, 25–50 cm, 50–100 cm, 100–200 cm és 200 cm felett voltak. A magyarázó változók a következők szerint kerültek rögzítésre:

1. lombkorona záródás (%): 6 m feletti fásszárúak összesített záródása, jellemzően az állományalkotó faegyedek adta záródás
2. alsó cserjeszint (%): a fásszárúak 2 m alatt vett borítása
3. felső cserjeszint (%): a fásszárú növényzet 2 m felett vett borítása
4. lék megléte (1/0): a kvadrát felett és / vagy max. 25 m távolságban legalább egy famagasság átmérőjű lék van
5. A vesszős fagyal összefüggő foltja (1/0): a cserje gyakran alkot szőnyegszerű bokrost az erdőaljnban, amelyet min. 25%-os borításnál dokumentáltunk
6. Erős gyomosodás (1/0): a télen is zöld és / vagy száradvány alapján könnyen azonosítható őshonos évelő gyom-, és idegenhonos inváziós lágyszárú fajok, legalább 25%-ot elérő borítás esetén
7. Őshonos évelő graminoidok (1/0): a télen is zöld és / vagy száradvány alapján könnyen azonosítható őshonos évelő fű- és alacsony sásfélék által uralt foltok, legalább 25%-os borítás esetén
8. A négy inváziós fafaj magtermő egyedei: a kezelésekből véletlenül kimaradt biztosan magtermő faegyedek száma fafajonként a kvadrátban és annak szűk környezetében.

A felmérések a nyugalmi időszakban történtek, ami miatt a változók körét az ekkor is könnyen észlelhető és becsülhető változókra volt szükséges leszorítani. Minden felmérést rajtam kívül egy, esetleg két fő végzett, az adatfelvételek előtt a becsléseket összehangoltuk, így az esetleges hiba standardizáltnak mondható.

A gyűjtött adatokat helyszínenként, és az öt magasságosztály, illetve az összesített abundanciák szerint GLM-ek segítségével elemeztem. Ezek eredményei mellett pedig közlöm a leíró jellegű eredményeket is. A függő változókat (abundanciák) előzetesen Shapiro–Wilk tesztekkel vizsgáltam, s az adatok egy esetben sem követték a normál eloszlást. A folytonos magyarázó változókat (lomb- és cserjeszintek) Spearman r_s korrelációkkal vettem össze (erős korreláció esetén prediktor szelekcióra van szükség). A függő változók adattípusa (diszkrét értékek) a Poisson modelles család alkalmazását tette szükségessé, azonban az általános 'overdispersion' miatt minden esetben negatív binomiális modelleket (log típusú link funkcióval) alkalmaztam. Figyelembe kellett vennem továbbá azt, hogy sok kvadrátban nem került rögzítésre adat egy adott magasságosztályában, vagy az előfordulási gyakoriság nagyon alacsony volt. Amennyiben egy fafaj adott magasságosztályában az előfordulási gyakoriság nem haladta meg az adott helyszínhez tartozó összes kvadrát számának 15%-át, az elemzésből kihagytam. A modellszelekciónál 'backward selection' eljárást követtem, a legjobb modell kiválasztását az Akaike Információs kritérium (Akaike 1974; Burnham & Anderson 2002) alapján végeztem. A legjobb modellt mindig a legkisebb AIC érték alapján választottam ki. A prediktorok szelektálásánál mindig aktuálisan a legkisebb hatással (Wald χ^2 érték és legkisebb probabilitási szint) bíró került eltávolításra. Az eredményeknél a legjobb modellhez tartozó AIC értéket, a modellt leíró LR χ^2 értéket a szabadsági fokkal és probabilitási szinttel, és a prediktorok egyedi hatását leíró Wald χ^2 , továbbá Beta (B) értékeket adom meg a standard hibával és probabilitási szinttel. Mivel a kategorikus változók binárisak voltak, csak a jelenléthez (1) tartozó értékeket tüntetem fel – amennyiben természetesen a változó az adott modellben felhasználásra került. A legjobb modellhez és a prediktorokhoz kalkulált probabilitási szintek esetében a határt $p = 0,05$ -ban állapítottam meg. E felett tehát a legjobb modell vagy prediktor nem bír magyarázó erővel.



3. ábra. Az inváziós fafajok tömegessége és a vegetációs környezet összefüggéseinek vizsgálati helyszínei. 1: Kunpeszér 27/M, akácelegyes nyáras, alacsony természetességű, nyíltabb; 2: Kunpeszér 21/B, akácelegyes nyáras, magasabb természetességű, zártabb; 3: Kunpeszér 32/D, cserjés gyöngyvirágos tölgyes, bolygatottabb, az inváziós fafajok magasabb propagulumnyomással; 4: Kunpeszér 32/D, 32/E, 32/F, változatos gyöngyvirágos tölgyes, az inváziós fafajok magasabb propagulumnyomással; 5: Kunpeszér 29/A, változatos gyöngyvirágos tölgyes, az inváziós fafajok alacsonyabb propagulumnyomással

4.5.3. Erdőgazdálkodói tevékenységek hatása a mirigyes bálványfa terjedésére

Az erdőgazdálkodói gyakorlatban számos olyan tevékenység valósul meg, amelyek következtében a vegetáció és a talaj egyes tulajdonságai viszonylag rövid időn belül megváltoznak, s emellett szinte minden esetben jelentős bolygatás is történik. Mindezek bizonyosan hatnak az inváziós fafajokra is, amely ok-okozati viszony feltárását céloztam meg az előfordulási és tömegességi viszonyok nyomon követésén keresztül a vágásokkal, illetve tuskópászták kialakításával érintett állományokban. A vizsgálatokat szerettem volna mind a négy fafajra elvégezni, azonban csak a mirigyes bálványfa esetében lehetett elégséges mennyiségű és minőségű adatot gyűjteni. Ennek hátterében a vágásoknál a sűrű vegetációs viszonyok álltak, amelyek nagyban limitálták a fafajok észrevehetőségét. A tuskópásztákat tekintve pedig lokálisan csak a mirigyes bálványfánál volt megfigyelhető, hogy uralkodóvá válik (válhat) rajtuk. A vizsgált állományok legfőbb erdőtervi adatait a Melléklet 10. táblázata tartalmazza.

1.) A vágások hatása a mirigyes bálványfa előfordulási és tömegességi viszonyaira

A Peszéri-erdőben a legnagyobb területi kiterjedéssel az akácelegyes szürke nyárasok bírnak. Ezek az állományok rövid vágásfordulóúak (35–50 év), a tarvágásig pedig jellemzően egy vagy két alkalommal történnek haszonvétellel járó gyéritések. A tarvágást követően a nyárasokat vagy természetes úton, sarjzattal újítják fel, vagy pedig mesterséges erdőfelújítás történik. Ezekbe a vizsgálatokba olyan állományokat válogattam be, amelyekben a gazdálkodó gyéritést vagy tarvágás hajtott végre, a tarvágás esetében pedig sarjzattal felújítást alkalmazott (4. ábra). A terepi felmérésre a 2019–2020-as nyugalmi periódusban került sor, a módszer pedig megegyezett az alapállapot-felmérés során használttal (a változók és felmérési egységek is ugyanazok voltak). Fontos feltétel volt, hogy a gyérités vagy tarvágás ideje, valamint az újbóli felmérés között egy vagy legfeljebb két vegetációs periódus telt csak el, továbbá az érintett területek alapállapot-felmérése még a vágások előtt megvalósult. Mindezen tényezők jelentősen redukálták a megfelelő területek számát és kiterjedését, de így is sikerült elégséges felmérési egységgel lekövetni a beavatkozásokat. A tarvágások vizsgálatára négy területen, összesen 238 felmérési egységben, a gyéritések nyomon követésére pedig három területen 67 felmérési egységben került sor. A vizsgálat kontroll területeit öt véletlenszerűen kiválasztott, a főbb termőhelyi és strukturális tulajdonságaiban az előzőekkel megegyező állomány 132 felmérési egysége adta. A beavatkozások utáni években a felsarjadó, illetve magról kelt fásszárúak gyakran nagyon sűrű, alig járható, illetve átlátható fiatalost képeznek (a gyéritések esetében a fennmaradt faegyedek alatt is lényegében ugyanilyen vegetáció alakul ki). Emiatt a felmérésükre csak a nyugalmi időszakban, bozótálló ruházatban van esély. A fiatalosok átjárása télen is nagy kihívást jelent, de a mirigyes bálványfa élénk narancsos-barnás színével könnyen detektálható. A másik három fafajnál viszont ez már nem mondható el, s emiatt nem kerültek be a vizsgálatba. A tarvágásokkal és gyéritésekkel érintett területeken a mirigyes bálványfa nagyobb egyedeit mindig maradéktalanul kivágták, emiatt csak a dbh < 5cm csoportra történt az adatgyűjtés.

A vizsgálat során arra voltam kíváncsi, hogyan változnak az egyes területeken az előfordulási gyakoriságok és az abundanciák, illetve tapasztalható-e különbség e tekintetben a beavatkozásokkal érintett és nem érintett területek között. Egyrészt kiszámoltam erdőrészenként, illetve részterületenként az abundancia-változások mértékét, másrészt a felmérési egységeket párokba rendeztem, s mindegyikre kiszámoltam a különbséget (a jelen vizsgálatban rögzített abundanciaértékekből kivontam az alapállapot-felméréskor rögzített értékeket). A különbség értékeket természetes logaritmussal konvertáltam – tekintettel a

megjelenítésre. Előzetesen a három csoport (tarvágás, gyérítés, kontroll) adatsorait Shapiro–Wilk normalitástesztekkel vizsgáltam, amelyek eredményei szerint egyik eset sem követte a normál eloszlást. Emiatt a csoportok közötti különbségek azonosítására Kruskal-Wallis tesztet végeztem, a párok közötti eltérésekre (*post hoc*) Dunn-tesztet alkalmaztam. A három csoportban rögzített alap- és végállapotok közötti különbségeket pedig Wilcoxon páros próbákkal vizsgáltam.

2.) A tuskópászták kialakításával érintett állományok leírása a mirigyes bálványfa előfordulási és tömegességi viszonyaira való tekintettel

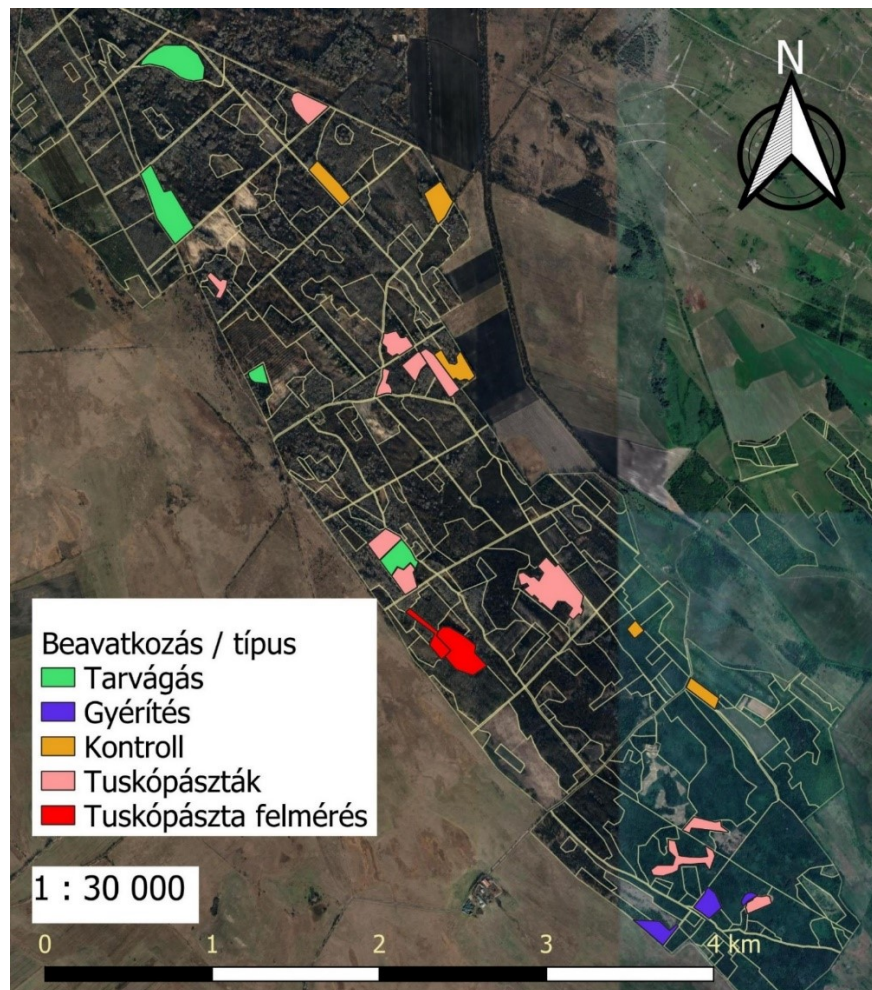
Ebben a vizsgálatban az alapállapot-felmérés adatait használtam fel. Leválogattam azokat a nyáras állományokat a Peszéri-erdőben, amelyek mesterséges úton kerültek felújításra, a gazdálkodó a munkálatok során tuskópásztákat alakított ki, és a véghasználatra – az alapállapot-felmérés idejékor – még nem került sor (4. ábra). További feltétel volt, hogy a korábbi állományoknál a mirigyes bálványfa biztosan jelen volt, amit a terepen a szegélyeken és tuskópásztákon tett megfigyelésekkel, illetve az erdőtervi adatokból (NFK 2023b) is ellenőriztem. A vizsgálatba 13 db, a feltételeket teljesítő erdőrészlet, illetve részterület került be összesen 540 db felmérési egységgel, 30,1 ha-t lefedve. A beválogatott állományokat a koruk függvényében növekvő sorrendbe rendeztem, s meghatároztam a mirigyes bálványfa abundancia-értékeit egy hektárra kifejezve. Emellett a felmérési egységek és az állományok kora közötti összefüggést Spearman r_s rangkorrelációval vizsgáltam a $dbh \geq 5$ cm-es csoport és a $dbh < 5$ cm-es csoport esetében. A vizsgálat lehetőséget adott arra, hogy egyrészt meghatározhassam azt, hogy mely esetekben figyelhető meg a fafaj regenerációja a tuskópásztákon, másrészt pedig milyen gyorsan képes felnőni és a mesterségesen felújított állományokba (vissza)terjedni.

3.) A mirigyes bálványfa tömegességi viszonyainak vizsgálata tuskópásztákon és környezetükben

A Felső-Kiskunság erdeiben gyakran megfigyelhető, hogy a mirigyes bálványfa összefüggő foltokat alakít ki a tuskópásztákon, újulata pedig viszonylag hamar megjelenik a mesterségesen felújított állományban is. Ennek alaposabb vizsgálatát kiemelten fontosnak tartottam, így kijelöltem két szomszédos, egy 26 éves és egy 7 éves, mesterségesen felújított szürke nyáras állományt, amelyekben a felújítási munkálatok alatt a gazdálkodó tuskópásztákat alakított ki (20/D és 20/J, 4. ábra). A fafaj mindkét esetben biztosan jelen volt a korábbi állományban, ennél fogva az összetolt tuskósortokba egyrészt az egyedek tuskó- és gyökérmaradványai, másrészt a magbank egy része is nagy valószínűséggel bekerült. A tuskópásztákról történő (vissza)terjedést egyedi mintavételi elrendezés szerint mértem fel, három sávban a tuskópásztától az állománybelső felé haladva. A tuskópászták átlagos szélessége 5 m volt, emiatt a sávok szélességét is 5 m-ben határoztam meg. A mintavételi egységek hosszát 10 m-ben állapítottam meg, így a mintavételek területi egysége 5×10 m-es kvadrát (50 m^2) volt. A vizsgálatba bekerült tuskópásztákon minden esetben 10 mintavételi egységet majd ezekkel párhuzamosan a pászták lábaitól 5 m-es távolságig, utána pedig az 5 m-es távolságtól 10 m-es távolságig szintén 10-10 mintavételi egységet jelöltünk ki. Ennél fogva egy tuskópásztát és az egyik csatlakozó oldalát a három sávban összesen 30 db mintavételi egységgel fedtük le. Az egyes mintavételi egységek határait minden esetben kimértük és kiszalagoztuk. A 7 éves állományban a térbeli korlátok egy tuskópásztát és annak mindkét oldalának felmérését, a 26 éves állományban pedig 3 tuskópásztát és azok véletlenszerűen kiválasztott, egy-egy oldalának felmérését engedték meg. Az egyedszámokat három csoportban rögzítettük, az alapállapot-felmérés során is használt $dbh \geq 5$ cm-es és $dbh < 5$ cm-es csoportokban,

továbbá külön jegyeztük a $dbh \geq 10$ cm egyedeket. Az utóbbi két csoport esetében az egyedeket mindig számoltuk, a $dbh < 5$ cm csoportnál alacsonyabb egyedsűrűségnél szintén számoltunk, magasabb értékeknél pedig tizesével történő becslést alkalmaztunk.

A vizsgálat során leíró jelleggel összehasonlítottam a két állományt a mirigyes bálványfa abundancia tuskópásztáktól az állománybelsőig vett változásán keresztül. A felmért sávok adatsorait előzetesen Shapiro–Wilk normalitástesztekkel vizsgáltam, amelyek eredményei szerint egyik eset sem követte a normál eloszlást. Emiatt, a három sáv közötti, a faj abundanciáiban vett különbségek azonosítására Kruskal-Wallis tesztet, a párok közötti különbségek meghatározására pedig *post hoc* Dunn-tesztet végeztem.



4. ábra. Az erdőgazdálkodói beavatkozások, a tuskópásztás állományok, és a tuskópászták részletes vizsgálatának helyszínei a Peszéri-erdőben

4.6. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa szelektív módszerekkel történő visszaszorításának vizsgálata beállított kísérleten keresztül

Az inváziós fajok visszaszorítására nemcsak a természetvédelmi, hanem az erdőgazdálkodói gyakorlatban is egyre nagyobb hangsúly helyeződik. Ennek megfelelően beállított kísérlet segítségével vizsgáltam néhány olyan általános forgatókönyvet (beavatkozás-sorozatot), amelyek mentén az egyes fajok kezelése ténylegesen megvalósul a gyakorlatban. A 2019 és 2022 között tartó vizsgálatba a Peszéri-erdőben (és a Felső-Kiskunságban) leginkább problematikus mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa került csak be egyrészt a területek kínálta lehetőségek, másrészt

gazdálkodói-adminisztratív okok miatt. Az *in situ* kísérlet helyszínéül – hosszas keresés után – egy olyan erdőrészlet került kiválasztásra, amelyben gazdálkodói tevékenység az 1990-es évek vége óta biztosan nem történt, s jól reprezentálta a Peszéri-erdőben előforduló főbb erdei élőhelytípusokat. A Kunpeszér 12/C részlet alapmátrixát sűrű nyáras foltokkal a kocsányos tölgy és akác adja, cserje- és lágyszárú szintje változatos, s mind a mirigyes bálványfa, mind pedig a nyugati ostorfa tömegesen van jelen (Melléklet 23. ábra). A részletbe ékelődik továbbá a Kunpeszér 12/D erdőrészlet, amelyet csak a vizsgált pufferzóna érintett (lásd később). A kísérlet alap gondolata négy eltérő beavatkozás-sorozat vizsgálata volt. Ezek a következők:

1. EK: egy alkalommal kivitelezett kezelés
2. MK: minden évben kivitelezett kezelés
3. MKP: minden évben kivitelezett kezelés a pufferzóna magtermő korú egyedeinek kezelésével
4. KO: kontroll, nem történt kezelés.

*A fentiekben kezelés alatt összes jelen levő bálványfa és nyugati ostorfa egyed elölését / eltávolítását értem.

Elsődleges céljaim az újulat abundancia-viszonyaiban bekövetkező változások nyomon követése, a változások mértéke közötti különbségek azonosítása és a háttérben álló magyarázó változók / változó kombinációk megtalálása voltak. Mivel a kísérlet *in situ* történt, ezért a kvadrátokon belüli magbankból, illetve a kívülről érkező magokból fejlődő egyedek elkülönítésére nem volt lehetőség. Ugyanakkor ez a gyakorlatban irreleváns, mert az elsődleges cél mindig a fafajok teljeskörű visszaszorítása, amely során e két magforrással együttesen kell számolni.

A négy megközelítés valójában eltérő kezelési intenzitásokat jelent, s ezek a két fafaj regenerációjára, illetve visszaterjedésére eltérően hathatnak. A kezelési intenzitások szerint az volt várható, hogy a legjobb eredményeket az MKP beállítás fogja mutatni, majd az MK és végül az EK kvadrátok. A kontroll állományokban pedig elsősorban kisebb mértékű, de pozitív változásokra számítottam. Azonban érdekes kérdéseket vet fel, hogy pl. az eltérő kiindulási állapotok és környezetek mennyiben írhatják át ezeket a hipotéziseket.

4.6.1. A kísérlet beállítása

A kísérleti kvadrátokat a Kunpeszér 12/C erdőrészletben 2019 őszén jelöltük ki (5. ábra). Az erdőrészletet előzetesen átjártuk figyelembe véve az inváziós alapállapot-felmérés és az élőhelyterképezés eredményeit. A kvadrátok tervezett helyét minden esetben alaposan leellenőriztük, s alapfeltétel volt, hogy mindkét fafajnak legyenek magtermő egyedei egyrészt a kvadrátban, másrészt annak szűk környezetében is. A kvadrátok mérete 25×25 m, azaz 625 m^2 volt. A kijelölést minden esetben a lehető legpontosabban, lézeres távmérő segítségével végeztük. A sarokpontokon és az oldalak felénél karókat állandósítottunk, a kezelésekkor és felmérésekkor ezek megkönnyítették az egyes kvadrátok kiszalagozását. A karók mellé mellé vasszöveget is beütöttünk – a karó esetleges eltűnése miatt (fémkeresővel így könnyen visszakereshetők a pontok). Minden kezelés-típust 3–3 ismétléssel vizsgáltunk, összesen tehát 12 db kvadrátot jelöltünk ki (5. ábra).

A kísérleti kvadrátok mellett a vegetációs környezet jellemzését is elvégeztem. A kísérleti kvadrátok körül 25 m-es távolságban pufferzónát jelöltünk ki (festéssel, kiszalagozással), amelyet nyolc, a kísérleti kvadrát köré igazodó, 25×25 m (625 m^2) kvadrátra osztottunk fel. A kísérleti kvadrát körüli négy sarki kvadrátnál a legtávolabbi sarkok 35,3 m-re helyezkedtek el, de ezeknél az eseteknél is természetesen a 25 m-es távolságot vettük figyelembe, azaz ezeket, a kísérleti kvadrát széleitől a 25 m-nél messzebb eső területrészeket nem vizsgáltuk.

Az alapállapot-felmérésekre és az első, teljes körű kezelésekre szintén 2019 őszén került sor. A kísérleti kvadrátokban (a három kontroll kivételével) elvégeztük a vegyszeres és mechanikus irtásokat. A nagyobb faegyedeknél a szelektív fűrés-injektálás és sebzés-kenés módszereket alkalmaztuk, Medallon Premium és Figaro glifozát hatóanyagú növényvédő szerekkel – szigorúan betartva az előírásokat. A mirigyes bálványfa esetében minden egyes egyedet (valójában rametet, de a továbbiakban az egyed, illetve egyedszám kifejezéseket használom) vegyszeresen kezeltünk, míg a nyugati ostorfánál az újulat egy részét és a magoncokat kézi húzással távolítottuk el. Az MKP típusú kvadrátok körül a teljes pufferezónában fűrés-injektálással minden egyes magtermő korú, és a kísérlet ideje alatt várhatóan a magtermő korba lépő egyedeket kezeltünk. Ezzel az MKP típusú kvadrátok szűk környezetében is megszüntettük a propagulumnyomást. Minden kvadrát és a kezelendő pufferek esetében legalább két alkalommal ellenőriztünk, s ahol szükséges volt, ott utókezeléseket végeztünk. A 2019-es év őszén tehát megtörtént a kísérlet beállítása, amely során a kezelendő területeken törekedtünk a két inváziós fafaj összes egyedének előlésére, eltávolítására. Ennek ellenére a 2020-as évben még sikerült találni néhány olyan egyedet, amelyet előzőleg nem kezeltünk. Ezeket külön kezeltük, s utólag hozzáadtuk a 2019-es évben rögzített eredményhez. Hasonlóan jártunk el a 2020/2021 és 2021/2022-es évek esetében is. A nyugati ostorfa és a mirigyes bálványfa a mintaterületeken nagy egyedszámokkal volt jelen, így a kísérlet beállítása és a későbbi kezelése is számos segítő kéz bevonásával valósultak meg.

4.6.2. Az alapállapotot leíró adatok gyűjtése

Az adatokat a kezeléseket szorosan követve, folyamatosan gyűjtöttük. A nyugati ostorfa és a mirigyes bálványfa egyedszámokat fafajonként három csoportban külön rögzítettük: 1.) 2 m alatti újulat, 2.) a 2 m feletti újulat, valamint 3.) a magtermő, illetve potenciális magtermő egyedek. Emellett külön mindegyik csoportban, továbbá fafajonként összesítve is megbecsültük a borítás, illetve záródás értékeket. Ezekből meghatározható volt a záródásviszonyokban bekövetkező relatív csökkenés minden egyes kezelt kvadrát esetében. A borítás, illetve záródás értékeket a kontroll kvadrátoknál is feljegyeztük. A kísérletben a becsléseket minden esetben csak én végeztem – ezzel a becslési hiba standardizáltnak mondható.

A magtermő, illetve potenciális magtermő egyedek csoportjánál további differenciált megközelítést alkalmaztunk, ugyanis ezek az egyedek felelősek a propagulumnyomásért, amely a vizsgálatban szintén fontos szerepet töltött be. Az ebbe a csoportba tartozó egyedekhez minden kísérleti kvadrátban és minden pufferkvadrátban egyedi alapon becsült értékeket jegyeztünk fel. Ezek a következők voltak: 1.) dbh (cm), 2.) magasság (m), aminél a legfelső leveles hajtást vettük figyelembe, 3.) lombkoronavetület területe (m²), illetve 4.) a pufferkvadrátokban a faegyed lombkoronájának a kísérleti kvadráthoz legközelebb eső távolsága (m). A becslések során mérésekkel folyamatos önellenőrzést végeztünk (dbh: szabócentivel; magasság: Nikon Forestry Pro II készülékkel; lombkoronavetület és távolság: lézeres távolságmérővel). A gyűjtött adatokból minden faegyedre külön kiszámoltam az egyedi propagulumnyomás értékeket a dbh × magasság × lombkoronavetület szorzattal, a pufferkvadrátok esetén pedig súlyoztam a távolsággal. Minden faegyedhez továbbá rögzítettük a vitalitást és azt, hogy ténylegesen magtermő-e a fa. Utóbbi könnyen azonosítható, mert ősszel a termések nagyrésze még mindkét fafaj esetében fent van, legalábbis a terméskocsányok még biztosan látszanak. Az egyedi propagulumnyomás értékek számításához csak a vitális és ténylegesen magtermő faegyedek adatait használtam fel.

4.6.3. Adatgyűjtések a későbbi években

A kísérlet következő éveiben történő adatgyűjtésekhez a 2020-as évben minden kísérleti kvadrátot további 9 parcellára osztottunk fel az 5. ábra szerinti elrendezésben. Az elrendezés centrális megközelítést követett, azaz a kísérleti kvadrátok szegélyétől öt méteres távolságig minden oldalon egy-egy trapéz (egyenként 100 m²), majd újabb öt méteres távolságban ismét egy-egy trapéz (egyenként 50 m²) került kijelölésre. A középső négy trapéz fogta közre a legbelső kvadrátot (25 m²). Ez a felosztás azért fontos, mert így vizsgálni lehet a magok szegélyekről történő közvetlen beszoródását – ahol a távolságoknak természetesen jelentősége van. A 2019-es beállításnál sajnos már nem volt idő a parcellák kialakítására, ami miatt ennek az évnek az adatai parcella szinten nem vethető össze a későbbi évekkel. Ugyanakkor a megválaszolni kívánt kérdések tükrében ennek egyébként sem lett volna érdemi szerepe.

A 2020-as, 2021-es és 2022-es években a kezeléseket és számolásokat a kísérleti beállítás függvényében végeztük. Az EK és KO típusú kvadrátoknál a 2019-es irtáson kívül nem történt további kezelés, csak az egyedek parcellákon belüli számolását végeztük el. Az MK és MKP típusú kvadrátoknál viszont mindegyik évben újra többször ellenőrzött, a teljes körű eltávolítást célzó kezeléseket alkalmaztunk. Ez nagyrészt a kézi húzást jelentette, ugyanakkor a bálványfa esetében bizonyos parcellákban erőteljes gyökérsarjadzásra is sor került. A gyökérsarjakat sebzés-kenéssel kezeltük, s külön jegyeztük.

A mag, és sarj eredetű újulatot külön, továbbá öt magasságosztály szerint számoltuk. Az alkalmazott magasságosztályok a következők voltak: 1.) 0–25 cm, 2.) 25–50 cm, 3.) 50–100 cm, 4.) 100–200 cm, 5.) 200 cm felett. A gyűjtött abundancia adatokat mindig területarányosan, egy m²-re kifejezve használtam a későbbi elemzések során.

4.6.4. A vizsgálat során használt környezeti változók leírása

A környezeti (magyarázó) változókat minden parcellára meghatároztam, s ehhez a változó természetétől függő becslési és számítási módszereket használtam. A változók és az alkalmazott módszerek a következők voltak:

1. Relatív propagulumnyomás: a magtermő példányokra számított egyedi értékekből minden parcellára kiszámoltam az összesített értékeket. Ehhez figyelembe vettem az egyes parcellák és pufferkvadrátok helyzetét, s mindig a legközelebbi távolsággal számoltam. Az értékeket természetes alapú logaritmussal (ln) konvertáltam mindkét fafaj esetében
2. Záródásvesztés (%): a kísérlet beállítása során bekövetkezett záródásvesztéseket különböző kombinációkban számoltam ki: 1.) a magtermő, illetve potenciálisan magtermő egyedek lombkoronavetületi értékei, 2.) az előbbi és az újulatok borítás értékei együttesen, 3.) a két fafaj záródásértékei összesen. A kontroll területek esetében a záródásvesztés értékek nullák voltak
3. Záródás meghatározása becslésekkel (%): a 6 m feletti faállomány záródásértékeit szemmel történő becslésekkel rögzítettem. Az adatgyűjtést 2020-ban végeztem, a kezelt inváziós egyedek biztos elpusztulását követően. Ezek az értékek tehát a fennmaradó állomány záródásait jelentik az egyes parcellákban. A becsléseket 5%-os pontossággal igyekeztem elvégezni
4. Záródás meghatározása halszemoptikás felvételek készítésével és elemzésével (indirekt fénybecslési módszerrel): a szemmel történő becslések mellett mindegyik kvadrát esetében összesen 13 db halszemoptikás felvételt készítettem két alkalommal, a 2021-es év őszének legelején és 2022 nyarán. A fotókat a kvadrátok sarok- és oldalpontjain, valamint közepén készítettem (5. ábra). A felvételekhez Nikon D 5600-as készüléket és

8 mm-es Samyang F3.5-ös objektívet használtam. A fotózásokat egyenletesen felhős időben, vagy napfelkelte után (az első becsillanásig) végeztem, s igyekeztem egy héten belül elkészíteni az összes felvételt. A fotókat a Gap Light Analyzer szoftverrel (Frazer et al. 1999) elemeztem. A későbbiekben a számos kalkulált érték közül a záródás-hiány (% *Canopy Openness*) értékeket használtam fel. A parcellákra a kapott értékeket a következők szerint határoztam meg: 1.) a külső parcelláknál a négy sarok és egy oldalpont átlaga, 2.) a középső parcelláknál a négy sarok és a középső pont átlaga, 3.) a belső parcellánál pedig csak a középső pont (13-as, 5. ábra) értékeit használtam. A kapott eredményeket összevetettem a parcellákra becsült záródás értékekkel Spearman rs korrelációval

5. A lágyszárú szint borítása (%): a lágyszárú szint borításértékeit 2021-ben nyáron, 2022-ben nyáron és ősszel rögzítettem, továbbá egy átlagot is kalkuláltam. A becsléseket 5%-os pontossággal igyekeztem elvégezni
6. A cserjeszint borítása (%): a 2020-as záródásbecsléssel egyidőben végeztem, s a 6 m-es magasság alatti fásszárúakat vettem figyelembe. A becsléseket 5%-os pontossággal igyekeztem elvégezni
7. Az avar borítása (1–3): 2022 őszén végeztem a lombhullás kezdete előtt. Három kategóriát alkalmaztam a következők szerint: 1.) nincs, vagy szórványos, 2.) összefüggő, de foltokban hiányos, s alapvetően vékony (< 5 cm), 3.) összefüggő és vastag (> 5cm) avar
8. A fafajok relatív dominancia viszonyai (%): a 6 m feletti lombozatot alkotó fafajok egymáshoz viszonyított aránya (összesen mindig 100%). A 12 kísérleti kvadrátban a következő fafajok kerültek feljegyzésre (dominanciájuk szerint csökkenő sorrendben): kocsányos tölgy, fehér akác, nyugati ostorfa (csak kontroll), mirigyes bálványfa (csak kontroll), szürke nyár, hegyi juhar és vénic szil (*Ulmus laevis* Pall.).

Ezek mellett 2020 és 2022 között minden évben nyáron és ősszel külön megbecsültem a lágyszárúsínt borítását a 12 kvadrátban, s rögzítettem a domináns lágyszárú fajokat.

4.6.5. A kísérlet során gyűjtött adatok elemzése

A kísérlet beállításakor (2019 ősz) rögzített adatokat külön összegeztem, s néhány egyszerűbb leíró statisztikát készítettem annak érdekében, hogy a területen uralkodó állapotokat, és a két fafaj jelenléte és tömegessége közötti különbségeket bemutathassam. Ezt követően az újulat változását értékeltem a beállítások (EK, MK, MKP, KO), az alkalmazott magasságosztályok és a centrális elrendezés (külső, középső, belső parcellák) szerint a 2020-as, 2021-es, 2022-es egyedszám / m² adatok alapján. A kísérleti elrendezés alapvetően nagy területek felmérését célozta meg, ellenben a mintaelemszám – az egyes esetekre vonatkoztatva – nagyon alacsony volt. Emiatt a leíró eredmények az egyes beállítások és centrális elrendezés szerint vett változásokat jobban reprezentálhatják, mint a modellekkel kapott eredmények. A lágyszárú szintnél csak a borításokkal foglalkozom a továbbiakban, azonban a Melléklet 33. ábráján bemutatom a kísérleti kvadrátok domináns lágyszárú fajait a konstanciájuk szerint. Dominánsnak tekintetem azokat a fajokat, amelyek a kvadrátban legalább 20%-os relatív borítást értek el, a konstanciát a hat időszakra számoltam ki (ha pl. mind a hat időszakban domináns volt a faj, akkor 100%-os konstanciával bírt).

A két inváziós fafaj tömegességi viszonyait meghatározó tényezők azonosításához általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) használtam. Az elemzéseket csak a 0–25 cm-es magasságosztályra végeztem el, mert elsősorban a (vissza)terjedés mértékére voltam kíváncsi,

amit ez a csoport ír le a legjobban. A függő változók az egy m²-re kifejezett egyedszámok voltak. Ezek folytonos változóknak tekinthetők, így minden esetben gamma modelleket használtam (log link funkcióval). Az adateloszlást előzetesen Shapiro–Wilk tesztekkel ellenőriztem, az adatok nem követték a normál eloszlást. Az elemzésekhez használt prediktor változókat két szinten szelektáltam. A biztosan egy irányba ható változók közül azokat választottam ki, amelyek valószínűleg vagy a legpontosabban közelítik a valós viszonyokat, vagy több mérés / becslés átlagából kalkuláltak. Ennél fogva a záródás változók közül a két időszakban mért záródáshiány átlagát, a cserjeszintet, a lágyszárú szint átlagát, a pufferre és a kísérleti kvadrátra számolt relatív propagulumnyomás összegét, az avart, továbbá az állományalkotó fafajok relatív dominanciaviszonyait mutató adatsorokat választottam ki előzetesen. Ezt követően Spearman rs rangkorrelációkat végeztem, s a korrelációs mátrixban kiszűrtem a nagyon erős ($r_s > \pm 0,8$) összefüggést mutatókat. Ezek közül kiválasztottam az egyiket, a másikat pedig nem használtam (redundáns prediktor lenne). További fix változókként használtam a kísérleti év + kísérleti beállítás típusát (interakcióban), valamint a kísérleti év + kísérleti beállítás + centrális elrendezést (szintén interakcióban). Random faktorként a 12 db kísérleti kvadrátot használtam. A modellszelekciónál a 4.5.2. fejezetben leírtak szerint jártam el. Az eredményekben megadom a legjobb modellekhez tartozó AIC értéket, továbbá az R^2_m (csak a fix faktorok által magyarázott variancia) és R^2_c (a fix és random faktorok által magyarázott variancia) értékeket. A legjobb modellt alkotó fix változóknál az F értéket ($F = \chi^2 / df1$) és a hozzá tartozó szabadsági fokokat (df1 és df2), illetve probabilitási szintet közlöm. A fix változók egyedi hatását bemutatandó megadom a paraméterbecslések Beta értékeit a standard hibával (SE), a t-tesztek eredményeivel és probabilitással. A kategorikus változóknál ezek az értékek szintenként kerülnek kiszámításra, amelyhez referencia szükséges. Az avar változónál a harmadik szintet, a két kombinációnál pedig az MKP, illetve MKP-belső parcella esetet használtam referenciaként. Minden kategorikus változónál elvégeztem a *post hoc* páros próbákat (Bonferroni korrekcióval). A probabilitási szintet minden esetben $p = 0,05$ -ben állapítottam meg. Fontos azonban megjegyezni, hogy a kategorikus változóknál az egyedi hatások értékei és a *post hoc* tesztek eredményei csak erős megkötésekkel értelmezendők, ugyanis a mintaelemszám – szintekre bontva – nagyon kicsi volt. Ennél fogva ezeket az értékeket csak mint tendenciát jelző értékeket lehet figyelembe venni.

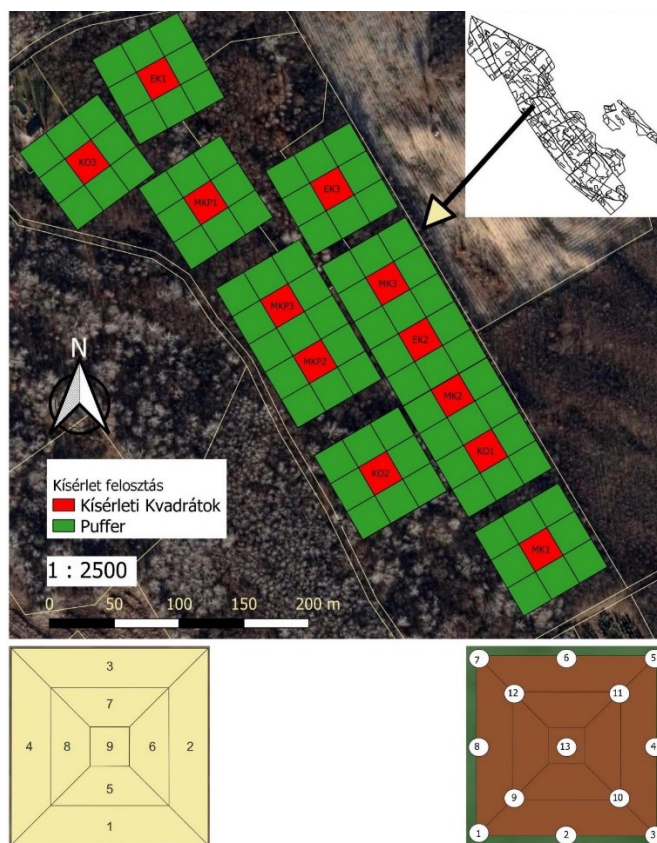
4.6.6. Kiegészítő vizsgálatok a mortalitásra, a lágyszárúsínt és tömegesség közötti kapcsolatok leírására

A mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa egyedszámok szezonális és évek közötti változását külön beállításban is vizsgáltam. Ez a kísérleti kvadrátokhoz képest jóval kisebb mintaterületet jelentett, ugyanakkor a két faj növekedési és tömegességi mutatóinak sokkal finomabb léptékű leírását tette lehetővé.

Az MKP1-es mintaterület nyugati sarkához kapcsolódó három pufferkvadrátban (5. ábra) az inváziós fafajok nagyobb példányai tömegesen voltak jelen, így a kezelések után a zárt állományrészből közel teljesen nyílt folt alakult ki. Ebben 2020 nyarán összesen 40 db karót tűztünk ki véletlenszerű kezdőponttal és iránnyal 4 vonalban. A karókat lefestettük, s vasszőget helyeztünk a tövükhöz. Ezzel a tervezett ismételt mintavételek középpontjai kijelölésre kerültek. A mintavételeket egy speciális, 1 m átmérűjű és négy db cikkelyre osztott, kör alakú öntvény eszközzel (Melléklet 24. ábra) végeztük. Egy minta területe 0,79 m², egy cikkely területe pedig 0,2 m² volt. Az egyedeket a kísérleti kvadrátoknál használt magasságosztályok (0–25 cm, 25–50 cm, 50–100 cm, 100–200 cm, 200 cm felett) szerint számoltuk. Emellett rögzítettük a lágyszárúsínt borításértékeit minden cikkelyre külön-külön, hogy a lehető legpontosabb becslést

kapjuk az egyes mintavételi területekre. A felméréseket 2020-ban csak nyáron tudtuk elvégezni, 2021–2022-ben viszont nyáron és ősszel is, azaz összesen öt időszakban történt felmérés.

A gyűjtött adatokból kiszámoltam minden magasságosztályra az egyes időszakhoz tartozó összesített egyedszámokat, amelyekkel egyszerű ábrázolásban mutatok rá a bekövetkező változásokra. Emellett meghatároztam a mortalitási rátákat (%) az évek és az évszakok között. A finomléptékű felmérés során lehetőség adódott a lágyszárúak borításának viszonylag pontos becslésére, így az esetleges hatások azonosítására is. Az adatokat GLM-ek segítségével is elemeztem az 5.3.2. alfejezetben leírtakkal megegyező módon. A probabilitási szintet $p = 0,05$ -ben állapítottam meg. Az előzetesen elvégzett Shapiro–Wilk tesztek szerint a függő változók itt sem követték a normál eloszlást, a függő változó adattípusa diszkrét volt, így jelen esetben is negatív binomiális modelleket használtam. A lágyszárú szint mellett betettem a modellekbe a felmérési időszakot, mint öt szintű nominális változót. Az ehhez tartozó paraméterbecsléseknél a referenciát a 2022-es év ősze adta. Az egyes időszakok közötti, a függő változóknál azonosítható különbségeket továbbá *post hoc* páros próbákkal (Bonferroni korrekcióval) is vizsgáltam. Az elemzéseket csak a 0-25 cm-es és 25-50 cm-es osztályokhoz tartozó adatok esetében végeztem el, mert egyrészt ezeknél feltételeztem kapcsolatokat a használt prediktorokkal, másrészt csak ezeknél áll rendelkezésre elégséges mennyiségű adat.



5. ábra. A mirigyes bálványfára és a nyugati ostorfára irányuló kezelések *in situ* vizsgálata a Kunpeszér 12/C, és részben Kunpeszér 12/D erdőrezsletekben. A kvadrátok területe 25×25 m (625 m²). EK: egy alkalommal kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt pufferzónával; KO: kontroll. A bal alsó ábra a kísérleti kvadrátok 9 parcellára való felosztását mutatja, a jobb alsó ábra a halszemoptikás felvételek készítésének helyeit mutatja

5. Eredmények és megvitatásuk

A következőkben a négy témában végzett vizsgálatok eredményeit témánként ismertetem. Tekintettel a vizsgálatok sokféleségére, az eredményeket részben közvetlenül azok ismertetésénél, részben pedig az egyes témák végén, külön alfejezetekben vitatom meg.

5.1. A négy inváziós fafaj elterjedés-történetének feltárása a Peszéri-erdőben

5.1.1. A szakirodalomból származtatott információk

A szakirodalom áttekintése során négy olyan forrás került elő, amelyek nélkülözhetetlen információkat nyújtottak a mirigyes bálványfa és a kései meggy bekerülésével és első előfordulási helyszíneivel kapcsolatban. A forrásokból három szerepelt Korda (2018b) munkájában, így az eredeti források könnyen visszakereshetők voltak, míg a negyedik (Kolossváry 1961) a célzott keresések eredményeként került elő, továbbá nyomtatott formában is megkaptam egy, a Peszéri-erdőben hosszú ideig tevékenykedett személytől.

A mirigyes bálványfa első adatai a területről Faragó (1964) közleményében található. A munkában a szerző a Kerekegyházi Erdészet területén végzett terepi vizsgálatok eredményeit mutatja be, s a gyökérfeltárások ismertetésénél kitér a mintázott faegyedek korára és helyére. A Peszéri-erdőben egy 22 és egy 25 éves faegyedet ír le, ami alapján biztosan állíthatjuk, hogy a fafaj legalább az 1930-as évek vége óta jelen van a területen. A helyszín pedig mindkét faegyednél az akkori 12/D jelű erdőrészlet volt. A digitalizált archív üzemtervi térképekről ezt azonosítani tudtam, s ez az erdőrészlet a mai 8/G erdőrészletnek felelt meg. A leírás alapján a fák az akkori akácos állomány szélén, buckavonulaton, illetve buckaoldalon foglaltak helyet. Ez a buckás jellegzetesen kicsit feljebb, a 8/B és 8/A erdőrészletekben jelenik meg, de a részlethatárokon is fut. A 8/G erdőrészlet a közelmúltban teljes szerkezetátalakításon ment keresztül, s több részletre osztották, de 2020-ig itt ténylegesen még többször sarjaztatott akácos állt. Mindezen információk alapján tehát valószínűsíthető, hogy Faragó a három erdőrészlet határán, de legalábbis a 8/G erdőrészlet északi felén végezhette a vizsgálatokat.

A kései meggyről szóló források egy alapvető fontosságú információra világítottak rá nemcsak a fafaj, hanem általánosságban a területen megtalálható idegenhonos fafajokkal kapcsolatban is. Babos Imre vezetésével ugyanis 1937-ben egy kísérleti erdőt hoztak létre a Peszéri-erdőben (Babos 1954), amit egyébként a mai napig arborétumként is említenek a helyiek. A cikkben írtak szerint ekkor ültették az első kései meggy csemetéket is. A helyszín a 8/B erdőrészlet volt (az azonosító nem változott), viszont ez az adat csak egy jóval későbbi publikációban jelent meg (Bidló & Faragó 1991). A területet az 1950-es években az ERTI vette át, s a fejlesztések során számos idegenhonos fásszárú telepítésére és helybeni tesztelésére került sor (Kolossváry 1961). Az erdőrészletben viszont az évtizedek során számos vágás történt, így például a kései meggyek ma döntően sarjcsokrokban fordulnak elő (pers. obs.). Mindenesetre elmondható, hogy a fafaj első bekerülési helye és ideje pontosan meghatározható. Emellett pedig egy olyan tevékenység kezdetére is fény derült, aminek keretein belül feltételezhetően a másik három fafajjal is foglalkoztak.

A nyugati ostorfa és a zöld juhar esetében csak nagyon általános, vagy nagy térléptékű közelítést megengedő források voltak elérhetők (in Korda 2018b). Ilyenek például Véssey (1881) cikke, amiben a Ráckevei Uradalom léptékén tesz említést az ostorfa szaporításáról és ültetéséről – a bálványfa mellett, vagy például Rodiczky (1884) és Berta (1959) közleményei szintén e két fafajról a közeli pusztavacsi erdőkből.

5.1.2. A négy inváziós fafaj elterjedése a területen az archív és recens üzemtervi adatok, továbbá a teljes területi és kiegészítő felmérések alapján

Az üzemtervi adatok alapján általánosságban kijelenthető, hogy a négy fafaj az adatsorokban való első megjelenésük után minden időszakban egyre gyakoribbá vált. Emellett pedig kiemelkedően fontos, hogy az erdőrészekben való gyakoriságuk a 2002-es adatsorokban ugrott meg a legnagyobb mértékben (3. táblázat, Melléklet 3–6. ábrák). A teljes területi felmérés és a kiegészítő adatgyűjtések szerint jelenleg a Peszéri-erdő 300 részletében a mirigyes bálványfa 246-ban, a nyugati ostorfa 286-ban, a kései meggy 193-ban, a zöld juhar pedig 109-ben fordul elő. Tömeges jelenlétükkel pedig ugyanebben a sorrendben 83, 75, 16, illetve 13 részlet jellemezhető.

3. táblázat. A négy fafaj előfordulási gyakorisága az elérhető üzemtervi adatok (1958–2016) és a teljes területi felmérés (2017–2019) alapján a Peszéri-erdőben. n: az erdőrészek száma az adott időszakban. A fafajok alatt az üzemtervi adatok esetében az Előfordul oszlopban az erdőrészlet leíró lapok egyéb fafajok, illetve megjegyzés szekcióiban szereplő adatok, míg a Tömeges oszlopban a fafajsorban szereplő előfordulások alapján kalkulált gyakorisági értékek szerepelnek. A teljes területi felmérés esetében a módszertanban ismertetett határértékek alapján kalkulált gyakoriságok szerepelnek: 1.) a dbh \geq 5 cm csoport eléri a 100 tő / ha-t és / vagy a dbh < 5 cm csoport eléri az 1000 db tő / ha-t, továbbá 2.) a fafaj az adott erdőrészlet területének negyedén jelen van: Tömeges; a határértékek alatt: Előfordul

Időszak	A. altissima (%)		C. occidentalis (%)		P. serotina (%)		A. negundo (%)	
	Előfordul	Tömeges	Előfordul	Tömeges	Előfordul	Tömeges	Előfordul	Tömeges
1958 (n = 496)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,4
1971 (n = 198)	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
1982 (n = 198)	3,5	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0
1992 (n = 209)	8,6	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	4,8	0,0
2002 (n = 285)	25,6	0,4	33,7	0,0	15,8	0,4	8,4	0,4
2016 (n = 300)	48,7	8,3	47,3	0,7	18,0	0,3	13,0	1,3
2017-2019 (n = 300)	82,0	27,7	95,3	25,0	64,3	5,3	36,3	4,3

A mirigyes bálványfa az üzemtervi adatokban először csak 1971-ben jelent meg. Mindössze egy erdőrészletben került feljegyzésre. Ez a kísérleti erdő (8/B) volt, amelynek közvetlen szomszédságából (8/G) származik az első előfordulási adat. Ez alátámasztja Faragó (1964) tanulmányában írtakat, amelyek szerint a mintázott faegyedek a részlethatáron voltak. A mirigyes bálványfa sarjtelepeket képez, vagyis valószínűsíthető, hogy a mintázott egyedek egy kiterjedtebb, a részlethatáron található telephez tartozhattak. Az előfordulási gyakoriságokban a legnagyobb ugrás (több mint háromszoros) az 1992–2002-es időszakok között tapasztalható, s a fafaj 2002-ben került be először a fafajsorba. A jelenleg érvényes, 2016-os üzemtervi adatok és a teljes területi felmérés eredményei között egyértelmű eltérés azonosítható. Utóbbi alapján a fafaj nemcsak gyakoribb, hanem jóval tömegesebb is Peszéri-erdőben, azaz kijelenthető, hogy az üzemtervi adatokban a mirigyes bálványfa alulreprezentált (Melléklet 3. ábra).

A nyugati ostorfa az üzemtervi adatokban először csak 1982-ben jelent meg. Az első ismert előfordulása az 1930-as évekre tehető (lásd 5.1.3.), így érdekes, hogy csak évtizedekkel később jegyezték fel először a hivatalos adatsorokban. A gyakoriságát tekintve a legnagyobb ugrás (több mint tízszeres) szintén az ezredfordulóra tehető, viszont a fafajsorban először csak a 2016-os leíró

lapokon szerepelt. A mirigyes bálványfához hasonlóan a nyugati ostorfa is erősen alulreprezentáltnak mondható a jelenleg érvényes üzemtervi adatokban (Melléklet 4. ábra).

A legnagyobb meglepetést egyértelműen a kései meggy okozta, amely a dokumentált 1937-es ültetése ellenére csak 65 évvel később, a 2002-es üzemtervi adatokban jelent meg először. Ekkor azonban az erdőrészetek közel 16%-ában leírták, s néhány esetben a fafajsorba is bekerült. Az előző fafajokhoz hasonlóan azonban a kései meggy is többszöresen alulreprezentáltnak mondható a jelenleg érvényes üzemtervi adatokban a teljes területi felmérés eredményeihez képest (Melléklet 5. ábra).

A zöld juhar esetében az első előfordulások a leíró lapok vizsgálatából kerültek elő. Az 1958-as adatokban már négy erdőrészletben is jelezték, ebből két esetben pedig a fafajsorban is szerepelt. Utóbbi különösen fontos, mert a fafajsorban számos egyéb információ is feljegyzésre kerül, amelyek alapján további következtetéseket lehet levonni. Az első erdőrészletben az uralkodó fafaj a szürke nyár volt 90%-os elegyaránnyal, s emellett csak a zöld juhar szerepelt a fennmaradó 10%-os elegyaránnyal. Az állomány kora 18 év, eredete pedig mag volt. Utóbbi adat mesterséges felújításra enged következtetni, s ez alapján kijelenthető, hogy a fafaj legalább az 1940-es évek óta jelen van a Peszéri-erdőben. A második erdőrészletben 60 éves kocsányos tölgyek és vadkörte (*Pyrus pyraster* (L.) Boreau) mellett az állományt elsősorban a fehér akác, kisebb részt pedig a szürke nyár és a zöld juhar adta. Utóbbi három fafajhoz kort nem adtak meg, viszont az eredetüket sarjként jelölték. Ezeket az erdőket szokás középerdőnek nevezni, ami a gyakorlatban azt jelenti, hogy az idős, s jellemzően kemény fafajok egyedeit a nevelő- és végvágásoknál megkímélik, s csak az ezek alatti lombos szint(ek)et érintik a használatok. Vagyis bizonyos, hogy az akácok nem sokkal 1958 előtt kerülhetett véghasználatra, így éppen az adatrögzítés idejékor még a felújítás szakaszában volt. Ebben a szakaszban pedig az érintett állományoknál nem feltétlenül rögzítették a kort – illetve ez gyakran még ma is így van. Rédei et al. (2017) alapján a fehér akác átlagos vágásérettiségi kora hazánkban 31 év, de ebben termőhelytől függően lehetnek jelentősebb eltérések. Ez arra enged következtetni, hogy az akácok, benne a zöld juharral már 1940 előtt is ott lehetett. Ugyanakkor, mindkét előfordulási helyszínen (Melléklet 6. ábra) a Peszéri-erdő legalsó térszínein foglal helyet, s az akkoriban még sokkal jobb vízellátottság miatt elképzelhető, hogy az állományok korábban vágáséretté váltak, mint a hazai átlag. Ennél fogva helyesebb a zöld juhar első előfordulási adataival kapcsolatban az 1930-as évek végét, 1940-es évek elejét meghatározni. Végül fontos megjegyezni, hogy a fafajt 2002-ig nem jegyezték fel újra a fafajsorban, viszont a gyakoriságokban a másik három fafajhoz hasonlóan szintén ekkor azonosítható a legnagyobb ugrás, illetve a jelenleg érvényes üzemtervi adatokban szintén alulreprezentált (Melléklet 6. és 7. ábra).

5.1.3. A kiugró méretű faegyedek vizsgálata és a biztos ültetések azonosítása

A terepi felmérések során a Peszéri-erdőben található kiugró méretű faegyedek döntő többségét sikerült dokumentálni. Míg a mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa esetében viszonylag sok 30 cm-es dbh-t elérő példányt találtunk, addig a kései meggyből és a zöld juharból alig volt néhány nagyobb egyed a területen (6. ábra).

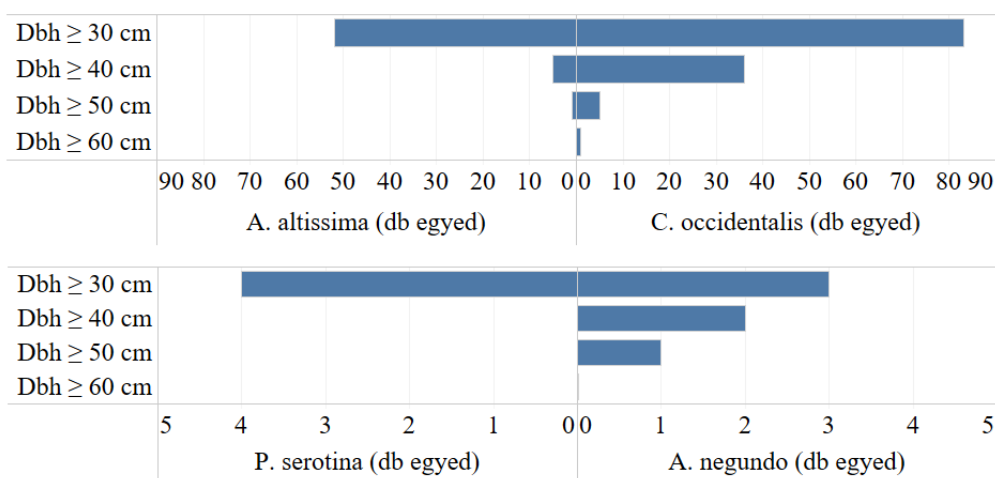
A mirigyes bálványfa esetében összesen csak egy példány került kivágásra, ami a Peszéri-erdő felső erdészházának (7. ábra) szomszédságában állt (a ház ma már magántulajdon, nyaralóként működik). Ennek átmérője 52 cm volt, kora pedig mindössze 50 (+ néhány) évnek adódott (a legbelső gyűrűk és a kéreg alatti gyűrűk csak csiszolás után válnak el élesen, ezért helyesebb minimum kort megadni). Ebből következik, hogy továbbra is Faragó (1964) tanulmánya adja az első előfordulási adatokat. Érdekes azonban, hogy a legnagyobb egyedek többsége az első ismert

előfordulási hely közelében, továbbá a jelenleg a Kunpeszér 12/C azonosító alatt futó erdőrészletben foglalt helyet (Melléklet 9. ábra).

Az idős fák évgyűrűinek számlálásából kerültek elő viszont a nyugati ostorfa legelső előfordulási adatai. A felmérések során egy érdekes szituációt figyeltünk meg a 12/C erdőrészletben. Ennek a részletnek az északnyugati részén található felső erdészház, s közvetlenül az épület telke alatt számos, 40-65 cm-es dbh-t elérő nyugati ostorfa található (Melléklet 9. ábra). Az egyedek pedig jól kivehetően sorokban álltak. Ezek közül a három legnagyobb példány kivágása történt meg (Melléklet 12. ábra), ezek pedig egykorúnak bizonyultak. Az évgyűrűszámlálások eredménye 75 (+ néhány) évnak adódott, vagyis kijelenthető, hogy a fafaj legalább az 1940-es évek óta jelen van a Peszéri-erdőben. A 12/C erdőrészletben egyébként végig előfordulnak a nagyobb egyedek, s valószínűsíthető, hogy ezek is az egykori ültetésekből származnak. A 12/C részletben az egyedeket – a nagy számuk miatt – külön nem jegyeztük fel, de a számuk biztosan meghaladhatja a 100 pld.-t. A négy fafaj közül egyértelműen a nyugati ostorfa volt a leggyakoribb a 12/C erdőrészleten kívül is. A nagyobb egyedek elszórtan a teljes területen előfordultak, de jellemző volt az is, hogy néhány foltban kifejezetten sok volt belőlük. A Peszéri-erdőben az erdészek a vágásokkal érintett állományoknál régebben is igyekeztek meghagyni bizonyos foltokat, illetve faegyedeket (hagyásfákat). Ezek a hagyatékok a legtöbb erdőrészletben ma is megtalálhatók, s valószínűsíthető, hogy ebben a gyakorlatban a nyugati ostorfa is szerepelt. A 12/C-ben egykor végzett ültetések mellett sikerült egy másik erdőrészletben (9/L) is találni ültetésre utaló nyomokat (Melléklet 13. ábra). A faegyedek egy buckaoldalon, szintben futó sorokban foglaltak helyet akáccal vegyesen. A dbh 15-20 cm között változott. Hat faegyed kivágása történt meg, s ezek egykorúnak bizonyultak. Az évgyűrűszámlálás eredménye 30 (+ néhány) év lett, ami rávilágít arra, hogy a fafajt még az 1980-as évek végén is biztosan ültették a Peszéri-erdőben. A sikeres azonosítás után több ostorfás buckaoldalt is célzottan újra megnéztem, de jól kivehető sorokat nem találtam. Ez alapján természetesen nem zárhatók ki az egykori ültetések, de az időközben végzett vágások és egyéb munkálatok már 'elfedték' ezeket a nyomokat.

A kései meggy esetében mindössze négy nagyobb egyedet sikerült találni, s ezek az első előfordulás közvetlen közelében foglaltak helyet (Melléklet 9. ábra). Kivágásuktól eltekintettünk, mert bizonyosan fiatalabbak voltak, mint az első bekerüléstől eltelt évek száma.

A zöld juhar esetében szintén csak kevés nagyobb egyed maradt meg a területen, s ezek jellemzően a legelső ismert előfordulások közelében foglaltak helyet (Melléklet 9. ábra). A legnagyobb példány került kivágásra, de kora még az 50 évet sem haladta meg.



6. ábra. A négy fafaj kiugró méretű egyedeinek száma az átmérők szerint a Peszéri-erdőben. A nyugati ostorfa esetében a 12/C erdőrészletben található példányok itt nem kerültek összegzésre

5.1.4. A hotspot elemzések eredményei

A teljes területi felmérés adataival végzett hotspot analízisek mind a négy fafaj esetében néhány nagyobb kiterjedésű, valamint több kisebb foltba szerveződő hotspotot adtak eredményül (Melléklet 10–11. ábrák). A négy fafaj két csoportja között jelentősebb eltérések adódtak, ami egyrészt a szignifikánsan pozitív felmérési egységek számában, másrészt pedig a Z-skálák felső határértékében jelenik meg. Előbbi alapvetően a fafajok gyakoriságával van összefüggésben, utóbbi viszont rámutat arra, hogy a kései meggy és a zöld juhar térbeni jelenléte valamelyest aggregáltabb eloszlást követ, mint a nyugati ostorfáé és a mirigyes bálványfáé. A legfontosabb értékeket a 4. táblázat foglalja össze.

A mirigyes bálványfa mindkét csoportjában a Z-skála felső 1%-át adó felmérési egységek egy-egy jól elkülönülő foltba szerveződnek, amelyek ráadásul majdnem át is fednek egymással. A foltok pontosan az első ismert előfordulási helynél találhatóak. A legnagyobb összefüggő hotspotok ezek köré szerveződnek, ugyanakkor még két nagyobb foltot érdemes megemlíteni. Az egyik a Peszéri-erdő közepén, a nyugati szegély közelében, a másik pedig a déli rész keleti felén található (Melléklet 10. ábra). Ezek a 20-as és 25-ös erdőtagokat érintik, amelyekben közös, hogy területükön az elmúlt néhány évtizedben végzett mesterséges felújítások során számos tuskópászta került kialakításra.

A nyugati ostorfa esetében mindkét csoportban két-két foltba tömörülnek a Z-skála felső 1%-át adó felmérési egységek. Ezek azonban nem esnek azonos helyre, nem az első ismert előfordulási helyszínnél vannak (de utóbbi a $dbh \geq 5$ cm csoportnál megjelenik), továbbá mellettük számos, jól körülhatárolható hotspot is azonosítható (Melléklet 10. ábra). Ugyanakkor mindkét esetben elmondható, hogy buckaoldalakon vagy bucketetőkön találhatóak, s hasonló méretű faegyedekből állnak, vagyis valószínű, hogy a 9/L-ben azonosított állományhoz hasonlóan szintén az 1980-as (esetleg 1990-es) években végzett ültetések hagyatékaik lehetnek.

A kései meggyenél a Z-skála felső 1%-ába tartozó felmérési egységek a két csoportnál egy-egy foltba szerveződnek. Ezek egymástól messze találhatóak, s nem esnek egybe az első betelepítés helyszínével (ugyanakkor ez mindkét csoportnál megjelenik) (Melléklet 11. ábra). Mindkét foltban a kései meggy közel egybefüggő alsó szintet alkot sarjaztatott nyáras állományokban, s ez ekkora kiterjedésben sehol máshol nem figyelhető meg a Peszéri-erdőben. Szintén fontos, hogy mindkét helyszínen a $dbh \geq 5$ cm csoportba tartozó, nem sarjcsokros / tősarjas egyedek közel azonos méretűek voltak (a sorokat azonban nem lehetett tisztán azonosítani). Ezek miatt szinte bizonyosra vehető, hogy a fafajt – legalább – ebben a két foltban ültették, s az is valószínű, hogy a nyugati ostorfához hasonlóan szintén az 1980-as (esetleg 1990-es) években.

A zöld juharnál a Z-skála felső 1%-át adó felmérési egységek a $dbh \geq 5$ cm csoportban egy foltba tömörültek, ami az egyik első ismert előfordulási helyszínnel fedett át. A $dbh < 5$ cm csoportban két folt különült el, s ezek közül egy ettől a helyszíntől nem messze helyezkedett, míg a másik a délebbi ismert első előfordulási helyszínnel fedett át (Melléklet 11. ábra). Összességében elmondható, hogy a zöld juhar legfontosabb hotspotjai a mirigyes bálványfához hasonlóan szintén az első ismert előfordulási helyszíneknél találhatóak (Melléklet 8. ábra).

4. táblázat. A négy fafaj két csoportján végzett hotspot analízisek számszerű eredményei. Z (+) szignifikáns: a felmérési egységek száma, ahol Z pozitív és $p < 0,05$; Z felső: a legmagasabb szignifikáns Z-érték; Z alsó: a legalacsonyabb szignifikáns Z-érték; Felső 1% (folt): a Z-skálák felső 1%-át adó felmérési egységek klaszterszáma; Egybeesés: a felső 1%-t adó felmérési egységek és az első ismert előfordulások lokalitásainak összehasonlítása

Mutatók	A. altissima		C. occidentalis		P. serotina		A. negundo	
	dbh \geq 5 cm	dbh < 5 cm	dbh \geq 5 cm	dbh < 5 cm	dbh \geq 5 cm	dbh < 5 cm	dbh \geq 5 cm	dbh < 5 cm
Z (+) szignifikáns	3509	2924	2967	3684	1948	1929	1325	1547
Z felső	30	27,2	23,7	27,8	48,3	56,6	67,2	37,5
Z alsó	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96
Felső 1% (folt)	1	1	2	2	1	1	1	2
Egybeesés	igen	igen	nem	nem	nem	nem	igen	részben

5.1.5. A helyi tudás feltárásának főbb eredményei

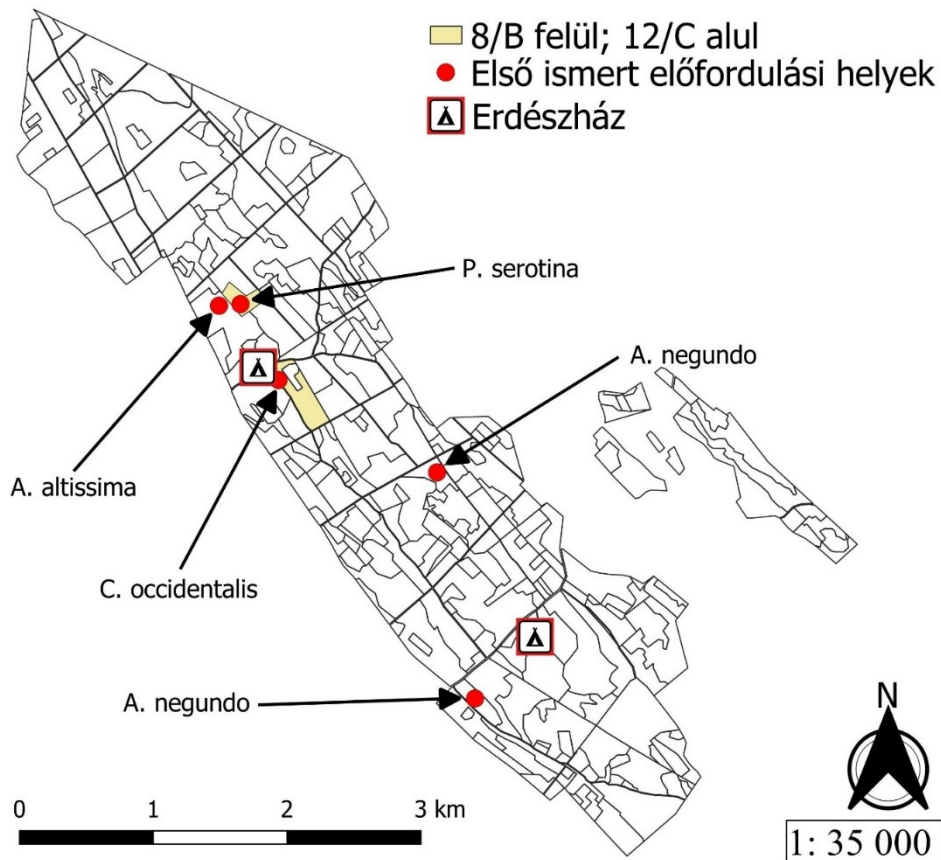
A megszerzett információk részletes ismertetése meghaladná a dolgozat terjedelmi korlátait, így a téma szempontjából a legfontosabbakat az alábbi felsorolásban összegzem:

1. A legelső bekerülésekre vonatkozóan nem került elő új és / vagy megbízható adat, ugyanakkor a megkérdezettek legkorábbi emlékei alapján az 1950 / 1960-as években még alig fordultak elő a fafajok a területen
2. Az 1950-es évektől a Felső-Kiskunságban a mirigyes bálványfát és a zöld juhart az erdészek már „szemétfá”-ként kezelték, így egyrészt nem ültették, másrészt már vegyszeres és mechanikus kezelésekre is sor került az 1960-as évektől kezdve. Megjegyzendő, hogy egy bálványfa kísérleti állományt azért még létrehozottak ekkor a Kunadacsi-erdőben
3. A nyugati ostorfát és a kései meggyet az 1990-es évek elejéig biztosan ültették a Peszéri-erdőben. A nyáras és akácos telepítésekbe azonban mindig csak kísérő fafajként, s eseti jelleggel kerültek. Utóbbi részben arra is utal, hogy erről nem történt feljegyzés (legalábbis a hivatalos adatokban nem szerepeltették). Mindenesetre, alkalmazásuk a Peszéri-erdőben sosem érte el azt a mértéket, mint az Alföld más tájain
4. A Peszéri-erdőben a rendszerváltásig még több csemetekert is működött, az egyik közvetlenül az északi erdészháznál (ma 12/C erdőrészlet)
5. A négy fafaj robbanásszerűen csak az ezredforduló után kezdett terjedni. Ezt mind a 12 megkérdezett személy megerősítette, továbbá ezt az időbeli jelenséget nemcsak a Peszéri-erdőben figyelték meg
6. Többen kihangsúlyozták, hogy a klímaváltozás negatív hatásait lokálisan leginkább az ezredforduló után kezdték el érezni. A mirigyes bálványfa például a 2000-es és 2003-as aszályokat követő években szemmel láthatóan tömegesebb lett. A kései meggy és a nyugati ostorfa viszont később, inkább a 2000-es évek végén indult meg a területen
7. Az 1990-es évek végéig a vadgazdálkodó a dámszarvas állományt magasan, 100 egyed körül tartotta a Peszéri-erdőben. Ezt követően a vadgazdálkodó lecserélődött, s az állományt 1-2 éven belül közel nullára csökkentették
8. Az 1990-es évek elejétől számos olyan egyeztetésre (gyakran inkább vitára) került sor a KEFAG Zrt. és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság között, amelyek célja a Peszéri-erdőben folyó intenzív erdőgazdálkodás megváltoztatása volt. A természetvédelmi törekvés végül

érvényt szerzett magának, s míg a Peszéri-erdőn pl. „*az 1990-es évek végéig keresztirányban több ponton át lehetett látni*”, addig a 2000-es évek végére ezt a sűrű cserjeszint már mindenhol megakadályozta. Vagyis, a rendszerváltásig az állományok nagy részét gyakori és rendszeres beavatkozásokkal kezelték, ami az oda nem illő elemek folyamatos eltávolítását / kontrollját is jelentette egyben. A rendszerváltás után viszont ezekre a beavatkozásokra (különösen az ápolási és első nevelővágási munkálatokra) kisebb gyakorisággal került sor. Ennél fogva nagy területen a tájhonos fa- és cserjefajok mellett pl. az inváziós fafajok egyedei is egyre nagyobb számban felnőhettek és magtermővé válhattak.

5.1.6. A négy inváziós fafaj feltárt elterjedés-történetének megvitatása

Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a vizsgált négy inváziós fafaj már legalább az 1930-as, legkésőbb az 1940-es évek eleje óta jelen van a területen (7. ábra). Az első bekerülésre vonatkozóan csak a kései meggy esetében került elő biztos adat (1937). Ugyanakkor valószínűsíthető, hogy a többi fafajnál azonosított első helyszínek és időpontok is jól tükrözik a valós (egykori) viszonyokat. Amennyiben a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa és a zöld juhar már sokkal régebben jelen lenne a területen, akkor a Peszéri-erdővel foglalkozó korai tanulmányokban jó eséllyel említésre kerültek volna, de legalább a erdészeti publikációkban, illetve az akkori feljegyzésekben írtak volna róluk. Másfelől az élő emlékezet szerint az 1950-es és 1960-as években ezek a fafajok csak ritkán fordultak elő a területen, ami szintén alátámasztja azt, hogy az első bekerülésekre ténylegesen csak a XX. század első felében kerülhetett sor. A kései meggyet és a nyugati ostorfát sokáig ültették, így a gócpontjaik számos foltban nem csupán a spontán terjedés révén jöttek létre. Ugyanakkor, a zöld juhar esetében a korai, egyből a fafajban való említés, emellett pedig a mag eredet jelzése, továbbá a mirigyes bálványfánál az előfordulás helye (közvetlenül a kísérleti erdő határán) is arra enged következtetni, hogy az első egyedeket ültették. Végül, az üzemtervi adatok és a helyi tudás rámutatott arra, hogy a négy fafaj robbanásszerű terjedése csak az 1990-es / 2000-es évektől indult meg, azaz lokálisan jóval fiatalabb inváziókról van szó, mint ahogy arra a recens adatsorokból következtetni lehetett volna. A kutatás során alkalmazott mind a hat módszer fontosnak bizonyult, s nemcsak egyedi alapokon biztosítottak kulcsfontosságú információkat, hanem egymást is jól kiegészítették. Ezek a megközelítések tehát lokális léptéken jól használhatók, emellett általánosíthatók, azaz segítségükkel más területeken is könnyen el lehet végezni az elterjedés-történeti rekonstrukciókat.



7. ábra. A négy inváziós faj első ismert előfordulásai és a bekerülésükkel összefüggésbe hozható, kulcsfontosságú helyszínek a Peszéri-erdőben

A mirigyes bálványfa és a kései meggy esetében a szakirodalom biztosította az első előfordulási adatokat. A szakirodalmi háttér feltáráshoz nagy segítséget nyújtott Korda (2018b) munkája, ugyanakkor a releváns szakirodalom újbóli átnézése vezetett a negyedik kulcsforrás (Kolossváry 1961) előkerüléséhez. Az anyagot ettől függetlenül nyomtatott formában is megkaptam egy megkérdezett személytől, ami rámutat arra, hogy a beszélgetések az írott források felkutatásához is segítséget nyújthatnak.

Az erdészeti üzemtervi adatok vizsgálata során egyrészt előkerültek a zöld juhar első előfordulási adatai, másrészt a kronológiai rekonstrukció a fajok egyre gyakoribbá válására és az ezredforduló környékén történő berobbanásukra mutatott rá. Ugyanakkor, a zöld juharon kívül a másik három faj az első ismert előfordulásuk ellenére csak jóval később került be a hivatalos adatsorokba. Emellett pedig a jelenleg érvényes üzemtervi adatokat összevetve a teljes területi felmérés és kiegészítő felmérés adataival könnyen belátható, hogy csak erős fenntartásokkal szabad kezelni ezeket az adatsorokat. Erre korábban már számos szerző rámutatott (pl. Thompson et al. 2013; Traub & Wüest 2020; Yanai et al. 2023). Nagy térléptékekben az erdészeti adatbázisok mindenképpen erős alapot nyújthatnak a közelmúltbeli és potenciális előfordulások modellezéséhez (Campagnaro et al. 2022), különféle ok-okozati összefüggések vizsgálatához (Zhai et al. 2018; Lázaro-Lobo et al. 2021), vagy például a kockázatértékelésekhez (Bindewald et al. 2021). Azonban lokális léptékben jobb felbontású adatokra és egyéb módszerekre is szükség van. A négy inváziós faj elterjedését mutató folyamatábrákon (Melléklet 3–7. ábrák) továbbá jól kivehető, hogy sok esetben a korábbi időszakban jelzett erdőrészletből „eltűnt” az adott faj, azaz a későbbi időszakban ugyanabból az erdőrészletből már nem jelzik. Ennek alapvetően három fő oka lehet. Az egyik az, amikor a teljes területet tarra vágják, majd mesterségesen felújítják. Ebben

az esetben elképzelhető, hogy ténylegesen eltűnik az adott fafaj a részletből. A második ok az lehet, hogy az adatsor készültekor a terület felújítás alatt van, s emiatt nem volt lehetőség teljes körű leírásra – vagyis a fafaj valójában ott van, de még nem került be az adatsorba. Ugyanakkor valószínűleg a harmadik ok lehet a leggyakoribb. Ez pedig az adatgyűjtés elmaradására, vagy személyes és szakmapolitikai döntésekre vezethető vissza. Ebbe beletartozhat például az, hogy egész egyszerűen nem állt rendelkezésre elég idő az adatokat gyűjtő szakszemélyzet számára az adott erdőrészlet teljeskörű leírására, vagy az esetleges szórványos előfordulásokat nem tartották fontosnak feljegyezni. Másfelől elképzelhető, hogy ugyan az adat rendelkezésre áll, de az aktuális szakpolitika nem vesz róla tudomást – tekintettel például a természetességi alapelvadásokra.

Lokális léptékben a teljes területi felmérés és a kiegészítő adatgyűjtések egyértelműen jobb közelítést biztosítottak a négy inváziós fafaj recens előfordulási és tömegességi viszonyainak leírására. Ugyanakkor megjegyzendő, hogy a felmérések munkaideje meghaladta az 500 terepnapot (1 főre vonatkoztatott érték), amely ráfordítás alig több mint 1000 ha lefedéséhez volt elegendő. Ebből következik, hogy ez a megközelítés reálisan lokális térléptékhez alkalmazható, nagyobb térléptékeken pedig egyéb közelítő módszerekre, modellezési eljárásokra van szükség. Azonban szintén megemlítendő, hogy a területen elindult egy olyan projekt, amelynek keretein belül jelentős beavatkozásokat lehetett megvalósítani a természeti értékek megőrzése és helyreállítása érdekében. Ebben az esetben viszont kiemelkedően fontos az, hogy az adatok a valóságot jól közelítsék, s ennél fogva a beavatkozások is a megfelelő helyeken és időben, jól optimalizált ráfordításokkal történhessenek.

A kiugró méretű példányok és az ültetési nyomok rögzítése és vizsgálata során előkerültek az utolsó fafaj, a nyugati ostorfa első előfordulási adatai. Ezen, az északi erdőszélnél lévő helyszínen sokig csemetekert is működött. Emellett képet kaptam arról is, hogy a használatok során ezt a fafajt hagyták meg a leggyakrabban, ami tehát az erdőgazdálkodó (akkori) preferenciáját is valamelyest tükrözi a négy fafajjal kapcsolatosan. Másfelől a nyugati ostorfánál sikerült terepi bizonyítékot találni arra, hogy a fafajt még az 1980-as / 1990-es években is ültették – ezt a kései meggyel együtt a helyi tudás is megerősítette. Ugyanakkor, az erdőhasználat értelemszerűen befolyásolja a nagy egyedek térbeli eloszlását, a meghagyásra kerülő foltok vagy faegyedek alapvetően pedig egyedi döntéseken múlnak. A kiugró méretű faegyedek jelenlegi helyzete ugyan a Peszéri-erdőben az első ismert előfordulási helyeket viszonylag jól közelítette, de önmagában a térbeli eloszlásból az egyes erdőrészletekben való megjelenés sorrendjére vonatkozóan – véleményem szerint – nem szabad egyértelműsített következtetéseket levonni.

A hotspot analízis gyakran alkalmazott módszer az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyainak feltárásában tekintettel a múltbeli, jelenlegi és jövőben várható állapotokra (pl. Ibáñez et al. 2009; O'Neill et al. 2021; Schneider et al. 2021; Yang et al. 2023). A Peszéri-erdőre elvégzett elemzések eredményei egyezőséget mutattak a mirigyes bálványfa és a zöld juhar esetében megismert első előfordulásokkal, míg a nyugati ostorfánál és a kései meggyenél nem. Erre egyrészt jó magyarázatot adnak a helyi tudás feltárásából származó információk, amik szerint az első két fajt nem használták a területen, míg az utóbbi kettő ültetésére még az 1990-es években is sor került. Másfelől az előzőek terjedését alapvetően a szél biztosítja, így feltételezhetően a magok döntő többsége az anyafák környezetében ér földet, addig az utóbbi kettő az endozoochoria révén tulajdonképpen a teljes területen bárhova eljuthat, s tömegesen újulhat. A nyugati ostorfát Magyarországon gyakran alkalmazták homokbuckák megkötésére (Korda 2018c). A hotspotok erre a Peszéri-erdőben is jól rámutatnak, mert egyrészt a tömegességi viszonyok szempontjából a felső 1%-ba tartozó, azaz a nyugati ostorfa legnagyobb abundanciájával jellemezhető felmérési egységek, másrészt a többi hotspot középső részén található felmérési egységek is pontosan ilyen szituációknál találhatók. A kései meggy esetében szintén informatív, hogy a tömegességi viszonyok szempontjából a felső 1%-ba tartozó felmérési egységek a dbh < 5 cm csoportnál egy

olyan erdőrézletben foglalnak helyet az erdő északi részén, amely valójában csak az 1960-as években létesült (v.ö. 1958 és 1971 a zöld juhar elterjedési ábráján (Melléklet 6. ábra)). Valószínűtlen, hogy ezen a fiatal területen a fafaj csak a spontán folyamatok eredményeként vált volna a legtömegesebbé a Peszéri-erdőben, vagyis ide minden bizonnyal ültetéssel kerülhetett. A hotspot elemzés tehát jó módszernek bizonyul arra, hogy a jelenlegi állapotokból a múltbeli állapotokra tudjunk következtetni, másfelől fényt deríthet olyan emberi tevékenységekre is, amelyek nem kerültek dokumentálásra.

A helyi tudás minden korábbi módszerhez fontos kiegészítő információkat szolgáltatott, ugyanakkor az első bekerülésekre vonatkozóan egyik megkérdezett személy sem tudott válaszokat adni. Ennek oka természetesen az, hogy ezek az események már nagyon régen történtek, ami az élő emlékezetben már nem maradt fent. Ugyanakkor talán a megkérdezettek adták a legteljeskörűbb választ arra, hogy miért indulhatott meg egyszerre mind a négy fafaj exponenciális terjedése. A klímában, az erdő- és a vadgazdálkodásban az 1990–2000-es években bekövetkező drasztikus változások önmagukban is nagy magyarázóerővel bírnának. Ugyanakkor, ezekre hozzávetőlegesen egyszerre került sor, így feltételezhető, hogy egymás hatásait felerősítve járulhattak hozzá a négy fafaj berobbanásához a területen.

Az invázióbiológiában a bekerüléstől a sikeres terjedésig tartó látens időszakot a nemzetközi szakirodalomban '*lag phase / lag time*'-nak (magyarul nincs elfogadott fordítása, innentől LT) nevezik (Hengeveld 1989). Az LT számos tényezőtől függ, s ugyanazon faj esetében is változhat, így általában nagyon nehéz meghatározni (Coutts et al. 2018). Németországban, egy 184 idegenhonos fásszárú fajon alapuló vizsgálat a cserjéknél átlagosan 131 évet, a fák esetében pedig 170 évet jelzett (Kowarik 1995). A munkában az LT a mirigyes bálványfánál 122 év, a zöld juharnál 183 év, a kései meggyénél pedig mindössze 29 év volt. Melegebb klímán, így pl. Ausztráliában a fásszárú fajokra végzett vizsgálatok az LT-t átlagosan 85 évre tették (Caley et al. 2007), míg a trópusokon ez még rövidebbnek, átlagosan 14 évnél adódott (Daehler 2009).

A magtermő kort a dolgozatban tárgyalt négy fafaj egyaránt korán elérheti. A mirigyes bálványfa 3-5 évesen (Kowarik & Säumel 2007), a kései meggy 4 évesen (Deckers et al. 2005), a zöld juhar pedig 5 évesen (Sachse 1992) képes termést hozni. A nyugati ostorfára vonatkozóan nem elérhető pontos adat, de a Peszéri-erdőben a fiatalabb, 2–3 cm-es átmérőjű és 3–4 m magas egyedek már teremhetnek (pers. obs.). Mivel a fafaj az első 6 évben átlagosan 40 cm/év növekedésre képes (Krajicek 1965), a termésképzés esetében is 10 éven belül megindulhat (Kovácsik 2023). Ezenkívül mind a négy fafaj képes a tőelválasztás után a tuskóból újrasarjadni, s ezek a robusztus hajtások 1–2 éven belül termést hozhatnak (pers. obs.). Ezek az információk azért fontosak, mert ha az inváziók a bekerülések után azonnal elkezdődtek volna, akkor az erdészeknek legkésőbb az 1950-es években már tömeges felújulást kellett volna tapasztalniuk és minden bizonnyal dokumentálniuk. Ez azonban csak az ezredforduló környékén következett be, amiből kiszámolható, hogy a Peszéri-erdőben az LT minimum 60–70 évre tehető.

Egy adott inváziós faj esetében a LT a következőktől függhet: 1.) a populáció növekedés és a területi expanzió sajátosságai (ún. inherens LT), 2.) a környezeti tényezők változása és 3) a genetikai tényezők változása (ún. elnyújtott LT-k) (Hobbs & Humphries 1995; Crooks & Soulé 1999). A három lehetséges ok közül a harmadik nagy valószínűséggel kizárható. Egyrészt a Peszéri-erdőben a 2000-es évek előtt minden fafaj esetében legfeljebb 10–15 generáció tudott felnőni, s nem valószínű, hogy mind a négy fafajnál egyszerre történtek volna olyan genetikai változások, amelyek megalapozhatták gyors inváziójukat. Azonban az már valószínűbb, hogy amint az első életképes magokat tartalmazó termések megjelentek, a populációk és a fafajok lokális elterjedési területei ha lassan is, de növekedni kezdtek. Az inherens LT esetében ez a növekedés azonban állandó és leírható klasszikus populációnövekedési modellekkel (Hengeveld 1989; Crooks 2005). A rendelkezésre álló üzemtervi adatok a Peszéri-erdőre nem teszik lehetővé

ezeket a számításokat, azonban a populációk egyszerű növekedése önmagában szintén nem magyarázná meg azt, hogy miért robbant be mind a négy fafaj egyszerre. Ennél fogva a legjobb magyarázatot valószínűleg a második lehetőség adja. A 2000-es évektől lokálisan is egyre szárazabbá, szélsőségesebbé váló klíma, az erdőhasználatban és a vadgazdálkodásban rövid idő alatt bekövetkezett drasztikus változások vezethettek oda, hogy a fafajok robbanásszerű inváziója meginduljon.

A klímaváltozás közvetlenül vagy közvetve számos faj inváziójában fontos szerepet tölt be, így például hat a behurcolási útvonalakra és a vektorokra, megváltoztatja a fogadó környezet abiotikus tulajdonságait és a fogadó közösség kapcsolatrendszerét (Hulme 2017; Robinson et al. 2020). A fokozódó időjárási anomáliák és a kapcsolódó katasztrófaesemények pedig kifejezetten gyors expanziókat válthatnak ki (Geerts et al. 2013; Walsh et al. 2016). Magyarországon az 1990-es évektől szignifikáns mértékben megnőtt az aszályok gyakorisága és időtartama, ez pedig a Duna–Tisza közén különösen súlyos következményekkel jár (Fiala et al. 2014). A 2000-es és 2003-as, tragikus mértékű aszályokra egy általam megkérdezett személy külön kitért: *"Azok olyan elviselhetetlen napok voltak, hogy nem bírtunk kint maradni a gyepeken. És ezek után az aszályos évek után láttam először, hogy a bálványfa magoncok nagy számban jelentek meg mindenütt"*. A mirigyes bálványfa fagyérzékenysége régóta ismeretes, ugyanakkor az is, hogy ellenben az aszályt jól tűri (Kowarik & Säumel 2007). Egy Mediterráneumban végzett vizsgálat 11,1 °C-ban azonosította azt a küszöbértéket az évi középhőmérsékletben, amely alatt a fafaj már nem képes terjedni (Motti et al. 2021). Magyarországon az évi középhőmérséklet 8–11 °C között mozog, a Felső-Kiskunságban az 1990-es évekig pedig hozzávetőlegesen 10,4 °C volt (Janata 2018). Ugyanakkor, ez az elmúlt 2–3 évtizedben jelentősen, s pozitív irányban változott meg, az egyre gyakoribb aszályokkal, enyhébb telekkel együtt pedig nagy valószínűséggel fontos szerepet töltött be a fafaj berobbanásában, illetve tölt be ma is a gyors terjedésében. Észak-Amerikában az őshonos fafajok area-eltolódását vizsgáló tanulmányban a nyugati ostorfa és a kései meggy bekerült azon 25 őshonos fafaj közé, amelyekre a klímaváltozásnak a legnagyobb hatása van, illetve lesz a jövőben (McKenney et al. 2007). Ezt a kései meggyenél Segura et al. (2018) munkája is alátámasztotta, de nemcsak Észak-Amerikára, hanem Európára vonatkozóan is. A zöld juhar esetében hasonló predikció nem érhető el, de Magyarországon az állományai várhatóan a száraz erdőkben, így pl. a Peszéri-erdőben nem fognak gyors növekedést mutatni. A felújulása szemmel láthatóan is jóval visszafogottabb, mint a másik három fafajé (pers. obs.). Ugyanakkor, a jobb vízellátottságú élőhelyeken ez már nem mondható el.

Az erdőgazdálkodási tevékenységek és különösen az ezekből eredő zavarások szintén kulcsszerepet játszhatnak számos faj inváziójában. A vágások következtében megváltoznak a záródásviszonyok, a nagygépek mozgása és a faanyag szállítása pedig a szaporító képletek mozgását, a talajviszonyok gyors változását és a nyers talajfelszín kialakulását vonják maguk után. Ezek a bolygatások erős hatótényezőkként működnek, ahogy arra a mirigyes bálványfánál (pl. Carter & Fredericksen 2007; Radtke et al. 2013; Rebeck et al. 2017; Erdélyi et al. 2021) és a kései meggyenél (pl. Closset-Kopp et al. 2007; Vanhellefont et al. 2010; Jagodziński et al. 2019) is több tanulmány rámutatott. A zöld juhar bolygatásokra való érzékenysége szintén ismeretes (pl. Schnitzler et al. 2007; Erfmeier et al. 2011; Sikorska et al. 2019) – ha nem is feltétlenül a vágásokkal szoros összefüggésben. Egyedül a nyugati ostorfa esetében hiányosak e tekintetben az ismereteink. Ugyanakkor az 1990-es években a Peszéri-erdőben végbement gazdálkodási változások épp ellenkező irányvonalat jelöltek ki, azaz a nagyon intenzív használat egy kevésbé gyakori és kisebb erélyű beavatkozásokkal operáló gazdálkodás felé tolódott el. Ez önmagában viszont megkérdőjelezné a bolygatások fontosságát a négy fafaj inváziójában. Ugyanakkor a változás nem az erdészeti tevékenységek teljes megszűnését jelentette, hanem csupán azt, hogy a beavatkozások gyakorisága és az évente érintett terület mérete csökkent le – összehasonlításképp pl.

ma évente még 20–40 ha-on történnek nevelő- és végvágások a Peszéri-erdőben. Vagyis egy viszonylag „üres” állapotból valójában egy „köztes” állapotba került az erdőkép. Ez talán ma legjobban a cserjeszintben figyelhető meg. Számos hagyásfoltban, s az 1990-es évek óta vágásokkal nem érintett erdőrészekben az egybibés galagonya és más cserjék nagyon hasonló méretűek (véltetően hasonló korúak) (pers. obs.). Vagyis a cserjeszint nagy területen egyszerre indulhatott fejlődésnek, s a cserjékkel együtt a már ott lévő inváziós fajok újulata is felnőhetett. Ez pedig a propagulumnyomás gyors és hirtelen történő megnövekedéséhez vezethetett, ami a klímaváltozás mellett szintén megalapozhatta a négy inváziós faj robbanásszerű terjedését.

A nagytestű herbivorok a növényi inváziókat alapvetően felgyorsíthatják (Vanhellemont et al. 2010), vagy mérsékelhetik (Russell et al. 2007), de előfordulnak vegyes hatások is (Knapp et al. 2008). A mirigyes bálványfa, a kései meggy és a zöld juhar őshazájukban, de különösen az előzőlött területeken jellemzően a nem preferált, illetve nem fogyasztott fajok közé tartoznak (pl. Mátrai et al. 2004; Kowarik & Säumel 2007; Robakowski et al. 2018, pers. obs.). Emiatt pedig jelentős kompetíciós előnyre tehetnek szert a többi fásszárúval szemben. A nyugati ostorfát ellenben Észak-Amerikában és például Magyarországon is számos vadfaj fogyasztja (Rogers et al. 1990; Mátrai et al. 2004, pers. obs.). A Peszéri-erdőben az európai dámvad (*Dama dama* L.) mellett az európai őz (*Capreolus capreolus* L.) és a mezei nyúl (*Lepus europaeus* L.) is jelen van, s mindhárom vadfaj rágja télen a nyugati ostorfa hajtásait (pers. obs.). A másik három faj esetében a területen csak a csipkedés fordul elő, de ennek mértéke nem jelentős. Ennél fogva az 1990-es évek végén, a dámvad állományának drasztikus apasztása önmagában tehát csak a nyugati ostorfa esetében magyarozná meg a faj hirtelen berobbanását. Ugyanakkor a vadfajok a hajtások fogyasztásán kívül számos más módon is befolyásolják növényzetet, ezek közül pedig kiemelendő a taposás. Magas egyedszám (túltartott vadállomány) esetén ismeretes, hogy a preferált növényfajokkal párhuzamosan a nem preferált növényfajok állományaiban is jelentős csökkenés következhet be az állandó vagy gyakran visszatérő taposás miatt (Heckel et al. 2010). Emellett az egyik megkérdezett személy a dámszarvast „*az alföld kecskéje*”-ként jellemezte, ami rámutat arra, hogy a preferált növényfajok alacsony elérhetőségekor vagy hiányakor a vadfaj a nem preferált növényeket is nagy arányban fogyaszthatja. A dámvad állományának 1-2 év alatt megvalósult drasztikus csökkentése bizonyosan hatott a növényzetre, s a nyugati ostorfa mellett feltételezhető, hogy a másik három faj is valamilyen mértékben felszabadulhatott az erős vadnyomás alól.

Az ezredforduló körül egyszerre végbemenő három folyamat közül – véleményem szerint – a klímaváltozás bírhat a legnagyobb magyarázó erővel, ugyanakkor az erdő- és vadgazdálkodásban bekövetkező gyors változások is bizonyosan hozzájárultak a négy faj robbanásához a Peszéri-erdőben.

5.2. Az inváziós fajok előfordulási és tömegességi viszonyainak becslési problematikája

5.2.1. Az abundanciák becslésének hibája az újra-mintavételezéses és térben egyenletes pontkiosztáson alapuló szimulációk alapján

A különböző mintavételi intenzitásokon készült szimulációk eredményei rámutattak arra, hogy az inváziós fajok abundanciái az erdőrészek és erdőtagok térléptékén (8–13. ábrák) csak nagyon rosszul becsülhetők. Az erdőrészek léptékén az 50%-os mintavételi intenzitást alkalmazva a min. 10%-os becslési hiba valószínűsége 60–80%, a min. 25%-os hiba valószínűsége 35–60%, a min. 50%-os hiba valószínűsége 20–40%, míg a min. 100%-os hiba valószínűsége 10–20% körül mozgott mind az újra-mintavételezéses, mind a térben egyenletes pontkiosztású szimulációk esetében. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy még minden második felmérési egység mintázásával sem lehet a teljes területi fedésben megvalósult felmérés eredményeivel teljesen

egyező értékeket kapni. A becslési hibák ugyan az erdőtag térleptékén már sokat javulnak, de például a zöld juhar csoportjainál az elfogadhatatlanul magas, min. 100%-os becslési hiba valószínűsége így is meghaladta a 15–20%-ot. Az alkalmazott mintavételi intenzitások közül a másik végletet, a 2%-os mintavételi intenzitást megvizsgálva az erdőrészetek térleptékén 40–90%-os, az erdőtagok térleptékén pedig 20–75%-os valószínűséggel várható min. 100%-os becslési hiba. Ebből következik, hogy az alacsony mintavételi intenzitásokkal megvalósuló adatgyűjtések alkalmatlanok az inváziós fafajok tömegességi viszonyainak becslésére. A teljes területen (14. ábra) a várható hiba valószínűsége ellenben már sokkal alacsonyabbnak bizonyult. A min. 100%-os becslési hiba mindkét szimuláció esetében jellemzően nulla volt, esetleg néhány %-ot ért el. A min. 50%-os becslési hibánál azonban már mutatkoztak eltérések, s ezek a min. 10%-os becslési hibánál és a 2%-os mintavételi intenzitásnál elérhették a 80%-ot is. Vagyis a teljes terület térleptékén (1415,1 ha) is várható jelentősebb hiba, amennyiben alacsonyabb mintavételi intenzitásokon valósul meg egy felmérés. Az erdőrészetek, erdőtagok mindkét szimulációs vizsgálatánál, valamint a teljes terület újra-mintavételezéses szimulációjánál a becslési hiba valószínűsége a mintavételi intenzitás és a hibaküszöbök növekedését jól láthatóan követte. Ez alól csak a teljes terület térben egyenletes pontkiosztású szimulációjánál, a min. 10%-os hibaküszöb képezett kivételt. Ebben az esetben előfordult, hogy alacsonyabb mintavételi intenzitásnál nagyobb lett a becslési hiba, mint egy magasabb mintavételi intenzitásnál (pl. kései meggy, dbh \geq 5 cm, 11,1%-os mintavételi intenzitásnál 17%, míg 25%-os mintavételi intenzitásnál 50%). Ez nem számítási hiba, hanem elsősorban a pontkiosztás sajátosságaira és az átlagolásokra vezethető vissza.

A két erdőtömb közötti esetleges különbségeket külön is értékeltem (14. ábra). Ez alapján elmondható, hogy a 25%-os és 50%-os mintavételi intenzitásokon a két erdőtömb között nincs érdemi különbség a becslési hibák valószínűségeit illetően. Ugyanakkor az alacsonyabb mintavételi intenzitásoknál már mind a négy fafajnál észrevehető, hogy a Kunadacsi-erdőben nagyobb hibával becsülhetők a tömegességi viszonyaik. Ez valószínűleg a területméretben (így a vizsgálati elemszámban) lévő különbségre vezethető vissza. A Peszéri-erdőben 15 994 db felmérési egység (858 ha), míg a Kunadacsi-erdőben 8911 felmérési egység (557 ha) alapján készült a vizsgálat, ami közel kétszeres kiterjedésbeli különbséget jelent. Vagyis, a sok száz hektáros térleptéken még tetten érhető a becslési hiba területmérettel való összefüggése. Érdemes továbbá megemlíteni, hogy az alacsony mintavételi intenzitások várható hibája a teljes terület (1415 ha) térleptékén is magasnak adódott – a 100%-os hibaküszöb alatti hibaküszöböknel. Ez alapján elmondható, hogy a vizsgált terület összesített kiterjedése sem érte el még azt a térleptéket, amelyen az abundanciák már alacsony mintavételi intenzitások alkalmazásával is stabilan és jól becsülhetők.

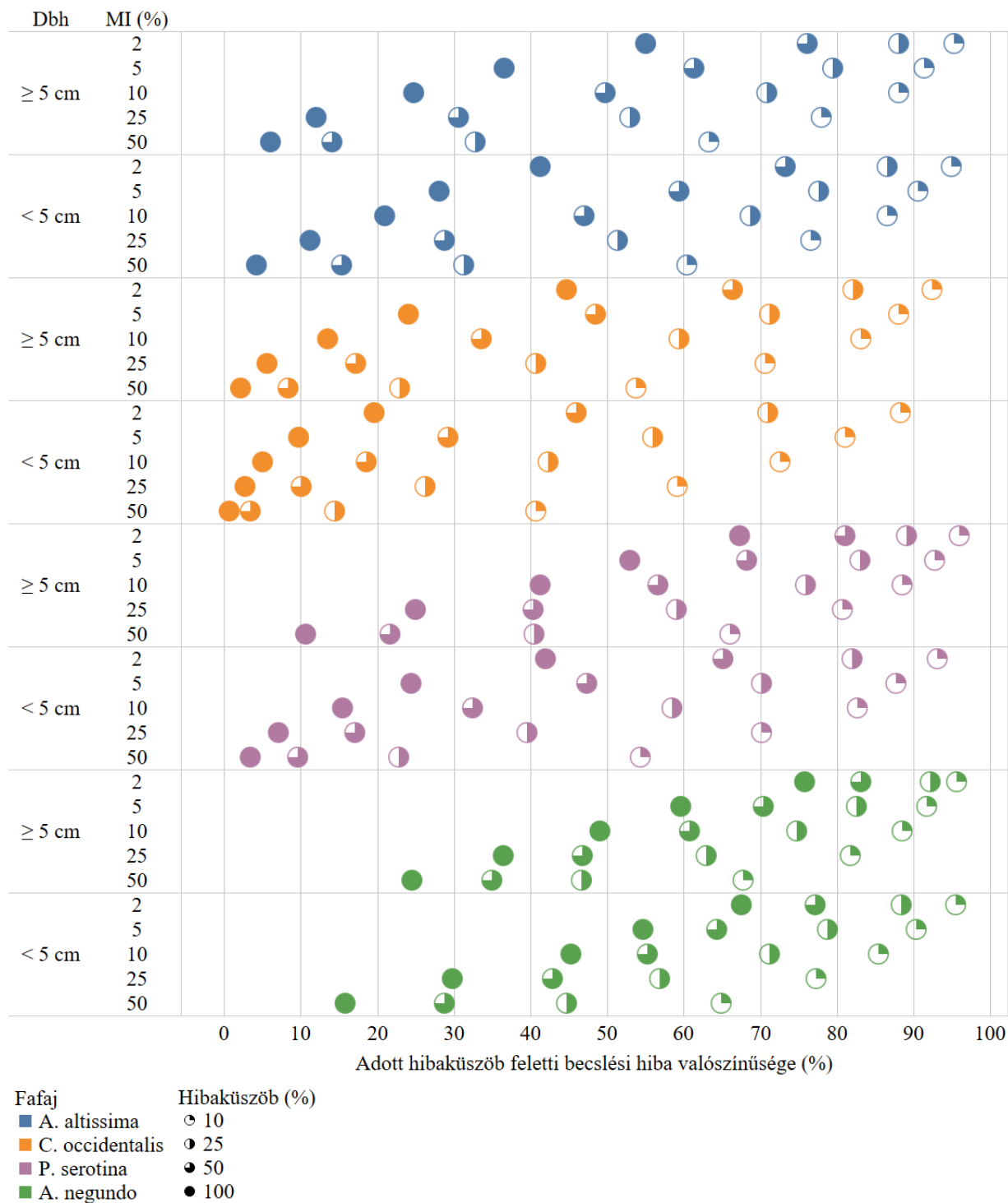
A fafajok, illetve két csoportjuk között a becslési hibák eloszlása tekintetében jelentősebb különbség nem adódott, mind a nyolc eset nagyon hasonló lefutást követett az egyes kombinációkban. Ugyanakkor mindkét szimulációt és mindhárom térleptéket vizsgálva megállapítható, hogy a legalacsonyabb hibaértékeket általában a nyugati ostorfa mutatta. Utána jellemzően a mirigyes bálványfa és a kései meggy következett, végül pedig a zöld juharnál adódtak a legmagasabb becslési hibák. Ez a sorrend a fafajok gyakorisági sorrendjével megegyezik. A számítások során a gyakoriságbeli különbségeket az egyedi értékelésekkel kizártam, azaz minden olyan erdőrészet, illetve erdőtag kiesett az adott fafaj olyan átmérőosztályánál, ahol az eleve nem volt jelen. Ha azonban akár csak egyetlen egyeddel jelen volt a fafaj adott átmérőosztályából, akkor az az erdőrészet, illetve erdőtag már bekerült az adott vizsgálatba. Vagyis valószínűsíthető, hogy ez a különbség a fafajok között abból adódik, hogy az erdőrészeteken, illetve erdőtagokon belül vett előfordulásoknál is eltér az átlagos előfordulási gyakoriság. Azaz, pl. ha a nyugati ostorfa jelen van egy erdőrészetben, akkor átlagosan sokkal több felmérési egységben található meg, mint a másik három fafaj. Természetesen annak tisztázása, hogy ezek a változók tényleges összefüggésben állnak-e a becslési hibával, külön vizsgálatot igényelt (lásd 5.2.4.).

Végül pedig érdemes kiemelni azt, hogy az elemzések során négy hibaküszöb alapján kerültek az egyedi becslési hibák összegzésre. Ezek felső minimum értéke 100% volt. Az egyedi becslési

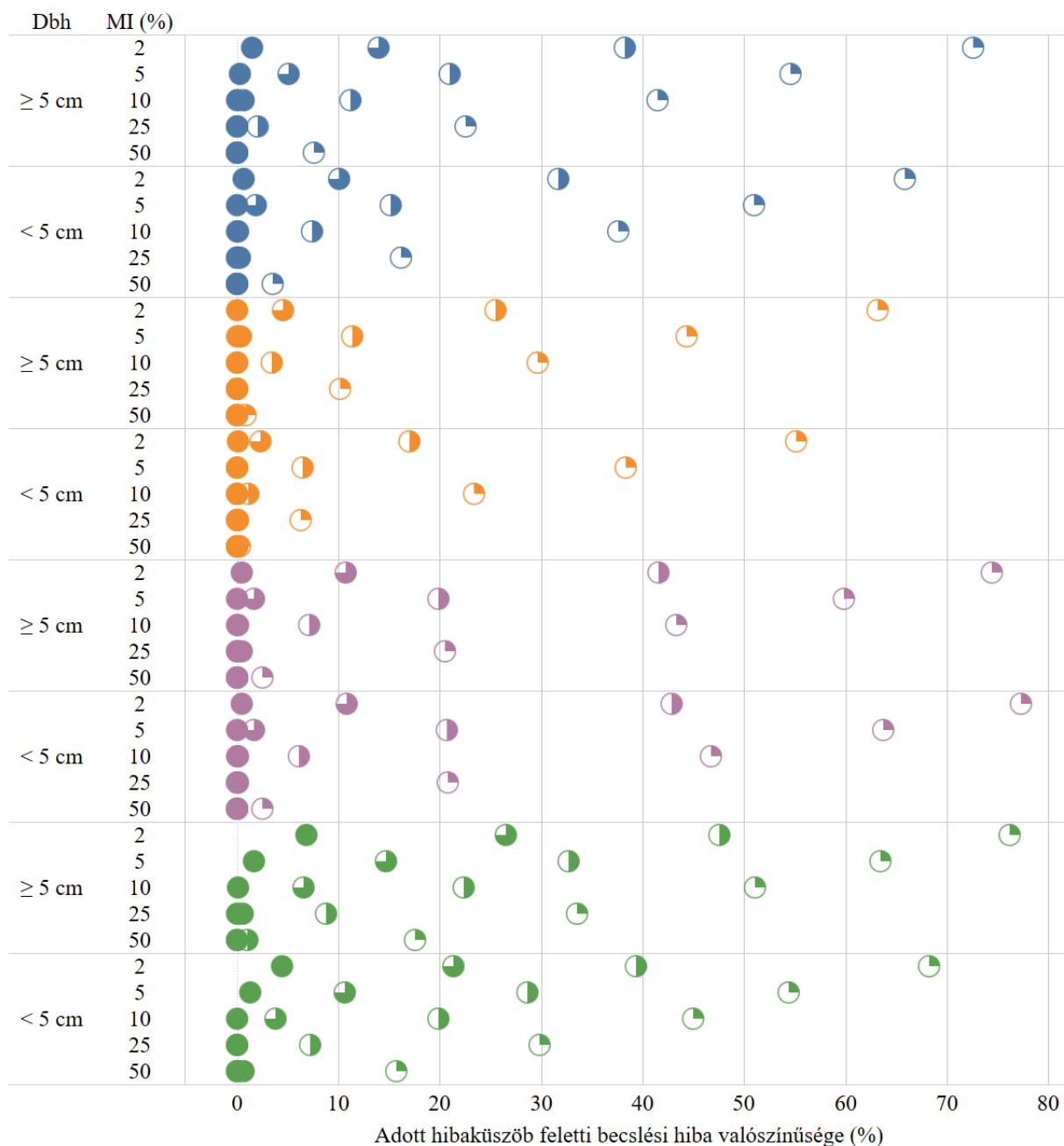
hibák negatív irányban értelemszerűen csak legfeljebb 100%-ban térhetnek el, ez pedig azt az esetet takarja, amikor a szimuláció során nem kerül elő a fafaj (azaz nulla lesz az eredmény). Pozitív irányban viszont nincs hasonló korlát, azaz a min. 100%-os hiba valójában sokkal magasabb értékeket is takarhat. Mind az újra-mintavételezéses, mind pedig a térben egyenletes szimulációknál, a 2–10%-os mintavételi intenzitásoknál az 5 nagyságrendnyi eltérés (10 000%) bizonyult a felső maximumnak. Vagyis elmondható, hogy a mintavételi pontkiosztás már eleve determinálhatja az eredmények megbízhatóságát. Emellett pedig megvan az esélye annak is, hogy a felmérés során gyűjtött adatokból készített becslések teljesen irreálisak legyenek.



8. ábra. Az újra-mintavételezéses szimulációk eredményei a négy fafaj két csoportja szerint az erdőrészetek léptékén (n = 450; 0,14 ha – 22,1 ha). MI (%): a vizsgálat során használt mintavételi intenzitások. Az ábra azt mutatja meg, hogy mekkora a valószínűsége (0 – 100%) egy adott hibaküszöb feletti hibának az abundanciák becslésekor különböző mintavételi intenzitások alkalmazása esetén

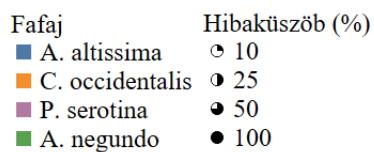
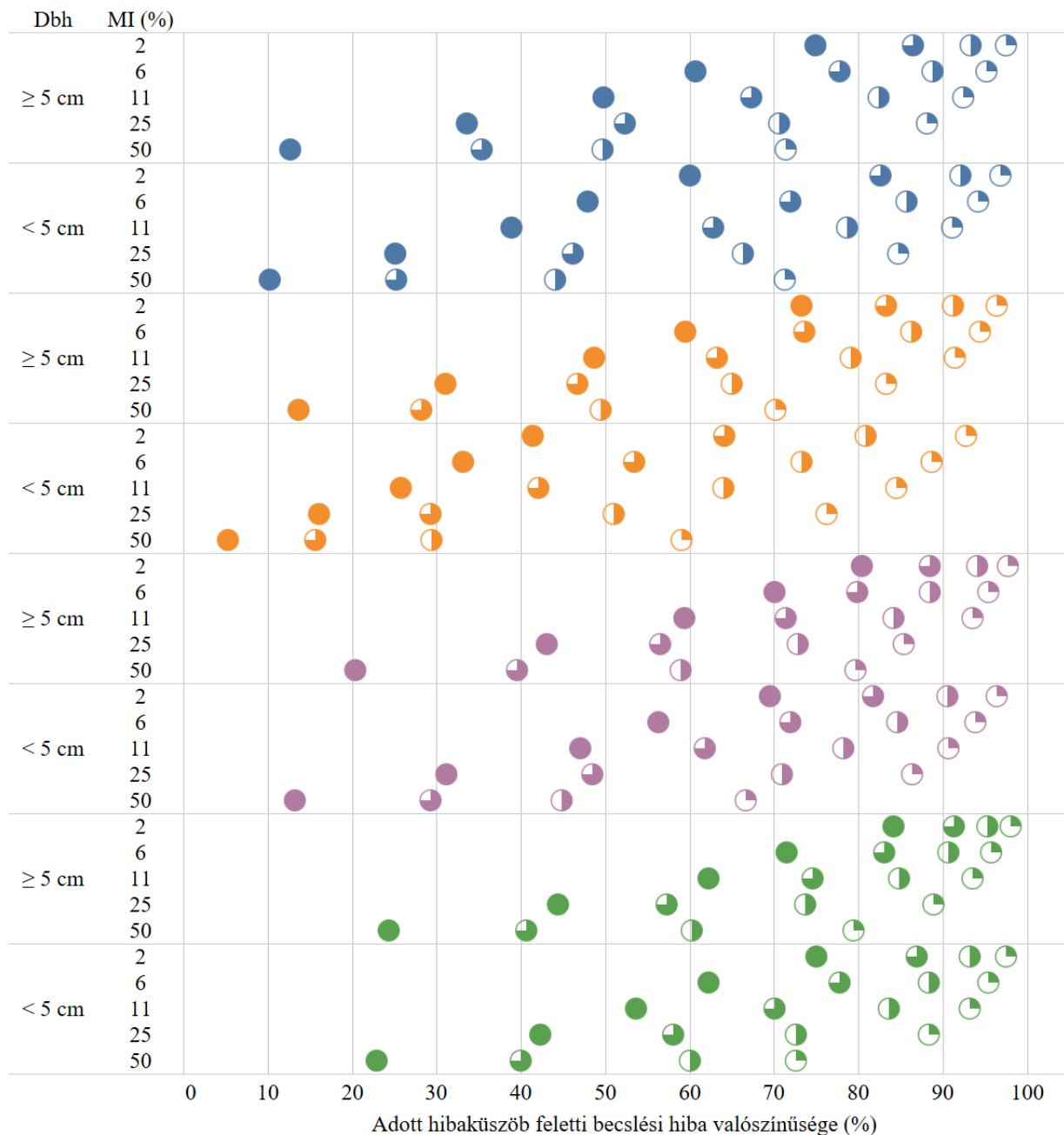


9. ábra. Az újra-mintavételezés szimulációk eredményei a négy faj két csoportja szerint az erdőtagok léptékén (n = 60; 0,14 ha – 59,9 ha). MI (%): a vizsgálat során használt mintavételi intenzitások. Az ábra azt mutatja meg, hogy mekkora a valószínűsége (0 – 100%) egy adott hibaküszöb felett vett hibának az abundanciák becslésekor különböző mintavételi intenzitások alkalmazása esetén

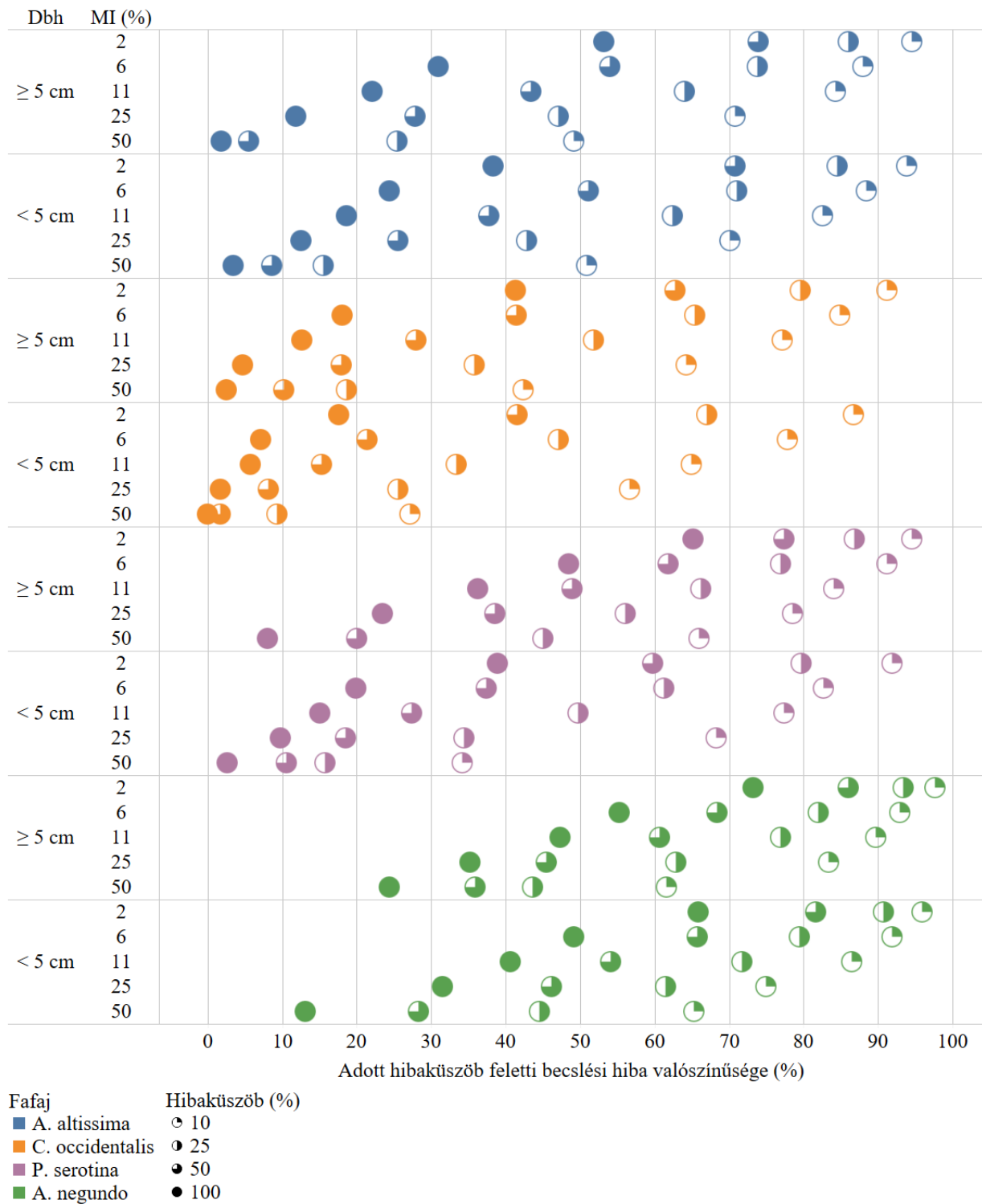


Fafaj Hibaküszöb (%)
 ■ *A. altissima* ○ 10
 ■ *C. occidentalis* ○ 25
 ■ *P. serotina* ○ 50
 ■ *A. negundo* ○ 100

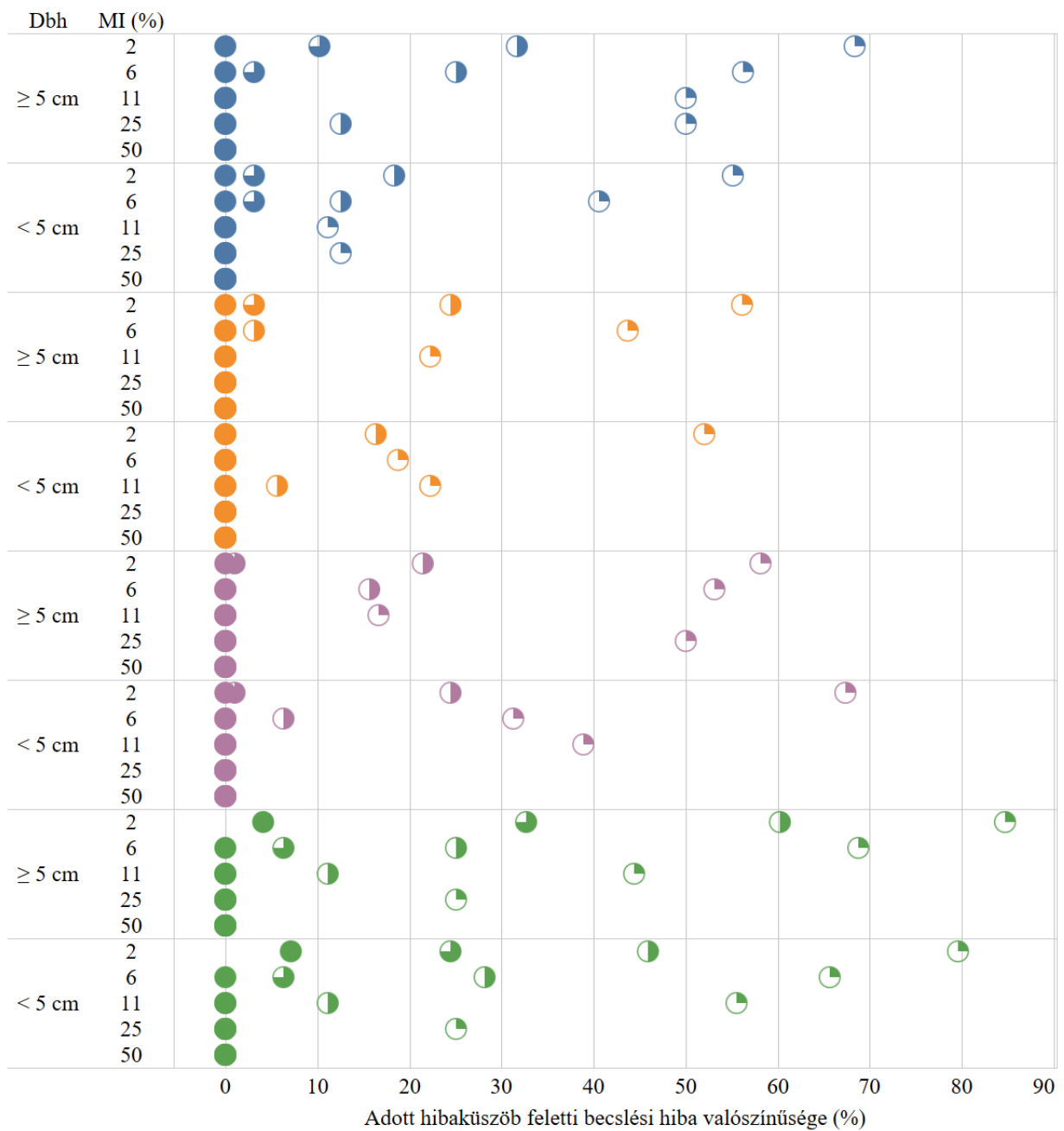
10. ábra. Az újra-mintavételezéses szimulációk eredményei a négy fafaj két csoportja szerint a teljes terület léptékén (n = 1; 1415,1 ha). MI (%): a vizsgálat során használt mintavételi intenzitások. Az ábra azt mutatja meg, hogy mekkora a valószínűsége (0 – 100%) egy adott hibaküszöb felett vett hibának az abundanciák becslésekor különböző mintavételi intenzitások alkalmazása esetén



11. ábra. A térben egyenletes pontkiosztással történő szimulációk eredményei a négy fafaj két csoportja szerint az erdőrészek léptékén ($n = 450$; $0,14 \text{ ha} - 22,1 \text{ ha}$). MI (%): a vizsgálat során használt mintavételi intenzitások. Az ábra azt mutatja meg, hogy mekkora a valószínűsége (0 – 100%) egy adott hibaküszöb felett vett hibának az abundanciák becslésekor különböző mintavételi intenzitások alkalmazása esetén

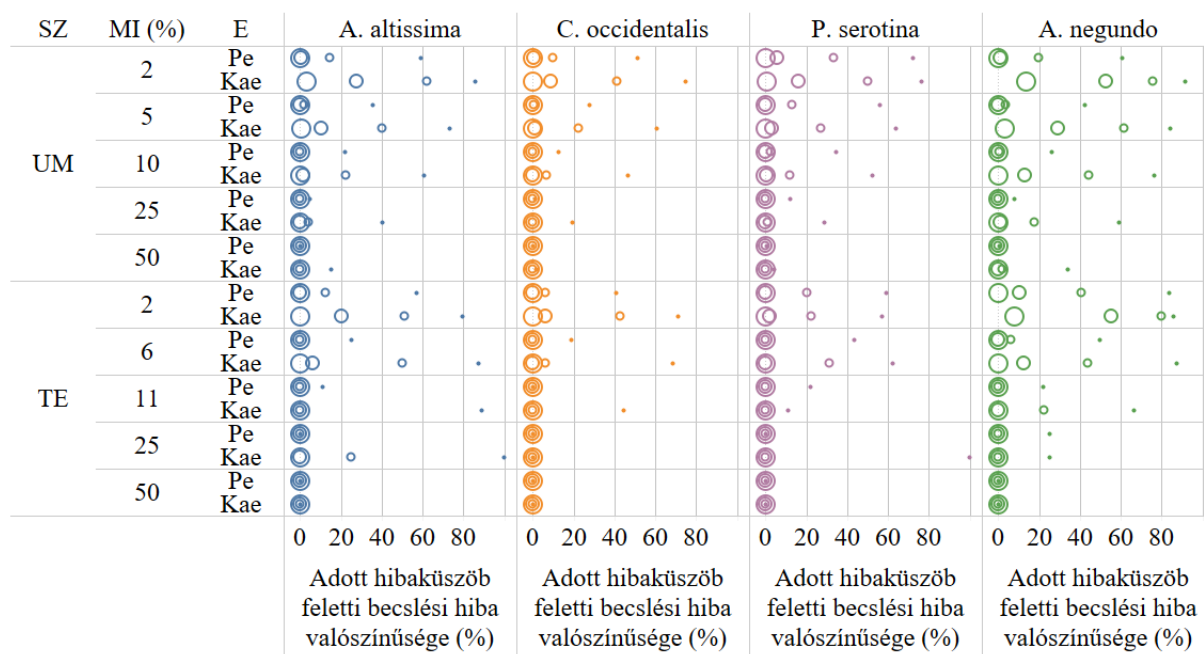


12. ábra. A térben egyenletes pontkiosztással történő szimulációk eredményei a négy faj két csoportja szerint az erdőtagok léptékén ($n = 60$; 0,14 ha – 59,9 ha). MI (%): a vizsgálat során használt mintavételi intenzitások. Az ábra azt mutatja meg, hogy mekkora a valószínűsége (0 – 100%) egy adott hibaküszöb felett vett hibának az abundanciák becslésekor különböző mintavételi intenzitások alkalmazása esetén

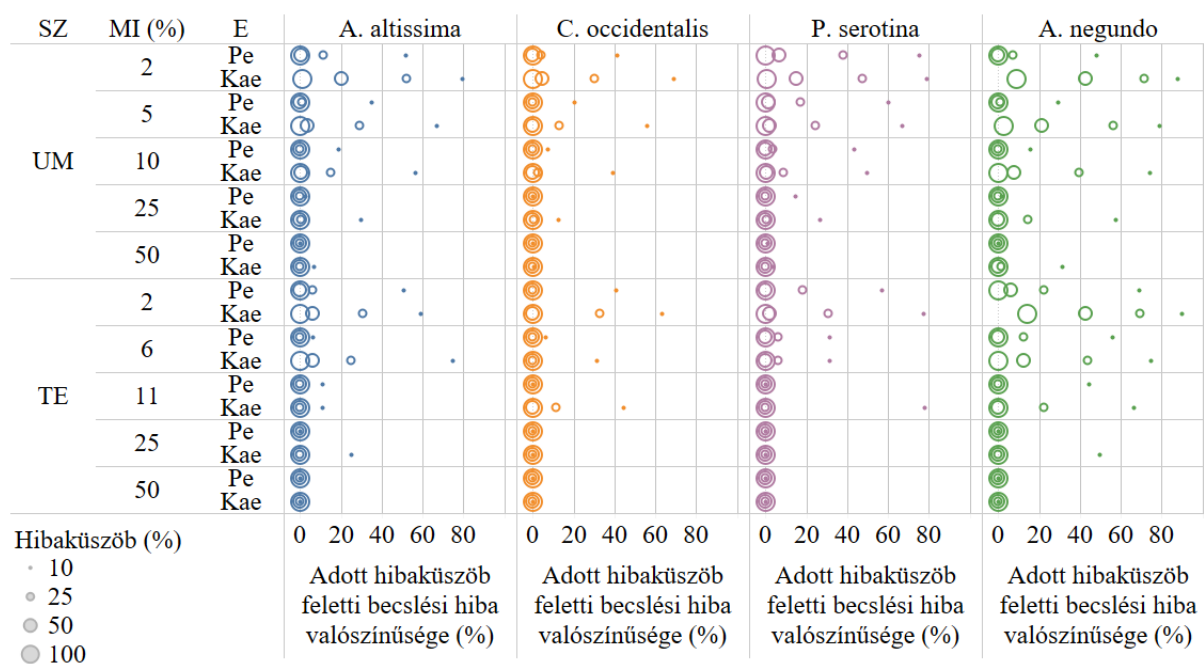


13. ábra. Az újra-mintavételezéses szimulációk eredményei a négy fafaj két csoportja szerint a teljes terület léptékén (n = 1; 1415,1 ha). MI (%): a vizsgálat során használt mintavételi intenzitások. Az ábra azt mutatja meg, hogy mekkora a valószínűsége (0 – 100%) egy adott hibaküszög felett vett hibának az abundanciák becslésekor különböző mintavételi intenzitások alkalmazása esetén

Dbh \geq 5 cm



Dbh < 5 cm



14. ábra. A két erdőtümb (E), a Peszérei-erdő (PE) és a Kunadacsi-erdő (Kae) összehasonlítása a becslési hibák alapján az alkalmazott mintavételi intenzitásokon (MI (%)). Szimulációk (SZ): újramintavételezéses eljárás (UM), térben egyenletes pontkiosztás (TE)

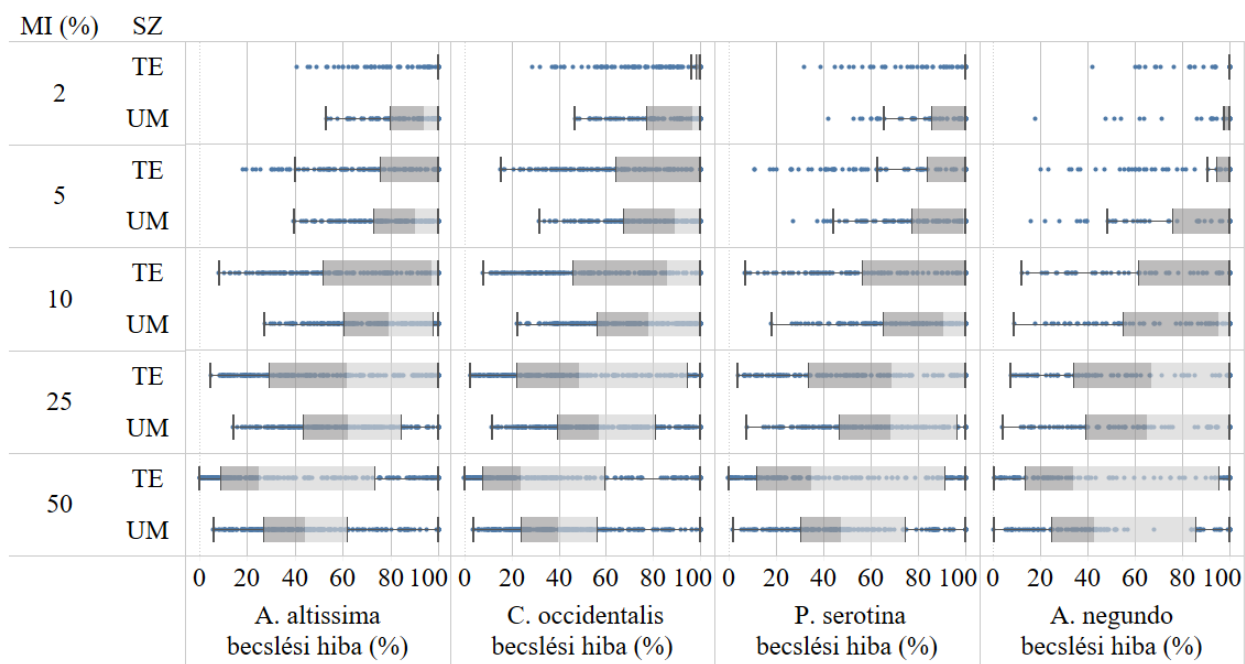
5.2.2. Az újra-mintavételezéses és térben egyenletes szimulációk eredményeinek összehasonlítása

Az előző fejezetben szereplő ábrák az adott hibaküszöb felett vett becslési hibákat átlagolt formában jelenítették meg. Azonban érdemes az erdőrészetek és az erdőtagok – mint egyedi esetek – közötti különbségeken keresztül az alkalmazott két szimulációt is összevetni (15–16. ábrák). A gyakran jelentkező nagyságrendi különbségek, illetve a könnyebb vizuális összehasonlíthatóság érdekében felső határértékként a 100%-os becslési hibát állítottam be (minden e feletti egyedi értéket 100%-ra fejeztem ki).

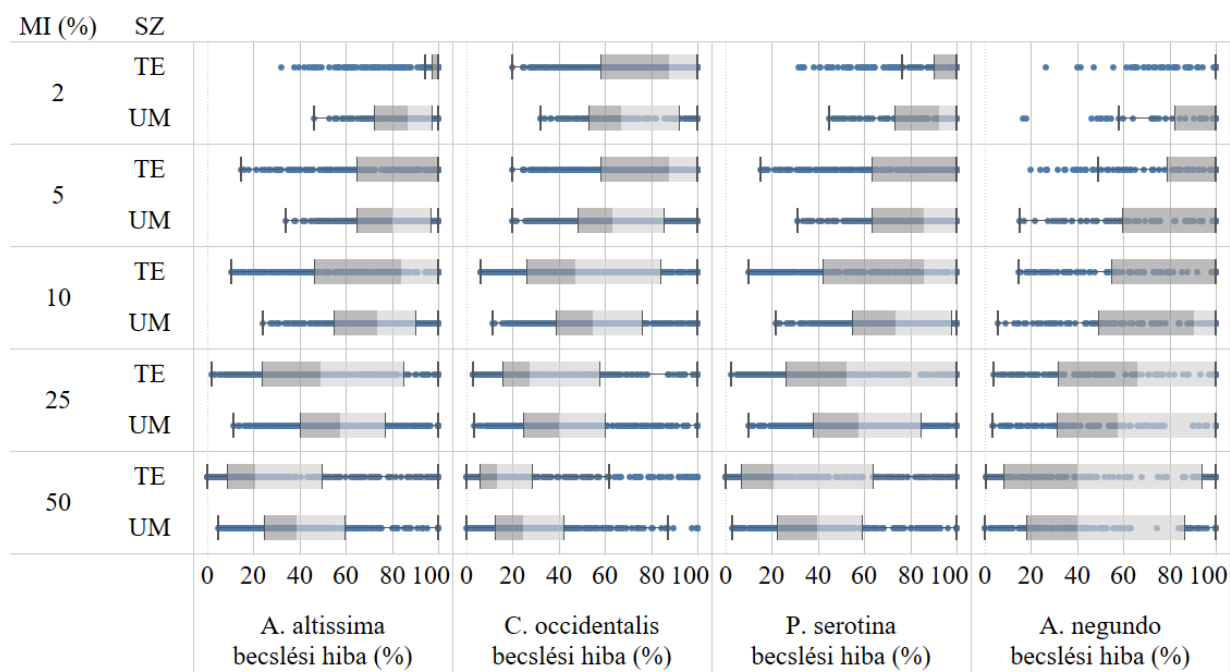
A két szimulációs megközelítés között tulajdonképpen minden kombinációban adódtak különbségek. Az erdőrészetek térleptékén a térben egyenletes szimulációkhoz tartozó interkvartilisek a 2–5%-os mintavételi intenzitásoknál jóval szűkebbek voltak, mint az újra-mintavételezéses szimulációknál, a 10%-os mintavételi intenzitásnál viszont ez a viszony megfordult. A mediánoknál ez szintén azonosítható volt. Az erdőtagok térleptékén viszont már a 2%-os mintavételi intenzitástól kezdve szélesebbnek mutatkoztak a térben egyenletes szimulációk interkvartilisei. Ellenben a mediánok viszonya – az erdőrészetekhez hasonlóan – a mintavételi intenzitás növekedésével csak a 10–25%-os mintavételi intenzitásokon fordult meg. A kiugró értékek tekintetében mindkét szimuláció hasonló képet mutatott, az alacsony mintavételi intenzitásoknál mindig a minimumok alatt, a magasabb mintavételi intenzitásoknál pedig a maximumok felett foglaltak helyet az értékek.

A leírtak háttérében elsősorban a mintaelemszámban vett különbségek állnak. Amíg a térben egyenletes kiosztásnál maximum 49 esetből (a 2,04%-os mintavételi intenzitásnál) származó átlagból származnak az eredmények, addig az újra-mintavételezéses eljárásnál mindig 500 minta átlaga adja ezeket az eredményeket. Mindkét szimulációnál a mintavételi intenzitás növekedésével csökken a becslési hiba, viszont a csökkenés lefutása különböző. Ha megnézzük az ábrákon csak a mediánokat, akkor látható, hogy a térben egyenletes szimulációknál a 2%-os mintavételi intenzitásoknál ezek jóval magasabban indulnak, majd az 50%-os mintavételi intenzitásoknál már jóval alacsonyabbak lesznek. Az újra-mintavételezéses szimulációk ellenben mindig szűkebben futnak le – ahogy növekszik a mintavételi intenzitás. Azaz elmondható, hogy a térben egyenletes pontkiosztással történő felmérés a mintavételi intenzitás emelésével valószínűleg jobb eredményeket fog adni, mint egy térben teljesen véletlenszerűen kivitelezett adatgyűjtés. Utóbbi a gyakorlatban ritka és talán nehezen interpretálható, ellenben a térben nem egyenletes intenzitással történő adatgyűjtések más szituációkban, más taxonoknál nagyon is relevánsak (pl. egyes foltokban jóval intenzívebben folyik az adatok gyűjtése, mint más foltokban). A négy inváziós fafajra kapott eredmények szerint a „foltos” logika mentén zajló adatgyűjtés magas mintavételi intenzitások esetén már jobban torzíthatja a valóságot, mint egy egyszerűbb, térben egyenletes pontkiosztással történő felmérés. Ugyanakkor egyik esetben sem kerülhetők el a kiugróan rossz eredmények – még az 50%-os mintavételi intenzitásnál sem.

Erdőrészetek, dbh \geq 5 cm

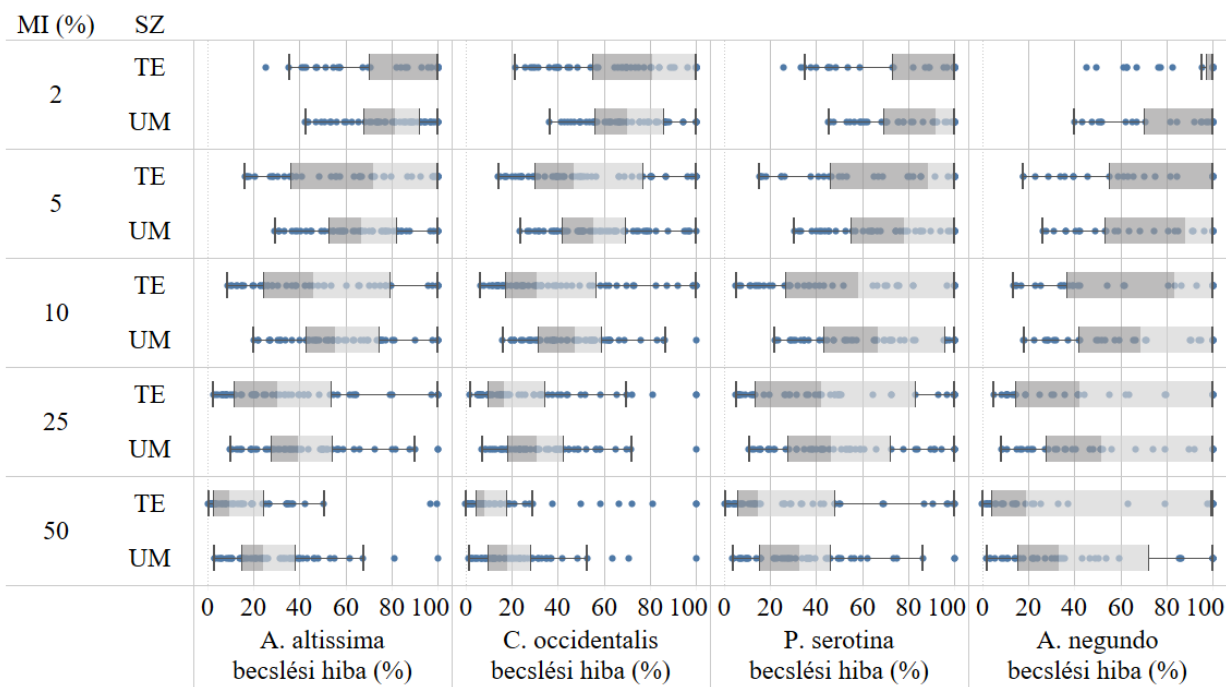


Erdőrészetek, dbh < 5 cm

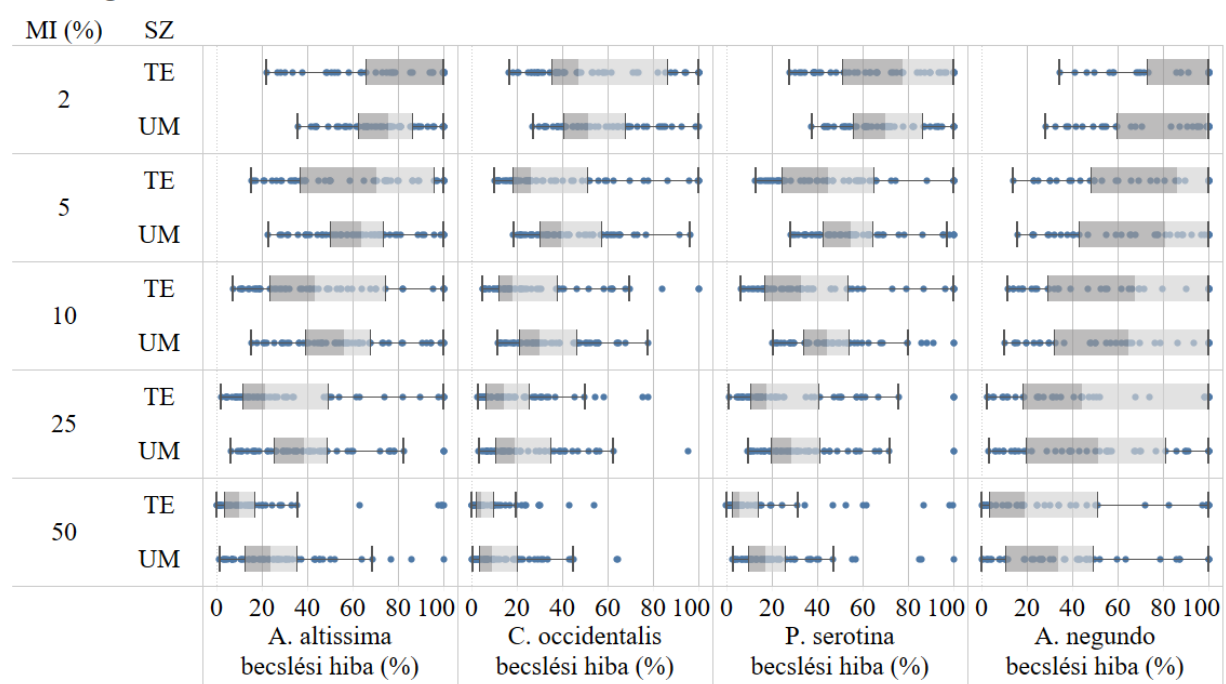


15. ábra. Az újra-mintavételezéses eljárás (UM) és a térben egyenletes pontkiosztású (TE) szimulációk (SZ) során kapott becslési hibák eloszlásának összehasonlítása a különböző mintavételi intenzitásoknál (MI (%)) az erdőrészetek léptékén ($n = 450$; 0,14 ha – 22,1 ha) a dbh \geq 5 cm (felül) és dbh < 5 cm (alul) csoportokban. A térben egyenletes szimulációknál a 2%, 5% és 10%-os mintavételi intenzitások valójában 2,04%, 6,25% és 11,1%-os mintavételi intenzitásokat jelentenek

Erdőtagok, dbh \geq 5 cm



Erdőtagok, dbh < 5 cm



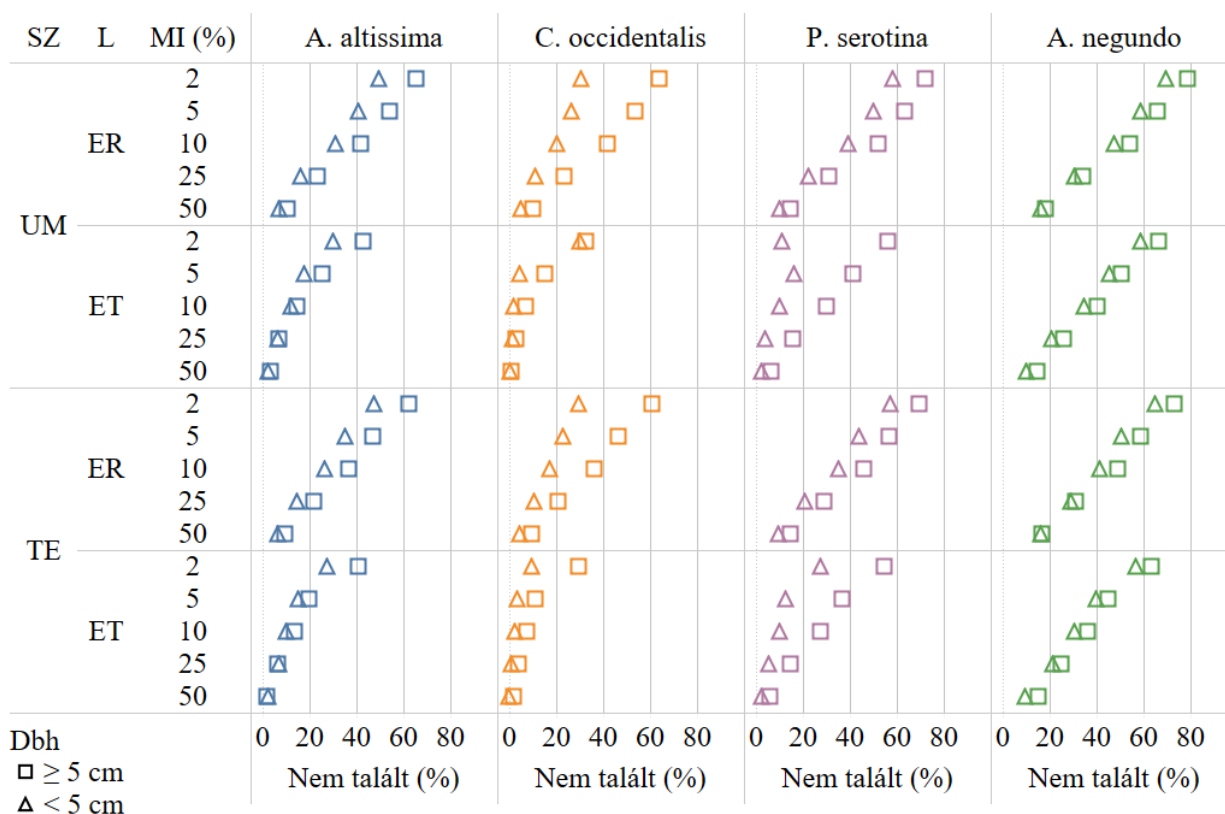
16. ábra. Az újra-mintavételezéses eljárás (UM) és a térben egyenletes pontkiosztású (TE) szimulációk (SZ) során kapott becslési hibák eloszlásának összehasonlítása a különböző mintavételi intenzitások szerint (MI (%)) az erdőtagok léptékén ($n = 60$; 0,14 ha – 59,9 ha) a dbh \geq 5 cm (felül) és dbh < 5 cm (alul) csoportokban. A térben egyenletes szimulációknál a 2%, 5% és 10%-os mintavételi intenzitások valójában 2,04%, 6,25% és 11,1%-os mintavételi intenzitásokat jelentenek

5.2.3. A nem talált esetek gyakorisága a mintavételekben

A becslési hibaátlagokhoz a nem talált esetek száma nagymértékben hozzájárul, az egyedi mintavételekben ez 100%-os hibaként értelmezhető. Ezekben az esetekben egy fafaj csoportja jelen van a vizsgált erdőrészletben, illetve erdőtagban, az egyedi mintába azonban nem kerül beválogatásra.

Ez mind az újra-mintavételezéses, mind pedig a térben egyenletes szimulációnál reális forgatókönyvnek bizonyult. Az 17. ábrán jól látszik, hogy a dbh ≥ 5 cm csoport gyakrabban maradt ki a mintavételekből, mint a dbh < 5 cm csoport. Ez természetesen a gyakoriságokból adódik, hiszen az idősebb faegyedek általában mindig ritkábban fordulnak elő egy vizsgált térrészen, mint a vitális újulat. Ugyanakkor a kapott értékek általánosan is nagyon magasak, a 2%-os mintavételi intenzitásnál, az erdőrészletek térléptékén 60–80% között mozogtak az előző csoport, 20–60% között változtak az utóbbi csoport esetében. Az 50%-os mintavételi intenzitásnál ellenben már nulla, vagy néhány % körül alakultak az értékek, ami alól csak a zöld juhar képezett kivételt. Az erdőtagok térléptékén a nem talált esetek gyakorisága az erdőrészletekhez képest csökkent, de még így is általánosan magas értékekről van szó. A két mintavételi szimulációt tekintve jelentős különbségek nem adódtak, csak a nyugati ostorfa és a kései meggy dbh < 5 cm csoportjánál figyelhetők meg élesebb különbségek.

A nem talált esetek magas gyakorisága jól rávilágít arra, hogy az alacsony mintavételi intenzitásokon kivitelezett felmérések nemcsak a tömegességi viszonyok leírására nem alkalmasak, hanem az előfordulások dokumentációjában is jelentős hibával terheltek.



17. ábra. A nem talált esetek gyakorisága (0–100%) az alkalmazott mintavételi intenzitásoknál (MI (%)). Szimulációk (SZ): újra-mintavételezéses eljárás (UM), térben egyenletes pontkiosztás (TE). Lépték (L): Erdőrészlet (ER), erdőtag (ET). Az ábra azt mutatja meg, hogy a különböző kombinációkban mekkora a gyakorisága annak, hogy a szimulációból egy adott fafaj adott csoportja kimarad

5.2.4. A becslési hiba összefüggése a területmérettel, az abundanciával és az előfordulási gyakorisággal

A 160 db esetre elvégzett rangkorrelációs vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a legalább 100%-os becslési hiba valószínűsége mindhárom változóval negatívan korrelál. Az 5. táblázat az eredményeket a fafajoktól és mintavételi intenzitástól függetlenül (azaz ezek átlagolásával) mutatja. A 160 db egyedi eset eredményei a Melléklet 16–19. ábráin láthatók. Néhány kivételtől eltekintve jól látható, hogy a hiba valószínűsége az abundanciával és az előfordulási gyakorisággal sokkal erősebb korrelációt mutat, mint a területmérettel. A zöld juharnál továbbá a becslési hiba valószínűsége gyakran már egyáltalán nem mutat szignifikáns összefüggést a területmérettel. Ez azt jelenti, hogy az erdőrészet, illetve erdőtag térléptékeken a terület méretének növekedésével nem javul érdemben a becslési hiba. Ebből azonban nem szabad levonni azt a következtetést, hogy nagyobb térléptékeken is hasonló tendencia várható – tekintettel a két erdőtümbnél tapasztalt általánosan alacsony hibavalószínűségekre. Valószínű inkább, hogy az erdőrészet és erdőtag térléptékeknél még nem érjük el azt a területi kiterjedésben vett határt, ami felett már a becslési hiba jelentősebb csökkenést mutat, s ennél fogva azt, hogy a becslési hiba korrelációt, illetve az abundanciához és gyakorisághoz mérhetően erős korrelációt mutasson a területmérettel.

Az alkalmazott korrelációs mátrixokban a területméret, abundancia és gyakoriság között esettől függetlenül jól kivehető különbségek adódtak. Az abundancia és gyakoriság mind a 160 db esetben erős és pozitív korrelációt mutattak (az r_s értékek 0,85–0,95 között változtak), ugyanakkor a területméret az esetek felében csak gyenge-közepes, és negatív előjelű korrelációt mutatott az abundanciával és gyakorisággal (az r_s értékek maximuma -0,45 volt), vagy pedig nem volt szignifikáns az összefüggés. Mindez két fontos következtetést körvonalaz a vizsgálati területeken zajló inváziók dinamikájára vonatkozóan. Egyrészt a gyakoriság és a tömegesség közötti stabil, erős kapcsolat jelzi, hogy az inváziókra különböző szabályozó faktorok hatnak. Ha ez nem így lenne, akkor nem lenne szignifikáns kapcsolat, vagyis a fafajok bárhova szabadon eljuthatnának, s ott (legalább a vitális újulatba) felnőhetnének. Más megvilágításban nagyon magas gyakoriságok mellett kiegyensúlyozottabb abundancia-viszonyok lennének. A területmérettel való gyenge, illetve negatív előjelű összefüggés is részben erre világít rá, ugyanakkor jelzi, hogy a Peszéri- és Kunadacsi-erdőkben az erdőrészetek, illetve erdőtagok előzőnlése nagyon különböző módon megy végbe. Vagyis az egyes erdőrészetek és erdőtagok bizonyos tulajdonságaikban el kell, hogy térjenek, s ezek a tulajdonságok jelentős mértékben kontrollálhatják az inváziókat. Amennyiben egyenletes, limitáló faktorok nélküli terjedés valósulhatna meg, akkor sokkal erősebb, negatív előjelű összefüggések adódtak volna. Az erdőrészetek és erdőtagok területi megoszlását a Melléklet 15. ábrája, a fafajok abundancia és gyakoriság értékeit a Melléklet 3. táblázata mutatja.

5. táblázat. A legalább 100%-os becslési hiba összefüggése a területmérettel (T), az abundanciával (A) és az előfordulási gyakorisággal (GY) a két szimuláció, két lépték, és két átmérőosztály szerint. UM: újramintavételezéses eljárás; TE: térben egyenletes pontkiosztás; ER: erdőrésztlet lépték; ET: erdőtag lépték. Az értékek a Spearman rs vizsgálatok eredményeit mutatják a fafajok (n = 4) és mintavételi intenzitások (n = 5) egyedi eredményeinek átlagolása után

Szimuláció	Lépték	Átmérőosztály	T	A	GY
UM	ER	dbh \geq 5 cm	-0,27	-0,78	-0,8
UM	ER	dbh < 5 cm	-0,3	-0,76	-0,82
UM	ET	dbh \geq 5 cm	-0,36	-0,85	-0,84
UM	ET	dbh < 5 cm	-0,36	-0,76	-0,89
TE	ER	dbh \geq 5 cm	-0,21	-0,66	-0,7
TE	ER	dbh < 5 cm	-0,24	-0,65	-0,68
TE	ET	dbh \geq 5 cm	-0,3	-0,75	-0,78
TE	ET	dbh < 5 cm	-0,32	-0,65	-0,68

5.2.5. A mintavételi intenzitás és a becslések megbízhatósága – egy gyakran átugrott, ellenben kiemelt jelentőségű probléma megvitatása

A komplex ökológiai természetű problémák vizsgálata mellett gyakran az elsöre egyszerűnek tűnő, leíró jellegű kérdések megválaszolása is nagy kihívásokba ütközhet. Ez igaz lehet azokban az esetekben is, amikor már vannak olyan terepi adatgyűjtő, s az adatok kiértékelésére szolgáló módszereink, amelyek teszteltek, s általánosan használtak. Az, hogy egy lehatárolt területen belül szeretnénk jó közelítésű becslést értékeket kapni például egy faj előfordulásáról és abundanciájáról, véleményem szerint szintén ezek közé sorolható. Ugyanakkor az eredményeim rámutatnak arra, hogy a hagyományosan alacsony mintavételi intenzitásokkal kivitelezett felmérésekkel az inváziós fafajok előfordulásában és tömegességében is tetten érhető térbeli heterogenitást biztosan nem lehet megfogni. Ugyanakkor minden (tér)léptékfüggő, azaz a terület méretének növekedésével a becslési hiba is csökkenni fog. Jelen vizsgálatban az elfogadhatatlanul magas becslési hiba a több száz ha-os léptéken már a néhány %-os mintavételi intenzitásoknál is nagyon alacsonynak mutatkozott. Ennél fogva nem elképzelhetetlen, hogy a nagy léptékre készülő számítások jobb eredményeket adhatnak, mint a kisebb, ellenben a gyakorlati szempontokból meghatározóbb léptékeken kivitelezett vizsgálatok. Magyarországon első helyen az erdőrésztlet az a térlépték, amelyet a bárminemű használatnak és a természetvédelmi törekvéseknek is követnie kell, s ezen belül kell megválaszolnunk a szóban forgó kérdéseket.

A nagy térléptékeken történő becslésekre szimbolikus példával szolgálhat Crowther et al. (2015) tanulmánya, amelyben a kutatók a Földön található összes fa egyedszámára is igyekeztek becslést adni. Eredményeik szerint a bolygón jelenleg 3,04 billió fa (dbh > 10 cm) él, amelyek közül a legtöbb (1,39 billió) a trópusi és szubtrópusi égövben található. Fontosabb azonban, hogy a kutatáshoz közel 430 000 db földi mérés adatait is felhasználták. Az adatok egy része nemzetközi és állami adatbázisokból (jellemzően erdészeti adatbázisok), másik része jól lehatárolt területekre készített tanulmányokból származott. A szerzők a nyers, illetve a már korábban feldolgozott terepi adatokból távérzékeléses módszerek és komplex modellezési eljárások segítségével végezték el a becsléseket. Nagy területen az egyedek számának meghatározásához, és a kapcsolódó mutatók vizsgálatához ma már gyakorinak számít a távérzékeléses eljárások, illetve a 'machine / deep learning' technológiák kombinációjának alkalmazása. Egyre gyakoribb, hogy ezeknél a vizsgálatoknál már a terepi validálás is háttérbe szorul, esetleg kihagyásra kerül. A megközelítés

nagy hatékonysággal működhet olyan helyzetekben, amikor a vegetáció egyes elemei, így pl. a faegyedek is könnyen elhatárolhatók egymástól. Erre a szituációra jó példaként szolgálnak az Afrika szubszaharai régiójában végzett vizsgálatok (Brandt et al. 2020; Tucker et al. 2023), amelyek millió km²-es térléptéken, és milliárdos egyedszámoknál tudtak igen pontos számításokat adni. Azonban a legtöbb esetben a környezeti zaj túl magas (pl. zárt erdők), emiatt pedig (ismétlődő) terepi validálásra is jellemzően szükség van (Bakó 2018, 2019). Ebben az esetben a terepen gyűjtött adatok a távérzékelte adatok feldolgozását végző algoritmusok tanításában, s végső soron az eredmények minőségében és pontosságában meghatározó szereppel bírnak (Maltamo et al. 2011). Ugyanakkor ez a terepi befektetés mégis nagyságrendekkel kisebb, mintha az adatgyűjtés kizárólag terepen történne. A Peszéri- és Kunadacsi erdők terepi felmérése hozzávetőlegesen 650 terepnapot vett igénybe (egy főre vonatkoztatva). Ha figyelembe vesszük, hogy ezzel a ráfordítással mindössze 1500 ha-t sikerült felmérni, akkor – elnagyolt becsléssel – például csak a hazai erdő művelési ágba tartozó területek teljes területi fedésben történő felmérése 10 millió terepnap léptékű ráfordítást igényelne. Könnyen belátható tehát, hogy nagy térléptékeken a valóság jó közelítésű leírásához szükség van gyorsabb és költséghatékonyabb megoldásokra, így a távérzékelés és a mesterséges intelligencia kombinációján alapuló módszerekre. Ezek jelenleg exponenciális ütemben fejlődnek, ami a közeljövőben is várhatóan így marad (Mumby et al. 1999; Rhodes et al. 2015; Dai et al. 2020; Bárta et al. 2022 alapján).

Az előző bekezdésben leírtak alapján felvetődik a kérdés, hogy szükség lesz-e egyáltalán terepi felmérésekre, s a terepi felméréseket végző személyekre a jövőben, vagy a technológia teljesen felül fogja írni ezt a klasszikus megközelítést. Úgy gondolom, hogy a közeljövőben erre még biztosan nem kerül sor. Az állításra a legerősebb érvem az, hogy a szakirodalmi feltárómunka során egy olyan forrást sem találtam, amely meggyőzően igazolta volna a korábbiakban körvonalazottakat kis térléptéken és finom felbontásban. Szintén fontos érvnek gondolom azt, hogy a tanulmányok többségében a terepi adatok mintavételeken alapultak, s a vizsgált területek méretéhez képest elhanyagolhatóan alacsony mintavételi intenzitások kerültek alkalmazásra. Szintén általános megközelítés volt, hogy a használt állami és nemzetközi adatbázisokat a legtöbben eredendően megbízhatónak tekintették, s gyakran egyetlen kritikai hangvételű mondat sem jelent meg a szövegben, ami az adatbázisokból adódó, s ennél fogva a saját eredményekben esetlegesen jelen lévő bizonytalanságokra felhívna a figyelmet. Végül a zártabb erdei környezetben történő inváziók esetében egy olyan meggyőző anyagot sem találtam – ide értve a LiDAR-os vizsgálatokat is –, ami a visszaszorítási szempontokból legmeghatározóbb csoportnál, az újulatnál is meggyőző eredményekkel szolgált volna. A nagyobb, ennél fogva könnyebben azonosítható egyedek kezelésének ráfordítás-igénye ugyanis elhanyagolható az újulat, illetve általánosságban az újonnan formálódó populációk felkutatása és kezelése jelentette munkához képest. Ennél fogva azt gondolom, hogy a feladatot jelenleg, s a közeli jövőben csak terepi, s a saját szemmel történő felmérésekkel lehet megfelelően elvégezni. A mintavételi intenzitás problémaköre azonban a terepi felméréseknél is ugyanúgy releváns, de ennek ellenére a legtöbb módszertani ismertetőben, alkalmazott protokollokban a téma kifejezetten alulreprezentált.

A mintavételi intenzitás optimalizálásának tárgyköre régóta foglalkoztatja a különféle ágazatokban kutatókat, így az ökológusokat is. Az ökológiában ez az alapvetően a léptéken és mintázaton alapuló problematika (Levin 1992) már nagyon régre, a fitoasszociációk felmérésének alapjait megteremtő Zürich–Montpellier iskoláig, és a fajszám-terület görbéig nyúlik vissza. Braun-Blanquet szerint minimális (mintavételi) területnek az tekinthető, ahol a fajszám görbe felfutása után kiegyenesedik (*Mindestausmass*), vagyis a mintába már nem kerül be újabb faj. Az ehhez a ponthoz tartozó mintavételi intenzitás pedig már elégséges lesz egy asszociáció reprezentatív ábrázolásához (Braun-Blanquet 1913, 1932; in: Hopkins 1957). Utóbbi megállapítás lényegében minden egyéb, leíró jellegű változóra értelmezhető. A problematika hasonló módon

jelenik meg pl. az erdészettudományban is, s tárgyalásának kezdete még régebbre, az első erdészeti akadémiák (és jogelődjeik) alapításának idejére nyúlik vissza. A 18. sz. második felétől a 19. sz. első feléig Európában sorra alapították meg a kezdetben a bányászati-kohászati iskolákhoz tartozó, majd később önállósodott erdészeti iskolákat (pl. 1808-tól Selmecebányai Erdészeti Tanintézet ('*Forstinstitut*'))(Fernow 1911; Faller 2008; Kovácsécs 2014). Az ekkortól rohamos léptekkel fejlődő erdészettudományban természetesen nagy hangsúlyt fektettek a módszertani fejlesztésekre is, így az erdő strukturális változóira irányuló mérési, illetve becslési gyakorlatra. A dolgozatban bemutatott, az inváziós fafajok teljes területi felmérése során használt módszer alapvetően az egyedszámokra fókuszált. Az erdészettudományban az egyedszám ugyanúgy az alapmutatók közé sorolható, de talán helyesebb a 'törzsszám' kifejezést használni, amelyet általában egy hektárra fejeznek ki a kritikus faméretet elérő faegyedekre vonatkozóan (Veperdi 2005). Az ökológiával ellentétben az erdőbecslésben fő fókuszpontja a gazdasági szempontokból (is) érdekes mutatókon van, s az alkalmazott képletekben a törzsszám (és / vagy tőssűrűség) központi szerepet tölt be. A törzsszám meghatározása ennél fogva egy általános feladat, s fontos, hogy a lehető legpontosabb értékek álljanak rendelkezésre. A törzsszám meghatározása ún. teljes felvétellel azonban ritka, s leginkább kísérleti területeken, s egyéb erdészeti kutatások során használt, vagy pedig véghasználat előtt, s várhatóan nagy hozamú állományoknál kerül alkalmazásra (Veperdi 2005). A hétköznapi gyakorlatban az állományok nagy többségénél azonban kényyszerűen mintavételeken alapuló adatgyűjtés történik. A források limitáltsága tehát az erdészettudományban is olyan módszereket hívott életre, amelyek segítségével az elégséges mintaszám (mintavételi intenzitás) meghatározható különböző állománytípusokban, illetve célfafeajoknál (pl. Lindsey et al. 1958; White et al. 2008; Hanberry et al. 2011; Basiri et al. 2018). Azonban fontos felhívni a figyelmet arra, hogy az alkalmazott módszerek olyan változók aktuális leírására készültek, amelyek alakulását az ember nagyban képes manipulálni. Az erdők képét hazánkban – és sok helyen a világban – elsősorban az ember alakítja, így pl. Magyarországon is már bő egy évszázada csak „műerdőkről” beszélhetünk (Roth 1953). Az alkalmazott módszerek tehát csak ezekre, az ember által nagyban egyszerűsített szituációkra alkalmasak, az egyszerű alapadatokat adó törzsszám becslések pedig jellemzően csak a termelni kívánt fafajokra történnek. Felvetődik tehát a kérdés itt is, hogy az inváziós fafajok esetében az erdészeti adatok mennyire pontosak, hiszen ezek a növények egyáltalán nem kontrollálhatók, s nem tartoznak a természetben kívánt fafajok közé sem. Fontosnak tartom megjegyezni – különösen a dolgozatot erdész szemmel olvasók számára –, hogy ehelyütt nem kívánok állást foglalni az elérhető erdészeti adatok minőségére vonatkozóan. Úgy gondolom, hogy a magyar erdészeti adatbázisok globálisan is kiemelkedő értéket jelentenek. Ugyanakkor az első és második téma eredményeit szem előtt tartva talán kimondható, hogy az inváziós fafajokról elérhető adatok megbízhatósága erősen vitatható, s az alulreprezentáltság nagyon is releváns lehet. Ennek pedig az elsődleges oka nem a mintavételi módszerben keresendő, hanem abban, hogy egyáltalán mintavételezés kerül alkalmazásra.

Cielo-Filho et al. (2009) trópusi esőerdőben 100 db 10×10 m-es kvadrátban vizsgálták az abundancia (pontosabban annak különböző mutatói) és a becslési hiba között fennálló összefüggéseket 39 fafajnál. A fafajok között a becslési hiba általában nőtt a kisebb egyedszámban jelen lévőkhöz felé. Ugyanakkor az összefüggés nem volt tökéletes, mert az aggregáltság és a méreteloszlás is számottevő szereppel bírt. Azoknál a fafajoknál, amelyek nagyobb egyedszámmal, ellenben térben sokkal aggregáltabban fordultak elő, a becslési hiba is nagyobbak adódott. A térben egyenletesebben elhelyezkedő fafajoknál a becslések általánosan jobbnak bizonyultak. A kutatók a becslési hibaküszöböt 20%-ban állapították meg, s csak egyetlen egy, a leggyakoribb és legtömegesebb fafajnál kaptak elfogadható hibán belüli becsléseket. Ezek az eredmények alapvetően egybevágóak a saját kutatásaim során tapasztalt összefüggésekkel. A becslési hiba ugyan erős korrelációt mutatott mindkét átmérőosztálynál és mindegyik fafajnál a gyakorisággal

és abundanciával, azonban ez az erdőrészetek, illetve erdőtagok között nem volt teljesen lineáris. Ez valószínűleg szintén az egyes erdőrészetek, illetve erdőtagok között, az aggregált térbeni jelenlétekben való eltérésekre vezethető vissza (a dolgozatban nem vizsgált). Másfelől a becslési hiba azokban az erdőrészetekben, illetve erdőtagokban mutatkozott a legkisebbnek, ahol a fafajok a legnagyobb egyedszámban és gyakorisággal foglaltak helyet. Cielo-Filho et al. (2009) erre ugyan a fafajok közötti összehasonlításban mutattak rá, de szintén releváns egy-egy fafajra nézve az eltérő területek összehasonlításában is. Cielo-Filho et al. (2011) egy másik vizsgálatuk során a fafajok tömegességi sorrendjének változását vizsgálták különböző mintavételi intenzitásokon, s nagyon magas variabilitás tapasztaltak az eredeti mintához képest 25%-nál és 50%-nál. Csak a 75%-os intenzitásnál csökkentek látványosabban a becslési hibák, ami gyakorlati szempontból már majdnem a teljes felvételt jelenti. Érdekes módon a kiugróan magas hiba már a tömegességi sorban középen helyet foglaló fafajoknál is megmutatkozott. A Kunadaci- és Peszéri-erdőkben folytatott vizsgálataimban a négy fafajnál és két térléptéken a legmagasabb 50%-os mintavételi intenzitásnál is még viszonylag magas becslési hibák adódtak (összehasonlításban a cikkel – lásd a 10%-os hibaküszöbhez tartozó értékeket), ami Cielo-Filho et al. (2011) eredményeire reflektál. Ez ugyanakkor függött a fafajok általános – a teljes területen vett – gyakoriságától és tömegességétől is, vagyis a legalacsonyabb hibák mindig a leggyakoribb nyugati ostorfa esetében születtek.

A becslési hiba a gyakorlati szempontokat is figyelembe véve csak két esetben lehetne nulla. Az egyik az a szituáció, amikor az adott inváziós fafaj még nincs jelen a területen, a másik pedig az, amikor monodomináns állományt alkot. Ugyanakkor a vizsgálataim rámutatnak arra, hogy utóbbi helyzet valójában egy erdőreszt esetében sem alakult még ki, vagyis mind a Kunadaci-erdőben, mind pedig a Peszéri-erdőben működnek olyan folyamatok, illetve bizonyosan jelen vannak regulátorok, amelyek a négy inváziós fafaj teljes eluralkodását nagyban gátolják.

5.3. Az inváziós fafajok terjedésében szerepet játszó környezeti tényezők vizsgálatának eredményei

5.3.1. Propagulumnyomás

A különböző kombinációkra elvégzett GLM-ek minden esetben pozitív és szignifikáns eredményeket adtak, azaz kijelenthető, hogy kombinációtól függetlenül a propagulumnyomás nagysága magyarázó erővel bírt az inváziós fafajok vitális újulatának ($dbh < 5$ cm) tömegességére nézve (6–7. táblázatok). A változó tehát a fafajoktól független, általános tényezőnek mondható, amelynek a terjedésben meghatározó szerepét a Peszéri- és Kunadaci-erdőkben is sikerült igazolni. A kalkulált null modellekhez képest a propagulumnyomással kiegészített (jelen esetben full) modellek viszonylag kevés várható növekményt körvonalaztak a függő változóban (Beta 0,001-0,014), ellenben a becslések magas megbízhatóságúak voltak (alacsony standard hibák (SE)). Az eltérések mértéke fafajonként és kombinációnként változott. A mirigyes bálványfa esetében (6. táblázat) a teljes adatsorhoz képest (A) a propagulumnyomás minden esetben kicsit erősebb hatást (Beta) mutatott a legalább 20 éves korú állományokhoz (B), s különösképpen az 1990-es évek óta erdészeti beavatkozásokkal nem érintett állományokhoz (C) készült modellekben. A zöld juhárnál is hasonló volt a tendencia, ellenben jellemzően A-C-B sorrendben (7. táblázat). A nyugati ostorfánál és kései meggyénél viszont ez egyáltalán nem jelentkezett (6–7. táblázatok). A propagulumnyomás térbeli értelmezése (csak az adott felmérési egység, a 8 és 24 környező felmérési egység, illetve ezek kombinációja) szerint pedig mind a négy fafajnál és mindhárom adatsornál (A, B, C) csak az adott felmérési egységre (FE) számolt

propagulumnyomás adta a legnagyobb Beta értékeket – ritkábban pedig az adott felmérési egység körüli 8 felmérési egység (8) adott ezzel megegyező értékeket. Összességében azonban a null modellekhez képest a propagulumnyomás a vizsgált legszűkebb térbeli léptékben adta a legerősebb modelleket. Más szóval, az adott felmérési egységben rögzített vitális újulat abundanciájára a relatíve legnagyobb magyarázó erővel az ugyanabban a felmérési egységre kalkulált propagulumnyomás értékek bírtak. Ez azt jelzi, hogy a vitális újulat tömegességét elsődlegesen mindig a legközelebb lévő magtermő egyedek határozzák meg. A viszonylag kis hatásokból arra lehet következtetni, hogy a terjedésben más faktoroknak is fontos szabályozó szereppel kell bírniuk, ugyanakkor ezek mellett, pontosabban ezekkel kombinációban a propagulumnyomásnak is bizonyosan szerepe van a négy fafaj terjedésében.

6. táblázat. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa dbh < 5 cm csoportja és a környezeti propagulumnyomás vizsgálatának (GLM, negatív binomiális) eredményei ($p < 0,001$) a különböző kombinációkban. Csoportok: az adott felmérési egységből (FE); az adott felmérési egység körüli 8; az adott felmérési egység körüli 24 felmérési egységből kalkulált propagulumnyomás, illetve ezek kombinációja. Típusok: teljes adatsor (A, $n = 24\ 905$); legalább 20 éves állományok, ahol erdészeti beavatkozás ezalatt történt (B, $n = 8091$); az 1990-es évek óta erdészeti beavatkozásokkal nem érintett állományok (C, $n = 2052$)

Csoport	Típus	A. altissima				C. occidentalis			
		LR χ^2_1 ($p < 0,001$)	Wald χ^2_1 ($p < 0,001$)	SE. (\pm)	Beta	LR χ^2_1 ($p < 0,001$)	Wald χ^2_1 ($p < 0,001$)	SE (\pm)	Beta
FE	A	1538,9	902,1	0,000	0,006	2195,3	1410,0	0,000	0,012
FE	B	836,0	518,4	0,000	0,007	1023,8	664,6	0,000	0,011
FE	C	302,3	180,2	0,001	0,013	355,9	270,6	0,001	0,012
8	A	1488,5	866,0	0,000	0,006	2153,4	1378,3	0,000	0,012
8	B	808,4	499,2	0,000	0,007	1011,6	657,9	0,000	0,01
8	C	302,9	176,4	0,001	0,012	352,6	183,8	0,001	0,011
24	A	1588,9	944,1	0,000	0,001	3217,4	1469,1	0,000	0,001
24	B	915,7	555,3	0,000	0,001	1335,1	604,5	0,000	0,001
24	C	149,3	95,7	0,000	0,002	285,9	174,5	0,000	0,001
FE és 8	A	1522,4	890,2	0,000	0,003	2186,5	629,5	0,000	0,006
FE és 8	B	825,9	511,5	0,000	0,004	1023,7	308,1	0,000	0,005
FE és 8	C	137,6	85,5	0,001	0,009	221,2	158,5	0,001	0,008
FE és 24	A	1758,7	1037,6	0,000	0,001	3344,8	1511,8	0,000	0,001
FE és 24	B	999,5	610,8	0,000	0,001	1400,0	627,4	0,000	0,001
FE és 24	C	160,2	99,9	0,000	0,002	301,1	177,2	0,000	0,001

7. táblázat. A kései meggy és a zöld juhar dbh < 5 cm csoportja és a környezeti propagulumnyomás (Pny) vizsgálatának (GLM, negatív binomiális) eredményei ($p < 0,001$) a különböző kombinációkban. Csoportok: az adott felmérési egységből (FE); az adott felmérési egység körüli 8; az adott felmérési egység körüli 24 felmérési egységből kalkulált propagulumnyomás, illetve ezek kombinációja. Típusok: teljes adatsor (A, $n = 24\ 905$); legalább 20 éves állományok, ahol erdészeti beavatkozás ezalatt történt (B, $n = 8091$); az 1990-es évek óta erdészeti beavatkozásokkal nem érintett állományok (C, $n = 2052$)

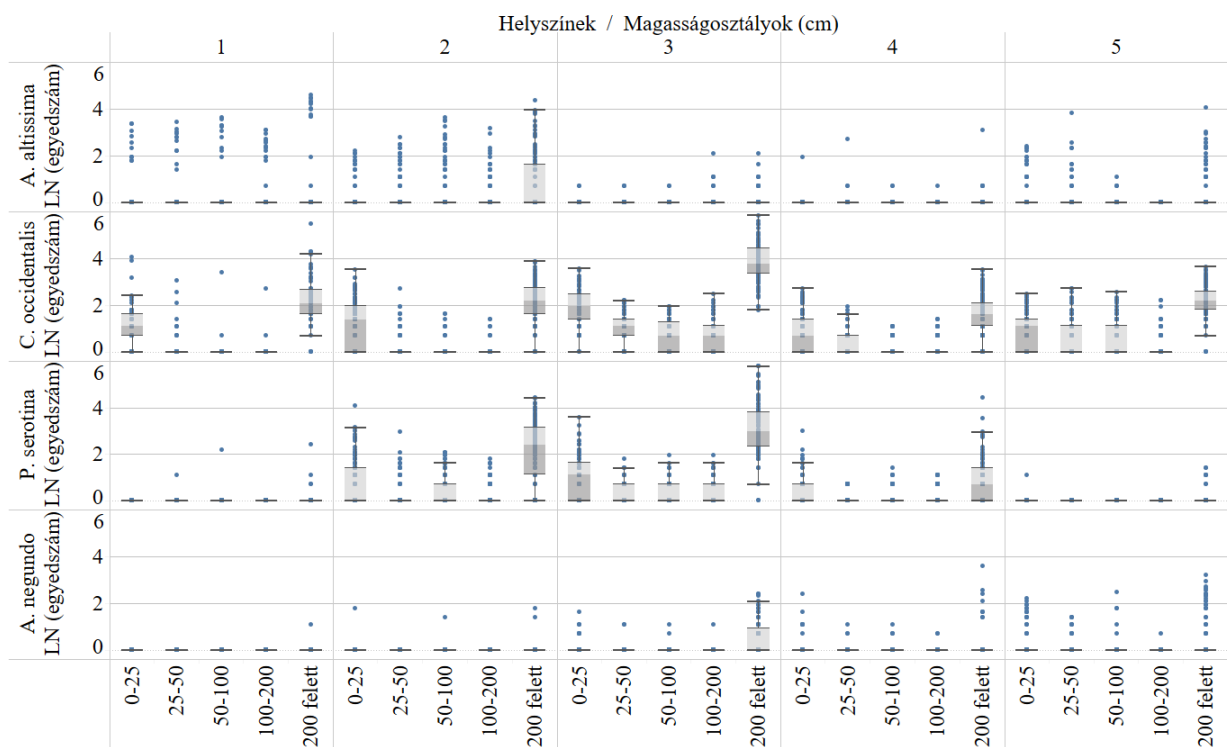
Csoport	Típus	P. serotina				A. negundo			
		LR χ^2_1 ($p < 0,001$)	Wald χ^2_1 ($p < 0,001$)	SE (\pm)	Beta	LR χ^2_1 ($p < 0,001$)	Wald χ^2_1 ($p < 0,001$)	SE (\pm)	Beta
FE	A	1916,5	938,3	0,000	0,006	368,7	198,7	0,000	0,005
FE	B	181,9	101,1	0,001	0,006	224,6	159,9	0,001	0,014
FE	C	88,4	73,4	0,001	0,005	60,4	43,9	0,002	0,011
8	A	1875,5	914,4	0,000	0,006	371,4	200,8	0,000	0,005
8	B	168,5	93,3	0,001	0,006	230,0	160,3	0,001	0,013
8	C	85,8	71,4	0,001	0,005	59,6	43,3	0,002	0,011
24	A	2250,9	989,0	0,000	0,001	368,7	198,7	0,000	0,005
24	B	715,4	357,9	0,000	0,001	224,6	159,9	0,001	0,014
24	C	170,4	140,0	0,000	0,001	60,4	43,9	0,002	0,011
FE és 8	A	1899,7	927,1	0,000	0,003	371,7	200,9	0,000	0,003
FE és 8	B	175,6	97,2	0,000	0,003	228,1	160,9	0,001	0,007
FE és 8	C	35,5	30,1	0,001	0,004	35,5	27,1	0,002	0,009
FE és 24	A	2282,7	983,0	0,000	0,001	590,3	291,4	0,000	0,001
FE és 24	B	719,2	359,7	0,000	0,001	392,7	226,1	0,000	0,002
FE és 24	C	187,9	145,5	0,000	0,001	83,3	56,3	0,000	0,002

5.3.2. Vegetációszerkezeti összefüggések

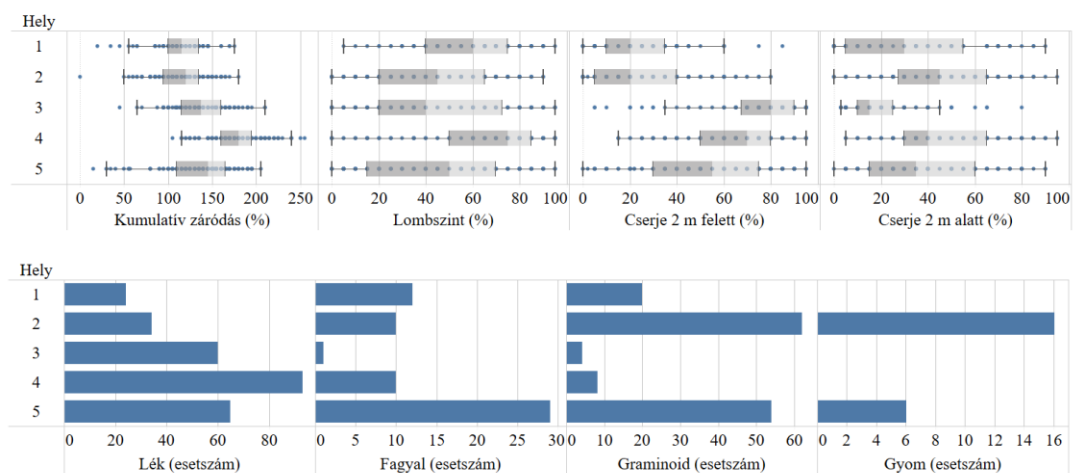
1.) Általános leíró eredmények

Az öt különböző természetességű, illetve használat-történetű területen a négy inváziós fafaj jelentősen eltérő gyakorisággal és tömegességgel volt jelen, s ez mindegyik magasságosztályra igaz volt. Az egyedszám és gyakoriság értékeit a Melléklet 4–5. táblázatok tartalmazzák. A leggyakoribb fafaj 10 565 db egyeddel a nyugati ostorfa volt, majd a kései meggy következett 7004 db, a mirigyes bálványfa 1613 db, és végül a zöld juhar mindössze 419 db egyeddel. Az egyedszámok magasságosztályok szerinti megoszlását tekintve feltételezhető volt, hogy a legalacsonyabb (0–25 cm), vagyis átlagosan a legfiatalabb csoport felől a legmagasabb (200 cm felett), így átlagosan legidősebb csoport felé haladva csökkenés látszik majd. Ez az esetek többségében igaznak bizonyult, de több kivétel is akadt. E lefutást tekintve a legnagyobb különbségek a mirigyes bálványfánál jelentkeztek, ahol számos kvadrátban a 0–25 cm-es csoportban egyáltalán nem került rögzítésre egyed, azonban a magasabb osztályokban igen. Továbbá pl. az 1-es és 2-es helyszíneken a 100–200 cm-es osztályban volt a legtöbb egyed. Minden fafajnál több esetben előfordultak kiugró értékek (18. ábra). Ezek kiemelten fontosak lehetnek, mert feltételezhető, hogy a vegetációs környezet ezekben a kvadrátokban a vizsgált egészről szintén jelentősen eltérhet. Az összes helyszínt és kvadrátot figyelembe véve a mirigyes bálványfa legnagyobb rögzített egyedszáma egy kvadrátban 44 db (100–200 cm osztály), a nyugati ostorfáé 319 db (0–25 cm osztály), a kései meggyé 315 db (0–25 cm osztály), a zöld juharé pedig 23 db (0–25 cm osztály) volt.

A lombszint és a cserjeszintek mind az öt helyszínen nagyfokú változatosságot mutattak (19. ábra), ami elengedhetetlen volt a vizsgálat szempontjából. Az elvégzett Spearman r_s korrelációk a lombszint és a felső cserjeszint ($r_s = -0,3$, $p = 0,02$), továbbá a felső cserjeszint és az alsó cserjeszint ($r_s = -0,3$, $p < 0,01$) között mutattak ki negatív összefüggést. Ezek azonban gyengének mondhatók, így a három változó minden esetben használatra kerülhetett a modellekben. A bináris változók meglétében azonban jelentős eltérések adódtak az öt helyszín között (19. ábra), így bizonyos esetekben a modellekből ki kellett hagynom egy, vagy több változót. Ezt a következő fejezetben tárgyalt eredményeknél külön jelzem. A magtermő egyedek csak nagyon ritkán fordultak elő: az 1-es helyszínen a bálványfának (38 db), a 2-es helyszínen a kései meggynek (47 db), a 4-es helyszínen a nyugati ostorfának (17 db) és a kései meggynek (21 db) maradtak meg nagyobb számban és gyakorisággal egyedei, így ezek kerültek csak be a modellekbe (8. táblázat).



18. ábra. Az 5×5 m-es kvadrátokban felmért egyedszámok megoszlása az öt különböző helyszín és a magasságosztályok szerint a négy fajfajnál. Az értékek természetes logaritmussal (ln) konvertáltak



19. ábra. A környezeti változók megoszlása a felmért öt helyszínen

2.) Az inváziós fajok tömegessége és a vegetációkörnyezeti változók közötti összefüggések vizsgálatának eredményei

A felmérésekből származó adatok összesen 62 db egyedi modell felállítását tették lehetővé. A legtöbb modellt a nyugati ostorfa (25 db) esetében tudtam elkészíteni, majd a kései meggy (18 db), a mirigyes bálványfa (14 db), legvégül a zöld juhar (5 db) következett. Utóbbinál csak két magasságosztályra és az összesített abundanciákra volt elégséges mennyiségű adat. A 9. táblázat foglalja össze az elemzések legfontosabb eredményeit, így a legjobb modellt alkotó prediktorokat és azok hatását a tömegességi viszonyokra az egyes szituációkban. A részletes eredményeket a Melléklet 6–9. táblázatok tartalmazzák.

A négy faj és a magasságosztályok között számos, a változóknak, illetve ezek kombinációjában vett szembevető különbség adódott. Az egyik legfontosabb eltérés a fajok között a fényviszonyokat meghatározó változóknál volt. A mirigyes bálványfa és a zöld juhar e tekintetben nagyon hasonlóan mutatkozott, ugyanakkor a nyugati ostorfánál és különösen a kései meggyénél éles váltás jelent meg a magassági osztályok növekedésével.

A mirigyes bálványfánál kivétel nélkül mindegyik magasságosztályban, továbbá a teljes tőszámoknál is az alacsony cserjeszint (< 2 m) bírt a legnagyobb magyarázó erővel. Emellett szintén erősnek bizonyult a lombszint is, ugyanakkor e tekintetben eltolódás látszik a magasabb átmérőosztályok felé. A 2-es és 3-as helyszíneken ez különösen jól megfigyelhető, mert ezeknél a magasabb átmérőosztályokba tartozó egyedek voltak jelen nagyobb abundanciákkal. Mindezek alapján feltételezhető, hogy a gyéresebb alacsony cserjeszinttel rendelkező foltokban a mirigyes bálványfa viszonylag gyorsabban fel tud nőni, s ekkor már a lombszintnek lesz meghatározóbb hatása a tömegességi viszonyokra. A felső cserjeszint (< 6 m, de > 2 m) szintén később válik meghatározóbbá, ellenben a lombszinthez és alsó cserjeszinthez képest kevésbé jelentős hatással bír. Mindhárom hatása negatív, azaz sűrűbb, zártabb körülmények között kevesebb bálványfa egyeddel lehet számolni. A lék megléte csak a faj nagyobb magasságosztályainál bizonyult fontosnak. Ez arra enged következtetni, hogy a kezdeti növekedést elsősorban más faktorok szabályozzák. Az árnyéktűrő fű- és sásfélék tömeges jelenléte a fajokra gyenge, ellenben negatív hatással volt. Ezek olyan légyszárúak, amelyek összefüggő gyepszövetet képesek kialakítani, s emiatt gyökérkonkurenciát jelenthetnek. Végül a kezelések közben véletlenül kihagyott magtermő példányoknak erős, pozitív hatása volt az abundanciákra. A még élő faegyedek maghozamuk, s különösen gyökérsarjadzásuk révén bizonyosan hozzájárulhattak a felméréskor tapasztalt tömegességi viszonyokhoz.

A zöld juharnál a lomb- és cserjeszintek tekintetében a bálványfánál leírtakkal megegyező eredmények születtek. Ugyanakkor egy fontos különbség adódott, mégpedig az évelő graminoidoknál, amelyek pozitív hatást mutattak. Ez a hatásban megjelenő eltérés visszavezethető pl. arra, hogy a két helyszín nagyban különbözött (a graminoidok változó a zöld juharnál az 5-ös, a mirigyes bálványfánál az 1-es helyszínen került be a legjobb modellbe). Míg az 1-es helyszín vegetációs szerkezetét tekintve a legegyszerűbb volt, faállományát pedig nagyrészt nyárok és akác adták, addig az 5-ös helyszínnél kicsit zártabb viszonyok uralkodtak, differenciáltabb cserjeszinttel és kocsányos tölgy meghatározta lombszinttel. Ez egészen más évelő graminoidok dominanciáját eredményezi, így a Peszéri-erdő tölgyeseiben jellemzően az erdei szálkaperje, a tavaszi sás (*Carex caryophyllaea* J.F.Gmel) és a deres sás (*Carex flacca* Schreb.) adta nyitottabb szerkezetű foltok fejlődnek, addig az akácelegyes-nyárasokban sokkal zártabb légyszárú szintet adó – és minden bizonnyal erősebb gyökérkonkurenciát jelentő –, erősebb növekedésű fűfélék válhatnak uralkodóvá (pl. perjék és csenkeszek). Ezek a szituációk persze ott alakulnak ki, ahol a lomb- és cserjeszintek kissé felnyílnak (pl. belső erdőszegélyek). A vizsgálatban a graminoidok nem kerültek további differenciálásra, emiatt a leírtak csak hipotézisként értelmezendők.

A nyugati ostorfa tömegességét a 0–25 cm-es és 25–50 cm-es átmérőosztályokban a legjobban az alacsony cserjeszint magyarázta, ugyanakkor a legegyszerűbb 1-es helyszínnél a fagyal pozitív, míg a 2-es helyszínnél a gyomok negatív hatása is erősnek bizonyult. A fagyal szőnyegszerű jelenlétekor azt várnánk, hogy a nyugati ostorfa felújulására negatívan hat, mert nem lennének képesek gyökeret eresztetni a csírázó magvak a cserje gyökérszövedéke között. Ugyanakkor a fagyal ezekben a szituációkban nem úgy jelenik meg, mint pl. az erdőszegélyeken, hanem kissé hézagos, felnyíló karakterű. Nem képez teljesen zárt gyökérszövedéket sem (pers. obs.), így a megfelelő helyre került nyugati ostorfa magok – véleményem szerint – képesek a fagyalosban kicsírázni és megmaradni. Emellett két hipotézist is megfogalmazok. Az egyik, hogy esetlegesen a fafaj mikorrhizas kapcsolatot alakíthat ki a cserjével, ami a túlélésében és növekedésében pozitív szereppel bírhat. Másfelől – még lazább szerkezet esetén is – egyfajta védelmet kínálhat a magoncok számára pl. a nyulak és nagyobb testű herbivorok ellen. A gyom (és egyben inváziós élő lágyszárúak) változó csak a 2-es helyszínen ért el elég nagy előfordulási gyakoriságot ahhoz, hogy az elemzésekbe bekerüljön, s itt volt is hatása. Ebbe a csoportba a Peszéri-erdőben jellemzően az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) és a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) tartoznak, amelyek nagyon zárt lágyszárú szintet és gyökérszövedéket képesek kialakítani, s negatív hatásuk volt a nyugati ostorfa tömegességére is az alsó két átmérőosztályban. Ez egyébként a kései meggyénél is pontosan így jelent meg. A nyugati ostorfánál azonban a helyzet sokkal bonyolultabb lett átlépve a magasabb átmérőosztályokba. Ezeknél több esetben a legjobb modell sem volt szignifikáns, vagy a prediktoroknak alacsony magyarázó ereje volt. A 4-es helyszínen az 50–100 cm-es osztályban az alacsony cserjeszint, illetve az 5-ös helyszínen a lomb szint a 100–200 cm-es osztályban mutatott még erős negatív hatást. A felső cserjeszintet is érdemes megemlíteni, mert jól látható, ahogy tulajdonképpen az alsó cserjeszintet váltja, ellenben jellemzően gyengébb magyarázó erővel bírt. Végül a lék gyenge, illetve tendencia jellegű pozitív hatását mutatták többségükben a modellek, ellenben a 0–25 cm-es osztályban érdekes eredmény született. Két helyszínnél erős pozitív hatása volt, viszont az 1-es helyszínnél negatív eredményt mutatott. Utóbbi háttérben állhat az, hogy itt a gyomok az alacsony magasságosztályokban erős negatív magyarázó erővel bírtak, s mivel ezek tömegessége erősen és pozitívan függ az állomány nyíltságától – így pl. a lékek jelenlététől –, valószínűleg emiatt érvényesül ez a kettős negatív hatás.

A négy fafaj közül a legnehezebben értelmezhető eredmények a kései meggyénél jelentkeztek, ahol három helyszínen mindegyik magasságosztályban volt elég adat az elemzésekhez. Az alacsony cserjeszint ennél a fafajnál mutatta a legkisebb hatást a két alacsony magasságosztályban. Ugyanakkor a felső cserjeszint csak a kései meggyénél jelent meg a 0–25 cm-es osztályban, s a lomb szinttel együtt az 50–100 cm-es osztályban is erősebb negatív hatást képviseltek. A legérdekesebb azonban, hogy a változók hatása megfordult a magasabb osztályokban, s pozitív volt. Erre nehéz magyarázatot találni, de valószínűleg a fafaj kiváló – még a nyugati ostorfánál is jobb – árnyéktűrésére vezethető vissza. Valószínű az is, hogy amennyiben már sikerül egy kicsit felnőnie, a zártabb, kicsit hűvösebb és nedvesebb mikroklímájú körülmények kedvezhetnek neki. Ennél fogva jobban nőhet tovább sűrűbb vegetációs környezetben. Mindenesetre a kérdés további vizsgálatokat igényelne, így a fentiek hipotézisek. A fagyalnál a 2-es helyszínen jelentkezett némi hatás, ellenben ez negatív volt – a nyugati ostorfával ellentétben. A sűrűbb gyomvegetáció negatívan hatott a tömegességre, valószínűleg a nyugati ostorfánál leírtak miatt. Végül a mirigyes bálványfához hasonlóan a kései meggy megmaradt magtermő egyedei is jellemzően bekerültek a legjobb modellekbe.

8. táblázat. A vizsgálat során adódó különbségek az egyes helyszínek szerint a bináris változóban és a magtermő egyedek előfordulásában. A következő táblázat ennek tükrében értelmezendő

Helyszín	Lék	Fagyal	Gyom	Graminoid	A. altissima	C. occidentalis	P. serotina	A. negundo
					M	M	M	M
1	x	x		x	x			
2	x	x	x	x			x	
3	x							
4	x					x	x	
5	x	x		x				

9. táblázat. Az inváziós fajok tömegességi viszonyai és a vegetációkörnyezeti változók közötti összefüggések vizsgálati eredményei (GLM, negatív binomiális) a magasságosztályok szerint. N: negatív hatás; P: pozitív hatás. A számok a helyszíneket (1-5) jelölik. Félkövérrrel az erős hatások (legfontosabb prediktorok) jelöltek. Pirossal a nem szignifikáns, de modellalkotó prediktorok, pirossal és * -gal a legjobb, ellenben nem szignifikáns modellekhez tartozó, nem szignifikáns prediktorok jelöltek. Utóbbi két eset csak tendenciát jelöl, magyarázó erővel nem bír

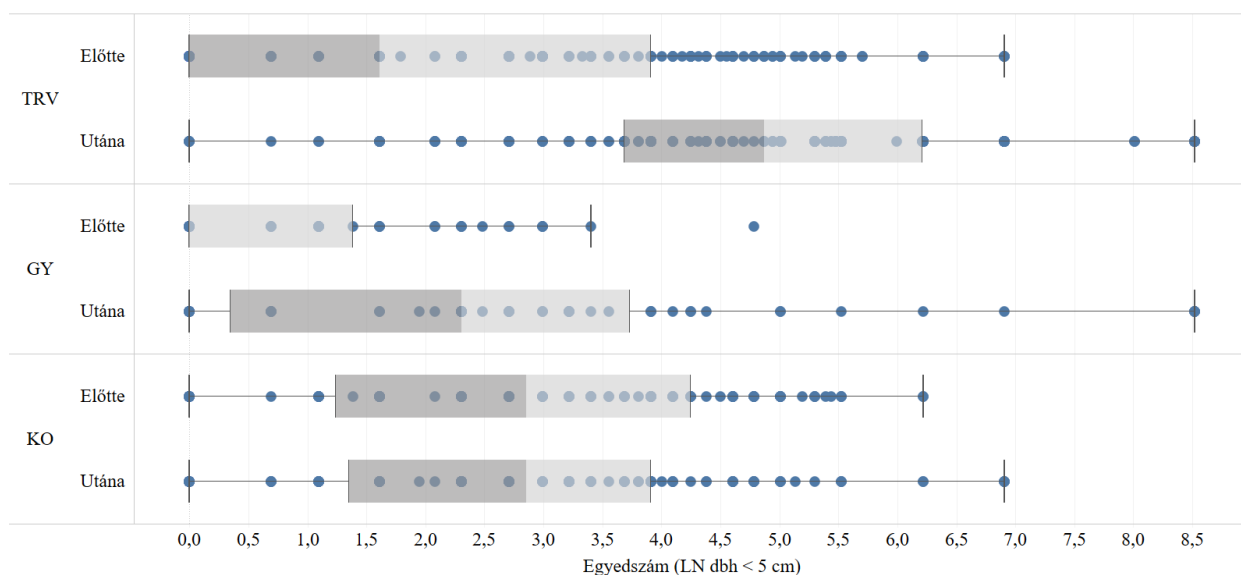
Fafaj	Magasságosztályok	Lombszint	Cserje 2 m felett	Cserje 2 m alatt	Lék	Fagyal	Évelő graminoidok	Évelő gyomok	Magtermő egyedek
A. altissima	0-25 cm (1)			N (1)					P (1)
	25-50 cm (1,5)	N (5)	N (5)	N (1,5)			N (1)		P (1)
	50-100 cm (1,2,5)	N (2,5)	N (5)	N (1,2,5)	P (2)		N (1)		P (1)
	100-200 cm (1,2)	N (2)		N (1)	P (2)		N (1)		P (1)
	200 cm felett (1,2)	N (1,2)		N (1)	P (2)		N (1)		P (1)
	Σ egyed együtt (1,2,3,5)	N (1,2,3,5)	N (1,5)	N (1,5)	P (1,2,3)		N (1)		P (1,3)
C. occidentalis	0-25 cm (1,2,3,4,5)	N (3)		N (1,2,3,4,5)	P (3,4); N (1)	P (1)		N (2)	
	25-50 cm (1,2,3,4,5)	N (5)		N (3,4)	P (2,3)	P (1)		N (2)	
	50-100 cm (2,3,4,5)	N (5*)	N (4); P (3*)	N (4); P (2*)					
	100-200 cm (3,4,5)	N (5)	N (4); P (3*)		P (5)		P (5)		
	200 cm felett (3,4,5)	N (3*,4*)	N (5); P (3*)	P (3*)	P (5,3*); N (4*)				
	Σ egyed együtt (1,2,3,4,5)	N (1,3,5); P (2)		N (1,3,4)	P (2,3,4)		N (1)	N (2)	
P. serotina	0-25 cm (2,3,4)	N (4,3)	N (3,2)	N (3)			N (2)	N (2)	P (4)
	25-50 cm (2,3,4)	N (4)	N (3)					N (2)	P (2,4)
	50-100 cm (2,3,4)	N (2)	N (2, 3)	P (2,3,4*)	N (3)	N (2)			
	100-200 cm (2,3,4)	P (2,3)	P (3)	P (2,3,4)	P (3)	N (2)		N (2)	P (2)
	200 cm felett (2,3,4)	P (2)	P (2,3)	P (2,3)					P (4)
	Σ egyed együtt (2,3,4)	N (3,4)	N (3)	N (3); P (2)			N (2)	N (2)	P (4)
A. negundo	0-25 cm (3,5)	N (3,5)		N (3,5)	P (3)		P (5)		
	25-50 cm (5)	N (5)	N (5)	N (5)			P (5)		
	Σ egyed együtt (3,5)	N (3,5)	N (5)	N (3,5)	P (3)		P (5)		

5.3.3. Az erdőgazdálkodási tevékenységek hatása a mirigyes bálványfa előfordulási gyakoriságára és tömegességére

1.) A fahasználatok hatása a mirigyes bálványfa előfordulására és tömegességére

A mirigyes bálványfa előfordulási gyakorisága és tömegessége a vizsgált területek többségén nőtt, azonban a tarvágással vagy gyéritéssel érintett területeken a növekmény sokkal nagyobbak bizonyult a kontroll állományokban tapasztaltakhoz képest (20. ábra, 10. táblázat, Melléklet 20. ábra). A három esetre készült Kruskal-Wallis teszt eredménye szignifikáns lett ($h = 123,6$; $df = 2$; $p < 0,05$), vagyis a három csoportban végbement változások között statisztikailag igazolt különbség állapítható meg. A Dunn-tesztek alapján a tarvágás-kontroll ($z = 11,1$; $p < 0,05$), gyérités-kontroll ($z = 5,5$; $p < 0,05$) és tarvágás-gyérités ($z = 2,7$; $p < 0,05$) pároknál minden esetben szignifikáns különbség volt. Vagyis kijelenthető, hogy a három esetben a gazdálkodásnak eltérő hatása van a mirigyes bálványfa előfordulási gyakoriságának és tömegességének

változására. Az alap- és végállapotok közötti eltérésekre készült Wilcoxon tesztek alapján a változások szignifikáns mértékben pozitívnak bizonyultak a tarvágással ($z = 12$; $p < 0,05$; 201 pozitív, 23 negatív, 14 változatlan felmérési egység) és gyérítéssel ($z = 5,9$; $p < 0,05$; 46 pozitív, 3 negatív, 21 változatlan felmérési egység) érintett területeken, viszont a kontroll állományokban nem ($z = 0,3$; $p = 0,7$; 54 pozitív, 54 negatív, 24 változatlan felmérési egység). Ez alapján pedig kijelenthető, hogy a vágások szignifikánsan pozitívan hatnak a fafaj terjedésére a Peszéri-erdőben. Az 10. táblázat a kiindulási- és végállapotokat az erdőrészetekre, illetve részterületekre külön összegzi, s ebből több fontos információ is kiolvasható. Erdőrészlet, illetve részterület léptéken a $dbh \geq 5$ cm csoportba tartozó egyedek száma jól láthatóan nem befolyásolja a lehetséges kimenetelt. A (potenciális) magtermő egyedek magas és alacsony száma esetén is előfordulnak jelentősebb növekmények, továbbá a kontroll állományokban sem befolyásolja a növekedés mértékét. Az előfordulási gyakoriságok nagyobb mértékben nőttek meg a beavatkozásokkal érintett területeken, mint a kontroll területeken. Egy kontroll terület esetében viszont csökkenés látszik. Ennek hátterében számos tényező állhat, így például olyan környezeti változások, amelyek nagyobb mortalitáshoz vezettek. A $dbh < 5$ cm csoportban azonosítható növekmény szembevetve a tarvágásokkal érintett területeken két esetben, a gyérítéseknél pedig egy esetben. A többi területen egy kivétellel pedig szintén átlagosan nagyobbak az értékek, mint a legnagyobb növekménnyel bíró kontroll területen. Vagyis a vágások, mint antropogén bolygatások hatásai a természetes úton történő terjedést (spontán inváziót) nagymértékben felülírják, s katalizálják a fafaj terjedését. Ennek hátterében szintén sok tényező állhat, így például a vegetációs viszonyok rövid idő alatt történő, drasztikus mértékű megváltoztatása, ami végsősoron a fényelérhetőség hirtelen megnövekedéséhez vezet. Másfelől az erős talajbolygatások is elkerülhetetlenek, ami szintén hozzájárulhat a fafaj magjainak csírázási sikeréhez és a magoncok életben maradásához. A munkavégzők és a gépek mozgása, valamint a vágott faanyag (nemcsak a készletezni kívánt törzsek, hanem a vágástéri hulladék is) mozgatása során pedig a fafaj magjai is messzebb juthatnak, s akár a teljes vágásterületen elterítésre kerülhetnek. A vizsgált $dbh < 5$ cm csoport a vitális újulatot jelenti, azaz csak olyan egyedeket vettem figyelembe, amelyek már túléltek a magonc fázist. Ez a csoport a nyugalmi időszakban jól látható és könnyen dokumentálható. Azonban ebbe a csoportba a sarj eredetű hajtások is beletartoznak, mert e tekintetben nem alkalmaztam elkülönítést. A vágásterületeken a mirigyes bálványfa a vágást követő évben felsarjad, s ez mind tuskóról, mind pedig gyökérről történik. Ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a rögzített egyedszámokban ez bizonyosan csak marginálisnak tekinthető, mert a terepi felmérések során az egyedek döntő többsége mag eredetű volt (pers. obs.). A sarj és mag eredetű hajtások az első egy-két év után szemmel is könnyen megkülönböztethetők voltak, emellett számos egyedet véletlenszerűen kihúztam, s ezek mindegyike mag eredetűnek bizonyult. Vagyis a fafaj előfordulásának és tömegességének szignifikáns mértékű növekedése elsősorban a mag eredetű egyedek számának növekedésére vezethető vissza.



20. ábra. A mirigyes bálványfa dbh < 5 cm csoportjának változása a tarvágások (TRV) és gyérítések (GY) hatására, illetve kontroll (KO) állományokban. Az egyedszámok természetes logaritmussal (ln) konvertáltak

10. táblázat. A tarvágások és gyérítések hatása a mirigyes bálványfa előfordulására és tömegességére, továbbá a fafaj terjedésének mértéke a kontroll állományokban

Erdőrészlet azonosító	Fahasználat	Dbh ≥ 5 cm (egyed / ha)	Előfordulási gyakoriság (%) (előtte)	Előfordulási gyakoriság (%) (utána)	Dbh < 5 cm egyed / ha (előtte)	Dbh < 5 cm egyed / ha (utána)	Dbh < 5 cm egyedszám növekedés
Kunpeszér 3/E	Tarvágás	50	59	97	175	12 000	68,5x
Kunpeszér 4/G	Tarvágás	110	77	99	1600	4 000	2,5x
Kunpeszér 8/C	Tarvágás	250	100	100	5000	42 000	8,4x
Kunpeszér 14/A	Tarvágás	3	17	98	15	4 000	266,6x
Kunpeszér 26/I	Gyérítés	9	59	69	80	265	3,3x
Kunpeszér 27/B	Gyérítés	3	54	82	60	235	3,9x
Kunpeszér 27/E	Gyérítés	64	30	100	200	38 500	192,5x
Kunpeszér 6/B	Kontroll	127	98	100	1700	1 200	0,7x
Kunpeszér 11/B	Kontroll	157	87	100	2800	6 000	2,1x
Kunpeszér 10/C	Kontroll	40	44	65	320	330	1x
Kunpeszér 23/D	Kontroll	7	62	50	510	1 100	2,1x
Kunpeszér 23/E	Kontroll	28	84	92	1500	5 000	3,3x

2.) A mirigyes bálványfa terjedése a kor függvényében tuskópásztás, mesterségesen felújított állományokban

A vizsgálatba azok a mesterségesen felújított nyáras állományok kerültek be, ahol a felújítási munkálatok során tuskópásztákat alakítottak ki, s a mirigyes bálványfa a korábbi állományban is biztosan előfordult (tuskópásztát lásd Melléklet 20. ábra). A kor és abundanciák függvényében végzett Spearman rangkorrelációk szignifikáns pozitív eredményeket adtak. A dbh ≥ 5 cm csoportban az r_s érték 0,67 ($p < 0,05$), a dbh < 5 cm csoportban az r_s érték 0,5 ($p < 0,05$) lett. A mesterségesen felújított állományokban a fafaj mindegyik erdőrezsletben, s jellemzően nagy egyedszámokkal volt jelen (11. táblázat). A dbh ≥ 5 cm csoport már a 4-5 éves állományokban is gyakran nagyobb egyedszámot mutatott, ami a fafaj gyors növekedési képességeire utal. Emellett már szintén fiatal korban nagyszámú újulat is jelen lehet. Ez egyfelől a tuskópásztákba halmozott tuskókból, gyökerekből fejlődő vékonyabb, sarj eredetű hajtásokat, másfelől pedig az időközben

megjelenő mag eredetű újulatot is jelenti. A mirigyes bálványfa hamar képes magtermő korúvá válni, a tuskókból fejlődő hajtások már 1–2 éven belül magokat hozhatnak (pers. obs., Melléklet 22. ábra). Ennek következtében a jelentős költségek árán kivitelezett erdőfelújításokban gyorsan képes meghatározóvá válni. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a felújítások során kialakított tuskópászták determinisztikus módon megalapozzák a mirigyes bálványfa gyors (vissza)terjedését.

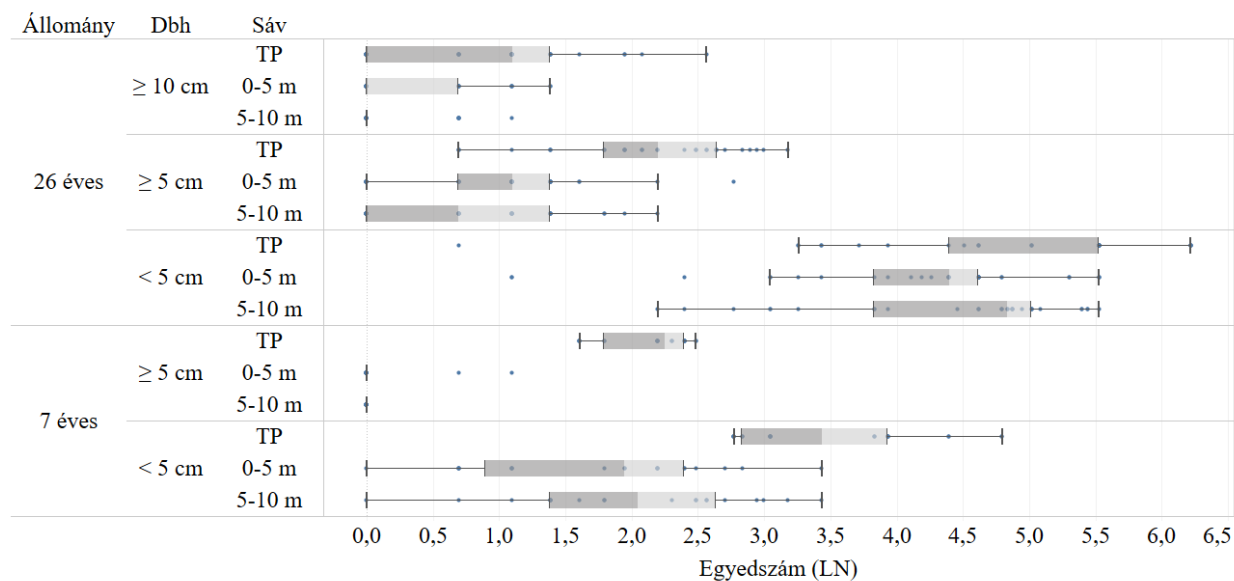
11. táblázat. A mirigyes bálványfa előfordulási gyakorisága és tömegessége mesterségesen felújított nyáras állományokban

Erdőrészlet azonosító	Állománykor (év)	Előfordulási gyakoriság (%)	Dbh \geq 5 cm egyed / ha	Dbh $<$ 5 cm egyed / ha
Kunpeszér 9/B	4	90	7	2300
Kunpeszér 25/C	4	63	0	100
Kunpeszér 26/B	4	67	0	228
Kunpeszér 5/D	5	87	28	700
Kunpeszér 7/K	5	100	53	2000
Kunpeszér 19/B	7	66	3	270
Kunpeszér 20/J	7	88	168	4250
Kunpeszér 11/J	14	94	250	2000
Kunpeszér 11/F	16	90	530	11 700
Kunpeszér 11/L	17	90	523	6500
Kunpeszér 27/F	22	87	93	2700
Kunpeszér 14/B	26	73	155	2000
Kunpeszér 20/D	26	100	331	8100

3.) A mirigyes bálványfa terjedése a tuskópásztákról a csatlakozó állományrészekbe

A tuskópászták és környezetük vizsgálata a 7 éves és 26 éves, mesterségesen felújított nyáras állományokban rámutatott a tuskópásztáknak a mirigyes bálványfa visszaterjedésében játszott kulcsfontosságú szerepére. Minden vizsgált csoportban ($dbh \geq 10$ cm, 10 cm $>$ $dbh \geq 5$ cm, $dbh < 5$ cm) a legnagyobb egyedszám értékek a tuskópásztákon voltak (21. ábra, Melléklet 11. táblázat). Ugyanakkor az egyedszámokban vett különbségek az egyre fiatalabb csoport felé haladva csökkenést mutattak. Vagyis a mirigyes bálványfa regenerációja ezekben az állományokban a tuskópásztákról indul meg, emiatt összpontosulnak itt a felméréssel készített pillanatképben a legnagyobb (és egyben legidősebb) példányok. Erre a 26 éves állományban a $dbh \geq 10$ cm csoport mutat rá a legjobban, de a 10 cm $>$ $dbh \geq 5$ cm csoportban is megjelenik a különbség. Ezt a Dunntesztek eredményei (12. táblázat) is alátámasztják, amelyek az előbbi esetekben szignifikánsak voltak. A 10 cm $>$ $dbh \geq 5$ cm csoportnál a tuskópásztá mellett két sáv között, és a $dbh < 5$ cm-es csoportban a tuskópásztá és a 5–10 m sáv, valamint a 0–5 m és 5–10 m sáv között viszont már nem adódott szignifikáns különbség. Ez viszont arra utal, hogy a tuskópásztákon megindult magtermelés miatt a környezetben fejlődő mag eredetű egyedek és a tuskópásztákon fejlődő mag vagy sarj eredetű egyedek száma kezd kiegyenlítődni. A környezet növétere tehát közel egyidőben, s nagyon gyorsan kezd telítődni a fafajjal. Amennyiben a tuskópásztákról nagyrészt gyökérsarjakkal történne a visszaterjedés, akkor az egyedszámokban egyértelmű csökkenés lenne tapasztalható a tuskópásztától távolodva. A 7 éves állományban is azonosíthatók ezek a folyamatok. Ebben a korban a $dbh \geq 10$ cm csoport még nincs jelen, ugyanakkor a 10 cm $>$ $dbh \geq 5$ cm már igen. Emellett a $dbh < 5$ cm csoport nemcsak a tuskópásztán, hanem már a két sávban is

megjelenik, vagyis 7 év alatt már biztosan elindul a magtermelés a tuskópásztákon, majd a maggal történő visszaterjedés az állományba.



21. ábra. A mirigyes bálványfa egyedszám (ln) értékei a vizsgált 7 éves (Kunpeszér 20/J) és 26 éves (Kunpeszér 20/D) mesterségesen felújított szűrkenyáras állományban az alkalmazott átmérőosztályok és a három mintavételi sáv szerint. TP: tuskópásztá; 0-5 m: a tuskópásztá lábától 5 m-ig helyezkedő sáv; 5-10 m: a tuskópásztá lábától 5 m és 10 m között helyezkedő sáv

12. táblázat. A vizsgált 7 éves (Kunpeszér 20/J) és 26 éves (Kunpeszér 20/D) mesterségesen felújított szűrkenyáras állományokban vizsgált tuskópászták és környezetük összevetése, a Kruskal-Wallis tesztek (a három sáv együttes vizsgálata) és a Dunn-tesztek (a három lehetséges sáv-pár vizsgálata) eredményei. TP: tuskópásztá; 0-5 m: a tuskópásztá lábától 5 m-ig helyezkedő sáv; 5-10 m: a tuskópásztá lábától 5 m és 10 m között helyezkedő sáv. n.r.: nem releváns

Kruskal-Wallis tesztek eredményei

Állomány	Csoport	h	df	p
26 éves	≥ 10 cm	22,1	2	< 0,05
	≥ 5 cm	35,1	2	< 0,05
	< 5 cm	11,9	2	< 0,05
7 éves	≥ 5 cm	53	2	< 0,05
	< 5 cm	31,5	2	< 0,05

Dunn-tesztek eredményei

Sáv párok	< 5 cm		≥ 5 cm		≥ 10 cm	
	z	p	z	p	z	p
<u>26 éves állomány</u>						
TP vs. 0-5 m	-3,4	< 0,05	-5,5	< 0,05	-3,3	< 0,05
TP vs. 5-10 m	-2,2	0,8	-4,7	< 0,05	-4,5	< 0,05
0-5 m vs. 5-10 m	-1,2	0,7	0,8	1	1,2	0,69
<u>7 éves állomány</u>						
TP vs. 0-5 m	-5,3	< 0,05	-6,1	< 0,05	n.r.	n.r.
TP vs. 5-10 m	-4,3	< 0,05	-6,5	< 0,05	n.r.	n.r.
0-5 m vs. 5-10 m	-0,9	1	0,5	1	n.r.	n.r.

5.3.4. Az inváziós fajok terjedése és a vizsgált környezeti változók közötti összefüggések megvitatása

A propagulumnyomás, a fogadó környezet vegetációs szerkezeti tulajdonságai és az erdőgazdálkodásból eredő bolygatások egyenként is meghatározó szereppel bírtak a négy inváziós faj terjedésére nézve. Bizonyosra vehető azonban, hogy a vizsgált magyarító változók valójában szoros együttműködésben szabályozzák a biológiai inváziók tér-időbeli sajátosságait, a fajok inváziójának sikere nagyban függ a magyarító változók adott kombinációjától. A probléma összetettségéből fakadóan a dolgozatban ezt csak a beállított kísérlettel tudtam közelíteni, de talán a regulátorok egyedi szerepére az előzőekben bemutatott eredmények is valamelyest rávilágítottak.

A propagulumnyomás az invázióbiológia egyik központi fogalmának tekinthető, s általánosan igazolt, hogy növekedésével az új megtelepedések és az invázió sikerének valószínűsége is növekszik (Simberloff 1989; Williamson 1996; Lonsdale 1999; Lockwood et al. 2005; Simberloff 2009). A propagulumnyomást leggyakrabban nagy kiterjedésű, viszonylag intakt, s jól elhatárolt területeken vizsgálják, ugyanakkor sokkal finomabb léptékekre is értelmezhető, így egy kisebb kiterjedésű élőhely különböző foltjai között is kvantifikálható (pl. Křivánek et al. 2006; Jagodziński et al. 2019). A Kunadacsi- és Peszéri-erdőkben a léptéket az adott felmérési egységek, illetve a 8 db és 24 db környező felmérési egységek jelölték ki, ami a közvetlen, illetve viszonylag szűk környezetet jelenti. A propagulumnyomást alapvetően az elérhető propagulumok mennyisége határozza meg, ezt pedig jól lehet közelíteni inváziós fajok esetében a magtermő egyedek számával (Vanhellemont et al. 2009), és a legközelebbi propagulumforrás távolságával (Deckers et al. 2005; Pairen et al. 2006; Jagodziński et al. 2015). A vizsgálataimban ehhez még az átlagátmérő is társult, amivel valószínűleg a propagulumnyomást egy kicsit pontosabban sikerült közelíteni, mint amit az egyedszám önmagában való használata jelentett volna. Megemlítendő, hogy természetesen az inváziós fajok egyedeinek maghozama között (is) jelentős különbség lehet, továbbá egy egyed hozama az évek során is változhat (Martin & Canham 2010; Wickert et al. 2017). Ezt viszont *in situ* csak irreálisan magas ráfordítás árán lehetne lekövetni, majd beépíteni a modellekbe. Ugyanakkor a vizsgálataimban alkalmazott nagy egyedszám és nagy mintaelemszám véleményem szerint ezt az esetleges, a (potenciális) magtermő faegyedek közötti különbségekből eredő zajt nagyrészt kiküszöbölte.

Az anemochor, különösen pedig az endozoochor terjedésű fajok magjai természetesen a vizsgálatokban alkalmazott (környezeti) távolságoknál messzebbre is eljuthatnak, azonban a propagulumok nagyobb része általában az anyafák közvetlen környezetébe jut csak el. Ennél fogva az életképes újulat is leggyakrabban ott tud tömegessé válni, ahol vannak magtermő korú egyedek. Erre az eredmények is rámutattak, mert az adott kvadrátokban (esetleg a szűkebb környezetben) számolt propagulumnyomás értékek mutatták a legerősebb összefüggéseket az újulat tömegességével. A nyugati ostorfánál kifejezetten jellemző (pl. erdei vaditatóknál), de a többi fajnál is előfordul, hogy olyan helyeken is megjelenik az újulatuk, ahol több száz méteres körzetben biztosan nincs magtermő egyed (pers. obs.). Ugyanakkor ezekben az új populációkban az egyedek nagyságrendekkel kisebb számban indulnak fejlődésnek, mint az anyafák közvetlen szomszédságában. Itt fontos említést tenni arról a különbségről is, hogy amíg az új szatellit populációknál az utánpótlás nem biztosított, addig a már magtermő korú egyedek környezetében a propagulumnyomás közel folyamatosnak tekinthető.

A három csoport között (teljes adatsor, legalább 20 éves állományok, az 1990-es évek óta nem bolygatott állományok) a mirigyes bálványfa és zöld juhar estében nagyobb eltérés mutatkozott a propagulumnyomás egyedi hatásában (Beta), mint a nyugati ostorfánál és kései meggyénél. Ez a két-két faj közötti alapvető eltérésekre vezethető vissza, s ezek közül talán az árnyéktűrésnek

lehet a legnagyobb szerepe. A mirigyes bálványfa és a zöld juhar sokkal kevésbé tűri a jelentős és hosszabban tartó árnyékolást (Tickner et al. 2001; Niemets 1998; Kowarik & Säumel 2007), mint a nyugati ostorfa és különösen a kései meggy (Oosting 1942; Kaminski & Jackson 1978; Starfinger 1990; Closset-Kopp et al. 2007). Ennél fogva a mirigyes bálványfa és a zöld juhar a záródáshiányos részeken könnyebben tömegesebbé válhat, azaz a magtermő egyedek és a körülöttük lévő újulat együttesen mutathat aggregáltabb térbeli eloszlást. A nyugati ostorfánál és kései meggyénél viszont nagyobb számú újulat lehet jelen a magtermő egyedek körül az árnyékosabb foltokban is, ami végső soron térben kicsit kiegyenlítettőbb előforduláshoz vezethet. Végül szintén fontos megjegyezni, hogy a szignifikáns eredményeket adó modellekben a propagulumnyomás hatása mindig alacsony értékeket (Beta) vett fel. Ez viszont arra enged következtetni, hogy ugyan a propagulumnyomás tényleg egyfajta null modellként értelmezhető (Colautti et al. 2006), de lehet, hogy kis térléptékeken más regulátoroknak nagyobb hatása lehet az inváziós fajok újulatának tömegességére nézve.

Az inváziós fajok újulatának tömegességére és sok egyéb mutatójára az őshonos fásszárúakból felépülő vegetációs környezet ugyanúgy hatással van, mint az őshonos közösséghez tartozó fásszárúak újulata esetében. Egy új élőhelyfolt előzőlénél az inváziós fajoknak is meg kell küzdeniük a jobb fényelérhetőségért, bírniuk kell a gyökérkonkurenciát és az évek során bekövetkező kedvezőtlen környezeti hatásokat. Általánosságban persze a saját károsítók, fogyasztók és versenytársak elhagyásán túl ezeket a kihívásokat is valamelyest jobban teljesítik, mint az őshonos fásszárúak, máskülönben aligha beszélhetnénk inváziós fajokról. A legfontosabb kérdés azonban az, hogy melyek azok a vegetációs szerkezeti elemek (másképp a fogadó környezet saját tulajdonságai), amelyeknek a legnagyobb szerepe van az inváziós fajok terjedésének lassításában, esetleg megállításában. Amennyiben sikerül azonosítani ezeket, akkor az erdőgazdálkodásban és persze a természetvédelmi erdőkezelésekben is nagyobb hangsúlyt kaphatnának, és az erdeinket előzőlő inváziós fajok megfékezése is valamelyest könnyebb feladat lenne.

A vegetációs szerkezeti elemek közül a legfontosabbnak egyértelműen az alacsony cserjeszint (< 2 m) mutatkozott, s ennek mind a négy faj – legalább – alacsony újulatára erős negatív hatása volt. A mirigyes bálványfánál sokáig kiemelték azt, hogy rendkívül fényigényes, felnőni és magtermőre fordulni jellemzően csak a jól benapozott élőhelyfoltokban képes, és pl. zárt erdőkben is jellemzően csak a lécekben figyelhető meg tömegesen (Grime & Jeffrey 1965; Miller 1990; Knapp & Canham 2000; Udvardy 2004a; Kowarik & Säumel 2007). Martin et al. (2010) és Knüsel et al. (2017) a fényelérhetőseget célzó vizsgálataikban rámutattak arra, hogy az árnyékolást a fajjal valójában jobban viseli, a gyökérsarjak pedig hosszabb távon perzisztensek lehetnek kifejezetten árnyékos körülmények között is. Ugyanakkor magtermőre már jellemzően zárt erdei környezetben nem képes fordulni, s előbb-utóbb a hajtások, vagy mag eredetű egyedek elpusztulnak. A fajoknál gyakorta megfigyelhető, hogy a magoncok jobb árnyéktűrők, mint az idősebb újulat, s ez magyarázható pl. a szénháztartás méretfüggőségével, illetve a magok biztosított szénutánpótlással – ami természetesen egy idő után kimerül (Kneeshaw et al. 2006; Martin & Canham 2010). Ezeket az információkat tehát érdemes figyelembe venni, amikor zárt erdei környezetben látunk bálványfa újulatot, ugyanis kezelői oldalról nem mindegy, hogy az erőforrásokat ennek eltávolítására, vagy más feladatokra fordítjuk. Úgy gondolom, hogy a zárt, több szinttel rendelkező vegetációs környezetben a mirigyes bálványfa újulatának nyomon követése ugyan fontos és értelmes feladat, azonban a kezelése helyett érdemesebb a jobb árnyéktűrő inváziós fajokra fókuszálni.

Az előző állításra meggyőző érveket pedig elsősorban a kései meggyel folytatott vizsgálatok szolgáltathatnak. A saját felmérésekben ez volt az a faj, amelynél a vegetációs szerkezeti elemek

össességében a leggyengébb hatást mutatták. Az alacsony cserjeszint csak a 0–25 cm-es újulatnál, míg a felső cserjeszint (> 2 m) és a lomb szint (> 6 m) is csak az 50–100 cm-es újulatig befolyásolta negatívan az újulat tömegességét. Jagodziński et al. (2019) tanulmányukban a kései meggy invázióját annak biomasszáján keresztül vizsgálták, s alapvetően negatív összefüggést találtak a záródással. Ellenben kimutatták, hogy már a legkisebb növekedés a fényelérhetőségben a fafaj biomasszájának gyors növekedéséhez vezethet. Chabrerie et al. (2008) szintén csak gyengébb, ellenben negatív összefüggést talált több vegetációs szerkezeti elem és a fafaj tömegessége között. Ezek közül azonban mindenképp érdekes, hogy az alacsony cserjeszint (munkájukban 0,5 m és 2 m között) bizonyult a legfontosabbnak, kiemelték pl. a közönséges gyertyán (*Carpinus betulus* L.) borításviszonyait. Ez a fafaj az alföldi erdőkben ma már kuriózumnak számít, ellenben erdőklímán tudjuk, hogy teljesen zárt alsó lomb szinteket, vagy épp újulati szintet, fiatalosokat képes alkotni. A Felső-Kiskunságban erre leginkább a cserjefajok képesek, s teljesen zárt körülmények esetleg még a sarjaztatás utáni szürke nyáras fiatalosokban állhatnak elő. A Peszéri-erdőben úgy tűnik tehát, hogy az alacsony cserjeszint regulátor szerepe kiemelt fontosságú lehet még a legjobb árnyéktűrő fafaj esetében is. A kései meggy Oszkár-stratégiája (magoncbankja) (Closset-Kopp et al. 2007) révén ugyan sokáig néhány leveles állapotban megmaradhat az erdőalján, ugyanakkor kérdéses, hogy hány egyed képes egyáltalán a csírázást követő évben sűrű alacsony cserjeszint alatt is megmaradni. Az eredményeim alapján valószínű, hogy jóval kevesebb, mint a kissé nyíltabb, kevésbé sűrű cserjeszintek esetén. Ez pedig a fényelérhetőségben bekövetkező pozitív változások sokkal kisebb erélyű lekövetésében is megjelenhet. Kijelenthető, hogy ezekben az erdőkben hosszabb távon a permanens (vagyis pl. nem visszavágot) alacsony cserjeszintnek fontos védőhatása van, s bizonyosan lassítja, akár meg is állítja a négy fafaj invázióját. Erre egyébként pl. Vanhellemont et al. (2009) is rámutatott a földi szeder kapcsán (*Rubus fruticosus* agg.).

A vegetációs szerkezeti vizsgálatok egyik legérdekesebb eredménye szintén a kései meggynél, mégpedig a magasabb osztályoknál jelentkezett, itt a cserjeszinteknek és a lomb szinteknek is pozitív hatása volt a tömegességi viszonyokra. Erre úgy gondolom, hogy egyértelmű magyarázat nem adható, ellenben a mikroklíma felől közelítve lehet racionális érveket megfogalmazni. Ezekben az erdőkben gyakran megfigyelhető, hogy mind a fák, mind pedig a cserjék már nyáron is sokat veszítenek a lombozatukból. Ez például a 2022-es aszályos évben különösen szembetűnő volt, sok faegyed szinte teljesen elveszítette a lombját, de számos cserjéről is szinte le lehetett morzsolni a száraz leveleket (pers. obs.). Általánosságban ahogy felfelé haladunk az erdőben a talaj felől, a mikroklíma – többek között a jobb átszellőzés és a növekvő fényelérhetőség miatt – is egyre szárazabb és melegebb lesz (pl. Eliáš et al. 1989; Ellsworth & Reich 1993; Deng et al. 2022; Vinod et al. 2023). Ennél fogva elképzelhető, hogy a kései meggy további növekedéséhez szükségesek a lehető legzártabb – ellenben ezzel párhuzamosan jobb mikroklímájú – vegetációs viszonyok, máskülönben a fafaj magasabb újulata nem lenne képes tovább nőni, s akár el is száradna. Továbbá nem szabad elfelejteni azt sem, hogy ugyan széles tűrőképességű fafajról van szó, de őshazájában a Felső-Kiskunságnál jóval üdebb termőhelyeken érzi a legjobban magát (Marquis 1990; Guzmán et al. 2018). Emiatt lehetséges, hogy a lomb- és cserjeszintek mikroklimatikus védő hatása a későbbi életfázisokban már ténylegesen pozitív hatással bír, s ez felülírhatja a jelentős árnyékolásból eredő negatív hatásokat is. A kérdés persze további vizsgálatokat indokol.

A zöld juharnál hasonló megállapítások tehetők (Niemets 1998; Tickner et al. 2001), mint a mirigyes bálványfánál, ellenben a kérdéskör jóval kevésbé kutatott. A nyugati ostorfa esetében pedig nem készült eddig hasonló vizsgálat. Utóbbinál érdekességként kiemelendő, hogy a fagyal szőnyegszerű jelenlétével az alacsony magasságosztályok erős pozitív összefüggést mutattak a legkevésbé természetközeli erdőállományban. Erre a következő magyarázat adható, természetesen csak hipotézis jelleggel. A nyugati ostorfa a négy fafaj közül az egyetlen, amelyet a vad érdemben

fogyaszt. Ennek különösen nagy jelentősége lehet a fiatal egyedeknél, ahol a rágással járó lombvesztés és sérülések az egyed pusztulásához vezethetnek. A fagyal bokros formációja ellenben egyfajta védőhatást biztosíthat a fafaj számára, mert nehezebben érhetik el az állatok. Másfelől a fagyalt ugyan a vadak rágják, de jóval kevésbé, mint más, jelen lévő cserje- és fásszárú fajokat (pers. obs.), így emiatt is talán kevésbé találják meg a fiatal nyugati ostorfákat. Az őshonos cserjék őshonos fafajok felújulásában játszott fizikai jellegű védő szerepe, a kevésbé fogyasztható növények közelségéből eredő védőhatás is már dokumentált – számos egyéb kedvező kapcsolat mellett (Atsatt & O’Dowd 1976; Smit et al. 2006; Ishii & Crawley 2011; Kim 2017). Ugyanakkor itt egy inváziós fafajról és egy őshonos cserjefajról van szó, s a kapcsolat esetleges meglétét érdemes vizsgálni a jövőben.

Az erdőgazdálkodás hatásai és a mirigyes bálványfa terjedése közötti összefüggések már régóta foglalkoztatják a kutatókat, s a legtöbb publikált eredmény egybevág a saját vizsgálataimból levonható következtetésekkel. A Peszéri-erdőben folytatott kutatásaim eredményei egyértelműek, s kijelenthető, hogy mind a vágások, mind pedig a tuskópászták kialakítása determinisztikus módon facilitálja a mirigyes bálványfa terjedését.

A fafaj Call & Nilsen (2003) Észak-Amerikában folytatott kutatásának célkeresztjében elsősorban a fehér akáccal történő összevetésben szerepel – a fehér akác ott őshonosként értelmezendő. Sikerült kimutatniuk, hogy mindkét fafaj térbeli mintázata lekövette az erdőgazdálkodásból eredő bolygatásokat, s ott váltak tömegesebbé, ahol sűrűbb volt a feltáróút-hálózat és erősebb bolygatások történtek. Azonban az akác sokkal aggregáltabb térbeli előfordulást követett, mint a bálványfa. A két fafaj között ugyan (kimutatható) negatív interakciót nem találtak, de felhívták a figyelmet arra, hogy a bálványfa ezekben a szituációkban gyorsabban találja meg az életfeltételeit, s ennél fogva valószínű, hogy az akácra és a szukcesszió során a többi őshonos fásszárú fajra is negatív hatást gyakorolhat. Véleményem szerint ezt a kérdést könnyen tisztázni lehet itthon is, elég csupán egy olyan Duna–Tisza közzi, egyszer már sarjztatott akácos állományba ellátogatni, amelybe a mirigyes bálványfa a vágás előtt bekerült. Szinte bizonyosan látni fogunk olyan foltokat, ahol a bálványfa tömegesen felszaporodott, s csak meg kell nézni ezekben az akácot, s összehasonlítani az állomány intakt részével. A növedékek – ha még vannak – látványosan visszamaradottak lesznek (pers. obs.). Véleményem szerint a Duna–Tisza közén a mirigyes bálványfa számára a fehér akác nem jelent vetélytársat.

A téma szempontjából nagyon fontosnak mondható Rebbeck et al. (2017) tanulmánya, amelyben a fafaj tömegessége elsősorban a vágások óta eltelt idővel állt összefüggésben annak ellenére, hogy szerepelt a vizsgálatban pl. a tűz (irányított téli égetések) is. Utóbbi az egyik legdrasztikusabb változásokat okozó képviselője a természetes és részben antropogén bolygatásoknak, de mégis a vágások nagyobb magyarázó erővel bírtak. Fontos kiegészítés, hogy a vágások történetét tekintve az elmúlt 20 év volt bizonyult a legfontosabbnak. Ez azért is érdekes, mert a Peszéri-erdőben is hasonlóan az ezredforduló környékére tehető a fafaj a berobbanása (lásd az első téma eredményeit), s a fafaj tömegessé válására valószínűleg csak az elmúlt bő 20 évben került sor. Rebbeck et al. (2017) eredményeit bővítette ki Iverson et al. (2019) tanulmánya, amely további környezeti változókkal és komplex modellezési eljárásokkal vizsgálta a fafaj terjedését, de szintén a közelmúltban végzett vágások bizonyultak a legjobb prediktoroknak.

Carter & Fredericksen (2007) vágásokkal már 30–40 éve nem érintett, illetve friss, 2–3 éve történt vágásokkal érintett állományokban folytattak vizsgálatokat a vadhatásra és 20 fásszárú faj felújulására vonatkozóan. Érdekes módon a frissen vágott területeken a második legtömegesebb fafajnak a mirigyes bálványfa adódott. Az első helyen a területen egyébként is domináns őshonos nyárfaj állt, ugyanakkor ezt a vad még a bálványfánál is csekélyebb mértékben fogyasztotta. Végül szintén kiemelendő Radtke et al. (2013) tanulmánya, amelyben Észak-Olaszországban, rövid

vágásfordulójú (30–40 év), sarjzatatosos gazdálkodású erdőkben vizsgálták a mirigyes bálványfa és a fehér akác terjedését számos környezeti faktor függvényében. Eredményeik szerint mindkét fafaj tömegességi viszonyait elsődlegesen a vágások határozták meg, s annak ellenére, hogy a fehér akác már jóval előbb jelen volt ezekben az erdőkben, a mirigyes bálványfa az elmúlt 30 évben sokkal gyorsabb terjedést mutatott. A friss vágásokban mindkét fafaj tömegességében determinisztikus módon, ugrásszerű növekedés következett be, s a felújuló sarjerdőkben mindkét fafaj nagy egyedszámokban meg is maradt. Tulajdonképpen ugyanez történik a hazai sarjzatatosos gazdálkodású erdőterületeinken is. Ezekben az erdeinkben a gazdálkodás középpontjában elsődlegesen a hazai nyárok és a fehér akác állnak (Magyarországon a természetes úton, sarjzatatással is felújítható fafajok közé tartoznak). Radtke et al. (2013) tanulmányában a mirigyes bálványfa és a fehér akác azonos kontextusban vizsgált, azonban hazánkban a helyzet kicsit más, mert a fehér akác az egyik legfontosabb főfafajunk, s a mirigyes bálványfa a sarjzatott akácokban ugyanúgy probléma, mint a sarjzatott nyárasokban.

Számos tanulmány rámutatott arra, hogy a drasztikus mértékű bolygatásokat követően a pionír karakterű inváziós növényfajok előfordulási gyakorisága és tömegessége csökkenő trendet mutat a környezetben végbemenő szukcessziós folyamatok miatt (pl. Boring & Swank 1984; Motta et al. 2009; Royo et al. 2021). Erre jól rámutat a mirigyes bálványfa esetében a Peszéri-erdő is, ahol az 1990-es évek óta nem bolygatott, idős kocsányos tölgyes állományokból szinte kiszorult. Ellenben a Peszéri-erdő területének nagyobb részén sarjzatatosos gazdálkodás folyik, s a fafaj folyamatosan berobban a levágott területeken – ahogy erre az eredményeim is rámutattak. Gyakran ezek az erdőrésztetek egymás szomszédságában helyezkednek el, ami miatt érdemesnek talállok bevezetni egy új kifejezést a mirigyes bálványfa – s talán más pionír karakterű inváziós fafajok – terjedésére vonatkozóan: „exponenciális rotációs dinamika”. Ez alatt azt a folyamatot értem, amikor a fafaj a vágással érintett területen berobban, majd a tömegessége ugyan az évek során csökken, de így is számos egyed éri el a magtermő kort, aminek következtében magasabb propagulumnyomás nehezedik a szomszédos területekre. A szomszédos területen történő vágások következtében a mirigyes bálványfa ismét berobban – részben az előző területen történt feldúsulása miatt, s ez egyrészt így megy tovább, másrészt visszacsatol az előző területre is. Fontosnak tartom kiemelni, hogy ezalatt nem csak a tarvágásokat értem, hanem a gyérítéseket is, továbbá tapasztalataim szerint még a tisztítások is ugyanilyen eredményekkel járnak – utóbbit azonban nem vizsgáltam, így csak hipotézisként jelzem. A dolgozat elkészítéséig számos erdész kollégától hallottam különféle magyarázatot arra, hogy miért van ennyi bálványfa az erdeinkben, s gyakran az érvelések kimerültek abban, hogy a magját a szél könnyen viszi, s igénytelen a termőhelyi körülményekre. Ezúton állítom, s eredményeimmel bizonyítom, hogy az elsődleges ok maga az intenzív erdőgazdálkodás. Amíg ebben jelentős változásokat nem tudunk elérni, addig a fafaj még sokáig perzisztens özönnövénye marad Magyarországnak.

Érdemes még kiemelni a vágásokkal folytatott vizsgálataim egyik további, kiegészítő eredményét. A Kunpeszér 6/B kontroll erdőrésztletben fordult elő egyedül az, hogy a mirigyes bálványfa újulatának tömegessége csökkent ($0,7\times$). Ezen a területen nem történtek kezelések, nem voltak vágások az alapállapot rögzítése óta, mégis a fafaj újulata kevesebb lett. A Peszéri-erdő teljes területi felmérésekor több mint 30 lokalitásban azonosítottuk a mirigyes bálványfa pusztulását, ami a *Verticillium* gombafajokra vezethető vissza. A témakört a Bevezetés fejezetben és a Szakirodalmi összefoglaló 3.8. alfejezetében is érintettem, s ezúton nem ismétlem meg a leírtakat. De talán ebből a példából is jól látható, hogy a károsító komoly ellenfelet jelent a bálványfa számára. A Peszéri-erdőben ugyan két foltot is azonosítottunk, amelyben teljesen elpusztultak a bálványfák, ugyanakkor jellemzően mindig maradtak a fertőzött foltokban életképes egyedek. Ennek további vizsgálata a fafaj visszaszorításával kapcsolatos törekvések egyik prioritása kell, hogy legyen.

A tuskópászták szerepét a mirigyes bálványfa terjedésében eddig nem vizsgálták, legalábbis nem elérhető publikus információ a problémakörrel. Ugyanakkor a jelenség szakmai körökön belül ismert, így pl. egyes Natura 2000 fenntartási tervekbe a tuskópászták kialakítására vonatkozó tiltások is bekerültek. A dolgozatban bemutatom azt, hogy a fafaj nagyon rövid idő alatt képes felnőni a tuskópásztákon és elindul a (vissza)terjedése a mesterségesen felújított állományokba. A Peszéri-erdőben a mirigyes bálványfa már mindössze 20 év eltelte után több erdőrészt teljes területén tömegessé tudott válni. Ezt azért is fontos kihangsúlyozni, mert a mesterséges felújítás (különösen a talajelőkészítő munkálatok) általában nagyságrendekkel költségesebb beavatkozás, mint a természetes felújulásra alapozott erdőfelújítás. Ennél fogva elvárható, hogy a termelni kívánt fafaj a lehető legjobb anyagot szolgáltatassa a legrövidebb idő alatt. Az eredményt azonban a mirigyes bálványfa bizonyosan csökkenti, mert általában sokkal nagyobb eréllyel képes hasznosítani a rendelkezésre álló forrásokat, így vizet, tápanyagot stb. vesz el a termelni kívánt fafaj elől. Másfelől a tuskósortok kialakítása a hasznosítható területet is csökkenti. A Peszéri-erdőben egy tuskópászta jellemzően 1–4 sor kiesését jelenti a felújítások során, s egyes elnyújtott alakú foltoknál a terület 10–15%-át is elfoglalják. A legjobb megoldás – ha már mindenképp tuskózásra kerül sor – az lenne, ha a tuskókat és az egyéb gyökérmaradványokat aprítékolnák, s az aprítékot a területen szétterítenék. Ez azonban csak jelentősebb költségek árán valósulhat meg, ugyanakkor érdemes lenne mérni, hogy a termelni kívánt fafaj növedékére milyen hatással lenne. Lehetségesnek tartom, hogy a költség megtérülne hosszabb távon. Amennyiben ez a megoldás elvetendő, az aprítékolást ugyanúgy szükséges lenne elvégezni, s értékesíteni az anyagot – ezt a lehetőséget ugyanakkor az aprítékpiac aktuális állása fogja meghatározni. Mindenesetre a mirigyes bálványfa inváziójával érintett területeken a tuskópászták kialakítása garantálja a fafaj gyors visszaterjedését, így védett természeti területeken és környezetükben alkalmazásuk kerülendő.

5.4. A beállított kísérlet eredményei

5.4.1. A kísérlet 2019-ben elvégzett beállításának alapvető eredményei

A 2019-es év őszén kijelölt 12 kvadrátban és a hozzájuk tartozó 96 pufferkvadrátban összesen 4815 db (potenciális) magtermő faegyed egyedi értékeit dokumentáltuk. A mirigyes bálványfa 487 db egyede volt jelen a kísérleti kvadrátokban és 1987 db egyede a pufferkvadrátokban, míg a nyugati ostorfa értékei is nagyon hasonlóak, 465 db, illetve 1876 db voltak. Lényeges eltérés adódott azonban a biztos magtermő és vitális faegyedek számában (13. táblázat). A mirigyes bálványfa egyedeknek mindössze 16%-a / 30%-a, a nyugati ostorfáknak viszont 66%-a / 80%-a volt magtermő a kísérleti kvadrátokban / pufferkvadrátokban. A nem vitális egyedek aránya pedig 27% / 29% volt a mirigyes bálványfánál, míg a nyugati ostorfánál csak elhanyagolható számban voltak jelen pusztuló egyedek. A leíró változók közül a dbh és a magasság hasonló átlagokat mutatott a két fafaj között, azonban a lombkoronavetületben már nagyobb különbség adódott a nyugati ostorfa javára. A kísérleti területen egyértelműen a nyugati ostorfánál voltak jellemzők a nagyobb és terebélyesebb egyedek. A becsült morfometriai változók közötti összefüggéseket a Melléklet 25. ábrája mutatja. Az újulat és a (potenciális) magtermő egyedek összesített záródása egy kivétellel (EK3) minden kvadrátban nagyobb volt a nyugati ostorfánál (14. táblázat). Mivel az egyedszámok hasonlóak voltak, ez utóbbi jól mutatja, hogy a nyugati ostorfa záródó / zárt helyzetben sokkal terebélyesebb lombzatot képes fejleszteni, mint a mirigyes bálványfa. A 2019-ben kezelt kvadrátokban (EK, MK, MKP) a relatív záródáscsökkenés 49% – 82% között alakult. A kezeléseket követően visszamaradt fásszárú növényzet együttes záródása pedig 54 – 102% között mozgott.

A kézi húzással vagy sebzés-kenéssel kezelt újulat egyedszámaiban is jelentős volt a különbség a két faj között. Amíg a mirigyes bálványfa esetében összesen 5474 db, addig a nyugati ostorfánál 22 305 db fiatalabb példányt számoltunk (5.4.2. alfejezet 15. táblázat).

A relatív propagulumnyomás számítása mindkét fajnál megegyező módszerrel történt, azonban a fajok között nem szükséges és nem is szabad összehasonlítást tenni. Az, hogy a nyugati ostorfa térfoglalása jóval nagyobbak adódott a kísérletben nem jelenti azt, hogy a valós propagulumnyomása is nagyobb volt. Ez a változó tehát mindig csak az adott fajra vonatkozik, s kísérleti kvadrátok, illetve parcellák közötti különbségek feltárására alkalmas. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa relatív propagulumnyomás értékeit és azok megoszlását az egyes kísérleti- és pufferkvadrátok között a Melléklet 31. és 32. ábrái mutatják. A kísérleti helyszínekbe és a kezelésekre a Melléklet 34. és 26–30. ábrák nyújtanak betekintést.

13. táblázat. A mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa (potenciális) magtermő egyedeinek száma és becült értékei a kísérleti kvadrátokban és a pufferkvadrátokban (8 db minden kísérleti kvadrát körül). Az egyedek az EK és MK beállításoknál a kísérleti kvadrátokon belül, az MKP beállításoknál a pufferkvadrátokban is fűrés-injektálással kerültek kezelésre. N: az összes egyed száma; MT: a biztosan magtermő egyedek száma; NV: a nem vitális egyedek száma; Δ Dbh: a mellmagassági átmérők átlaga; Δ H: a magasság értékek átlaga; Δ Lv: a lombkoronavetületek átlaga. Σ az N, MT, NV esetében, Δ a Dbh, H, Lv esetében kalkuláltak

A. altissima

Típus	Kísérleti kvadrát						Puffer					
	N	MT	NV	Δ Dbh	Δ H	Δ Lv	N	MT	NV	Δ Dbh	Δ H	Δ Lv
EK1	32	11	5	8	10	6	92	39	13	9	10	10
EK2	69	13	15	7	9	7	167	83	26	9	10	8
EK3	228	7	86	6	7	3	263	75	74	8	9	7
MK1	58	25	0	7	8	6	322	109	118	7	8	5
MK2	17	9	6	10	10	6	225	96	75	9	10	8
MK3	6	1	4	8	8	9	170	30	63	9	9	8
MKP1	15	2	3	8	10	6	102	17	37	10	9	7
MKP2	26	7	6	8	10	7	241	64	90	10	11	8
MKP3	8	2	5	10	11	5	130	42	32	11	11	8
KO1	5	1	1	16	13	12	144	22	15	10	10	8
KO2	14	0	0	7	8	6	91	14	21	10	10	7
KO3	9	0	2	11	10	10	40	6	3	13	13	11
Σ / Δ	487	78	133	9	9	7	1987	597	567	10	10	8

C. occidentalis

Típus	Kísérleti kvadrát						Puffer					
	N	MT	NV	Δ Dbh	Δ H	Δ Lv	N	MT	NV	Δ Dbh	Δ H	Δ Lv
EK1	30	23	0	11	9	14	105	88	0	11	10	26
EK2	75	45	0	7	8	11	263	193	0	7	8	15
EK3	11	4	0	4	6	10	76	57	0	8	9	14
MK1	35	20	12	8	8	11	104	91	0	8	8	11
MK2	102	56	0	7	8	13	250	176	3	7	8	14
MK3	27	22	0	7	8	17	145	119	0	6	8	15
MKP1	26	20	0	18	10	17	139	121	0	13	10	24
MKP2	33	23	0	7	7	13	182	106	0	6	8	14
MKP3	43	11	0	5	7	9	210	155	0	7	8	15
KO1	35	34	0	7	7	11	198	192	0	7	8	11
KO2	16	16	0	3	6	6	64	62	0	5	6	9
KO3	32	32	0	15	11	27	140	140	0	15	11	27
Σ / Δ	465	306	12	8	8	13	1876	1500	3	9	8	16

14. táblázat. A kísérlet beállításakor felvett (potenciális) magtermő korú egyedek borítás és záródás értékei a kísérleti kvadrátokban, a fennmaradó állomány záródás értékei és a záródáscsökkenés mértéke. B (%): a 2 m alatti és feletti újulat borítási értékei; Zlv (%): a (potenciális) magtermő korú egyedek lombkoronavetületi értékei alapján összesített záródások; Z (%): a kísérleti kvadrát területén kalkulált kumulatív záródás értékek; Z össz (%): a két fafaj kumulatív záródásértékeinek összege; Z fm (%): a fennmaradó állomány (lomb- és cserjeszint együtt) záródás értékei; Z csökk: a kezelések hatására bekövetkező záródáscsökkenés

Típus	A. altissima			C. occidentalis			Z össz (%)	Z fm (%)	Z csökk (%)
	B (%)	Zlv (%)	Z (%)	B (%)	Zlv (%)	Z (%)			
EK1	2	26	28	8	65	73	101	75	57
EK2	6	63	69	5	132	136	205	62	77
EK3	46	85	131	51	17	68	199	79	72
MK1	4	59	63	5	63	68	131	102	56
MK2	5	13	18	14	209	224	241	54	82
MK3	4	4	8	10	73	82	91	95	49
MKP1	2	11	13	10	73	82	95	57	63
MKP2	2	25	27	13	71	83	110	67	62
MKP3	1	2	3	54	60	114	118	88	57
KO1	6	10	16	13	59	72	87	81	0
KO2	4	13	17	27	16	43	60	131	0
KO3	3	14	17	2	140	142	159	96	0
Δ	7	27	34	18	81	99	133	82	48

5.4.2. Az újulat egyedszámainak változása a kísérlet évei során és az egyes beállításokban

A kísérlet négy éve során a két fafaj összesen 508 531 db egyedét számoltuk le egyenként, ebből – a beállítástól függően – a kihúzott vagy sebzés-kenéssel kezelt egyedek száma összesen 301 181 db volt. A mirigyes bálványfa esetében a 2020–2022 években a biztosan mag eredetű újulat 405 062 db, a biztosan sarj eredetű újulat pedig 4735 db volt. A maradék 10 754 db egyed a 2019-es év, a KO kvadrátok és az EK kvadrátok 2021–2022-es értékei adják, amely esetekben a mag és sarj eredetű egyedek elkülönítése nem volt lehetséges. A nyugati ostorfa leszámolt egyedeinek száma a négy év alatt 87 980 db volt.

A legnagyobb mértékű, az egyedszámokban bekövetkező változásokra a 2019-es és 2020-as, valamint a 2020-es és 2021-es évek között került sor a mirigyes bálványfa és a kezelt kvadrátok esetében (15–16. táblázatok). A teljes eradikációt célzó 2019-es kezelések utáni évben a fafaj mag eredetű egyedeinek száma mindegyik kezelt kvadrátban ugrásszerűen megnőtt. Egyes kvadrátokban lényegében „berobbant” a magbank. A nyugati ostorfa esetében erre viszont nem került sor, az egyedszámok jellemzően a 2019-es évben rögzített értékek nagyságrendjében mozogtak, több esetben pedig alacsonyabb egyedszámokat dokumentáltunk. A kontroll kvadrátokban a mirigyes bálványfa átlagosan 135%-os, a nyugati ostorfa pedig 65%-os növekedést mutatott (16. táblázat). A kezelt kvadrátokban a 2021-es évben a 2020-as évhez képest viszont a mirigyes bálványfa egyedszámok nagyon jelentősen csökkentek. Ez pedig nemcsak az ismét kezelt MK és MKP kvadrátoknál, hanem a csak 2019-ben kezelt EK kvadrátoknál is ugyanúgy jelentkezett. A csökkenés mértéke csupán 6%-kal, illetve 10%-kal volt kevesebb az MK, illetve MKP kvadrátokban tapasztaltakhoz képest. A nyugati ostorfa egyedszámjai ellenben nőttek mind az EK, mind pedig az MK kvadrátokban, s csak az MKP kvadrátokban mutattak csökkenést. A kontroll kvadrátokban a mirigyes bálványfa egyedszáma átlagosan 34%-kal csökkent, míg a nyugati ostorfa egyedszáma 10%-kal nőtt. Az utolsó két év (2021-2022) között már egyik fafajnál

sem volt tapasztalható nagyságrendi változás, ugyanakkor igen változatos eredmények születtek. A mirigyes bálványfa egyedszámok az EK és MK kvadrátokban tovább csökkentek, azonban az MKP kvadrátokban átlagosan 75%-os növekedés volt, ami tehát az előzetes elvárásokkal ellentétes eredménynek mondható. A nyugati ostorfánál az EK kvadrátokban az egyedszámok tovább nőttek, viszont az MK és MKP kvadrátoknál ismét jelentősen csökkentek. A kontroll állományokban a mirigyes bálványfa minden esetben növekedést, a nyugati ostorfa pedig csökkenést mutatott.

Az előzőekben felvázolt változások tehát az összes magasságosztály együttes figyelembevételével érvényesek. A mirigyes bálványfa esetében továbbá a kezelt kvadrátokban az értékek a 2020-2021-2022-es években csak a mag eredetű újulatot, addig a kontroll állományoknál és a 2019-es alapállapotnál a mag és sarj eredetű egyedeket együttesen jelentik. Mindenesetre biztosan kijelenthető, hogy egyrészt a kezelésekre a két fafaj nagyon eltérőképpen reagált, másfelől egyik fafajt sem lehet teljesen visszaszorítani a 3 éven keresztül végzett folyamatos kezelésekkal. A 2019-es évet a 2022-es évvel összehasonlítva (16. táblázat) jól látszik, hogy a mirigyes bálványfa egyedszámok mindegyik beállítás esetében nőttek. Jól látható, hogy az MKP kvadrátoknál a pufferben található (potenciális) magtermő egyedek kezelése sem javított – látszólag – a helyzeten. Ez két, egymást nem kizáró okra vezethető vissza. Egyrészt a 3 év alatt a magbank nem merült ki, másrészt a 25 m-es távolság nem elégséges, vagyis a magok el tudnak jutni a távolabb helyezkedő magtermő egyedekről a kísérleti kvadrátokba a széllal, vagy más vektorral. A nyugati ostorfa egyedszámok ellenben csak az EK és KO kvadrátoknál nőttek – igaz csak kis mértékben –, viszont az MK és MKP kvadrátoknál jelentősen csökkentek. A nyugati ostorfa diszperziója az elsődleges madárvektorok miatt – elméletben – ekkora távolságban nem limitált, azonban az eredmények szerint valószínűsíthető, hogy a közvetlen beszóródást sikerült nagymértékben csökkenteni.

Kiemelten fontos megemlíteni, hogy a 2022-es évben tragikus mértékű aszály volt, aminek következtében augusztusban már megindult a lombhullás, a cserjék levélzete egyes foltokban pedig annyira kiszáradt, hogy könnyen lemorzsolható volt. A szárazság természetesen kihatott a két fafaj újulatára is, s a szeptember eleji felmérésekkor a mirigyes bálványfának a fiatal, 2022-es tavaszi-nyári kelésű magoncai mindegyik kvadrátban jelentős mértékben elpusztultak. Ugyanakkor a nyár végi és szeptember eleji esők miatt szeptember végén megindult a magok csírázása, azaz az aszályos évben a csírázási csúcs ősszel volt. Emiatt a szeptember eleji kvadrátokat újból fel kellett mérni a mirigyes bálványfára, s a magasabb számok elsősorban a szeptemberi kelésű magoncokra vezethetők vissza. Ugyanakkor ez nem változtat azon, hogy a fafaj magbankja még nem merült ki, és / vagy a diszperzióját az MKP kvadrátoknál sem limitálja a kialakított 25 m-es puffer.

A mirigyes bálványfánál a 2019-es évben az újulathoz tartozó egyedeket is aprólékosan kezeltük, így élő hajtás nem maradt a kezelt kísérleti kvadrátokban. Ennek ellenére a 2020-as évben mindegyik kezelt kvadrátban számos sarj fejlődött (17. táblázat). Ezeket az MK és MKP kvadrátokban minden évben sebzés-kenéssel kezeltük tovább, de ezekben sem sikerült 2022-re teljesen kiírtani a sarj eredetű egyedeket, sőt a 2021-es évhez képest 2022-ben még pl. az MK2-es kvadrátban jelentős, az MKP1-es kvadrátban pedig kisebb mértékű növekedés volt tapasztalható. Ez szintén több okra vezethető vissza, de a lényeg az, hogy a 2019-es évben történt kezelése után maradtak a talajban életképes gyökerek, amelyekből a fafaj regenerálódni tudott. A sarjak szinte kivétel nélkül a vegyszerhatás nyomait mutatták, ami miatt valószínűsíthető, hogy elsősorban a fúrás-injektálással kezelt, nagyobb faegyedek életben maradt laterális gyökérrészeiről fejlődhettek.

15. táblázat. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa egyedszámai (a magassági osztályok együttesen) a kiindulási állapotkor (2019) és a következő három évben (2020–2022) a kísérleti kvadrátokban. A táblázat nem tartalmazza a 2020–2022 között biztosan sarj eredetűként azonosított egyedek értékeit a kezelésekkkel érintett EK, MK, MKP kvadrátokban

Típus	A. altissima egyedszám (db)				C. occidentalis egyedszám (db)			
	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
EK1	664	3187	1036	325	1473	1021	2157	2378
EK2	417	62 494	11 661	5469	1321	1960	3480	3902
EK3	1060	24 571	1 957	1222	4584	1170	1505	1549
MK1	205	49 715	7242	3707	4111	2705	3900	851
MK2	721	133 850	10 732	3881	1346	3045	5134	877
MK3	790	7 232	709	863	1716	927	2039	288
MKP1	250	29 334	2160	4834	2278	4673	2858	510
MKP2	144	16 005	730	1480	558	730	552	142
MKP3	452	18 580	1213	873	2058	2148	1765	364
KO1	314	668	491	1335	1366	1913	2547	1490
KO2	105	366	198	271	460	535	655	552
KO3	352	776	508	667	1034	2209	1944	1200
Σ	5474	346 778	38 637	24 927	22 305	23 036	28 536	14 103

16. táblázat. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa egyedszámainak változása (a magassági osztályok együttesen) négy év összehasonlításában és az egyes kísérleti beállítások szerint. Az értékek oszloponként az év párok első évéhez viszonyított pozitív, vagy negatív változást (%) jelentik. A legnagyobb változás a mirigyes bálványfa esetében a 2019-2020 között történt, ami a magbank berobbanásoknak köszönhető a kezelt kvadrátokban (ezek tehát nem elírások, hanem ugyanúgy %-os értékek)

Fafajok	Év párok	EK	MK	MKP	KO
A. altissima egyedszám változás (%)	2019-2020	4115	11 019	7455	135
	2020-2021	-84	-90	-94	-34
	2020-2022	-92	-96	-89	26
	2021-2022	-52	-55	75	90
	2019-2022	228	392	750	195
C. occidentalis egyedszám változás (%)	2019-2020	-44	-7	54	63
	2020-2021	72	66	-31	11
	2020-2022	89	-70	-87	-30
	2021-2022	10	-82	-80	-37
	2019-2022	6	-72	-79	13

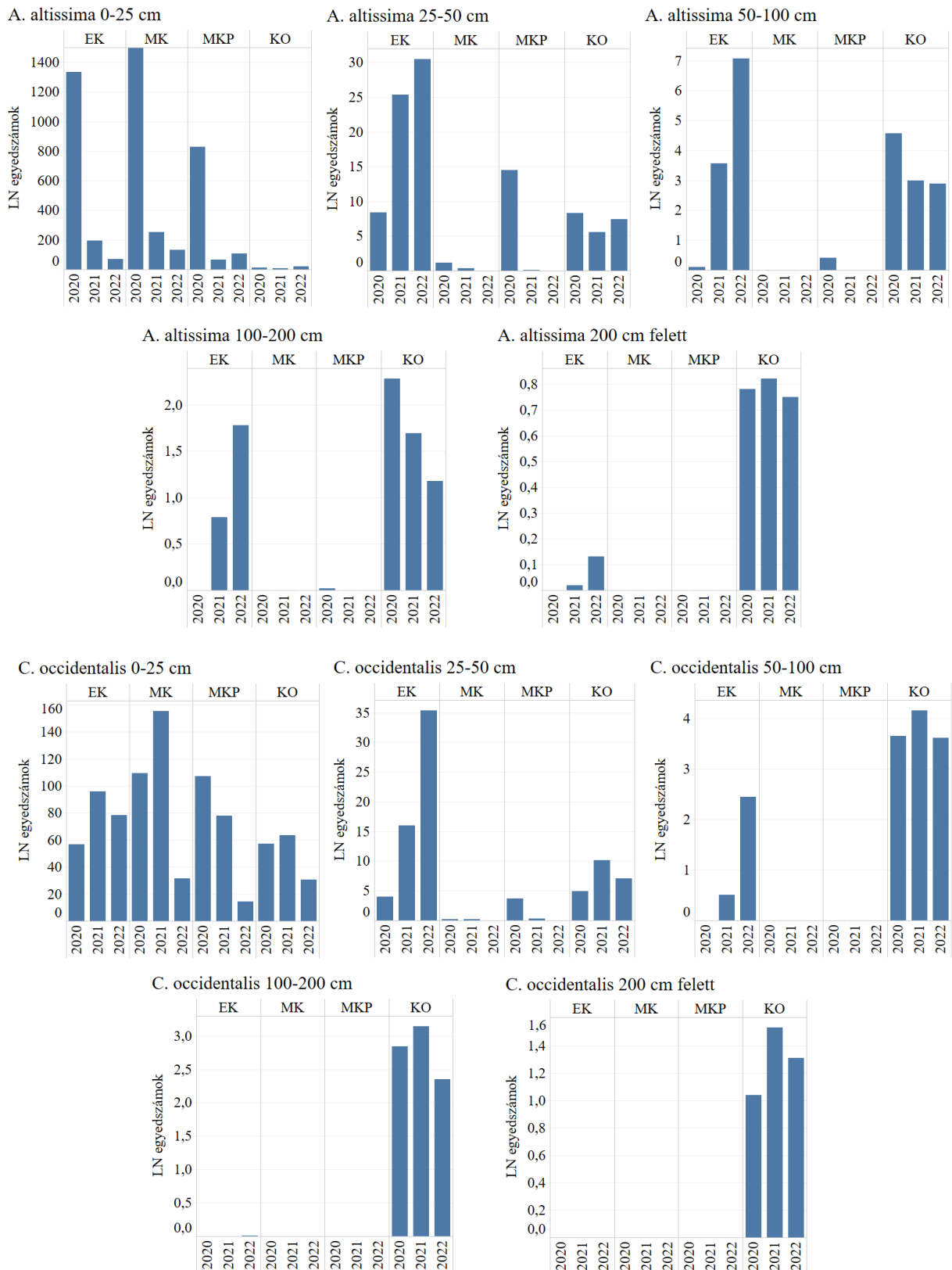
17. táblázat. A mirigyes bálványfa biztosan sarj eredetű egyedeinek száma a kísérlet éveiben. Az EK kvadrátoknál a 2019-es kezeléseket követő 2020-as évben a mag eredetű egyedektől könnyen megkülönböztethetők voltak, azonban a további években már az eredetet nem lehet megállapítani (n.é.)

Év / Beállítás	EK1	EK2	EK3	MK1	MK2	MK3	MKP1	MKP2	MKP3
2020	302	76	1019	531	545	548	111	211	209
2021	n.é.	n.é.	n.é.	33	112	42	177	5	0
2022	n.é.	n.é.	n.é.	9	561	26	196	3	19

5.4.3. Az újulat változása a magasságosztályok szerint a kísérlet éveiben

A kezelésekkal érintett kvadrátok egyes magasságosztályaiban alapvetően az elvárásaim szerint változtak az egyedszámok. A mirigyes bálványfánál a 0–25 cm-es magasságosztályban mindhárom kezelésnél nagyon jelentős mértékű csökkenés következett be, s ez nagyságrendjét tekintve nem függött a beállítás típusától (22. ábra). Ugyanakkor a kontroll kvadrátokban az egyedszámok ingadozó változást mutattak, a 2020-as évben 10,6 db, a 2021-es évben 5,9 db, a 2022-es évben pedig 28,2 db egyed volt átlagosan egy négyzetméteren. Az utóbbi magasabb érték nagyrészt az őszi csírázásokra vezethető vissza, s egyébként valószínű, hogy a magoncok döntő többsége a 2022/2023-as telet nem élhette túl. Az EK típusú kvadrátokban az egyedszámok kivétel nélkül minden magasabb osztályban folyamatosan nőttek az évek folyamán. Ez várható volt, hiszen további kezelések nem történtek. Ugyanakkor a növekmény méretét érdemes kiemelni, s összehasonlítani a kontroll területeken tapasztaltakkal. Az egyszer kezelt kvadrátok jó példaként szolgálnak arra, hogy az egy alkalommal kivitelezett, teljes körűnek szánt kezelésekkal nemcsak az eradikáció valószínűtlen, hanem a terület a kezdeti állapothoz képest egy sokkal rosszabb állapotba kerülhet. Az egyszer kezelt kvadrátokban 2019-ben összesen csak 2141 db egyed került sebzés-kenésre, a teljes körű kezelések következtében felnyíló állományokban viszont már nagyságrendekkel több egyed indult növekedésnek, s több mint háromszor annyi meg is maradt a 2022-es év végére. A kontroll kvadrátokban a nagyobb magasságosztályokban a bálványfa nem mutatott érdemi növekedést, sőt inkább csökkenésekre került sor. Összevetve tehát a két esetet kijelenthető, hogy amennyiben célunk a fafajt visszaszorítani egy területen, akkor vállalni kell a több évig tartó munkát, máskülönben a bolygatások miatt nagy valószínűséggel pár éven belül sokkal rosszabb állapotba hozzuk a területet, mintha nem csináltunk volna semmit. A folyamatosan kezelt MK és MKP kvadrátokban a 25–50 cm-es és magasabb osztályokba a 2020-as és 2021-es években még néhány egyed fel tudott nőni, azonban 2022-ben már nem. Érdekességként megemlítenéd az MKP1-es kvadrát, ahol a 2020-as évben néhány magról kelt példány még az egy méteres magasságot is elérte. Erre azért kerülhetett sor, mert itt következett be a legnagyobb záródásvesztés az összes kvadrát közül.

A nyugati ostorfánál hasonló változások mentek végbe, mint a bálványfánál, de néhány különbség az EK típusú kvadrátoknál azonosítható (22. ábra). Egyrészt ezekben a kvadrátokban a 0–25 cm-es osztályhoz tartozó egyedszámok a 2020-as évhez képest – a 2022-es aszály ellenére is – nőttek. Másrészt a három év alatt mindössze 1 db egyed érte el az 1 m-es magasságot, ami rámutat arra, hogy a mirigyes bálványfához képest a nyugati ostorfa azért lényegesen lassab növekedésre képes. Végül a fafaj a 2019-es alapállapotban rögzített tömegességet (7378 db egyed) ugyan a 2022-es évre (7829 db egyed) elérte, ellenben még sok évnek kell eltelnie ahhoz, hogy a 2019-ben kezelt közel 100 db 2 m feletti újulatba tartozó példány újra jelen legyen a EK kvadrátokban. Vagyis a nyugati ostorfa esetében viszonylag hosszabb idő áll rendelkezésre (legalábbis ezekben a situációkban) az újbóli kezelések elvégzéséhez, mielőtt a faegyedek felnőnének, s magtermővé válnának.



22. ábra. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa újulatának változása a 2020–2022-es években a magasságosztályok és a beállítások szerint. Az egyedszám értékek természetes alapú logaritmussal (ln) konvertáltak. Az x tengelyek beosztása (skála) mindig a legjobb illesztést követi, így az esetek között változik. A mirigyes bálványfa 0–25 cm-es magasságosztályánál a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében felső határként az 1500-as érték került beállításra (az MK típusnál (2020) a valós érték 3190 lenne)

5.4.4. Az újulat változása a parcellák elhelyezkedése szerint a kísérlet éveiben

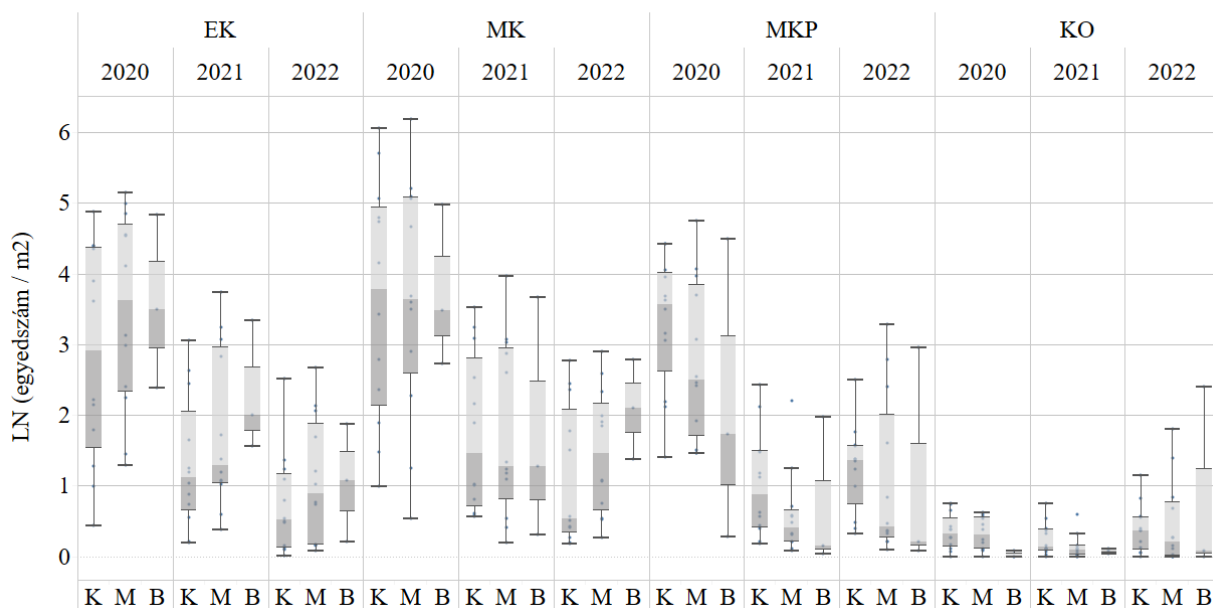
A 2020-as és 2021-es, illetve a 2020-as és 2022-es évek között az egyedszámokban mindkét fafajnál jelentős változások következtek be. A változások azonban a centrikus elrendezés szerint vizsgálva, azaz a külső, a középső és a belső parcellák között is nagy különbségeket mutattak (23. ábra). Ezt a vizsgálatot csak a 0–25 cm-es magasságosztályra végeztem el, mert ez a csoport reprezentálja legjobban a magoncokat, azaz az adott évben kívülről bekerült és / vagy az adott évben a magbankból fejlődésnek indult egyedeket. A kezelt kvadrátoknál azt feltételeztem, hogy kívülről befele haladva az egyedszámok az évek előrehaladtával csökkenést fognak mutatni, továbbá ez az MKP típusú kvadrátoknál lesz a legnagyobb mértékű – a környezetből történő közvetlen beszóródás előzetes kiiktatása miatt.

A mirigyes bálványfa esetében az EK és az MK kvadrátoknál a feltételezett sorrend biztosan elvethető, sőt az EK típusban a helyzet pont fordítottnak adódott. Az EK kvadrátoknál a legmagasabb átlagértékek (maximumok) mindhárom évben a középső parcelláknál jelentkeztek, a medián pedig 2020-ban a középső, majd 2021-2022-ben a belső parcellákban volt a legmagasabb. Az MK típusban szintén a középső parcellákban jelentkeztek a legmagasabb átlagértékek. A mediánokat tekintve a 2020-2021-es években a feltételezett csökkenő sorrend ugyan gyengén kivehető, de 2022-re megfordult, azaz ekkor a legmagasabb egyedszám értékek már a belső kvadrátban voltak. Az MKP típusban a feltételezett kívülről befelé való csökkenés viszont mindhárom évben élesen kivehető – a mediánok alapján. Az MKP kvadrátok szűk környezetében a direkt beszóródás kiiktatásának tehát kimutatható hatása volt a centrikus elrendezésben vizsgált egyedszámokra. Ugyanakkor a belső parcelláknál is előfordultak kiugróan magas értékek, amelyek a maximumokban és széles interkvartilisekben jelennek meg. A kontroll kvadrátoknál a változások nem mutatnak érdemi tendenciát, a 2021-es év kivételével látszólag szintén alacsonyabbak a belső parcellák értékei, azonban például a 2022-es évben a legszélesebb interkvartilis a belső parcellánál látszik.

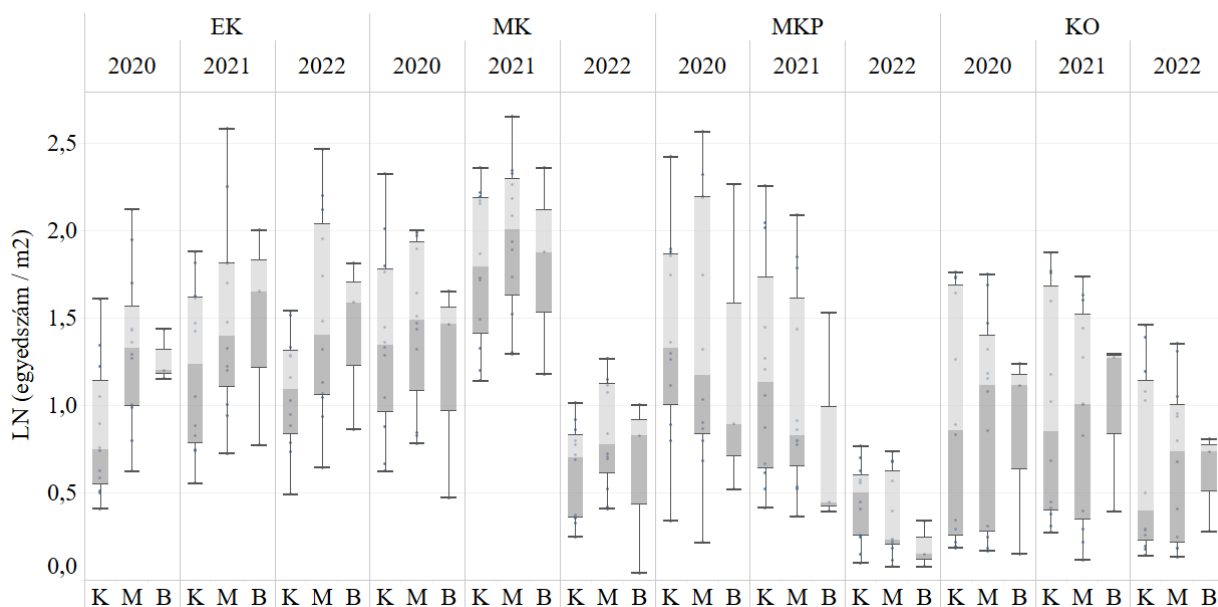
A nyugati ostorfa esetében az EK és MK kvadrátoknál szintén a középső parcellákban jelentkeztek a legmagasabb átlagértékek (maximumok). A mediánoknál a tapasztalt változások azonban igen változatos képet mutattak. Az EK típusnál a 2020-as, az MK típusnál a 2020-as és 2021-es években a középső parcellákban voltak a legnagyobb értékek, míg az EK típusnál a 2021-es és 2022-es, az MK típusnál pedig a 2022-es évben a belső parcellákban voltak a legmagasabbak a mediánok. Az MKP típusú kvadrátoknál a – mirigyes bálványfához hasonlóan – a feltételezett sorrend élesen kivehető, a mediánok kívülről befelé haladva minden évben jelentősen csökkentek, továbbá az interkvartilisek is a belső parcellákban bizonyultak a legszűkebbnek.

A kísérlet évei alatt egyik beállításban, – így MKP típusú kvadrátokból – sem sikerült teljesen kiszorítani a fafajokat. Ugyanakkor az előzőek arra mutattak rá, hogy a távolságoknak van szerepe a visszaterjedésben, vagyis egy pufferzóna kialakításával a fafajok regenerációja a kezelt / kezelendő célterületen – elméletben – jelentősen korlátozható lenne. Azonban a 2021-es és 2022-es évet összehasonlítva a mirigyes bálványfa esetében jól látszik, hogy a maximumok nagyobbak, az interkvartilisek szélesebbek, vagyis gyakorlati vonatkozásban a 25 m-es távolságnál szélesebb kezelt pufferzónát szükséges kialakítani.

A. altissima



C. occidentalis



23. ábra. Mirigyes bálványfa (felül) és nyugati ostorfa (alul) egyedszámok megoszlása a 0–25 cm-es magasságosztályában a külső, középső és belső parcellák, az évek, és az egyes kísérleti beállítások szerint. K: a kvadrát külső parcellái a kvadrát szélétől a kvadrát belseje felé haladva 5 m-es távolságig; M: a kvadrát középső parcellái a kvadrát szélétől 5 m-es és 10 m-es távolságok között; B: a kvadrát belső parcellái a kvadrát szélétől 10 m-es távolságoktól kezdődően

5.4.5. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa újulatának tömegessége és a környezeti változók közötti összefüggések

A GLMM-ekhez használt prediktorok második szelekciójánál a Spearman korrelációk a legtöbb prediktornál találtak összefüggést. Azonban csak egy esetben haladta meg az rs érték a 0,8-at, ez pedig a fehér akác és kocsányos tölgy páros volt (Melléklet 12. táblázat). Emiatt a fehér akácot az elemzésekből kizártam.

Mindkét faj esetében az év*beállítás és az év*beállítás*centrikus kombinációknak meghatározó magyarázó erejük volt a kapott legjobb modellekben, azaz a tömegességi viszonyokat meghatározta a kezelés típusa és az elhelyezkedés (18. táblázat). Mindkét esetben megjelent a záródáshiány, azonban a mirigyes bálványfánál ez jóval erősebbnek mutatkozott. Mindkét esetben pozitív előjelű volt (19. táblázat), azaz a fásszárú vegetáció felnyílásával nőtt az inváziós fajok újulatának tömegessége. Az avar szintén fontos magyarázó erővel bírt, azonban a két faj között ellentétes hatásra világított rá. Míg a mirigyes bálványfánál a vastag, összefüggő avart képviselő 3-mas kategóriához képest a vékonyabb, illetve hézagossabb avartakarót lefedő 2-es és 1-es kategóriák nőttek, addig a nyugati ostorfánál fordított volt a helyzet. Vagyis a bálványfa sokkal kisebb tömegességet mutatott vastagabb avar esetén, míg az ostorfa pont ellenkező mintázattal bírt. Az avar változó post hoc tesztsjelei is alátámasztották ezt (Melléklet 15. táblázat), a bálványfánál mindhárom összehasonlításban, a nyugati ostorfánál pedig az 1 vs. 2 pár esetében. A lomb szintet meghatározó fajok közül mindkét modellbe bekerült a bálványfa. A faj természetesen csak a kontroll kvadrátokban volt jelen, ellenben meghatározónak bizonyult, a bálványfa újulatra pozitív, az ostorfa újulatra ellenben negatív hatással bírt. Az egyik legfontosabb különbség a két faj között abban jelentkezett, hogy a relatív propagulumnyomás a bálványfánál bent maradt a prediktorok között, az ostorfánál viszont nem volt meghatározó szerepe. Végül a nyugati ostorfánál a fajok közül a kocsányos tölgy és a hegyi juhar is magyarázó erővel bírtak, az újulat tömegességére pedig negatív hatással voltak.

Ha megnézzük a prediktorszelekcióhoz használt táblázatot (Melléklet 12. táblázat), akkor látható, hogy a legmagasabb rs értékek a kocsányos tölgy, a fehér akác, az avar és a záródáshiány között voltak. Az avar a tölgyvel pozitívan, az akáccal és a záródáshiánnyal viszont negatívan korrelált. Az előbbieken bemutatott eredményekhez ez fontos kiegészítő információként társítható. A vizsgálati területen a vastag avarral borított parcellákban általában a tölgy bírt a legnagyobb relatív dominanciával, ennél fogva a vastagabb avartakaró létrejöttéhez szükséges volt a jelenléte. Az akác ellenben a kezelésekkel leginkább érintett és felnyitott parcellákban maradt meghatározó, s itt volt a legkisebb avartakaró is egyben. Igaz a kocsányos tölgy a mirigyes bálványfánál nem jelent meg a legjobb modellben, ellenben az avartakarója és árnyékolása révén a bálványfa újulatra bizonyosan fontos szabályozó erővel bír – amire ez utóbbi két változó tehát közvetetten mutatott csak rá az eredményekben. A hegyi juhar hasonlóan vastag avartakarót képez és jó árnyékolást ad, azonban vélhetően szintén hasonló okok miatt csak a nyugati ostorfánál jelent meg. A nyugati ostorfa újulata ellenben a zártabb, vastagabb avarú parcellákban tömegesebbnek bizonyult, ami részben biztosan visszavezethető a sokkal jobb árnyéktűrésére. Érdekes kérdés, hogy a maga a mag hogy viselkedhet az avarban, de úgy tűnik, hogy a nyugati ostorfa magja vastagabb avar esetén is könnyebben kicsírázhat és könnyebben elérheti a talajt. Ez persze csak hipotézisként említendő.

A modellek a varianciát viszonylag jól magyarázták (R^2 értékek). A random faktorként használt 12 db kvadrátnak tendencia jellegű hatása volt a modellekben, használatukkal a magyarázott variancia valamelyest nőtt ($R^2_m < R^2_c$), ellenben épp nem bizonyultak szignifikánsnak (mirigyes bálványfánál: $Z = 1,879$, $SE = 0,124$, $p = 0,06$; nyugati ostorfánál: $Z = 11,702$, $SE = 0,02$, $p = 0,095$).

Az év* beállítás és különösen az év*beállítás*centrikus interakciók rétegek szerinti elemzése azonban már kevésbé adott jó eredményeket, alig volt szignifikáns különbség (Melléklet 13–14. táblázatok). Ez azonban az egyes kombinációkban vett nagyon alacsony mintaelemszámra vezethető vissza. Emiatt érdemes a tendencia jellegű összefüggéseket is figyelembe venni, amelyek azért árulkodnak az egyes esetek egyedi hatásairól. Az év*típus kombinációnál a referenciaként a feltételezett legjobb szituáció, a 2022-es MKP típusú kvadrát szolgált. A mirigyes bálványfánál a 2021-es MKP és a 2022-es EK kvadrátok kivételével mindig pozitív Beta értékek születtek, vagyis a fafaj újulata az MKP típusú kvadrátokban mutatkozott a legalacsonyabbnak a kísérlet végére. Ez a nyugati ostorfánál viszont már kivétel nélkül így volt (Melléklet 13. táblázat). Sok esetben azonban nem volt szignifikáns összefüggés, és ez igaz a *post hoc* páros próbákra is (Melléklet 14. táblázat). Ugyanakkor ezekben az összevetésekben is az MKP kvadrátok mutatták a legjobb eredményeket a többihez képest. Az év*beállítás*centrikus elrendezés szerinti összehasonlításban már alig volt szignifikáns eredmény, de az előjelek talán itt is árulkodók. Csak az MKP típusú kvadrátoknál fordult elő mindkét fafajt figyelembe véve, hogy a referenciaként használt középső parcellához képest a belsők mindig negatív, a külső pedig mindig pozitív Beta értékkel bírtak (Melléklet 13. táblázat, bekeretezett esetek). Ez azt jelenti, hogy az MKP kvadrátok belső parcelláihoz társítható a relatíve legnagyobb csökkenés a két fafaj újulatát tekintve. Fontosnak tartom megjegyezni, hogy a kísérlet alapvetően nagy terület vizsgálatát célozta meg, így a leíró jellegű eredmények e tekintetben jobbnak mondhatók. A parcellák – mint legkisebb mintavételi egységek – maguk is változatosak voltak, így a viszonylag nagyobb zajhoz minden bizonnyal ez is hozzá tehetett. Önkritikaként fogalmaznám meg, hogy ezt a parcellák további felosztásával – a mintaelemszám növelésével – valószínűleg ki lehetett volna küszöbölni, ellenben az jóval nagyobb ráfordítást igényelt volna (a kísérlet teljes munkaideje így is meghaladta a 300 terepnapot egy főre vonatkoztatva). Mindenesetre a kombinációknál kapott tendencia jellegű eredmények a korábbi leíró eredményeket alapvetően alátámasztották.

18. táblázat. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa tömegességét (0–25 cm-es magasságosztály) magyarázó legjobb modellek alapvető eredményei, továbbá a modellekben magyarázó erővel bíró prediktorok és főbb mutatóik

A. altissima 0-25 cm

AIC	R ² _m	R ² _c	Változó	F	df1	df2	p
614,207	0,756	0,848	Év*Beállítás	42,124	11	283	< 0,001
			Év*Beállítás*Centrikus	2,081	24	283	0,003
			Záródáshiány	47,67	1	283	< 0,001
			Avar	16,73	2	283	< 0,001
			BL propagulumnyomás	9,082	1	283	0,003
			BL relatív dominancia	4,554	1	283	0,034

C. occidentalis 0-25 cm

AIC	R ² _m	R ² _c	Változó	F	df1	df2	p
277,505	0,678	0,759	Év*Beállítás	23,44	11	282	< 0,001
			KST relatív dominancia	61,82	1	282	< 0,001
			Év*Beállítás*Centrikus	2,08	24	282	0,003
			HJ relatív dominancia	22,19	1	282	< 0,001
			Avar	8,96	2	282	< 0,001
			BL relatív dominancia	14,54	1	282	< 0,001
			Záródáshiány	13,79	1	282	< 0,001

19. táblázat. A magyarázó erővel bíró prediktorok egyedi hatásait leíró eredmények. A kategorikus avar változónál az értékeket az Avar = 3-hoz (vastag, összefüggő) viszonyítva kell értelmezni. Az év* beállítás és év*beállítás*centrikus magyarázó változók a Mellékletben külön szerepelnek

A. altissima 0-25 cm				
Változó	Beta	SE	t	p
Záródáshiány	0,056	0,0124	4,511	< 0,001
BL propagulumnyomás	0,198	0,1063	1,859	0,064
BL relatív dominancia	0,032	0,0117	2,78	0,006
<i>Referencia: Avar = 3 (koefficiens = 0)</i>				
Avar = 1	0,868	0,1528	5,685	< 0,001
Avar = 2	0,22	0,0932	2,362	0,019
C. occidentalis 0-25 cm				
Változó	Beta	SE	t	p
Záródáshiány	0,016	0,0042	3,714	< 0,001
KST relatív dominancia	-0,009	0,0011	-7,862	< 0,001
HJ relatív dominancia	-0,01	0,002	-4,711	< 0,001
BL relatív dominancia	-0,031	0,0081	-3,812	< 0,001
<i>Referencia: Avar = 3 (koefficiens = 0)</i>				
Avar = 1	-0,313	0,1056	-2,967	0,003
Avar = 2	-0,282	0,0667	-4,226	< 0,001

5.4.6. A mortalitásra, a lágyszárúszint és magassági osztályok közötti kapcsolatokra vonatkozó kiegészítő vizsgálat eredményei

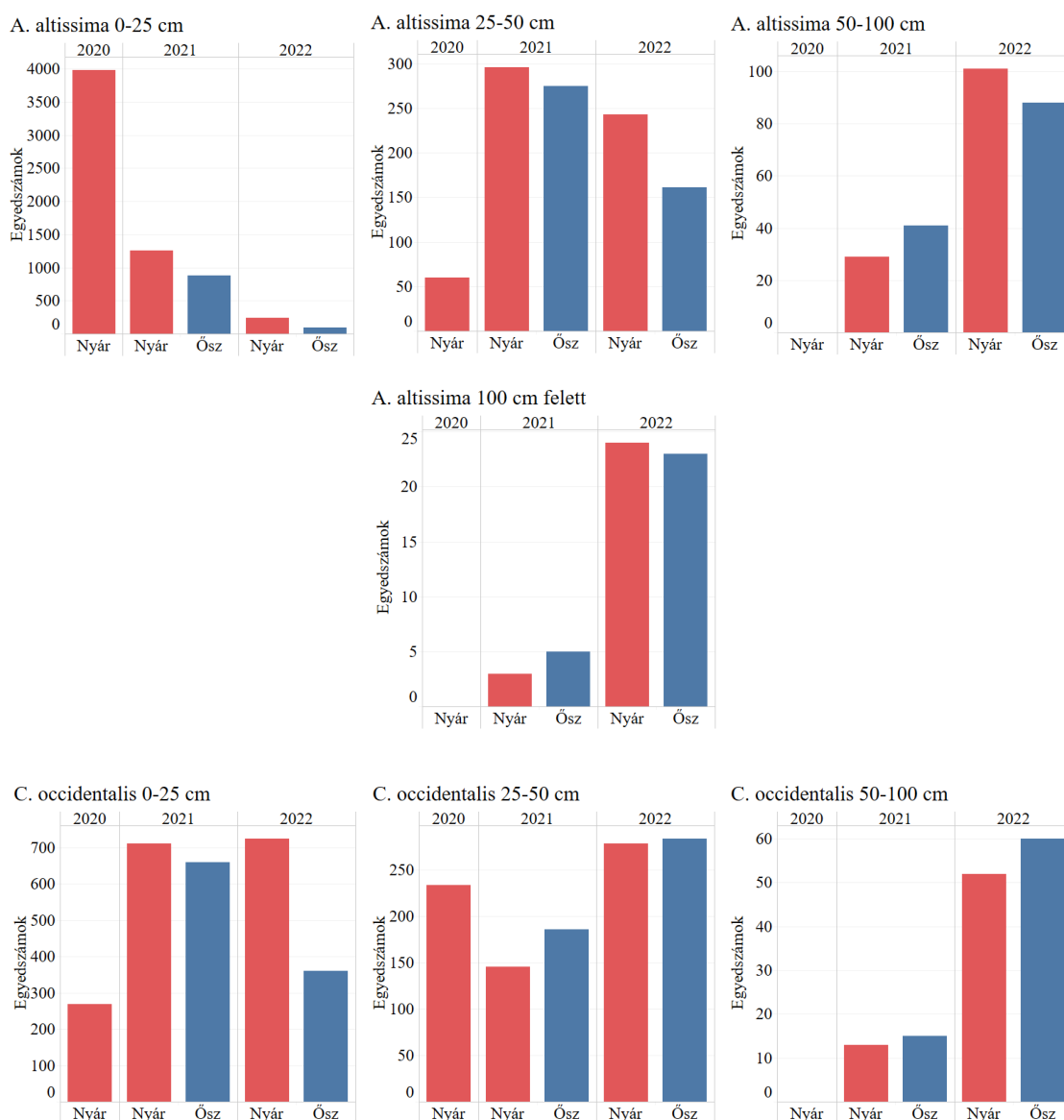
1.) Az egyedszámok változása a vizsgálatok ideje alatt

Az öt időszakban történt felmérések során a két fafaj magasságosztályaiban összesen 11 802 db egyedét számoltunk. Az MKP1 kísérleti kvadrát bal alsó sarkához illeszkedő három pufferkvadrátban a 2019-es kezelések következtében jelentősen csökkentek a záródásviszonyok. A kísérleti kvadráthoz hasonlóan a mirigyes bálványfa magbankja a pufferkvadrátokban is berobbant, ami a 40 db mintában (31,6 m²) a 2020-as évre 3980 db, a 0–25 cm magasságosztályba tartozó egyedét jelentett (24. ábra). Ezek közel 100%-a jól láthatóan 2020 tavaszán / nyarának elején kelt magonc volt. A kezdeti magas egyedszámok azonban az évek során jelentős mértékben csökkentek, illetve a nyári-őszi összehasolításban is mindig az utóbbiban volt kevesebb egyed. 2022 nyarára, illetve őszére a fafaj egyedszáma 243 db-ra, illetve 98 db-ra csökkent, ami tehát a mindössze három vegetációs és két nyugalmi időszak alatt min. 94%-os, illetve min. 97,5%-os mortalitást jelentett. Az értékek minden esetben közelítő jellegűek, mert egyrészt a 2021-es és 2022-es év során is keltek ki új magoncok, s ezek egy része el is pusztulhatott, azonban ez az adatokban külön nem látszik. Másrészt az egyedek egy része a felmérési idő alatt feljebb léphetett egy másik magassági osztályba (azaz nem pusztult el, hanem egyszerűen kinőtt a 0–25 cm-es osztályból). Mindenesetre a különbségek jól indikálják, hogy a magbank két év alatt ha nem is teljesen, de nagyon jelentős mértékben kimerül. A 25–50 cm-es magassági osztályban a 2020-as évhez képest 2021-re nagyobb növekedés látszik, vagyis sok, a telet túlélő egyed meg tudott ugrani a vegetációs periódusban. Ugyanakkor ezt követően már jelentősebb csökkenés látszik a 2022-es évre. Az 50–100 cm-es és a 100 cm feletti magasságosztályokban csak 2021-ben jelentek meg az első egyedek, viszont 2022-re nagyobb növekedés azonosítható. Az 24. ábrán külön nem ábrázoltam, de 2 db egyed egyébként elérte a 2 m-es magasságot is. Amennyiben minden

magassági osztályt együttesen figyelembe vesszünk, akkor a 2020-as évben jelen lévő 4040 db egyedből a 2022-es év őszére mindössze 370 db egyed maradt, ami 90,8%-os min. mortalitást jelent. Ugyanakkor ez még m²-ként mindig több mint 10 db egyedet körvonalaz átlagosan.

A nyugati ostorfa jól láthatóan teljesen más dinamikát követett. Egyrészt a magbankja nem robbant be, másrészt a 0–25 cm-es magassági osztály folyamatos növekedést mutatott. Ez alól a 2022-es év ősze jelentett kivételt, de ennek háttérében valószínűleg a drasztikus aszály állt. A kezdeti 503 db egyedből – és az időközben kicsírázott egyedekből – a 2022-es év őszére 705 db egyed lett meg, vagyis a mortalitás min. –40%-ra tehető. Ez 22,3 db egyedet jelent m²-ként, vagyis a két év alatt a nyugati ostorfa a hátrányát ledolgozta, s végül kétszer annyi egyeddel bírt a mirigyes bálványfához képest.

Az öt magasságosztályban történő változások, illetve azok mértéke alapvetően jól leírja azt, ahogy a mirigyes bálványfa egy nyíltabb szituációban nagyon hamar képes uralkodóvá válni. Azonban a változások arra is rámutatnak, hogy a mirigyes bálványfa kezdeti előnye hamar elvész, s a nyugati ostorfa valójában sokkal perzisztensebb, s hosszabb távon jobb kompetitornak tekinthető.



24. ábra. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa egyedszámainak változása a magasságosztályokban a 40 minta alapján 2020 és 2022 között. Az x tengelyek beosztása (skála) mindig a legjobb illesztést követi, így az esetek között változik

2.) Az egyedszámok, a lágyszárúszint borítása és a magasságosztályok közötti kapcsolat vizsgálata

Az elvégzett elemzések során kapott legjobb modellekben minden esetben az időszaknak volt a legnagyobb magyarázó ereje. Ez természetesen várható volt az öt időszak között tapasztalt jelentős egyedszám változások miatt. Ugyanakkor egy érdekes különbség mutatkozott a két faj között a lágyszárú borításnál. A mirigyes bálványfánál mindkét magasságosztályban a lágyszárúszintnek viszonylag erős magyarázóereje volt, míg a nyugati ostorfánál csak a 25–50 cm-es osztályban mutatkozott egy gyengébb hatás (20. táblázat). A 0–25 cm-es osztályban a prediktor nem volt szignifikáns, ellenben a modell AIC értékét valamelyest növelte (azaz a modell „rosszabb” lett), ha kivettem a prediktort belőle. Mindkét fajnál a Beta értékek negatívak voltak (Melléklet 16. táblázat), vagyis kijelenthető, hogy a lágyszárúszint borításának növekedése az újulat tömegességének csökkenését eredményezheti. Emellett a szabályozó hatás a mirigyes bálványfánál már korábban a csírázaskor, vagy akár a csírázási folyamatok megindulásakor érvényesülhet, míg a nyugati ostorfánál valószínűleg kicsit később játszhat szerepet, s a magok csírázásási sikerét és a magoncok életbenmaradását kevésbé befolyásolhatja. Az egyes időszakok egymással összehasonlításban vett, a tömegességi viszonyokban megjelenő hatása (Melléklet 17. táblázat) alapvetően jól leköveti a 24. ábrán megjelenített különbségeket. A mirigyes bálványfa 0–25 cm-es osztályánál a 2022-es őszi időszakhoz képest a 2020 nyári időszak felé haladva növekedés látszik, azaz időben előrehaladva az egyedszámokban szignifikáns mértékű csökkenésről van szó. A 25–50 cm-es átmérőosztályban is ugyanez a helyzet, kivéve a 2020 nyári időszakot – amikor szignifikánsan kevesebb egyed volt még ebben az osztályban. A nyugati ostorfa 0–25 cm-es osztályában ugyanaz látszik mint a bálványfa magasabb átmérőosztályában, viszont a 25–50 cm-es osztályban az előjelek már mind negatívak. Ez azt jelenti, hogy szignifikáns mértékű növekedésről van szó az időszakok során ebben az átmérőosztályban. Mind a korábbi diagramok, mind pedig a szignifikáns eredmények jól jelzik azt, hogy a mirigyes bálványfa sokkal gyorsabban nő és rapszodikusabban újul, míg a nyugati ostorfa ugyan kicsit lassabban nő, ellenben sokkal stabilabban újul.

20. táblázat. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa két átmérőosztályának tömegességét magyarázó legjobb modellek (GLM, negatív binomiális) eredményei. A nem szignifikáns esetek dőlt pirossal jelöltek

A. altissima 0-25 cm							
AIC	LR χ^2	df	p	Változók	Wald χ^2	df	p
4027,394	1197,477	5	< 0,001	Időszak	884,089	4	< 0,001
				Lágyszárú	115,002	1	< 0,001
A. altissima 25-50 cm							
AIC	LR χ^2	df	p	Változók	Wald χ^2	df	p
2391,579	138,947	5	< 0,001	Időszak	86,684	4	< 0,001
				Lágyszárú	29,238	1	< 0,001
C. occidentalis 0-25 cm							
AIC	LR χ^2	df	p	Változók	Wald χ^2	df	p
3525,46	167,445	5	< 0,001	Időszak	163,851	4	< 0,001
				<i>Lágyszárú</i>	<i>1,942</i>	<i>1</i>	<i>0,163</i>
C. occidentalis 25-50 cm							
AIC	LR χ^2	df	p	Változók	Wald χ^2	df	p
2517,643	52,5	5	< 0,001	Időszak	55,51	4	< 0,001
				Lágyszárú	12,961	1	< 0,001

5.4.7. A beállított kísérlet eredményeinek megvitatása

Az inváziós növényfajok, így a fafajok visszaszorítását célzó törekvések hosszú távú sikerét számos tényező határozza meg. Ezek közül az egyik legfontosabb az, hogy a kezeléseket nem elégséges egy vagy néhány alkalommal elvégezni, hanem általában sok év kitartó munkájával lehet csak érdemi eredményeket elérni. A hazai esettanulmányokat összegző munkában (Csiszár & Korda 2015) is a legtöbb szerző erre felhívja a figyelmet. A kísérlet eredményei az állítást szintén alátámasztják, így pl. az egyszer kezelt kvadrátokban a mirigyes bálványfa tömegesebb lett a kiindulási állapotokhoz képest, mint a kontroll kvadrátokban, a nyugati ostorfa hasonló tömegességet ért el, mint a kezeléseket előtt, de a minden évben kivitelezett kezelésekkal érintett kvadrátokban is volt még újulata mindkét fafajnak a három év után. Szintén fontos szempont, hogy minden fafajnál a megfelelő módszerek kerüljenek alkalmazásra, így pl. a mirigyes bálványfánál az egyszerű mechanikus módszerek eleve kizárandók, ahogy erre más országokban is sokan rámutattak (pl. Burch & Zedaker 2003; Constán-Nava et al. 2010; Badalamenti et al. 2015). Emellett a már ismert módszereknél a technológiai fegyelem betartása, valamint az új lehetőségek folyamatos kutatása is fontos a hosszú távú eredmények biztosítása és a költségek csökkentése érdekében. Ugyanakkor talán a legfontosabb szempont az inváziós fafajok terjedésének mérséklésében az, hogy a fogadó környezetet igyekezzünk lehető legközelebb hozni a természetes állapothoz. A megfelelő beavatkozásokkal a közösség ellenállóképessége növelhető (helyesebben az előzőnölhetősége csökkenthető), s hosszabb távon sokkal kevesebb ráfordítást igényel majd az inváziós fafajok kezelése. Ennek háttere már számos szituációban került tesztelésre és igazolásra (pl. Kennedy et al. 2002; Levine et al. 2004; Catford et al. 2009; Byun et al. 2018). A kísérlet eredményei igazodtak ezekhez az alapelvekhez. Ha az egyes kvadrátokat a Peszéri-erdőben végzett élőhelyterképezés során szerzett tapasztalataim alapján, s a beállítás szerint összehasonlítom, akkor a következő természetességi sorrend állítható fel (csökkenő sorrend): EK 1-3-2, MK 3-1-2, MKP 3-2-1 és KO 2-1-3. Ha megnézzük a két fafaj egyedszámait a három kísérleti évben (15. táblázat), akkor a mirigyes bálványfánál kivétel nélkül ugyanez a sorrend mutatkozik, a nyugati ostorfánál pedig esetleg csak a szomszédok cserélnek helyet – de sosem az első és utolsó kvadrátok a sorban. Úgy gondolom, hogy elégséges terepi tapasztalat után ez az alapelv mindenki számára egyértelművé válhat – s nem csak a Felső-Kiskunságban található erdők esetében.

2022-re az egyszer kezelt területeken a nyugati ostorfa mindössze 1 db egyede érte el az egy méteres magasságot, míg a mirigyes bálványfánál 2022-re számos egyed már meghaladta a 2 m-t. A kiegészítő vizsgálat mintái is jól tükrözték ezt a különbséget. A bálványfánál ismert, hogy egy év alatt 1–3 métert is képes nőni (Heigi 1906; Hu 1979), a nyugati ostorfánál viszont jóval kisebb magassági növekedésről vannak adatok. A magoncok az első évben jellemzően csak néhány 10 cm-es növekedésre képesek (Pinchot 1907), de a fafaj – kísérleti területen – 3 év alatt elérheti a 3 m-t, 10 év alatt pedig megközelítheti a 12 m-t (Kondorné Szenkovits 1992). A kísérletben a 2022-es év végére a legnagyobb egyed is alig lépte át az 1 m-es magasságot, amely erdei körülmények között sokkal kisebb magassági növekedésre utal. Ez valamelyest optimizmusra ad okot, mert a magtermővé válásra legalább 5, valószínűleg inkább 10 évet is várni kell, vagyis viszonylag hosszú idő áll rendelkezésre az utókezelések elvégzésére. A mirigyes bálványfa a kezelésekkal érintett, s erősen felnyílt állományokban bizonyosan hamarabb fog magot hozni, de a minimum 5 éves időablak szintén valószínűnek tűnik.

Martin et al. (2010) a mirigyes bálványfát vizsgáló tanulmányukban a magonc kort már túlélő újulatba tartozó egyedeknél a legárnyékosabb körülmények között (GLI, 1%-os benapozottság) 17% / év mortalitási valószínűséget kaptak eredményül, míg enyhén nyílt helyzetben (GLI, 10%-os benapozottság) ez már csak 9% / évnek adódott. Vagyis elmondható, hogy az erdő kismértékű

felnyílásakor is viszonylag nagy az esélye annak, hogy a fafaj néhány egyede végül elérje a magtermő kort. Erre a kísérlet eredményei is reflektálnak, mert a mirigyes bálványfának évről évre egyre több egyede lépett át a magasabb átmérőosztályokba az egyszer kezelt kvadrátokban. Igaz, ezeknél a vegetációs környezet valamelyest jobban felnyílt (20–30% záródáshiány) a kezelések következtében. Ugyanakkor az évek során az alacsonyabb osztályokban csökkenés volt megfigyelhető, ami a magbank kimerülésére is utal. Amennyiben a három év során a magbank expresszió folyamatos lett volna, akkor csökkenést nem tapasztaltam volna, vagy legalábbis a csökkenés nem lett volna ilyen jelentős mértékű. A mirigyes bálványfa magoncainak mortalitása beállítástól függetlenül nagyon magas volt (> 95%) mindegyik kezelt kvadrátban, illetve a kiegészítő vizsgálatban. Kota et al. (2007) munkájuk során 84%-ot mértek, igaz ők előzetesen felnevelt, majd kiültetett példányokat használtak. Rebeck & Jolliff (2018) tanulmányukban arra voltak kíváncsiak, hogy hány évig maradnak csíráképesek a fafaj magjai a talajban és az avarban. A két szubsztrát között éles különbséget találtak: míg az első évben magas csírázási rátákat mértek mindkét esetben, addig öt év után a talajban inkubált magok 87%-a, az avarban tárolt magoknak csupán 1,9%-a csírázott ki. Ez a téma szempontjából izgalmas információ, ugyanis a kísérletben a magoncok (pontosabban a 0–25 cm osztály) tömegességére szintén meghatározó hatása volt az avarnak. Sokkal kevesebb bálványfa indult növekedésnek a vastag avartakarójú parcellákban, mint a szabad felszíneken gazdagabbakban. Utóbbi esetekben nagyobb az esélye annak, hogy a mag a talajra kerülhet, majd eltemetődhet – amennyiben a csírázáshoz épp nem megfelelőek a körülmények. Később egy hirtelen bekövetkező zavarás, így pl. a kezeléssel járó záródásvesztés után pedig sokkal több életképes mag indulhat csírázásnak, mint az avarosabb helyszíneken, ahol a magok nagy része már időközben elpusztult. Kostel-Hughes et al. (2005) 0–5 cm-es avarvastagsági skálán vizsgálták számos fafaj csírázását, de a mirigyes bálványfánál nem találtak különbséget a vastagság függvényében. Ellenben a magoncok növekedési mutatóira már negatív hatása volt az avar vastagságának. Mindez arra enged következtetni, hogy nem szükséges kifejezetten vastag avartakaró ahhoz, hogy jelentősen csökkenjen a bálványfa magjainak túlélése, de minél vastagabb az avar, annál erősebb védőpajzsként funkcionálhat a közösség számára a fafaj inváziójával szemben. Ezt egyébként a lágyszárú szint is támogatja – a kiegészítő vizsgálatban jelentős negatív hatása volt a magoncok tömegességére.

A nyugati ostorfánál az előzőlött területek esetében nem érhető el ismeretanyag a magoncok és az újulat túléléséről. A magoncok mortalitásával kapcsolatban őshazájában elsősorban a vadrágással kapcsolatban vizsgálták, és általában sokkal kisebb negatív hatást mértek, mint más állományalkotó fafajoknál (Rossell et al. 2007). Érdekes azonban megemlíteni, hogy az észak-amerikai *Celtis* fajoknál őshazájukban, illetve pl. az Európában is őshonos déli ostorfánál (*Celtis australis* L.) is egyre többen felhívják a figyelmet állományaik utóbbi évtizedekben bekövetkező pusztulására (Linaldeddu 2016; Poole et al. 2021). Érdekes kérdés, hogy a nálunk inváziós nyugati ostorfánál mikor fog hasonló folyamat megindulni. A kísérletben az egyszer kezelt kvadrátokban és a kiegészítő vizsgálat mintáiban nem mutatkozott jelentős csökkenés a 0–25 cm-es magasságosztály tömegességében. Ez arra enged következtetni, hogy a magbank expressziója folyamatosabb és kiegyenlítettebb, mint a bálványfánál. A magbank kimerülése további vizsgálatokat igényelne, azonban biztosan állítható, hogy a mortalitás nagyságrendekkel alacsonyabb, mint a bálványfánál. A kísérlet eredményei és a Peszéri-erdőben megszerzett tapasztalataim alapján állítom, hogy az első évet túlélő ostorfa egyedek nagy valószínűséggel túlélnek a következő években, s zártabb körülmények között is nagyon hosszú ideig perzisztensek maradnak. Egy rokon fajnál, a kínai ostorfánál (*C. sinensis* Pers.) viszont jelentős csökkenést mértek előzőlött ausztrál mintaterületeken, 2 év alatt a magok 92%-a elveszítette a csíráképeségét (Panetta 2001).

A nyugati ostorfánál két fafajnak is jelentős negatív hatása volt a tömegességi viszonyokra, s ezekben a fajokban közös, hogy vastag, lassan bomló avartakarót képesek kialakítani. A kocsányos tölgy és elsősorban az MKP2-es kvadrátban nagyobb záródást adó hegyi juhar voltak a kísérleti területen azok a fajok, amelyeknél a legvastagabb avartakarók jelentkeztek. A modellben ugyanakkor a nyugati ostorfánál az avarvastagság alacsony negatív értékekkel jelent meg – de a bálványfához képest az avar kategóriái között sokkal kisebb különbségek voltak. Ha szigorúan értelmezzük az eredményt, akkor elmondható, hogy az avar vastagsága a nyugati ostorfa magjainak és magoncainak túlélésére pozitívan hatott. Az avar a legtöbb fásszárú faj csírázási sikerére, illetve a magoncok túlélésére hatással van. Az összetételén felül különösen meghatározó a vastagsága, amelynek növekedésével általában a magok csírázási rátája és a magoncok életben maradása is csökken (Daly et al. 2014; Wang et al. 2022). A nyugati ostorfánál tapasztaltakra több lehetséges magyarázat is adható. Egyrészt valószínű, hogy a Peszéri-erdőben a legvastagabb avartakaró is még viszonylag vékony pl. a hegyvidéki tölgyesekhez képest, s míg a bálványfa számára már akadályt jelent, addig a nyugati ostorfa számára még nem. Amíg a mirigyes bálványfánál a nagy felületű vitorlával bíró lependékek könnyen fennakadhatnak, továbbá meg is tapadhatnak az avart alkotó, nagyméretű leveleken, addig a nyugati ostorfánál az apró csonthéjas termések könnyebben juthatnak le a talajfelszínre, vagy legalábbis annak közelébe. Másfelől, ha összehasonlítjuk pl. a kétleveles magoncok gyökérzetét, akkor általában a mirigyes bálványfánál egy viszonylag sima, kevés elágazáskezdeménnyel bíró gracilis gyökeret, a nyugati ostorfánál pedig egy hosszabb, erőteljesebb, gyakran már elágazó gyökeret fogunk látni (pers. obs.). Talán emiatt is könnyebben találhatják meg az utat a levelek között a talajba a nyugati ostorfa magoncai. Végül a nyugati ostorfánál a már lehullott terméseket is sok állat fogyasztja, s lehetséges, hogy a vastagabb avarban nehezebben találják meg a fogyasztók, mint egy kitettebb felszínen.

Érdekes különbség volt továbbá a két faj között, hogy míg a mirigyes bálványfa újulatánál a lombszintet alkotó fajok közül a bálványfa bekerült a legjobb modellbe pozitív hatással, addig a nyugati ostorfa újulatánál nem volt magyarázó ereje a nyugati ostorfa anyafák relatív dominanciájának. Másfelől pedig a nyugati ostorfa újulatánál szintén bekerült a bálványfa, de negatív hatásként. A különbséget magyarázhatja az, hogy eltérés lehet a két faj autotoxicitásában. A mirigyes bálványfánál Heisey (1996) kimutatta, hogy amíg a faj számos növényfajra erős allelopátiás hatást gyakorol, addig érdekes módon az *ailanthon* vegyületnek nincs hatása a saját magoncokra. A nyugati ostorfára vonatkozóan erről nincs elérhető információ, de elképzelhető valamilyen negatív hatás, vagy egyszerűen ennél a fajnál sokkal kevésbé erős az allelopátia, mint a bálványfánál. Másfelől a nyugati ostorfa általánosan sűrűbb lombjából az anyafák alatt vastagabb és perzisztensebb avartakaró szokott kialakulni, mint egy bálványfásban, így lehet, hogy ez is hozzájárulhatott a tapasztaltakhoz.

A két faj között egy további fontos különbség emelhető még ki, mégpedig a propagulumnyomás. Amíg a bálványfánál magyarázó erővel bírt, addig a nyugati ostorfánál nem került be a legjobb modellbe. Korábbi vizsgálataimban a propagulumnyomás mindegyik inváziós fajnál korrelált az újulat tömegességével, ugyanakkor itt egy sokkal finomabb léptékű, többváltozós modellkörnyezetben került felhasználásra. Az eredmények arra utalnak, hogy a zavarás (jelen esetben kezelések) után a mirigyes bálványfánál ennek biztosan nagyobb jelentősége van, mint a nyugati ostorfa esetében. A változó tekintetében ugyanúgy nagy különbségek voltak a kísérleti kvadrátok között, illetve a pufferek között, mint a mirigyes bálványfánál, tehát jelentős hatás esetén be kellett volna kerülnie a legjobb modellekbe. Úgy tűnik viszont, hogy más környezeti változóknak fontosabb szerepe van a nyugati ostorfa terjedésében, mint a propagulumnyomásnak. Mindkét fajnál magyarázó erővel bírt a záródásihiány, s alapvetően a korábbi, vegetációkörnyezeti változókra irányuló vizsgálatok eredményeit a kísérlet során tapasztaltak is megerősítették. Érdekes kiemelni, hogy a legzártabb szituációk a kezelt kvadrátoknál alapvetően

a kocsányos tölgy és hegyi juhar dominálta parcellákban voltak. A nyugati ostorfánál a két fafaj negatív hatása megjelent a legjobb modellben is. Mindkét fafaj – pl. az akáchoz képest – sokkal zártabb lombzatot képes kialakítani. A kísérleti területen ráadásul mindkét fafaj magas vitalitású egyedekkel volt jelen, ami az erdeink általánosan romló egészségi állapotát (Fodróczy 2022) figyelembe véve mindenképp értékelendő a területen.

Végül mindkét fafajnál a legnagyobb magyarázó erővel maga a kísérlet beállítása bírt, ami megmutatja, hogy a kezeléseknél rövid távon is van hatása az inváziós fafajok tömegességi viszonyaira. Az egyedszámok változását figyelembe véve azonban az egyik legfontosabb tanulság az, hogy érdemes várni, legalább a mirigyes bálványfánál. A kezeléseket jelentette zavarás után a mirigyes bálványfa berobbant a területen, s csak az MK típusú kvadrátokban közel 200 000 db egyedeket húztunk ki a 2020-as évben. A 2020-as évre az egyébként szintén nagy záródásvesztéseket szenvedett EK kvadrátokban a mirigyes bálványfa hasonlóan tömegessé vált, de – bármilyen további kezelés nélkül – két év után az egyedek 95%-a elpusztult. A nyugati ostorfánál nem adódott ilyen éles különbség, de feltételezhető, hogy ennek a magbankja sem örökidejű. Az inváziós fafajok visszaszorítását illetően tehát javasolható egy türelmi időszak. Az első körös kezelésekkal, illetve javításokkal el kell érni a (potenciális) magtermő egyedek teljes körű eltávolítását a területről, azonban utána mindenképpen szükséges beiktatni néhány passzív évet – akármennyire is rosszul fog kinézni a terület. Ezalatt a magbank mozgósítható része ugyanis aktiválódni fog, s pontosan ez az, amit el kell érni a hosszabb távú siker érdekében – a későbbi potenciális veszélyt kiküszöbölendő. A magbankból kicsírázó egyedek nagyobb része nem fogja elérni a magtermő kort, s költséghatékonyabban járunk el, ha hagyjuk a természetes mortalitást segíteni. 5–10 év után természetesen el kell végezni a vitális újulat kezelését, de ezt követően a terület már viszonylag alacsony költségekkel szinten tarthatóvá válik.

6. Következtetések és javaslatok

A Peszéri-erdő az ezredfordulón publikált hazai erdőssztyepp-mozaikok adatbázisában szereplő 129 terület között közepes feltártsággal, ellenben nagy veszélyeztetettséggel szerepelt (Molnár & Kun 2000). Az elmúlt 10–15 évben elvégzett, s a jelenleg is folyó kutatói tevékenységeknek köszönhetően azonban ma bizonyosan a legjobban ismert erdőssztyepp-erdők közé sorolható. Állapota ugyan a veszélyeztetettség tekintetében sokat javult, de az állapotromlás háttérében álló tényezők hosszú távon még mindig megkérdőjelezzik a jövőjét. Ez elmondható a többi hazai erdőssztyepp-erdőre is. A csökkenő talajvízszint, a szélsőségesebbé váló klíma, és az intenzív erdőhasználat mellett az inváziós fajok általános térhódítása mindegyiküknél releváns tényezők (Kun et al. 2016). Ezek közül az első kettőt csak nagyon magas költségek árán lehet lokálisan csillapítani. Az erdőhasználat átalakítása és az inváziós fajok visszaszorítása – kellő akarattal és persze finanszírozással – azonban valamelyest könnyebb. A dolgozat alapvetően az inváziós fajok elleni küzdelmet igyekszik segíteni, s ehhez szolgáltat olyan új aspektusokat, amelyek figyelembevételével hosszú távon a visszaszorítási törekvések hatékonyabbá és egyben költséghatékonyabbá tehetők. A vizsgálatok eredményei a Felső-Kiskunságban található erdőkre érvényesek, azonban több szempontból relevánsak lehetnek más síkvidéki erdőknél, sőt, bizonyos esetekben középhegységi erdőknél is. Utóbbira jó példa maga az erdőgazdálkodás, amely hazánkban már erdőklímán is az idegenhonos fajok inváziójának egyik hajtóerőjeként azonosítható (Vig et al. 2023).

A biológiai inváziók megértésében és a nagyközönség számára történő közreadásban az egyik első feladatot az jelenti, hogy megfelelően alátámasztva leírjuk és érthetően bemutassuk a terjedési folyamatot, az őshonos és az idegenhonos inváziós fajok, valamint az intakt és az előzönlött élőhelyek közötti különbségeket. Ez kifejezetten fontos, mert a biológiai inváziók társadalmi megítélése a mai napig vegyesnek mondható, s sokan még akkor sem fogadják el, hogy egy faj inváziós, ha az állítást teljes szakmai konszenzus övezi (Russell & Blackburn 2017; Stratton et al. 2022). Ez különösen igaz a fajokra, amelyek esetében a gazdasági érdekek és a személyes – gyakran laikus – meggyőződés is nagyban hátráltathatja az ellenük való fellépéseket (Dickie et al. 2014; Van Wilgen & Richardson 2014; Kourantidou et al. 2022). Hazánkban – véleményem szerint – a nyugati ostorfa és kései meggy inváziója a mai napig nem egyértelmű sokak számára, köztük pedig több olyan döntéshozó számára sem, akik első helyen tehetnének a prevencióért és / vagy a visszaszorításért. Ugyanakkor, ha minél több, részletesen rekonstruált történetet el tudunk mondani, akkor talán gyorsabban tudatosul a probléma, és többen fognak segíteni annak megoldásában.

Az inváziós fajok elterjedés-történetének feltárása a globálistól a lokális lépték felé közeledve egyre nehezebb feladatot jelent az adatsűrűség csökkenése miatt. Ellenben több megközelítés együttes alkalmazásával jó eséllyel azonosítani lehet az első bekerülési helyszíneket és jellemezni az elterjedés folyamatát kis térléptékeken is. A kutatásaim során alkalmazott irodalmi feltárássra, az archív és recens üzemtervi adatok használatára, egy recens, finomléptékű felmérésből származó adatok használatára, a nagy egyedek felkutatására, a hotspot elemzésekre és a helyi tudás gyűjtésére már bőven akadnak példák az elterjedési történeteket közreadó munkákban (pl. Deckers et al. 2005; Middleton 2012; Chong et al. 2017; Korda 2018b; Brus et al. 2019; Schneider et al. 2021; Yang et al. 2023). Ezeknek a lehetőségeknek, vagy akár más módszereknek az együttes alkalmazására alig van példa, lokális léptékben pedig bizonyosan nem áll rendelkezésünkre kellő mennyiségű ismeretanyag.

Az első bekerülés idejét és helyét a négy faj közül csak a kései meggy esetében sikerült egyértelműen azonosítani, ugyanakkor a másik három fajnál feltárt információk is erős lábakon álló következtetéseket engednek megfogalmazni. Nagyon valószínű, hogy mind a négy faj közel

egyidőben került be a területre, amire több vizsgálati módszerrel született eredmény is rámutatott. Az első előfordulások helyszínei kifejezetten gyanúsak voltak, a négy fafajból három első adatai az északi erdész ház környékéről (kísérleti erdő, csemetekert) származtak, de a zöld juhárnál is bizonyosra vehető, hogy nem spontán módon került be a területre. Kijelenthetjük, hogy a mirigyes bálványfánál, a nyugati ostorfánál és a zöld juhárnál is sokkal valószínűbb az, hogy az ember telepítette be őket először a Peszéri-erdőbe, ahogy ez egyértelműen így történt az ország számos más erdeje esetében (Korda 2018b). Az viszont egyértelműen bizonyítást nyert, hogy a fafajok az ezredfordulóig ugyan valamelyest gyakoribbak lettek, de a berobbanásukra 60–70 év eltelté után került csak sor. Ez az eredmény alátámasztja a világon már számos helyen dokumentált *'lag time'* jelenséget (pl. Hengeveld 1989; Kowarik 1995; Caley et al. 2007; Daehler 2009; Coutts et al. 2018). Sikertült bizonyítékokat találni arra is, hogy a nyugati ostorfát és a kései meggyet egészen az 1990-es évekig (eseti jelleggel) ültették. A fafajok jelenkori hotspotjai közül ráadásul ezek a viszonylag fiatal foltok is kiemelkedtek. Ez pedig rámutat arra, hogy még a viszonylag kis kiterjedésű, ültetett eredetű, s felnevelt faegyedekből álló foltoknak is kifejezetten nagy szerepe lehet az invázió sikerében. Fontos eredmény volt az is, hogy a négy fafaj egyszerre robbant be a területen. A környezetben bekövetkező gyors változások ismerten hozzájárulhatnak az idegenhonos fajok populációiban bekövetkező exponenciális növekedéshez (Crooks & Soulé 1999; Aikio et al. 2010; Walsh et al. 2016). A Peszéri-erdő esetében – mint sok helyen a világon – vélhetően a klímaváltozás lehet a legerősebb magyarázó változó, azonban az erdő- és vadgazdálkodásban bekövetkező gyors változások is minden bizonnyal közrejátszottak a folyamatban. Végül az eredmények, a második téma eredményeivel együtt az inváziós fafajok erdészeti adatbázisokban való erős alulreprezentáltságára is felhívták a figyelmet. Ez pedig felveti a kérdést, hogy más erdők esetében, vagy akár országos viszonylatban is hasonló-e a helyzet.

Amennyiben megszületik egy közös elhatározás, amelynek keretein belül a közeljövőben sor kerül majd az inváziós fafajok visszaszorítására, akkor érdemes az alapozó vizsgálatokat is úgy elvégezni, hogy a gyűjtésre kerülő adatokkal a problémát is a lehető legjobban közelíteni tudjuk. Egy kellően részletes, valóság-hű adatsorral egyrészt sokkal könnyebb tervezni, másrészt sokkal nagyobb valószínűséggel kerülhetők el az előre nem látható kivitelezői hibák, harmadrészt pedig a hosszú távú ok-okozati összefüggések azonosítására is nagyobb esély lesz. Az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyaira irányuló felmérésekhez számos módszer áll rendelkezésre. A terepi validálással kiegészített távérzékeléses eljárásokkal és a mesterséges intelligencia használatával ma már rutinszerűen lehet nagy területeken idő- és költség-hatékonyan gyűjteni az adatokat (Bolch et al. 2020; Lake et al. 2022; Singh et al. 2024). Ennek pontosságát azonban a vegetációs környezet jelenleg még nagyban meghatározza (Andrew & Ustin 2008; Royimani et al. 2019). Ugyanakkor szem előtt kell tartanunk azt a tényt, hogy az általánosan elterjedt, ún. „top-listás” növényfajokkal mindig csak kis térléptékeken tudjuk felvenni a versenyt (Blackburn et al. 2011; Weidlich et al. 2020), s a gyakorlatban elsősorban ezekre a területekre kell fókuszálnunk. Ameddig a technológia nem lesz képes összetett, sűrű vegetációs környezetben is magas megbízhatóságú adatokat szolgáltatni, továbbá pl. az inváziós fafajok újulását is precízen lekövetni, addig a terepi adatgyűjtésekre szükség lesz. Ezeknél viszont nem mindegy, hogy milyen alapelvek mentén indulunk el, így az sem, hogy mekkora mintavételi intenzitást használunk. A dolgozat eredményei egyértelműen rámutatnak arra, hogy a hagyományosan alkalmazott alacsony ($\leq 10\%$ -os) mintavételi intenzitások a gyakorlatban lényeges térléptékeken, különösen pedig az erdő-részlet léptékén biztosan nem megfelelőek. Az inváziós fafajok térben jelentős mértékben aggregált előfordulása miatt az elfogadhatatlanul magas becslési hiba ($\pm 100\%$) valószínűsége a négy fafajt együttesen figyelembe véve a 25% -os mintavételi intenzitás alkalmazása esetén már adhat jó eredményeket. Ez azonban nagyban függ attól is, hogy általánosan mennyire gyakori a fafaj az adott térléptéken belül, így pl. a teljes vizsgálati területen legritkább zöld juhar esetében

még a 25%-os mintavételi intenzitásnál is nagyon magas a valószínűsége (40–50%) annak, hogy megbízhatatlan becsléseket kapjunk. A valóságot jól leíró adatokhoz azonban csak a teljes területi átjáráson alapuló felméréssel juthatunk. A terepen nagyon gyakori volt, hogy pl. egy több ezer, az újulatba tartozó egyeddel, s több tíz magtermő egyeddel bíró folt gyakran csak néhány 100 m²-t foglalt el. Ezeket a kis kiterjedésű foltokat pedig nem valószínű, hogy meg fogjuk találni, ha alacsony mintavételekkel dolgozunk, vagy ha mégis pont beletalálunk, akkor pedig az extrapoláció után fogunk jelentősen túlbecsült értékeket kapni. Előbbi esetben a 100%-os becslési hiba abban jelentkezik, hogy egyáltalán nem kerül be a fafaj az adatsorba az adott térbeli egységben, vagyis annak ellenére, hogy elvégeztük a felmérést nem sikerült kimutatnunk a fafajt. Ennek az esélye nagyon magas volt az egyes szimulációkban, s sokatmondó, hogy pl. a 2%-os mintavételi intenzitásnál az összes esetet figyelembe véve erre hozzávetőlegesen 50%-os esély volt. A túlbecslés szintén nagyon gyakori volt, s akár öt nagyságrendi eltérések is jelentkeztek. Pályázati keretek között ennek igen súlyos következményei lehetnek az inváziós fafajok kezelésének költségtervére, de általánosságban a megvalósíthatóságra nézve is.

Egy idegenhonos növényfaj sikeres inváziójában a propagulumnyomás, a vegetációs környezet és a bolygatások kivétel nélkül meghatározó szereppel bírnak (Richardson & Pyšek 2006; Richardson et al. 2010; Lowry et al. 2013). A propagulumnyomás növekedésével elkerülhetetlenül nő az új megtelepedések esélye, az új életképes populációk kialakulása, de az egyedi propagulumforrások (így pl. magtermő faegyedek) szűk környezetének előzöltsége is (Colautti et al. 2006). Ugyanakkor nem mindegy, hogy az invázió milyen gyorsan történik, s mennyi idő áll rendelkezésre a folyamat mérséklésére, vagy megállítására. Ez az időablak pedig elsődlegesen a már meglévő akadályoktól és a facilitáló eseményektől függ. Az inváziós fafajok terjedésében a legfontosabb gátként a jól strukturált, természetközeli vegetációs környezet azonosítható, amelyre a dolgozat több oldalról is rámutatott. A propagulumnyomás a négy fafaj tömegességi viszonyaival mindegyik szituációban szignifikánsan pozitív összefüggésben állt, de a tömegességre számos egyéb, a vegetáció szerkezetét leíró változónak, a kísérletben a beavatkozások típusának és a mirigyes bálványfa esetében egyes erdőgazdálkodási tevékenységeknek is jelentős hatása volt.

Az erdei ökoszisztémák működésének mindig is szerves részét képezték azok a bolygatások, amelyek rövid idő alatt drasztikus változásokat okoztak. Ezek közül az első helyet a tűz foglalja el (Attiwill 1994; Feurdean et al. 2017; Shorohova et al. 2023), amely természetes bolygatástípust az ember egyrészt a saját irányítása alá vonta, másrészt a tűzesemények téridőbeli dinamikája mára az emberi tevékenységek közvetlen vagy közvetett hatásai miatt átalakult (Seidl et al. 2017; Van Wees et al. 2021; Li et al. 2023). A tűz ugyan nem szerepel a dolgozatban, de mégis talán a legkifejezőbb hasonlatként szolgál, ha meg szeretnénk érteni az erdőgazdálkodási tevékenységek jelentette bolygatás mértékét. Természetesen a két bolygatástípus hatásai nagyon sokfélék lehetnek, és az élővilág regenerációja, a klasszikus értelemben vett szukcesszió is igen eltérő módon valósulhat meg utánuk (Mcrae et al. 2001). Ugyanakkor mindkét bolygatástípus egy fejlettebb, előrehaladottabb állapotból olyan kezdetlegesebb állapotok kialakulását okozza, ahol a forráselérhetőség ideiglenesebben jobb lesz, s mindeközben jelentős változás tapasztalható a források fluktuációjában is. Ez pedig a legtöbb esetben hozzájárul a növényi invázió sikeréhez (Rejmánek 1989; Davis et al. 2000). Ezt pedig azért fontos kihangsúlyozni, mert mind a szakirodalomban, mind pedig a társadalmi megítélésben alulreprezentált az, hogy Magyarországon és számos más ország erdeiben a legerősebb hatásokkal járó, szinte folyamatos bolygatást ma már maga az erdőgazdálkodás jelenti, s nem pedig a természetes tüzek vagy egyéb abiotikus és biotikus tényezők. Sőt, a tűzeseteket az ember igyekszik teljesen elkerülni, vagy legalábbis minimalizálni. A mirigyes bálványfa esetében észak-amerikai mintaterületeken igazolást nyert, hogy a terjedésére a vágásoknak nagyobb hatása van, mint a tűznek (Rebeck et al. 2017; Iverson et al. 2019). A kései meggy őshazájában dokumentált expanziójában is a

vágásoknak volt a legnagyobb szerepe (a terjedése egyébként bőven túlmutatott az eredeti elterjedési területén), s ez Európában is igazolást nyert (Starfinger et al. 2003; Jagodziński et al. 2019; Royo et al. 2021). A Peszéri-erdőben és általában véve is a probléma nem feltétlenül a vágásokkal, hanem ezek téridőbeli intenzitásával van. A korábbiakban (5.3.4. alfejezet) megfogalmazott, – s még bizonyosan fejlesztésre szoruló – „exponenciális rotációs dinamikát” valójában az inváziós fafajok visszaszorítási törekvéseinek is szükséges lenne lekövetniük, de erre nem ismerünk példát. Ehhez arra lenne szükség, hogy minden vágási esemény előtt több évvel, így pl. mirigyes bálványfánál legalább 6 évvel a beavatkozások előtt (Rebbeck & Jolliff 2018) a propagulumnyomást nullára csökkentsék, és nemcsak az érintett erdőrészetben, vagy részterületen, hanem egy legalább 100–200 m-es pufferezónában (Landenberger et al. 2007) is. Ugyanakkor a tömegességben bekövetkező csökkenések már kisebb távolságokon belül is tetten érhetők, legalábbis a mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa esetében erre a kísérlet rámutatott. Ez pedig alátámasztja a propagulumnyomás vizsgálatánál tapasztaltakat, miszerint a tömegességet leginkább a szűk környezet fogja meghatározni. Vagyis a már ismert módszerekkel történő kezeléseknél igenis van kimutatható negatív hatása az inváziós fafajok terjedésére, illetve a terjedést egy viszonylag szűk védelmi zóna alkalmazásával is legalább 5–10 évig szignifikáns mértékben korlátozhatják.

Úgy gondolom, hogy tudományos konszenzus van abban, hogy az őshonos ökoszisztémák, így az őshonos fajokból felépülő erdők előzőlhetőségét is meghatározza az aktuális állapotuk, továbbá az állapotváltozások – hiszen nem statikus rendszerek – természetessége. Ennek figyelembe vétele nélkül aligha értelmezhető egy biológiai invázió folyamata. Emiatt kiemelten fontos lenne törődni pl. a cserjefajokkal, tekintettel arra, hogy a cserjeszint fontosabb védő szerepet tölt be az inváziós fafajokkal szemben, mint a lomb szint. Az erdőssztyepp-erdőkben a lomb szint felnyílására nem gazdálkodói hibaként kellene tekinteni, hanem mint az ökológiai rendszer saját tulajdonságára. Ez tehát nem véletlen, s ezekben a szituációkban a cserjeszintre kiemelt figyelemmel kell lenni. Ezzel ellentétben a cserjeszint minden vágás során elsődlegesen érintett, s az inváziós fafajok a védvonal sérülését gyorsan lekövetik. Kiemelten fontos problémának tartom, hogy a mesterséges erdőfelújítások során egyáltalán nem kerülnek elültetésre cserjék a sorokba. Régi mantra az, hogy a cserjeszinttel nem kell törődni, mert az önvetényülés révén majd úgyis megérkeznek a cserjefajok az állományba. A Felső-Kiskunságban nagyon gyakori, hogy a leggyakoribb cserjék néhány kisebb egyedén kívül semmilyen más fásszárú nem képes megtelepedni és érdemi növekedést mutatni a mesterségesen felújított állományokban – az inváziós fafajoktól eltekintve. Ez a Peszéri-erdőben azért is látványos, mert a teljes erdőterület 85%-án közel összefüggő cserjeszintről beszélhetünk, vagyis nem a propagulum elérhetőségével van a probléma.

Az alföldi erdőssztyepp-erdeinket lefedő élőhelytípusok ismertetésénél több esetben említésre kerül a rossz regenerációs képesség és a rohamos degradáció, amely gyakran az inváziós növények terjedésével párosul (pl. M4, L5, in Bölöni et al. 2011). Ez általánosságban persze megkérdőjelezhetetlen, azonban nagyban függ attól, hogy hogyan értelmezzük a regenerációt. A Peszéri-erdőben ugyanis működnek olyan folyamatok, amelyek az előbbieket ellen szólnak. A mára csak mutatóban fennmaradt élőhelytípusok itt egyrészt spontán regenerálódnak, másrészt némi emberi közbenjárással olyan (mesterséges) kezdeti állapotok is kialakíthatók, ahonnan a regeneráció elindulhat. Ennek szimbolikus eleme a tölgydinamika, a faj a Peszéri-erdőben nagyon jellegzetes vegetációs szerkezeti körülmények között, de repetitíve újul – még buckatetőkön is (Molnár et al. 2019; Haraszi et al. 2021). A tölgyről és az alföldi tölgyesekről sehol sem szabad lemondani, ezek megőrzése és fejlesztése a természetvédelem és az erdőgazdálkodás közös érdeke kell, hogy legyen. A vegetációstruktúrával kapcsolatos eredmények és a kísérlet eredményei mind alátámasztják ezt a gondolatot. A Peszéri-erdőben található tölgyek egy része valószínűleg olyan génvonalakat őriz, amelyek az egyre szárazabbá és szélsőségesebbé váló klímában is megállják a

helyüket. Másrészt a tölgynek az inváziós fafajok terjedésének csillapításában is van szerepe, de talán helyesebb azt mondani, hogy a jól strukturált, változatos és sűrű cserjeszintű tölgyesek az előzőnölhetőség szempontjából erősebbek, mint az egyszerűbb és / vagy intenzívebben kezelt állományok a környezetükben. Úgy gondolom, hogy a dolgozat eredményei alapján megfogalmazható legfontosabb következtetés is ez.

Amikor az élőhelyek elvesztéséről, illetve degradációjáról beszélünk, akkor valójában ezeknek a természetes dinamikáknak a sérüléséről, vagy eltűnéséről van szó. Egészen más az a helyzet, amikor pl. egy agrársivatagban próbálunk újonnan létrehozni, vagyis rekonstruálni egy olyan élőhelyet, amiről lokálisan csak szórványos információk elérhetők, mint egy olyan tájban, ahol ezek az élőhelyek mindig is jelen voltak, s még a természetes folyamatok is működnek. A természetvédelemben utóbbi egyértelműen jobb nyitópozíció, s ezeken a helyeken szükséges lenne minimalizálni, vagy akár teljesen kiiktatni az emberi tevékenységből eredő bolygatásokat. Hazánkban egyetlen olyan érdemi kiterjedéssel bíró erdőterület van, ahol a természetes erdődinamikai folyamatok érvényesülése már néhány évtized óta – viszonylag – zavartalan. Ez a Börzsönyben található, részben fokozottan védett Csarna-völgy. Persze időközben számos indokkal történtek kísérletek arra, hogy az ember beavatkozhasson az ottani folyamatokba, de valójában a területnek semmi szüksége az emberre ahhoz, hogy a természetes dinamika érvényesüljön. Úgy gondolom, hogy a síkvidéki erdőknél ez már csak az inváziós fafajok okozta általános probléma miatt sem lehetséges, s az aktív természetvédelmi kezelésekre sokáig szükség lesz. Ugyanakkor az inváziójukban leginkább meghatározó bolygatástípus, a hagyományos értelemben vett erdőművelés alól ki lehetne venni a teljes területet, mert így az értékes részek degradációja nagyban lassulhatna, s kisebb költségek árán lehetne javítani az állapotokon. Ez egy szimbolikus, a hazai természetvédelmi és erdőgazdálkodói történetben egyaránt meghatározó pillanat lehetne. A Peszéri-erdő elegendően nagy kiterjedésű, s mindenképpen támogatnám azokat az elképzeléseket, amelyek révén a terület a síkvidéki erdők Csarna-völgyévé válhatna.

7. Új tudományos eredmények

A dolgozat új tudományos eredményei az alábbi pontokban foglalhatók össze:

1. Az inváziós fafajok lokális elterjedés-történetének feltárásához új, kombinált módszertan kidolgozása és tesztelése
2. Az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyai alacsony mintavételi intenzitások alkalmazása esetén csak elfogadhatatlanul magas hiba mellett becsülhetők erdőrésztlet és erdőtag térléptékeken. A valós állapotok csak teljes területi felméréssel közelíthetők
3. Az erdőrésztlet térléptéken becsült propagulumnyomás mind a négy fafajnál pozitív összefüggést mutat az újulat tömegességi viszonyaival. Az erdőállomány korától és a használati háttértől függően meghatározóbb az anemochor fajoknál (a mirigyes bálványfánál és zöld juharnál), mint a zoochor fajoknál (a kései meggyénél és nyugati ostorfánál)
4. A vegetáció szerkezete mind a négy fafaj terjedésében fontos regulátor szereppel bír. A Peszéri-erdőben a négy fafaj magoncainak és alacsony (0-25 cm) újulatának tömegességében a legmeghatározóbb vegetációszerkezeti elem az alacsony cserjeszint (< 2 m), kisebb mértékben a lombuszint. Javasolt a nevelővágások gyakoriságának és erélyének csökkentése, mindenekelőtt pedig a tisztítások elhagyása a cserjeszint védő hatásának fenntartása érdekében
5. A nevelővágások, a véghasználatok és a tuskópászták kialakítása a mirigyes bálványfa invázióját nagyságrendekkel gyorsítják meg a spontán terjedéséhez képest. A fafaj ugrásszerű terjedése már néhány magtermő egyed jelenlétekor is determinisztikus módon bekövetkezik
6. Az egyszeri alkalommal kivitelezett kezelésekkel már rövid távon is sokkal kedvezőtlenebb körülmények érhetők el, mint ha nem történt volna beavatkozás. Ezért a kezeléseket csak akkor szabad elkezdeni, ha a következő években az utókezelések is biztosítottak. A záródásihiány növekedésével járó kezelések pozitív hatással vannak a mirigyes bálványfa magbankjára, de a nyugati ostorfáéra nem. Az előző mortalitási rátája ugyanakkor sokszorosa az utóbbiának, s egy-két év alatt a két fafaj tömegessége kiegyenlítődik a visszaterjedésük, s állományaik revitalizációja során
7. A mirigyes bálványfa magról történő visszaterjedésében (a környezetből és a magbankból együttesen) sokkal meghatározóbb a propagulumnyomás és a lágyszárú szint, mint a nyugati ostorfánál. Mindkét fafajnál jelentős regulátor a fásszárú vegetáció együttes záródása, az avar vastagsága, az állományalkotó fafajok, különösen a kocsányos tölgy.

Újszerű tudományos eredmények:

1. A mirigyes bálványfa, nyugati ostorfa, kései meggy és zöld juhar elterjedés-történetének feltárása a Peszéri-erdőben: 1.) a fafajok első bekerülési helyének és vélt idejének azonosítása; 2.) a fafajok lokálisan 60-70 évig tartó lassú terjedésének ('lag time'), majd a populációk egy időben, az ezredfordulón bekövetkezett „berobbanásának” azonosítása; 3.) a mirigyes bálványfa és a zöld juhar páros, valamint a nyugati ostorfa és kései meggy páros terjedése közötti különbségek azonosítása és a nem dokumentált ültetések visszakövetési

- lehetőségének bemutatása hotspot analízisekkel; 4.) a lokális tudás használhatósága az elterjedés-történeti rekonstrukciókban
2. A becslési hiba az inváziós fafajok abundanciájának és előfordulási gyakoriságának növekedésével, továbbá a mintaterület méretének növekedésével csökken
 3. A cserje- és lombos szintek záródásának növekedésével a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa és a zöld juhar újulatának tömegessége csökken, a kései meggy magasabb újulatára (> 50–100 cm) azonban a zártabb vegetáció pozitív hatást gyakorol
 4. A lécek jelenléte pozitív hatással bír a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa és a zöld juhar újulatának tömegességi viszonyaira, de nincs hatásuk a kései meggyre
 5. A négy fafaj tömegességi viszonyait a lágyszárú szint összetétele, így a graminoidok és gyomok térfoglalása jelentős mértékben meghatározza
 6. A fagyal fontos szereppel bír a nyugati ostorfa magoncainak és fiatal újulatának megmaradásában
 7. Az inváziós fafajok első körös kezelésekből esetlegesen kimaradt magtermő egyedek továbbra is jelentős mértékben hozzájárulnak az újulat tömegességéhez, így ezek felkutatása és eltávolítása nélkülözhetetlen
 8. A térben és időben egymást szorosan követő vágások a mirigyes bálványfa „exponenciális rotációs dinamikájához” vezetnek (a fogalom takarta hipotézis ellenben további vizsgálatokat igényel)
 9. A pufferzóna kezelésével mindkét fafaj visszaterjedési üteme jelentős mértékben csökkenthető, de 25 m-es távolság tartása és 3 évnyi kezelés még biztosan nem elégséges az eradikációhoz

8. Összefoglalás

A biológiai inváziók ma már megkerülhetetlen problémát jelentenek a természetvédelemben, az egészségügyben, valamint számos gazdasági és fenntartó ágazatban. Az igazán jelentős negatív hatások azonban mindig csak a behurcolt fajok kis részére vezethetők vissza. Ezekben a fajokban közös, hogy az első megtelepedéseket követően (valamikor) elindul az exponenciális terjedésük, s a folyamat révén olyan nagy területen, illetve olyan rövid időn belül válnak tömegessé, hogy az meghaladja az emberi kontroll határait. Ugyanakkor kis térléptéken, és eseti optimalizációval az inváziós fajok bizonyos csoportjai, így a fafajok is kezelhetők. A visszaszorítási törekvések hatékonyságát és tartósságát azonban nemcsak az aktuálisan alkalmazott módszerek fogják meghatározni, hanem az is, hogy mennyit tudunk ezeknek a fafajoknak a múltjáról és jelenéről, s a terjedésüket befolyásoló tényezőkről. A dolgozat négy inváziós fafaj, a mirigyes bálványfa, a nyugati ostorfa, a kései meggy és a zöld juhar esetében igyekszik olyan új ismeretanyagokat közölni, amelyek segítségével az ellenük való fellépés hatékonyabbá tehető. A vizsgálatokra a Felső-Kiskunságban található erdőssztyepp-erdőkben, kiemelten a Peszéri-erdőben került sor, így az eredmények elsősorban a hasonló síkvidéki erdők megőrzéséhez lehetnek fontosak, de bizonyos következtetések tágabb kitekintésben is megállhatják a helyüket. A kutatás négy témára osztható, amelyek a következők: 1.) a vizsgált fafajok elterjedés-történetének feltárása a Peszéri-erdőben; 2.) a fafajok terepi felmérésének problematikája, különös tekintettel a mintavételi intenzitásra; 3.) a fafajok terjedésében szerepet játszó magyarázó változók, így a propagulumnyomás, a vegetációs környezet és az erdőgazdálkodási tevékenységek hatásainak vizsgálata; 4.) a mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa visszaszorítási lehetőségei különböző feltételek mellett *in situ* kísérletben.

A négy fafaj elterjedésének történeti feltárását hat módszer kombinációjával végeztem el. Ezek a következők voltak: 1.) szakirodalmi kutatómunka, 2.) archív és recens üzemtervi adatok feldolgozása, 3.) a Peszéri-erdő teljes területi felmérésével és kiegészítő terepi felmérésekkel gyűjtött adatok feldolgozása, 4.) kiugró méretű faegyedek azonosítása és mintázása, évgyűrűszámolás, 5.) hotspot elemzések, 6.) helyi tudás gyűjtése. Az eredmények alapján elmondható, hogy mind a hat módszer egyedi alapokon is szolgáltatott nélkülözhetetlen információkat, de az elterjedések kulcsmozzanatainak azonosításához valójában ezek együttes használatára volt szükség. A kombinált módszer hazánk bármelyik erdeje esetében alkalmazható. A Peszéri-erdőben a négy fafaj első előfordulási helyszíneit nagy pontossággal sikerült azonosítani, ezek közül kiemelhető az északi erdészház és vonzaskörzete (pl. kísérleti erdő, egykori csemetekert). Az első bekerülésre vonatkozóan csak a kései meggy esetében kerültek elő biztos adatok, azonban a másik három fafajnál is valószínűsíthető, hogy legkésőbb az 1930-as évek végén már ott voltak a területen. Az első előfordulások körülményei alapján a véletlen bekerülés magas valószínűséggel kizárható, először tehát az ember telepítette be a fafajokat a területre. Az első előfordulási helyszínek és időpontok meghatározását a mirigyes bálványfánál és a kései meggyénél a szakirodalomból, a nyugati ostorfánál az idős fák évgyűrűinek számlálásából, a zöld juhar esetében pedig az üzemtervi adatokból származó információk tették lehetővé. A nyugati ostorfánál és a kései meggyénél kiderült, hogy eseti jelleggel még az 1990-es évekig történtek ültetések. A terepi adatok mellett ezt a helyi tudás és a hotspot analízis is alátámasztotta. A hotspot analízisekkel meghatározott recens gócpontok közül a legerősebbek a mirigyes bálványfánál és zöld juharnál ugyanott voltak, mint az első előfordulások. A kései meggyénél és a nyugati ostorfánál azonban ezek részben az azonosított, illetve valószínűsíthető későbbi ültetéseknel körvonalazódtak. Azaz az előbbi két fafaj az első ismert előfordulásoknál, az utóbbi két fafaj pedig a későbbi telepítéseknél vált a legtömegesebbé – 80–90 év távlatában. Fontos eredmény volt, hogy a négy fafaj közel egyszerre, az ezredfordulón robbant be a területen. Az évtizedek során a fafajok gyakorisága ugyan valamelyest nőtt, de az üzemtervi adatok, s a helyi

tudás alapján kijelenthető, hogy az exponenciális ütemű terjedésekre csak az első (ismert) előfordulásuk után 60–70 évvel került sor. A helyi tudás alapján ennek háttérében a klímaváltozás, a vad- és erdőgazdálkodás gyors megváltozása állhat. Végül az eredmények (a második témával együtt) rávilágítottak arra is, hogy az inváziós fafajok erősen alulreprezentáltak a recens üzemtervi adatokban.

2017 és 2019 között a Kunadacsi-erdőben és a Peszéri-erdőben 450 db erdőrészletet (1415,1 ha) mértünk fel teljes területi fedésben, 25×25 m-es rácshálóval. Összesen 24 905 db, a rác által meghatározott 625 m^2 -es felmérési egységben történt adatgyűjtés. Ezek mindegyikében fafajonként két csoport szerint gyűjtöttük az abundancia adatokat. A $\text{dbh} \geq 5$ cm csoportba tartozó egyedeket számoltuk, s rögzítettük a csoporthoz tartozó átlagátmérőt, a $\text{dbh} < 5$ cm, és a magonc fázist túlélte vitális újulat számát pedig becsültük. A közel 100%-os felbontásban gyűjtött adatok jó lehetőséget biztosítottak arra, hogy szimulációkat végezhessek alacsonyabb mintavételi intenzitásokon, s összehasonlíthassam a kapott eredményeket a tényleges felmérés eredményeivel. A kérdéskört újra-mintavételezéses eljárással (500 ismétlés, visszatevéses) és térben egyenletes pontkiosztással vizsgáltam erdőrészlet, erdőtag és erdőtümb térléptékeken, a négy fafaj két átmérőosztálya szerint. A szimulált mintavételi intenzitások a 2%, 5%, 10%, 25% és 50% voltak – utóbbinál a térben feszített szituáció miatt kis eltéréssel. A hiba valószínűségeket 10%-os, 25%-os, 50%-os és 100%-os hibaküszöbök szerint osztályoztam. A legalább 100%-os hiba a már bizonyosan nem elfogadható mértékű hibát jelentette. Emellett meghatároztam a „nem talált” esetek gyakoriságát is. Végül Spearman korrelációval vizsgáltam az erdőrészlet és erdőtag térléptékeken tapasztalt hibavalószínűségek kapcsolatát a területmérettel, a frekvenciával és az abundanciával. Az erdőrészletekre és erdőtagokra kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyai alacsony ($\leq 10\%$) mintavételi intenzitások mellett csak nagyon magas hibával becsülhetők. Ugyanakkor még a 25%-os mintavételi intenzitás mellett is jelentős volt a becslési hiba, sőt az 50%-os mintavételi intenzitás sem mindig adott kielégítő eredményeket. A két erdőtümb léptékén a becslési hiba valószínűsége viszont már jelentősen lecsökkent. Mindezek alapján elmondható, hogy száz hektáros térléptéken már alacsonyabb mintavételi intenzitás mellett is jó közelítést adó adatok gyűjthetők, ugyanakkor az inváziós fafajok jelentősen aggregált térbeli előfordulását ezzel biztosan nem tudjuk közelíteni. A térben realiztikus előfordulási és tömegességi viszonyokat elsősorban az erdőrészletek térléptékén szükséges leírni, s ehhez csak nagyon magas, lehetőség szerint teljes területi fedésben megvalósuló felmérés szükséges. A becslési hiba tekintetében a fafajok között lényeges különbséget nem találtam, az esetleges eltérések leginkább a teljes területen belül értelmezett gyakoriságokból eredtek. Az erdőrészletek és erdőtagok léptékén a „nem talált” esetek gyakorisága általánosan magas volt, 2%-os mintavételi intenzitásnál elérte a 60–80%-ot. Ez alapján kijelenthető, hogy alacsony mintavételi intenzitások esetén magas valószínűséggel nemcsak az abundancia becslések lesznek rosszak, hanem még a fafajt sem fogjuk tudni kimutatni az adott térbeli egységből. A becslési hiba erdőrészlet és erdőtag léptékeken történő összevetése a területmérettel, frekvenciával és abundanciával az esetek többségében szignifikáns negatív eredményeket adott. Ezek a térléptékeken az utóbbi kettővel azonban sokkal erősebb korrelációk adódtak.

Az inváziós fafajok előfordulási és tömegességi viszonyait meghatározó tényezők közül a propagulumnyomást, a vegetációszerkezetet és a mirigyes bálványfa esetében egyes erdőgazdálkodói tevékenységeket vizsgáltam. A propagulumnyomással történő összevetéshez a teljes területi felmérés adatsorait használtam fel, a változót a $\text{dbh} \geq 5$ cm csoportban rögzített egyedszám és átlagátmérő szorzattal közelítettem. A függő változót a $\text{dbh} < 5$ cm csoportban rögzített egyedszámok adták. Az adatokat három térlépték (felmérési egységek, környező 8 és 24 felmérési egység, illetve ezek kombinációja) és három csoportosítás (teljes adatsor, 20 évnél

idősebb állományok, az 1990-es évek óta nem bolygatott állományok) szerint általánosított lineáris modellekkel elemeztem, összesen 60 különböző esetben. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a propagulumnyomás önmagában is meghatározza az újulat tömegességét, azonban a kapott alacsony értékek miatt bizonyos, hogy ebben más tényezőknek is fontos szerep jut. A térléptékekben azonosítható különbségek rámutattak arra, hogy a tömegességi viszonyokat elsősorban a legszűkebb környezet határozza meg. A csoportok közötti eltérések pedig a mirigyes bálványfa – zöld juhar, valamint a nyugati ostorfa – kései meggy fajpárosok közötti különbségekre világítottak rá.

A vegetációszerkezeti vizsgálatokat öt különböző, első körös kezelésekkel érintett állományfoltban, 563 db, 5×5 m-es kvadrátban végeztem 8 környezeti változóval. A függő változót az inváziós fafajok öt magasságosztályában számolt egyedszámok adták. Az adatokat leíró statisztikákkal és általánosított lineáris modellekkel elemeztem. Az eredmények alapján a legfontosabb, az inváziós fafajok terjedését akadályozó strukturális elemnek az alacsony cserjeszint (< 2 m) bizonyult. Meghatározó volt továbbá a lomb szint is, de általában kisebb jelentőséggel bírt. Érdekes eredmény volt – a négy fafaj közül leginkább árnyéktűrő – kései meggynél, hogy a lomb- és cserjeszintek a magassabb osztályokban pozitív hatással bírtak a tömegességre. Ennek hátterében mikroklimatikus okok állhatnak. A közeli lécek a mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa esetében bírtak pozitív magyarázó erővel. A sűrű, graminoidok alkotta lágyszárú szintnek negatív hatása volt a mirigyes bálványfára, ellenben pozitív a zöld juharra. Ez alapvetően annak összetételi különbségeire vezethető vissza. Az erős gyomosodás negatívan befolyásolta a nyugati ostorfa és kései meggy tömegességét – tekintettel a gyomok (és inváziós lágyszárúak) agresszív térfoglalására. Az inváziós fafajok kezelésekből kimaradt magtermő egyedei elsősorban a mirigyes bálványfánál és a kései meggynél bizonyultak fontosnak. Érdekes volt a fagyal dominálta foltok pozitív hatása a nyugati ostorfa újulatára. Erre több magyarázat (pl. védőhatás) is adható, de a jövőben vizsgálandó. Összességében az eredmények rávilágítottak arra, hogy a jól strukturált, természetközeli vegetációs körülmények között a fafajok terjedése lassabb, s ezek a foltok az előzőnölhetőség tekintetében stabilabbak.

A mirigyes bálványfa terjedése és az erdőgazdálkodás közötti kapcsolatokat a vágások előtti és utáni állapotok összevetésével, s a tuskópászták szerepén keresztül vizsgáltam. A fafaj a gyéritések és a tarvágások hatására is determinisztikus módon gyakoribbá és tömegesebbé vált. Ez a növekedés pedig szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontroll állományokban, s egyetlen vegetációs periódus alatt bekövetkező, több nagyságrendi változásokkal volt jellemezhető. Mivel egy erdőterületen a vágások folyamatosak, ellenben térben mozaikosan történnek, a terjedési dinamikára egy új fogalmat vezettem be: „exponenciális rotációs dinamika”. A mirigyes bálványfa a Peszéri-erdő összes olyan mesterségesen felújított állományában gyors terjedést mutatott, ahol tuskópászták kerültek kialakításra. Kimutattam, hogy a fafaj ezeken már néhány év alatt magot hoz, s megindul a visszaterjedése az intakt állományokba. Az eredmények alapján biztosan állítható, hogy a tuskópászták a fafaj terjedésének elsődleges forrásaként funkcionálnak.

A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa (vissza)terjedését, s magbankjuk viselkedését *in situ* kísérletben vizsgáltam egy, az 1990-es évek óta nem bolygatott állományban 2019–2022-ig, 12 db 625 m^2 -es kvadrátban a következő beállítások szerint: egyszeri kezelés, folyamatos kezelés pufferzóna nélkül, pufferzónával, valamint kontroll (3–3 ismétléssel). A kísérlet beállítása a fafajok teljes körű eltávolításával 2019 őszén történt. A következő három évben az adatokat centrális elrendezésben, kvadrátonként 9 parcellában gyűjtöttük. A függő változót a két fafaj öt magasságosztályába tartozó egyedszámok adták. A beállítást leíró változók mellett 13 környezeti magyarázó változót is rögzítettem, valamint kiegészítő vizsgálatot végeztem a mortalitásra és a lágyszárú szintre. Az adatokat leíró statisztikákkal és általánosított lineáris, illetve kevert modellekkel elemeztem. Az eredmények alapján elmondható, hogy a két fafaj (vissza)terjedése

között éles különbségek tapasztalhatók. A mirigyes bálványfa a kezelések jelentette bolygatásokra a magbank berobbanásával válaszolt, a nyugati ostorfa időben kiegyenlített magbank expressziót mutatott. Az egyszer kezelt kvadrátokban és a kiegészítő vizsgálatban 2022-re viszont az egyedszámok között alig volt érdemi különbség, ami rámutatott a mirigyes bálványfa jelentős mértékű természetes mortalitására. Ez fontos üzenetet képvisel kezelői szempontokból is. A folyamatos kezelések helyett érdemes az első, teljes körű kezelések után akár 5(-10) évet várni, s hagyni, hogy a magbank aktiválódjon. A kezelések költsége ezzel nagyban csökkenthető lenne. Ugyanakkor az egyszer kezelt kvadrátokban a mirigyes bálványfa a három év alatt tömegesebb lett, mint a kezelések előtt. A kontroll kvadrátokban viszont egyik fafaj tömegessége sem változott érdemben, ami szintén rámutat arra, hogy inváziójuk nagyban függ a bolygatástól. Ezek alapján kijelenthető, hogy ha elkezdjük a kezeléseket, akkor vállalnunk kell a sok évig tartó utókezeléseket is, máskülönben sokkal rosszabb állapotokat is előidézhetünk, mint ha nem csináltunk volna semmit. Az alkalmazott 25 m-es puffer bizonyosan nem elegendő, ellenben mindkét fafajnál jobb eredmények születtek a kezelt környezettel bíró kvadrátoknál. Ez jól referál a propagulumnyomás vizsgálatoknál tapasztaltakra is. Mindkét fafaj tömegességi viszonyaira a beállításnak volt a legnagyobb magyarázó ereje. Mindkét fafajnál meghatározó volt a záródáshiány, illetve a bálványfa jelenléte (kontroll). Utóbbi a saját újulatnál pozitív, a nyugati ostorfa újulatánál negatív hatással bírt, ami rámutat a fafaj erős allelopátiájára. A propagulumnyomás csak a bálványfánál került be a legjobb modellbe, a légyszárú szint is csak a mirigyes bálványfa újulására volt negatív hatással (kiegészítő vizsgálat). Szintén fontos eredmény jelentkezett az avarnál, amelynek vastagsága mindkét fafajnál hatással bírt. A bálványfánál ez erősen negatív, a nyugati ostorfánál kisebb mértékben pozitív volt. Ellenben utóbbinál a tölgy és a hegyi juhar állományszintű jelenlétének volt negatív hatása. Ezek az eredmények összességükben megerősítették a korábbiakban írt állítást, ami szerint a természetközeli állapotú erdők ellenállóbbak a fafajok inváziójával szemben. A négy inváziós fafaj visszaszorítását célzó törekvéseket tehát közvetetten az erdőállapot javítása is nagyban segítheti, ez pedig mind az erdőgazdálkodás, mind a természetvédelem közös érdeke kell, hogy legyen.

9. Summary

Biological invasions are now an inevitable problem in nature conservation, health and many economic and maintenance sectors. However, the truly significant negative impacts can only be traced back to a small proportion of the introduced species. What these species have in common is that they start to spread exponentially (at some point) after the first introductions, and in the process become so widespread over such a large area and in such a short time that they exceed the limits of human control. However, on a small scale and with case-by-case optimisation, certain groups of invasive species, such as tree species, can be managed. The effectiveness and durability of control efforts will be determined not only by the methods currently used, but also by what we know about the past and present of these species and the factors that influence their spread. This study aims to provide new knowledge on four invasive tree species, the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*), the Common Hackberry (*Celtis occidentalis*), the Black Cherry (*Prunus serotina*) and the Boxelder (*Acer negundo*), which will help to improve the effectiveness of control measures. The research was carried out in the forest-steppe forests of Felső-Kiskunság (Central Hungary), especially in the Peszér-forest, so the results may be of importance for the conservation of similar lowland forests, but some conclusions may also be relevant for a wider perspective. The research can be divided into four topics: 1.) reconstructing the history of the spread of the tree species; 2.) the difficulties of field surveys, with special emphasis on sampling intensity; 3.) the effects of explanatory variables, such as propagule pressure, vegetation environment and forest management activities on the spread of the tree species; 4.) management options of *A. altissima* and *C. occidentalis* under different conditions in *in situ* experiments.

I have used a combination of six methods to explore the spread of the four tree species from a historical perspective. These were: 1) literature research; 2) processing of archived and recent forestry data; 3) processing of data collected through a full-cover field survey and additional field surveys; 4) identification and sampling of the oldest tree individuals, tree ring counts; 5) hotspot analyses; 6) collecting local knowledge. The results show that all six methods provided essential information on an individual basis, but in fact their combined use was necessary to identify key features of the spread. This combined method can be applied to any forest in Hungary. In the Peszér-forest, the first occurrences of the four tree species were identified with a high degree of accuracy, most notably at the northern forestry house and its surroundings (e.g. experimental forest, former nursery). Only for *P. serotina* was there any definite data on the first occurrence, but for the other three species it is likely that they were already present in the area by the late 1930s at the latest. Based on the circumstances of the first occurrences, accidental introduction can be excluded with a high probability, i.e. the first introduction of the species was by man. The first occurrences and dates were determined from the literature for *A. altissima* and *P. serotina*, from counts of the annual rings of old trees for *C. occidentalis* and from forestry records for *A. negundo*. *C. occidentalis* and *P. serotina* were found to have been planted sporadically until the 1990s. In addition to field data, this was supported by local knowledge and hotspot analysis. Among the recurrent hotspots identified by hotspot analyses, the strongest were in the same locations as the first occurrences of *A. altissima* and *A. negundo*. However, for *C. occidentalis* and *P. serotina*, these were partly delineated at the identified or probable later plantings. That is, the former two species became most abundant at their first known occurrences and the latter two species at subsequent plantings – 80–90 years later. An important finding was that the four tree species exploded in the area at nearly the same time, at the turn of the millennium. Although the abundance of the tree species has increased somewhat over the decades, plantation data and local knowledge suggest that their exponential expansion did not occur until 60–70 years after their first (known) occurrences. Local knowledge suggested that this may be due to climate change and rapid changes

in game and forest management. Finally, the results (together with the second topic) have also highlighted that invasive tree species are highly under-represented in recent forestry data. Between 2017–2019, 450 forest subcompartments (1415.1 ha) of Kunadacs-forest and Peszér-forest were surveyed in a 25×25 m grid aiming full-coverage. Data were collected in 24 905 survey units (625 m²), defined by the grid. In each of these, abundance data were recorded in two groups per tree species. Specimens belonging to the group $\text{dbh} \geq 5$ cm were counted, besides, the mean diameter of the group was recorded, and the abundance was estimated for specimens with $\text{dbh} < 5$ cm that survived the seedling stage (saplings). The data collected at nearly 100% resolution provided a good opportunity to perform simulations at lower sampling intensities and to compare the results with the full-cover survey results. I investigated the topic using a re-sampling procedure (500 replicates, back-sampling) and a spatially uniform approach at forest subcompartment, forest compartment and forest block spatial scales, according to the two diameter classes of the four tree species. The simulated sampling intensities were 2%, 5%, 10%, 25% and 50% – the latter with a slight variation due to the spatially-stretched situation. Error probabilities were classified according to error thresholds of 10%, 25%, 50% and 100%. An error of 100% or more was considered to be an error of a level that was certainly no longer acceptable. I also determined the frequency of "not found" cases. Finally, I used Spearman correlation to examine the relationship of the error probabilities at the forest subcompartment and forest compartment spatial scales with area size, frequency and abundance. The results obtained for the subcompartments and compartments indicated that the abundance of invasive tree species can only be estimated with very high error rates at low sampling intensities ($\leq 10\%$). However, even at sampling intensities of 25% the estimation error was significantly high, and even sampling intensities of 50% did not always give sufficient results. At the scale of the two forest blocks, however, the probability of estimation error was significantly reduced. Based on this, it can be stated that good approximation data can be collected at lower sampling intensities at the scale of 100 ha, but it is certainly not possible to approximate the significantly aggregated spatial occurrence of invasive tree species. Spatially realistic occurrence and abundance patterns need to be described primarily at the spatial scale of subcompartments, and only very high spatial coverage, preferably full-coverage is required. No significant differences were found between tree species in terms of estimation error, with any differences being mainly due to the interpreted frequencies within the total area. At the scale subcompartments and compartments, the frequency of 'not found' cases was generally high, reaching 60–80% at a sampling intensity of 2%. This suggests that at low sampling intensities, it is highly possible that not only will abundance estimates be poor, but that we will not even be able to detect the species in the spatial unit. Comparison of the estimation error at subcompartments and compartments scales with area size, frequency and abundance gave significant negative results in most cases. At these scales, however, much stronger correlations were obtained with the latter two.

Among the factors that determine the occurrence and abundance of invasive tree species, I investigated propagule pressure, vegetation structure and, in the case of *A. altissima*, certain silvicultural activities. For the comparison with propagule pressure, I used the data from the full-cover survey, and approximated the variable by the product of the number of individuals and the mean diameter recorded in the $\text{dbh} \geq 5$ cm group. The dependent variable was the number of individuals recorded in the $\text{dbh} < 5$ cm group. The data were analysed using generalized linear models by three spatial scales (survey units, surrounding 8 and 24 survey units, or a combination of these) and three groupings (complete dataset, stands older than 20 years, stands not disturbed since the 1990s), for a total of 60 different cases. The results suggest that propagule pressure alone determines the abundance of the saplings, but the low values obtained suggest that other factors play an important role as well. The differences in the spatial scales indicated that the abundances

are mainly determined by the closest environment. Differences between the groups revealed similarities between the species pairs of *A. altissima* – *A. negundo* and *C. occidentalis* – *P. serotina*.

The vegetation structure studies were carried out in five different stands previously affected by first-round treatments, in 563 individual 5×5 m quadrats with 8 environmental variables. The dependent variable was the number of saplings counted in five height classes of the invasive tree species. Data were analyzed using descriptive statistics and generalized linear models. The results showed that the most important structural element limiting the spread of the invasive tree species was low shrub layer (< 2 m). Canopy cover was also a significant factor, but was generally less important. An interesting finding for *P. serotina*, the most shade-tolerant of the four species, was that canopy and shrub cover had a positive effect on its abundance in the higher height classes. This may be due to microclimatic reasons. The nearby gaps had a positive explanatory power in the case of *A. altissima* and *C. occidentalis*. The dense layer of graminoids had a negative effect on *A. altissima* but a positive effect on *A. negundo*. This can be explained by the compositional differences of the layer. Dense layer of weeds had a negative effect on the abundance of *C. occidentalis* and *P. serotina*, given the aggressive occupation of space by weeds (and invasive herbaceous species). Seed-bearing individuals of invasive tree species that were not included in the treatments were found to be important mainly for glandular holly and late cherry. The positive effect of the Common Privet (*Ligustrum vulgare*) dominated patches on *C. occidentalis* was also interesting. Several explanations (e.g. protective effect) could be given for this, but should be investigated in the future. Overall, the results showed that in more structured, natural vegetation conditions, the spread of the tree species is slower and these patches are more stable in terms of invasibility.

I investigated the relationship between the spread of *A. altissima* and forest management by comparing the pre- and post-cut conditions and assessing the role of stump deposits. Both thinnings and clear-cuttings had a significantly positive effect on the frequency and abundance of the tree species. This increase was significantly greater than in the control stands and was characterised by changes of several orders of magnitude during a single growing season. Since cuts in a forest area are continuous, but spatially mosaic, I introduced a new concept for the spreading dynamics: „exponential rotational dynamics”. I also demonstrated that seed production of *A. altissima* starts very early in all artificially reforested stands of the Peszér-forest where stump deposits were established, therefore the spread back to the intact stands happens within a few years. The results indicate with certainty that the stump deposits are among the primary sources of the species' spread.

I investigated how *A. altissima* and *C. occidentalis* spread back after treatments and also their seed bank behaviour in an *in situ* experiment in a stand that has not been disturbed since the 1990s. The research was carried out from 2019 to 2022, in 12 quadrats of 625 m², according to the following settings: single treatment, continuous treatment without buffer zone, with buffer zone, and control (3–3 replicates). The experiment was set up with complete removal of all tree species in autumn 2019. For the next three years, data were collected in a central arrangement with 9 plots per quadrat. The dependent variable was the number of individuals counted in five height classes of the two tree species. In addition to the variables describing the setting, 13 environmental explanatory variables were recorded, and additional analyses were performed for mortality and herb layer. Data were analysed using descriptive statistics and generalised linear and mixed models. The results showed that there are sharp differences in the (re)spreading process between the two tree species. *A. altissima* responded to the disturbances of the treatments with a burst of its seed bank, whilst *C. occidentalis* showed a balanced seed bank expression during the years. However, in the once-treated quadrats and in the supplementary study, there was little significant

difference in the number of individuals by 2022, indicating a significant natural mortality of *A. altissima*. This can also be an important message regarding management. Instead of continuous treatments, it is worth waiting up to 5(-10) years after the first full-scale treatments and allowing the seed bank to activate. This would greatly reduce the cost of treatments. However, in the once-treated quadrats, *A. altissima* has become more abundant by 2022 than it was before the treatments. In the control quadrats, on the other hand, the abundances of the tree species did not change significantly, which indicates the disturbance dependency of their invasion. These results suggest that if we start treatments, we should also undertake many years of follow-up treatments, otherwise we could end up with much worse conditions than if we had done nothing. The 25 m buffer applied is certainly not sufficient, but better results were obtained for both species in quadrats with treated surroundings. This reflects well the results of the investigations on propagule pressure. For both tree species, the setting had the greatest explanatory power on the abundance patterns. For both species, the canopy openness and the presence of grown-up *A. altissima* individuals (control) was also determining. The latter had a positive effect on its sapling numbers, but a negative effect on the saplings of *C. occidentalis*, indicating a strong allelopathy of *A. altissima*. Propagule pressure appeared only in the best model for *A. altissima*, and the herb layer had a negative effect only on the regeneration of *A. altissima*. Another important result was the significant effect of the leaf-litter on both tree species. It was strongly negative for *A. altissima* and to a lesser extent positive for *C. occidentalis*. In contrast, the presence of the Pedunculate Oak (*Quercus robur*) and the Sycamore Maple (*Acer pseudoplatanus*) at stand level had a negative effect on the abundances of *C. occidentalis*. Taken together, these results confirmed the previous statement that forest-steppe forests with semi-natural conditions are more resistant to the invasion of the investigated tree species. Efforts to reduce the invasions of the four invasive tree species can therefore be greatly facilitated by improving the forest state in itself, and that must be a mutual interest of both forest management and nature conservation.

10. Szakirodalmi források

- Abafi-Aigner, L. (1902). Peszéri kirándulásaim. *Rovartani lapok* 9 (4):75–82.
- Abbas, S., Peng, Q., Wong, M.S., Li, Z., Wang, J., Ng, K.T.K., Kwok, C.Y.T., and Hui, K.K.W. (2021). Characterizing and classifying urban tree species using bi-monthly terrestrial hyperspectral images in Hong Kong. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 177:204–216. doi:10.1016/j.isprsjprs.2021.05.003.
- Abrahamson, I.L., Nelson, C.R., and Affleck, D.L.R. (2011). Assessing the performance of sampling designs for measuring the abundance of understory plants. *Ecological Applications* 21 (2):452–464. doi:10.1890/09-2296.1.
- Aikio, S., Duncan, R.P., and Hulme, P.E. (2010). Lag-phases in alien plant invasions: separating the facts from the artefacts. *Oikos* 119 (2):370–378. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.17963.x.
- Akaike, H. (1974). A New Look at the Statistical Model Identification., in *Selected Papers of Hirotugu Akaike, Springer Series in Statistics, E. Parzen, K. Tanabe, G. Kitagawa, eds*, Springer New York, New York, NY, pp. 215–222.
- Albertson, F.W. and Weaver, J.E. (1945). Injury and death or recovery of trees in prairie climate. *Ecological Monographs* 15:393–433.
- Alexander, K. (2020). Too Little, Too Late: A History of Invasive Species Laws. *Water Log* 40 (1):3–7.
- Allan, J.R., Venter, O., and Watson, J.E.M. (2017). Temporally inter-comparable maps of terrestrial wilderness and the Last of the Wild. *Sci Data* 4 (1):170187. doi:10.1038/sdata.2017.187.
- Alonzo, M., Bookhagen, B., and Roberts, D.A. (2014). Urban tree species mapping using hyperspectral and lidar data fusion. *Remote Sensing of Environment* 148:70–83. doi:10.1016/j.rse.2014.03.018.
- Alpert, P., Bone, E., and Holzzapfel, C. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3 (1):52–66. doi:10.1078/1433-8319-00004.
- Andrew, M. and Ustin, S. (2008). The role of environmental context in mapping invasive plants with hyperspectral image data. *Remote Sensing of Environment* 112 (12):4301–4317. doi:10.1016/j.rse.2008.07.016.
- Antunes, P.M. and Schamp, B. (2017). Constructing Standard Invasion Curves from Herbarium Data—Toward Increased Predictability of Plant Invasions. *Invasive plant sci. manag.* 10 (4):293–303. doi:10.1017/imp.2017.38.
- Arrhenius, O. (1921). Species and Area. *The Journal of Ecology* 9 (1):95. doi:10.2307/2255763.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Kennedy-Bowdoin, T., Jones, M.O., Martin, R.E., Boardman, J., and Hughes, R.F. (2008). Invasive species detection in Hawaiian rainforests using airborne imaging spectroscopy and LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 112 (5):1942–1955. doi:10.1016/j.rse.2007.11.016.
- Atsatt, P.R. and O’dowd, D.J. (1976). Plant defense guilds. *Science* 193 (4247):24–29. doi:10.1126/science.193.4247.24.
- Attiwill, P.M. (1994). The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63 (2–3):247–300. doi:10.1016/0378-1127(94)90114-7.
- Auclair, A.N. and Cottam, G. (1971). Dynamics of Black Cherry (*Prunus serotina* Erhr.) in Southern Wisconsin Oak Forests. *Ecological Monographs* 41 (2):153–177. doi:10.2307/1942389.
- Azovsky, A.I. (2011). Species-area and species-sampling effort relationships: disentangling the effects. *Ecography* 34 (1):18–30. doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06288.x.
- Babos, I. (1958). Szemelvények a homoki akácok termőhelyvizsgálati eredményeiből. *Az MTA Agrártudományok Osztályának Közleményei* 3–4:381–398.

- Babos, I. (1954). Hozzászólások. *A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának Közleményei* 4 (1–2):83–86.
- Bączek, P. and Halarewicz, A. (2019). Effect of Black Cherry (*Prunus serotina*) Litter Extracts on Germination and Growth of Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Seedlings. *Polish Journal of Ecology* 67 (2):137. doi:10.3161/15052249PJE2019.67.2.004.
- Bączek, P., Halarewicz, A., Pruchniewicz, D., Podlaska, M., and Kawałko, D. (2023). Soil Properties of Fallow Land Invaded by Black Cherry (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.). *Agriculture* 13 (11):2148. doi:10.3390/agriculture13112148.
- Badalamenti, E., Barone, E., and La Mantia, T. (2015). Seasonal effects on mortality rates and resprouting of stems treated with glyphosate in the invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). *Arboricultural Journal* 37 (3):180–195. doi:10.1080/03071375.2015.1112163.
- Bagella, Simonetta and Bagella, Stefania (2023). What can historical floristic data tell us? A case study from Sardinia (Italy). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 1–7. doi:10.1080/11263504.2023.2271459.
- Baker, F.S. (1949). A Revised Tolerance Table. *Journal of Forestry* 47 (3):179–181.
- Baker, H.G. (1965). Characteristics and modes of origin of weeds., in *The Genetics of Colonizing Species*, H.G. Baker, G.L. Stebbins, eds, Academic Press, New York, pp. 147–168.
- Bakó, G. (2019). Nagy terepi felbontású és frekvenciájú légi felmérésen alapuló monitoring-hálózat kiépítési módszertana. *TL* 17 (1):61–74. doi:10.56617/tl.3465.
- Bakó, G. (2018). Az özönnövények feltérképezése a beavatkozás megtervezéséhez és precíziós kivitelezéséhez., in *Természetvédelem És Kutatás a Turjánvidék Északi Részén*, Rosalia, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 21–29.
- Bálint, Z. and Katona, G. (2013). Notes on the Hungarian populations of *Melanargia russiae* (Esper, 1783) extinct since a hundred years (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 105:179–198.
- Bárta, V., Hanuš, J., Dobrovolný, L., and Homolová, L. (2022). Comparison of field survey and remote sensing techniques for detection of bark beetle-infested trees. *Forest Ecology and Management* 506:119984. doi:10.1016/j.foreco.2021.119984.
- Bartha, D. (2020). Fekete Lista. Magyarország inváziós fa- és cserjefajai. / Black List. Invasive tree and shrub species of Hungary. * Szürke Lista. Magyarország potenciálisan inváziós fa- és cserjefajai. / Grey List. Potentially invasive tree and shrub species of Hungary. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron.
- Bartha, D. and Csiszár, Á. (2006). Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.), in *Biológiai Inváziók Magyarországon. Özönnövények II.*, Z. Botta-Dukát, B. Mihály, eds, Line & More Kft., Budapest, pp. 361–374.
- Bartha, D., Király, G., Schmidt, D., Tiborcz, V., Barina, Z., Csiky, J., Jakab, G., Lesku, B., Schmotzer, A., Vidéki, R., Vojtkó, A., and Zólyomi, S. (2015). Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza. Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 329 pp.
- Bartosságh, J. (1841). Beobachtungen und Erfahrungen über den Götterbaum (*Ailanthus glandulosa* L.). Gyurián und Bagó, Ofen, 47 pp.
- Basiri, R., Moradi, M., Kiani, B., and Maasumi Babaarabi, M. (2018). Evaluation of distance methods for estimating population density in *Populus euphratica* Olivier natural stands (case study: Maroon riparian forests, Iran). *J. For. Sci.* 64 (5):230–244. doi:10.17221/146/2017-JFS.
- Bennett, N.J., Roth, R., Klain, S.C., Chan, K.M.A., Clark, D.A., Cullman, G., Epstein, G., Nelson, M.P., Stedman, R., Teel, T.L., Thomas, R.E.W., Wyborn, C., Curran, D., Greenberg, A., Sandlos, J., and Veríssimo, D. (2017). Mainstreaming the social sciences in conservation. *Conservation Biology* 31 (1):56–66. doi:10.1111/cobi.12788.
- Berlanger, I. and Powelson, M.L. (2000). Verticillium wilt. *The Plant Health Instructor. Online. Updated 2005.* doi:10.1094/PHI-I-2000-0801-01.

- Berta, F. (1959). Néhány adat a pusztavacsi erdészet nemenyártelepítéseiről. *Az Erdő* 8 (4):144–148.
- Bidló, A. and Faragó, S. (1991). Exótatelepítések a Duna-Tisza közti homokterületen. *Erdészeti lapok* 124 (5):143–144.
- Bindewald, A., Brundu, G., Schueler, S., Starfinger, U., Bauhus, J., and Lapin, K. (2021). Site-specific risk assessment enables trade-off analysis of non-native tree species in European forests. *Ecology and Evolution* 11 (24):18089–18110. doi:10.1002/ece3.8407.
- Binggeli, P. (1996). A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science* 7 (1):121–124. doi:10.2307/3236424.
- Biró, M., Czucz, B., Horváth, F., Révész, A., Csatári, B., and Molnár, Z. (2013). Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecol* 28 (5):789–803. doi:10.1007/s10980-012-9818-0.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., and Richardson, D.M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26 (7):333–339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023.
- Blair, A.C. and Hufbauer, R.A. (2010). Hybridization and invasion: one of North America's most devastating invasive plants shows evidence for a history of interspecific hybridization. *Evolutionary Applications* 3 (1):40–51. doi:10.1111/j.1752-4571.2009.00097.x.
- Blauhausch, W. (1846). Forst-Karte über den zur k. k. Familie Herrschaft Peszérer Wald [S 168 - No. 41. Kunpeszér (Pest m., ma Bács-Kiskun m.)], 1:5680. Kéziratós térkép. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Blom, C.W.P.M. and Voesenek, L.A.C.J. (1996). Flooding: the survival strategies of plants. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (7):290–295. doi:10.1016/0169-5347(96)10034-3.
- Boakes, E.H., Gliozzo, G., Seymour, V., Harvey, M., Smith, C., Roy, D.B., and Haklay, M. (2016). Patterns of contribution to citizen science biodiversity projects increase understanding of volunteers' recording behaviour. *Sci Rep* 6 (1):33051. doi:10.1038/srep33051.
- Bolch, E.A., Santos, M.J., Ade, C., Khanna, S., Basinger, N.T., Reader, M.O., and Hestir, E.L. (2020). Remote Detection of Invasive Alien Species., in *Remote Sensing of Plant Biodiversity*, J. Cavender-Bares, J.A. Gamon, P.A. Townsend, eds, Springer International Publishing, Cham, pp. 267–307.
- Bölöni, J., Molnár, Z., and Kun, A. (Eds.) (2011). Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója; ÁNÉR 2011. MTA, Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 439 pp.
- Bonnamour, A., Gippet, J.M.W., and Bertelsmeier, C. (2021). Insect and plant invasions follow two waves of globalisation. *Ecology Letters* 24 (11):2418–2426. doi:10.1111/ele.13863.
- Boring, L.R. and Swank, W.T. (1984). The role of Black Locust (*Robinia pseudoacacia*) in forest succession. *Journal of Ecology* 72:749–766.
- Botella, C., Bonnet, P., Hui, C., Joly, A., and Richardson, D.M. (2022). Dynamic Species Distribution Modeling Reveals the Pivotal Role of Human-Mediated Long-Distance Dispersal in Plant Invasion. *Biology* 11 (9):1293. doi:10.3390/biology11091293.
- Botta-Dukát, Z. (2004). A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás., in *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények*, B. Mihály, Z. Botta-Dukát, eds, Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 14–33.
- Botta-Dukát, Z. and Balogh, L. (Eds.) (2008). The most important invasive plants in Hungary. HAS IEB, 255 pp, Vácrátót.
- Botta-Dukát, Z., Balogh, L., Szigetvári, C., Bagi, I., Dancza, I., and Udvardy, L. (2004). A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definícióikra., in *Biológiai Inváziók Magyarországon. Özönnövények I., KvVM TvH Tanulmánykötetei*, B. Mihály, Z. Botta-Dukát, eds, Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 35–60.
- Botta-Dukát, Z. and Mihály, B. (Eds.) (2006). Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. Line & More Kft., Budapest, 412 pp.

- Boucault, J. (2009). Influence de la macrofaune (mammifères, oiseaux, insectes) sur la dynamique invasive du cerisier tardif (*Prunus serotina* Ehrh.) en système forestier tempéré. [Impact of mammals, birds, and insects on the invasion dynamics of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in temperate woodlands] (in French). MSc Thesis. Université de Picardie Jules Verne, Amiens, France.
- Bouchard, E.H., Little, L.E., Miller, C.M.L., Rundell, S.M., Vlodayer, E.M., and Maciejewski, K. (2015). Undeclared baggage: Do tourists act as vectors for seed dispersal in fynbos protected areas? *Koedoe* 57 (1):9 pages. doi:10.4102/koedoe.v57i1.1323.
- Bradley, B.A. (2014). Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. *Biol Invasions* 16 (7):1411–1425. doi:10.1007/s10530-013-0578-9.
- Bradshaw, C.J.A., Giam, X., and Sodhi, N.S. (2010). Evaluating the Relative Environmental Impact of Countries. *PLoS ONE* 5 (5):e10440. doi:10.1371/journal.pone.0010440.
- Brandt, M., Tucker, C.J., Kariryaa, A., Rasmussen, K., Abel, C., Small, J., Chave, J., Rasmussen, L.V., Hiernaux, P., Diouf, A.A., Kergoat, L., Mertz, O., Igel, C., Gieseke, F., Schöning, J., Li, S., Melocik, K., Meyer, J., Sinno, S., Romero, E., Glennie, E., Montagu, A., Dendoncker, M., and Fensholt, R. (2020). An unexpectedly large count of trees in the West African Sahara and Sahel. *Nature* 587 (7832):78–82. doi:10.1038/s41586-020-2824-5.
- Braun, M., Schindler, S., and Essl, F. (2016). Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *Journal for Nature Conservation* 33:48–57. doi:10.1016/j.jnc.2016.07.002.
- Braun-Blanquet, J. (1932). Plant Sociology. McGraw-Hill Book Company, New York, 439 pp.
- Braun-Blanquet, J. (1913). Die Vegetationsverhältnisse der Schneestufe in den Ratsch-Lepontischen Alpen. *Neue Denkschr. schw. naturf. Ges* 48 (1).
- Brawn, J.D., Elder, W.H., and Evans, K.E. (1982). Winter Foraging by Cavity Nesting Birds in an Oak-Hickory Forest. *Wildlife Society Bulletin* 10 (3):271–275.
- Bright, C. (1999). Invasive Species: Pathogens of Globalization. *Foreign Policy* 116:50–64. doi:10.2307/1149643.
- Briscoe Runquist, R.D., Lake, T., Tiffin, P., and Moeller, D.A. (2019). Species distribution models throughout the invasion history of Palmer amaranth predict regions at risk of future invasion and reveal challenges with modeling rapidly shifting geographic ranges. *Sci Rep* 9 (1):2426. doi:10.1038/s41598-018-38054-9.
- Britton-Simmons, K.H. and Abbott, K.C. (2008). Short- and long-term effects of disturbance and propagule pressure on a biological invasion. *Journal of Ecology* 96 (1):68–77. doi:10.1111/j.1365-2745.2007.01319.x.
- Brooks, R.K., Barney, J.N., and Salom, S.M. (2021). The invasive tree, *Ailanthus altissima*, impacts understory nativity, not seedbank nativity. *Forest Ecology and Management* 489:119025. doi:10.1016/j.foreco.2021.119025.
- Brozdowski, J., Waliszewska, B., Gacnik, S., Hudina, M., Veberic, R., and Mikulic-Petkovsek, M. (2021). Phenolic composition of leaf and flower extracts of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Annals of Forest Science* 78 (3):66. doi:10.1007/s13595-021-01089-6.
- Brundu, G. and Richardson, D.M. (2016). Planted forests and invasive alien trees in Europe: A Code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NB* 30:5–47. doi:10.3897/neobiota.30.7015.
- Brus, R., Pötzelsberger, E., Lapin, K., Brundu, G., Orazio, C., Straigyte, L., and Hasenauer, H. (2019). Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34 (7):533–544. doi:10.1080/02827581.2019.1676464.
- Burch, P.L. and Zedaker, S.M. (2003). Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *Journal of Arboriculture* 29:18–24.

- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. (Eds.) (2002). Basic Use of the Information-Theoretic Approach., in *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, Springer New York, New York, NY, pp. 98–148.
- Byrne, D., Scheben, A., Scott, J.K., Webber, B.L., Batchelor, K.L., Severn-Ellis, A.A., Gooden, B., and Bell, K.L. (2022). Genomics reveals the history of a complex plant invasion and improves the management of a biological invasion from the South AFRICAN–AUSTRALIAN biotic exchange. *Ecology and Evolution* 12 (8). doi:10.1002/ece3.9179.
- Byun, C., De Blois, S., and Brisson, J. (2018). Management of invasive plants through ecological resistance. *Biol Invasions* 20 (1):13–27. doi:10.1007/s10530-017-1529-7.
- CABI (2022). *Acer negundo* (box elder). CABI Compendium. 10.1079/cabicompendium.2862, <http://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.2862>.
- Caley, P., Groves, R.H., and Barker, R. (2007). Estimating the invasion success of introduced plants: Estimating invasion success. *Diversity and Distributions* 14 (2):196–203. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00440.x.
- Call, L.J. and Nilson, E. (2003). Analysis of spatial patterns and spatial association between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). *American Midland Naturalist* 150:1–14.
- Callaghan, C.T., Bowler, D.E., Blowes, S.A., Chase, J.M., Lyons, M.B., and Pereira, H.M. (2022). Quantifying effort needed to estimate species diversity from citizen science data. *Ecosphere* 13 (4):e3966. doi:10.1002/ecs2.3966.
- Campagnaro, T., Brundu, G., Burrascano, S., Celesti-Grapow, L., La Mantia, T., Sitzia, T., and Badalamenti, E. (2022). Tree invasions in Italian forests. *Forest Ecology and Management* 521:120382. doi:10.1016/j.foreco.2022.120382.
- Campagnaro, T., Brundu, G., and Sitzia, T. (2018). Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. *Journal for Nature Conservation* 43:227–238. doi:10.1016/j.jnc.2017.07.007.
- Campbell, S.E. and Simberloff, D. (2022). Forty years of invasion research: more papers, more collaboration...bigger impact? *NB* 75:57–77. doi:10.3897/neobiota.75.86949.
- Carter, W. and Fredericksen, T. (2007). Tree seedling and sapling density and deer browsing incidence on recently logged and mature non-industrial private forestlands in Virginia, USA. *Forest Ecology and Management* 242:671–677. doi:10.1016/j.foreco.2007.01.086.
- Casella, F. and Vurro, M. (2013). *Ailanthus altissima* (tree of heaven): Spread and harmfulness in a case-study urban area. *null* 35 (3):172–181. doi:10.1080/03071375.2013.852352.
- Castro, S.A., Escobedo, V.M., Aranda, J., and Carvallo, G.O. (2014). Evaluating Darwin’s Naturalization Hypothesis in Experimental Plant Assemblages: Phylogenetic Relationships Do Not Determine Colonization Success. *PLoS ONE* 9 (8):e105535. doi:10.1371/journal.pone.0105535.
- Catford, J.A., Jansson, R., and Nilsson, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15 (1):22–40. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x.
- Catford, J.A., Vesik, P.A., Richardson, D.M., and Pyšek, P. (2012). Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biology* 18 (1):44–62. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02549.x.
- Chabrierie, O., Verheyen, K., Saguez, R., and Decocq, G. (2008). Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity, and American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasion in a European temperate forest. *Diversity and Distributions* 14 (2):204–212. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00453.x.
- Chong, K.Y., Raphael, M.B., Carrasco, L.R., Yee, A.T.K., Giam, X., Yap, V.B., and Tan, H.T.W. (2017). Reconstructing the invasion history of a spreading, non-native, tropical tree through a snapshot of current distribution, sizes, and growth rates. *Plant Ecol* 218 (6):673–685. doi:10.1007/s11258-017-0720-3.

- Chytrý, M., Maskell, L.C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X., and Smart, S.M. (2007). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45 (2):448–458. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I., and Danihelka, L. (2005). Invasions by alien plants in the Czech Republic: A quantitative assessment across habitats. *Preslia* 77:339–354.
- Cielo-Filho, R., Gneri, M., and Martins, F. (2011). Sampling precision and variability of tree species abundance ranks in a semideciduous Atlantic forest fragment. *Community Ecology* 12 (2):188–195. doi:10.1556/ComEc.12.2011.2.6.
- Cielo-Filho, R., Gneri, M.A., and Martins, F.R. (2009). Sampling effort and factors influencing the precision of estimates of tree species abundance in a tropical forest stand. *phyto* 39 (4):377–388. doi:10.1127/0340-269X/2009/0039-0377.
- Closset-Kopp, D., Chabrerie, O., Valentin, B., Delachapelle, H., and Decocq, G. (2007). When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in r/K-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? *Forest Ecology and Management* 247 (1–3):120–130. doi:10.1016/j.foreco.2007.04.023.
- Colautti, R.I., Grigorovich, I.A., and MacIsaac, H.J. (2006). Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biol Invasions* 8 (5):1023–1037. doi:10.1007/s10530-005-3735-y.
- Colautti, R.I. and MacIsaac, H.J. (2004). A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions* 10 (2):135–141. doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00061.x.
- Constán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E., and Lledó, M.J. (2010). Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management* 260 (6):1058–1064. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.030.
- Couch, C., Peterson, J., and Heimowitz, P. (2023). Evaluating the institutional and ecological effects of invasive species prevention policy: a case study from the U.S. Fish and Wildlife Service. *MBI* 14 (2):269–288. doi:10.3391/mbi.2023.14.2.06.
- Coutts, S.R., Helmstedt, K.J., and Bennett, J.R. (2018). Invasion lags: The stories we tell ourselves and our inability to infer process from pattern. *Divers Distrib* 24 (2):244–251. doi:10.1111/ddi.12669.
- Cram, W.H. (1983). Maturity and Viability of Boxelder Maple Seeds. *Tree Planter's Notes* 34 (2):36–37.
- Crawford, P.H.C. and Hoagland, B.W. (2009). Can herbarium records be used to map alien species invasion and native species expansion over the past 100 years? *Journal of Biogeography* 36 (4):651–661. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.02043.x.
- Cristescu, M.E. (2015). Genetic reconstructions of invasion history. *Mol Ecol* 24 (9):2212–2225. doi:10.1111/mec.13117.
- Crooks, J.A. (2005). Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion1. *Écoscience* 12 (3):316–329. doi:10.2980/i1195-6860-12-3-316.1.
- Crooks, J.A. and Soulé, M.E. (1999). Lag Times in Population Explosions of Invasive Species: Causes and Implications., in *Invasive Species and Biodiversity Management*, O.T. Sandlund, P.J. Schei, Å. Viken, eds, Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 103–125.
- Crowther, T.W., Glick, H.B., Covey, K.R., Bettigole, C., Maynard, D.S., Thomas, S.M., Smith, J.R., Hintler, G., Duguid, M.C., Amatulli, G., Tuanmu, M.-N., Jetz, W., Salas, C., Stam, C., Piotto, D., Tavani, R., Green, S., Bruce, G., Williams, S.J., Wiser, S.K., Huber, M.O., Hengeveld, G.M., Nabuurs, G.-J., Tikhonova, E., Borchardt, P., Li, C.-F., Powrie, L.W., Fischer, M., Hemp, A., Homeier, J., Cho, P., Vibrans, A.C., Umunay, P.M., Piao, S.L., Rowe, C.W., Ashton, M.S., Crane, P.R., and Bradford, M.A. (2015). Mapping tree density at a global scale. *Nature* 525 (7568):201–205. doi:10.1038/nature14967.
- Csiszár, Á. (Ed.) (2012). Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 364 pp.

- Csiszár, Á. and Korda, M. (Eds.) (2017). Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. 2. bővített kiadás, *Rosalia kézikönyvek*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 244 pp.
- Csiszár, Á. and Korda, M. (Eds.) (2015). Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai, *Rosalia kézikönyvek*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 242 pp.
- Csiszár, Á., Márton, K., Schmidt, D., Šporčić, D., Süle, P., Teleki, B., Tiborcz, V., Zagyvai, G., and Bartha, D. (2013). Allelopathic potential of some invasive plant species occurring in Hungary. *Allelopathy Journal* 31:309–318.
- Curtis, J.T. (1959). *The Vegetation of Wisconsin An Ordination of Plant Communities*. University of Wisconsin Press, Madison, USA, 704 pp.
- Daehler, C.C. (2009). Short Lag Times for Invasive Tropical Plants: Evidence from Experimental Plantings in Hawai'i. *PLoS ONE* 4 (2):e4462. doi:10.1371/journal.pone.0004462.
- Daehler, C.C. and Carino, D. (2001). Hybridization between native and alien plants and its consequences., in *Biotic Homogenization*, J.L. Lockwood, M. McKinney, eds, Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 81–102.
- Dai, J., Roberts, D.A., Stow, D.A., An, L., Hall, S.J., Yabiku, S.T., and Kyriakidis, P.C. (2020). Mapping understory invasive plant species with field and remotely sensed data in Chitwan, Nepal. *Remote Sensing of Environment* 250:112037. doi:10.1016/j.rse.2020.112037.
- Daly, E., McCarthy, N., O'Halloran, J., Irwin, S., and Rathaille, M.Ó. (2014). Effect of forest litter depth on seed germination efficacy of *Rhododendron ponticum*. *Irish Forestry*.
- Das, D., Banerjee, S., and John, R. (2019). Predicting the distribution and abundance of invasive plant species in a sub-tropical woodland-grassland ecosystem in northeastern India. *Plant Ecol* 220 (10):935–950. doi:10.1007/s11258-019-00964-7.
- Dash, J.P., Watt, M.S., Paul, T.S.H., Morgenroth, J., and Pearse, G.D. (2019). Early Detection of Invasive Exotic Trees Using UAV and Manned Aircraft Multispectral and LiDAR Data. *Remote Sensing* 11 (15):1812. doi:10.3390/rs11151812.
- Davidson, A.M., Jennions, M., and Nicotra, A.B. (2011). Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis: Invasive species have higher phenotypic plasticity. *Ecology Letters* 14 (4):419–431. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01596.x.
- Davis, M.A., Grime, J.P., and Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88 (3):528–534. doi:10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x.
- Dechoum, M. de S., Giehl, E.L.H., Sühs, R.B., Silveira, T.C.L., and Ziller, S.R. (2019). Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? *Biol Invasions* 21 (1):175–188. doi:10.1007/s10530-018-1814-0.
- Deckers, B., Verheyen, K., Hermy, M., and Muys, B. (2005). Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography* 28 (1):99–109. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.04054.x.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., and Williamson, M. (2007). A century of the ornamental plant trade and its impact on invasion success. *Diversity and Distributions* 13 (5):527–534. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00359.x.
- Demasi, S., Caser, M., Vanara, F., Fogliatto, S., Vidotto, F., Negre, M., Trotta, F., and Scariot, V. (2019). Ailanthone from *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle as potential natural herbicide. *Scientia Horticulturae* 257:108702. doi:10.1016/j.scienta.2019.108702.
- Demeter, A., Saláta, D., Tormáné Kovács, E., Szirmai, O., Trenyik, P., Meinhardt, S., Rusvai, K., Verbényiné Neumann, K., Schermann, B., Szegleti, Z., and Czóbel, S. (2021). Effects of the Invasive Tree Species *Ailanthus altissima* on the Floral Diversity and Soil Properties in the Pannonian Region. *Land* 10 (11):1155. doi:10.3390/land10111155.
- Deng, Y., Dong, J., Zhang, W., Yuan, S., Tan, Z., Song, Q., Deng, X., and Cao, M. (2022). Quantifying the vertical microclimate profile within a tropical seasonal rainforest, based

- on both ground- and canopy-referenced approaches. *iForest* 15 (1):24–32. doi:10.3832/ifor3780-014.
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C.J.A., and Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592 (7855):571–576. doi:10.1038/s41586-021-03405-6.
- Dickie, I.A., Bennett, B.M., Burrows, L.E., Nuñez, M.A., Peltzer, D.A., Porté, A., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Rundel, P.W., and Van Wilgen, B.W. (2014). Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. *Biol Invasions* 16 (3):705–719. doi:10.1007/s10530-013-0609-6.
- Ding, W., Li, H., and Wen, J. (2022). Response of the invasive plant *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and its two important natural enemies (*Eucryptorrhynchus scrobiculatus* (Motschulsky) and *E. brandti* (Harold)) to climate change. *Ecological Indicators* 143:109408. doi:10.1016/j.ecolind.2022.109408.
- Dittberner, P.L. and Olson, M.R. (1983). The plant information network (PIN) data base: Colorado, Montana, North Dakota, Utah, and Wyoming. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC, 786 pp.
- Dövényi, Z. (Ed.) (2010). Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Dyakov, N. and Zhelev, P. (2013). Alien species invasion and diversity of riparian forest according to environmental gradients and disturbance regime. *Appl Ecol Env Res* 11 (2):249–272. doi:10.15666/aeer/1102_249272.
- Eckblad, J.W. (1991). How Many Samples Should Be Taken? *BioScience* 41 (5):346–348. doi:10.2307/1311590.
- Eisjackers, H. and van de Ham, D. (1990). Kieming van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.) in relatie tot vegetatietype en bodembewerking. (Impact of vegetation type and soil disturbance on the germination of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.)), *RIN-rapport 90/7*. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, the Netherlands.
- Eliáš, P., Kratochvílová, I., Janouš, D., Marek, M., and Masarovičová, E. (1989). Stand microclimate and physiological activity of tree leaves in an oak-hornbeam forest: I. Stand microclimate. *Trees* 3 (4):227–233. doi:10.1007/BF00225356.
- Ellsworth, D.S. and Reich, P.B. (1993). Canopy structure and vertical patterns of photosynthesis and related leaf traits in a deciduous forest. *Oecologia* 96 (2):169–178. doi:10.1007/BF00317729.
- Elton, C. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.
- Erdélyi, A. and Hartdégén, J. (2022). Élőhelyterképezés a Peszéri-erdőben II. Az élőhelyek változása a projektidőszak alatt. Kutatási jelentés. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 104 pp.
- Erdélyi, A. and Hartdégén, J. (2020). Élőhelyterképezés a Peszéri-erdőben. Kutatási jelentés. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 80 pp.
- Erdélyi, A., Hartdégén, J., Malatinszky, Á., and Vadász, C. (2022). Élőhelyterképezés a Peszéri-erdőben: Á-NÉR alapok és további lehetőségek a finomléptékű élőhelyvédelem szolgálatában. *Botanikai Közlemények* 109 (2):267–268.
- Erdélyi, A., Hartdégén, J., Malatinszky, Á., and Vadász, C. (2021). Silvicultural Practices as Main Drivers of the Spread of Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). *Biology and Life Sciences Forum* 2 (1). doi:10.3390/BDEE2021-09467.
- Erdélyi, A., Hartdégén, J., Molnár, Á., P., Hajagos, G., and Vadász, Cs. (2019). A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) finomléptékű elterjedésének vizsgálata archív és recens adatok alapján a Peszéri-erdőben. *Tájökológiai Lapok* 17 (1):75–84.
- Erfmeier, A., Böhnke, M., and Bruelheide, H. (2011). Secondary invasion of *Acer negundo*: the role of phenotypic responses versus local adaptation. *Biol Invasions* 13 (7):1599–1614. doi:10.1007/s10530-010-9917-2.

- Eschen, R., Kadzamira, M., Stutz, S., Ogunmodede, A., Djeddour, D., Shaw, R., Pratt, C., Varia, S., Constantine, K., and Williams, F. (2023). An updated assessment of the direct costs of invasive non-native species to the United Kingdom. *Biol Invasions* 25 (10):3265–3276. doi:10.1007/s10530-023-03107-2.
- Falk-Petersen, J., Bøhn, T., and Sandlund, O.T. (2006). On the Numerous Concepts in Invasion Biology. *Biol Invasions* 8 (6):1409–1424. doi:10.1007/s10530-005-0710-6.
- Faller, G. (2008). A selmeczi bányász- és erdészakadémiának története. *Erdészeti lapok* 143 (3):79–80.
- Fantle-Lepczyk, J.E., Haubrock, P.J., Kramer, A.M., Cuthbert, R.N., Turbelin, A.J., Crystal-Ornelas, R., Diagne, C., and Courchamp, F. (2022). Economic costs of biological invasions in the United States. *Science of The Total Environment* 806:151318. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151318.
- Faragó, S. (1964). A bálványfa. *Erdészeti kutatások: az Erdészeti Tudományos Intézet közleményei* 60 (1–3):87–110.
- Fassnacht, F.E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L.T., Straub, C., and Ghosh, A. (2016). Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 186:64–87. doi:10.1016/j.rse.2016.08.013.
- Fenollosa, E. and Munné-Bosch, S. (2019). Increased chilling tolerance of the invasive species *Carpobrotus edulis* may explain its expansion across new territories. *Conservation Physiology* 7 (1):coz075. doi:10.1093/conphys/coz075.
- Feret, P.P. (1973). Early Flowering in *Ailanthus*. *Forest Science* 19 (3):237–239. doi:10.1093/forestscience/19.3.237.
- Fernandez, R.D., Haubrock, P.J., Cuthbert, R.N., Heringer, G., Kourantidou, M., Hudgins, E.J., Angulo, E., Diagne, C.A., Courchamp, F., and Nuñez, M.A. (2023). Underexplored and growing economic costs of invasive alien trees. *Sci Rep* 13 (1):8945. doi:10.1038/s41598-023-35802-4.
- Fernow, B.E. (1911). A brief history of forestry. In Europe, the United States and other countries. E-book, 2015. University Press Toronto and Forestry Quarterly, Cambridge, Mass., Kanada, 504 pp.
- Feurdean, A., Florescu, G., Vannière, B., Tanțău, I., O'Hara, R.B., Pfeiffer, M., Hutchinson, S.M., Gałka, M., Moskal-del Hoyo, M., and Hickler, T. (2017). Fire has been an important driver of forest dynamics in the Carpathian Mountains during the Holocene. *Forest Ecology and Management* 389:15–26. doi:10.1016/j.foreco.2016.11.046.
- Fiala, K., Blanka, V., Ladányi, Z., Szilassi, P., Benyhe, B., Dolinaj, D., and Pálfai, I. (2014). Drought Severity and its Effect on Agricultural Production in the Hungarian-Serbian Cross-Border Area. *Journal of Environmental Geography* 7 (3–4):43–51. doi:10.2478/jengeo-2014-0011.
- Fodróczy, E. (2022). Erdeink egészségi állapotváltozása az EVH eredményei alapján. *Erdészeti lapok* 157 (12):442–443.
- Fotiadis, G., Kyriazopoulos, A., and Fraggakis, I. (2011). The behaviour of *Ailanthus altissima* weed and its effects on natural ecosystems. *Journal of environmental biology / Academy of Environmental Biology, India* 32:801–6.
- Fowells, H.A. (1965). Silvics of forest trees of the United States. United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, 762 pp.
- Frasier, T.R., Petersen, S.D., Postma, L., Johnson, L., Heide-Jørgensen, M.P., and Ferguson, S.H. (2020). Abundance estimation from genetic mark-recapture data when not all sites are sampled: An example with the bowhead whale. *Global Ecology and Conservation* 22:e00903. doi:10.1016/j.gecco.2020.e00903.
- Frazer, G.W., Canham, C.D., and Lertzmann, K.P. (1999). Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser

- University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York pp. 40.
- Frivaldszky, I. (1859). Hazánk faunájára vonatkozó adatok és a puszta-pezséri erdő. *Magyar Tudós Társaság Évkönyvei* 9:19–28.
- Fuchs, E. (1896). Mely fák és cserje-félék élhetnek meg aolyan árnyas helyen, hova a nap csak csekély mérvben fér? *Kertészeti Lapok* 11 (1):8–9.
- Funk, J.L. (2013). The physiology of invasive plants in low-resource environments. *Conservation Physiology* 1 (1):cot026–cot026. doi:10.1093/conphys/cot026.
- Galbraith, D.A. and Cavallin, N. (2021). Botanical Gardens and the Global Challenge of Invasive Species., in *Invasive Alien Species*, T. Pullaiah, M.R. Ielmini, eds, Wiley, pp. 43–56.
- Gallinat, A.S., Primack, R.B., and Lloyd-Evans, T.L. (2020). Can invasive species replace native species as a resource for birds under climate change? A case study on bird-fruit interactions. *Biological Conservation* 241:108268. doi:10.1016/j.biocon.2019.108268.
- Geerts, S., Moodley, D., Gaertner, M., Le Roux, J.J., McGeoch, M.A., Muofhe, C., Richardson, D.M., and Wilson, J.R.U. (2013). The absence of fire can cause a lag phase: The invasion dynamics of *Banksia ericifolia* (Proteaceae): Fire terminates lag phase in a Proteaceae invader. *Austral Ecology* 38 (8):931–941. doi:10.1111/aec.12035.
- Getis, A. and Ord, J.K. (1996). Local spatial statistics: An overview., in *Spatial Analysis: Modeling in A GIS Environment*, P. Longley, M. Batty, eds, John Wiley & Sons, New York, pp. 261–277.
- Getis, A. and Ord, J.K. (1992). The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. *Geographical Analysis* 24 (3):189–206. doi:10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x.
- Gleason, H.A. (1922). On the Relation Between Species and Area. *Ecology* 3 (2):158–162. doi:10.2307/1929150.
- Goeze (1916). Liste der seit dem 16. Jahrhundert bis auf die Gegenwart in die Gärten und Parks Europas eingeführten Bäume un Sträucher. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 25:129–201.
- Gómez-Aparicio, L. and Canham, C.D. (2008). Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *Journal of Ecology* 96 (3):447–458. doi:10.1111/j.1365-2745.2007.01352.x.
- Gosper, C.R., Stansbury, C.D., and Vivian-Smith, G. (2005). Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and Distributions* 11 (6):549–558. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00195.x.
- Grime, J.P. (2001). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Wiley, USA, New York, 417 pp.
- Grime, J.P. and Jeffrey, D.W. (1965). Seedling Establishment in Vertical Gradients of Sunlight. *Journal of Ecology* 53 (3):621–642. doi:10.2307/2257624.
- Groninger, J.W. (2005). Increasing the Impact of Bottomland Hardwood Afforestation. *Journal of Forestry* 103 (4):184–188. doi:10.1093/jof/103.4.184.
- Gucker, C. (2011). *Celtis occidentalis*. In: Fire Effects Information System, [Online].
- Guzmán, F.A., Segura, S., and Fresnedo-Ramírez, J. (2018). Morphological variation in black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) associated with environmental conditions in Mexico and the United States. *Genet Resour Crop Evol* 65 (8):2151–2168. doi:10.1007/s10722-018-0681-y.
- Haber, E. (1997). Guide to monitoring exotic and invasive plants, *Ecological Monitoring and Assessment Network Environment Canada*. National Botanical Services, Canada, Ottawa, 49 pp.
- Halarewicz, A., Szumny, A., and Bączek, P. (2021). Effect of *Prunus serotina* Ehrh. Volatile Compounds on Germination and Seedling Growth of *Pinus sylvestris* L. *Forests* 12 (7):846. doi:10.3390/f12070846.

- Halarewicz, A. and Żołnierz, L. (2014). Changes in the understorey of mixed coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Forest Ecology and Management* 313:91–97. doi:10.1016/j.foreco.2013.11.006.
- Hanberry, B.B., Fraver, S., He, H.S., Yang, J., Dey, D.C., and Palik, B.J. (2011). Spatial pattern corrections and sample sizes for forest density estimates of historical tree surveys. *Landscape Ecol* 26 (1):59–68. doi:10.1007/s10980-010-9533-7.
- Haraszti, L., Vadász, C., Andrési, D., and Malatinszky, Á. (2021). A kocsányos tölgy természetes megmaradó újulatának tömegességi viszonyai a Felső-Kiskunságban. *Erdészeti lapok* 156 (3):98–101.
- Harding, B. and Cousineau, D. (2016). GSD: An SPSS extension command for sub-sampling and bootstrapping datasets. *TQMP* 12 (2):138–146. doi:10.20982/tqmp.12.2.p138.
- Haubrock, P.J., Ahmed, D.A., Cuthbert, R.N., Stubbington, R., Domisch, S., Marquez, J.R.G., Beidas, A., Amatulli, G., Kiesel, J., Shen, L.Q., Soto, I., Angeler, D.G., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Csabai, Z., Datry, T., de Eyto, E., Dohet, A., Drohan, E., England, J., Feio, M.J., Forio, M.A.E., Goethals, P., Graf, W., Heino, J., Hudgins, E.J., Jähnig, S.C., Johnson, R.K., Larrañaga, A., Leitner, P., L’Hoste, L., Lizée, M., Maire, A., Rasmussen, J.J., Schäfer, R.B., Schmidt-Kloiber, A., Vannevel, R., Várbíró, G., Wiberg-Larsen, P., and Haase, P. (2022). Invasion impacts and dynamics of a European-wide introduced species. *Global Change Biology* 28 (15):4620–4632. doi:10.1111/gcb.16207.
- Havinga, D. (2000). Sustaining biodiversity - A strategic plan for managing invasive plants in Southern Ontario. City of Toronto and Society for Ecological Restoration, Ontario, Toronto, 31 pp.
- Heckel, C.D., Bourg, N.A., McShea, W.J., and Kalisz, S. (2010). Nonconsumptive effects of a generalist ungulate herbivore drive decline of unpalatable forest herbs. *Ecology* 91 (2):319–326. doi:10.1890/09-0628.1.
- Hegedéné Nemes, V.E. (2018). A kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.) terjedésének és visszaszorítási lehetőségeinek vizsgálata. PhD (doktori) értekezés. Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola. Sopron. 319 pp.
- Heigi, G. (1906). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. J.F. Lehmann, München, 678 pp.
- Heisey, R.M. (1996). Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. *American J of Botany* 83 (2):192–200. doi:10.1002/j.1537-2197.1996.tb12697.x.
- Heisey, R.M. (1990). Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). *J Chem Ecol* 16 (6):2039–2055. doi:10.1007/BF01020515.
- Hengeveld, R. (1989). *Dynamics of biological invasions*. Chapman and Hall, London.
- Heywood, V.H. (2011). The role of botanic gardens as resource and introduction centres in the face of global change. *Biodivers Conserv* 20 (2):221–239. doi:10.1007/s10531-010-9781-5.
- Hiemstra, J.A. and Harris, D.C. (Eds.) (1998). *A Compendium of Verticillium Wilt in Tree Species*. Ponsen & Looijen, W, Wageningen, The Netherlands, 80 pp.
- Hobbs, R.J. and Humphries, S.E. (1995). An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions. *Conservation Biology* 9 (4):761–770. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09040761.x.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., and Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8 (1):23–29. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x.
- Hoffmann, S., Steiner, L., Schweiger, A.H., Chiarucci, A., and Beierkuhnlein, C. (2019). Optimizing sampling effort and information content of biodiversity surveys: a case study of alpine grassland. *Ecological Informatics* 51:112–120. doi:10.1016/j.ecoinf.2019.03.003.

- Holm, A., Elameen, A., Oliver, B.W., Brandsæter, L.O., Fløistad, I.S., and Brurberg, M.B. (2018). Low genetic variation of invasive *Fallopia* spp. in their northernmost European distribution range. *Ecology and Evolution* 8 (1):755–764. doi:10.1002/ece3.3703.
- Holmes, K.A., Greco, S.E., and Berry, A.M. (2014). Pattern and Process of Fig (*Ficus carica*) Invasion in a California Riparian Forest. *Invasive plant sci. manag.* 7 (1):46–58. doi:10.1614/IPSM-D-13-00045.1.
- Hopkins, B. (1957). The Concept of Minimal Area. *The Journal of Ecology* 45 (2):441. doi:10.2307/2256927.
- Horváth, S. (2018). A Duna-Ipoly Mezeti Park Igazgatóság vagyongazdálkodásában lévő erdők inváziós fajoknak leltára az ócsai tájvédelmi körzetben., in *Természetvédelem És Kutatás a Turjánvidék Északi Részén, Rosalia, M. Korda, ed, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest*, pp. 291–318.
- Hosner, J.F. and Minckler, L.S. (1960). Hardwood Reproduction in the River Bottoms of Southern Illinois. *Forest Science* 6 (1):67–77.
- Hough, A.F. (1953). Preliminary Recommendations for the Management of Black Cherry on the Northern Allegheny Plateau. *Journal of Forestry* 51 (3):184–188.
- Houle, G. and Bouchard, F. (1990). Hackberry (*Celtis occidentalis*) at the northeastern limit of its distribution in North America: population structure and radial growth patterns. *Can. J. Bot.* 68 (12):2685–2692. doi:10.1139/b90-339.
- Howard, J.R. (2004). *Ailanthus altissima*. In: Fire Effects Information System, [Online].
- Howard, L., Van Rees, C.B., Dahlquist, Z., Luikart, G., and Hand, B.K. (2022). A review of invasive species reporting apps for citizen science and opportunities for innovation. *NB* 71:165–188. doi:10.3897/neobiota.71.79597.
- Hoyk, E., Hüvely, A., Pető, J., Farkas, J.Z., Pölös, E., and Vecseri, C. (2014). A Duna-Tisza közének aktuális környezetgazdálkodási problémái. *Gradus* 1 (1):195–206.
- Hu, S.Y. (1979). *Ailanthus*. *Arnoldia* (39):29–50.
- Huang, C. and Asner, G. (2009). Applications of Remote Sensing to Alien Invasive Plant Studies. *Sensors* 9 (6):4869–4889. doi:10.3390/s90604869.
- Huebner, C. (2003). Vulnerability of Oak-Dominated Forests in West Virginia to Invasive Exotic Plants: Temporal and Spatial Patterns of Nine Exotic Species Using Herbarium Records and Land Classification Data. *Castanea* 68:1–14.
- Hui, C., Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., and MacFadyen, S. (2011). Defining optimal sampling effort for large-scale monitoring of invasive alien plants: a Bayesian method for estimating abundance and distribution: Optimal monitoring of invasive alien plants. *Journal of Applied Ecology* 48 (3):768–776. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01974.x.
- Hulbert, J.M., Hallett, R.A., Roy, H.E., and Cleary, M. (2023). Citizen science can enhance strategies to detect and manage invasive forest pests and pathogens. *Front. Ecol. Evol.* 11:1113978. doi:10.3389/fevo.2023.1113978.
- Hulme, P.E. (2017). Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options: Alien species and climate change in Great Britain. *Biol Rev* 92 (3):1297–1313. doi:10.1111/brv.12282.
- Hulme, P.E. (2015). 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. doi:10.1111/cobi.12426.
- Hulme, P.E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46 (1):10–18. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x.
- Hulme, P.E., Brundu, G., Carboni, M., Dehnen-Schmutz, K., Dullinger, S., Early, R., Essl, F., González-Moreno, P., Groom, Q.J., Kueffer, C., Kühn, I., Maurel, N., Novoa, A., Pergl, J., Pyšek, P., Seebens, H., Tanner, R., Touza, J.M., van Kleunen, M., and Verbrugge, L.N.H. (2018). Integrating invasive species policies across ornamental horticulture supply chains to prevent plant invasions. *J Appl Ecol* 55 (1):92–98. doi:10.1111/1365-2664.12953.

- Hunter, C.G. (1989). Trees, shrubs, and vines of Arkansas. The Ozark Society Foundation, Little Rock, AR, 207 pp.
- Ibáñez, I., Silander Jr, John.A., Allen, J.M., Treanor, S.A., and Wilson, A. (2009). Identifying hotspots for plant invasions and forecasting focal points of further spread. *Journal of Applied Ecology* 46 (6):1219–1228. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01736.x.
- Ishii, R. and Crawley, M.J. (2011). Herbivore-induced coexistence of competing plant species. *Journal of Theoretical Biology* 268 (1):50–61. doi:10.1016/j.jtbi.2010.07.042.
- Isler, J., Bugmann, H., Conedera, M., and Thrippleton, T. (2023). Long-term dynamics of tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in central European forests. *Eur J Forest Res* 142 (5):1149–1166. doi:10.1007/s10342-023-01582-9.
- Iverson, L.R., Rebbeck, J., Peters, M.P., Hutchinson, T., and Fox, T. (2019). Predicting *Ailanthus altissima* presence across a managed forest landscape in southeast Ohio. *For. Ecosyst.* 6 (1):41. doi:10.1186/s40663-019-0198-7.
- Izsépi, F., Varjas, V., Tóth, T., Koncz, L., Tenorio-Baigorria, I., and Végh, A. (2018). First Report of Verticillium Wilt of *Ailanthus altissima* in Hungary Caused by *Verticillium dahliae*. *Plant Disease* 102 (7):1454–1454. doi:10.1094/PDIS-12-17-1914-PDN.
- Jagodziński, A.M., Dyderski, M.K., Horodecki, P., Knight, K.S., Rawlik, K., and Szmyt, J. (2019). Light and propagule pressure affect invasion intensity of *Prunus serotina* in a 14-tree species forest common garden experiment. *NB* 46:1–21. doi:10.3897/neobiota.46.30413.
- Jagodziński, A.M., Dyderski, M.K., Rawlik, M., and Banaszczak, P. (2015). Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357:84–94. doi:10.1016/j.foreco.2015.08.011.
- Janata, K. (2018). A Turjánvidék tájfldrajza., in *Természetvédelem És Kutatás a Turjánvidék Északi Részén, Rosalia*, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 17–28.
- Jarić, I. and Cvijanović, G. (2012). The Tens Rule in Invasion Biology: Measure of a True Impact or Our Lack of Knowledge and Understanding? *Environmental Management* 50 (6):979–981. doi:10.1007/s00267-012-9951-1.
- Jauni, M., Gripenberg, S., and Ramula, S. (2015). Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos* 124 (2):122–129. doi:10.1111/oik.01416.
- Jeschke, J.M. (2008). Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Diversity and Distributions* 14 (6):913–916. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00488.x.
- Jones, K.R., Klein, C.J., Halpern, B.S., Venter, O., Grantham, H., Kuempel, C.D., Shumway, N., Friedlander, A.M., Possingham, H.P., and Watson, J.E.M. (2018). The Location and Protection Status of Earth's Diminishing Marine Wilderness. *Current Biology* 28 (15):2506–2512.e3. doi:10.1016/j.cub.2018.06.010.
- Jordan, R.C., Brooks, W.R., Howe, D.V., and Ehrenfeld, J.G. (2012). Evaluating the Performance of Volunteers in Mapping Invasive Plants in Public Conservation Lands. *Environmental Management* 49 (2):425–434. doi:10.1007/s00267-011-9789-y.
- Juhász, M. (2004). Kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.), in *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények I, B. Mihály, Z. Botta-Dukát, eds*, Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 273–292.
- Juhász, M., Bagi, I., Tuba, Z., and Csintalan, Z. (2012). Túlélő magoncban vagy folytonos behozatal? Késeimeggy vizsgálatok állandó kvadrátokkal a kiskunsági homokbuckáson. *Kitaibelia. Az Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében IX. című konferencia összefoglalói* 17 (1):28.
- Juhász-Nagy, P. (1986). Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 251 pp.
- Juhász-Nagy, P. (1970). Egy operatív ökológia hiánya és szükséglete. 1. A hiány és a negatívumok. *MTA Biológiai Osztály Közleményei* 12:441–464.

- Kaminski, D.A. and Jackson, M.T. (1978). A Light and Moisture Continuum Analysis of the Presettlement Prairie-Forest Border Region of Eastern Illinois. *American Midland Naturalist* 99 (2):280. doi:10.2307/2424806.
- Kapitza, K., Zimmermann, H., Martín-López, B., and von Wehrden, H. (2019). Research on the social perception of invasive species: a systematic literature review. *NB* 43:47–68. doi:10.3897/neobiota.43.31619.
- Karai, G. (1963). Izotópos kutatások a Magyar Erdészeten / Isotope research in the Hungarian Forestry. *Az Erdő* 12 (8):376–380.
- Keane, R. and Crawley, M.J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (4):164–170. doi:10.1016/S0169-5347(02)02499-0.
- Kelemen, E. (2013). Az ökoszisztéma szolgáltatások közösségi részvételen alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése. Doktori (PhD) értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő, 198 pp.
- Keller, R.P., Frang, K., and Lodge, D.M. (2008). Preventing the Spread of Invasive Species: Economic Benefits of Intervention Guided by Ecological Predictions. *Conservation Biology* 22 (1):80–88. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00811.x.
- Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D., and Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417 (6889):636–638. doi:10.1038/nature00776.
- Kézdy, P., Csiszár, Á., Korda, M., and Bartha, D. (2018). Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással. *Természetvédelmi Közlemények* 24:85–103. doi:10.20332/tvk-jnatconserv.2018.24.85.
- Kim, K.D., Lee, E.J., and Cho, K.-H. (2004). The Plant Community of Nanjido, a Representative Nonsanitary Landfill in South Korea: Implications for Restoration Alternatives. *Water, Air, & Soil Pollution* 154 (1–4):167–185. doi:10.1023/B:WATE.0000022965.15050.09.
- Kim, T.N. (2017). How plant neighborhood composition influences herbivory: Testing four mechanisms of associational resistance and susceptibility. *PLoS ONE* 12 (5):e0176499. doi:10.1371/journal.pone.0176499.
- Király, G. (Ed.) (2009). Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Ig., Jósvafő, 616 pp.
- Kiseleva, O.A., Loretts, O.G., and Veselkin, D.V. (2020). Seed size and cold stratification affect *Acer negundo* and *Acer ginnala* seeds germination. 500.6Kb. doi:10.15159/AR.20.153.
- Kiss, F. (1915). Szeged környéke homokjának fás növényzetéről. *Erdészeti lapok* 54 (21–22):535–539.
- Kiss, F. (1896). A fenyves-madarak - mint erdősítők. *Erdészeti lapok* 38 (2):146–147.
- Knapp, L. and Canham, C. (2000). Invasion of an Old-Growth Forest in New York by *Ailanthus altissima*: Sapling Growth and Recruitment in Canopy Gaps. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127:307–315. doi:10.2307/3088649.
- Knapp, L.B., Fownes, J.H., and Harrington, R.A. (2008). Variable effects of large mammal herbivory on three non-native versus three native woody plants. *Forest Ecology and Management* 255 (1):92–98. doi:10.1016/j.foreco.2007.08.023.
- Kneeshaw, D.D., Kobe, R.K., Coates, K.D., and Messier, C. (2006). Sapling size influences shade tolerance ranking among southern boreal tree species. *Journal of Ecology* 94 (2):471–480. doi:10.1111/j.1365-2745.2005.01070.x.
- Kneidinger, A. (1778). Charten von denen ka[mmer]al Pradien Adáts und Pöszér zur Herrschafft Ráczeke gehörig, der löbl. Pester Gespannschafft einverleibet... (S 11 -) No. 830:96. Kéziratós térkép. 1:57 600. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára. Budapest.
- Knipl, I. and Sümegi, P. (2011). Két rendszer határán – Az ember és környezet kapcsolata a sárközi dunai allúvium és a Duna–Tisza köze peremén., in *Környezeti Változások És Az Alföld, A Nagyalföldi Alapítvány Kötetei*, Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, pp. 45–54.

- Knüsel, S., De Boni, A., Conedera, M., Schleppei, P., Thormann, J.-J., Frehner, M., and Wunder, J. (2017). Shade tolerance of *Ailanthus altissima* revisited: novel insights from southern Switzerland. *Biological Invasions* 19 (2):455–461. doi:10.1007/s10530-016-1301-4.
- Kobor P., Chobanov D.P., Müller T., and Kolics B. (2012). Adatok az *Onconotus servillei* fenológiájához és tartástechnológiájához. doi:10.13140/2.1.4218.5926.
- Koch, R.L. (2003). The multicolored Asian lady beetle, *Harmonia axyridis*: A review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *Journal of Insect Science* 3 (1). doi:10.1093/jis/3.1.32.
- Kolar, C.S. and Lodge, D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (4):199–204. doi:10.1016/S0169-5347(01)02101-2.
- Kolossváry, S. (1961). Adatok a kerekegyházai homokfásító kísérleti erdészet történetéből. *Erdészeti kutatások: az Erdészeti Tudományos Intézet közleményei* 57 (1–3):241–273.
- Kondorné Szenkovits, M. (1992). Vizsgálati eredmények fafaj-összehasonlító kísérletben. *Erdészeti lapok* 127 (11):331–333.
- Korda, M. (2018a). A mirigyos bálványfa (*Ailanthus altissima* (MILL.) SWINGLE) elterjedésének és elterjesztésének története Magyarországon., in *A Magyarországon Inváziós Növényfajok Elterjedésének És Elterjesztésének Története I.*, Tilia, D. Bartha, ed, Soproni Egyetem EMK Növénytani Tanszék, Sopron, Hungary, pp. 111–194.
- Korda, M. (2018b). A Magyarországon inváziós növényfajok elterjedésének és elterjesztésének története I. *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Celtis occidentalis*, *Elaeagnus angustifolia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Padus serotina*, *Tilia*. Soproni Egyetem EMK Növénytani Tanszék, Sopron, Hungary, ISSN 1219 – 3003, 462 pp.
- Korda, M. (2018c). A nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.) elterjedésének és elterjesztésének története Magyarországon., in *A Magyarországon Inváziós Növényfajok Elterjedésének És Elterjesztésének Története I.*, Tilia, D. Bartha, ed, Soproni Egyetem EMK Növénytani Tanszék, Sopron, Hungary, pp. 9–64.
- Kostel-Hughes, F., Young, T.P., and Wehr, J.D. (2005). Effects of leaf litter depth on the emergence and seedling growth of deciduous forest tree species in relation to seed size¹. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 132 (1):50–61. doi:10.3159/1095-5674(2005)132[50:EOLDDO]2.0.CO;2.
- Kostina, M.V., Minkova, N.O., and Yasinskaya, O.I. (2014). Some Biological Features of *Acer negundo* L. in Green Plantations of Moscow. *Russian Journal of Biological Invasions* 5 (1):21–28.
- Kota, N.L., Landenberger, R.E., and McGraw, J.B. (2007). Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. *Biological Invasions* 9 (2):197–211. doi:10.1007/s10530-006-9026-4.
- Kotze, J., Beukes, H., and Seifert, T. (2019). Essential environmental variables to include in a stratified sampling design for a national-level invasive alien tree survey. *iForest* 12 (5):418–426. doi:10.3832/ifor2767-012.
- Kourantidou, M., Haubrock, P.J., Cuthbert, R.N., Bodey, T.W., Lenzner, B., Gozlan, R.E., Nuñez, M.A., Salles, J.-M., Diagne, C., and Courchamp, F. (2022). Invasive alien species as simultaneous benefits and burdens: trends, stakeholder perceptions and management. *Biol Invasions* 24 (7):1905–1926. doi:10.1007/s10530-021-02727-w.
- Kovácsévics, P. (Ed.) (2014). Magyar Erdők. A magyar erdőgazdálkodás. Vidékfejlesztési Minisztérium és a NÉBIH Erdészeti Igazgatóság, Budapest, 76 pp.
- Kovácsik, L. (2023). Magról terjedő inváziós fásszárú fajok esetében a generatív fázis elérésének időigénye. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő, 57 pp.
- Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species., in *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade, eds, SPB Academic, Amsterdam, pp. 15–38.

- Kowarik, I. (1992). Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. Botanischer Verein von Berlin und Brandenburg.
- Kowarik, I. (1984). Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle) in Mitteleuropa. *TUEXENIA* 4:9–29.
- Kowarik, I. and Säumel, I. (2008). Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. *Plant Ecol* 198 (2):241–252. doi:10.1007/s11258-008-9398-x.
- Kowarik, I. and Säumel, I. (2007). Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 8:207–237. doi:10.1016/j.ppees.2007.03.002.
- Kowarik, I., Straka, T.M., Lehmann, M., Studnitzky, R., and Fischer, L.K. (2021). Between approval and disapproval: Citizens' views on the invasive tree *Ailanthus altissima* and its management. *NB* 66:1–30. doi:10.3897/neobiota.66.63460.
- Krajicek, J.E. (1965). Hackberry (*Celtis occidentalis* L.), in *Silvics of Forest Trees of the United States, Agriculture Handbook 271*, H.A. Fowells, ed, US Department of Agriculture, Washington, DC, pp. 140–143.
- Krajicek, J.E. (1958). Silvical characteristics of Hackberry. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Central States Forest Experiment Station, St. Paul, MN, 11 pp.
- Křivánek, M., Pyšek, P., and Jarošík, V. (2006). Planting History and Propagule Pressure as Predictors of Invasion by Woody Species in a Temperate Region. *Conservation Biology* 20 (5):1487–1498. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00477.x.
- Kucher, O.O. (2015). Transformer species in the flora of the Starobilsk grass-meadow steppe (Ukraine). *Biodiversity Research and Conservation* 40 (1):49–58. doi:10.1515/biorc-2015-0034.
- Kun, A., Rév, S., Verő, G., Nagy, I., and Demeter, L. (2016). Erdőssztyepp-erdők kezelése., in *Az Erdőgazdálkodás Hatása Az Erdők Biológiai Sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. LIFE13 INF/HU/001163*, M. Korda, ed, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 501–532.
- Kun, R. (2023). Különböző gyephasznosítási formák hatásainak vizsgálata turjánvidéki gyepek kompozíciójára természetvédelmi kezelések tervezéséhez. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő.
- Laginhas, B.B., Fertakos, M.E., and Bradley, B.A. (2023). We don't know what we're missing: Evidence of a vastly undersampled invasive plant pool. *Ecological Applications* 33 (2):e2776. doi:10.1002/eap.2776.
- Lake, T.A., Briscoe Runquist, R.D., and Moeller, D.A. (2022). Deep learning detects invasive plant species across complex landscapes using Worldview-2 and Planetscope satellite imagery. *Remote Sens Ecol Conserv* 8 (6):875–889. doi:10.1002/rse2.288.
- Landenberger, R.E., Kota, N.L., and McGraw, J.B. (2007). Seed dispersal of the non-native invasive tree *Ailanthus altissima* into contrasting environments. *Plant Ecol* 192 (1):55–70. doi:10.1007/s11258-006-9226-0.
- Lanner, R.M. (1983). *Trees of the Great Basin: A natural history*. University of Nevada Press, Nevada, Reno, 215 pp.
- Lapointe, N.W.R., Pendleton, R.M., and Angermeier, P.L. (2012). A Comparison of Approaches for Estimating Relative Impacts of Nonnative Fishes. *Environmental Management* 49 (1):82–95. doi:10.1007/s00267-011-9767-4.
- Lawrence, J.G., Colwell, A., and Sexton, O.J. (1991). The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *American J of Botany* 78 (7):948–958. doi:10.1002/j.1537-2197.1991.tb14498.x.
- Lázaro-Lobo, A., Lucardi, R.D., Ramirez-Reyes, C., and Ervin, G.N. (2021). Region-wide assessment of fine-scale associations between invasive plants and forest regeneration. *Forest Ecology and Management* 483:118930. doi:10.1016/j.foreco.2021.118930.

- Lear, L., Padfield, D., Inamine, H., Shea, K., and Buckling, A. (2022). Disturbance-mediated invasions are dependent on community resource abundance. *Ecology* 103 (8):e3728. doi:10.1002/ecy.3728.
- Lechner, Y., Maschek, O., Kirisits, T., and Halmschlager, E. (2023). Further pathogenicity testing of *Verticillium nonalfalfae*, a biocontrol agent against the invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*), on non-target tree species in Europe. *Phytoparasitica* 51 (1):113–130. doi:10.1007/s12600-022-01032-z.
- Levin, S.A. (1992). The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology* 73 (6):1943–1967. doi:10.2307/1941447.
- Levine, J., Adler, P., and Yelenik, S. (2004). Levine JM, Adler PB, Yelenik SG. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecol Lett* 7: 975-989. *Ecology Letters* 7:975–989. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x.
- Levine, J.M. and D’Antonio, C.M. (1999). Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos* 87 (1):15. doi:10.2307/3546992.
- Lewis, K.C. (2007). Control techniques and management implications for the invasive *Ailanthus altissima* (tree of heaven). College of Arts and Sciences of Ohio University, Ohio, 122 pp.
- Li, T., Cui, L., Liu, L., Chen, Y., Liu, H., Song, X., and Xu, Z. (2023). Advances in the study of global forest wildfires. *Journal of Soils and Sediments* 23. doi:10.1007/s11368-023-03533-8.
- Linaldeddu, B. (2016). *Sardiniella urbana* gen. et sp. nov., a new member of the Botryosphaeriaceae isolated from declining *Celtis australis* trees in Sardinian streetscapes. *Mycosphere* 7 (7):893–905. doi:10.5943/mycosphere/si/1b/5.
- Lindsey, A.A., Barton, J.D., and Miles, S.R. (1958). Field Efficiencies of Forest Sampling Methods. *Ecology* 39 (3):428–444. doi:10.2307/1931752.
- Lloret, F., Medail, F., Brundu, G., Camarda, I., Moragues, E., Rita, J., Lambdon, P., and Hulme, P.E. (2005). Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *J Ecology* 93 (3):512–520. doi:10.1111/j.1365-2745.2005.00979.x.
- Lobón, N.C., Félix, M.G., and Gallego, J.C.A. (2023). Comparison of the Allelopathic Potential of Non-Native and Native Species of Mediterranean Ecosystems. *Plants* 12 (4):972. doi:10.3390/plants12040972.
- Lockwood, J.L., Cassey, P., and Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20 (5):223–228. doi:10.1016/j.tree.2005.02.004.
- Lodhi, M.A.K. (1976). ROLE OF ALLELOPATHY AS EXPRESSED BY DOMINATING TREES IN A LOWLAND FOREST IN CONTROLLING THE PRODUCTIVITY AND PATTERN OF HERBACEOUS GROWTH. *American J of Botany* 63 (1):1–8. doi:10.1002/j.1537-2197.1976.tb11781.x.
- Loehle, C. (1988). Tree life history strategies: the role of defenses. *Can. J. For. Res.* 18 (2):209–222. doi:10.1139/x88-032.
- Lohmeyer, W. and Sukopp, H. (1992). Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas, *Schriftenreihe für Vegetationskunde*. Bremen, Deutschland, 213 pp.
- Lonsdale, W.M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80 (5):1522–1536. doi:10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2.
- Lorenzini, G. (2016). Will a fungus save us from the *Ailanthus* invasion? *Italian Journal of Mycology* 13-18 Pages. doi:10.6092/ISSN.2531-7342/6151.
- Lorenzo, P., González, L., and Reigosa, M.J. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Ann. For. Sci.* 67 (1):101–101. doi:10.1051/forest/2009082.
- Lowry, E., Rollinson, E.J., Laybourn, A.J., Scott, T.E., Aiello-Lammens, M.E., Gray, S.M., Mickley, J., and Gurevitch, J. (2013). Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecology and Evolution* 3 (1):182–196. doi:10.1002/ece3.431.

- Lozon, J.D. and MacIsaac, H.J. (1997). Biological invasions: are they dependent on disturbance? *Environ. Rev.* 5 (2):131–144. doi:10.1139/a97-007.
- Lugo, A.E. (2004). The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (5):265–273. doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0265:TOOATI]2.0.CO;2.
- Luz-Lezcano Careres, H. and Gerold, G. (2009). The Cost of Invasion Control Measures Subtropical *Ailanthus altissima* (Mill) Swingle in Hesse., in *Tropentag, Conference on International Research on Food Security, E. Tielkes, ed*, Natural Resource Management and Rural Development, University of Hamburg, p. 5.
- MacArthur, R. and Wilson, E.O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, USA, New Jersey, 203 pp.
- Mächler, E. and Altermatt, F. (2012). Interaction of Species Traits and Environmental Disturbance Predicts Invasion Success of Aquatic Microorganisms. *PLoS ONE* 7 (9):e45400. doi:10.1371/journal.pone.0045400.
- Maeglin, R.R. and Ohmann, L.F. (1973). Boxelder (*Acer negundo*): A Review and Commentary. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 100 (6):357. doi:10.2307/2484104.
- Maltamo, M., Bollandsas, O.M., Naesset, E., Gobakken, T., and Packalen, P. (2011). Different plot selection strategies for field training data in ALS-assisted forest inventory. *Forestry* 84 (1):23–31. doi:10.1093/forestry/cpq039.
- Marciszewska, K., Szczepkowski, A., Lachowicz, H., Antczak, A., Szadkowska, D., and Suchodolski, J. (2024). The physical, mechanical, and chemical properties of black cherry tree wood (*Prunus serotina* Ehrh.) and its susceptibility to fungal decomposition in areas where it is secondary and invasive: a case study in the Kampinos National Park (Poland). *Eur. J. Wood Prod.* doi:10.1007/s00107-023-02026-2.
- Marquis, D.A. (1992). Stand development patterns in Allegheny hardwood forests, and their influence on silviculture and management practices., in *The Ecology and Silviculture of Mixed-Species Forests, Forestry Sciences, M.J. Kelty, B.C. Larson, C.D. Oliver, eds*, Kluwer Academic Publishers, pp. 165–181.
- Marquis, D.A. (1990). Black cherry *Prunus serotina* Ehrh., in *Silvics of Forest Trees in the United States. Hardwoods, R.M. Burns, B.H. Honkala, eds*, United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, pp. 594–604.
- Marquis, D.A. (1975). Seed Storage and Germination Under Northern Hardwood Forests. *Can. J. For. Res.* 5 (3):478–484. doi:10.1139/x75-065.
- Martin, A.C., Zim, A.S., and Nelson, A.L. (1951). *American wildlife and plants—a guide to wildlife food habits*. Dover Pub., Inc., New York 500 pp.
- Martin, P.H. and Canham, C.D. (2010). Dispersal and recruitment limitation in native versus exotic tree species: life-history strategies and Janzen-Connell effects. *Oikos* 119 (5):807–824. doi:https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17941.x.
- Martin, P.H., Canham, C.D., and Kobe, R.K. (2010). Divergence from the growth–survival trade-off and extreme high growth rates drive patterns of exotic tree invasions in closed-canopy forests. *Journal of Ecology* 98 (4):778–779.
- Maschek, O. and Halmschlager, E. (2018). Effects of *Verticillium nonalfalfae* on *Ailanthus altissima* and associated indigenous and invasive tree species in eastern Austria. *European Journal of Forest Research* 137. doi:10.1007/s10342-018-1099-y.
- Maschek, O. and Halmschlager, E. (2017). Natural distribution of *Verticillium* wilt on invasive *Ailanthus altissima* in eastern Austria and its potential for biocontrol. *Forest Pathology* 47 (5):e12356. doi:10.1111/efp.12356.
- Máté, A. and Vidéki, R. (2015). Peszéri-erdő (HUKN20002) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület. Natura 2000 fenntartási terv. Felsőcsatár-Kecskemét, 114 pp.
- Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K., and Székely, J. (2004). Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. *Journal of Wildlife Management* 68 (4):879–888. doi:10.2193/0022-541X(2004)068[0879:RUBRDI]2.0.CO;2.

- McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Lawrence, K., Campbell, K., and Hutchinson, M.F. (2007). Potential Impacts of Climate Change on the Distribution of North American Trees. *BioScience* 57 (11):939–948. doi:10.1641/B571106.
- McNeely, J.A. (2006). As the world gets smaller, the chances of invasion grow. *Euphytica* 148 (1–2):5–15. doi:10.1007/s10681-006-5937-5.
- Mcrae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T., and Woodley, S. (2001). Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9:223–260. doi:10.1139/er-9-4-223.
- Meinhardt, S., Czóbel, S., Kovács-Hostyánszki, A., Szigeti, V., and Tormáné Kovács, E. (2022). Egyes mézelő idegenhonos özönfajok értékelése ágazati interjúk alapján / Assessment of some invasive alien beepasture species based on interviews with sectoral experts. *TL* 20 (2):23–39. doi:10.56617/tl.3447.
- Merceron, N.R., Lamarque, L.J., Delzon, S., and Porté, A.J. (2016). Killing it Softly: Girdling as an Efficient Eco-friendly Method to Locally Remove Invasive *Acer negundo*. *Ecological Rest.* 34 (4):297–305. doi:10.3368/er.34.4.297.
- Mergen, F. (1959). A toxic principle in the leaves of *Ailanthus*. *Botanical Gazette* 121:32–36.
- Messing, R.H. and Wright, M.G. (2006). Biological control of invasive species: solution or pollution? *Frontiers in Ecology and the Environment* 4 (3):132–140. doi:10.1890/1540-9295(2006)004[0132:BCOISS]2.0.CO;2.
- Meyerson, L.A. and Mooney, H.A. (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 (4):199–208. doi:10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2.
- Middleton, K. (2012). Renarrating a Biological Invasion: Historical Memory, Local Communities and Ecologists. *environ hist camb* 18 (1):61–95. doi:10.3197/096734012X13225062753624.
- Mihály, B. and Botta-Dukát, Z. (Eds.) (2004). *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 pp.*
- Miller, J. (1990). *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Ailanthus*, in *Silvics of North America, Vol. 2: Hardwoods*, R.M. Burns, B.H. Honkala, eds, US Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, pp. 101–104.
- Miskei, A. (2016). *A Csepel-sziget és Ráckeve mint királyi és szultáni birtok (15–18. század)*. Líceum Kiadó, Eger, 426 pp.
- Moles, A.T., Flores-Moreno, H., Bonser, S.P., Warton, D.I., Helm, A., Warman, L., Eldridge, D.J., Jurado, E., Hemmings, F.A., Reich, P.B., Cavender-Bares, J., Seabloom, E.W., Mayfield, M.M., Sheil, D., Djietror, J.C., Peri, P.L., Enrico, L., Cabido, M.R., Setterfield, S.A., Lehmann, C.E.R., and Thomson, F.J. (2012). Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100 (1):116–127. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01915.x.
- Molnár, Á., P. (2019). A Turjánvidék Natura 2000 terület déli részének tájtörténeti elemzése., in *978-615-5241-27-7, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, p. 159.*
- Molnár, Á.P., Demeter, L., Fülöp, B., Gábor, C., László, N., Vera, V.-B., Péter, K., Márk, D., Judit, B., István, S., János, L., and Vadász, C. (2019). Az észak-kiskunsági meszes homoki erdőössztyepp-komplex recens vegetáció-dinamikája. Poszter. XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Eger.
- Molnár, Á.P., Erdélyi, A., Hartdégen, J., Biró, M., Pánya, I., and Vadász, C. (2022). Természetvédelmi célú történeti elemzés: A Peszéri-erdő elmúlt három évszázada / Historical analyses for nature conservation - the past three centuries of the Peszér Forest. *TL* 20 (1):73–105. doi:10.56617/tl.3381.
- Molnár, Z. and Kun, A. (Eds.) (2000). *Alföldi erdőössztyepp-maradványok Magyarországon, WWF Füzetek*. WWF Magyarország, Budapest, 55 pp.
- Monaco, A. and Genovesi, P. (2014). *European Guidelines on Protected Areas and Invasive Alien Species*. Council of Europe, Strasbourg, Regional Parks Agency, Lazio Region, Rome.

- Morris, C., Morris, L.R., Leffler, A.J., Holifield Collins, C.D., Forman, A.D., Wertz, M.A., and Kitchen, S.G. (2013). Using long-term datasets to study exotic plant invasions on rangelands in the western United States. *Journal of Arid Environments* 95:65–74. doi:10.1016/j.jaridenv.2013.03.013.
- Motta, R., Nola, P., and Berretti, R. (2009). The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the “Siro Negri” Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. *Ann. For. Sci.* 66 (4):410–410. doi:10.1051/forest/2009012.
- Motti, R., Zotti, M., Bonanomi, G., Cozzolino, A., Stinca, A., and Migliozi, A. (2021). Climatic and anthropogenic factors affect *Ailanthus altissima* invasion in a Mediterranean region. *Plant Ecol* 222 (12):1347–1359. doi:10.1007/s11258-021-01183-9.
- Mouttet, R., Augustinus, B., Bonini, M., Chauvel, B., Desneux, N., Gachet, E., Le Bourgeois, T., Müller-Schärer, H., Thibaudon, M., and Schaffner, U. (2018). Estimating economic benefits of biological control of *Ambrosia artemisiifolia* by *Ophraella communa* in southeastern France. *Basic and Applied Ecology* 33:14–24. doi:10.1016/j.baae.2018.08.002.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Edwards, A.J., and Clark, C.D. (1999). The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management* 55 (3):157–166. doi:10.1006/jema.1998.0255.
- Nagy, I., Nagy, L., and Rév, S. (2018). Tapasztalatok az ócsai tájvédelmi körzet erdőterületeinek természetvédelmi kezeléséről., in *Természetvédelem És Kutatás a Turjánvidék Északi Részén*, Rosalia, M. Korda, ed, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 349–374.
- Nava, S.C. (2022). *Ailanthus altissima* (tree-of-heaven). CABI Digital Library, CABI Compendium. 10.1079/cabicompendium.3889, <http://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.3889>.
- NFK (2023a). Erdővagyon és erdőgazdálkodás 2022-ben. Az Országos Erdőállomány adattár és Országos Statisztikai Adatfelvételi Központ adatai alapján. Nemzeti Földügyi Központ Erdészeti Főosztály, Budapest, 10 pp.
- NFK (2023b). Erdőtervi adatok, Kunpeszér és Kunadacs kerületek üzemtervi adatai 1958-2016. Nemzeti Földügyi Központ Erdészeti Főosztály, Budapest, NFK-031757/002/2023.
- NFK (2022). Magyarország erdeinek összefoglaló adatai. 2022. Az Országos Erdőállomány adattár és Országos Statisztikai Adatfelvételi Központ adatai alapján. Nemzeti Földügyi Központ Erdészeti Főosztály, Budapest, 2 pp.
- Niemets, U. (1998). Adjustment of foliage structure and function to a canopy light gradient in two co-existing deciduous trees. Variability in leaf inclination angles in relation to petiole morphology. *Trees Structure and Function* 12:446–451.
- Nikolaeva, A.A., Golosova, E.V., and Shelepova, O.V. (2021). Allelopathic activity of *Acer negundo* L. leaf litter as a vector of invasion species into plant communities. *BIO Web Conf.* 38:00088. doi:10.1051/bioconf/20213800088.
- Nyssen, B., Schmidt, U., Muys, B., Lei, P., and Pyttel, P. (2018). The history of introduced tree species in Europe in a nutshell., in *Krumm F, Vitková L (Eds) Introduced Tree Species in European Forests: Opportunities and Challenges*, European Forest Institute, pp. 44–55.
- OBM (2024). OBM - Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa. Hozzáférés 2024.02.20.
- O’Neill, M.W., Bradley, B.A., and Allen, J.M. (2021). Hotspots of invasive plant abundance are geographically distinct from hotspots of establishment. *Biol Invasions* 23 (4):1249–1261. doi:10.1007/s10530-020-02433-z.
- Oosting, H.J. (1942). An Ecological Analysis of the Plant Communities of Piedmont, North Carolina. *American Midland Naturalist* 28 (1):1. doi:10.2307/2420696.
- Overton, R.P. (1990). *Acer negundo* L. Boxelder., in *Silvics of North America, Vol. 2: Hardwoods.*, R.M. Burns, B.H. Honkala, eds, US Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, pp. 41–45.

- Oxley, F.M., Waliczek, T.M., and Williamson, P.S. (2016). Stakeholder Opinions on Invasive Species and Their Management in the San Marcos River. *hortte* 26 (4):514–521. doi:10.21273/HORTTECH.26.4.514.
- Oxoli, D., Prestifilippo, G., Bertocchi, D., and Zurbarán, M. (2017). Enabling spatial autocorrelation mapping in QGIS: The hotspot analysis plugin. *Geoingegneria Ambientale e Mineraria* 151:45–50.
- Pairon, M., Chabrierie, O., Casado, C.M., and Jacquemart, A.-L. (2006). Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. *Acta Oecologica* 30 (2):238–247. doi:10.1016/j.actao.2006.05.002.
- Panetta, F.D. (2001). Seedling emergence and seed longevity of the tree weeds *Celtis sinensis* and *Cinnamomum camphora*. *Weed Research* 41 (1):83–95. doi:10.1046/j.1365-3180.2001.00220.x.
- Patterson, R. (1985). The humblest maple. *American Forests* 91 (5):46–48.
- Peabody, F.J. (1982). A 350-Year-Old American Legume in Paris. *Castanea* 47 (1):99–104.
- Pedersini, C., Bergamin, M., Aroulmoji, V., Baldini, S., Picchio, R., Pesce, P.G., Ballarin, L., and Murano, E. (2011). Herbicide Activity of Extracts from *Ailanthus Altissima* (Simaroubaceae). *Natural Product Communications* 6 (5):1934578X1100600. doi:10.1177/1934578X1100600504.
- Pell, J.K., Baverstock, J., Roy, H.E., Ware, R.L., and Majerus, M.E.N. (2008). Intraguild predation involving *Harmonia axyridis*: a review of current knowledge and future perspectives. *BioControl* 53 (1):147–168. doi:10.1007/s10526-007-9125-x.
- Pile Knapp, L.S., Rebbeck, J., Hutchinson, T., Fraser, J., and Pinchot, C.C. (2022). Controlling an Invasive Tree with a Native Fungus: Inoculating *Ailanthus altissima* (Tree-of-Heaven) with *Verticillium nonalfalfae* in Highly Disturbed Appalachian Forests of Ohio. *Journal of Forestry* 120 (5):558–574. doi:10.1093/jofore/fvac013.
- Pinchot, G. (1907). Hackberry (*Celtis occidentalis*). *Circular* 75.
- Pocock, M.J.O., Adriaens, T., Bertolino, S., Eschen, R., Essl, F., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Roy, H.E., Teixeira, H., and De Groot, M. (2024). Citizen science is a vital partnership for invasive alien species management and research. *iScience* 27 (1):108623. doi:10.1016/j.isci.2023.108623.
- Poole, E.M., Ulyshen, M.D., Horn, S., Anderson, P., Bates, C., and Barnes, C. (2021). Progression of Sugarberry (*Celtis laevigata*) Dieback and Mortality in the Southeastern United States. *Journal of Forestry* 119 (3):266–274. doi:10.1093/jofore/fvab005.
- Porté, A.J., Lamarque, L.J., Lortie, C.J., Michalet, R., and Delzon, S. (2011). Invasive *Acer negundo* outperforms native species in non-limiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. *BMC Ecol* 11 (1):28. doi:10.1186/1472-6785-11-28.
- Procheş, Ş., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., and Rejmánek, M. (2008). Searching for phylogenetic pattern in biological invasions. *Global Ecology and Biogeography* 17 (1):5–10. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00333.x.
- Pyšek, P., Chytrý, M., and Jarošík, V. (2009). Chapter 6 Habitats and Land Use as Determinants of Plant Invasions in the Temperate Zone of Europe., in *Bioinvasions and Globalization, C. Perrings, H. Mooney, M. Williamson, eds*, Oxford University Press Oxford, pp. 66–80.
- Pyšek, P. and Jarošík, V. (2005). Residence time determines the distribution of alien plants., in *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects, Inderjit, ed*, Birkhäuser Basel, Basel, pp. 77–96.
- Pyšek, P., Müllerová, J., and Jarošík, V. (2007). Historical dynamics of *Heracleum mantegazzianum* invasion at regional and local scales., in *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum Mantegazzianum), P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn, eds*, CABI, UK, pp. 42–54.
- Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M., and Wade, M. (1995). Plant invasions: general aspects and special problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

- Pyšek, P. and Richardson, D.M. (2007). Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand?, in *Biological Invasions, Ecological Studies*, W. Nentwig, ed, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 97–125.
- Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V., and Ammer, C. (2013). Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 291:308–317. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.022.
- Rafíkova, O. and Veselkin, D. (2022). Leaf water extracts from invasive *Acer negundo* do not inhibit seed germination more than leaf extracts from native species. *MBI* 13 (4):705–723. doi:10.3391/mbi.2022.13.4.08.
- Rakonczai, J. (2006). A globális változások hatásai a Duna-Tisza köze vízháztartására., in *A III. Magyar Földrajzi Konferencia Közleményei*, Á. Kertész, Z. Dövényi, K. Kocsis, eds, MTA FKI 8 pp, Budapest.
- Rebeck, J., Hutchinson, T., Iverson, L., Yaussy, D., and Fox, T. (2017). Distribution and demographics of *Ailanthus altissima* in an oak forest landscape managed with timber harvesting and prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 401:233–241. doi:10.1016/j.foreco.2017.06.050.
- Rebeck, J. and Jolliff, J. (2018). How long do seeds of the invasive tree, *Ailanthus altissima* remain viable? *Forest Ecology and Management* 429:175–179. doi:10.1016/j.foreco.2018.07.001.
- Rédei, K., Keserű, Z., Csiha, I., Rásó, J., and Honfy, V. (2017). Plantation Silviculture of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Cultivars in Hungary – A Review. *SEEFOR* 8 (2). doi:10.15177/seefor.17-11.
- Redwood, M.E., Matlack, G.R., and Huebner, C.D. (2019). Seed longevity and dormancy state in an invasive tree species: *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae)1. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 146 (2):79. doi:10.3159/TORREY-D-18-00038.1.
- Reichard, S.H. and White, P.S. (2003). Invasion Biology: An Emerging Field of Study. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90 (1):64. doi:10.2307/3298526.
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., and Sreit, B. (2003). Ökonomische Folgen der Ausbreitung von gebietsfremden Organismen in Deutschland. J.W. Goethe-Universität im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht, Frankfurt.
- Reinhart, K.O., Royo, A.A., Van Der Putten, W.H., and Clay, K. (2005). Soil feedback and pathogen activity in *Prunus serotina* throughout its native range. *Journal of Ecology* 93 (5):890–898. doi:10.1111/j.1365-2745.2005.01028.x.
- Rejmánek, M. (2000). Invasive Plants: Approaches and Predictions. *Austral Ecology* 25:497–506. doi:10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x.
- Rejmánek, M. (1996). A theory of seed plant invasiveness: The first sketch. *Biological Conservation* 78 (1–2):171–181. doi:10.1016/0006-3207(96)00026-2.
- Rejmánek, M. (1989). Invasibility of plant communities., in *Ecology of Biological Invasion: A Global Perspective*, J.M. Drake, F. Di Castri, R.H. Groves, H.A. Kruger, H.A. Mooney, M. Rejmánek, M.H. Williamson, eds, Wiley & Sons, New York, pp. 369–388.
- Rejmánek, M., Richardson, D., Higgins, S.I., Pitcairn, M., and Grotkopp, E. (2005). Ecology of invasive plants: State of the art., in *Invasive Alien Species: Searching for Solutions*, H.A. Mooney, R.M. Mack, J.A. McNeely, L. Neville, P. Schei, J. Waage, eds, Island Press, Washington, DC, pp. 104–162.
- Rejmánek, M. and Richardson, D.M. (2013). Trees and shrubs as invasive alien species - 2013 update of the global database. *Diversity Distrib.* 19 (8):1093–1094. doi:10.1111/ddi.12075.
- Rew, L.J. and Pokorny, M. (Eds.) (2006). Inventory and Survey Methods for Nonindigenous Plant Species. Monana State University Extension, USA, Montana, 78 pp.
- Rhodes, C.J., Henrys, P., Siriwardena, G.M., Whittingham, M.J., and Norton, L.R. (2015). The relative value of field survey and remote sensing for biodiversity assessment. *Methods Ecol Evol* 6 (7):772–781. doi:10.1111/2041-210X.12385.

- Richardson, D.M. and Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 30 (3):409–431. doi:10.1191/0309133306pp490pr.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., and Carlton, J.T. (2010). A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology., in *Fifty Years of Invasion Ecology*, D.M. Richardson, ed, Wiley, pp. 409–420.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., and West, C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6 (2):93–107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x.
- Richardson, D.M. and Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions* 17 (5):788–809. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x.
- Robakowski, P., Bielinis, E., and Sendall, K. (2018). Light energy partitioning, photosynthetic efficiency and biomass allocation in invasive *Prunus serotina* and native *Quercus petraea* in relation to light environment, competition and allelopathy. *J Plant Res* 131 (3):505–523. doi:10.1007/s10265-018-1009-x.
- Robinson, T.B., Martin, N., Loureiro, T.G., Matikinca, P., and Robertson, M.P. (2020). Double trouble: the implications of climate change for biological invasions. *NB* 62:463–487. doi:10.3897/neobiota.62.55729.
- Rodiczky, J. (1884). Adatok a befásítás történetéhez. *Erdészeti lapok* 23 (8):685–697.
- Rogers, M.J., Halls, L.K., and Dickson, J.G. (1990). Deer Habitat in the Ozark Forests of Arkansas (No. SO-RP-259). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, LA.
- Rosario, L.C. (1988). *Acer negundo*., in *Fire Effects Information System*, [Online], U.S. Department of Agriculture, Forest Service Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer).
- Rossell, C.R., Patch, S., and Salmons, S. (2007). Effects of Deer Browsing on Native and Non-native Vegetation in a Mixed Oak-Beech Forest on the Atlantic Coastal Plain. *Northeastern Naturalist* 14 (1):61–72. doi:10.1656/1092-6194(2007)14[61:EODBON]2.0.CO;2.
- Roth, G. (1953). Erdőműveléstan III. A magyar erdőművelés különleges feladatai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 286 pp.
- Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B.S., Hulme, P.E., Ikeda, T., Sankaran, K., McGeoch, M.A., Meyerson, L.A., Nuñez, M.A., Ordonez, A., Rahla, S.J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A.W., and Vandvik, V. (2023). IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers. Zenodo, Bonn, Germany, 56 pp. DOI: 10.5281/ZENODO.7430692.
- Royimani, L., Mutanga, O., Odindi, J., Dube, T., and Matongera, T.N. (2019). Advancements in satellite remote sensing for mapping and monitoring of alien invasive plant species (AIPs). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 112:237–245. doi:10.1016/j.pce.2018.12.004.
- Royo, A.A., Vickers, L.A., Long, R.P., Ristau, T.E., Stoleson, S.H., and Stout, S.L. (2021). The Forest of Unintended Consequences: Anthropogenic Actions Trigger the Rise and Fall of Black Cherry. *BioScience* 71 (7):683–696. doi:10.1093/biosci/biab002.
- Russell, J.C. and Blackburn, T.M. (2017). The Rise of Invasive Species Denialism. *Trends in Ecology & Evolution* 32 (1):3–6. doi:10.1016/j.tree.2016.10.012.
- Ryan, S.F., Lombaert, E., Espeset, A., Vila, R., Talavera, G., Dincă, V., Doellman, M.M., Renshaw, M.A., Eng, M.W., Hornett, E.A., Li, Y., Pfrender, M.E., and Shoemaker, D. (2019). Global invasion history of the agricultural pest butterfly *Pieris rapae* revealed with genomics and citizen science. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 116 (40):20015–20024. doi:10.1073/pnas.1907492116.
- Saccone, P., Pagès, J.-P., Girel, J., Brun, J.-J., and Michalet, R. (2010). *Acer negundo* invasion along a successional gradient: early direct facilitation by native pioneers and late indirect

- facilitation by conspecifics. *New Phytologist* 187 (3):831–842. doi:10.1111/j.1469-8137.2010.03289.x.
- Sachse, U. (1992). Invasion patterns of boxelder on sites with different levels of disturbance. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 21:103–111.
- Salsbury, C.M., Dolan, R.W., and Pentzer, E.B. (2004). The Distribution of Fox Squirrel (*Sciurus niger*) Leaf Nests within Forest Fragments in Central Indiana. *The American Midland Naturalist* 151 (2):369–377. doi:10.1674/0003-0031(2004)151[0369:TDOFSS]2.0.CO;2.
- Schade, S., Kotsev, A., Cardoso, A.C., Tsiamis, K., Gervasini, E., Spinelli, F., Mitton, I., and Sgnaolin, R. (2019). Aliens in Europe. An open approach to involve more people in invasive species detection. *Computers, Environment and Urban Systems* 78:101384. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2019.101384.
- Schall, M.J. (2008). Verticillium wilt of *Ailanthus altissima*. The Pennsylvania State University The Graduate School College of Agricultural Sciences, Pennsylvania, 202 pp.
- Schall, M.J. and Davis, D.D. (2009). *Ailanthus altissima* Wilt and Mortality: Etiology. *Plant Disease* 93 (7):747–751. doi:10.1094/PDIS-93-7-0747.
- Schermann, B. and Czóbel, S. (2021). Investigation of the invasive plant infestation of the railway line between Gödöllő and Hatvan. *Columella* 8 (1):51–61. doi:10.18380/SZIE.COLUM.2021.8.1.51.
- Schmidt, G. (2001). Néhány gondolat a városfásításról (1.) Napjaink várostűrő fafajai. *Tájépítészet* 2 (1):41–44.
- Schneider, K., Makowski, D., and van der Werf, W. (2021). Predicting hotspots for invasive species introduction in Europe. *Environ. Res. Lett.* 16 (11):114026. doi:10.1088/1748-9326/ac2f19.
- Schnitzler, A., Hale, B.W., and Alsum, E.M. (2007). Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138 (1–2):146–156. doi:10.1016/j.biocon.2007.04.010.
- Scholler, M. and Böllmann, J. (2004). *Glechoma hederacea* (Lamiaceae) in North America: invasion history and current distribution. *Feddes Repert.* 115 (1–2):178–188. doi:10.1002/fedr.200311035.
- Schwoerer, T., Little, J.M., and Adkison, M.D. (2019). Aquatic Invasive Species Change Ecosystem Services from the World’s Largest Wild Sockeye Salmon Fisheries in Alaska. *Journal of Ocean and Coastal Economics* 6 (1). doi:10.15351/2373-8456.1094.
- Seastedt, T.R. (2015). Biological control of invasive plant species: a reassessment for the Anthropocene. *New Phytologist* 205 (2):490–502. doi:10.1111/nph.13065.
- Sebert-Cuvillier, E., Simon-Goyheneche, V., Paccaut, F., Chabrierie, O., Goubet, O., and Decocq, G. (2008). Spatial spread of an alien tree species in a heterogeneous forest landscape: a spatially realistic simulation model. *Landscape Ecol* 23 (7):787–801. doi:10.1007/s10980-008-9237-4.
- Segura, S., Guzmán-Díaz, F., López-Upton, J., Mathuriau, C., and López-Medina, J. (2018). Distribution of *Prunus serotina* Ehrh. in North America and Its Invasion in Europe. *GEP* 06 (09):111–124. doi:10.4236/gep.2018.69009.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., and Reyer, C.P.O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Clim Change* 7 (6):395–402. doi:10.1038/nclimate3303.
- Shmida, A. (1984). Whittaker’s plant diversity sampling method. *Israel Journal of Botany* 33 (1):41–46. doi:10.1080/0021213X.1984.10676984.
- Shorohova, E., Aakala, T., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Koivula, M., Ruel, J.-C., and Ulanova, N. (2023). Natural Disturbances from the Perspective of Forest Ecosystem-Based Management., in *Boreal Forests in the Face of Climate Change, Advances in Global Change Research*, M.M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, Y. Bergeron, eds, Springer International Publishing, Cham, pp. 89–121.

- Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Chormański, J., and Hopkins, R.J. (2019). You Can't See the Woods for the Trees: Invasive *Acer negundo* L. in Urban Riparian Forests Harms Biodiversity and Limits Recreation Activity. *Sustainability* 11 (20):5838. doi:10.3390/su11205838.
- Silva, L.B., Alves, M., Elias, R.B., and Silva, L. (2017). Comparison of T-Square, Point Centered Quarter, and N-Tree Sampling Methods in *Pittosporum undulatum* Invaded Woodlands. *International Journal of Forestry Research* 2017:1–13. doi:10.1155/2017/2818132.
- Silva-Pando, F.J. (2021). Eucalyptus in South Europe: Searching for the Promised Land – Introduction and Dissemination of Eucalyptus in Southwestern Europe., in *Invasive Alien Species*, T. Pullaiah, M.R. Ielmini, eds, Wiley, pp. 278–316.
- Silvertown, J.W. (1982). Introduction to Plant Population Ecology. Longman Publishing Group, London, 209 pp.
- Simberloff, D. (2009). The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40 (1):81–102. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304.
- Simberloff, D. (1989). Which insect introductions succeed and which fail?, in *Bio-Logical Invasions: A Global Perspective*, J.M. Drake, H. Mooney, F. Di Castri, R.H. Groves, H.A. Kruger, M. Rejmánek, T. Williams, eds, John Wiley, Chichester, UK, pp. 61–75.
- Singh, K.K., Surasinghe, T.D., and Frazier, A.E. (2024). Systematic review and best practices for drone remote sensing of invasive plants. *Methods Ecol Evol* 2041–210X.14330. doi:10.1111/2041-210X.14330.
- Singh, R.P., Gupta, M.K., and Chand, P. (1992). Autecology of *Ailanthus glandulosa* Desf. in Western Himalayas. *Indian Forester* 118:917–921.
- Sîrbu, C. (2007). Considerations regarding the alien plants from Moldavian flora (Romania), deliberately introduced by man. 14. *Journal of Plant Development* 14 (1):41–50.
- Sladonja, B., Sušek, M., and Guillermic, J. (2015). Review on Invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. *Environ Manage* 56 (4):1009–1034. doi:10.1007/s00267-015-0546-5.
- Small, C.J., White, D.C., and Hargbol, B. (2010). Allelopathic influences of the invasive *Ailanthus altissima* on a native and a non-native herb. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 137 (4):366–372. doi:10.3159/10-RA-034.1.
- Smit, C., Den Ouden, J., and Müller-Schärer, H. (2006). Unpalatable plants facilitate tree sapling survival in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology* 43 (2):305–312. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01147.x.
- Smith, A.J. (1975). Invasion and Ecesis of Bird-Disseminated Woody Plants in a Temperate Forest Sere. *Ecology* 56 (1):19–34. doi:10.2307/1935297.
- Soetaert, K. and Heip, C. (1990). Sample-size dependence of diversity indices and the determination of sufficient sample size in a high-diversity deep-sea environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59:305–307. doi:10.3354/meps059305.
- Spotswood, E.N., Meyer, J.-Y., and Bartolome, J.W. (2013). Preference for an invasive fruit trumps fruit abundance in selection by an introduced bird in the Society Islands, French Polynesia. *Biol Invasions* 15 (10):2147–2156. doi:10.1007/s10530-013-0441-z.
- Starfinger, U. (1990). Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Technische Universität Berlin, Berlin, 109 pp.
- Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M., and Schepker, H. (2003). From Desirable Ornamental Plant to Pest to Accepted Addition to the Flora? – the Perception of an Alien Tree Species Through the Centuries. *Biological Invasions* 5 (4):323–335. doi:10.1023/B:BINV.0000005573.14800.07.
- Stone, M.D. and Moll, D. (2009). Abundance and Diversity of Seeds in Digestive Tracts of *Terrapene carolina* and *T. Ornata* in Southwestern Missouri. *The Southwestern Naturalist* 54 (3):346–350.

- Stratton, N.G., Mandrak, N.E., and Klenk, N. (2022). From anti-science to environmental nihilism: the Fata Morgana of invasive species denialism. *NB* 75:39–56. doi:10.3897/neobiota.75.90631.
- Swain, E., Li, C.P., and Poulton, J.E. (1992). Development of the Potential for Cyanogenesis in Maturing Black Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) Fruits. *Plant Physiol.* 98 (4):1423–1428. doi:10.1104/pp.98.4.1423.
- Swihart, R.K. and Picone, P.M. (1991). Arboreal Foraging and Palatability of Tree Leaves to Woodchucks. *American Midland Naturalist* 125 (2):372. doi:10.2307/2426244.
- Swingle, W.T. (1916). The early European history and the botanical name of the Tree of Heaven, *Ailanthus altissima*. *Journal of the Washington Academy of Sciences* 6 (14):490–498.
- Szabó, L.G. (1999). Juglone index – a possibility for expressing allelopathic potential of plant taxa with various life strategies. *Acta Botanica Hungarica* 42:295–305.
- Szakály, F. (1994). Gazdasági és társadalmi változások a török hódítás árnyékában. Előadások a történettudomány műhelyeiből 5. História Könyvtár, Budapest 39 pp.
- Szigetvári, C. (2004). Inváziós növények szerepének összehasonlító vizsgálata nyílt homokgyepekben (PhD értekezés). Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, Szeged.
- Terwei, A. (2022). *Prunus serotina* (black cherry). CABI Digital Library, CABI Compendium. 10.1079/cabicompndium.44360, <http://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompndium.44360>.
- Terzi, M., Fontaneto, D., and Casella, F. (2021). Effects of *Ailanthus altissima* Invasion and Removal on High-Biodiversity Mediterranean Grasslands. *Environmental Management* 68 (6):914–927. doi:10.1007/s00267-021-01522-6.
- Thabethe, V., Wilson, A.-L., Hart, L.A., and Downs, C.T. (2015). Digestive efficiency of indigenous and invasive avian species fed fruit of invasive alien plants in South Africa. *African Zoology* 50 (4):293–297. doi:10.1080/15627020.2015.1106924.
- Thomas, Q.R., Canham, C.D., Weathers, K.C., and Goodale, C.L. (2010). Increased tree carbon storage in response to nitrogen deposition in the US. *Nature Geosci* 3 (1):13–17. doi:10.1038/ngeo721.
- Thompson, J.R., Carpenter, D.N., Cogbill, C.V., and Foster, D.R. (2013). Four Centuries of Change in Northeastern United States Forests. *PLoS ONE* 8 (9):e72540. doi:10.1371/journal.pone.0072540.
- Tickner, D.P., Angold, P.G., Gurnell, A.M., and Mountford, J.O. (2001). Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography* 25:22–52.
- Tilman, D. (1999). The Ecological Consequences of Changes in Biodiversity: A Search for General Principles. *Ecology* 80 (5):1455. doi:10.2307/176540.
- Todd, J. (2014). *Ailanthus altissima* in Urban Neighborhoods of Denver, Colorado (M.S.). University of Denver, Denver, CO, 45 pp.
- Tölgyesi, C., Bátor, Z., Erdős, L., Gallé, R., and Körmöczi, L. (2015a). Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history. doi:10.14471/2015.35.006.
- Tölgyesi, C., Zalatnai, M., Erdős, L., Bátor, Z., Hupp, N.R., and Körmöczi, L. (2015b). Unexpected ecotone dynamics of a sand dune vegetation complex following water table decline. *JPECOL* rtv032. doi:10.1093/jpe/rtv032.
- Traub, B. and Wüest, R.O. (2020). Analysing the quality of Swiss National Forest Inventory measurements of woody species richness. *For. Ecosyst.* 7 (1):37. doi:10.1186/s40663-020-00252-1.
- Trifilo, P., Raimondo, F., Nardini, A., Lo Gullo, M.A., and Salleo, S. (2004). Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. *Tree Physiology* 24 (1):107–114. doi:10.1093/treephys/24.1.107.

- Trotta, G., Savo, V., Cicinelli, E., Carboni, M., and Caneva, G. (2020). Colonization and damages of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle on archaeological structures: Evidence from the Aurelian Walls in Rome (Italy). *International Biodeterioration & Biodegradation* 153:105054. doi:10.1016/j.ibiod.2020.105054.
- Tucker, C., Brandt, M., Hiernaux, P., Kariryaa, A., Rasmussen, K., Small, J., Igel, C., Reiner, F., Melocik, K., Meyer, J., Sinno, S., Romero, E., Glennie, E., Fitts, Y., Morin, A., Pinzon, J., McClain, D., Morin, P., Porter, C., Loeffler, S., Kergoat, L., Issoufou, B.-A., Savadogo, P., Wigneron, J.-P., Poulter, B., Ciais, P., Kaufmann, R., Myneni, R., Saatchi, S., and Fensholt, R. (2023). Sub-continental-scale carbon stocks of individual trees in African drylands. *Nature* 615 (7950):80–86. doi:10.1038/s41586-022-05653-6.
- Turbelin, A.J., Diagne, C., Hudgins, E.J., Moodley, D., Kourantidou, M., Novoa, A., Haubrock, P.J., Bernery, C., Gozlan, R.E., Francis, R.A., and Courchamp, F. (2022). Introduction pathways of economically costly invasive alien species. *Biol Invasions* 24 (7):2061–2079. doi:10.1007/s10530-022-02796-5.
- Turcek, F.J. (1961). *Ökologické Beziehungen der Vögel und Gehölze*. Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava, 331 pp.
- Udvardy, L. (2004a). Bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), in *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények I*, B. Mihály, Z. Botta-Dukát, eds, Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–160.
- Udvardy, L. (2004b). Zöld juhar (*Acer negundo* L.), in *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények I*, B. Mihály, Z. Botta-Dukát, eds, Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 371–386.
- Udvardy, L. and Zagyvai, G. (2012). Mirigyos bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), in *Inváziós Növényfajok Magyarországon*, Á. Csizsár, ed, Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 13–16.
- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.-C., and Simberloff, D. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biol Invasions* 10 (8):1345–1351. doi:10.1007/s10530-007-9209-7.
- Vallejo-Marín, M., Friedman, J., Twyford, A.D., Lepais, O., Ickert-Bond, S.M., Streisfeld, M.A., Yant, L., van Kleunen, M., Rotter, M.C., and Puzey, J.R. (2021). Population genomic and historical analysis suggests a global invasion by bridgehead processes in *Mimulus guttatus*. *Commun Biol* 4 (1):327. doi:10.1038/s42003-021-01795-x.
- Van Kleunen, M., Dawson, W., Schlaepfer, D., Jeschke, J.M., and Fischer, M. (2010a). Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology Letters* 13 (8):947–958. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01503.x.
- 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, M.V., and Dehnen-Schmutz, K. (2018). The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions: Horticulture and plant invasions. *Biol Rev* 93 (3):1421–1437. doi:10.1111/brv.12402.
- Van Kleunen, M., Weber, E., and Fischer, M. (2010b). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13 (2):235–245. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x.
- Van Wees, D., Van Der Werf, G.R., Randerson, J.T., Andela, N., Chen, Y., and Morton, D.C. (2021). The role of fire in global forest loss dynamics. *Global Change Biology* 27 (11):2377–2391. doi:10.1111/gcb.15591.
- Van Wilgen, B.W. and Richardson, D.M. (2014). Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. *Biol Invasions* 16 (3):721–734. doi:10.1007/s10530-013-0615-8.

- Vanhellemont, M. (2009). Present and future population dynamics of *Prunus serotina* Ehrh. in forests in its introduced range. PhD thesis. Ghent University, Belgium, 159 pp.
- Vanhellemont, M., Verheyen, K., De Keersmaecker, L., Vandekerckhove, K., and Hermy, M. (2009). Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? *Biol Invasions* 11 (6):1451–1462. doi:10.1007/s10530-008-9353-8.
- Vanhellemont, M., Wauters, L., Baeten, L., Bijlsma, R.-J., De Frenne, P., Hermy, M., and Verheyen, K. (2010). *Prunus serotina* unleashed: invader dominance after 70 years of forest development. *Biol Invasions* 12 (5):1113–1124. doi:10.1007/s10530-009-9529-x.
- Vedder, D., Leidinger, L., and Sarmiento Cabral, J. (2021). Propagule pressure and an invasion syndrome determine invasion success in a plant community model. *Ecology and Evolution* 11 (23):17106–17116. doi:10.1002/ece3.8348.
- Venette, R.C., Gordon, D.R., Juzwik, J., Koch, F.H., Liebhold, A.M., Peterson, R.K.D., Sing, S.E., and Yemshanov, D. (2021). Early Intervention Strategies for Invasive Species Management: Connections Between Risk Assessment, Prevention Efforts, Eradication, and Other Rapid Responses., in *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States*, T.M. Poland, T. Patel-Weynand, D.M. Finch, C.F. Miniat, D.C. Hayes, V.M. Lopez, eds, Springer International Publishing, Cham, pp. 111–131.
- Veperdi, G. (2005). Erdőbeclésstan. Erdővagyongazdálkodási és Vidékfejlesztési Intézet, Erdőrendezéstani Tanszék, Sopron, 115 pp.
- Véssey, F. (1881). A cs. és kir. család rászkevei uradalma futóhomok-területének erdősítése. *Erdészeti lapok* 20 (5):329–337.
- Vig, T., Erdélyi, A., and Malatinszky, Á. (2023). The distribution of the tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in the settlements and forests of Southern Börzsöny, Hungary. *Botanikai Közlemények* 110 (2):167–190. doi:10.17716/BotKozlem.2023.110.2.167.
- Vinod, N., Slot, M., McGregor, I.R., Ordway, E.M., Smith, M.N., Taylor, T.C., Sack, L., Buckley, T.N., and Anderson-Teixeira, K.J. (2023). Thermal sensitivity across forest vertical profiles: patterns, mechanisms, and ecological implications. *New Phytologist* 237 (1):22–47. doi:10.1111/nph.18539.
- Von der Lippe, M., Säumel, I., and Kowarik, I. (2005). Cities as drivers for biological invasions - The role of urban climate and traffic. *Die Erde; Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin* 136:123–143.
- Walsh, J.R., Munoz, S.E., and Vander Zanden, M.J. (2016). Outbreak of an undetected invasive species triggered by a climate anomaly. *Ecosphere* 7 (12). doi:10.1002/ecs2.1628.
- Wang, J.-F., Stein, A., Gao, B.-B., and Ge, Y. (2012). A review of spatial sampling. *Spatial Statistics* 2:1–14. doi:10.1016/j.spasta.2012.08.001.
- Wang, Z., Wang, D., Liu, Q., Xing, X., Liu, B., Jin, S., and Tigabu, M. (2022). Meta-Analysis of Effects of Forest Litter on Seedling Establishment. *Forests* 13 (5):644. doi:10.3390/f13050644.
- Wangen, S.R. and Webster, C.R. (2006). Potential for multiple lag phases during biotic invasions: reconstructing an invasion of the exotic tree *Acer platanoides*: Lag phases and biotic invasions. *Journal of Applied Ecology* 43 (2):258–268. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01138.x.
- Weaver, J.E. (1960). Flood plain vegetation of the central Missouri Valley and contacts of woodland with prairie. *Ecological Monographs* 30 (1):37–64.
- Weidlich, E.W.A., Flórido, F.G., Sorrini, T.B., and Brancalion, P.H.S. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57 (9):1806–1817. doi:10.1111/1365-2664.13656.
- Wein, K. (1930). Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 42:137–163.
- Welch, B.A., Geissler, P.H., and Latham, P. (2014). Early detection of invasive plants—Principles and practices: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, *Scientific Investigations Report*. USA, 215 pp.

- WFO (2024). World Flora Online Plant List. <https://wfoplantlist.org/> Access 2024.01.20.
- White, N.A., Engeman, R.M., Sugihara, R.T., and Krupa, H.W. (2008). A comparison of plotless density estimators using Monte Carlo simulation on totally enumerated field data sets. *BMC Ecol* 8 (1):6. doi:10.1186/1472-6785-8-6.
- White, P.C.L., Jennings, N.V., Renwick, A.R., and Barker, N.H.L. (2005). REVIEW: Questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice: Questionnaires in ecology. *Journal of Applied Ecology* 42 (3):421–430. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01032.x.
- Whiting, A.U., Chaloupka, M., and Limpus, C.J. (2013). Comparing sampling effort and errors in abundance estimates between short and protracted nesting seasons for sea turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 449:165–170. doi:10.1016/j.jembe.2013.09.016.
- Wickert, K.L., O’Neal, E.S., Davis, D.D., and Kasson, M.T. (2017). Seed Production, Viability, and Reproductive Limits of the Invasive *Ailanthus altissima* (Tree-of-Heaven) within Invaded Environments. *Forests* 8 (7). doi:10.3390/f8070226.
- Williamson, M. (2001). Can the impacts of invasive plants be predicted?, in *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, G. Brundu, J. Brock, I. Camarada, L. Child, M. Wade, eds, Backhuys, Leiden, pp. 11–20.
- Williamson, M. (1996). Biological invasions. Chapman & Hall, London, 244 pp.
- Williamson, M. and Fitter, A. (1996). The Varying Success of Invaders. *Ecology* 77 (6):1661–1666. doi:10.2307/2265769.
- Willott, S.J. (2001). Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology* 38 (2):484–486. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00589.x.
- Yanai, R.D., Young, A.R., Campbell, J.L., Westfall, J.A., Barnett, C.J., Dillon, G.A., Green, M.B., and Woodall, C.W. (2023). Measurement uncertainty in a national forest inventory: results from the northern region of the USA. *Can. J. For. Res.* 53 (3):163–177. doi:10.1139/cjfr-2022-0062.
- Yang, Y., Bian, Z., Ren, W., Wu, J., Liu, J., and Shrestha, N. (2023). Spatial patterns and hotspots of plant invasion in China. *Global Ecology and Conservation* 43:e02424. doi:10.1016/j.gecco.2023.e02424.
- You, W.-H., Han, C.-M., Fang, L.-X., and Du, D.-L. (2016). Propagule Pressure, Habitat Conditions and Clonal Integration Influence the Establishment and Growth of an Invasive Clonal Plant, *Alternanthera philoxeroides*. *Front. Plant Sci.* 7. doi:10.3389/fpls.2016.00568.
- Zagwijn, W.H. (1994). Reconstruction of climate change during the Holocene in western and central Europe based on pollen records of indicator species. *Veget Hist Archaeobot* 3 (2). doi:10.1007/BF00189928.
- Zengeya, T.A. and Wilson, J.R. (2021). Appendix 2 to “The Status of Biological Invasions and their Management in South Africa in 2019”—the species list.
- Zhai, J., Grebner, D., Grala, R., Fan, Z., and Munn, I. (2018). Contribution of Ecological and Socioeconomic Factors to the Presence and Abundance of Invasive Tree Species in Mississippi, USA. *Forests* 9 (1):38. doi:10.3390/f9010038.
- Zhang, L., Chen, A., Li, Y., Li, D., Cheng, S., Cheng, L., and Liu, Y. (2022). Differences in Phenotypic Plasticity between Invasive and Native Plants Responding to Three Environmental Factors. *Life* 12 (12):1970. doi:10.3390/life12121970.
- Zhang, X., Xue, Y., Zhang, C., Ren, Y., Xu, B., and Chen, Y. (2021). Sampling intensity influences the estimation of functional diversity indices of fish communities. *Ecological Indicators* 121:107169. doi:10.1016/j.ecolind.2020.107169.
- Zhao, H., Zhong, Y., Wang, X., Hu, X., Luo, C., Boitt, M., Piironen, R., Zhang, L., Heiskanen, J., and Pellikka, P. (2022). Mapping the distribution of invasive tree species using deep one-class classification in the tropical montane landscape of Kenya. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 187:328–344. doi:10.1016/j.isprs.2022.03.005.

Internetes hivatkozások

- http¹: Az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/ALL/?uri=CELEX:32014R1143>
- http²: A Bizottság (EU) 2016/1141 végrehajtási rendelete (2016. július 13.) az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet szerinti jegyzékének elfogadásáról. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/ALL/?uri=CELEX:32016R1141>
- http³: <https://www.cabidigitalibrary.org/product/qi>
- http⁴: https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists
- http⁵: <https://www.gbif.org/dataset/b351a324-77c4-41c9-a909-f30f77268bc4>
- http⁶: <https://plantnet.org/en/>
- http⁷: <https://www.inaturalist.org/>
- http⁸: https://www.ailantex.com/index_en.php
- http⁹: OAKEYLIFE Layman's Report (2022a). Az OAKEYLIFE projekt eredményeinek összefoglalója. 24 pp
http://92.249.143.182/oakeylife/2022/Oakeylife_kiadv%C3%A1ny_A4_teljes_minta5.pdf
- http¹⁰: OAKEYLIFE Final Report (2022b). Covering the project activities from 01/08/2017 to 31/12/2022. OAKEYLIFE - Multilevel and multisite complex restoration of key ecosystem services of the calcareous sand forest steppe.
http://92.249.143.182/oakeylife/2023/Final_Report_OAKEYLIFE_2023.pdf
- http¹¹: <https://www.monumentaltrees.com/en/trees/species/>
- http¹²: <https://www.wood-database.com/>

11. Köszönetnyilvánítás

Első helyen szeretnék köszönetet mondani feleségemnek, Hartdégen Juditnak, aki a kutatásaim során mindig mellettem volt, s végtelen türelemmel kísérte végig a dolgozat elkészültét (is). Szeretném megköszönni szüleimnek, Emmának és Péternek, hogy az elmúlt bő 35 évben, így a doktori kutatásaim alatt is feltétel nélkül támogattak. Köszönettel tartozom családomnak és barátaimnak, akik nem engedték, hogy feladjam.

Külön köszönet illeti külső konzulensemét, Dr. Vadász Csabát, aki egyrészt – határozott fellépéssel – rátett az inváziós fafajokhoz tartó útra, másrészt sok egyéb tekintetben is formálta a szemléletemet. Szintén külön köszönet illeti belső konzulensemét, Dr. Malatinszky Ákost, aki nem kevés probléma megoldásával, s új utak megmutatásával is támogatott. Továbbá itt is köszönetet mondanék korábbi mentoraimnak, Dr. Szövényi Gergelynek és Dr. Standovár Tibornak, akik nélkül nem juthattam volna el a Felső-Kiskunságig.

A Peszéri-erdőben zajló kutatásaim nem valósulhattak volna meg számos közreműködő személy, köztük jóbarátok, kedves ismerősök nélkül. Ezúton szeretném kifejezni köszönetemet a következő hölgyeknek és uraknak: Dr. Andrési Dániel, Bácsi Benjámin, Dr. Bárány Gábor, Dr. Biró Marianna, Danyi Irén, Deák Márk, Fodor Zsuzsanna, Fülöp Bence, Hadi Barnabás, Dr. Halmos Gergő, Halpern Bálint, Haraszi László, Hugyecz Mátyás, Jurás Zsuzsanna, Kalocsa Anikó, Dr. Knakker Balázs, Kocsán Gábor, Kolbász, Kozma Botond, Dr. Kun Róbert, Lázsne Aranka, Madácsi Sándor, Máté András, Mészáros Zsuzsa és családja (a tanya), Molnár Ábel Péter, Dr. Molnár Zsolt, Dr. Morvai Boglárka, Németh Imre, Nyári László, Pongrácz József, Schneider Viktor, Sípos Gyula, Sirányi Flóra, Dr. Szegleti Zsófia, Szörös Kálmán, Víg Ákos Kornél, s a MATE Természetvédelmi mérnök szak 2018-as évfolyama. Szeretnék továbbá köszönetet mondani az OAKEYLIFE projekt, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a KEFAG Kiskunsági Erdészeti és Faipari Zrt., a MATE Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, illetve külön a Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék további munkatársainak is. Itt is köszönöm mindenkinek a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságnál az eddigi közös törekvéseket – a mihez tartás végett.

Végül, köszönöm a MATE Környezettudományi Doktori Iskolájának és az Innovációs és Technológiai Minisztérium, Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal Kooperatív Doktori Ösztöndíj programjának támogatását.

12. Mellékletek

12.1. A négy inváziós fafaj saját tulajdonságai

1. táblázat. A mirigyes bálványfa, nyugati ostorfa, kései meggy és zöld juhar legfontosabb tulajdonságainak bemutatása (Overton 1990; Sachse 1992; Juhász 2004; Udvardy 2004a, 2004b; Deckers et al. 2005; Bartha and Csiszár 2006; Kowarik and Säumel 2007; Gucker 2011; Csiszár et al. 2013; Korda 2018b; CABI 2022; Nava 2022; Terwei 2022; WFO 2024, <http>¹¹⁻¹² alapján)

Tulajdonságok	Mirigyes bálványfa	Nyugati ostorfa	Kései meggy	Zöld juhar
Taxonómia	Rend – Rutales Család – Simaroubaceae Genus – Ailanthus Faj – Ailanthus altissima (Mill.) Swingle	Rend – Rosales Család – Cannabaceae Genus – Celtis Faj – Celtis occidentalis L.	Rend – Rosales Család – Rosaceae Nemzetség – Prunus Faj – Prunus serotina Ehrh.	Rend – Sapindales Család – Sapindaceae Nemzetség – Acer Faj – Acer negundo L.
Termet	Közepes termetű fa, elérheti a 30 m-es magasságot és az 1 m-es törzsátmérőt (a legnagyobb ismert érték 1,75 m, Ausztria, Bécs)	Közepes termetű fa, de elérheti a 35 m-es magasságot és az 1 m- es törzsátmérőt (a legnagyobb ismert érték 1,97 m, USA, Texas, Arlington)	Közepes termetű fa, magassága meghaladhatja a 30 m-t, de nálunk jellemzően alacsonyabb, az alsó lombkoronaszintig fejlődik, s a törzsátmérő is csak legfeljebb néhány 10 cm (a legnagyobb ismert érték 1,86 m, USA, Norfolk)	Közepes termetű fa, magassága ritkán haladja meg a 20 m-t, és a törzsátmérő sem éri el általában az 1 m-t (a legnagyobb ismert érték 2,29 m, Olaszország, Padova)
Törzs	Egyenes, hengeres, szabadállásban viszont hamar elágazik	Egyenes, hengeres, szabadállásban már alacsonyan nagy, vastag ágakat fejleszt	Alapvetően egyenes, hengeres, de zárt állományban is már hamar elágazik	Jellemzően hamar, a talajfelszínhez közel elágazik, földre kerüléskor képes gyökeret eresztetni
Faanyag	Gyűrűs likacsú. Könnyű és puha, jellemzően alacsony fűtőérték, száradva hamar darabokra bomlik	Gyűrűs likacsú, keményebb, a szilekhez / kőrisekhez hasonló tulajdonságokkal bír, közepes-jó fűtőérték, de hamar fülled	Változó, félig gyűrűs, vagy szórt likacsú. Kemény, jó fűtőértékkel bír, de száradva csavarodva reped	Szórt likacsú. Könnyű és puha, jellemzően alacsony fűtőérték, száradva hamar darabokra bomlik
Kéreg	Vékony és sima, zöldes- szürkés, hosszanti irányú sekély, sárgás repedésekkel ("tigrisfa")	Fiatalon sima, szürke, de hamar vastag bordákat, rücsköket fejleszt, s barnásszürkévé válik	Sima, barnásszürke, keresztirányban megnyúló világosabb paraszemölcsökkel, idősebb korban cserépszerűen repedezik	Sokáig sima, világosszürkés-sárgás színű, később sötétedik, enyhén, hosszirányban repedezik
Korona	Viszonylag hézagos, nyílt, lombosodás jellemzően csak az ágak végén	Viszonylag tömött, sűrű, a hajtások gyakran cseréptetőhöz hasonlóan egymásra borulnak	Viszonylag tömött, sűrű, szélesen elterülő	Széles, egyenlőtlen, gyakran hézagos korona

Vessző	Vastag, de a szivacsos bél miatt törékeny, sárgás vagy vöröses árnyalatú kéreggel, sűrűn rányomott szőrökkel. Megtörve jellegzetes szagú (ahogy a növény többi része is)	Vékony, barnásszürke, fehéres paraszemölcsökkel, rekeszes bél, jellemzőek a nagyon hosszú vesszők ("ostorok"), illetve a fiatal egyedeken a cikkcakkos vesszők	Vékony, a fiatal hajtás zöldes, később vörösbarna sárgás paraszemölcsökkel, a másodéves hajtáson szürke periderma. Megtörve jellegzetes szagú (ahogy a növény többi része is)	Vaskosabb, könnyen törik, kopasz, vagy vékony viaszréteg fedi, a vesszővég gyakran lilás színű, egyébként élénkzöld.
Rügy	Apró félgömb alakú. Szórt rügyállás	Kicsi, legfeljebb 5-6 mm hosszú, barnásszürke, szárhoz simuló, hegyes, lapított. Váltakozó rügyállás	Elálló, kúp alakú, kopasz, akár az 1 cm-t is elérheti, vörösbarna alapokon feltűnő világoszöld (télén is kiténik). Szórt rügyállás	Tompa, 2-5 mm hosszú, kopasz, enyhén szőrözött pikkelyekkel. Keresztben átellenes rügyállás
Levél	Összetett, páratlanul szárnyalt, elérheti az 1 m-t. A levélkéék száma 13-41 között változhat, hosszúkás tojásdadok, kihegyezett végűek, ép szélűek vagy enyhén karéjosodók, mirigyszőrösök, a levélke vállon speciális nektártermelő mirigyek. Nagy, tompa háromszögű levélripacs	Egyszerű, tojásdad alakú, lekerekített vállú, gyengén részaránytalan, karéjos (10-40 karéj / oldal), kihegyezett csúcsú, gyéren szőrözött. A levél színe fénylő és sötétebb, mint a fonák. Összel jellegzetes élénksárga lombszín	Egyszerű, megnyúlt tojásdad alakú, vagy elliptikus, lekerekített vagy ékvállú, finoman fogazott, a fogak mirigyes végűek. A levéllemez bőrnemű, vastag, mélyzöld. A levélnyélen pirosas mirigyszemölcsök. Összel jellegzetes vöröses lombszín	Összetett, páratlanul szárnyalt, 3-7 levélkével. A levélkéék változó alakúak, enyhén karéjosak, vagy erősen fűrészesek, kopaszak
Virág, virágzat	Felemás kétlaki, himnős (de steril porzókkal) vagy porzós virágú egyedek, 5-6 tagú virágok, porzók két körben, Rhus-típusú pollen. A virágok színe sárgászöldes, szaguk kellemetlen, magas nektártermelő képesség. A virágok laza végálló bugába szerveződnek, a virágkocsányok sokáig megmaradnak	Poligám, egyivarú vagy kétivarú virágok. Hosszú virágkocsány, a virágtakaró zöld, 6 lepellevél. Porzósámban 6	A virágok kétivarúak, sárgásfehér szirmúak, hosszúkás tojásdadok, a csészecimpák pirosasak. A virágok 5 ivarlevelűek, 8-10 mm átmérőjűek. A virágzat hengeres fűrt (a zselnicéhez hasonlóan "fűrtösmeggy")	Kétlaki, halványzöld virágokkal, de a porzós virágok tavasszal hosszú kocsányaik és nagy, sötétpiros portokjaik miatt jellegzetesek. A termős virágok fűrtvirágzatban állnak
Termés	Csomókban álló, hosszában csavarodott lependék, lehulláskor szélcsendben is képes oldalirányban mozogni. A mag közepén helyezkedik el, magas olajtartalmú. A terméshullás tavaszig tarthat	Csonthéjas, jellemzően egyedül álló termések. A termésfal vékony, kezdetben narancssárga, majd vörösbarna. A gyümölcshús magas cukortartalmú. A termések tavaszig fennmaradhatnak	Csonthéjas, feketévé érik, fekete magvú. A termések lazább fűrtökben, leveses gyümölcshús. A termések nagyrésze ősszel már lehullik	Ikerlependék, a két résztermés szárnya egymással 60°-nál kisebb szöveget zár be. A mag hosszúkás, ráncos. A terméshullás kora tavaszig tarthat

Terjedés	Anemochoria, de sok egyéb módon is. Továbbá vegetatívan a laterális gyökereken található járulékos rügyekről fejlesztett sarjakkal. 3-5 év alatt elérheti a magtermő kort	Endozoochoria, de sok egyéb módon is. Már 10 éves kor alatt elérheti a magtermő kort.	Endozoochoria, de sok egyéb módon is. 4 év alatt elérheti a magtermő kort.	Anemochoria, de sok egyéb módon is. 5-7 év alatt elérheti a magtermő kort
Életmenet	Gyors növekedés, 1 éves korban akár 1-2 m-es magasság és 5-10 mm / év vastagsági növekedés. Magbankot rövid távon képez. Rövid életidő, jellemzően max. 100-150 év	Gyors növekedés, a fiatal egyedek extrém árnyékos körülmények között sokáig perzisztensek. Magbankot rövid távon képez. Rövid-közepes életidő, ismertek 200 évnél idősebb példányok, nálunk is gyakoriak a 100 évet meghaladó korú egyedek	Gyors növekedés, a fiatal egyedek extrém árnyékos körülmények között sokáig perzisztensek. Magbankot rövid távon képez. Rövid életidő, jellemzően max. 100-150 év	Gyors növekedés, a fiatal egyedek árnyékos körülmények között sokáig perzisztensek. Rövid életidő, jellemzően max. 100 év
Allelopátia	Juglon index*: 0,8–1,49	Juglon index: 0,86–1,36	Juglon index: 0,77–1,04	Juglon index: 0,93–0,99

*A juglon index (Szabó 1999) kifejezi az egyes növényfajok királydióhoz (*Juglans regia* L.) viszonyított allelopatikus hatását. A királydió referenciaértéke 1-es. Csiszár et al. (2013) alapján az értéktartomány 1 g növényi kivonat / 100 ml deszt. víz és 5 g növényi kivonat / 100 ml deszt. víz beállításokkal került meghatározásra.



1. ábra. A kései meggy magoncbankja egy sűrű cserjeszintű nyáras állományban a Peszéri-erdőben

12.2. Élőhelyfoltok és élőhelytípusok a Peszéri-erdőben

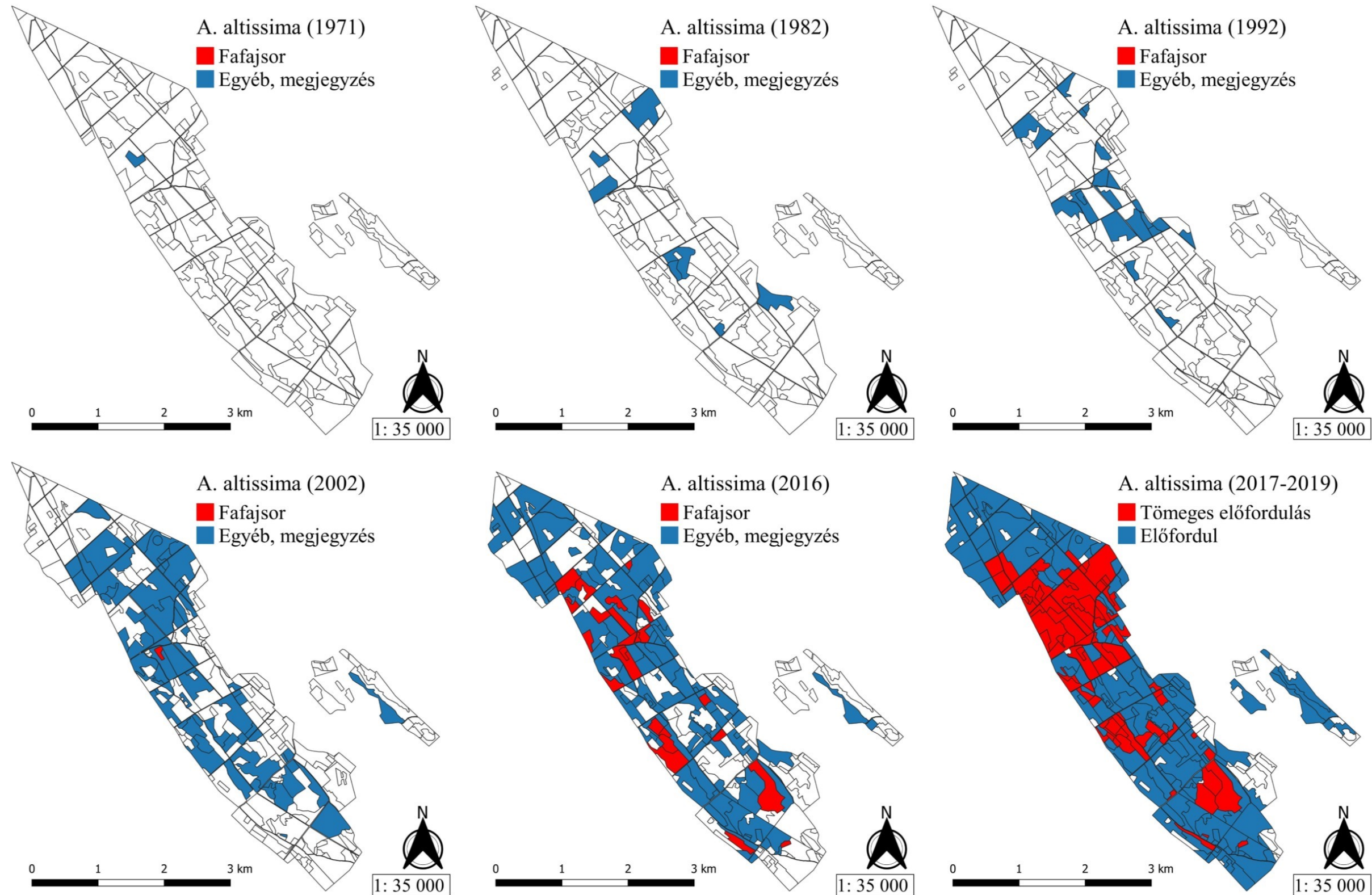


2. ábra. A Peszéri-erdő foltterképe a 2019-2020-ban megvalósult élőhelyfelmérés alapján (Erdélyi & Hartdégén 2020). Az 1080 ha-os területen 1023 db, eltérő élőhelyfolt került azonosításra és leírásra részben az Á-NÉR alapján

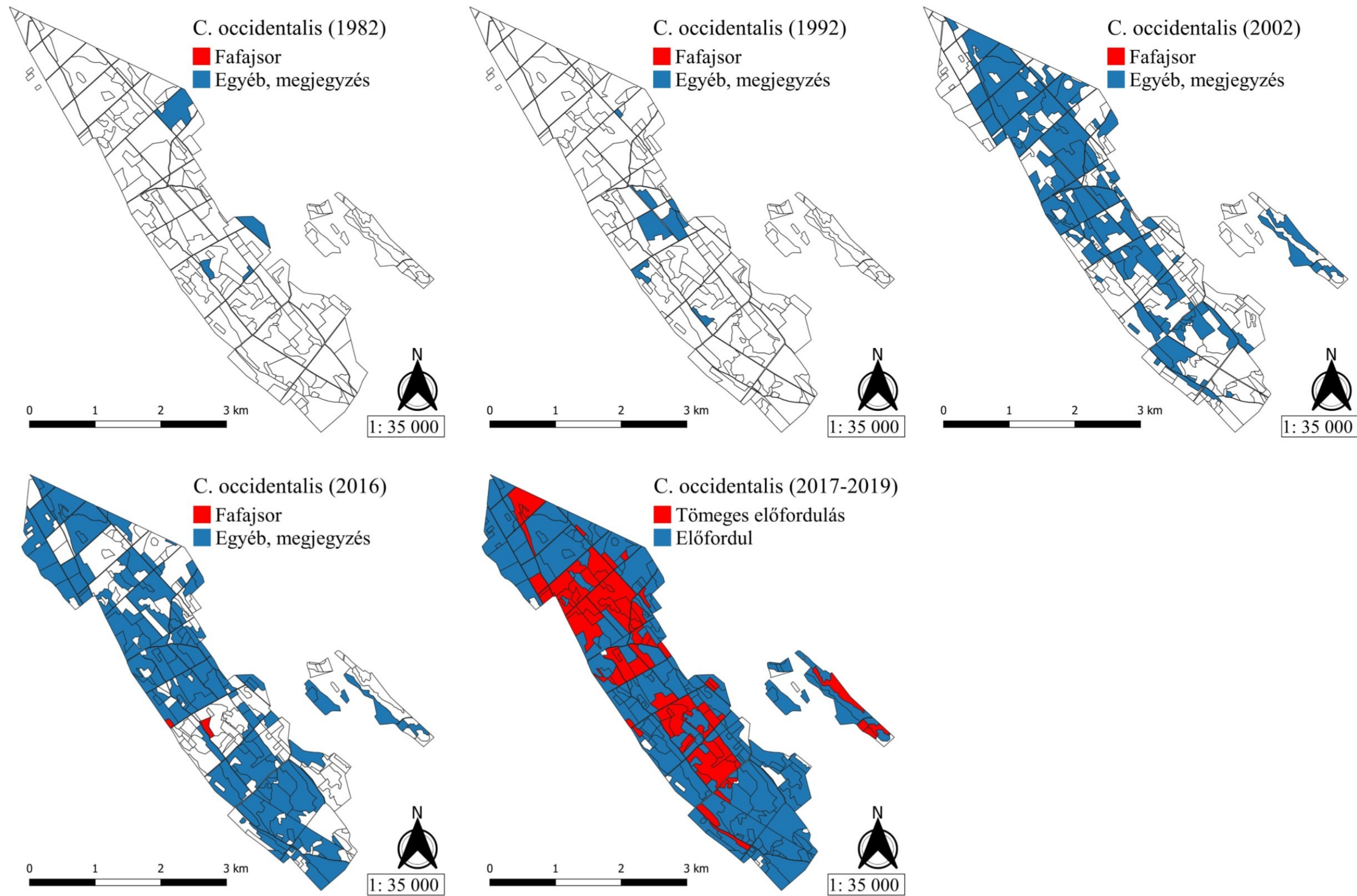
2. táblázat. A Peszéri-erdő élőhelytípusai 2020-ban (alapállapot) és 2023-ban (a beavatkozások után) (Erdélyi & Hartdégén 2022). Bal oldalon a terület kulcs-élőhelytípusai, jobb oldalon a jellegtelen és természetvédelmi szempontokból nem kívánatos élőhelytípusok, A Natura 2000 jelölő élőhelytípusok külön feltüntetve az Á-NÉR kódok mellett, *-al a kiemelt jelentőségűek szerepelnek. A Br. terület a gyakori mozaikok miatti maximum kiterjedést takarja. B: biztosan az adott élőhelytípusba osztályozható folt; P: potenciális élőhelytípus, a megfigyelt regenerációs folyamatok az adott élőhelytípus irányába történő átalakulásra engednek következtetni

Élőhelytípusok	2020		2023		Élőhelytípusok	2020		2023	
	B	P	B	P		B	P	B	P
M4 - 9110*					RDb				
Folt (db)	32	41	33	42	Folt (db)	1	0	1	0
Br. terület (ha)	35,9	48,3	36	48,1	Br. terület (ha)	0,1	0	0,1	0
L5 - 9110*					S1				
Folt (db)	167	99	172	102	Folt (db)	242	0	214	4
Br. terület (ha)	165,2	125,4	167,5	125,1	Br. terület (ha)	388,9	0	279,4	8
M5 - 91N0*					S2				
Folt (db)	1	1	1	7	Folt (db)	14	0	11	0
Br. terület (ha)	0,9	0,1 (+?)	0,9	5,6 (+?)	Br. terület (ha)	21,7	0	18,5	0
RA					S3				
Folt (db)	141	n.é.	177	n.é.	Folt (db)	6	0	6	0
Br. terület (ha)	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	Br. terület (ha)	18,5	0	18,3	0
RB					S4				
Folt (db)	360	1	383	49	Folt (db)	19	1	15	1
Br. terület (ha)	482,3	0,4	457,9	76,3	Br. terület (ha)	26,4	1	14,8	1
RC					S6				
Folt (db)	25	0	25	14	Folt (db)	160	99	78	135
Br. terület (ha)	28,6	1,1	28,8	27,8	Br. terület (ha)	229,3	115,5	105,6	144,8
J2 - 91E0					S7				
Folt (db)	4	0	4	0	Folt (db)	1	0	1	0
Br. terület (ha)	10,4	0	10,4	0	Br. terület (ha)	0,1	0	0,1	0
P2b					P1				
Folt (db)	408	1	410	5	Folt (db)	5	n.é.	49	n.é.
Br. terület (ha)	422,5	5,2	370,4	6,9	Br. terület (ha)	4,7	n.é.	69,1	n.é.
P2bN - 5130					P8				
Folt (db)	5	0	5	0	Folt (db)	0	n.é.	16	n.é.
Br. terület (ha)	8,9	0	8,9	0	Br. terület (ha)	0	n.é.	18,5	n.é.
P2a					OB				
Folt (db)	9	0	9	0	Folt (db)	6	0	6	0
Br. terület (ha)	28,9	0	28,9	0	Br. terület (ha)	6	0	5,8	0
H5b - 6260*					OC				
Folt (db)	83	24	84	32	Folt (db)	73	0	116	0
Br. terület (ha)	95,7	19,5	95,1	23,8	Br. terület (ha)	85	0	131,7	0
G1 - 6260*					OD				
Folt (db)	15	0	22	2	Folt (db)	20	0	20	0
Br. terület (ha)	18,9	0	23,8	2,2	Br. terület (ha)	29,2	0	29,3	0
D2 - 6410									
Folt (db)	30	1	30	1					
Br. terület (ha)	26,9	11,3	26,3	11,3					
D34 - 6440									
Folt (db)	7	1	7	1					
Br. terület (ha)	8,4	11,3	7,8	11,3					

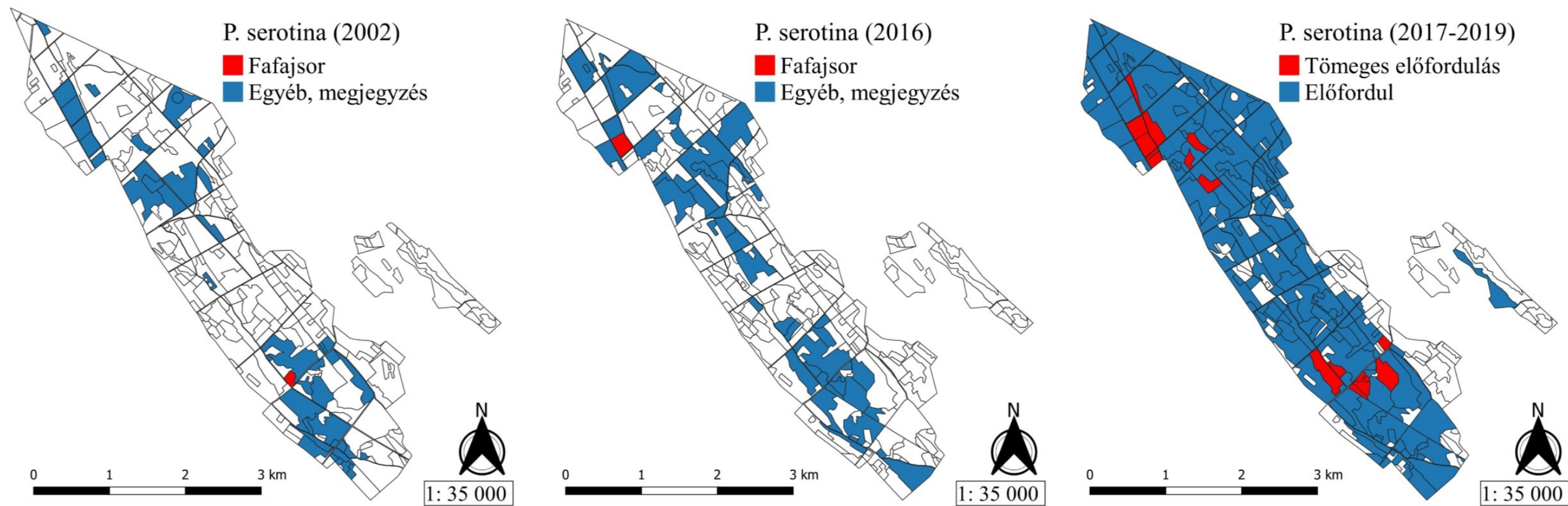
12.3. Az első téma mellékletei



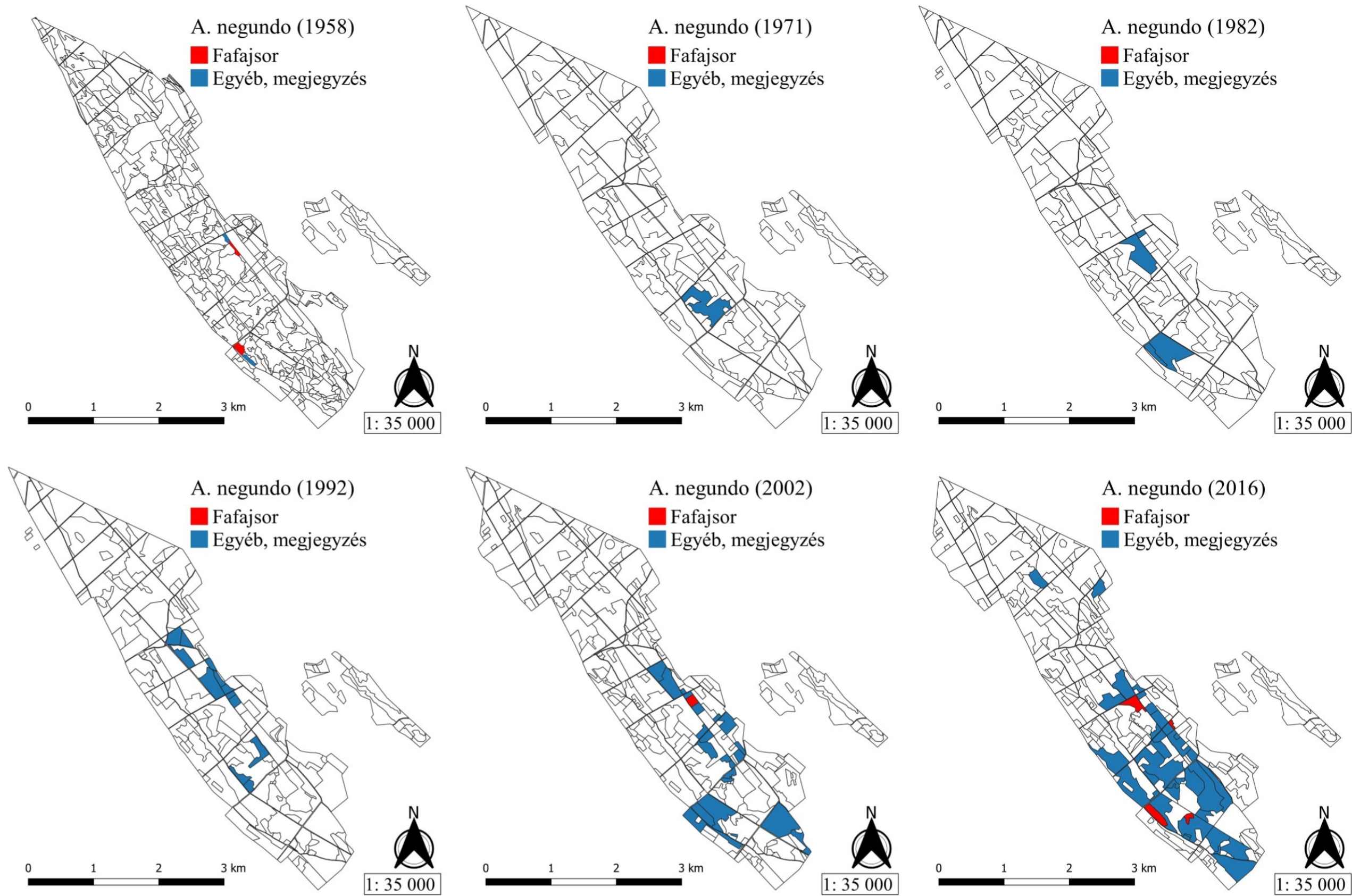
3. ábra. A mirigyes bálványfa elterjedése a Peszéri-erdőben az üzemtervi adatok (1958-2016) és a teljes területi felmérés alapján (2017-2019). Az üzemtervi adatokban először csak 1971-ben jelent meg. Az erdőrészlet leíró lapokon található adatok a fafajzor (piros), továbbá az egyéb fajok és megjegyzés (kék) szekciók szerint külön kerültek megjelenítésre. A teljes területi felmérés alapján a megjelenítés a következő kritériumokat követi: 1.) a dbh ≥ 5 cm csoport eléri a 100 tő / ha-t és / vagy a dbh < 5 cm csoport eléri az 1000 db tő / ha-t, továbbá 2.) a faj az adott erdőrészlet területének negyedén jelen van: piros; a határértékek alatt: kék



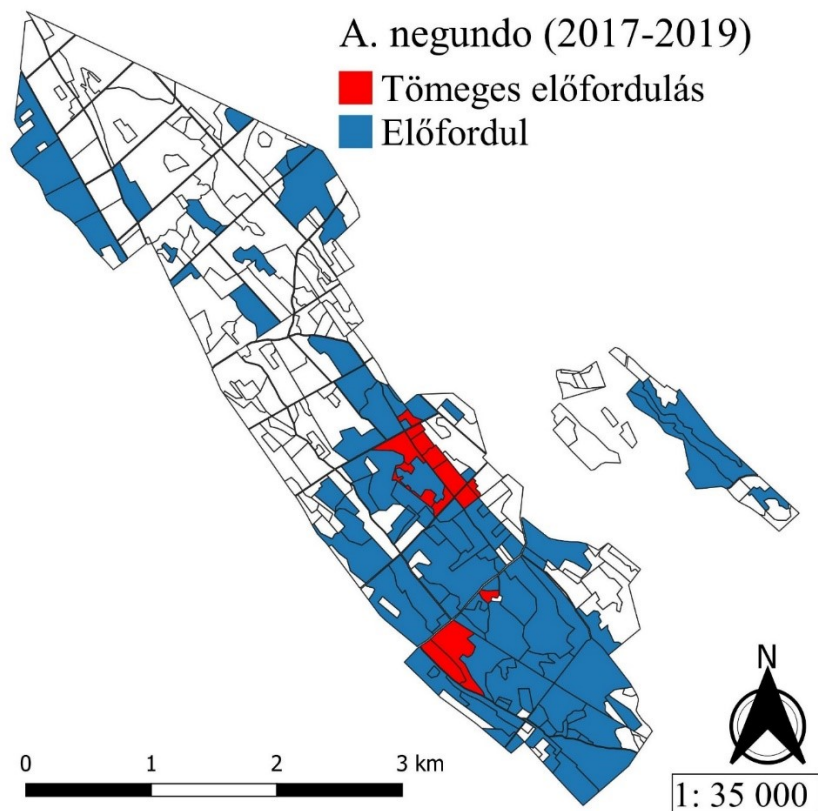
4. ábra. A nyugati ostorfa elterjedése a Peszéri-erdőben az üzemtervi adatok (1958-2016) és a teljes területi felmérés alapján (2017-2019). Az üzemtervi adatokban először csak 1982-ben jelent meg. Az erdőrézlet leíró lapokon található adatok a fafajzor (piros), továbbá az egyéb fafajok és megjegyzés (kék) szekciók szerint külön kerültek megjelenítésre. A teljes területi felmérés alapján a megjelenítés a következő kritériumokat követi: 1.) a dbh ≥ 5 cm csoport eléri a 100 tő / ha-t és / vagy a dbh < 5 cm csoport eléri az 1000 db tő / ha-t, továbbá 2.) a fafaj az adott erdőrézlet területének negyedén jelen van: piros; a határértékek alatt: kék



5. ábra. A kései megye elterjedése a Peszéri-erdőben az üzemtervi adatok (1958-2016) és a teljes területi felmérés alapján (2017-2019). Az üzemtervi adatokban először csak 2002-ben jelent meg. Az erdőrészlet leíró lapokon található adatok a fafajzor (piros), továbbá az egyéb fafajok és megjegyzés (kék) szekciók szerint külön kerültek megjelenítésre. A teljes területi felmérés alapján a megjelenítés a következő kritériumokat követi: 1.) a dbh ≥ 5 cm csoport eléri a 100 tő / ha-t és / vagy a dbh < 5 cm csoport eléri az 1000 db tő / ha-t, továbbá 2.) a fafaj az adott erdőrészlet területének negyedén jelen van: piros; a határértékek alatt: kék



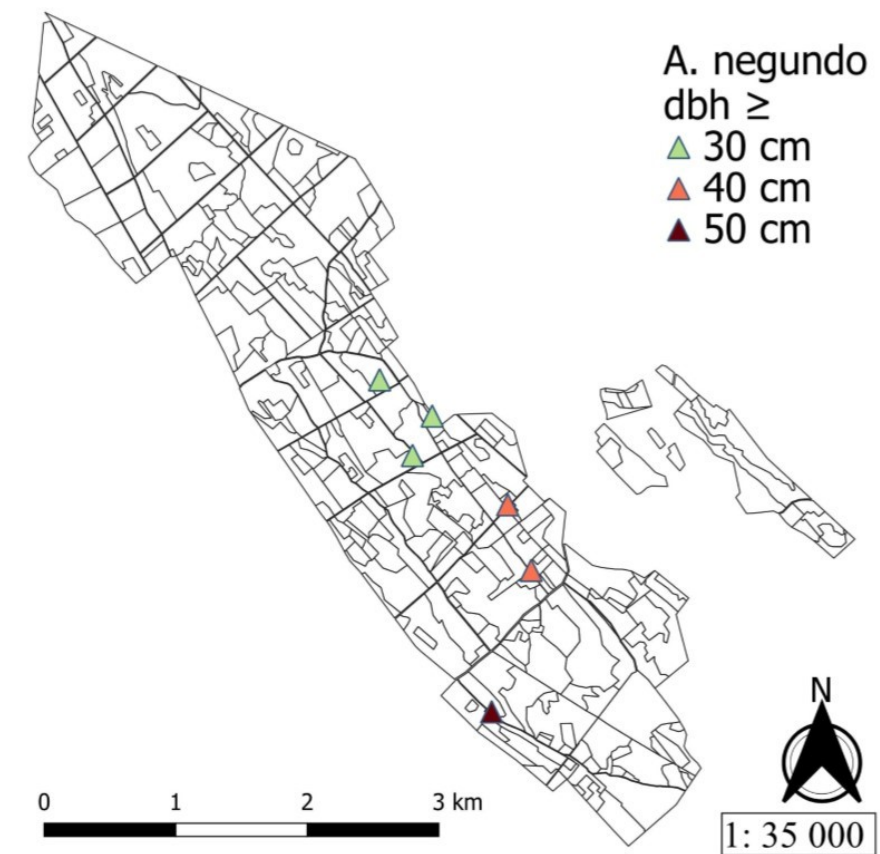
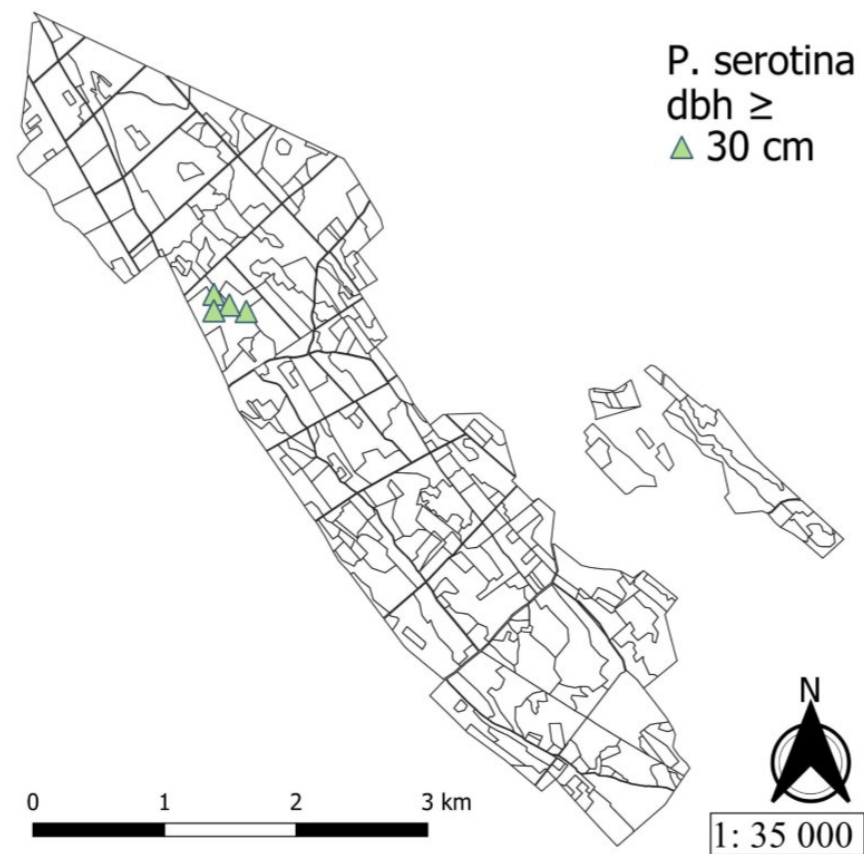
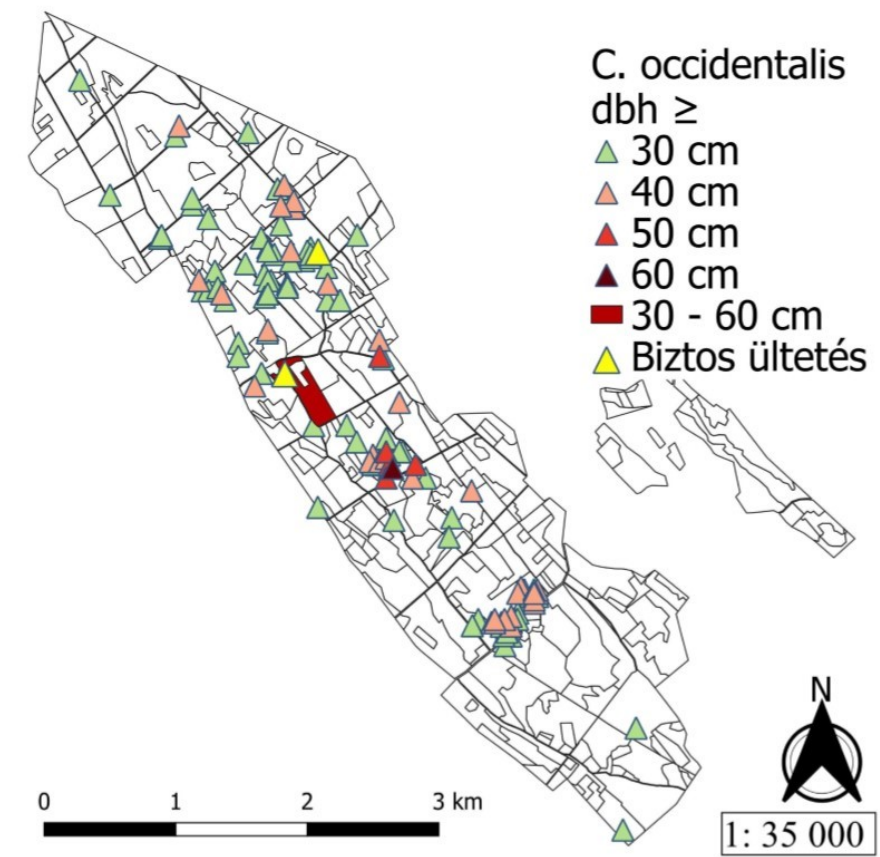
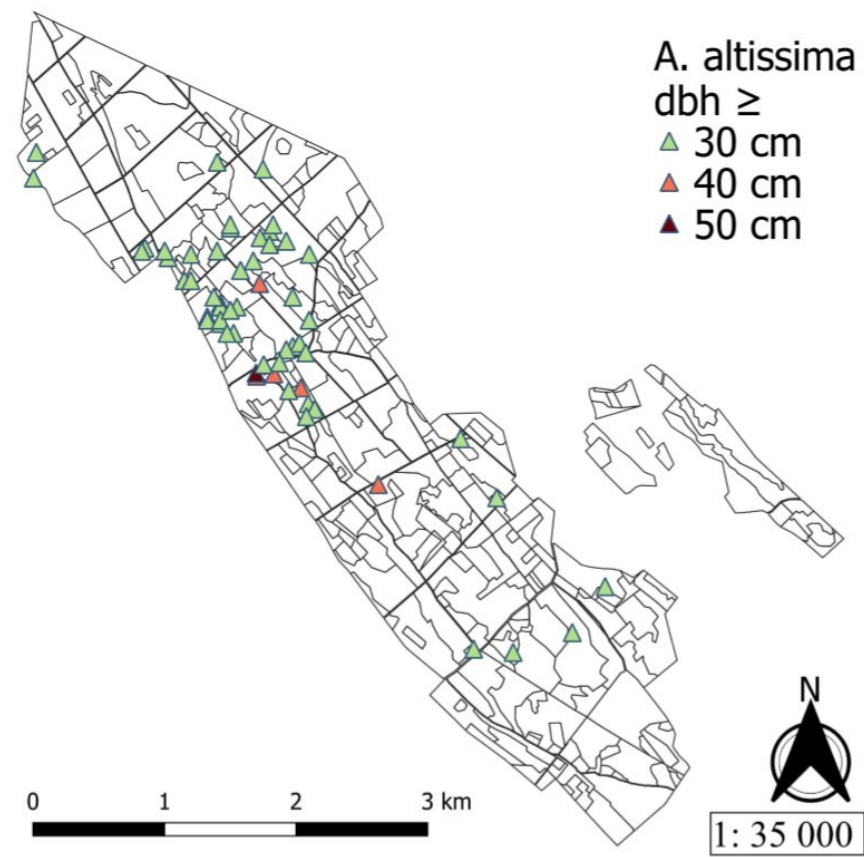
6. ábra. A zöld juhar elterjedése a Peszéri-erdőben az üzemtervi adatok (1958-2016). Az üzemtervi adatokban már 1958-ban megjelent. Az erdőrészlet leíró lapokon található adatok a fafajisor (piros), továbbá az egyéb fajok és megjegyzés (kék) szekciók szerint külön kerültek megjelenítésre



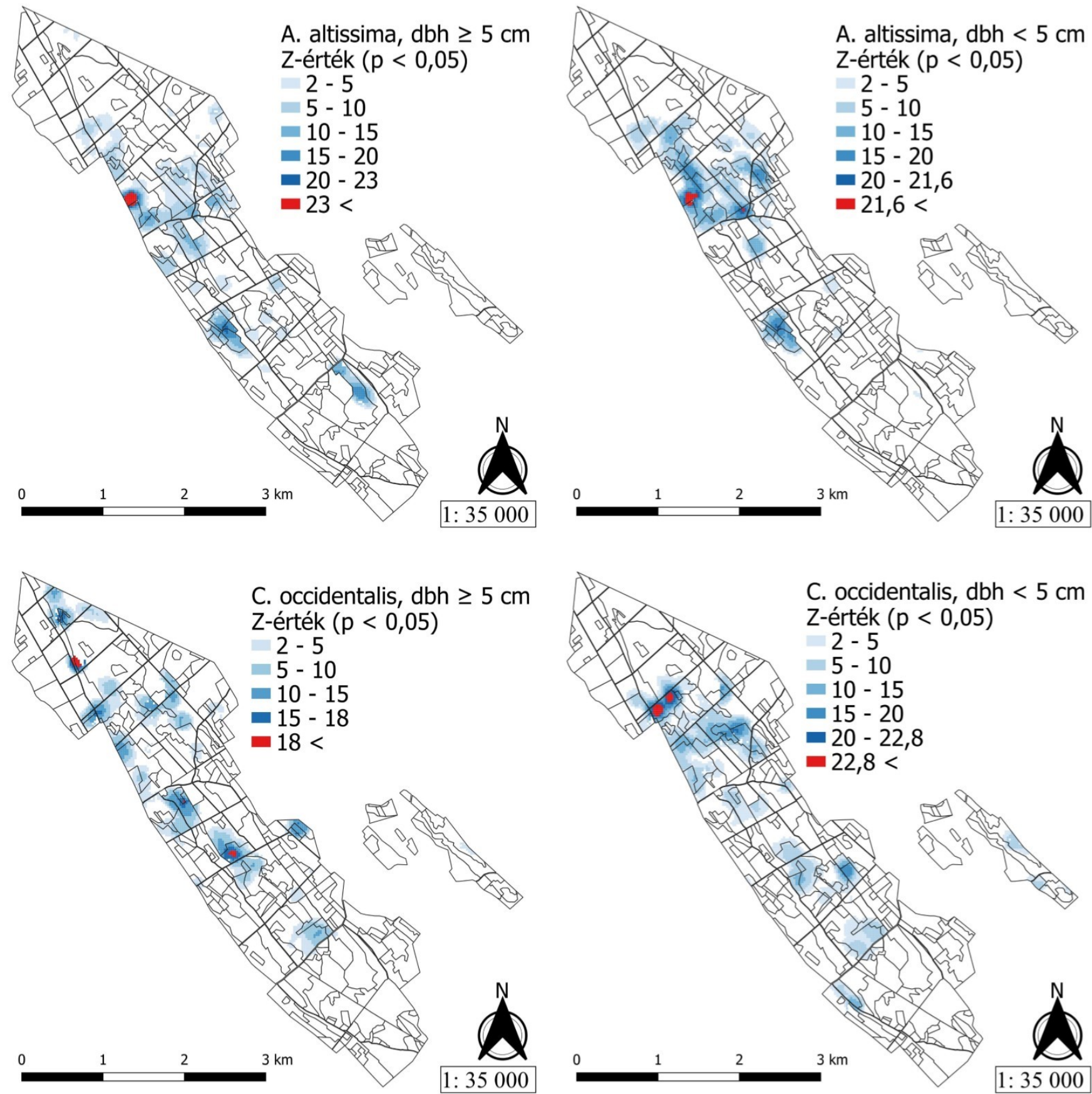
7. ábra (a 6. ábra folytatása). A zöld juhar elterjedtsége a Peszéri-erdőben a teljes területi felmérés (2017-2019) alapján. A megjelenítés a következő kritériumokat követi: 1.) a dbh ≥ 5 cm csoport eléri a 100 tő / ha-t és / vagy a dbh < 5 cm csoport eléri az 1000 db tő / ha-t, továbbá 2.) a fafaj az adott erdőrészlet területének negyedén jelen van: piros; a határértékek alatt: kék



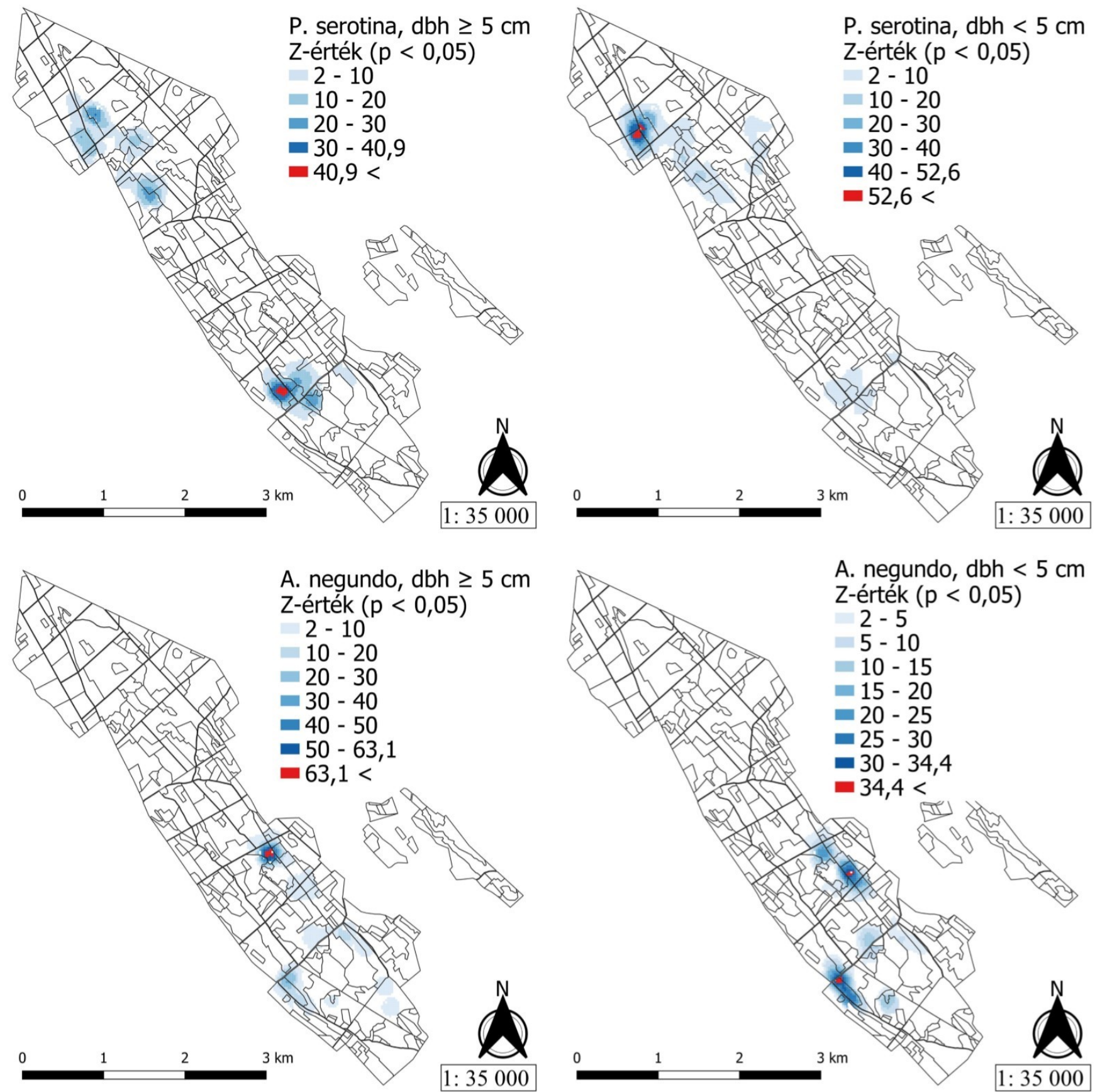
8. ábra. Sarjcsokros zöld juhar állomány az első ismert előfordulási helyszínek egyikén a Peszéri-erdőben



9. ábra. A négy inváziós fafaj kiugró méretű példányai és azonosított ültetések a Peszéri-erdőben. A nyugati ostorfánál a barnával jelölt terület rész a Kunpeszér 12/C erdő részlet



10. ábra. A mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa hotspot-jai a dbh \geq 5 cm és dbh < 5 cm csoportok szerint a Pészéri-erdőben. A pozitív Z-értékekkel ($p < 0,05$) bíró felmérési egységek a természetes törések (Jenks) kategóriarendszer szerint ábrázoltak. A Z-skála szerint a felső 1%-ba tartozó felmérési egységek piros színnel kiemelték (elsődleges hotspotok)



11. ábra. A kései megye és a zöld juhar hotspot-jai a dbh ≥ 5 cm és dbh < 5 cm csoportok szerint a Peszéri-erdőben. A pozitív Z-értékekkel (p < 0,05) bíró felmérési egységek a természetes törések (Jenks) kategóriarendszer szerint ábrázoltak. A Z-skála szerint a felső 1%-ba tartozó felmérési egységek piros színnel kiemelték (elsődleges hotspotok)

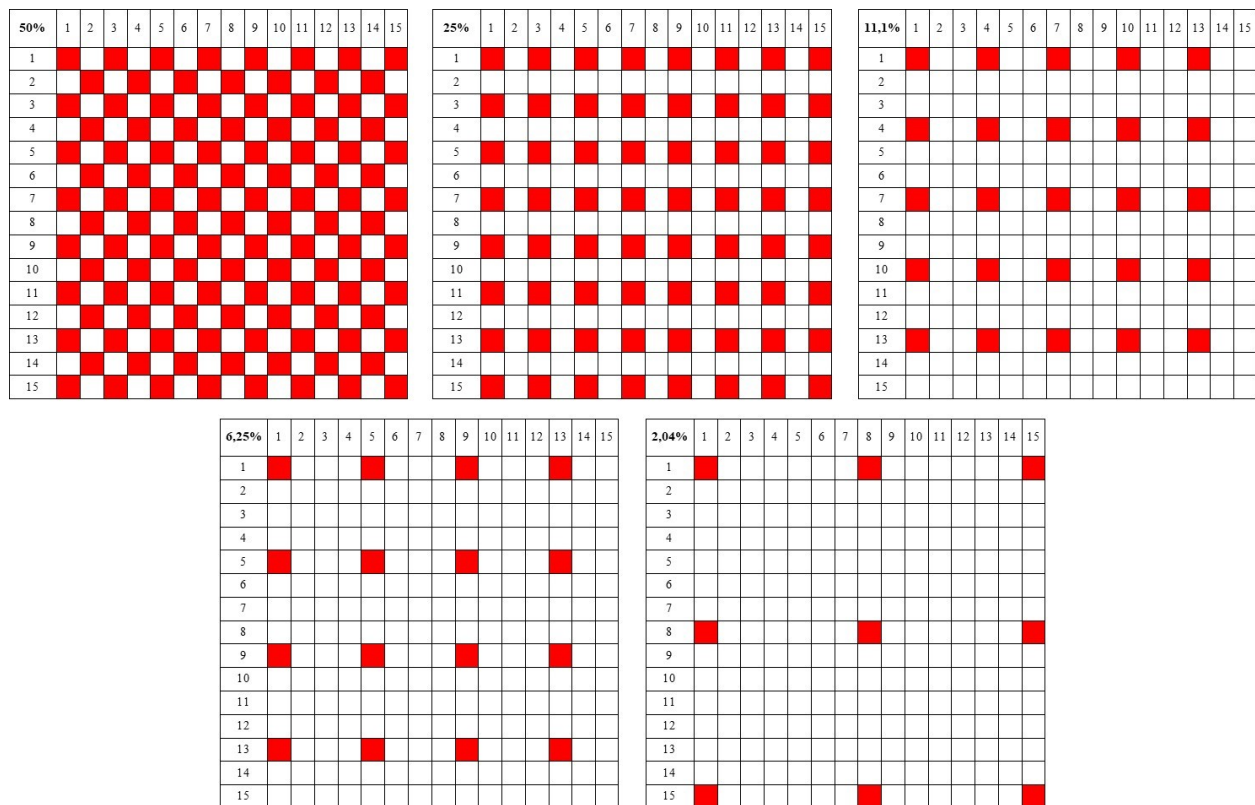


12. ábra. A legidősebb nyugati ostorfa egyedek kivágása évgyűrűszámolás céljából a Kunpeszér 12/C erdőrészletben

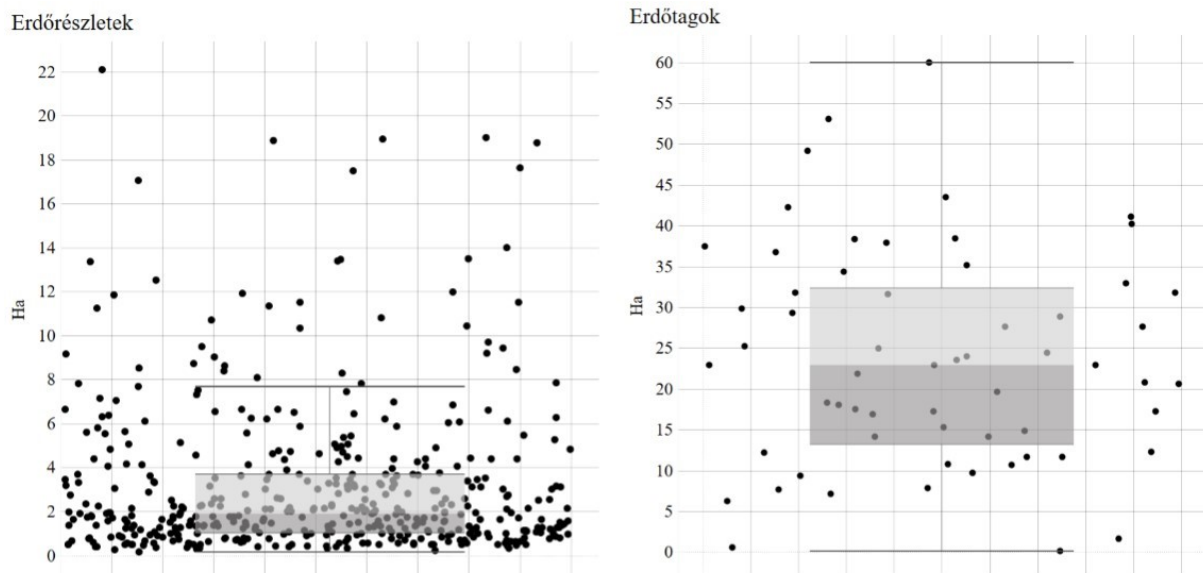


13. ábra. Biztosan ültetett nyugati ostorfás folt a Kunpeszér 9/L erdőrészletben

12.4. A második téma mellékletei



14. ábra. A térben egyenletes mintavételek kiosztása balról jobbra, felül: 50%-os, 25%-os, 11,1%-os; balról jobbra, alul: 6,25%-os és 2,04%-os mintavételi intenzitások. A pirossal jelölt négyzetek egy esetet jelölnek. Az összes lehetséges eset az 50%-os kiosztástól a 2,04%-os kiosztásig: 2, 4, 9, 16, 49



15. ábra. A vizsgálatokba vont erdőrézletek és erdőtagok területi (ha) megoszlása (jitter plot ábrázolásban). Erdőrészletek: min. 0,14 ha, max. 22,1 ha, átl. 3,1 ha. Erdőtagok: min. 0,14 ha, max. 59,9 ha, átl. 23,6 ha

3. táblázat. Az abundanciák (db / ha) és előfordulási gyakoriságok (%) minimuma, maximuma és átlaga a négy fafaj és két csoport szerint az erdőrészekben és erdőtagokban. A számítások csak azokra az erdőrészekre, illetve erdőtagokra készültek, ahol az adott fafaj jelen volt

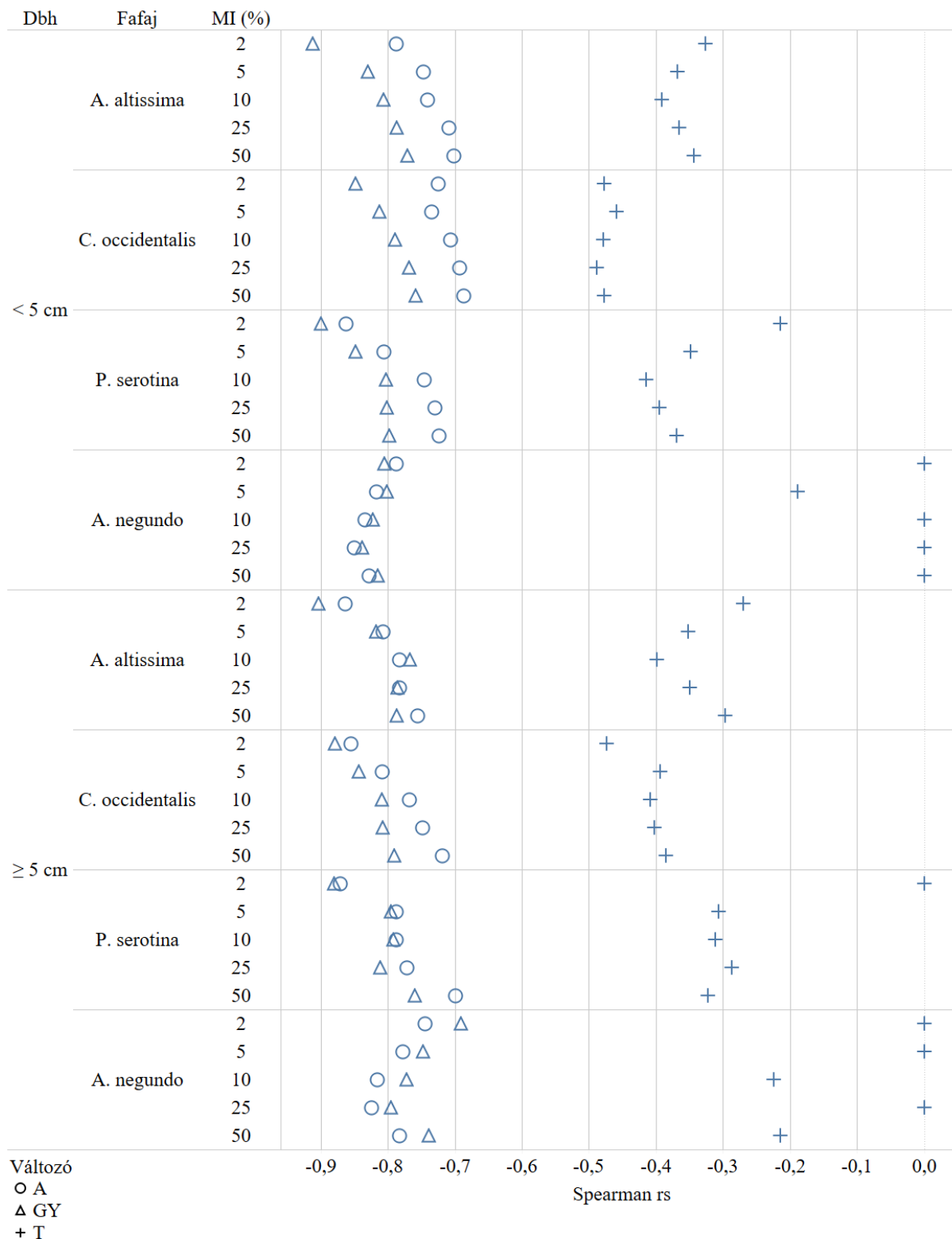
Erdőrészek

Fafaj	Dbh	Abundancia (db/ ha)			Gyakoriság (%)		
		Min.	Max.	Átl.	Min.	Max.	Átl.
A. altissima	≥ 5 cm	0,15	639,33	61,68	0,85	100,00	29,64
	< 5 cm	0,12	10808,93	986,40	0,57	100,00	43,66
C. occidentalis	≥ 5 cm	0,07	455,59	28,29	0,42	100,00	30,09
	< 5 cm	0,24	12750,76	638,22	0,50	100,00	62,65
P. serotina	≥ 5 cm	0,08	714,26	41,37	0,46	100,00	23,44
	< 5 cm	0,10	7919,06	192,11	0,50	100,00	35,17
A. negundo	≥ 5 cm	0,05	538,97	33,12	0,33	100,00	21,14
	< 5 cm	0,17	2395,71	163,01	0,33	100,00	29,87

Erdőtagok

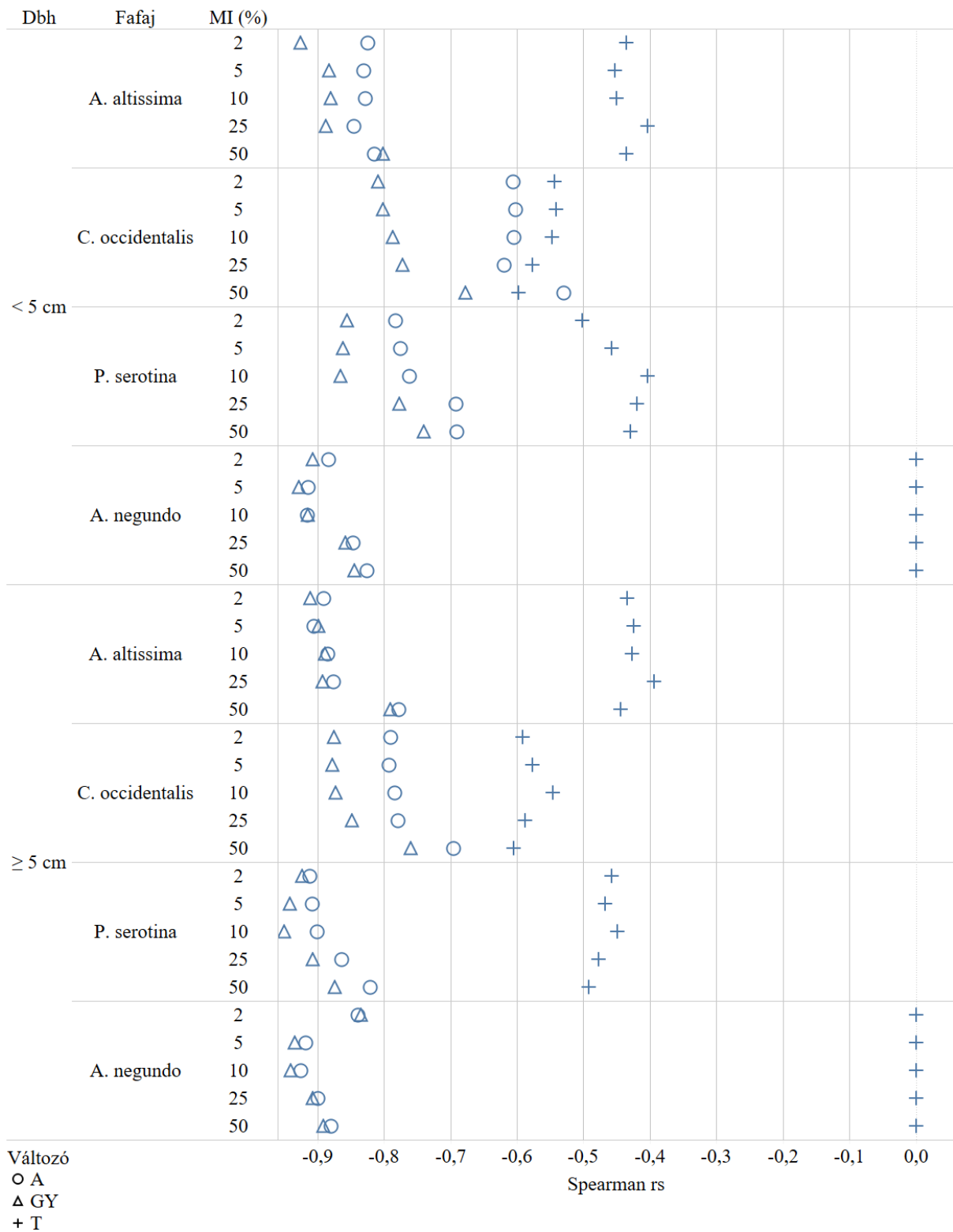
Fafaj	Dbh	Abundancia (db/ ha)			Gyakoriság (%)		
		Min.	Max.	Átl.	Min.	Max.	Átl.
A. altissima	≥ 5 cm	0,07	186,05	38,69	0,30	74,07	18,76
	< 5 cm	0,18	4075,83	619,29	0,23	100,00	31,47
C. occidentalis	≥ 5 cm	0,12	142,35	23,21	0,55	100,00	24,32
	< 5 cm	0,84	12476,87	730,94	2,18	100,00	59,05
P. serotina	≥ 5 cm	0,07	245,76	23,14	0,43	77,78	13,75
	< 5 cm	0,03	2127,97	136,93	0,16	88,89	27,45
A. negundo	≥ 5 cm	0,02	250,91	19,79	0,10	88,89	10,64
	< 5 cm	0,02	1224,89	109,04	0,11	100,00	15,78

Újra-mintavételezéses eljárás - erdőrészlet



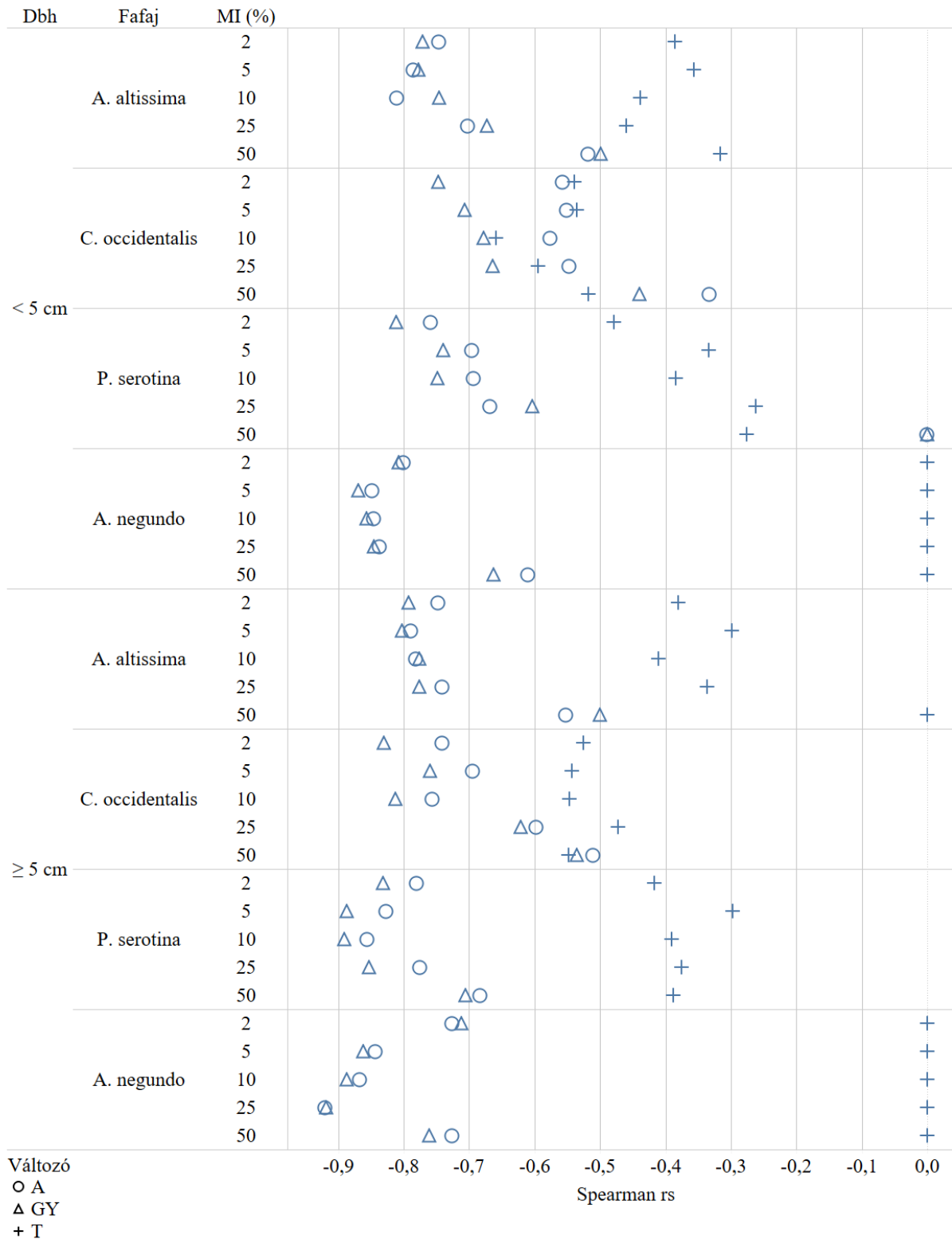
16. ábra. A legalább 100%-os becslési hiba valószínűségének Spearman rs rangkorrelációkkal való összevetése a területmérettel (T, plusz jel), az abundanciával (A, háromszög jel) és a gyakorisággal (GY, kör jel) az újra-mintavételezéses eljárásnál, erdőrészlet léptéken. A 0 értékű eseteknél nincs korreláció a becslési hiba és az adott változó között

Újra-mintavételezéses eljárás - erdőtag



17. ábra. A legalább 100%-os becslési hiba valószínűségének Spearman rs rangkorrelációkkal való összevetése a területmérettel (T, plusz jel), az abundanciával (A, háromszög jel) és a gyakorisággal (GY, kör jel) az újra-mintavételezéses eljárásnál, erdőtag léptéken. A 0 értékű esetenél nincs korreláció a becslési hiba és az adott változó között

Térben egyenletes pontkiosztás - erdőtag



19. ábra. A legalább 100%-os becslési hiba valószínűségének Spearman rs rangkorrelációkkal való összevetése a területmérettel (T, plusz jel), az abundanciával (A, háromszög jel) és a gyakorisággal (GY, kör jel) a térben egyenletes pontkiosztásnál, erdőtag léptéken. A 0 értékű eseteknél nincs korreláció a becslési hiba és az adott változó között

12.5. A harmadik téma mellékletei

4. táblázat. A négy inváziós fafaj egyedszámai (db) az alkalmazott öt magasságosztály szerint a vegetációs környezeti vizsgálatokban. 1-5: a terepi adatgyűjtések öt különböző természetességű és használati háttérű mintaterülete

Fafaj	Magasság (cm)	1	2	3	4	5	Σ
A. altissima egyedszám (db)	0-25	40	34	4	1	19	98
	25-50	141	73	2	6	99	321
	50-100	155	129	3	16	96	399
	100-200	230	280	2	2	5	519
	200 felett	144	115	16	1	0	276
	Σ		710	631	27	26	219
C. occidentalis egyedszám (db)	0-25	660	784	4797	383	520	7144
	25-50	295	578	802	276	258	2209
	50-100	52	63	209	64	171	559
	100-200	30	22	149	35	161	397
	200 felett	15	13	131	42	55	256
	Σ		1052	1460	6088	800	1165
P. serotina egyedszám (db)	0-25	4	1435	4010	243	16	5708
	25-50	0	356	321	104	2	783
	50-100	2	85	42	16	0	145
	100-200	8	105	52	27	0	192
	200 felett	0	61	72	43	0	176
	Σ		14	2042	4497	433	18
A. negundo egyedszám (db)	0-25	2	0	100	44	59	205
	25-50	0	5	17	27	92	141
	50-100	0	0	4	4	25	33
	100-200	0	3	3	5	24	35
	200 felett	0	0	2	2	1	5
	Σ		2	8	126	82	201

5. táblázat. A négy inváziós fafaj gyakoriság értékei (%) az alkalmazott öt magasságosztály szerint a vegetációs környezeti vizsgálatokban. 1-5: a terepi adatgyűjtések öt különböző természetességi és használati háttérű mintaterülete

Fafaj	Magasság (cm)	1	2	3	4	5	Δ
A. altissima gyakoriság (%)	0-25	10	3	2	1	6	4
	25-50	16	13	2	1	17	10
	50-100	16	20	3	2	12	11
	100-200	16	22	2	1	3	9
	200 felett	19	19	7	1	0	9
	Σ		19	35	14	4	22
C. occidentalis gyakoriság (%)	0-25	81	75	100	74	86	83
	25-50	77	72	97	60	64	74
	50-100	16	16	79	28	39	36
	100-200	3	7	64	20	37	26
	200 felett	3	5	53	20	18	20
	Σ		94	93	100	90	97
P. serotina gyakoriság (%)	0-25	4	74	98	45	7	46
	25-50	0	43	63	31	1	27
	50-100	1	19	27	12	0	12
	100-200	1	26	32	15	0	15
	200 felett	0	24	40	25	0	18
	Σ		6	79	98	74	7
A. negundo gyakoriság (%)	0-25	1	0	39	4	13	12
	25-50	0	1	11	7	21	8
	50-100	0	0	2	2	11	3
	100-200	0	1	2	3	4	2
	200 felett	0	0	1	1	1	1
	Σ		1	1	44	7	24

6. táblázat. A mirigyes bálványfa tömegessége és a vegetációkörnyezeti változók közötti összefüggések vizsgálati eredményei (GLM, negatív binomiális) helyszínenként és magasságosztályonként. A Σ az összes magassági osztályba tartozó egyedeket együttesen vizsgáló esetet mutatja. Piros dőlttel a nem szignifikáns esetek jelöltek ($p > 0,05$)

Helyszín	Csoport	AIC	LR χ^2	df	p	Környezeti változók	Wald χ^2_1	SE	p	Beta
1	0-25 cm	104,5	78,1	2	< 0,001	Cserje 2 m alatt	18,5	0,041	< 0,001	-0,176
						Magtermő	17,4	0,135	< 0,001	0,564
	25-50 cm	145,8	161,4	3	< 0,001	Cserje 2 m alatt	30,3	0,026	< 0,001	-0,141
						Graminoid	18,2	0,581	< 0,001	-2,480
						Magtermő	22,2	0,131	< 0,001	0,619
	50-100 cm	153,4	131,2	3	< 0,001	Cserje 2 m alatt	22,2	0,028	< 0,001	-0,132
						Graminoid	6,9	0,510	0,009	-1,337
						Magtermő	26,2	0,153	< 0,001	0,783
	100-200 cm	167,4	177,1	3	< 0,001	Cserje 2 m alatt	31,8	0,036	< 0,001	-0,200
						Graminoid	8,5	0,462	0,004	-1,348
						Magtermő	24,3	0,170	< 0,001	0,839
	200 cm felett	157,1	153,9	5	< 0,001	<i>Lombszint</i>	<i>3,1</i>	<i>0,014</i>	<i>0,076</i>	<i>-0,025</i>
						Cserje 2 m felett	8,8	0,015	0,003	-0,043
						Cserje 2 m alatt	29,4	0,020	< 0,001	-0,108
						Graminoid	6,8	0,801	0,009	-2,096
						Magtermő	35,9	0,092	< 0,001	0,553
						Lombszint	4,6	0,021	0,033	-0,044
						Cserje 2 m felett	9,6	0,024	0,002	-0,074
Cserje 2 m alatt						40,4	0,025	< 0,001	-0,157	
<i>Lék</i>						<i>2,9</i>	<i>0,822</i>	<i>0,089</i>	<i>1,401</i>	
Graminoid						14,1	1,430	< 0,001	-5,359	
Magtermő	26,9	0,145	< 0,001	0,751						
Σ	210,1	169,5	6	< 0,001	Lombszint	25,5	0,007	< 0,001	-0,037	
					Cserje 2 m alatt	13,1	0,010	< 0,001	-0,035	
					Lék	16,7	0,326	< 0,001	1,332	
					Lombszint	9,6	0,007	0,002	-0,022	
					Lék	30,1	0,373	< 0,001	2,048	
2	50-100 cm	279,7	71,9	3	< 0,001	Lombszint	17,1	0,007	< 0,001	-0,027
						Lék	39,7	0,316	< 0,001	1,993
	100-200 cm	344,4	64,2	2	< 0,001	Lombszint	18,7	0,007	< 0,001	-0,029
						Lék	17,0	0,388	< 0,001	1,596
Σ	505,7	46,0	2	< 0,001	Lombszint	11,093	0,009	< 0,001	-0,029	
					Lék	17,0	0,388	< 0,001	1,596	
3	Σ	138,5	21,3	3	< 0,001	Lék	4,392	0,474	0,042	0,964
						Magtermő	2,401	0,771	0,020	1,793
						Lombszint	31,6	0,006	< 0,001	-0,036
5	25-50 cm	229,4	111,0	3	< 0,001	Cserje 2 m alatt	24,1	0,008	< 0,001	-0,040
						Cserje 2 m felett	10,7	0,005	0,001	-0,017
						Lombszint	32,1	0,011	< 0,001	-0,060
	50-100 cm	188,6	310,3	3	< 0,001	Cserje 2 m felett	66,4	0,005	< 0,001	-0,044
						Cserje 2 m alatt	26,6	0,007	< 0,001	-0,036
						Lombszint	58,7	0,007	< 0,001	-0,050
Σ	285,6	165,1	3	< 0,001	Cserje 2 m felett	12,7	0,005	< 0,001	-0,018	
					Cserje 2 m alatt	20,9	0,008	< 0,001	-0,035	

7. táblázat. A nyugati ostorfa tömegessége és a vegetációkörnyezeti változók közötti összefüggések vizsgálati eredményei (GLM, negatív binomiális) helyszínenként és magasságosztályonként. A Σ az összes magassági osztályba tartozó egyedeket együttesen vizsgáló esetet mutatja. Piros dőlttel a nem szignifikáns esetek jelöltek ($p > 0,05$)

Helyszín	Csoport	AIC	LR χ^2	df	p	Környezeti változók	Wald χ^2_1	SE	p	Beta
1	0-25 cm	439,9	10,1	3	0,018	<i>Cserje 2 m alatt</i>	<i>2,1</i>	<i>0,009</i>	<i>0,148</i>	<i>-0,013</i>
						Lék	5,1	0,37	0,024	-0,836
						Fagyal	4,7	0,5674	0,031	1,225
	25-50 cm	339,3	13,1	1	< 0,001	Fagyal	10,8	0,3937	0,001	1,292
	Σ	121,3	56,1	3	< 0,001	Lombszint	30,5	0,0121	< 0,001	-0,067
2	0-25 cm	723,2	53,6	2	< 0,001	Cserje 2 m alatt	6,5	0,0043	0,011	-0,011
						Gyom	30,6	0,6387	< 0,001	-3,532
						<i>Lombszint</i>	<i>2,2</i>	<i>0,0049</i>	<i>0,142</i>	<i>0,007</i>
	25-50 cm	686,9	13,4	3	0,004	Gyom	7,0	0,4138	0,008	-1,092
						Lék	5,9	0,2764	0,015	0,673
<i>50-100 cm</i>	<i>234,2</i>	<i>3,7</i>	<i>1</i>	<i>0,055</i>	<i>Cserje 2 m alatt</i>	<i>3,6</i>	<i>0,0081</i>	<i>0,059</i>	<i>0,015</i>	
Σ	889,3	46,3	3	< 0,001	Lombszint	7,1	0,0032	0,008	0,009	
3	0-25 cm	952,5	32,7	3	< 0,001	Lombszint	5,0	0,0031	0,025	-0,007
						Cserje 2 m alatt	35,4	0,0057	< 0,001	-0,034
						Lék	11,9	0,1843	< 0,001	0,637
	25-50 cm	615,4	10,9	2	0,004	Cserje 2 m alatt	9,2	0,0062	0,002	-0,019
						Lék	4,9	0,1847	0,027	0,410
	<i>50-100 cm</i>	<i>380,0</i>	<i>3,3</i>	<i>1</i>	<i>0,071</i>	<i>Cserje 2 m felett</i>	<i>3,2</i>	<i>0,0047</i>	<i>0,073</i>	<i>0,008</i>
	<i>100-200 cm</i>	<i>338,4</i>	<i>1,5</i>	<i>1</i>	<i>0,216</i>	<i>Cserje 2 m felett</i>	<i>1,5</i>	<i>0,0058</i>	<i>0,217</i>	<i>0,007</i>
<i>200 cm felett</i>	<i>317,7</i>	<i>8,1</i>	<i>4</i>	<i>0,088</i>	<i>Lombszint</i>	<i>2,4</i>	<i>0,005</i>	<i>0,122</i>	<i>-0,008</i>	
					<i>Cserje 2 m felett</i>	<i>1,4</i>	<i>0,0075</i>	<i>0,239</i>	<i>0,009</i>	
					<i>Cserje 2 m alatt</i>	<i>1,6</i>	<i>0,0102</i>	<i>0,201</i>	<i>0,013</i>	
					<i>Lék</i>	<i>1,1</i>	<i>0,3245</i>	<i>0,287</i>	<i>0,346</i>	
Σ	985,3	35,8	3	< 0,001	Lombszint	6,2	0,0024	0,012	-0,006	
4	0-25 cm	562,6	44,1	2	< 0,001	Cserje 2 m alatt	22,9	0,0019	< 0,001	-0,009
						Lék	4,5	0,0847	0,033	0,180
	25-50 cm	507,6	20,0	2	< 0,001	Cserje 2 m alatt	12,7	0,0018	< 0,001	-0,006
						<i>Lék</i>	<i>1,8</i>	<i>0,0843</i>	<i>0,174</i>	<i>0,115</i>
	50-100 cm	241,6	15,9	2	< 0,001	Cserje 2 m felett	4,7	0,0091	0,031	-0,020
	100-200 cm	169,5	9,8	1	0,002	Cserje 2 m alatt	13,5	0,0094	< 0,001	-0,035
	<i>200 cm felett</i>	<i>209,9</i>	<i>1,3</i>	<i>2</i>	<i>0,531</i>	<i>Lombszint</i>	<i>0,6</i>	<i>0,0054</i>	<i>0,433</i>	<i>-0,004</i>
Σ	749,8	37,8	2	< 0,001	<i>Lék</i>	<i>0,9</i>	<i>0,3234</i>	<i>0,344</i>	<i>-0,306</i>	
5	0-25 cm	604,9	5,0	1	0,026	Cserje 2 m alatt	23,0	0,0009	< 0,001	-0,004
	<i>25-50 cm</i>	<i>475,5</i>	<i>3,3</i>	<i>1</i>	<i>0,067</i>	<i>Lombszint</i>	<i>2,6</i>	<i>0,0399</i>	<i>0,105</i>	<i>0,065</i>
	<i>50-100 cm</i>	<i>375,3</i>	<i>2,4</i>	<i>1</i>	<i>0,123</i>	<i>Lombszint</i>	<i>2,4</i>	<i>0,005</i>	<i>0,125</i>	<i>-0,008</i>
	100-200 cm	358,3	14,8	3,0	0,002	Lombszint	6,1	0,0054	0,014	-0,013
						<i>Graminoid</i>	<i>1,9</i>	<i>0,3094</i>	<i>0,173</i>	<i>0,422</i>
						<i>Lék</i>	<i>2,0</i>	<i>0,3122</i>	<i>0,162</i>	<i>0,436</i>
	200 cm felett	207,3	35,9	3	< 0,001	Cserje 2 m felett	8,0	0,006	0,005	-0,017
					Graminoid	8,4	0,3431	0,004	0,994	
					Lék	11,7	0,3996	< 0,001	1,365	
Σ	777,7	4,8	1	0,028	Lombszint	4,9	0,0022	0,026	-0,005	

8. táblázat. A kései meggy tömegessége és a vegetációkörnyezeti változók közötti összefüggések vizsgálati eredményei (GLM, negatív binomiális) helyszínenként és magasságosztályonként. A Σ az összes magassági osztályba tartozó egyedeket együttesen vizsgáló esetet mutatja. Piros dőlttel a nem szignifikáns esetek jelöltek ($p > 0,05$)

Helyszín	Csoport	AIC	LR χ^2	df	p	Környezeti változók	Wald χ^2_1	SE	p	Beta
2	0-25 cm	860,9	55,4	3	< 0,001	<i>Cserje 2 m felett</i>	3,4	0,0058	0,067	-0,011
						<i>Graminoid</i>	3,0	0,2318	0,081	-0,404
						Gyom	27,3	0,6924	< 0,001	-3,616
	25-50 cm	490,7	26,2	2	< 0,001	Gyom	11,1	1,0919	< 0,001	-3,644
						Magtermő	4,7	0,1694	0,03	0,367
	50-100 cm	258,8	41,6	4	< 0,001	Lombszint	4,5	0,0079	0,034	0,017
						<i>Cserje 2 m felett</i>	19,8	0,0117	< 0,001	-0,052
						<i>Cserje 2 m alatt</i>	2,9	0,0094	0,086	0,016
						<i>Fagyal</i>	3,2	0,8674	0,073	-1,557
	100-200 cm	298,4	37,1	5	< 0,001	Lombszint	4,0	0,0072	0,045	0,014
						<i>Cserje 2 m alatt</i>	13,3	0,0089	< 0,001	0,032
						Fagyal	4,4	0,629	0,036	-1,321
						<i>Gyom</i>	3,5	1,0762	0,061	-2,013
	200 cm felett	80,7	24,3	3	< 0,001	Magtermő	7,8	0,1578	0,005	0,441
						Lombszint	14,8	0,0165	< 0,001	0,063
						<i>Cserje 2 m felett</i>	10,2	0,0197	0,001	0,063
<i>Cserje 2 m alatt</i>						11,0	0,0168	< 0,001	0,056	
Σ	954,8	58,6	3	< 0,001	<i>Cserje 2 m alatt</i>	0,6	0,0051	0,445	0,004	
					<i>Graminoid</i>	2,3	0,2217	0,132	-0,334	
					Gyom	45,7	0,5589	< 0,001	-3,779	
3	0-25 cm	925,9	9,8	3	0,02	<i>Lombszint</i>	2,1	0,0051	0,151	-0,007
						<i>Cserje 2 m felett</i>	4,5	0,0071	0,034	-0,015
						<i>Cserje 2 m alatt</i>	8,9	0,0098	0,003	-0,029
	25-50 cm	446,2	8,6	1	0,003	<i>Cserje 2 m felett</i>	7,7	0,0074	0,006	-0,021
						<i>Cserje 2 m felett</i>	0,1	0,008	0,78	-0,002
	50-100 cm	176,6	9,2	3	0,027	<i>Cserje 2 m alatt</i>	8,3	0,0097	0,004	0,028
						<i>Lék</i>	1,4	0,3541	0,24	-0,416
						<i>Lombszint</i>	1,1	0,0053	0,293	0,006
	100-200 cm	198,5	13,4	4	0,009	<i>Cserje 2 m felett</i>	2,2	0,0098	0,141	0,014
						<i>Cserje 2 m alatt</i>	10,8	0,0102	0,001	0,033
						Lék	6,1	0,326	0,014	-0,805
	200 cm felett	230,0	16,6	2	< 0,001	<i>Cserje 2 m felett</i>	4,6	0,0083	0,031	0,018
						<i>Cserje 2 m alatt</i>	15,4	0,0084	< 0,001	0,033
	Σ	959,6	8,0	3	0,045	<i>Lombszint</i>	1,9	0,0046	0,17	-0,006
						<i>Cserje 2 m felett</i>	4,6	0,0066	0,032	-0,014
						<i>Cserje 2 m alatt</i>	5,9	0,0092	0,015	-0,022
4	0-25 cm	424,1	46,7	2	< 0,001	Lombszint	35,5	0,004	< 0,001	-0,024
						Magtermő	7,9	0,3333	0,005	0,939
	25-50 cm	307,4	15,2	2	0,001	Lombszint	7,1	0,005	0,008	-0,013
						Magtermő	6,0	0,3588	0,015	0,877
	<i>50-100 cm</i>	<i>105,7</i>	<i>0,8</i>	<i>1</i>	<i>0,365</i>	<i>Cserje 2 m alatt</i>	<i>0,8</i>	<i>0,0116</i>	<i>0,364</i>	<i>0,010</i>
	100-200 cm	148,2	7,9	1	0,005	<i>Cserje 2 m alatt</i>	7,7	0,0085	0,006	0,023
	200 cm felett	174,7	27,5	1	< 0,001	Magtermő	36,2	0,2378	< 0,001	1,431
	Σ	591,3	43,4	2	< 0,001	Lombszint	27,8	0,0032	< 0,001	-0,017
						Magtermő	12,8	0,2589	< 0,001	0,926

9. táblázat. A zöld juhar tömegessége és a vegetációkörnyezeti változók közötti összefüggések vizsgálati eredményei (GLM, negatív binomiális) helyszínenként és magasságosztályonként. A Σ az összes magassági osztályba tartozó egyedek együttesen vizsgáló esetet mutatja. Piros dőlttel a nem szignifikáns esetek jelöltek ($p > 0,05$)

Helyszín	Csoport	AIC	LR χ^2	df	p	Környezeti változók	Wald χ^2_1	SE	p	Beta
3	0-25 cm	266,737	18,522	3	< 0,001	<i>Lombszint</i>	<i>3,316</i>	<i>0,0054</i>	<i>0,069</i>	<i>-0,010</i>
						Cserje 2 m alatt	12,257	0,0129	< 0,001	-0,045
						<i>Lék</i>	<i>2,09</i>	<i>0,3152</i>	<i>0,148</i>	<i>0,456</i>
	Σ	305,551	12,754	3	0,005	Lombszint	4,241	0,0048	0,039	-0,010
						Cserje 2 m alatt	7,787	0,0102	0,005	-0,028
						<i>Lék</i>	<i>1,793</i>	<i>0,2897</i>	<i>0,181</i>	<i>0,388</i>
5	0-25 cm	191,404	68,106	3	< 0,001	Lombszint	6,135	0,0064	0,013	-0,016
						Cserje 2 m alatt	14,512	0,0096	< 0,001	-0,037
						Graminoid	14,626	0,4222	< 0,001	1,615
	25-50 cm	240,878	60,442	4	< 0,001	Lombszint	8,901	0,0058	0,003	-0,017
						Cserje 2 m felett	10,43	0,0064	0,001	-0,021
						Cserje 2 m alatt	16,211	0,0083	< 0,001	-0,033
						Graminoid	6,638	0,3588	0,01	0,924
						Lombszint	13,341	0,0058	< 0,001	-0,021
						Cserje 2 m felett	16,415	0,0068	< 0,001	-0,028
	Σ	317,432	69,236	4	< 0,001	Cserje 2 m alatt	19,255	0,0091	< 0,001	-0,040
						Cserje 2 m felett	19,255	0,0091	< 0,001	-0,040
						Graminoid	10,626	0,3411	0,001	1,112



20. ábra. A mirigyes bálványfa berobbanása gyérítés után két évvel akácelegyes nyáras állományban

10. táblázat. Az erdészeti beavatkozások és a tuskópászták vizsgálatával érintett erdőrészek, illetve részterületek főbb leíró adatai. Az érintett terület (ha) értékek a ténylegesen felmért területet jelentik az adott erdőrészleten belül. A: akác; HNY: hazai nyáras; EL: elegyes; NNY: nemes nyáras. ESZTY: erdőssztyepp; TVFLN: többletvízhatástól független; IDÖSZ: időszakos vízhatású. HH: humuszos homok. SE: sekély; KMÉ: közepesen mély. H: homoktalaj

Erdőrészlet azonosító	Érintett terület (ha) / teljes terület (ha)	Kor (év)	Faállomány típus	Termőhelytípus-változat	Természetesség
<i>A vágások hatásainak vizsgálata</i>					
Kunpeszér 3/E	4,1 / 8	37	A-HNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 4/G	5,9 / 5,9	35	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 6/B	2,3 / 2,3	55	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 8/C	1 / 2,9	53	HNY-F	ESZTY-IDÖSZ-HH-SE-H	Származék erdő
Kunpeszér 10/C	2,4 / 2,4	40	HNY-EL	ESZTY-IDÖSZ-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 11/B	1,2 / 2,2	16	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 14/A2	2,7 / 3,6	37	A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 23/D	1,9 / 1,9	22	NNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 23/E	0,6 / 0,6	22	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 26/I	1,7 / 1,7	18	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 27/B	1,7 / 1,7	30	A-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 27/E	0,6 / 7,2	27	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
<i>A tuskópászták vizsgálata</i>					
Kunpeszér 5/D	2,4 / 2,4	5	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Származék erdő
Kunpeszér 7/K	0,8 / 0,8	5	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 9/B	1,8 / 1,8	4	HNY-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 11/F	0,8 / 0,8	16	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 11/J	2,2 / 2,2	14	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 11/L	1,3 / 1,3	17	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 14/B	1,9 / 1,9	26	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 19/B	6,7 / 6,7	7	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 20/D	4,5 / 4,5	26	HNY-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 20/J	1,6 / 1,6	7	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Származék erdő
Kunpeszér 25/C	1,9 / 2,7	4	HNY-KST	ESZTY-IDÖSZ-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 26/B	3,2 / 12	4	HNY-A	ESZTY-IDÖSZ-HH-KMÉ-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 27/F	1 / 1	22	NNY-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Faültetvény



21. ábra. Tuskósorok kialakítása a Peszéri-erdőben mesterséges felújítási munkálatok során. A képen látható szituációban a tuskópásztákba halmozott faanyag aprítékolásra és elszállításra került

11. táblázat. A mirigyes bálványfa egyedszámai a vizsgált 7 éves (Kunpeszér 20/J) és 26 éves (Kunpeszér 20/D) mesterségesen felújított szürkenyáras állományban a három átmérőosztály és a három mintavételi sáv szerint. Egy mintavételi egység területe 5 x 10 m (50 m²)

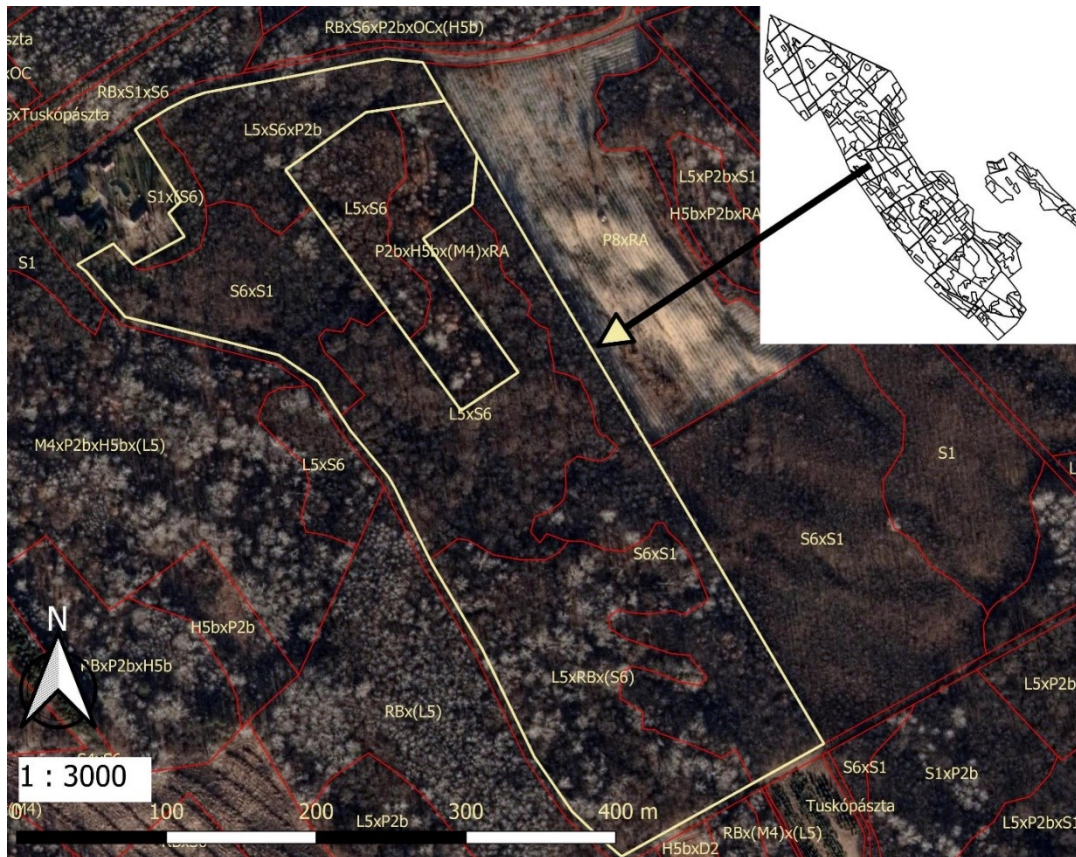
Kunpeszér 20/D (26 éves állomány)																																	
Dbh ≥ 10 cm	1. minta (egyedszámok)											2. minta (egyedszámok)											3. minta (egyedszámok)										
Tuskópászta	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	1	1	2	3	2	3	3	4	12	6	7	2	2	3	6	2		
0-5 méter	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	2	3	0	1	3	0	0	0	1	2	2		
5-10 méter	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
10 cm ≥ Dbh ≥ 5 cm	1. minta (egyedszámok)											2. minta (egyedszámok)											3. minta (egyedszámok)										
Tuskópászta	1	10	7	6	1	2	1	5	3	13	8	3	6	3	11	11	5	12	19	23	6	16	17	18	13	7	8	14	12	13			
0-5 méter	0	2	0	1	0	0	2	0	0	1	2	3	1	2	2	2	1	3	8	15	3	4	0	3	2	3	3	3	2	4			
5-10 méter	3	3	3	1	0	0	1	0	0	0	2	5	1	1	0	3	1	6	8	3	0	2	0	0	5	0	2	2	2				
Dbh < 5 cm	1. minta (egyedszámok)											2. minta (egyedszámok)											3. minta (egyedszámok)										
Tuskópászta	1	25	90	80	50	30	25	100	30	40	150	100	150	250	500	250	500	500	250	250	500	250	250	250	250	250	250	250	500	250			
0-5 méter	2	30	80	45	20	2	25	65	20	10	200	250	200	100	80	100	100	120	100	250	60	120	100	80	70	50	100	100	80	250			
5-10 méter	15	50	130	45	8	10	25	45	20	20	220	150	230	100	130	150	120	150	220	250	120	125	130	100	125	160	150	85	140	230			

Kunpeszér 20/J (7 éves állomány)																							
10 cm ≥ Dbh ≥ 5 cm	1. minta (egyedszámok)											2. minta (egyedszámok)											
Tuskópászta	11	8	10	9	10	10	8	5	4	4	11	8	10	9	10	10	8	5	4	4			
0-5 méter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0			
5-10 méter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Dbh < 5 cm	1. minta (egyedszámok)											2. minta (egyedszámok)											
Tuskópászta	80	120	50	45	50	15	16	20	15	20	80	120	50	45	50	15	16	20	15	20			
0-5 méter	8	30	10	14	8	1	5	16	6	8	10	11	6	2	1	2	0	2	1	1			
5-10 méter	18	19	23	12	11	5	4	12	14	11	30	9	5	3	0	3	1	3	2	3			



22. ábra. Tuskópásztán nőtt magtermő bálványfa hajtás korábban mesterségesen felújított, 5 éves szürke nyáras állományban

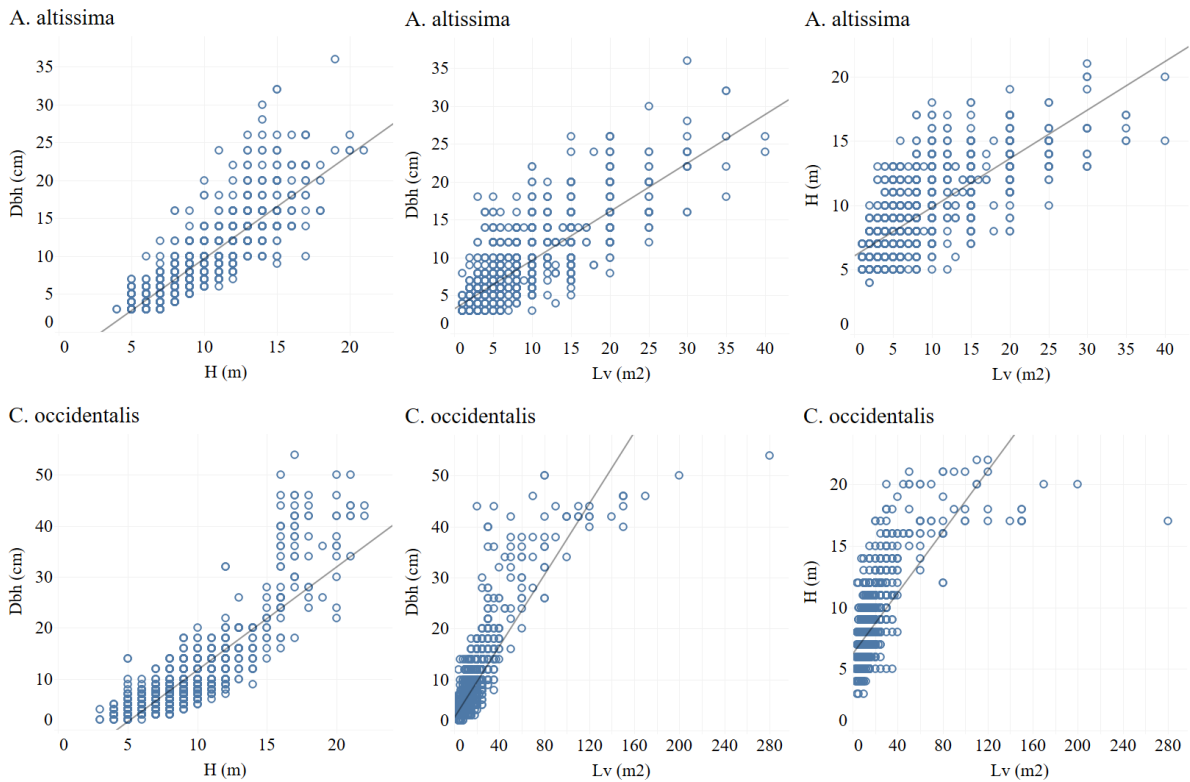
12.6. A negyedik téma mellékletei



23. ábra. A beállított kísérlet helyszínének (Kunpeszér 12/C, 12/D) élőhelyfoltjai. Az erdőrészek határát világos, az élőhelyfoltok határát piros vonal jelöli



24. ábra. Mintavétel a kiegészítő vizsgálat során a négy cikkelyre osztott öntvény eszközzel



25. ábra. A kísérleti kvadrátokban és a pufferkvadrátokban felmért mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa egyedek rögzített változóinak összefüggései lineáris illesztéssel. A nem vitális egyedek a megjelenítésből kizárásra kerültek. Dbh (cm): mellmagassági átmérő; H (m): magasság; Lv (m²): lombkoronavetület. Minden kör egy faegyedet jelöl



26. ábra. Az egyik EK típusú kvadrát 2020 szeptemberében. Ekkor a 2019-es kezeléseket követően elpusztult faegyedek (a képen döntően újulak) még lábbon álltak



27. ábra. Az egyik MKP típusú kvadrát 2022 októberében. A 2019-ben kezelt faegyedek egy része már összetört, illetve kidőlt



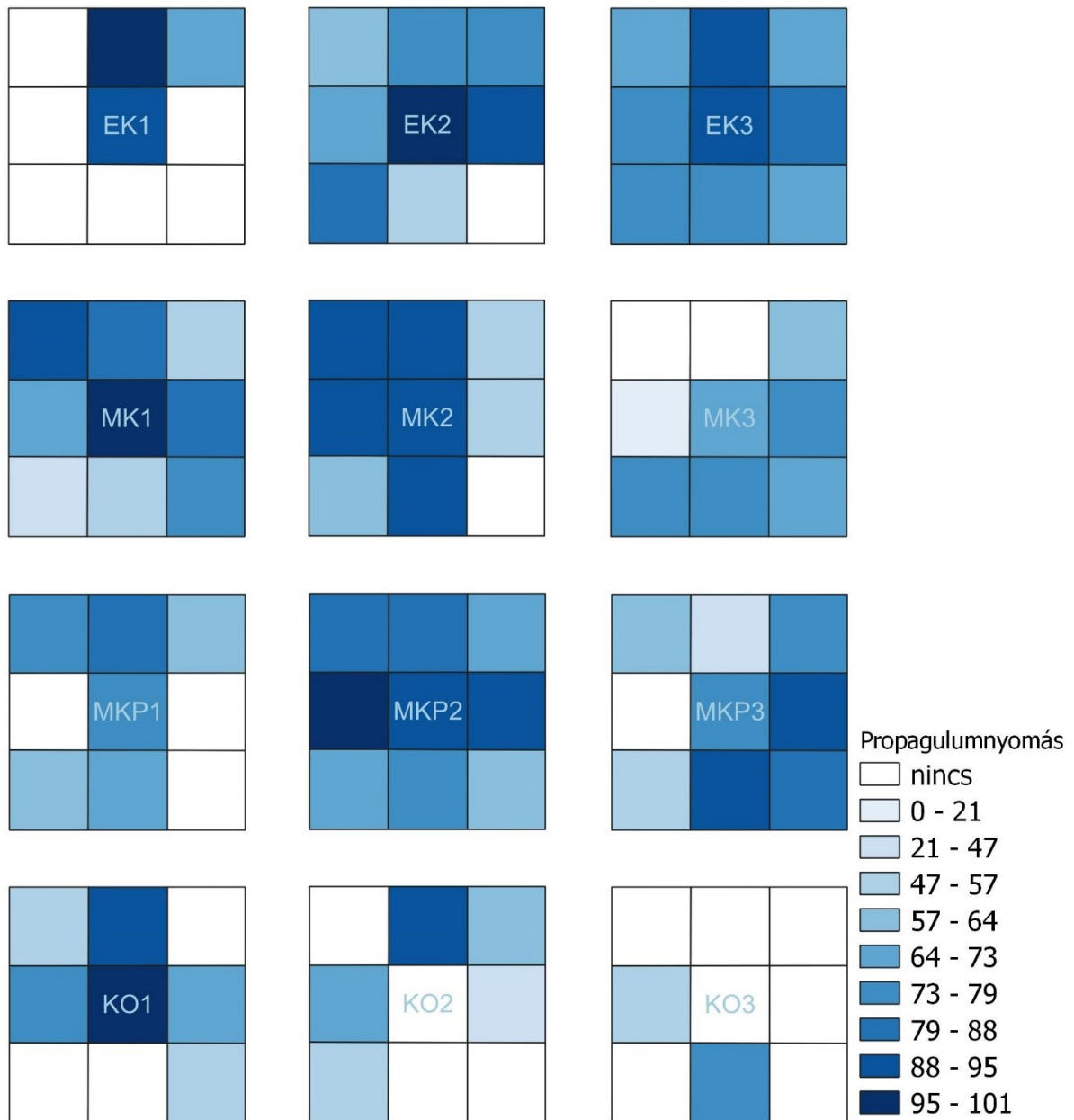
28. ábra. 2022 nyarán készített halszemoptikás (alap)felvétel az egyik EK típusú kvadrátból



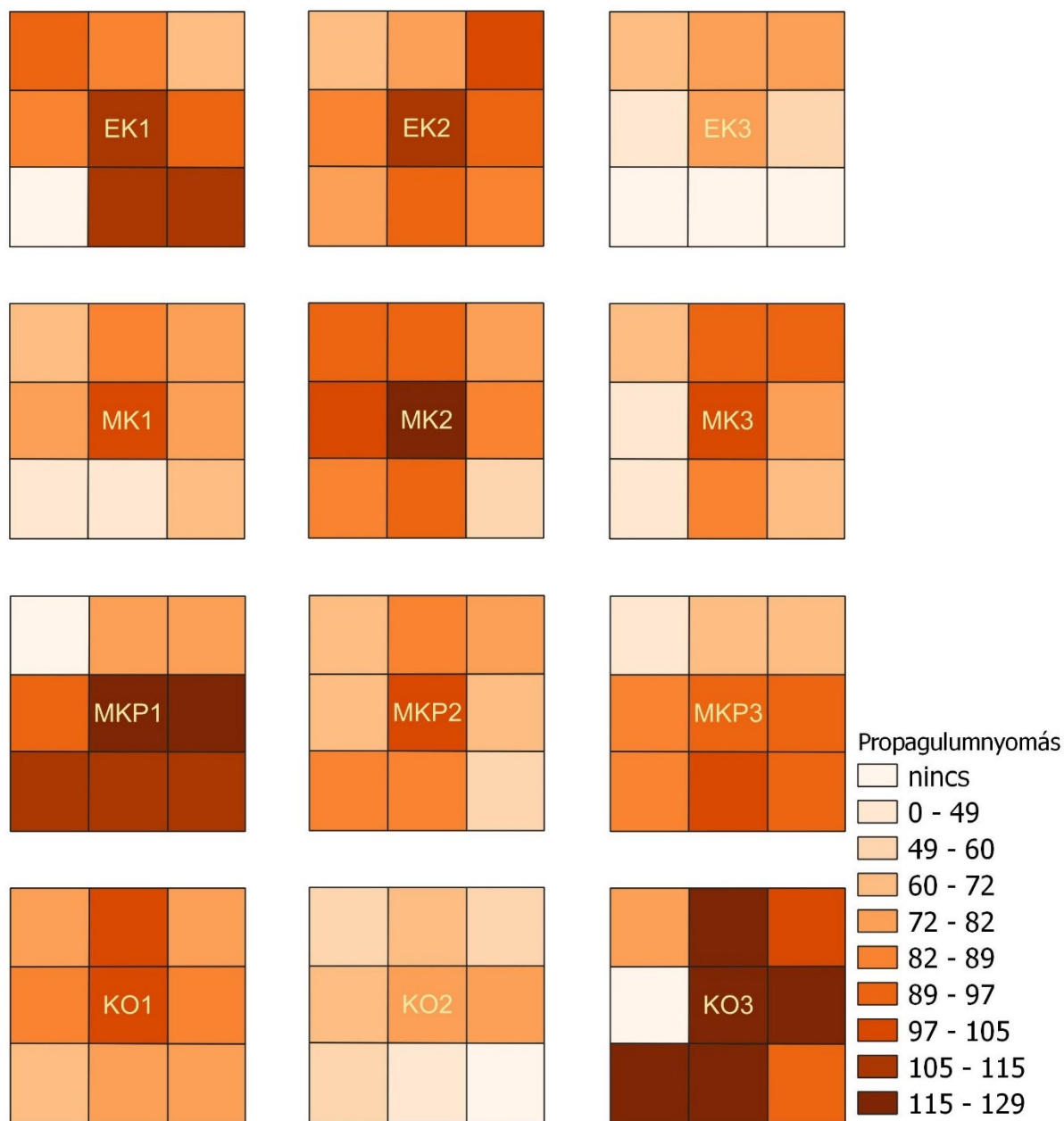
29. ábra. A mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa újulatának számolása és magasságosztályok szerinti osztályozása az egyik kísérleti kvadrátban



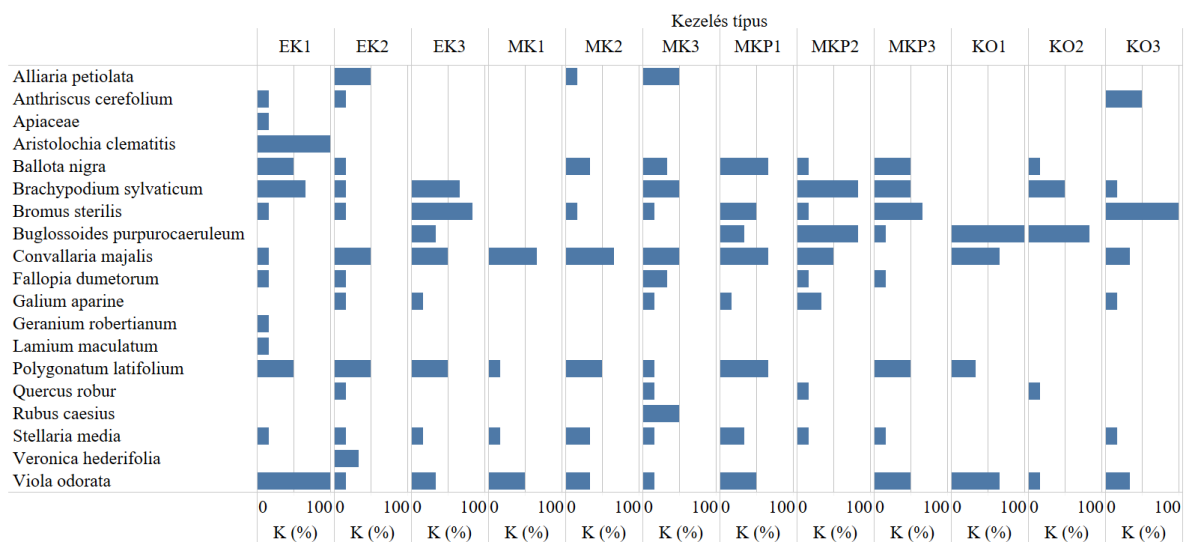
30. ábra. A mirigyes bálványfa és nyugati ostorfa aprólékos eltávolításának és számolásának folyamata az egyik kísérleti kvadrátban



31. ábra. A mirigyes bálványfa relatív propagulumnyomása a kísérleti kvadrátokban és a pufferkvadrátokban. EK: csak 2019-ben (egyszer) kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt, s a pufferkvadrátokban a (potenciális) magtermő állomány is kezelt; KO: kontroll, nem történt kezelés



32. ábra. A nyugati ostorfa relatív propagulumnyomása a kísérleti kvadrátokban és a pufferkvadrátokban. EK: csak 2019-ben (egyszer) kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt, s a pufferkvadrátokban a (potenciális) magtermő állomány is kezelt; KO: kontroll, nem történt kezelés



33. ábra. A kísérleti kvadrátokban domináns lágyszárú fajok és konstanciájuk. A konstancia 2020, 2021, 2022-es évek nyarán és őszén elvégzett felmérések (n = 6) alapján számolt %-os érték (100% = mind a 6 felmérési időszakban a domináns fajok között szerepel). EK: csak 2019-ben (egyszer) kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt, s a pufferkvadrátokban a (potenciális) magtermő állomány is kezelt; KO: kontroll, nem történt kezelés.

12. táblázat. A két inváziós fafaj és környezetük közötti összefüggések vizsgálata előtt elvégzett prediktorszelekció (Spearman rs) eredményei. **: p < 0,01; *p < 0,05. L: lágyszárúszint; Cs: cserjeszint; Z(b): becsült záródás; Z(m): mért záródás; BL pny: a mirigyes bálványfára kalkulált propagulumnyomás; NYO pny: a nyugati ostorfára kalkulált propagulumnyomás; KST: kocsányos tölgy; SZNY: szürke nyár; HJ: hegyi juhar; VSZ: vénic szil

Prediktor	L	Cs	Z (b)	Z (m)	Avar	BL pny	NYO pny	Zv	KST	Akác	SZNY	HJ	VSZ	BL	NYO
L	1	-0,463**	-0,107	0,516**	-0,169**	0,052	0,319**	0,540**	0,029	0,038	-0,228**	0,195**	0,141*	-0,332**	-0,250**
Cs	-0,463**	1	-0,432**	0,064	-0,286**	0,181**	-0,254**	-0,071	-0,138*	0,316**	0,116*	-0,246**	0,190**	0,106	-0,276**
Z (b)	-0,107	-0,432**	1	-0,665**	0,746**	-0,471**	-0,084	-0,412**	0,495**	-0,651**	-0,151**	-0,001	-0,094	0,200**	0,331**
Z (m)	0,516**	0,064	-0,665**	1	-0,644**	0,388**	0,013	0,741**	-0,210**	0,363**	-0,066	0,152**	0,103	-0,364**	-0,510**
Avar	-0,169**	-0,286**	0,746**	-0,644**	1	-0,311**	-0,266**	-0,383**	0,663**	-0,720**	-0,095	-0,006	-0,143**	0,112*	0,172**
BL pny	0,052	0,181**	-0,471**	0,388**	-0,311**	1	-0,077	0,486**	-0,055	0,124*	0,068	0,296**	-0,021	-0,140*	-0,366**
NYO pny	0,319**	-0,254**	-0,084	0,013	-0,266**	-0,077	1	0,106	-0,576**	0,545**	-0,110*	-0,199**	0,148**	-0,046	0,393**
Zv	0,540**	-0,071	-0,412**	0,741**	-0,383**	0,486**	0,106	1	0,032	0,188**	-0,033	-0,044	0,06	-0,371**	-0,463**
KST	0,029	-0,138*	0,495**	-0,210**	0,663**	-0,055	-0,576**	0,032	1	-0,810**	-0,165**	-0,001	-0,106	-0,043	-0,381**
Akác	0,038	0,316**	-0,651**	0,363**	-0,720**	0,124*	0,545**	0,188**	-0,810**	1	-0,014	-0,282**	0,092	-0,185**	0,011
SZNY	-0,228**	0,116*	-0,151**	-0,066	-0,095	0,068	-0,110*	-0,033	-0,165**	-0,014	1	-0,111*	-0,051	0,358**	0,037
HJ	0,195**	-0,246**	-0,001	0,152**	-0,006	0,296**	-0,199**	-0,044	-0,001	-0,282**	-0,111*	1	-0,041	-0,085	-0,106
VSZ	0,141*	0,190**	-0,094	0,103	-0,143**	-0,021	0,148**	0,06	-0,106	0,092	-0,051	-0,041	1	-0,039	-0,048
BL	-0,332**	0,106	0,200**	-0,364**	0,112*	-0,140*	-0,046	-0,371**	-0,043	-0,185**	0,358**	-0,085	-0,039	1	0,341**
NYO	-0,250**	-0,276**	0,331**	-0,510**	0,172**	-0,366**	0,393**	-0,463**	-0,381**	0,011	0,037	-0,106	-0,048	0,341**	1

13. táblázat. A beállított kísérlet további eredményei (GLMM, gamma), a mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa 0-25 cm-es magasságosztályának tömegességével összefüggő Év*Beállítás és Év*Típus*Centrális kategorikus prediktorok paraméterbecslésének legfontosabb értékei. A nem szignifikáns esetek ($p > 0,05$) dőlt pirossal jelöltek. EK: csak 2019-ben (egyszer) kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt, s a puffervadrátokban a (potenciális) magtermő állomány is kezelt; KO: kontroll, nem történt kezelés. B: belső parcella; K: külső parcella. Utóbbiak az MKP eseteknél külön kiemelték, mert csak ebben az esetben figyelhető meg az, hogy a $K \rightarrow B$ felé haladva minden esetben csökkennek az egyedszámok – még ha tendencia jelleggel is

<u>A. altissima 0-25 cm</u>					<u>C. occidentalis 0-25 cm</u>				
Változó	Beta	SE	t	p	Változó	Beta	SE	t	p
Referencia: 2022 MKP (koefficiens = 0)					Referencia: 2022 MKP (koefficiens = 0)				
2020 / EK	2,463	0,459	5,371	< 0,001	2020 / EK	1,001	0,198	5,054	< 0,001
2020 / KO	0,429	0,479	0,895	0,371	2020 / KO	0,647	0,210	3,086	0,002
2020 / MK	3,114	0,460	6,766	< 0,001	2020 / MK	0,904	0,200	4,513	< 0,001
2020 / MKP	1,600	0,233	6,862	< 0,001	2020 / MKP	1,046	0,126	8,295	< 0,001
2021 / EK	0,723	0,459	1,576	0,116	2021 / EK	1,175	0,198	5,938	< 0,001
2021 / KO	0,244	0,479	0,508	0,612	2021 / KO	0,648	0,210	3,089	0,002
2021 / MK	0,972	0,460	2,112	0,036	2021 / MK	1,404	0,200	7,015	< 0,001
2021 / MKP	-0,570	0,233	-2,446	0,015	2021 / MKP	0,703	0,126	5,577	< 0,001
2022 / EK	-0,017	0,459	-0,038	0,97	2022 / EK	1,190	0,198	6,010	< 0,001
2022 / KO	0,630	0,479	1,314	0,19	2022 / KO	0,361	0,210	1,720	0,087
2022 / MK	0,814	0,460	1,769	0,078	2022 / MK	0,263	0,200	1,315	0,189
Referencia: középső parcellák (koefficiens = 0)					Referencia: középső parcellák (koefficiens = 0)				
2020 / EK / B	0,140	0,369	0,379	0,705	2020 / EK / B	-0,113	0,200	-0,568	0,571
2020 / EK / K	-0,297	0,241	-1,233	0,219	2020 / EK / K	-0,440	0,129	-3,415	< 0,001
2020 / KO / B	-0,242	0,370	-0,654	0,514	2020 / KO / B	-0,227	0,201	-1,131	0,259
2020 / KO / K	-0,093	0,235	-0,395	0,693	2020 / KO / K	0,043	0,127	0,338	0,735
2020 / MK / B	-0,363	0,370	-0,982	0,327	2020 / MK / B	-0,273	0,200	-1,368	0,172
2020 / MK / K	-0,013	0,240	-0,056	0,956	2020 / MK / K	0,031	0,127	0,244	0,808
2020 / MKP / B	-0,787	0,371	-2,120	0,035	2020 / MKP / B	-0,327	0,202	-1,622	0,106
2020 / MKP / K	0,564	0,238	2,369	0,018	2020 / MKP / K	0,004	0,128	0,029	0,977
2021 / EK / B	0,585	0,369	1,585	0,114	2021 / EK / B	-0,022	0,200	-0,110	0,912
2021 / EK / K	-0,264	0,241	-1,095	0,274	2021 / EK / K	-0,239	0,129	-1,855	0,065
2021 / KO / B	-0,008	0,370	-0,022	0,982	2021 / KO / B	-0,075	0,201	-0,372	0,71
2021 / KO / K	-0,006	0,235	-0,024	0,981	2021 / KO / K	0,079	0,127	0,622	0,534
2021 / MK / B	-0,076	0,370	-0,206	0,837	2021 / MK / B	-0,160	0,200	-0,803	0,423
2021 / MK / K	0,025	0,240	0,104	0,917	2021 / MK / K	-0,064	0,127	-0,502	0,616
2021 / MKP / B	-0,002	0,371	-0,005	0,996	2021 / MKP / B	-0,438	0,202	-2,171	0,031
2021 / MKP / K	0,364	0,238	1,529	0,127	2021 / MKP / K	0,166	0,128	1,299	0,195
2022 / EK / B	0,086	0,369	0,233	0,816	2022 / EK / B	-0,115	0,200	-0,577	0,565
2022 / EK / K	-0,035	0,241	-0,145	0,885	2022 / EK / K	-0,424	0,129	-3,289	0,001
2022 / KO / B	0,835	0,370	2,258	0,025	2022 / KO / B	-0,131	0,201	-0,654	0,514
2022 / KO / K	-0,251	0,235	-1,069	0,286	2022 / KO / K	0,056	0,127	0,446	0,656
2022 / MK / B	0,885	0,370	2,394	0,017	2022 / MK / B	-0,211	0,200	-1,056	0,292
2022 / MK / K	-0,439	0,240	-1,830	0,068	2022 / MK / K	-0,119	0,127	-0,934	0,351
2022 / MKP / B	-0,312	0,371	-0,841	0,401	2022 / MKP / B	-0,251	0,202	-1,244	0,215
2022 / MKP / K	0,036	0,238	0,153	0,879	2022 / MKP / K	0,073	0,128	0,572	0,568

14. táblázat. A beállított kísérletet további eredményei (GLMM, gamma), a mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa 0-25 cm-es magasságosztályának tömegességével összefüggő Év*Típus kategorikus prediktor *post hoc* páros próbáinak (Bonferroni korrekció) eredményei. Az összehasonlításokban az „első a másodikhoz képest” értendő. A nem szignifikáns esetek ($p > 0,05$) dőlt pirossal jelöltek. EK: csak 2019-ben (egyszer) kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt, s a pufferkvadrátokban a (potenciális) magtermő állomány is kezelt; KO: kontroll, nem történt kezelés

<u>A. altissima 0-25 cm</u>							<u>C. occidentalis 0-25 cm</u>						
Változó pár	Év	Beta	SE	t	df	p	Változó pár	Év	Beta	SE	t	df	p
EK - MK	2020	-22,737	18,44	-1,233	283	0,219	EK - MK	2020	-0,023	0,606	-0,038	282	1
EK - MK	2021	-0,797	2,819	-0,283	283	0,778	EK - MK	2021	-1,17	0,905	-1,293	282	0,394
EK - MK	2022	-4,223	2,265	-1,865	283	0,316	EK - MK	2022	2,281	0,569	4,01	282	< 0,001
KO - EK	2020	-25,48	9,322	-2,733	283	0,033	KO - EK	2020	-0,672	0,573	-1,172	282	1
KO - EK	2021	-2,668	2,207	-1,209	283	0,573	KO - EK	2021	-1,524	0,698	-2,185	282	0,089
KO - EK	2022	3,341	2,121	1,575	283	0,36	KO - EK	2022	-1,945	0,605	-3,214	282	0,006
KO - MK	2020	-48,217	16,074	-3	283	0,018	KO - MK	2020	-0,694	0,551	-1,259	282	1
KO - MK	2021	-3,465	2,361	-1,468	283	0,573	KO - MK	2021	-2,694	0,797	-3,382	282	0,004
KO - MK	2022	-0,882	2,869	-0,308	283	1	KO - MK	2022	0,336	0,351	0,957	282	0,512
MKP - EK	2020	-17,068	9,828	-1,737	283	0,167	MKP - EK	2020	0,424	0,639	0,663	282	1
MKP - EK	2021	-4,317	1,948	-2,216	283	0,137	MKP - EK	2021	-1,623	0,656	-2,476	282	0,055
MKP - EK	2022	-0,228	1,096	-0,208	283	1	MKP - EK	2022	-2,604	0,548	-4,749	282	< 0,001
MKP - KO	2020	8,412	4,009	2,098	283	0,11	MKP - KO	2020	1,095	0,624	1,754	282	0,483
MKP - KO	2021	-1,649	1,214	-1,358	283	0,573	MKP - KO	2021	-0,099	0,536	-0,185	282	0,854
MKP - KO	2022	-3,569	2,098	-1,701	283	0,36	MKP - KO	2022	-0,659	0,342	-1,926	282	0,165
MKP - MK	2020	-39,806	16,449	-2,42	283	0,065	MKP - MK	2020	0,401	0,65	0,617	282	1
MKP - MK	2021	-5,114	2,159	-2,369	283	0,111	MKP - MK	2021	-2,793	0,791	-3,533	282	0,003
MKP - MK	2022	-4,451	2,239	-1,988	283	0,287	MKP - MK	2022	-0,323	0,283	-1,138	282	0,512

15. táblázat. A beállított kísérletet további eredményei (GLMM, gamma), a mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa 0-25 cm-es és 25-50 cm-es magasságosztályának tömegességével összefüggő Avar kategorikus prediktor *post hoc* páros próbáinak (Bonferroni korrekció) eredményei. Az összehasonlításokban az „első a másodikhoz képest” értendő. A nem szignifikáns esetek ($p > 0,05$) dőlt pirossal jelöltek. EK: csak 2019-ben (egyszer) kezelt; MK: minden évben kezelt; MKP: minden évben kezelt, s a pufferkvadrátokban a (potenciális) magtermő állomány is kezelt; KO: kontroll, nem történt kezelés

<u>A. altissima 0-25 cm</u>						<u>C. occidentalis 0-25 cm</u>					
Változó pár	Beta	SE	t	df	p	Változó pár	Beta	SE	t	df	p
1 vs. 2	4,953	1,407	3,521	283	0,001	1 vs. 2	-0,082	0,185	-0,444	282	0,657
1 vs. 3	6,027	1,599	3,768	283	0,001	1 vs. 3	-0,944	0,307	-3,071	282	0,005
2 vs. 3	1,073	0,487	2,203	283	0,028	2 vs. 3	-0,862	0,212	-4,07	282	< 0,001

16. táblázat. A beállított kísérlet kiegészítő vizsgálat további eredményei (GLM, negatív binomiális), a mirigyes bálványfa és a nyugati ostorfa 0-25 cm-es és 25-50 cm-es magasságosztályának tömegességével összefüggő prediktorok paraméterbecslésének legfontosabb értékei. A nem szignifikáns esetek ($p > 0,05$) dőlt pirossal jelöltek

<u>A. altissima 0-25 cm</u>					<u>C. occidentalis 0-25 cm</u>				
Változók	Wald χ^2	SE	p	Beta	Változók	Wald χ^2	SE	p	Beta
<i>Referencia: 2022 ősz (koefficiens = 0)</i>					<i>Referencia: 2022 ősz (koefficiens = 0)</i>				
2020 nyár	574,033	0,1457	< 0,001	3,492	2020 nyár	8,592	0,1073	0,003	-0,315
2021 nyár	277,914	0,1476	< 0,001	2,46	2021 nyár	57,372	0,0872	< 0,001	0,66
2021 ősz	128,432	0,1533	< 0,001	1,737	2021 ősz	36,418	0,0938	< 0,001	0,566
2022 nyár	21,211	0,1595	< 0,001	0,735	2022 nyár	62,198	0,0855	< 0,001	0,674
Lágyszárú	115,002	0,0015	< 0,001	-0,017	<i>Lágyszárú</i>	<i>1,942</i>	<i>0,0011</i>	<i>0,163</i>	<i>-0,002</i>
<u>A. altissima 25-50 cm</u>					<u>C. occidentalis 25-50 cm</u>				
Változók	Wald χ^2	SE	p	Beta	Változók	Wald χ^2	SE	p	Beta
<i>Referencia: 2022 ősz (koefficiens = 0)</i>					<i>Referencia: 2022 ősz (koefficiens = 0)</i>				
2020 nyár	34,598	0,1888	< 0,001	-1,111	2020 nyár	0,4	0,1083	0,008	-0,289
2021 nyár	10,543	0,1489	0,001	0,483	2021 nyár	22,3	0,1202	< 0,001	-0,747
2021 ősz	3,642	0,1544	0,056	0,295	2021 ősz	10,6	0,1152	< 0,001	-0,563
2022 nyár	3,062	0,152	0,08	0,266	<i>2022 nyár</i>	<i>0,6</i>	<i>0,0952</i>	<i>0,272</i>	<i>-0,105</i>
Lágyszárú	29,238	0,0019	< 0,001	-0,01	Lágyszárú	12,961	0,0014	< 0,001	-0,005

17. táblázat. A beállított kísérlet kiegészítő vizsgálat további eredményei (GLM, negatív binomiális). Az öt időszak – mint kategorikus prediktor – *post hoc* páros próbáinak (Bonferroni korrekció) eredményei a vizsgált két magasságosztálynál. Az összehasonlításokban az „első a másodikhoz képest” értendő. A nem szignifikáns esetek ($p > 0,05$) dőlt pirossal jelöltek

<u>A. altissima 0-25 cm</u>						<u>C. occidentalis 0-25 cm</u>					
Időszak 1	Időszak 2	Mean dif.	SE	df	p	Időszak 1	Időszak 2	Mean dif.	SE	df	p
2021 nyár	2020 nyár	-14,36	1,744	1	< 0,001	2021 nyár	2020 nyár	2,77	0,29	1	< 0,001
2021 ősz	2020 nyár	-18,46	1,651	1	< 0,001	2021 ősz	2020 nyár	2,37	0,29	1	< 0,001
2021 ősz	2021 nyár	-4,1	0,711	1	< 0,001	<i>2021 ősz</i>	<i>2021 nyár</i>	<i>-0,4</i>	<i>0,35</i>	<i>1</i>	<i>0,516</i>
2022 nyár	2020 nyár	-20,9	1,631	1	< 0,001	2022 nyár	2020 nyár	2,83	0,27	1	< 0,001
2022 nyár	2021 nyár	-6,54	0,635	1	< 0,001	<i>2022 nyár</i>	<i>2021 nyár</i>	<i>0,06</i>	<i>0,34</i>	<i>1</i>	<i>0,858</i>
2022 nyár	2021 ősz	-2,44	0,353	1	< 0,001	<i>2022 nyár</i>	<i>2021 ősz</i>	<i>0,46</i>	<i>0,34</i>	<i>1</i>	<i>0,509</i>
2022 ősz	2020 nyár	-21,64	1,628	1	< 0,001	2022 ősz	2020 nyár	0,62	0,21	1	0,012
2022 ősz	2021 nyár	-7,28	0,624	1	< 0,001	2022 ősz	2021 nyár	-2,15	0,29	1	< 0,001
2022 ősz	2021 ősz	-3,18	0,34	1	< 0,001	2022 ősz	2021 ősz	-1,75	0,30	1	< 0,001
2022 ősz	2022 nyár	-0,74	0,163	1	< 0,001	2022 ősz	2022 nyár	-2,21	0,28	1	< 0,001
<u>A. altissima 25-50 cm</u>						<u>C. occidentalis 25-50 cm</u>					
Időszak 1	Időszak 2	Mean dif.	SE	df	p	Időszak 1	Időszak 2	Mean dif.	SE	df	p
2021 nyár	2020 nyár	1,43	0,183	1	< 0,001	2021 nyár	2020 nyár	-0,53	0,15	1	0,003
2021 ősz	2020 nyár	1,12	0,16	1	< 0,001	<i>2021 ősz</i>	<i>2020 nyár</i>	<i>-0,34</i>	<i>0,15</i>	<i>1</i>	<i>0,103</i>
<i>2021 ősz</i>	<i>2021 nyár</i>	<i>-0,31</i>	<i>0,229</i>	<i>1</i>	<i>0,367</i>	<i>2021 ősz</i>	<i>2021 nyár</i>	<i>0,18</i>	<i>0,13</i>	<i>1</i>	<i>0,347</i>
2022 nyár	2020 nyár	1,08	0,156	1	< 0,001	<i>2022 nyár</i>	<i>2020 nyár</i>	<i>0,29</i>	<i>0,17</i>	<i>1</i>	<i>0,236</i>
<i>2022 nyár</i>	<i>2021 nyár</i>	<i>-0,35</i>	<i>0,227</i>	<i>1</i>	<i>0,367</i>	2022 nyár	2021 nyár	0,81	0,15	1	< 0,001
<i>2022 nyár</i>	<i>2021 ősz</i>	<i>-0,04</i>	<i>0,208</i>	<i>1</i>	<i>0,84</i>	2022 nyár	2021 ősz	0,63	0,15	1	< 0,001
2022 ősz	2020 nyár	0,74	0,136	1	< 0,001	2022 ősz	2020 nyár	0,48	0,18	1	0,035
2022 ősz	2021 nyár	-0,69	0,214	1	0,008	2022 ősz	2021 nyár	1	0,16	1	< 0,001
<i>2022 ősz</i>	<i>2021 ősz</i>	<i>-0,38</i>	<i>0,199</i>	<i>1</i>	<i>0,286</i>	2022 ősz	2021 ősz	0,82	0,17	1	< 0,001
<i>2022 ősz</i>	<i>2022 nyár</i>	<i>-0,34</i>	<i>0,193</i>	<i>1</i>	<i>0,322</i>	<i>2022 ősz</i>	<i>2022 nyár</i>	<i>0,19</i>	<i>0,17</i>	<i>1</i>	<i>0,347</i>



34. ábra. Az inváziós fajok teljes körű eltávolítása az egyik kísérleti kvadrátban. Bal oldalon egy már megtisztított területrész, jobb oldalon pedig egy még a kézi húzás előtt álló területrész látható



35. ábra. Pillanatkép egy természetközeli nyílt homoki tölgyes (M4) állományról, a Peszéri-erdő egyik legértékesebb élőhelyéről