

37. OTDK Biológia Szekció

**Örökerdő és vágásos üzem mód aljnövényzeti szintre
gyakorolt hatásainak összehasonlítása mecseki
őshonos fafajú erdőkben**

Készítette: Szilágyi Sarolta

Biológia BSc 3. évfolyam

Állatorvostudományi Egyetem, Zoológiai Tanszék

Témavezető: Dr. Ódor Péter

Tudományos tanácsadó

Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

Társtémavezető: Horváth Csenge Veronika

Tudományos segédmunkatárs

Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

Budapest, 2024

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke.....	3
1. Bevezetés és irodalmi áttekintés	4
1.1 Magyarországi erdőgazdálkodási módok	4
1.1.1 Vágásos üzemmód.....	5
1.1.2 Örökerdő üzemmód.....	6
1.2 Erdőgazdálkodás hatása az aljnövényzetre	6
1.3 A mecseki erdőgazdálkodás története és jellemzői.....	8
2. Célkitűzések	10
3. Anyag és módszer	10
3.1 A vizsgálati terület	10
3.2 Mintavételi eljárás	11
3.3 Adatok előkészítése és elemzése	12
4. Eredmények.....	15
4.1 Lombkorona záródáshiány	15
4.2 Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, és tömegességi viszonyai	16
4.3 Az üzemmódokhoz preferenciát mutató fajok	18
4.4 Növényzeti csoportok vizsgálata.....	19
5. Diskusszió.....	27
5.1 Lombkorona záródáshiány	27
5.2 Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, és tömegességi viszonyai	27
5.3 Az üzemmódokhoz preferenciát mutató fajok	28
5.4 Növényzeti csoportok vizsgálata.....	29
Következtetések	31
Irodalomjegyzék.....	32
Köszönetnyilvánítás	36

Rövidítések jegyzéke

ÖÜ – örökdő üzemmód

VÜ – vágásos üzemmód

PCoA – Principal Coordinate Analysis (főkoordináta-analízis)

PERMANOVA – Permutational Multivariate Analysis of Variance (többváltozós permutációs varianciaanalízis)

ISA – Indicator Species Analysis (indikátorfaj-elemzés)

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés

Az erdők nem csupán gazdasági erőforrások, hanem kulcsszerepet játszanak a diverzitás megőrzésében, mivel létfontosságú és változatos élőhelyeket biztosítanak, ezáltal szerepük van a klímaváltozás hatásainak mérséklésében és nem utolsósorban rekreációs funkciókat is betöltenek [1, 2]. A különböző erdőgazdálkodási módszerek jelentős hatással vannak az erdei élőhelyek állapotára, faji összetételére és azok kölcsönhatásaira [3, 4]. A gazdálkodási üzemmódok közötti ökológiai különbségek alapos feltárása nélkülözhetetlen ahhoz, hogy hatékony stratégiákat dolgozzunk ki a fenntartható erdőhasználat érdekében [5].

1.1 Magyarországi erdőgazdálkodási módok

Az erdők védelme és fenntartható használata régóta fontos kérdés a hazai természetvédelemben. Már Kaán Károly az 1932-es Természetvédelem és a természeti emlékek c. művében is több erdőt ajánlott védelemre, ami a Debreceni Nagyerdő 1939-es védetté nyilvánításával vette kezdetét. Azóta Magyarország erdeinek közel fele védett terület [6], ami bizonyítja, hogy az erdők ökológiai értéke hasonlóan fontos, mint gazdasági hasznuk. Azonban az erdők természetvédelmi oltalma és gazdasági célú hasznosítása gyakran érdekellentétet eredményez. Az elmúlt évtizedekben a társadalom elvárásai is változtak: nemcsak a faanyagtermelésre, hanem az erdők rekreációs és ökológiai szerepére is egyre nagyobb hangsúly került. Ez a kettősség indította el a paradigmaváltást, amely a hagyományos vágásos gazdálkodás helyett egyre inkább a folyamatos erdőborítást biztosító természetközeli gazdálkodási módszerek felé tereli a szakmai közösségeket [7]. A 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról [8], illetve ennek végrehajtási rendelete nagy előrelépést jelentett a természetességi állapot fenntartása és a folyamatos erdőborítás népszerűsítése terén.

A jelenlegi erdőgazdálkodási módokat két nagy csoportba sorolhatjuk a létrehozott erdőkép alapján: vágásos és folyamatos erdőborítást fenntartó erdőgazdálkodás. Előbbibe a vágásos üzemmód, utóbbiba az örökerdő (korábban: szálaló) üzemmód, az átmeneti (korábban: átalakító) üzemmód és a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód tartozik. Napjainkban Magyarország erdeinek jelentős részét (90,26%) vágásos üzemmódban kezelik, míg a folyamatos erdőborítást fenntartó üzemmódok területi részesedése meglehetősen alacsony (örökerdő ü.: 1,68%, átmeneti ü.: 3,37%, faanyagtermelést nem szolgáló ü.: 4,69%). A vágásos üzemmód alapvető jellemzője a kevés korosztályos, horizontális és vertikális térszerkezetét tekintve is homogén faállomány, amelyet a vágásérett kor elérével egy vagy több lépésben

letermelnek, majd felújítanak. Az örökerdő üzem mód nem vágásciklusokra épít, benne folyamatos a fakitermelés vágásterület létrehozása nélkül, így többkorú, változatos térszerkezetű erdőt eredményez. Az átmeneti üzem mód fő célja a vágásos üzem módról örökerdő üzem módra történő áttérés, itt keletkezhetnek vágásterületek, de jóval kisebb területen, mint a vágásos üzem mód esetében. Faanyagtermelést nem szolgáló üzem mód esetén nem végeznek fakitermelést, és szabadon érvényesülnek a természeti folyamatok [9, 10].

1.1.2 Vágásos üzem mód

A vágásos üzem mód Magyarországon nagyjából 150 éve terjedt el, és egy hosszú távra tervezett, ellenőrzött rendszert képvisel. A ciklusokra épülő üzem mód három fő szakaszra osztható: erdőfelújítás, állománynevelés és véghasználat. Az erdőfelújítás történhet természetes módon, spontán újulatból, vagy mesterségesen, ültetett magokkal vagy csemetékkel. Az állománynevelés során a fiatal erdőket ápoláson és tisztító vágásokon keresztül kezelik, amelyek célja a nem kívánatos fajok és a beteg egyedek eltávolítása, valamint a célfafajok növekedésének elősegítése. A gyérítés fázisaiban törzskiválasztó és növedékfokozó gyérítéseket végeznek, amelyekkel a legjobb minőségű fák növekedését támogatják, miközben az akadályozó fákat eltávolítják. A gyérítések hozzájárulnak a faállomány homogénné válásához, valamint a kitermelt fákat gazdaságilag hasznosítják. Amikor a faállomány eléri a vágásérettséget, a véghasználat következik, amelynek két fő típusa van. Az egyik a tarvágás, ahol egyszeri, nagy kiterjedésű vágással távolítják el az egész állományt, ezt főként a síkvidéki erdők kezelésére alkalmazzák. A másik a fokozatos felújítívágás, amely során a vágások lépcsőzetesen, a természetes újulat megjelenéséhez igazodva zajlanak, ez inkább a domb- és hegyvidéki területeken, őshonos fafajú állományokban jellemző. A vágásos gazdálkodás jelentősen meghatározza az erdők szerkezetét Magyarországon, homogén térszerkezetű, egykorú faállományokat hozva létre és tartva fenn. Az erdőszerkezet gazdálkodás miatti leegyszerűsödése és a természetes erdőkre jellemző mikroélőhelyi változatosság lecsökkenése pedig kedvezőtlen hatással van a biodiverzitásra [11, 12]. Továbbá a vágásos gazdálkodás olyan nagy intenzitású, rendszeres zavarásokat eredményez, amelyekre a természetes erődinamikával szemben rövid visszatérési idő, és alacsony területi változatosság jellemző [13]. A vágásos üzem mód elsődleges célja a gazdaságilag értékes faanyag fenntartható termelése, azonban fontos megjegyezni, hogy a gazdasági fenntarthatóság vagy tartamosság nem azonos az ökológiai fenntarthatósággal. A hagyományos vágásos gazdálkodás előnyei mellett a faállomány homogenizációja és a biodiverzitás csökkenése olyan kihívást jelent, amelyre a fenntarthatóság érdekében megoldást kell találni [9, 10, 14].

1.1.2 Örökerdő üzem mód

Az örökerdő-gazdálkodás, amely alternatívája a hagyományos vágásos erdőgazdálkodásnak, biztosítja a folyamatos erdőborítást, elősegítve ezzel az ökoszisztéma stabilitását, a biodiverzitás fenntartását, valamint a talajvédelem és erdőklíma megőrzését [7, 15]. Ezen módszer lényege, hogy a fakitermelések kisebb térléptékben, csoportos felső szintű gyérítések vagy lékvágások keretében történnek, a beavatkozások gyakoribbak és alacsonyabb intenzitásúak, mint a vágásos üzem mód esetében [16]. Az örökerdő-gazdálkodás célja, hogy az erdő természetes regenerációs folyamataira építve megőrizze az erdők sokszínűségét és szerkezetét, hiszen a felújulás a meglévő állomány alatt és a létrejövő lékekben zajlik, így a beavatkozások után kialakuló erdő szerkezete nagyon hasonló lesz a természetes erdőkhöz [17, 18]. Az örökerdő-gazdálkodás kulcsfontosságú eleme a többkorú, heterogén erdőszerkezet kialakítása, amelyben a különböző korú fák együtt alkotnak élőhelyeket. A mozaikos beavatkozások időben és térben szétszórva történnek, ami változatos lombátorral rendelkező erdőállományokat eredményez. Az örökerdő-gazdálkodás során az állománynevelés, a véghasználat és az erdőfelújítás egyidejűleg történik, biztosítva az erdő folyamatos megújulását. A vágásérettséget egyedileg bírálják el, a termelés szálanként vagy kis csoportokban történik [9, 19]. A kisebb, gyakoribb beavatkozások révén a természetes bolygatási rendszerhez közel álló horizontális és vertikális mintázatok alakulnak ki, amelyek jobban hasonlítanak a mérsékelt övi lombhullató erdők természetes szerkezetére, mint a vágásos üzem módra jellemző erdőszerkezet [5, 13]. Örökerdő-gazdálkodásban emellett az állományok elegyessége könnyebben növelhető, a nagyobb fajgazdagságú erdők pedig jobban képesek ellenállni a környezeti változásoknak [20]. A változatosságot emellett tovább támogatja az állományon belüli holtfa jelenléte, a korhadó faanyag és az élő habitatfák, amelyek fontos mikroélőhelyeket biztosítanak a biodiverzitás szempontjából [21]. Az örökerdő-gazdálkodás Magyarországon is egyre nagyobb teret nyer, és a jelenlegi 5%-os részesedése (ide sorolva az átmeneti üzem módot is) az erdőterületből várhatóan növekedni fog, összhangban a Nemzeti Erdőstratégia [22] célkitűzéseivel. A módszer előnyei közé tartozik, hogy az erdők ökológiai funkcióit a faanyagtermelés mellett is fenntartja, és képes hozzájárulni a természetes erdők szerkezetének és biodiverzitásának megőrzéséhez.

1.2 Erdőgazdálkodás hatása az aljnövényzetre

Különböző erdőművelési módok különböző bolygatási rendszerei eltérően befolyásolják az erdők aljnövényzetének fajösszetételét és diverzitását. A vágásos üzem mód során először a cserjeszint borítása csökken (például ápolási munkák következtében), majd a véghasználatkor

a felső lombkoronaszint teljesen megnyílik, ami hirtelen és jelentős zavarást okoz az aljnövényzetben [3]. Az aljnövényzeti szint megvilágítottsága hirtelen megnövekszik, amire érzékenyen reagálnak a kiegyenlített erdei mikroklímához erős kötődést mutató és limitált diszperziós képességű fajok [23]. Az újraterelített vagy spontán visszaerdősült területek fajgazdagsága még 50-85 év elteltével is alatta maradhat az érintetlen erdők szintjének, és számos erdei faj nem képes visszatelepülni az újonnan létrejött élőhelyekre [24]. Ez különösen azokra a fajokra igaz, amelyek korlátozott diszperziós képességűek, így nem tudják kolonizálni az újra regenerálódó erdőfoltokat [25].

Az örökerdő üzem mód, amely folyamatos erdőborítást tart fenn, kevésbé drasztikus hatású, azonban itt is fennáll a diverzitás csökkenésének kockázata, különösen akkor, ha a beavatkozások túl gyakoriak vagy intenzívek [11]. A gyakori erdészeti beavatkozások, például a rendszeres szálalás és a nehézgépek alkalmazása, károsítják az aljnövényzet regenerációs képességét, homogenizálják a vegetációt, és a talaj szerkezetét is rontják. Emellett elősegítik a ruderalis fajok terjedését, míg az árnyéktűrő, erdei fajok visszaszorulásával járnak [3, 26]. A fahasználatok az erdő mikroklímáját helyi szinten befolyásolják, a beavatkozás mértékétől és kiterjedésétől függően [27]. Összességében a heterogén szerkezetű és kevésbé intenzíven kezelt erdők fenntarthatóbb módon biztosítják a természetes erdei közösségek fennmaradását, szemben a vágásos üzem mód homogén erdőállományaival [13].

Az aljnövényzet fajgazdagsága zárt vagy akár természetes erdőkhez képest általánosan magasabb azokban az erdőkben, ahol gazdálkodás zajlik, a gazdálkodás jelentette bolygatás mértékével arányosan [26]. A magasabb diverzitás azonban nem szükségszerűen jelent magasabb természetességet, hiszen az adott erdőgazdálkodási üzem módra jellemző beavatkozások függvényében különbségeket várhatunk az aljnövényzet fajösszetételében [28, 29]. Európában évezredek múlta tekint vissza az erdők használata, és így lényegében alig maradtak fenn természetes erdők [30], emiatt kihívást jelent olyan fajösszetételt megadni, ami egyértelműen és biztosan természetesnek tekinthető – ugyanakkor különböző megfigyelések, irodalmi adatok és szakértői konszenzus alapján összeállíthatóak olyan listák, amelyek megadják az egyes növényfajok erdei környezethez való viszonyát (pl. Hermy [31], Heinken [32]). Valamint, amennyiben az erdőgazdálkodás módja az adott területen feltételezhető természetes bolygatási rendszerhez a lehető leginkább igazodik, várható, hogy a fajösszetétel természetessége is a lehető legnagyobb lesz [13, 33].

1.3 A mecseki erdőgazdálkodás története és jellemzői

A következőkben a Magyarország erdészeti tájai című kiadványsorozat Mecsekre vonatkozó részei alapján [34] áttekintem a mecseki erdőgazdálkodás történetét és jellemzőit. A második világháború után, az 1949-es államosítás következtében a nagyobb, egykori magán- és egyházi birtokokon található erdőterületek a Magyar Állami Erdőgazdaságok irányítása alá kerültek. Az 1950-es évektől fokozódott a gépesítés, valamint az erdősítések és a természetes erdőfelújítások aránya is növekedett, különösen a véghasználatok és a felújítási ciklusok meghosszabbítása révén. A termelőszövetkezetek és erdőbirtokosságok kezelésében lévő erdők az állami erdőgazdaság szakmai irányítása alá kerültek, céljuk a sarjeredetű, illetve nem megfelelő fafajú erdők javítása volt. Az 1970-es évektől kezdve jelentősen növekedett a gépesítés, különösen a fakitermelési módszerek fejlesztésében, valamint az erdősítési programok megvalósításában, amelyek célja a térség alacsony erdősültségének növelése volt. Az 1980-as évekre az erdősítés, az erdőművelés és a fakitermelés szisztematikusabbá vált, hozzájárulva a Mecsek erdősültségének folyamatos növekedéséhez. A Mecsek erdészeti táj erdőgazdálkodása összetett rendszerként működik, amely többcélú elvárások teljesítésére törekszik. Az erdőterületek kezelésében különböző üzemmódok és szolgáltatások érvényesülnek: kulturális (rekreációs, közjóléti), szabályozó és támogató (védelmi), valamint ellátó (gazdasági) ökoszisztéma-szolgáltatások.

Az erdősültség aránya a Mecsekben igen magas, 51%. Az állami tulajdonú erdők a táj 71,2%-át alkotják, ezeket a Mecsekerdő Zrt. kezeli. A hegység három fő részre tagolható: Nyugat-Mecsek, Közép-Mecsek és Kelet-Mecsek, melyek eltérő földrajzi adottságokkal és eltérő erdőgazdálkodási gyakorlattal rendelkeznek. A Kelet-Mecsekben az erdők kiemelkedő természetességgel bírnak, és jelentős természetvédelmi értéket képviselnek. E tájrészt változatos földtani és domborzati viszonyok jellemzik, ami az erdőtársulások sokszínűségében is megnyilvánul. A legjellegzetesebb erdőtársulások közé tartoznak a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és bükkösök, amelyek az északias kitettségű, domblábi területeken találhatók. Ezek az erdők rendkívül jól újulnak, természetes felújításuk során prioritást élvez a kocsánytalan tölgy állományainak megőrzése és növekedésük támogatása. A dombközépi elhelyezkedésű gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, amelyek bükkösökkel elegyesek, szintén jelentős területet foglalnak el a Kelet-Mecsekben. A szárazabb, magasabban fekvő, dombtetőkhöz közeli területeken a cseresek és hársasok állományait fokozatos felújítóvágásokkal kezelik. Az erdőgazdálkodás mellett kiemelt figyelmet fordítanak az ökoturisztikai célokra is. A Kelet-Mecsekben kiépített ökoturisztikai infrastruktúra (pl. Réka-völgy, Hidasi-völgy) jelentős

látogatottságot vonz, amely egyúttal a természetvédelmi és kulturális szolgáltatások összekapcsolását is segíti. A Kelet-Mecsek védett erdőterületein, különösen a Papp-réti és Márévári erdőtömbökben, valamint a Kiskúti és Lackeri területeken folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódokat alkalmaznak. A Nyugat-Mecsek száraz gerincvonulatainak erdői, ahol savanyú tölgyesek és molyhostölgyesek találhatók, védelmi rendeltetésűek és örökerdő üzemmódban kezelik őket. Ezen területeken az erdészeti beavatkozás minimális, vagy kizárólag jogszabályi kivételek szerint történik. A Közép-Mecsekben, különösen a Pécs városa körül található erdők, jellemzően rekreációs célokat szolgálnak, itt faanyagtermelés nem folyik. A Mecseki Parkerdő területein a faállomány elsősorban idős bükkösökből és tölgyesekből áll, amelyek folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódban kerülnek kezelésre, figyelembe véve a kulturális szolgáltatások (pl. turizmus) iránti igényeket is.

Az erdők üzemmódja határozza meg az alkalmazható erdőművelési és faállomány-gazdálkodási módszereket. A vágásos üzemmód terjedt el leginkább az erdőgazdálkodásban, a Mecsek erdőterületének 78,6%-a vágásos üzemmódú. Ez az üzemmód elsősorban az állami tulajdonban lévő erdőkben van jelen (66%), és legnagyobb arányban olyan fafajokat kezel, mint a kocsánytalan tölgy (22,31%), a cser (17,12%), a bükk (17,10%), a gyertyán (15,91%) és az akác (12,22%). Az őshonos fafajú erdőkben, ahol van lehetőség az állomány természetes felújítására, a fokozatos felújító vágás vagy a szálalóvágás jellemző. A kelet-mecseki régióban az örökerdő-gazdálkodás nagyobb hangsúlyt kap, amely már 2008 óta jelen van üzemszerűen a Pécsváradi Erdészet területén. Összesen a Mecsek erdeinek 5%-a tartozik örökerdő üzemmódba, ahol a legjellemzőbb fafajok a kocsánytalan tölgy (38,0%), a bükk (30,1%) és a gyertyán (12,9%). A Kelet-Mecsek területén, többek között a Farkas-árokban, az Óbányai-völgyben, a Hidasi- és Takanyó-völgyben, valamint a Zengő környékén jelentős területen folyik örökerdő gazdálkodás. Ennek keretében különös figyelmet fordítanak a javafák kijelölésére, a természetes felújulásra, valamint a gazdaságos és fenntartható fakitermelésre. Az erdőgazdálkodásban alkalmazott átmeneti üzemmód a Mecsek erdeinek 7,1%-át érinti, amelynek célja az örökerdő-gazdálkodás előkészítése vagy a szerkezeti változatosság növelése. Az átmeneti üzemmódú erdők legnagyobb arányban bükköt (37,0%), kocsánytalan tölgyet (26,7%) és gyertyánt (17,6%) tartalmaznak, és nagyobb tömbök találhatók többek között Zobákpusztá, Dobogó és Somlyó térségében. A faanyagtermelést nem szolgáló erdők a terület 9,1%-át teszik ki, ezek főként állami és közösségi tulajdonban vannak. Ezek a területek kiemelt természeti értéket képviselnek, és jellemzően gyenge termőképességűek vagy gazdaságilag nem hasznosíthatók.

2. Célkitűzések

A kutatás célja átfogóan összehasonlítani az örökerdő üzem mód és a vágásos üzem mód termőhelyre és biodiverzitásra gyakorolt hatásait Magyarországi őshonos fafajú, hegy- és dombvidéki erdőkben. Ezen dolgozatban bemutatott részvizsgálat célja a vizsgálat keretein belül az aljnövényzeti szintre jellemző diverzitás és növényzeti összetétel összehasonlítása a kétféle gazdálkodási mód esetében a Mecsekben, koncentrálna az alábbi kérdésekre:

Milyen a lombkorona-záródás viszonyok mértéke?

Milyen eltérések vannak az aljnövényzet összetételében, fajgazdagságában és tömegességi viszonyaiban a két vizsgált gazdálkodási mód között?

Mennyire válnak el különböző fajcsoportok mentén az üzem módok? Mely fajok mutatnak az egyes üzem módokhoz preferenciális kötődést?

A jelenleg hatályos 2009. évi erdőtörvény [8], összhangban a nemzetközi törekvésekkel [35], ösztönzi az örökerdő üzem mód alkalmazását. Így a kutatásnak igen nagy az erdőgazdálkodási jelentősége, hiszen az befolyásolhatja az örökerdő technológiai részleteit, ugyanakkor befolyásolhatja a vágásos üzem mód jövőbeni technológiáit is.

3. Anyag és módszer

3.1 A vizsgálati terület

A vizsgálati terület a Kelet-Mecsekben található, Magyaregregy és Komló község határban. Az örökerdő üzem módú (ÖÜ) mintaterület a Magyaregregy 52/A, 52/C, Komló 153/B, 153/E erdőrészeket, a vágásos üzem módú (VÜ) mintaterület a Komló 159/A, 159/B, 159/C, Komló 171/A, 171/B, 171/C erdőrészeket foglalja magába. A két mintaterület egymás közvetlen közelében található. A terület tengerszint feletti magassága 250-350 m, északkelet–délnyugati kitettségű, mérsékelt lejtésű (5-15%). Az évi középhőmérséklet 9,9 °C, nyári félév középhőmérséklete 16,35 °C. Az évi csapadékösszeg 737 mm, a nyári félév csapadékösszege 427 mm. A terület meghatározó talajképző kőzetei az alkáli bazalt, valamint a lösz, ami agyagbemosódásos barna erdőtalajt eredményez. A területen elsősorban bükkös-gyertyános-kocsánytalan tölgyes és elegyes-gyertyános erdők jellemzőek, de előfordulhatnak ezek átmenetei is. A mintaterületeken nagy arányban előforduló élőhelykategóriák (ÁNÉR): gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2), bükkösök (K5), cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a) [36]. Uralkodó fafajok a bükk (*Fagus sylvaticus*), gyertyán (*Carpinus betulus*), kocsánytalan

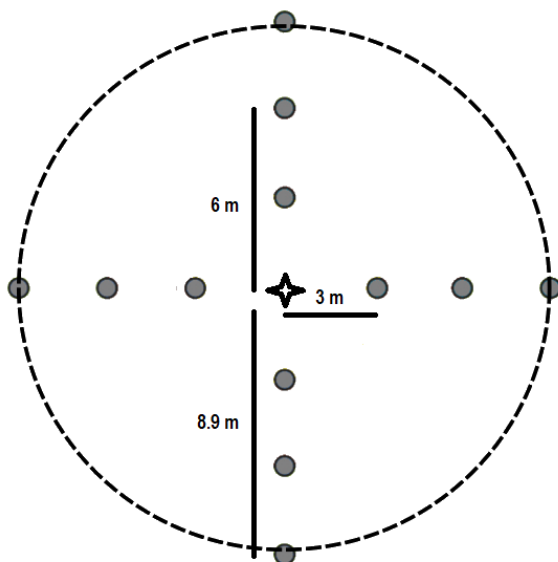
tölgy (*Quercus petraea*), csertölgy (*Quercus cerris*), és az ezüst hárs (*Tilia tomentosa*) [34]. Az ÖÜ erdőkben az első lékeket a '90-es évek végén és a 2000-es évek elején nyitották.

3.2 Mintavételi eljárás

A kutatás első lépéseként kijelöltünk egy olyan, legalább 20 éve ÖÜ mintaterületet a Mecsekben, ahol várható, hogy megmutatkoznak a VÜ-től eltérő különbségek. A kutatás céljaival összhangban az ÖÜ területek olyan 40-50 ha területű erdőtömbök, amelyek a hazai hegy- és dombvidéki őshonos erdőtársulásokat reprezentálják (cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, bükkösök). Az ÖÜ mintaterületek VÜ-ot reprezentáló párját az ÖÜ mintaterületek faállomány adatait felhasználva jelöltük ki. A különböző korú erdőrészekből álló VÜ mintaterületet úgy jelöltük ki, hogy fa méretosztályok teljes területre vonatkozó eloszlása minél jobban közelítsen az ÖÜ mintaterület összesített faállomány eloszlásához. Míg az ÖÜ esetében a méretosztályok elvben keverten jelennek meg a vegyeskorú állományban, addig a VÜ esetében az állományok inkább egykorúak, a méretosztályok közötti eltérés az állományok között jelenik meg. Ez a kijelölési mód törekszik arra, hogy a teljes területre vonatkozóan a méretosztályok arányai hasonlóak legyenek, az eltérés elsősorban a fák térbeli eloszlásában mutakozzon meg. Távérzékeléssel nyert adatok (légi- és műholdfelvételek) alapján elkészítettük a mintaterületek felszínborítás térképét. A felszínborítás térkép alapján kijelöltünk mintaterületenként 20 db mintapontot, úgy, hogy a különböző felszíni elemekre jutó mintapontok száma arányos legyen azok területi részesedésével, tehát rétegzett random mintavételt alkalmaztunk. A mintapontokat a terepen tartósan megjelöltük.

A mintavételek alapegységét a kitűzött mintapontok adták. Egy mintapont egy 8,9 m sugarú kör, amiben a 4 fő égtáj felé tájoltva helyezkednek el a középponttól 3, 6 és 8,9 méter távolságra a 40 cm sugarú mintakörök (1. ábra). Mintaterületenként 20-20 mintapontban, mintapontonként 12 mintakörben, összesen 480 mintakörben zajlott az aljnövényzeti faji szintű jelenlét-hiány adatok gyűjtése, a Mecsekben 2024 júniusában. A 12 mintakörben nem, de a mintapont területén előforduló további fajokat listáztuk, és egy névleges 13. mintakörhöz rendeltük őket hozzá. Így egy mintaponton belül egy faj maximális gyakorisága 12. Az aljnövényzeti szintbe az összes lágyszárút és az 50 cm alatti fásszárúakat soroltuk. Az aljnövényzeti szintbe az összes lágyszárút és az 50 cm alatti fásszárúakat soroltuk. A mintakörök határán lévő fajok esetében csak akkor rögzítettünk jelenlétet, ha az egyedek a mintakör területén belül gyökereztek. A fajok meghatározását az Új Magyar Fűvészkönyv [37] alapján végeztük. Egy időben az aljnövényzeti felméréssel a mintapontok területén belül szisztematikusan 5 pontban (4 szélső

mintakörnél valamint a középkarónál) szférikus denziométerrel lombkorona záródáshiány értéket mértünk, ami a diffúz fény mennyiségére ad közelítést [38] (2. ábra). A mérés során minden ponton mind a 4 égtáj irányába le kell számolni, hogy az eszköz domború tükrére gravírozott rácsháló hány pontjában látható a szabad égbolt. Ezt átszámítva százalékos értékre, majd átlagolva a 4 irányra kapott értékeket megkapjuk a lombkorona záródáshiányának mértékét százalékban kifejezve.



1. ábra. Mintapont sematikus ábrája

Rajz: Horváth Csenge Veronika



1. ábra. Szférikus denziométer

Fotó: Szilágyi Sarolta

3.3 Adatok előkészítése és elemzése

A terepen rögzített kvadrátszintű jelenlét-hiány adatokból fajonként plotokra összegzett frekvenciát és relatív frekvenciát számoltunk. Az elemzések során a relatív gyakoriság értékeket hasonlítottuk össze a két üzemmód között, hiszen sem a fajszám, sem az összgyakoriság értékei nem voltak egyenlőek a két tömbben, és a kutatás során elsősorban a különböző fajcsoportok tömbön belüli arányai közötti különbségeket szerettük volna feltárni. A felvett fajokat kategorizáltuk többféle szempont szerint. Heinken és mtsai 2019-es „EuForPlant” nevű adatbázisukban Közép- és Északnyugat-Európa területére öt kategória szerint besoroltak 1726 növényfajt az erdei élőhelyhez való kötődésük alapján [32]. A EuForPlant adatbázis Németországra (kivéve Alpok), Csehországra és Lengyelországra vonatkozó besorolásait fajonként megvizsgálva, többségi elv alapján a mecseki területeken előfordult fajokat 4 kategóriába soroltuk be: zárterdei fajok (1.1-es kategória), bolygatástűrő fajok (1.2-es kategória), generalista fajok (2.1-es kategória) és nyílt vegetációs fajok (2.2-es és

„O” kategória). Ezután az egyes kategóriákra mintapontonként összegeztük az azokba tartozó fajok előfordulás adatait. Ezt követően a négy kategóriát, mint négy fajcsoportot felhasználva Bray-Curtis hasonlósági index alapján PCoA-t végeztünk, és megvizsgáltuk, hogy hogyan válnak szét az üzemmódok e csoportok mentén. A Raunkiaer-féle életforma típusok és erdőökológiai szakirodalom alapján [13, 28, 37] funkcionális csoportokba soroltuk a fajokat: egyéves – évelő graminoid – egyéb évelő lágyszárú – fa/cserje/félcserje – szeder. Megkülönböztettük továbbá az inváziós – nem inváziós fajokat [39]. A Borhidi-féle szociális magatartási típus besorolások a növényi életmenetstratégiákról adnak információt. A fajokat a Flóra adatbázis [46] adatai alapján soroltuk be Borhidi szociális magatartás típusok szerint. Négy kategóriát különböztettünk meg: ruderalis, kompetitív, generalista és specialista (utóbbi kettő a stressztűrő kategória felbontásával) [40]. A szedret, mint horizontális növekedésű, eleinte lágy, idősebb korban fásodó szárú félcserjét, önálló funkcionális csoportként kezeltük, amelyet tömegessége és hatása is indokol.

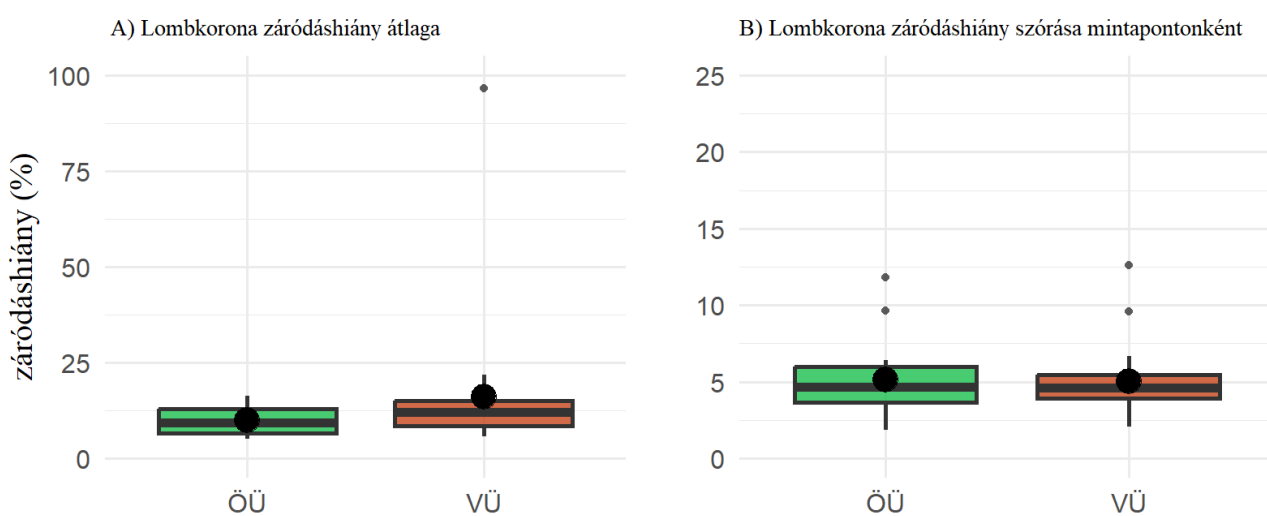
Mivel a kérdések alapvetően a két típus (ÖÜ, VÜ) összehasonlítására vonatkoznak a legtöbb változó esetében az adatfeldolgozás a lineáris modellek és az általánosított lineáris modellek keretrendszerében történt, amely során a modellek fix faktorai az üzemmódok voltak. A fajszámnál, záródáshiány és borításértékeknél Poisson, a relatív gyakoriságoknál binomiális, valamint negatív binomiális eloszlást használtunk [41]. A modellek reziduálisainak eloszlását és szórását megvizsgáltuk, és szükség esetén logaritmus transzformációt alkalmaztunk a megfelelő illeszkedés érdekében. Ha a modell logaritmus transzformációt követően se illeszkedett, a reziduálisok eloszlásvizsgálata következett. Amennyiben azok üzemmódonként normális eloszlásúak voltak, Welch t-tesztet végeztünk, ha nem, akkor sűrűségfüggvény vizsgálatot követően a sűrűségfüggvények hasonlósága és azonos szórás esetén Mann-Whitney tesztet, a sűrűségfüggvények hasonlósága és eltérő szórás esetén Brunner-Munzel tesztet. Az elemzéseket az R 4.4.2-es környezetben végeztük [42]. A kétféle kezelés mód fajkompozícióra gyakorolt hatását többváltozós módszerekkel dolgoztuk fel, amely során ordinációt (főkoordináta elemzés, PCoA) és többváltozós variancia analízist (PERMANOVA) [43, 44] alkalmaztunk. A PCoA lényege, hogy az eredeti többdimenziós adattér távolságmátrixait egy alacsonyabb dimenziójú adattérbe képezzé le, ahol az egyes adatpontok közötti távolságok maximalizálva maradnak meg. A PERMANOVA tesztel egy adott távolságmérték alapján vizsgáljuk hogy vannak-e szignifikáns különbségek a csoportok között egy változókészlet relatív nagysága vagy jelenléte alapján. A módszer a különbségeket permutációs tesztekkel értékeli, és gyakran használata elterjedt a PCoA ordinációs eredmények alátámasztására. Annak

meghatározására, hogy mely fajok mutatnak kötődést az egyes kezelési módokhoz az indikátorfaj-analízis (ISA, Indicator Species Analysis) módszerét alkalmaztuk [44]. A módszer alapja, hogy a csoporthoz tartozó relatív abundancia és előfordulási gyakoriság szorzata megadja a faj indikátorértékét. Ennek eredményeként egy faj indikátorértéke egy adott csoportra vonatkozóan akkor lesz magas, ha az a faj ott nagy relatív abundanciával és gyakorisággal rendelkezik. Egy fajt indikátorfajnak tekintünk, ha az adott csoporthoz tartozó indikátorértéke szignifikánsan meghaladja a csoportok közötti permutációk alapján várt véletlenszerű értéket. A véletlenszerű értékek meghatározásához 9999 permutációt végeztünk. Az eredményeket egységesen $p \leq 0,05$ esetén fogadtuk el szignifikánsnak, marginális szignifikanciát pedig $p \leq 0,1$ esetén állapítottunk meg.

4. Eredmények

4.1 Lombkorona záródáshiány

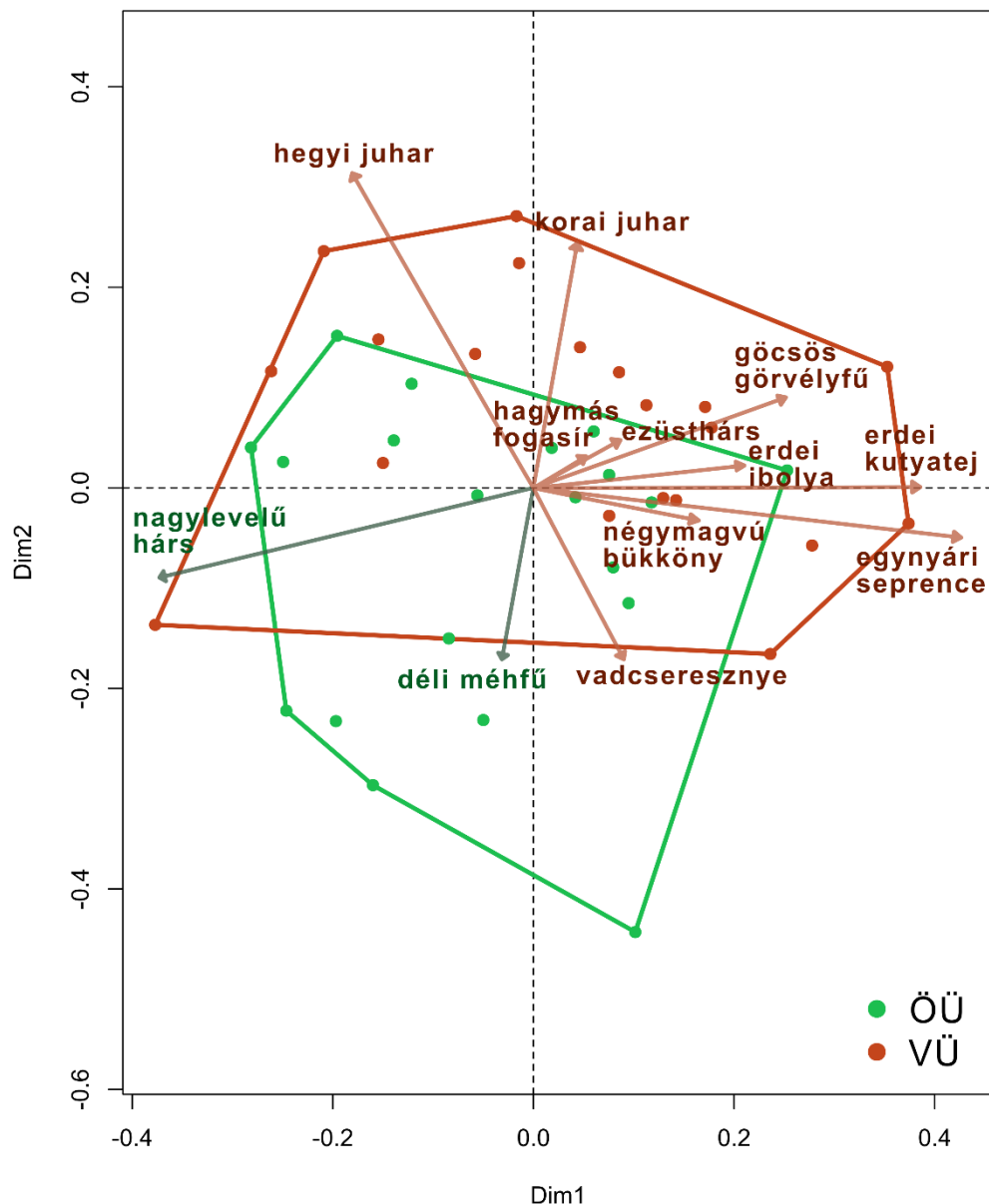
A lombkorona záródáshiány vizsgálatához mintapontokon belül átlagoltuk a mintapontonként 5 db záródáshiány értékeket. A logaritmus transzformált lombkorona záródáshiány adatokra lineáris modellt illesztve azt találtuk, hogy a VÜ-ban magasabbak a lombkorona záródáshiány értékei, de a különbség csak marginálisan szignifikáns ($F = 3,0409$; $p = 0,08928$) (3/A ábra). Az egy-egy mintaponton belüli mérések szórására is lineáris modellt illesztettünk, de itt nem találtunk szignifikáns ($F = 0,0132$; $p = 0,9091$) különbséget a két üzemmód között (3/B ábra).



2. ábra. A lombkorona záródáshiányok átlagai (A) és szórásai (B). A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pont az átlagot, a csillag (*) a szignifikáns különbséget jelenti.

4.2 Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, és tömegességi viszonyai

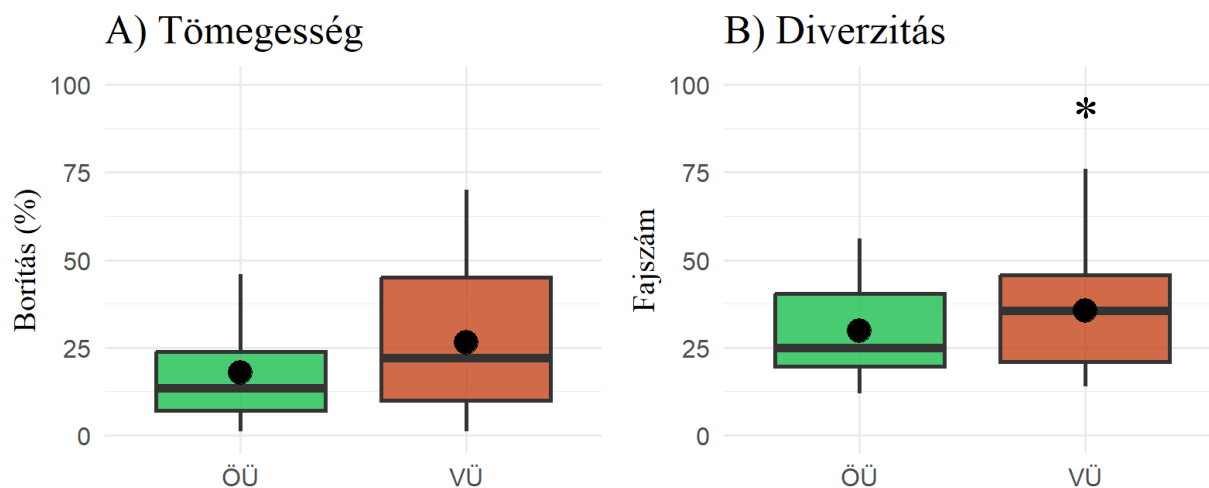
A fajösszetétel vizsgálatához mintapontonként összegeztük az egyes fajok mintakörönkénti jelenléteit, majd a mintapontok között Bray-Curtis hasonlósági indexet számítottunk, és az így létrejött távolságmátrix alapján főkoordináta-analízist (PCoA) végeztünk. Az első két főkoordináta összesen a variancia 74,88%-át magyarázta. A két első főkoordináta mentén végzett ordináció eredményét a (4. ábra) mutatja.



3. ábra. A mintapontonként az egyes fajokra összegzett jelenlét összegekre elvégzett főkoordináta-analízis első két főkoordinátája mentén végzett ordináció eredménye. A mintapontokat eltérő színű pontok, a fajokat nyilak jelölik. Az ábrán csak az ISA elemzésben szignifikáns preferenciát mutató fajok vannak feltüntetve.

A főkoordináta-analízis eredményei alapján az üzem módok kompozíciója részben elkülönül egymástól. Többváltozós permutációs varianciaanalízis (PERMANOVA) segítségével is megvizsgáltuk az üzem módok hatását az aljnövényzet kompozíciójára. A PERMANOVA eredménye alapján a mintaterületek közötti növényzeti változatosság 5,95%-át magyarázzák a kezelések és a két üzem mód szignifikánsan eltér ($F = 2,4832$; $p = 0,001$).

A mintapontok fajszámának elemzéséhez Poisson eloszlású általánosított lineáris modellt illesztettünk. A modellben az üzem mód szignifikáns ($p = 0,0015$) hatással volt a fajszámmal kifejezett diverzitásra (5/B ábra). A borítás értékeket Mann-Whitney teszttel hasonlítottuk össze, melynek eredményeként nem volt kimutatható szignifikáns különbség ($F = 1,5582$; $p = 0,2196$) az üzem módok között (5/A ábra).



4. ábra. Az örökerdő (ÖÜ) és a vágásos (VÜ) üzem mód esetében a mintapontokra vonatkozó tömegesség (A) és fajszám (B). A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pont az átlagot, a csillag (*) a szignifikáns különbséget jelenti.

4.3 Az üzemmódokhoz preferenciát mutató fajok

Az indikátorfaj elemzés (ISA) alapján a két üzemmódhoz szignifikánsan kötődő fajokat az 1. táblázat mutatja.

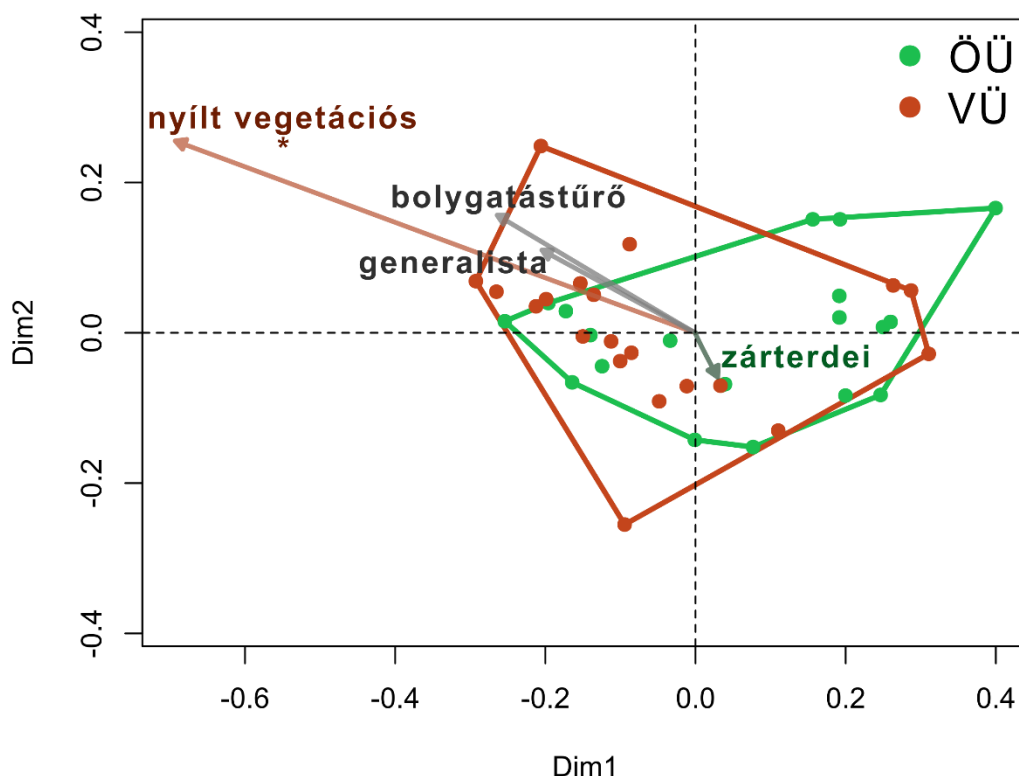
1. táblázat A két üzemmódhoz preferenciát mutató fajok, és az adott kezeléshez tartozó indikátorértékük (Indval).

Üzemmód	Latin név	Magyar név	Indval.
Örökerdő	<i>Melittis melissophyllum</i>	Déli méhfű	0,432
	<i>Tilia platyphyllos</i>	Nagylevelű hárs	0,400
Vágásos	<i>Acer platanoides</i>	Korai juhar	0,700
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Hegyi juhar	0,629
	<i>Viola reichenbachiana</i>	Erdei ibolya	0,626
	<i>Tilia tomentosa</i>	Ezüsthárs	0,606
	<i>Cardamine bulbifera</i>	Hagymás fogasír	0,549
	<i>Cerasus avium</i>	Vadcserezsnye	0,492
	<i>Scrophularia nodosa</i>	Göcsös görvélyfű	0,405
	<i>Erigeron annuus</i>	Egynyári seprence	0,396
	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Erdei kutyatej	0,388
	<i>Vicia tetrasperma</i>	Négymagvú bükköny	0,318

A mintaterületekre jellemző fajkészletből két faj kötődött az örökerdőhöz, ezek a déli méhfű (*Melittis melissophyllum*) és a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*) voltak. A vágásos üzemmódhoz összesen tíz faj kötődését mutatta ki az elemzés, ezek a korai juhar (*Acer platanoides*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), erdei ibolya (*Viola reichenbachiana*), ezüsthárs (*Tilia tomentosa*), hagymás fogasír (*Cardamine bulbifera*), vadcserezsnye (*Cerasus avium*), göcsös görvélyfű (*Scrophularia nodosa*), egynyári seprence (*Erigeron annuus*), erdei kutyatej (*Euphorbia amygdaloides*), és a négymagvú bükköny (*Vicia tetrasperma*) voltak.

4.4 Növényzeti csoportok vizsgálata

Az első két főkoordináta összesen a variancia 88,51%-át magyarázta. A két első főkoordináta mentén végzett ordináció eredményét a (6. ábra) mutatja.

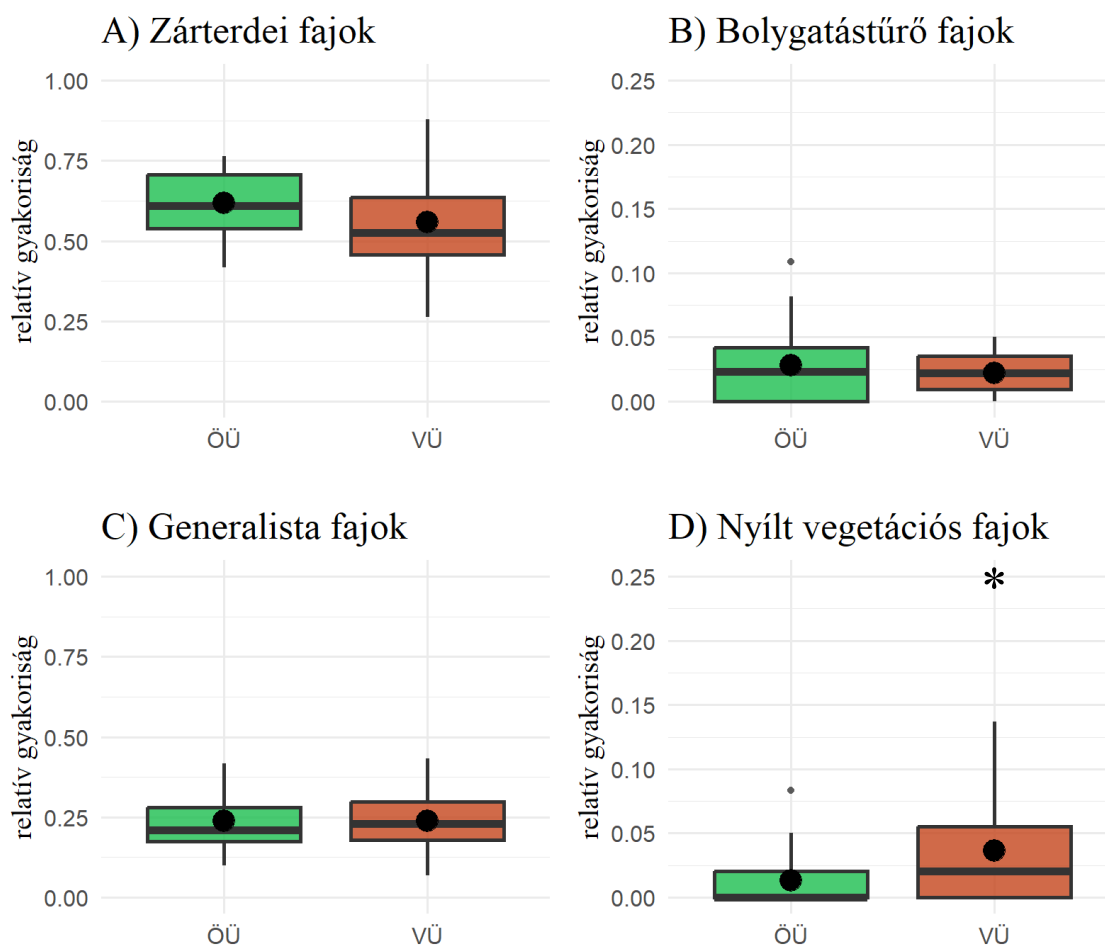


5. ábra. A mintapontonként a Heinken-i fajkategóriákra összegzett jelenlét összegekre elvégzett főkoordináta-analízis első két főkoordinátája mentén végzett ordináció eredménye. A mintapontokat eltérő színű pontok jelölik.

A főkoordináta-analízis eredményei alapján az üzemmódok nem különülnek el egymástól jelentősen az erdei környezethez való kötődés fajcsoportjai szerint. Ugyanakkor megfigyelhető, hogy a nyílt vegetációhoz kötődő, generalista és bolygatásjelző fajok inkább a VÜ felé, míg a zárterdei fajok inkább az ÖÜ felé mutatnak eltolódást. A PERMANOVA vizsgálat eredménye alapján marginális szignifikáns eltérést találtunk a négy fajcsoport szerinti összetételben a két üzemmód között, és a mintaterületek közötti eltérés 7%-át ($F = 2,8613$; $p = 0,0659$) magyarázták a kezelések.

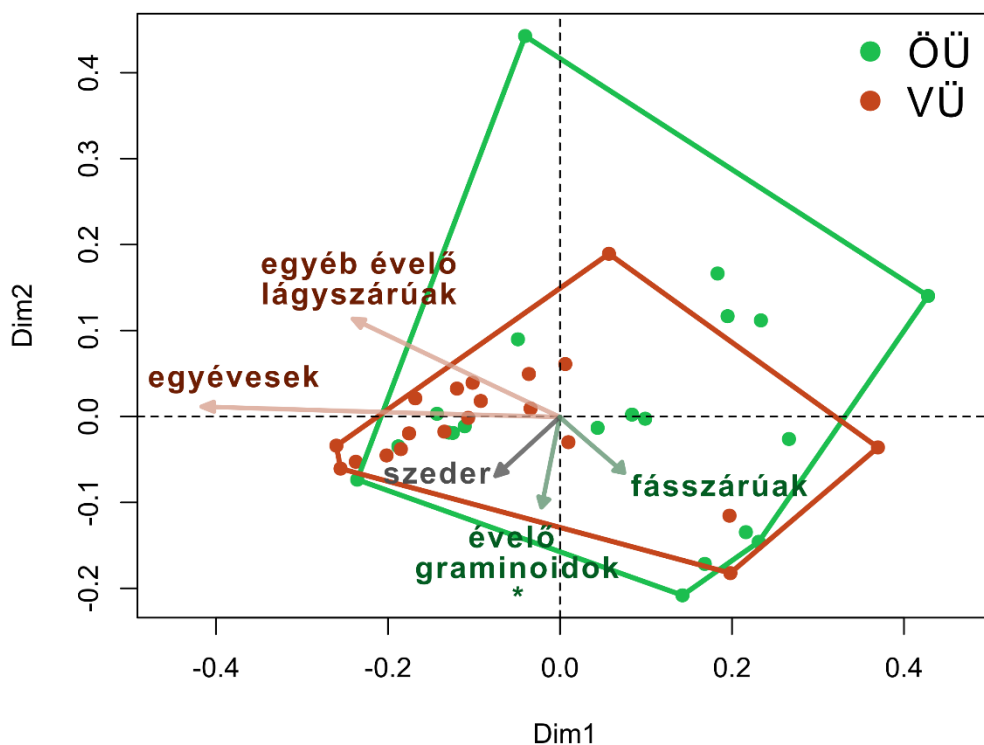
Ezután egyesével megvizsgáltuk az egyes fajcsoportok relatív gyakoriság értékeinek üzemmódok közötti eltérését. A zárterdei fajok relatív gyakoriság értékeire általánosított lineáris modellt illesztettünk kvázibinomiális eloszlással. Ugyan látszólag magasabb volt a relatív gyakoriságuk az ÖÜ-ban, a modell alapján nem találtunk szignifikáns eltérést ($F = 2,2046$; $p = 0,1458$) az üzemmódok között (7/A ábra). A bolygatástűrő fajok relatív gyakoriság

értékeit Brunner-Munzel teszttel hasonlítottuk össze, és a két üzemmód között nem találtunk szignifikáns eltérést ($p = 0,7698$) (7/B ábra). A generalista fajok relatív gyakoriságaira általánosított lineáris modellt illesztettünk kvázibinomiális eloszlással, amely alapján az üzemmódok szintén nem különültek el szignifikánsan ($F = 0,0001$; $p = 0,9915$) (7/C ábra). A két üzemmód között a nyílt vegetációs fajok megoszlását Mann-Whitney teszttel hasonlítottuk össze, ezek szignifikánsan magasabb arányban fordultak elő a VÜ-ban ($p = 0,0397$) (7/D ábra).



6. ábra. Heinken-i fajkategóriák arányai üzemmódonként. A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pont az átlagot, a csillag (*) a szignifikáns különbséget jelenti.

Összehasonlítottuk a két üzemmódot funkcionális összetételük szerint is az alábbi kategóriákat figyelembe véve: egyéves, fásszárú (fa, cserje, félcserje), élő graminoid, egyéb élő lágyszárú, és szeder. A főkoordináta analízis eredménye alapján ebben az esetben is részben átfed a két üzemmód. Az első két főkoordináta összesen a variancia 80,33%-át magyarázta. A két első főkoordináta mentén végzett ordináció eredményét a (8. ábra) mutatja. A főkoordináta analízis eredménye alapján ebben az esetben is részben átfed a két üzemmód, azonban az ÖÜ nagyobb szóródást mutat.

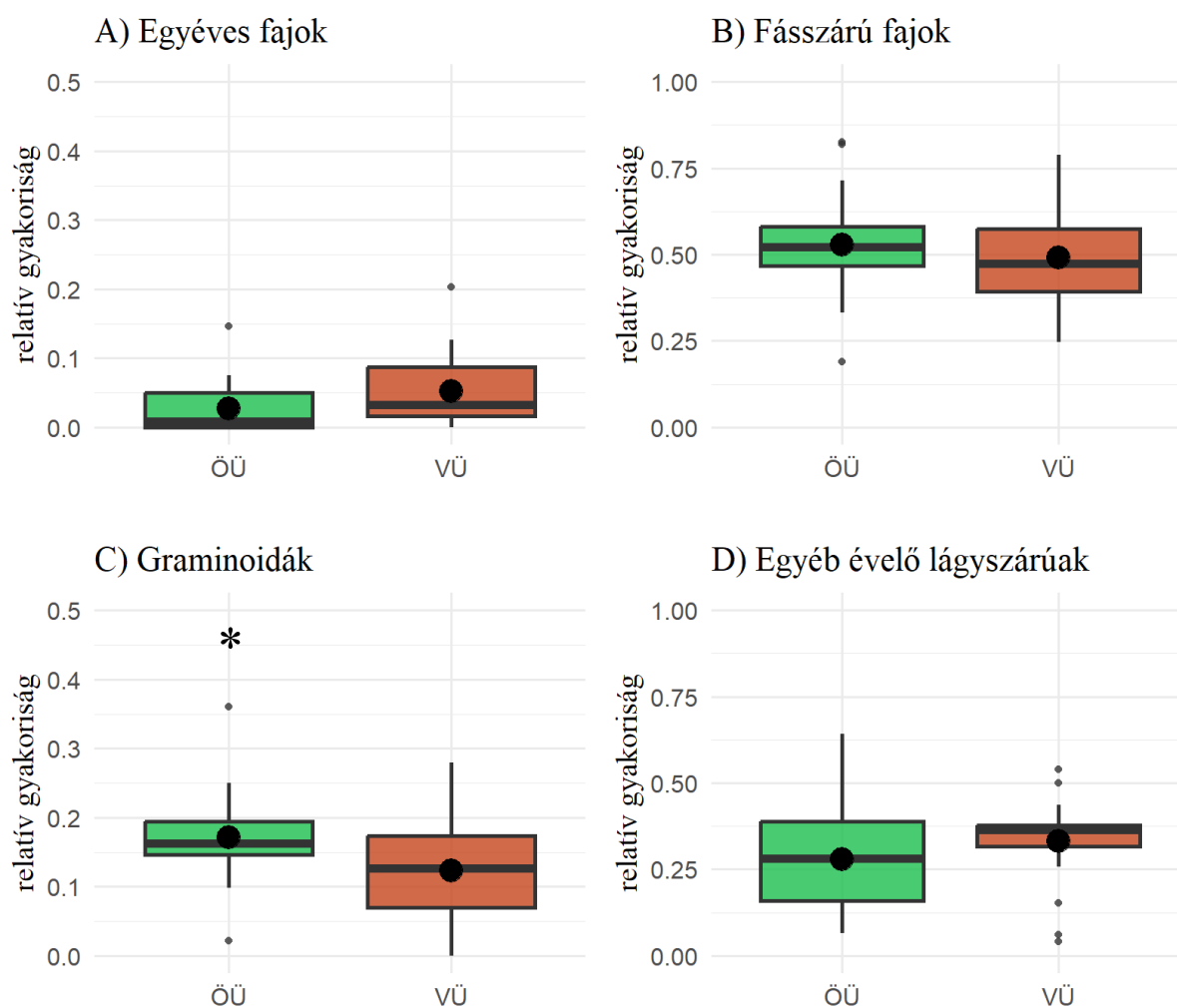


7. ábra. A mintapontonként a funkciós csoportokra összegzett jelenlét összegekre elvégzett főkoordináta-analízis első két főkoordinátája mentén végzett ordináció eredménye. A mintapontokat eltérő színű pontok jelölik.

A PERMANOVA vizsgálat eredménye alapján szignifikáns eltérés van a két üzemmódfunkcionális csoportok szerinti összetételében ($F = 3,3617$; $p = 0,0313$), és a kezelések a mintaterületek közötti eltérés 8,13%-át magyarázzák.

Az összetétel részletesebb feltárása érdekében külön-külön is megvizsgáltuk a kezelések egyes funkciós csoportokra gyakorolt hatását. Az egyévesek eloszlásait Mann-Whitney tesztel hasonlítottuk össze, itt marginális szignifikancia volt megfigyelhető ($p = 0,06805$), az egyévesek magasabb arányban voltak jelen a VÜ-ban (9/A ábra). A fásszárúak eloszlását Welch t-tesztel hasonlítottuk össze, és nem találtunk szignifikáns ($p = 0,4606$) eltérést a két üzemmód

között (9/B ábra). Az évelő graminoidok eloszlásaira általánosított kevert modellt illesztettünk kvázibinomiális eloszlással, és itt szignifikáns különbséget mutattunk ki ($F = 4,8524$; $p = 0,03374$), az évelő graminoidok magasabb arányban fordultak elő az ÖÜ-ban (9/C ábra). Az egyéb, azaz nem graminoid évelő lágyszárúak eloszlását Brunner-Munzel teszttel hasonlítottuk össze. Bár látszólag a VÜ-ban magasabb arányban voltak jelen, szignifikáns különbség nem volt kimutatható ($p = 0,2435$) (9/D ábra).



8. ábra Funkciós csoportok arányai üzemmódonként. A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pácika az átlagot, a csillag (*) a szignifikáns különbséget jelenti.

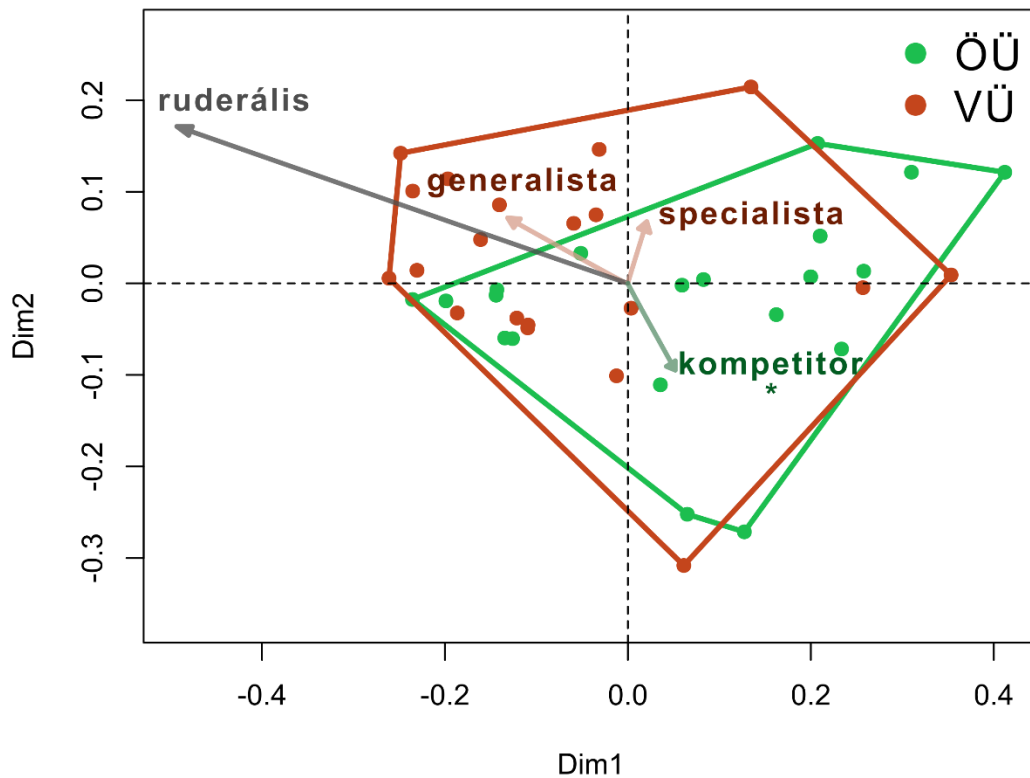
A földi szeder relatív gyakoriságát Mann-Whitney tesztel hasonlítottuk össze. Habár magasabb arányban fordult elő a VÜ-ban, a két kezelés között nem volt szignifikáns különbség kimutatható ($p = 0,7302$) (10. ábra).



9. ábra. Földi szeder aránya üzemmódonként. A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pont az átlagot jelenti.

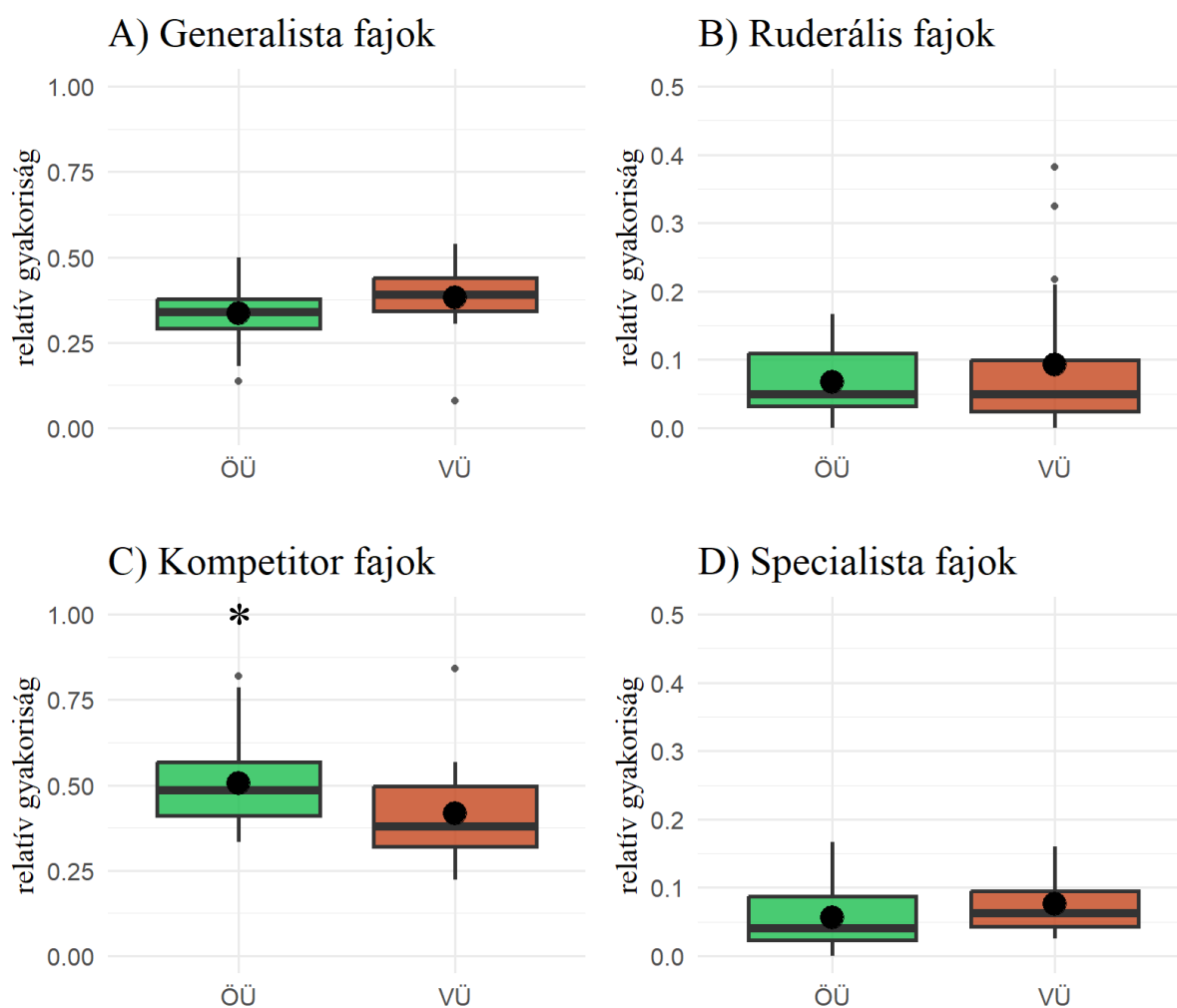
Ezen kategóriák mentén is megnéztük főkoordináta-analízissel (PCoA), hogyan válnak szét a kezelések. Az első két főkoordináta összesen a variancia 83,9%-át magyarázta. A két első főkoordináta mentén végzett ordináció eredményét a (11. ábra) mutatja.

A PERMANOVA eredménye alapján szignifikánsan eltérő a szociális magatartás típusok szerinti összetétele az ÖÜ és VÜ erdőknek ($F = 4,1082$; $p = 0,0185$), és a kezelések a mintaterületek közötti különbségek 9,76%-át magyarázták. Az ábra alapján a ruderalis és generalista fajok a VÜ, míg a kompetitorok az ÖÜ felé mutattak eltolódást.



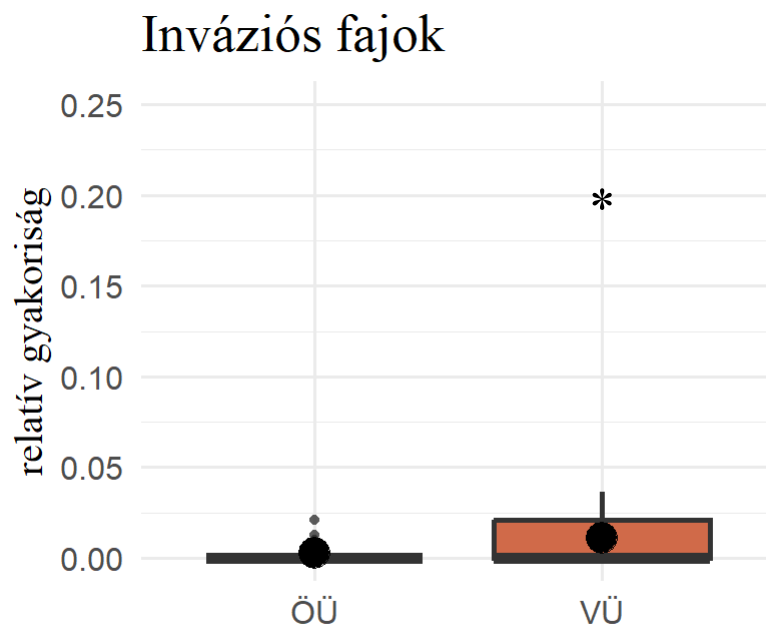
10. ábra. A mintapontonként a Borhidi-féle szociális magatartás típusok összegzett jelenlét összegekre elvégzett főkoordináta-analízis első két főkoordinátája mentén végzett ordináció eredménye. A mintapontokat eltérő színű pontok jelölik.

A szociális magatartás típusokat vizsgálva változatos eredményeket kaptunk. A generalista fajok összegzett relatív gyakoriság értékeire általánosított lineáris modellt illesztettünk kvázibinomiális eloszlással, és nem kaptunk szignifikáns ($F = 2,6481$; $p = 0,1119$) eltérést a két kezelés között (12/A ábra), hiába fordultak elő látszólag magasabb arányban a VÜ-ban. Hasonló eredményt kaptunk a ruderális fajok esetében is, ahol általánosított lineáris modellt illesztettünk kvázibinomiális eloszlással és szintén nem tudtunk szignifikáns ($F = 0,9778$; $p = 0,329$) eltérést kimutatni a két üzemmód között (12/B ábra). A kompetitorok esetében is általánosított lineáris modellt illesztettünk kvázibinomiális eloszlással, melynek eredménye alapján az ÖÜ-ban szignifikánsan ($F = 4,1433$; $p = 0,04882$) magasabb arányban voltak jelen kompetitor fajok (12/C ábra). Specialista fajok alacsonyabb arányban voltak jelen mindkét mintaterületen, ezek relatív gyakoriságának eloszlását Mann-Whitney teszttel hasonlítottuk össze, és marginálisan szignifikáns ($p = 0,08584$) különbséget tudtunk kimutatni bennük az ÖÜ és a VÜ között (12/D ábra).



11. ábra. Borhidi szociális magatartástípus kategóriák arányai üzemmodonként. A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pont az átlagot, a csillag (*) a szignifikáns különbséget jelenti.

A növényzeti összetételt természetvédelmi szempontból vizsgálva érdemesnek láttuk összevetni a két üzem mód között az inváziós növények arányait is. Az inváziós fajok esetében Brunner-Munzel tesztet használtunk, amely alapján szignifikánsan ($p = 0,04915$) magasabb arányban fordultak elő inváziós fajok a VÜ-ban (13. ábra).



12. ábra. Inváziós fajok arányai üzemmódonként. A vonal a mediánt, a téglalap az interkvartilis terjedelmet, a pálcika a terjedelmet, a pont az átlagot, a csillag (*) a szignifikáns különbséget jelenti.

5. Diszkusszió

A vizsgálat során kimutattuk, hogy az erdőgazdálkodási módszerek különböző hatást gyakorolnak az aljnövényzet összetételére és funkcionális csoportjaira, és bár a vágásos és örökzöld üzem módok aljnövényzeti összetétele részben átfed, jelentős különbségek mutathatók ki az aljnövényzet fajgazdagságában és különböző erdészeti és ökológiai szempontból jelentős fajcsoportok előfordulási gyakoriságaiban is. Fontos kiemelni, hogy az erdei aljnövényzet összetétele hosszan, akár egy évszázadon át is a korábbi gazdálkodásra jellemző viszonyokat tükrözheti vissza [25]. Erdészeti beavatkozások előtti és utáni aljnövényzeti viszonyokat vizsgálva rövidebb időtávon is kimutatható, hogy a növényzet összetételét leginkább meghatározó tényező a beavatkozás mellett a növényzet beavatkozás előtti összetétele és térbeli mintázata [29]. Mivel az ÖÜ gazdálkodás a mintaterületen jelenleg 20-25 éves múltra tekint vissza, a két üzem mód között kimutatható különbségek jelentősnek tekinthetők, és idővel várhatóan fokozódni fognak.

5.1 Lombkorona záródáshiány

A lombkorona záródáshiány vizsgálata során a két üzem mód között marginálisan szignifikáns különbséget mutattunk ki: az eredmények alapján a VÜ némileg nyitottabb, az ÖÜ zártabb. A terepi tapasztalatok alapján egy-egy felvételezési pontban a lombkorona záródáshiány az ÖÜ-ban nagyobb változatosságot mutatott, mint a VÜ-ban, azonban az elemzés során az adatok szórása nem mutatott szignifikáns eltérést. Bár a folyamatos erdőborítás lehetőséget teremt egy a vágásos gazdálkodáshoz képest heterogénebb lombkoronastruktúrára, az általunk vizsgált erdőkben két üzem mód között a lombkorona záródása nem különbözött jelentősen. Az aljnövényzeti szintre jutó fény számos mikroklíma változóra meghatározó hatással van (pl. felszíni hőmérséklet, páratartalom, talajhőmérséklet, talajnedvesség) [46], ezek a környezeti változók pedig jelentős hatással vannak a fajösszetételre és tömegességi viszonyokra [3, 47]. Fontos viszont megemlíteni, hogy különböző természetvédelmi célú beavatkozásokkal (például léknyitásokkal) heterogénebbé tehető a lombkoronaszint, ami elősegítheti az aljnövényzeti szint változatosságát [48, 49].

5.2 Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, és tömegességi viszonyai

A két üzem módban az aljnövényzeti szintben jelentkező bolygatások jellemző térléptéke eltérő: míg a VÜ-ban nagy területeket ölelnek fel a beavatkozások, addig az ÖÜ-ban kisebb foltokban zajlik a fahasználat. Az aljnövényzet fajösszetételének elemzése során a PERMANOVA és PCoA eredmények azt mutatták, hogy a kezelések csak kis mértékben befolyásolják a

kompozíciót, de a két üzemmód elkülöníthető egymástól, mivel a nyílt vegetációs fajok [50] aránya a VÜ-ban, az évelő graminoidok és a kompetitor fajok [40] aránya az ÖÜ-ban és az inváziós fajok [39] aránya a VÜ-ben magasabb. A fajszám is szignifikánsan eltért a két üzemmód között, a VÜ-ban magasabb diverzitás volt kimutatható. Fontos azonban megjegyezni, hogy fajgazdagság nem mindig mutatja ki a különböző területek természetességét, mivel a különbségek nagyban függenek a vizsgált térbeli léptéktől, valamint a fajszám alapvetően zárt lombkoronaszintű gazdasági erdőkben elsősorban a bolygatottság mértékével arányos [26]. A VÜ-ban tapasztalható magasabb fajszámhoz nagy mértékben hozzájárultak az egyéves, nem graminoid évelő lágyszárú, generalista (szociális magatartástípus szerint), valamint a kifejezetten nyílt vegetációhoz kötődést mutató fajok. Emellett magasabb volt a VÜ-ban az inváziós fajok aránya is. Annak ellenére, hogy a lombkorona záródáshiány értékek között nem tudtunk szignifikáns eltérést kimutatni, az aljnövényzet kompozíciójában kimutatható különbséget találtunk. A borítási értékek ugyan magasabbak voltak a VÜ-ban, a borítás azonban nem mutatott a két üzemmód között szignifikáns eltérést, amit a hasonló záródáshiány értékek magyarázhatnak, hiszen erdei viszonyok között a tömegesség egyik legfontosabb hatótényezője a fény [3]. A megvilágításban és ez által a mikroklímában véghasználatokkor bekövetkező drasztikus változások, valamint a talajfelszín bolygatása hátráltatja a VÜ-ban a zárt erdei környezethez alkalmazkodott árnyéktűrő növényeket, míg előnyös feltételeket teremt a jobb diszperziós képességgel rendelkező, zavarástűrő, nyílt területekhez kötődő, fényigényes fajok számára [3, 51].

5.3 Az üzemmódokhoz preferenciát mutató fajok

Az indikátorfaj-analízis alapján a mintaterületekre jellemző fajkészletből két faj kötődött az örökerdőhöz, ezek a déli méhfű (*Melitis melissophyllum*) és a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*). A déli méhfű jellegzetesen tölgy dominálta erdőtársulásokban előforduló, zárterdei [50, 52], specialista kompetitor faj [45]. Aszalós és mtsai [52] vizsgálataiban egyenletes bontással kezelt idős erdők indikátorfajaként szerepel, amelynek előfordulását a vágásos és örökerdő üzemmódhoz tartozó kezelések szignifikánsan befolyásolták. Bergmeier és mtsai [56] déli eredetű, mérsékeltén melegkedvelő és árnyéktűrő fajként adják meg, a mecseki mintaterülethez közeli 140 éves, 25 éve felhagyott bükkös erdőrészletének aljnövényzetét vizsgáló tanulmányban pedig a szerzők a területre jellemző ritka specialistaként jellemezték [57]. Az ÖÜ-ra állományszinten feltételezhetően az idős vágásos állományoknál nagyobb záródáshiány, és melegebb, azonban mégis kiegyenlített erdei mikroklíma lehet jellemző, ezekben a vonatkozásaiban hasonlóknak tekinthető a bontott állományokhoz, és

hasonlóan kedvezhet a déli méhfű előfordulásának [55]. A nagylevelű hárs a Heinken-i besorolás szerint szintén zárterdei faj [32]. Az ilyen fajok jól alkalmazkodtak a kevésbé bolygatott környezetekhez, amelyeknél biztosított folyamatos árnyékolás [50].

A VÜ-hoz kötődő fajok között egyaránt megtaláljuk a zárterdei specialistákat, generalistákat, valamint a nyílt vegetációs fajokat is. A vágásos üzem módhoz összesen tíz faj kötődését mutatta ki az elemzés. A korai juhar (*Acer platanoides*) és a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) olyan nyíltabb, zavarásnak kitett területeket részesítenek előnyben, ahol nagyobb fény érhető el, és az erdődinamikai változások, például a fakitermelés után megújuló fiatal erdők, kedvező környezetet teremtenek számukra [58]. Az ezüsthársat (*Tilia tomentosa*) gazdasági jelentősége miatt is preferálják. Zárterdei fajok közül az erdei ibolya (*Viola reichenbachiana*) és az erdei kutyatej (*Euphorbia amygdaloides*) kötődött a VÜ-hoz. Minkét faj egyéb évelő lágyszárú és jól tűri a termőhelyi stresszt [40]. A hagymás fogasír (*Cardamine bulbifera*) és a vadcserecsnye (*Cerasus avium*) bolygatástűrő fajok. A göcsös görvélyfű (*Scrophularia nodosa*) évelő, az egynyári seprence (*Erigeron annuus*), négymagvú bükköny (*Vicia tetrasperma*) egyéves növények, amelyek nyílt vegetációban jellemzőek, jól tolerálják a bolygatott talajviszonyokat, többségük ruderális, gyors diszperzióval és jól reagálnak a zavarásra [32, 40].

5.4 Növényzeti csoportok vizsgálata

Heinken és mtsai [32] besorolásai alapján marginálisan szignifikancia mellett különülnek el az üzem módok. A növényzeti csoportok vizsgálatánál a zárterdei fajok relatív gyakorisága magasabb volt az ÖÜ-ban, de a különbség nem volt szignifikáns. A nyílt vegetációs fajok esetében viszont szignifikáns eltérést találtunk a két kezelés között, a VÜ kedvezhet ezen fajoknak. A bolygatástűrő és generalista (nyílt és zárt területeken egyaránt előforduló) fajok hasonló arányban voltak jelen mindkét üzem módban. Eredményeink egybeesnek Boch és mtsai [26], Tinya és mtsai [3], Aszalós és mtsai [52] eredményeivel, akik szintén kimutatták, hogy a nagy fényigényű növényfajok előfordulásának kedvezőek a VÜ-ra jellemző nagy térléptékű beavatkozások.

A két üzem mód a funkcionális csoportok szerinti növényzeti összetételben is szignifikánsan szétvált. Az egyéves fajok magasabb arányban fordultak elő a VÜ-ban, feltételezhetően a jobb diszperziós képességük, és a nagyobb mértékű talajbolygatás miatt [3, 26]. A fásszárúak relatív gyakorisága nem szignifikánsan, de magasabb volt az ÖÜ-ban. A fás szárú újulat jelenléte fontos tényező az erdő felújulása szempontjából, és gyakran képezi vita tárgyát, hogy ÖÜ-ban

megfelelő természetes újulat áll-e rendelkezésre [53]. A cserjeszint pedig egyrészt jelentősen hozzájárul az erdők szerkezetének változatosságához, másrészt pedig fontos szerepet játszik az erdőkre jellemző kiegyenlített, hűvös-párás mikroklíma kialakításában, ami mind a fás szárú újulat, mind a biodiverzitás számára fontos [27]. Az évelő graminoidok az ÖÜ-ban szignifikánsan nagyobb arányban fordultak elő, ami egybeesik Groot és mtsai [28] eredményeivel, és azzal, hogy a lékek az erdei fű- és sásfajoknak kedvező környezetet jelentenek [49]. Az egyéb évelő lágyszárúak aránya a VÜ-ban volt magasabb, összhangban korábbi, kifejezetten a két üzemmódhoz tartozó beavatkozásokra vonatkozó tanulmányok eredményeivel [3, 16, 52]. A szeder aránya némileg magasabb volt a VÜ-ban, de statisztikai teszt nem adott szignifikáns különbséget, amely a lombkorona záródásihiány marginális különbségével egybehangzó eredmény. Kimutatták, hogy ideális csapadék mellett a szeder nem befolyásolja a fás szárú újulatot, viszont már mérsékelt vízhiány mellett, ami jelenleg egyre gyakoribb probléma a klímaváltozás miatt, is kétszeres csökkenést okozott a bükk biomasszájában a szeder jelenléte [54].

A Borhidi-féle szociális magatartási típusok mentén is jelentősen elkülönült a két üzemmód. A generalista fajok aránya nem szignifikánsan, de némileg magasabb volt a VÜ-ban. A specialista fajok megoszlása is hasonló volt, viszont ezek összességében jóval kisebb abundanciával voltak jelen a vizsgálati területeken a generalista fajokhoz képest. Ez a két csoport együttesen alkotja a Borhidi-féle stressztűrő szociális magatartás típust, amely olyan növényekre jellemző, amelyek előnyben vannak olyan élőhelyeken, ahol a termőhelyi stressz erős, viszont elenyésző a bolygatás mértéke [40]. A kompetitor fajok szignifikánsan magasabb arányban voltak jelen az ÖÜ-ban, mint a VÜ-ban. Ezek a fajok jellemzően K-stratégista, társulásalkotó fajok, amelyek erőteljes vegetatív növekedési képességgel rendelkeznek olyan területeken, ahol a termőhelyi stressz és a bolygatás egyaránt alacsony. A ruderalis fajok relatív abundanciája egyik üzemmódban sem volt kifejezetten magas, bár a vágásos üzemmód egyes területein nagyobb tömegben fordultak elő. Ruderalis fajokkal jellemzően alacsony termőhelyi stressz szintű, de magas bolygatású területeken találkozhatunk [40]. A kompetitor fajok esetében az ÖÜ-ban szignifikánsan magasabb előfordulási arány a VÜ-hoz képest tükrözi a két üzemmód által reprezentált bolygatási rendszerek különbségeit: az ÖÜ-ban gyakori, alacsony intenzitású bolygatások és kiegyenlített termőhelyi viszonyok, míg a VÜ-ban ritkább, magas intenzitású bolygatások, és drasztikus termőhelyi változások jellemzőek [13, 55].

Az inváziós fajok megoszlásában szignifikáns különbséget találtunk a két üzemmód között, ahol a VÜ kedvezett ezen fajok megtelepedésének, amely összhangban van korábbi,

kifejezetten a két üzem mód beavatkozásaira vonatkozó tanulmányokkal [3, 16, 52]. Az inváziós fajok szinte mindegyike a Heinken-i nyílt vegetációs csoportba, és a Borhidi-féle ruderalis besorolásba tartozó faj [40, 50].

Következtetések

Összességében elmondhatjuk, hogy a két vizsgált üzem mód, már húszéves időléptékben is, hatással van az erdők aljnövényzeti szintjére, ami megmutatkozik a fajkészletben és az abundanciában is. Az ÖÜ-ban jellemzően a kisebb térléptékű és kevésbé intenzív bolygatásokhoz igazodva elsősorban az erdei körülményeket kedvelő fajok voltak jellemzőek, ezzel szemben a VÜ-ban nagyobb teret hódítottak a nyílt vegetációhoz kötődő növények, és az inváziós fajok is nagyobb arányban fordultak elő. A két mintaterület növényzete bár szignifikánsan különbözött egymástól, az átfedés mégis jelentős volt. Ennek háttérében elsősorban az ÖÜ üzem mód alkalmazásának erdődinamikai léptékben vizsgálva rövid időtartama (20-25 év) állhat. További idő elteltével a különbségek fokozódását várhatjuk.

A kutatás további célja több mintaterületpár bevonásával megvizsgálni az üzem módok hatásait, nem csak az aljnövényzeti szintre. A kutatás részeként felmérés készült vagy készül a területeken lévő mikrohabitatokról, mikroklímáról, holtfa-, moha-zuzmó-, gomba-, futóbogár-, pók-, madár- és faállományról. A projekt célja az örökerdő és a vágásos üzem mód komplex ökológiai összehasonlítása hegyvidéki őshonos fafajú erdőkben.

Irodalomjegyzék

1. Guyot V, Castagneyrol B, Vialatte A, Deconchat M, Jactel H (2016) Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biol Lett* 12:20151037. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.1037>
2. Löf M, Brunet J, Filyushkina A, Lindbladh M, Skovsgaard JP, Felton A (2015) Management of oak forests: striking a balance between timber production, biodiversity and cultural services. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 12:59–73. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1120780>
3. Tinya F, Kovács B, Prättälä A, Farkas P, Aszalós R, Ódor P (2019) Initial understory response to experimental silvicultural treatments in a temperate oak-dominated forest. *Eur J For Res* 138:65–77. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1154-8>
4. Krumm F, Schuck A, Rigling A (2020) How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf. 640 p. 5. DOI: 10.16904/envdat.196
6. Agrárminisztérium (2024) Magyarország erdeinek összefoglaló adatai 2023. https://foldalap.am.gov.hu/Magyarország_erdeivel_kapcsolatos_adatok_news_513 Accessed 11 October 2024
7. Csépanyi PA (2017) Örökerdő-gazdálkodás ökonómiai sajátosságai bükkösökben és cseresekben a Pilisi Parkerdő Zrt-nél. Doktori értekezés, Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
8. Evt (2009) 2009. évi XXXVII. törvény. az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról. <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a0900037.tv>. Accessed 21 May 2024
9. Tímár G (2016) A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése. In: Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp 11-30.
10. Gálhidy L (2008) Erdőgazdálkodás és természetvédelem. In: Örökerdők Magyarországon, Gálhidy, L. WWF Magyarország, Budapest, pp 7–19; 49
11. Paillet Y, Bergès L, Hjältén J, Ódor P, Avon C, Bernhardt-Römermann M, Bijlsma R, De Bruyn L, Fuhr M, Grandin U, Kanka R, Lundin L, Luque S, Magura T, Matesanz S, Mészáros I, Sebastia M -Teresa, Schmidt W, Standovár T, Tóthmérész B, Uotila A, Valladares F, Vellak K, Virtanen R (2010) Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conserv Biol* 24:101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
12. Bauhus J, Puettmann K, Messier C (2009) Silviculture for old-growth attributes. *For Ecol Manag* 258:525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
13. Aszalós R, Thom D, Aakala T, Angelstam P, Brūmelis G, Gálhidy L, Gratzer G, Hlásny T, Katzensteiner K, Kovács B, Knoke T, Larrieu L, Motta R, Müller J, Ódor P,

- Roženbergar D, Paillet Y, Pitar D, Standovár T, Svoboda M, Szwagrzyk J, Toscani P, Keeton WS (2022) Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe. *Ecol Appl* 32:e2596. <https://doi.org/10.1002/eap.2596>
14. IPBES (2018) The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia
 15. Pommerening A (2004) A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77:27–44. <https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27>
 16. Horváth CV, Tinya F, Kovács B, Ódor P (2021) Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy pilisi gyertyános-tölgyes aljnövényzetére. *Erd Közlemények* 11:55–68. <https://doi.org/10.17164/EK.2021.003>
 17. Barina Z, Csikos V, Csóka G, Frank T, Gálhidy L, Gombkötő P, Harnos K, Korompai T, Kovács K, Mező H, Siffer S, Szitta T (2015) Natura 2000 erdőterületek kezelése. In: Bábakalács Füzetek 20. (Gyakorlati útmutató erdőgazdálkodók és erdészeti szakszemélyzet számára). Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger
 18. Frank T, Szmorad F (2014) Az erdők kezelésének elvi alapjai. In: Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp 11–49
 19. Götzmark F (2007) Careful partial harvesting in conservation stands and retention of large oaks favour oak regeneration. *Biol Conserv* 140:349–358. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.018>
 20. Sousa-Silva R, Verheyen K, Ponette Q, Bay E, Sioen G, Titeux H, Van De Peer T, Van Meerbeek K, Muys B (2018) Tree diversity mitigates defoliation after a drought-induced tipping point. *Glob Change Biol* 24:4304–4315. <https://doi.org/10.1111/gcb.14326>
 21. Götzmark F (2009) Experiments for alternative management of forest reserves: effects of partial cutting on stem growth and mortality of large oaks. *Can J For Res* 39:1322–1330. <https://doi.org/10.1139/X09-045>
 22. Nemzeti Erdőstratégia (2016) Nemzeti Erdőstratégia 2016-2031
 23. Elek Z, Kovács B, Aszalós R, Boros G, Samu F, Tinya F, Ódor P (2018) Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. *Sci Rep* 8:16990. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35159-z>
 24. Wyatt JL, Silman MR (2010) Centuries-old logging legacy on spatial and temporal patterns in understory herb communities. *For Ecol Manag* 260:116–124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.010>
 25. Ódor P (2016) Erdőgazdálkodás hatása az erdei moha-és zuzmóközösség biodiverzitására. In: Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp 55–70
 26. Boch S, Prati D, Müller J, Socher S, Baumbach H, Buscot F, Gockel S, Hemp A, Hessenmöller D, Kalko EKV, Linsenmair KE, Pfeiffer S, Pommer U, Schöning I, Schulze

- E-D, Seilwinder C, Weisser WW, Wells K, Fischer M (2013) High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic Appl Ecol* 14:496–505. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.001>
27. Kovács B, Tinya F, Ódor P (2017) Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. *Agric For Meteorol* 234–235:11–21. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.268>
 28. De Groot M, Eler K, Flajšman K, Grebenc T, Marinšek A, Kutnar L (2016) Differential short-term response of functional groups to a change in forest management in a temperate forest. *For Ecol Manag* 376:256–264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.025>
 29. Kermavnar J, Eler K, Marinšek A, Kutnar L (2021) Post-harvest forest herb layer demography: General patterns are driven by pre-disturbance conditions. *For Ecol Manag* 491:119121. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119121>
 30. Sabatini FM, Burrascano S, Keeton WS, Levers C, Lindner M, Pötzschner F, Verkerk PJ, Bauhus J, Buchwald E, Chaskovsky O, Debaive N, Horváth F, Garbarino M, Grigoriadis N, Lombardi F, Marques Duarte I, Meyer P, Midteng R, Mikac S, Mikoláš M, Motta R, Mozgeris G, Nunes L, Panayotov M, Ódor P, Ruete A, Simovski B, Stillhard J, Svoboda M, Szwagrzyk J, Tikkanen O, Volosyanchuk R, Vrska T, Zlatanov T, Kuemmerle T (2018) Where are Europe's last primary forests? *Divers Distrib* 24:1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
 31. Hermy M, Honnay O, Firbank L, Grashof-Bokdam C, Lawesson JE (1999) An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol Conserv* 91:9–22. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00045-2)
 32. Heinken T (2019) European forest vascular plant species list. 914112 Bytes 10.6084/M9.FIGSHARE.8095217.V1
 33. Angelstam, Per & Bütle, Rita & Lazdinis, Marius & Mikusiński, Grzegorz & Roberge, Jean-Michel (2003) Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - Dead wood as an example. 473-482.
 34. Führer E (szerk.) (2022) Magyarország erdészeti tájai. VI. Dél-Dunántúl erdészeti tájcsoporth. Agrárminiszterium Nemzeti Földügyi Központ, Budapest
 35. European Commission (2021) New EU Forest Strategy for 2030
 36. Bölöni János, Molnár Zsolt, Kun András. (2011) Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója: ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
 37. Király G (szerk.) (2009) Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő
 38. Lemmon PE (1956) A Spherical Densiometer For Estimating Forest Overstory Density. *Forest Science* 314–320

39. Botta-Dukát Z, Mihály B (2004) *Biológiai inváziók Magyarországon - Özönnövények*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest
40. Borhidi A (1993) A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. KTM-OTVH és JPTE, Pécs, p 95
41. Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, Smith GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York, New York, NY
42. R Development Core Team (2017) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*
43. Anderson MJ (2017) Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: Kenett RS, Longford NT, Piegorsch WW, Ruggeri F (eds) *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1st ed. Wiley, pp 1–15
44. Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York, NY <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
45. Horváth F, Magyar Tudományos Akadémia (Budapest) (1995) *FLÓRA adatbázis 1.2: Taxonlista és attribútum-állomány*. Magyar Tudományos Akadémia, Vácrátót
46. Horváth CV, Kovács B, Tinya F, Schadeck Locatelli J, Németh C, Crecco L, Illés G, Csépanyi P, Ódor P (2023) A matter of size and shape: Microclimatic changes induced by experimental gap openings in a sessile oak–hornbeam forest. *Sci Total Environ* 873:162302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162302>
47. De Frenne P, Lenoir J, Luoto M, Scheffers BR, Zellweger F, Aalto J, Ashcroft MB, Christiansen DM, Decocq G, De Pauw K, Govaert S, Greiser C, Gril E, Hampe A, Jucker T, Klimes DH, Koelemeijer IA, Lembrechts JJ, Marrec R, Meeussen C, Ogée J, Tyystjärvi V, Vangansbeke P, Hylander K (2021) Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Glob Change Biol* 27:2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
48. Brunet J, Fritz Ö, Richnau G (2010) Biodiversity in European beech forests - a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecol Bull* 77–94
49. Szilágyi S (2023) Természetvédelmi célú léknyitások hatásai cseres-tölgyes erdő újulatára. TDK dolgozat, Állatorvostudományi Egyetem
50. Heinken T, Diekmann M, Liira J, Orczewska A, Schmidt M, Brunet J, Chytrý M, Chabrierie O, Decocq G, De Frenne P, Dřevojan P, Dzwonko Z, Ewald J, Feilberg J, Graae BJ, Grytnes J, Hermy M, Kriebitzsch W, Laiviņš M, Lenoir J, Lindmo S, Marage D, Marozas V, Niemeyer T, Paal J, Pyšek P, Roosaluuste E, Sádlo J, Schaminée JHJ, Tyler T, Verheyen K, Wulf M, Vanneste T (2022) The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and applications. *J Veg Sci* 33:e13132. <https://doi.org/10.1111/jvs.13132>
51. Ehrlén J, Eriksson O (2000) Dispersal Limitation and Patch Occupancy in Forest Herbs. *Ecology* 81:1667–1674. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1667:DLAPOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1667:DLAPOI]2.0.CO;2)

52. Aszalós R, Kovács B, Tinya F, Németh C, Horváth CV, Ódor P (2023) Canopy gaps are less susceptible to disturbance-related and invasive herbs than clear-cuts: Temporal changes in the understorey after experimental silvicultural treatments. *For Ecol Manag* 549:121438. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121438>
53. Mölder A, Meyer P, Nagel R-V (2019) Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *For Ecol Manag* 437:324–339. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006>
54. Fotelli MN, Geßler A, Peuke AD, Rennenberg H (2001) Drought affects the competitive interactions between *Fagus sylvatica* seedlings and an early successional species, *Rubus fruticosus*: responses of growth, water status and $\delta^{13}\text{C}$ composition. *New Phytol* 151:427–435. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2001.00186.x>
55. Kovács B, Tinya F, Guba E, Németh C, Sass V, Bidló A, Ódor P (2018) The Short-Term Effects of Experimental Forestry Treatments on Site Conditions in an Oak–Hornbeam Forest. *Forests* 9:406. <https://doi.org/10.3390/f9070406>
56. Bergmeier E, Petermann J, Schröder E (2010) Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodivers Conserv* 19:2995–3014. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9872-3>
57. Ortmann-né Ajkai A, Tóth IZ, Sirok A, Nagy D, Kulcsár P, Partos K (2013) Egy ismeretlen „öserdő” a Kelet-Mecsekben: 25 éve felhagyott bükkös aljnövényzetének térbeli mintázatai. *Kaposvári Rippel-Rónai Múzeum Közleményei* 65–70. <https://doi.org/10.26080/krrmkozl.2013.1.65>
58. Hein S, Collet C, Ammer C, Goff NL, Skovsgaard JP, Savill P (2009) A review of growth and stand dynamics of *Acer pseudoplatanus* L. in Europe: implications for silviculture. *Forestry* 82:361–385. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpn043>

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm Horváth Csenge Veronikának az odaadását és útmutatását, valamint, hogy a dolgozat elkészítése során mindig szakított időt rám. Köszönöm Dr. Ódor Péternek a támogatást és az értékes tanácsokat. Köszönettel tartozom továbbá belső konzulensemnek, Dr. Kövér Szilviának, hogy statisztikai tanácsaival segítette munkám elkészültét.

A terepi munkában nagy segítséget nyújtott Bölöni János, Németh Csaba és Sudár Gergő, ezúton is köszönöm nekik.

Köszönöm a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alap (K 143270) támogatását.