



**TERMÉSZETES ÖREG ERDŐK ERDŐDINAMIKAI ÉRTÉKELÉSE A
KLIMATIKUS KITETTSÉG SZEMPONTJÁBÓL**

DOI: 10.54598/003670

Doktori (PhD) értekezés

SZEGLETI ZSÓFIA

**Gödöllő
2023**

A doktori iskola:

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudományok

vezetője: Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár
Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Talajtani és Agrokémiai Tanszék

témavezető: Prof. Dr. Czóbel Szilárd
egyetemi tanár
Szegedi Tudományegyetem
Mezőgazdasági Kar,
Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet

társtémavezető: Horváth Ferenc PhD
Intézeti mérnök
Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

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

.....
Prof. Dr. Czóbel Szilárd
A témavezető jóváhagyása

.....
Dr. Horváth Ferenc
A társtémavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK	5
1.1. A téma aktualitása, jelentősége – Fajok, ökoszisztémák és a klímaváltozás.....	5
1.2. Természetvédelmi és erdőgazdálkodási kihívások	6
1.3. Alapkérdések és célkitűzések	7
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	8
2.1. Klímaváltozás és az erdődinamikai folyamatok összefüggései	8
2.1.1. Globális klímaváltozás tendenciái és várható hatásai	8
2.1.2. Klímaváltozás hatása az erdei ökoszisztémákra.....	9
2.1.3. Klímaváltozás hatása a magyarországi erdőkre	10
2.1.4. Klimatikus kitettségek és hatásaik	12
2.2. Természetes erdők	15
2.2.1. Természetes erdők helyzete Európában és Magyarországon	15
2.2.3. A mérsékeltövi lombhullató öregerdők jellemzői és természetvédelmi szempontú jelentőségük	17
2.3. Erdődinamikai folyamatok a természetes erdőkben.....	20
2.3.1. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak regenerációs jellemzői	20
2.3.2. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak növekedési jellemzői	21
2.3.3. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak mortalitási jellemzői	22
2.3.4. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak elkorhadási folyamatának jellemzői ...	23
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	26
3.1. Erdőrezervátumok klimatikus kitettségének becslése	26
3.2. A faállomány-szerkezet felmérésének módszertana.....	28
3.3. A terepi újra-felmérés módszertana – mintavételi terv.....	30
3.4. A mintavételi területek bemutatása	32
3.4.1. Várhegy erdőrezervátum	32
3.4.2. Kecskés-galya erdőrezervátum	32
3.4.3. Kékes Erdőrezervátum	33
3.4.4. Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátum	33
3.4.5. Szalafő Erdőrezervátum	33
3.4.6. Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum	34
3.5. Újra-felmérés minőségellenőrzési szempontjai, a felmerülő problémák megoldása	35
3.6. Átmérő rekonstrukció.....	37
3.7. Az adatelemzés szempontjai és statisztikai módszerei.....	38

4. EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA.....	39
4.1. Erdőrezervátumok klimatikus kitettsége.....	39
4.1.1. Az erdészeti aszályindex alkalmazása mért és extrapolált időjárási adatsorokon.....	39
4.1.2. A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége...41	41
4.1.3. A Szalafő Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége.....	42
4.1.4. A Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége.....	44
4.2.5. A Várhegy Erdőrezervátum északi és déli oldalának bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége.....	46
4.1.6. A Kecskés-galya Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége.....	48
4.1.7. Kékes Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége.....	50
4.2. A faállomány-szerkezeti változók elemzése.....	52
4.2.1. A faállomány-szerkezeti változók főkomponens (PCA) elemzése.....	52
4.2.2. Faállomány-szerkezet változása üde és száraz erdőtípusokban.....	57
4.2.3. Faállomány-szerkezeti változók függése a klimatikus kitettségtől.....	61
4.3. Populációbiológiai változók elemzése.....	62
4.3.1. A fafajok populáció-dinamikájának vizsgálatára kidolgozott keretrendszer.....	62
4.3.2. Fafajok éves populáció-biológiai folyamatainak értékelése.....	67
4.3.3. A fajcsoportok éves populáció-biológiai folyamatainak értékelése, erdőtípusok összehasonlításával.....	72
4.3.4. Fafajdinamikai változók függése a klimatikus kitettségtől.....	79
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	82
7. ÖSSZEFOGLALÁS.....	86
8. SUMMARY.....	88
9. IRODALOM:.....	90
10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	113
11. MELLÉKLETEK:.....	114

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

1.1. A téma aktualitása, jelentősége – Fajok, ökoszisztémák és a klímaváltozás

A globális éghajlatváltozás egyre erősödő trendjei és várható kilátásai az emberiséget egyik legnagyobb kihívása elé állítják. A klímaválság minden társadalmi területre hatással van, és minden régióban megmutatkozik, ami egyre nagyobb mértékben veszélyezteti a jövő generációk biztonságát. Energiapazarló gazdasági rendszerünk a klímaváltozást még gyorsabbá, hatásait még szélsőségesebbé teszi, amit az elmúlt évtizedek meteorológiai adatsorai is szemléltetnek. A tudományos bizonyítékok ellenére napjainkban a politikai és társadalmi felelősségvállalás gyakran nem elégséges a problémák mértékéhez képest, az átgondolt és aktív cselekvés hiánya pedig tovább növeli a jövőbeli kockázatokat (Field et al. 2014, IPCC 2014, 2019).

Az éghajlat mint környezeti tényező, meghatározó befolyást gyakorol a fajok viselkedésére, ezért hatással van az ökoszisztémák folyamataira is. A klimatikus tényezők megváltozása – mint az átlaghőmérséklet növekedése, vagy az éves csapadéeloszlás eltolódása – az élőlényeket különböző alkalmazkodási stratégiákra „kényszeríti”. Ez gyakran vándorlási útvonaluk, elterjedési területük, gyakoriságuk vagy természetes rendszerekben betöltött szerepük megváltozását jelenti (Liang et al. 2017, Petersson et al. 2019). Az életközösség szereplőinek érzékenysége és élettörténetének alakulása összességében a populációs folyamatokban nyilvánul meg. Az ökoszisztémák alsóbb szintjein bekövetkező változások a rendszer magasabb szintjein is megjelennek (Czúcz, 2010); például egy domináns faj mortalitási rátájának emelkedése, az élőhely szerkezetében és fajösszetételében is átalakulást okoz, akár csak egy másik faj kompetíciós és regenerációs képességének erősödése (Saniga et al. 2015, Vanoni et al. 2016, Jaloviar et al. 2020). Az ökoszisztémák stabilitásában jelentős szerepet játszik diverzitásuk, ami a faji sokféleség mellett az élőhely-szerkezeti elemek és szukcessziós folyamatok változatosságát is jelenti (Keith & Peterken, 1996). Az elmúlt évtizedek klímakutatásai rávilágítottak arra, hogy a globális léptékű éghajlatváltozás az emberi tevékenység hatására sokkal gyorsabban zajlik, mint ahogy az élőlények nagy része alkalmazkodni képes az új körülményekhez. Az adaptáció térbeli és időbeli korlátai miatt a fajok jelentős hányada érzékenyebben reagál; egyedszám-csökkenéssel vagy akár az adott élőhelyről való eltűnéssel. Az életközösségek különböző mértékű rezilienciával rendelkeznek, ami erősen függ természetességüktől és biodiverzitásuktól, valamint bolygatottságuk mértékétől és gyakoriságától (Holling, 1973). A megmaradt természetes élőhelyekre nemcsak a klímaváltozás miatt nehezedik nyomás, hanem a mindenütt jelenlévő, erőteljes antropogén hatások miatt is, amelyek befolyásolják és akadályozzák ellenállóképességüket és gyengítik stabilitásukat. Ezeket a korlátozó tényezőket mi emberek teremtettük meg az általunk használt, uralt és sok faj számára élehetlenné tett táji környezet létrehozásával (Czúcz, 2010). A klimatikus változások megfigyelése és folyamatos nyomonkövetése elengedhetetlen ahhoz, hogy a jövőben várható változásokat előre jelezzük és a lehető legjobb alkalmazkodási stratégiákat dolgozzuk ki.

A mért meteorológiai adatsorok elemzéseit és a CO₂ kibocsátási forgatókönyveket felhasználva a globális és regionális klímamodellek, jövőre vonatkozó predikciók előállítására képesek. Az előrejelzések által képet kaphatunk arról, hogy regionális szinten milyen típusú és mértékű változások várhatóak, és melyek azok a területek, amelyek leginkább veszélyeztetettek a klímaváltozás szempontjából (Dobor et al. 2015, 2016, Kern et al. 2019). Segítségükkel hatékonyabb módszerek dolgozhatók ki például a természetvédelem terén is, amelyekkel a fajok és természetes rendszerek működését, természetes folyamatait és alkalmazkodását segíthetjük elő.

1.2. Természetvédelmi és erdőgazdálkodási kihívások

Számos faj a Kárpát-medencében éri el elterjedési területének határát. Természetes élőhelyeink biodiverzitásukat a különböző klimatikus hatásoknak, termőhelyökológiai feltételeknek, előtörténeti örökségüknek, és egyéb tényezőknek köszönheti. Kiemelten fontos a természetes rendszerek állapotának nyomonkövetése, illetve a hosszútávú kutatások tapasztalataira alapozott természetvédelmi kezelés vagy gazdálkodás tervezése (Allen et al. 2010). A természetvédelem egyik legnagyobb kihívása napjainkban, hogy az éghajlatváltozás, az egyre érzékenyebbé váló ökoszisztémák és az erősen antropogén környezet ellenére, megőrizze az élőhelyek biodiverzitását. Emellett feladata, hogy a természetes élőhelyek szukcessziós folyamatait minél inkább természetes úton tartva segítse alkalmazkodásukat (Milad et al. 2011). Ezeket a törekvéseket nehezíti a táji környezet degradációja és az idegenhonos fajok megállíthatatlan terjedése (Opdam & Dirk 2004, Langmaier & Lapin 2020). Az időnként bekövetkező extrém időjárási eseményekhez természetes élőhelyeink jól alkalmazkodtak, sokuk jó regenerációs potenciállal rendelkezik. A gyakoribb időjárási szélsőségek – amelyekre kilátás van a jövőben – azonban próbára teszik ezeket a rendszereket, állapotuk stabil és hosszútávú helyreállítását nehezítik. Erre példaként hozható fel az egymást követő extrém időjárási események hatása, amelyek magas mortalitással járó kárláncot indítanak el, különösen a klíma-érzékeny fajok esetében (Jactel et al. 2019, Schafstall et al. 2021).

Az erdők esetében elsősorban a fafajok dominancia-viszonyainak, elegyarányának, és produktójuk intenzitásának megváltozásával számolhatunk. Az új klimatikus viszonyok egyes fafajok terjedésének kedveznek, míg másoknál komoly egészségi állapotromlást, mortalitást vagy gyengébb felújulást idéznek elő. A változások mértéke a termőhely klimatikus kitettségétől és az állományt alkotó fajok érzékenységtől függ, de emellett fontos befolyásoló tényező a gazdálkodás módja és intenzitása is (Chakraborty et al. 2016, Seidl et al. 2017, Fyllas et al. 2022). Az őshonos fajok alkalmazkodásának elősegítése azonban nemcsak a természetvédelem és az erdőgazdálkodás feladata. Sokszor olyan táji szintű megoldásokra van szükség, amelyek különböző szakterületek összefogását igénylik. Magyarország esetében, mint ahogy azt a klímaadatsorok és elmúlt évtizedek tapasztalatai is alátámasztják, fontos figyelmet fordítani a meleg, száraz időszakok és egyéb időjárási szélsőségek okozta közvetlen és közvetett hatásokra (Spinoni et al. 2014, Lhotka et al. 2018). A jelenlegi állapotfelmérések adatai alapján a fajkészlet elszegényedése már most tapasztalható és továbbra is előrevetíthető erdeinkben, amennyiben nem sikerül kialakítanunk a fajok ökológiai igényeinek megfelelő gazdálkodást. A különböző erdőtípusok és a fafajok éghajlatváltozásra adott válaszainak megismerését lehetővé teszik, a természetes folyamatokra összpontosító kutatások, amelyek legjobb színterei a gazdálkodástól mentes, felhagyást követően zavartalanul működő élőhelyek (Sabatini et al. 2020).

Az erdőrezervátumok különlegessége, hogy magterületükön évtizedek óta nem zajlik erdőgazdálkodás, ezért működésüket a természetes erdődinamikai folyamatok határozzák meg, így lehetőségünk van képet kapni: a korábbi gazdálkodás utóhatásáról, a természetes erdőkép jellegzetességeiről és az erdőszerkezeti elemek és fajok/fajcsoportok összefüggéseiről. A hazai erdőrezervátumok több évtizede felhagyott állományok, sokuk magas természetvédelmi értékű öreg erdő, amelyek számos fokozottan védett fajnak adnak otthont. Az Erdőrezervátum Program fő célja a kiválasztott erdők védettségének biztosítása és az erdődinamikai folyamatok megismerése. Az Erdőrezervátum Program Hosszútávú Vizsgálatainak (ER-HTV) alapját képezi a rögzített mintavételi ponthálózat kijelölése és az állapotfelmérés. Az alap- és a továbbiakban bizonyos időközönként ismétlődő újra-felmérések, egységes tartalmú protokoll alapján valósulnak meg (Horváth, 2012).

1.3. Alapkérdések és célkitűzések

Az európai erdők döntő többsége évszázadok óta emberi használat alatt áll, ami meghatározza szerkezetüket és folyamataikat (Bengtsson et al. 2000, Munteanu et al. 2015). Eredeti állapotban lévő erdőtájról ugyan nem beszélhetünk, de megmaradtak olyan állományok, amelyek jelenlegi állapota jól tükrözi az adott termőhelyen általunk feltételezett természetes erdőképet. Az erdők természetességének meghatározásakor elsősorban a természetes folyamatok szabad érvényre jutását, és ennek következtében kialakult kompozicionális és struktúrális jellemzők meglétét vesszük figyelembe (Bartha, 2002). Az erdőrezervátumok közvetlen emberi beavatkozásoktól mentes területek, ahol az erdők spontán fejlődése tanulmányozható hosszútávú kutatással (Standovár, 2002).

A természetes rendszerek dinamikájában az éghajlatváltozás „kítetttségként” jelentkezik, ami alatt a vizsgált rendszert érintő bekövetkezett és várható éghajlati változások jellegét és mértékét értjük (IPCC, 2001). Feltevésünk, hogy a közelmúltban bekövetkezett klimatikus kítetttségek, az erdőgazdálkodás felhagyása és a természetes bolygatások megmutatkoznak a populációs folyamatok alakulásán, és ezek a változások összehasonlító elemzéssel értékelhetőek.

A dolgozat célkitűzései:

- A közelmúltban bekövetkezett és a várható klimatikus kítetttségek bemutatása a vizsgált területeken/erdőrezervátumokban.
- Az erdőrezervátum-kutatás hosszútávú vizsgálatainak újra-felmérési és adatfeldolgozási módszerének kidolgozása, tesztelése és értékelése.
- Az újra-felmérés, mint minőségellenőrzés során felmerülő problémák megoldása, és az alkalmazott módszerek bemutatása.
- A különböző erdőtípusok faállomány-szerkezetében bekövetkezett változások bemutatása és erdő/populációdinamikai szempontú értékelése.
- A klimatikus kítetttség (lehetséges) hatásainak értékelése.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Klímaváltozás és az erdődinamikai folyamatok összefüggései

2.1.1. Globális klímaváltozás tendenciái és várható hatásai

Napjainkban egyértelműen látszik az éghajlati rendszer felmelegedése, amelyet a mért meteorológiai adatok és az elmúlt évtizedekben megfigyelt változások is alátámasztanak. Különösen az utóbbi 30-40 évben szembetűnő a légkör, az óceánok és a földfelszín melegedése, amely jóval megelőzi a korábbi időszakok átlaghőmérsékleteit (Field et al. 2014). Az elmúlt évtizedekben a jégtakarók és gleccserek tömegének nagyfokú vesztesége, az ezzel járó hidrológiai változások, valamint a permafroszt hőmérsékletének rekordszerű emelkedése a klímaváltozás legfeltűnőbb velejárói (IPCC, 2019). A klímakutatások becslése szerint 1983-tól 2012-ig tartó periódus valószínűleg a legmelegebb 30 éves időszak volt az elmúlt 1400 évben (IPCC, 2014). Emellett a nagyfokú és gyorsütemű felmelegedés mellett, felszíni átlaghőmérséklet jelentős változékonyságot mutat, ami nemcsak évtizedes, hanem éves léptékben is megmutatkozik (IPCC, 2014), például az időjárási adatok alapján 2018 új referenciaévnak tekinthető az európai extrém aszályos időszakok tekintetében (Buras et al. 2020). Az 1900-as évek elejétől mért időjárási adatok szerint az északi félgömbön, közepes földrajzi szélességek területein átlagosan növekedett a csapadék mennyisége, de eloszlása sokat változott. Az '50-es évek óta az extrém időjárási események több régióban is gyakoribbá váltak, egyrészt a meleg hőmérsékleti szélsőségeket, másrészt a heves esőzéseket illetően (IPCC, 2014, 2018, Bouwer, 2019). A folyamat háttérében az üvegházhatású gázok kibocsátása áll, ami jelentősen növekedett az elmúlt évtizedekben. Közülük a légköri CO₂ szint emelkedése a leglátványosabb globális jelenség (Prentice et al. 2001, Clark et al. 2016), aminek légköri koncentrációja az iparosodás előtti időszakhoz képest (280 ppm) drasztikusan növekedett (416 ppm). Az előrejelzések szerint a század végéig értéke akár megduplázódhat, amennyiben energiafelhasználásunk és gazdasági rendszerünk nem változik meg alapjaiban (Global Monitoring Division, 2011). A különböző CO₂ kibocsátási forgatókönyveken alapuló klímamodell szimulációk szerint a napjainkban is tapasztalható tendenciák és extrém időjárási események a század végére fokozódnak és gyakoribbá válnak (Meehl et al. 2000, Bouwer 2019), ami számos társadalmi, gazdasági és ökológiai problémát von maga után (Clark et al. 2016, Skendžic et al. 2021). A különböző régiók klíma-érzékenységében eltérések tapasztalhatóak; egyes térségek a globális átlagnál is jóval kitettebbek és gyorsabban reagálnak a felmelegedésre (Seneviratne, 2016), így bizonyos helyszíneken nemcsak az időjárási paraméterek változásával, hanem a közvetett hatások nagyobb kockázatával kell számolni (pl.: tengerparti zóna, árterületek, aszályos területek). Az IPCC legújabb, 2022-es jelentése előrevetíti és összefoglalja a várható kockázatokat a közeljövőben (2021-2040), középtávon (2041-2060) és hosszútávon (2081-2060) (IPCC, 2022).

A globális éghajlatváltozás jelenkori trendjei (IPCC 2014, 2018) és további kilátásai egyre inkább igazolódnak regionális és helyi szinten is (pl. Szelepcsényi 2014, Spinoni 2014, Dobor et al. 2015, 2016). Az éghajlati rendszer jövőbeli változásaira vonatkozó klíma-előrejelzéseket globális éghajlati modellek (GCM) futtatásával nyerhetünk, amelyek egyrészt szimulálják a légkör és az óceánok mozgásait, másrészt becslést adnak az időjárási változók alakulásáról. Mivel a GCM-ek felbontása nem elég finom léptékű, ezért ahhoz, hogy regionális szintű előrejelzést kapjunk finomabb térskálájú, regionális éghajlati modellek (RCM) alkalmazására van szükség (Bartholy et al. 2009). Napjainkban a hosszú távú meteorológiai mérési adatsorok és klimatikus predikciók egyre részletesebbek és szabad-hozzáférésű adatbázisokból lekérdezhetőek (Pl.:

CARPATCLIM és FORESEE adatbázis) (Hijmans et al. 2005; Lakatos et al. 2013, Spinoni et al. 2014a, Dobor et al. 2015, 2016, Kern et al. 2019). Magyarország területéről már a múlt század elejétől rendelkezésünkre állnak archív meteorológiai adatok (Kakas 1960). Az 50-es évektől napjainkig mért adatsorokat és a regionális klímamodellek eredményeit a fent említett klíma-adatbázisok tartalmazzák. Magyarország területén a különböző modellszimulációk predikciója alapján várhatóan a hideg időjárási szélsőségek csökkenésével és a meleg szélsőségek növekedésével kell számolni. Mivel Magyarországon a nyári átlaghőmérséklet szignifikáns növekedést mutat, gyakoribbá válnak az extrém forró és száraz, aszályos időszakok (Pieccka et al. 2011, 2015). A csapadék változékonnyá éghajlati paraméter, emiatt jövőre vonatkozó becslése nehézségekbe ütközik. Múltban mért adatok szerint az éves csapadékösszeg Magyarországon csökkenő tendenciát mutat, várhatóan eloszlása egyre inkább a téli hónapokra fog összpontosulni (Bartholy et al. 2011, Horányi et al. 2011), és az intenzív esőzések gyakorisága ebben a régióban is növekedni fog (Kis et al. 2018). Összességében az RCM-ek hazánkban a szubmediterrán jelleg erősödését, az éghajlati szélsőségek gyakoribbá válását és az átlaghőmérséklet jelentős (akár 4°C-os) növekedését jelzik az évszázad végére (Pieccka, 2009, Szépszó et al. 2010, Spinoni et al. 2014, Lhotka et al. 2018).

2.1.2. Klímaváltozás hatása az erdei ökoszisztémákra

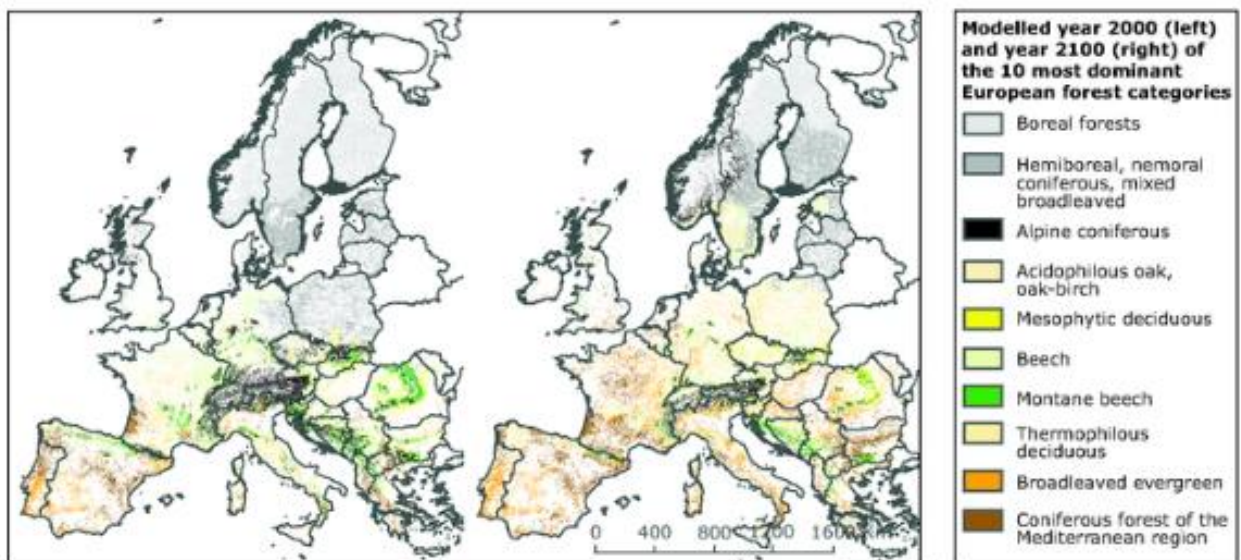
A klímaváltozás tükrében az erdők fajösszetétele elsősorban a fajok (közülük is meghatározóan a domináns, állományalkotó fajok) klímaérzékenysége szerint alakul (Seidl et al. 2017). Az erdőtípusok zónáinak eltolódása évtizedek óta megfigyelhető jelenség, különösen a hegyvidéki régióban, ahol a tengerszint feletti magasságnak és a domborzati viszonyoknak megfelelően, a melegedő klíma hatására „vándorol” a vegetáció (Lenoir et al. 2008, Chakraborty et al. 2016). Az alacsonyabb, hegy- és dombvidéki régiók jellemző lombhullató erdei egyre nagyobb teret nyernek a korábban magashegyi fenyőelegyes és fenyves állományok helyén, míg a fahatár is egyre feljebb húzódik, a hegyvidéki gyepeket, mint számos endemikus lágyszárú faj élőhelyét csökkentve (Greenwood et al. 2014, Gatti et al. 2019, Mainali et al. 2020, Naccarella, 2020, Zindros et al. 2020). Az elterjedési területek és vegetáció-típusok északabbra tolódása figyelhető meg sík- és dombvidéki erdők esetében is, itt azonban elsősorban a tájszerkezet szabja meg a fajok migrációjának sikerét. Az alkalmazkodást és terjedést nehezítik az antropogén hatások; a táj beépítettségének mértéke és az élőhelyek, ökológiai folyosók fragmentumokra szakadása (Opdam & Dirk 2004).

Az erdei ökoszisztémák életében a különböző zavarások a természetes állománydinamika szerves részét képezik; növelik az erdő heterogenitását és elősegítik megújulását (Bauhus et al 2009; Burrascano et al 2013; Nagel et al 2014, Sabatini et al 2018), azonban egyéb tényezőkkel - például a klímaváltozással, antropogén hatásokkal, idegenhonos fajok inváziójával - összegződve csökkentik az erdők hosszútávú regenerációs képességét (Millar & Stephenson, 2015, Seidl 2017). A többszörös, állományszintű zavarások egyik leglátványosabb esetei a szélsőséges időjárási esemény miatt útjára induló „kár-láncolatok”, melynek során az abiotikus zavarást követően a felszaporodó rovarok és patogének másodlagos, biotikus bolygatást idéznek elő (Jactel et al. 2019). Erre példaként olyan állományszintű bolygatások hozhatóak fel, mint a fenyveseket ért viharkárok és széldöntések, melyeket követően a szúfajok hirtelen felszaporodása következett be (Mezei et al. 2014, Schafstall et al. 2021). Ennek hátterében a klímaváltozással járó átlaghőmérséklet-növekedés áll, ami kedvező feltételeket teremt számos rovarfaj számára; egy vegetációs periódus alatt több generációjuk fejlődhet és szaporodhat sikeresen a szelekciós nyomás csökkenése miatt (Skendžić et al. 2021). A kisebb léptékű és állományszintű bolygatások az elmúlt évtizedekben egész Európában gyakoribbá váltak (Kameniar et al. 2023), és az időjárási

trendeket figyelembe véve ez a tendencia várható a jövőben is (Seidl et al. 2017, Senf & Seidl 2021). ráadásul a bolygatások gyakoriságának növekedése kihat az erdők szerkezetén kívül szénelnyelő és széntároló kapacitására is (Seidl et al. 2014, Albrich et al. 2022).

Az éghajlatváltozás hatása összetetten jelenik meg az ökoszisztémák funkcionális folyamataiban és a fajok közötti interakciókban; megzavarhatja a trofikus kölcsönhatásokat, felerősíthetve a biotikus bolygatások súlyosságát (Klapwijk et al. 2013, Liang et al. 2017). Az időjárási események azonban eredményezhetik a herbivor rovarok és természetes ellenségeik szinkronizációjának szétcsúszását is (Schafstall et al. 2021). Ez a jelenség figyelhető meg a beporzó rovarok életciklusa és a növények fenológiájának időbeli eltolódásában is, aminek hatása ugyancsak faj-specifikus és nehezen jósolható a fajok közötti interakciók összetett rendszerében (Freimuth et al. 2021). Ezzel kapcsolatban fontos megemlíteni az inváziós fajok jelenlétét és terjedését, ami a biológiai sokféleséget fenyegető egyik legnagyobb veszély; terjedésükkel együtt jár kórokozók továbbadása, a hibridizáció és az őshonos fajok kiszorítása a versengés során (Csiszár et al. 2020, Langmaier & Lapin 2020). Az erdőállományokban egyre gyakrabban és egyre nagyobb felújulási sikerrel jelennek meg idegenhonos fafajok, amelyek magoncai gyakran egyeduralmukodók a felújulási szintben. (Dyderski & Jagodziński 2020). Összességében elmondható, hogy a klímaváltozás korában leginkább a vízmérleg és a bolygatások kölcsönhatásától függ az erdei élőhelyek fajösszetételének, szerkezetének és folyamatainak alakulása (Harrison et al 2021).

Európa főbb zonális erdőtípusainak termőhelyein (modell-szimulációs becslés szerint) jelentős változások jelezhetőek előre. A jelenleg üdének számító élőhelyek a század végére egyre inkább átalakulnak a száraz erdőtípusok számára alkalmas termőhelyekké (1. ábra).



1. ábra: Tíz domináns erdőtípus jelenlegi és várható élőhely-alkalmassága az IPCC A1B forgatókönyve és a NCAR CCM3 modell becslése alapján (Forrás: <https://www.eea.europa.eu/>)

2.1.3. Klímaváltozás hatása a magyarországi erdőkre

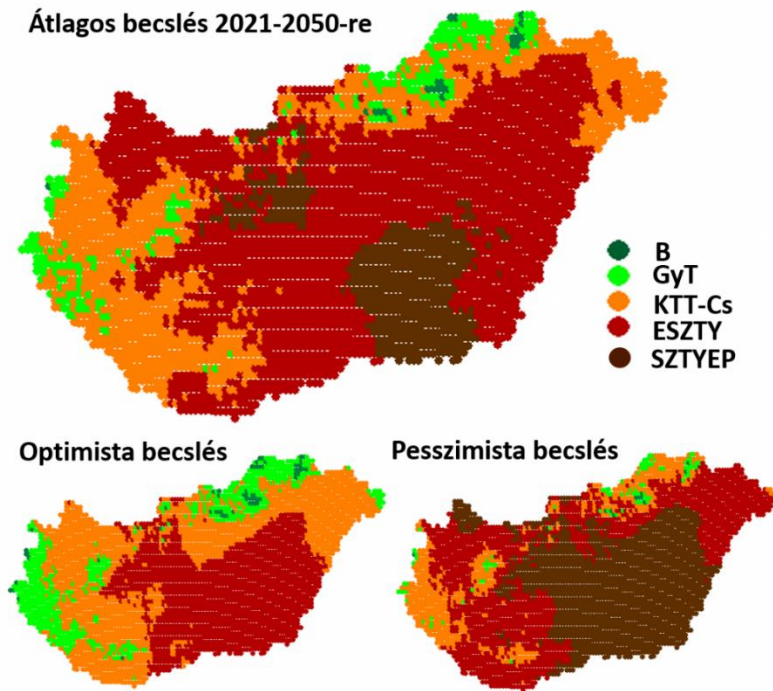
Magyarország különleges földrajzi adottságainak köszönhetően klíma-típusok találkozásánál kerül el, ami változatos növénytakarások megtelepedését és sokféle élőhelytípus kialakulását teszi lehetővé. A természetes erdők ökológiai érzékenységre és populációs válaszreakcióira vonatkozóan kevés a terepi (újra) méréseken alapuló vizsgálat, bár a gazdasági szempontok (produkció, ill. erdőkár) kutatásáról, állományalkotó fafajok elterjedésének

modellezéséről és sérülékenységi elemzéséről már számos közlemény született (Czúcz et al. 2011, Führer et al. 2011, Hlásny et al. 2014, Garamszegi és Kern 2016, Gálos et al. 2018). Magyarország éghajlatában egyre inkább uralkodóvá válik a szubmediterrán jelleg, ami a meleg időjárási szélsőségek, aszályos évek gyakoriságának növekedését jelenti (Hlásny, 2014). Ez együtt jár az erdőtípusok átalakulásával, ami a fafajok szárazsági határa mentén (főleg a Dél-Alföldi régióban) következik be elsőként (Mátyás et al. 2009, Führer et al. 2011).

A magyarországi erdők többségében a vízellátottságot a csapadék biztosítja, aminek hiánya a kritikus időszakban jelentősen visszaveti a fafajok növekedését. A törzs vastagodása nagyrészt májustól augusztusig történik és júniusban éri el maximumát és a nettó fotoszintézis mértéke is ekkor a legnagyobb (Führer, 2018). A lombhullató fák szempontjából legelőnyösebb, ha a fő növekedési szakaszban (május-július), illetve a termésérlelés időszakában (augusztus-október) áll rendelkezésre a folyamatokhoz szükséges vízmennyiség. Emiatt az erdő produktívitasában nemcsak a csapadék mennyisége, hanem időbeli eloszlása is meghatározó. A nyárvégi aszály sok esetben negatívan befolyásolja a növekedést és szaporodást, ami hosszútávon az adott fafaj visszaszorulását jelenti (Führer et al. 2011, 2018). Az elérhető vízmennyiség befolyásolja a szervesanyagok előállítását, az aszályos periódust követően az extrém száraz időjárási körülményeknek kitett termőhelyeken a produktívitas csökkenésére, egyes fajok egészségének leromlására és tőszám-csökkenésre lehet számítani (Führer et al. 2011, Hlásny et al. 2011, Móricz et al. 2013, Salamon-Albert et al. 2016, Mátyás et al. 2018).

A domináns fafajok által meghatározott erdőtípusok a Kárpát-medencében a mérsékeltövi klimatikus lombhullató erdőzóna szárazsági határának közelében tenyésznek, ezért a jelenlegi fő fafajok (pl.: bükk, kocsánytalan tölgy) számára kedvező termőhelyek nagy része jelentősen visszaszorulhat a század végére (Mátyás et al. 2010, Czúcz et al. 2011, Móricz et al. 2021). A Közép-Európában fellépő szárazabb, melegebb időjárás rontja a bükk versenyképességét, így a szárazságot jobban toleráló fajok, (például juharok, kőrisek) elegyarányának növekedése és a kocsánytalan tölgy és csertölgy dominanciájának erősödése várható (Zimmermann et al, 2015), de utóbbi két fafaj növekedésében is meghatározó a nyári csapadék-mennyiség alakulása (Móricz et al. 2021). A kocsánytalan tölgy esetében egészségromlás és a növekedés visszaesése tapasztalható az aszályos években (Mátyás et al. 2018), a faj száraz termőhelyeken lévő populációinál tőszámcsökkenés következett be az elmúlt években (Fekete et al. 2017). Míg a csertölgy relatív ökológiai mutatója a faj vízigényét tekintve mérsékeltlen száraz, addig a kocsányos és kocsánytalan tölgy a mérsékeltlen üde termőhelyeket kedveli (Seregélyes & Simon, 2004). Így dominanciájának erősödése várható a cseres-kocsánytalan tölgyes állományokban (Móricz et al. 2021). A szárazodó klímát indikáló elegyfajok közül a virágos kőris emelhető ki, ami relatív ökológiai igényei alapján, szubmediterrán lombdők, száraz termőhelyek jellemző fafaja (Seregélyes & Simon, 2004). Elterjedésével kapcsolatban Molnár és Czúcz összegezte a faj történeti és recens elterjedési adatait és a legújabb megfigyeléseket. Kutatásaik szerint a faj terjedése, elegyarányának növekedése figyelhető meg olyan északi-középhegységi erdőállományokban, amelyek termőhelyi feltételei korábban kevésbé voltak ideálisak a virágos kőris számára (Molnár & Czúcz, 2009). A virágos kőris terjedése és a sikeres felújulása természetes erdőállományokban is látványos jelenség, amennyiben a vadhatás kevésbé érvényesül. (Neumann, 2019).

Jelen tapasztalatok alapján előre vetíthető klímazonális, állományalkotó fafajaink potenciális elterjedésének átrendeződése ezzel együtt a hozzájuk kötődő specialista élőlények elterjedési területének megváltozása (Móricz et al. 2013, Mátyás, 2018) . A következő évtizedekben becsült erdészeti klímaosztályok várható előfordulását a 2. ábra mutatja be.



2. ábra: Az erdészeti klímaosztályok várható előfordulása 2021-2050-es időperiódus átlagában (B: bükkös; GyT: gyertyános-tölgyes; KTT-Cs: kocsánytalan tölgyes-cseres; ESZTY: erdős sztyepp; SZTYEP: sztyepp). (Forrás: Führer Ernő, Erdészeti Lapok 2017)

2.1.4. Klimatikus kitettségek és hatásaik

A természetes ökoszisztémák szempontjából a klímaváltozás, kitettségként (climatic exposure) jelentkezik. Az IPCC meghatározása szerint éghajlati kitettségnek nevezzük „a vizsgált rendszert érő külső hatások, bekövetkező éghajlati változások jellegét és mértékét” (IPCC 2001). A fajok az éghajlati kitettségekre eltérő érzékenységgel (sensitivity) reagálnak, amelyek összetett és változatos következményei befolyásolják az ökoszisztémák jellemzőit és folyamatait (Lindner et al. 2010). A klimatikus kitettségek közül kiemelhető a légköri széndioxid szint növekedése, a nitrogén-ülepedés, enyhébb telek és aszályosabb, szárazabb nyarak hatása, amelyek a Kárpát-medencében is tapasztalhatóak (Szegeti et al. 2020).

2.1.4.1. Emelkedő CO₂ szint és az atmoszférikus N ülepedésének hatása a fajok növekedésére és az erdők produktivitására

Az ökoszisztémák elemkörforgásai – különös tekintettel a szén- és nitrogén ciklusra – az antropogén kibocsátás hatására sokat változtak az iparosodás előtti időkhöz képest, melynek fő oka a fosszilis tüzelőanyagok égetése, illetve a szintetikus műtrágyák széleskörű alkalmazása. A CO₂ légköri mennyisége az 1750-es évek 277 ppm-hez képest, 2017-re 40%-kal növekedett, vagyis meghaladta a 405 ppm-et (Peters et al. 2017, Dlugokencky & Tans, 2017, Le Quéré et al. 2018), amit már az évezred elején a felmelegedés elsődleges okozójaként azonosítottak (IPCC, 2007). Becslések alapján a kibocsátás 1%-os csökkenése a légkör CO₂ koncentrációs szintjében csak egy évtized alatt mutatkozik meg, ami alátámasztja a kibocsátások korlátozásának sürgősségét

(Peters et al. 2017). A légköri CO₂ növekedése és a N-ülepedés számos helyszínen növeli az erdők produktivitását (Reich et al. 2013, Hickler et al. 2015, Penuelas et al. 2020), azonban a kutatások szerint, ezek a válaszok erősen termőhely-, életkor- és fajspecifikusak (pl. Norby et al. 2010, Huang et al. 2007). Több vizsgálati helyszínen is bebizonyosodott, hogy a vízellátottság sok esetben jobban befolyásolja a fafajok növekedésének intenzitását a CO₂ szint növekedésénél, ami elsősorban a fafajok szárazsági határán jellemző a víz korlátozott jelenléte miatt. Általában mérsékeltövi és hidegebb éghajlatú erdőknél tapasztalható nagyobb produktivitás az emelkedett CO₂ koncentráció hatására, a vízhiányos és mediterrán területeken a növekedés nem változik, vagy visszaesik, melynek hátterében termőhelyökölógiai adottságok állnak (Hickler et al. 2015).

A nitrogén felhalmozódása sokrétű problémát okoz a természetes rendszerek működésében, a szárazföldi élőhelyek és élővizek eutrofizációjától kezdve a sztratoszféra ózonvesztéséig és a globális rendszerek elsavasodásáig (Gruber & Galloway, 2008, Stevens et al. 2018). 1860-tól 1990-ig az antropogén reaktív nitrogén (Nr) kibocsátása ~15 Tg N yr⁻¹ ről, több mint tízszeresére, azaz 156 Tg N yr⁻¹-re növekedett világszerte (Galloway, 2004). A jelen tendenciákat - fogyasztási szintet és népességnövekedést - számításba vett projekciók szerint, 2050-re a nitrogén-kibocsátás mennyisége eléri a ~270 Tg N yr⁻¹ mennyiséget (Fowler et al. 2013). Ez a nagyfokú terhelés kihat az ökoszisztémák folyamataira. Az élőhelyek nitrogén-befogadó kapacitása olyan környezeti tényezők függvénye, mint a talaj textúrájának és szervesanyag-tartalmának szén-nitrogén aránya, a biomassza felhalmozódás sebessége, és a jelen állapotukat megelőző természetes bolygatások és emberi tájhasználat (Vitousek, 1997). A mérsékeltövi erdők esetében nitrogén-ülepedés a produktivitás növekedését idézi elő, biodiverzitásuk szempontjából azonban kedvezőtlen (Komarov et al. 2012, Gurmesa et al. 2022). A N depozíció mindegyik vizsgált mérsékeltövi állományalkotó fafaj (bükk, kocsánytalan tölgy, kocsányos tölgy, erdei fenyő lucfenyő) növekedésére pozitív hatást gyakorolt (Laubhann et al. 2009, Cheng et al. 2018), de a lágyszárú szintben a fajösszetételére és biodiverzitására kedvezőtlen hatással bír a nitrogén felhalmozódása; amit a bolygatás-jelző nitrofil fajok magas aránya is mutat (Gilliam 2006, 2016). A talaj-kémia megváltozása és az ásványi anyagok egyensúlyának felborulása hatással van a talaj mikrobiológiai folyamataira is; a baktérium és gomba közösségek fajösszetételére. A fafajok és lágyszárúak tápanyagfelvételét jelentősen megkönnyítő mikorrhiza közösségek érzékenyen reagálnak a nitrogén felhalmozódásra és a talaj pH változására, ezáltal a növények finomgyökérszövet képzése és tápanyag-hasznosítása is megváltozik (Mohan et al. 2014, Jach-Smith & Jackson, 2018, Yan et al. 2019).

2.1.4.2. Enyhe telek és korai kitavaszkodás

A mérsékeltövi fafajok fenológiájának optimalizálásában fő szempont egyrészt a vegetációs periódus maximalizálása, másrészt a korai fagyok elkerülése (Caffarra & Donnelly 2010, Basler & Körner 2014). Európa szerte szembetűnő az enyhe telek és korábbi kitavaszkodás jelensége, amely egyrészt a vegetációs periódus hosszának növekedésével, másrészt a késői fagyok károkozásának növekvő kockázatával jár (Hamunyelet al. 2013, Vetter 2015). Az enyhe téli időjárás kedvező hatással van a fitofág rovarok túlélésére, így a vegetációs időszakban populációjuk gyarapodása, ezzel együtt kártételük növekedése is megfigyelhető. Emelett a téli kritikus időszakok elmaradása befolyásolja a rovarok elterjedési területének alakulását is, lehetővé téve számukra új térségek meghódítását (Pureswarm et al. 2018). Az erdei nagyvadak közül a vaddisznó túlélési esélyeit jelentősen megnövelik az enyhe telek és a táplálék könnyebb hozzáférhetősége, ami a faj túlszaporodásához vezet (Massei et al. 2014, Vetter et al. 2020).

Európában a vegetációs időszak kezdetének átlagos előrehaladása 2-3 nap volt évtizedenként, amelyre a fajok fenológiai sajátossága is reagált, összhangban a tavaszi, korábban bekövetkező hőmérséklet-emelkedéssel, a lombhullatás időszaka viszont évtizedenként átlagosan

egy nappal tolódott későbbre (Hamunyela, et al. 2013). Az európai Phyto-Phenological Database adataihoz viszonyítva Nyugat- és Közép-Európa területén 4 héttel korábban indul a rügyfakadás az adatbázis referenciaidőszakához képest (1951-1998). A hegyvidéki régiókban fenológiai változatosság tapasztalható, ami főként a mikroklimatikus mintázatnak és az eltérő magasságnak köszönhető (Peaucelle et al. 2019). Eltérés mutatkozik a pionír és klimax fafajok stratégiájában, egyes fény- és hőmérséklet-manipulációs kísérletek arra világítottak rá, hogy a pionír fajok inkább a hőmérséklet-növekedéséhez, míg a zárótársulások fajai inkább a fény mennyiséghez igazították fenológiájukat (Caffarra & Donnelly, 2010). Az enyhe télvégi időszak tehát nem feltétlenül jár együtt a korai rügyfakadással, sok esetben a fotoperiódus növekedéséhez igazodnak a fajok. Ez a stratégia lehetővé teszi a túl korai rügybontás és a fagy-veszélyes időszak elkerülését (Basler & Körner 2014, Lin et al., 2022), időzítése az adott faj genetikai plaszticitásától függően az egyedek között is eltérő lehet (De Kort et al. 2015).

2.1.4.3. Átlaghőmérséklet növekedése: a fák növekedési dinamikájának megváltozása

Az emelkedő átlaghőmérséklet a fafajok többségénél pozitív hatást gyakorol a növekedésre, (Laubhann et al. 2009), de ennek érvényesüléséhez egyéb időjárási változók kedvező hatása is szükséges (elegendő csapadék-mennyiség, jó talajtípus és termőhelyi viszonyok) (Boisvenue et al. 2006). A magasabb átlaghőmérséklet, fajspecifikus válaszokat eredményez, ami az állományok dinamikájában is megmutatkozik. A lombosfajok átmérő- és magassági növekedését valamint biomasza-képzését nagyobb mértékben fokozza, mint az örökzöldekét (Way & Oren 2010), emiatt a jelenlegi fenyvesekben egyre sikeresebben telepednek meg a lombhullató fafajok (Komarov et al. 2012) A hegyvidéki fenyőelegyes erdőkben a fenyők visszaszorulása figyelhető meg, ami nem feltétlenül jelenik meg az erdő produkciójában, a többi fafaj növekedésének kompenzáló hatása miatt (Hilmers et al. 2019).

Atlantikus klímájú területeken a kocsányos tölgy produktivitásának folyamatos növekedése tapasztalható, ugyanakkor a bükk csökkenést mutat az elmúlt évtizedekben, amelynek fő oka a nyári csapadékhiány és a talaj relatív nedvességének visszaesése (Kint et al. 2012). A fafajok növekedési dinamikájának gyorsulása inkább a jó vízellátottságú termőhelyeken figyelhető meg, amit az elhúzódó tenyészidőszak és az átlaghőmérséklet növekedése eredményez (Pretzsch et al. 2014). Az átlaghőmérséklet-növekedés térben is különbözően érinti a fák növekedését (D'Arrigo, 2008); míg a fajok elterjedési területének északi határán és a magas tengerszint feletti helyszíneken az előnyös hatások érvényesülnek, addig a szárazsági határok populációira hátrányosan hatnak, ezzel is alátámasztva a talaj vízháztartásának és a csapadék mennyiségének fontosságát (Way&Oren, 2010).

2.1.4.4. Szárazsági stressz okozta produktivitás csökkenés és az érzékeny fajok magasabb mortalitása

Az éghajlatváltozás jellemző kitétségei a melegebb és szárazabb nyarak és a hosszabb, hőhullámokkal kiegészülő aszályos időszakok gyakoribbá válása (Gudmundsson et al. 2016, Pieczka et al. 2015). Az aszály által okozott stressz a növények produkciójának és a növekedési intenzitásának visszaesését vonja maga után, ami főként a félszáraz és száraz helyszíneken szembetűnő (Ciais et al. 2005, Dulamsuren et al. 2013, Doughty et al. 2015, Tognetti et al. 2019). A szárazság és a hőség számos esetben korai lombhullást eredményez, ami ugyancsak az éves produkció jelentős csökkenését okozza. Megfigyelések szerint az érintett egyedek a következő tavaszi lombfakadása során kisebb borítással rendelkeznek és hajtásképzésük elmarad a többi fáétól (Zani et al. 2020, Descals et al. 2022). Ez a jelenség főként a talaj-vízhiánytól, az egyed

kompetíciós hátrányától és az állományon belüli elhelyezkedésétől függ, többnyire az erdőszéli fák a legkitettebbek (Grote et al. 2016, Brun et al. 2020). A szárazsági stressz sok faj esetében olyan egészségi állapotromlást okoz, amely sebezhetővé teszi őket a biotikus zavarásokkal szemben. Szélsőséges esetben a magas hőmérséklet és csapadékhiány nemcsak fokozza a mortalitást, hanem állományszintű pusztulást vagy legalábbis a lombkoronaszint jelentős gyérülését okozza (Allen et al. 2010, Hartmann et al. 2018, Brodribb, 2020, Senf et al. 2020, Andrus et al. 2021, Gazol & Camarero 2021). Az aszály általi mortalitás főként a száraz élőhelyeken megtelepedett klíma-érzékeny fajok esetében lép fel nagyobb gyakorisággal (Hackett-Pain et al. 2016, Salamon-Albert et al. 2016, Mátyás et al. 2018).

2.2. Természetes erdők

2.2.1. Természetes erdők helyzete Európában és Magyarországon

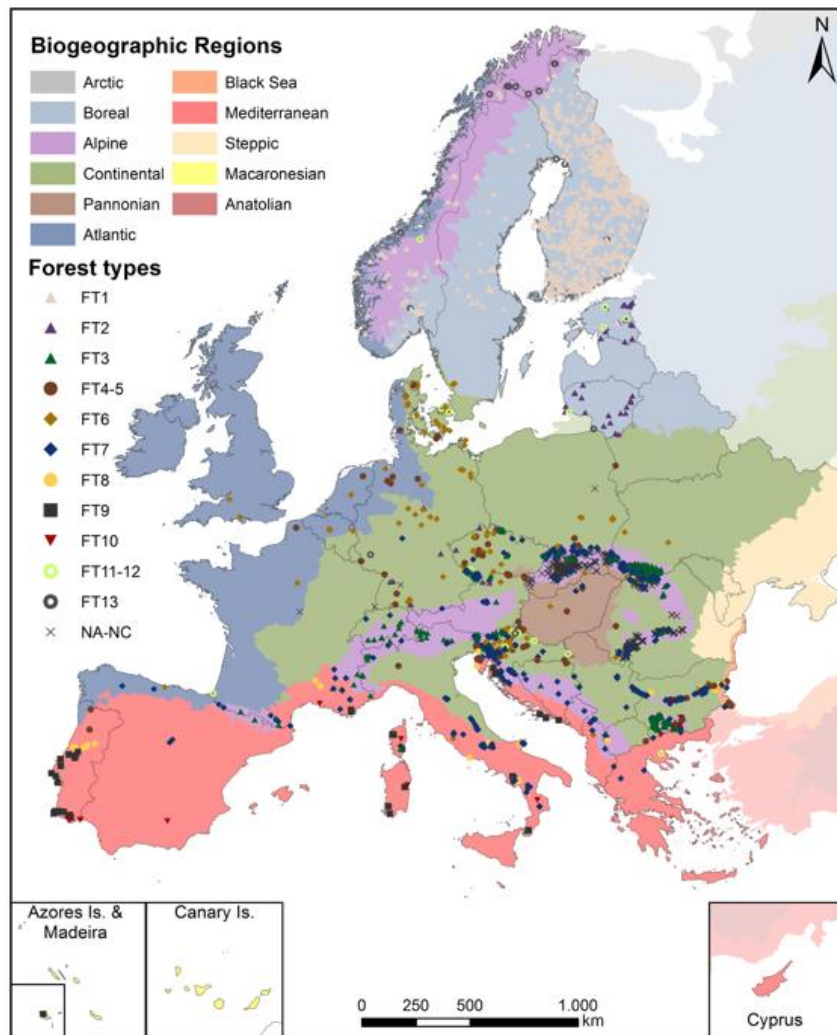
Az elmúlt három évszázad alatt az erdőtakaró 35%-kal csökkent a világon az ipari mezőgazdálkodás előtti időkhöz képest (Mackey et al. 2014), a fennmaradó erdők nagy része pedig degradálódott valamilyen közvetlen vagy közvetett emberi hatás miatt (MacDicken et al. 2015). Az elmúlt évtizedekben a gazdasági hajtóerők világszerte erőteljes nyomást gyakorolnak az erdőállományokra, közöttük a megmaradt természetes állapotú erdőkre. Az emberi hatások mindenütt jelen vannak, az ép, erdő-borította tájak visszaszorultak (Kenneth 2014, García-Vega & Newbold 2020). Az európai erdők többségének állapotán látható, hogy évszázadok óta emberi használat alatt állnak, ami befolyásolja fajkészletüket és átalakította szerkezetüket (Bengtsson et al. 2000, Munteanu et al. 2015). Az intenzív tájhasználat és a nagy népsűrűség miatt már csak kevés helyen maradtak fenn olyan állományok, melyeket a gazdálkodás megkímélt és működésüket elsősorban a természetes erdődinamikai folyamatok irányítják (Gilg, 2005, Mackey et al. 2014, Popatov et al. 2017). A nemzetközi szakirodalomban „primary forest”-ként, „virgin-forest”-ként és „old-growth”-ként emlegetett erdők magas természeti értéket képviselnek, mégis napjainkban számuk egyre fogyatkozik.

A FAO meghatározása szerint azok az állományok tekinthetők őserdőknek, amelyek természetes úton fejlődtek, őshonos fajokból állnak, és az emberi hatások nem fedezhetőek fel szerkezetükben (az elmúlt 60-80 évben nem történt emberi beavatkozás), így az ökológiai folyamatokat jelentősen nem zavarják (Kenneth 2014). Az őserdők menedéket nyújtanak ritka és védett fajok számára, ami különösen az emberi zavarásra érzékeny fajok szempontjából kulcsfontosságú (Keith & Peterken, 1996, Paillet et al. 2015, Sabatini et al. 2018), emellett táji jelenlétük rendkívül fontos a környezetükben található élőhelyek regenerációs potenciálja miatt, mert az erdei fajok terjedését elősegítő propagulum-forrásokként vagy menedékként is értelmezhetőek (Schickhofer&Schwarz 2019). Több összehasonlító tanulmány alátámasztja bolygatásokkal szembeni nagyfokú ellenálló-képességüket, a klimatikus hatásokra (pl.: időjárási szélsőségek) nagyobb rezisztenciát mutatnak a homogén szerkezetű, gazdasági erdőknél (Burrascano et al. 2008, Zoltán & Standovár 2017, Schickhofer & Schwarz 2019). A klímaváltozás szempontjából fontos kiemelni, szénmegkötő és széntároló képességüket, ami jelentős biomasszájuknak, változatos szerkezetüknek és természetes anyagkörforgalmuknak köszönhető (McGarvey et al. 2015, Allen et al. 2016, Curtis & Gough 2018).

Az Európai Őserdők Adatbázisa (European Primary Forest database (EPFD)) szerint Európa erdőszélelinek 0,7%-át alkotják ilyen területek. Országoként, biogeográfia régióként és erdőtípusonként egyenletlenül oszlanak meg; zömében boreális és hegyvidéki erdők, amelyeket valamilyen okból (pl.: nehéz terepviszonyok miatt) évtizedek óta elkerült az emberi gazdálkodás. Kiemelkedően sok megmaradt állomány található Észak-Európában, a Kárpátok északi részein,

illetve balkáni területeken, ami a 3. ábrán is látható (Sabatini et al. 2020). Napjainkban többségük valamilyen természetvédelmi oltalom alatt áll; nemzeti parkok, védett területek részét képezi, de szigorú védelemmel az állományok kevesebb, mint fele (46%-a) rendelkezik (Sabatini et al. 2018). A kis kiterjedésű, fragmentált, fokozott védelemmel nem élvező állományok a leginkább veszélyeztetettek, ezért is fontos alapos feltérképezésük, kutatásuk és védelem stáuszuk megerősítése. (Sabatini et al. 2021). Az európai őserdők megoszlása biogeográfiai régiókként és erdőtípusok szerint az European Primary Forest database térképe mutatja be részletesen (3. ábra).

Magyarországról azok az erdőrezervátumok kerültek az EPDF adatbázisába, amelyek évtizedek óta érintetlennek tekinthetők. A kiválasztott erdőrezervátumok különböző erdőtípusok jellegzetes képviselői, az azonban közös bennük, hogy mindegyikük rendelkezik a felhagyásukat követően kialakult változatos szerkezettel és magas biodiverzitással. Az adatbázisba került az ősi állapotú, öreg bükkös alkotta Kékes Erdőrezervátum, a Tornai-karszt jellegzetes gyertyános-tölgyeseit reprezentáló Alsó-hegy Erdőrezervátum, a Vértesben található, változatos korú és fajösszetételű Juhdöglővölgy Erdőrezervátum. Mindenképp helyet kapott a Bükk-i Őserdő, amelyet több mint 150 éve nem kezeltek, emiatt területén 200 éves fák alkotta, változatos dinamikájú bükkös tanulmányozható, valamint a korban hozzá hasonló Zalában található Vétyemi Ősbükkös. Őserdeink közül említésre méltó még a Várhegy Erdőrezervátum, ami domborzati kitettségekben, erdőtípusokban, fajokban és korosztályokban gazdag állomány. Ide tartozik még az őrségi Szalafői erdőrezervátum, ami a korábban jellemző kisparaszti erdő-szántó váltógazdálkodás maradványa, de évtizedek óta tartó felhagyásának köszönhetően szerkezetének és fajösszetételének természetes átalakulása figyelhető meg. Végül az adatbázis hazai képviselője még a Kunpeszéri Tilos erdő, ami kiemelkedő természeti értékei mellett a ma már ritkaságnak számító erdőssztyepp-erdők szép állapotban megmaradt képviselője (Horvát & Bölöni 2002). Az elmúlt évek hazai felmérései és kutatásai rávilágítottak arra, hogy vannak még olyan állományok, amelyeket érdemes lehet az adatbázisba „elsődleges erdőként” javasolni. Például a Nyírségben található Fényi-erdő a tölgy-kőris-szil keményfa ligeterdők egyik régóta zavartalanul működő, különleges képviselője, ami a „természetvédelmi és erdődinamikai kutatások európai szintű viszonyítási pontja lehet” (Horvát et al. 2018).

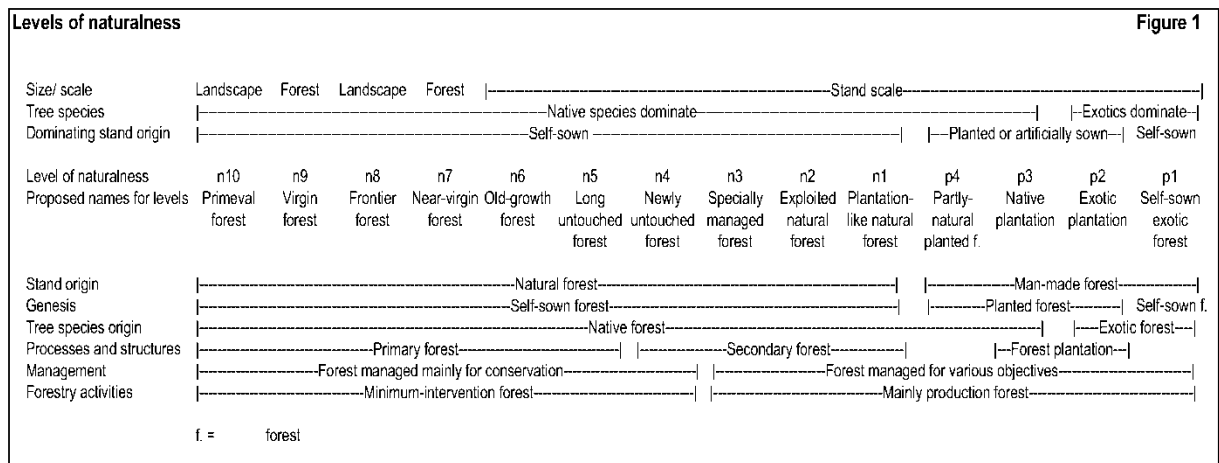


3. ábra. Őserdők eloszlása Európa különböző biogeográfiai régióiban erdőtípusonként EEA (2006): FT1- Boreális erdők, FT2 – Fenyőelegyes hemiboreális erdők, FT3 – Hegyvidéki fenyvesek, FT4-5 – Mezofil lombhullató erdők, FT6 - Bükkösök, FT7 – Montán bükkösök, FT8 – Melegkedvelő lombhullató erdők, FT9 – Keménylombú erdők, FT10 – Mediterrán fenyvesek, FT11-12 – Síkvidéki mocsár és láperdők, FT13 – Puhafa ligetek, NA-NC – adathiány (Sabatini et al., 2018)

2.2.3. A mérsékeltövi lombhullató öregerdők jellemzői és természetvédelmi szempontú jelentőségük

A természetes erdők kategóriái és definíciói gyakran átfednek egymással, de az elmúlt évtizedekben több kezdeményezés is történt a fogalmak pontosítására (Pl.: Buchwald, 2005, Gilg, 2005, Wirth et al. 2009). A természetes erdők elnevezéseinek és fogalmainak rendszerét Buchwald foglalja össze (4. ábra). A FAO a következő meghatározást alkalmazza az öregerdőkre: „Egy öregerdő olyan elsődleges vagy másodlagos kialakulású erdő, ami elérte azt a kort, hogy a struktúrák és fajok, amelyek általában az ilyen típusú idős őserdőkhez kapcsolódnak, kellően felhalmozódtak ahhoz, hogy az erdei ökoszisztéma bármely fiatalabb korosztálytól eltérően működjön” (FAO, 2002). Karakterük az öreg fák jelenléte, a nagy mennyiségű holtfa-felhalmozódása, speciális szerkezeti és kompozicionális elemek és ökológiai funkciók miatt

jelentősen eltér a gazdasági erdőkétől (Frelich & Reich 2003, Gilg, 2005, Burrascano et al. 2008, Demeter et al. 2020). Eredetüket tekintve nem feltétlenül természetes kialakulásúak (ilyen állományokból, mára nagyon kevés maradt fenn Európa területén), de fejlődésükben az emberi hatások nem, vagy csak minimálisan játszottak szerepet, így sok évtizede zavartalanul működnek saját dinamikájuk szerint (Keith & Peterken, 1996). Ezeket az erdőket a nagy intenzitású, állományhelyettesítő természetes bolygatások megkímélték, ugyanakkor a kisebb zavarok meghatározóak szerkezetük és fajösszetételük alakulásában (Després et al. 2014). Tipikus jellemzőiket azonban nehéz meghatározni, mert növényzeti övenként és erdőtípusonként eltérhetnek egymástól. Míg a mérsékeltövi öreg állományokban holtfa-felhalmozódás figyelhető meg, addig egy trópusi idős erdőnél a gyors bomlási folyamatok miatt ez kevésbé jellemző (Wirth et al. 2009). A boreális erdők esetében a tűz általi bolygatás más szerkezetet és koreloszlást eredményez azokhoz az erdőtípusok képest, ahol a zavarásban más biotikus és abiotikus tényezők játszanak szerepet (Wallenius et al. 2002). Az alábbiakban azokat az általános „öregerdő indikátorokat” ismertetem, amelyek a mérsékeltövi lombhullató erdők több évtizede felhagyott állományaira jellemzőek.



4. ábra: A természetes erdőkkel kapcsolatos fogalmak és rokonértelmű kifejezések Buchwald által javasolt rendszere (Buchwald, 2005)

Az „old-growth”- erdők szerkezetét nagy horizontális és vertikális heterogenitás, mozaikos és változatos mikroklíma jellemzi (Frey et al. 2016). A középkorú és idős fák aszinkron elhalásának következtében a folyamatosan keletkező lécek (Picket & White, 1985) biztosítják a lombkoronazáródás tér- és időbeli egyenetlenségét, ezáltal az aljnövényzeti és felújulási szint különböző fényellátottságát (Messier, 2009, Tinya & Ódor 2016). Az aljnövényzet fajösszetétele a lombkoronaszint mozaikosságának megfelelően nagy változatosságot mutat; fényigényes és árnyéktűrő fajok váltakozásával és a fiatal fák és cserjék felújulási foltjaival. A lombkorona vertikális szerkezete sem egységes; a léceken kívül a különböző átmérőjű és koronájú fák, valamint az alacsonyabb, alászorult és fiatal egydek jelenléte külön szintekre tagolja (Burrascano et al. 2008, Podlaski, 2010). Az öregerdők korosztályi viszonyait nagy heterogenitás jellemzi; átmérőeloszlásuk általában negatív exponenciális, „fordított J” alakú görbét mutat (Goff & West 1975, Gálhidy, 2000, Lorimer et al. 2004, Rubin et al. 2006.). Szembetűnő a nagyszámú újulat jelenléte, különösen azokban az állományokban ahol a holtfa-felhalmozódás következtében a vadállomány számára nehezen hozzáférhetőek a fiatal facsemeték. A különböző átmérőjű fák térbeli elrendeződése természetes úton, random alakul, emiatt a különböző korú egydek már kis

térléptékben is aggregáltan helyezkednek el (Gálhidy, 2000, Burrascano et al. 2008, Després et al. 2014). Az öregerdők egyedeinek évgűrűvizsgálatai kimutatják, hogy a fák növekedésének intenzitása nem folyamatos: hol gyorsan megindul, hol lelassul. Ennek magyarázata, hogy a fákat életük során változatos fényviszonyok befolyásolják, egy idősebb fa pusztulása révén felnyíló lombkorona gyors forráskihasználásra készíti, újbóli záródása viszont ismét lelassítja őket. A növekedés szakaszossága miatt állomány szinten nincs szoros összefüggés a kor és a magasság között (Di Filippo et al. 2016).

A kiugró méretű, „veterán” fák és álló holtfák nagy aránya az öregerdők jellegzetessége (Sven et al. 2002), jelenlétük a faállományhoz kötődő mikrohabitatok gyakoriságát növeli (Samuelsson et al. 1994, Keith & Peterken, 1996, Paillet et al. 2015). Az egyedeken életük előrehaladtával egyre több élőhelytípus jelenhet meg; kiüregesedések, elszáradt ágak, elváló kéreg vagy harkályfélék által készített odúk (Bütler et al. 2013, Paillet et al. 2015). Mivel az állományt nem szabályozza az emberi szelekció, ezért a gazdasági szempontból „hibás”, beteg egyedek és lábon száradt fák az erdőben maradnak természetes úton történő halálukig vagy összeomlásukig. Az idős egyedek gyakran mikrohabitatok sokaságát nyújtó „biotópfaként” változatos élőlényközösség feltételeit biztosítják, amely funkciót elhalásuk után is ellátnak álló holtfaként. Ezeknek az egyedeknek a jelenléte a magas természetességi érték egyik legfontosabb indikátora, mert sok faj – közöttük kulcsfajok és specialisták – számára nyújtanak életteret (Ranius & Jansson 2000, Sverdrup-Thygeson et al. 2017). Az öregerdők indikátorai között mindenképp megemlíthető a nagy mennyiségű fekvő holtfa felhalmozódása, ami őserdőszerű erdőképet kölcsönöz még a korábban telepített és kezelt állományoknak is hosszúidejű felhagyás után. A gazdasági és természetes erdők összehasonlító elemzése szerint a holtfában gazdag, természetes állományok mohavegetációjának, zuzmó- és gombaközösségeinek fajgazdagsága messze felülmúlja az intenzíven hasznosított állományokét (Ódor & Standovár, 2001). A különböző vastagságú holtfákhoz reliktum szaproxilofág rovarok kötődnek, amelyek számára ezek a felhagyott állományok az utolsó menedéket jelentik. Közülük számos faj az erdő természetességének biológiai indikátora, elterjedésük monitorozása, ökológiai igényeik megismerése és védelmük segítséget jelent a fenntartható erdőgazdálkodás irányának meghatározásához (Similä et al. 2002, Horák et al. 2016).

Az élőhely-struktúrák sokféleségéből adódóan az idős állományok magas biodiverzitással rendelkeznek, emellett sok védett és veszélyeztetett faj fennmaradását biztosítják emberi (Blasi et al. 2010). Az old-growth erdőállományok eltűnésével speciális növény- és állat-közösségek, egyedülálló ökoszisztéma-szolgáltatások mellett, az ökológiai kutatások és fenntartható erdőgazdálkodás fontos referenciáit veszítjük el, ezért folyamatos kutatásuk és védelmük biztosítása elengedhetetlen (Wirth 2009, Nagel et al. 2013, 2014, Bauhus et al. 2009, Bobiec 2002; Boncina 2011; EEA 2021; Hahn & Christensen 2004).

Az erdőrezervátumok magterületei egyedülálló helyszínei a természetes folyamatok kibontakozásának. Jelenlegi erdőökológiai kutatások egy része arról számol be, hogy a felhagyott erdőállományok az évek múltával egyre inkább mutatják az őserdők jellemzőit (Christensen et al. 2005, Vandekerckhove et al. 2009, Meyer & Schmidt 2011, Saniga et al. 2015, Demeter et al. 2020, Meyer et al. 2021). Több évtizede magára hagyott erdőkben korábbi intenzív kezelésük ellenére is kialakulnak a természetes erdők indikátorai; a megnövekedett élő és holt biomasszán kívül a természetes regeneráció és a nagyméretű fák száma is gyarapodik (Motta et al. 2015).

2.3. Erdődinamikai folyamatok a természetes erdőkben

2.3.1. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak regenerációs jellemzői

A természetes regeneráció szorosan összefügg a különböző léptékű zavarásoktól és a lombkorona nyitottságától. A lék nagysága és az általa létrejött mikrokörnyezet befolyásolja az újulati szint sűrűségét és az egyedek növekedését és kompetícióját. A kis kiterjedésű lékek hamar zárulnak a lombkoronaszintben, ezért ezekben inkább a gyorsnövekedésű árnyéktűrő fajok jutnak érvényre (Hammond et al. 2020). A nagyobb lékeken belül sokszor heterogenitás tapasztalható az újulati szint szerkezetében, a facsemeték sűrűségében és eloszlásában. Ez a finomléptékű változatosság a lék pozíciójával, alakjával és kitéttisével hozható összefüggésbe, amelyek a fényviszonyokat határozzák meg (Čater et al. 2014, Hammond 2020). Ugyan a lékek jelenléte kedvező a fiatal fák fényigényének szempontjából, száraz klíma esetén hátrányosan érinthetik a felújulási szintet, mert csökkentik a lombkorona mikroklímát befolyásoló puffer-kapacitását (Thom et al. 2020).

A lékdinamika mellett a fafajok regenerációját környezeti és biotikus tényezők összetett hatása alakítja. Erdőrezervátumok és felhagyott erdők területén, a természetes regeneráció hosszútávú monitorozásának eredményei rávilágítottak arra, hogy az állományban jelenlévő holtfa mennyisége, típusa és eloszlása szintén meghatározó lehet (Smit et al. 2012, Čečko et al. 2015). Fontosak a termőhelyi adottságok is; a talaj tápanyagtartalma, szerkezete, a talajnedvesség, és a domborzat kitétsége (Ampoorter et al. 2011, Bai et al. 2012), mert az élőhely terepviszonyai felerősítheti vagy enyhítheti a klimatikus hatásokat (Fortunel, 2018). A felújulást az intra- és interspecifikus kompetíció is meghatározza, előfordul, hogy a lombkoronaszintben uralkodó, állományalkotó fafaj fényigényes magoncai és facsemetéi növekedésben alulmaradnak az elegy fafajok árnyéktűrő, fiatal egyedeivel szemben (Hammond et al. 2020). A cserjeszint sűrűsége és fajösszetétele is fontos tényező, a cserjék árnyékoló hatásuk mellett védelmet is nyújtanak a facsemeték számára a vadhatás elől (Walters et al. 2020), ami a regenerációt – a vadállomány nagysága és táplálék-preferenciája szerint - fafajonként különböző mértékben befolyásolja (Palmer et al. 2004, Smit et al. 2012, Kamler et al. 2016, Petersson, 2019). Végül szót érdemel az erdei inváziós fásszárú- és lágyszárú fajok jelenléte és terjedése, amely akadályozhatja az őshonos fafajok felújulását (Addo-Fordjour et al. 2009, Lázaro-Lobo et al. 2021).

A közép-európai tanulmányok nagy része a mérsékeltövi, hegyvidéki, lombhullató erdők fő fafajaival, a bükkal (*Fagus sylvatica*) és a kocsánytalan és kocsányos tölgygel (*Quercus petraea*, *Quercus robur*) foglalkozik. Mindegyik nagy ökológiai niche-t foglal el (Piedallu et al. 2009, Pretzsch et al. 2012, Ligot et al. 2013), kevert állományaikban interspecifikus kompetíció figyelhető meg, amely már a felújulás során is megmutatkozik (Stimm et al. 2021). A tölgy csemeték magassági növekedésére kedvező hatással van közvetlen fény, míg a bükk zárt lombkoronájú állomány alatt is sikeresen újul. A tölgy esetében a magasabb éves átlaghőmérséklet kedvező hatású, az évi átlagos csapadékmennyiség alakulása azonban kevésbé befolyásoló tényező ellentétben a bükk-újulat igényeivel. A tölgy csemetékre hátrányosan hat a gyorsabb növekedésű fajok, (bükk és a gyertyán) árnyékoló hatása, így a faj kompetíciós előnyének megtartásához lékekre (Jensen & Löf 2017, Mölder et al. 2019) és a vadállomány kontrolálására van szükség (Messier et al. 1999, Ligot et al. 2013, Annighöfer et al. 2015). Számos kutatás foglalkozik a kocsányos és kocsánytalan tölgy természetes felújulásának problémájával. Annak ellenére, hogy két gyakori, állományalkotó fafajról van szó, amelyek széles ökológiai tűrőképességgel rendelkeznek, gyakran nem tudnak természetes úton felújulni. A tölgyek regenerációja általában hely- és állomány-specifikus változók kombinációjának függvényében alakul, amelyben főszerepet játszik az elérhető fény mennyiség, a talaj-pH az aljnövényzet sűrűsége, a vadhatás és az idősebb és a magszóró állomány közelsége (Annighöfer, 2015). A bükk

esetében a lombkorona nyitottsága előnyös az újulat növekedésének szempontjából, de a lék kezdő környezeti feltételeinek (fényviszonyok, mikroklíma, talajnedvesség) szerepe is jelentős, amit elsősorban a lékméret, pozíció és kitétség határoz meg. (Svoboda & Nagel 2008, Bílek et al. 2014, Čater et al. 2014, Feldmann et al. 2020). A bükk felújulási sikerében elsősorban a facsemete léken belüli elhelyezkedése és a környezet fajkészlete játszik meghatározó szerepet. Ezt kompenzálhatja a talaj nedvességtartalmának kedvező változása, vagy az üde mikroklíma (Gálhidy et al. 2000, Hahn & Madsen 2008). A klímaváltozás a faj felújulását elsősorban elterjedési területének déli határán befolyásolja, de ezekben az állományokban is fontos szerepet játszik a termőhely vízellátottsága és mikroklímája (Czúcz et al. 2011, Silva et al. 2021, Klopčič et al. 2022). Az elegy fafajok közül az árnyéktűrő fajok (gyertyán, hárs fajok) újulata folyamatos, amelynek az az oka, hogy termésmennyiségük minden évben kiegyenlítően magas. Más fajok (pl.: kocsánytalan tölgy) stratégiája ettől eltérő, a bőséges magtermés csak bizonyos években következik be, így felújulásuk is ennek megfelelően alakul. (Bobic et al 2007).

2.3.2. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak növekedési jellemzői

A fák vitalitása az erdő állapotának egyik legfontosabb indikátora, amelynek egyik közvetlenül mérhető mutatója a növekedés (Innes, 1993). A környezeti stresszre bekövetkező reakció a gyökérzet, törzs és lombkorona kiterjedésében hamar megmutatkozik. Biotikus stressz (pl. herbivor rovarok lombfogyasztása) következtében a lombkorona felritkulhat, a törzs növekedése azonban csak hónapokkal később mutathat visszaesést. Az abiotikus stressz (száraz időszak) akár azonnal megnyilvánulhat a törzsvastagodás intenzitásának csökkenésében, míg a hajtásképzés lassulása csak később következik be (Dobbertin, 2016). A növekedés hosszútávú monitorozásával vizsgálható a környezeti változók fafajokra gyakorolt hatása, ezzel együtt becsülhető az állomány szerkezetének és fajösszetételének alakulása. Ez az erdődinamikai folyamat nagymértékben függ a versengéstől (Bolte et al. 2010), életkortól (Zhang et al. 2021), az elterjedési területen belül való elhelyezkedéstől (Dulamsuren et al. 2017) a termőhelyi adottságtól (Lévesque et al. 2015), a környezeti stressztől (Dobbertin, 2016), és az időjárási tényezőktől (Maes et al., 2018). A növekedés intenzitása fajspecifikus (Kasper et al. 2022) és az egyedek életkorának is függvénye; egyes fajoknál egész életükben egyenletes, míg más fajoknál a fiatal korosztályra jellemző az átmérő és a magasság erőteljes gyarapodása (Johnson & Abrams 2009). A fák életciklusának fontos eseményei függenek magassági növekedésük gyorsaságától. Ennek köszönhetően állnak helyt a versengés fázisában, majd jutnak fel a felső lombkoronaszintbe, ahol éretté válnak a termésképzésre (Bolte et al 2010).

Az erdőállomány dinamikájában kulcsszerepet játszik a fafajok a fényért való versengése. A fiatal korosztály esetében a növekedés a mikroklíma, csapadékmennyiség, versengés, a megvilágítottság mértéke ezzel együtt az egyed árnyéktűrő képessége szerint alakul (Zalava et al. 2007, Lin et al. 2014). A bükk és kocsánytalan tölgy elegyes állományaiban az árnyéktűrő fajok (pl.: bükk) átmérőjének eloszlása többnyire egyenletesen alakul, ami folyamatos regenerációjukra utal. Ezzel szemben a tölgy fajok esetében a növekedés jelentős hányadát a középkorú, idős korosztály adja, a kisebb átmérőjű egyedek alig vannak jelen az állományokban, mert a fiatal tölgyek nehezen viselik el a többi fafaj árnyékoló hatását (Petritan et al. 2012, Mathys et al. 2020). Fiatal fejlődési szakaszban lévő szubmontán tölgyesek vizsgálatából származó eredmények ugyanakkor arra mutatnak rá, hogy a kocsánytalan tölgy - gyenge regenerációja ellenére - erőteljesebb fatérfogó és körlapösszeg-növekedést mutathat, mint az elegyfaként jelenlévő, árnyéktűrő gyertyán. Ebben az esetben a fiatal tölgyek hiányát kompenzálja a középkorú és idős egyedek erőteljes növekedése és a mortalitás alacsony száma (Vacik et al.2011). A fák fiatal

életszakaszában a növényevők fogyasztása is befolyásoló tényező; egyes fafajokat jobban preferálnak, ezáltal visszavetik őket a fejlődésben, míg mások hajtásait csak ritkán fogyasztják. A fafajok vadhatás-toleranciája között is különbség van, eltérő mértékben képesek regenerálódni a lerágást vagy hántást követően (Gill et al. 1992, Krueger et al. 2009, Schlulze et al. 2014, Walters et al. 2020). Az idősebb korosztály növekedésében a lombkorona szociális helyzete, egészségi állapot, a szomszédos egyedek hatása és a kor játszik főszerepet (Lévesque et al 2015; Dulamsuren et al 2017, Sercu et al. 2017, Maes et al 2018). Az alászorult vagy közbeszorult egyedek növekedését befolyásolja a felső lombkoronaszint dinamikája, az árnyékoló fák, kidőlése lehetőséget teremt az alsó-lomboronszint tagjainak az új források kihasználására (Fraver et al. 2014). A szomszédos egyedek ágrendszere szintén gátolhatja, vagy elősegítheti a mellettük állók fényhasznosítását. Ez attól függ, hogy a lombkorona lazább szerkezete mennyi fényt enged át a szomszédos vagy alászorult egyednek (Canham et al. 2006, Olano et al. 2009, Zhang et al. 2021).

Az erdőállomány szintű, vagyis a fafajok összesített növekedésben az elegyes, változatos fajösszetételű állományok stabilabb működést és jobb regenerációs potenciált mutatnak a klímaváltozással szemben. Ez a jelenség már a többfajú gazdasági erdőkben is megmutatkozik; a főfafajok kevert állománya összességében jobb növekedést mutat az egyfajú erdőknél (Pretsch et al. 2014).

2.3.3. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak mortalitási jellemzői

A mortalitás jelentősége kulcsfontosságú az erdő szerkezetének és fajösszetételének alakulásában (Franklin et al. 1987, Runkle 2000, Chao et al. 2009, Holzwardt, 2013, Woods et al. 2021). A fák élettörténetük bármely szakaszában elpusztulhatnak a környezeti stressz, az erős verseny (pl. kompetitív gyérülés), bolygatások, véletlen események vagy bármilyen kedvezőtlen biotikus és abiotikus kölcsönhatás következtében. (Lines et al 2010, Canham and Murphy 2017). A halálozás - pl.: lékek keletkezése révén – előteremti a felújulás kezdő feltételeit (Franklin et al. 1987, Canham et al. 2001, Holzwardt, 2013, Nagel et al. 2019), kihat az élő fák növekedésére és vitalitására, és az erdei szénkörforgás legfontosabb hajtóereje (Holzwardt et al. 2013; Thrippleton et al. 2020, Hararuk et al 2020). Mindezek mellett az erdő biodiverzitásának növelésében is fontos szerepet játszik. Számos faj és élőlénycsoport számára az álló-, és fekvő holtfák szaporodó-, táplálkozó-, és élőhelyet jelentenek (Stokland et al. 2012, Vítková et al. 2018, Moreira-Arce et al. 2021). A lombkorona egyfajta pufferzónaként enyhíti a szélsőséges időjárás hatásait, de záródásának mértéke az újulati szint alakulását befolyásolja. A facsemeték és fiatal fák jövője tehát jelentősen függ az idősebb fák gyérülésétől (Zellweger et al. 2020). Az elhalt fák mennyiségét és összetételét elsősorban az erdőtípus, a fafaj összetétele, az állomány erdőtörténete, a természetes mortalitás, a holt fatörzsek mérete, elhelyezkedése és korhadási állapota határozza meg (Bobiec 2002, Vrška et al 2015).

Természetes erdők hosszútávú vizsgálata szerint, a mortalitás korosztályfüggő és faj-specifikus folyamat. A szélviharok az esetek többségében a nagyobb átmérőjű, idős fákban okoztak nagyobb halálozást a fiatal korosztályban a mortalitási okok között a kompetíció az elsődleges tényező. Egyes fafajok a szélviharok szempontjából jóval érzékenyebbek a többinél (pl.: nyír, bükk és hársfajok), míg másoknál inkább a kiszáradás a fő veszélyeztető tényező (pl.: mézgás éger, magas kőris) (Wolf et al. 2004). A halálozási minták magyarázatában kulcsszerepe van az állomány sűrűségi viszonyainak, az egyed szomszédságának, élettörténetének, méretének, (Hubbell et al. 2001, Uriarte et al. 2004, Zhao et al. 2006). Több újra-felvételezett adatokon alapuló kutatás számol be arról, hogy egyes állományalkotó fafajok a klímaváltozás miatt veszítenek dominanciájukból, és kompetíciós hátrányt szenvednek vagy az állományon belüli másik uralkodó fafaj, vagy az elegy fafajok javára (Rhonen, 2012, Holzwardt, 2013, Saniga et al. 2015).

Az abiotikus tényezők (széldöntés, jégtörés, tűzesetek) állományszintű halálozást okozhatnak, ezzel felülírva a szukcesszió addigi stádiumát, míg a biotikus folyamatok (patogén szervezetek felszaporodása, rovargradációk), diffúz mortalitást váltanak ki (Flower & Miquel, 2015). A nagyléptékű zavarások és katasztrófák ritkán következnek be az erdő történetében, az egyed szintű mortalitás azonban az állománydinamika „hétköznapi” eseménye. A versengés és a természetes szelekció miatt folyamatosan csökken a fák sűrűsége az idős egyedek elhalásával vagy a fiatal fák gyérülésével (Das et al. 2011, Chin et al. 2023). Ennek a folyamatnak általában több mozgatórugója van, amelyek sok esetben egymásra hatva váltják ki a fa pusztulását. Például a versengésben alulmaradt vagy csökkent vitalitású egyedeket könnyebben támadják meg fakárosító szervezetek (Franklin & van Pelt 2004, Flower & Miquel 2015, Hülsman et al. 2016), vagy érzékenyebbé válnak az időjárási körülményekkel szemben (Panayotov et al. 2016, Teshome et al. 2020). A 80-as években jelentős tölgypusztulás következett be a hazai cseres-tölgyes állományokban, ami a Várhegy erdőrezervátumot és a Síkfőkúti Projekt helyszínét is érintette. A projekt kutatási jelentése szerint a folyamat háttérében több tényező hatása összetetten érvényesült, mint például a talajtulajdonságok megváltozása, a csapadékhiány, a mikorrhiza kapcsolatok gyengülése és a kórokozók felszaporodása (Jakucs 1984, Tóth 2013). Hosszútávú meteorológiai adatsorok alapján kimutatható az erdőállomány szárazabbá válása, szerkezetének átalakulása, és a dominanciaviszonyok változása a csertölgy és az elegyfajok (juharok) javára, amelyet a kocsánytalan tölgyek nagyobb arányú pusztulása idézett elő (Tóth, 2013). Ebből is látszik, hogy az erdődinamikai folyamatok irányát, így a mortalitást is a különböző tényezők együttes, vagy egymásra hatása váltja ki. A talajPH és a csapadék mennyisége vagy a szárazság mértéke például meghatározó szerepet játszik az erdei talaj-mikroba közösség összetételére, ami kihat a tölgyfajok tápanyag-felvételére és vitalitására. A tápanyag-egyensúly felbomlása érzékenyebbé teszi a fákat és csökkenti stressztűrő-képességüket, ezáltal fogékonyabbá válnak a baktérium- és gombafertőzésekkel szemben (Gehring et al. 2017).

Közép-Európa öregerdőinek szerkezeti változatossága jól ismert, de a fák populációdinamikájával kapcsolatban tudományos hiányosság tapasztalható. További hiány a releváns szakirodalmi források szerint, hogy az élő fák és a holtfa szerkezetét és dinamikáját általában külön vizsgálták (e.g. Bugmann 2001, Bobiec, 2002, Bütler et al. 2007, Heiri et al. 2009b; Lorimer et al. 2004, Holzwarth et al. 2013, Burrille et al. 2018, Hararuk et al. 2020, Huber et al. 2020, Meyer et al. 2021, Woods et al. 2021), jöllehet e két jelenségcsoport szorosan összefügg a fák mortalitása miatt. Az elhalt fák mortalitása, pusztulási és eltűnési dinamikája kulcsfontosságú elemei az felhagyott erdők ökológiai folyamatainak, amely meghatározza az erdők egyedi élővilágát is. E folyamatok monitorozása megkönnyíti az erdőállomány szerkezetének és a fapopuláció dinamikájának és a fajok és társulások közötti összefüggések vizsgálatát a természetközeli erdőkben (Christensen et al. 2005, Meyer & Schmidt 2011).

2.3.4. A mérsékeltövi természetes erdők fafajainak elkorhadási folyamatának jellemzői

Az erdők biodiverzitásának fenntartásában kulcsfontosságú szerepe van a holtfáknak; növelik az erdő szerkezeti változatosságát, a mikrohabitatok mennyiségét (Radu, 2006), és emellett összetett táplálékhálózat épül jelenlétükre (Vandekerckhove et al. 2009, Bütler et al. 2007, Lassauce et al. 2011, 2013, Vítková et al. 2018). Jelentőségük a tápanyagforgalomban (Laiho & Prescott 2004, Yuan et al. 2017) a nitrogén-körforgásban és a széntárolásban is kiemelkedő (Kueppers et al. 2004, Woodall & Liknes 2008, Olajuyigbe et al. 2011, Holzwarth et al. 2013, Hararuk et al. 2020, Thrippleton et al. 2020), de emellett a mikorklimatikus és hidrológiai viszonyokat is befolyásolják (Harmon et al. 1986, Franklin et al. 2004). Az erdő állapotának és biodiverzitásának egyik legfontosabb indikátora az álló- és fekvőholtfák jelenléte (Lassauce et al.

2011, Oettel et al. 2020). A holtfa mennyisége elsősorban az erdőtípustól, az állomány fajösszetételétől és korától, a természetes mortalitástól és a gazdálkodás intenzitásától függ (Bobic 2002, Vrška et al. 2015, Oettel et al. 2020). A természetes erdők holtfakészlete főként az előregedő fák, vagy a kompetíció okozta pusztulásból származik, de a természetes zavarások szintén hozzájárulnak keletkezéséhez, az emberi bolygatás hiánya pedig felhalmozódásához (Vandekerhove et al. 2009, Vítková et al. 2018). Az elpusztult fákhoz kötődő közösség fajösszetételét meghatározza a holtfa faja, elhelyezkedése és korhadtsági foka. Fafajonként különböző specialisták vesznek részt a fatest lebontásában. Az álló helyzetű holtfa eltérő életközösség feltételeit teremti meg, mint a fekvő, a lebomlás során pedig minden stádiumhoz különböző fajösszetételű élőlényközösség kötődik (Stokland et al. 2012, Vítková et al. 2018, Meyer et al. 2021).

A nagyméretű, idős holtfák kedvező feltételeket biztosítanak a regeneráció számára (Franklin et al. 1987, Canham et al. 2001, Holzwarth et al. 2013, Nagel et al. 2019). Nemcsak növelik a talaj tápanyagtartalmát bomlásuk révén, hanem erdőszerkezeti elemként olyan mikroélőhelyeket teremtenek a facsemeték és a fiatal fák számára, amik védelmet nyújtanak a vadhatástól. Az erdőállomány felhagyása után, idővel annyi fekvő holtfa-törzs halmozódik fel, amennyi akadályozza a növényevő nagyvadak hozzáférését az újulathoz (Pellerin et al. 2010, Smit et al. 2012). Ez a jelenség olyan állományokban is megfigyelhető, ahol nagyobb léptékű zavarást követően hirtelen keletkezett nagy mennyiségű holtfa, ami miatt a terepviszonyok nehezen járhatóak a vadállomány számára (Bobic & Bobiec 2012). Néhány olyan fafaj számára is kedvező jelenlétük (pl.: lucfenyő), amelyek újulata sikeresen telepedik meg és fejlődik a kidőlt törzseken (Szewczyk & Szwagrzyk 1996, Čečko et al. 2015).

Az érintetlen és öregerdők természetességének egyik általános indikátora az álló-és fekvőholtfák nagy mennyisége és minőségi jellemzőik (pl.: kerület, korhadási fázis) változatossága (Parviainen, 2005, Winter et al. 2010, Gao et al. 2015). Összehasonlító tanulmányok szerint a művelés alóli felhagyás mellett az erdő szukcessziós stádiuma is fontos tényező (Debeljak, 2006, Doerfler et al. 2017, Keren et al. 2018). A holt faanyag változatossága a jelenlétükhöz közvetlenül (lebontó életközösségek) és közvetett módon (a táplálékhalózat felsőbb szintjei) kötődő élővilág biodiverzitásában is megmutatkozik (Burrascano et al, 2008, Müller et al. 2010, Stokland et al. 2012, Horák et al. 2016). A kidőlt fákat sok lágyszárúfaj kolonizálja, a kéregrepedésekben könnyen megmaradnak a kisméretű magok, amik aztán sikeresen kicsíráznak és fejlődnek (Čečko et al. 2015). A moha- és zuzmófajok ugyancsak kedvező életteret találnak a lebomló faanyag felszínén, életközösségük változatossága a helyszínen található fatörzsek vastagságának, korhadtsági stádiumának és elhelyezkedésének (pl.: a törzs magassága a talajtól, dőlésszöge) függvényében alakul (Ódor et al. 2006, Botting & Craig 2009, Abrego & Salcedo 2013, Kumar et al. 2017).

Az állóholtfákhoz kötődő szaproxilofág rovarfajok ökológiai igényeiknek megfelelően, különböző átmérőjű és lebomlási szakaszban lévő fákat hasznosítanak, de a legtöbb rovarfaj szaporodása szempontjából nagy szerepe van a törzs napfénynek való kitettségének is (Lindhe et al. 2005, Gossner et al. 2016). A korhadó fatest életközösségén belül specialista kapcsolatok sokasága alakul ki a folyamat során, amelyek közül kiemelkedő a rovar-gomba kölcsönhatások száma. A rovarok fogyasztják és terjesztik a gombafajokat, míg a gombák tápanyaghoz juttatják, vagy megtámadják a rovarokat, kapcsolatuk tehát nagyon szerteágazó a parazitizmustól a szimbiózisig (Birkemoe et al. 2018).

A holtfa teljes elkorhadásának idejét a fafaj sejt- és szövettani tulajdonságai, vastagsága, a fatest pozíciója (Heilmann-Clausen & Christensen 2003, Boulanger et al. 2006, Kahl et al. 2010, Berg & McClaugherty 2013, Ruokolainen et al. 2018), és az erdőben található mikroközösség biodiverzitása együttesen határozza meg. A holtfában található baktérium-gomba biomassza lehetővé teszi az erdei életközösség számára nitrogén-, szén-, és egyéb ásványi anyagok elérhetőségét (Tláskal et al, 2021, Pastorelli et al. 2023). A korhadékbontók aktivitása erősen függ

a klimatikus tényezőktől, például magas hőmérsékleten nedves körülmények között a bomlási sebesség felgyorsulhat a szaprofág életközösség aktívabb tevékenysége miatt (Herman & Bauhus 2012, Seibold et al. 2021, Jomura et al. 2022). Holtfák korhadásának vizsgálata szerint a teljes folyamat alatt több életközösség is váltja egymást, és ezeken a társuláskon belül is egy sajátos dinamika uralkodik, az idő előrehaladtával különböző fajok jutnak érvényre és válnak dominánssá. A fatesten belül a szíjács és a geszt lebontása szintén eltérő fajösszetételű közösségek munkájának eredménye (Baldrian et al. 2016, Holec, 2020, Viotti et al. 2021).

Az álló holtfa jelenléte és változatossága nélkülözhetetlen a harkályfélék és más odúlakó madarak szempontjából (Radu et al. 2006, Camprodon et al. 2008, Müller et al. 2009, Ibarra et al. 2015, Nappi et al. 2015). Vegyeskorú és elegy fafajokban gazdag erdők vizsgálatából látszik, hogy vannak olyan fafajok, amelyek egyes madárfajok számára kiemelten fontosak. A nyárfajok például a harkályfélék kedvelt odúkészítése és fészkelési élőhelyei (Drappeau et al. 2009). Szalafői Őserdő erdőrezervátumban a madárközösség összetételének átalakulása figyelhető meg az elmúlt évtizedekben; ami összefügg a területen álló, rezgőnyarak fokozatos pusztulásával és kidőlésével. A korábban domináns odúlakó madárfajok egyre inkább háttérbe szorúlnak, illetve szomszédos állományokban költenek (Mag 2007, Barbácsy, 2014).

Az erdei gerinces fauna jelentős része menedékként, élőhelyként, táplálkozó-, szaporodó- és ivadékgyógyító helyként használja ezeket a törzseket (Ibarra et al. 2020). Napjainkban a denevérek fontos élőhelyéül szolgáló barlangokat egyre több zavarás éri, ezért a denevérfajok védelme miatt kiemelten fontosak a kiüregesedett fatörzsek és a kikorhadt belsejű állóholtfák (Baptiste et al. 2013, Hendel et al. 2023). A denevérfajok többsége érzékenyen reagál a környezeti változásokra, emiatt jó bioindikátornak tekinthetőek (Russo et al. 2021). Jelenlétük szorosan összefügg az erdőszerkezeti elemek és mikrohabitatok mennyiségével és az erdőállomány bolygatottságával (Basile et al. 2020). Az erdei biodiverzitás hosszútávú megőrzéséhez és védelméhez nélkülözhetetlen, az álló- és fekvőholtfák állományban hagyása, de emellett a mikrohabitatok zavartalan környezetének biztosítása is fontos (Bauhus et al. 2013).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Erdőrezervátumok klimatikus kitettségének becslése

A Führer Ernő által kifejlesztett erdészeti szárazsági index (FAI-Forest Aridity Index) segítségével kiszámíthatók és lehatárolhatók a különböző erdőtípusoknak megfelelő klímaosztályok (Führer et al 2011, Führer 2018). A képlet átlaghőmérséklet és csapadékösszeg adatokat alkalmaz, de különlegessége, hogy csak azoknak a hónapoknak az értékeit, amelyek a vegetációfejlődés miatt a legfontosabbak. A hazai erdei növénytakaságok szempontjából a júliusi és augusztusi hónap átlaghőmérsékletének alakulása, a csapadékmennyiséget illetően pedig a májustól augusztusig tartó időszak tekinthető kritikusnak. Ennek főként növény-fiziológiai szempontból van jelentősége, mert a növények növekedését nagymértékben befolyásoló fotoszintézis és a transzspiráció ezekben a hónapokban a legaktívabb. Emellett a fajok vitalitása és termés-képzésük eredményessége is ennek az időszaknak a klimatikus viszonyai szerint alakul (Führer et al. 2011).

Az erdészeti aszályindex képlete:

$$FAI=100 * T_{(júl-aug)} / (P_{máj} + P_{jún} + 2*P_{júl} + P_{aug})$$

amelyben

T: a kritikus hónapok átlaghőmérsékletét

P: a fajok fő növekedési szakaszának csapadékösszegeit jelenti

Führer és munkatársai elemzésükhöz és a klímaosztályok lehatárolásához az OMSZ Magyarország teljes területére 1/6 fokos rácsfelbontásban létrehozott meteorológiai adatbázisát alkalmazta a referenciaként kiválasztott 1961 és 2010 közötti időszakra. A klímaosztályokat a következő határértékek szerint különítették el (a megadott FAI értékhatár mellett fontos, hogy a vizsgált időszakban a különböző klímájú évek gyakorisága hogyan oszlik meg a vizsgált, minimum 30 éves perióduson belül, amit az 5. táblázat mutat be (Führer, 2018):

Erdészeti klímaosztályok	FAI értékhatárok	Különböző klímátípusú évek %-os megoszlása
Bükkös klíma	$FAI \leq 4,75$	B>40%, B+GYT>70%
Gyertyános-tölgyes klíma	$4,75 < FAI \leq 6,00$	B<40%, B+GYT<70%
Kocsánytalan tölgyes ill. cseres klíma	$6,00 < FAI \leq 7,25$	B+GYT<50%
Erdőssztyepp klíma	$FAI > 7,25$	ESZTY>60%, ESZTY+CST>75%

5. táblázat: FAI értékeinek megfeleltethető klímaosztályok, és a FAI értékhatár teljesülése melletti különböző klímátípusú évek előfordulásának gyakorisága (Führer, 2018),

Az erdőrezervátumok klimatikus kitettségét az átlaghőmérséklet, csapadékösszeg és az erdészeti aszályindex értékeinek 30 éves átlagaival vizsgáltam, kiemeltem a referenciaként szolgáló 1951-1980-ig tartó időszakot, az alapfelméréseket és újrafelméréseket magába foglaló 1991-2020-ig tartó periódust, és becsültem a várható kitettséget a 2071-2100-ig tartó időszakra.

A meteorológiai adatokat FORESEE (Open Database **FOR** Climat**E** Change-Related Impact Studies in C**EN**tral Europa) szabad-hozzáférésű, $1/6^\circ \times 1/6^\circ$ -os rácsfelbontású adatbázisból kérdeztem le, amely az 1951-2100-ig tartó időszak időjárási adatait tartalmazza; ami egyrészt a múltbeli megfigyelések interpolált adataiból, másrészt a regionális klímamodellek (RCM-ek) jövőre vetített eredményeiből tevődik össze (Dobor et al. 2015). A FORESEE megfigyelési értékei az E-OBS adatok napi értékein alapulnak, amelyeket a CRU TS 1.2 (Climate Research Unit, Mitchell et al. 2004) havi adataival korrigáltak. Az adatbázis használatával lehetőség nyílt interpolált napi minimum- és maximum-hőmérséklet, illetve napi csapadékösszeg értékek lekérésére a Kárpát-medence, illetve a szomszédos országok térségére vonatkozóan. Ehhez tartoznak még egyéb származtatott mennyiségek, mint a nappali átlaghőmérséklet, nappali átlagos vízgőz-telítési hiány és a nappali átlagos globálsugárzás.

A jövő időjárási adataihoz 10 regionális klímamodell közül választhatunk, az utolsó megfigyelés évétől (jelenleg 2020) kezdődően 2100-ig. (Dobor et al. 2012.). A jövőre vonatkozó modellszimulációknak nemcsak a természetes folyamatokat kell figyelembe venniük, hanem az emberi tevékenység éghajlatmódosító hatását is. A FORESEE adatbázis által használt regionális modellek az A1B scenáriót veszik alapul, amely egy nagyon gyors gazdasági fejlődést prognosztizáló forgatókönyv. Feltételezése szerint a jövőben egyensúly alakul ki a különböző energiaforrások használatában, és egyre hatékonyabb technológiák fejlesztése és alkalmazása valósul meg (Nakicenovic et al. 2000).

Az éghajlati adatokat az 50-es évektől 2100-ig kértem le az adatbázisból, a kiválasztott erdőrezervátumok területét magukba foglaló cellákra. A jövőre vonatkozó, 2020-2100-ig tartó időszak adatainak lekéréséhez az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodelleket választottam ki.

Az ALADIN (Aire Limitee Adaptation Dynamique Developpement International) egy numerikus időjárás előrejelző modell, ami egy három-dimenziós rácson állítja elő a jövőben várható értékeket különböző meteorológiai paraméterekre vonatkozóan. A modell fejlesztése a Météo-France és számos közép-európai meteorológiai szolgálat (köztük az OMSZ) együttműködésével valósult meg. Az ARPEGE francia globális cirkulációs modell regionális adaptációja képezi az ALADIN modell fizikai parametrizációjának alapját. Az előrejelzés módszertanában a légkör- és termodinamika, a felhőfizika és a sugárzástan érvényesül.

A Hirham egy regionális léptékű, légköri klímamodell amelyet egy rövidtávú időjárás-előrejelző rendszer (HIRHAM) és globális klímamodell (ECHAM) fizikai parametrizációjának ötvözésével fejlesztettek ki.

A harmadik kiválasztott modell a Regcm3, egy háromdimenziós hidrosztatikus modell, melynek lényege, hogy a felszíni folyamatok egy bioszféra-légkör átmeneti rendszeren keresztül jelennek meg. A modell Kárpát-medencére történő teszt-futtatása során a legtöbb területen a csapadék túlbecslését tapasztalták, így a csapadék szimulációhoz szükséges paramétereket finomították a következő Regcm béta verzióban.

A regionális klímamodellek terepviszonyokra történő további finomításához az MTCLIM mikroklíma-szimulációs modellt futtattam. MTCLIM fő célja, hogy korrigálja a bemeneti adatokat, abban az esetben, ha a mért adatokat előállító bázis állomás és a kiválasztott terület eltérő paraméterekkel rendelkeznek. A modell parametrizációja során külön adjuk meg a bázis állomás és a hegyszín tengerszint feletti magasság, átlagos évi 30 csapadékmennyiségét és földrajzi fekvését. Meghatározzuk még az adott helyszín horizont-korlátozását, lejtőszögét és fekvésének irányát. Az MTCLIM kimeneti adatsora tartalmazza a terepviszonyok szerint leskálázott napi átlagos hőmérsékleti és csapadékösszeg adatokat, valamint a harmatpont közelítő értékét, a

globálsugárzást és a napi átlagos relatív nedvességet (Thornton & Running et al., 1999). A modellhez szükséges paraméter beállításokat 4. számú melléklet tartalmazza, melyhez szükséges értékeket (tengerszint feletti magasságok, lejtésirány és horizont-korlátozás számításához a szomszédos domborzat távolsága és magassága) a GoogleEarth segítségével határoztam meg. Az erdőrezervátumok magterületéhez a következő meteorológiai mérőállomáson vannak legközelebb (6. táblázat):

Erdőrezervátum	Meteorológiai mérőállomás	Földrajzi távolság
Várhegy ER	Eger, Bánkút (Nagyvisnyó)	8,3 km 16 km
Kecskés-galya ER	Miskolc	19 km
Nagy Istrázsa-hegy ER	Gödöllő	4,3 km
Kékes ER	Kékestető	1,3 km
Hidegvíz-völgy ER	Sopron (egyetem)	11 km
Szalafő ER	Szentgotthárd, Zalaegerszeg	8,6 km

6. táblázat: Az erdőrezervátumok területéhez legközelebb eső meteorológiai mérőállomások

3.2. A faállomány-szerkezet felmérésének módszertana

A faállomány-szerkezet és fekvő holtfa felméréshez standard adatgyűjtést végeztem az Erdőrezervátum Program Hosszútávú Vizsgálatainak (ER-HTV) egységesített tartalmú protokollja alapján. A felmérés során az egyedek pontos lokációja feljegyzésre kerül, ami a mintavételi pont (MVP) középpontjából mért távolságukat és szögüket jelenti. A felmérés során kettős kombinált mintavételezés történt, vagyis felvételeztük a 250 m²-es mintakörön belül található, 5 cm mellmagassági átmérő feletti fákat, és a mintakörön kívül található, de a szög számláló próba szerint a minta részét képező egyedeket. A vékony fákat (<25,23cm d130) a mintakörös mintavétel alapján értékeltem, a vastag fákat (>25,23 d130) a szög számláló próba szerint. A mintavételezés négy modulra osztható, amelyek a következők:

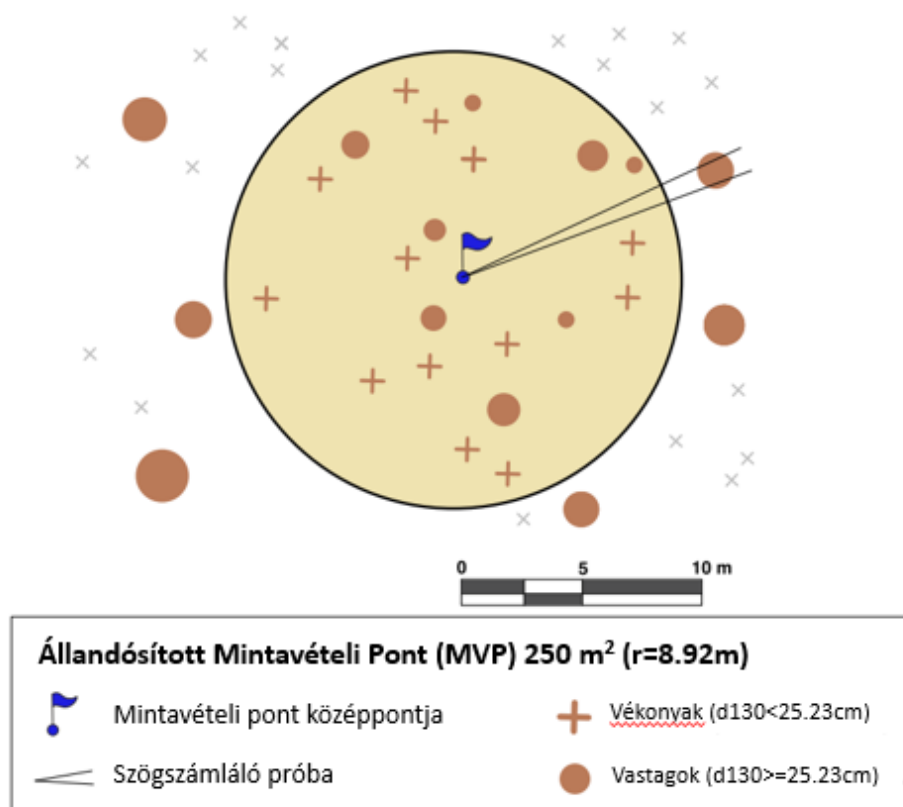
- 1) A faállomány-szerkezet általános leírása: a lombkoronazáródás és a különböző szintek borításának (felső-, alsó lombkoronaszint, cserjeszint és lágyszárú szint) százalékban való megadása az MVP középpontjától számított egy famagasságnak megfelelő átmérő hosszúságú körön belül.
- 2) A mintavételt képező egyedek meghatározása: az álló élő- és holt fák/cserjék felmérését az állandó sugarú mintakörös és a szög számláló próbás mintavétel kombinált alkalmazásával valósítottuk meg, vagyis felvételeztünk:
 - a) minden vékony egyed, amely a fix mintakörös mintavételezés ($r=8,92$ m, terület=250m²) során: minimum 5cm mellmagassági átmérővel rendelkezett, de nem haladta meg a 25,2 cm átmérőt,
 - b) és minden vastag egyed, amely a horizontális mintavételezés során: átlépte a 25,2 cm-es mellmagassági átmérőt vagy a szög számláló próba „k” szorzótényezője alapján mintába esett (a fix mintakör határain kívül álló egyedek, amelyek vastagságuk miatt rendelkeznek akkora határtávolsággal, amely a mintába kerüléshez szükséges).

A 25,23 cm átmérőjű fák határtávolsága megegyezik a mintakör sugarával, így a kétféle mintavétel egymáshoz illeszkedve kiegészíti egymást, továbbá a két minta additív: a

faállomány-szerkezet jellemzőinek (a hektáronként tőszám (N) és körlapösszeg (G), fatérfogat (V)) számításakor a mintavételi körbe eső egyedek, és a mintavételi körön kívüli, de szögszámlálópróba alapján mintába került egyedek összegével számolunk.

- 3) A faegyedek tulajdonságainak feljegyzése: újra-felvételezéskor rögzítettük az egyedek fajtát, mellmagasságnál mért kerületét, szociális helyzetét, egészségi állapotát, holtfák esetében a korhadtság mértékét valamint egyéb tulajdonságokat (sarjeredet, átlagostól eltérő koronaforma, famagasság, csonkmagasság). Mintavételezésünk során az korábbi alapfelmérés adatait is tartalmazó adatlapra dolgoztunk, ezért feljegyeztük azt az élettörténeti változást is, amely a két felvételezés között történt az egyeddel (R-fiatal fa mintába kerülése, G-növekedés, M – halálozás, D – holtfa degradációja)
- 4) Fekvő holtfa felmérése során a kidőlt holt fákat és ágakat, a mintavételi kör középpontjából számított 20 m hosszúságú transzekt mentén mintavételezünk. Ezt az eljárást három, a protokoll szerint megadott irányban (0°, 120°, 240°) végeztük, feljegyeztük minden a transzekt által metszett törzs fajtát, átmérőjét és korhadtsági fokát.

A kettős mintavételi módszer lényegét a 7. ábra szemlélteti:



7. ábra: A kettős (kombinált) mintavételi módszer lényegének szemléltetése (Horváth 2012)

3.3. A terepi újra-felmérés módszertana – mintavételi terv

Kutatási témám mintavételi helyszíneként azokat az erdőrezervátumokat választottam, ahol már megtörténtek az alapállapotfelmérések az ER-HTV protokollja alapján. Az erdőrezervátum-kutatás csapatával a korábbi felmérést figyelembe véve megismételtük az adatgyűjtést hat erdőrezervátum magterületén, melyek a következők voltak: Hidegvíz-völgy, Szalafő, Nagy Istrázsa-hegy, Várhegy, Kecskés-galya és Kékes erdőrezervátumok (8. ábra). A mintavételi pontok kiválasztásánál szempontom volt a klimatikus kitettség vizsgálatának koncepciója, emiatt az adatok üde erdőtípusok; bükkösök és gyertyános-tölgyesek, valamint száraz erdőtípusok; cseres-tölgyesek és molyhos-tölgyesek hegy- és dombvidéki állományyaiból származnak (8. ábra).

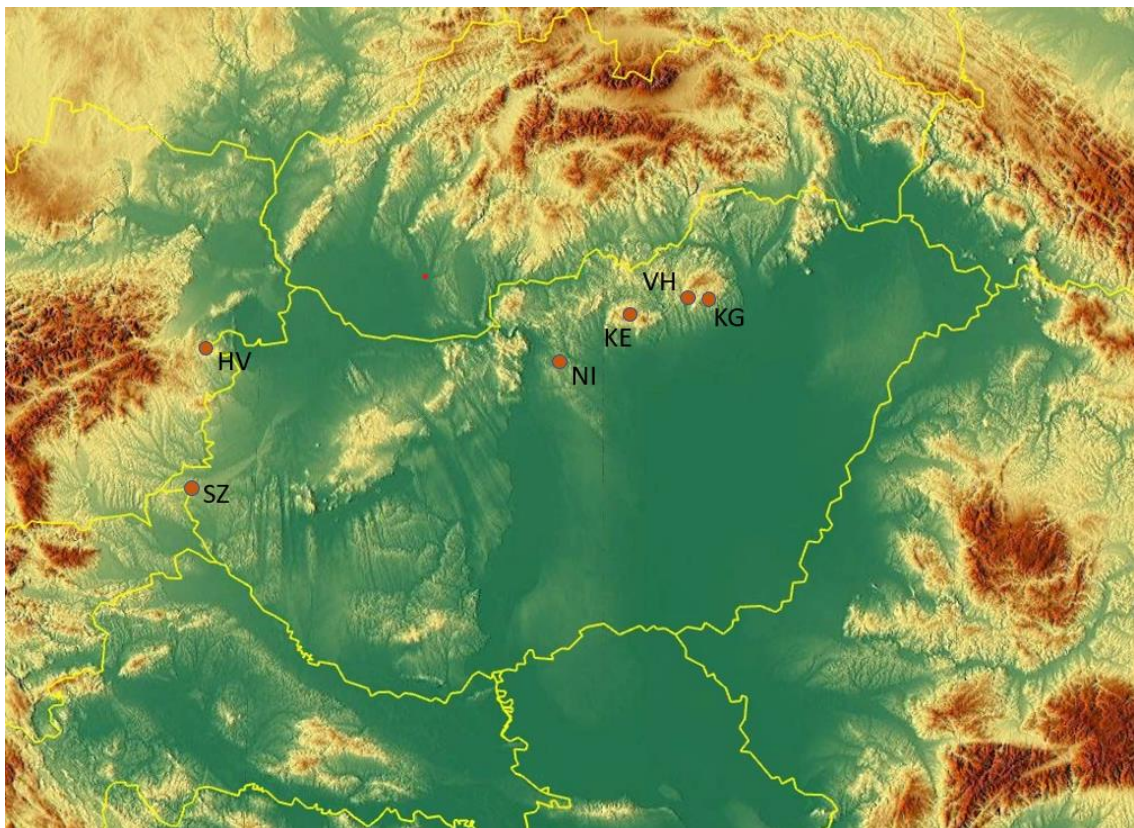
Az erdőtípusok az erdőrezervátumok között az alábbiak szerint oszlottak meg:

Bükkös: VH: 9 MVP, KE:18 MVP, HV: 22 MVP



Gyertyános-tölgyes: HV: 4 MVP, VH: 17 MVP, NI: 31 MVP, SZ: 38 MVP

Cseres-tölgyes: VH: 17 MVP, KG: 11 MVP, NI: 1 MVP

Molyhos- tölgyes: VH: 10 MVP, KG: 39 MVP, NI: 20 MVP



8. ábra: Az erdőrezervátumok elhelyezkedése az ország területén: KE – Kékes ER, KG – Kecskés-galya ER, VH – Várhegy ER, NI – Nagy Istrázsa-hegy ER, HV – Hidegvíz-völgy ER, SZ – Szalafő ER

	
<p>Közép-európai szubmontán bükkös - Kékes ER. Fotó: Vig Tamás, 2021</p>	<p>Kocsányos-tölgyes-gyertyános – Szalafő ER. Fotó: Kovács Márton, 2020</p>
<p>Ez az erdőtípus Magyarország hegyvidéki régiójában jellemző, hűvös és üde klimatikus környezetben. Domináns fafaj általában a bükk, de jelentős alsó lombkoronaszintet képezhetnek az üde és mezofil erdők jellegzetes fajai. Másik jellegzetessége a holtfák nagy aránya és az élőfák korosztályi és méretbeli változatossága. A magas záródás és korlátozott fényviszonyok miatt a lágyszárú szint általában szegény.</p>	<p>Kocsányos- és kocsánytalan tölgyes gyertyánnal elegyes állományai, amely elterjedése az alacsony hegyvidéki és dombsági régióban található. A felső lombkoronaszintet fénykedvelő, laza lombkoronájú tölgyek alkotják, míg az alsó lombkoronaszintet árnyéktűrő elegyfajok képezik. A lékekben jelentős a cserjék és az állományalkotó fafajok fiatal egyedeinek sűrű regenerációja. A túltartott vadállomány azonban jelentősen befolyásolja a felújulás sikerét és a lágyszárú szint diverzitását.</p>
	
<p>Cseres-kocsánytalan-tölgyes. Fotó: Bölöni János, 2016</p>	<p>Molyhos-tölgyes – Nagy Istrázsa-hegy ER. Fotó: Vig Ákos, 2019</p>
<p>A hegyvidékek alacsonyabb területeinek jellemző erdőtípusa a száraz, cser- és kocsánytalan-tölgy által dominált erdők. A természetközeli állományok változatos szerkezetűek mozaikos záródással és eltérő fényviszonyokkal, amely a cserjeszint és lágyszárú szint sűrűségét és szerkezetét is meghatározza. A nagy, kiugró méretű fák, holtfák és mikrohabitatok magas biodiverzitást tesznek lehetővé.</p>	<p>A fény- és melegkedvelő molyhos-tölgyesek a délies kitétségű, gyakran köves, sziklás lejtőkön, hegytetőkön gyakoriak. A lombkoronaszint lékekkel tagolt, felnyílt, ami fejlett cserjeszint jelenlétét, illetve tisztások, gyepterületek kialakulását teszi lehetővé. A kedvező fényviszonyoknak köszönhetően a lágyszárú szint fajgazdagsága magas.</p>

9. ábra: Bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes és molyhos-tölgyes öregerdőtípusok rövid jellemzése

Az újra-felmérés alapelve, hogy az előző felmérés adatait közvetlenül figyelembe véve terepen frissítjük, időszerűsítjük és ha szükséges kiegészítjük, javítjuk a mintavételt. Ezt az tette lehetővé, hogy az alapállapot felméréskor a mintavételi pontokon minden fa helymeghatározása megtörtént, vagyis mindegyikük visszakereshető az erdőrezervátum kutatás adatbázisában, és a terepi felvételezés során, könnyen azonosíthatóak. Így egyrészt minden mintapontba eső fa változása hosszútávon nyomkövethető, másrészt maga az újra-felmérés a korábbi felvételezés ellenőrzéseként alkalmazható. A felmérési protokollt kiegészítettük a terepi ellenőrzéssel (az eredeti felmérési adatlapok másolatán dolgoztunk) és a fák élettörténetében bekövetkezett változások feljegyzésével vagy utólagos értelmezésével. Néhány kérdéses eset tisztázásához az erdőrezervátum-kutatás adatbázisából származó „fa-térképeket” használtuk.

3.4. A mintavételi területek bemutatása

3.4.1. Várhegy erdőrezervátum

A felsőtárkányi Várhegy a Bükk-hegység dél-nyugati részén helyezkedik el, maga az erdőrezervátum a hegytető felső részén található. A terület nagyon változatos domborzattal rendelkezik, különböző kitérési viszonyainak és talajadottságainak köszönhetően több egymástól jelentősen különböző erdőtípusnak ad otthont (Bidló et al. 2004). A rezervátum meredek, déli hegyoldalán és a sekély talajú gerinceken molyhos tölgyesek és cseres-tölgyesek vannak, míg a tetőn és a sziklaletöréseken elegyes, hársas, kőrises, juharos állományok, az üdébb, északi kitérési helyeken gyertyános-tölgyesek és bükkösök találhatóak. Az alapállapotfelmérés faállomány-szerkezeti adatai, valamint erdőtörténeti archív adatok alapján az állományban négy fő korosztály különíthető el. A jelenlegi erdőkép kialakulásában nagy szerepe volt az elmúlt évtizedek erdőtörténeti eseményeinek. A faállomány mára kis létszámban fennmaradt, legidősebb tagjai még az üzemtervezést megelőző időszakból származnak, őket követik az állományalkotó mesterséges felújításból származó, sarjeredetű 100-130 éves kocsánytalan tölgyek csoportja, a részben természetesen felújult 50-70 éves korosztály és a természetes regenerációval keletkezett fiatalosok. A rezervátum szerkezetének alakulásában nagy jelentőséggel bír a tölgyesek sarjeredete, a 80-as években bekövetkezett tölgypusztulás, a természetvédelmi oltalom és a gazdálkodás felhagyásának következtében beinduló természetes folyamatok (Mázsa et al. 2009).

3.4.2. Kecskés-galya erdőrezervátum

"A Déli-Bükkre jellemző egyedülállóan fajgazdag melegkedvelő tölgyesek közel természetes, öreg állományai találhatóak itt."(Horváth&Bölöni, 2002). A Kecskés-galya erdőrezervátum a Várhegyhez hasonlóan a Bükki Nemzeti Park területén található. A terület nagy része észak-dél irányú lejtő és hegytető, melyen a melegkedvelő molyhos-tölgyes állományok uralkodóak. Az erdő szerkezetében meghatározóak az idős, kiugró méretű fák, a cserjékkel, fiatal elegyfákkal betöltődő lécek, valamint számos védett növényfajnak otthont adó nyílt gyepek és sziklakibúvások. Termőhelyi adottságait tekintve leginkább rendzina és barna erdőtalajok, valamint köves váztalajok a meghatározóak. Az idős fák miatt rendkívül gazdag mikroélethelyekben, de facsonkok, álló- és fekvőholtfák tekintetében is egyedülálló.

3.4.3. Kékes Erdőrezervátum

A rezervátum a Mátra-vidék növényföldrajzi kistájhoz tartozik, ezen belül a Magas-Mátrához. Különlegessége, hogy az erdőállomány jelentős részén sohasem folyt erdőgazdálkodás, a közép-európai montán bükkösök egyik utolsó természetes maradványa (Ódor&Standovár, 2001) Faállomány-szerkezete az őserdők jellegzetességeit mutatja. A felső lombkorona szintet 160-200 éves egyedek alkotják, a természetes erdőfejlődés szakaszai egyidejűen vannak jelen, térbeli elhelyezkedésük mozaikos. Öregedő, összeroppanó és felújuló foltok váltakozása teszi diverz szerkezetűvé az állományt (Czajlik 1993). Termőhelyi adottságait tekintve andezit alapkőzetten kialakult üledékes talajok, barna erdőtalajok és sziklás váztalajok jellemzik (Horváth et al. 2012). Az uralkodó montán bükkös állományok mellett elegyfákban gazdagabb sziklai és szurdokerdők is megtalálhatóak. A lágyszárú szintben fényigényes és árnyéktűrő fajok váltják egymást mozaikos gyepszintet képezve, amit a lombkoronaszint záródása és az idős fák pusztulása során keletkező lécek befolyásolnak (Standovár et al. 2006, 2015). A Kékes erdőrezervátumban 18 mintavételi pont újra-felmérését készítettük el, melyek mindegyike bükkös erdőtípusba tartozott, de némelyik átmeneti jellegű a szurdok- és sziklaerdők felé.

3.4.4. Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátum

Növényföldrajzi szempontból a Cserhátvidék, ezen belül a Gödöllői-dombságban található. Az erdőrezervátum érdekessége, hogy a korábbi, erőteljes tájhasználat (erdei legeltetés, makkoltatás, vadásztatás) ellenére megmaradtak a tájra jellemző erdőtípusok maradványai (Biró 2003). Klímáját tekintve mérsékeltén hűvös és mérsékeltén száraz időjárás jellemzi. Talajtani szempontból legfőképp harmadkori kőzetekre rakódott üledékes, homokos, löszös talajok fordulnak elő, amelyekbe az erózió észak-nyugati lefutású völgyeket, vízmosásokat vágott, ezzel változatos domborzatot létrehozva. Növénytani különlegességei a Fekete Gábor által külön erdőtársulásokként leírt gyertyán elegyes mezei juharos-tölgyes (*Aceri campestri – Quercetum petraea – roboris*), és a kislevelű hársas-tölgyes (*Dictamno Tiliatum cordatae*), amelyek a kistáj területén egyedülállóak, emellett pedig reliktum társulásnak számítanak (Fekete, 1965). A magterületet jelenleg vadkerítés vesz körül, amelynek karbantartását a Valkói Erdészeti végzi. Ennek köszönhetően az erdő felújulása a túltartott vadállománytól védett környezetben vizsgálható. A 2018-as cserje-újulati szint felmérése szerint a vadrágottság a harmadára esett vissza az alapállapothoz képest, a felújulásban a mezei juhar és a virágos kóris fiatal egyedek dominálnak (Neumann, 2019). A magterület 52 mintavételi pontjában végeztünk újra-felmérést, cseres-tölgyes és gyertyános-tölgyes állományokban.

3.4.5. Szalafő Erdőrezervátum

Az Alpokalja növényföldrajzi kistájban elhelyezkedő Szalafői Őserdő már az erdőrezervátummá nyilvánítás előtt is természetvédelmi oltalom alatt állt, a korábban itt élő siketfajd védelmének érdekében. Nevével ellentétben nem tekinthető "őserdőnek", de érintetlensége több évtizedre visszavezethető. A hagyományos tájgazdálkodás és a későbbi fajvédelmi célú korlátozások miatt, a természetesség és a biodiverzitás növekedése figyelhető meg (Mázsa et al. 2014). A rezervátummá nyilvánítást indokolta, hogy a területre jellemző potenciális erdőtársulás; "a nyugat-dunántúli erdeifenyő-elegyes gyertyános-tölgyes" kizárólag a Szalafői őserdő magterületen található meg. A védőzónát legnagyobb részben telepített erdeifenyő és lucfenyő alkotta kultúr-állományok teszik ki (Bartha, 1998). A Szalafő erdőrezervátum alapfelmérésére az elsők között került sor, azonban ennél a felmérésnél az ER-HTV protokolltól

némileg eltérő, korábbi kutatásokkal összeegyeztetett módszertannal dolgoztak a felvételezők. Talajtani vizsgálatokat és termőhelytérképezést Bidló és munkatársai végezték (Bidló et al. 2004). A terület gyertyános-tölgyes klímájú, többletvízhatástól független, mély termőrétegű talajtípusai: a pszeudoglejes és agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Bidló, 2004). A terület nagygombafajainak vizsgálatával Siller és munkatársai foglalkoztak 2014-ben, továbbá részletes zoológiai felmérés készült a magterület madárfaunájáról és xilofág rovarfaunájáról (Barnácsy, 2014, Lakatos, 2013). Növényteni szempontból több flórajárás határán helyezkedik el, ezért átmeneti jellegű növénytársulások találhatóak meg területén. A rezervátum érdekessége még, hogy központi területén egy régen felhagyott kaszáló húzódik, melynek szukcessziós folyamatait és erdősülését Bartha vizsgálta és értékelte (Bartha, 2014). A faállományszerkezet változásait és az erdőtörténeti jellemzőket Király és munkatársai vizsgálták újra-felmérésből származó adatokkal, valamint légifelvételek segítségével (Király et al. 2014).

3.4.6. Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum

Növényföldrajzi elhelyzkedését tekintve a Sopron-Vasi-hegyháthoz tartozik. A magterületen található erdőállomány elegyes és fajgazdag, mozaikos mintázatú. Sarj-és mageredetű lombos állományok, valamint telepített lucos foltok egyaránt találhatóak benne, amelyek jól tükrözik a korábbi fahasználatot. Erdőtörténeti adatokból is látszik, hogy a területen sarjzattal próbálkoztak a bükkös és gyertyános állományok utánpótlásával, aminek következtében a nehezebben sarjadó bükk visszaszorult. Ezt követően került sor a lucos és erdei fenyves telepítésekre. Utóbbiak azonban pusztulásnak indultak az elmúlt időszakban bekövetkező fokozott szúkárosítás miatt, ami legnagyobb mértékben 2004-ben sújtotta, főként a védőzóna területét (Vitális&Zakariás 2005). A magterületen végzett termőhelyfeltárás és talajfúrások szerint agyagbemosódásos barna erdőtalaj, kisebb részben (a völgy alsó részén) lejtőhordalék, illetve még pszeudoglejes agyagbemosódásos barna erdőtalaj is előfordul. A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumot a Nyugat-Magyarországi Egyetem Földmérési és Távérzékelési Tanszéke 2005-ben mérte fel 50×50 méteres alappont hálózat kitűzésével (Király 2005). Ugyanebben az évben egy diplomadolgozat is készült ennek a területnek az első faállomány-szerkezeti felméréséről, és annak kiértékeléséről (Vitális&Zakariás 2005), majd 2010-ben egy újabb dolgozat a faállományszerkezet változásainak felméréséből és térinformatikai értékeléséből (Major, 2010).

A hat erdőrezervátumban felmért MVP-k és fa/cserje egyedek számát valamint a korábbi alapállapot-felmérések és az újra-felmérések időpontját a 10. táblázat tartalmazza:

Erdő-rezervátum	Elhelyezkedés	Klíma-kitettség	Állomány rövid leírása	Felmért MVP-k/fák-és cserjék száma	Alap-felmérés éve	Újra-felmérés éve
Várhegy ER	Bükk T.sz.f.m: 300–670 m	T: 7-8°C P: 650 mm	A Bükk-hegység öreg tölgy és bükk uralta erdeinek egyike. Az állományban négy jól elkülöníthető korosztály van jelen. Domborzata és talajtípusai (barna erdő- és rendzina talajok) nagyon változatosak, ami a növényzet fajösszetételére és szerkezetére is hatással van.	53/1684	2005	2018,2019
Kecskés-galya ER	Bükk T.sz.f.m: 370-570 m	T: 8-9°C P: 650 mm	Molyhos-tölgy és csertölgy uralta fény- és melegkedvelő tölgyesek, amelyek nyílt sziklagyepekkkel és cserjés szegélyekkel mozaikolnak.	50/1781	2011	2019

Kékes ER	Mátra T.sz.f.m: 760–980 m	T: 5-6°C P: 730 mm	Az érintetlen bükkösök egyik utolsó maradványa a Mátrában. Sziklás, meredek, északi kitétségű lejtőn fejlődött öreg bükkös szikla- és szurdokerdő foltokkal. Andezit alapkőzetten fejlődött kolluviális talajok jellemzik nékol kőszórásokkal és sziklakibúvásokkal.	18/413	2005	2019
Nagy-Istrázsa-hegy ER	Gödöllői-dombság T.sz.f.m: 200-220 m	T: 10-11°C P: 600 mm	A magterületen gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományok, cseres-tölgyesek, kis kiterjedésben molyhos-tölgyesek találhatóak. A lékekben a virágos kőris és a hársfajok erőteljes regenerációja jellemző. Domborzata változatos, a löszös talajba vájt vízmosásokkal tagolt.	52/1632	2012,2013	2018,2019
Szalaíói Öserdő ER	Órség, Vasi hegyhát T.sz.f.m: 320 m	T: 9-10°C P: 800 mm	Többségében kocsányos- és kocsánytalan tölgy által dominált állomány fiatal gyertyánokkal. Kisebb kiterjedésben bükkös foltok és a korábbi pionír társulás maradványai is megtalálhatóak. A magterület közepén egy felhagyott kaszálórét húzódik.	34/1070	2004,2009	2020
Hidegvíz-völgy	Soproni-hegység T.sz.f.m: 500 m	T: 8-9°C P: 690 mm	A Soproni-hegység jellegzetes üde, fenyőelegyes bükköseinek egyike. Az elmúlt évek szűkárósításai nyomot hagytak az erdőszerkezet alakulásán.	26/685	2005	2020

10. táblázat: Az erdőrezervátumok főbb jellegzetességei és a felvételezett mintavételi pontok/fa- és cserjefajok száma

3.5. Újra-felmérés minőségellenőrzési szempontjai, a felmerülő problémák megoldása

Az egyedek újra-felmérése egyben az adatok minőségbiztosítása is; a terepi felvételezés és az adatbevitel során olyan problematikus esetek és hibák merültek fel, amelyek lehetőséget adtak a minőségellenőrzés és a hibák korrigálásának kidolgozására (11. táblázat). A mintavételezés hibalehetőségeit két szempont szerint csoportosítottam: egy részük a mintavételi pont, többségük pedig az egyedek szintjén tapasztalható hiba, vagy hiányosság. A feltehetően hiányos vagy túlzott mintavételi eljárás egy-egy fa felvételének elmaradását, vagy olyan fa felvételét jelenti, ami mégsem tartozott a mintába. Előbbi esetben a kimaradt egyed törzsátmérőjének rekonstrukciójára volt szükség, hogy az adathiány későbbiekben ne eredményezzen alulbecslést. A rekonstruált egyedek élettörténeti kategorizálásakor a rekonstruált átmérő alapján eldől, hogy az egyed valóban kimaradt-e a korábbi felmérésből, vagy inkább elérte azt az átmérőt a felmérések közötti időszakban, amivel mintába került.

Néhány esetben kihívást jelentettek azok a fák, amelyek törzsének összenövése, sérülése, korhadása, vagy különleges növekedése miatt nehézségbe ütközött a pontos adatok megadása. A törzs-összenövés például egy túlméretezett fát jelent két kisebb, külön mért és külön élettörténeti kategóriával rendelkező fa helyett. Ez a hiba nem korrigálható újraméréssel, a torzítás minimalizálásának érdekében a mérési magasság feljegyzésére és az eset pontos dokumentációjára van szükség. Holtfák felmérésekor előfordult, hogy az első felméréshez képest nagyobb területet dokumentáltunk, aminek oka a fatest korhadásából adódó széthasadás és a kéreg leválása. Ezzel

ellentétben élőfák esetében néhány alkalommal a korábbihoz képest kisebb kerület mérése és feljegyzése történt újra-felméréskor. Ennek hátterében általában bekorhadás vagy kéregleesés állt, ami molyhos tölgyeknél volt tapasztalható. Különleges és ritka mintavételi hibának tekinthető az az eset, amikor alapfelméréskor holtfaként felvételezett fát újra-felméréskor élőfaként dokumentálunk. Néhány ilyen helyzettel találkoztunk, amelyek mindegyike korábban súlyos koronatörést vagy törzssérülést szenvedett fa, ami életben maradt és később alsóbb ágakról újra kihajtott.

Az esetek kevés százalékában fordult elő hibás fajmeghatározás, amelyet bizonyosság esetén az adatlapon és az adatbázisban korrigáltunk. Legtöbb nehézséget azok a hibridek jelentették, amelyeken két faj bélyegei megtalálhatóak voltak (legtöbbször a Várhegy kocsánytalan tölgy és molyhos tölgy hibrid egyedei).

Hibalehetőség	Adatminőségi probléma	Esetszám	Minőségbiztosítási eljárás
Mintavételi hiba az MVP szintjén	<i>Feltehetően hiányos mintavételi eljárás:</i> -néhány fa véletlenül kimaradt az első felmérésből, aminek újra-felméréskor vett adata alapján a minta részét kellett, hogy képezze korábban is	39/233 MVP 16.7%	A korábbi kerület értékének létrehozása, amelyet az új kerület alapján, rekonstrukciós eljárással végzünk
	<i>Túlzott mintavételi eljárás -</i> feljegyzésre kerültek olyan fák adatai, amelyek nem részei a mintának	15/233 MVP 6.4%	A további értékelésből való kizárás, adatbevitel során nem kerül adatbázisba
módszertani hiba az egyedek szintjén	<i>A fa átlagostól eltérő törzsalakja mellmagassági átmérőnél -</i> különleges esetekben, a törzs megvastagodása miatt nehézségekbe ütközik a pontos kerületmérés	22/7375 0.3%	Különböző mérési magasságokban mért kerület a törzs egyenetlenségének elkerülése miatt, amit a 130cm-től eltérő mérési magasság okának és a pontos mérési magasságnak felírásával szükséges jelezni
	<i>Korábban is holtfaként felvételezett fák esetében nagyobb új kerületméret –</i> a kéreg elválása és a fatest széthasadása következtében felmerülő probléma	6/7375 0.08%	Feljegyzés készítése és az első felméréskor mért kerület alkalmazása
	<i>váratlanul kisebb kerületméret élőfa esetében –</i> a kéreg leesése vagy a törzs bekorhadása, vagy egyéb mérési nehézségek miatt	2/7375 0.03%	Feljegyzés készítése a probléma okáról
	<i>Első felméréskor holtfaként, második felméréskor élőfaként felvett egyed –</i> főként koronatörést szenvedő, de később újra kihajtó fák esetében	3/7375 0.04%	Az elsőfelmérés besorolásának javítása
	<i>téves fajmeghatározás –</i> többségében a nehezen határozható hibrid egyedeknél	26/7375 0.4%	bizonyosság esetén a fajhatározás javítása
adathiba az egyed szintjén	<i>Adatbeviteli hiba az adatlapról adatbázisba rögzítéskor</i>	14/7375 0.2%	Helyes adat megadása az adatbázisban és az adatlapon

	<i>Hibás adat az adatlapon és az adatbázisban</i>	24/7375 0.3%	Az újra-felméréskor feljegyzett DBH alapján végzett korábbi kerület rekonstrukció
--	---	-----------------	---

11. táblázat: A hat erdőrezervátum újra-felmérése során felmerülő adatfelvételi és adatbeviteli hibák és korrigálásukra alkalmazott minőségbiztosítási eljárások

3.6. Átmérő rekonstrukció

Egy új egyed mintába kerülése kétféleképpen lehetséges; egyrészt amikor a fiatal fa eléri azt a törzsátmérőt, amikor már a FAÁSZ protokoll mérethatára ($d_{130}=5\text{cm}$) szerint felvételezhető, másrészt, amikor idősebb, mintakörön kívül álló fa eléri azt a méretet, amitől határtávolsága alapján a minta részévé válik. Utóbbi esetben az egyed élettörténete nem „regeneráció”, hanem „növekedés” kategóriába sorolandó, ugyanakkor növekedésének mértékét nem tudjuk megállapítani korábbi átmérőjének hiányában. Ezekre a helyzetekre, illetve az alapfelmérésből véletlenül kimaradt, vagy törzsprobléma miatt nehezen mérhető egyedekre törzs-rekonstrukciós eljárást alkalmaztam. Ehhez a felvételezett fák átmérője alapján erdőrezervátumonként és erdőtípusonként kiszámoltam az éves növekedés mértékét a fafajokra és cserjékre (illetve kevés mintaszám esetén fajcsoportokra) vonatkozóan a felmérések között eltelt időszak alatt (3. sz. melléklet):

$$d_{130gr/y} = (d_{130t_1} - d_{130t_0}) / t_x$$

$d_{130gr/y}$ = a mellmagassági átmérő éves növekedésének mértéke
 d_{130t_1} = Újra-felméréskor mért mellmagassági átmérő
 d_{130t_0} = Alapfelméréskor mért mellmagassági átmérő
 t_x = felmérések között eltelt évek száma

A fa-és cserjefajok éves növekedését összefoglaló táblázat értékei alapján rekonstruáltam a hiányzó korábbi átmérőt, figyelembe véve a felmérések között eltelt éveket:

$$R_{d130} = d_{130t_1} - (d_{130gr/y} * t_x)$$

R_{d130} = Rekonstruált mellmagassági átmérő
 d_{130t_1} = Újra-felméréskor mért mellmagassági átmérő
 $d_{130gr/y}$ = a mellmagassági átmérő éves növekedésének mértéke
 t_x = felmérések között eltelt évek száma

Az eljárás előnye, hogy a rekonstruált átmérő alapján eldönthető, hogy valóban regenerációról van szó, vagy véletlen kimaradt egyedről. A törzs-rekonstrukciót azonban nemcsak a korábbi felmérésből vélhetően kimaradt fák esetében végeztem el, hanem adatfelvétel vagy adatbevitel során keletkezett véletlen hibák (például az adatlapon vagy az adatbázisban szereplő valószerűtlen átmérők) javítására is. Ilyen korrigálásra csak néhány esetben került sor (4. melléklet).

3.7. Az adatelemzés szempontjai és statisztikai módszerei

A mintavételi pontok és felmért egyedek korábbi és új adatait Excell táblázatba rendeztem, amiben a hibajavításokat, kategorizálásokat és számolásokat végeztem. A mintavételi pontokhoz erdőtípusokat rendeltem, az egyedeket a faállományban betöltött szerepük szerint csoportosítottam, feltüntettem élettörténeti fázisaikat és kiszámoltam a további adatelemzéshez szükséges paramétereiket (Szegleti et al. 2023). A faállomány-szerkezeti és populációdinamikai értékeléshez a hektáronkénti törzsszám ($N - db/ha$), körlapösszeg ($G - m^2/ha$), és fatérfogat ($V - m^3/ha$), mint alapvető paraméterek számítását alkalmaztam. A minták egymást kiegészítik, tehát a hektáronkénti törzsszámot, körlapösszeget és fatérfogatot additív módon képeztem a mintába kerülő fák részesedéseinek összegzésével. (módszer részletes leírása: Horváth Ferenc, 2012) Az élő- és holtfakészlet számításához az átmérő és magasságmérés adatait felhasználva a Király-féle fatérfogat-függvényt alkalmaztam (Veperdi 2008). Az erdődinamikai változókat a regeneráció, növekedés, mortalitás és elkorhadás paramétereivel számoltam a felmérések között eltelt idő figyelembevételével.

Az adatelemzés során a faállomány-szerkezeti és erdődinamikai változókat, és a klimatikus kitettséggel való kapcsolatukat vizsgáltam, a statisztikai elemzést R környezetben végeztem (<https://www.r-project.org/>). A faállomány-szerkezeti változók összefüggés-rendszerének feltárását főkomponens analízis (PCA – Principal Component Analysis) segítségével vizsgáltam (Podani, 1997). Ez egy adatredukciós eljárás a változók kölcsönös kapcsolatainak felfejtéséhez, melynek során az effektív adatkészlet dimenzióinak koncentrálása a cél, a főkomponensekben képviselt variancia lehető legmagasabb szinten tartása mellett. Több PCA lefuttatását követően az eredmények bemutatása fejezetben azt a verziót választottam, amelyben az első három komponens varianciája a legmagasabb értéket mutatta és változók többségét a legjobban képviselte. A továbbiakban a faállomány-szerkezeti változók első és második felmérés közötti változásainak összehasonlításához statisztikai t-próbát alkalmaztam. Ebben külön csoportokként kezeltem az üde és száraz erdőtípusokat (a PCA eredmények ezt a két csoportot választották szét a legvilágosabban), a szignifikancia mértékét és a p-értékeket táblázatban foglaltam össze. A felmért egyedeket különböző csoportokba osztottam növekedési formájuk (karakterük) és az állományban betöltött szerepük szerint:

- Felső lomkoronaszint fafajai: KJ, HJ, CSNY, MK, B, VF, LF, EF, FNY, CST, KTT, KST, MOT, KH, NH, HSZ, MSZ
- Alsó lombkoronaszint fafajai: MJ, MÉ, NYI, GY, VG, SM, VK, VA, VK, KF, BABE
- Cserjeszint fajai: HUSO, MOGY, CSSZ, EGG, CSGAL, CSKR, FB

Az erdődinamikai folyamatokat a fák fő élettörténeti változásainak szempontjából vizsgáltam. Hektáronként törzsszámuk és fakészletük segítségével az felmérések között eltelt időt figyelembe véve kiszámítottam a fajcsoportok évenkénti átlagos regenerációját, növekedését, mortalitását és a törzsek elkorhadási mértékét. A fajcsoportok erdődinamikai változóit Kolmogorov-Szmirnov nemparaméteres statisztikai próbával hasonlítottam össze, mert a változók eloszlásában a kiugróan sok 0 érték jellemző (Reiczigel et al. 2019). A teszt segítségével összehasonlítottam az üde és száraz, ezen belül bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes és molyhos-tölgyes erdőtípusok változók eloszlásainak eltérését. A klimatikus kitettség, mint független változó lehetséges hatását a faállomány-szerkezeti változóknak bekövetkezett változásokra és az erdődinamikai változóknak, mint függő változóknak általános lineáris modellt alkalmaztam, ebben is külön csoportosítva az üde és száraz típusokat.

4. EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA

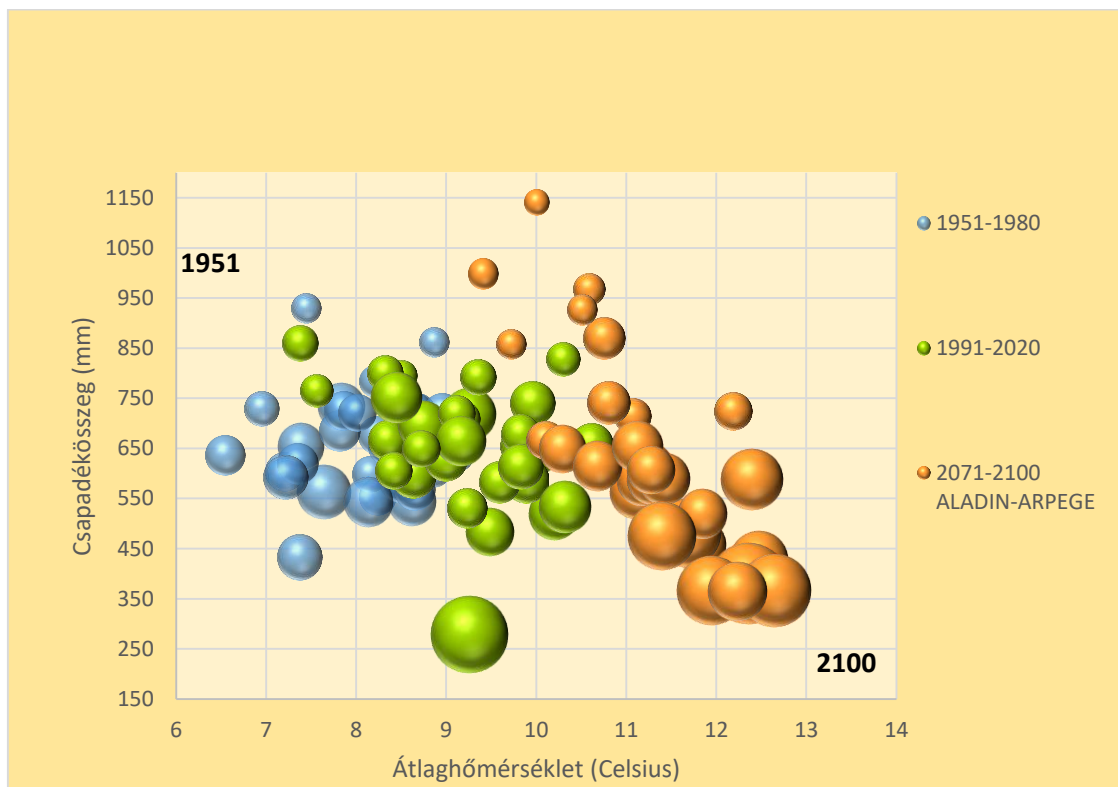
4.1. Erdőrezervátumok klimatikus kitettsége

4.1.1. Az erdészeti aszályindex alkalmazása mért és extrapolált időjárási adatsorokon

Az erdészeti aszályindex számolásához regionális klímamodellek extrapolált adatait használtam fel, a klimatikus kitettség változását három időablakban vizsgáltam. A regionális klímamodellek közül a Regcm3-Echam5 minden esetben csapadékosabb éveket és alacsonyabb FAI értéket jelzett a másik két modellhez képest, ez a klímamodell azonban túlbecsüli a csapadékmennyiséget. A másik két klímamodell predikciójában kisebb eltérések tapasztalhatóak, de az Aladin-Arpege eredményei szárazabb klimatikus körülményeket jeleznek előre mindegyik erdőrezervátum esetében. A klímaértékek meghatározásához a helyi mikroklimatikus viszonyok figyelembevétele is szükséges, amit esetünkben a Várhegy, Kékes és Kecskés-galya Erdőrezervátum példája is alátámaszt. A Várhegy északi és déli lejtője között a MTCLIM eredményei szerint nincs jól kimutatható klíma-kitettség különbség, mégis a terület egyik (északi) oldalát üde bükkösök és gyertyános-tölgyesek, a másik (déli) oldalát cseres-tölgyesek és melegkedvelő molyhos-tölgyesek foglalják el, ami a domborzati kitettséghez, és a talajtípushoz viszont jól igazodik. A Kecskés-galya erdőrezervátum esetében is hasonló helyzettel találkozhatunk, ahol a MTCLIM modell terepviszonyok szerinti leskálázása alapján az üdebb típusok számára kedvező helyi klimatikus körülmények uralkodnak, az állomány nagy részét azonban mégis a szárazabb körülményeket kedvelő molyhos-tölgyesek teszi ki. Figyelembe véve a terület nagyrészt meredek, déli hegyoldalát és köves, ranker és rendzina váztalaját, érthető a felnyílt, meleg- és fénykedvelő molyhos-tölgyes erdőtípus térfoglalása. A Hidegvíz-völgy és a Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátumok szintén egyedi termőhelyi viszonyokkal rendelkeznek, növényzetükre egyértelmű hatással vannak a magterületen húzódo völgyek és a kisebb vízmosások, amelyek mikroklímája jelentősen eltér a dombtetőktől. A klímamodellek ugyan sok szempontot figyelembe vesz a leskálázás során (tengerszint feletti magasság, lejtőszög, lejtőirány, szomszédos hegyoldal hatása), így jól alkalmazható a klímamodellek becsléseinek pontosítására, de nem ad olyan finomléptékű eredményt, amely jól reprezentálja az erdő és a termőhely sajátos mikroklímáját az Erdőh+á+1+ó 50x50m-es rácshálózatának léptékében. A klimatikus kitettség termőhelyi osztályokra vonatkozó pontosítását a FAI eredmények 30 éves periódusokra történő értékelése és a különböző klímájú évek százalékos arányának figyelembevétele teszi lehetővé.

A kiválasztott erdőrezervátumok területén 2020-ig minden esetben növekedett a FAI értéke, és a száraz évek gyakorisága, ami a Várhegynél és a Kecskés-galyánál klímazóna-váltást eredményezett. A Kecskés-galya területén és a Várhegy déli oldalán jelenleg is száraz erdőtípusok találhatóak, ami a termőhely és talaj víztároló kapacitásának fontosságára hívja fel a figyelmet. A csapadékosabb és hűvösebb klímájú területeken elhelyezkedő Hidegvíz-völgy és Szalafő aszályindexének 30 éves átlagában bekövetkezett változás ugyan felülmúlta az említett rezervátumokét, a bükkös és gyertyános-tölgyes klíma-kategóriájú évek magasabb aránya miatt azonban eddig nem következett be zónaváltás. Az első és második időablakot összehasonlítva a Nagy Istrázsa-hegy átlagosan kitettnek tekinthető. A Kékes bizonyult legkevésbé kitettnek; az 1991-2020-ig tartó időszakban is jóval gyakoribbak az üde erdőtípusoknak kedvező időjárású évek. Az átlaghőmérséklet a Szalafőnél emelkedett a legtöbbet (1,5 fokot), a többi rezervátumnál 0,8-0,9°C-ot növekedett. A csapadékösszeg átlaga a Szalafő és a Hidegvíz-völgy esetében alig változott, míg a Nagy Istrázsa-hegynél már látványosan kevesebb lett az első időablakhoz képest (611,23mm>>>570,51mm).

A regionális klímamodellek jövőre vonatkozó becsléseiben eltérések, bizonytalanságok vannak, amelyek főként a csapadék-adatokból látszanak. Ha modelljeink segítségével kitekintünk a század végére, azt láthatjuk, hogy az első és második időszakhoz képest rendkívüli mértékben növekszik az erdőrezervátumok klimatikus kitettsége. A 2071-2100-ig tartó időszakban mindegyik helyszínen több zónaváltás bekövetkezése várható. Egyedül a Regem3-Echam5 modell predikciója szerint kisebb a változások mértéke a Kékes, Hidegvíz-völgy és Szalafő esetében, de ez a modell a csapadék-mennyiség túlbecslésével számol. A rezervátumok közül a Nagy-Istrázsa-hegy leginkább kitett, aszályindexe 5-6 értékkel növekszik, emellett a cseres-tölgyes és erdősztyepp évek száma is kimagasló. A lekisebb, de még így is majdnem 0,9-1 értékváltozás a Hidegvíz-völgy és a Szalafő aszályindexében várható, de a zónaváltás ezeket a területeket sem kerüli el, kitettségük növekszik a század végére. A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum példája jól mutatja azt a tendenciát, ami a jövőben várható az elmúlt évtizedek adatai alapján; kevesebb csapadék, magasabb átlaghőmérséklet és az erdészeti aszályindex értékének növekedése (12. ábra). A különböző erdőtípusoknak megfelelő évek százalékos megoszlásának változását az 5. számú melléklet tartalmazza.



12. ábra: Az erdészeti aszályindex változása 1951 és 2100 között a Hidegvíz-völgy példáján az Aladin-Arpege regionális klímamodell eredményei alapján. Az egyes éveket jellemző körök mérete az aszályindex értékével arányos. A magasabb aszályindex (nagyobb kör) aszályosabb éveket jelentenek.

4.1.2. A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége

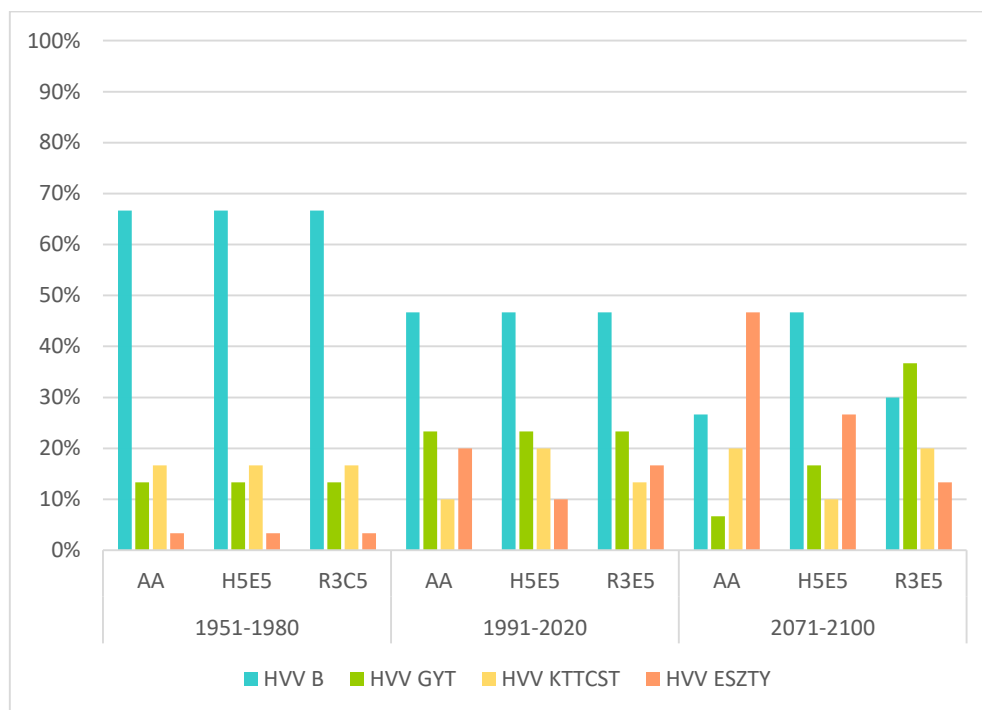
A Hidegvíz-völgy erdőrezervátum csapadékos, üde klímájú területen helyezkedik el, ami bükkös erdőtípusnak biztosít kedvező feltételeket. Az 1951-1980-ig tartó időszakot az üde klímátípusú évek nagy százaléka jellemezte, a 30 éves periódus 80%-a bükkös és gyertyános-tölgyes éveknek felelt meg. A cseres-tölgyes klímájú évek csak 17%-ot tettek ki és erdősztyepp év elvéve jelent meg. A faállomány-szerkezet felmérések időszakában (1991-2020) még bükkös és gyertyános klímájúnak számít a terület, de ezekben az évtizedekben már csökkent az üde klímájú évek aránya (B – 47%, GYT – 23%), és egyre nagyobb gyakorisággal következtek be szárazabb időszakok és csapadék-hiányos évek. Az üde klímájú évek aránya 70%, de ebből a bükkös klímátípusú évek száma 20%-kal csökkent, a száraz évek pedig 10%-kal növekedtek.

Az átlaghőmérséklet közel 1°C-ot emelkedett és a csapadék kis mértékben csökkent az első időablakhoz képest. A FAI 30 éves átlagának értéke az első időablakban 4,6 volt, ami a második időablakban 5,5-re váltott. Ez összességében még nem eredményezett zónaváltást a terület klímaosztályában, de a melegedő tendencia egyértelműen látszik.

Ha kitekintünk a század utolsó évtizedeire, a predikciók alapján arra következtethetünk, hogy a szárazodás továbbra is folytatódik, ami zónaváltással jár. Ebben a tekintetben az Aladin-Arpege eredményei mutatják a legnagyobb léptékű változást, ami bükkösből cseres-tölgyesbe történő váltást jelent, míg a másik két klímamodell mérsékelt, gyertyános-tölgyesnek megfelelő klímát vetít előre. Mindegyik predikció szerint a száraz, aszályos évek számának növekedése várható a 21. század végére. Az átlaghőmérséklet emelkedése mindegyik modell eredményből látszik, a csapadék-mennyiség alakulásában azonban elég eltérőek a jövőre vonatkozó becslések (13. táblázat). A Hirham5-Echam5 és a Regcm3-Echam5 szerint a terület csapadékösszege várhatóan növekedni fog a jövőben, ami mérsékeli a FAI érték emelkedését, de az Aladin-Arpege további csapadék-csökkenést mutat. Az Aladin-Arpege jelentős változást jósol a száraz évek gyakoriságában, a modell szerint gyakoriságuk 47%-kal növekszik a korábbi vizsgált periódushoz képest. A másik két modell predikciója kevésbé pesszimista, de a cseres-tölgyes és erdősztyepp évek aránya szerintük is növekedni fog (14. ábra).

Erdőrezervátum	RCM	Időszak:	Átlaghőmérséklet (Celsius)	Csapadék-összeg (mm)	Erdészeti Aszály Index (FAI)	Különböző klímátípusú évek %-os megoszlása	Zóna, zónaváltás
HIDEGVÍZ-VÖLGY ER	AA	1951-1980	8,1	660	4,6	B:67% B+GYT:80%	B
		1991-2020	9,2	658	5,5	B:47% B+GYT:70%	B
		2071-2100	11,3	630	7,6	B+GYT:34% CST+ESZTY:67%	B >>> CST
	H5E5	1951-1980	8,1	660	4,6	B:67% B+GYT:80%	B
		1991-2020	9,2	648	5,5	B:47% B+GYT:70%	B
		2071-2100	10,6	705	7,1	B+GYT:64% CST+ESZTY:37%	B >>> GYT
	R3E5	1951-1980	8,1	660	4,6	B:67% B+GYT:80%	B
		1991-2020	9,2	659	5,4	B:47% B+GYT:70%	B
		2071-2100	11,1	741	5,5	B+GYT:67% CST+ESZTY:33%	B >>> GYT

13. táblázat: A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum klimatikus kitettsége és az erdőtípus-zónák változása



14. ábra: A különböző klímátípusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban

4.1.3. A Szalafő Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége

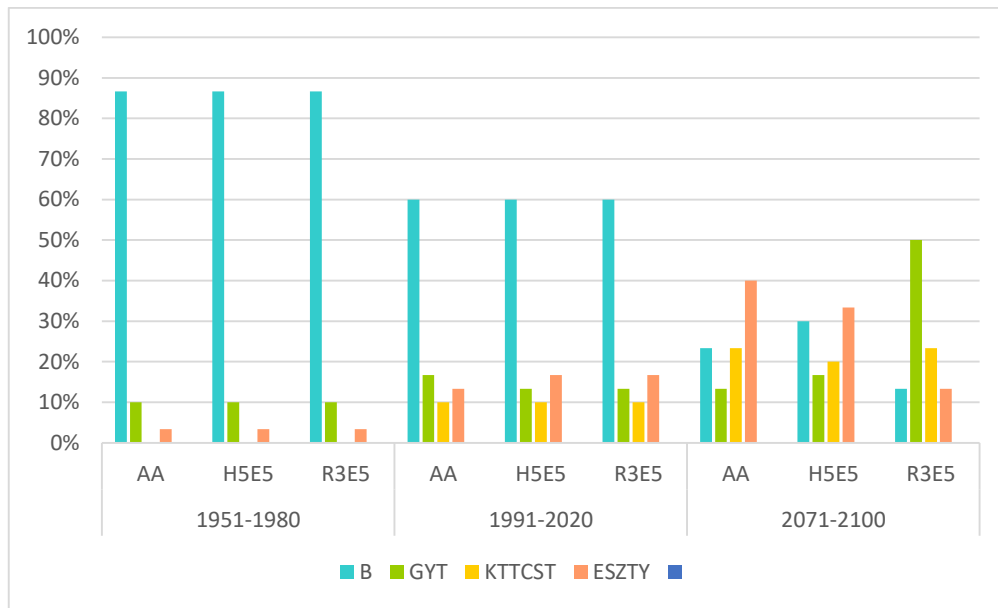
A vizsgált erdőrezervátumok közül a Szalafő helyezkedik el az ország egyik legcsapadékosabb területén, az Alpokalján. A FAI értéke szerint klimatikus kitettsége bükkös erdőtípusnak feleltethető meg az első és második időablakban (15. táblázat). Jelenleg a magterületen többségében üde klímájú gyertyános-tölgyes uralkodik, kisebb bükkös foltokkal. Az 1951-1980-ig tartó és az 1991-2020 tartó időszakok között már tapasztalható jelentős változás a mért időjárás adatokban. Az átlaghőmérséklet növekedése meghaladja az 1°C-ot és a csapadékösszeg 30 éves átlaga is 10-20 mm-rel csökken. Emiatt a FAI 30 éves átlagának értéke növekszik, és egyre kevesebb a bükkös és gyertyános-tölgyes évek előfordulásának a gyakorisága (-20%). A különböző klímátípusú évek %-os arányát figyelembe véve 2020-ig még nem történik zónaváltás a területen. A grafikonon látható, hogy a felméréseket magában foglaló időszakban (1991-2020), egyre gyakrabban jelennek meg a cseres-tölgyes és erdősztyepp klímátípusú évek; míg az első időszakban mindössze 3% volt a száraz évek aránya, addig a második időablakban már a 30 év körülbelül 25%-ában következett be száraz klímaosztályú év.

A három klímamodell számításai alapján a század végére jelentősen növekszik az aszályindex értéke, ami viszont már több zónaváltással is járhat. Az Aladin-Arpege és a Hirham5-Echam5 modell szimulációja alapján számolt eredmények szerint az aszályindex átlaga csaknem

megduplázódik az első és második időszakhoz képest, ami már cseres-tölgyes erdőtípusnak megfelelő klímát jelent. A jövőben várhatóan szignifikánsan megnő a száraz, aszályos évek gyakorisága, ami egyre több cseres-tölgyes és erdősztepp évet feltételez (16. ábra). A Reg3-Echam5 eredményei ennél üdébb termőhelyi viszonyokat, gyertyános-tölgyes számára ideális klímát jeleznek előre, amiben még az üdébb klímátípusú évek dominálnak (53%). Az átlaghőmérséklet növekedése azonban jelentős a megelőző időszakokhoz képest (10,5°C >>> 12,2°C), még a legtöbb csapadékkal számoló klímamodell szerint is.

Erdő-rezervátum	RCM	Időszak:	Átlag-hőmérséklet (Celsius)	Csapadék-összeg (mm)	Erdészeti Aszály Index (FAI)	Különböző klímátípusú évek %-os megoszlása	Zóna, zónaváltás	
SZALAFŐ ER	AA	1951-1980	9	806	4,0	B:87% B+GYT:97%	B	
		1991-2020	10,5	793	5,0	B:60% B+GYT:77%	B	
		2071-2100	12,4	750	7,1	B+GYT:36% CST+ESZTY:63%	B >>> CST	
	H5E5	1951-1980	9	806	4,0	B:87% B+GYT:97%	B	
		1991-2020	10	784	5,1	B:60% B+GYT:73%	B	
		2071-2100	11,1	787	8,1	B+GYT:47% CST+ESZTY:53%	B >>> CST	
	R3E5	1951-1980	9	806	4,0	B:87% B+GYT:97%	B	
		1991-2020	10,5	791	5,1	B:60% B+GYT:73%	B	
		2071-2100	12,2	830	5,9	B+GYT:53% CST+ESZTY:36%	B >>> GYT	

15. táblázat: A Szalafő Erdőrezervátum klimatikus kitettsége és az erdőtípus-zónák változása



16. ábra: A különböző klímátípusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban

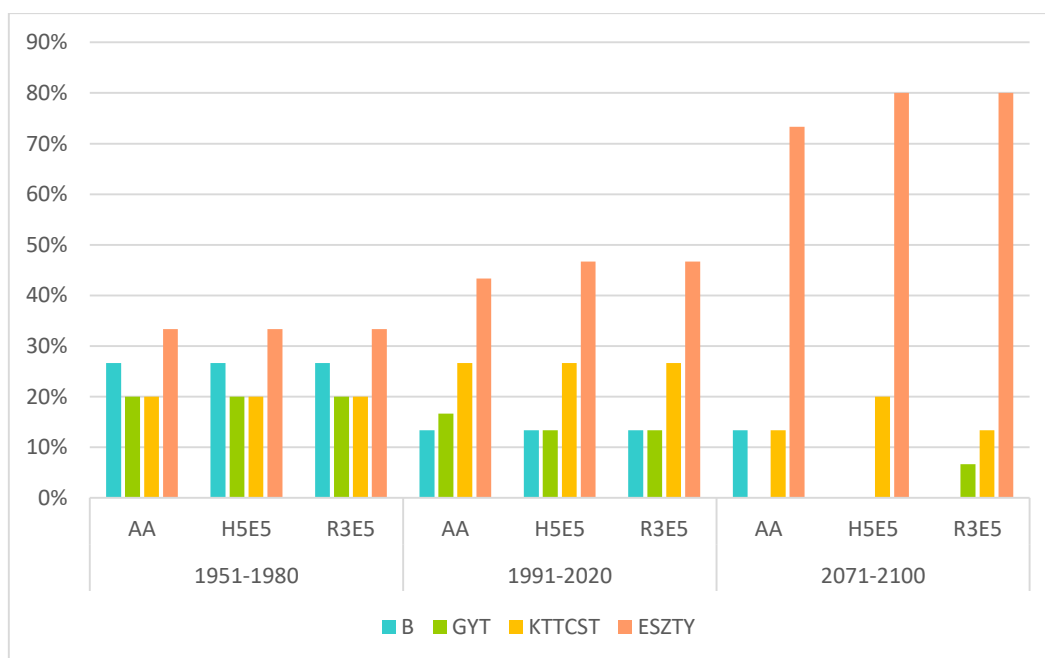
4.1.4. A Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége

A Nagy Istrázsa-hegy erdőrezervátum magterületén nagy részét gyertyános-tölgyes és mezei juharos-tölgyes állományok foglalják el, kisebb kiterjedésben, a dombtetők déli oldalán molyhos-tölgyesek jellemzőek. A magterület jellegzetes, völgyekkel tagolt domborzata lehetővé teszi az üde erdőtípus megtelepedését. Az első időablak időjárási adatai szerint a terület cseres-tölgyes számára biztosít ideális körülményt, a FAI értéke 6,5. Az időszak 30 éves átlagában az üde és száraz klímájú évek megközelítően egyenlő arányban következtek be. A második vizsgált időszakban a klíma szárazabbá vált a területen, tovább növekedett a cseres-tölgyes és erdőszyepp évek száma. A száraz klímájú évek összesen 74%-át teszik ki az időszaknak, ami majdnem az erdőszyepp zónának felel meg.

A harmadik 30 éves periódusban várhatóan tovább folytatódik ez a tendencia, az erdőszyepp klímátípusú évek száma szignifikánsan növekszik, ami már egyértelműen zónaváltást jelent az erdőszyepp felé. Ebben az időszakban a predikciók jelentős 2,8-3°C-os átlaghőmérséklet növekedést vetítenek előre. A modellek közül az Aladin-Arpege a csapadék csökkenését, míg a másik két modell enyhe növekedését jelzi (17. táblázat). A jelenlegi vegetáció várhatóan nagy változásokon megy keresztül, ha az említett klimatikus viszonyok megvalósulnak; a molyhos-tölgyes állományok még jobban felnyílhatnak, a jelenlegi gyertyános-tölgyesekben a szárazságtűrő fajok térhódítása lesz jellemző (18. ábra).

Erdő-rezervátum	RCM	Időszak:	Átlag-hőmérséklet (Celsius)	Csapadék-összeg (mm)	Erdészeti Aszály Index (FAI)	Különböző klímatispusú évek %-os megoszlása	Zóna, zónaváltás
NAGY-ISTRÁZSAHEGY ER	AA	1951-1980	10,2	611	6,5	B+GYT:47% CST+ESZTY:43%	CST
		1991-2020	11	570	7,1	B+GYT:30% CST+ESZTY:70%	CST
		2071-2100	13,3	544	12,8	ESZTY:73% ESZTY+CST:86%	CST>>>ESZTY
	H5E5	1951-1980	10,2	611	6,5	B+GYT:47% CST+ESZTY:43%	CST
		1991-2020	11	565	7,3	B+GYT:26% CST+ESZTY:74%	CST
		2071-2100	12,8	620	13,2	ESZTY:80% ESZTY+CST:100%	CST>>>ESZTY
	R3E5	1951-1980	10,2	611	6,5	B+GYT:47% CST+ESZTY:43%	CST
		1991-2020	11	567	7,2	B+GYT:26% CST+ESZTY:74%	CST
		2071-2100	13,2	625	9,5	ESZTY:80% ESZTY+CST:93%	CST>>>ESZTY

17. táblázat: A Nagy Istrásza-hegy Erdőrezervátum klimatikus kitétsége és az erdőtípus-zónák változása



18. ábra: A különböző klímatispusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban

4.2.5. A Várhegy Erdőrezervátum északi és déli oldalának bekövetkezett és várható klimatikus kitétsége

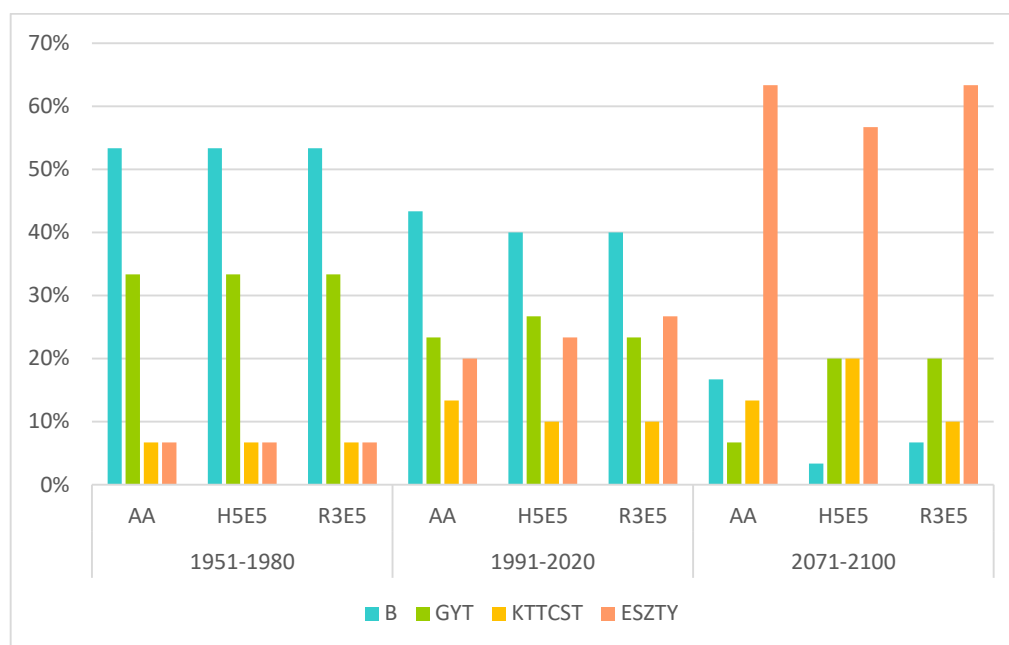
A felsőtárkányi Várhegy nagyon változatos termőhelyi adottságokkal, domborzati kitétséggel és növényzettel jellemezhető. A terület északi és déli hegyoldalára külön-külön lefuttattam az MTCLIM modellt, mert az erdőrezervátum magterületén üde és száraz erdőtípusok egyaránt megtalálhatóak a hűvösebb északi és napsütötte déli hegyoldalnak megfelelően. A modell becslése szerinti kiértékelés azonban nem mutatott nagy eltérést a két terület között, mindkettő egyformán üde, bükkös klímájú, szinte azonos FAI értékkel. Ez abból adódik, hogy a MTCLIM extrapolációja nem elég finom léptékű, ezért a helyi mikroklimatikus viszonyok és termőhelyi sajátosságok (pl.: talajtípus) nem érvényesülnek a kapott adatokban. Az északi és déli oldal kitétsége 1951-1980-ig a bükkös erdőtípus megtelepedésének kedvez, az üde klímájú évek jellemzőek, alacsony átlaghőmérséklettel és viszonylag sok csapadékkal. Az 1991-2020-ig tartó időszakban a bükkös zóna gyertyános-tölgyesre vált, de még nagy a bükkös klímájú évek aránya. A cseres-tölgyes és erdőszyepp évek viszont jóval nagyobb gyakorisággal következtek be, mint az előző vizsgált időszakban.

2071-től a kitétség várhatóan tovább növekszik, ami újabb zónaváltást eredményez. Mindegyik klímamodell predikciója szerint jelentősen emelkedik az átlaghőmérséklet és csökken a csapadék-mennyiség. Ebben az esetben is az Aladin-Arpege modell szerint következik be a legnagyobb mértékű szárazodás, ami erdőszyepp zónának megfelelő klimatikus körülményeket jelent. A másik két modell gyertyános-tölgyesből cseres-tölgyesbe történő zónaváltást jósol az erdőszyepp évek gyakoribbá válásával (19. táblázat, 20., 21. ábra).

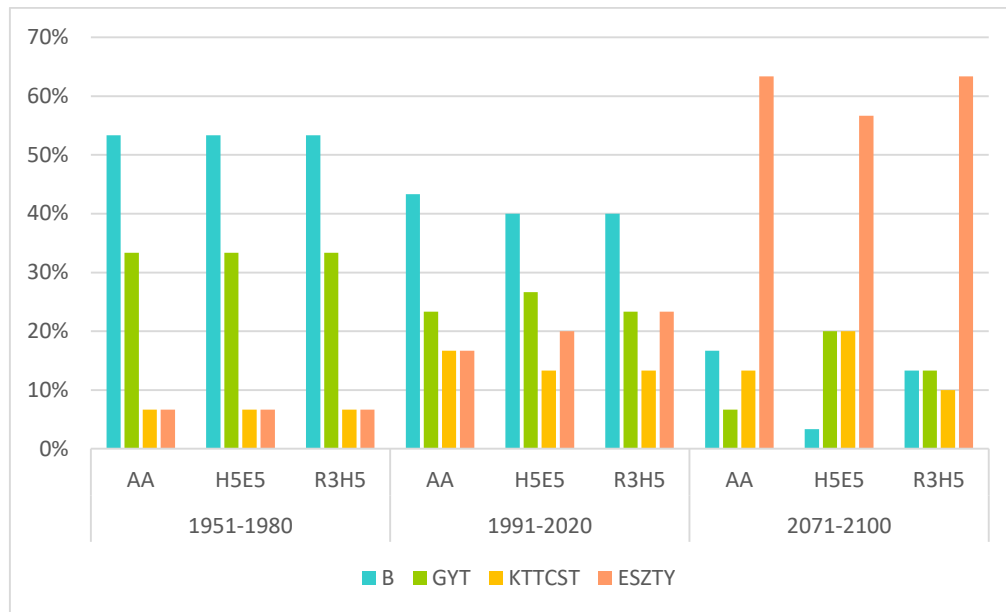
Erdő-rezervátum	RCM	Időszak:	Átlag-hőmérséklet (Celsius)	Csapadék-összeg (mm)	Erdészeti Aszály Index (FAI)	Különböző klímatispusú évek %-os megoszlása	Zóna, zónaváltás	
VÁRHEGY ER DÉL	AA	1951-1980	7,6	656	5	B:53% B+GYT:86%	B	
		1991-2020	8,4	631	5,6	B:43% B+GYT:66%	B>>>GYT	
		2071-2100	10,8	570	9,9	ESZTY:63% ESZTY+CST:76%	GYT>>>ESZTY	
	H5E5	1951-1980	7,6	656	5	B:53% B+GYT:86%	B	
		1991-2020	8,4	622	5,6	B:40% B+GYT:67%	B>>>GYT	
		2071-2100	10,4	647	10	B+GYT:23% CST+ESZTY:77%	GYT>>>CST	
	R3E5	1951-1980	7,6	656	5	B:53% B+GYT:86%	B	
		1991-2020	8,4	621	5,9	B:40% B+GYT:63%	B>>>GYT	
		2071-2100	10,8	646	7,9	B+GYT:27% CST+ESZTY:73%	GYT>>>CST	
	VÁRHEGY ER ÉSZ	AA	1951-1980	7,5	656	4,9	B:53% B+GYT:86%	B
			1991-2020	8,3	631	5,5	B:43% B+GYT:66%	B>>>GYT

	2071-2100	10,7	570	9,9	ESZTY:63% ESZTY+CST:76%	GYT>>>ESZTY
H5E5	1951-1980	7,5	656	4,9	B:53% B+GYT:86%	B
	1991-2020	8,3	622	5,7	B:40% B+GYT:67%	B>>>GYT
	2071-2100	10,2	647	10	B+GYT:23% CST+ESZTY:77%	GYT>>>CST
R3E5	1951-1980	7,5	656	4,9	B:53% B+GYT:86%	B
	1991-2020	8,3	621	5,8	B:40% B+GYT:63%	B>>>GYT
	2071-2100	10,6	646	7,8	B+GYT:23% CST+ESZTY:73%	GYT>>>CST

19. táblázat: A Várhegy Erdőrezervátum klimatikus kitétsége és az erdőtípus-zónák változása



20. ábra: A különböző klímátípusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban



21. ábra: A különböző klímátípusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban

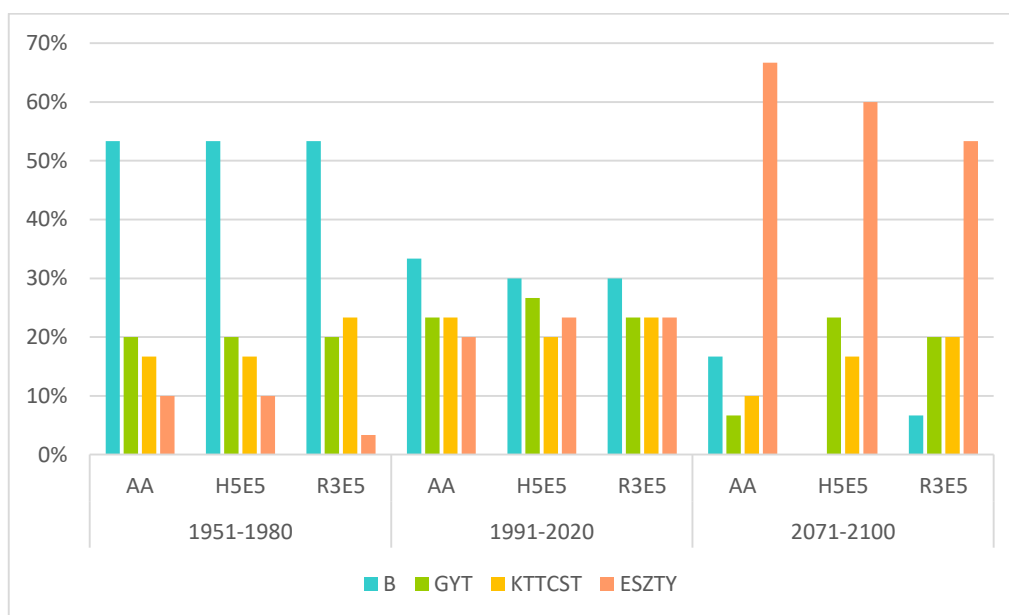
4.1.6. A Kecskés-galya Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége

A Kecskés-galya erdőrezervátum területén jórészt molyhos-tölgyes és cseres-tölgyes állományok találhatóak, amelyek felnyílt erdőszegélyekkel és szárazgyepekkel mozaikolnak. A talaj sok helyen köves, de kisebb sziklák is a felszínre bukkannak. Az első vizsgált időszakban az időjárási adatok szerint a termőhely klímája bükkös erdőtípus számára kedvező, a FAI értéke 5,2. Ebben a 30 évben a bükkös klímátípusú évek száma 16 (53%), a gyertyános-tölgyeseké 6 (20%) volt. A faállományszerkezet felméréseket magába foglaló 1991-2020-ig vizsgált időszakban a bükkös évek 20%-kal csökkentek, míg a gyertyános-tölgyes klímájú évek néhány százalékkal nőttek, ami zónaváltáshoz vezetett.

A század végére ennél a rezervátumnál is kevesebb csapadékot és magasabb átlaghőmérsékletet jósolnak a klímamodellek, újabb zónaváltással, gyertyános-tölgyes helyett erdősztyeppnek megfelelő FAI értékkel. A három klímamodell közül a Reg3Echam5 kisebb kitettséget jelez előre; de a száraz évek gyakorisága ebben az esetben is kiugróan növekszik, főként, ha az első időablakhoz viszonyítjuk. A Kecskés-galyánál azonban nagyon erőteljesek a termőhelyi hatások is, amik már napjainkban is a száraz erdőtípusok jelenlétét teszik lehetővé. A jövőben várhatóan a gyepterületek aránya növekedni fog a területen, a molyhos- és cseres-tölgyes állományok még inkább felnyílnak, és inkább az erdősztyepp jellegű élőhelyek lesznek meghatározóak a területen (22. táblázat, 23. ábra).

Erdő-rezervátum	RCM	Időszak:	Átlag-hőmérséklet (Celsius)	Csapadék-összeg (mm)	Erdészeti Aszály Index (FAI)	Különböző klimatípusú évek %-os megoszlása	Zóna, zónaváltás
KECSKÉS-GALYA ER	AA	1951-1980	8,2	647	5,2	B:53% B+GYT:73%	B
		1991-2020	9	614	5,9	B:33% B+GYT:56%	B>>>GYT
		2071-2100	11,4	559	10,3	ESZTY:67% ESZTY+CST:77%	GYT>>>ESZTY
	H5E5	1951-1980	8,2	647	5,2	B:53% B+GYT:73%	B
		1991-2020	9	605	6,1	B:30% B+GYT:57%	B >>> GYT
		2071-2100	11	637	10	ESZTY:60% ESZTY+CST:67%	GYT>>>ESZTY
	R3E5	1951-1980	8,2	647	5,2	B:53% B+GYT:73%	B
		1991-2020	9	605	6,2	B:30% B+GYT:53%	B >>> GYT
		2071-2100	11,4	644	8	B+GYT:27% CST+ESZTY:73%	GYT>>>CST

22. táblázat: A Kecskés-galya Erdőrezervátum klimatikus kitettsége és az erdőtípus-zónák változása



23. ábra: A különböző klimatípusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hirham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban

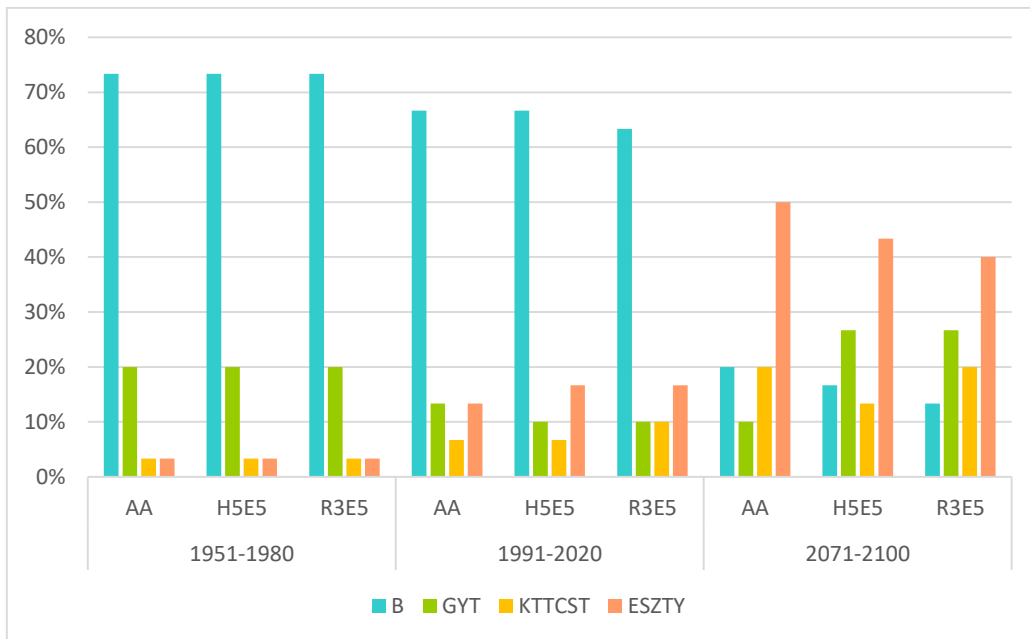
4.1.7. Kékes Erdőrezervátum bekövetkezett és várható klimatikus kitettsége

A Kékes Erdőrezervátum az ország egyik legcsapadékosabb területén helyezkedik el, az erdőrezervátumok közül a legnagyobb tengerszint feletti magasságban a Kékestető alatti északi kitettségű hegyoldalon. Az alacsony átlaghőmérsékletnek és sok csapadéknak köszönhetően a FAI 30 éves átlaga 4,1 volt az első időablakban, ami a második időablakban sem emelkedett sokat, mindössze 4,5-re váltott. Az üde klímátípusú évek aránya 13%-kal csökkent, és kismértékben, 4%-kal gyakoribbá váltak a száraz évek az első időablakhoz képest. Az átlaghőmérséklet 0,9°C-kal lett melegebb és a csapadékmennyiség is csökkent (24 táblázat).

Az évszázad utolsó évtizedeiben ennél a rezervátumnál is előre jelezhető a klimatikus kitettség növekedése 8,3 értékig (vagy a Regcm3-Echam5 modell szerint 6,7 értékig). A modellek eredményei szerint a meleg és száraz évek aránya több mint 30%-kal növekszik a második időablakhoz képest, a század végi 30 éves időszak egyharmadában következnek be csapadékosabb, hűvösebb évek. Az átlaghőmérséklet körülbelül 2°C-ot emelkedik, a csapadékmennyiség viszont akár növekedhet a megelőző időszakhoz képest, bár ebben a modellek becslései bizonytalanok és jelentősen eltérnek egymástól. Ebben az esetben is az Aladin-Arpege predikciója mutatja a legszárazabb klímát a század végére, míg a Reg3-Echam5 ennél mérsékeltebb klímát jósol. Mindegyik modell eredményből származtatott FAI értékek szerint bükkös zónából cseres-tölgyes zónába való váltás történik az üde és száraz típusú évek arányának megváltozása miatt (25. ábra).

Erdő-rezervátum	RCM	Időszak:	Átlag-hőmérséklet (Celsius)	Csapadék-összeg (mm)	Erdészeti Aszály Index (FAI)	Különböző klímátípusú évek %-os megoszlása	Zóna, zónaváltás
KÉKES ER	AA	1951-1980	5,7	731	4,1	B:73% B+GYT:93%	B
		1991-2020	6,6	717	4,5	B:67% B+GYT:80%	B
		2071-2100	8,9	651	8,3	B+GYT:30% CST+ESZTY:70%	B >>>CST
	H5E5	1951-1980	5,7	731	4,1	B:73% B+GYT:93%	B
		1991-2020	6,6	706	4,7	B:67% B+GYT:77%	B
		2071-2100	8,5	721	8,3	B+GYT:44% CST+ESZTY:56%	B >>>CST
	R3E5	1951-1980	5,7	731	4,1	B:73% B+GYT:93%	B
		1991-2020	6,6	706	4,8	B:67% B+GYT:73%	B
		2071-2100	8,9	718	6,7	B+GYT:40% CST+ESZTY:60%	B >>>CST

24. táblázat: A Kékes Erdőrezervátum klimatikus kitettsége és az erdőtípus-zónák változása



25. ábra: A különböző klímátípusú évek megoszlása az Aladin-Arpege, Hírham5-Echam5 és Regcm3-Echam5 klímamodell eredményei alapján az 1951-1980-ig, 1991-2020-ig és a 2071-2100-ig tartó időszakban

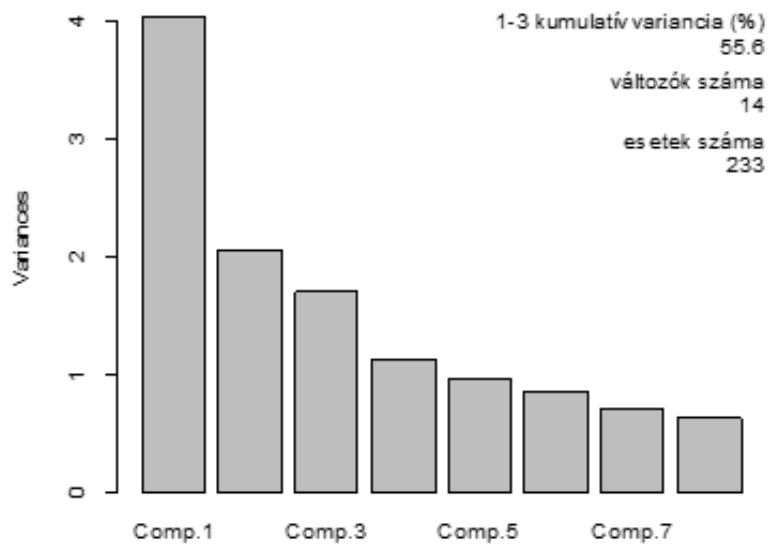
4.2. A faállomány-szerkezeti változók elemzése

4.2.1. A faállomány-szerkezeti változók főkomponens (PCA) elemzése

Az alapadat-mátrix egyrészt a faállomány-szerkezeti változókat (lombkorona-szerkezet, lékesség, fő- és elegy fafajok elegyaránya, élő- és holtfa mennyiségi tulajdonságai), másrészt az erdődinamikai változókat (regeneráció, növekedés, halálozás és elkorhadás) tartalmazza. Összefüggéseik vizsgálatához főkomponens elemzést végeztem, amelyben azokat a változókat vettem figyelembe, amelyek a faállomány-szerkezetet írják le a második felmérés adataiból számolt eredmények alapján:

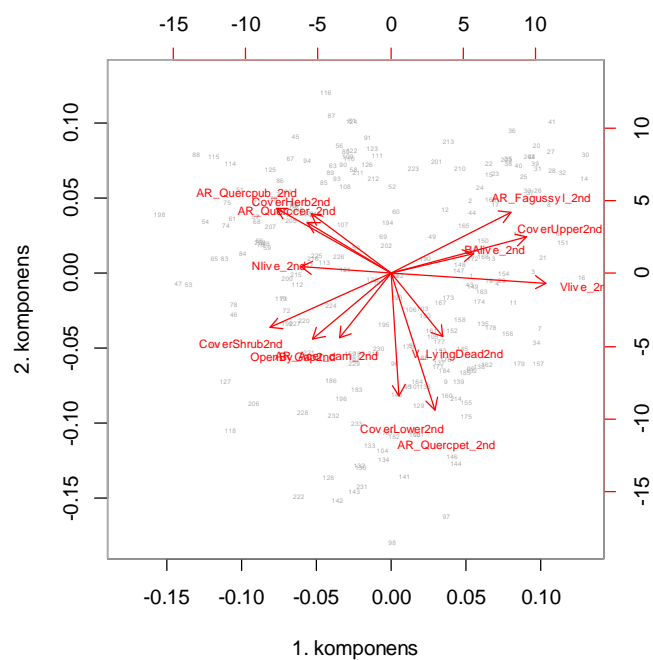
- Az erdő vertikális szerkezetét leíró változók: összes záródás, felső lombkoronaszint borítása, alsó lombkoronaszint borítása, cserjeszint borítása, lágyszárú szint borítása
- Élőfák és élőcserjék mennyiségi változói: élőfák és -cserjék hektáronként törzsszáma, élőfák és -cserjék hektáronkénti körlapösszege, élőfák és -cserjék hektáronkénti fatérfogata
- Álló holtfák és holtcserjék mennyiségi változói: álló holtfák és holtcserjék hektáronként törzsszáma, álló holtfák és holtcserjék hektáronkénti körlapösszege, álló holtfák és -cserjék hektáronkénti fatérfogata
- Fő- és mellék fafajok elegyaránya: bükk, kocsánytalan tölgy, csertölgy, molyhos tölgy, gyertyán, mezei juhar, és egyéb fa- és cserjefajok elegyaránya (egyéb fafajok pl.: korai és hegyi juhar, virágos és magas kőris, barkócaberkenye, madárcseresznye, sajmeggy, egyéb cserjefajok: galagonyák, húsos som, cserszömörce)
- Fekvő holtfák és -cserjék mennyiségi változói: fekvő holtfa fatérfogata

Ha mindegyik változóra lefuttatjuk a PCA-t, akkor az első három komponens kumulatív variációjaként összesen 50,9%-ot kapunk. Ennek az elemzésnek 1-2 komponense között sok változó erős korreláltságot mutat. A továbbiakban igyekeztem a változók számát optimálisra szűkíteni, majd több verzió elkészítését követően a „v12”-es bizonyult a legjobbnak, ahol az elemzésben részt vevő változók számát kevéssel csökkentettem, ugyanakkor az első három komponens kumulatív variációja így is magasabb százalékot mutatott (26. ábra). Ebben a verzióban 14 változó szerepel, ami a különböző szintek borítása, a lékesség, az élőfák hektáronkénti törzsszáma, az élőfák fatérfogata és körlapösszege, a fekvő holtfák fatérfogata, fő- (bükk, kocsánytalan tölgy, molyhos tölgy, csertölgy) és elegyfa-fajok (gyertyán, mezei juhar) elegyaránya. Az első három komponens és a faállomány-szerkezeti változók összefüggéseit a 27, 28, 29. ábrák szemléltetik.



26. Ábra: A V12 elemzésben összesen 14 változó szerepel, a 233 MVP adatai alapján. Az első három komponens kumulatív variáciája 55.6%

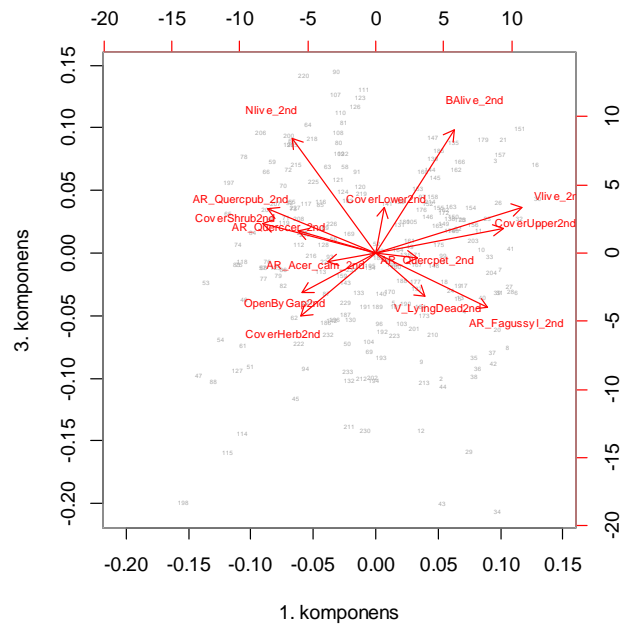
A PCA- „V12” –es verzió eredménye szerint az első három komponensek:



27. ábra: Az első két komponens összefüggései

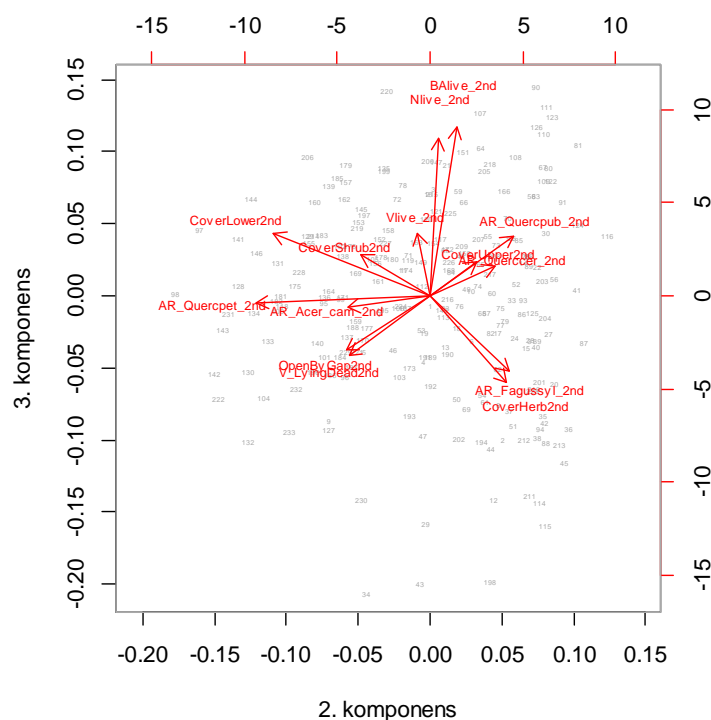
Az első két komponens összefüggései szerint a többváltozós téren belül az domináns fafajok; a bükk, a kocsánytalan tölgy és a molyhos tölgy elegyaránya jelenti a súlypontokat és a legerősebb szignifikanciát. Erős korrelációt mutat a cser és a molyhos tölgy elegyaránya és a

gyepszint borítása szintén együtt áll a két fafajjal. Az élőfák körlapösszege és a felső lombkoronaszint borítása között szintén szoros az összefüggés, és ebbe a változócsoportha tartozik a bükk elegyaránya is, míg a kocsánytalan tölgy a második lombkoronaszint borítottságával áll erős kapcsolatban. A lombkorona záródása, a cserjeszint borítottsága és a mezei juhar elegyaránya között szintén szorosabb kapcsolat áll fenn. Az 1. komponens tengelyén az élőfák hektáronkénti törzsszáma és fatérfogata egymással szemben állnak a többi változócsoporthól elkülönülve.



28. ábra: Az 1. és 3. komponens összefüggései

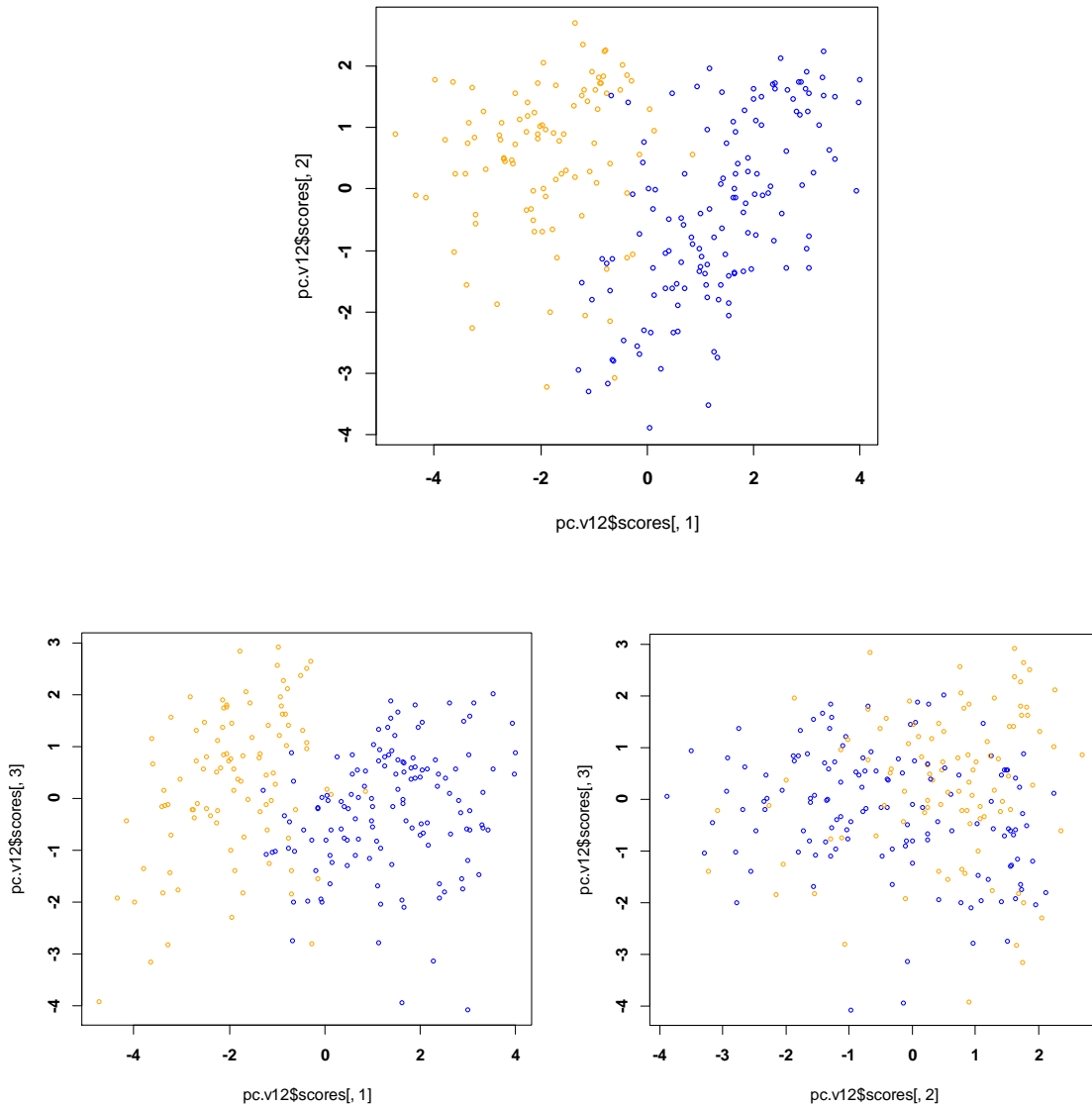
Az első és a harmadik komponens összefüggéseiből látható, hogy a fő súlypontokat az élőfák hektáronkénti törzsszáma, körlapösszege és fatérfogata képviseli. Erős a kapcsolat a cserjegyaránya és a cserjeszint borítottsága között, de ebbe a csoportba tartozik a molyhos tölgy elegyaránya is. Ezekkel a változókkal szemben helyezkedik el a bükk elegyaránya és a fekvő holtfa fatérfogata. A felső lombkoronaszint borítottsága és az élőfák térfogata ugyan nem kapcsolódik szorosan, de vektorjaik egymás közelében helyezkednek el. Kiemelhető még a lékesség és a lágyszárú szint borítottságának a kapcsolata.



29. ábra: A 2. és 3. komponens összefüggései

A második és harmadik komponens összefüggései szerint a többváltozós tér súlypontjait többek között a második lombkoronaszint borítottsága, gyepszint borítottság, kocsánytalan tölgy és bükk elegyaránya, az élőfák hektáronkénti törzsszáma és körlapösszege jelenti. A lékesség és a fekvő holtfa mennyisége közötti korreláció erős, csakúgy, mint a mezei juhar és kocsánytalan tölgy elegyaránya, valamint a molyhos tölgy és cser elegyaránya közötti, a bükk elegyaránya a gyepszint borítással mutat erős korrelációt. Szintén szoros összefüggés áll fenn a hektáronkénti törzsszám és a körlapösszeg között, de ebbe a csoportba tartozik még a fatérfogat is.

A PCA - v12- verzió 1-3 komponenseinek plot ábráin az MVP-eket a bükkösöket és gyertyános-tölgyeseket magába foglaló „üde” (kék) és a cseres-tölgyeseket és molyhos-tölgyeseket tartalmazó „száraz” (narancssárga) erdőtypusok szerint színeztem. A két típus jól láthatóan elkülönül egymástól a faállomány-szerkezeti jellemzőiben. Az MVP-k kisebb része átmeneti jellegű néhány különálló ponttal, amelyek fajösszetételét külön is ellenőriztem az adatbázisban. Az erdőtypusokba történő kategorizálás helyesnek bizonyult, de vannak olyan esetek (pl.: az 1-2 komponens esetén a hegygerincek közelében lévő magas kőris által uralt állományok, vagy azok a cseres-tölgyesek amelyekbe gyertyán vegyül elegyfaként), amelyek szerkezete egyaránt mutatja a száraz és üde erdőtypus jegyeit (30. ábra). (További részletes ábrák a 7. sz. mellékletben találhatóak)

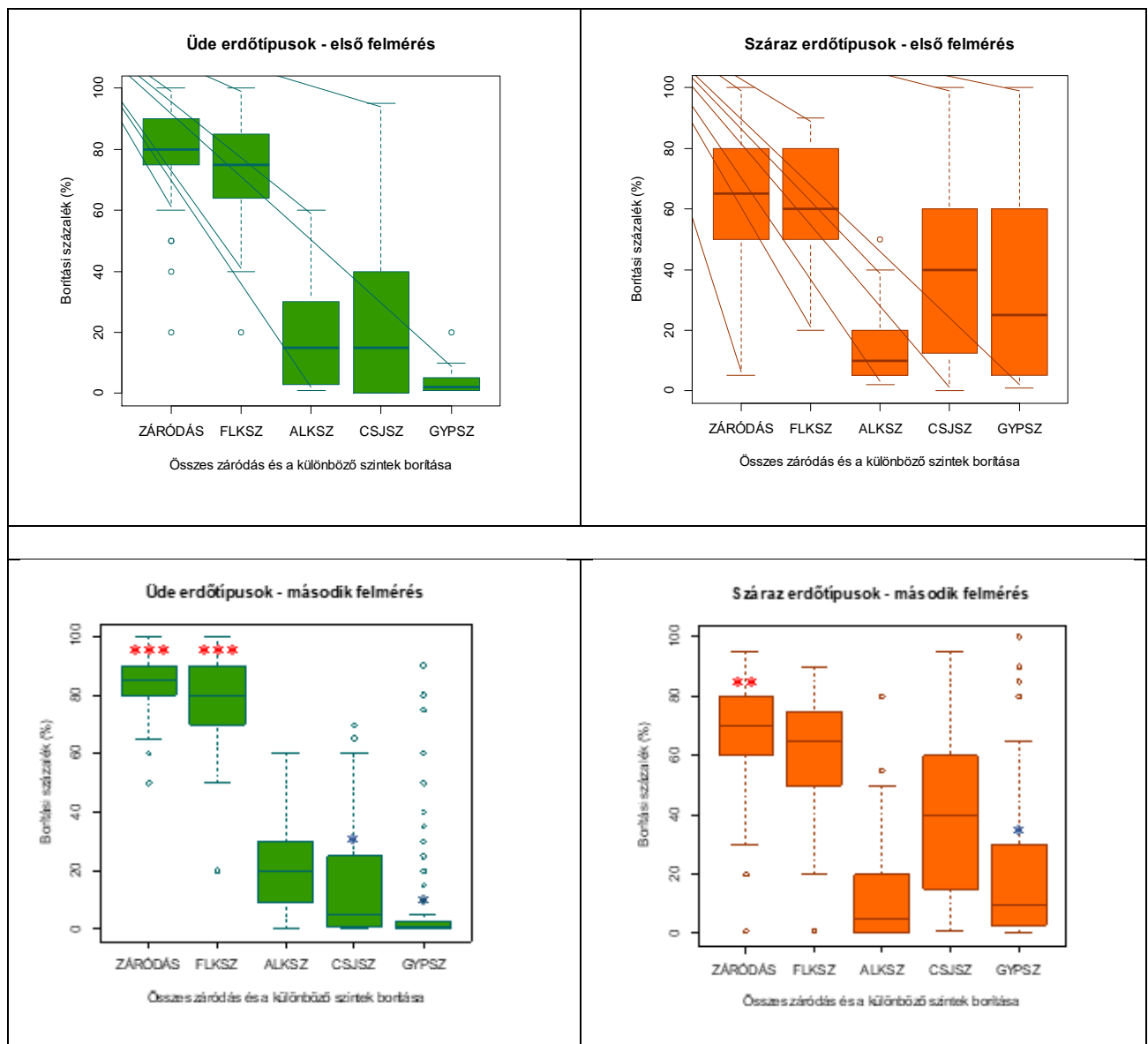


30. ábra: A v12 PCA 1-2, 1-3 és 2-3 komponenseinek plot ábrái a száraz (CST és MOT - narancssárga) és üde (B és GYT - kék) erdőtypusokkal.

4.2.2. Faállomány-szerkezet változása üde és száraz erdőtípusokban

4.2.2.1. Záródás és a különböző szintek borításának változása a két felmérés közötti időszakban

Az erdőrezervátumok korábbi alapállapot-felméréskor tapasztalható záródás-értékek és a szintek boritottsága a várakozásainknak megfelelően jelentősen különbözött az üde és a száraz erdőtípusokban, azonban a két felmérés között ezek az értékek csak kisebb változást mutattak. A bükkösökben és gyertyános-tölgyesekben az összes záródás értéke átlagosan 15%-kal nagyobb a cseres-tölgyesek és molyhos-tölgyesek lazább és felnyiltabb szerkezetű állományainál. Az összes záródás nagy részét főként a domináns fafajokból álló felső-lombkoronaszint teszi ki, az alsó-lombkoronaszintet üde erdők esetében a gyertyán és egyéb elegy fafajok, míg száraz erdők esetében a mezei juhar és egyéb fa-és cserjefajok alászorult egyedei uradják (31. ábra).



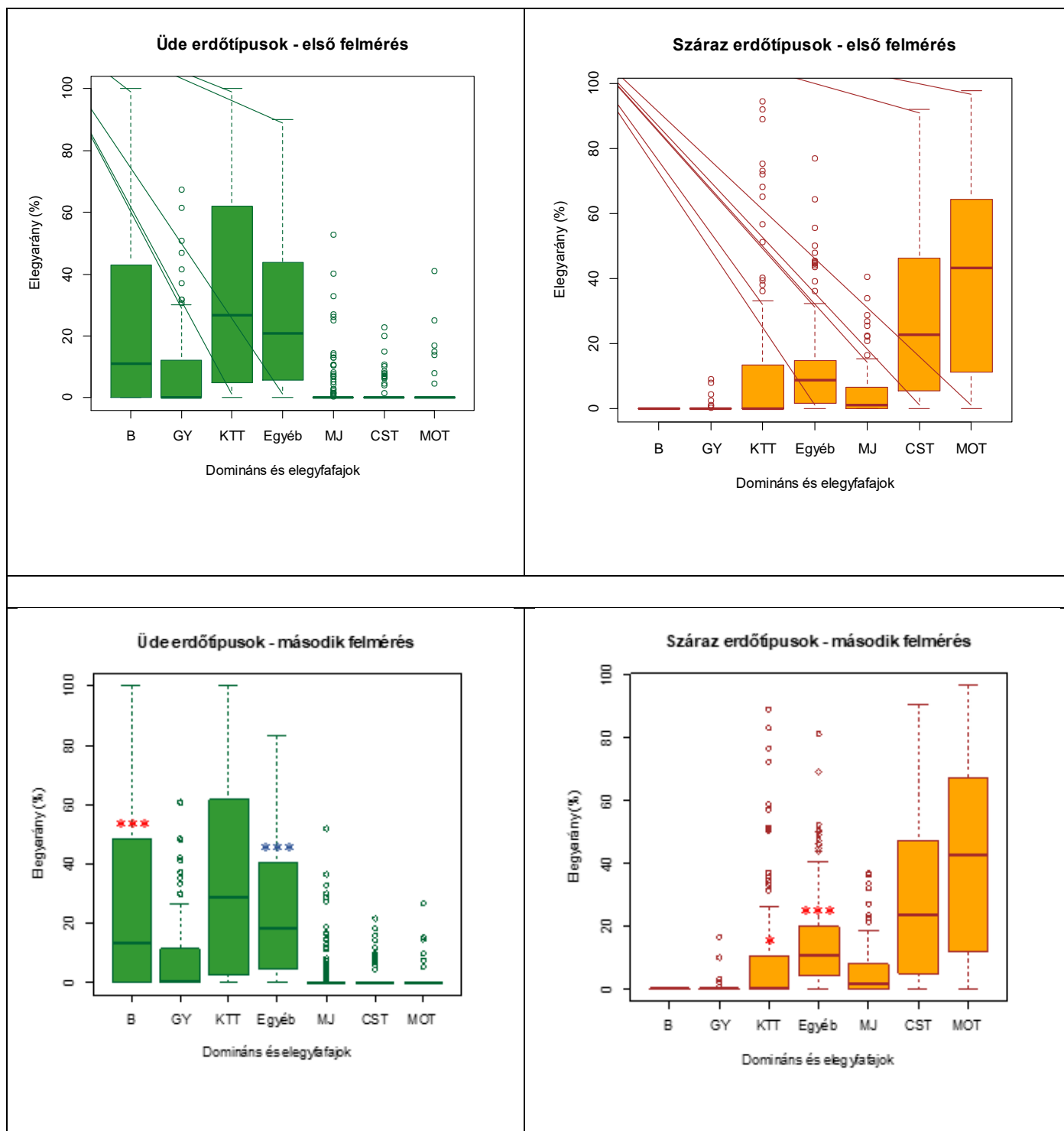
31. ábra: Záródás változása üde és száraz erdőtípusok esetében az 1. és 2. felmérések között

Az MVP-k újra-felmérése során az üde típusok összességében jobban záródtak, felső- és alsó lombkoronaszintjük borítása növekedett a két felmérés közötti időszakban. A száraz tölgyesek állományaiban is tapasztalható, a lombkoronaszintek borításának növekedése, amit sok esetben az elegyfajok feltörő egyedei tesznek ki. A bükkös és gyertyános-tölgyesek cserjeszintje a két felmérés között csökkent, a cseres-tölgyes és molyhos-tölgyes állományok esetében a cserjeszint nem változott a korábbihoz képest. A gyepszint borítása csökkent, ami a lékek záródásával, vagy a cserjeszint sűrűségének növekedésével hozható összefüggésbe.

4.2.2.2. Állományalkotó- és elegy fafajok elegyarányának változása a két felmérés közötti időszakban

Az adatelemzés során a fő állományalkotó fafajok (B – bükk, KTT – kocsánytalan és kocsányos tölgytölgy, CST – csertölgy, MOT – molyhos tölgy), elegy fafajok (GY-gyertyán, MJ – mezei juhar) és egyéb, ritkább elegy fafajok és cserjék elegyarányát hektáronkénti körlepösszegük számításával határoztam meg. Utóbbi esetben összevont csoportot alkalmaztam, az „egyéb” kategória magában foglalja az állományba vegyülő kisszámú elegyfákat, mint a kőriseket, hársakat, korai és hegyi juhart, erdei fenyőt, közönséges nyírt, rezgőnyarat, sajmeggyet, madárcseresznyét, barkócaberkenyét és égert, és ide tartoznak a cserjék is: húsos som, mogyoró, galagonya fajok és cserszömörce. Első felméréskor az üde erdőtípusokban a bükk és a kocsánytalan tölgy dominál, de az elegy fafajok magas aránya is jellemző. Üde erdőkben a gyertyánok aránya is jelentős, főként a kocsánytalan tölgygel kevert állományokban, ahol általában a második lombkoronaszintet alkotja. A mezei juhar az üde erőtípusokban alul marad a gyertyánnal és a többi fafajjal szemben. A száraz termőhelyek erdeinél azonban fordított a helyzet, itt a mezei juhar jut érvényre. Ezekben az erdőkben a molyhos-tölgy és a csertölgy meghatározó, a kocsánytalan tölgy elegyaránya elmarad hozzájuk képest. Ezek az állományok is bővelkednek elegy fafajokban és cserjékben, de az üde típusokhoz képest egyéb fafajok kisebb arányban vannak jelen.

Az eredményekből az látszik, hogy a felmérések közötti időszakban még nem következett be jelentős változás a fajok többségének elegyarányában. Az üde erdőkben a bükk dominanciája erősebb lett, a kocsánytalan tölgy szinte változatlan maradt. A gyertyán elegyaránya kis mértékben növekedett, a mezei juharéval együtt, ugyanakkor a többi elegyfaj láthatóan visszaszorult. A száraz erdőtípusokban mindegyik tölgyfaj esetében csökkenés tapasztalható, közülük is leginkább a kocsánytalan tölgy veszített dominanciájából. A tölgyesek egészében alig találhatóak fiatal egyedek, de a lékekben sem dominálnak. Ennek számos oka lehet a korábbi erdőgazdálkodás utóhatásától a túltartott vadállományig, vagy a tölgyek gyenge felújulásáig (pl.: tölgy-lisztharmattal fertőzött magoncok és facsemeték pusztulása, vagy a kompetícióban való alulmaradása). Az „egyéb” kategória a száraz erdőtípusoknál leginkább a húsos somot jelenti, ami nagy arányban foglalja el a kiligetesedő erdők, laza lombkoronájú állományainak lékeit. A somok árnyékoló lombja alatt nehezen jutnak érvényre a fiatal fák, ráadásul ezekben cserjésekben a vadhatás is erőteljesebb (32. ábra).



32. ábra: Üde és száraz erdőtipusok esetében bekövetkezett elegyarány-változások a felmérések közötti időszakban

Üde erdőtipusok esetében a bükk és az egyébfafajok mutatnak szignifikáns változást, míg a száraz erdőtipusoknál a kocsánytalan tölgy, mezei juhar és az egyéb fajok. Mindegyik erdőtípus záródásában szignifikáns különbségek vannak, de a szintezettségben az üde típusok felső lombkoronaszintjében tapasztalható jelentős változás, illetve a cserjeszintjük mutat gyengébb szignifikanciát. Az élőfák hektáronkénti törzsszáma a bükkös és gyertyános-tölgyes erdőtipusokban csökkent a felmérések közötti időszakban, míg száraz tölgyeseknél enyhén

növekedett. Utóbbi esetben többségében az elegy fafajok és cserjék regenerációja miatt. Mindkét típus hektáronkénti körlapösszege és fatérfogata csökkenést mutat, ami az üde erdőknél látványosabb. Összességében ezekben a változóknál az üde erdőtípusok fafajai mutatnak nagyobb változást, melyek közül a hektáronkénti törzsszám és körlapösszeg szignifikanciája erős (8. melléklet). A fekvőholtfák mennyisége mindegyik erdőtípusnál növekedett, de ennek mértéke nem jelentős (9. melléklet). Az elegyarányok közül a bükk és az egyéb fafajok kiemelkedőek, utóbbi csoport mindegyik erdőtípusnál sokat változott (33. táblázat).

Erdőtípus	FAÁSZ mutató	p-érték_1st2nd	1st2nd_szign.
üde	Záródás	0.00153	**
üde	Felső lombkoronaszint	0.00185	**
üde	Alsó lombkoronaszint	0.12150	-
üde	Cserjeszint	0.01121	*
üde	Lágyszárú szint	0.03014	*
üde	N élő	0.00148	**
üde	G élő	2.80E-06	***
üde	V élő	0.03927	*
üde	V fekvő holtfa	0.16680	-
üde	B elegyarány	1.43E-07	***
üde	KTT elegyarány	0.77540	-
üde	CST elegyarány	0.17300	-
üde	MOT elegyarány	0.05364	-
üde	GY elegyarány	0.14110	-
üde	MJ elegyarány	0.09125	-
üde	Egyéb elegyarány	4.20E-06	***
száraz	Záródás	0.00677	**
száraz	Felső lombkoronaszint	0.32570	-
száraz	Alsó lombkoronaszint	0.05622	-
száraz	Cserjeszint	0.56570	-
száraz	Lágyszárú szint	0.04149	*
száraz	N élő	0.13670	-
száraz	G élő	0.26910	-
száraz	V élő	0.25550	-
száraz	V fekvő holtfa	0.09188	-
száraz	B elegyarány	NA	-
száraz	KTT elegyarány	0.01348	*
száraz	CST elegyarány	0.41300	-
száraz	MOT elegyarány	0.05729	-
száraz	GY elegyarány	0.42780	-
száraz	MJ elegyarány	0.03085	*
száraz	Egyéb elegyarány	0.00041	***

33. táblázat: A vizsgált faállomány-szerkezeti változók p-értékei és szignifikancia szintjei az alapállapot-felmérés és az újra-felmérés adatait összevetve, üde és száraz erdőtípusokban. Erős szf. – $0,25 < p\text{-érték} < 0,05$ (***), közepes szf. – $0,01 < p\text{-érték} < 0,025$ (**), gyenge szf. – $p\text{-érték} < 0,01$ (*)

4.2.3. Faállomány-szerkezeti változók függése a klimatikus kitettségtől

A faállomány-szerkezet változóinak a klimatikus kitettségtől való függését üde és száraz erdőtípusok szerint vizsgáltam általános lineáris modellek segítségével. A kitettség az erdészeti aszályindex (FAI) értékeinek változását jelenti az alap- és újra-felmérést magába foglaló időszakban (1990-2020). A faállomány-szerkezeti tulajdonságok, két felmérés között bekövetkezett változásai nem mutatnak szignifikáns függést sem az erdőtípusoktól, sem a klimatikus kitettségtől. A GLM szerint mindössze az üde erdőtípusok gyepszintjének alakulása rendelkezik gyengébb, de szignifikáns függéssel a kitettségtől (34. táblázat).

Erdőtípus	FAÁSZ mutató	Erdőtípustól való függés		Klimatikus kitettségtől való függés	
		p-érték	szign	p-érték	szign
üde	Záródás	0.955	-	0.634	-
üde	Felső lksz	0.4804	-	0.9891	-
üde	Alsó lksz	0.8133	-	0.7637	-
üde	Cserjeszint	NA	NA	NA	NA
üde	Lágyszárú szint	0.0225	*	NA	-
üde	N_élő	0.6438	-	0.8279	-
üde	G_élő	0.167	-	0.283	-
üde	V_élő	0.175	-	0.288	-
üde	V_fekvőhf	NA	NA	NA	NA
üde	B elegyarány	NA	NA	NA	NA
üde	KTT elegyarány	NA	NA	NA	NA
üde	CST elegyarány	0.911	-	NA	NA
üde	MOT elegyarány	0.323	-	0.375	-
üde	GY elegyarány	NA	NA	NA	NA
üde	MJ elegyarány	NA	NA	NA	NA
üde	Egyéb elegyarány	NA	NA	NA	NA
száraz	Záródás	0.703	-	0.634	-
száraz	Felső lksz	0.9825	-	0.9891	-
száraz	Alsó lksz	0.9572	-	0.7637	-
száraz	Cserjeszint	NA	NA	NA	NA
száraz	Lágyszárú szint	0.6138	-	NA	-
száraz	N_élő	0.7087	-	0.8279	-
száraz	G_élő	0.664	-	0.283	-
száraz	V_élő	0.708	-	0.288	-
száraz	V_fekvőhf	NA	NA	NA	NA
száraz	B elegyarány	NA	NA	NA	NA
száraz	KTT elegyarány	NA	NA	NA	NA
száraz	CST elegyarány	0.935	-	NA	NA
száraz	MOT elegyarány	0.981	-	0.375	-
száraz	GY elegyarány	NA	NA	NA	NA
száraz	MJ elegyarány	NA	NA	NA	NA
száraz	Egyéb elegyarány	NA	NA	NA	NA

34. táblázat: A faállomány-szerkezeti változók függése a klimatikus kitettségtől

4.3. Populációbiológiai változók elemzése

4.3.1. A fafajok populáció-dinamikájának vizsgálatára kidolgozott keretrendszer

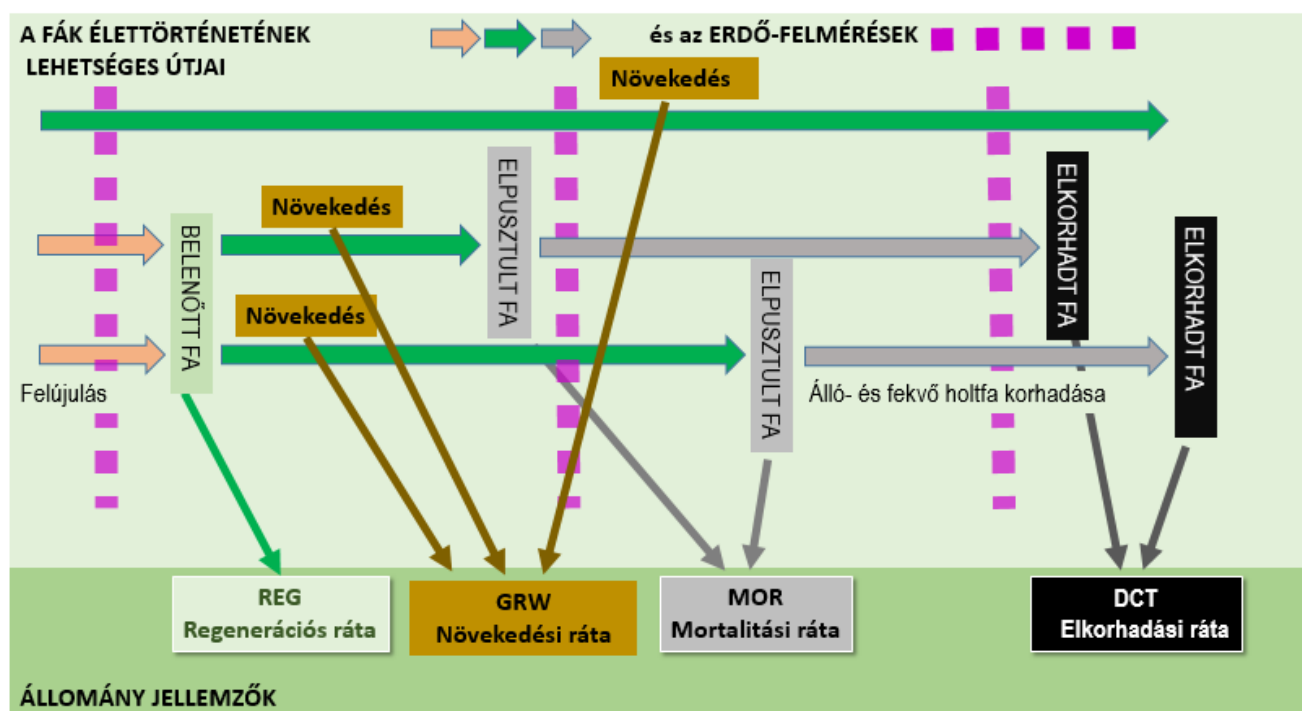
Az erdőrezervátumok újra-felmérését 2018-tól 2020 őszi végéig végeztük el, ami három vegetációs évet jelentett. Az alapfelmérések többnyire egymáshoz közeli években történtek, de bizonyos esetekben vannak nagyobb eltérések (pl.: Nagy Istrázsa-hegynél az újra-felmérés előtt csak 6 évvel zajlott le az alapfelmérés, Szalafőnél pedig néhány év különbséggel készült el az északi és déli erdőrészlet alapfelmérése). Az erődinamikai változók éves változásainak kiszámításakor a felmérések között eltelt időt nem naptári évek, hanem vegetációs évek szerint vettem figyelembe, vagyis az kora tavasztól őszi végéig tartó vegetációs periódusok számát használtam a képletekben. A fafajok és cserjék alapfelméréskor (t_0) és újra-felméréskor (t_1) mért mellmagassági átmérőjéből és a vegetációs évek számából megállapítható az állomány növekedésének mértéke. (Ez azért is fontos, mert például a véletlen hibákból eredő adathiány ennek segítségével korrigálható, azaz ha korábban kimaradt a felvételezésből egy faegyed átmérője, az rekonstrukciós eljárással pótolható.) A fafajok populációdinamikai folyamatainak vizsgálatához egy olyan keretrendszert dolgoztam ki, amelyben a faegyedeket élettörténeti szempontból (fázisok és fordulópontok szerint) kategorizáltam. Ezek a kategóriák hasonlóak a faállomány-szerkezetet leíró változókhoz (mint a sűrűség, elegyarány és dominancia), azonban az állomány és a fafajok dinamikájának jellemzéséhez a fatörténeti események összesített értékeiből kiszámított éves értékeket alkalmaztam, amelyeket hektáronkénti törzsám, körlapösszeg és fatérfogat segítségével fejeztem ki. A fák élettörténetének fázisait és fordulópontjait a 35. ábra szemlélteti (Szegeleti et al. 2023).

4.3.1.2. A fák élettörténeti fázisai

- A **növekedés**-kategóriába bele tartozik minden olyan élő fa és cserje, ami alap- és újra-felméréskor a minta részét képezte. Előfordulhat, hogy a belenövés történik “mintavételi körön kívülről”, vagyis az MVP-n kívül elhelyezkedő fa korábban nem érte el a szükséges kerületet és határtávolságot, újra-felméréskor viszont már a minta részét képezte vertikális növekedése miatt. Ebben az esetben is rekonstrukciót végzünk, átmérőjének gyarapodását viszont a “növekedés” élettörténeti fázishoz soroljuk, nem a regenerációhoz.
- A **mortalitás** kategóriába azokat az egyedeket soroljuk, amelyeket az alapfelméréskor még élőnek jegyeztek le, újra-felméréskor azonban holtfa, facsonk, vagy fekvő holtfaként. Ide soroljuk azokat az egyedeket is, amelyek “eltűntek”, vagyis korábban élőfák voltak, felmérésünkkel pedig valószínűleg kidőltek, és törzsük lejjebb csúszott a hegyoldalon, ami miatt nem tudtuk pontosan meghatározni helyzetüket. Előfordult olyan eset, amikor egy fiatal fa a két felmérés között mintába nőtt, de időközben el is pusztult. Ilyen helyzetben élettörténetét mortalitásként határozzuk meg, de az adatértékelés során a regeneráció és a mortalitás mennyiségében is beleszámítjuk.
- Az **elkorhadás** fázisában azok a holtfák vannak, amelyeket már a korábbi felméréskor is holtfaként vagy facsonkként regisztráltak, újra-felmérésünkkel facsonkként, álló-, vagy fekvő holtfaként felvételeztük. A holtfák kerülete sokszor csökkenést mutat a fatest korhadása és a kéregleválás miatt, vagy ellenkező esetben növekedést a széthasadás vagy a kéreg elválása miatt. Ide tartoznak a korábbi erdőgazdálkodásból megmaradt tuskók is.

4.3.1.3. Fa-életörténeti fordulópontok

- *Regenerációnak* vesszük, ha a fiatal fa korábban nem érte el azt a mellmagassági átmérőt, hogy mintába kerüljön, második felmérésünkör viszont már elérte az ehhez szükséges vastagságot. A vékony, alacsony kerületű egyedeknél a regeneráció életörténeti fázis meghatározása nem okoz nehézséget, de néhány esetben átmérő-rekonstrukcióval történő ellenőrzés szükséges annak megállapítására, hogy ténylegesen mintába nőtt, vagy mintavételi hibából adódóan kimaradt korábban. Az 5 cm mellmagassági átmérő elérésével, további újra-felmérésekkel követjük nyomon sorsának alakulását.
- Az *eltűnés* fordulópont: A holtfa teljes elkorhadását jelenti, amikor a fatest eggyé válik a talajjal, és felvételezéskor már nem azonosítható maximálisan korhadt holtfaként sem. Az eltűnés fordulópont nem megegyező azzal az esettel, amikor a korábban élőfaként felvételezett fa kidől, de a fekvő törzs visszakeresése nem sikerül terepi felvételezéskor (terepviszonyok miatti lecsúszás).



35. ábra: A fák életörténeti fázisait és eseményeit áttekintő keretrendszer

4.3.1.4. Az éves regeneráció, növekedés, mortalitás és elkorhadás számítása:

Az **éves regenerációs belenövés** számításával azt vizsgáljuk, hogy milyen sebességgel regenerálódik évente az adott fafaj populációja. (Cserjefajok esetében ez inkább a cserjék megerősödését jelenti). A vizsgált időszakban bekövetkezett regenerációt hektáronkénti

törzsszámmal fejezzük ki ($aN_{REG,t0t1}$), számításakor a felmérések között eltelt éveket is figyelembe vesszük:

$$aN_{REG,t0t1} = (N_{REG,t1} - 0) / t$$

ahol $N_{REG,t1}$ azoknak az élőfáknak a sűrűsége (törzsszám/ha/év), amelyek regenerációs élettörténeti fordulópontja következett be második felméréskor, t a vegetációs évek számát jelenti.

A **növekedés** számításával arra vagyunk kíváncsiak, hogy az adott f fajnak mennyi növedéke keletkezik évente hektáronkénti fatérfogatban kifejezve ($m^3/ha/év$). Számításakor a felmérések között eltelt éveket is figyelembe vesszük:

$$aV_{GRWT,t0t1} = (V_{GRWTt1} - V_{GRWTt0}) / t$$

ahol V_{GRWTt1} a második felméréskor felvételezett élőfák fatérfogata, V_{GRWTt0} az első felméréskor felvételezett élőfák fatérfogata, t a vegetációs évek számát jelenti.

A **mortalitás** számításával azt vizsgáljuk, hogy az adott faj mennyi egyede pusztul el évente. A vizsgált időszakban bekövetkezett mortalitást hektáronkénti törzsszámmal fejezzük ki ($m^3/ha/év$), számításakor a felmérések között eltelt éveket is figyelembe vesszük:

$$aN_{MORT,t0t1} = (N_{MORT,t1} - 0) / t$$

ahol $N_{MORT,t1}$ azoknak az élőfáknak a sűrűsége, amelyek mortalitása következett be a felmérések közötti időszakban, t a vegetációs évek számát jelenti.

A **elkorhadás** számításával azt vizsgáljuk, hogy mennyivel csökken a korhadó fa térfogata évente. A vizsgált időszakban bekövetkezett korhadás mértékét holtfakészlettel ($m^3/ha/év$) fejezzük ki ($aV_{DYCN,t0t1}$), a felmérések között eltelt éveket ebben az esetben is figyelembe vesszük:

$$aV_{DYCN,t0t1} = (V_{DYCNt1} - V_{DYCNt0}) / t$$

ahol V_{DYCNt1} a második felméréskor felvételezett korhadó holtfák fatérfogata, V_{DYCNt0} az első felméréskor felvételezett korhadó holtfák fatérfogata, t a vegetációs évek számát jelenti.

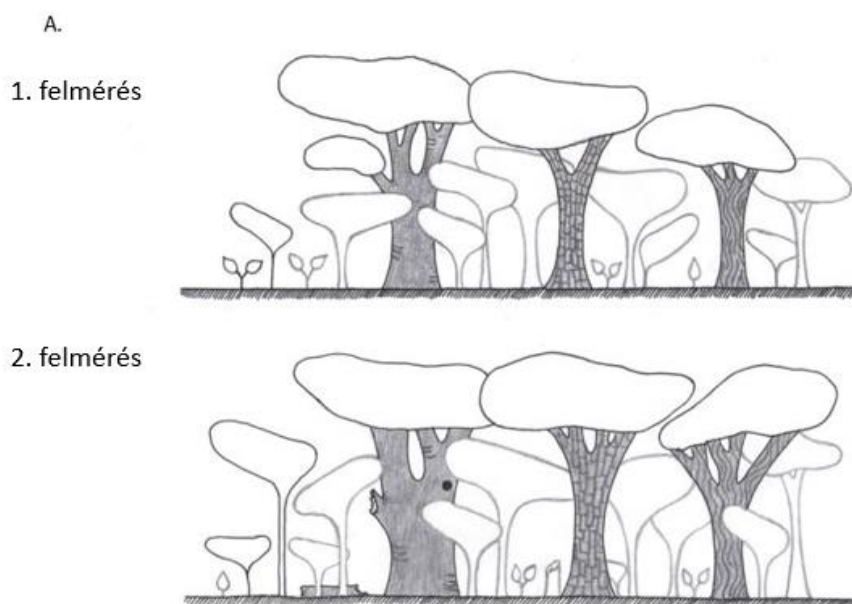
4.3.2. A felmérések között bekövetkezett élettörténeti változások a felmért fák és cserjék esetében

A második felmérés során az egyedek 7%-a (516 fa) képviselte a regenerációt, amelyek többségét a Várhegy ER-ben felvételeztük cseres-tölgyes molyhos-tölgyes és gyertyános tölgyes erdőtípusokban. Ennek nagy része az állomány kiligettedése során megjelenő elegy fajok és cserjék, amelyek eloszlása főként a lékekben összpontosul. A Mintavételi pontok számához képest a Szalafő Er-nél is jelentős a regenerációs szakaszban lévő fák aránya, de itt elsősorban a gyertyán fiatal egyedeire kell gondolni. A fák legnagyobb része, 70%-a (5305 fa) a növekedés kategóriába tartozik, amiben azok az egyedek is benne vannak, amelyek adatfelvételi hiba miatt korábban kimaradtak, vagy vastagsági növekedésük szerint második felméréskor kerültek mintába, így rekonstruált átmérővel rendelkeznek. A legtöbb növekedés kategóriával felvételező egyed a molyhos-tölgyesekben található, ahol a cserjék és elegy fajok nagyobb sűrűséggel vannak jelen. Bükkösökben a vastag fák térfoglalása és árnyékolása miatt kevesebb élőfát mértünk fel, azonban ebből az erdőtípusból egyébként is valamivel kevesebb minta származik. A növekvő egyedek

némelyikének időközben megváltozott a szociális helyzete (pl.: alászorult egyed elérte a lombkoronaszintet) és az egészségi állapota (pl.: korábbi betegsége meggyógyult, vagy ellenkezőleg, sérülést szerzett). A halálozás összesen 677 fánál, az esetek körülbelül 20%-ban következett be. Ide tartoznak azok a ritka élettörténetek is, amikor a fiatal fa a két felmérés között mintába nőtt, de ugyanakkor el is pusztult (6 fa, 0,08%). A mortalitás közelítően egyenlő arányban jelenti az álló holtfaként történő elszáradást, facsonkká törést vagy kidőlést. Összesen 795 holtfának jegyeztük le a degradációs fázisát, de ez magában foglalja a korábbi erdőgazdálkodásból visszamaradt tuskókat is (214 db). Az első felméréskor is álló holtfaként felvételezett fák kisebb része még mindig álló holtfa előrehaladottabb korhadási állapotban, vagy tovább töredezett facsonkká, nagyobb része pedig kidőlt. Kevés esetet regisztráltunk „eltűnt”-ként, ami kategorizálásunkban a teljes degradációt jelenti, nem a terepviszonyok miatt elvesztett törzseket. Az eltűnés vagy teljes elkorhadás általában az állomány gyérülése során kisselektálódott fiatal fákkal történt, amelyek már az első felméréskor is holtfaként szerepeltek a mintában (6. sz. melléklet)

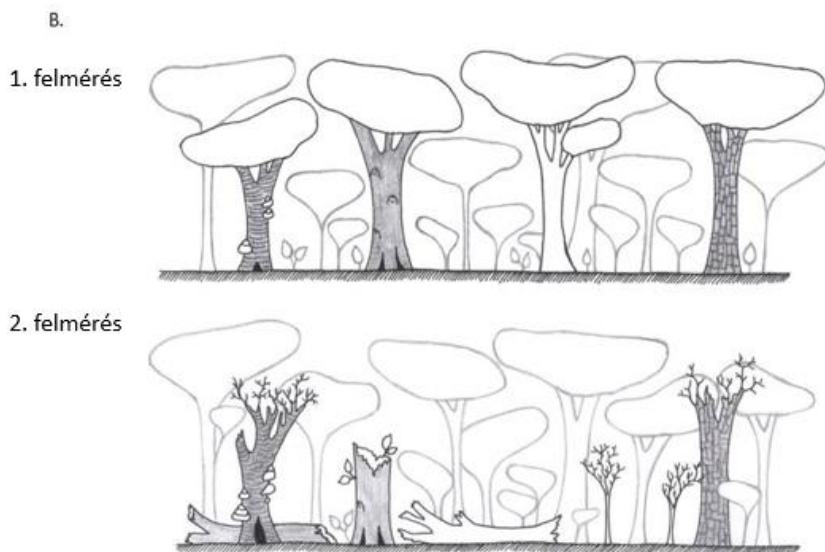
4.3.1.6. A fák élettörténeti osztályozásának bemutatása és az állománydinamika jellemzői

Azokat a fiatal fákat, amelyek elérték az 5cm-es mellmagassági átmérőt, regenerációs belenövésnek nevezzük. A fák többsége már az első felméréskor is mintában volt és tovább növekedett. A fiatalabb fák a vertikális növekedésbe fektetnek sok energiát, hogy minél hamarabb elérjék a lombkoronaszintet és termőre forduljanak (36. ábra).



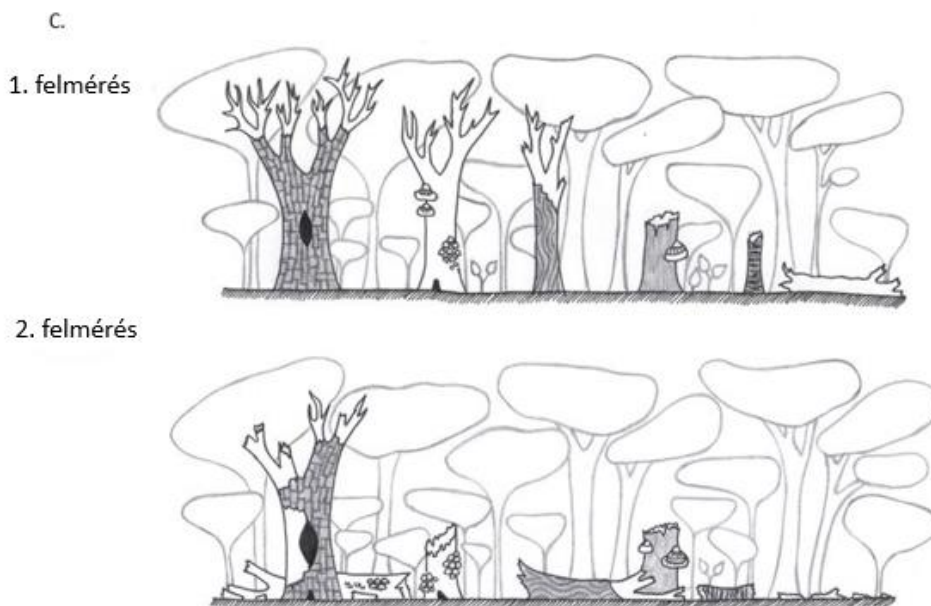
36. ábra: Belenövés, vastagsági és magassági növekedés

Azok a fák, amelyek első felméréskor éltek, de alászorult vagy közbeszorult szociális helyzetben voltak gyakran elpusztultak és elkezdődött biodegradációjuk. Az elpusztult fákat álló holtfaként facsonkként és fekvő holtfaként kategorizáljuk (37. ábra).



37. ábra: Leggyakoribb halálozási események

Azonak a fáknak, amelyeket már első felméréskor holtfaként felvételeztük, a degradációs, vagyis elkorhadási szakaszuk előre haladt. Ezek többségében állóholtfák voltak, amelyek tovább korhadtak, letörték vagy időközben kidőltek. Ez az élettörténeti fázis a teljes eltűnésig tart, vagyis amíg a fatest egyé nem válik a talajjal (38. ábra).



38. ábra: A korhadási fázis



39. ábra: A fák élettörténeti fázisainak pillanatképe emberi hatástól mentes, erdőrezervátum magterületén található természetes állományban (Fényi-erdő Erdőrezervátum, 2019, Fotó: Vig Ákos)

4.3.2. Fafajok éves populáció-biológiai folyamatainak értékelése

Azoknak a fajoknak értékeltem külön az éves populáció-biológiai folyamatait, amelyek leggyakrabban szerepeltek a mintavételi pontokban. A szórványosan előforduló fa- és cserjefajokat összevontam és az „egyéb” csoportban összegeztem a hozzájuk tartozó számításokat. Az éves regenerációt hektáronkénti törzsszámmal fejeztem ki, melynek átlagát, szórását és az adott faj előfordulásait (esetszám) a 40. ábra mutatja be. A fajok közül a húsos som és a közönséges mogyoró regenerációja kiemelkedő (de a húsos som esetében 72, míg a közönséges mogyorónál csak 16 esetről beszélünk), valamint a cseregalagonyáé, egybibés galagonyáé és mezei juharé (utóbbinál 95 az esetek száma). A cserjék esetében fontos megjegyezni, hogy inkább „megerősödéstről” beszélhetünk, mint belenövési regenerációról. (A mintavételi módszertant elsősorban a fák átmérőnövekedésére dolgoztuk ki, fafajoknál a regeneráció tényleges belenövést jelent, vagyis azt az eseményt, amikor a fiatal fa átmérője átlépi a mintába-kerüléshez szükséges méretet.) A főfafajok közül a bükk és a gyertyán éves regenerációja megemlíthető (bükk: 92, gyertyán: 72 esetszám), a tölgyfajok azonban alig regenerálódtak a felmérések közötti időszakban.

REGENERÁCIÓ (tő/ha/év)				
	Faj	Átlag	Szórás	Esetszám
Felső lombkoronaszint	B	1,5	3,0	92
	CS	0,0	0,3	97
	MOT	0,1	0,5	90
	KST	0,0	0,0	26
	KTT	0,0	0,0	138
	HJ	0,0	0,0	12
	KJ	0,0	0,0	25
	MK	1,9	4,7	24
	KH	2,6	5,2	23
	NH	0,2	0,7	17
	EF	0,0	0,0	24
	LF	0,1	0,6	21
	RNY	0,0	0,0	13
	Alsó lombkoronaszint	CSNY	0,2	0,7
BABE		0,0	0,0	22
GY		2,9	6,4	76
MJ		3,0	6,5	95
NYI		0,0	0,0	41
SM		0,0	0,0	21
VK		0,0	0,0	20
Cserjék	CSGAL	4,3	3,5	6
	EGG	3,7	6,5	50
	HUSO	7,4	7,5	72
	MOGY	10,6	15,0	16
Egyéb fa- és cserjefajok	Egyéb fa- és cserjefajok	0,9	3,4	35

40. táblázat: Fa- és cserjefajok éves regenerációjának átlagértékei, szórása és esetszáma

Az éves növekedés átlagai alapján elmondható, hogy az állományalkotó fafajok esetében következett be a legnagyobb változás a felmérések közötti időszakban, elegy fafajok közül a virágos kőris kiemelhető, de az említett fafajok mellett a cserjeszint erősödése is kimutatható. Legnagyobb esetszámmal a kocsánytalan tölgy (138), csertölgy (97), bükk (92) és molyhos tölgy (90) rendelkezik. Az éves növekedést fatérfogásban adtam meg, értékeit a 41. táblázat mutatja be.

NÖVEKEDÉS (m³/ha/év)				
Faj		Átlag	Szórás	Esetszám
Felső lombkoronaszint	B	1,7	1,9	92
	CS	0,7	1,1	97
	MOT	1,0	1,7	90
	KST	1,0	1,4	26
	KTT	1,8	2,6	138
	HJ	0,2	0,6	12
	KJ	0,4	0,8	25
	MK	0,3	0,5	24
	KH	0,6	0,7	23
	NH	0,2	0,5	17
	EF	0,7	1,1	24
	LF	0,3	0,7	21
	RNY	0,1	0,5	13
	Alsó lombkoronaszint	CSNY	0,2	0,2
BABE		0,1	0,2	22
GY		0,6	1,0	76
MJ		0,5	0,9	95
NYI		0,0	0,0	41
SM		0,4	0,6	21
VK		1,0	1,2	20
Cserjék	CSGAL	0,5	0,7	6
	EGG	0,1	0,1	50
	HUSO	0,2	0,3	72
	MOGY	0,1	0,1	16
Egyéb fajok	Egyéb fa- és cserjefajok	0,1	0,3	35

41. táblázat: Fa- és cserjefajok éves növekedésének átlagértékei, szórása és esetszáma

Az éves mortalitás átlaga a közönséges nyírnél (41 esetből), közönséges mogyorónál (16 eset) és a cseregalagonyánál (6 eset) a legmagasabb, a kislevelű hárs (23), korai juhar és csertölgy (97) esetében a legalacsonyabb. A főfafajok közül amelyhos tögy átlagos éves mortalitása a legmagasabb, a többi állományalkotó fafajé, közel azonos, leszámítva a csertölgyet. A mortalitást hektáronkénti törzsszámmal fejeztem ki, adatait a 42. táblázatban foglaltam össze.

MORTALITÁS (tő/ha/év)				
Faj		Átlag	Szórás	Esetszám
Felső lombkoronaszint	B	1,5	3,8	92
	CS	0,6	1,5	97
	MOT	2,1	4,1	90
	KST	1,8	1,8	26
	KTT	1,6	2,3	138
	HJ	0,2	0,6	12
	KJ	0,4	1,3	25
	MK	1,9	5,5	24
	KH	0,0	0,0	23
	NH	1,3	3,2	17
	EF	1,9	2,6	24
	LF	0,3	0,7	21
	RNY	1,6	2,2	13
	Alsó lombkoronaszint	CSNY	0,8	1,3
BABE		1,0	2,0	22
GY		2,6	5,1	76
MJ		1,8	3,2	95
NYI		2,6	3,3	41
SM		1,8	2,5	21
VK		1,3	4,6	20
Cserjék	CSGAL	6,7	9,7	6
	EGG	2,0	4,0	50
	HUSO	1,9	4,8	72
	MOGY	4,4	7,0	16
Egyéb fajok	Egyéb fa- és cserjefajok	1,0	1,7	35

42. táblázat: Fa- és cserjefajok éves mortlitásának átlagértékei, szórása és esetszáma

A holtfák éves elkorhadása a közönséges nyírnél (41 esetből) és a lucfenyőnél (21 esetből) a legmagasabb, ahogy a 43. táblázatból is látszik. Itt fontos megjegyezni, hogy a mintavételezés módszertani fejlesztése az újra-felméréskor történt meg, vagyis az elkorhadás számításához még nem álltak rendelkezésre a fekvő holtfák adatai. Ezt a változót az álló holtfák, facsonkok alapján számoltam, tehát az értékek alulbecsültek, a jövőben kiegészítendőek a felmérés során lejegyzett fekvőholtfák adataival. Az elkorhasás éves mértékét hektáronkénti fatérfogattal fejeztem ki.

ELKORHADÁS (m³/ha/év)				
Faj		Átlag	Szórás	Esetszám
Felső lombkoronaszint	B	0,0	0,1	92
	CS	0,0	0,1	97
	MOT	0,2	0,5	90
	KST	0,0	0,1	26
	KTT	0,0	0,3	138
	HJ	0,0	0,0	12
	KJ	0,0	0,0	25
	MK	0,0	0,0	24
	KH	0,0	0,0	23
	NH	0,0	0,0	17
	EF	0,0	0,1	24
	LF	0,1	0,3	21
	RNY	0,0	0,2	13
	Alsó lombkoronaszint	CSNY	0,0	0,0
BABE		0,0	0,1	22
GY		0,0	0,1	76
MJ		0,0	0,0	95
NYI		0,2	0,2	41
SM		0,0	0,1	21
VK		0,0	0,1	20
Cserjék	CSGAL	0,0	0,0	6
	EGG	0,0	0,0	50
	HUSO	0,0	0,0	72
	MOGY	0,0	0,0	16
Egyéb fajok	Egyéb fa- és cserjefajok	0,0	0,0	35

43. táblázat: Fa- és cserjefajok éves elkorhadásának átlagértékei, szórása és esetszáma

4.3.3. A fajcsoportok éves populáció-biológiai folyamatainak értékelése, erdőtípusok összehasonlításával

A felmért fa- és cserjefajok éves regenerációja, növekedése, mortalitása és korhadása különböző fajcsoportok szerint vizsgáltam, amit a felmért egyedek állományban betöltött szerepe alapján határoztam meg. A felső lombkoronaszint fafajait (főfafajok) a magas növekedésű és domináns fajok képviselik, az alsó lombkoronaszinthez az alacsony növekedésű és elegy fafajok (mellékfafajok), cserjeszinthez csak a cserjefajok tartoznak. Elemzésem során a négy erdőtípus folyamatait hasonlítottam egymáshoz. A regeneráció és mortalitás mértékegységeként a hektáronkénti törzsszámot alkalmaztam, a növekedést és elkorhadást a hektáronkénti fatérfogat segítségével fejeztem ki (10. melléklet). A szignifikancia mértékét (Erős szf. – $0,25 < p\text{-érték} < 0,05$ (***) , közepes szf. – $0,01 < p\text{-érték} > 0,025$ (**), gyenge szf. – $p\text{-érték} < 0,01$ (*)), a p-értéket és az éves értékek egymáshoz viszonyított változását az alábbi táblázatokban összegeztem.

4.3.2.1. Regeneráció alakulása a felmérések közötti időszakban

A felső lombkoronaszint regenerációjában erős szignifikáns különbség van a molyhos-tölgyes erdőtípus és a bükkös és gyertyános-tölgyes erdőtípusok között, az üde típusok regenerációja nagyobb a főfafajok esetében. A gyertyános-tölgyes és cseres-tölgyes közötti különbség is szignifikáns, de itt is az üde típusnál nagyobb a hektáronkénti törzsszám mennyisége (44. ábra).

RegNYearlyUpTr				
	B	GYT	CST	MOT
B		-	-	*** B>MOT
GYT	-		* GYT>CST	*** GYT>MOT
CST	-	0.03595		-
MOT	0.0006231	1.247e-06	-	

44. ábra: A felső lombkoronaszint regenerációjának erdőtípusok közötti különbségei

Az alsó lombkoronaszint fafajainak regenerációjában szignifikáns különbség van a gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek között, ahol az előbbinél jeletősen nagyobb az értéke. A száraz típusok közül azonban a cseres-tölgyeseknél magasabb a hektáronkénti törzsszám, mint a molyhos-tölgyeseknél. További magas szignifikancia a bükkösök és gyertyános-tölgyesek valamint bükkösök és cseres-tölgyesek között tapasztalható (45. ábra).

RegNYearlyLoTr				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	*** GYT>B	*** CST>B	-
GYT	1.548e-05	/	-	*** GYT>CST
CST	7.57e-05	-	/	*** CST>MOT
MOT	-	2.005e-07	0.0001466	/

45. ábra: Az alsó lombkoronaszint regenerációjának erdőtípusok közötti különbségei

A cserjeszint fajainak regenerációja bükkösök esetében a legkisebb, és molyhos-tölgyeseknél a legnagyobb. Utóbbi erdőtípus szignifikáns eltérést mutat az üde erdőtől, de kevésbé tér el a cseres-tölgyes állománytól. A cseres-tölgyesek cserjeszintjének regenerációja szignifikánsan nagyobb az bükkös erdőtípusnál, akárcsak a molyhos-tölgyesé (46. ábra).

RegNYearlySh				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	* GYT>B	*** CST>B	*** MOT>B
GYT	0.02505	/	-	-
CST	0.004642	-	/	-
MOT	0.006349	-	-	/

46. ábra: A cserjeszint regenerációjának erdőtípusok közötti különbségei

Az összes fa- és cserjefaj regenerációjában mindegyik erdőtípus szignifikáns különbséget mutat a bükkösöktől, ahol a hektáronkénti törzsszám a legalacsonyabb. A változó hektáronkénti törzsszámának átlaga a cseres-tölgyesnél és a gyertyános-tölgyesnél a legnagyobb, de a molyhos-tölgyes sem marad le sokkal az előbbi típusoktól (47. ábra).

RegNYearlyAll				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	*** GYT>B	*** CST>B	*** MOT>B

GYT	1.736e-07		-	-
CST	3.839e-08	-		-
MOT	2.969e-07	-	-	

47. ábra: Az összes fafajcsoport regenerációjának erdőtípusok közötti különbségei

4.3.2.2. Növekedés alakulása a felmérések közötti időszakban

A bükkösökben és gyertyános-tölgyesekben szignifikánsan nagyobb a felső lombkoronaszint fafajainak éves növekedése a molyhos-tölgyesekénél, de az üde erdőtípusok között nincs jelentős különbség. Ebben a fafajcsoportban a gyertyános-tölgyesek növekedése a cseres-tölgyesekhez képest is jelentősen nagyobb (48.ábra).

GrwthVYearlyUpTr				
	B	GYT	CST	MOT
B		-	-	*** B>MOT
GYT	-		*** GYT>CST	*** GYT>MOT
CST	-	0.00337		-
MOT	0.001929	5.116e-05	-	

48. ábra: A felső lombkoronaszint növekedésének erdőtípusok közötti különbségei

Az alsó lombkoronaszint növekedésében a gyertyános-tölgyes és molyhos tölgyes típus szignifikánsan eltér a bükköstől, de egymáshoz képest nem jelentősek a különbségeik. A cseres-tölgyesek elegyfajainak növekedése valamivel gyengébb eltérést mutat a bükkös típustól, a szignifikancia ebben az esetben nem áll fenn (49. ábra).

GrwthVYearlyLoTr				
	B	GYT	CST	MOT
B		* GYT>B	-	* MOT>B
GYT	0.03553		-	-
CST	-	-		-
MOT	0.04399	-	-	

49. ábra: Az alsó lombkoronaszint növekedésének erdőtípusok közötti különbségei

A cserjeszint növekedésében szignifikáns különbségek vannak az üde és száraz típusok között: a cseres- és molyhos-tölgyes állományok cserjeszintjének növekedése jelentősen felülmúlja a gyertyános-tölgyesekét és a bükkösökét. Azonban a két száraz típus is nagymértékben különbözik ebben a kategóriában, a cseres-tölgyes cserjefajok növekedése kisebb a molyhos-tölgyesekénél (50. ábra).

GrwthVYearlySh				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	-	-	** MOT>B
GYT	-	/	-	*** CST>GYT
CST	-	-	/	*** MOT>CST
MOT	0.01289	0.0006137	0.001433	/

50. ábra: A cserjeszint növekedésének erdőtípusok közötti különbségei

Mindegyik fafajcsoport növekedését figyelembe véve a legnagyobb különbségek a gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek növekedésének átlagában van, de ugyancsak szignifikáns a különbség a gyertyános-tölgyesek és molyhos-tölgyesek között is. A száraz erdőtípusok növekedése nem különbözik számottevően, de az üde típusokat illetően a gyertyános-tölgyesek növekedése jelentősebb a bükkösökénél (51. ábra).

GrwthVYearlyALL				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	* GYT>B	-	-
GYT	0.04211	/	*** GYT>CST	*** GYT>MOT
CST	-	0.007706	/	-
MOT	-	0.0003667	-	/

51. ábra: Az összes fafajcsoport növekedésének erdőtípusok közötti különbségei

4.3.2.3. Mortalitás alakulása a felmérések közötti időszakban:

A molyhos-tölgyesek fafajainak mortalitása a felső lombkoronaszint kategóriában jelentősen felül múlják az üde típusok. A másik száraz erdőtípushoz képest azonban nagyobb mortalitás következett be a molyhos-tölgyesekben a felmérések közötti időszakban (52. ábra).

MortNYearlyUpTr				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	-	-	** B>MOT
GYT	-	/	-	*** GYT>MOT
CST	-	-	/	* MOT>CST
MOT	0.02365	4.741e-06	0.02514	/

52. ábra: A felső lombkoronaszint mortalitásának erdőtípusok közötti különbségei

A második lombkoronaszint elegyfajainak mortalitása a molyhos-tölgyesekben jóval alacsonyabb mint a bükkösökben, de nincsenek szignifikáns különbségek a többi erdőtípus között (53. ábra).

MortNYearlyLoTr				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	-	-	** B>MOT
GYT	-	/	-	-
CST	-	-	/	-
MOT	0.01091	-	-	/

53. ábra: Az alsó lombkoronaszint mortalitásának erdőtípusok közötti különbségei

A cserjeszint mortalitását tekintve a molyhos-tölgyes erdőtípusok szignifikáns eltérést mutatnak a cseres-tölgyesektől. A többi erdőtípus között nincsenek jelentős eltérések, a gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek között áll fenn gyengébb szignifikancia (54. ábra).

MortNYearlySh				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	-	-	-
GYT	-	/	* GYT>CST	-
CST	-	0.02705	/	*** MOT>CST
MOT	-	-	0.009449	/

54. ábra: A cserjeszint mortalitásának erdőtípusok közötti különbségei

A felső- és alsó lombkoronaszint és cserjeszint összesített mortalitásában kisebb szignifikáns különbség csak a gyertyános-tölgyesek és a cseres-tölgyesek között van (55. ábra).

MortNYearlyALL				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	-	-	-
GYT	-	/	* GYT>CST	-
CST	-	0.03638	/	-
MOT	-	-	-	/

55. ábra: Az összes fafajsoport mortalitásának erdőtípusok közötti különbségei

4.3.2.4. Elkorhadás alakulása a felmérések közötti időszakban

A száraz erdőtípusok főfafajainak elkorhadásában nincs jelentős különbség, azonban a molyhos-tölgyesekben már szignifikánsan több a korhadó holtfaészlet az üde erdőtípusokhoz képest. A bükkösöknél az elkorhadási fázisban lévő fák fatérfogata nagyobb mint a gyertyános-tölgyesekében, de a két típus különbsége nem szignifikáns (56. ábra).

DcyngVYearlyUpTr				
	B	GYT	CST	MOT
B	/	-	-	*** MOT>B
GYT	-	/	-	***

				MOT>GYT
CST	-	-		-
MOT	0.0009424	0.0002936	-	

56. ábra: A felső lombkoronaszint elkorhadásának erdőtípusok közötti különbségei

Az alsó lombkoronaszint fafajainak elkorhadási fázisa a cseres-tölgyesek esetében a legkisebb és gyertyános-tölgyeseknél a legmagasabb, szignifikánsan a cseres-tölgyesek és molyhos tölgyesek különböznek a bükkösöktől (57. ábra).

DcyngVYearlyLoTr				
	B	GYT	CST	MOT
B		-	* CST>B	* MOT>B
GYT	-		-	-
CST	0.03602	-		-
MOT	0.04427	-	-	

57. ábra: Az alsó lombkoronaszint elkorhadásának erdőtípusok közötti különbségei

A cserjeszint fajainak elkorhadásában nincsenek jeletős különbségek az erdőtípusok között (58. ábra).

DcyVYearlySh				
	B	GYT	CST	MOT
B		-	-	-
GYT	-		-	-
CST	-	-		-
MOT	-	-	-	

58. ábra: A cserjeszint elkorhadásának erdőtípusok közötti különbségei

Az összes fa- és cserjefaj elkorhadása a molyhos-tölgyesekben a legnagyobb és a gyertyános-tölgyesekben a legkisebb, a két erdőtípus különbsége szignifikáns (59. ábra).

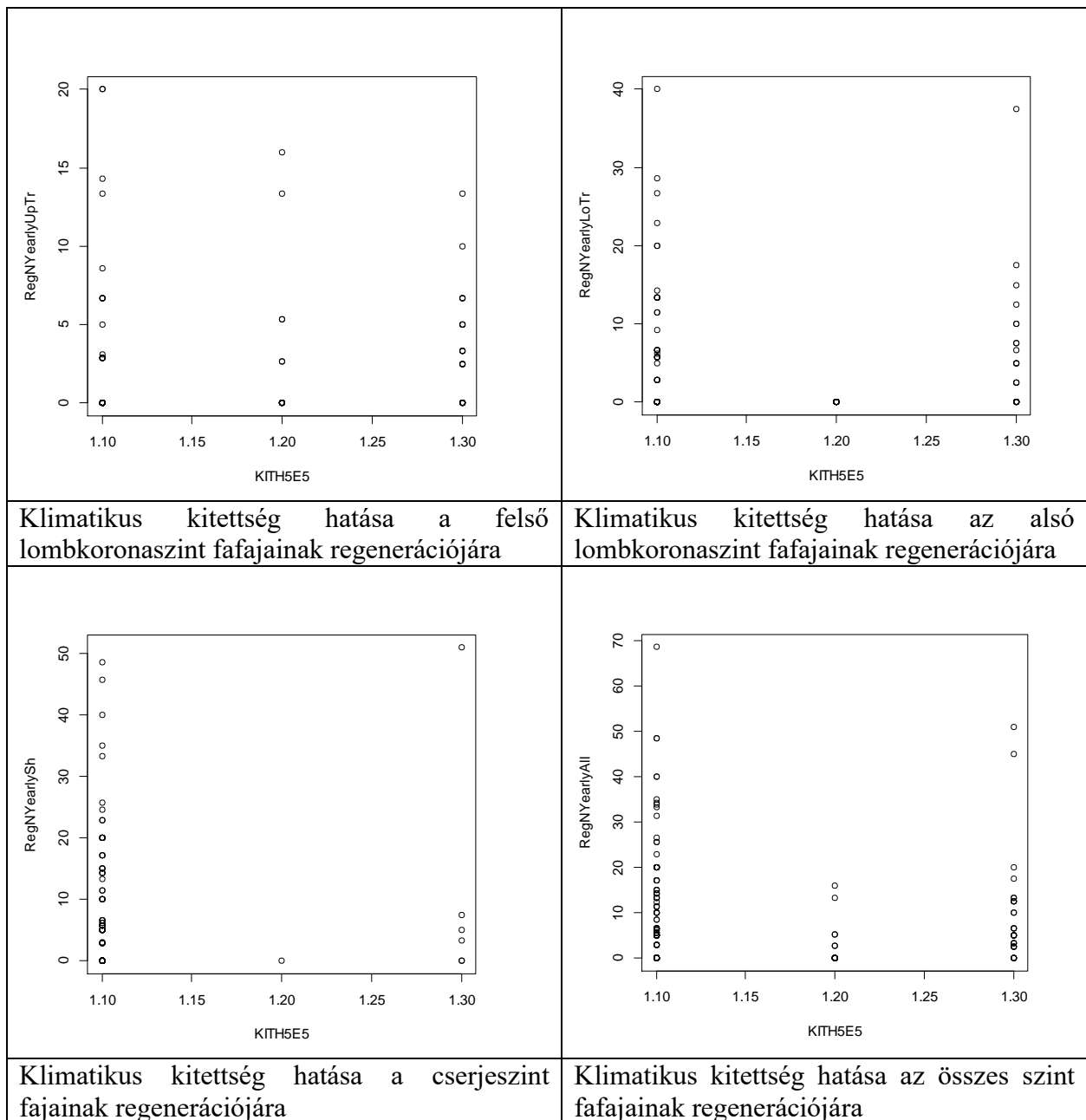
DcyngVYearIALL				
	B	GYT	CST	MOT
B		-	-	-
GYT	-		-	*** MOT>GYT
CST	-	-		-
MOT	-	0.001218	-	

59. ábra: Az összes fafajcsoport elkorhadása erdőtípusok közötti különbségei

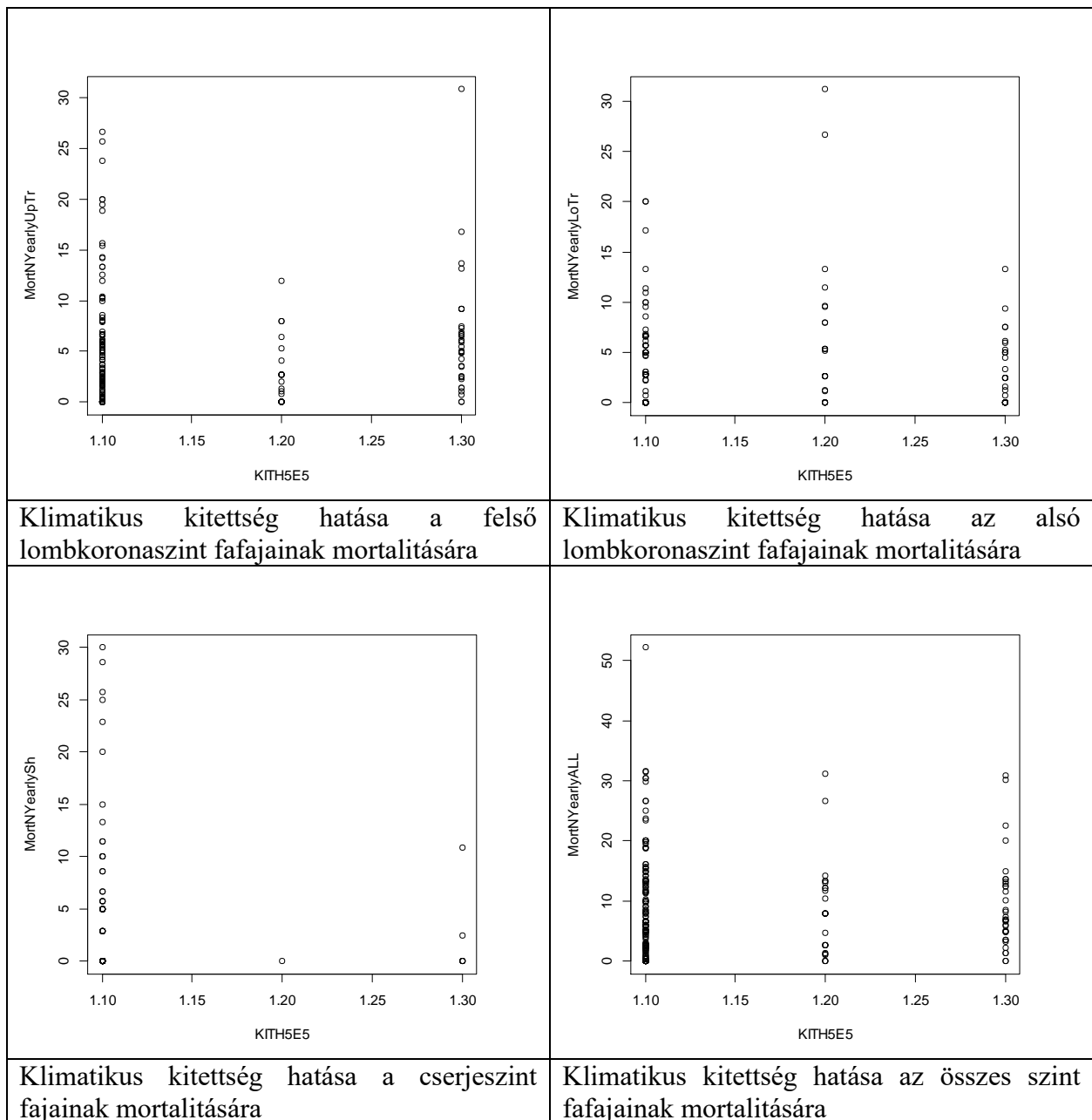
A különböző erdőtípusok erdődinamikai változói között számottevő különbségek vannak, ami különösen az éves regenerációjában mutatkozik meg. A felső lombkoronaszint fafajainak regenerációja az üde típusokban jóval magasabb hektáronkénti törzsszámot jelent a száraz típusokhoz képest, de a cserjefajok tekintetében a száraz erdőtípusokban erősebb a regeneráció mértéke. Összességében a bükkösök esetében a legalacsonyabb a változó, ennél az erdőtípusnál mindegyik típusban jóval nagyobb a fa- és cserjefajok fiatal egyedeinek száma. A fatérfogásban kifejezett növekedésében szintén szignifikáns különbségek vannak a száraz és üde erdők között. Ennél az erdődinamikai változónál is a magas növekedésű és állományalkotó fajok növekedése erőteljesebb, az elegy fafajok növekedésének szempontjából viszont a bükkösök maradnak alul a többi erdőtípushoz képest. A mortalitás alakulásában kisebb különbségek vannak, de a gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek között ez szignifikáns. Az elkorhadási fázisban lévő faanyag éves mennyisége a molyhos-tölgyeseknél a legmagasabb, de összességében ez a változó kevés különbséget mutat az erdőtípusok között.

4.3.4. Fafajdinamikai változók függése a klimatikus kitettségétől

A fafajdinamikai változók közül az éves regenerációs és mortalitás klimatikus kitettségétől való függését vizsgáltam, a fent említett fafajcsoportok szerint (felső-, alsó-lombkoronaszint, és cserjeszint fa- és cserjefajai). A klimatikus kitettségétől való függés azonban egyik csoportnál sem volt szignifikáns, amit az 61- és 62. plot- ábrák szemléltetnek.



61. Ábra regeneráció függése a klimatikus kitettségtől fafajsoportok szerint



62. Ábra mortalitás függése a klimatikus kitettségtől fajcsoportok szerint

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A FORESEE adatbázisból lekérdezett időjárási adatok a mintavételi helyszínekhez közeli bázisállomásokról származnak, ami azt jelenti, hogy a 19x19km-es rácsháló kiválasztott erdőrezervátumokat magukba foglaló gridjeire extrapolált adatsorok állnak rendelkezésre (Dobor et al. 2012, Dobor et al. 2015, 2016, Kern et al. 2019). Ez azonban a terepviszonyok sajátosságait, mikroklimatikus viszonyait nem tükrözi megfelelően. Az adatok tovább finomíthatóak mikroklímaszimulációs modell, a MTCLIM (Thornton & Running et al., 2000) segítségével, de mivel a modellt magashegyi körülményekhez fejlesztették ki, nem ad olyan finomléptékű becslést, amely jól illeszkedik az Erdőh+á+1+ó 50x50m-es mintavételi ponthálózatának léptékéhez. Az erdészeti aszályindex (Führer et al. 2011, 2018) értékeit emiatt erdőrezervátumok területére vonatkoztattam, nem pedig a különböző erdőtípusokat reprezentáló mintavételi pontokra. A klimatikus kitettség becslése során több esetben is bebizonyosodott a termőhelyi mikroklimatikus viszonyok és talajtani tényezők fontossága és meghatározó szerepe az erdőállomány fajösszetételében (Lévesque et al. 2016, Árvai et al. 2018, Bose et al. 2020, Weigel et al. 2023). Ez elsősorban azoknál az erdőrezervátumoknál látványos, amelyek az időjárási paraméterek és ezek alapján számolt FAI értékek szerint üde típusok számára kedvező helyszínen találhatóak, mégis a termőhelyet száraz erdőtípusok foglalják el a domborzat déli kitettége vagy a köves-sziklás váztalaj miatt. A Várhegy északi és déli oldalának esetében például az adatok alapján nem mutatható ki különbség a kitettségben, mégis a mintavételi pontok egyértelműen szétválaszthatóak az északi oldal üde és a déli oldal száraz típusaira. A predikciók elemzésekor érdemes figyelembe venni, hogy a csapadékmennyiség és eloszlás becslése a paraméter változékonysága miatt nehézségekbe ütközik. Esetünkben az alkalmazott regionális klímamodellek közül a Regcm3-Echam5 a csapadék-mennyiség túlbecslésével számol, aminek fejlesztése a közelmúltban megtörtént (Bartholy et al. 2018).

A FORESEE meteorológiai adatbázisból származó mért időjárási adatok alapján mindegyik erdőrezervátum területén növekedett a klimatikus kitettség a bázisidőszakhoz képest. Az elmúlt évtizedek időjárási trendjeit figyelembe véve a folyamat fokozódni fog a század végére, amit a regionális klímamodellek becslései is alátámasztanak (Kysely et al. 2009, Kjellstro et al. 2011, Räisänen et al. 2016, Dosio et al. 2020). Ez a jövőben várható tendencia egyre magasabb átlaghőmérsékletet, egyre kevesebb csapadékot és a FAI értékei alapján a száraz erdőklímaosztályú évek gyakoriságának növekedését jelenti. Ez mindegyik termőhelyen az erdőtípusok átalakulását vetíti előre, ami a leginkább kitett területeknél többszörös zónaváltást jelent a száraz erdőtípusok irányába. A klímabecslések szerint a rezervátumok közül a Nagy Istrázsa-hegy kitettsége növekszik a legnagyobb mértékben, és az ország legcsapadékosabb területein elterülő Szalafő és Hidegvíz-völgy erdőrezervátumoké a legkevésbé, de még így is jelentős mértékben. A Kékes esetében fontos figyelembe venni, hogy a magterület hűvösebb klímájú északi hegyoldalon fekszik, ami csillapíthatja a melegebbé és szárazabbá váló időjárás hatását. A Kecskés-galya és a Váhegy erdőrezervátum déli oldalán azonban már jelenleg is szárazabb erdőtípus található, mint amit a klimatikus kitettség indokol. A fajösszetétel változására jó példa a Nagy Istrázsa-hegy újulati- és csejeszintjében egyre gyakoribbá váló virágos kőris esete. Ez a klíma-érzékeny fafaj, az elmúlt évtizedekben egyre több állományban jelenik meg és újul fel sikeresen (Molnár & Czúcz, 2009, Neumann, 2019).

A klimatikus kitettségek szignifikáns összefüggéseit a túl nagy tér-léptékű időjárási adatok miatt érdemes kritikával kezelni. Az azonban mindenképp elmondható, hogy a vizsgált helyszínek mindegyikén jelentős szárazodás, a klimatikus kitettség növekedése várható a jövőben, ami más kutatások eredményeivel is összhangban van (Mátyás et al. 2010, Czúcz et al. 2011, Mátyás et al. 2018, Führer et al. 2018, Árvai et al. 2018, Móricz et al. 2021).

Az erdődinamika közép-európai megközelítése elsősorban az erdőciklus fázisainak modelljére épül a faegyedek populációbiológiai modelljei helyett. Kivételt képez az Alsó-Szászország erdőrezervátumainak monitorozásának megközelítése, amely a klasszikus Leibundgut-i koncepcióból (1959) a demográfia-központú megközelítés szerint fejlődött, és a növekedést, a mortalitást, a benövést és a pusztulást a fapopulációk központi folyamataként ábrázolta (Meyer 1997, 2020). Az erdődinamika belső mozgatórugóinak leírása a populációdinamika fogalmaival, eszközeivel és modelljeivel (pl. regeneráció, növekedés és mortalitás) a tudomány hagyományos és jól fejlett ága (Pickett és White 1985; Runkle 2000). Ennek ellenére az élő és elhalt fák dinamikáját általában külön-külön vizsgálják és értékelik (pl. Lorimer et al 2004; Holzwarth et al 2013; Vrska et al 2015; Huber et al 2020; Meyer et al 2021; Woods et al 2021). A fák populációdinamikája ugyanakkor szorosan összefügg a mortalitási eseményekkel. Hasonló koncepciót és fatörténeti megközelítést más újra-felméréseken alapuló erdőmonitoring rendszerekben is alkalmaznak (Bechtold és Patterson 2005, Vacik et al. 2009, Pugh et al. 2018). Ezekben a kutatásokban figyelembe veszik a regeneráció és mortalitás, de a legtöbb kutatás ezeknek a változóknak egyensúlyára összpontosít a holtfa dinamikájának külön kezelésével (Stanke et al 2020, Meyer et al. 2021; Ward et al. 2021).

Az általunk javasolt keretrendszer megfelelő megközelítés ennek a hiányosságnak a pótlására. Az élő és holt fák történetének részletes kvantitatív vizsgálata javíthatja ismereteinket, az erdődinamikai folyamatokról és az őket befolyásoló okokról, pl. éghajlatváltozás, fokozódó eutrofizáció, fakártevők és inváziós fajok hatása. A holtfák korhadásának és eltűnésének nyomkövetése és vizsgálata szénmegkötésük és szervesanyag-körforgásban játszott szerepük miatt is fontos. Az erdei biodiverzitás fenntartásában kulcsszerepet játszanak a különböző korhadási fázisú elhalt fák és a bomló faanyagok összetett közössége, emellett növelik az erdei mikroélőhelyek mennyiségét és diverzitását (Lassauce et al 2011, 2013; Vítková et al 2018). A gazdálkodás alól felhagyott erdőkben megfigyelhető a holtfák felhalmozódása, ami a természetesség egyik legfontosabb indikátora. A holtfák fent felsorolt ökológiai szerepe miatt javasojuk mint új paraméter bevezetését; a fekvő holtfák felmérését és állapotváltozásuk nyomon követését (Szegeti et al. 2023). A faállomány-szerkezeti felmérés során bevezettem azoknak a fekvő holtfáknak a felvételezését, amelyek élőfaként a minta részét képeznék. Ezeknek a törzseknek a lemérése, fajuk és korhadtságuk megállapítása és lokalizációja felmérésünk során ugyanúgy lejegyzésre került, mint az álló fáké, tehát sorsuk a továbbiakban nyomkövethető teljes elkorhadásukig és eltűnésükig. Az újra felméréskor javaslom az előző felmérés adatainak figyelembevételét, ami leghatékonyabban a korábbi adatlapok használatával, vagy ennek kiegészített verziójával lehetséges. Érdeemes az előző felmérés adatainak terepi aktualizálását, ha szükséges javítását elvégezni, és emellett a felmért fák tulajdonságait az élettörténeti fázisaikkal kiegészíteni. Minőségellenőrzés szempontjából lényeges a felvételezés során felmerülő problematikus esetekről, nehezen mérhető fákról részletes leírást adni, hogy az adatértékelésnél kezelhetőek legyenek, és ne okozzanak alul- vagy túlbecslést. Ezeknél az egyedi eseteknél, ha a protokolltól eltér a mérési magasság, akkor annak pontos lejegyzése szükséges. Így elkerülhetőek a további mérési hibák, amely a különböző mérési magasságból eredhetnek az összenőtt, elágazó vagy bekorhadt törzseknél. Az újra felmérést a korábbi adatok minőségellenőrzésének szempontjából is végeztük. Az adatbevitel során az előforduló hibák kezelésére különböző eljárásokat alkalmaztam, melyek közül a törzsrekonstrukció a legfontosabb. A hiányzó átmérőadatokat a fafajok éves átmérőnövekedése alapján állapítottam meg, ehhez az eljáráshoz nemcsak a növekedés mértékét vettem figyelembe, hanem a helyszínt és az erdőtípust is. A rekonstrukció lehetővé teszi, hogy a korábban véletlenül kimaradt egyedek rekonstruált átmérővel szerepeljenek a további számításokban.

Előzetes adat-értékelésből látszik az erdőtípusok faállomány-szerkezeti jellemzőinek elkülönülése száraz és üde erdőtípusok szerint, ezért a további elemzéseket ebből a szempontból végeztem. A felmérések összehasonlító elemzése szerint a faállomány-szerkezeti változók terén az üde típusok esetében több szignifikáns eltérés tapasztalható, mint a száraz erdőtípusoknál. Ezekre a változókra kevésbé hat a klimatikus kitettség, az ettől való függésük nem szignifikáns.

Az üde és száraz csoportot tovább bontva négy erdőtípus szerint értékeltem a regenerációt, növekedést, mortalitást és elkorhadást. Ebben az elemzésben a bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes és molyhos-tölgyes erdőtípusokban bekövetkezett fafajdinamikai változásokat egymáshoz viszonyítottam. A populáció-dinamikai változókat különböző fafaj-csoportok szerint határoztam meg, vagyis értéküket a fő- és mellékfafajok, valamint a cserjefajok csoportja szerint számoltam. Ezekben az éves értékekben szignifikáns különbségek tapasztalhatóak az erdőtípusok különböző fafaj „trait”-jei között, melyek közül kiemelhető a molyhos tölgyesek jelentős különbsége a többi erdőtípustól. A populáció-dinamikai változók közül a regeneráció és mortalitás klimatikus kitettségtől való függését vizsgáltam az említett faj-csoportok szerint. A faállomány-szerkezeti változókhoz hasonlóan ezek a változók sem mutattak szignifikáns függést a klimatikus kitettségtől.

Az erdőszerkezeti tulajdonságok változásának és a fafajok populációs folyamatainak háttérben változatos hatások és körülmények érvényesülnek, amelyek erdőrezervátumokként is eltérőek lehetnek (Vrška et al 2015; Meyer et al 2021). A változók elemzése során fontos figyelembe venni például a korábbi erdőgazdálkodás utóhatását is. Nagy szükség lenne az erdőrezervátumok részletes erdőtörténeti feltáráására az erdődinamikai folyamatok többszemponútú vizsgálatához. A Várhegy esetében a jelenlegi erdőszerkezetet az állomány sarj-eredete és a néhány évtizede bekövetkezett tölgypusztulás is befolyásolja. Ezek a tényezők a Várhegy tölgyeseinek kiligetesedését eredményezik, a lékeket betöltő újulat összetételének alakulását ugyancsak több tényező befolyásolja. Ugyanez mondható el a Hidegvíz-völgyre is, ahol a lucfenyők szükártétel-okozta állapotromlása és mortalitása az elegyarány változásához járul hozzá. A Szalafőnél megfigyelhető folyamat a pionír fafajok fokozatos csökkenése és az erdő záródásának és sűrűségének növekedése, ami a fajösszetétel átalakulását vonja maga után a lágyszárú szinttől a lombkoronaszintig.

A fafajok regenerációs sikere nagymértékben függ a vadhatástól. Ennek jelentősége leginkább a Nagy Istrázsa-hegy példáján keresztül érzékelhető, amely a vizsgált erdőrezervátumok közül az egyetlen, ami körbekerített magterülettel rendelkezik. A vadkizárásnak köszönhetően az újulati szintet alig érinti a növényevő nagyvadak fogyasztása. Ezzel szemben a Kecskés-galya fény- és melegkedvelő tölgyeseiben óriási vadnyomás nehezedik az újulatra. Ezek a cserjés, kiligetesedő erdők a vadállomány kedvelt nappali pihenőhelyei, emellett még a téli időszakban is ezekre a dél-bükki területekre húzódnak le a nagyvadak csapatai. Összességében a klimatikus hatások mellett érdemes figyelembe venni a mintaterületek egyedi jellemzőit és az állományokat érő további abiotikus és biotikus hatásokat, valamint termőhelyi sajátosságokat.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

A hat erdőrezervátum területére vonatkozóan kiszámoltam az erdészeti aszályindex (FAI) értékeit és változását, amit három kiválasztott időablakban vizsgáltam (1951-1980, 1991-2020, 2071-2100). Ennek alapján becsültem a bázisidőszakhoz képest már bekövetkezett változást, továbbá a század végére várható klimatikus kitettséget. Bemutattam az erdőrezervátumok klimatikus viszonyaiban bekövetkezett és a jövőben várható legfontosabb változásokat, amelyeket erdő-klímaosztályok szerint is értékeltem. Vizsgálataim megerősítették, hogy mindegyik erdőrezervátum területén növekedett a klimatikus kitettség, ami az rezervátumokban az évi átlaghőmérséklet növekedését, a csapadékösszeg csökkenését, az üde klímájú évek csökkenését és a FAI növekedését jelenti. A napjainkig a legnagyobb kitettség a Szalafő esetén következett be, legkevésbé kitettnek a Kékes erdőrezervátum tekinthető. E tendenciák erősödésével a század végére minden esetben várható az erdő-klíma zónák egy vagy két fokozattal való romlása. A jövőben várhatóan a Hidegvíz-völgy lesz a legkevésbé kitett erdőrezervátum, míg a Nagy-Istrázsa-hegy klimatikus kitettsége növekszik a legtöbbet.

Az újra-felmérések tapasztalatai és szakirodalmi áttekintés alapján módszertani keretrendszer dolgoztam ki a populációbiológiai folyamatok értékelésére. Az új keretrendszer koncepciója a fák teljes életciklusának monitorozása a regenerációtól a növekedésen és halálózson keresztül a teljes elkorhadásig, vagyis magába foglalja a fák élet- és holtfatörténetének fázisait és fordulópontjait. Az új nézőpont különlegessége, hogy az élő- és elhalt fák dinamikáját együttesen veszi figyelembe. Az adatok értékeléséhez pedig már ezt az új megközelítést használtam. Az eredmények alapján az ER-HTV FAÁSZ felmérési protokoll fejlesztésére és az újra-felmérési adatok populációbiológiai szempontú értékelésére tettem javaslatot.

A terepi újra-felmérés a korábbi alapállapot felmérés minőségellenőrzésének szempontjából történt, ezért a felmerülő hibák javítására új eljárásokat alkalmaztunk. A kimaradt vagy hibásan felvételezett egyedek átmérőjének pótlására törzs-rekonstrukciós módszer dolgoztam ki. Ennek segítségével elkerülhető az adatvesztés, illetve elvégezhető az utólagos korrekció. A minőség-ellenőrzésre vonatkozó további javaslatokat összefoglaltam és ismertettem, ami az erdőrezervátumok hosszútávú vizsgálatához nyújt segítséget a jövőben.

Száraz és üde erdőtípusok szerint értékeltem a faállomány-szerkezeti változók összefüggéseit és a két felmérés közötti időszakban bekövetkezett változásait. Eredményeim szerint az üde erdőtípusoknál több szignifikáns változás következett be; ami a hektáronkénti körlapösszegben, a bükk elegyarányában és egyéb fafajok elegyarányában mutatkozott meg legnagyobb mértékben. Száraz erdőtípusok esetében az egyéb fafajok elegyarányának változása jelentős.

Funkcionális fafaj-csoportok szerint értékeltem a dinamikai változók alakulását, és különbségeiket összehasonlító elemzéssel vizsgáltam négyféle erdőtípus szerint. Az elemzés szignifikáns különbséget mutatott főként a száraz erdőtípusok (cseres-tölgyesek és molyhos-tölgyesek) és üde erdőtípusok (bükkösök és gyertyános-tölgyesek) fafajcsoportjainak regenerációs, növekedési és mortalitási folyamatai között. A populáció-biológiai változók erdőtípustól való függését is vizsgáltam és bemutattam. Ebben az esetben az üde erdőtípusnál az összesített regeneráció és a felső lombkoronaszint mortalitása, száraz erdőtípusnál az alsó lombkoronaszint regenerációja és cserjeszint regenerációja és cserjeszint mortalitása mutatta a legerősebb szignifikanciát.

Végül megvizsgáltam a faállomány-szerkezeti és populációbiológiai változók (fafajcsoportok regenerációja és mortalitása) függését a klimatikus kitettségtől, ami alapján elmondható, hogy ezek a változók nem érzékeny indikátorai a klimatikus kitettségnek. Kapcsolatukat azonban érdemes részletesebb klimatikus adatsorokkal, mérésekkel és több tényező bevonásával, is vizsgálni.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A globális éghajlatváltozás tendenciái regionális szinten is érzékelhetőek, ami Magyarország esetében az átlaghőmérséklet jelentős növekedését és az aszályos periódusok gyakoribbá válását jelenti (Bartholy et al. 2011, Horányi et al. 2011, Pongácz et al. 2014, Bartholy et al. 2018). Az egyre melegebb és szélsőségesebb klíma új alkalmazkodási stratégiákra kényszeríti az élőlényeket és próbára teszi az ökoszisztémák tűrőképességét és rezilienciáját. Az éghajlati változások jellege és mértéke, vagyis a klimatikus kitétség (IPCC 2001) meghatározó szerepet tölt be a természetes rendszerek fajösszetételének, szerkezetének és funkcionális tulajdonságainak alakulásában. A természetes, idős állományok természetvédelmi értéke kiemelkedő, mert nagy szerkezeti változatosságuk révén magas biodiverzitással rendelkeznek és számos ritka és érzékeny faj számára nyújtanak menedéket (Wirth, 2015). Emellett a klímaváltozás szempontjából fontos megemlíteni szénmegkötő és széntároló kapacitásukat, ami jelentős biomasszájuknak, természetes anyagkörforgalmuknak köszönhető (McGarvey et al. 2015, Allen et al. 2016, Curtis & Gough 2018). Sajnos Európában napjainkra nagyon kevés olyan állomány maradt fenn, amely hosszú idő óta háborítatlanul működik; az Európai Őserdők Adatbázisa (European Primary Forest database (EPFD)) szerint az erdős területek mindössze 0.7%-át alkotják (Sabatini et al. 2018).

A természetes állapotú öregerdők fafajainak populációbiológiai szempontú, vizsgálata segít mélyebben megérteni az erdődinamika működését. Az újrafelméréseken alapuló hosszútávú kutatások összekapcsolhatóak környezeti és éghajlati adatokkal, így nagyobb rálátás nyerhető az erdőállományt alakító természetes folyamatok mozgatórugóira. Ehhez az erdőrezervátumok művelés alól évtizedek óta felhagyott, védett magterületei kiváló színteret biztosítanak, ráadásul az Erdőrezervátum Program Hosszútávú Vizsgálatainak (ER-HTV) rögzített mintavételi pont-hálózata és a korábban elvégzett alapállapot-felmérés lehetővé teszi a változások nyomkövetését. Mintavételek során azokban a hegy- és dombvidéki rezervátumokban végeztem újrafelmérést, amelyben egyrészt megtörténtek a korábbi állapotfelmérések, másrészt különböző üde és száraz zónális erdőtípusokat (bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes és molyhos-tölgyes) reprezentálnak. Az említett szempontok alapján választásom a Szalafő, Hidegvíz-völgy, Nagy Istrázsa-hegy, Várhegy, Kecskés-galya és Kékes erdőrezervátumokra esett, ahol 233 MVP, vagyis 7306 fa- és cserjefaj adatait felvételeztük. Az ER-HTV felmérési protokollját kiegészítettem a fák élettörténeti változásainak adataival, és bevezettem a fekvő holtfa faállomány szerkezeti felmérését. A fajok populációdinamikai folyamatainak értékelését az egyedek élettörténeti fázisainak és eseményeinek szemszögéből végeztük, amihez módszerani keretrendszert fejlesztettem ki. Ez a megközelítés együttesen kezeli az élő- és holtfák változásait, amit adatelemzésbe is beépítettem.

Az erdőrezervátumok magterületére vonatkozóan három időablakban vizsgáltam a bekövetkezett és várható klimatikus kitétséget, amelyhez az Aladin-arpege, Hirham5-Echam5 és a Regcm3-Echam5 regionális klímamodelleket és az MTCLIM mikroklímaszimulációs modellt alkalmaztam. Az eredményeket az erdészeti aszályindex (FAI) segítségével értékeltem, a mutató 30 éves átlagainak számításával a jövőben várható kitétséget és az erdő-klímaosztályok szerinti évek gyakoriságát és a helyszínek zónaváltását becsültem. Eredményeim szerint mindegyik erdőrezervátum területén növekszik a FAI értéke, ami magába foglalja a vegetáció fejlődés szempontjából legfontosabb időszakok átlaghőmérsékletének növekedését, és csapadékösszegének csökkenését. Ezek a folyamatok a jövőben várhatóan az erdőtípusok zónaváltásához vezetnek, ami jelentősen átalakítja a jelenlegi állományok fajösszetételét és szerkezetét. Azok a termőhelyek, amelyek klimatikus körülményei napjainkban az üde erdőknek

kedvezőnek, a század végére a száraz, felnyílt, erdősztyepp jellegű erdőtípusok számára lesznek alkalmasak.

A faállományszerkezeti változók kapcsolatait főkomponens elemzéssel vizsgáltam, amely nagyobb kumulatív variancia mellett kimutatta a változók közötti szoros korrelációkat, valamint az üde és száraz erdőtípusok szerkezeti jellemzőikben való elkülönülését. Az erdőrezervátumok magterületén a felmérések közötti időszakban bekövetkezett változásokat faállomány-szerkezeti és fafajdinamikai változókon keresztül értékeltem üde és száraz erdőtípusok szerint. Az alkalmazott statisztikai t-próba eredményei alapján az üde erdők mutatnak nagyobb változást, ami a záródásnál, felső-lombkoronaszintnél, hektáronkénti törzsszámnál és körlapösszegnél erős szignifikanciát, a gyepszint, cserjeszint és hektáronkénti fatérfogat esetében gyengébbet jelent. A száraz erdőtípusok esetében a záródás és a gyepszint mutat jelentős eltérést. További nagyobb változások történtek a vizsgált periódusban az üde erdők bükk és egyéb fafajainak, valamint a száraz erdők kocsánytalan tölgy és egyéb fafajainak elegyarányában. Ezek a változók azonban nem mutattak erős összefüggést a klimatikus kitettséggel.

Az erdődinamikai folyamatokat a regeneráció, növekedés, halálozás és elkorhadás alakulásának vizsgálatával kísértem figyelemmel. A statisztikai számítások során a bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes és molyhos-tölgyes erdőtípusok éves változóit vizsgáltam, ezen belül az egyedeket fő-, mellék-, és cserjefajokra csoportosítottam. A legtöbb szignifikáns különbséget a regeneráció, növekedés és mortalitás mutatja, amelyek jelentősen eltérnek az üde és száraz típusok fafajcsoportjaiban. Az fafaj-csoportok holtfáinak elkorhadásában legnagyobb különbségek a molyhos-tölgyes és a többi erdőtípus között van. Ezek közül a fafajdinamikai változók közül a hektáronkénti törzsszámmal kifejezett regenerációt és mortalitást a klimatikus kitettség szempontjából is értékeltem, azonban a faállomány-szerkezeti változókhoz hasonlóan ezeknél a változóknál sem tapasztalható jelentős függés a klimatikus kitettségtől. Ennek oka abban keresendő, hogy a rendelkezésemre álló meteorológiai adatok nem elég finom-léptékűek és nem tükrözik eléggé a terepviszonyok és az erdőállomány egyedi klimatikus adottságait. A klimatikus kitettség hatása mellett figyelembe kell venni egyéb tényezőket is, amelyek meghatározó szereppel bírnak az erdőállományok belső dinamikájában. Ilyenek például a korábbi erdőgazdálkodás utóhatásai, felhagyás következtében fellépő változások, bolygatások, vadhatás és az inváziós fajok hatása. A felsoroltakon kívül a háborítatlan, természetes erdők szerkezetüknek és biodiverzitásuknak köszönhetően olyan sajátos képességgel (rezilienciával) rendelkeznek, ami mérsékelheti a klimatikus kitettség hatását.

8. SUMMARY

The global climate change trends are also evident at the regional level, which means a significant increase in average temperatures and more frequent droughts events in Hungary (Bartholy et al. 2011, Horányi et al. 2011, Pongácz et al. 2014, Pieczka et al. 2015). The increase of warm and extreme climate is forcing organisms to adopt new adaptation strategies and testing the tolerance and resilience of ecosystems. The character and magnitude of climate change, i.e. climatic exposure (IPCC 2001), plays a crucial role in shaping species composition, structure and functional properties of natural systems. The conservation value of natural, old-growth stands is outstanding because of their high structural diversity, high biodiversity and because they can be shelter for many rare and sensitive species (Wirth 2015). In addition, their carbon sequestration and carbon storage capacity, due to their high biomass and natural cycling, is important for climate change (McGarvey et al. 2015, Allen et al. 2016, Curtis & Gough 2018). In Europe unfortunately, a very few stands have survived undisturbed for a long time; according to the European Primary Forest database (EPFD), they represent only 0.7% of forested areas (Sabatini et al. 2018).

Studying the population biology of old-growth tree species in their natural state, helps to gain a deeper understanding of forest dynamics. Long-term research based on re-surveys can be linked to environmental and climatic data to gain a better understanding of the drivers of natural processes, which shape forest stands. The protected core areas of forest reserves, which have been abandoned for decades, provide an excellent setting for this kind of surveys, and the network of fixed sampling points of the Long-term Forest Reserve Programme (ER-HTV) and the baseline survey carried out previously allow changes to be monitored. I re-surveyed mountain and hill reserves that had been subject to previous condition surveys and represent different types of fresh and dry zonal forest (beech, hornbeam-oak, turkey oak- sessile oak and downy-oak stands). Based on the above criteria, I chose the forest reserves of Szalafő, Hidegvíz-völgy, Nagy Istrázsa-hegy, Vár-hegy, Kecskés-galya and Kékes, where data of 233 MVP, which means that 7306 tree and shrub species, were recorded. I supplemented the ER-HTV survey protocol with data on life history changes of trees and introduced a lying deadwood tree stand structure survey. Population dynamics of tree species were assessed from the perspective of life-history stages and events of individuals, I developed a methodological framework about it. This approach connects changes in live and dead trees, which I incorporated into data analysis.

The core area of the forest reserves, I investigated the climatic exposure that has occurred and is expected to occur in three time-windows, using the Aladin-arpege, Hirham5-Echam5 and Regcm3-Echam5 regional climate models and the MTCLIM microclimate simulation model. I evaluated the results using the Forest Drought Index (FAI), calculating 30-year averages of the index to estimate the expected future exposure and the frequency of years and zonal variation of sites by forest-climate class. My results show an increase in FAI in each of the forest reserve areas, which includes an increase in average temperature and a decrease in precipitation during the most important periods for vegetation development-period. These processes are expected to lead to future the zone shifts in forest types, which will significantly alter the species composition and structure of the current stands. Areas with climatic conditions that are currently favourable for mesic forests will be suitable for dry, open, forest-steppe forest types by the end of the century.

The relationships between tree stand structure variables were examined using principal component analysis, which revealed strong correlations between variables with higher cumulative variance, and the structural separation of mesic and dry forest types. Changes in the core area of the forest reserves over the inter-survey period were assessed through tree stand structure and tree dynamics variables by dry and dry forest types. The results of the statistical t-test used indicate that mesic forests show greater variation, with strong significance for closure, canopy cover, stem number per hectare and roundwood sum, and weaker significance for grassland cover, shrub level and wood volume per hectare. For the dry forest types, closure and herb layer show significant

differences. Other major changes in the period under study were in the proportions of beech and other species in the mesic forests and of oak and other species in the dry forests. However, these variables did not show a strong correlation with climatic exposure.

I monitored the forest dynamics by studying the evolution of regeneration, growth, mortality and decay. Statistical calculations (Kolmogorov-Smirnov test) were performed on annual variables of beech, hornbeam-oak, turkey-oak-sessile oak and downy-oak forest types, within which individuals were grouped into major, mixture and shrub species. The most significant differences were regeneration, growth and mortality, which differed significantly between the tree species groups of the decay and dry types. Of these tree dynamics variables, regeneration and mortality expressed as stem number per hectare were also evaluated in relation to climatic exposure, but as with the stand structure variables, these variables did not show a significant dependence on climatic exposure. The reason for this results, that the available meteorological data are not sufficiently fine-scale and do not sufficiently reflect the specific climatic conditions of the terrain. In addition to the effect of climatic exposure, other factors that play a decisive role in the internal dynamics of forest stands must also be taken into account. These include the after-effects of past forest management, changes due to abandonment, disturbance, wildlife and invasive species. In addition to these, undisturbed natural forests, due to their structure and biodiversity, have a specific capacity (resilience) that can mitigate the effects of climatic exposure.

9. IRODALOM:

- Abrego N., Salcedo I. (2013): Variety of woody debris as the factor influencing wood-inhabiting fungal richness and assemblages: Is it a question of quantity or quality? *Forest Ecology and Management*. 291. 377-385. 10.1016/j.foreco.2012.11.025.
- Addo-Fordjour P., Obeng S., Anning A., & Addo M. (2009): Floristic composition, structure and natural regeneration in a moist semi-deciduous forest following anthropogenic disturbances and plant invasion. *International Journal of Biodiversity and Conservation*. 1. 21-37.
- Albrich K., Seidl R., Rammer W., Thom D (2022): From sink to source: changing climate and disturbance regimes could tip the 21st century carbon balance of an unmanaged mountain forest landscape. *Forestry: An International Journal of Forest Research*. 10.1093/forestry/cpac022
- Allen C., Macalady A., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J-H., Allard G., Running S., Semerci A., Cobb N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*. 259. 660-684. 10.1016/j.foreco.2009.09.001.
- Allen K., Lehsten V., Hale K., Bradshaw R. (2016): Past and Future Drivers of an Unmanaged Carbon Sink in European Temperate Forest. *Ecosystems*. 19. 10.1007/s10021-015-9950-1.
- Ampoorter E., Frenne P., Hermy M., Verheyen K.(2011): Effects of soil compaction on growth and survival of tree saplings: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology - BASIC APPL ECOL*. 12. 10.1016/j.baae.2011.06.003.
- Andrus R., Chai R., Harvey B., Rodman K., Veblen T. (2021): Increasing rates of subalpine tree mortality linked to warmer and drier summers. *Journal of Ecology*. 109. 10.1111/1365-2745.13634.
- Annighöfer P., Beckschäfer P., Vor T., Ammer C. (2015): Regeneration Patterns of European Oak Species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in Dependence of Environment and Neighborhood. *PloS one*. 10. e0134935. 10.1371/journal.pone.0134935.
- Árvai M., Morgós A., Kern, Z. (2018): Growth-climate relations and the enhancement of drought signals in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree-ring chronology in Eastern Hungary. *iForest - Biogeosciences and Forestry*. 11. 10.3832/ifer2348-011.
- Bai, Xue-jiao & Queenborough, Simon & Wang, Xugao & Zhang, Jian & Li, Buhang & Yuan, Zuoqiang & Xing, Dingliang & Lin, Fei & Ye, Ji & Hao, Zhanqing. (2012) Effects of local biotic neighbors and habitat heterogeneity on tree and shrub seedling survival in an old-growth temperate forest. *Oecologia*. 170. 755-65. 10.1007/s00442-012-2348-2.
- Baldrian P., Zrůstová, P., Tlaskal V., Davidová A., Merhautová V., Vrška T. (2016): Fungi associated with decomposing deadwood in a natural beech-dominated forest. *Fungal Ecology*. 23. 10.1016/j.funeco.2016.07.001.
- Baptiste R, Couvet D., Kubarek L., Julien J-F., Kerbirou C. (2013): Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*. 34. 221–230. 10.1016/j.ecolind.2013.05.003.
- Barbácsy Z. (2014) A Szalafői Óserdő Erdőrezervátum madárközösségének változása 1994 és 2013 között. *Silva Naturalis* 3:173-184.
- Bartha D. (1998): Szalafői Óserdő Erdőrezervátum (53) - Erdőrezervátumok 1998. évi szemlézése. Kézirat, Vácrátót
- Bartha D., Bidló A., Borhidi A., Bölöni J., Czajlik P., Esztó P., Forró E., Hahn I., Horváth F., Kovács G., Maglóczky Zs., Mázsa K., Oroszi S., Siller I., Somogyi Z., Standovár T., Temesi G. és Traser Gy. (2002): Az erdőrezervátum fogalma. In Horváth F. és Borhidi A. (szerk.): A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 8., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 15-16. p
- Bartha D. (2014): A Szalafői Óserdő Erdőrezervátum rétje / The meadow of Szalafői's native forest (SW-Hungary).

- Bartholy J., Pongrácz, R., Horányi, A., Szépszó, G., (2011): Regionális éghajlatmodellek. In: Klímaváltozás – 2011: Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére, 78–84
- Bartholy, Judit & Szabóné André, Karolina & Pieczka, Ildiko & Pongracz, Rita. (2018). Future temperature projections for Hungary based on RegCM4.3 simulations using new Representative Concentration Pathways scenarios. *International Journal of Global Warming*. 15. 277. 10.1504/IJGW.2018.10014245.
- Bartholy J., Csima G., Horanyi A., Hunyady A., Pieczka I., Pongracz R., Szépszó G., Torma Cs (2009): Regional climate models for the Carpathian Basin: validation and preliminary results for the future
- Basile M., Asbeck T., Jonker M., Knuff A., Bauhus J., Braunisch V., Mikusiński G., Storch I. (2020): What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects?. *Journal of Environmental Management*. 264. 110401. 10.1016/j.jenvman.2020.110401.
- Basler D., Körner C. (2014): Photoperiod and temperature responses of bud swelling and bud burst in four temperate forest trees. *Tree physiology*. 34. 10.1093/treephys/tpu021.
- Bauhus J., Puettmann K., Messier C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*. 258. 525-537. 10.1016/j.foreco.2009.01.053.
- Bauhus J., Puettmann K., Kühne C. (2013): Close-to-Nature Forest Management in Europe: Does It Support Complexity and Adaptability of Forest Ecosystems. 10.4324/9780203122808.
- Bengtsson J., Nilsson S., Franc A., Menozzi P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*. 132. 39-50. 10.1016/S0378-1127(00)00378-9.
- Berg B., McClaugherty C. (2020): Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. 10.1007/978-3-030-59631-6.
- Bidló A., Gucsik A., Heil B., Illés G., Juhász P., Kovács G., Varga Zs. (2004): Research report on the results of site survey and soil mapping of Vár-hegy Strict Forest Reserve (in Hungarian), Sopron. ER Archívum 2004/D-006, MTA ÖBKI, Vácrátót
- Bílek L., Remeš J., Podrázský V., Roženbergar D., Diaci J., Zahradník D. (2014): Gap regeneration in near-natural European beech forest stands in Central Bohemia - The role of heterogeneity and micro-habitat factors. *Dendrobiology*. 71. 59-71. 10.12657/denbio.071.006.
- Birkemoe T., Jacobsen R., Sverdrup-Thygeson A., Biedermann P. (2018): Insect-Fungus Interactions in Dead Wood Systems. 10.1007/978-3-319-75937-1_12.
- Biró M. (2003): A Gödöllői-dombvidék Tájvédelmi Körzet erdő- és tájhasználat-története a 18. századtól napjainkig [kutatási jelentés]. Kézirat, Vácrátót.
- Blasi C., Marchetti M., Chiavetta U., Aleffi M., Audisio P., Azzella M., Brunialti G., Capotorti G., E., Lattanzi E., Persiani A., Ravera S., Tilia A., Burrascano S., Aleffi U., Azzella P., Brunialti M., Vico D. (2010): Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosystems*. 144. 10.1080/11263500903560538.
- Bobiec, A. (2002): Living stands and dead wood in the Biaowiea Forest: Suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management*. 165. 125-140. 10.1016/S0378-1127(01)00655-7.
- Bobiec, A. (2007): The influence of gaps on tree regeneration: A case study of the mixed lime-hornbeam (*Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962) communities in the Białowieża Primeval Forest. *Polish Journal of Ecology*. 55. 441-455.
- Bobiec A., Bobiec M. (2012): Influence of spruce decline in stands of the Białowieża National Park on natural oak regeneration. *Sylvan*. 156. 243-251.
- Boisvenue C., Running, S. (2006): Impacts of climate change on natural forest productivity - Evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*. 12. 862 - 882. 10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x.

- Bolte A., Hilbrig L., Kniesel B., Kampf F., Brunet J., Roloff A. (2010): Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a Southern Swedish spruce-beech forest. *European Journal of Forest Research*. 129. 261-276. 10.1007/s10342-009-0323-1.
- Boncina A. (2011): Conceptual Approaches to Integrate Nature Conservation into Forest Management: A Central European Perspective. *International Forestry Review*. 13. 13-22. 10.1505/ifor.13.1.13.
- Bose, AK, Gessler, A, Bolte, A, et al. Growth and resilience responses of Scots pine to extreme droughts across Europe depend on predrought growth conditions. *Glob Change Biol*. 2020; 26: 4521– 4537. <https://doi.org/10.1111/gcb.15153>
- Botting R., DeLong C. (2009): Macrolichen and bryophyte responses to coarse woody debris characteristics in sub-boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management - FOREST ECOL MANAGE*. 258. 10.1016/j.foreco.2009.08.036.
- Boulanger Y., Sirois L. (2006): Postfire dynamics of black spruce coarse woody debris in northern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research-revue Canadienne De Recherche Forestiere - CAN J FOREST RES*. 36. 1770-1780. 10.1139/X06-070.
- Bouwer L. (2019): Observed and Projected Impacts from Extreme Weather Events: Implications for Loss and Damage. 10.1007/978-3-319-72026-5_3.
- Brodribb T.J., Powers J., Cochard H., Choat B. (2020): Hanging by a thread? Forests and drought, *Science*, 368 (6488), pp. 261-266, 10.1126/science.aat7631
- Bechtold WA, Patterson PL (2005) The enhanced forest inventory analysis program – National sampling design and estimation procedures. USDA Forest Service, Southern Research Station, General Technical Report SRS-80.
- Brun P., Psomas A., Ginzler C., Thuiller W., Zappa M., Zimmermann N. (2020): Large-scale early-wilting response of Central European forests to the 2018 extreme drought. *Global Change Biology*. 26. 10.1111/gcb.15360.
- Buchwald E. (2005): A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation.
- Bugmann H. (2001): A Review of Forest Gap Models. *Climatic Change*. 51. 259-305. 10.1023/A:1012525626267.
- Buras A., Rammig A., Zang C. (2020): Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*. 17. 1655-1672. 10.5194/bg-17-1655-2020.
- Burrascano S., Keeton W., Sabatini F., Blasi C. (2013): Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*. 291. 458–479. 10.1016/j.foreco.2012.11.020.
- Burrascano S., Lombardi F., Marchetti M. (2008): Old-growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. *Plant Biosystems*. 142. 313-323. 10.1080/11263500802150613.
- Burrill E.A., Wilson A.M., Turner J.A., Pugh S.A., Menlove J., Christiansen G., Conkling B.L., Winnie D. (2018) The Forest Inventory and Analysis Database: database description and user guide version 8.0 for Phase 2. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. p. 946. <http://www.fia.fs.fed.us/library/database-documentation>. Accessed 05 May 2022
- Bütler R., Patty L., Le Bayon R.C., Guenat C., Schlaepfer R. (2007): Log decay of *Picea abies* in the Swiss Jura Mountains of central Europe. *Forest Ecology and Management*. 242. 791-799. 10.1016/j.foreco.2007.02.017.
- Bütler R., Lachat T., Larrieu L., Paillet Y. (2013): Habitat trees: Key elements for forest biodiversity. Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity. *European Forest Institute, Joensuu*. 84-91.
- Caffarra A., Donnelly A. (2010): The ecological significance of phenology in four different tree species: Effects of light and temperature on bud burst. *International journal of biometeorology*. 55. 711-21. 10.1007/s00484-010-0386-1.

- Camprodon J., Salvanyà J., Soler-Zurita J. (2008): The Abundance and Suitability of Tree Cavities and Their Impact on Hole-Nesting Bird Populations in Beech Forests of NE Iberian Peninsula. *Acta Ornithologica*. 43. 17-31. 10.3161/000164508X345293.
- Canham C., Murphy L. (2017): The demography of tree species response to climate: Sapling and canopy tree survival. *Ecosphere*. 8. e01701. 10.1002/ecs2.1701.
- Canham C., Papaik M., Latty E. (2001): Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate species. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*. 31. 1-10. 10.1139/cjfr-31-1-1.
- Canham C., Papaik M., Uriarte M., McWilliams W., Jenkins J., Twery M. (2006): Neighborhood Analyses Of Canopy Tree Competition Along Environmental Gradients In New England Forests. *Ecological applications* : a publication of the Ecological Society of America. 16. 540-54. 10.1890/1051-0761(2006)016[0540:NAOCTC]2.0.CO;2.
- Čater M., Diaci J., Roženberger D. (2014): Gap size and position influence variable response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. *Forest Ecology and Management*. 325. 128-135. 10.1016/j.foreco.2014.04.001.
- Chakraborty A., Joshi P., Sachdeva K. (2016): Predicting distribution of major forest tree species to potential impacts of climate change in the central Himalayan region. *Ecological Engineering*. 97. 593-609. 10.1016/j.ecoleng.2016.10.006.
- Chao K-J., Phillips O., Monteagudo A., Torres Lezama A., Vásquez Martínez R. (2009): How do trees die? Mode of death in northern Amazonia: Mode of tree death in Amazonia. *Journal of Vegetation Science - J VEG SCI*. 20. 260-268. 10.1111/j.1654-1103.2009.05755.x.
- Chečko E., Jaroszewicz B., Olejniczak K., Kwiatkowska-Falińska A. (2015): The importance of coarse woody debris for vascular plants in temperate mixed deciduous forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 45. 10.1139/cjfr-2014-0473.
- Cheng, Yi & Wang, Jing & Chang, Scott & Cai, Zucong & Müller, Christoph & Zhang, Jinbo. (2018). Nitrogen deposition affects both net and gross soil nitrogen transformations in forest ecosystems: A review. *Environmental Pollution*. 244. 10.1016/j.envpol.2018.10.054.
- Chin Alana R.O., Lambers J., Franklin J. (2023): Context matters: Natural tree mortality can lead to neighbor growth release or suppression. *Forest Ecology and Management*. 120735. 10.1016/j.foreco.2022.120735.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E., Ódor P., Standovár T., Roženberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrška T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*. 210. 267-282. 10.1016/j.foreco.2005.02.032.
- Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Ogée J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer C., Carrara A., Chevallier F., Noblet, N., Friend A., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Valentini R. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*. 437. 529-33. 10.1038/nature03972.
- Clark P., Shakun J., Marcott S., Mix A., Eby M., Kulp S., Levermann A., Milne G., Pfister P., Santer B., Schrag D., Solomon S., Stocker T., Strauss B., Weaver A., Winkelmann R., Archer D., Bard E., Goldner A., Plattner G-K. (2016): Consequences of Twenty-First-Century Policy for Multi-Millennial Climate and Sea-Level Change. *Nature Climate Change*. 6. 10.1038/nclimate2923.
- Curtis P., Gough C. (2018): Forest aging, disturbance and the carbon cycle. *New Phytologist*. 219. 10.1111/nph.15227.
- Czajlik P., Gergely Z., Tulipán T. (1993): "Kékes Észak" – egy létesítendő erdőrezervátum. *Környezet és Fejlődés* 4(3-4):64- 66.
- Czúcz B., Galhidy L., Mátyás Cs. (2011): Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science*. 68. 99-108. 10.1007/s13595-011-0011-4.
- Czúcz, B. (2010). Az éghajlatváltozás hazai természetközeli élő helyekre gyakorolt hatásainak modellezése. Doktori (PhD) értekezés, Budapest Corvinus Egyetem, 164. old.

- Csiszár Á., Kézdy P., Márton K., Bartha D. (2020): Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe. *Folia Oecologica*. 47. 178. 10.2478/foecol-2020-0021.
- D'Arrigo R., Wilson R., Liepert B., Cherubini P. (2008): On the 'Divergence Problem' in Northern Forests: A review of the tree-ring evidence and possible causes. *Global and Planetary Change*. 60. 289-305. 10.1016/j.gloplacha.2007.03.004.
- Das A., Battles J., Stephenson N., Mantgem P. (2011): The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. *Forest Ecology and Management*. 261. 1203-1213. 10.1016/j.foreco.2010.12.035.
- De Kort, H., Vander Mijnsbrugge K., Vandepitte, K., Mergeay J., Ovaskainen O., Honnay O. (2015): Evolution, plasticity and evolving plasticity of phenology in the tree species *Alnus glutinosa*. *Journal of evolutionary biology*. 29. 10.1111/jeb.12777.
- Debeljak M. (2006): Coarse woody debris in virgin and managed forest. *Ecological Indicators - ECOL INDIC*. 6. 733-742. 10.1016/j.ecolind.2005.08.031.
- Demeter L., Bede-Fazekas Á., Molnár Zs., Csicssek G., Ortmann-Ajkai A., Varga A., Molnár Á.P., Horvath F. (2020): The legacy of management approaches and abandonment on old-growth attributes in hardwood floodplain forests in the Pannonian Ecoregion. *European Journal of Forest Research*. 139. 10.1007/s10342-020-01272-w.
- Descals A., Verger A., Yin G., Filella I., Penuelas J. (2022): Widespread drought-induced leaf shedding and legacy effects on productivity in European deciduous forests. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. 9. 10.1002/rse2.296.
- Després T., Asselin H., Doyon F., Bergeron Y. (2014): Structural and Spatial Characteristics of Old-Growth Temperate Deciduous Forests at Their Northern Distribution Limit. *Forest Science*. 60. 871-880. 10.5849/forsci.13-105.
- Di Filippo A., Biondi F., Piovesan G., Ziaco E. (2016): Tree-ring based metrics for assessing old-growth forest naturalness. *Journal of Applied Ecology*. 54. 10.1111/1365-2664.12793.
- Dlugokencky, E. & Tans, P. (2018): *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide* (NOAA, Earth System Research Laboratory)
- Dobbertin M., Neumann M. (2016): Part V: Tree Growth. In: UNECE ICP Forests, Programme Coordinating Centre (ed.) Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.
- Dobor L., Barcza Z., Horváth F. (2016): A szabad hozzáférésű FORESEE klíma-adatbázis: múlt, jelen, jövő. *ELTE, Meteorológiai Füzetek* 27: 39-48.
- Dobor L., Barcza Z., Hlásny T., Havasi Á., Horvath F., Itzész P., Bartholy J. (2015): Bridging the gap between climate models and impact studies: the FORESEE Database. *Geoscience Data Journal*. 2. 10.1002/gdj3.22.
- Dobor L., Barcza Z., Havasi Á. (2012): Regionális klímamodell eredmények hibakorrekciója.
- Doerfler I., Müller J., Gossner M., Hofner B., Weisser W. (2017): Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecology and Management*. 400. 10.1016/j.foreco.2017.06.013.
- Dosio, A., Lennard, C. & Spinoni, J. Projections of indices of daily temperature and precipitation based on bias-adjusted CORDEX-Africa regional climate model simulations. *Climatic Change* 170, 13 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03307-0>
- Doughty C., Metcalfe D., Girardin C., Amézquita F., Galiano D., Huaraca Huasco W., Silva Espejo J., Araujo-Murakami A., Costa M., Rocha W., Feldpausch T., Monteagudo A., Costa A., Meir P., Phillips O., Malhi Y. (2015): Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. *Nature*. 519. 78-82. 10.1038/nature14213.

- Drapeau P., Nappi A., Imbeau L., Saint-Germain M. (2009): Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. — *THE FORESTRY CHRONICLE*. 85. 227-234. 10.5558/tfc85227-2.
- Dulamsuren C., Hauck M., Kopp G., Ruff M., Leuschner C. (2017): European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). *Trees*. 31. 10.1007/s00468-016-1499-x.
- Dulamsuren C., Wommelsdorf T., Zhao F., Xue Y., Zhumadilov B., Leuschner C., Hauck M. (2013): Increased Summer Temperatures Reduce the Growth and Regeneration of *Larix sibirica* in Southern Boreal Forests of Eastern Kazakhstan. *Ecosystems*. 16. 10.1007/s10021-013-9700-1.
- Dyderski M., Jagodziński A. (2020): Impact of Invasive Tree Species on Natural Regeneration Species Composition, Diversity, and Density. *Forests*. 11. 456. 10.3390/f11040456.
- Fekete, G. (1965): Die Waldvegetation im Gödöllőer Hügelland. Vergleichende pflanzengeographische Studie über die Wälder der kühl-kontinentalen Waldsteppe. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 223 p
- Fekete I., Lajtha K., Kotrocó Zs., Varbiro G., Varga Cs., Tóth J., Demeter I., Veperdi G., Berki I. (2017): Long term effects of climate change on carbon storage and tree species composition in a dry deciduous forest. *Global change biology*. 23. 3154–3168. 10.1111/gcb.13669.
- Feldmann E., Glatthorn J., Ammer C., Leuschner C. (2020): Regeneration Dynamics Following the Formation of Understory Gaps in a Slovakian Beech Virgin Forest. *Forests*. 11. 585. 10.3390/f11050585.
- Field C., Barros V., Dokken D.J., Mach K.J., Mastrandrea M., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K., Estrada Y.O., Genova R.C., Girma B., Kissel E.S., Levy A.N., MacCracken S., Mastrandrea P.R., White L.L. (2015): Climate change 2014 impacts, adaptation and vulnerability: Part A: Global and sectoral aspects: Working group II contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. 10.1017/CBO9781107415379.
- Flower C., González-Meler M. (2015): Responses of Temperate Forest Productivity to Insect and Pathogen Disturbances. *Annual Review of Plant Biology*. 66. 547-69. 10.1146/annurev-arplant-043014-115540.
- Fortunel, C., Lasky, J.R., Uriarte, M., Valencia, R., Wright, S.J., Garwood, N.C. and Kraft, N.J.B. (2018), Topography and neighborhood crowding can interact to shape species growth and distribution in a diverse Amazonian forest. *Ecology*, 99: 2272-2283. <https://doi.org/10.1002/ecy.2441>
- Fowler D., Coyle M., Skiba U., Sutton M., Cape J., Reis S., Sheppard L., Jenkins A., Grizzetti B., Galloway J., Vitousek P., Leach A., Bouwman A., Butterbach-Bahl K., Dentener F., Amann M., Voss M. (2013): The Global Nitrogen Cycle in the Twenty-First Century. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*. 368. 20130164. 10.1098/rstb.2013.0164.
- Franklin J., Van Pelt R. (2004): Spatial Aspects of Structural Complexity in Old-Growth Forests. *Journal of Forestry*. 102. 22-28.
- Franklin J.F., Shugart H.H., Harmon M.E. (1987): Tree death as an ecological process. *BioScience*, 37:550–556. <https://doi.org/10.2307/1310665>
- Fraver S., D'Amato A., Bradford J., Jonsson B., Jönsson M. (2014): Tree growth and competition in an old-growth *Picea abies* forest of boreal Sweden: Influence of tree spatial patterning. *Journal of Vegetation Science*. 25. 374-385. 10.1111/jvs.12096.
- Freimuth J., Bossdorf O., Scheepens J.F., Willems F. (2021): Climate warming changes synchrony of plants and pollinators in Germany. 10.1101/2021.01.10.425984.
- Frelich L., Reich P. (2003): Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews - ENVIRON REV*. 11. 10.1139/a03-011.
- Frey S., Hadley A., Johnson S., Schulze M., Jones J., Betts M. (2016): Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. *Science Advances*. 2. e1501392-e1501392. 10.1126/sciadv.1501392.

Führer, E ; Horváth, L ; Jagodics, A ; Machon, A ; Szabados, I (2011): *Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice* Erdőjárás / quarterly journal of the hungarian meteorological service 115 : 3 pp. 205-216. , 12 p.

Führer, E ; Gálos, B ; Rasztoivits, E ; Jagodics, A ; Mátyás, Cs (2017): A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai — III.: Az erdészeti klímaosztályok új lehatárolása öko-fiziológiai alapon; Erdészeti klímaosztályok területének várható változása Erdészeti Lapok. 152 : 6 pp. 173-175. Paper: III. , 3 p. (2017)

Führer, Ernő. (2018). A klímaértékelés erdészeti vonatkozásai. Erdészettudományi Közlemények. 8. 27-42. 10.17164/EK.2018.002.

Fyllas N., Koufaki T., Sazeides C., Spyroglou G., Theodorou K. (2022): Potential Impacts of Climate Change on the Habitat Suitability of the Dominant Tree Species in Greece. *Plants*. 11. 1616. 10.3390/plants11121616.

Gálhidy L., Mihók B., Hagyo A., Rajkai K., Standovár T. (2006): Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology*. 183. 133-145. 10.1007/s11258-005-9012-4.

Gálhidy, L., Mihók, B. (2000): Léken belüli pozíció és mikrotopográfia hatása szél döntéssel lékek aljnövényzeti és újulati viszonyaira – V. Magyar Ökológus Kongresszus, absztrakt kötet, Debrecen. p.57

Galloway J., Dentener F., Boyer E., Howarth R., Seitzinger S., Asner G., Cleveland C., Green P., Holland E., Karl D., Michaels A., Porter, J., Townsend AR., Vöösmary C. (2004): Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*. 70. 153-226. 10.1007/s10533-004-0370-0.

Gálos B., Führer E. (2018): A klíma erdészeti célú előrevetítése. Erdészettudományi Közlemények. 8. 43-55. 10.17164/EK.2018.003.

Gao T., Nielsen A., Hedblom M. (2015): Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*. 57. 420-434. 10.1016/j.ecolind.2015.05.028.

Garamszegi B., Kern Z. (2014): Climate influence on radial growth of *Fagus sylvatica* growing near the edge of its distribution in Bükk Mts., Hungary. *Dendrobiology*. 72. 93-102. 10.12657/denbio.072.008.

García-Vega, D., Newbold, T. (2020): Assessing the effects of land use on biodiversity in the world's drylands and Mediterranean environments. *Biodivers Conserv* 29, 393–408 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01888-4>

Gatti C. R., Callaghan T., Velichevskaya A., Dudko A., Fabbio L., Battipaglia G., Liang J. (2019): Accelerating upward treeline shift in the Altai Mountains under last-century climate change. *Scientific Reports*. 9. 10.1038/s41598-019-44188-1.

Gazol A., Camarero J. (2021): Compound climate events increase tree drought mortality across European forests. *Science of The Total Environment*. 816. 151604. 10.1016/j.scitotenv.2021.151604.

Gehring C., Swaty R., Deckert R. (2016): Mycorrhizas, Drought, and Host-Plant Mortality. 10.1016/B978-0-12-804312-7.00016-4.

Gilg, O. (2005): Old-Growth Forests. Characteristics, conservation and monitoring. Habitat and species management. Technical report 74.

Gill R. (1992): A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. *Forestry*. 65. 10.1093/forestry/65.2.145.

Gilliam F., Welch N., Phillips A., Peterjohn W., Fowler Z., Walter C., Burnham M., May J., Adams M.B., Gilliam F., Welch, N., Phillips A., Billmyer J. Peterjohn W., Walter C., Burnham M., May J. Adams M. (2016): Twenty-five-year response of the herbaceous layer of a temperate hardwood forest to elevated nitrogen deposition. *Ecosphere*. 7. 10.1002/ecs2.1250.

Gilliam F. (2006): Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology*. 94. 1176 - 1191. 10.1111/j.1365-2745.2006.01155.x.

- Goff F., West D. (1975): Canopy-understory Interaction Effects on Forest Population Structure. *Forest Science*. 21. 98-108.
- Gossner M., Wende B., Levick S., Schall P., Floren A., Linsenmair K. E., Steffan-Dewenter I., Ernst D., S., Weisser W. (2016): Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity?. *Biological Conservation*. 201. 92-102. 10.1016/j.biocon.2016.06.032.
- Greenwood S., Chen J.-C., Chen C.-T., Jump A. (2014): Strong topographic sheltering effects lead to spatially complex treeline advance and increased forest density in a subtropical mountain region. *Global Change Biology*. 20. 10.1111/gcb.12710.
- Grote R., Gessler A., Hommel R., Poschenrieder W., Priesack E. (2016): Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. *Trees*. 30. 1467-1482. 10.1007/s00468-016-1446-x.
- Gruber N., Galloway J. (2008): Gruber N, Galloway JN.. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451: 293-296. *Nature*. 451. 293-6. 10.1038/nature06592.
- Gudmundsson L., Seneviratne S. (2016): Anthropogenic climate change affects meteorological drought risk in Europe. *Environmental Research Letters*. 11. 044005. 10.1088/1748-9326/11/4/044005.
- Gurmesa G., A., Wang A., Li S., Peng S., Vries W., Gundersen, P., Ciais P., Phillips, O., Hobbie E., Zhu W., Nadelhoffer K., Xi Y., Bai E., Sun T., Chen D., Zhou W., Zhang Y., Guo Y., Zhu J., Fang Y. (2022): Retention of deposited ammonium and nitrate and its impact on the global forest carbon sink. *Nature Communications*. 10.1038/s41467-022-28345-1.
- Hackett-Pain A., Cavin L., Friend A., Jump A. (2016): Consistent limitation of growth by high temperature and low precipitation from range core to southern edge of European beech indicates widespread vulnerability to changing climate. *European Journal of Forest Research*. 135. 10.1007/s10342-016-0982-7.
- Hahn, K. & Christensen, Morten. (2004). *Dead Wood in European Forest Reserves-A Reference for Forest Management.. Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe-From Ideas to Operationality*, EFI Proceedings. 51. 181-191.
- Hahn K., Madsen P. (2008): Natural regeneration in a beech-dominated forest managed by close-to-nature principles - A gap cutting based experiment. *Canadian Journal of Forest Research*. 38. 1716-1729. 10.1139/X08-026.
- Hammond Maame E., Pokorny R. (2020): Effects of gap size on natural regeneration and micro-environmental soil conditions in European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) dominated mixed forest. *Plant Soil and Environment*. 66. 10.17221/397/2020-PSE.
- Hamunyela E., Verbesselt J., Roerink, G., Herold M. (2013): Trends in Spring Phenology of Western European Deciduous Forests. *Remote Sensing*. 5. 10.3390/rs5126159.
- Hararuk O., Kurz W., Didion M. (2020): Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems*. 7. 10.1186/s40663-020-00248-x.
- Harmon M., Hua C. (1991): Coarse Woody Debris Dynamics in Two Old-Growth Ecosystems. *Bioscience*. 41. 604-610. 10.2307/1311697.
- Harrison, P.A. (2021), Climate change and the suitability of local and non-local species for ecosystem restoration. *Ecol Manag Restor*, 22: 75-91. <https://doi.org/10.1111/emr.12520>
- Hartmann H., Moura C., Anderegg W., Ruehr N., Salmon, Y., Allen C., Arndt S., Breshears D., Davi H., Galbraith, D., Ruthrof K., Wunder J., Adams H., Bloemen J., Cailleret M., Cobb R., Gessler A., Grams T., Jansen S., O'Brien M. (2018): Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytologist*. 218. 15-28. 10.1111/nph.15048.
- Heilmann-Clausen J., Christensen M. (2003): Fungal diversity on decaying beech logs - Implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation - BIODIVERS CONSERV*. 12. 953-973. 10.1023/A:1022825809503.
- Heiri C. (2009): Stand dynamics in Swiss forest reserves. an analysis based on long-term forest reserve data and dynamic modeling. 10.3929/ethz-a-005980514.

- Heiri C., Wolf A., Rohrer L., Bugmann H. (2009): Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: Structure, composition, and the influence of former management. *Ecological applications* : a publication of the Ecological Society of America. 19. 1920-34. 10.1890/08-0516.1.
- Hendel A-L., Winiger N., Jonker M., Zielewska-Büttner K., Ganz S., Adler P., Braunisch V. (2023): Bat habitat selection reveals positive effects of retention forestry. *Forest Ecology and Management*. 531. 10.1016/j.foreco.2023.120783.
- Herrmann S., Bauhus J. (2013): Effects of moisture, temperature and decomposition stage on respirational carbon loss from coarse woody debris (CWD) of important European tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 28. 10.1080/02827581.2012.747622.
- Hickler T., Rammig A., Werner C. (2015): Modelling CO2 Impacts on Forest Productivity. *Current Forestry Reports*. 1. 10.1007/s40725-015-0014-8.
- Hijmans R., Cameron S., Parra J., Jones P., Jarvis A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces of global land areas. *International Journal of Climatology*. 25. 1965-1978. 10.1002/joc.1276.
- Hilmers T., Avdagić A., Bartkowicz L., Bielak K., Binder F., Bončina A., Dobor L., Forrester D.I., L Hobi M., Ibrahimspahić A., Jaworski A., Klopčič M., Matović B., Nagel A., Petráš R., del Rio M., Stajić B., Uhl E., Zlatanov T., Tognetti R., Pretzsch H. (2019): The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe, *Forestry: An International Journal of Forest Research*, Volume 92, Issue 5, October 2019, Pages 512–522, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz035>
- Hlásny T., Barcza Z., Fabrika M., Balazs B., Churkina G., Pajtík J., Sedmák R., Turcani M. (2011): Climate change impacts on growth and carbon balance of forests in Central Europe. *Climate Research*. 47. 219-236. 10.3354/cr01024.
- Hlásny T., Mátyás Cs., Seidl R., Kulla L., Merganicova K., Trombik J., Dobor L., Barcza Z., Konôpka B. (2014): Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the options for adaptation?. *Lesnický Časopis – Forestry Journal*. 60. 5-18. 10.2478/forj-2014-0001.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 1-23
- Holec J., Kucera T. (2020): Richness and composition of macrofungi on large decaying trees in a Central European old-growth forest: a case study on silver fir (*Abies alba*). *Mycological Progress*. 19. 1429–1443. 10.1007/s11557-020-01637-w.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 1-23.
- Holzwarth F., Kahl A., Bauhus J., Wirth C. (2013): Many ways to die – partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. *J Ecol.* 101. 220-230. 10.1111/1365-2745.12015.
- Horák J., Kout J., Vodka Š., Donato D. (2016): Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: Investigating the contrasting effects of within-stand variation in a highly diversified environment. *Forest Ecology and Management*. 363. 229–236. 10.1016/j.foreco.2015.12.041.
- Horányi A., Szépszó G., Bartholy J., Pongrácz R. (2011): Az éghajlati modellek korlátai. In: Klímaváltozás – 2011: Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére
- Horváth F. és Bölöni J. (2002). Az erdrezervátumok kutatáscélpontú besorolása és rövid jellemzése 1999-ben. In: Horváth és Borhidi (szerk.): A hazai erdrezervátumkutatás célja, stratégiája és módszerei. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 8. Természetbúvár, Budapest, 276-287.
- Horváth, F (2012): Methodological developments to the long term research of stand structure of forest reserve (in Hungarian with English Summary), PhD Dissertation, Roth Gyula Doctoral School of Forestry and Wildlife Management Sciences, University of West Hungary. <https://doktori.hu/index.php?menuid=193&vid=9662&lang=EN>
- Horvath F., Bidló A., Heil B., Király G., Kovács G., Mányoki G., Mázsa K., Tanács E., Veperdi G., Bölöni J., (2012): Abandonment status and long-term monitoring of strict forest reserves in the Pannonian Biogeographical Region. *Plant Biosystems*. 189-200. 10.1080/11263504.2011.650728.

- Horvath F., Csicsek G., Bíró A., Demeter L., Lipka B., Neumann Sz., Papp M., Szegleti Zs., Vig, Á., Lesku B. (2018): A Fényi-erdő, Égett kocka 2018-ban. 10.46441/ERF.2018.1.
- Huang J-G., Bergeron Y., Denneler B., Berninger F., Tardif J. (2007): Response of Forest Trees to Increased Atmospheric CO₂. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 26. 265-283. 10.1080/07352680701626978.
- Hubbell S., Ahumada J., Condit R., Foster R. (2001): Local Neighborhood Effects on Long-Term Survival of Individual Trees in a Neotropical Forest. *Ecological Research*. 16. 859-875. 10.1046/j.1440-1703.2001.00445.x.
- Huber N., Lafond V., Bugmann H. (2020): Capturing ecological processes in dynamic forest models: why there is no silver bullet to cope with complexity. *Ecosphere*. 11. 10.1002/ecs2.3109.
- Hülsmann L., Bugmann H., Commarmot B., Meyer P., Zimmermann S., Brang P. (2016): Does one model fit all? Patterns of beech mortality in natural forests of three European regions. *Ecological Applications*. 26. 2463-2477. 10.1002/eap.1388.
- Ibarra J., Martin K. (2015): Biotic homogenization: Loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biological Conservation*. 192. 418-427. 10.1016/j.biocon.2015.11.008.
- Ibarra J., Novoa F., Jaillard H., Altamirano T. (2020): Large trees and decay: Suppliers of a keystone resource for cavity-using wildlife in old-growth and secondary Andean temperate forests. *Austral Ecology*. 45. 10.1111/aec.12943.
- Innes J.L. (1993). *Forest health: its assessment and status*. Wallingford, Oxon, UK: CAB International
- IPCC. (2001). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed: McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J. & White, K. S.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1032 pp
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 976 pp.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2022, Impacts, Adaptation and Vulnerability Summary for Policymakers*; IPCC: Geneva, Switzerland, 2022.
- IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 1-31.
- IPCC, 2019: *Summary for Policymakers*. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In press
- Jach-Smith, L., Jackson, R. (2018): N addition undermines N supplied by arbuscular mycorrhizal fungi to native perennial grasses. *Soil Biology and Biochemistry*. 116. 10.1016/j.soilbio.2017.10.009.
- Jakucs P. 1984: A kocsánytalan tölgyek pusztulásának ökológiai magyarázata. *Az Erdő* 33: 342–344.
- Jactel H., Koricheva J., Castagneyrol B. (2019): Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. *Current Opinion in Insect Science*. 35. 10.1016/j.cois.2019.07.010
- Jaloviari P., Sedmáková D., Pittner J., Danková L., Kucbel S., Sedmák R., Saniga M. (2020): Gap Structure and Regeneration in the Mixed Old-Growth Forests of National Nature Reserve Sitno, Slovakia. *Forests*. 11. 10.3390/f11010081.
- Jensen A., Löf M. (2017): Effects of interspecific competition from surrounding vegetation on mortality, growth and stem development in young oaks (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*. 392. 176-183. 10.1016/j.foreco.2017.03.009.
- Johnson S., Abrams M. (2009): Age class, longevity and growth rate relationships: Protracted growth increases in old trees in the eastern United States. *Tree physiology*. 29. 1317-28. 10.1093/treephys/tpp068.

- Jomura, M.; Yoshida, R.; Michalčíková, L.; Tláškal, V.; Baldrian, P. Factors Controlling Dead Wood Decomposition in an Old-Growth Temperate Forest in Central Europe. *J. Fungi* **2022**, *8*, 673. <https://doi.org/10.3390/jof8070673>
- Kahl T., Arnstadt T., Baber K., Bässler C., Bauhus J., Borken W., Buscot F., Floren A., Heibl C., Hessenmöller D., Hofrichter M., Hoppe B., Kellner H., Krüger D., Linsenmair K. E., Matzner E., Otto P., Purahong W., Seilwinder C., Gossner M. (2017): Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. *Forest Ecology and Management*. 391. 86-95. 10.1016/j.foreco.2017.02.012.
- Kakas J. (1967): Magyarország éghajlati atlasza I., II., Akadémia Kiadó, Budapest, 263. o
- Kameniar O., Ondřej Vostarek, Martin Mikoláš, Marek Svitok, Michal Frankovič, Robert C. Morrissey, Daniel Kozák, Thomas A. Nagel, Martin Dušátko, Jakob Pavlin, Matej Ferenčík, William S. Keeton, Andreea Petronela Spînu, Ion Catalin Petritan, Linda Majdanová, Katarína Markuljaková, Catalin-Constantin Roibu, Rhiannon Gloor, Radek Bače, Arne Buechling, Michal Synek, Miloš Rydval, Jakub Málek, Krešimir Begović, Jeňyk Hofmeister, Ruffy Rodrigo, Joseph L. Pettit, Ecaterina Fodor, Pavel Janda, Miroslav Svoboda, Synchronised disturbances in spruce- and beech-dominated forests across the largest primary mountain forest landscape in temperate Europe, *Forest Ecology and Management*, Volume 537, 2023, 120906, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120906>.
- Kamler J., Dobrovolný L., Drimaj J., Kadavý J., Kneifl M., Adamec Z., Knott R., Martiník A., Plhal R., Zeman J., Hrbek J. (2016): The impact of seed predation and browsing on natural sessile oak regeneration under different light conditions in an over-aged coppice stand. *iForest - Biogeosciences and Forestry*. 9. 569-576. 10.3832/ifer1835-009.
- Kasper J., Leuschner C., Walentowski H., Petritan A.M., Weigel R. (2022): Winners and losers of climate warming: Declining growth in *Fagus* and *Tilia* vs. stable growth in three *Quercus* species in the natural beech–oak forest ecotone (western Romania). *Forest Ecology and Management*. 506. 119892. 10.1016/j.foreco.2021.119892
- Kirby, Keith & Peterken, G.. (1996). *Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. *The Journal of Ecology*. 84. 790. 10.2307/2261344.
- Kenneth, M. "Forest Resources Assessment Working Paper 180." Food and Agriculture Organization of the United Nations Forestry Department. Rome Retrieved 11 (2014).
- Keren S., Diaci J. (2018): Comparing the Quantity and Structure of Deadwood in Selection Managed and Old-Growth Forests in South-East Europe. *Forests*. 9. 76. 10.3390/f9020076.
- Kern A., Dobor L., Horváth F., Hollós R., Márta G., Barcza Z. (2019): FORESEE: egy publikus meteorológiai adatbázis a Kárpát-medence tágabb térségére, In: Molnár, Vanda Éva (szerk.) *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában X.: Theory meets practice in GIS*, Debreceni Egyetemi Kiadó (2019) pp. 131-138.
- Kint V., Aertsens W., Campioli M., Vansteenkiste D., Delcloo A., Muys B. (2012): Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901–2008. *Climatic Change*. 115. 10.1007/s10584-012-0465-x.
- Király G., Balázs P., Horváth J., Konkoly-Gyuró É. (2014) *A Szalafői Óserdő Erdőrezervátum történeti változásai régi térképek és irodalmi források alapján*
- Király G., Balázs P., Horváth J., Konkoly-Gyuró É. (2014) *A Szalafői Óserdő Erdőrezervátum történeti változásai régi térképek és irodalmi források alapján*
- Kis A., Pongracz R., Bartholy J. (2017): Multi-model analysis of regional dry and wet conditions for the Carpathian Region: MULTI-MODEL ANALYSIS OF DRY/WET CONDITIONS FOR THE CARPATHIAN REGION. *International Journal of Climatology*. 37. 4543-4560. 10.1002/joc.5104.
- Klapwijk M., Csóka Gy., Hirka A., Björkman C. (2013): Forest insects and climate change: Long-term trends in herbivore damage. *Ecology and evolution*. 3. 4183-4196. 10.1002/ece3.717.
- Klopcic M., Rozman A., Boncina A. (2022): Evidence of a Climate-Change-Induced Shift in European Beech Distribution: An Unequal Response in the Elevation, Temperature and Precipitation Gradients. *Forests*. 13. 1311. 10.3390/f13081311.

- Komarov, A. S. and Shanin, V. N. (2012): Comparative analysis of the influence of climate change and nitrogen deposition on carbon sequestration in forest ecosystems in European Russia: simulation modelling approach, *Biogeosciences* 9:4757–4770, <https://doi.org/10.5194/bg-9-4757->
- Kjellström, Erik & Nikulin, Grigory & Hansson, Ulf & Strandberg, Gustav & Ullerstig, Anders. (2011). 21st century changes in the European climate: Uncertainties derived from an ensemble of regional climate model simulations. *Tellus*. 63A. 24-40. 10.1111/j.1600-0870.2010.00475.x.
- Kysely, J., Pokorna, L., Kyncl, J. and Kriz, B. (2009) Excess Cardiovascular Mortality Associated with Cold Spells in the Czech Republic. *BMC Public Health*, 9, 19.
<https://doi.org/10.1186/1471-2458-9-19>
- Krueger L., Peterson C., Royo A., Carson W. (2009): Evaluating relationships among tree growth rate, shade tolerance, and browse tolerance following disturbance in an eastern deciduous forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 39. 2460-2469. 10.1139/X09-155.
- Kueppers L., Southon J., Baer P., Harte J. (2005): Dead wood biomass and turnover time, measured by radiocarbon, along a subalpine elevation gradient. *Oecologia*. 141. 641-51. 10.1007/s00442-004-1689-x.
- Kumar P., Thomas S., Shahi C. (2018): Epixylic vegetation abundance, diversity and composition vary with coarse woody debris decay class and substrate species in boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 48. 399-411. 10.1139/cjfr-2017-0283.
- Laiho R., Prescott C. (2004): Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: A synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*. 34. 763-777. 10.1139/X03-241.
- Lakatos M., Szentimrey T., Bihari Z., Szalai S. (2013): Creation of a homogenized climate database for the Carpathian region by applying the MASH procedure and the preliminary analysis of the data. *Idojaras*. 117. 143-158.
- Langmaier M., Lapin K. (2020): A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests. *Frontiers in Plant Science*. 11. 524969. 10.3389/fpls.2020.524969.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*. 11. 1027-1039. 10.1016/j.ecolind.2011.02.004.
- Lassauce A., Larrieu L., Paillet Y., Lieutier F., Bouget C. (2013): The effects of forest age on saproxylic beetle biodiversity: Implications of shortened and extended rotation lengths in a French oak high forest. *Insect Conservation and Diversity*. 6. 10.1111/j.1752-4598.2012.00214.x.
- Laubhann D., Sterba H., Reinds G., Vries W. (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management* 258 (2009) 8. 258. 10.1016/j.foreco.2008.09.050.
- Lázaro-Lobo A., Lucardi R., Ramirez-Reyes C., Ervin G. (2021): Region-wide assessment of fine-scale associations between invasive plants and forest regeneration. *Forest Ecology and Management*. 483. 118930. 10.1016/j.foreco.2021.118930.
- Lenoir J., Gégout J.-C., Marquet, P., Ruffray P., Brisse H. (2008): A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science (New York, N.Y.)*. 320. 1768-71. 10.1126/science.1156831.
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P. A., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Canadell, J. G., Arneeth, A., Arora, V. K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L. P., Ciais, P., Doney, S. C., Gkritzalis, T., Goll, D. S., Harris, I., Haverd, V., Hoffman, F. M., Hoppema, M., Houghton, R. A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A. K., Johannessen, T., Jones, C. D., Kato, E., Keeling, R. F., Goldewijk, K. K., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Metzl, N., Munro, D. R., Nabel, J. E. M. S., Nakaoka, S., Neill, C., Olsen, A., Ono, T., Patra, P., Peregon, A., Peters, W., Peylin, P., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rocher, M., Rödenbeck, C., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Steinhoff, T., Sutton, A., Tans, P. P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F. N., van der Laan-Luijkx, I. T., van der Werf, G. R., Viovy, N., Walker, A. P., Wiltshire, A. J., Wright, R., Zaehle, S., and Zheng, B.: Global Carbon Budget 2018, *Earth Syst. Sci. Data*, 10, 2141–2194, <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>, 2018.

- Lévesque M., Walthert L., Weber P. (2015): Soil nutrients influence growth response of temperate tree species to drought. *Journal of Ecology*. 104. n/a-n/a. 10.1111/1365-2745.12519.
- Lhotka O., Kyselý J., Farda A. (2018): Climate change scenarios of heat waves in Central Europe and their uncertainties. *Theoretical and Applied Climatology*. 131. 10.1007/s00704-016-2031-3.
- Liang Y., Duveneck M., Gustafson E., Serra-Diaz J. M., Thompson J. (2017): How disturbance, competition and dispersal interact to prevent tree range boundaries from keeping pace with climate change. *Global Change Biology*. 24. 10.1111/gcb.13847.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., and Kolström, M. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems, *Forest Ecology and Management*, Vol 259 (4) pp:698-709 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Ligot, Gauthier & Balandier, Philippe & Fayolle, Adeline & Lejeune, Philippe & Claessens, Hugues. (2013). Height competition between *Quercus petraea* and *Fagus sylvatica* natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. *Forest Ecology and Management*. 304. 391–398. 10.1016/j.foreco.2013.05.050.
- Lin S., Wang H., Ge Q., Hu Z. (2022): Effects of chilling on heat requirement of spring phenology vary between years, *Agricultural and Forest Meteorology*, Volume 312, 2022, 108718, ISSN 0168-1923, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108718>.
- Lin, Fei & Comita, Liza & Wang, Xugao & Bai, Xue-jiao & Yuan, Zuoqiang & Xing, Dingliang & Hao, Zhanqing. (2014). The contribution of understory light availability and biotic neighborhood to seedling survival in secondary versus old-growth temperate forest. *Plant Ecology*. 215. 10.1007/s11258-014-0332-0.
- Lindhe A., Lindelöw Å., Åsenblad N. (2005): Saproxyllic Beetles in Standing Dead Wood Density in Relation to Substrate Sun-exposure and Diameter. *Biodiversity & Conservation*. 14. 3033-3053. 10.1007/s10531-004-0314-y.
- Lines E., Coomes D., Purves D. (2010): Influences of Forest Structure, Climate and Species Composition on Tree Mortality across the Eastern US. *PloS one*. 5. e13212. 10.1371/journal.pone.0013212.
- Lorimer C., Dahir S., Nordheim E. (2004): Tree mortality rates and longevity in mature and old-growth Hemlock-hardwood forests. *Journal of Ecology*. 89. 960 - 971. 10.1111/j.1365-2745.2001.00619.x.
- MacDicken, K. et al. *Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?* 2nd edn (FAO, Rome, 2016).
- Mackey B., Dellasala D., Kormos C., Lindenmayer D., Kümpel N., Zimmerman B., Hugh S., Young V., Foley S., Arsenis K., Watson J. (2014): Policy Options for the World's Primary Forests in Multilateral Environmental Agreements. *Conservation Letters*. 8. 10.1111/conl.12120.
- Maes S., Perring M., Vanhellefont M., Depauw L., Van den Bulcke J., Brümelis G., Brunet J., Decocq G., Ouden J., Haerdtle W., Hédl R., Heinken T., Heinrichs S., Jaroszewicz B., Kopecký M., Máliš F., Wulf M., Verheyen K. (2018): Environmental drivers interactively affect individual tree growth across temperate European forests. *Global Change Biology*. 25. 10.1111/gcb.14493.
- Mag Zs. (2007): Faállomány hatása a költő madárközösségre őrségi erdőkben. Diplomamunka. Kézirat, Budapest
- Mainali K., Shrestha B., Sharma R., Adhikari A., Gurarie E., Singer M., Parmesan C. (2020): Contrasting responses to climate change at Himalayan treelines revealed by population demographics of two dominant species. *Ecology and Evolution*. 10. 10.1002/ece3.5968.
- Major Diána (2010): A faállomány-szerkezet változásának felmérése, és a változás térinformatikai elemzése a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumban. [Diplomamunka]. Kézirat, Sopron
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Dragan G., Sprem N., Kamler J., Baubet E., Hohmann U., Monaco A., Ozolins J., Cellina S., Podgórski T., Fonseca C., Markov N., Pokorny B., Rosell C., Náhlik A. (2014): Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*. 71. 10.1002/ps.3965.

- Mathys A., Brang P., Stillhard J., Bugmann H., Hobi M. (2020): Long-term tree species population dynamics in Swiss forest reserves influenced by forest structure and climate. *Forest Ecology and Management*. 481. 10.1016/j.foreco.2020.118666.
- Mátyás Cs., 2009: Ecological perspectives of climate change in Europe's continental, droughtthreatened Southeast. In Groisman P., Ivanov S. (2009): *Regional Aspects of Climate-Terrestrial-Hydrologic Interactions in Non-boreal Eastern Europe*. 10.1007/978-90-481-2283-7.
- Mátyás Cs., Berki I., Czúcz B., Gálos B., Móricz N., Rasztovíts E. (2010): Future of Beech in Southeast Europe from the Perspective of Evolutionary Ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 6. 91-110.
- Mátyás Cs., Berki I., Bidló A., Csóka Gy., Czimber K., Führer E., Gálos B., Gribovszki Z., Illés G., Hirka A., Somogyi Z. (2018): Sustainability of Forest Cover under Climate Change on the Temperate-Continental Xeric Limits. *Forests*. 9. 489. 10.3390/f9080489.
- Mázsa K., Horváth F., Balázs B., Bölöni J. és Aszalós R. (2009): A felsőtárkányi Vár-hegy erdőrezervátum faállományának korosztály viszonyai erdőtörténeti összefüggésben. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 347-357.
- Mázsa K, Horváth F, Balázs B, Bölöni J, Aszalós R (2009) Stand survey and forest history study of mature oak forest in the Vár-hegy Forest Reserve at Felsőtárkány (in Hungarian). *Természetvédelmi Közlemények* 15:347-
- McGarvey, Jennifer & Thompson, Jonathan & Epstein, H. & Shugart, Herman. (2015). Carbon storage in old-growth forests of the Mid-Atlantic: Toward better understanding the eastern forest carbon sink. *Ecology*. 96. 311-317. 10.1890/14-1154.1.
- Meehl, Gerald & Zwiers, Francis & Evans, Jenni & Knutson, Thomas & Mearns, Linda & Whetton, Penny. (2000). Trends in Extreme Weather and Climate Events: Issues Related to Modeling Extremes in Projections of Future Climate Change *. *B Am Meteorol Soc*. 81. 427-436. 10.1175/1520-0477(2000)081<0427:TIEWAC>2.3.CO;2.
- Messier, Christian & Doucet, R. & Ruel, Jean-Claude & Claveau, Yves & Kelly, Colin & Lechowicz, Martin. (1999). Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 29. 10.1139/cjfr-29-6-812.
- Messier, Christian & Posada, Juan & Aubin, Isabelle & Beaudet, Marilou. (2009). Functional Relationships Between Old-Growth Forest Canopies, Understorey Light and Vegetation Dynamics. 10.1007/978-3-540-92706-8_6.
- Meyer, Peter & Schmidt, Matthias. (2011). Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management*. 261. 342-352. 10.1016/j.foreco.2010.08.037.
- Meyer, Peter & Nagel, Rouven & Feldmann, Eike. (2021). Limited sink but large storage: biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of northwestern Germany. *Journal of Ecology*. 109. 10.1111/1365-2745.13740.
- Mezei, Pavel & Grodzki, Wojciech & Blazenec, Miroslav & Jakuš, Rastislav. (2014). Factors influencing the wind-bark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management*. 312. 67-77. 10.1016/j.foreco.2013.10.020.
- Milad, Mirjam & Schaich, Harald & Bürgi, Matthias & Konold, Werner. (2011). Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management*. 261. 829-843. 10.1016/j.foreco.2010.10.038.
- Millar, Constance & Stephenson, Nathan. (2015). Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science (New York, N.Y.)*. 349. 823-6. 10.1126/science.aaa9933.
- Mitchell, Timothy & Jones, P.. (2005). An Improved Method of Constructing a Database of Monthly Climate Observations and Associated High-Resolution Grids. *International Journal of Climatology*. 25. 693 - 712. 10.1002/joc.1181.
- Mohan, Jacqueline & Cowden, Charles & Baas, Peter & Dawadi, Anurag & Frankson, Paul & Helmick, Katherine & Hughes, Elizabeth & Khan, Shafkat & Lang, Ashley & Machmuller, Megan & Taylor, Melanie & Witt, C.. (2014).

Mycorrhizal fungi mediation of terrestrial ecosystem responses to global change: Mini-review. *Fungal Ecology*. 10. 10.1016/j.funeco.2014.01.005.

Molnár, Cs, and B. Czúcz. "A virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.) terjedése és mai termőhelyei az Északi-középhegységben." *Botanikai Közlemények* 96.1-2 (2009): 71-81.

Moreira-Arce, Dario & Vergara, Pablo & Fierro, Andrés & Pincheira, Erick & Crespín, Silvio & Alaniz, Alberto & Carvajal, Mario. (2021). Standing dead trees as indicators of vertebrate diversity: Bringing continuity to the ecological role of senescent trees in austral temperate forests. *Ecological Indicators*. 129. 1470-160. 10.1016/j.ecolind.2021.107878.

Móricz, Norbert & Rasztoivits, Ervin & Gálos, Borbála & Berki, Imre & Eredics, Attila & Loibl, Wolfgang. (2013). Modelling the Potential Distribution of Three Climate Zonal Tree Species for Present and Future Climate in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 9. 10.2478/aslh-2013-0007.

Norbert Móricz, Gábor Illés, Ilona Mészáros, Balázs Garamszegi, Imre Berki, Zsófia Bakacsi, József Kámpel, Orsolya Szabó, Ervin Rasztoivits, Klára Cseke, Katalin Bereczki, Tamás Márton Németh, Different drought sensitivity traits of young sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and Turkey oak (*Quercus cerris* L.) stands along a precipitation gradient in Hungary, *Forest Ecology and Management*, Volume 492, 2021, 119165, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119165>

Mölder, Andreas & Meyer, Peter & Nagel, Ralf. (2019). Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *Forest Ecology and Management*. 437. 324-339. 10.1016/j.foreco.2019.01.006.

Munteanu, Catalina & Kuemmerle, Tobias & Keuler, Nicholas & Müller, Daniel & Balázs, Pál & Dobosz, Monika & Griffiths, Patrick & Halada, Lubos & Kaim, Dominik & Király, Géza & Konkoly-Gyuró, Éva & Kozak, Jacek & Lieskovsky, Juraj & Ostafin, Krzysztof & Ostapowicz, Katarzyna & Shandra, Oleksandra & Radeloff, Volker. (2015). Legacies of 19th century land use shape contemporary forest cover. *Global Environmental Change*. 34. 83-94. 10.1016/j.gloenvcha.2015.06.015.

Motta, R., Garbarino, M., Berretti, R. et al. Development of old-growth characteristics in uneven-aged forests of the Italian Alps. *Eur J Forest Res* 134, 19–31 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0830-6>

Müller, Jörg & Pöllath, Jakob & Moshhammer, Ralf & Schröder, Boris. (2013). Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management*. 257. 502-509. 10.1016/j.foreco.2008.09.023.

Müller, Jörg & Noss, Reed & Bussler, Heinz & Brandl, Roland. (2010). Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation*. 143. 2559-2569. 10.1016/j.biocon.2010.06.024.

Naccarella, Aviya & Morgan, John & Cutler, Seraphina & Venn, Susanna. (2020). Alpine treeline ecotone stasis in the face of recent climate change and disturbance by fire. *PLOS ONE*. 15. e0231339. 10.1371/journal.pone.0231339.

Nagel, T. & Zenner, Eric & Brang, Peter. (2013). Research in old-growth forests and forest reserves: implications for integrated forest management. In: Kraus, Daniel & Krumm, Frank. (2013). *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity*.

Nagel, Thomas & Svoboda, Miroslav & Kobal, Milan. (2014). Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecological applications* : a publication of the Ecological Society of America. 24. 663-79. 10.1890/13-0632.1.

Nagel, Thomas & Iacopetti, Giovanni & Javornik, Jernej & Rozman, Andrej & Frenne, Pieter & Selvi, Federico & Verheyen, Kris. (2019). Cascading effects of canopy mortality drive long-term changes in understory diversity in temperate old-growth forests of Europe. *Journal of Vegetation Science*. 30. 10.1111/jvs.12767.

Nakicenovic, N., J. Alcamo, G. Davis, H.J.M. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grubler, T.Y. Jung, T. Kram, E.L. La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Papper, H. Pitcher, L. Price, K. Riahi, A. Roehrl, H-H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor, and Z. Dadi.

- N. Nakicenovic and R. Swart (Eds.), UK. pp 570. Special Report on Emissions Scenarios, IPCC, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2000. pp. 570.
- Nappi, Antoine & Drapeau, Pierre & Leduc, Alain. (2015). How important is dead wood for woodpeckers foraging in eastern North American boreal forests?. *Forest Ecology and Management*. 346. 10.1016/j.foreco.2015.02.028.
- Neumann Szilvia (2019): Az újulati és cserjeszint átalakulása vadkizárást követően a Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátumban. Kézirat, Diplomamunka, ELTE TTK, Budapest
- Norby, Richard & Warren, Jeffrey & Iversen, Colleen & Medlyn, Belinda & Mcmurtrie, Ross. (2010). CO2 enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 107. 19368-73. 10.1073/pnas.1006463107.
- Ódor P., Tinya, F. (2016): Congruence of the spatial pattern of light and understory vegetation in an old-growth, temperate mixed forest. *Forest Ecology and Management*. 381. 84-92. 10.1016/j.foreco.2016.09.027.
- Ódor, Péter & Standovár, Tibor. (2001). Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: The effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins*. 49. 219-229. 10.2307/20113278.
- Ódor, Péter & Heilmann-Clausen, Jacob & Christensen, Morten & Aude, Erik & van Dort, Klaas & Piltaver, Andrej & Siller, Irén & Veerkamp, M. & Walley, Ruben & Standovár, Tibor & Hees, A. & Kosec, Jože & Matočec, Neven & Kraigher, Hojka & Grebenc, Tine. (2006). Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation*. 131. 58-71. 10.1016/j.biocon.2006.02.004.
- Oettel, Janine & Lapin, Katharina & Kindermann, Georg & Steiner, Herfried & Schweinzer, Karl-Manfred & Frank, Georg & Essl, Franz. (2020). Patterns and drivers of deadwood volume and composition in different forest types of the Austrian natural forest reserves. *Forest Ecology and Management*. 463. 118016. 10.1016/j.foreco.2020.118016.
- Olajuyigbe, Samuel & Tobin, Brian & Gardiner, Paul & Nieuwenhuis, Maarten. (2011). Stocks and decay dynamics of above- and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland. *Fuel and Energy Abstracts*. 262. 1109-1118. 10.1016/j.foreco.2011.06.010.
- Olano, José & Laskurain, Nere & Escudero, Adrián & de la Cruz, Marcelino. (2009). Why and where do adult trees die in a young secondary temperate forest? The role of neighbourhood. *Annals of Forest Science*. 66. 105. 10.1051/forest:2008074.
- Opdam, Paul & Wascher, Dirk. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: Linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*. 117. 285-297. 10.1016/j.biocon.2003.12.008.
- Paillet, Yoan & Pernot, Coryse & Boulanger, Vincent & Debaive, Nicolas & Fuhr, Marc & Gilg, Olivier & Gosselin, Frédéric. (2015). Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management*. 346. 51-64. 10.1016/j.foreco.2015.02.037.
- Palmer, S.C.F & Mitchell, Ruth & Robinson, Anne-Marie & Welch, David. (2004). Regeneration failure in Atlantic oakwoods: The roles of ungulate grazing and invertebrates. *Forest Ecology and Management*. 192. 251-265. 10.1016/j.foreco.2004.01.038.
- Panayotov, Momchil & Kulakowski, Dominik & Tsvetanov, Nickolay & Krumm, Frank & Barbeito, Ignacio & Bebi, Peter. (2016). Climate extremes during high competition contribute to mortality in unmanaged self-thinning Norway spruce stands in Bulgaria. *Forest Ecology and Management*. 369. 74-88. 10.1016/j.foreco.2016.02.033
- Parviainen, Jari. (2005). Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *For. Snow Landsc. Res*. 79. 9-18.
- Pastorelli, Roberta & Meo, Isabella & Lagomarsino, Alessandra. (2022). The Necrobiome of Deadwood: The Life after Death. *Ecologies*. 4. 20-38. 10.3390/ecologies4010003.
- Peaucelle, Marc & Janssens, Ivan & Stocker, Benjamin & Descals, Adrià & Fu, Yongshuo & Molowny-Horas, Roberto & Ciais, Philippe & Penuelas, Josep. (2019). Spatial variance of spring phenology in temperate deciduous forests is constrained by background climatic conditions. *Nature Communications*. 10. 10.1038/s41467-019-13365-1.

- Penuelas, J., Fernández-Martínez, M., Vallicrosa, H. et al. Increasing atmospheric CO₂ concentrations correlate with declining nutritional status of European forests. *Commun Biol* 3, 125 (2020). <https://doi.org/10.1038/s42003-020-0839-y>
- Pellerin, Maryline & Said, Sonia & Richard, Emmanuelle & Hamann, Jean-Luc & Dubois-Coli, Cécile & Hum, Philippe. (2010). Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*. 260. 429-437. 10.1016/j.foreco.2010.04.031
- Peters, Glen & Le Quéré, Corinne & Andrew, Robbie & Canadell, Josep & Friedlingstein, Pierre & Ilyina, Tatiana & Jackson, Robert & Joos, Fortunat & Korsbakken, Jan Ivar & Mckinley, Galen & Sitch, Stephen & Tans, Pieter. (2017). Towards real-time verification of CO₂ emissions. *Nature Climate Change*. 7. 10.1038/s41558-017-0013-9.
- Petersson, Linda & Milberg, Per & Bergstedt, Johan & Dahlgren, Jonas & Felton, Annika & Götmark, Frank & Salk, Carl & Löf, Magnus. (2019). Changing land use and increasing abundance of deer cause natural regeneration failure of oaks: Six decades of landscape-scale evidence. *Forest Ecology and Management*. 444. 299-307. 10.1016/j.foreco.2019.04.037.
- Petritan, Any Mary & Petritan, Ion & Hevia, Andrea & Walentowski, Helge & Bouriaud, Olivier & Sanchez-Salguero, Raul. (2021). Climate warming predispose sessile oak forests to drought-induced tree mortality regardless of management legacies. *Forest Ecology and Management*. 491. 119097. 10.1016/j.foreco.2021.119097.
- Pickett, S.T.A. & White, Peter. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*.
- Pieczka I., Pongrácz R., Bartholy J., Kis A., Miklós E. (2011): A szélsőségek várható alakulása a Kárpát-medence térségében az ENSEMBLES projekt eredményei alapján
- Pieczka, Ildiko & Bartholy, Judit & Pongracz, Rita & Szabóné André, Karolina & A., KIS & Kelemen, Fanni. (2015). REGIONAL CLIMATE MODELING STUDY FOR THE CARPATHIAN REGION USING REGCM4 EXPERIMENTS. *Aerul și Apa: Componente ale Mediului*. 2015. 10.17378/AWC2015_13.
- Pieczka, Ildiko & Bartholy, Judit & Pongracz, Rita & Hunyady, A.. (2009). Climate Change Scenarios for Hungary Based on Numerical Simulations with a Dynamical Climate Model. 613-620. 10.1007/978-3-642-12535-5_73.
- Piedallu, C. & Perez, V. & Gégout, J. & Lebourgeois, F. & Bertrand, R. (2009) Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Épicéa, du sapin, du hêtre et du chêne sessile en France. *Rev. For. Fr.*, 61(6):567–593, 2009. doi: 10.4267/2042/32924
- Podlaski, Rafał. (2010). Diversity of patch structure in Central European forests: Are tree diameter distributions in near-natural multilayered Abies-Fagus stands heterogeneous?. *Ecological Research*. 25. 599-608. 10.1007/s11284-010-0690-6.
- Prentice, I.C.; Farquhar, G.D.; Fasham, M.J.R.; Goulden, M.L.; Heimann, M.; Jaramillo, V.J.; Khashgi, H.S.; Le Quéré, C.; Scholes, R.J.; Wallace, D.W.R. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In *Climate Change 2001: The Scientific Basis*; Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A., Eds.; Cambridge University Press: New York, NY, USA, 2001; pp. 185–237, ISBN 0521807670.
- Pretzsch, H & Schütze, G & Uhl, Enno. (2012). Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant biology (Stuttgart, Germany)*. 15. 10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x.
- Pretzsch, Hans & Biber, Peter & Schütze, Gerhard & Uhl, Enno & Rötzer, Thomas. (2014). Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications*. 5. 4967. 10.1038/ncomms5967.
- Peter Potapov et al. ,The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Sci. Adv.* 3,e1600821(2017).DOI:10.1126/sciadv.1600821

Pugh SA, Turner JA, Burrill EA, David W (2018) The Forest Inventory and Analysis Database: population estimation user guide (edition: November, 2018). U.S. Department of Agriculture, Forest Service. <http://www.fia.fs.fed.us/library/database-documentation>. Accessed 05 May 2022

R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>

Radu, Stelian. (2006). The Ecological Role of Deadwood in Natural Forests. 10.1007/978-3-540-47229-2_16. In: Gafta, D., Akeroyd, J. (eds) Nature Conservation. Environmental Science and Engineering. Springer, Berlin, Heidelberg. 10.1007/978-3-540-47229-2_16

Räisänen, Jouni. (2015). Twenty-first century changes in snowfall climate in Northern Europe in ENSEMBLES regional climate models. *Climate Dynamics*. 46. 10.1007/s00382-015-2587-0.

Reich, Peter & Hungate, Bruce & Luo, Yiqi. (2013). Carbon-Nitrogen Interactions in Terrestrial Ecosystems in Response to Rising Atmospheric Carbon Dioxide. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 37. 2006. 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110039.

Rohner, Brigitte & Bigler, Christof & Wunder, Jan & Brang, Peter & Bugmann, Harald. (2012). Appendices to "Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech"; *Journal of Vegetation Science* 23: 892-905. [10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x)

Rubin, Benjamin & Manion, Paul & Faber-Langendoen, Don. (2006). Diameter distributions and structural sustainability in forests. *Forest Ecology and Management - FOREST ECOL MANAGE*. 222. 427-438. 10.1016/j.foreco.2005.10.049.

Runkle, James. (2000). Canopy Tree Turnover in Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America. *Ecology*. 81. 10.2307/177448

Ruokolainen, Anna & Shorohova, Ekaterina & Penttilä, Reijo & Kotkova, Vera & Kushnevskaya, Elena. (2018). A continuum of dead wood with various habitat elements maintains the diversity of wood-inhabiting fungi in an old-growth boreal forest. *European Journal of Forest Research*. 137. 10.1007/s10342-018-1135-y.

Russo, Danilo & Salinas-Ramos, Valeria & Cistrone, Luca & Smeraldo, Sonia & Bosso, Luciano & Ancillotto, Leonardo. (2021). Do We Need to Use Bats as Bioindicators?. *Biology*. 10. 693. 10.3390/biology10080693

Sabatini, Francesco & Burrascano, Sabina & Keeton, William & Levers, Christian & Lindner, Marcus & Pötzschner, Flo & Verkerk, Hans & Bauhus, Jürgen & Buchwald, Erik & Chaskovsky, Oleh & Debaive, Nicolas & Horvath, Ferenc & Garbarino, Matteo & Grigoriadis, Nikolaos & Lombardi, Fabio & Duarte, Inês & Meyer, Peter & Midteng, Rein & Mikac, Stjepan & Kuemmerle, Tobias. (2018). Where are Europe's last primary forests?. *Diversity and Distributions*. 24. 10.1111/ddi.12778.

Sabatini, Francesco & Keeton, William & Lindner, Marcus & Svoboda, Miroslav & Verkerk, Hans & Bauhus, Jürgen & Bruehlheide, Helge & Burrascano, Sabina & Debaive, Nicolas & Duarte, Inês & Garbarino, Matteo & Grigoriadis, Nikolaos & Lombardi, Fabio & Mikoláš, Martin & Meyer, Peter & Motta, Renzo & Mozgeris, Gintautas & Nunes, Leónia & Ódor, Péter & Kuemmerle, Tobias. (2020). Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions*. 26. 10.1111/ddi.13158.

Sabatini, Francesco & Bluhm, Hendrik & Kun, Zoltan & Aksenov, Dmitry & Atauri, José & Buchwald, Erik & Burrascano, Sabina & Cateau, Eugénie & Diku, Abdulla & Duarte, Inês & López, Ángel & Garbarino, Matteo & Grigoriadis, Nikolaos & Horvath, Ferenc & Keren, Srdjan & Kitenberga, Mara & Kiš, Alen & Kraut, Ann & Ibsch, Pierre & Kuemmerle, Tobias. (2021). European primary forest database v2.0. *Scientific Data*. 8. 10.1038/s41597-021-00988-7.

Salamon-Albert É. & Péter, Lőrincz & Pauler, Gabor & Bartha, Dénes & Horvath, Ferenc. (2016). Drought Stress Distribution Responses of Continental Beech Forests at their Xeric Edge in Central Europe. *Forests*. 7. 298. 10.3390/f7120298.

Samuelsson, Johan & Gustafsson, L. & Ingelög, T.. (1994). Dying and dead trees - a review of their importance for biodiversity. Swedish Environmental Protection Agency.

Saniga, M., Klimáš V., Pittner J., Kucbel S.(2015) : Štruktúra, textúra, regeneračné procesy a disturbančný režim v NPR Kašivárová- Structure,texture, regeneration processes and disturbance regime in NNR Kašivárová.

Schafstall, Nick & Kuosmanen, Niina & Kuneš, Petr & Svitavská - Svobodová, Helena & Svitok, Marek & Chiverrell, Richard & Halsall, Karen & Fleischer, Peter & Knizek, Milos & Clear, Jennifer. (2021). Sub-fossil bark beetles as indicators of past disturbance events in temperate *Picea abies* mountain forests. *Quaternary Science Reviews*. 275. 107289. 10.1016/j.quascirev.2021.107289.

Schickhofer M. & Schwarz U. (2019): Inventory of Potential Primary and Old-Growth Forest Areas in Romania (PRIMOFARO). Identifying the largest intact forests in the temperate zone of the European Union

Ernst Detlef, Schulze & Bouriaud, Olivier & Wäldchen, Jana & Eisenhauer, Nico & Walentowski, Helge & Seele-Dilbat, Carolin & Heinze, E. & Pruschitzki, Ulrich & Danlia, G. & Marin, Gheorghe & Hessenmöller, Dominik & Bouriaud, Laura & Teodosiu, Marius. (2014). Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. *Annals of Forest Research*. 57. 10.15287/afr.2014.273.

Seibold, Sebastian & Rammer, Werner & Hothorn, Torsten & Seidl, Rupert & Ulyshen, Michael & Lorz, Janina & Cadotte, Marc & Lindenmayer, David & Adhikari, Yagya & Aragón, Roxana & Bae, Soyeon & Baldrian, Petr & Varandi, Hassan & Barlow, Jos & Bäessler, Claus & Beauchene, Jacques & Berenguer, Erika & Bergamin, Rodrigo & Birkemoe, Tone & Müller, Jörg. (2021). The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*. 597. 77-81. 10.1038/s41586-021-03740-8.

Seidl et al. 2014, Seidl, R., Schelhaas, M.-J. & Lexer, M.J. (2011) Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*, 17, 2842–2852.

Seidl, Rupert & Müller, Jörg & Hothorn, Torsten & Bäessler, Claus & Heurich, Marco & Kautz, Markus. (2015). Small beetle, large-scale drivers: How regional and landscape factors affect outbreaks of the European spruce bark beetle. *Journal of Applied Ecology*. 53. 530-540. 10.1111/1365-2664.12540.

Seidl, Rupert & Thom, Dominik & Kautz, Markus & Martín-Benito, Darío & Peltoniemi, Mikko & Vacchiano, Giorgio & Wild, Jan & Ascoli, Davide & Petr, Michal & Honkaniemi, Juha & Lexer, Manfred & Trotsiuk, Volodymyr & Mairota, Paola & Svoboda, Miroslav & Fabrika, Marek & Nagel, Thomas & Reyer, Christopher. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*. 7. 395-402.

Seneviratne, Sonia & Donat, Markus & Pitman, Andy & Knutti, Reto & Wilby, Robert. (2016). Allowable CO2 emissions based on regional and impact-related climate targets. *Nature*. 529. 10.1038/nature16542.

Senf, C., Seidl, R. Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nat Sustain* 4, 63–70 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y>

Senf, Cornelius & Buras, Allan & Zang, Christian & Rammig, Anja & Seidl, Rupert. (2020). Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. *Nature Communications*. 11. 10.1038/s41467-020-19924-1.

Sercu, BK, Baeten, L, van Coillie, F, et al. How tree species identity and diversity affect light transmittance to the understory in mature temperate forests. *Ecol Evol*. 2017; 7: 10861– 10870. <https://doi.org/10.1002/ece3.3528>

Seregélyes T., Simon T. *Növényismeret (A hazai növényvilág kis határozója)*. Nemzeti Tankönyvkiadó Zrt. [2004] (2011). ISBN 9789631952711

D. E Silva, P. Rezende Mazzella, M. Legay, E. Corcket, J.L. Dupouey, Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress?, *Forest Ecology and Management*, Volume 266, 2012, Pages 263-272, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.031>

Similä, M & Kouki, Jari & Martikainen, P & Uotila, Anneli. (2002). Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation*. 106. 19-27. 10.1016/S0006-3207(01)00225-7.

Skendžić, S.; Zovko, M.; Pajač Živković, I.; Lešić, V.; Lemić, D. Effect of Climate Change on Introduced and Native Agricultural Invasive Insect Pests in Europe. *Insects* 2021, 12, 985. <https://doi.org/10.3390/insects12110985>

Smit, Christian & Kuijper, D.P.J. & Prentice, David & Wassen, Martin & Cromsigt, Joris. (2012). Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*. 284. 133-141. 10.1016/j.foreco.2012.07.052.

Spinoni, Jonathan & Szalai, Sandor & Szentimrey, Tamás & Lakatos, Monika & Bihari, Zita & Nagy, Andrea & Nemeth, Akos & Kovacs, Tamas & Mihic, Dragan & Dacic, Milan & Petrovic, Predrag & Kržič, Aleksandra & Hiebl, Johann & Auer, Ingeborg & Milkovic, Janja & Stepanek, Petr & Zahradníček, Pavel & Kilar, Piotr & Limanówka, Danuta & Vogt, Jürgen. (2014). Climate of the Carpathian Region in the period 1961-2010: Climatologies and trends of 10 variables. *International Journal of Climatology*. 35. 10.1002/joc.4059.

Standovár T. (2002): Európai együttműködés az erdőrezervátum-kutatásban. COST E4. In Horváth – Borhidi (2002) pp. 17–26.

Standovár, T., Ódor, P., Aszalós, R. & Gálhidy, L. (2006): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. *Community Ecology* 7: 199-209.

Standovár T., Horváth S., Aszalós R (2015): Fine-scale vegetation dynamics in the herbaceous layer of an ancient beech forest in the Kékes Forest Reserve IAVS, pp:354. Brno, Czech Republic

Stanke H, Finley AO, Weed AS, Walters BF, Domke GM (2020) rFIA: An R package for estimation of forest attributes with the US Forest Inventory and Analysis database. *Environmental Modelling & Software*, 127, 104664. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104664>

Stevens, Carly & David, Thomas & Storkey, Jonathan. (2018). Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: Its impact on plant communities and consequences across trophic levels. *Functional Ecology*. 32. 10.1111/1365-2435.13063.

Stokland, Jogeir & Siitonen, Juha & Jonsson, Bengt. (2012). Biodiversity in Dead Wood. *Biodiversity in Dead Wood*. i-vii. 10.1017/CBO9781139025843.

Nilsson, Sven & Niklasson, Mats & Hedin, Jonas & Aronsson, Gillis & Jerzy M., Gutowski & Linder, Per & Ljungberg, Håkan & Mikusiński, Grzegorz & Ranius, Thomas. (2002). Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 355-370. 10.1016/S0378-1127(03)00084-7.

Stimm, Kilian & Heym, Michael & Uhl, Enno & Tretter, Stefan & Pretzsch, Hans. (2021). Height growth-related competitiveness of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.) under climate change in Central Europe. Is silvicultural assistance still required in mixed-species stands?. *Forest Ecology and Management*. 482. 118780. 10.1016/j.foreco.2020.118780.

Sverdrup-Thygeson, Anne & Skarpaas, Olav & Blumentrath, Stefan & Birkemoe, Tone & Evju, Marianne. (2017). Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecology and Management*. 403. 96-102. 10.1016/j.foreco.2017.08.003.

Svoboda, Miroslav & Nagel, Thomas. (2008). Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus-Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. *Canadian Journal of Forest Research*. 38. 2728-2737. 10.1139/X08-110.

Szelepcsényi, Zoltán & Breuer, Hajnalka & Sümegi, Pál. (2014). The climate of Carpathian Region in the 20th century based on the original and modified Holdridge life zone system. *Central European Journal of Geosciences*. 6. 293-307. 10.2478/s13533-012-0189-5.

Szegleti, Zsófia & Vig, Ákos & Ortmann-Ajkai, Adrienne & Szabó, Gábor & Zimmermann, Zita & Horvath, Ferenc. (2023). Repeated stand structure inventory dataset in long abandoned deciduous forest reserves in Hungary. *Data in Brief*. 47. 108929. 10.1016/j.dib.2023.108929

Szegleti, Zsófia & Czóbel, Szilárd & Zimmermann, Zita & Horvath, Ferenc. (2020). How do Central European forest stands respond to climate change - Review. *Columella : Journal of Agricultural and Environmental Sciences*. 7. 35-46. 10.18380/SZIE.COLUM.2020.7.1.35.

- Szépszó G., Bartholy J., Csima G., Horányi A., Hunyady A., Krüzselyi I., Pieczka I., Pongracz R., Szabó P., Torma Cs. (2010): The future climate characteristics of the Carpathian Basin based on a regional climate model mini-ensemble. *Adv. Sci. Res.* 6. 10.5194/asr-6-69-2011.
- Szewczyk, Janusz & Szwagrzyk, Jerzy. (1995). Tree regeneration on rotten wood and on soil in old-growth stand. *Plant Ecology*. 122. 37-46. 10.1007/BF00052814.
- Teshome, Demissew & Zharare, Godfrey & Naidoo, Sanushka. (2020). The Threat of the Combined Effect of Biotic and Abiotic Stress Factors in Forestry Under a Changing Climate. *Frontiers in Plant Science*. 11. 10.3389/fpls.2020.601009.
- Thom D., Sommerfeld A., Sebald J., Hagge J., Müller J., Seidl R.(2020): Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests, *Agricultural and Forest Meteorology*, Volume 291,2020, 108066,ISSN 0168-1923,https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108066.
- Thornton, P.E., and S.W. Running, 1999. An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 93:211-228.
- Thrippleton, T., Hülsmann, L., Cailleret, M. et al. Projecting Forest Dynamics Across Europe: Potentials and Pitfalls of Empirical Mortality Algorithms. *Ecosystems* 23, 188–203 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00397-3>
- Tlaskal V., Brabcová V., Vetrovsky T., Jomura M., López-Mondéjar R., Monteiro L.M., Saraiva J., Human Z., Cajthaml T., Nunes da Rocha U., Baldrian P. (2021): Complementary Roles of Wood-Inhabiting Fungi and Bacteria Facilitate Deadwood Decomposition. *mSystems*. 6. 10.1128/mSystems.01078-20.
- Tognetti R., Lasserre B., Di Febbraro M., Marchetti M.(2019): Modeling regional drought-stress indices for beech forests in Mediterranean mountains based on tree-ring data, *Agricultural and Forest Meteorology*,Volume 265,2019,Pages 110-120,ISSN 0168-1923,https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.11.015.
- Tóth J.A.(2013): 40 éve az erdőökológiai kutatás szolgálatában: A Síkfőkút Project. *Erdészettudományi Közlemények* 3(1), pp.: 7-19.
- Uriarte M., Condit R., Canham C., Hubbell S.P. (2004): A spatially explicit model of sapling growth in a tropical forest: does the identity of neighbours matter? *J. Ecol.* 92, 348–360
- Vacik H., Rahman Md. M., Ruprecht H., Frank G. (2009): Dynamics and structural changes of an oak dominated Natural Forest Reserve in Austria. *Botanica Helvetica*. 119. 23-29. 10.1007/s00035-009-0053-5.
- Vandekerckhove K., De Keersmaeker L., Menke N., Meyer P., Verschelde P. (2009): When nature takes over from man: dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 258:425–435. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.055>
- Vanoni M., Bugmann H., Nötzli M., Bigler C. (2016): Drought and frost contribute to abrupt growth decreases before tree mortality in nine temperate tree species. *Forest Ecology and Management*. 382. 51-63. 10.1016/j.foreco.2016.10.001
- Vetter S.G., Puskas Z., Bieber C., Ruf T. (2020) How climate change and wildlife management affect population structure in wild boars. *Sci Rep.* 2020 Apr 29;10(1):7298. doi: 10.1038/s41598-020-64216-9. PMID: 32350377; PMCID: PMC7190818.
- Viotti C., Bach C., Maillard F., Ziegler-Devin I., Mieszkina S., Buée M. (2021): Sapwood and heartwood affect differentially bacterial and fungal community structure and successional dynamics during *Quercus petraea* decomposition. *Environ Microbiol*, 23: 6177-6193. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15522>
- Vitális A., Zakariás É. (2006): A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum faállomány-szerkezeti felvétele és vizsgálata. Diploma dolgozat. Kézirat, Sopron, ER Archívum (2006/D-001)
- Vítková L., Bače R., Kjučukov P., Svoboda M. (2018): Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management* 429:394-405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.034>

- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H., Tilman D.G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7: 737-750. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)
- Vrška T., Přivětivý T., Janík D., Unar P., Samonil P., Král K. (2015): Deadwood residence time in alluvial hardwood temperate forests – A key aspect of biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management* 357:33-41. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.foreco.2015.08.006>
- Wallenius T., Kuuluvainen T., Heikkilä R., Lindholm T., Lindholm R. (2002): Spatial tree age structure and fire history in two old-growth forests in Eastern Fennoscandia. *Silva Fennica*. 36. 185-199. 10.14214/sf.557.
- Walters B.M., Farinosi E.J., Willis L.J. (2020): Deer browsing and shrub competition set sapling recruitment height and interact with light to shape recruitment niches for temperate forest tree species, *Forest Ecology and Management*, Volume 467, 2020, 118134, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118134>.
- Ward SF, Liebhold AM, Morin RS, Fei S (2021) Population dynamics of ash across the eastern USA following invasion by emerald ash borer, *Forest Ecology and Management* 479:118574. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118574>.
- Way D.A., Oren R. (2010): Differential responses to changes in growth temperature between trees from different functional groups and biomes: a review and synthesis of data, *Tree Physiology*, Volume 30, Issue 6, June 2010, Pages 669–688, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq015>
- Weigel, R., Bat-Enerel, B., Dulamsuren, C., Muffler, L., Weithmann, G., & Leuschner, C. (2023). Summer drought exposure, stand structure, and soil properties jointly control the growth of European beech along a steep precipitation gradient in northern Germany. *Global Change Biology*, 29, 763–779. <https://doi.org/10.1111/gcb.16506>
- Wirth C., Messier C., Bergeron Y., Frank D., Kahl A. (2009): Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View. *Old-Growth Forests*, 11-33 (2009). 207. 10.1007/978-3-540-92706-8_2.
- Wolf A., Möller P., Bradshaw R., Bigler J. (2004): Storm damage and long-term mortality in a semi-natural, temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management - FOREST ECOL MANAGE*. 188. 197-210. 10.1016/j.foreco.2003.07.009.
- Woodall C.W., Liknes G.C. (2008): Relationships between forest fine and coarse woody debris carbon stocks across latitudinal gradients in the United States as an indicator of climate change effects. *Ecol. Ind.* 8:686–690. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.11.002>
- Woods K., Nagel T., Brzeziecki B., Cowell C. M., Firm D., Jaloviar P., Kucbel S., & Lin Y., Maciejewski Z., Szwagrzyk J., Vencurik J. (2021): Multi-decade tree mortality in temperate old-growth forests of Europe and North America: Non-equilibrium dynamics and species-individualistic response to disturbance. *Global Ecology and Biogeography*. 30. 10.1111/geb.13291.
- Guoyong Yan, Mingxin Zhou, Miao Wang, Shijie Han, Guancheng Liu, Xin Zhang, Wenjing Sun, Binbin Huang, Honglin Wang, Yajuan Xing, Qinggui Wang (2019) Nitrogen deposition and decreased precipitation altered nutrient foraging strategies of three temperate trees by affecting root and mycorrhizal traits, *CATENA*, Volume 181, 2019, 104094, ISSN 0341-8162, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104094>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/>
- Yuan J., Hou L., Wei X., Shang Z., Cheng F., Zhang S., (2017): Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in the Qinling Mountains, China. *Plos One*. 12 (4), e0175203. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175203>.
- Zavala M., Angulo Ó., Bravo de la Parra R., López-Marcos J. (2007): An analytical model of stand dynamics as a function of tree growth, mortality and recruitment: The shade tolerance-stand structure hypothesis revisited. *Journal of theoretical biology*. 244. 440-50. 10.1016/j.jtbi.2006.08.024.
- Zani D., Crowther T., Mo L., Zohner C. (2020): Increased growing-season productivity drives earlier autumn leaf senescence in temperate trees. *Science*. 370. 1066-1071. 10.1126/science.abd8911.
- Zellweger F., Frenne P., Lenoir J., Vangansbeke P., Verheyen K., Bernhardt-Römermann M., Baeten L., Hédl R., Berki I., Brunet J., Van Calster H., Chudomelová M., Decocq G., Dirnböck T., Durak T., Heinken T., Jaroszewicz

B., Kopecký M., Máliš F., Coomes D. (2020): Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science*. 368. 772-775. 10.1126/science.aba6880.

Zhao D., Borders B., Wilson M., Rathbun S. (2006): Modeling neighborhood effects on the growth and survival of individual trees in a natural temperate species-rich forest. *Ecological Modelling*. 196. 90-102. 10.1016/j.ecolmodel.2006.02.002.

X.L. Zhang, P.C. Lv, C. Xu, X.R. Huang, T. Rademacher Dryness decreases average growth rate and increases drought sensitivity of Mongolia oak trees in north China *Agric. For. Meteorol.*, 308–309 (2021), Article 108611, 10.1016/j.agrformet.2021.108611

Zimmermann J., Hauck M., Dulamsuren C., Leuschner C. (2015): Climate warming-related growth decline affects *Fagus sylvatica*, but not other broad-leaved tree species in Central European mixed forests *Ecosystems*, 18 (2015), pp. 560-572,

Zindros A., Radoglou K., Milios E., Kitikidou K. (2020): Tree Line Shift in the Olympus Mountain (Greece) and Climate Change. *Forests* **2020**, *11*, 985. <https://doi.org/10.3390/f11090985>

Zoltán, L. & Standovár, T. (2017): A 2014-es jégtörés okainak és hatásainak elemzése a Börzsöny erdeiben. – In: Blanka, V. & Ladányi, Zs. (szerk.): Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században. A VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai. Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézet, pp. 649–656.

Hivatkozott Internetes források:

<http://www.ipcc.ch/pub/reports.htm>

<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/current-2000-and-projected-2100-forest-coverage-in-europe>

<https://www.erdrezervatum.hu/>

<https://www.r-project.org/>

<https://www.uea.ac.uk/groups-and-centres/climatic-research-unit>

https://gml.noaa.gov/ccgg/carbontracker/CT2011_oi/documentation_ecotc.html

10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Nagyon sokat jelent számomra, hogy részt vehetek az Erdőrezervátum kutatásban. Ezáltal lehetőségem nyílik betekintést nyerni abba a háborítatlan közegbe, amelyben a természetes folyamatok irányítanak, és amely egyedülállóan gazdag élővilággal rendelkezik. A felmérések során rengeteg élmény ért, amiken szerencsére másokkal is osztozhattam.

Elsősorban köszönettel tartozom témavezetőmnek Horváth Ferencnek, hogy ezzel a hozzám közelálló témával foglalkozhattam, és hogy a dolgozat minden fázisát és apró részletét türelemmel és önzetlenül kísérte végig az első konzultációtól kezdve a leadás előtti utolsó mozzanatokig. Köszönöm a kreatív meglátásokat, érdekes ötleteléseket és megbeszéléseket, amelyek rendkívül sokat színesítettek az elmúlt évek munkáján, emlékeztetessé téve a terepnapok estéit és a hétköznapi skype-jait. Támogatása és motiválása nélkül ez az értekezés nem jöhetett volna létre.

Köszönöm másik témavezetőmnek Czöbel Szilárdnak szakmai segítségét és az előzetes változat értékelését, észrevételeit a dolgozat végső formájának kialakításában.

Szeretnék köszönetet mondani az erdőrezervátum-kutatás csapatának, hogy jelen dolgozat elkészüléséhez segítséget nyújtottak terepi felméréssel és tanácsokkal: Szabó Gábornak, Zimmermann Zitának, Papp Mónikának, Bíró Attilának, Neumann Szilviának, Csicsék Gábornak, Ormann-né Ajkai Adriennek. Mindig öröm együtt dolgozni Velük, feltöltő társaságuk igazán megfűszerezi közös vacsoráink hangulatát.

Köszönet illeti családtagjaimat, akik mindnyájan természet felé nyitott és érte felelősséget érző emberek. Hozzáállásuknak köszönhetően sohasem veszítem el az ökológia iránti lelkesedésemet, amiről folyamatosan gondoskodnak; ha az erdőből hazaérek, családi programjaink alkalmával újra az erdőbe érkezhetek haza.

Végül köszönöm kedvesemnek és felmérő-páromnak Vig Ákos Kornélnak az együtt átélt emlékezetes pillanatok és szeretetét, amely még a legnehezebb terepnapokat is széppé teszi.

11. MELLÉKLETEK:

1. Melléklet - Rövidítések jegyzéke:

Klímamodellek:

GCM – Globális klímamodell
RCM – Regionális klímamodell
MTCLIM – MountainClim mikroklímazzimulációs modell
AA – Aladin-Arpege regionális klámamodell
H5E5 – Hirham5-Echam5 regionális klámamodell
R3H5 – Regcm3-Echam5 regionális klámamodell

Erdőrezervátum Program:

ER – Erdőrezervátum
M – magterület
V – Védőzóna
HTV – Hosszú Távú Vizsgálatok
MVP – Mintavételi Pont
ERDŐh+á+l+ó – Erdőrezervátum kutatás mintavételi ponthálózata
HV – Hidegvízvölgy Erdőrezervátum
SZ – Szalafő Erdőrezervátum
NI – Nagy Istrázsa-hegy Erdőrezervátum
VH – Várhegy Erdőrezervátum
KG – Kecskés-galya Erdőrezervátum
KK – Kékes Erdőrezervátum

ER-HTV felmérési protokoll rövidítései:

KM - Körös mintavétel
SZM – Szögszámláló próbás mintavétel
B – Bükkös
GY-KTT – Gyertyános-kocsánytalan tölgyes
CST - Cseres-kocsánytalan tölgyes
MOT - Molyhos tölgyes
TS – Tuskósarj
DS – Deform
ÓR . - Faóriás
UR – Uralkodó
KZ – Közbeszorult
AL – Alászorult
KI – Kimagasló
1-EG – Egészséges
2 – KO – Koronasérült
3-TO – Törzssérült
23-KT – Korona és törzssérült
4H – Álló holtfa
4CS – Facsonk

4F – Fekvő holtfa
4D – Újra-felméréskor fekvő holtfa
4X – eltűnt törzs
KRH – Korhadtság foka
D-130 – Mellmagassági átmérő
N – hektáronkénti törzsszám
G – Körlapösszeg
V – Fatérfogat

Felvételezett fafajok erdészeti kódjai:

KTT - Kocsánytalan tölgy
MOT - Molyhos tölgy
CS – Csertölgy
B – Bükk
GY - Gyertyán
HJ - Hegyi juhar
KJ - Korai juhar
MJ - Mezei juhar
HSZ - Hegyi szil
MSZ – Mezei szil
MK - Magas kőris
VK - Virágos kőris
CSNY – Madárcseresznye
SM - Sajmeggy
AL - Vadalma
KT – Vadkörte
BABE - Barkócaberkenye
KH - Kislevelű hárs
NH - Nagylevelű hárs
EH – Ezüsthárs
NYI - Közönséges nyír
MÉ - Mézgás éger
EF - Erdeifenyő
LF - Lucfenyő
VF - Vörösfenyő és egyéb Larix fajok
HUSO – Húsos som
EGG – Galagonya fajok
CSSZ – Cserszömörce
MOGY – Mogyoró
CSKR – Csíkos kecskerágó

Erdődinamikai változók rövidítései

Reg – Regeneráció

RegNYearlyUpTr - A felső lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti regenerációja (tő/ha/év)
RegNYearlyLoTr - Az alsó lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti regenerációja (tő/ha/év)
RegNYearlySh - A cserjeszint fajcsoport átlagos évenkénti regenerációja (tő/ha/év)
RegNYearlyAll - Összes fajcsoport átlagos évenkénti regenerációja (tő/ha/év)

Grwth– Növekedés

GrwthVYearlyUpTr - A felső lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti növekedése (m³/ha/év)

GrwthVYearlyLoTr - Az alsó lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti növekedése (m³/ha/év)

GrwthVYearlySh - A cserjeszint fajcsoport átlagos évenkénti növekedése (m³/ha/év)

GrwthVYearlyAll - Összes fajcsoport átlagos évenkénti növekedése (m³/ha/év)

Mort– Mortalitás

MortNYearlyUpTr - A felső lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti mortalitása (tő/ha/év)

MortNYearlyLoTr - Az alsó lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti mortalitása (tő/ha/év)

MortNYearlySh - A cserjeszint fajcsoport átlagos évenkénti mortalitása (tő/ha/év)

MortNYearlyAll - Az összes fajcsoport átlagos évenkénti mortalitása (tő/ha/év)

Dcyng – Korhadás

DcyngVYearlyUpTr - A felső lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti korhadása (m³/ha/év)

DcyngVYearlyLoTr - Az alsó lombkoronaszint fajcsoport átlagos évenkénti korhadása (m³/ha/év)

DcyngVYearlySh - A cserjeszint fajcsoport átlagos évenkénti korhadása (m³/ha/év)

DcyngVYearlyAll - Az összes fajcsoport átlagos évenkénti korhadása (m³/ha/év)

3. melléklet: Rekonstruált d130 - kimaradt és mintába került fák:

mvp_prj_id	ERDTIPUS	eltelt ido	d130- újfelmérés	Rekonstruált d130	FAJ	kategoria	vek. VAST.	d130GR/Y	d130GR/ido
02_08_45	B_Hvv	15	41.7	37.9	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
02_08_45	B_Hvv	15	65.3	57.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
02_08_45	B_Hvv	15	35.0	27.5	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
02_08_45	B_Hvv	15	101.9	94.4	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
02_08_45	B_Hvv	15	82.8	75.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
02_10_45	B_Hvv	15	72.9	69.1	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
02_11_45	GYT_Hvv	15	57.9	50.6	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.49	7.35
02_11_45	GYT_Hvv	15	38.2	33.5	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
02_11_45	GYT_Hvv	15	50.0	45.3	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
02_11_45	GYT_Hvv	15	54.1	49.5	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
02_11_45	GYT_Hvv	15	34.4	32.9	BETULA PENDULA	nyi	VASTAG	0.1	1.5
03_07_45	B_Hvv	15	21.3	20.4	CARPI BET	gy	vekony	0.06	0.9
03_07_45	B_Hvv	15	28.6	21.1	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_07_45	B_Hvv	15	74.8	67.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_07_45	B_Hvv	15	10.2	8.7	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
03_07_45	B_Hvv	15	33.4	25.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_07_45	B_Hvv	15	51.6	46.3	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
03_07_45	B_Hvv	15	83.1	75.6	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_07_45	B_Hvv	15	17.5	16.0	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
03_08_45	B_Hvv	15	8.9	7.4	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
03_08_45	B_Hvv	15	8.0	7.1	PICEA ABIES	fenyok	vekony	0.06	0.9
03_08_45	B_Hvv	15	10.5	9.8	SALIX CAPRAEA	egyebf	vekony	0.05	0.75
03_08_45	B_Hvv	15	9.2	7.7	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
03_08_45	B_Hvv	15	72.3	64.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_08_45	B_Hvv	15	61.4	53.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_08_45	B_Hvv	15	13.7	12.2	SAMBUCUS NIGRA	egyebcs	vekony	0.1	1.5
03_08_45	B_Hvv	15	8.9	7.4	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
03_08_45	B_Hvv	15	63.3	55.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
03_08_45	B_Hvv	15	33.7	28.5	CARPI BET	gy	VASTAG	0.35	5.25
04_07_45	B_Hvv	15	50.0	44.7	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
04_07_45	B_Hvv	15	47.1	41.9	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
04_07_45	B_Hvv	15	37.6	32.3	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
04_07_45	B_Hvv	15	60.5	53.0	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
04_07_45	B_Hvv	15	50.6	43.1	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_05_45	B_Hvv	15	48.4	40.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_05_45	B_Hvv	15	54.4	46.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5

05_05_45	B_Hvv	15	50.9	43.4	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_05_45	B_Hvv	15	55.1	49.8	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
05_05_45	B_Hvv	15	65.3	57.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_05_45	B_Hvv	15	41.7	36.4	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
05_05_45	B_Hvv	15	38.2	32.9	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
05_06_45	B_Hvv	15	43.9	36.4	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_06_45	B_Hvv	15	49.7	42.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_06_45	B_Hvv	15	34.4	30.6	LARIX DECIDUA	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
05_06_45	B_Hvv	15	53.2	45.7	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
05_06_45	B_Hvv	15	48.1	40.6	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
06_05_45	GYT_Hvv	15	48.1	41.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.41	6.15
06_05_45	GYT_Hvv	15	44.6	39.9	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
06_06_45	B_Hvv	15	53.5	46.0	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
06_06_45	B_Hvv	15	53.8	46.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
06_06_45	B_Hvv	15	7.0	5.5	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
06_11_45	GYT_Hvv	15	50.0	45.3	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
06_11_45	GYT_Hvv	15	36.3	34.8	BETULA PENDULA	nyi	VASTAG	0.1	1.5
06_11_45	GYT_Hvv	15	46.5	41.8	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
07_07_45	B_Hvv	15	27.7	23.0	TILIA SP	harsak	VASTAG	0.31	4.65
08_09_45	B_Hvv	15	54.1	46.6	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
08_09_45	B_Hvv	15	21.6	20.7	CARPI BET	gy	vekony	0.06	0.9
08_09_45	B_Hvv	15	52.8	45.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
08_09_45	B_Hvv	15	58.9	51.4	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
08_09_45	B_Hvv	15	44.6	40.8	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
08_10_45	B_Hvv	15	66.2	58.7	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
08_10_45	B_Hvv	15	49.0	41.5	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
08_10_45	B_Hvv	15	76.4	71.1	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
08_10_45	B_Hvv	15	64.3	59.0	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
08_10_45	B_Hvv	15	45.2	37.7	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
09_09_45	B_Hvv	15	63.7	56.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
09_09_45	B_Hvv	15	34.4	29.1	CARPI BET	gy	VASTAG	0.35	5.25
09_09_45	B_Hvv	15	36.3	31.0	CARPI BET	gy	VASTAG	0.35	5.25
09_10_45	B_Hvv	15	41.7	34.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
09_10_45	B_Hvv	15	56.7	49.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
09_10_45	B_Hvv	15	48.1	42.8	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
09_10_45	B_Hvv	15	41.4	36.1	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
09_10_45	B_Hvv	15	48.4	40.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
09_10_45	B_Hvv	15	53.8	48.5	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
09_10_45	B_Hvv	15	50.3	42.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5

10_04_45	B_Hvv	15	17.5	16.0	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
10_04_45	B_Hvv	15	43.9	38.7	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
10_04_45	B_Hvv	15	36.9	29.4	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
10_04_45	B_Hvv	15	55.1	47.6	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
10_10_45	GYT_Hvv	15	63.3	57.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.41	6.15
10_10_45	GYT_Hvv	15	79.6	73.4	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.41	6.15
10_10_45	GYT_Hvv	15	59.8	55.2	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.31	4.65
10_10_45	GYT_Hvv	15	50.9	44.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.41	6.15
10_10_45	GYT_Hvv	15	42.3	36.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.41	6.15
11_04_45	B_Hvv	15	42.0	36.8	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
11_04_45	B_Hvv	15	47.4	42.2	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
11_09_45	B_Hvv	15	46.8	39.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
11_09_45	B_Hvv	15	62.7	55.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
11_09_45	B_Hvv	15	69.7	62.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
11_09_45	B_Hvv	15	53.2	45.7	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
11_09_45	B_Hvv	15	60.8	57.0	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
11_09_45	B_Hvv	15	51.2	43.7	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
11_09_45	B_Hvv	15	61.8	54.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
12_04_45	B_Hvv	15	55.1	49.8	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
12_04_45	B_Hvv	15	54.1	46.6	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
12_04_45	B_Hvv	15	16.2	14.7	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
12_04_45	B_Hvv	15	42.7	35.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
12_04_45	B_Hvv	15	41.7	34.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
12_04_45	B_Hvv	15	35.0	29.8	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.35	5.25
12_06_45	B_Hvv	15	58.3	50.8	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
12_06_45	B_Hvv	15	14.6	13.1	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
12_06_45	B_Hvv	15	48.7	41.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
12_06_45	B_Hvv	15	50.6	45.5	QUERC CER	cst	VASTAG	0.34	5.1
12_06_45	B_Hvv	15	7.6	6.1	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
12_06_45	B_Hvv	15	10.8	9.3	FAGUS SYL	b	vekony	0.1	1.5
12_06_45	B_Hvv	15	36.3	35.5	PYRUS PYR	egyebf	VASTAG	0.05	0.75
13_07_45	B_Hvv	15	36.0	32.2	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
13_07_45	B_Hvv	15	44.6	39.5	QUERC CER	cst	VASTAG	0.34	5.1
13_07_45	B_Hvv	15	37.6	33.8	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
13_09_45	B_Hvv	15	54.1	49.5	TILIA SP	harsak	VASTAG	0.31	4.65
13_09_45	B_Hvv	15	37.2	29.7	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	42.7	35.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	49.0	41.5	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	52.8	45.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	40.7	33.2	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5

14_07_45	B_Hvv	15	50.0	46.2	PICEA ABIES	fenyok	VASTAG	0.25	3.75
14_07_45	B_Hvv	15	31.8	24.3	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	34.4	26.9	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	38.5	31.0	FAGUS SYL	b	VASTAG	0.5	7.5
14_07_45	B_Hvv	15	42.3	37.2	QUERC CER	cst	VASTAG	0.34	5.1
E1010_33	GYT_Szf	12	18.5	16.7	PINUS SYLV	ef	vekony	0.15	1.8
E1011_33	GYT_Szf	12	30.9	27.5	POPULUS TREMULA		VASTAG	0.28	3.36
E1014_33	GYT_Szf	12	14.0	12.6	BETULA PENDULA		vekony	0.12	1.44
E1015_33	GYT_Szf	11	8.6	7.5	CORYL AVE	mogy	vekony	0.1	1.1
E1110_33	GYT_Szf	12	25.1	24.8	PINUS SYLV	ef	vekony	0.03	0.36
E1113_33	GYT_Szf	12	8.3	5.8	FAGUS SYL	b	vekony	0.21	2.52
E1214_33	GYT_Szf	16	8.3	5.2	CARPI BET	gy	vekony	0.19	3.04
E1214_33	GYT_Szf	16	8.6	7.0	CORYL AVE	mogy	vekony	0.1	1.6
E1214_33	GYT_Szf	16	8.3	5.2	CARPI BET	gy	vekony	0.19	3.04
E1311_33	GYT_Szf	16	11.1	8.1	CARPI BET	gy	vekony	0.19	3.04
E1313_33	GYT_Szf	16	45.5	44.7	BETULA PENDULA	nyi	VASTAG	0.05	0.8
E1315_33	GYT_Szf	16	38.2	32.9	QUERC PET a	ktt	VASTAG	0.33	5.28
E1412_33	GYT_Szf	16	8.6	7.0	CORYL AVE	mogy	vekony	0.1	1.6
E1412_33	GYT_Szf	16	8.3	5.2	CARPI BET	gy	vekony	0.19	3.04
E1413_33	GYT_Szf	16	9.9	6.8	CARPI BET	gy	vekony	0.19	3.04
E1413_33	GYT_Szf	16	8.3	4.9	FAGUS SYL	b	vekony	0.21	3.36
E1510_33	GYT_Szf	16	12.4	10.0	PINUS SYLV	ef	vekony	0.15	2.4
E1512_33	GYT_Szf	16	14.0	11.4	QUERC ROB	kst	vekony	0.16	2.56
E1612_33	GYT_Szf	16	15.0	11.6	FAGUS SYL	b	vekony	0.21	3.36

4. melléklet: MTCLIM paraméterezése:

	HV	SZ	NI	VH_D	VH_E	KG	KK
Base elevation	210	230	225	170	170	150	250
Base annual precip isohyet, cm	65	65	65	65	65	65	65
Site latitude, degrees	47.4	46.5	47.36	47.57	47.57	47.58	47.52
Site elevation, meters	500	315	260	570	600	440	820
Site slope, degrees	15	0	10	20	25	20	35
Site aspect, degrees (0=N,90=E,180=S,270=W)	135	0	300	135	320	180	350
Site annual precip isohyet, cm	65	65	65	65	65	65	65
Site east horizon, degrees	0	0	0	0	20	2.49	4.76
Site west horizon, degrees	4.4	0	0	15	0	1.35	0
Maximum temperature lapse rate	-6	-6	-6	-6	-6	-6	-6
Minimum temperature lapse rate	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3

Kelet-nyugat horizontkorlátozás:

	HV		SZ		NI	
	HV_kelet	HV_nyugat	SZ_kelet	SZ_nyugat	NI_kelet	NI_nyugat
d	0.00	325.00	0.00	0.00	0.00	0.00
h	0.00	25.00	0.00	0.00	0.00	0.00
E/W horizon	0.00	4.40	0.00	0.00	0.00	0.00

	VH_D		VH_E		KG		KK	
	VH_d_kelet	VH_d_nyugat	VH_e_kelet	VH_e_nyugat	KG_kelet	KG_nyugat	KK_kelet	KK_nyugat
d	0.00	190.00	150.00	0.00	920.00	850.00	240.00	0.00
h	0.00	50.00	40.00	0.00	40.00	20.00	20.00	0.00
E/W horizon	0.00	14.74	14.93	0.00	2.49	1.35	4.76	0.00

5. Melléklet: FAI erdőtipusoknak megfelelő klímaosztályinak százalékos megoszlása a vizsgált időszakokban a három regionális klímamodell eredményei alapján:

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
HVV	B	67%	67%	67%	47%	47%	47%	27%	47%	30%
	GYT	13%	13%	13%	23%	23%	23%	7%	17%	37%
	KTTCST	17%	17%	17%	10%	20%	13%	20%	10%	20%
	ESZTY	3%	3%	3%	20%	10%	17%	47%	27%	13%

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
SZF	B	87%	87%	87%	60%	60%	60%	23%	30%	13%
	GYT	10%	10%	10%	17%	13%	13%	13%	17%	50%
	KTTCST	0%	0%	0%	10%	10%	10%	23%	20%	23%
	ESZTY	3%	3%	3%	13%	17%	17%	40%	33%	13%

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
NI	B	27%	27%	27%	13%	13%	13%	13%	0%	0%
	GYT	20%	20%	20%	17%	13%	13%	0%	0%	7%
	KTTCST	20%	20%	20%	27%	27%	27%	13%	20%	13%
	ESZTY	33%	33%	33%	43%	47%	47%	73%	80%	80%

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
VHD	B	53%	53%	53%	43%	40%	40%	17%	3%	7%
	GYT	33%	33%	33%	23%	27%	23%	7%	20%	20%
	KTTCST	7%	7%	7%	13%	10%	10%	13%	20%	10%
	ESZTY	7%	7%	7%	20%	23%	27%	63%	57%	63%

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
VHE	B	53%	53%	53%	43%	40%	40%	17%	3%	13%
	GYT	33%	33%	33%	23%	27%	23%	7%	20%	13%
	KTTCST	7%	7%	7%	17%	13%	13%	13%	20%	10%
	ESZTY	7%	7%	7%	17%	20%	23%	63%	57%	63%

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
KG	B	53%	53%	53%	33%	30%	30%	17%	0%	7%
	GYT	20%	20%	20%	23%	27%	23%	7%	23%	20%
	KTTCST	17%	17%	23%	23%	20%	23%	10%	17%	20%
	ESZTY	10%	10%	3%	20%	23%	23%	67%	60%	53%

		1951-1980			1991-2020			2071-2100		
		AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5	AA	H5E5	R3H5
KK	B	73%	73%	73%	67%	67%	63%	20%	17%	13%
	GYT	20%	20%	20%	13%	10%	10%	10%	27%	27%
	KTTCST	3%	3%	3%	7%	7%	10%	20%	13%	20%
	ESZTY	3%	3%	3%	13%	17%	17%	50%	43%	40%

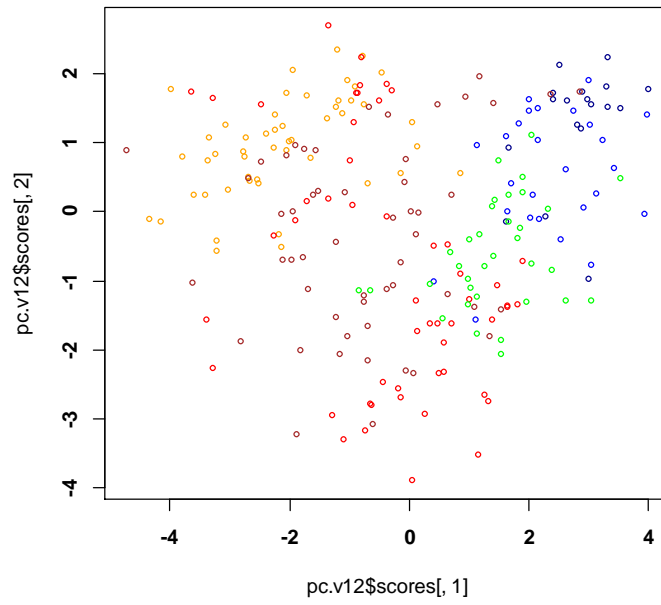
6. Melléklet: Fa-életörténeti osztályozás és a fák helyzetében bekövetkezett fordulópontok az erdőrezervátumok újra-felmérésekor (MVP= 233, fa- és cserjefajok száma = 7306)

Fa-életörténeti fázisok és események	Kezdeti időszak (alapfelmérés) t0	Újra-felmérés t1	Magyarázat	Fa- és cserjefajok száma
Mintába kerülés, mint regenerációs belenövés (REG)	NA (fix mintakörös mintavétel)	élő újulat DBH \geq 5 cm és \leq 5 cm + becsült növekedés	A vékony fiatal fa az 5 cm-es átmérőküszöbön túlnőnek	516 (7%)
Növekedés (GRW)	élő fa/cserje DBH \geq 5 cm (fix mintakörös mintavétel)	élő fa/cserje DBH \geq 5 cm	Vékony fa növekedése, amiknek van előző felméréskor lejegyzett kerülete	2367 (31%)
	élő fa/cserje DBH > 25,2 cm (szög számláló próbás mintavételezés)	élő fa/cserje DBH > 25,2 cm	A vastag fa növekedése, amiknek van előző felméréskor lejegyzett kerülete	2807 (38%)
Növekedés (GRW) (rekonstruált korábbi DBH-val)	NA (fix mintakörös mintavétel)	élő újulat DBH \geq 5 cm + becsült növekedés	Mintavételi hiba, korrigálás a DBH rekonstrukciójával	23 (0,3%)
Növekedés (GRW) (vertikális növekedés, mintába kerülő belenövés)	NA DBHt0 ellenőrzése szerint nem volt a minta része	élő fa DBH > 25.2 cm	Olyan vastag fák növekedése, ami elérte a szög számláló próbás mintavételi küszöbértéket, és mintába került	108 (1,4%)
Regenerációs belenövés és a fa korai halála (REG&MOR)	NA (fix mintakörös mintavétel)	álló holtfa DBH \geq 5 cm és \leq 5 cm + becsült növekedés	Fiatal fa belenövése és újra-felmérés előtti halála	6 (0,08%)
Halálozás (MOR)	élő fa (fix mintakörös mintavétel)	álló holtfa DBH \geq 5 cm és \leq 5 cm + becsült növekedés	Halálozás	118 (1,6%)
	élő fa DBH > 25.2 cm (szög számláló próbás mintavételezés)	álló holtfa DBH > 25.2 cm	Halálozás	236 (3,2%)
	élő fa DBH > 25.2 cm (szög számláló próbás mintavételezés)	fekvő holtfa DBH > 25.2 cm	Halálozás	311 (4,2%)
	élő fa DBH > 25.2 cm (szög számláló próbás mintavételezés)	vágott tuskó	Illegális fakivágás	1 (0,01%)
Halálozás (MOR, előző DBH rekonstrukciója)	NA (fix mintakörös mintavétel)	álló holtfa DBH \geq 5 cm + becsült növekedés	Mintavételi hiba, korrigálás a DBH rekonstrukciójával	12 (0,16%)

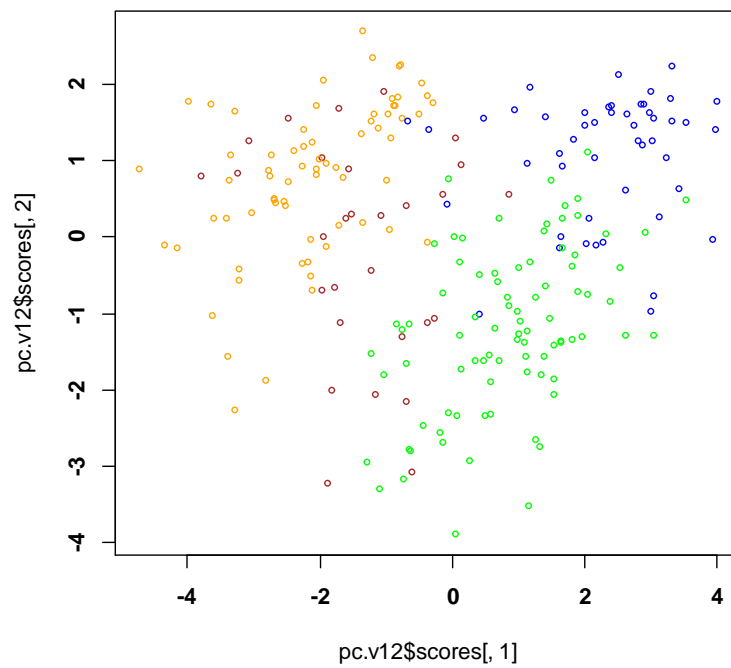
A fa halálózása és elkorhadás általi eltűnése (MOR&EVA)	élő fa	NA elkorhadt	Halálózás és teljes elkorhadás, vagy speciális okból adódó eltűnés	86 (1,2%)
A holtfa korhadási fázisa	álló holtfa vagy facsonk	álló holtfa vagy facsonk	Az álló holtfa lassú elkorhadása	134 (1,8%)
	álló holtfa vagy facsonk	fekvő holtfa	Az álló holtfa kidőlése	270 (3,7%)
	NA	fekvő holtfa	Az alapfelméréskor nem mintavételezett fekvő holtfa, aminek további nyomonkövetése javasolt	36 (0,4%)
	vágott tuskó	vágott tuskó	A korábbi (rezervátummá nyilvánítás előtti) erdőgazdálkodásból visszamaradt vágott tuskó lassú elkorhadása	214 (2,9%)
Az elkorhadt fa eltűnése (EVA)	álló holtfa vagy facsonk	NA lekorhadt	A holtfa teljes lekorhadása	35 (0,5%)
	NA fekvő holtfa, ami nem került felvételezésre	NA lekorhadt	A holtfa teljes lekorhadása	0 (0%)
	vágott tuskó	NA lekorhadt	A vágott tuskó teljes lekorhadása	20 0,3%
A fa túlzott mintavételezése (OSA)	lemért fa, amely sem a fix mintakörös, sem a szög számláló próbás mintavételezésnek nem része	lemért fa, amely sem a fix mintakörös, sem a szög számláló próbás mintavételezésnek nem része	Túlzott mintavételből adódó hiba, továbbiakban kizárás az értékelésből	60 (0,9%)

7. Melléklet: PCA – V12 –es verzió

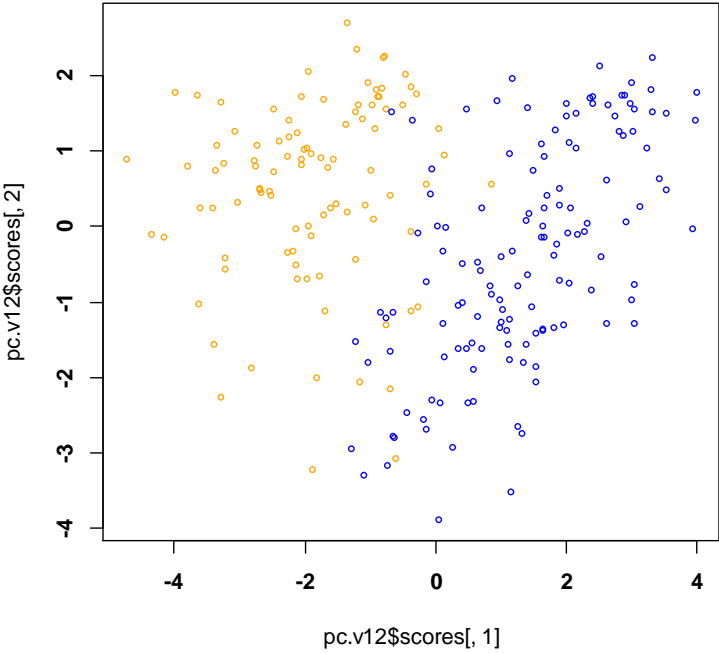
Erdőrezervátumok szerint:



Erdőtípusok szerint:

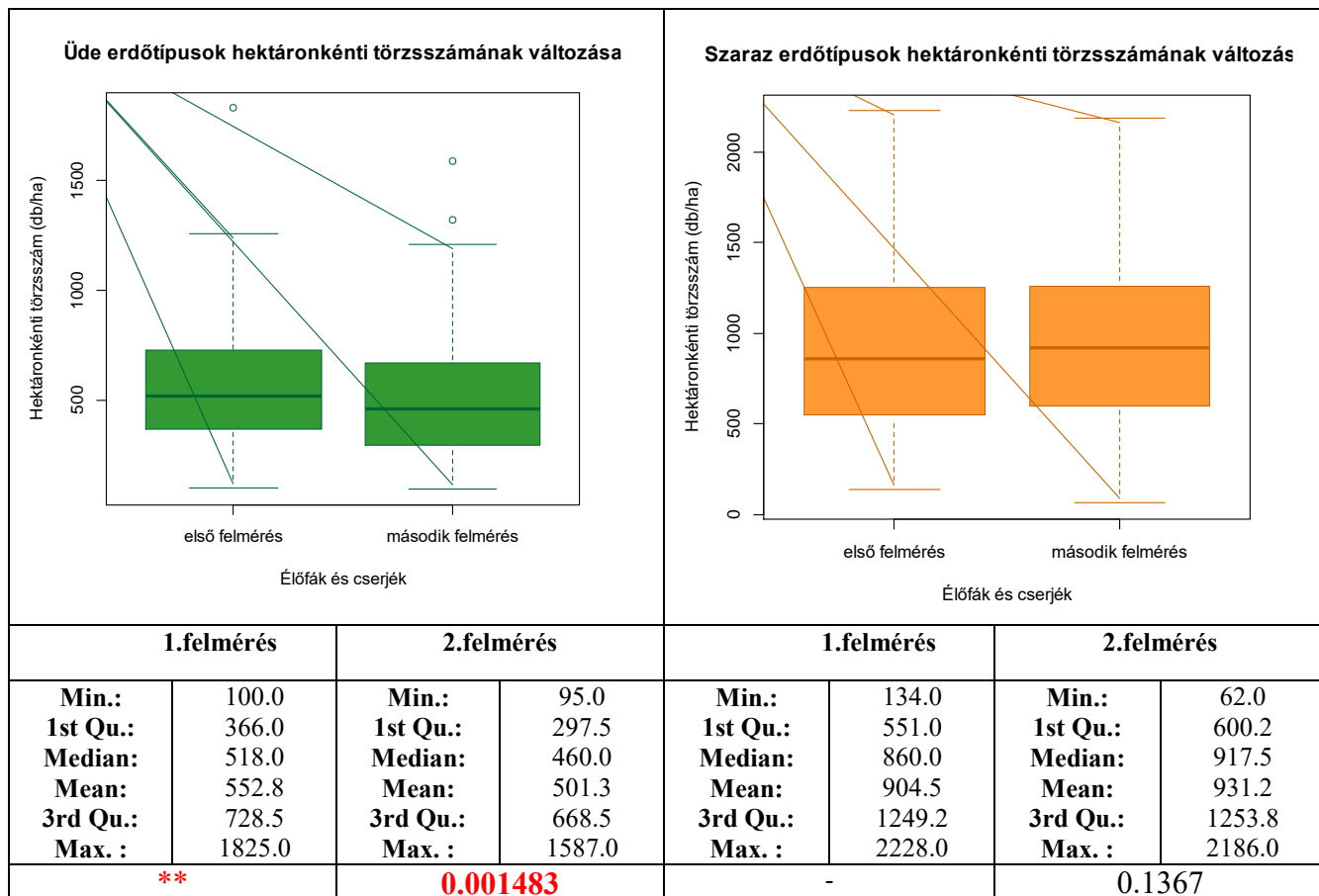


Üde és száraz erdőtüpusok szerint:

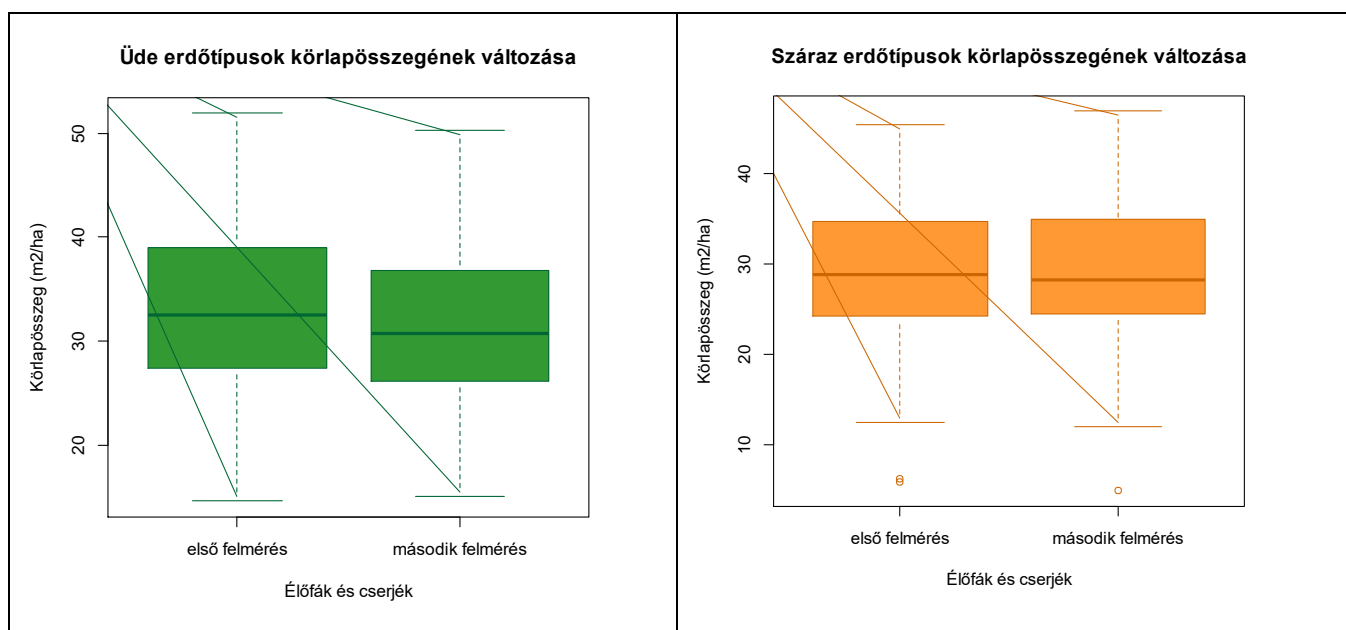


8. Melléklet: Élőfák hektáronkénti törzsszámának, körlapösszegének és fatérfogatának változása üde és száraz erdőtüpusokban

Élőfák hektáronkénti törzsszámának változása üde és száraz erdőtüpusokban:

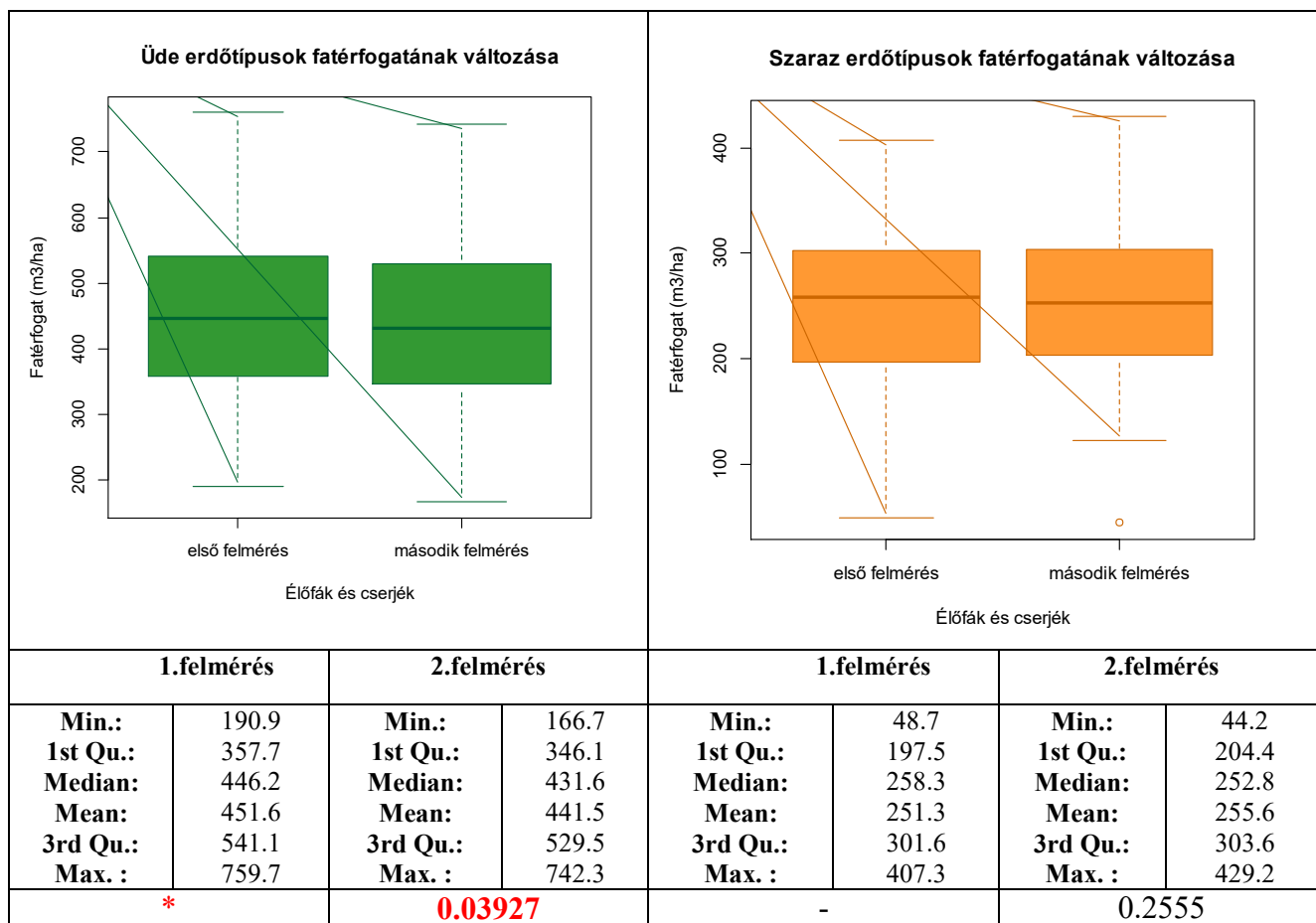


Élőfák körlapösszegének változása üde és száraz erdőtüpusokban:

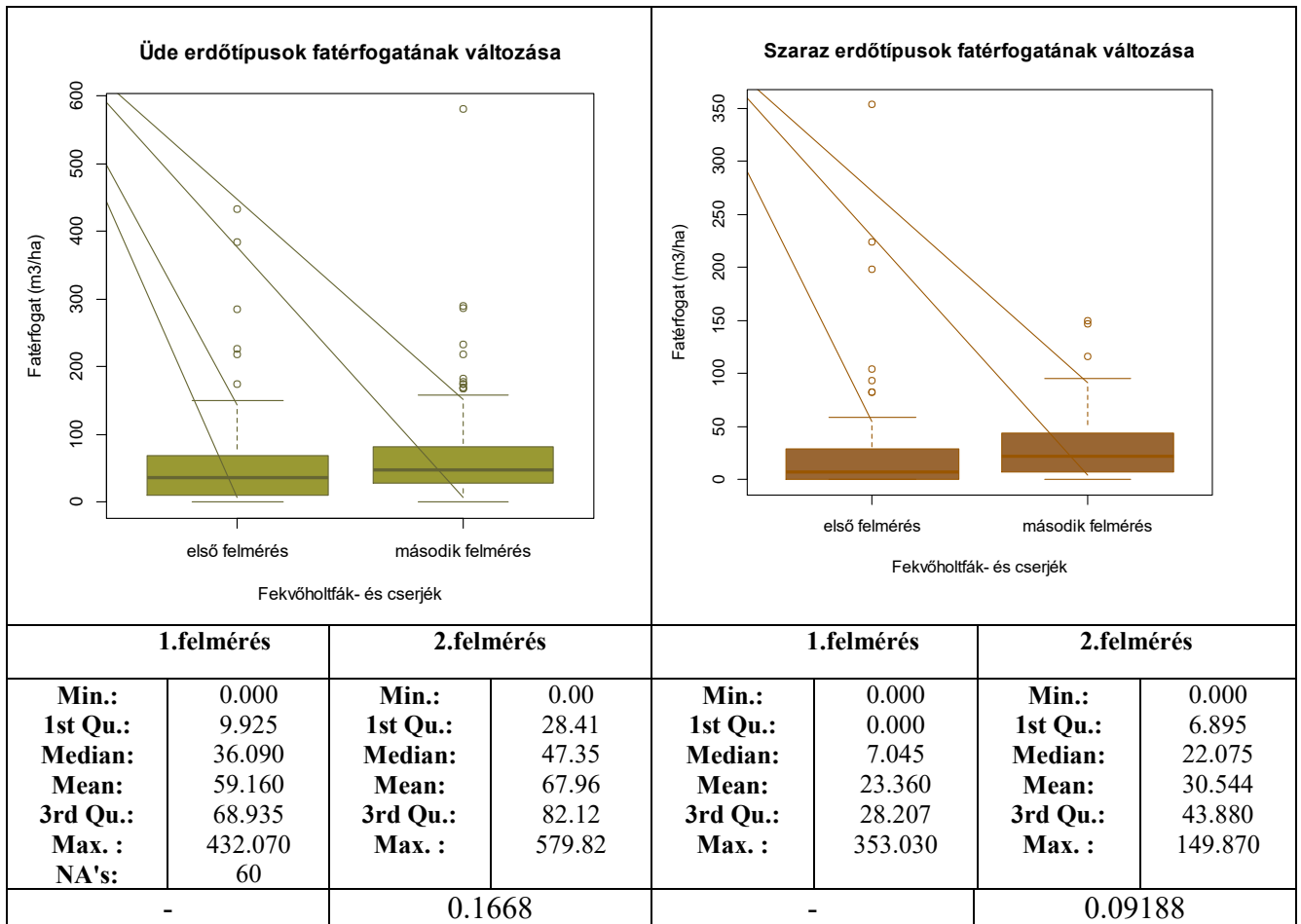


1.felmérés		2.felmérés		1.felmérés		2.felmérés	
Min.:	14.60	Min.:	15.01	Min.:	5.91	Min.:	4.96
1st Qu.:	27.37	1st Qu.:	26.09	1st Qu.:	24.31	1st Qu.:	24.50
Median:	32.52	Median:	30.73	Median:	28.82	Median:	28.24
Mean:	33.32	Mean:	31.59	Mean:	28.76	Mean:	29.20
3rd Qu.:	39.02	3rd Qu.:	36.83	3rd Qu.:	34.72	3rd Qu.:	34.88
Max. :	51.90	Max. :	50.23	Max. :	45.36	Max. :	46.85
***		2.795e-06		-		0.2691	

Hektáronkénti fatérfogat változása üde és száraz erdőtípusokban:



9. Melléklet: Fekvőholtfák fatérfogatának változása üde és száraz erdőtüpusokban:



10. Melléklet: Üde és száraz erdőtipusok éves populáció-dinamikai folyamatainak különbségei fajtacsoportonként

RegNYearlyUpTr:

Üde:	Száraz:
<p>Histogram of RegNYearlyUpTr[udeseq == "ude"]</p>	<p>Histogram of RegNYearlyUpTr[udeseq == "szaraz"]</p>
Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. 0.000 0.000 0.000 1.761 2.500 20.000	Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. 0.0000 0.0000 0.0000 0.2573 0.0000 14.2860
data: RegNYearlyUpTr[udeseq == "ude"] and RegNYearlyUpTr[udeseq == "szaraz"] D = 0.23326, p-value = 0.004146	

RegNYearlyLoTr:

Üde:	Száraz:
<p>Histogram of RegNYearlyLoTr[udeseq == "ude"]</p>	<p>Histogram of RegNYearlyLoTr[udeseq == "szaraz"]</p>
Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. NA's 0.000 0.000 0.000 3.853 5.000 40.000 25	Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. NA's 0.0000 0.0000 0.0000 0.9458 0.0000 13.3330 12
data: RegNYearlyLoTr[udeseq == "ude"] and RegNYearlyLoTr[udeseq == "szaraz"] D = 0.16808, p-value = 0.01037	

RegNYearlySh:

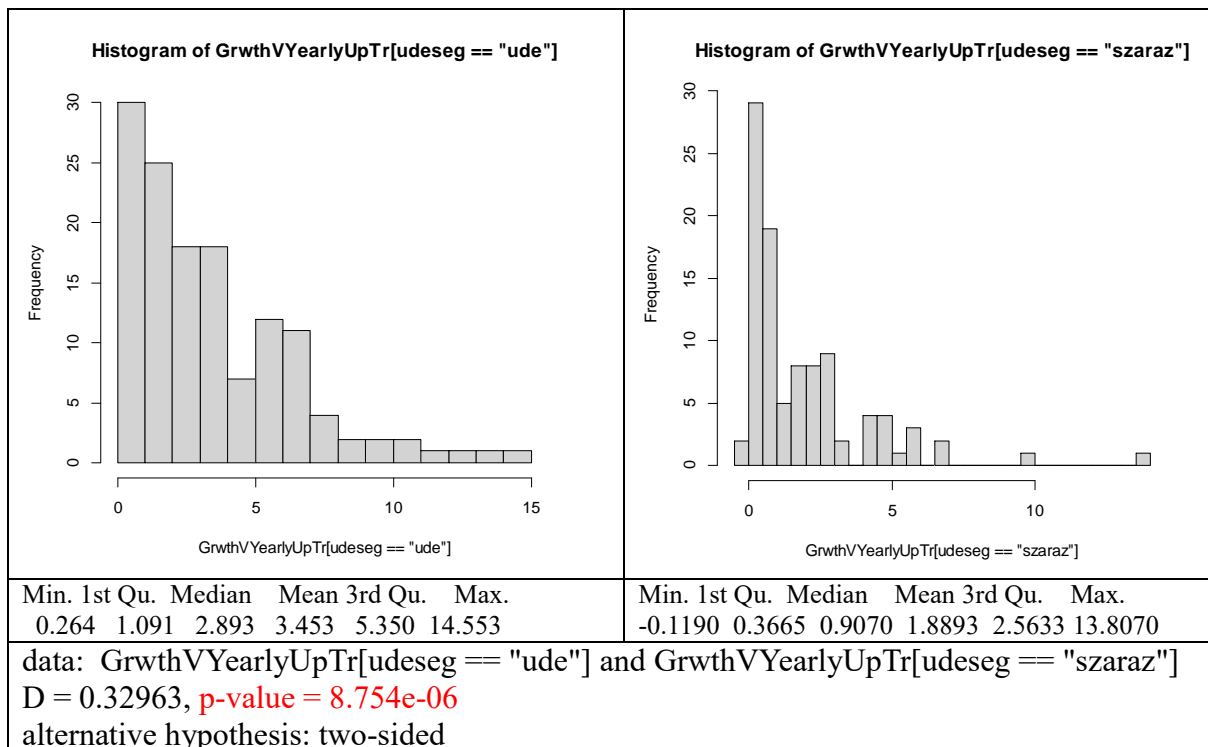
Üde:	Száraz:
<p>Histogram of RegNYearlySh[udeseq == "ude"]</p>	<p>Histogram of RegNYearlySh[udeseq == "szaraz"]</p>
<p>Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. NA's 0.000 0.000 2.857 7.996 8.482 50.909 107</p>	<p>Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. NA's 0.000 0.000 5.000 8.985 14.464 48.571 18</p>
<p>data: RegNYearlySh[udeseq == "ude"] and RegNYearlySh[udeseq == "szaraz"] D = 0.24643, p-value = 0.08319</p>	

RegNYearlyAll:

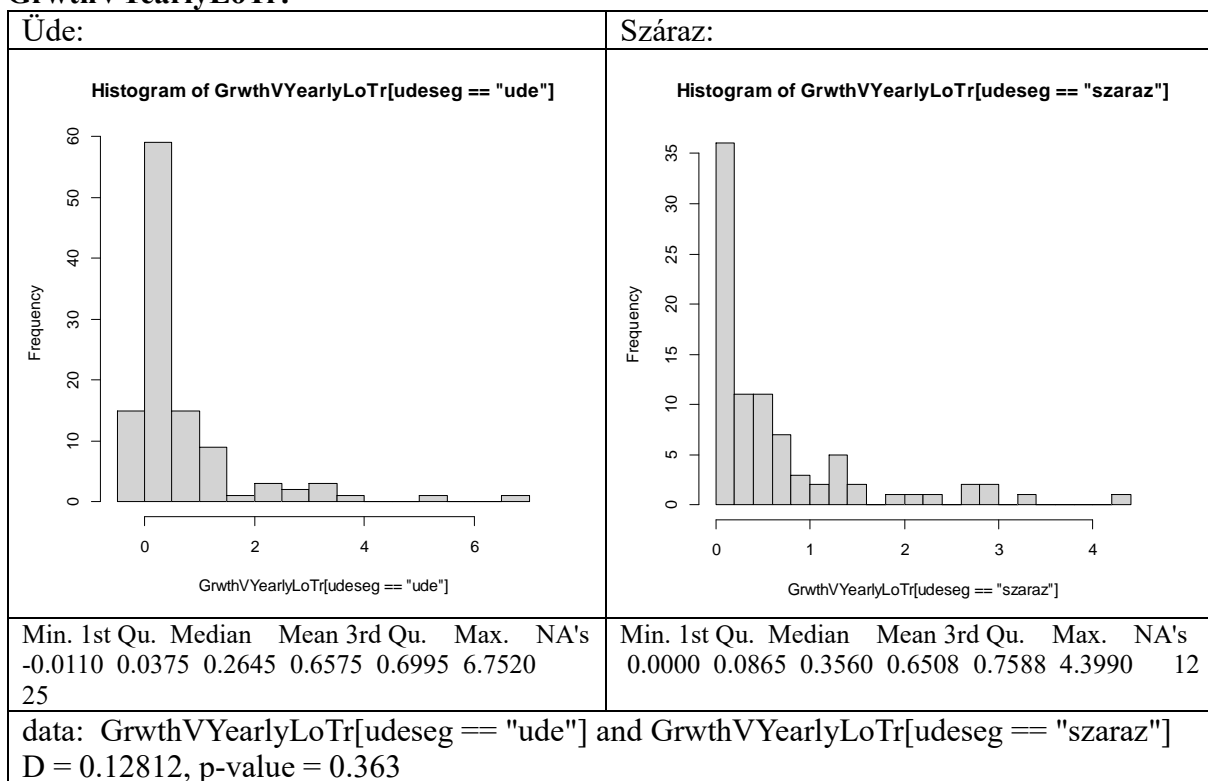
Üde:	Száraz:
<p>Histogram of RegNYearlyAll[udeseq == "ude"]</p>	<p>Histogram of RegNYearlyAll[udeseq == "szaraz"]</p>
<p>Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. 0.000 0.000 0.000 6.559 8.334 68.571</p>	<p>Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max. 0.000 0.000 5.000 8.422 14.048 48.571</p>
<p>data: RegNYearlyAll[udeseq == "ude"] and RegNYearlyAll[udeseq == "szaraz"] D = 0.23726, p-value = 0.003347</p>	

GrwthVYearlyUpTr:

Üde:	Száraz:
------	---------

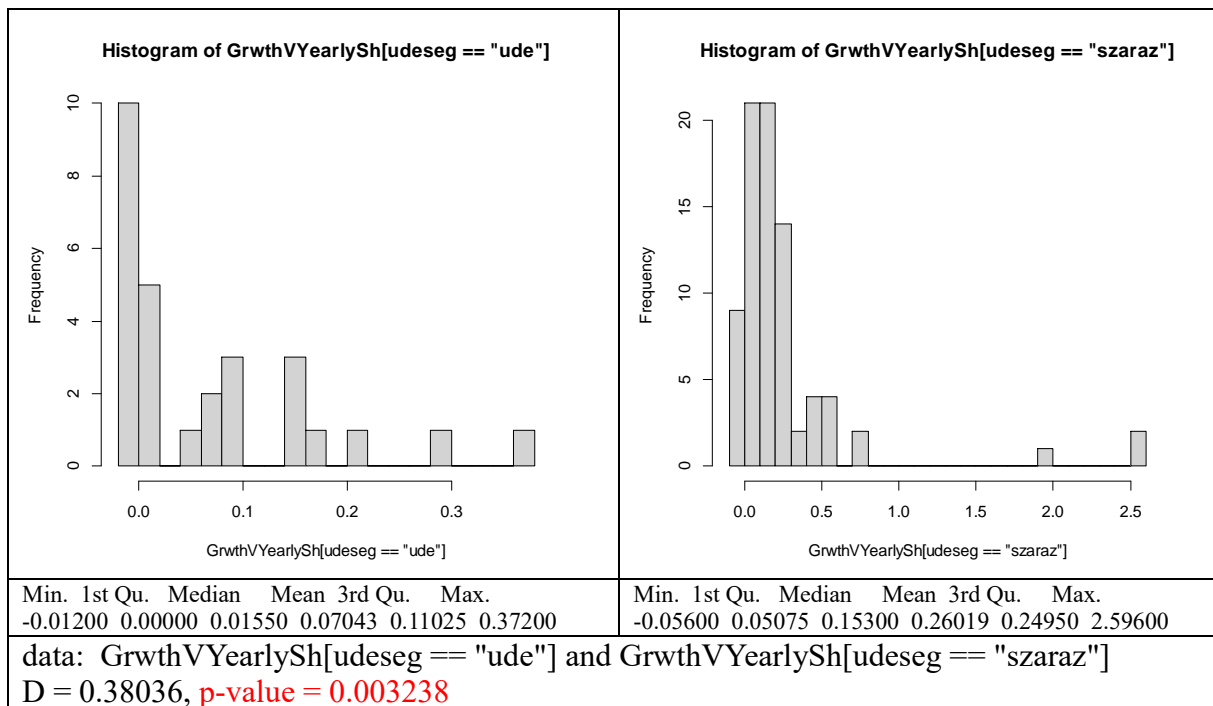


GrwthVYearlyLoTr:

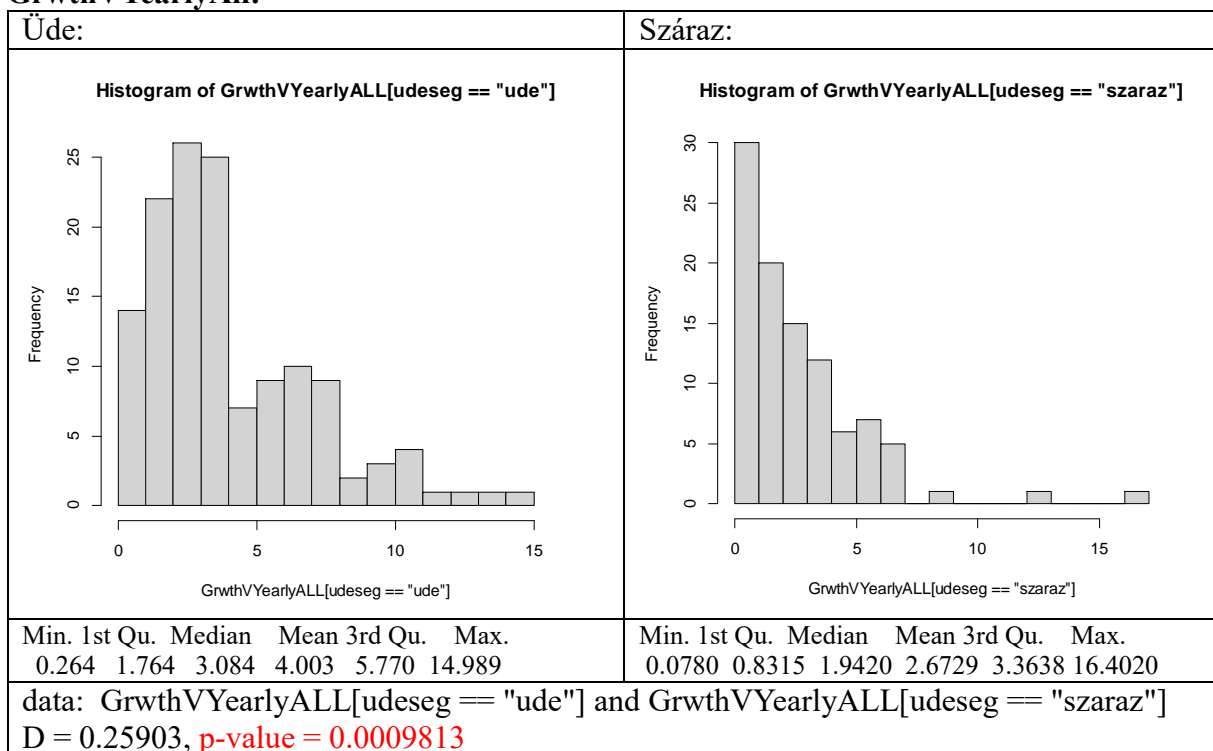


GrwthVYearlySh:

<p>Üde:</p>	<p>Száráz:</p>
-------------	----------------

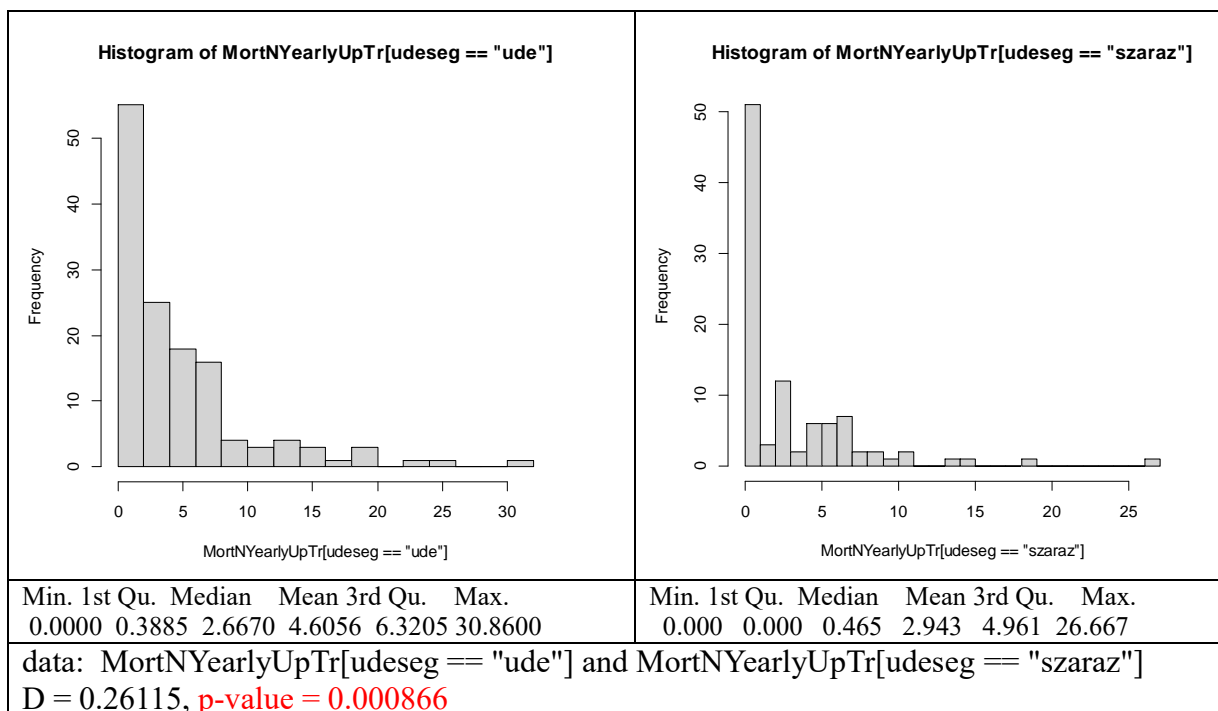


GrwthVYearlyAll:

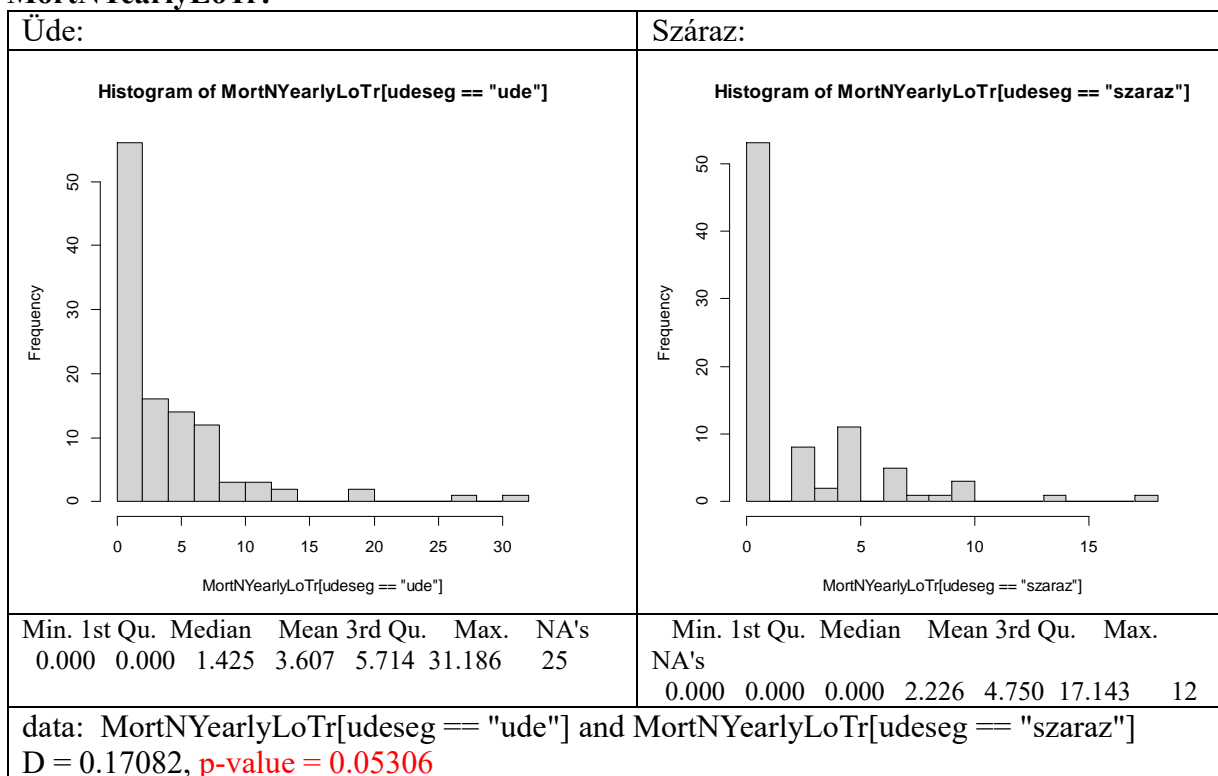


MortNYearlyUpTr:

<p>Üde:</p>	<p>Szaraz:</p>
--------------------	-----------------------

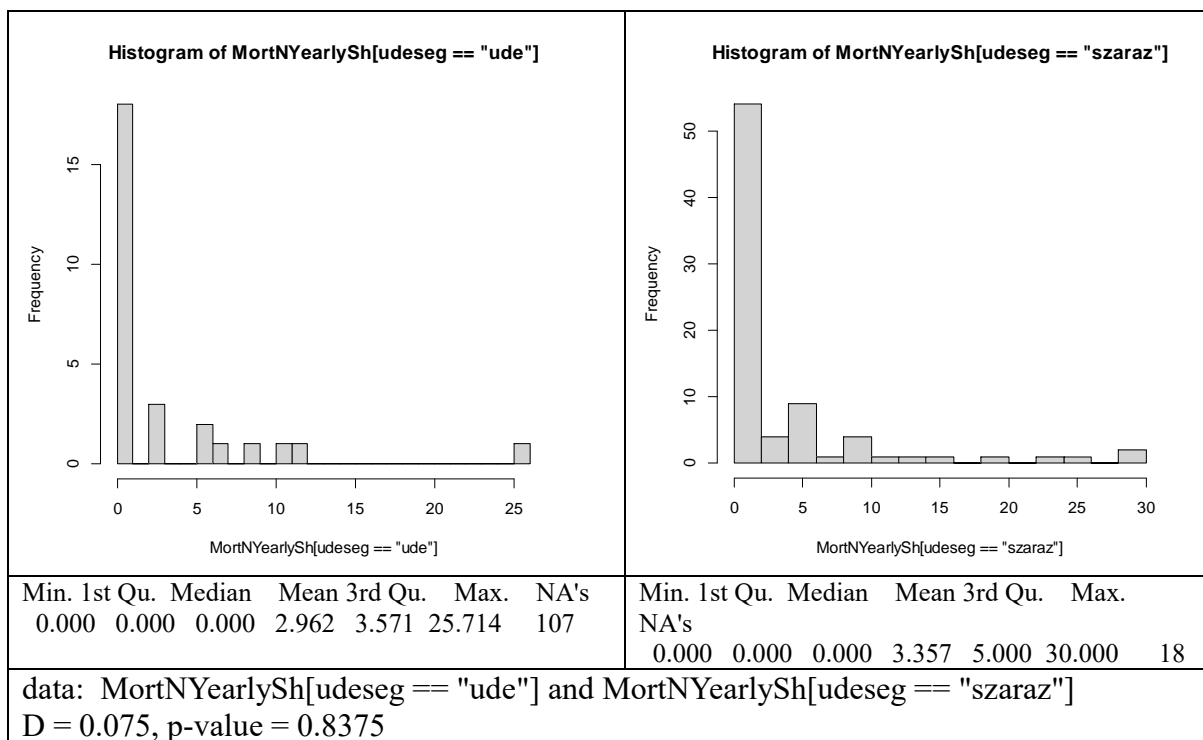


MortNYearlyLoTr:

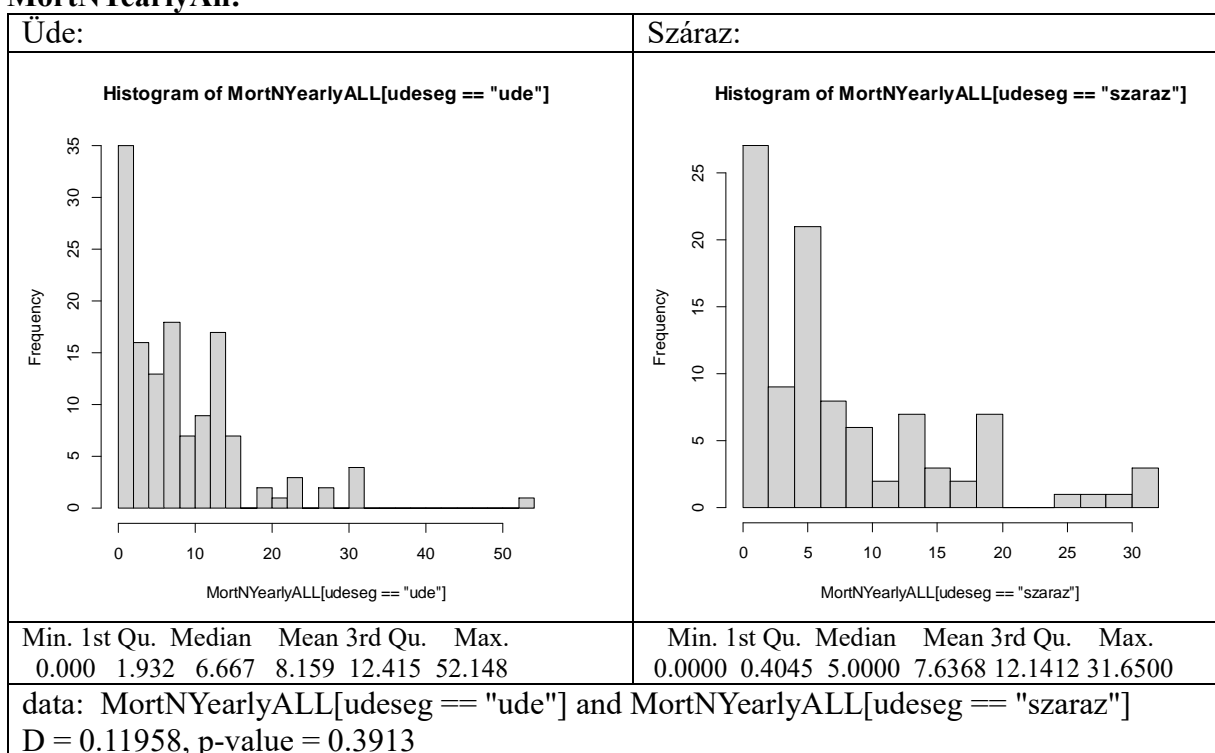


MortNYearlySh:

<p>Üde:</p>	<p>Száráz:</p>
-------------	----------------

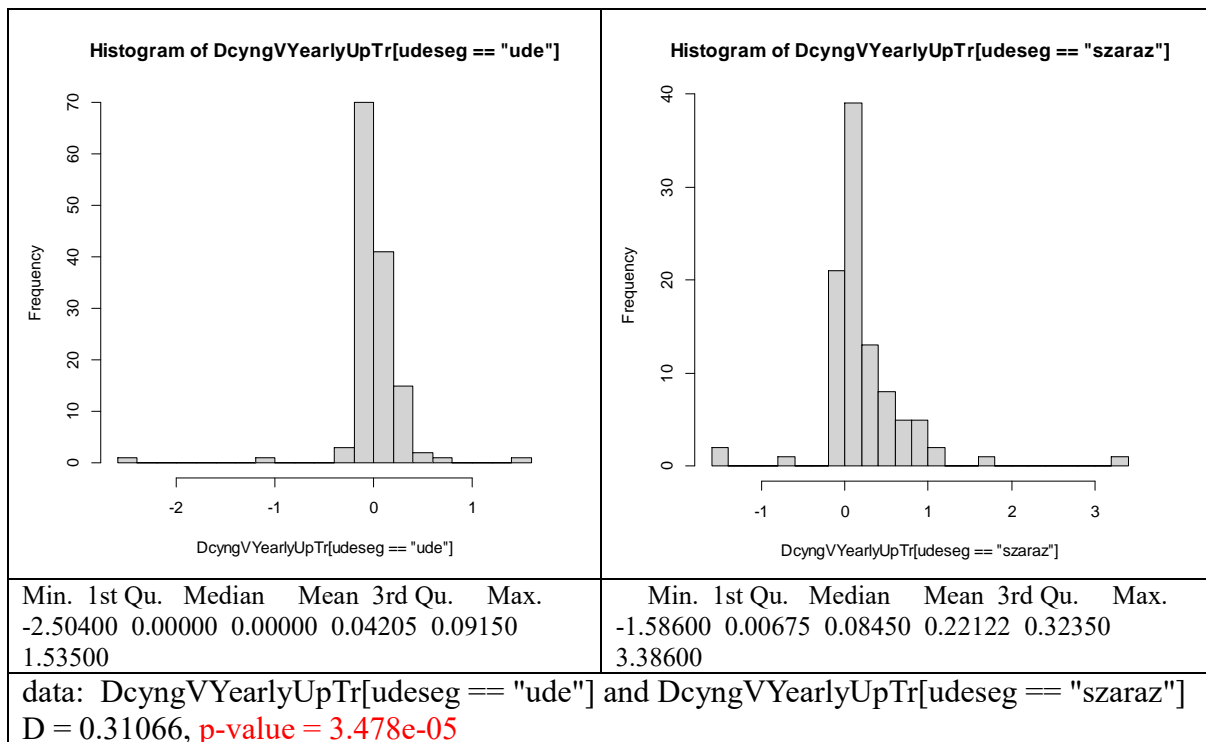


MortNYearlyAll:

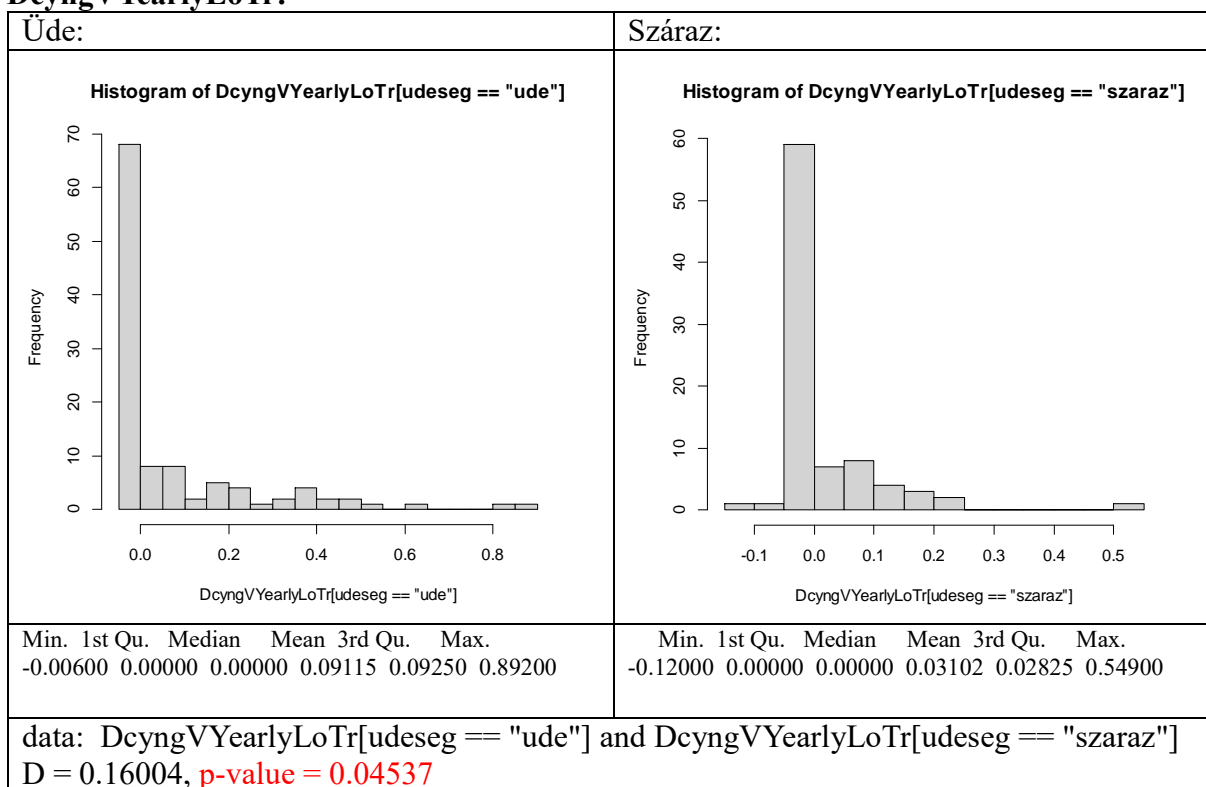


DcyngVYearlyUpTr:

Üde:	Száráz:

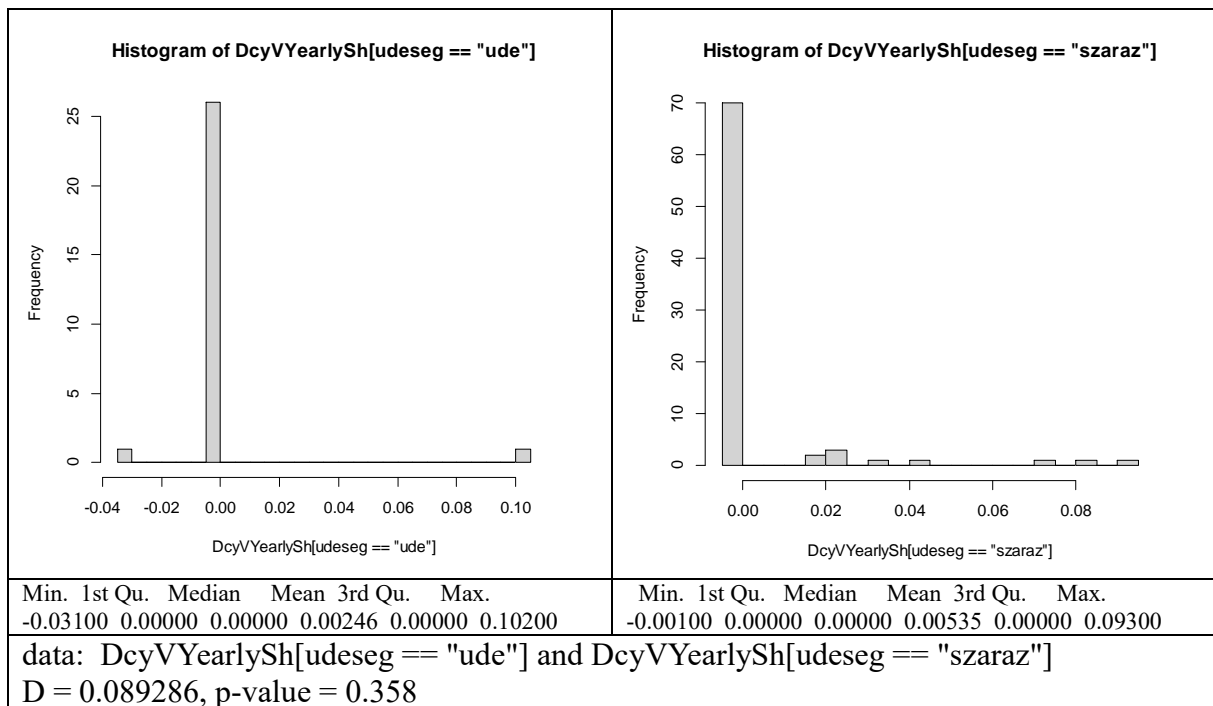


DcyngVYearlyLoTr:



DcyngVYearlySh:

<p>Üde:</p>	<p>Szaraz:</p>
--------------------	-----------------------



DcyngVYearlyAll:

