

Doktori (PhD) értekezés
Soproni Egyetem
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
E1 – Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása Program

**Természetvédelmi erdőkezelés hatása az erdei madárközösségek
összetételére középhegységi tölgyesekben**

Készítette: Komlós Mariann

Témavezető:

Prof. Dr. Winkler Dániel

Dr. Ónodi Gábor

Sopron

2024

**Természetvédelmi erdőkezelés hatása az erdei madárközösségek összetételére
középhegységi tölgyesekben**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:

Komlós Mariann

Készült a Soproni Egyetem
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása programja keretében

Témavezető(k): Prof. Dr. Winkler Dániel
Dr. Ónodi Gábor

Az értekezés témavezetőként elfogadásra javasolt: igen / nem

témavezető(k) aláírása

A komplex vizsga időpontja: 20 ____ év _____ hónap ____ nap

A komplex vizsga eredménye _____%

Az értekezés bírálóként elfogadásra javasolt (igen /nem)

1. bíráló: Dr. _____ igen / nem _____
(aláírás)

2. bíráló: Dr. _____ igen / nem _____
(aláírás)

Az értekezés nyilvános védésének eredménye: _____%

Kelt Sopron, 20 ____ év _____ hónap ____ nap

a Bíráló Bizottság elnöke
A doktori (PhD) oklevél minősítése:

az EDHT elnöke

NYILATKOZAT

Alulírott **Komlós Mariann**, jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy a(z) **Természetvédelmi erdőkezelés hatása az erdei madárközösségek összetételére középhegységi tölgyesekben** című PhD értekezésem önálló munkám, az értekezés készítése során betartottam a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény szabályait, valamint a Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola által előírt, a doktori értekezés készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében.¹

Kijelentem továbbá, hogy az értekezés készítése során az önálló kutatómunka kitétel tekintetében témavezetőmet, illetve a programvezetőt nem tévesztettem meg.

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy az értekezést nem magam készítettem, vagy az értekezéssel kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Soproni Egyetem megtagadja az értekezés befogadását.

Az értekezés befogadásának megtagadása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 20.....

.....
doktorjelölt

¹1999. évi LXXVI. tv. 34. § (1) A mű részletét – az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven – a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti.

36. § (1) Nyilvánosan tartott előadások és más hasonló művek részletei, valamint politikai beszédek tájékoztatás céljára – a cél által indokolt terjedelemben – szabadon felhasználhatók. Ilyen felhasználás esetén a forrást – a szerző nevével együtt – fel kell tüntetni, hacsak ez lehetetlennek nem bizonyul.

Tartalomjegyzék

Kivonat	5
Abstract	6
1. Bevezetés és célkitűzések	7
2. Szakirodalmi áttekintés	9
2.1. Erdőhöz kötődő madárfajok globális, európai és magyarországi helyzete	9
2.2. A természetes erdőtársulások jellemző tulajdonságai, természetes erdődinamika, a bolygatások szerepe 10	
2.3. Erdei mikrohabitatok jelentősége	15
2.4. A holt faanyag jelentősége, kialakulása, formái, kívánatos mennyisége	19
2.5. Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások és a természetvédelmi erdőkezelés.....	24
2.6. Az erdei madárközösségek és az erdőszerkezeti jellemzők összefüggései.....	26
2.7. A harkályfélék, mint elsődleges odúkészítők bemutatása, természetvédelmi jelentősége.....	28
2.8. A harkályfélék táplálkozása, mikrohabitat-használata	30
3. Anyag és módszer	34
3.1 I. vizsgálat: Az erdőszerkezet változatosságának hatása a fészkelő madárközösségek összetételére.....	34
3.1.1. Vizsgálatom háttere	34
3.1.2. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés	37
3.1.3. Adatgyűjtés.....	38
3.1.2.1. Faállomány-adatok felvételezése	38
3.1.2.2. Madártani adatok felvételezése	42
3.1.2.3. Madár funkcionális guildék kialakítása.....	42
3.1.4. Adatfeldolgozás	44
3.2. II. vizsgálat: Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások hatásainak vizsgálata fakérgen táplálkozó madárfajok táplálkozásnyomainak előfordulására.....	45
3.2.1. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés	45
3.2.2. Adatgyűjtés.....	47
3.2.2.1. Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások.....	47
3.2.2.2. Faállomány-adatok felvételezése	47
3.2.2.3. Harkály- és egyéb fakéreghez kötődő madárfajok táplálkozásnyomainak felvételezése	49
3.2.3. Adatfeldolgozás	51
3.2.3.1. Alapállapot felmérés	51
3.2.3.2. Beavatkozások utáni felmérés	51
4. Eredmények	53
4.1. I. vizsgálat: Az erdőszerkezet - és összetétel gazdagságának hatása a fészkelő madárközösségek összetételére.....	53
4.2. II. vizsgálat: Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások hatásainak vizsgálata fakérgen táplálkozó madárfajok táplálkozásnyomainak borítására	58
4.2.1. Alapállapot-felmérés	58
4.2.1.1. Táplálkozási preferencia vizsgálatok	58
4.2.1.2. A táplálkozási nyomok eloszlása	62

4.2.2. Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások utáni felmérés.....	66
5. Következtetések és javaslatok	73
5.1. I. vizsgálat: Az erdőszerkezet gazdagságának hatása a fészkelő madárközösségek összetételére.....	73
5.2. II. vizsgálat: Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások hatásainak vizsgálata fakérgen táplálkozó madárfajok táplálkozásnyomainak előfordulására.....	76
6. Összefoglalás.....	84
7. Kitekintés – Ajánlások a gyakorlati szakemberek számára	86
8. Tézisek.....	88
9. Köszönetnyilvánítás	91
10. Irodalomjegyzék.....	92
11. Mellékletek.....	115

Kivonat

Természetvédelmi erdőkezelés hatása az erdei madárközösségek összetételére középhegységi tölgyesekben

A növekvő emberi tevékenység megváltoztatja az erdők szerkezetét, ami hatással van a vadon élő élőlényközösségek összetételére, beleértve a madarakat is. Keveset tudunk azonban azokról a kulcsfontosságú erdőszerkezeti változókról, amelyek meghatározzák a madárközösségek összetételét az európai mérsékelt égövi tölgyerdőkben. Dolgozatomban egy olyan kísérleti kutatás eredményeit mutatom be, amely Natura 2000 tölgyesekre irányuló komplex természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások hatását vizsgálja a hazai erdőkben költő madárközösségekre. Célunk az volt, hogy megvizsgáljuk azon kulcsfontosságú változókat, amelyek hazzájáruhatnak gazdag és változatos madárközösségek fenntartásához. Magyarország középhegységi területein 11 tölgyes dominanciájú erdőterületet vizsgáltam a költő madárközösségek összetételét 86 felmérési ponton, hogy feltárjam, melyek a vizsgált közösség számára a legfontosabb erdőállományszerkezeti változók.

Eredményeim azt mutatták, hogy a vizsgált madarak abundanciájának meghatározásában a 30 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb fák denzitása a legfontosabb háttérváltozó. Ez a változó pozitívan befolyásolta a vizsgált madarak összabundanciáját, a lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozó csoportjának, az elsődleges, valamint a másodlagos odúlakók csoportjának, és a rezidens madaraknak, valamint 5 további fajnak az abundanciáját. Ezen kívül meghatározó háttérváltozónak bizonyult a költő madárközösségek abundanciájára még a faállomány denzitása, a cserjeszint sűrűsége, a legmagasabb fa magassága, valamint bizonyos elegyfajok jelenléte.

Dolgozatom másik két vizsgálatában fakérgen táplálkozó madárfajok, főként harkályfajok táplálkozási nyomait mértem fel a természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások előtt és után. Eredményeim alapján a vizsgált fajcsoport egyedei leginkább a különböző tölgyfajokat preferálták, valamint a nagyobb törzsátmérőjű és magasabb fákat. A beavatkozások után mindhárom vizsgált változó (fafaj, törzsátmérő, beavatkozás típusa) magyarázta a táplálkozásnyomok előfordulásának, valamint borításának növekedését, emellett szignifikáns különbség volt a kezelt és a kontroll fák között, ami szintén jelzi a kezelések pozitív hatását. A madarak aktívan, de eltérő mértékben használták a természetvédelmi kezeléssel létrehozott három holtfa típust, vagyis a gyűrűzéssel elölt fákat, a magascsonkokat, valamint az alacsony tuskóval döntött fákat.

Abstract

Effects of conservation-oriented forest management on the composition of forest bird communities in mid-mountain oak forests

In my thesis, I surveyed the effects of conservation forest management interventions on breeding bird communities in a complex experimental study on Natura 2000 oak forests. Increasing human activity is altering the structure of forests, which affects the composition of animal communities, including birds. However, little is known about the habitat use of bird communities in European temperate oak forests. I, therefore, aimed to identify the key forest structural characteristics that influence the breeding bird assemblages by surveying 11 oak-dominated forest sites throughout numerous mid-mountain ranges of Hungary at 86 survey points.

Based on decision tree modelling, our results showed that the density of trees larger than 30 cm DBH was an overall important variable, indicating that large-diameter trees were essential to provide diverse bird communities. The total abundance of birds, the abundance of foliage-gleaners, primary and secondary cavity nesters, residents, and five specific bird species were related to the density of high trunk diameter trees. In addition, the density of the stand, the density of the shrub layer, the height of the tallest tree, and the presence of particular admixing tree species in the stand were also found to be important.

In the other two surveys of my thesis, I documented the foraging activities of bark-foraging bird species (e.g. woodpeckers) before and after the structural enrichment management actions. My results showed that the studied species preferred different oak species, as well as trees with larger trunk diameters and taller trees. After the management, all three tested variables, the diameter and the species of the studied trees, and the type of the treatment explained the increase in the frequency and also coverage of foraging signs. There was a significant difference between treated and control trees, which also indicated the success of the treatments in creating and diversifying habitats. The birds also used the three established deadwood types, the girdled trees, and downed trees with low or high stumps, to different extents.

1. Bevezetés és célkitűzések

Az erdők fontosságát a madarak szempontjából nem lehet eléggé hangsúlyozni – a ma ismert madárfajok mintegy 75%-a erdőkben él, és többségük elsődleges élőhelyét erdők alkotják. Az erdei madarak sokrétű kapcsolatban vannak környezetük számos jellemzőjével, és ezen kapcsolat igen érzékeny és plasztikus (Fuller 1995).

A madarak környezeti indikátorként való használatának mára nagy múltja és irodalma van, köszönhetően könnyű megfigyelhetőségüknek, valamint nagyfokú mozgékonyáguknak (Balestrieri et al. 2015, Bibby 1999, Canterbury et al. 2000, Drever et al. 2008, Gregory és van Strien 2010). A környezeti változásokra adott válaszaik mind a teljes madárközösség, mind egyes csoportjaik szintjén bekövetkező változásokban fejeződnek ki (Root 1967). Ennek eredményeképpen a madárközösségekre vonatkozó tanulmányokat széles körben használják számos élőhelytípus minőségének vizsgálatára és az azokban bekövetkező változások nyomon követésére (Hingston et al. 2014, Reif et al. 2022). A madárközösségek és az erdők állományszintű jellemzőinek összefüggéseit elemző tanulmányok többsége azonban a hemiboreális zónában készült, nagyrészt az amerikai földrészen, vagy Európa atlanti és skandináv régiójára összpontosít (Bouvet et al. 2016, Canterbury et al. 2000, Hinsley et al. 1996). A tölgyes erdőkre vonatkozó ilyen jellegű tanulmányok néhány kivételtől eltekintve (Leso és Kropil 2015, Mag és Ódor 2015, Ónodi et al. 2022) még mindig ritkák a közép-európai régióban, vagy őserdőkre koncentrálnak (Walankiewicz et al. 2011, Czeszczewik et al. 2013). Különösen hiányoznak a faállományszerkezeti háttérváltozók széles skáláját felderítő tanulmányok, amelyek a kölcsönhatások vizsgálatára koncentrálnak.

Szintén Észak-Amerikában jellemzőbbek és nagyrészt túlevelű állományokra irányulnak azon kutatások, amelyek holtfagyártással járó szerkezetgazdagító beavatkozások hatásait vizsgálják az ökoszisztémára, és kifejezetten harkályfajok habitatválasztására és táplálkozási viselkedésére (Arnett et al. 2010, Barry et al. 2018, Brandeis et al. 2018, Hallett et al. 2001). Ugyan hasonló vizsgálatok elterjedőben vannak Európában is, de olyan kutatások, amik a mesterségesen létrehozott holtfán harkály táplálkozásnyomokat, és ezáltal a madarak táplálkozáspreferenciáit vizsgálják, még mindig ritkák. Hazánkban hasonló komplex természetvédelmi erdőkezelés hatásait vizsgáló kísérleti jellegű vizsgálat nem volt korábban, így ezen dolgozatot megalapozó kutatások keretében egyedülálló lehetőséget kaptam e komplex kutatásban való részvételre.

Jelen dolgozat célja egyrészt hozzájárulni az erdei madárközösségek és az erdőszerkezet- és összetétel jellemzői közötti összefüggések mélyebb megértéséhez, valamint hazánkban elsőként vizsgálni holtfagazdagítással járó természetvédelmi beavatkozások hatásait kérgen táplálkozó madárfajokra. Ennek keretében vizsgáltam a madarak különböző táplálkozási preferenciáit, valamint mesterségesen létrehozott különböző holtfatípusok a madarak táplálkozási aktivitására gyakorolt hatását.

Dolgozatomban a következő kérdésekre kerestem a választ:

1. Mely erdőszerkezeti- és összetételbeli jellemzők befolyásolják a madarak összabundanciáját, illetve a különböző guildek és az egyes madárfajok abundanciáját?
2. Az erdőszerkezeti változókon túl van-e, és milyen a hatása a fafajösszetételnek?
3. A kérgen táplálkozó madárfajoknak milyen táplálkozási preferenciáit lehet kimutatni a vizsgált fák fafajára, átmérőjére és magasságára vonatkozóan?
4. Az alapállapot felmérés során rögzített fákon talált táplálkozásnyomok milyen eloszlást mutattak a fák törzsét és ágait külön vizsgálva?
5. A természetvédelmi kezelést (léknyitás, holtfa előállítás gyűrűzéssel és fák döntésével) követően a fákon talált táplálkozási nyomok milyen eloszlást mutatnak? Ezek milyen összefüggésben vannak a fák kezelési típusával, mellmagassági átmérőjével és fafajával?
6. A természetvédelmi kezelést követően az egyes mélységi kategóriákban talált táplálkozási nyomok hogyan oszlanak meg a kezelési típusok, fafajok és mellmagassági átmérő értékek között? Kimutatható-e számottevő különbség az egyes mélységi kategóriák között?

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. Erdőhöz kötődő madárfajok globális, európai és magyarországi helyzete

Az első összefüggő, nemzeti madármonitorozó program a Breeding Bird Survey volt Nagy-Britanniában, mely 1994-ben kezdődött (Gregory et al. 1996). Az európai erdei madarak populációinak változásait elemző legátfogóbb publikáció mindeközéig Gregory és munkatársai cikke (2007), amelyben Európa 18 országának gyakori erdei madarakra vonatkozó adatait összegezték az 1980–2003 közötti időszakban. Hazánkban Szép és munkatársai 2012-ben a gyakori fészkelő és teelő fajok állomány trendjein alapuló vizsgálatokat végeztek, méghozzá a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület MMM, azaz Mindennapi Madaraink Monitoringja programja alapján. Ez a leghosszabb ideje futó országos léptékű olyan monitorozó program Közép- és Kelet-Európában, amely random mintavételi stratégia alkalmazásával reprezentatív adatokkal szolgál a régió madárállományairól és főbb élőhelyeiről. Szép és munkatársai (2012) vizsgálták a gyakori fészkelők élőhelyhasználatát és vonulási stratégiáját az állományváltozások tükrében. A trendvizsgálat során habitat besorolás és vonulási stratégia alapján vizsgálták meg az egyes fajokat. Míg a dominánsan agrár élőhelyeket használó fajok több, mint fele (51,6%) csökkenő, addig az erdei élőhelyek populációinak 73,3%-a emelkedő trendet mutatott, és mindösszesen egyetlen faj, az erdei pacirta (*Lullula arborea*) trendje volt csökkenő. Az erdei fajok szignifikánsan emelkedő trendjei valószínűleg visszavezethetők az erdőterületek növekedésére az elmúlt 20 évben, még ha ezek az erdők zömmel gazdasági, ültetvényeszerű erdők voltak is.

Szintén érdemes megvizsgálni Szép és munkatársai (2012) a vonulási stratégiára vonatkozó értékeit, amelyek alapján az állandó, valamint a rövid- és középtávú vonuló fajok között érdemi különbség nem volt, a növekedő populációs trenddel rendelkező fajok aránya magasabb volt (52,6%, 53,6%), mint a stagnáló, vagy csökkenő trenddel rendelkező fajoké (26,3%, 21,4%). Ezzel szemben a hosszútávú vonuló fajok között a csökkenő trendvonalat mutató fajok aránya magasabb volt (57,8%), mint az emelkedő trenddel rendelkezőké (7,7%). A 27 vizsgált, hosszú távú vonuló faj több, mint felénél jelentős csökkenés volt tapasztalható. A hosszú távú vonuló fajok közül mindössze két faj mutatott emelkedő populációs trendet, a nyaktekerecs (*Jynx torquilla*) és az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*), mindkettő erdei faj. Számos agrárélőhelyen élő fajunk hosszú távon vonuló faj, míg az erdei madarak között több faj rezidens, vagy rövid- esetleg középtávú vonuló, ez is egy lehet a magyarzatok közül,

miért stabilabb az erdei fajok helyzete. Szép és munkatársai (2012) szerint emellett természetesen nagy szerepe van az agrár élőhelyek fajainál a fészkelő- és vonulóhelyeken jelentkező számos negatív hatásnak (pesticidek, művelési módok, az agrár élőhelyek természetesebb mikrohabitatjainak eltűnése, vagy akár az elsivatagosodás). Eredményeik összhangban vannak több, hasonló európai vizsgálattal, amelyek kimutatták, hogy a hosszú távú vonuló fajok mutatták a legsérülékenyebb státuszt az egyéb vonulási stratégiával rendelkező fajokkal összehasonlítva (Berthold et al. 1998, Both et al. 2009, Heldbjerg & Fox 2008, Jiguet et al. 2010, Møller 2008, Sanderson et al. 2006).

A 2021-ben megjelent Magyarország Madáratlasza (Szép 2021) adatait felhasználva, amely immár 2018-ig vizsgálta a rendelkezésre álló adatokat, a főbb élőhelykategóriákhoz kötődő madárfajok állományváltozási trendjei alapján mind a fajokra, mind a élőhelyekre biodiverzitásindikátor-indexeket alkalmaztak. Ezen indexek jól jellemzik az adott élőhelyek állapotát, és mind országos, mind kontinentális szinten alkalmasak azok helyzetének követésére. Az erdei élőhelyek biodiverzitásindikátor-indexe 22 tipikus erdei faj állományváltozási trendjei alapján 1999-2018 közötti időszakban átlagosan évente 3,3%-al, míg összességében mintegy 68%-al, szignifikánsan növekedett. Ez mindeképpen bizakodásra ad okot, főleg az agrár élőhelyek szignifikánsan csökkenő értékével összehasonlítva (évente átlagosan -1,4%, átlagosan összesen -20,2%).

2.2. A természetes erdőtársulások jellemző tulajdonságai, természetes erdődinamika, a bolygatások szerepe

Amikor az erdőszerkezet hatásait kívánjuk elemezni egy meghatározott életközösségre, akkor érdemes visszatérni a természetes erdőképre, és megvizsgálni, hogy mik a jellemzői a természetes erdőtársulásoknak. Az első igen fontos és kiemelendő jellemző, hogy a természetes erdős tájak gazdagsága nem feltétlenül egy-egy kiemelendően értékes faj meglétén, vagy egy fajcsoport nagy abundanciáján múlik, sokkal inkább az összes ökológiai funkció együttes képviselésében (Standovár 2000). A természetes erdő egyik legfőbb sajátja, hogy érvényesülnek benne a természetes bolygatási folyamatok (Attiwill 1994). White & Pickett (1985) meghatározása szerint "bolygatásnak nevezünk minden olyan térben és időben viszonylag elkülöníthető eseményt, ami szétrombolja az ökoszisztéma, a társulás vagy a populáció szerkezetét, megváltoztatja a tápanyagforrások és megtelepedési helyek hozzáférhetőségét vagy a fizikai környezetet". A bolygatás eredete szerint lehet abiotikus (pl.

szél, hó, tűz), vagy biotikus (gomba, rovarkártevő vagy ökoszisztéma mérnök állatfaj). Minden területre a természetes bolygatások egy sajátos együttese, a bolygatási rezsim jellemző (Christensen et al. 2005). Standovár (2000) szerint a különböző intenzitású és térbeli kiterjedésű bolygatásokra más-más adaptációs képességű fajok tudnak megfelelően reagálni. A természetes bolygatási paradigma kimondja, hogy az erdei élőlények a természetes bolygatások által kialakított élőhelyszerkezeti elemekhez, és ezek jellemző mintázataihoz adaptálódtak. Az erdei fajok sikeres megőrzése ezért ezen elemek és mintázatok minél teljesebb körű megőrzésén és/vagy rekonstrukcióján kell, hogy alapuljon. Az ezt alapul vevő élőhely rekonstrukciókhoz szükséges a természet folyamatait minél hűbben reprodukálni (Angelstam et al. 2004, Lindenmayer & Franklin 2002, Kuuluvainen et al. 2021, Aszalós et al. 2023).

Az emberi behatástól mentes erdők csak nyomokban maradtak fenn Európában (Sabatini et al. 2018), így csak őserdő jellegű, hosszú ideje érintetlen referencia állományokból kiindulva lehet képünk a természetes rendszerek működéséről (Standovár et al. 2017). Közép-Európában még a bükkösökre vonatkozóan rendelkezünk a legszélesebb körű ismeretekkel, mert ezek vannak a legtermészetesebb állapotban (Standovár & Kenderes 2003). Az alacsonyabb tengerszint feletti magasságokon elhelyezkedő, intenzívebben és régebb óta használt, általában tölgyek dominanciájával jellemezhető állományok természetes állapotával kapcsolatos tudásunk sokkal hiányosabb (Standovár et al. 2017, Bölöni et al. 2021). A természetes folyamatok alapján működő erdő másik fontos sajátossága a természetes erdődinamika érvényesülése (Standovár 2000). A nagy területeket érintő bolygatási folyamatok után a faállomány regenerálódása a klasszikus másodlagos szukcessziós folyamatok alapján zajlik, melynek lényege a pionír, majd az átmeneti társuláson keresztül a klimax erdőkép elérése (Peterson & Carson 1996, Standovár 2000). Emellett viszont a kisebb, pontszerű bolygatásokra adott válaszként az úgynevezett kis erdőciklus fejlődési fázisai érvényesülnek, melynek fő motorja az egyéni fák élete és mortalitása (Brokaw 1982, Collins et al. 1985). Watt (1947) szerint a társulások mintázatát, összetételét a domináns életformák egyedeinek regenerációs ciklusa határozza meg. Erdők esetében ez a fejlődési fázisokban nyilvánul meg (Czajlik 1996). Ezen egyéni fák előregedésén, kidőlésén, majd a keletkezett lék által megnyitott tér betöltésén alapuló körforgás egy nagyon finom léptékű, állandóan változó mozaik kialakulását eredményezi az állományban (Standovár 2000).

Az európai tölgyes erdők természetes dinamikájáról és eredetéről nagyon limitáltak az ismereteink, annak ellenére, hogy széles körben kutatott a téma (Aszalós et al. 2017, Bobiec

et al. 2018, Saniga et al. 2014). A limitált természetes referencia-erdő miatt nagyon keveset tudunk biztosan, így különböző ütköző teóriák léteznek a témakörben. Ilyenek például a klasszikus erdőciklus elmélet szerint a tölgy-dominált klimax (egyensúlyi) állapot a végső lépése a szukcessziós sornak, és egy stabil állapotot jelent a helyi környezeti jellemzők mellett. Ez az az egyensúlyi állapot, ami felé minden társulás törekszik (Leibundgut 1993, Birks 2005). Egy másik elmélet szerint a tölgyek által dominált állományok csak egy köztes állomást jelentenek a nagyméretű bolygatások során az erdő szukcessziójának folyamatosan előrehaladó folyamatában, mely végeredményben az árnyéktűrő fajok által dominált végső állomány felé halad (White & Pickett 1985, Oliver & Larson 1996). Egy harmadik elmélet szerint viszont a legutóbbi korok mérsékelt égövi tölgy-dominált állományai a legvalószínűbb, hogy antropogén hatásra alakultak ki, méghozzá a tölgy, mint fafaj kiemelt használata (faszén- és tűzifa-termelés elsősorban) miatt (Aszalós et al. 2017, Saniga et al. 2014, Vera 2000). Saniga et al. (2014) azt találta, hogy a tölgy fajokat leváltották az árnytűrőbb fajok három szlovák tölgyes rezervátumban is (Boky, Kasivarova és Bujanov) egy 40 éves vizsgálatban az emberi behatás elmaradásának eredményeként.

Egy természetes erdő szempontjából a legfontosabb, hogy a tájnak és a termőhelynek megfelelő őshonos fafajok alkossák (Bartha 2013, Frank & Szmorad 2014). Emellett nagyon fontos a megfelelő elegyesség, az adott erdőrészetek termőhelyi viszonyaira, illetve az adott állomány szukcessziós stádiumára jellemző őshonos fafajok megléte, valamint elegyarányának kiegyenlített mértéke (Baeten et al. 2013). Szmorad (2018) szerint az elegyesség relatív fogalom, amely elsősorban egy adott termőhelyen potenciálisan előforduló őshonos fafajok számosságát és térfoglalási arányát tükrözi. Szintén fontos a termőhelyre jellemző pionír fafajok jelenléte, mert mind szerkezetileg, mind ökológiai tekintetben diverzifikálják az állományt (Emmer et al. 1998). Hazai középhegységi erdőkben ezek nagyrészt a bibircses nyír (*Betula pendula*) és a rezgő nyár (*Populus tremula*), de a kecskefűz (*Salix caprea*) is fontos pionír elegyfaj, melynek fontos szerepe van a fitofág erdei életközösségek megőrzésében (Szmorad 2018). A gyorsan növekvő pionír fajok hamarabb érik el a kifejlett állapotot, mint a lassabban növekvő fajok, és már sokkal korábban képesek a sebekből vagy törésekből fejlődő mikrohabitatokat kifejleszteni (Spînu et al. 2023). A diffúz pórusú fafajok (pl. *Acer*, *Betula*) puhább fájukkal kevésbé ellenállóak a korhadással szemben, mint a gyűrűs pórusú lombos fafajok, mint a *Fagus* vagy a *Quercus* fajok (Spînu et al. 2023). Az egyes növényfajokhoz kötődő rovargyűttesek összetétele jelentősen eltérő, így minél diverzebb egy állomány fafajösszetétele, annál több rovarfaj található meg benne (Ampoorter

et al. 2020). Európai viszonylatban a tölgyek rovaregyüttese a leggazdagabb (Csóka 2000, Parmain & Bouget 2017). Magyarországon több mint 630 rovarfajról tudjuk, hogy tölgyet, vagy tölgyeket is fogyaszt (Csóka & Ambrus 2016). A tölgyeken élő fajoknak mintegy 44%-a *Quercus*-specialista, vagyis kizárólag tölgyeken képes létezni (Csóka 1997, 1998). Hazai fajaink közül továbbá jelentős fajszerű rovaregyüttest tartanak el a juharok, égerek, nyírek, nyárok, vagy a füzek is, amelyek között szintén tekintélyes számú fafaj-specialista faj található. Ez azért fontos, mert fő- vagy elegyfajként jelenlétük, illetve hiányuk meghatározza a tőlük függő fajok, valamint azok parazitáinak, ragadozóinak jelenlétét is (Csóka & Kovács 2000, Csóka & Ambrus 2016).

Az őserdőkben jellegzetes átmérőeloszlás figyelhető meg, ami jelentősen eltér a kezelt erdőkétől, például jelentősen több nagyméretű fa található bennük, de a mérettartományok eloszlása általánosságban kiegyenlítettebb (Csóka & Kovács 2000). Emellett nagy szerepe van az állományok vegyeskorúságának, valamint ezzel összefüggésben a többszintű faállományok meglétének (Czajlik 1996). Minél összetettebb a lombkorona színteztsége, az ágak vastagsága, annál több élőlény találja meg benne az életfeltételeit (Fuller 1995, Székely és Moskát 1991). Például a koronában megtalálható madárfajok száma szoros összefüggésben áll a vertikális diverzitással (Emborg 1998, Fuller 1995, Székely & Moskát 1991, Török 1987).

A természetes erdőkre jellemző a heterogén záródás, a mozaikosság, a sűrű foltok mellett a változatos nagyságú lécek jelenléte (1. kép), melyet a különböző kisebb-nagyobb bolygatások hoznak létre és tartanak fenn (Gálhidy et al 2006, Mihók et al. 2003, Remmert 1991, Somogyi 1998). A lécek számos különleges igényű faj megtelepedését teszik lehetővé, ezzel az erdei ökoszisztémák stabilitását növelik (Kelemen 2007). A faállomány-szerkezet változatosságában nagy szerepe van az állományban jelenlévő idős, terebélyes lombkoronával rendelkező nagyméretű fáknak, famatuzsálemeknek is, emellett pedig a különleges alakú fák, alászorult, görbe, villás fák szintén növelik a változatosságot (Bartha 2013, Lindenmayer 2017, Wetherbee & Birkemoe 2020).



1. kép: természeteshez közelítő szerkezetű erdőkép, Boky erdőrezervátum, Szlovákia (fotó: Veres Katalin)

Szomorad (2000) szerint az egyik legfontosabb szerkezeti jellemző a cserjeszint megléte és fejlettsége. A cserjeszint jelentős szerepet tölt be az állományok vertikális színteztettségének kialakításában. A cserjeszint jelenléte és összetétele meghatározója egy erdőállomány változatosságának, valamint a hozzá kapcsolódó élővilág fajgazdagságának. Emellett kiemelkedő a szerepe az állományszegélyek kialakításában is. Erős cserjeszint létrejöttéhez a jó fényellátottság mellett egyidejűleg szükséges a kedvező tápanyag-ellátottság is (Szomorad 2000). Frank (2018) szerint a cserjeszint fajösszetétele általában termőhelytől, valamint annak mozaikosságától függ, hiszen a változatosabb termőhelyi adottságokkal rendelkező területek gazdagabb cserjeszintet tudnak fenntartani. Mint bűvő- és táplálkozóhely szerepe a hozzá kapcsolódó fauna szempontjából kiemelkedő, legyen szó akár erdei rovarfajokról, vagy az itt fészkelő énekesmadarokról (Fuller 1995, Szomorad 2000).

Ritkábban kiemelt szerkezeti elem az erdők avar- és gyepszintje, melyhez viszont szintén számos faj kötődik, és így fontosságuk mégis hangsúlyozandó. Camprodon & Brotons (2006) kimutatták, hogy az aljnövényzet eltávolítása több faj drasztikus visszaszorulásával, vagy akár

teljes eltűnésével járt, mint amilyen a kerti poszáta (*Sylvia borin*), az ökörszem (*Troglodytes troglodytes*) vagy a vörösbegy (*Erithacus rubecula*). Az aljnövényzet jellegét és fejlettségét több tényező is befolyásolja. A legfontosabb az állomány záródása, és ezáltal az erdő talajára jutó fény mennyisége. Például a tölgyek, a különböző puhafák vagy az akác (*Robinia pseudoacacia*) több fényt enged le a talajszintre, így nagyobb borítású aljnövényzet tud alattuk kialakulni. Ezzel ellentétben a bükkösök, vagy az elegendetlen gyertyános erdők talajára jutó fény mennyisége elenyésző, ezáltal aljnövényzetük szegényes. Mindamellett egy olyan állományban, ahol a természetes erdőkre jellemző folyamatok érvényesülnek, az azzal együtt járó mozaikosság és változatosság hatására fejlett és változatos aljnövényzet tud kialakulni (Clinton et al. 1994, Ehrenfeld 1980, Small & McCarthy 2002, Standovár et al. 2017).

Végül pár szóban szeretnék kitérni az erdőkben meglévő külső- és belső szegélyek szerepére, melyeknek jelentősége egy erdő életében szintén kiemelkedő. Az erdőszegély átmeneti határzóna az erdő és a fátlan terület között, melyet általában dús, gazdag vegetáció jellemez (Saarikivi & Herczeg 2014). Bartha (2000) szerint természetes erdőszegélyek ott jönnek létre, ahol valamilyen környezeti tényezők megszakítják az erdőborítást. Másodlagos erdőszegélyek ott jönnek létre, ahol valamilyen antropogén hatásra a zárt erdőterületek felszakadoznak. Az erdőszegélyek faunáját sajátos, ökoton, vagyis szegélyekhez kötődő fajok alkotják, melyek vagy életük során eltérő igényekkel rendelkeznek, vagy egész életüket az átmeneti élőhelyen élik le (Bartha 2000). A szegélyek dús vegetációja, köztük változatos cserjefaj-kínálattal változatos lombfogyasztó és beporzó ízeltlábú faunát (Barber & Marquis 2011), így diverz rovarfogyasztó madárközösséget tart fenn (McCollin 1998). Az erdőszegélyek fajkészlete rendszerint ötvözi az erdők és a nyílt területek fajait, ezáltal a szegélyek akkumulációs szerepet töltenek be a két élettér fajkészletei és életformái között (Bartha 2000). Emellett a szegély védi az erdőbelsőt a különböző biotikus vagy abiotikus hatások ellen (Bartha 2000).

2.3. Erdei mikrohabitatok jelentősége

Az erdőkben található mikroélőhelyek meghatározását Tímár (2018) az alábbiak szerint adja meg: “Kis kiterjedésű, fizikailag jól körülhatárolható, a környezetétől karakteresen eltérő abiotikus jellemzőkkel bíró élőhely, melyhez, mint tartós élettérhez jellemzően kötődnek bizonyos élőlények (gombák, növények, állatok)”. A közös okra visszavezethetően egy időben, egy helyen előforduló mikroélőhelyek együtt mikroélőhely-komplexnek tekinthetők; például álló holtfa a gyökértől a törzsön, kéregzseben keresztül a vékony ágakig a

lombkoronában, vagy a fekvő holtfa a gyökértányértól és a hozzá tartozó gödörtől kezdve a leváló kérgen keresztül a földön fekvő koronáig (Paillet et al. 2018).



2. kép: Habitatfa állományban (a szerző felvétele)

A mikroélőhelyek viszonya a környezetükkel kétirányú: egyrészt ugyanaz az erdőszerkezeti elem, például egy álló holtfa, vagy egy facsonk másmilyen tulajdonságokkal rendelkező mikroélőhelyet képez eltérő környezetben, például egy árnyas, hűvös patak völgyben, vagy egy napos, száraz sziklaerdőben, másrészt a mikroélőhely is hat a környezetére (Paillet et al. 2018, Tímár 2018, Kovács et al. 2024).

A mikroélőhelyeket leginkább csak a hozzá kötődő taxonokkal együtt tudjuk értelmezni, jó példa erre a fába vájt odú: beszélhetünk róla a benne költő énekesmadarak kapcsán, a benne nappalozó denevérekkel összefüggésben, de akár a hozzá kötődő hangya- vagy egyéb rovarfajokkal kapcsolatban is, melyek egész életüket benne töltik (Remm 2008). Az erdő szerkezeti gazdagsága megalapozza a benne előforduló mikrohabitatok gazdagságát, és ez fordított irányban is igaz: a sokrétű, változatos mikroélőhelyek megléte gazdagítja az erdő szerkezetét, és a hozzá kapcsolódó élőlények számát növeli (Paillet et al. 2018, Regnery et al. 2013). A természetes erdődinamikai folyamatok (pl. szélöntés következtében történő holtfa képződés, kéregsebzés) egyrészt közvetlenül alakítanak ki sokféle mikroélőhelyet, másrészt közvetve teszik lehetővé mikroélőhelyek képződését (pl. lékképződéssel járó fényviszonyok megváltozása) (Großmann et al. 2018).

Megkülönböztetünk abiotikus és biotikus eredetű mikroélőhelyeket, és Tímár (2016) illetve Kraus et al. (2016) alapján széleskörű és alapos rendszerbe tudjuk rendezni őket, beleértve az egész nagy kiterjedésű abiotikus mikrohabitatokat is, mint például a sziklakibúvások, vagy a barlangok, üregek. Én most a kifejezetten a fákhoz kötődő, fán található mikroélőhelyeket tárgyalom csak, tekintve, hogy jelen vizsgálatban is ezeket mértük fel. A kifejezetten a fákhoz kötődő mikrohabitatoknak kiterjedt irodalma van (Larrieu et al. 2018, Paillet et al. 2018, Piechnik et al. 2022, Regnery et al. 2013). Larrieu et al. (2018) szerint a fákhoz kötődő mikrohabitat megkülönböztethető, jól körülhatárolt struktúra, amely élő vagy álló holt fákon fordul elő, és amely a fajok vagy fajközösségek számára életciklusuk legalább egy részében alapvető szubsztrátumot vagy életteret jelent a fejlődéshez, táplálkozáshoz, menedékhez vagy szaporodáshoz. Asbeck et al. 2020 megállapította, hogy a fákhoz kötődő mikrohabitatok gyakoriságának és gazdagságának mozgatórugói hasonlóak, ezáltal pedig hasonló módon tipizálhatók Észak-Amerikában és Európában, és előfordulásuk a fák funkcionális csoportokba sorolásával magyarázható. Kraus et al. 2016. részletes katalógusba rendezte a fákhoz köthető mikrohabitatokat, ez azóta viszonyítási alap a terepi felmérésben, jelen munka során is alapját képezte a mikrohabitatok terepi felmérésének. Emellett Frank et al. 2022. terepi összefoglalóban összegezte a holtfa, habitatfák és az azokhoz kötődő mikrohabitatokat.



3. kép: Gyökértányér-komplex (a szerző felvétele)

Meg kell említenem az élő- vagy holtfák kérgén, üregekben, sérülésekben fejlődő moha- és zuzmóközösségeket, melyek önmagukban értékes mikroélőhelyeket alkotnak (Ódor 2014, Saine et al. 2024), valamint a szintén korhadó fán képződő változatos gombaközösségeket, melyek számtalan rovarfajnak teremtenek élőhelyet (Andrési 2022, Andrési & Tuba 2018). Emellett nagyon fontos a fák üregeiben, hasadékaiban felhalmozódó víztestek, dendrotelmák ökoszisztémája, amely szintén gazdag életközösséget tart fenn (Delgado-Martínez et al. 2022, Magyar et al. 2017, Séllei et al. 2023, Kovács et al. 2024). Az élő- és holt fán élő számos nagyméretű rovarfaj járatai önmagukban mikroélőhelyeket teremtenek, valamint fontosak az odúlakó rovarfajok szempontjából is (Micó 2018, Séllei et al. 2023). A holtfára, mely önmagában az egyik legjobban dokumentált mikroélőhelytípus, a következő alfejezetben jobban kitérek. A fán lévő különböző kéregsebzések, mechanikus sérülések változatos mikroélőhelyeket alakítanak ki, ilyenek például a törzs- és kornatöréssel keletkezett fedetlen geszt, a sokszor kiterjedt kéregrepedések, a kéreg elválásával keletkezett kéregsebek, a holt koronaágak. Szintén fontos mikroélőhelyek a nedves vagy száraz tőodúk, melyek közvetlenül érintkeznek a humusszal, a korhadás útján képződő, vagy harkályok által kialakított törzsodúk, melyeknek – fontosságuk miatt – szintén óriási irodalma van (Aitken & Martin

2007, Cockle et al 2011, Martin et al. 2004, Remm et al. 2006). A gyökerestől kifordult fák speciális ökoszisztémát alakítanak ki, melyet Ulanova (2000) után “kidőlt fa ökoszisztémának”, vagy gyökértányér-komplexnek is neveznek, mivel benne több, változatos habitat alakul ki, sajátos mikroklímával, fényviszonyokkal, tápanyag- és nedvességtartalommal, ezáltal számos fajnak biztosít élőhelyet (3. kép). Ilyen például jellegzetesen az ökörszem, mely előszeretettel rakja fészket a gyökértányér gyökerei közé (Bobic 2005, Ódor et al. 2004).

A mikroélőhelyek felmérésére irányuló vizsgálatok hazánkban sajnos még mindig elég ritkák. Bartha és Gálhidy (2007) természetes erdők értékelésére kidolgozott rendszerében megjelentek bizonyos mikroélőhelyek, valamint az Északi-középhegységben megvalósított, komplex erdőállapot-értékelést adó projekt esetében hangsúlyosabb szerepet kaptak (Standovár et al. 2017). A szlovákiai Boky Erdőrezervátumban a 2023-as év során vizsgáltunk őserdő jellegű cseres-tölgyes állományokat, melynek során fákhöz kötődő mikrohabitatokat is felmértünk. A felmérés eredménye szerint őserdő jellegű állományokban a különféle odúk és kéregsebzések nagyobb arányban fordulnak elő a gazdasági erdőkhöz képest, melyek sokszor különféle sebzések, koronatörések eredményeként jönnek létre (Frank et al. 2023). Az itt megfigyelték azt mutatják, hogy mennyire nem váltható ki az évszázadok óta érintetlen erdőfoltok szerepe a mikroélőhelyek sokféleségének fenntartásában (Frank et al. 2022, Frank et al 2023).

2.4. A holt faanyag jelentősége, kialakulása, formái, kívánatos mennyisége

Bartha & Oroszi (2004) szerint a holtfa definíciója a következő: “A holtfa – mint gyűjtőfogalom – alatt különböző méretű, mennyiségű, eredetű, fafajú, térbeli eloszlású, elhelyezkedésű, korhadtságú, megjelenésű (álló/fekvő) elhalt farészeket lehet összefoglalni, melyek funkciója rendkívül sokrétű.” Egyes szakirodalmak a holtfa közé sorolják a még élő fákon lévő elhalt ágakat és egyéb részeket (Csóka & Lakatos 2014, Kirby et al. 1998), míg mások egyértelműen kiveszik azokat a holtfa definíciójából (Merganicová et al. 2012, Rondeux & Sanchez 2009, Schuck et al. 2004). Természetes közegben a holtfa keletkezése a fák mortalitásának eredménye, melyet okozhat öregedés, kompetíció vagy különböző bolygatások (Stockland et al. 2004). Meghatározó tényező a holtfa kialakulásában mind a fa életkora, mind a fafaj, mert az egyes fafajok eltérően reagálnak a rájuk ható tényezőkre, valamint lebomlásuk hossza, faanyaguk keménysége is eltérő. A sekély gyökérrel rendelkező

fajok, mint például a lucfenyő (*Picea abies*), vagy a bükk (*Fagus sylvatica*), hajlamosak a teljes gyökértányérral együtt kidőlni, míg a mélyebb gyökézzel rendelkező fajok erős szélben inkább kettétörnek. Fiatal korban a legfőbb mortalitási ok a kompetíció, míg az életkor előrehaladtával már a különböző korhasztó gombák és egyéb szervezetek általi pusztítás a jellemzőbb (Csóka & Lakatos 2014). A faanyag lebomlásának folyamata szintén több tényezőtől függhet, ilyen a fafaj és ezáltal a fa anyaga, a környezet üdesége vagy szárazsága (Bidló & Szűcs 2014). A lábon álló holtfák lassabban korhadnak, mint a talajon fekvők, vagy akár a vízben lévő egyedek (Bobieć 2005).



4. kép: Fekvő vastag holtfa (a szerző felvétele)

A különböző bolygatások nagyon fontos élőhely-alakító tényezők, növelik a mozaikosságot, és ezáltal egy habitat diverzitását (Seidl et al. 2011, Viljur et al. 2022). Különböző bolygatások eltérő holtfa-típusokat hoznak létre (Schuck et al. 2004). Ha a bolygatások térléptéke kicsi, akkor a holtfa eloszlása többnyire térben heterogén. A bolygatások hatása attól is függ, hogy hosszú idő alatt hat – ilyen például egy gombabetegség – vagy hirtelen pusztít, azonnali holtfa-utánpótlást teremtve a területen (Bölöni & Ódor 2014). Kontinentális

erdőkben, így hazánkban is a fő hatás a holtfa keletkezésében a korhadás és a szélöntések, míg mediterrán, meleg és száraz erdőkben, valamint a boreális erdőkben is jelentős és fontos a tűz hatása, ezen erdők természetes dinamikájához hozzátartozik (Bobiec et al. 2005, Rowe & Scotter 2017, Weber & Flannigan 1997), ezért bizonyos időközönként tudatosan felgyújtják az erdőket azok megújulásának elősegítésére, valamint a felhalmozódó faanyagból eredő spontán tüzesetek elkerülésére (Granström 2001, Maser et al. 1979, Bobiec et al. 2005). A holtfa keletkezésében általában több tényező is egyidejűleg szerepet játszik, ezeket hívjuk kárláncolatoknak (Jactel et al. 2009, McManus & Csóka 2007).

A holt faanyagot többféleképpen osztályozhatjuk. Elkülönítünk föld alatti és föld feletti holt faanyagot, de mivel a föld alatti holt faanyag mérése elég nehéz, így ez általában ki szokott maradni a felmérésekből (Schuck et al. 2004). A föld feletti faanyagot pozíciója szerint osztályozhatjuk tovább álló és fekvő holtfára, melyek között általában a földtől számított 45° a határ (Merganicová et al. 2012, Rondeux & Sánchez 2009). A fekvő holtfát előnyben részesítik az holtfához kötődő mohák és gombák, míg az álló holtfa az odúlakó madarak mellett a hártványzárnyúak és a zuzmók számára fontos (Schuck et al. 2004). Egy másik osztályozás alapján beszélünk finom fa törmelékről (fine woody debris, FWD) és durva fa törmelékről (coarse woody debris, CWD) (Bobiec et al. 2005). Nincs egyezményes elkülönítés a kettő között, de általában 5 cm (Bobiec et al. 2005, Ódor 2005), vagy 10 cm a határ (Rondeux & Sánchez 2009). Az élő fákon előforduló holt ágak jelentős hányadát teszik ki a holt fatömegnek (Svensson et al. 2013), valamint ökológiai szempontból is fontos szerepet töltenek be, többek között akkor, ha amúgy kevés a holt fatömeg az erdőben, de egyébként is sok faj kötődik hozzájuk, ilyen például a kis fakopáncs (*Dryobates minor*). Kivágott fák tuskói antropogén hatásra keletkeznek, ám mégis fontos élőhelyet jelentenek mind a föld felszíne felett, mind pedig alatta. Az elhalt gyökerek az összes holt faanyag jelentős részét, mintegy 20-30%-át is kitehetik (Nordén et al. 2013).

Az egyes területeken végzett kutatások eredményeit nehéz összehasonlítani, mivel vagy nem történt meg az álló és fekvő holtfa együttes felmérése, vagy mert nem egyezik a használt mértékegység. Így Bölöni és munkatársai (2015) azt javasolták, hogy érdemes minden esetben külön megvizsgálni az álló és fekvő holtfa mennyiségét. A legjobban felmért területek az észak-amerikai, valamint az európai boreális erdők (Feller 2003, Santaniello et al. 2016, Stockland et al. 2014). Skandináviában a boreális öv déli részén található természetes lucfenyvesekben $100-130 \text{ m}^3/\text{ha}$, lombos őserdőkben $50-130 \text{ m}^3/\text{ha}$, hegyvidéki elegyes erdőkben $50-200 \text{ m}^3/\text{ha}$ körül lehet az összes holtfa térfogata (Somogyi 1998). Christensen et al. (2005) felmérése szerint az európai természetes bükkerdőkben a holtfa átlagos térfogata

átlagosan 130 m³/ha (0-500 m³/ha között változik). Hazai bükkös rezervátumokban Ódor & Standovár (2003) felmérése szerint 163 m³/ha az átlag holtfatérfogat. Űde felhagyott tölgyesekben a holtfa térfogata megközelíti a 100 m³/ha-t (Ódor & Standovár 2003). Bölöni et al. (2015) végzett vizsgálatokat félszáraz cseres-tölgyesekben, és kimutatták, hogy régen kezelt állományokban 19 m³/ha, felhagyott állományokban pedig 28 m³/ha a holtfa térfogata, szemben az európai 52 m³/ha-os rezervátum-adattal.



5. kép: Álló holt facsonk előrehaladott korhadási állapotban (a szerző felvétele)

Az Ódor és munkatársai által 2005-ben végzett hazai erdőtermészetességi felmérés tanulságai alapján a faállományszerkezet természetessége szignifikánsan alacsonyabb az idegenhonos erdőkben, mint termőhelyidegen vagy természetes állományokban, viszont a holtfa mennyisége szignifikánsan magasabb volt a természetes erdőkben, mint a másik kettőben. Egyes vizsgálatok kimutatták, hogy síkvidékeken a holtfa mennyisége szignifikánsan kisebb, mint hegyvidékeken, és minél magasabbra megyünk, átlagosan annál több a m³/ha-ra jutó holtfa-mennyiség (Christensen et al. 2005, Merganicová et al 2012). A kezelt erdőkben

jelentősen kevesebb a holtfa mennyisége, mint őserdőszerű vagy felhagyott állományokban, ennek általában az az oka, hogy a kitermelt faanyagot kiviszik a területről (Bölöni et al. 2015, Csóka 2011, Christensen et al. 2005, Kirby et al. 1998, Ódor & Standovár 2003, Komlós & Kiss 2018), valamint kezelt erdőkből jóval kevesebb adattal is rendelkezünk, mivel a holtfa felmérésére irányuló munkák nagy része rezervátumokból és őserdő-szerű állományokból származik (Bölöni et al. 2015). A holtfa mennyisége mellett annak minősége is jelentősen eltér kezelt állományokban, és ez szintén nagyon fontos szempont az ahhoz kötődő fajok diverzitása szempontjából. A hagyományos erdőgazdálkodással érintett állományokban sokszor teljesen hiányoznak mind a nagyobb méretkategóriába tartozó, mind az álló holtfák, sok esetben csak az apróbb ágak maradnak vissza (Bobiec et al. 2005, Christensen et al. 2005). A holtfa szerepe az erdei ökoszisztémákban megkérdőjelezhetetlen (Bobiec et al. 2005). Egy élőlény köthet obligát vagy fakultatív módon a holt faanyaghoz. A brit fauna 20%-a található holtfán (Hodge & Peterken 1998), Skandináviában 6000-7000 fajt mutattak ki, ami az összes erdei faj 25%-a (Stockland et al. 2004), valamint a Vörös Könyves fajok 50%-a szaproxilofág (Nordén et al. 2004). Ódor (2016) szerint az erdei fajok több, mint fele kötődik a holtfához valamilyen mértékben. Sok ritka faj ezen belül a nagyméretű holtfát preferálja, ezért is fontos hogy legyen a területen. Fontos emellett ezen fajok szempontjából a holt faanyag korhadási foka. A frissen kidőlt fán már meg tudnak jelenni bizonyos szaproxilofág bogarak, majd a korhadással egyre nő a hozzá kötődő fajok száma, a középső korhadási osztályokban a legmagasabb, majd a folyamat végére újra lecsökken, megjelennek a generalista fajok (Stockland et al. 2004, Merkl 2016). A holt faanyaghoz kapcsolódó fajok spektruma igen széles, nélkülözhetetlen sok moha, gomba, rovarfajnak, de szerepet játszik a kétéltű-, hüllő- és madárfajok elterjedésében is, főként bűvő- és szaporodóhelyek biztosítása révén (Halpern & Halmos 2016, Merkl 2016, Ónodi & Winkler 2014). Ezen taxonok bemutatásának kiterjedt szakirodalma van (Aszalós et al. 2020, Bobiec et al. 2012, Halpern & Halmos 2016, Merkl 2016, Mikó & Csóka 2016, Ódor et al. 2004, Ódor 2016, Ónodi & Winkler 2014, Rendes & Velekei 2014). Az európai erdőkben a rovarok 20%-a szaproxilofág, vagy élete közvetlenül más szaproxilofágoktól függ (Merkl 2016). A holtfa szukcessziója szempontjából a korai szaproxilofág rovarok tevékenysége jelentős, mert ők indítják be a kolonizációs fázist (Merkl 2016). Dobrosi (2017) vizsgálatai szerint egyértelmű és nagyon szoros pozitív korreláció mutatható ki az élőhely minősége és a holtfa mennyisége és az ott előforduló denevérfajok mennyisége között.

A holtfával gazdasági szempontból sokszor foglalkoznak az erdő egészségére jelentett kockázat miatt, mindemellett napjainkra számos vizsgálat foglalkozik azzal a kérdéssel, hogy

az erdőkben hátrahagyott holtfa pontosan mekkora erdővédelmi kockázatot is jelent valójában (Merganičová et al. 2012, Skubała 2008, Vítková et al. 2018). Csóka et al. (2011) szerint őshonos keménylombos erdeinkben a hátrahagyott holtfa nem jelent erdővédelmi kockázatot, kevés speciális esettől eltekintve, és tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotát elsődlegesen leginkább az időjárási viszonyok határozzák meg. A fenyvesekben már összetettebb a kérdés, főleg, hogy sokszor az elegyetlen fenyvesek nem megfelelő termőhelyen állnak, így érzékenyebbek az erdőkárokra (Csóka et al. 2011). Csóka & Lakatos (2014) szerint az esetek nagy többségében az egészséges, megfelelő termőhelyen álló faegyedek tolerálják a fogyasztó szervezetek hatásait, így azok nem okoznak nagyobb volumenű károkat. Lakatos (2006) kimutatta, hogy fenyvesekben erdővédelmi szempontból kizárólag a frissen pusztult faanyag jelentős, mert csak ekkor fordulnak elő a magas kockázati kategóriát jelentő ízeltlábú, főként szúfajok, azok kirepülése után 3-4 hónap elteltével az erdővédelmi kockázat megszűnik és a faanyag a területen hagyható.

2.5. Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások és a természetvédelmi erdőkezelés

Ma még a legtöbb hazai védett erdőben tehetünk azért, hogy az emberi hatások által átformált erdő az erdei életközösségek védelmét, fennmaradását a megfelelő mértékben elősegítse, az átalakított erdőkép a természeteshez minél inkább közelít, és hogy a természetes erdődinamikai folyamatok regenerálódni tudjanak. Bauhus és mtsai (2009) szerint az erdei biodiverzitás megőrzése legsikeresebben akkor valósítható meg, ha a természetvédelmi célú beavatkozás során olyan strukturális elemeket hagyunk vissza, amelyek az őserdei állapotra jellemzők. Egyre több szakember ért egyet abban (lásd Bernes et al. 2015), hogy az erdei diverzitás hatékony, hosszú távú megőrzése aktív természetvédelmi kezelés során érhető el. Ilyen módon ugyanis gyorsabban alakíthatók ki az őserdőre jellemző strukturális elemek (Bauhus et al. 2009). A gazdálkodás alatt álló erdőkben ezt leginkább az örökzöld gazdálkodás a folyamatos erdőborítás fenntartásával és habitat-fák, illetve gazdálkodásból kivont kíméleti területek hálózatának kialakításával biztosíthatja. Ennél szélesebb körű a nem gazdálkodási motivációjú természetvédelmi erdőkezelés eszköztára. Frank & Szmorad (2014) meghatározása szerint természetvédelmi erdőkezelésről beszélünk, ha a beavatkozás elsődlegesen természetvédelmi indíttatású, célja természetvédelmi célkitűzések megvalósítása, mint például a természeti értékek védelme, az adott területen őshonos erdőtársulás fenntartása, az erdő természetességi állapotának javítása, az erdődinamikai

folyamatok érvényesülésének biztosítása, a kompozicionális és strukturális diverzitás kialakulásának elősegítése, az erdei életközösség megóvása és a természetes erdei élőhelyi elemek fenntartása, kialakítása (pl. álló és fekvő holtfa, gyökértányér). Minekutána a természetvédelmi erdőkezelés alapvetően nem erdőgazdálkodási tevékenység, a beavatkozások lényege, hogy a természetes erdőkre jellemző erdőszerkezeti elemeket állítanak helyre és hoznak létre (pl. nagyméretű fák fejlődésének segítése, kisebb-nagyobb lékek kialakítása, néhány fánlévő mikroélőhely létrehozása). Továbbá elősegítik a faállomány elegyességnek kialakulását, annak növelését, a cserjeszint és gyepszint fejlődését, illetve a természetes erdődinamikai folyamatokat. A beavatkozások során kezelt fákat vagy meggyűrűzik (lábonálló holtfa), vagy földre döntik (fekvő holtfa) és 0,5-2,0 m magas facsonkokat is kialakítanak. Az így kezelt fák mind az erdőben maradnak, annak holtfakészletét növelve, ez alól kivételt képezhetnek az inváziós fafajokat gyérítő kezelések. A természetvédelmi erdőkezelés egy tágabb fogalom, amely magában foglalhatja invazív fafajok eltávolítását vagy vizes élőhelyek kezelését is, míg a szerkezetgazdagítás már inkább csak a gyűrűzés, lékkészítés, döntés, sebzés, cserjefolt megsegítés, újulatra rányitás, idős fa felszabadítása. Ezen erdőkezelési beavatkozások keretében a szerkezeti változatosság növelésével a természetes bolygatásokat mesterségesen imitálva, a természetes módon csak hosszabb idő alatt megjelenő élőhelyszerkezeti elemek előállítása zajlik: lékek nyitása, lábon álló és fekvő holtfák létrehozása, ritka elegyfák egyedeinek vagy nagyméretű, úgynevezett habitatfák növekedésének, fejlődésének a megsegítése, idegenhonos fák (különösen az inváziós fafajok) eltávolítása az állományból, vagy egyes kulcsfontosságú folyamatok – például természetes felújulás – elősegítése. Homogén faállományokban például problémát jelenthet őshonos elegyfák, vagy cserjefajok propagulumainak hiánya, ezeket mesterséges úton (ültetéssel, magvetéssel) vihetjük be a fafajkészletbe. Emellett nagyon fontos az egyes mikrohabitatok jelenlétének biztosítása és kialakulásának elősegítése, akár aktív létrehozással is, ilyen lehet kéregsebzéssel kéregsebek létrehozása, fák gyökerestől való kifordítása, ezzel gyökértányérok jelenlétének növelése, vagy különböző sebzésekkel az egyéb mikrohabitatok (pl. tükörfolt, tőodú) létrejöttének támogatása (Frank & Szmorad 2014).

Ezzel szemben a természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító örökerdő gazdálkodás alapvetően gazdálkodási célzattal történik, de a tevékenység a természetes erdődinamikai folyamatok érvényesülésére alapoz, biztosítja a folyamatos idős erdőborítást, valamint hangsúlyt helyez a finomabb térléptékben megjelenő élőhelyi elemek megtartására (Frank & Szmorad 2014).

A természetvédelmi erdőkezeléssel fenntartott állományok meghatározó jellemzői a szerkezeti változatosságot növelő nagyméretű faegyedek és az azokból álló facsoportok megléte, a terebélyes ágrendszerű, bekorhadott tövű, méretes habitat-fák (vagy biotópfák) és a nagyobb mennyiségű holtfa jelenléte. A tuskósarj eredetű egyedek előfordulása szintén lényeges, mert növelik a változatosságot (Nicolescu et al. 2019). Emellett szintén fontos a pionír jellegű egyedfajok megléte az állományban, mert rövidebb életkoruk, gyorsabb korhadásuk miatt hamarabb holt faanyagot, természetes odút biztosítanak, másrészt lehetővé teszik egyes specialista fajok megjelenését a faunában (Frank & Szmorad 2014).

Manapság hasonló természetvédelmi kezelések, és a rájuk épülő kutatások leginkább Észak-Amerikában jellemzőek (Arnett et al. 2010, Barry et al. 2018, Brandeis et al. 2018, Hallett et al. 2001, Kilgo & Vukovich 2014, Kroll et al. 2012, Sandström et al. 2019, Swallow et al. 1988, Weiss et al. 2017), de elterjedőben vannak Európában is (Aulén 1991, Aszalós et al. 2020). Olyan kutatások, amik a mesterségesen létrehozott holtfa és a harkályok kapcsolatát vizsgálják még mindig ritkák. A legtöbben főként gyűrűzött és magasan csonkolt fenyőfélék hatását vizsgálták a honos harkályfajokra (Arnett et al. 2010, Hallett et al. 2001, Weiss et al. 2018). Mások fajspecifikus vizsgálatokat végeztek különböző holtfa-manipulációs kísérletekben (Czeszczewik 2010, Kilgo & Vukovich 2014).

2.6. Az erdei madárközösségek és az erdőszerkezeti jellemzők összefüggései

A természetes tölgyerdők rendkívül változatos, különböző szerkezeti és összetételi jellemzőkkel rendelkező élőhelyek, amelyek igen diverz madárközösségeknek adhatnak otthont (Proença et al. 2010, Leso & Kropil 2014, Domokos & Domokos 2016, Ónodi et al. 2022). A nagy strukturális és kompozicionális változatosság, ami megnyilvánul a változatos fafajösszetételben, többszintű lombkoronaszintben, mozaikos lombkorona felépítésben, gazdag aljnövényzet jelenlétében, széles mikrohabitat-választékban, az álló és fekvő holtfák széles választékában, sokféle és diverz madárközösség eltartására képes (James & Wamer 1982, Roberge et al. 2008, Czeszczewik et al. 2013, Adrion 2016). E tényezők közül a sűrű cserje- és gyepszint nemcsak fészkelőhelyet jelent, de változatos táplálékforrást is biztosít. A madárközösségek kifejezetten érzékenyek élőhelyük minőségére, a finom léptékű szerkezeti eltérésekre, és képesek azonnal reagálni az élőhely változására vagy degradálódására, a holt faanyag mennyiségére (Walankiewicz et al. 2011, Ghadiri Khanaposhtani et al. 2013, Czeszczewik et al. 2013, Czeszczewik et al. 2014). A szerkezeten túl a mikroélőhelyek

változatossága, eloszlása szintén meghatározza a madárközösségek összetételét (Paillet et al. 2018, Regnery et al. 2013). A jól fejlett, esetlegesen többszintű, mozaikos cserjeszint ugyancsak fontos eleme erdeinknek (Fuller 1995). Itt költ a barátposzáta (*Sylvia atricapilla*), a fülemüle (*Luscinia megarhynchos*), de ugyancsak fontos az ökörszemnek vagy a rigóknak (*Turdus* sp.). Kevésbé egyértelmű, de a változatos, fajgazdag gyepszinthez szintén kötődhetnek madárfajok, mint a füzikék (*Phylloscopus* sp.), vagy a vörösbegy (Haraszty 2019). Ugyancsak fontos bizonyos fajoknak a nagy, esetleg böhöncös fák, úgynevezett habitatfák (2. kép) megléte (Lindenmayer 2017, Piechnik et al. 2022). A madarak környezeti indikátorként való használatának mára nagy múltja és irodalma van, köszönhetően könnyű megfigyelhetőségüknek, valamint nagyfokú mozgékonyáguknak (Balestrieri et al. 2015, Bibby 1999, Canterbury et al. 2000, Drever et al. 2008, Gregory és van Strien 2010). A környezeti változásokra adott válaszaik mind a teljes madárközösség, mind egyes csoportjaik szintjén bekövetkező változásokban fejeződnek ki (Root 1967). Ennek eredményeképpen a madárközösségekre vonatkozó tanulmányokat széles körben használják számos élőhelytípus minőségének vizsgálatára és az azokban bekövetkező változások nyomon követésére (Hingston et al. 2014, Reif et al. 2022). Az erdők állományszintű jellemzőire adott reakciókra koncentrált tanulmányok többsége azonban a hemiboreális zónában készült, vagy Európa atlanti vagy skandináv régiójára összpontosít (Bocca et al. 2007, Bouvet et al. 2016, Canterbury et al. 2000, Hinsley et al. 1996, Poulsen 2002, Proença et al. 2010). A tölgyes erdőkre vonatkozó tanulmányok néhány kivételtől eltekintve (Székely & Moskát 1991, Leso & Kropil 2015, Mag & Ódor 2015, Ónodi et al. 2022, Reif et al. 2022) még mindig ritkák a közép-európai régióban, vagy őserdőkre koncentrálnak (Walankiewicz et al. 2011, Czeszczewik et al. 2013). Különösen hiányoznak a vegetációs háttérváltozók széles skáláját felderítő tanulmányok, amelyek a komplex kölcsönhatások vizsgálatára koncentrálnak. Mag és Ódor (2015) megállapítása szerint főként a vastag fák denzitása, valamint a sűrű gyepszint megléte volt elengedhetetlen a gazdag madárközösségek fenntartásához. Ónodi et al. (2022) kimutatta, hogy idős tölgyes maradványfoltok elengedhetetlenek a diverz alföldi madárközösségek megőrzéséhez, és hogy mind egyes guildek, mind az egész közösség kifejezetten érzékeny ezen foltok eltűnésére.

Az erdőszerkezettel kapcsolatos madártani vizsgálatokban bevett gyakorlat, hogy a vizsgált fajokat különböző fajcsoportokba sorolják tulajdonságaik vagy viselkedésük alapján az eredmények könnyebb interpretálhatósága miatt. Root (1967) meghatározása alapján a funkcionális guildek olyan fajok csoportjai, melyek a környezeti erőforrások ugyanazon

típusát hasonló módon aknázzák ki. Ezen guildék kialakítása történhet különböző módokon a vizsgálat céljának megfelelően, akár egyes morfológiai jegyek alapján (pl. csórtípus, vagy genetikai tulajdonságok mentén), de a legtöbbet alkalmazott beosztások a táplálkozás, a költés vagy a vonulás köré csoportosulnak (Czeszczewik et al. 2014, Komlós et al. 2024, Ónodi et al. 2022).

2.7. A harkályfélék, mint elsődleges odúkészítők bemutatása, természetvédelmi jelentősége

Erdeinkben élő fajok közül is speciális csoportot alkotnak az ún. odúköltő fajok, melyek fák vagy magasabb cserjék üreges, kiöblösödött részeiben fészkelnek. A különböző repedéseken, fahibákon keresztül bejutó korhasztó gombák a faanyag fokozatos lebontásával alakítanak ki kisebb-nagyobb üregeket. Idővel és a korhadás terjedésével az üregek vagy odúk egyre nagyobbak lesznek, térfogatuk és elhelyezkedésük meghatározza az azt használó állatfajok körét (Ónodi & Winkler 2014, Remm 2008)

Elsődleges odúköltőknek nevezzük azon madárfajokat, melyek maguk vájják a fába odúikat, ezek elsősorban harkályfajok, de egyes énekesmadár fajok is képesek nagyon korhadt fába odút vésni. Ilyen például hazánkban a kormosfejű cinege (*Poecile montanus*), a fenyvescinege (*Periparus ater*) vagy a búbos cinege (*Lophophanes cristatus*). Itt kell megemlíteni a csuszkát (*Sitta europaea*) is, ami ugyan önállóan nem képes odút létrehozni, de a számára túl nagy odú bejáratát sár segítségével szűkíteni tudja, védekezve ezzel a predáció ellen is (Ónodi & Winkler 2014). Másodlagos odúköltők azon fajok, melyek az elsődleges odúköltők által kialakított és elhagyott, vagy egyéb módon létrejött odúkat használják költésre (Barry et al. 2018, Ónodi 2017, Ónodi és Winkler 2014, Robles & Martin 2014).

Az odúkészítő, az odúlakó fajok, illetve a költésükhöz szükséges fafajok ún. költési hálózatokat alkotnak, a táplálékhálózatokhoz hasonló kapcsolatrendszerrel. A hálózat alapjai az odúkat tartalmazó fafajok, amelyekhez hierarchikusan kapcsolódnak az elsődleges, illetve a másodlagos odúlakók. A résztvevők között komplex és szerteágazó kapcsolatok léteznek, melyek lehetnek támogatóak és kompetitívek, direktek vagy indirektek (Martin & Eadie 1999). Amennyiben így tekintjük őket, új törvényszerűségeket és kapcsolatokat fedezhetünk fel, tudományra új eredményeket kaphatunk, és ezáltal jobban megérthetjük az erdei

madárközösségek működését (Cockle et al. 2019, Martin & Eadie 1999, Robles & Martin 2014, Ruggera et al. 2016).

Az egyes odúkészítő fajok, termetük, csőrük kialakítása és erőssége okán különböző keménységű fákba képesek odút vájni, így eltérő összetételű, szerkezeti jellemzőkkel bíró erdőtípusokra lehetnek jellemzőek, valamint ezzel is magyarázható adott holtfaigényük egy területen. Mindezek miatt a különböző odúkészítő harkályfajok élőhelyük egészségi állapotának, diverzitásának, indikátorai (Roberge & Angelstam 2006, Drever et al. 2008). Minden harkályfaj csak a neki megfelelő élőhelyen tud megtelepedni, valamint, fordított irányban, ha ismerjük az élőhely jellemzőit, akkor meg lehet becsülni, milyen harkályfajok élnek ott, és ezeknek mely másodlagos odúköltőire lehet számítani (Shackelford & Conner 1997, Gentry & Vierling 2007, Cooke & Hannon 2012), mivel az egyes fajok a rájuk jellemző paraméterekkel rendelkező odúkat fogják kialakítani, amikbe aztán az annak megfelelő másodlagos odúlakók fognak beköltözni. Például a fekete harkály hazai viszonylatban a legnagyobb odúkat alakítja ki, nagy, ovális bejárattal (Gorman 2011). Egy-egy költőfába akár több odút is készít, vagy egy odúnak több kijárata is lehet. Előszeretettel használja korábbi odúit is. Odúit szívesen elfoglalja a kék galamb (*Columba oenas*), a macskabagoly (*Strix aluco*), vagy akár a vadmacska (*Felis sylvestris*) és a nyuszt (*Martes martes*) is (Ónodi & Winkler 2014). A küllőfajok (*Picus* sp.), amennyiben készítenek odút, akkor azt erősen korhadt fába vésik, melyeket aztán jellegzetesen a törpekuvík (*Glaucidium passerinum*), búbosbanka (*Upupa epops*), szalakóta (*Coracias garrulus*) foglalhatja el (Ónodi & Winkler 2014). Másik végletként legkisebb fajunk, a kis fakopáncs odúinak röpnnyílása mindösszesen 3 cm, így csupán kisméretű énekesmadarak tudnak költeni benne, mint a légykapók (*Ficedula* sp.), vagy a kisebb cinegefajok (*Parus* sp.) (Ónodi & Winkler 2014). Ez azt is jelenti, hogy ha egy ritka másodlagos odúlakó fajt szeretnénk egy élőhelyen megvédeni, akkor olyan feltételeket kell teremtenünk, amelyek megfelelnek az odúkészítő faj számára is (del Hoyo 2002, Ónodi & Winkler 2014).

A harkályokat természetvédelmi szempontból esernyő fajoknak is tekintik, mivel védelmük által számos egyéb faj védelme is biztosítható (Roberge et al. 2008, Gorman 2011). Emellett pedig fontos kiemelni ökoszisztéma-mérnök szerepüket is, mivel odúkészítésükkel élőhelyet teremtenek számos egyéb faj számára (Alaniz et al. 2024, Catalina-Allueva & Martin 2021, Hardin et al. 2021). Az odúkészítésen felül a táplálkozási vésésükkel hozzáférhetővé tehetnek más fajok számára is különböző táplálékállatokat, ebből adódik úgynevezett “pathfinder”

vagy útmutató szerepük (Ónodi 2017, Ónodi & Winkler 2014). Számos vizsgálatban kimutatták, hogy a harkályok nem csupán követik a korhasztó gombák jelenlétét, hanem vésésükkel, a csőrükön szállított gombafonalak segítségével vektorként is hozzájárulnak azok terjesztéséhez és kolonizációjához (Farris et al. 2004, Jackson & Jackson 2004).

Az odúkészítő harkályok jelentősége Észak-Amerika egyes részein különösen kifejezett, mert ott a dominánsan erdőalkotó fenyőfajok fokozott gyantatermelése miatt a fák nehezen odvasodnak, így az ott honos másodlagos odúlakó fajoknak nélkülözhetetlenek az előforduló harkályfajok az élőhelyek biztosításához (Cockle et al. 2011). Európában ezzel ellentétben természetes erdőkben, főként a dominánsan lombos fafajok által alkotott mérsékelt övi erdőkben a természetes odvasodási folyamatok sokkal könnyebben végbemennek, így a harkályok szerepe kisebb lehetne a másodlagos odúlakó fajok számára szükséges odvak biztosításában, ha a természetes folyamatok érvényesülnének, és az erdőkben bent maradnának az idős, odvas, böhöncös fák, valamint lenne ideje a természetes odvasodási folyamatoknak érvényesülni (Cockle et al. 2011).

2.8. A harkályfélék táplálkozása, mikrohabitat-használata

Az Európában honos harkályfajok három csoportba sorolhatók táplálkozás szempontjából: az omnivór fajok, a rovarévők, és ezen belül a speciálisabb hangyafogyasztók (Mikusinski & Angelstam 1997). Az omnivór fajok a generalisták, amelyek a legplasztikusabban képesek felhasználni a környezetük nyújtotta lehetőségeket, és a legszélesebb körben alkalmazkodnak, ezek a nagy és a balkáni fakopáncs (*Dendrocopos major* és *D. syriacus*). A másik két csoportba tartozó fajok a specialisták. Mindegyik európai faj fogyaszt növényi táplálékot is, főleg szezonális jelleggel, de ennek mértéke az egyes fajok között jócskán eltér. Például a nyaktekercs vagy a fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*) szinte kizárólagosan rovarévő, ellenben a balkáni fakopáncs viszonylag gyakran eszik gyümölcsöket vagy magokat, némely vidékeken a nagy fakopáncs diétájának nagy részét kitehetik nyitvatermő fajok magvai.

A táplálékkeresés módja is számos esetben eltér, az adott fajra jellemző. A küllőfajok sokszor a talajon keresgélnek inkább, a fehérhátú fakopáncs előszeretettel száll a fekvő holtfákra, a közép fakopáncsnak nélkülözhetetlen a megfelelő mennyiségű álló holtfa jelenléte, a kis fakopáncs sokszor a lombkoronában, elhalt ágakon keresgél, a nagy fakopáncs pedig sokszor

előnyben részesíti az élő fákat. Minél diverzebb és változatosabb egy élőhely annál több harkályfajt képes eltartani (Gorman 2004, Ónodi & Winkler 2014).

A küllő fajok főként hangyákkal táplálkoznak. A zöld küllő (*Picus viridis*) előnyben részesíti a nyíltabb, ligetesebb élőhelyeket, tisztásokat, erdőszéleket, sokszor inkább síkvidékeken fordul elő, a hamvas küllő (*P. canus*) viszont domb- és hegyvidéki tölgyesek, bükkösök zártabb részein, valamint ártéri erdőkben fordul elő. Mindkét faj sok időt tölt a talajon, főként hangyabolyokból szerzi táplálékát. A zöld küllő szinte kizárólag a földön táplálkozik. Ezzel szemben a hamvas küllő táplálékspektruma szélesebb, kisebb mértékben van a hangyatáplálékra utalva. Kisebb és kevésbé robusztus testmérete miatt nagy hóban kevésbé tudja a hó alól kiásni a hangyabolyokat, így ilyenkor más forrást keres (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A fekete harkály (*Dryocopus martius*) egyre szélesebb körben elterjedt, és ezzel párhuzamosan élőhelyi igényei is szélesednek. Tápláléka szintén főként hangyákból áll, kifejezetten lóhangya fajokból (*Camponotus* spp.), de a küllőkkel ellentétben zsákmányát leginkább fatörzsekből szerzi. Táplálkozásának nyomai jellegzetesek, sokszor diagnosztikusak is. Előszeretettel bontja szét a lábon álló holtfákat és korhadó fákat, hangyákat keresve. Az olyan helyeken, ahol nagy denzitásban találhatóak lóhangya fajok, ott táplálékának 100%-át is kitehetik (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A nagy fakopáncs, mint már említettem generalista, omnivor faj, a legszélesebb körben elterjedt harkályfajunk. A nagy kiterjedésű, zárt és jó állapotú erdőktől a telepített fenyveseken át a városi parkokig, vagy kertekig mindenhol előfordul. Nagyban kötődik az élőfákhoz, táplálékspektruma széles, egy bizonyos helyen prioritizált táplálékát sokszor a helyi kínálat, vagy a kompetíció határozza meg. Nincs kifejezett preferenciája a holtfára vonatkozóan. Rövidebb, robusztusabb csőre egyes vizsgálatok szerint alkalmasabb a keményebb élő fák vésésére (Aulén & Lundberg 1991) Táplálékát főként a törzsből vagy vastagabb ágakból szerzi. Előszeretettel fogyaszt gyümölcsöket, magokat, vagy akár kisebb emlősöket, madárfiókákat is. A nagy fakopáncs a másodlagos odúlakó fajok egyik komoly predátora. Előfordulására utalhat a csonhéjasok, magok felnyitására használt “üllők” megléte, melyek rések, ágvillák használatát jelenti a magok feltöréséhez, tehát egyfajta eszközhasználat (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A balkáni fakopáncs kötődik a legkevésbé az erdei élőhelyekhez. A leginkább kultúrakövető fajunk, főként antropogén élőhelyeken találkozhatunk vele, parkokban, kertekben.

Megtalálható szinte fáktól mentes környezetben is. Szintén generalista faj, táplálékspektruma viszonylag széles, előszeretettel fogyaszt gyümölcsöket, magokat. A nagy fakopáncshoz hasonlóan nem kötődik szorosan a holtfához (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A közép fakopáncs (*Leiopicus medius*) élőhely specialista, erősen kötődik mind a nagyobb, zárt, idősebb, folyamatos borítású tölgyes erdőállományokhoz, mind az ott található holt faanyaghoz, amire leginkább odújának a kialakításához van szüksége, a táplálékszerzéshez kevésbé. Főként a törzs felsőbb részein és az alacsonyabb, vastagabb ágakon keresi, fiókanevelési időszakban leginkább herbivor rovarokból, rovarok lárváiból és más kifejlett rovarokból álló táplálékát (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A kis fakopáncs a legkisebb harkályfajunk, énekesmadár méretű, csőre kicsi és hegyes. Főként az élő vagy holt fák elhalt ágain mozog, emellett kötődik a zártabb, természetesebb erdőkhöz, sok álló holt faanyaggal. Leginkább a lombkoronában találjuk (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A fehérhátú fakopáncs a hegyvidéki gyertyános-tölgyesek, bükkösök specialistája. Főként nagytermetű cincérlárvákkal táplálkozik, amiket holtfákból szerez, ezért ez a faj kötődik a legerősebben a holt faanyaghoz, és abból nagy mennyiséget igényel (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

A nyaktekercs hangyaevő specialista, az egyetlen vonuló harkályfajunk, sok tekintetben nem tekinthető tipikus harkálynak. Odút nem, vagy csak nagyon ritkán készít erősen korhadt fába, a fákat nem igazán vési, így másodlagos odulakónak tekinthető. Főként a talajon táplálkozik különböző hangyafajokat (*Formica*, *Myrmica*), emellett elhaló, vagy elhalt törzsrészeken, ágakon a leváló kéreg alól szerzi táplálékát. Sokkal kevésbé kötődik zárt erdőkhöz, inkább a nyíltabb, ligetesebb élőhelyeket, erdőszegélyeket szereti (Gorman 2004, Gorman et al. 2021).

Amennyiben a harkályfajok táplálkozását a potenciális ízeltlábú zsákmányfajok szempontjából vizsgáljuk érdemes azok előfordulásának helye alapján végigvennünk. A fák kérgén, valamint a talajon találhatóak különböző hangyafajok, mint amilyenek a *Myrmica*, *Lasius* vagy *Formica*-fajok, ezek fontos táplálékforrást jelentenek mind a küllő fajoknak, mind a közép fakopáncsoknak. A frissen elhalt tölgyek kérge alatt fejlődnek különböző cincérfajok, mint például a tölgydarázscincér (*Clytus tropicus*), vagy a sápadt éjcincér (*Trichoferus pallidus*). A korábban elhalt fák kérge alatt fejlődik a skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*), valamint különböző bíborbogárfajok, mint például a kis- (*Schizotus pectinicornis*) vagy a közép- (*Pyrochroa serraticornis*) és nagy bíborbogár (*Pyrochroa*

coccinea). Itt fejlődnek még kéreg alatt különböző gyászbogarak, mint a szarvas gyászbogár (*Cryphaeus cornutus*). Bizonyos fajok a már kérgüket veszített, de még nem korhadó törzscsonkokon fejlődnek, ilyen tölgyeken az Arias-díszbogár (*Kisanthobia ariasi*), vagy a nyírfa darázscincér (*Isotomus speciosus*). A már elhalt fák kérgét veszített törzsén, törzscsonkjain élnek különböző pattanó-fajok, mint amilyen a rőtörös pattanó (*Ampedus praeustus*), vagy a Hjort-pattanó (*Ampedus hjorti*). Kocsánytalan tölgyek kérgét veszített belsejében fejlődik a nyolcpettyes virágbogár (*Gnorimus variabilis*) (Kovács 2014). Fák, facsonkok kérgé alatt fejlődik a darázsszitkár (*Synanthedon vespiformis*) (Andrési et al. 2014). Kifejezetten a fehérhátú fakopáncs az a fajunk, amely nagyméretű cincérfajok lárváira specializálódott. Az elhalt tuskók szintén fontos táplálékforrást jelentenek a harkályok számára, ezeket sokszor bontja szét teljes mértékben a fekete harkály hangyákat, főként nagytermetű *Formica* fajokat keresve. A faodvasító hangyák (*Camponotus* fajok) a fák gesztjében alakítanak ki járatokat, alagutakat, ezek fontos táplálékát jelentik a fekete harkálynak, de a hamvas küllőnek is (Gorman 2004).

3. Anyag és módszer

3.1 I. vizsgálat: Az erdőszerkezet változatosságának hatása a fészkelő madárközösségek összetételére

3.1.1. Vizsgálatom háttere

Jelen dolgozatom vizsgálatai egy nagyobb kutatás részét képezik. Egy európai uniós társfinanszírozású projekt, a LIFE 4 Oak Forests (LIFE16 NAT/IT/000245, Conservation management tools for increasing structural and compositional biodiversity in Natura2000 oak forests) keretében, 7 konzorciumi partner együttműködése eredményeképpen végeztük vizsgálatainkat elegyes tölgyes erdőkben Olaszország és Magyarország területén. A projekt partnerei a következők: az Ente di gestione per i Parchi e la Biodiversità-Romagna (EPB-R) védett területe Olaszországban, 3 nemzeti park igazgatóság Magyarországon: a Duna-Ipoly, a Balaton-felvidéki, és a Bükk Nemzeti Park Igazgatóságok, a HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézete, a WWF Magyarország, valamint az Érmelléki Természetvédelmi és Turisztikai Közhasznú Egyesület. A projekt célja az erdő regenerációjának elősegítése, valamint a változatos erdőszerkezet, az őshonos fafajösszetétel, és a mikroélőhelyek helyreállítása. A célkitűzései között szerepelt egyrészt a természetes tölgyes erdőkép meghatározása, ami egyben referenciaként szolgál a projekt fő célkitűzésének megvalósítása során, mely a természetvédelmi erdőkezelési módszerek kidolgozása és tesztelése. Emellett cél még a biodiverzitás növelése Natura 2000 tölgyes élőhelyeken, valamint inváziós fajok visszaszorítása. A fenti témakörökkel kapcsolatosan nagy hangsúlyt fektet a kommunikációra különböző érintett társadalmi csoportokkal, emellett pedig a projekt tapasztalatai alapján sor kerül egy természetvédelmi erdőkezelési útmutató kidolgozására az adott élőhelyek kezelésében érdekelt felek számára.

A kísérleti természetvédelmi erdőkezelési beavatkozásoknak helyet adó védett erdőterületek a fent felsorolt három érintett nemzeti park kezelésében állnak, valamint magukat a beavatkozásokat is a nemzeti park igazgatóságok végezték. Az Ökológiai Kutatóközpont feladata egyrészt az elméleti háttér és a módszertan kifejlesztése, valamint a kezelések hatásainak monitorozása, ezen belül a faállomány, az aljnövényzet, és több állatcsoport, mint a szaproxilofág bogarak, talajfelszíni ízeltlábúak, lepkék, denevérek, valamint madarak a beavatkozásokra adott válaszainak vizsgálata. A monitorozás több modulban valósult meg, melyben az Ökológiai és Botanikai Intézet Erdőökológiai Kutatócsoportjának több tagja is részt vett. 2018 óta eleinte csak részt vettem a csoport munkájában, mostanra pedig a felelőse lettem.

A kutatás változóinak rögzítéséhez egy 40 méter oldalhosszúságú szabályos háromszög alkotta rácshálós felmérést alkalmaztunk. Az egyes mintavételi pontok a háló rácspontjaiban találhatóak, ahol a mintakörök középpontját a hálópontok alkották. A faállományadatok felméréséhez mintegy 2000 ilyen vizsgálati pont került kijelölésre a teljes hazai projekt területen, e vizsgálati pontok jelentik a kutatás alapját.

Emellett kijelölésre kerültek 80 x 80 méteres kísérleti négyzetek, melyek a természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások hatásainak még alaposabb vizsgálatát tették lehetővé. E négyzetekben minden egyes faegyedek egyedi azonosítót és pontos gps koordinátát kaptak, és fatérképen ábrázolva lett, ezzel az egyes faegyedeket pontosan térben el tudtuk helyezni, így nyomon tudtuk követni a változásokat.

Jelen dolgozat e komplex kutatás résztémájaként vizsgálja az erdei madárközösségek kapcsolatát a faállomány szerkezetével és összetételével, valamint a természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások hatását egy speciális fajcsoport, a kéreg alól táplálkozó madárfajok – vagyis a harkályfajok és a csuszka – táplálkozási nyomaira.



6. kép: Természetvédelmi erdőkezelés kivielezése Garáb mintaterületen – kéreg felhasítása (fotó: Aszalós Réka)



7. kép: Természetvédelmi erdőkezelés kivielezése Garáb mintaterületen – fa körbgyűrűzése (fotó: Aszalós Réka)



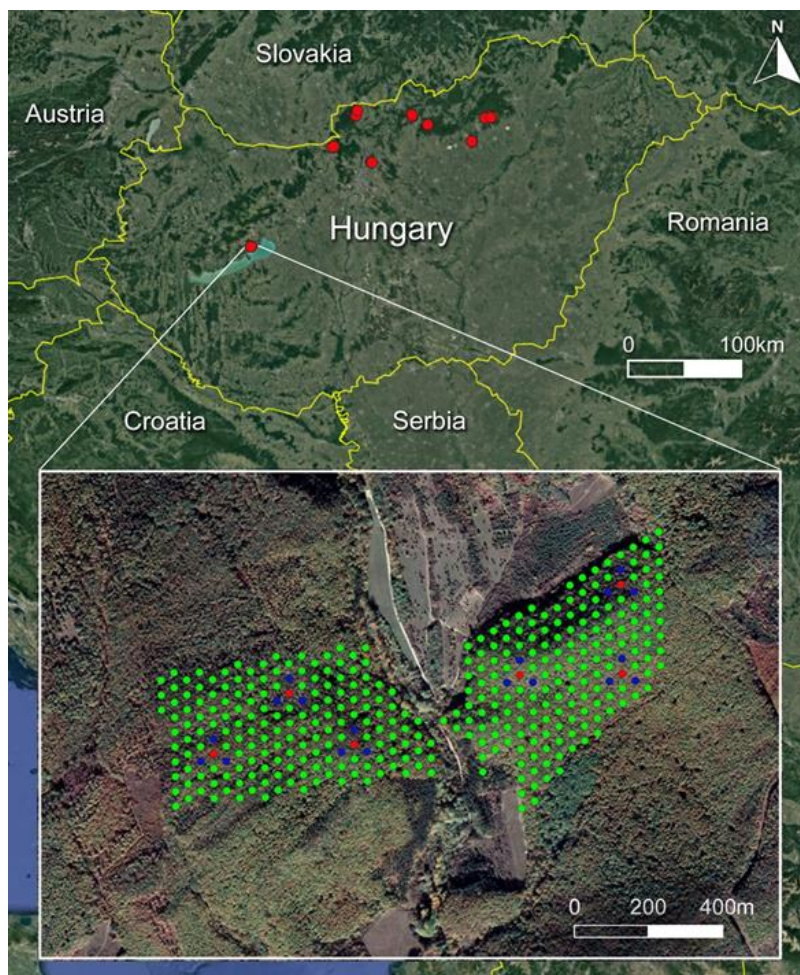
8. kép: Természetvédelmi erdőkezelés kivielezése Garáb mintaterületen – léknyitás (fotó: Aszalós Réka)

3.1.2. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés

1. táblázat: *A mintaterületek adatai*

Területek	Hegység	Area (ha)	Magasság (m)	Felmérési pontok száma	Madár pontok száma	Domináns erdőtípus
Bükkzsérc	Bükk	60,6	250-450	80	4	Pannon cseres-tölgyesek (56%)
Cserépfalu	Bükk	89,9	150-350	130	6	Pannon cseres-tölgyesek (56%)
Kerecsend	Bükk	118	<150-250	140	10	Euro-szibériai erdőssztyepp-tölgyesek (58%)
Garáb	Kelet-Cserhát	42,4	350-550	60	7	Pannon gyertyános-tölgyesek (42%)
Mátraszőlős	Kelet-Cserhát	72,9	300-400	100	8	Pannon cseres-tölgyesek (49%), Pannon gyertyános-tölgyesek (46%)
Mátraszentimre-Fallóskút	Mátra	48,2	600-700	66	7	Pannon gyertyános-tölgyesek (59%)
Diósjenő	Börzsöny	55,1	250-350	70	6	Pannon gyertyános-tölgyesek (51,75%)
Nagyoroszi	Börzsöny	77,8	150-350	116	10	Pannon gyertyános-tölgyesek (48%) és Pannon cseres-tölgyesek (41%)
Esztergom	Pilis	375,8	0-450	447	12	Pannon gyertyános-tölgyesek (36%), Pannon molyhos-tölgyesek (33%)
Fót	Gödöllői-dombvidék	93,4	150-250	125	10	Pannon molyhos-tölgyesek (60%) and Szubpannon sztepprétek (10%)
Balatonfüred - Koloska	Balaton-felvidék	51,1	150-350	100	6	Pannon gyertyános-tölgyesek (35%) és Pannon molyhos-tölgyesek (35%)

Mintavételi területeink az országban elszórtan, kezelt és felhagyott elegyes tölgyes erdőfoltokban helyezkedtek el, három nemzeti park - a Bükki, a Duna-Ipoly és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóságok területén. Öt hazai Natura 2000 tölgyes élőhely madárközösségét vizsgálatuk, ezen élőhelyek a következők: pannon cseres-tölgyesek (91M0), pannon gyertyános-tölgyesek (91G0), pannon molyhos-tölgyesek (91H0), euro-szibériai erdőssztyepp-tölgyesek (91I0). Összesen 11 mintavételi területen végeztük felméréseinket: Bükkzsércen, Cserépfalun és Kerecsenden a Bükk-hegységben, Garábon és Mátraszőlősön a Kelet-Cserhátban, Mátraszentimre-Fallóskúton a Mátrában, Diósjenőn és Nagyoroszin a Börzsönyben, Esztergomban a Pilisben, Fóton a Gödöllői-hegység területén és Balatonfüred-Koloskán a Balaton-felvidéken (1. ábra). Az egyes területek bemutatása és jellemzőik a mellékelt táblázatban megtalálhatók (1. táblázat).

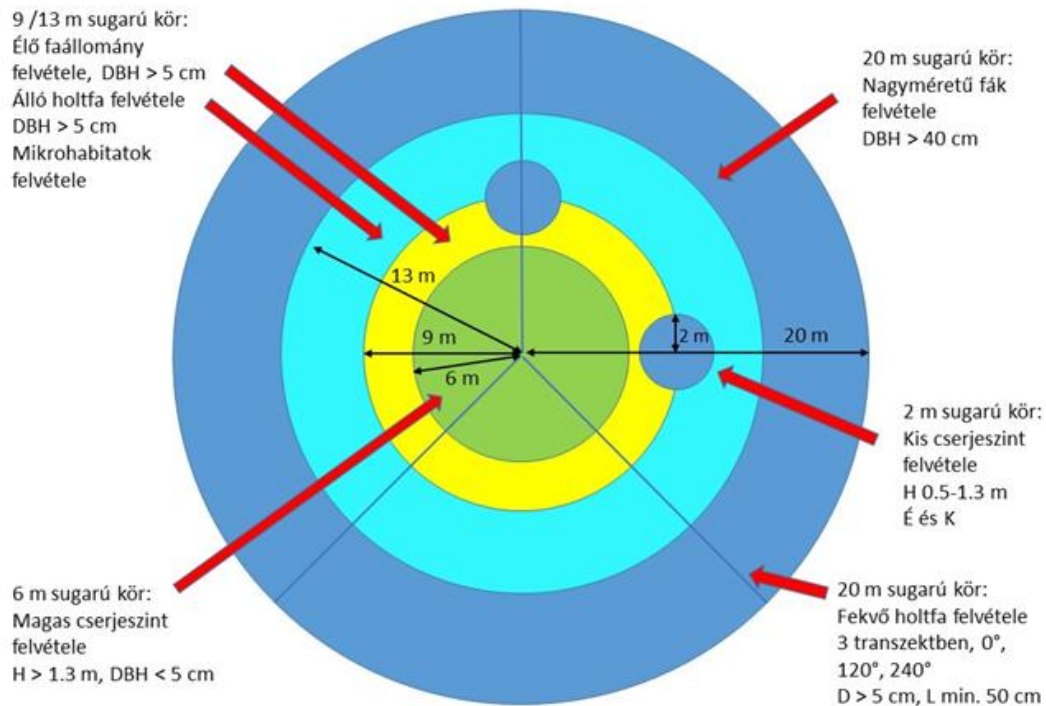


1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése a 40 méteres háromszögháló bemutatásával a balatonfűredi területen. A piros pontok a középben elhelyezkedő madár pontszámoló-pontokat, míg a kék pontok az akörül elhelyezkedő faállomány pontokat reprezentálják. A zöld pontok a LIFE pályázat hálós faállományfelvételi pontjait jelzik.

3.1.3. Adatgyűjtés

3.1.2.1. Faállomány-adatok felvételezése

A faállományszerkezeti háttérváltozók felméréséhez 40x40 méteres egyenlő oldalú háromszögek alkotta rácshálós felmérést alkalmaztunk. Az egyes mintavételi pontok a háló rácspontjaiban találhatóak, ahol a mintavételek középpontját a hálópontok alkották. A mintavételi pontokat a terepen állandósítottuk, általában egy élő, lehetőleg egészséges, felső szintű fa lett, melyet festéssel jelöltünk meg. A mintavételi pontok kijelölésénél utaktól, állományszegélyektől legalább 40 m távolságot tartottunk, ezzel kiküszöbölve a szegélyhatást.



2. ábra: Az összetett faállomány felvétel sematikus ábrája

Minden egyes rácspontban rétegzett körös mintavétellel felvételezték a faállomány jellemzőit az Ókológiai Kutatóközpont munkatársai a beavatkozások előtti alapállapot felmérés részeként 2019-ben. Egy 20 m sugarú (1 256,6 m²) körben végeztük a felméréseket (2. ábra). Egy 9 méteres körön belül rögzítettük az összes fa (DBH > 5 cm) mellmagassági átmérőjét (DBH, (diameter at breast height) és fafaját, ha az állomány 60 évnél fiatalabb volt, vagy az átlagos DBH kisebb volt 20 cm-nél. Minden 40 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb fát rögzítettünk a 20 méteres körön belül. Minden faegyednél rögzítettük a következő információkat: fafaj, egészségi állapot (egészséges, beteg, félholt, holtfa), szociális helyzet, kerület és DBH. Minden egyes faállomány ponton 2-3 élő, domináns fa magasságát, valamint az összes álló holtfa magasságát Haglöf (Svédország) Vertex IV GS ultrahangos műszerrel és T3 transzponderrel mértük vagy becsültük. A cserjeszint becslésére a magas cserjéket és csemetéket (minden fásszárú faj, amely magasabb 1,3 m-nél és DBH kisebb, mint 5 cm) egy 6 méteres, az alacsony cserjéket és csemetéket (minden fásszárú faj, ahol 0,5 m < magasság < 1,3 m, DBH ≤ 5 cm) pedig egy 2 m sugarú körben vettük fel. A továbbiakban a magoncokat és a csemetéket cserjeszintként említem.

A fekvő holtfa mennyiségét a Ståhl et al. (2001) szerinti vonal menti mintavételi módszerrel (line transect method) becsültük meg. A módszer lényege, hogy egy kiválasztott pontból adott irányba kihúzott vonal mentén kell rögzíteni azon fák átmérőjét, amiket a vonal metsz egy meghatározott átmérőn felül (általában 5 cm, mi esetünkben is minimum 5 cm-es átmérő). Mind a minimum átmérő, mind a rögzítendő átmérő arra a pontra vonatkozik, ahol az egyenes metszi a fát. A fák nem véletlen dőlésirányából származó hiba csökkentésére a középső pontból nem egy, hanem 3 db, egymástól 60°-ra kihúzott vonalat használtunk. Ha görbeségből adódóan egy fát egy vonal többször metsz, vagy egy fát több vonal is metsz a háromból, azt mind külön felvételként kell rögzíteni. A rögzített átmérő adatok alapján a területre vonatkoztatott térfogatot az alábbi képlettel számoltuk ki:

$$V = \frac{\pi^2 \sum d^2}{8L}$$

ahol V az egységnyi területre vonatkoztatott térfogat, d a fák átmérője, L a vonal hossza (Kirby et al. 1998; Ódor 2005). A kiértékelés során a 3 vonalat egy vonalként kell kezeltük, ahogy ez a módszertani leírásban is található. A holtfa korhadtságát egy 6-fokozatú skálán határoztuk meg, ahol az 1-es a frissen elpusztult, vagy leesett fa vagy ág, intakt kéreggel és kemény fanyaggal, az 5-ös pedig a teljesen korhadt, puha faanyaggal rendelkező fa, aminek kérge hiányzik, a talajtól már nem határolódik el élesen (Kirby et al. 1998; Ódor 2005).

Minden egyes mért fán Kraus et al. (2016) alapján rögzítettük az előforduló mikroélőhelyeket. az egyszerűsített kategóriák a következők voltak: fedetlen geszt, tőodúk és törzsodúk (nedves és száraz), kéregzseb, tükörfolt, tuskó. A mintavétel részletei a Life4OakForests projekt mintavételi protokolljában lett rögzítve (Aszalós et al. 2017), a felvételezett háttér adatok részletei a 2. táblázatban láthatók.

2. táblázat: A vizsgált erdőszerkezeti háttérváltozók, legalacsonyabb és legmagasabb adatértékeikkel

Faktor	Min	Max
Terület		
Erdőállomány kora	30,00	169,00
Maximum magasság (m)	12,00	39,40
Denzitás, DBH >0 cm (tő/ha)	535,71	8821,27
Denzitás, DBH >10 cm (tő/ha)	147,33	1778,21
Denzitás, DBH >20 cm (tő/ha)	0,00	559,99
Denzitás, DBH >30 cm (tő/ha)	0,00	296,58
Denzitás, DBH >40 cm (tő/ha)	0,00	141,25
Denzitás, DBH >50 cm (tő/ha)	0,00	63,66
Átlag DBH (cm)	13,21	42,18
Maximum DBH (cm)	19,00	105,00
DBH osztályok száma	4,00	16,00
DBH<5 cm (cserjeszint)(tő/ha)	9,82	6145,15
Szórás DBH 0-10 cm	50,08	3764,15
Szórás DBH>10 cm	9,81	993,84
Az álló holtfa körlapja - álló holtfa (m2/ha)	0,00	3,48
Az álló holtfa körlapja - csonk (m2/ha)	0,00	4,34
Nagy álló holtfák száma DBH>30 cm (tő/ha)	0,00	23,54
Fekvő holtfák térfogata (m3/ha)	1,81	66,45
SHI index	0,14	0,58
Fafajok száma DBH>10 cm (tő/ha)	1,00	10,00
Fafajok	Min	Max
Tölgy fajok (m2/ha)	0,00	37,61
Nem tölgy fajok (m2/ha)	0,00	100,00
Fenyők (m2/ha)	0,00	26,52
Hárs fajok (m2/ha)	0,00	25,42
Kóris fajok (m2/ha)	0,00	22,01
Juhar fajok (m2/ha)	0,00	9,63
Bükk+gyertyán (m2/ha)	0,00	19,75
Bükk (m2/ha)	0,00	13,67
Gyertyán (m2/ha)	0,00	16,11
Fűz és nyár fajok (m2/ha)	0,00	11,43
Gyümölcsök (m2/ha)	0,00	8,16
Cserje fajok (m2/ha)	0,00	10,18
Mikrohabitatok	Min	Max
Nedves tőodúk (darab/ha)	0,00	53,02
Száraz tőodúk (darab/ha)	0,00	157,19
Törzsodúk (darab/ha)	0,00	84,87
Kéregzsebek (darab/ha)	0,00	88,42
Fedetlen geszt és tükörfolt (darab/ha)	0,00	255,43
Régi tuskók (darab/ha)	0,00	195,40
Új tuskók (darab/ha)	0,00	18,83

3.1.2.2. Madártani adatok felvételezése

A vizsgálatot az említett háromszögrácson végeztük, a pontokat minimum 240 m-enként, azaz minden hatodik rácspontban jelöltük ki (1. ábra). A kijelölt pontszámlálási pontok az adott vizsgált terület szélétől minimum 80 m-re vannak, így kiküszölvélve a szegélyhatást, mely ezen vizsgálatnak nem képezi részét. A kijelölésnél fontos volt, hogy a pontokat lineárisan, egy vonal mentén be lehessen járni, minél kevesebb elágazással.

Egy adott ponton 3 perc nyugalom után (ami a felmérő okozta minimális zavarás lecsengése miatt volt szükséges) tíz percig rögzítettük a látott, illetve hallott éneklő, illetve leszállt madárfajokat és azok egyedszámát. A csak átrepülő egyedeknél külön rögzítettük, hogy azok átrepültek a területen. Regisztráltuk, hogy mely madarakat figyeltük meg a belső 50 m-es sugarú körből illetve melyeket az azt körülvevő, 50-100 m-es körgyűrűről. Időben három bejárást hajtottunk végre, március második felétől június végéig. Az adatfelvételek bejárásonként lehetőség szerint ellenkező haladási iránnyal történtek, mert a madarak aktivitása a nap folyamán eltérhet a délelőtti felmelegedés során. A bejárások kb. egy hónap eltéréssel követték egymást. Az adatgyűjtést napkelte után késő délelőttig végeztük (a maximum 25 Celsius fokos meleg beálltaig). A vizsgálatot maximum szemerkélő esőben, maximum a Beaufort-skála szerinti 3-as erősségű szélben lehetett elvégezni.

Az adatok feldolgozása során az adott terület ismétlései közül pontonként az adott faj maximális egyedszám értékével számoltunk. Az átrepülő madarakat nem vettük bele a vizsgálatokba. Függő változó az összeabundancia és az egyes fajok abundanciája.

3.1.2.3. Madár funkcionális guildék kialakítása

A vizsgálat során rögzített 45 madárfajból funkcionális csoportokat alakítottunk ki korábbi szakirodalmi példák alapján (Wesolowski et al. 2015, Domokos & Domokos 2016, Ónodi et al. 2022) (3. táblázat), melyek segítségével további speciális vizsgálatokat végezhetünk.

Minden fajt három funkcionális csoportba soroltunk következők szerint:

a) táplálkozási csoportok: erdőn kívül táplálkozó (n=8, ahol n az adott csoportba eső madárfajok számát jelenti), növényevő fajok (n=5), rovarevő fajok főként a talajról (n=10), a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok (n=7), a lombzattból rovarokat gyűjtő fajok (n=11), a levegőben rovarokat fogó fajok (n=2) és mindenevők (n=2);

(b) fészkelőhely szerinti csoportok: a talajon (n=9), a bokrok szintjén (n=9), a lombkorona szintjén (n=9) fészkelők; elsődleges odúlakók (n=6), azaz olyan fajok, amelyek képesek maguk vésni odúikat; másodlagos odúlakók (n=12), amelyek olyan odúköltő fajok, amelyek nem képesek saját maguk készíteni a fészkelőodúkat, és az elsődleges odúlakó fajokra, vagy a természetes odúképződési folyamatokra vannak utalva; valamint fészekparazita fajok (n=1);
c) és a vonulás szerinti csoportok: rezidensek (n=23), rövid és középtávú vonulók (n=10) és a hosszú távú vonuló fajok (n=12).

A csoportok minden egyes jellemző esetében kizárólagosak, azaz egy faj csak egy csoportba sorolható.

3. táblázat: a vizsgálat során előforduló madárfajok táplálkozási, fészkelő, valamint vonulási guild besorolásukkal

Magyar név	Tudományos név	Táplálkozási guildek	Fészkelő guildek	Vonulási guildek
Fácán	<i>Phasianus colchicus</i>	erdőn kívül	talajon költők	állandó fajok
Kakukk	<i>Cuculus canorus</i>	lombozatból rovarokat gyűjtő fajok	fészekparazita	hosszú távú vonulók
Kék galamb	<i>Columba oenas</i>	erdőn kívül	másodlagos odúlakó fajok	rövid- és középtávú vonulók
Örvös galamb	<i>Columba palumbus</i>	erdőn kívül	másodlagos odúlakó fajok	rövid- és középtávú vonulók
Vadgerle	<i>Streptopelia turtur</i>	erdőn kívül	cserjeszintben költő fajok	hosszú távú vonulók
Balkáni gerle	<i>Streptopelia decaocto</i>	erdőn kívül	a lombkorona szintjén költők	állandó fajok
Békászó sas	<i>Clanga pomarina</i>	erdőn kívül	a lombkorona szintjén költők	hosszú távú vonulók
Egérészölyv	<i>Buteo buteo</i>	erdőn kívül	a lombkorona szintjén költők	állandó fajok
Búbosbanka	<i>Upupa epops</i>	rovarevő fajok főként a talajról	másodlagos odúlakó fajok	hosszú távú vonulók
Nagy fakopáncs	<i>Dendrocopos major</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	elsődleges okúlakó fajok	állandó fajok
Közép fakopáncs	<i>Leipicus medius</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	elsődleges okúlakó fajok	állandó fajok
Kis fakopáncs	<i>Dryobates minor</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	elsődleges okúlakó fajok	állandó fajok
Zöld küllő	<i>Picus viridis</i>	rovarevő fajok főként a talajról	elsődleges okúlakó fajok	állandó fajok
Hamvas küllő	<i>Picus canus</i>	rovarevő fajok főként a talajról	elsődleges okúlakó fajok	állandó fajok
Fekete harkály	<i>Dryocopus martius</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	elsődleges okúlakó fajok	állandó fajok
Sárgarigó	<i>Oriolus oriolus</i>	lombozatból rovarokat gyűjtő fajok	a lombkorona szintjén költők	hosszú távú vonulók
Holló	<i>Corvus corax</i>	omnivór fajok	a lombkorona szintjén költők	állandó fajok
Szajkó	<i>Garrulus glandarius</i>	omnivór fajok	a lombkorona szintjén költők	állandó fajok
Barátcinege	<i>Poecile palustris</i>	lombozatból rovarokat gyűjtő fajok	másodlagos odúlakó fajok	állandó fajok
Kék cinege	<i>Cyanistes caeruleus</i>	lombozatból rovarokat gyűjtő fajok	másodlagos odúlakó fajok	állandó fajok
Szécinege	<i>Parus major</i>	lombozatból rovarokat gyűjtő fajok	másodlagos odúlakó fajok	állandó fajok
Erdei pacsirta	<i>Lullula arborea</i>	rovarevő fajok főként a talajról	talajon költők	rövid- és középtávú vonulók
Csilpcsalpfüzike	<i>Phylloscopus collybita</i>	lombozatból rovarokat gyűjtő fajok	talajon költők	rövid- és középtávú vonulók

3. táblázat (folytatás): a vizsgálat során előforduló madárfajok táplálkozási, fészkelő, valamint vonulási guild besorolásukkal

Magyar név	Tudományos név	Táplálkozási guildek	Fészkelő guildek	Vonulási guildek
Sisegő füzike	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	lombozattól rovarokat gyűjtő fajok	talajon költők	hosszú távú vonulók
Fitisz füzike	<i>Phylloscopus trochilus</i>	lombozattól rovarokat gyűjtő fajok	talajon költők	hosszú távú vonulók
Ószapó	<i>Aegithalos caudatus</i>	lombozattól rovarokat gyűjtő fajok	a lombkorona szintjén költők	állandó fajok
Barátposzáta	<i>Sylvia atricapilla</i>	lombozattól rovarokat gyűjtő fajok	cserjeszintben költő fajok	rövid- és középtávú vonulók
Kerti poszáta	<i>Sylvia borin</i>	lombozattól rovarokat gyűjtő fajok	cserjeszintben költő fajok	hosszú távú vonulók
Csuszka	<i>Sitta europaea</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	másodlagos odúlakó fajok	állandó fajok
Rövidkarmú fakusz	<i>Certhia brachydactyla</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	másodlagos odúlakó fajok	állandó fajok
Hegyi fakusz	<i>Certhia familiaris</i>	a fák kérgéről vagy kérge alól rovarokat gyűjtő fajok	másodlagos odúlakó fajok	állandó fajok
Ökörszem	<i>Troglodytes troglodytes</i>	rovarevő fajok főként a talajról	talajon költők	állandó fajok
Feketerigó	<i>Turdus merula</i>	rovarevő fajok főként a talajról	cserjeszintben költő fajok	állandó fajok
Énekes rigó	<i>Turdus philomelos</i>	rovarevő fajok főként a talajról	cserjeszintben költő fajok	rövid- és középtávú vonulók
Szürke légykapó	<i>Muscicapa striata</i>	a levegőben rovarokat fogó fajok	másodlagos odúlakó fajok	hosszú távú vonulók
Vörösbegy	<i>Erithacus rubecula</i>	rovarevő fajok főként a talajról	talajon költők	rövid- és középtávú vonulók
Fülemüle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	rovarevő fajok főként a talajról	cserjeszintben költő fajok	hosszú távú vonulók
Örvös légykapó	<i>Ficedula albicollis</i>	a levegőben rovarokat fogó fajok	másodlagos odúlakó fajok	hosszú távú vonulók
Seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>	erdőn kívül	másodlagos odúlakó fajok	rövid- és középtávú vonulók
Erdei pityer	<i>Anthus trivialis</i>	rovarevő fajok főként a talajról	talajon költők	hosszú távú vonulók
Erdei pinty	<i>Fringilla coelebs</i>	növényevő fajok	a lombkorona szintjén költők	rövid- és középtávú vonulók
Meggyvágó	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	növényevő fajok	a lombkorona szintjén költők	rövid- és középtávú vonulók
Zöldike	<i>Chloris chloris</i>	növényevő fajok	cserjeszintben költő fajok	állandó fajok
Tengelic	<i>Carduelis carduelis</i>	növényevő fajok	cserjeszintben költő fajok	állandó fajok
Citromsármány	<i>Emberiza citrinella</i>	növényevő fajok	talajon költők	állandó fajok

3.1.4. Adatfeldolgozás

Minden madárponthoz négy erdőállományfelmérési pont átlagadatait használtam a háttérváltozó adatok előállításához: az egyes madárpontok középpontjában lévő és a három szomszédos állományfelmérési pont átlagadatait (1. ábra). A maximális magasságot és a DBH-t a négy állományfelmérési pont maximális értékeként számoltam. Strukturális heterogenitás indexet (SHI) számoltam Sabatini et al. (2015) alapján. Czeszczewik et al. (2014) nyomán meghatároztam a fajgazdagságot, az összabundanciát, valamint az egyes guildek és fajok abundanciáját. Az egyes fajok elemzése során az összes madárpont legalább 10 %-ában jelen lévő, erdőben élő és táplálkozó fajok abundanciáját használtam fel.

Döntésifa-modellezéses megközelítést alkalmaztam a prediktorok (azaz az erdőállomány szerkezetére és összetételére vonatkozó változók) és a madárfajok előfordulása és abundanciája közötti kapcsolatok feltárására. A döntési fák nemparametrikus statisztikai módszerek, amelyek a prediktorokat egyenként kezelik, valamint képesek kezelni a nemlineáris kapcsolatokat és a vegyes típusú prediktorok nagy halmazát (De'ath & Fabricius 2000, Crawley 2007). Az eredmények könnyen értelmezhetők, és jelzik az osztályokat szignifikánsan megkülönböztető változót (Crawley 2007). A döntésifa-modelleket az R 4.1.2 környezetben (R Development Core Team 2020) a *party* csomag (1.3-13-as verzió, Hothorn et al. 2006) "ctree" függvényének segítségével illesztettem. A "ctree" függvény bináris döntési fát generál, és minden rekurzív lépésnél egyszerű permutációs tesztet alkalmaz. A $p < 0,05$ szintet tekintettem szignifikáns különbségnek.

3.2. II. vizsgálat: Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások hatásainak vizsgálata fakérgen táplálkozó madárfajok táplálkozásnyomainak előfordulására

3.2.1. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés

Mintavételi kísérleti négyzeteink szintén a három vizsgálatban részt vevő nemzeti park - a Bükki, Duna-Ipoly és Balaton-felvidéki nemzeti park - igazgatóságok területén helyezkedtek el. Hét helyszínen, 80x80 méteres kísérleti négyzetekben vizsgáltuk a LIFE pályázat konzorciumi keretében az Ökológiai Kutatóközpont munkatársaival a természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások két fontos típusát, a holtfa-készítés és a lék-nyitás hatásait a faállomány-szerkezetre, valamint egyes kiválasztott állatcsoportokra. A beavatkozások ezen területeken meghatározott protokoll szerint történnek, mely lehetővé teszi ezen beavatkozások alapos vizsgálatát. Ezen protokollok az ÖK munkatársai, valamint a terület szakértői által kerültek összeállításra a 2018-es év során (Aszalós et al. 2019). A területek kiválasztásakor nagyon fontos szempont az összehasonlíthatóság, ezért fontos, hogy azok mind kora, állapota szerint is hasonlóak legyenek. A kiválasztott kísérleti négyzetekben az állományok cseres-tölgyes és cseres-tölgyes gyertyános-tölgyes átmenetbe kerültek. Az állomány hegydombvidéki jellegű, félszáraz tölgyes, középkorú, nagyjából 60 és 100 év közötti, szerkezete homogén, a benne természetesen már meglévő holtfa mennyisége viszonylag alacsony (< 10 m³/ha). Az alapállapot felmérések során a 2019-2020 telén a Nagyoroszi, Garáb, Buják, Cserépfalu és Bükkzsérc területek, a természetvédelmi beavatkozások (melyek nagyrészt a 2020-as évben történtek) utáni felmérések során 2021-2022-ben a Garáb, Buják, Cserépfalu,

Bükkzsérc, Balatonfüred és Pécsely területeken található kísérleti négyzetek vettek részt a vizsgálatban (lásd 3. ábra és 4. táblázat).



3. ábra: A 80x80 méteres kísérleti négyzetek helyszínei

4. táblázat: A 80 x 80 méteres kísérleti négyzetek monitoring területeinek adatai

Területek	Hegység	Az állomá ny kora	Magasság (m)	Alap-kőzet	Átlag hőmérsék let	Átlagos csapadé k	Alapállap ot-felmérés - 80x80 méteres kísérleti négyzetek száma	Beavatko zás utáni felmérés - 80x80 méteres kísérleti négyzete k száma
Nagyoroszi	Börzsöny	102	150-350	dácittufa	11,3	44,8	2	0
Bükkzsérc	Bükk	74	250-450	mészkö	10,2	45,7	2	2
Cserépfalu	Bükk	103	150-350	riolit	10,7	44,2	2	2
Buják	Kelet-Cserhát	96	<150-250	homokkő, agyag	11,1	45,2	2	1
Garáb	Kelet-Cserhát	88	350-550	piroxénan dezit-láva	10,3	48,2	2	2
Pécsely	Balaton-felvidék	91	150-250	márgás mészkő	11,5	48,7	0	2
Balatonfüred - Koloska	Balaton-felvidék	105	150-350	dolomit	12	45,8	0	2

3.2.2. Adatgyűjtés

3.2.2.1. Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások

A 80x80 méteres kísérleti négyzetekben a beavatkozás erélye, vagyis a kezelések által érintett faegyedek aránya az ott található fák denzitásához képest nagyságrendileg 20% volt az élőfakészlet tekintetében, ebből kb. 15% esett a lékekre, a többi a 80x80 méteres terület többi részére (pl. elszórtan álló és fekvő holtfa kialakítása). A kezelések során, a protokollokban lefektetett ajánlások alapján az álló- és fekvő holtfák kialakításánál a nemzeti parkok törekedtek a természetes, idős (old-growth) erdőkben fellelhető arány elérésére, ami 1/3 – 2/3 arány. Az átmérőeloszlás javítása érdekében – hogy jobban hasonlítson a természetes erdőkben fellelhetőhöz –, általában a 20 cm-nél vastagabb faegyedek kerülnek kivágásra.

A kísérleti négyzetekben történő beavatkozások követték a természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások ajánlásait, és az alábbi akciók kerültek végrehajtásra:

- álló holtfa készítése körbегyűréssel - ezáltal a fa lassú elölése történik
- fekvő holtfa készítése: fadóntás alacsony vagy magas csonkkal,
- emellett lékektől független, egyedi fákat érintő kezelések is történtek állomány alatt, mint például kéregsebzés, vagy egy-egy álló- illetve fekvő holtfa létrehozása.

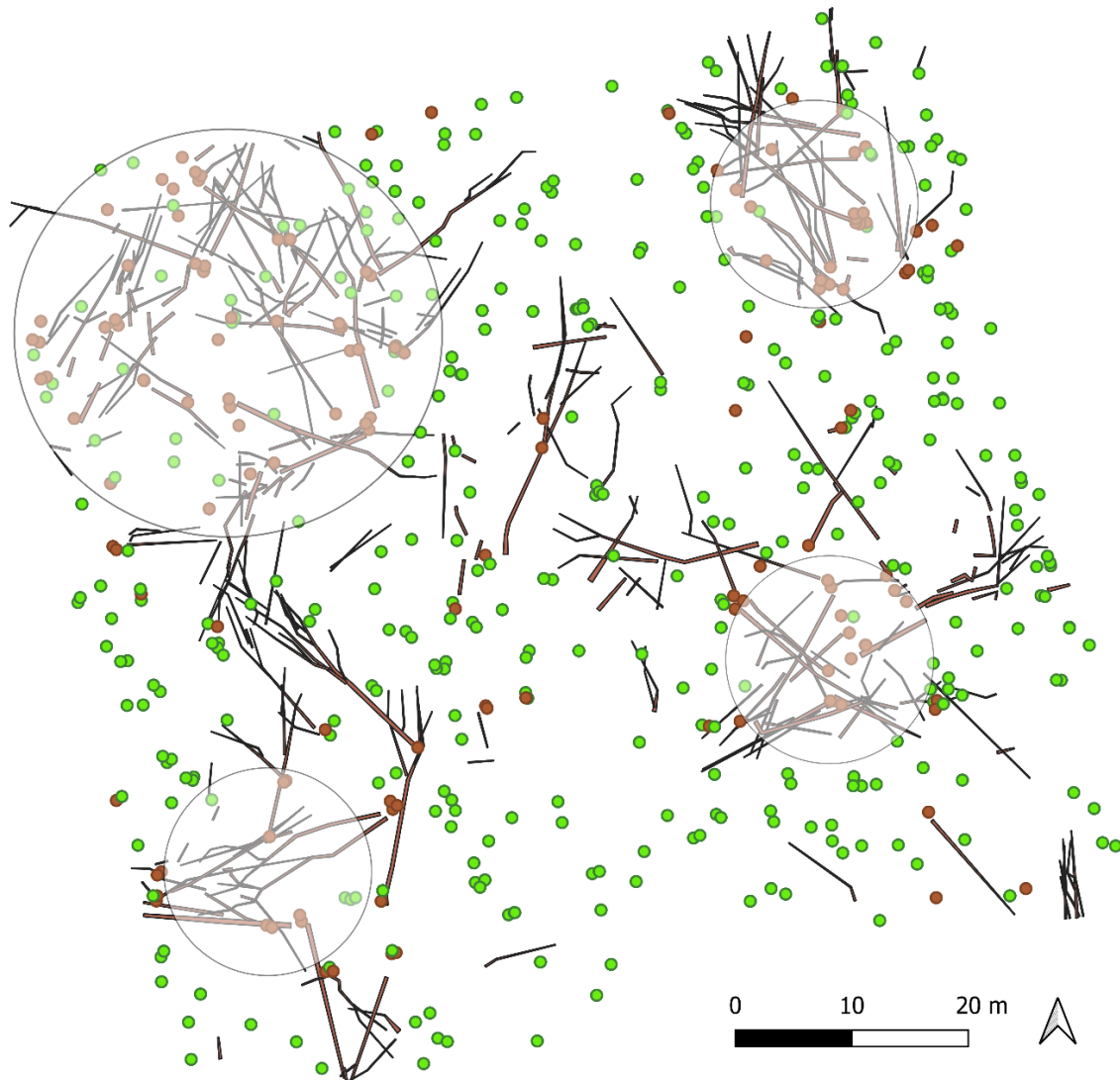
Az álló- és fekvő holtfák kialakítása úgy történt, hogy kísérleti négyzetenként 3 kisebb (250 m²), és egy nagyobb lék (750 m²) nyitása történt (4. ábra).

3.2.2.2. Faállomány-adatok felvételezése

A 80x80 méteres kísérleti négyzetekben minden 10 cm-nél nagyobb átmérőjű faegyedet felmértünk, és minden felmért faegyed egyedi számozást kapott, így biztosítva a részletes adatrögzítést minden e négyzetekhez kötődő vizsgálat esetében.

A felmérés az élőfaállomány, az álló holtfa felvétele szempontjából hasonlított a hálós mintavétel során történő felméréshez, annyiban több, hogy minden faegyed gps koordinátával bemérésre került, majd pedig fatérképen ábrázolva lett. Az élő fáknál a következőket rögzítettük: faj, egészségi állapot, szociális helyzet, mellmagassági átmérő, fa magassága. Álló holtfáknál minden, A 80x80 méteres területre eső egyedeket felvettük és rögzítettük a következő adatokat: faj, mellmagassági átmérő, magasság, korhadási fázis, és hogy a holtfa teljes fa vagy csonk. Szintén minden fekvő holtfát felmértünk, amely hosszabb volt, mint 0.5 méter, és átmérője a vastagabbik végén nagyobb volt, mint 5 cm. Rögzítettük a vastagabb végének a koordinátáját, a fekvés irányszögét, hosszát, fafaját (ha megállapítható volt), átmérőjét a vastagabbik végén és a korhadási fázist (Spetich et al. 1999). A magas- és

alacsony cserjeszint felmérése az aljnövényzet mintaköreiben történt, ahol a hajtásszámot jegyeztük fel fajonként.



4. ábra: A lékek kialakításának térképi megjelenítése az esztergomi 80x80 méteres kísérleti terület fatérképén

A mikrohabitatokat a hálós mintavételnél részletesebben, minden faegyedre kiterjedően, a faegyedhez kötve, Kraus et al. (1996) alapján megadott kategóriarendszer szerint rögzítettük, csak a fő kategóriákat használva. Ez úgy történt, hogy minden egyes felméréendő élő és holtfa faegyednél (DBH > 10 cm) megadtuk, hogy az adott főkategóriából hány darab volt az adott fán.

A természetvédelmi beavatkozások utáni adatfelvételnél rögzítettük a kezelt fák kezelésének módját, az egészségi állapotot, korhadást, valamint a fekvővé vált fa számát - ezzel fapárokat képzünk az alacsony- vagy magas csonk és annak fekvő párja között. Emellett rögzítettük az esetlegesen spontán módon sérült vagy kidőlt fák számát is. A kísérleti négyzetek változóinak felmérése a mintavételi protokoll alapján készült (Aszalós et al. 2019).



9. kép: Fekete harkály egy döntött magascsonkon a bujádi mintaterületen (kép: Zagyva Gergő)

3.2.2.3. Harkály- és egyéb fakéreghez kötődő madárfajok táplálkozásnyomainak felvételezése

A vizsgálatra 12 darab 80x80 méteres mintavételi egységekben került sor. A vizsgálatot területenként, az adott évben egyszer, a téli időszakban végeztük el, hó-mentes napokon, hogy a fekvő holtfák jellemzőit könnyen tudjuk regisztrálni. A vizsgálatra a természetvédelmi kezelésekkkel érintett kísérleti négyzetekben került sor, és kiválasztott mintavételi fákhöz kötődött. A beavatkozással előállított álló és fekvő holtfákon, facsonkokon, kéreghántott fákon, és megegyező mennyiségű kezeletlen fán (amelyek a kontroll fákat alkották) mértük fel a változókat. Ezek a következők voltak: a kezelés típusa, fafaj, a korhadtság foka egy 6 fokozatú skálán, és végül a táplálkozási nyomok felmérése. A nyomok borítását a fákon százalékos alapon becsültük, külön felmértük a fák törzsén (15 cm-nél vastagabb hajtás) és az ágakon (15 cm és annál vékonyabb hajtások). A vizsgált nyomokat 4 mélységi kategóriában felvételeztük: 1) csak a kérget, kéreg felszínét érintő

táplálkozási nyomok, 2) a madarak kéreghántása (a kéreg láthatóan hiányzik, valamint a szíjacson csőrnyomok láthatóak), 3) a kérgen át a szíjacst elérő vésések, 4) valamint a gesztig hatoló vésések százalékos borítottsága. A nyomok adatait kummulatív becsültük, vagyis a későbbi felmérések során az előző alkalommal megfigyelt nyomokat is rögzítettük. A felmért táplálkozásnyomok nem diagnosztikusak az őket hagyó madárfajok szempontjából, ezért vizsgálatunk fajmeghatározásra nem terjedt ki.



10. kép: Harkálynyomok 4 mélységi kategóriában: kérgen, kéreg alatt, a szíjacsig és a gesztig elérő nyomok
(fotó: Aszalós Réka)

A fent részletezett vizsgálatot 2 alkalommal, a beavatkozások előtt (alapállapot) 2019-2020 telén, valamint a beavatkozások után 1 évvel, 2021-2022 telén végeztük el.

3.2.3. Adatfeldolgozás

3.2.3.1. Alapállapot felmérés

A harkály táplálkozásnyomok gyakoriságát és eloszlását a fafajok, a mellmagassági átmérő kategóriák (10-20; 20,1-40 és 40 cm felett) és a fák magassági kategóriáinak (0,5-15; 15,1-25 és 25,1 m felett) összefüggéseiben vizsgáltuk. Jacobs-féle preferenciaindex értékeket számoltunk (Jacobs 1974) harkályok táplálkozásnyomainak eloszlására a fafaj és a magasság vonatkozásában. Ez az index egy -1-től +1-ig terjedő skálán értelmezi a vizsgált változó preferenciáját, pozitív tartományban preferenciát, a negatív tartományban pedig avoidanciát jelent. Emellett vegyes lineáris modellt alkalmaztunk (GLMM) nulla-inflált béta eloszlással és logit kapcsolattal. Mivel a bétaeloszlás a $[0, 1]$ intervallumon definiált, a zero-inflációs paraméterek a táplálkozásnyomok előfordulásának valószínűségét modellezi. A kondicionális paraméter a jelek kiterjedését mutatja azok előfordulásának esetén. Modelljeinkben a fafaj, a DBH és a magasság fixed effect-ként szerepelt, a terület pedig random faktorként. A főhatásokat II. típusú Wald-féle khi-négyszet teszttel teszteltük.

Az elegyfajok korlátozott előfordulása miatt csak a kocsányos tölgyet (*Quercus robur*), a kocsánytalan tölgyet (*Quercus petraea*) és a csertölgyet (*Quercus cerris*) vontuk be a modellbe. Elemzéseinket az R statisztikai környezetben végeztük (4.0.2 R Development Core Team 2020), a *glmmTMB* (1.0.2.1 verzió, Brooks et al. 2017), *emmeans* (1.5.4 verzió, Lenth 2021), *multcomp* (1.4-16-os verzió, Hothorn et al. 2018) és *effects* (4.2-0, Fox 2003, Fox & Weisberg 2018) programcsomagok felhasználásával.

3.2.3.2. Beavatkozások utáni felmérés

A beavatkozások utáni harkály táplálkozásnyom adatok gyakoriságát és eloszlását az alapállapot felmérés 0 állapotához képest vizsgáltam. Eltávolítottam azon kevés faegyed rekordját az elemzésből, amelyeken voltak táplálkozásnyomok, így alapállapot értéke nem 0 volt, így csak a változást tudtam vizsgálni. Az adatok eloszlása miatt statisztikailag kizárólag a törzseken megfigyelt nyomokat tudtam elemezni, így a következőkben ezekről beszélek. Szintén általános lineáris vegyes modelleket használtam (GLMM). Külön modellekben vizsgáltam az összes harkálynyomot, valamint az egyes mélységi kategóriákban megfigyelt

táplálkozási nyomok eloszlását. A magyarázó változók a fafajcsoportok, a mellmagassági átmérő és az egyes kezelési típusok voltak. Ahol a rendelkezésre álló adatok mennyisége lehetővé tette, ott az egyes változókat interakcióik szerint is vizsgáltam. Ott, ahol a változók interakciói nem mutattak erős szignifikáns összefüggést, ott a legkevésbé szignifikáns összefüggés modellből való eltávolításával tettem kísérletet az összefüggések erősítésére. Ahol a modell nem hozott értékelhető eredményeket, egyszerűsítettem a modellen, és az egyes változók összefüggései kimaradtak. Modelljeimben a terület random faktorként szerepelt. Az elemzést megelőzően az adatokat teszteltem a statisztikai próba alkalmazási feltételeinek (normál eloszlás, varianciák homogenitása) teljesülése végett. Először is megvizsgáltam a fákon talált nyomokat összesítve, ezáltal kísértem meg képet kapni a nyomok általános eloszlásáról. A diagnosztikus ábrák alapján a modellek építésének nem volt akadálya. A főhatásokat II. típusú Wald-féle khi-négyzet teszttel, valamint drop(1) teszttel vizsgáltam. Ezek után modelltisztítás segítségével eltávolítottam a szignifikáns összefüggést nem mutató interakciókat a kezelési típus és az átmérő, valamint az átmérő és a fafaj között, ezzel sikerült az eleve szignifikáns interakciót a kezelési típus és a fafaj között tovább erősítenem ($p=0.005805$). Majd páronkénti emmeans összehasonlítás segítségével megvizsgáltam az egyes kezelési típusok hatását a nyomokra mindhárom fafajcsoport vonatkozásában (17. ábra). A modellek értékelése során diagnosztikus ábrákat (az illeszkedés ellenőrzése, a reziduálisok normalitása) is figyelembe vettem.

A másodlagos fafajok korlátozott előfordulása miatt jelen esetben fafajcsoportokat hoztam létre, a területeken domináns cser mellett egy “egyéb tölgyek” fafajcsoportot (amely tartalmazza a kocsányos, kocsánytalan és a molyhos tölgyet (*Quercus pubescens*)), valamint egy “egyéb lombos fafajok” csoportot hoztam létre (amely magában foglalja a gyertyán (*Carpinus betulus*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*), mezei juhar (*Acer campestre*), barkóca berkenye (*Sorbus torminalis*) és az előforduló galagonya (*Crataegus* sp.) fajokat). A vizsgált kezelési típusok a gyűrűzés, a magascsonkkal és az alacsony tuskóval döntött fák, emellett pedig a kezeléssel nem érintett, kontroll fák. A modellszelekció során a sebzett fák, mint kezelési típus kimaradt az elemzésből, túl kevés adata miatt.

Elemzéseimet az R statisztikai környezetben végeztem (4.0.2 R Development Core Team 2020), a *glmmTMB* (1.0.2.1 verzió, Brooks et al. 2017), *DHARMA* (0.4.6 verzió, Hartig & Lohse 2022) *emmeans* (1.5.4 verzió, Lenth 2021), *multcomp* (1.4-16-os verzió, Hothorn et al. 2018) és *multcompView* (0.1-10-es verzió, Graves et al. 2024) packagek felhasználásával.

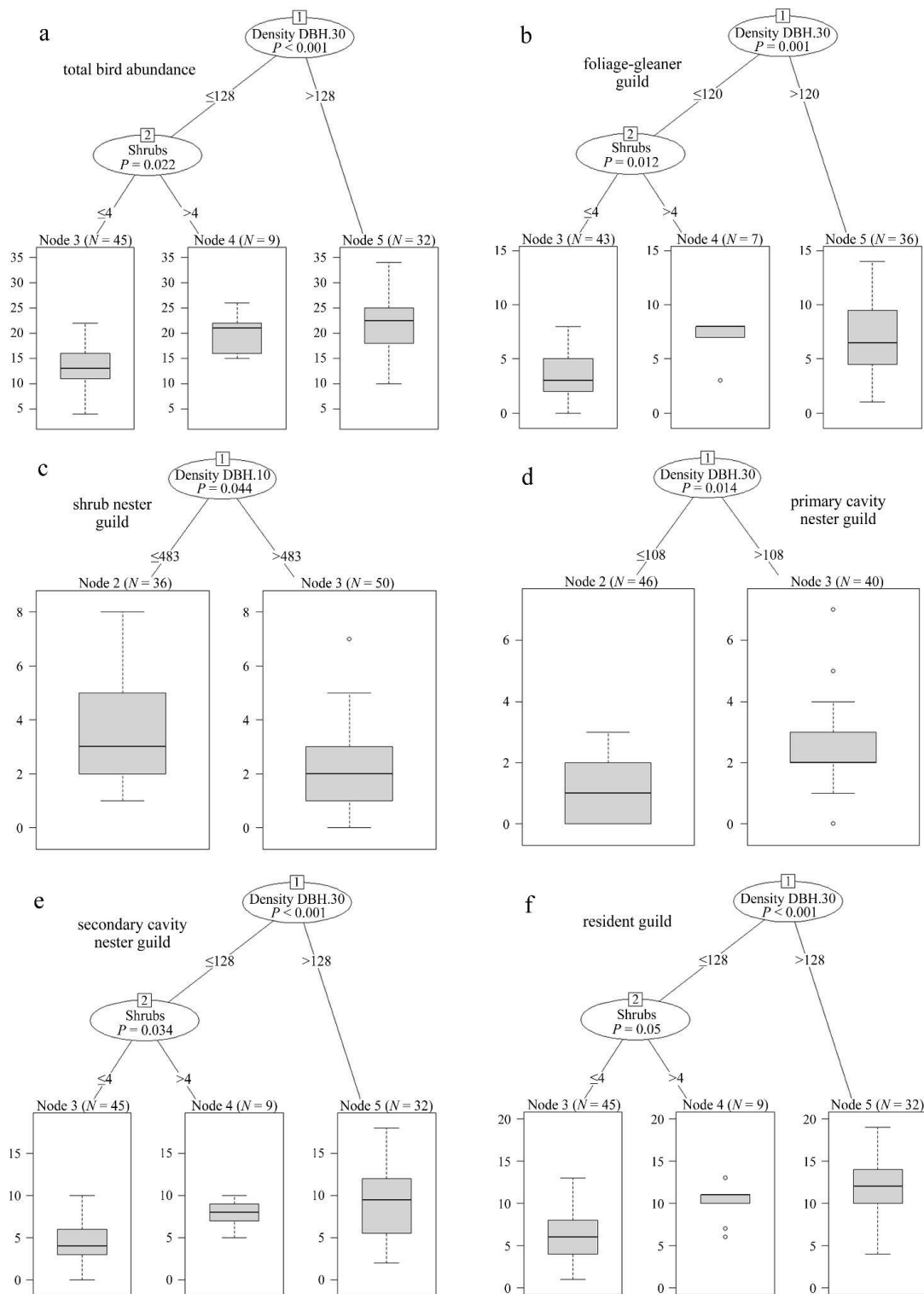
4. Eredmények

4.1. I. vizsgálat: Az erdőszerkezet - és összetétel gazdagságának hatása a fészkelő madárközösségek összetételére

Kutatásunk során 11 vizsgálati területen 45 faj 1448 egyedét detektáltuk összesen 86 madárszámláló ponton. Az öt leggyakoribb faj a széncinege (*Parus major*; n=195), az erdei pinty (*Fringilla coelebs*; n=146), a csuszka (n=111), a vörösbegy (n=107), és a nagy fakopáncs (n=93) voltak. A fajszám a területeken a következőképpen alakult: a legkevesebb faj Diósjenőn fordult elő 24 fajjal, a legfajgazdagabb pedig Cserépfalu volt 34 fajjal (az egyes területek fajlistáit lásd az M1-11. mellékletben).

A döntésifa-modellek eredménye szerint a vizsgált madarak összábundanciájának meghatározásában a vastag fák denzitása játszott kulcsszerepet. Elemzéseim alapján elmondható, hogy a madarak összábundanciája ott volt magasabb volt ott, ahol 128 faegyednél több volt a 30 centiméternél vastagabb fák denzitása hektáronként (5a ábra). Ahol a vastagabb fák denzitása ennél alacsonyabb volt, ott a modell szerint a madarak összábundanciáját a cserjeszint sűrűsége pozitívan befolyásolta. A lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozó csoportja pozitívan reagált a 30 centiméternél nagyobb mellmagassági átmérőjű fák magasabb denzitására, valamint a sűrűbb cserjeszintre (5b ábra). A 10 centiméternél nagyobb átmérőjű fák magas denzitása – mely valójában megegyezik az állomány denzitásával, tekintve, hogy protokoll alapján 10 centiméter felett definiáltuk a fás szárú növényzetet faként - erős negatív korrelációt mutat a cserjeszintben fészkelő fajok abundanciájával (5c ábra). A modellek szerint az elsődleges odúlakó fajok abundanciáját szintén a 30 cm-nél nagyobb átmérőjű fák denzitása (5d ábra), a másodlagos odúlakó fajokét pedig a sűrű cserjeszint befolyásolta pozitívan (5e ábra).

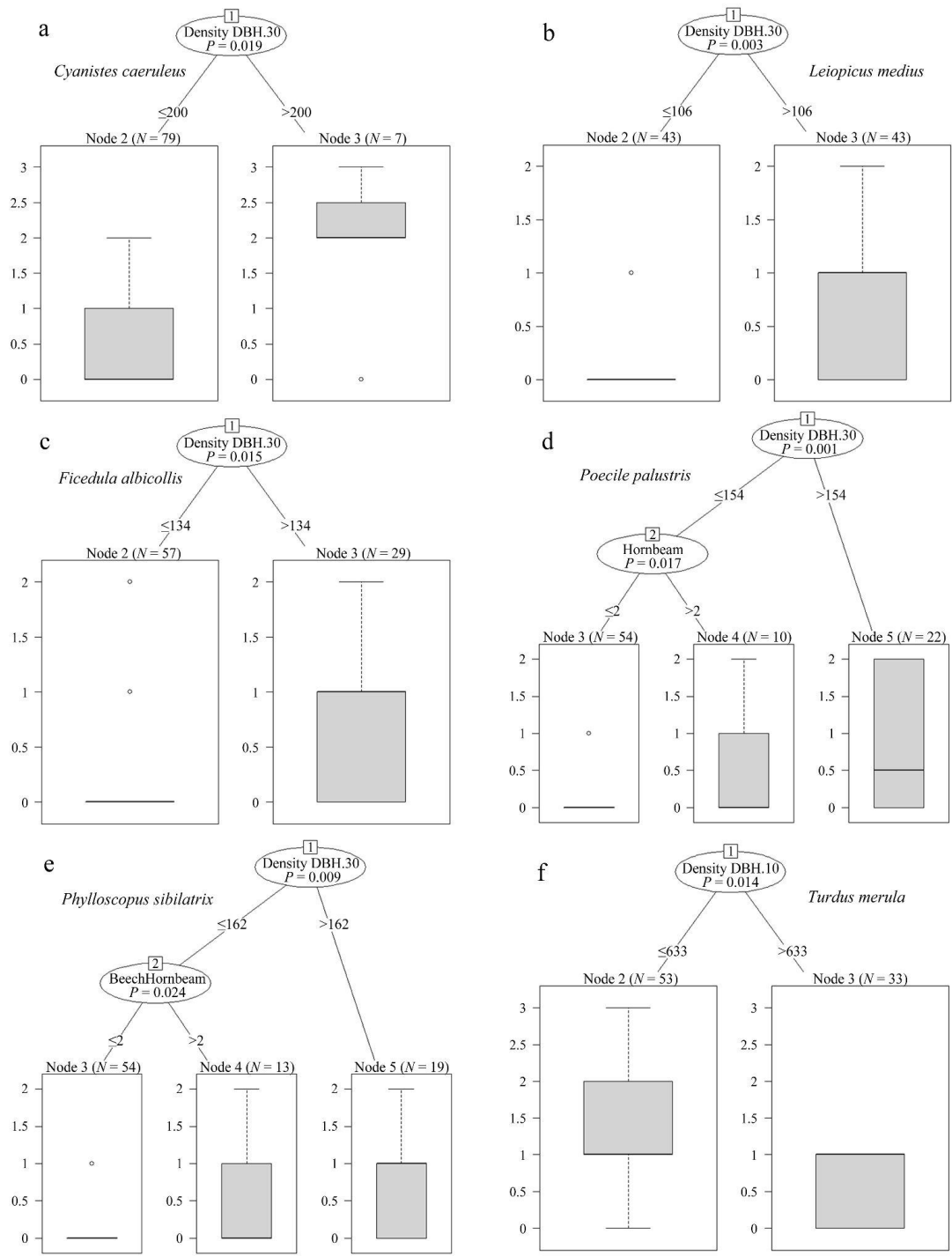
Mind a 30 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb fák denzitása, mind a cserjeszint sűrűsége szignifikáns pozitív hatással volt az állandó madárfajok abundanciájára (5f ábra).

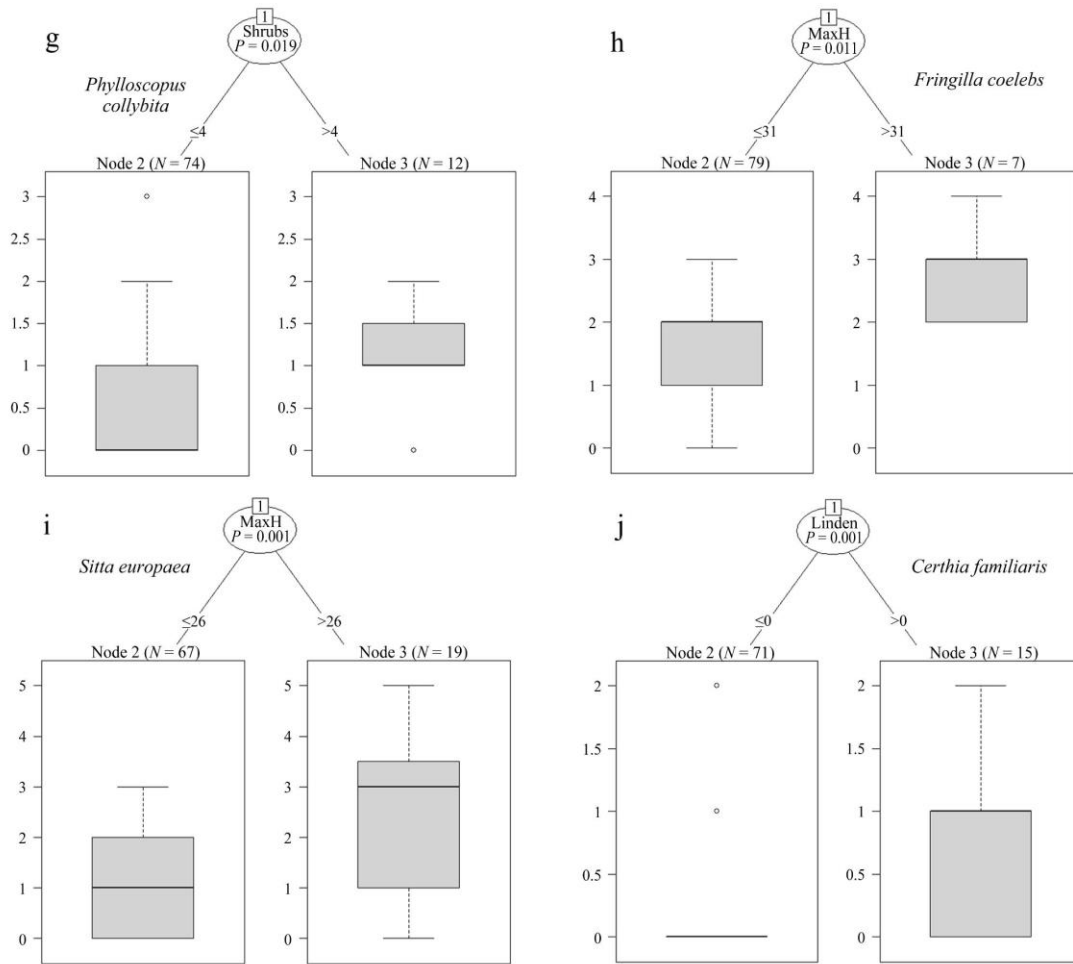


5a-f ábra: Az erdei madárközösségek abundanciáját meghatározó erdőszerkezeti döntésifa-modellek. Minden egyes elágazás leírása tartalmazza a használt prediktort, a Bonferroni korrekció I. típusú hibaarányt (p -érték) és azokat az értékeket, amelyeknél az elágazódás bekövetkezett. Minden egyes csomópontnál a megfigyelések számát (n) az alábbi válaszváltozók (=abundancia) értékeivel együtt adjuk meg. a. a vizsgált madarak összeabundanciája; b. lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozóak guildje; c. cserjeszintben költők guildje; d. elsődleges odúlakók guildje; e. másodlagos odúlakók guildje; f. az állandó madarak guildje. Rövidítések: DBH.10, DBH.30 – a mellmagassági átmérő nagyobb, mint 10 cm és 30 cm. MaxH – maximum magasság.

Több kék cinege (*Cyanistes caeruleus*) fordult elő ott, ahol a 30 cm mellmagassági átmérőjű fák denzitása kifejezetten magas volt (6a ábra), vagyis 200 egyed fellett hektáronként. A közép fakopáncs vagy az örvös légykapó csak ott jelent meg a modellek szerint, ahol a 30 centiméternél vastagabb fák elérték a közép fakopáncs esetében a 106, illetve az örvös légykapó esetében a 134 egyed/hektáros denzitást (6b és 6c ábra). Ahol a vastag fák denzitása alacsonyabb volt 154 egyed/hektárnál, ott a barátcinege (*Poecile palustris*) megjelenése a gyertyán előfordulásától függött (6d ábra). A jelenlevő fák nagyobb átmérője mellett a bükk (*Fagus sylvatica*), valamint szintén a gyertyán megjelenése segítette elő a sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*) jelenlétét a vizsgált állományokban (6e ábra).

A 10 centiméternél nagyobb mellmagassági átmérőjű fák magas denzitása csökkentette a feketeterítő (*Turdus merula*) abundanciáját (6f ábra). A csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) abundanciája szignifikánsan magasabb volt ott, ahol az állományban fejlett cserjeszint alakult ki (6g ábra). Ott, ahol a legmagasabb fa magassága a vizsgált ponton 31 méter felett volt, ott szignifikánsan több erdei pinty fordult elő (6h ábra), ahol pedig a maximum magasság 26 méter feletti volt, ott a csuszka abundanciája emelkedett meg (6i ábra). A hársfajok (*Tilia* sp.) jelenléte az állományban fontos volt a hegyi fakusz (*Certhia familiaris*) előfordulásához (6j ábra).





6a-j ábra: Az erdei madárközösségek abundanciáját meghatározó erdőszerkezeti változók döntésifa-modelljei. Minden egyes elágazás leírása tartalmazza a használt prediktort, a Bonferroni korrekció I. típusú hibaarányt (p -érték) és azokat az értékeket, amelyeknél az elágazódás bekövetkezett. Minden egyes csomópontnál a megfigyelések számát (n) az alábbi válaszváltozók (=abundancia) értékeivel együtt adjuk meg. Fajok: a. kék cinege (*Cyanistes caeruleus*); b. közép fakopáncs (*Leipicus medius*); c. örvös légykapó (*Ficedula albicollis*); d. barátcinege (*Poecile palustris*); e. sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*), fekete rigó (*Turdus merula*); g. csilpcsalp füzike (*Phylloscopus collybita*); h. erdei pinty (*Fringilla coelebs*); i. csuszka (*Sitta europaea*); j. hegyi fakusz (*Certhia familiaris*). Rövidítések: DBH.10, DBH.30 – a mellmagassági átmérő nagyobb, mint 10 cm és 30 cm. MaxH – maximum magasság.

4.2. II. vizsgálat: Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások hatásainak vizsgálata fakérgen táplálkozó madárfajok táplálkozásnyomainak borítására

4.2.1. Alapállapot-felmérés

4.2.1.1. Táplálkozási preferencia vizsgálatok

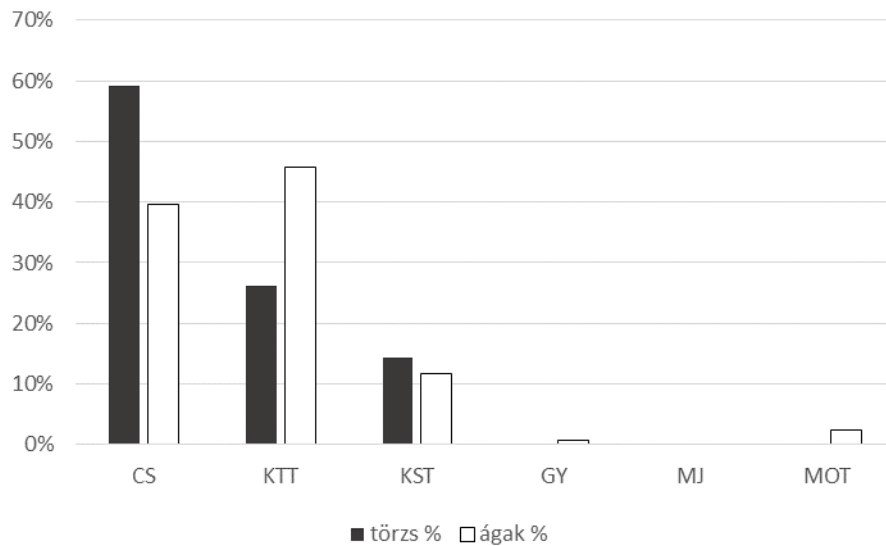
Összesen 1471 kiválasztott faegyedet mértünk fel az 5 vizsgálati területen (Nagyoroszi, Garáb, Buják, Cserépfalu és Bükkzsérc), ami 10 kísérleti négyzeten történt (5. táblázat). Az 1471 vizsgált fából 798 faegyeden találtunk valamiféle táplálkozási nyomot fakérgen táplálkozó madárfajoktól (az előforduló 8 harkályfaj és a csuszka), ami a vizsgált fák 54,24%-át jelenti. 5 fafajból mindösszesen 1-1 példány fordult elő a felmérésre kijelölt faegyedek közül, így ezeket kivettem a vizsgálatból. Ezen fafajok a következők: akác, galagonya fajok, magas kóris, virágos kóris, vörös tölgy (*Quercus rubra*).

5. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fafajkínálata a felmért kísérleti négyzetekben, a százalékok a vizsgált fafajok relatív gyakoriságát jelölik

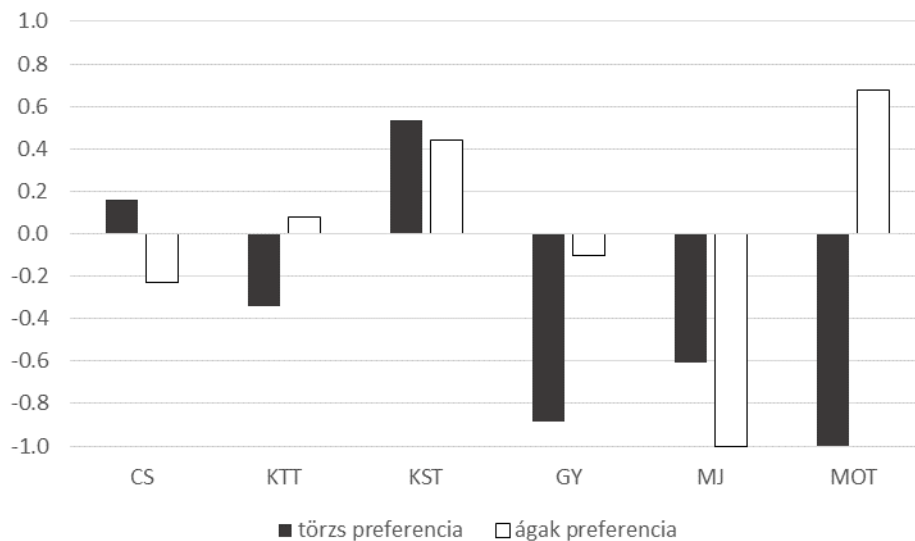
fafajok	darabszám/ fafaj	százalék
cser (CS)	750	50,99
kocsánytalan tölgy (KTT)	616	41,88
kocsányos tölgy (KST)	71	4,83
gyertyán (GY)	11	0,75
mezei juhar (MJ)	11	0,75
molyhos tölgy (MT)	7	0,48
virágos kóris (VK)	1	0,07
galagonya fajok (GG)	1	0,07
vörös tölgy (VT)	1	0,07
magas kóris (MK)	1	0,07
akác (A)	1	0,07
összesen	1471	100,00

A Jacobs-féle preferencia index szerint leginkább preferált fafaj, ha mind a törzsön, mind az ágakon való nyomokat tekintjük a kocsányos tölgy volt. Amennyiben csak a törzsön történő táplálkozásnyomokat vizsgáljuk, a leginkább preferált faj a csertölgy, amennyiben pedig csak az ágak használatát nézzük a leginkább preferált fafaj a molyhos tölgy volt (8. ábra). Ahogy azt a Jacobs preferencia indexek ábrázolásánál a negatív értékeken láthatjuk (8. ábra), a harkályok elkerülték a gyertyánt és a mezei juhart. Ha a fák átmérőértékei mentén vizsgáljuk

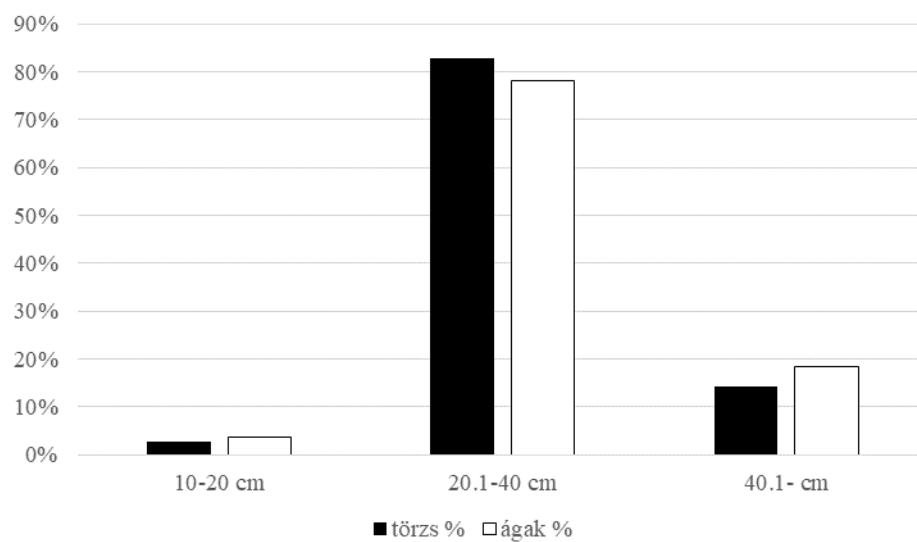
a nyomokat, azt láthatjuk, hogy a százalékos borítása a középső mellmagassági törzsátmérő kategóriákba eső fákon a legmagasabb (9. ábra). Ugyanakkor a 20 cm átmérő alá eső fákon táplálkozási nyomok alig voltak megfigyelhetőek (9. ábra), ahogy ez szintén megfigyelhető a preferencia indexeken (10. ábra). Emellett a középső átmérőkategóriákban a törzsek, a 40 centiméter feletti átmérőjű fáknál pedig az ágak preferenciája erősebb. A vizsgált fák magasságát tekintve (11. ábra) a 15-25 méteres magasságkategóriában található a legtöbb nyomot, ezt követi a 25 méter feletti kategóriába tartozó fák nyomainak gyakorisága. A legkevésbé használt fák a legalacsonyabb magassági kategóriába tartoztak (15 méter alatt). A Jacobs preferencia értékeit vizsgálva azt látjuk, hogy a madarak elkerülték a középső kategóriát, és a legmagasabb fákat preferálták mind a törzsek, mind az ágak vonatkozásában (12. ábra).



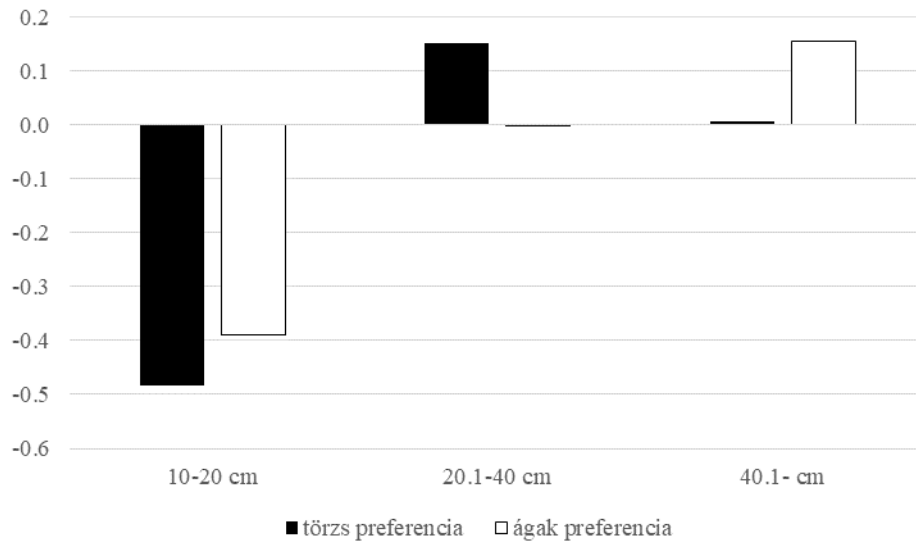
7. ábra A felmért táplálkozási nyomok százalékos megoszlása a törzseken és az ágakon fajok szerint. (A fajok rövidítését lásd az 5. táblázatban)



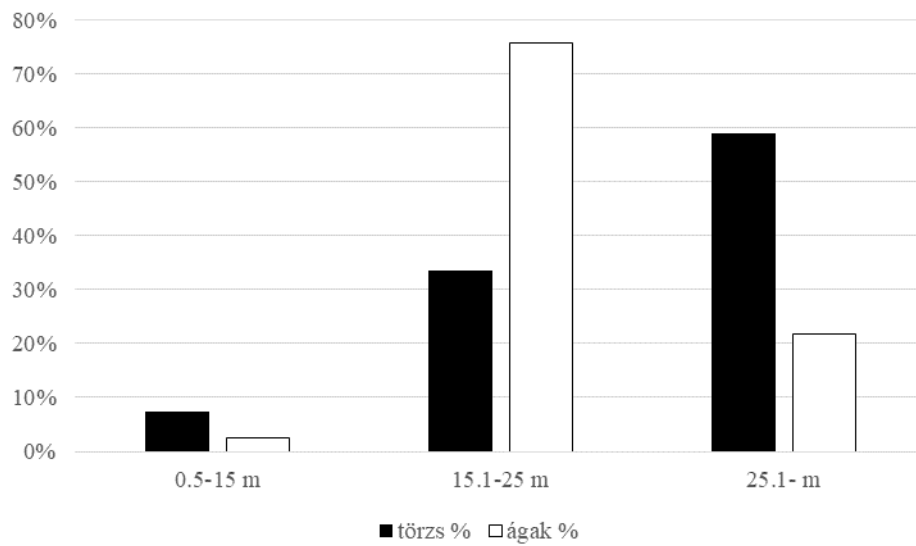
8. ábra Jacobs preferencia értékek a törzseken és az ágakon fajok szerint. (A fajok rövidítését lásd az 5. táblázatban)



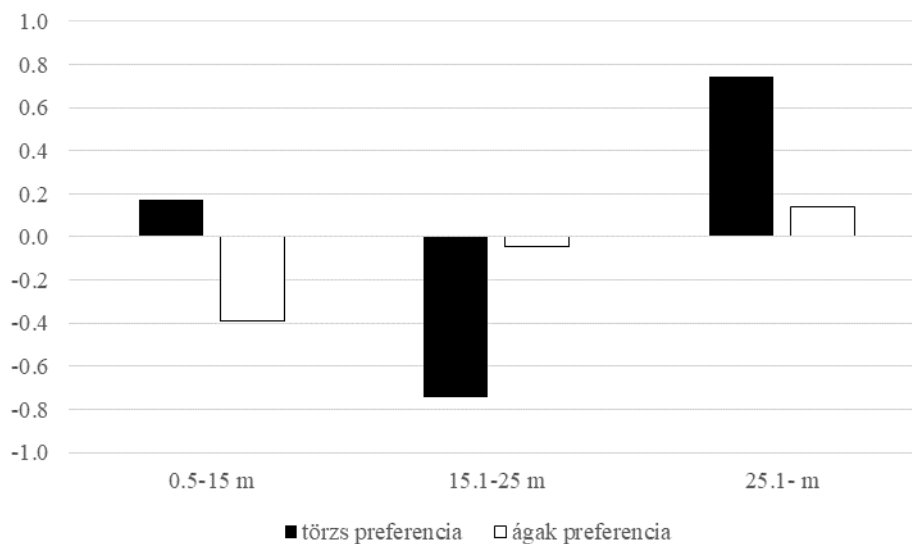
9. ábra A felmért táplálkozási nyomelemek százalékos megoszlása a törzseken és az ágakon a megadott átmérő kategóriák szerint



10. ábra Jacobs preferencia értékek a törzseken és az ágakon a megadott átmérőkategóriák szerint



11. ábra A felmért táplálkozási nyomok százalékos megoszlása a törzseken és az ágakon a megadott magassági kategóriák szerint



12. ábra Jacobs preferencia értékek a törzseken és az ágakon a megadott magassági kategóriákban

4.2.1.2. A táplálkozási nyomok eloszlása

A táplálkozási nyomok eloszlását általános lineáris kevert modellek segítségével vizsgáltam, a táplálkozási preferenciákhoz hasonlóan a törzsekre és az ágakra külön vonatkoztatva.

A törzsek tekintetében a fafajok szignifikánsan befolyásolták a táplálkozási nyomok eloszlását. Ugyanakkor a mellmagassági átmérő és a magasság interakciója bizonyult szignifikáns tényezőnek a nyomok eloszlásának meghatározásában. Az ágakat tekintve mindhárom változó, vagyis a fafaj, átmérő és a magasság is szignifikáns tényezőnek bizonyult ($p < 0.01$). A korreláció erősebb volt az ágak, mint a törzsek vonatkozásában (6. táblázat).

Amikor egy táplálkozási nyom a törzsön fordult elő, a kiterjedése nem függött szignifikánsan egyik vizsgált tényezőtől sem (fafaj, átmérő, magasság), ellenben az ágakon kizárólag a fa faja határozta meg annak kiterjedését szignifikáns mértékben (7. táblázat). A fák törzsén előforduló nyomok leggyakrabban kocsánytalan tölgyön fordultak elő, míg az ágakon a kocsánytalan és kocsányos tölgy faegyedek között nagyjából egyforma mértékben oszlott meg a nyomok előfordulásának valószínűsége. Ami a nyomok relatív területét illeti, azok kiterjedése a kocsányos tölgyek ágain volt a legnagyobb (8. táblázat).

7. táblázat: A faj, az átmérő és a magasság hatása a táplálkozási nyomok előfordulására. A szignifikáns értékek félkövérrel szedettek

ANOVA Type=II, component=zi		Chisq	Df	Pr(>Chisq)
törzs	fajok	12.08	2	0.0024
	DBH	1.89	1	0.1696
	magasság	3.5	1	0.0615
	faj:DBH	0.85	2	0.6536
	faj:magasság	1.57	2	0.4565
	DBH:magasság	11.13	1	0.0009
ágak	fajok	28.844	3	<0.0001
	DBH	19.92	1	<0.0001
	magasság	9.92	1	0.0016
	faj:DBH	5.47	2	0.0648
	faj:magasság	5.38	2	0.0677

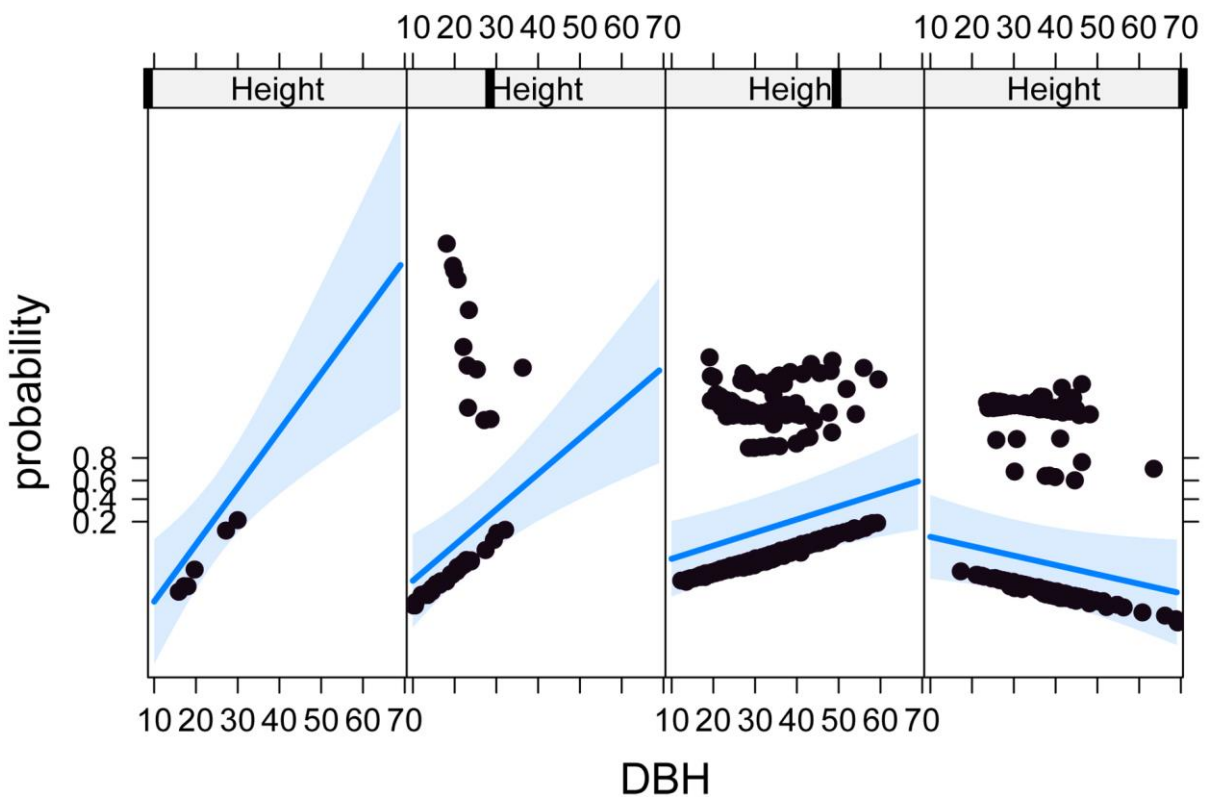
8. táblázat: A faj, az átmérő és a magasság hatása az előforduló táplálkozási nyomok mennyiségére. A szignifikáns értékek félkövérrel szedettek

ANOVA Type=II, component=cond		Chisq	Df	Pr(>Chisq)
törzs	fajok	0.57	2	0.7505
	DBH	0.37	1	0.5439
	magasság	0.001	1	0.9702
	faj:DBH	0.64	2	0.7251
	faj:magasság	2.96	2	0.228
	DBH:magasság	0.48	1	0.4883
ágak	fajok	28.5	2	<0.0001
	DBH	0.001	1	0.9767
	magasság	1.25	1	0.2643
	faj:DBH	5.95	2	0.0511
	faj:magasság	2.76	2	0.2512

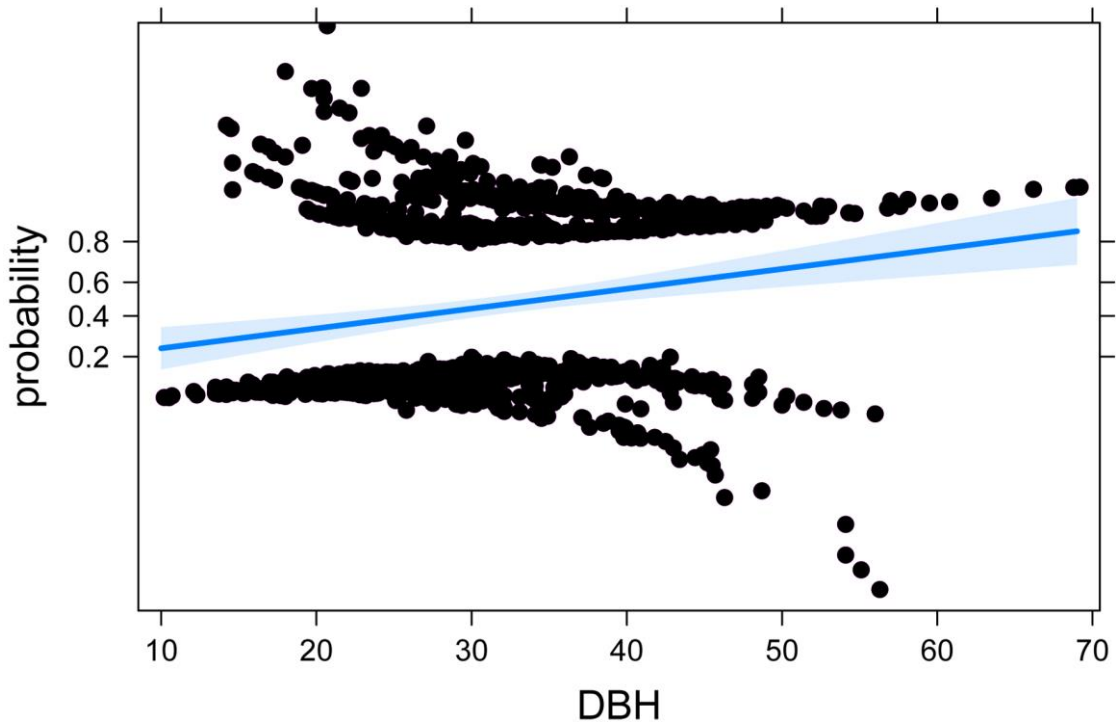
Négy magassági kategóriában vizsgálva a táplálkozási nyomok előfordulását (13. ábra) azt láthatjuk, hogy minél alacsonyabb egy fa, annál kifejezettebb a mellmagassági átmérő hatása a táplálkozási nyomok előfordulására. Nagyobb magassági kategóriákban a hatás mérsékeltebb. Az eredmények azt is mutatták, hogy a nyomok gyakoribbak voltak vastagabb és magasabb törzsű fákban (14-15. ábra).

9. táblázat: A táplálkozási nyomok előfordulásának és relatív kiterjedésének becsült valószínűségi értéke, amennyiben előfordul a vizsgált nyom, különböző fajokra vizsgálva.

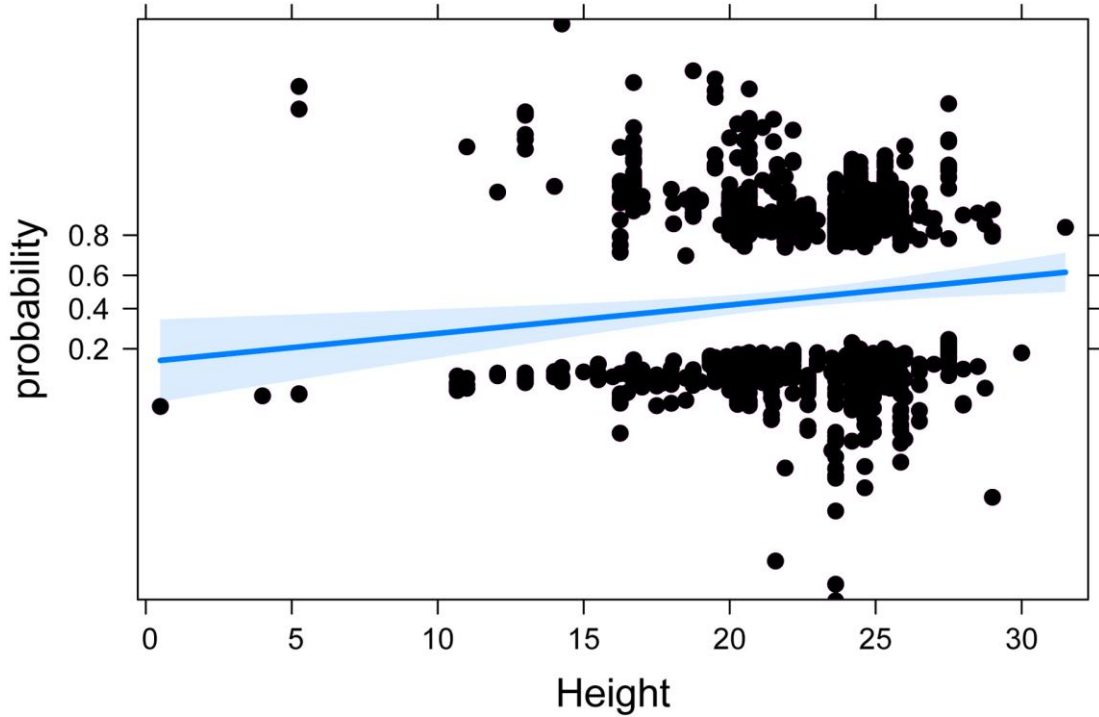
Fajok	Törzs (a nyomok előfordulása, %)	Ágak (a nyomok előfordulása, %)	Ágak (a nyomok relatív kiterjedése, ha előfordulnak, %)
<i>Quercus cerris</i>	9.31 (2.18-32.1) ^b	37.3 (31.5-43.5) ^a	6.94 (6.18-7.78) ^a
<i>Quercus robur</i>	4.23 (0.85-18.6) ^a	55.8 (40.8-69.8) ^b	12.11 (9.28-15.65) ^b
<i>Quercus petraea</i>	16.92 (4.25-48.3) ^c	55.1 (48.4-61.6) ^b	7.90 (7.12-8.76) ^a



13. ábra: A mellmagassági átmérő és a magasság interakciója a törzseken előforduló táplálkozási nyomok tekintetében



14. ábra: A mellmagassági átmérő és a táplálkozási nyomok előfordulásának lineáris korrespondencia vizsgálata a vizsgált ágak vonatkozásában



15. ábra: A magasság és a táplálkozási nyomok előfordulásának lineáris korrespondencia vizsgálata a vizsgált ágak vonatkozásában

4.2.2. Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások utáni felmérés

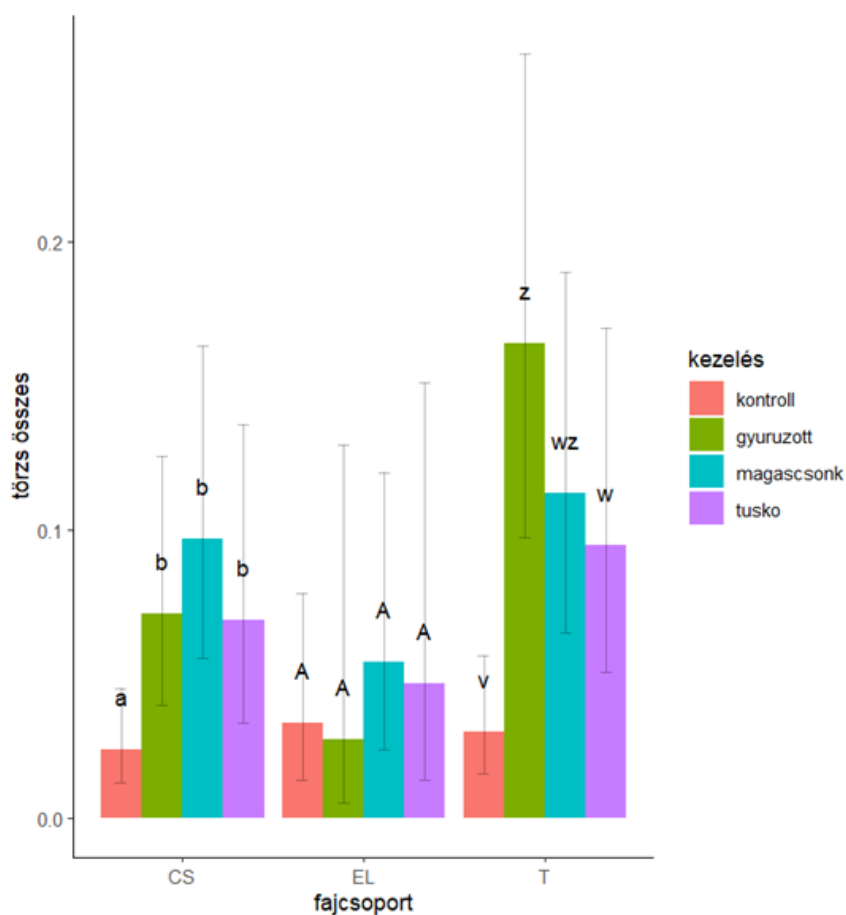
Az erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások után történt vizsgálatok, 6 területen - Garáb, Buják, Cserépfalu, Bükkzsérc, Balatonfüred és Pécsely területeken, összesen 9 kísérleti négyzetben zajlottak. Mind a 9 kísérleti négyzetben különböző beavatkozások történtek. Buják, Balatonfüred és Pécsely területeken egy, Garáb, Cserépfalu, valamint Bükkzsérc területeken kettő kísérleti négyzetben végeztük a felmérést. Összesen 1229 kiválasztott faegyeden vizsgáltuk a táplálkozásnyomok eloszlását, ebből 667 kontroll fa és 562 beavatkozással érintett fa. A kezelt fák kezelési típusok szerinti eloszlását a 10. táblázat tartalmazza. A sebzett fákat nem foglaltam bele az elemzésekbe, azok túl kevés adata miatt. A három fafajcsoport között az alábbiak szerint oszlottak meg a vizsgált fák: 665 darab csertölgy, mely a domináns fafaj volt a vizsgált területeken, 493 darab egyéb tölgy, mely magában foglalta a kocsánytalan, kocsányos és molyhos tölgyeket, valamint 71 darab egyéb lombos fafajba tartozó fa, amely kategóriába az alábbi fafajok tartoztak: gyertyán, magas kőris, virágos kőris, mezei juhar, barkóca berkenye és galagonya fajok. A következőkben csak a szignifikáns eredményeket tárgyalom.

10. táblázat: Fa-fajkinálat a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben

fafajok	darabszám / fafaj	százalék
csertölgy	1356	50.41
kocsánytalan tölgy	1030	38.29
kocsányos tölgy	118	4.39
gyertyán	64	2.38
virágos kőris	64	2.38
mezei juhar	26	0.97
molyhos tölgy	16	0.59
barkóca berkenye	8	0.30
akác	2	0.07
galagonya fajok	2	0.07
magas kőris	2	0.07
vörös tölgy	2	0.07
összesen	2690	100.00

11. táblázat: A beavatkozások típusai és eloszlásuk a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben

kezelések típusa	vizsgált fák száma	vizsgált fák %-a	kezelt fák %-a
gyűrűzött	222	18	40
magascsonkkal döntött	224	18	40
alacsony tuskóval döntött	89	7	16
kéregsebzett	27	2	5



16. ábra: A vizsgált fák törzsén található nyomok összességének eloszlása az egyes fajcsoportokban, a kezelési típusok szerint. CS=csertölgy, EL=egyéb lombos fafajok (gyertyán, magas kőris, virágos kőris, mezei juhar, barkóca berkenye, galagonya), T=egyéb tölgyek (kocsányos, kocsánytalan és molyhos tölgy), magascsonk=magascsonkkal döntött fa, vagyis magascsonk+fekvő párja, tusko=alacsony tuskóval döntött fa, vagyis tuskó+fekvő párja. Az a, b, A, v, z, wz, w betűk az egyes elemek közötti szignifikáns különbségeket mutatják

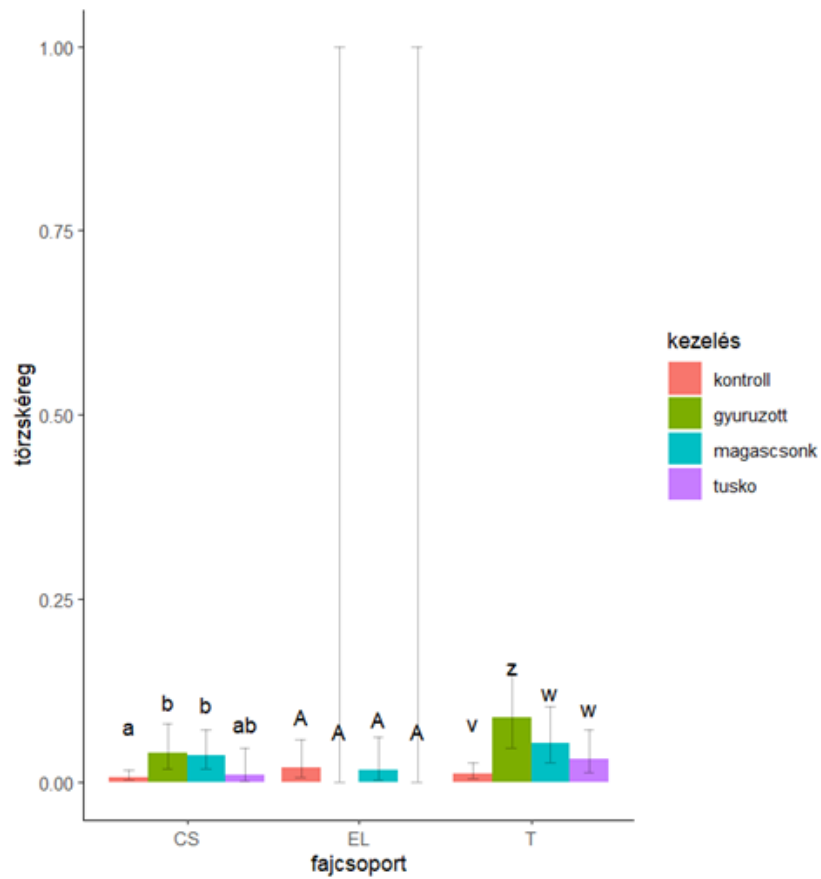
A továbbiakban a táplálkozásnyomok eloszlását mutatom be a felmért kontroll és kezelt fákön a három vizsgált változó - fafaj, mellmagassági átmérő és kezelési típus vonatkozásában lineáris vegyes modellek (GLMM) segítségével. A lineáris vegyes modellek (GLMM) eredményei alapján elmondható, hogy a felmért fák változóinak vizsgálata a nyomok eloszlására kimutatta, hogy a legerősebb szignifikáns hatással a kezelés típusa volt ($p < 2e-16$), de mind a fafaj ($p = 0.02979$), mind az átmérő ($p = 0.01454$) szignifikáns mértékben befolyásolta a nyomok arányát.

Mind az ANOVA, mind a drop1 tesztek kimutattak egy együttes szignifikáns hatást a kezelési típus és a fafaj között. A fafajcsoportok között a legtöbb táplálkozási nyomot a kocsánytalan, kocsányos és molyhos tölgyeken találtuk (16. ábra). A tölgyeken talált nyomok közül is a gyűrűzött fákön sikerült kimutatni a legnagyobb változást a kezelésekre hatására ($\text{response} = 0,1649$). Ezt követte a magascsonkkal döntött fák ($\text{magascsonk} + \text{a fekvő párja}$, $\text{response} = 0,1127$) aránya, majd az alacsony tuskóval döntött fák ($\text{tuskó} + \text{fekvő fa}$, $\text{response} = 0,0951$), és végül a kontroll fákön talált táplálkozásnyomok aránya ($\text{response} = 0,0300$), ami messze elmaradt mindegyik kezelési típus arányától. A tölgyek után a második legnagyobb arányban a csereken fordultak elő táplálkozási nyomok a beavatkozások hatására. Itt a legnagyobb arányban a magascsonkkal kezelt fákön ($\text{response} = 0,0972$), ezt követően a gyűrűzött ($\text{response} = 0,0711$) és az alacsony tuskóval döntött fákön ($\text{response} = 0,0688$) nagyjából megegyező arányban fordultak elő a nyomok. A kontroll fákön ($\text{response} = 0,0238$) szintén messze elmarad a nyomok aránya a kezelt fákétól. A felmért nyomok az egyéb lombos fákön fordultak elő a legkisebb arányban. Az egyéb lombos fafajokon a legtöbb nyomot szintén a magascsonkkal kezelt fákön mutattam ki ($\text{response} = 0,0545$), ezt követte a tuskóval döntött fák nyomainak aránya ($\text{response} = 0,0471$), majd a kontroll fák ($0,0331$), és itt a legkevesebb nyomot a gyűrűzött fákön sikerült kimutatnom ($\text{response} = 0,0271$).

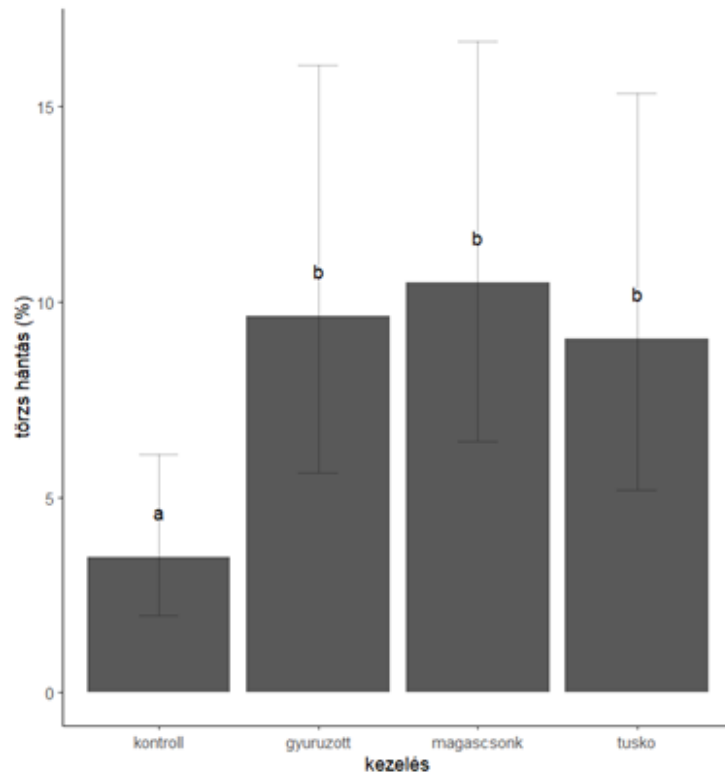
A táplálkozási nyomok összesített aránya után megvizsgáltam az egyes mélységi kategóriák adatainak eloszlását is. A fák kérgét, a kéreg felszínét érintő nyomok tekintetében a diagnosztikus ábrák szintén megfelelőek voltak. A felmért fák változóinak vizsgálata a nyomok eloszlására kimutatta, hogy a kezelési típus és a fafajcsoport volt szignifikáns hatással a nyomok eloszlására, az átmérő hatása nem szignifikáns. Kizárólag egy gyenge interakciós hatást sikerült kimutatni a kezeléstípusok és a fafajcsoportok között ($p = 0,06941$), ezért az előzőekhez hasonlóan modelltisztítást végeztem, melynek hatására az interakciós hatás szignifikancia szintje erősödött ($p = 0,01911$). Páronkénti összehasonlítással itt is

megvizsgáltam az egyes kezelési típusok hatását a nyomokra mindhárom fafajcsoport vonatkozásában (17. ábra). A kérgen talált nyomokat a legnagyobb arányban szintén a tölgyek fafajcsoportjában sikerült kimutatni. Az összes nyomhoz hasonlóan a gyűrűzött fákon lett a legtöbb nyom a kezelés hatására ($\text{response}=0,08821$), ezt követte a magacsonkkal ($\text{response}=0,05385$), majd az alacsony tuskóval döntött fákon talált nyomok aránya ($\text{response}=0,03244$), végül a legkevesebb a kontroll fákon volt ($\text{response}=0,01283$). A csereken felmért nyomok itt, ha nem is kiemelkedő mértékben, de a gyűrűzött fákon voltak a legnagyobb borítással ($\text{response}=0,04019$), ezt követte a magacsonkkal döntött fák ($\text{response}=0,03682$), majd a tuskós döntött fákon ($\text{response}=0,00998$) és kontroll fákon ($\text{response}=0,00801$) nagyjából egyenlő arányú volt a nyomok eloszlása. A kérgen talált nyomok szintén az egyéb lombos fafajokon voltak megtalálhatóak a legkisebb arányban, olyan mértékben, hogy kizárólag a magacsonkkal döntött ($\text{response}=0,01757$) és kontroll fákon ($\text{response}=0,02103$) fordultak elő, a másik két kezelési kategóriákban nem sikerült nyomot találni a fákon, ez látszik is a 17. ábrán.

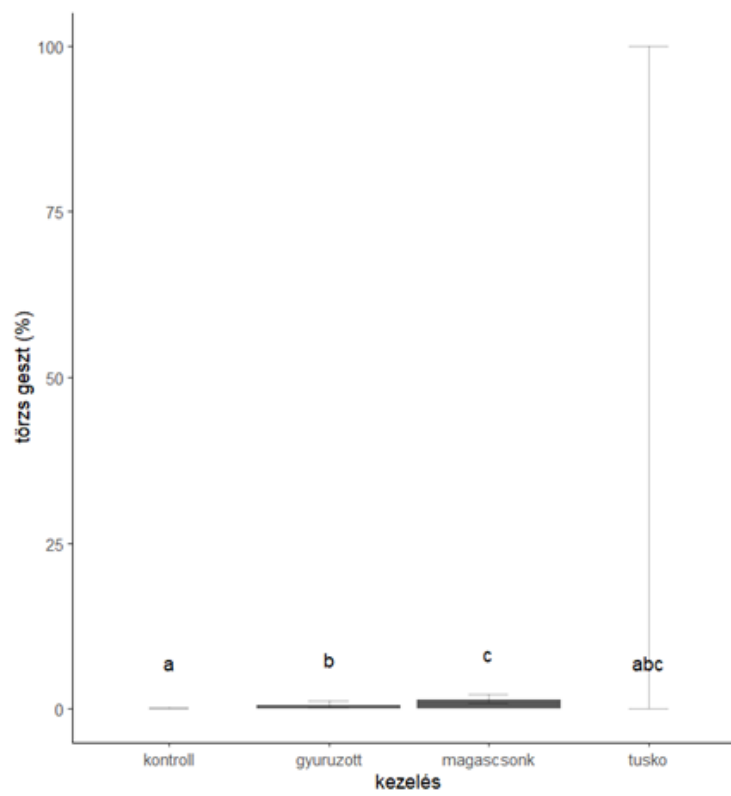
A következő vizsgált táplálkozási nyom kategória a fák törzsének kéreghántása. A diagnosztikus ábrák itt is megfelelőek voltak, így ANOVA és drop1 tesztekkel megvizsgáltam az egyes változók összefüggéseit. Ezek alapján a szignifikáns összefüggést a kezelés típusa és a mellmagassági átmérő mutatott a hántási nyomok eloszlásával, viszont változók közötti interakció szignifikáns eredményt nem mutatott, modelltisztítás után sem. Ezért a modell egyszerűsítésével eltávolítottam az interakciók vizsgálatát, így pedig szintén megkaptam a kezelési típus erős ($p=1.351e-13$), valamint a mellmagassági átmérő gyengébb ($p=0.01492$), de szignifikáns pozitív összefüggését a nyomok eloszlásában. Páronkénti összehasonlítással itt is megvizsgáltam az egyes kezelési típusok hatását a nyomokra, ám ebben az esetben az egyszerűsített modell miatt ezt csak a fafajcsoportoktól függetlenül tudtam megtenni (18. ábra). A legnagyobb mértékű törzshántást a magacsonkkal döntött fák és fekvő párjuk esetében találtam ($\text{response}=0,1050$), ezt követték a gyűrűzött fák ($\text{response}=0,0964$), majd a tuskóval döntött fák ($\text{response}=0,0906$) és végül a kontroll fák nyomainak eloszlása ($\text{response}=0,0348$).



17. ábra: a kéreg felszínét érintő nyomok eloszlása az egyes fajcsoportokban, a kezelési típusok szerint. CS=csertölgy, EL=egyéb lombos fajok (gyertyán, magas kőris, virágos kőris, mezei juhar, barkóca berkenye, galagonya), T=egyéb tölgyek (kocsányos, kocsánytalan és molyhos tölgy), magascsonk=magascsonkkal döntött fa, vagyis magascsonk+fekvő párja, tuskó=alacsony tuskóval döntött fa, vagyis tuskó+fekvő párja



18. ábra: A kéreg hántását érintő nyomok eloszlása kezelési típusok szerint



19. ábra: A törzsgesztet érintő nyomok eloszlása kezelési típusok szerint

Noha a következő mélységi kategóriát, a szíjácsig elérő táplálkozási nyomokat illetően a diagnosztikus ábrák nem jeleztek problémát, a modell, vélhetően a túl kevés, nullától eltérő adat miatt értékelhető eredményt nem mutatott, a modell egyszerűsítését követően sem, így erre a mélységi kategóriára nem tudok eredményeket közölni.

Az utolsó, a fák törzsébe legmélyebben behatoló, a gesztig érő nyomok tekintetében a diagnosztikus ábrák szintén megfelelőek voltak. A felmért fák változóinak vizsgálata a nyomok eloszlására kimutatta, hogy a kezelési típus, valamint a fák átmérője mutatott szignifikáns összefüggést a nyomok eloszlásával. Mivel szignifikáns interakciót nem sikerült kimutatni, így a modellt itt is egyszerűsítettem. A gesztig érő nyomok tekintetében csupán két kezelési típusnál sikerült nyomot találni, a magacsonkkal döntött fákon ($\text{response}=0,014468$) és a gyűrűzött fákon ($\text{response}=0,006117$), valamint a kontroll fákon volt a nyomok aránya a legkisebb ($\text{response}=0,000907$). A tuskóval döntött fákon nem találtam nyomot (19. ábra).

5. Következtetések és javaslatok

5.1. I. vizsgálat: Az erdőszerkezet gazdagságának hatása a fészkelő madárközösségek összetételére

Irodalmi adatok alapján a madarak általában negatívan reagálnak a faállomány denzitásának növekedésére, ellenben a vastag fák magasabb aránya a madarak abundanciájának növekedésével jár együtt (Berezki et al. 2014, Czeszczewik et al. 2014, Balestrieri et al. 2015, Bouvet 2016). A faállomány denzitásával jelen vizsgálatomban is negatív összefüggést sikerült kimutatnom a 10 centiméter mellmagassági átmérőnél vastagabb fák denzitása és a cserjeszintben költő fajok, valamint a feketerigó között. A sűrű állományban kevesebb fény jut le az erdő talajára, emiatt a cserjeszint kevésbé fejlett lesz, így a cserjeszintben költő fajok, mint amilyen a feketerigó is, kevésbé találhatják meg életfeltételeiket (Ghadiri Khanaposhtani et al. 2012).

A cserjeszint sűrűsége ezzel összefüggésben kifejezetten meghatározó szerkezeti tényezőnek bizonyult. Befolyásolta mind a teljes madárközösség, mind a lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozók, a másodlagos odúlakók, valamint az állandó madarak abundanciáját. A vizsgált fajok közül a csilpcsalp füzike reagált pozitívan ezen háttérváltozóra, ami egy lombkoronában táplálkozó faj, ami úgyszintén igényli a fejlett aljnövényzetet (Csörgő & Gyurác 2021, Haraszthy 2019).

Az a háttérváltozó, ami a legnagyobb számú vizsgált csoporttal mutatott pozitív összefüggést az a faállományban előforduló vastagabb fák denzitása. Az idős, tekintélyes méretekkel rendelkező fák előfordulása erdeinkben fontos a diverz állatközösségek fenntartásához, ezen belül a madárközösségek gazdagságához is nagyban hozzájárulnak (Roberge et al. 2008, Ghadiri Khanaposhtani et al. 2013). Mag & Ódor (2015) szintén arra jutottak, hogy az általuk vizsgált faegyedek átmérője volt a legfontosabb magyarázó változó a költő madárközösségek számára őrségi vegyes lombhullató erdőkben végzett vizsgálataik során, ami alátámasztja eredményeinket. Az öregebb, vastagabb fák durva, érdes kéregfelszín fejlesztenek, tele üregekkel és egyenetlenségekkel, emellett pedig kiterjedtebb lombkoronával rendelkeznek, sokszor elhalt vagy korhadó ágakkal egyetemben. Ezen jellemzők mind elősegítik gazdag ízeltlábú fauna meglétét (Jackson 1979, Czeszczewik et al. 2014, Balestrieri et al. 2015, Stański et al. 2020), mely ezáltal támogatja változatos rovarévő madárközösségek jelenlétét a területen (Czeszczewik et al. 2014). Azonban más vizsgálatok szerint (Poulsen 2002,

Rosenvald et al. 2011, Bereczki et al. 2014) az állományalkotó fák méretének változatossága, és nem az átmérő a rovarrevő madarak abundanciájában a legfontosabb háttérváltozó.

Az odúlakó madarak számára a potenciális költőfák mellmagassági átmérője bírt nagy fontossággal, vizsgálatomban mind az elsődleges mind a másodlagos odúlakó fajok számára a vastag fák denzitása volt meghatározó, és ennek fontosságát sok más tanulmány is alátámasztja (Hardersen 2004, Cockle et al. 2011, Hebda et al. 2017). A nagyobb átmérőjű fák jelenléte meghatározó lehet mind költéshez, mind pihenéshez, éjszakázáshoz, vagy akár nappalozáshoz. Az odúkészítő fajoknak fontos mind az odúk megfelelő falvastagsága, mind a kellő térfogatú odúbelső akár fiatalosokban is, ezért a nagy fák akár sporadikus megléte kiemelten fontos lehet ezekben az állományokban (Remm et al. 2006).

Jelen tanulmányban a vizsgált guildek a 30 centiméternél nagyobb mellmagassági átmérőjű fák denzitásának emelkedésére pozitívan reagáltak, tehát feltételezhetjük, hogy a 30 centiméter egy olyan érték, ami jelentőséggel bír a madarak számára. Ezt alátámasztja több egyéb kutatás is. Romániai lombhullató erdőkben nagy fakopáncsok előnyben részesítették a 30 centiméter feletti tölgyeket költőfájuk kiválasztása során (Domokos & Cristea 2014). Ugyanitt a közép fakopáncsok főként a 40, a fekete harkályok pedig a 60 centiméter feletti fákat választották. Gutzat & Dormann 2018-as meta-analízisükben 51 európai és észak-amerikai tanulmányt vizsgáltak odúköltő fajok élőhely-használatáról, és azt mutatták ki, hogy a választott költőfák minimális mellmagassági átmérője 20 centiméter (az átlag 35,6 cm). Eredményeik ellenben azt sugallták, hogy a relatíve vastagabb fákat csak abban az esetben választják költésre, amennyiben az állomány átlagos átmérője alacsony, ez magyarázhatja, hogy egyes, idősebb erdőkben végzett vizsgálatok miért nem jutottak ugyanerre a következtetésre (Milne and Hejl 1989). Seavy et al. (2012) szintén hangsúlyozza, hogy a választott költőfák törzsátmérőjének szerepe csökken a rendelkezésre álló fák törzsátmérőjének emelkedésével.

Stański és munkatársai (2020) szintén kimutatták, hogy a nagy fakopáncs táplálkozása során előnyben részesíti a magasabb és vastagabb fákat. Egyéb odúköltő fajok szintén pozitívan reagálnak a terjedelmesebb fák nagyobb denzitására (Delahaye et al. 2010, Hebda et al. 2016, Ónodi et al. 2024). Ahogy azt az én eredményeim is alátámasztják, miszerint odúlakó fajok, mint a közép fakopáncs, kék cinege, barátcinege és az örvös légykapó abundanciája megnövekedett a 30 centiméternél vastagabb fák magas denzitására.

Winkler (2005) arra jutott, hogy az állandó madarak aránya a populációban növekedik az erdőállomány korával. Ez a jelenség összefüggésbe hozható az állandó madarakra vonatkozó eredményeimel, főként, ha figyelembe vesszük, hogy azok nagyrészt odúköltő fajokból állnak, melyek a vastagabb fák denzitásával mutattak összefüggést, ami arra utal, hogy az állományok idősebbek és komplexebbek. Ónodi és munkatársai (2022) szintén nagyobb törzsátmérőjű tölgyesekben mutattak ki magasabb abundancia értékeket rezidens fajokra egy olyan vizsgálat során, amelyben középkorú, kezelt tölgyes állományokat hasonlítottak össze öreg erdőssztyepp maradványtölgyesekkel.

Eredményeim alapján két madárfaj kötődött szignifikáns mértékben a legnagyobb famagassághoz a vizsgált ponton, a csuszka és az erdei pinty. A 26 méternél magasabb fák pozitívan befolyásolták a csuszka előfordulását és mennyiségét a vizsgált területen. A tölgy fajok (amelyek többségében alkották a felmért állományokat) komplex kéregszerkezettel rendelkeznek, ezáltal ideális élőhelyet teremtenek a kérgen és a kéreg alól táplálkozó fajoknak (Proença et al. 2010, Robles et al. 2011, Domokos & Cristea 2014, Porro et al. 2020, Komlós et al. 2021, Ónodi et al. 2021, Stański et al. 2021). Iránban, a hürkániai erdőkben végzett vizsgálatai során Khosroshahi et al. (2011) arra az eredményre jutott, hogy a magas fák nagyobb aránya szignifikánsan emelte a csuszka abundanciáját. Kimutattuk továbbá az erdei pinty kötődését a nagyobb maximális famagassághoz. Szignifikánsan több erdei pinty fordult elő azon állományokban, ahol a maximális famagasság 31 méter fölötti volt. Krams (2001) vizsgálatában az erdei pintyek idős erdőkben a magasabb fákat részesítették előnyben, hogy közvetlenül a lombkorona alól énekelhessenek, csökkentve ezzel a predáció kockázatát.

A fafajok változatossága szintén döntő fontosságú a madárvilág szempontjából (Ellison et al. 2005, da Silva et al. 2021, Kaushik et al. 2022). Tölgy-domináns állományokban esszenciális lehet az elegyfajok jelenléte, mert ezek biztosíthatják a diverz fauna jelenétét az erdőben. Ezen elegyfajok táplálékforrást jelentenek számos lombfogyasztó rovarlárva fajnak, ezek fontosak a lombkoronában rovarokat fogyasztó guild fajainak - amik ezáltal nélkülözhetetlen kártevő-szabályozó szerepet töltenek be erdeinkben (Berezki et al. 2014, Czeszczewik et al. 2014, Eötvös et al. 2021, Eötvös et al. 2023). Eredményeim alapján a másodlagos fafajok, például a hárs, a bükk és a gyertyán jelenléte fontos volt különböző madárfajok számára.

Kapcsolatot találtam a hársfajok állományban való jelenléte és a hegyi fakusz abundanciája között. Schönfeld (1983) kutatta az összefüggést vegyes lombhullató erdőkben a két fakuszfaj költési sikere, valamint a költésre kiválasztott fa faja között. Megállapította, hogy a kocsányos

tölgy után a hársak a második legkedveltebb fafajok a fakuszok számára, mind a valószínűsíthető, mind a bizonyított fészkelés szempontjából. A vastag fák mellett a bükk és a gyertyán jelenléte az állományban szintén fontos volt a sisegő füzike számára. A sisegő füzikéről ismert, hogy kedveli a bükkösöket (Glutz von Blotzheim & Bauer 1991) és más magas, jól fejlett mezofil lombhullató vagy akár vegyes tűlevelű állományokat, zárt lombkoronával és kevésbé sűrű cserje- és gyepszinttel (Broughton et al. 2020). Mindazonáltal Wesolowski és munkatársai (2009) megállapították, hogy a táplálékforrások elérhetősége, valamint az alacsony predációs kockázat még a közvetlen környezetük szerkezeti jellemzőinél is fontosabbak a sisegő füzike számára a fészkelőhely kiválasztásakor.

Pozitív összefüggést találtam a barátcinege abundanciája és a gyertyán előfordulása között. Ónodi et al. (2024) szintén kimutatta a barátcinege gyertyán irányába mutató preferenciáját. Broughton et al. (2012) szerint a fafajösszetétel kevésbé fontos a barátcinege számára, mint a szerkezeti változók, Hinsley et al. (2007) viszont úgy találta, hogy az aljnövényzet jellemzői jelentősebbek, mint a lombkorona jellemzői. Mindazonáltal jelen vizsgálatban nem találtam további összefüggéseket a faállomány szerkezeti változói és a barátcinege adundanciája között.

Vizsgálatom nem mutatott jelentősebb kapcsolatot a holtfa és a madárközösségek gazdagsága között. A holtfa különböző megjelenési formái azonban egyértelműen létfontosságúak a harkályok, odúköltő madarak (Cockle et al. 2011, Czeszczewik et al. 2013, Kilgo & Vokuvich 2014, Aszalós et al. 2020) és más madárfajok számára (Mag & Ódor 2015). Kutatásunk szerkezetgazdagító jellege miatt az abban részt vevő faállományok a kísérlet kezdetén álló és fekvő holtfában viszonylag szegények voltak a természetesebb állományokhoz vagy az idős erdőkhez képest, ezért valószínűsíthető, hogy a fészkelő közösség abundanciájára gyakorolt hatásuk ezért nem jelentős.

5.2. II. vizsgálat: Erdőszerkezet-gazdagító beavatkozások hatásainak vizsgálata fakérgen táplálkozó madárfajok táplálkozásnyomainak előfordulására

Harkályok és egyéb kéreg alatti zsákmánnyal táplálkozó fajok, úgy, mint csuszkák (Sittidae) és fakuszok (*Certhiidae*) táplálkozáspreferenciájára irányuló tanulmányok szép számmal találhatóak, a legtöbb közülük természetes állományokból származik. Közép-európai kezelt lombhullató erdőkből még kevés adat áll rendelkezésünkre (Mazgajski 1998, Kosinski 2006, Kosinski & Kempa 2007) öreg, természetes erdőkben történt vizsgálatokhoz képest

(Wesołowski et al. 2010, Walankiewicz et al. 2011, Czeszczewik et al. 2014). Jelenleg gyakoribbak azok a vizsgálatok, ahol a madarak tényleges megfigyelésén alapszik a táplálkozási preferenciák felmérése (Czeszczewik 2009, Duron et al. 2018, Lorenz et al. 2016, Ónodi & Csörgő 2014, Ónodi et al. 2021), míg sokkal kevesebb tanulmány foglalkozik a madarak által hagyott táplálkozási nyomok vizsgálatával (Aszalós et al. 2020, Aulén 1991). Noha némely faj jellegzetes nyomot is hagyhat a fákon, mint a fekete harkály mély, karakteres nyomai, vagy a fehérhátú fakopáncs finom, horizontális csőrnyomai, ezen nyomok mégsem tekinthetők diagnosztikusnak, mert a legtöbb esetben a nyomok nem ilyen jellegzetesek (Gorman 2004, 2011, 2015).

Kosinski (2006) és Pasinelli (2007) megfigyeléseihez hasonlóan eredményeim azt támasztják alá, hogy hasonló elegyes lombhullató erdőkben harkályfajaink, pl. a nagy és a közép fakopáncs főként a tölgyfajokat preferálják táplálkozásuk során. A kéreg szerkezete fontos jellemzője a különböző fafajoknak. Egy fajnak minél érdekesebb, osztottabb, strukturáltabb a kérge, annál diverzebb és gazdagabb ízeltlábú faunát tud fenntartani, mert változatos mikroélethelyeket biztosít számukra, amelyek fontos táplálékforrásokat jelentenek a kérgen és a kéreg alól táplálkozó fajoknak (Jackson 1979, Török 1990, Pasinelli & Hegelbach 1997, Kruszyk 2003, Kosinski 2006). A białowieża-i őserdőben folyó vizsgálatok azt mutatták, hogy a harkályok előnyben részesítik a gyertyánt mind költésre, mind táplálkozásra (Hebda et al. 2017, Stanski et al. 2021), ugyanakkor mások ennek ellenkezőjét tapasztalták, vagyis hogy kifejezetten kerülik a fafajt (Hardersen 2004). Ennek az eltérésnek oka lehet, hogy őserdei, természetes környezetben nagyobb arányban használt gyertyánok nagy valószínűséggel öregebbek, korhadtabbak, sokszor sérültek, valamint nagyarányú holt faanyagot tartalmaznak (Kosinski & Kempa 2007). Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy a nagy fakopáncs gyakran használ élő fákat, erre a fajra a jellemző leginkább az élő szubsztrát használata (Török 1990, Farris & Zack 2005, Pasinelli 2007, Ónodi & Csörgő 2014, Ónodi & Winkler 2016, Kosiński et al. 2017), míg a többi harkályfaj előnyben részesíti a korhadtabb szubsztrát használatát.

Számos tanulmány foglalkozik az álló és fekvő holtfa és a harkályok élőhelyhasználata közötti kapcsolattal, hangsúlyozva annak fontosságát és a harkályfélék, mint kulcsfajok szerepét az ökoszisztémákban (Angelstam et al. 2003, Farris & Zack 2005, Lohmus et al. 2010, Kosinski et al. 2017). A holt faanyag, de főként az álló holtfa viszont általában kevés a kezelt állományokban, így a beavatkozások előtti eredményeim megvilágíthatják

erdőállományok bizonyos fontos tulajdonságait abban az esetben, mikor holtfa nem, vagy csak nagyon limitált mértékben elérhető a harkályok számára. Az alapállapot-felmérés során erősebb összefüggéseket találtunk az ágakon, a lombkoronában található nyomokra vonatkozóan, mint a törzs használatában. Ez az eredmény összefügghet a lombkoronában található holt ágak nagyobb arányával, melyek az amúgy élő fákon korhadt és holt szubsztrátot biztosítanak a madaraknak (Larrieu et al. 2014). Ezek a halott ágak a még élő fákon nélkülözhetetlenek a főként vékony ágakon táplálkozó kis fakopáncsnak (Roberge et al. 2008, Charman et al. 2010, Ónodi & Csörgő 2014).



11. kép: Harkály táplálkozásnyomok fekvő holtfán (a szerző felvétele)

A szerkezetgazdagító beavatkozások utáni felmérések eredményei megmutatták, hogy a madarak milyen gyorsan reagálnak a megnövekedett holtfa-kínálatra. Tekintve, hogy a

beavatkozások után 1 évvel végeztük a felméréseket, mindenképpen kijelenthető, hogy már ilyen rövid idő alatt is nagymértékben reagáltak a megváltozott körülményekre. Mindhárom vizsgált változónk magyarázta a táplálkozásnyomok növekedését, vagyis mind a vizsgált fák mellmagassági átmérője, fafaja és a kezelések módja is befolyásolta a vizsgált nyomok eloszlását, de legnagyobb mértékben a kezelések módja határozta meg a nyomok arányát és gyakoriságát a kezelt fákon. Emellett szignifikáns különbség volt minden esetben a kezelt és a kontroll fák között, ami szintén jelzi a kezelések sikerét. A harkályok szintén eltérő mértékben használták a három létrehozott holtfa típust. Fontos itt megjegyezni az eredmények megfelfelő értékeléséhez, hogy a döntött fáknál a tuskót vagy a magascsonkot a hozzá tartozó fekvő holtfával egyben kezeltük.

Az összes vizsgált fa törzsén talált nyomot tekintve azok kiterjedése a tölgyeken volt a legkifejezettebb, azon belül is a gyorsabban elhalást mutató tölgy fajokon, vagyis a kocsányos, kocsánytalan és molyhos tölgy fajokon. Terepi tapasztalataim alapján is egyértelműen kijelenthető, hogy a csereket a harkályok kevésbé preferálták, amit eredményeim is alátámasztanak. Ez valószínűleg a kéreg szerkezetével, minőségével, illetve a kérget, majd a fát kolonizáló szaproxilofág rovarok egyedszámával, fajgazdagságával hozható összefüggésbe, továbbá a kezelt fa elhalásának sebességével (a cserek általában lassabban haltak el, ami miatt a szaproxilofág rovarok is később telepedtek meg). Az egyéb lombos fafajok alkotta harmadik vizsgált csoportba tartozó fákon szignifikánsan kevesebb nyomot tudtam felfedezni, ez köszönhető annak, hogy más fafajok (például a gyertyán, kőris fajok) lassabban korhadnak, így jóval tovább képesek túlélni, mint a tölgy fajok. A tölgyeken a legtöbb nyomot a gyűrűzött fákon találtuk, ez valószínűleg a tölgyeket kolonizáló szaproxilofág rovarfajok egyedszámának, fajgazdagságának megnövekedésével hozható összefüggésbe a gyorsabb elhalás hatására, és ezáltal a táplálékkínálat megnövekedésével. Emellett a kéreg szerkezetének minősége megváltozik, ezáltal az alatta található rovarfajok könnyebben elérhetővé válnak. Corace et al. (2013) mutatta ki, hogy a gyűrűzött fák nagyobb százaléka ért el fejlettebb korhadási kategóriákat gyorsabb idő alatt, mint más holtfagyártási technikák. Ezzel szemben Weiss et al. (2018) arra jutott, hogy a gyűrűzéssel kezelt fák keményebb faanyagot eredményeznek, és mind kevesebb rovaraktivásra mutató jelet, mind kevesebb harkály vésésnyomot találtak rajtuk, mint az égetéssel vagy csonkolással kezelt fákon. Jelentős mennyiségű fa esetében figyeltem meg azt a jelenséget, hogy a gyűrűzés felett a fa törzsének kéregfelszíne szinte teljes egészében, de mindenesetre nagy százalékban volt vésésnyomokkal borítva, és ez legtöbb esetben a kocsánytalan és kisebb mértékben a

kocsányos tölgyekre volt jellemző. A csereken vagy az egyéb lombos fafajokon ez a jelenség sokkal kisebb mértékben, szinte egyáltalán nem volt megfigyelhető az első év után. Mindezzel ellentétben a csereken a legtöbb nyom a döntött fákon, ezen belül is a magascsonkkal döntött fákon volt megfigyelhető. Az álló csonkok azok, amik a leggyorsabban kezdenek el elhalni, bennük indul meg leggyorsabban a korhadási folyamat, mert a döntés során a vágási felületen keresztül nagy területen megnyitjuk a fatestet a gombák számára, ezzel gyorsítjuk a korhadás folyamatát. Éppen ezért az alacsony- és magascsonkok biztosítják az első táplálékforrást a harkályok számára, és ezeket is találják meg először (Arnett et al. 2010). A döntött fák földön fekvő részének hasznosítása lassabban indul el, és hosszú távon sem éri el a csonkok vagy az álló holtfák mértékét (Aszalós et al. 2021). A harkályok általában a fekvő fák kérgének lehántásával kezdik a folyamatot, és majd később, a korhadás előrehaladtával jelennek meg a mélyebbre hatoló, akár gesztig elérő nyomok. Ennek oka lehet, hogy a mélyebb rétegekhez kötődő szaproxilofág rovarfajok később jelennek meg a korhadás folyamatában, amikor már előrehaladottabb a folyamat.



12. kép: Harkály táplálkozásnyomok lehántott kéreg alatt (a szerző felvétele)

Ugyan a sebzett fák kevés adatuk miatt ki kellett, hogy maradjanak a kevert modellekből, de érdemes megemlíteni, hogy rajtuk semmi nyom nem volt. A sebzett fák korhadása és ezáltal az elhalási folyamatuk sokkal lassabb a többi kezelési típusnál megfigyelhetőnél, sőt sokszor a sebzést egy-egy vitálisabb fa teljesen be is nőheti, ezzel kevésbé hatékonykezelési módszernek bizonyul például a gyűrűzésnél. Aszalós és munkatársai (2021) hasonló vizsgálatban 3 éven keresztül évente követték a táplálkozási nyomok eloszlásának változását, és arra jutottak, hogy a sebzett fák először a harmadik évben kezdték el a harkályok általi használat jeleit mutatni, igaz akkor is sokkal kisebb mértékben. Ennek alapján várható a jövőben, a következő, 2. felmérés utáni elemzések során változás a sebzett fák használatában.

A legintenzívebben a harkályok a kéreg felszínén táplálkoztak, valamint még jelentős mennyiségű kéreghántást tapasztaltam. Tekintve, hogy a kezeléseket utáni első évről beszélünk ez egyáltalán nem meglepő, ahogy még csak elindul a korhadási folyamat a kéreg felszíne és a kéreg alatti terület az, amit először megtalálnak a madarak, és ez az, ahol először nagymértékben indul meg a használat. A szíjácsot elérő nyomok minimálisan fordultak elő, nem is voltak statisztikailag értelmezhetők. Ami érdekes, hogy a legmélyebb, gesztet elérő nyomok viszont megfelelő mértékben fordultak elő az elemzésekhez, igaz, nem nagy százalékban borítják a fákat, előfordulásuk inkább pontszerű.

Weiss et al. (2018) Észak-Amerikában fenyvesekben végzett hasonló kísérleteket, ahol magascsonkkal döntött, gyűrűzött, valamint égetéssel előlt fák harkályok általi használatát vizsgálták. A magascsonkokon szignifikánsan több táplálkozási nyomot találtak, mint a gyűrűzött fákon. Arnett és munkatársai (2010) álló holtfa és magascsonkok mesterséges létrehozására irányuló ismételt kezeléseket végeztek Oregon nyugati részén duglászfenyvesekben, majd évenként ellenőrizték a madarak holtfa-használatát 3 éven keresztül. Azt tapasztalták, hogy a madarak fészkelési aktivitása alacsony volt az első 5 évben, nagy valószínűséggel a korhadás ekkor még nem volt előrehaladott. Viszont nem találtak erős kapcsolatot a holtfa denzitás és a táplálkozási aktivitás között sem, bár alacsonyabb csonkokat hoztak létre, fiatalabb (20-40 éves) fákból. Szintén duglászfenyvesekben vizsgáldott Brandeis et al. (2018), különböző módokon létrehozott holtfák használatára vonatkozóan. Gyűrűzést, különböző magasságú magas csonkokkal járó döntést, valamint vegyszeres elölést alkalmaztak, és arra jutottak, hogy a kezelés módja viszonylag kevésbé befolyásolta a harkályokat, viszont a használat erősödött az idő múlásával. A

legfontosabb faktornak a csonk használatában az eltelt idő bizonyult a fa elhalásától számítva, ez is alátámasztja, hogy nagy valószínűséggel a következő felmérésem után módosulni fognak az eredményeim, és más lesz a nyomok borítása.

Hallett és munkatársai (2001) kimutatták, hogy a holtfák létrehozását követő első évben még elenyésző a harkályok táplálkozására utaló nyom, ám az azt követő néhány évben ez nagymértékben és gyorsan nő, ahogy a korhadási folyamat beindul, és hogy ez minden kezelési típusra igaz. Bull & Partridge (1986) azt találta, hogy a létrehozott holtfákon megjelentek az első táplálkozásnyomok az első 2-4 évben a kezelés után. 5 évet követően pedig a legtöbbször megtalálhatóak voltak. Barry és munkatársai (2018) szintén duglászfenyvesben egy hosszú távú kutatás keretében vizsgálták különbözőképpen kezelt állományokban létrehozott álló holtfákon a hozzájuk kötődő madarak költési és táplálkozási viselkedését 25 évvel a létrehozásuk után. A részletes vizsgálat ellenére limitált használatot tudtak csak detektálni az odúlakó fajok részéről, ami szerintük annak tudható be, hogy az eltelt idő alatt kisebb lett a létrehozott holtfák fontossága a madarak számára - ez is alátámasztja, hogy közvetlen a kezeléseik után 1-2-3 évvel emelkedik meg szignifikánsan a harkályok mikrohabitat-használata, majd fokozatosan egyre kevésbé használják azt. Ez azért is van, mert sok odúkészítő faj a fatestben fejlődő szaproxilofág bogarakat fogyasztja nagymértékben, és ezek a legnagyobb abundanciával a fa elhalását követő 3 évben találhatóak a holt faanyagban (Angers et al. 2012, Farris et al 2002, Hanks 1999, Harmon et al. 1986). Azt tapasztalták, hogy a harkályok helyett inkább azon másodlagos odúlakó fajok használták nagymértékben a létrehozott holtfákat, melyek erősen korhadt holt faanyagot igényelnek (Mahon et al. 2007), vagy azok, melyek az erősen korhadt fához kötődő rovarokat fogyasztják (Flemming et al. 1999).

Aulén és munkatársai (1991) Svédországban, nagyrészt közönséges nyír (*Betula alba*), rezgő nyár (*Populus tremula*) és mézgás éger (*Alnus glutinosa*) fafajokat kezeltek, ezzel holtfakínálatot teremtve elsősorban a fehérhátú fakopáncs számára, és vizsgálataik is erre a fajra irányultak a létrehozott holtfák használatára vonatkozóan. Itt szintén vizsgálták a különböző módon kezelt fafajokat, és kimutatták, hogy az egyfajta kéregzsebes mérgezéssel kezelt fák (notched trees) ugyan gyorsabban elölik a fát, ezáltal gyorsabb táplálékforrást jelentenek, de kevésbé diverz rovarközösséget biztosítottak a madaraknak. A gyűrűzött fák hosszabb ideig teremtettek megbízhatóbb és fajgazdagabb táplálékforrást a harkályoknak. Mindamellettt ők is arra jutottak, hogy a legjobb a mindkét technikát alkalmazó kezelés egy állományban. Valamint kiemelték, hogy a kezelt fák mellett fontos, hogy az

állomány egyéb táplálékforrást is biztosítson a harkályoknak, hogy mikor a létrehozott holtfák elvesztették értéküket, az állomány akkor is hosszútávon megfelelő habitatot teremtsen az ott költő egyedeknek.

Több vizsgálat (Arnett et al. 2010, Aulén et al 1991, Hallett et al. 2001) is alátámasztja eredményeimet, hogy a holtfa-gyártásra irányuló beavatkozások után nagyon gyorsan, akár egy évet követően megindul a harkályok táplálkozási aktivitása, a kezelés módjától, a csonkok és álló holtfák elhelyezkedésétől függetlenül. Kroll et al. (2012) szerint, ha elég idős erdő található a beavatkozásokkal érintett állomány körül a tájban, akkor az odúlakók mesterséges holtfára irányuló igénye kisebb az elérhető többlet-habitat miatt, ez az úgynevezett habitat-többlet hipotézis. Másrészt a megnövekedett mennyiségű idős erdő a környéken az odúlakó fajok egyfajta forrásaként szolgál a tájban, így megnöveli a holtfa-igényt a kezelés során, ezt nevezik habitat-forrás hipotézisnek.

6. Összefoglalás

Dolgozatom keretében egy komplex, Natura 2000 tölgyesekre irányuló kísérleti kutatás keretében vizsgáltam természetvédelmi erdőkezelési beavatkozások hatását költő madárközösségekre. Célunk az volt, hogy megvizsgáljuk azon kulcsfontosságú változókat, amelyek hozzájárulhatnak az természetvédelmi kezelési stratégiák kialakításához.

Első vizsgálatom keretében Magyarország középhegységi területén 11 tölgy dominanciájú erdőterületet vizsgáltunk 86 felmérési ponton, hogy feltárjam az erdőállományok különböző összetételű és szerkezetű változóinak szerepét, amelyek funkcionális csoport és egyedi faj szintjén befolyásolják az erdőkben költő madárközösségeket.

Táplálkozási, költési és vonulási guildekbe soroltam a megfigyelt fajokat, hogy ezzel is még komplexebb módon tudjam vizsgálni az erdőszerkezettel való kapcsolatukat. Döntési fa modellezéssel megvizsgáltam az egyes háttérváltozók hatását a madarak összabundanciájára, az egyes guildekre, valamint minden megfigyelt fajra. Eredményeim azt mutatták, hogy a 30 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb fák denzitása az állományban volt összességében a legfontosabb háttérváltozó a madarak abundanciájának meghatározásában. A vastag fák denzitása az állományban pozitívan befolyásolta a vizsgált madarak összabundanciáját, Ez a változó pozitívan befolyásolta a vizsgált madarak összabundanciáját, a lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozók csoportjának, az elsődleges, valamint a másodlagos odúlakók csoportjának, és a rezidens madaraknak, valamint 5 további fajnak az abundanciáját. Ezen kívül pedig a szintén emelte 5 faj, a közép fakopáncs, a sisegő füzike, az örvös légykapó, a kék cinege, és a barátcinege abundanciáját. Azt találtuk, hogy az állomány legmagasabb fájának magassága a vizsgált felmérési ponton emelte az erdei pinty és a csuszka abundanciáját. A faállomány sűrűségét legjobban leíró háttérváltozó, a 10 centiméternél vastagabb fák denzitása negatív hatással volt a cserjeszintben költő fajok abundanciájára, ellenben a cserjeszint sűrűsége pozitívan befolyásolta a madarak összabundanciáját, a lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozók csoportját, a másodlagos odúlakókat és a rezidens fajokat. Az elegyfajok vizsgálata kimutatta, hogy a hársak, bükk és gyertyán fafajok megjelenése pozitívan befolyásolta egyes fajok előfordulását. Eredményeim alapján elmondható, hogy a nagyméretű fák, a fafajok sokfélesége és a sűrű cserjeszint alapvető fontosságúak az erdei madárközösségek számára, és védelmük meghatározó a sokszínű és fajgazdag madárközösségek fenntartása érdekében tölgyes dominanciájú erdei élőhelyeken.

Dolgozotomban ismertetett másik vizsgálatában hazai harkályfajok táplálkozási nyomait mértem fel a szerkezetgazdagító beavatkozások előtt és után. Az alapállapot felmérés során

vizsgáltam a harkályok fafaj-preferenciáját, valamint a fák egyes jellemzőinek hatását a harkályok élőhely-használatára. 2019–2020 tele és kora tavasza között mértem fel a kijelölt fákon megfigyelhető táplálkozási nyomok százalékos előfordulását a fák törzsén és a lombkoronában. Eredményeim alapján a harkályfajok leginkább a különböző tölgyfajokat preferálták, ezen belül is legnagyobb mértékben a kocsánytalan tölgyet. Nagyobb eséllyel találtunk táplálkozási nyomokat az ágakon, mint a fák törzsén. A detektált táplálkozási nyomok a nagyobb törzsátmérőjű és magasabbak fákon voltak gyakoribbak. Minél alacsonyabb volt a fa, annál nagyobb hatása volt a mellmagassági átmérőnek a táplálkozási nyomok előfordulására, a felsőbb magassági kategóriákban pedig az átmérő hatása mérsékeltebb lett.

A beavatkozások után (léknyitás, holtfa előállítás gyűrűzéssel és fák döntésével) szintén megvizsgáltam a táplálkozási nyomok eloszlását a vizsgált fákon azok fafaja, mellmagassági átmérője és a kezelés típusa alapján. Mindhárom vizsgált változónk magyarázta a táplálkozásnyomok előfordulásának és kiterjedésének növekedését is, vagyis mind a vizsgált fák mellmagassági átmérője, fafaja és a kezelések módja is befolyásolta a vizsgált nyomok eloszlását, de legnagyobb mértékben a kezelések módja határozta meg a nyomok arányát és gyakoriságát a kezelt fákon. Emellett szignifikáns különbség volt minden esetben a kezelt és a kontroll fák között, ami szintén jelzi a kezelések hatékonyságát. A harkályok szintén eltérő mértékben használták a három létrehozott holtfa típust.

A legintenzívebben a harkályok a kéreg felszínén táplálkoztak, valamint még jelentős mennyiségű kéreghántást tapasztaltam. A mélyebbre hatoló kategóriákban, a szíjácsig, valamint gesztig elérő nyomok tekintetében a beavatkozások utáni első évben kevesebb nyomot sikerült felfedeznem.

7. Kitekintés – Ajánlások a gyakorlati szakemberek számára

Ahogy azt dolgozatomban első kutatásának eredményei is alátámasztják, a gazdag és változatos madárközösségek jelenléte egy erdőben számos szerkezeti és kompozíciós elem együttes előfordulásának köszönhető. A leggazdagabb közösségek sokszintű, többkorú, fafajokban gazdag, mozaikos gyep- és cserjeszintű, lékekkel is tagolt, változatos holt faanyagban gazdag és idős, nagy faegyedeket, habitatfákat is tartalmazó állományokhoz kötődnek. Ezen jellemzők meglétét erősen befolyásolja az alkalmazott erdőgazdálkodási tevékenység. Dolgozatomban kísérleti kutatásában a természetvédelmi erdőkezelés eszköztárában szereplő beavatkozásokkal foglalkoztam, melyek alapvetően a természetes erdődinamikai folyamatokat használják fel, ezzel gazdagítva és diverzifikálva az állomány szerkezetét és összetételét. A természetvédelmi erdőkezelés során a faanyagnyerés nem szempont, és az elsődleges cél a természet védelme gazdasági haszon nyérése nélkül. Ma Magyarországon erdeink túlnyomó többségében az uralkodó gazdálkodási forma a vágásos gazdálkodás. Mindamellet ezen gazdálkodási mód alkalmazása mellett is érdemes lehet a munkánk során megállapított összefüggések és következtetések alkalmazása, és a természetvédelmi erdőkezelés bizonyos eszközeinek alkalmazása a gazdag és egészséges madárközösségek fenntartásához. Az érzékenyebb és ritkább madárfajok nagymértékben kötődnek az idősebb, összefüggő zárt állományokhoz, valamint több megállapításom is az erdő korával függ össze (pl. vastag fák jelenléte), így a vágáskor kitolása megoldás lehet. Emellett a vágásokat célszerű időben eltolva végezni, ez elősegítheti a különböző korcsoportok egyidejű jelenlétét, ezáltal a mozaikosabb korcsoportszerkezetet. Dolgozatomban az egyik legfontosabb elem a tekintélyesebb mellmagassági átmérőjű fák jelenléte az állományban, így ezt mindenképpen kiemelném. A vegyeskorúság, a mozaikos szerkezet, és a vastagabb, valamint habitatfák meghagyása az állományban kiemelkedő fontosságú. A hagyásfák, vagy még inkább hagyásfa csoportok visszahagyása az elsődlegesen gazdasági rendeltetésű állományokban, kisebb mennyiségben is kritikusak lehetnek az ott található fajok előfordulási folytonosságának megőrzéséhez, valamint szintén a szerkezet bonyolultabbá válását segíthetik elő (Ónodi et al. 2022). Az állományok homogén jellegének megtörése, és bármilyen mértékű változatosság, szerkezeti diverzitás fenntartása szintén fontos. Egy másik elhanyagolhatatlan szempont az elegyfajok megőrzése, megsegítése akár a dolgozatomban ismertetett kezelések alkalmazásával, azok állományban tartása rengeteg faj megjelenését segíti elő, ahogy azt eredményeim is alátámasztották.

A fényviszonyok heterogenitásának növelése lécek nyitásával, állományon belüli szegélyek megléte szintén számos faj megtartását segíti. Az erdei madarak szempontjából elengedhetetlen a fajgazdag, akár többszintű cserjeszint megtartása. Ezzel párhuzamosan pedig fontos a cserjeszintben, vagy gyepszintben megjelenő idegenhonos fajok eltávolítása.

A holt faanyag megfelelő mértékben való jelenléte az erdőkben nagy mértékben hozzájárul nem csak a madárközösség, de változatos és bonyolult szaproxil közösségek jelenlétéhez, valamint az erdei ökoszisztéma önszabályozó képességéhez és immunitásának erősödéséhez is. Nemcsak a holt faanyag mennyisége, de minősége is fontos, a különböző holtfa-típusok egyidejű jelenléte. A megfelelő mennyiségű holt faanyag állományban hagyása gazdasági veszteség nélkül is lehetséges, amennyiben a gyérítéskor keletkezett faanyagot nem távolítjuk el, valamint minden olyan faanyagot, aminek nincsen gazdasági értéke az állományban hagyunk. Mind a fekvő, mind az álló holtfa fontos értéket képvisel.

Jelen munkámnak jelentős részét teszi ki az aktív természetvédelmi kezelésekkkel előállított holtfák hatásának vizsgálata az odúlakó madárközösségre, és ki lehet jelteni, hogy a közösség szempontjából kiemelkedően fontos ökoszisztéma-mérnök fajok nagyon pozitívan reagáltak az aktív élőhelyteremtő kezelésekre. Ennek következményeképpen ezen kulcsfajok számának és abundanciájának emelkedése várható a habitatgazdagítás hatására a jövőben, ez pedig a teljes madárközösség diverzifikációját segítheti elő. Éppen ezért azon állományokban, ahol a védelmi szempontok kiemelkedőek, ott érdemes lehet ezen kísérleti szerkezetgazdagító kezeléseket alkalmazni, és különböző holtfatípusokat létrehozni, léceket nyitni, változatos mikrohabitat-típusok létrejöttét elősegíteni fasebzéssel, döntéssel vagy körbegyűrűzéssel. Tekintve, hogy hasonló kísérleti kutatások Közép-Európában még nem történtek ezért ezen beavatkozások további vizsgálatára van szükség.

8. Tézisek

A célkitűzéseimben feltett kérdésekre a következő válaszokat kaptam:

1. A vizsgálatok alapján a középhegységi tölgyesekben a madárközösségek szempontjából a legmeghatározóbb tényező a 30 centiméternél nagyobb mellmagassági átmérőjű fák denzitása, ami pozitívan befolyásolta a vizsgált madarak összabundanciáját, a lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozók csoportját, az elsődleges, valamint a másodlagos odúlakók csoportját, és a rezidens madarakat. Ezen kívül pedig a közép fakopáncs (*Leipicus medius*), a sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*), az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*), a kék cinege (*Cyanistes caeruleus*), és a barátcinege (*Poecile palustris*) abundanciájára volt pozitív hatással a vastag fák denzitásának magas értéke. A legmagasabb fa magassága a vizsgált felmérési ponton pozitívan befolyásolta az erdei pinty (*Fringilla coelebs*) és a csuszka (*Sitta europaea*) abundanciáját.
2. A faállomány denzitását legjobban leíró háttérváltozó, a 10 centiméternél vastagabb fák denzitása negatív hatással volt a cserjeszintben költő fajok abundanciájára. A cserjeszint sűrűsége pozitívan befolyásolta a madarak összabundanciáját, a lombkoronában ízeltlábúakkal táplálkozók csoportját, a másodlagos odúlakókat és a rezidens fajokat.
3. Az elegyfajok vizsgálata kimutatta, hogy a hársak (*Tilia* sp.), bükk (*Fagus sylvatica*) és gyertyán (*Carpinus betulus*) fajok megjelenése pozitívan befolyásolta egyes fajok előfordulását. A hársak a hegyi fakusz (*Certhia familiaris*), a gyertyán a barátcinege (*Poecile palustris*), a bükk és a gyertyán pedig a sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*) jelenlétére gyakorolt pozitív hatást.
4. A fák kérgén táplálkozó madárfajok (hazai harkályfajaink, valamint a csuszka) táplálkozási nyomait vizsgálva kimutattam, hogy a leginkább preferált faj – ha mind a törzsön, mind az ágakon való nyomokat tekintjük – a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) volt. Amennyiben csak a törzsön történő táplálkozásnyomokat vizsgáljuk, a

leginkább preferált faj a csertölgy (*Quercus cerris*), amennyiben pedig csak az ágak használatát nézzük a leginkább preferált fafaj a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) volt. A madarak elkerülték a gyertyánt és a mezei juhart (*Acer campestre*).

5. A táplálkozási nyomokat a fák átmérőértékei mentén vizsgálva a százalékos borítás a középső mellmagassági törzsátmérő kategóriákba eső fákon a legmagasabb. A középső átmérő kategóriákban (20,1–40,0 cm) a törzsek, a 40 cm feletti átmérőjű fáknál pedig az ágak preferenciája erősebb. A Jacobs preferencia értékek alapján a madarak elkerülték a középső magassági kategóriát (15,1–25,0 m) és a legmagasabb (>25 m) fákat preferálták mind a törzsek, mind az ágak vonatkozásában.
6. A fák törzsének tekintetében a fafajok szignifikánsan befolyásolták a táplálkozási nyomok előfordulását. A mellmagassági átmérő és a magasság interakciója hasonlóképpen szignifikáns tényezőnek bizonyult a nyomok előfordulási valószínűségét illetően. Az ágakat tekintve mindhárom változó, vagyis a fafaj, átmérő és a magasság is szignifikáns tényezőnek bizonyult. A korreláció erősebb volt az ágak, mint a törzsek vonatkozásában.
7. A természetvédelmi kezelést (léknyitás, szerkezetgazdagítás holtfa előállítás, mikrohabitatok létrehozása) követően a fákon talált táplálkozási nyomok eloszlására a legerősebb szignifikáns hatással a kezelés típusa volt, de mind a fafaj, mind az átmérő szignifikáns mértékben befolyásolta a nyomok arányát. A fafajcsoportok között a legtöbb táplálkozási nyomot a kocsánytalan, kocsányos és molyhos tölgyeken (egyéb tölgy kategória) találtuk. A második legnagyobb arányban a cseren, a legkisebb arányban pedig az egyéb lombos fafajokon (gyertyán, magas kőris, virágos kőris, mezei juhar, barkóca berkenye és galagonya) fordultak elő táplálkozási nyomok a beavatkozások hatására.

7/a Az egyéb tölgyek csoportjában talált nyomok közül a gyűrűzött fákon sikerült kimutatni a legnagyobb változást a kezelésekre hatására, ezt követte a magascsonkkal döntött fák (magascsonk+a fekvő párja) aránya, majd az alacsony tuskóval döntött

fák (tuskó+fekvő fa), és végül a kontroll fákon talált táplálkozásnyomok aránya, ami messze elmaradt mindegyik kezelési típus arányától.

7/b A cseren a táplálkozási nyomok legnagyobb arányban a magascsonkkal kezelt fákon, ezt követően a gyűrűzött és az alacsony tuskóval döntött fákon közel megegyező arányban fordultak elő. A kontroll fákon messze elmarad a nyomok aránya a kezelt fákétól.

7/c Az egyéb lombos fafajokon a legtöbb nyomot szintén a magascsonkkal kezelt fákon mutattam ki, ezt követték a tuskóval döntött, majd a kontroll fák. A legkevesebb nyomot a gyűrűzött fákon sikerült kimutatnom.

8. A fák kéregfelszínét érintő táplálkozási nyomok tekintetében a kezelési típus és a fafajcsoport volt szignifikáns hatással a nyomok eloszlására, az átmérő hatása nem szignifikáns. A legnagyobb arányban az egyéb tölgyek fafajcsoportjában sikerült kimutatni nyomokat. A talált nyomok aránya a gyűrűzött fákon volt a legnagyobb, ezt követték a magascsonkkal, majd az alacsony tuskóval döntött fák. A nyomok aránya a legkisebb a kontroll fákon volt. A cserét tekintve a gyűrűzött fákon voltak a legnagyobb borítással a kérget érintő táplálkozásnyomok, ezt követték a magascsonkkal döntött fák, végül – közel egyenlő arányban – a tuskóval döntött és a kontroll fák. Az egyéb lombos fafajokon talált nyomok kizárólag a magascsonkkal döntött és kontroll fákon fordultak elő.

9. A legnagyobb mértékű felszíni kéreghántást a magascsonkkal döntött fák és fekvő párjuk esetében találtam, ezt követték a gyűrűzött fák, majd a tuskóval döntött fák és végül a kontroll fák nyomainak eloszlása. A szíjácsig elérő táplálkozási nyomok tekintetében nem sikerült összefüggéseket kimutatni. A gesztig érő nyomok vonatkozásában a kezelési típus, valamint a fák átmérője mutatott szignifikáns összefüggést a nyomok eloszlásával. Összesen két kezelési típusnál sikerült nyomot találni, magas csonkkal döntött fákon és a gyűrűzött fákon.

9. Köszönetnyilvánítás

Legelőször is szeretném hálás köszönetemet kifejezni témavezetőimnek, Prof. Dr. Winkler Dánielnek, aki immár sok éve, a BSc szakdolgozatom óta támogat és szolgál mindig hasznos tanácsokkal, valamint Dr. Ónodi Gábornak, aki kiapadhatatlan lelkesedéssel és türelemmel egyengeti kutatói karrieremet, és akinek mindig volt ideje és kedve véget nem érő kérdéseim megválaszolására.

Jelen vizsgálatom egy nagyobb kutatási program, a LIFE4Oak Forests nemzetközi project (LIFE16NAT/IT/000245) részeként zajlott. Köszönöm Dr. Aszalós Rékának, a projekt vezetőjének, hogy töretlenül hisz bennem és támogat, valamint a rengeteg tanácsot és a közös munkát. Ezen kutatásban a háttér adatok gyűjtése közös munka volt, köszönöm kollegáimnak az Ökológiai Kutatóközpont Erdőökológiai kutatócsoportjában, Dr. Ódor Péternek, Dr. Bölöni Jánosnak, Frank Tamásnak, Dr. Németh Csabának és Dr. Veres Katalinnak a munkában nyújtott rengeteg segítséget, és az együtt eltöltött jó hangulatú terepi napokat.

Köszönöm továbbá az érintett nemzeti parkok – a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak segítségét és a közös munkát, valamint hogy felméréseimet elvégezhettem a hozzájuk tartozó védett területeken.

Köszönettel tartozom Albert Lászlónak és Dr. Ónodi Gábornak az általuk felmért madártani adatok átadásáért és azért, hogy munkájukkal hozzájárultak disszertációm elkészüléséhez.

E kutatási projektet az Európai Unió finanszírozású LIFE4Oak Forests nemzetközi project támogatta (LIFE16NAT/IT/000245).

Továbbá köszönet illeti Dr. Botta-Dukát Zoltánt az adatok statisztikai feldolgozásában nyújtott segítségéért, és hogy minden kérdésemre türelemmel válaszolt.

Hálás szívvel és közös emlékekkel gondolok Dr. Kiss Csillára, aki mind tényleges gyakorlati segítségével, mind a doktori folyamatban való közös küzdéssel rengeteget segített a dolgozat elkészülésében.

Köszönöm családomnak, akik végig támogattak az első lépésektől az utolsóig. Végül pedig óriási köszönet illeti páromat, Szerecz Péter Lászlót, aki a doktoranduszként eltöltött évek alatt végig biztos pontként állt mellettem, és a terepi munkáktól kezdve igen sokféle módon tevélegesen is hozzájárult ahhoz, hogy eljussak idáig.

10. Irodalomjegyzék

- Adrion L. (2016): Effects of structural heterogeneity of floodplain forests and hydrological dynamic on bird assemblages: a case study from the Donau-Auen National Park (Eastern Austria) Master of Science Thesis University of Vienna
- Aitken K.E.H., Martin K. (2007): The importance of excavators in hole-nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *Journal of Ornithology* 148: S425–S434.
- Alaniz A.J., Carvajal M.A., Quiroz M., Vergara P.M., Marquet P.A., Fierro A., Sieving K.E., Moreira-Arce D., Hidalgo-Corrotea C., Rodríguez-San Pedro A., Allendes L., Machuca K. (2024): Unravelling the cavity-nesting network at large spatial scales: The biogeographic role of woodpeckers as ecosystem engineers. *Journal of Biogeography*, 51(4), 710-724.
- Ampoorter E., Barbaro L., Jactel H., Baeten L., Boberg J., Carnol M., Castagneyrol B., Charbonnier Y., Dawud S. M., Deconchat M., Smedt P. D., Wandeler H. D., Guyot V., Hättenschwiler S., Joly X., Koricheva J., Milligan H., Muys B., Nguyen D., Ratcliffe S., Raulund-Rasmussen K., Scherer-Lorenzen M., van der Plas F., Van Keer J., Verheyen K., Vesterdal L., Allan E. (2020): Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos*, 129(2), 133–146.
- Andrési R. (2022): *Taplógombák bogárközösségeinek vizsgálata. Doktori disszertáció, Soproni Egyetem, Sopron.*
- Andrési R., Tuba K. (2018): Comparative study of the *Fomes fomentarius* and *Trametes gibbosa* beetle communities in Hidegvíz Valley, Sopron Mts., Hungary. *Community Ecology* 19(2): 141–147.
- Angelstam P. K., Bütler R., Lazdinis M., Mikusiński G., Roberge J. M. (2003): Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation. – Dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40(6): 473–482.
- Angelstam P., Dönn-Breuss M., Roberge J.M. (eds.) (2004): *Targets and Tools for the Maintenance of Forest Biodiversity. Ecological Bulletins 51. Blackwell Science, Oxford.*
- Angers V.A., Drapeau P., Bergeron Y. (2012): Mineralization rates and factors influencing snag decay in four North American boreal tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 157–166.
- Arnett E.B., Kroll A.J., Duke S.D (2010): Avian foraging and nesting use of created snags in intensively-managed forests of Western Oregon, USA. *Forest Ecology and Management* 260: 1773–1779.

- Asbeck T., Basile M., Stitt. J., Bauhus J., Storch I., Vierlin K.T. (2020): Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees* 34: 1453–1466.
- Aszalós R., Bölöni J., Frank T. (2019): Monitoring protokoll. Life4OakForests project.
- Aszalós R., Horváth F., Mázsa K., Ódor P., Lengyel A., Kovács G., Bölöni, J. (2017): First signs of old-growth structure and composition of an oak forest after four decades of abandonment. *Biologia*, 72(11): 1264-1274. <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0139>
- Aszalós R., Szigeti V., Harnos K., Csernák S., Frank T., Ónodi G. (2020): Foraging activity of woodpeckers on various forms of artificially created deadwood. *Acta Ornithologica* 55(1): 63–76.
- Attiwill P.M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247–300.
- Aulén G. (1991): Increasing insect abundance by killing deciduous trees: A method of improving the food situation for endangered woodpeckers. *Holarctic Ecology* 14: 68–80.
- Aulén G., Lundberg A. (1991): Sexual dimorphism and patterns of territory use by the White-backed Woodpecker *Dendrocopus leucotos*. *Ornis Scandinavica* 22(1): 60–64.
- Baeten, L., Verheyen, L., Wirth, C., Bruelheide, H., Bussotti, F., Finér, L., Jaroszewicz, B., Selvi, F., Valladares F., Allan E., Ampoorter E., Auge H., Avăcăriei D., Barbaro L., Bărnoaiea I., Bastias C.C., Bauhus J., Beinhoff C., Benavides R., Benneter A., Berger S., Berthold F., Boberg J., Bonal D., Brüggemann W., Carnol M., Castagneyrol B., Charbonnier Y., Čećko E., Coomes D., Coppi A., Dalmaris E., Dănilă G., Dawud S.M., de Vries W., De Wandeler H., Deconchat M., Domisch T., Duduman G., Fischer M., Fotelli M., Gessler A., Gimeno T.E., Granier A., Grossiord C., Guyot V., Hantsch L., Hättenschwiler S., Hector A., Hermy M., Holland V., Jactel H., Joly F-X., Jucker T., Kolb S., Koricheva J., Lexer M.J., Liebergesell M., Milligan H., Müller A., Muys B., Nguyen D., Nichiforel L., Pollastrini M., Proulx R., Rabasa S., Radoglou K., Ratcliffe S., Raulund-Rasmussen K., Seiferling I., Stenlid J., Vesterdal L., von Wilpert K., Zavala M.A., Zielinski D., Scherer-Lorenzen M. (2013): A novel comparative research platform designed to determine the functional significance of tree species diversity in European forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 15(5): 281–291.
- Balestrieri R., Basile M., Posillico M., Altea T., De Cinti B., Matteucci G. (2015): A guild-based approach to assessing the influence of beech forest structure on bird communities. *Forest Ecology and Management* 356: 216–223.
- Barber N.A., Marquis R.J. (2011): Light environment and the impacts of foliage quality on herbivorous insect attack and bird predation. *Oecologia*, 166 (2) 401-409 p.

- Barry A.M., Hagar J.C., Rivers J.W. (2018): Use of Created Snags by Cavity-Nesting Birds Across 25 Years. *Journal of Wildlife Management* 82(7): 1376–1384.
- Bartha D. (2000): Az erdőszegély. In: Frank T. (szerk): *Természet-Erdő-Gazdálkodás*. MME, Pro Silva Hungaria, Eger, 99–107.
- Bartha D. (2013): A természetesség növelésének lehetőségei. In: Varga B. (szerk): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Pro Silva Hungaria, 35–42.
- Bartha D., Gálhidy L. (szerk.) (2007): *A magyarországi erdők természetessége*. WWF Füzetek 27. WWF Magyarország, Budapest.
- Bartha D., Oroszi S. (2004): *Őserdők a Kárpát-medencében*. Ekvilibrium, Budapest.
- Bauhus J., Puettmann K., Messier C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Berezki K., Ódor P., Csóka G., Mag Zs., Báldi A. (2014): Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327: 96–105.
- Bernes C., Jonsson B. G., Junninen K., Lohmus A., McDonald E., Müller J., Sandström J. (2015): What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence* 4: 25. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-015-0050-7>
- Berthold P., Fiedler W., Schlenker R., Querner, U. (1998): 25-year study of the population development of Central European songbirds: a general decline, most evident in long-distance migrants. *Naturwissenschaften* 85: 350–353.
- Bibby C.J. (1999). Making the most of birds as environmental indicators. In Adams, N.J., Slotow, R. (Eds.): *Proceedings of the 22 International Ornithological Congress*, Durban. Vol. 70: 81–88.
- Bidló A., Szűcs P. (2014): A holtfa szerepe az erdőállományok anyagforgalmában és talajfejlődésében. In: Csóka Gy., Lakatos F. (szerk): *A holtfa*. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 177–190.
- Birks H.J.B. (2005): Mind the gap: how open were European primeval forests? *Trends in Ecology and Evolution* 20: 154–156.
- Bobiec A., Gutowski J.M., Laudenslayer W.F., Pawlaczyk P., Zub K. (2005): The afterlife of a tree. WWF Poland, Warszawa-Hajnówka.
- Bobiec A., Reif A., Öllerer K. (2018): Seeing the oakscape beyond the forest: a landscape approach to the oak regeneration in Europe. *Landscape Ecology* 33: 513–528 <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0619-y>

- Bocca M., Carisio L., Rolando A. (2007): Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95: 17–29.
- Both C., Van Turnhout C.A.M., Bijlsma R.G., Siepel H., Van Strien A.J., Foppen, R. (2009): Avian population consequences of climate change are most severe for longdistance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277(1685): 1259–1266.
- Brokaw N.V.L. (1982): The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14: 158–160.
- Bouvet A., Paillet Y., Archaux F., Tillon L., Denis P., Gilg O., Gosselin F. (2016): Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environ Conserv* 43(2): 148–160.
- Bölöni J., Ádám R., Aszalós R., Ódor P. (2015): Holtfa az észak-magyarországi kezelt és felhagyott cseres-kocsánytalan tölgyesekben. In: Bölöni J. (szerk.): *Tanulmányok a félszáraz tölgyesek ökológiai viszonyairól*. MTA Ökológiai Kutatóközpont tanulmányai 1. Tihany
- Bölöni J., Ódor P. (2014): A holtfa mennyisége a mérsékelt övi erdőkben. In: Csóka Gy., Lakatos, F. (szerk.) *A holtfa*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 203–217.
- Brandeis T.J., Newton M., Filip G.M., Cole E.C. (2018): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas-fir snags. *Journal of Wildlife Management* 66(3): 625–633.
- Brooks M.E., Kristensen K., van Benthem K.J., Magnusson A., Berg C.W., Nielsen A., Skaug H.J., Maechler M., Bolker, B.M. (2017): glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9(2): 378–400.
- Broughton R.K., Bubnicki J.W., Maziarz M. (2020): Multi-scale settlement patterns of a migratory songbird in a European primaeval forest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 74: 128.
- Broughton R.K., Hill R.A., Freeman S.N., Bellamy P.E., Hinsley S.A. (2012): Describing habitat occupation by woodland birds with territory mapping and remotely sensed data: an example using the Marsh Tit (*Poecile palustris*). *Condor* 114(4): 812–822.
- Bull E.L., Partridge A.D. (1986): Methods of killing trees for use by cavity nesters. *Wildlife Society Bulletin* 14: 142–146.
- Camprodon J., Brotons L. (2006): Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *Forest Ecology and Management* 221(1-3), 72–82. Canterbury GE, Martin TE, Petit DR, Petit LJ, Bradford DF (2000): Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conserv Biol* 14(2):544–558.

- Catalina-Allueva P., Martín C.A. (2021): The role of woodpeckers (family: *Picidae*) as ecosystem engineers in urban parks: a case study in the city of Madrid (Spain). *Urban Ecosyst* 24, 863–871
- Charman E.C., Smith K.W., Gruar D.J., Dodd S., Grice P.V. (2010): Characteristics of woods used recently and historically by Lesser Spotted Woodpeckers *Dendrocopos minor* in England. *Ibis* 152(3): 543–555.
- Christensen M., Hanh K., Mountford E.P., Ódor P., Standovár T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210: 267–282.
- Clinton B.D., Boring L.R., Swank W.T. (1994): Regeneration Patterns in Canopy Gaps of Mixed-Oak Forests of the Southern Appalachians: Influences of Topographic Position and Evergreen Understory. *The American Midland Naturalist*, 132(2)
- Cockle K.L., Trzcinski M.K., Wiebe, K.L., Edworthy A.B., Martin K. (2019): Lifetime productivity of tree cavities used by cavity-nesting animals in temperate and subtropical forests. *Ecological Applications* 29(5): e01916.
- Cockle K.L., Martin K., Wesolowski T. (2011): Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(7): 377–382.
- Collins B.S., Dunne K.P., Pickett, S.T.A. (1985): Responses of forest herbs to canopy gaps. In: Pickett S.T.A., White P.S. (Eds.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Academic Press. Orlando, Florida. 217–234.
- Cooke H.A., Hannon S.J. (2012): Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *Forest Ecology and Management* 269: 37–51.
- Corace III R.G., Stout A.T., Goebel P.C., Hix D.M. (2013): Snag benchmarks and treatment options for mixed-pine forest restoration in eastern Upper Michigan. *Restor. Ecol.* 21 (5), 608–616.
- Crawley M.J. (2007): *The R Book*. John Wiley, Chichester.
- Czajlik P. (1996): Koreloszlás és szukcesszió háborítatlan erdőállományokban: esettanulmány. In: Mátyás Cs. (szerk.): *Erdő-ökológia*. Egyetemi tankönyv. Mezőgazda Kiadó Budapest, 184–186.
- Czeszczewik D. (2009): Foraging behaviour of White-backed Woodpeckers *Dendrocopos leucotos* in a primeval forest (Białowieża National Park, NE Poland): Dependence on habitat resources and season. *Acta Ornithologica* 44(2): 109v118.
- Czeszczewik D. (2010): Wide intersexual niche overlap of the specialized White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* under the rich primeval stands in the Białowieża Forest, Poland. *Ornis Polonica* 51: 241–251.

- Czeszczewik D., Walankiewicz W., Mitrus C., Tumił T., Stański T., Sahel M., Bednarczyk G. (2013): Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands of the Białowieża Forest. *Bird Conservation International* 23(4): 414–425.
- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walankiewicz W. (2014): Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest. *Poland Iforest* 8(3): 377–385.
- Csóka Gy. (1997): Herbivor rovarok fajgazdagsága erdei fákon. In: Mátyás Cs. (szerk.): *Erdei ökológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 184–186.
- Csóka Gy. (1998): A Magyarországon honos herbivor rovaregyüttese. *Erdészeti Kutatások* 88: 311–318.
- Csóka Gy. (2011): A holtfa erdő- és természetvédelmi szerepe magyarországi keménylombos erdőkben. OTKA K68618 sz. pályázat zárójelentése.
- Csóka Gy., Ambrus A. (2016): Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában. In: Korda M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Tanulmánygyűjtemény, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság pp. 155–192.
- Csóka Gy., Kovács T. (2000): A fafajok szerepe a biodiverzitás megőrzésében. In: Frank T. (szerk.): *Természet-Erdő-Gazdálkodás*. MME, Pro Silva Hungaria, Eger, 54–56.
- Csóka Gy., Lakatos F. (2014): Az erdei holtfa megjelenési formái. In: Csóka Gy., Lakatos F. (szerk.): *A holtfa*. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 125–144.
- Csörgő T., Gyurácz Gy. (2021): Csilpcsalpfüzike. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): *Magyarország Madáratlasza*. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 540-542.
- da Silva B.F., Pena J.C., Viana-Junior A.B., Vergne M., Pizo M.A. (2021): Noise and tree species richness modulate the bird community inhabiting small public urban green spaces of a Neotropical city. *Urban Ecosystems* 24(1): 71–81.
- De'ath, G., Fabricius K. (2000): Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178–3192.
- Delahaye L., Monticelli D., Lehaire F., Rondeux J., Claessens H. (2010): Fine-scale habitat selection by two specialist woodpeckers occurring in beech and oak-dominated forests in southern Belgium. *Ardeola* 57: 339–352.

- Delgado-Martínez C.M., Cudney-Valenzuela S.J., Mendoza E. (2022): Camera trapping reveals multispecies use of water-filled tree holes by birds and mammals in a neotropical forest. *Biotropica* 54: 262–267.
- Del Hoyo J., Elliot A., Sargatal J. (Eds.) (2002): Handbook of the birds of the world. Vol. 7. Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edition, Barcelona.
- Dobrosi D. (2017): A holtfa és egyéb erdőökológiai tényezők jelentősége a denevérek számára. *Erdészettudományi Közlemények* 7(2): 135-154.
- Domokos E., Cristea V. (2014): Effects of managed forests structure on woodpeckers (Picidae) in the Niraj valley (Romania): woodpecker populations in managed forests. *North-Western Journal of Zoology* 10(1): 110–117.
- Domokos E., Domokos J. (2016): Bird communities of different woody vegetation types from the Niraj Valley, Romania. *Turkish Journal of Zoology* 40: 1–9.
- Drever M.C., Aitken K.E.H., Norris A.R., Martin K. (2008): Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141: 624–634.
- Duron Q., Jimenez J.E., Vergara P.M., Soto G.E., Lizama M., Rozzi R. (2018): Intersexual segregation in foraging microhabitat use by Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*): Seasonal and habitat effects at the world's southernmost forests. *Austral Ecology*. 43: 25–34.
- Ehrenfeld J. G. (1980): Understorey Response to Canopy Gaps of Varying Size in a Mature Oak Forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 107(1), 29–41.
- Ellison A.M., Bank M.S., Clinton B.D., Colburn E.A., Elliott K., Ford C.R., Foster D.R., Kloeppel B.D., Knoepp J.D., Lovett G.M., Mohan J., Orwig D.A., Rodenhouse N.L., Sobczak W.V., Stinson K.A., Stone J.K., Swan C.M., Thompson J., Von Holle B., Webster J.R. (2005): Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(9): 479–486.
- Emborg J. (1998): Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 106(2-3), 83-95.
- Emmer I.M., Fanta J., Kobus A.T., Kooijman A., Sevink J. (1998): Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central-European mountainforests – an example from the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Biodiversity and Conservation* 7, 229–247.
- Eötvös C.B., Fürjes-Mikó Á., Paulin, M., Gáspár, C., Kárpáti, M., Hirka, A., Csóka, Gy. (2023): Enhanced Natural Regeneration Potential of Sessile Oak in Northern Hungary: Role of Artificially Increased Density of Insectivorous Birds. *Forests* 2023, 14, 1548. <https://doi.org/10.3390/f14081548>

- Eötvös C.B., Hirka A., Gimesi L., Lövei G.L., Gáspár C., Csóka Gy. (2021): No long-term decrease in caterpillar availability for invertivorous birds in deciduous forests in Hungary. *Forests* 12(8): 1070.
- Farris K.L., Garton E.O., Hegland P.J., Zack S. (2002): Woodpecker foraging and the successional decay of ponderosa pine. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-181, Washington, D.C., USA.
- Farris K.L., Zack S. (2005): Woodpecker-snag interactions: an overview of current knowledge in ponderosa pine systems. USDA Forest Service General Technical Report 198: 183–195.
- Feller M.C. 2003: Coarse woody debris in the old-growth forests of British Columbia. *Environmental Reviews* 11 (2003) 135-157
- Flemming S., Holloway G., Watts J., Lawrance P. (1999): Characteristics of foraging trees selected by pileated woodpeckers in New Brunswick. *Journal of Wildlife Management* 63: 461–469.
- Fox J., Weisberg S. (2018): Visualizing fit and lack of fit in complex regression models with predictor effect plots and partial residuals. *Journal of Statistical Software* 87(9): 1–27.
- Frank T. (2018): Az erdőszerkezet. In: Szmorad F., Frank T., Korda M. (szerk): Erdőgazdálkodás és erdőkezelés Natura 2000 területeken. *Rosalia* 4: 126–136.
- Frank T., Ódor P., Csóka Gy. (szerk.) (2022): Habitat-fák és holtfa az erdőben. OEE Szaktudás Füzetek 1. Az Erdészeti Lapok tematikus különszáma. ISBN 978-963-8251-88-6. pp. 40
- Frank T., Szmorad F. (2014): Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- Frank T., Petroncini S., Koncz P., Vers J., Kovács Á., Aszalós R., Veres K., Komlós M., Németh Cs., Kovács B., Ódor P., Fidlóczky J., Bölöni J. (2023): Védett Natura 2000 tölgyesek természetvédelmi kezelése IV. Erdei mikroélőhelyek kialakítása. *Erdészeti Lapok* 158(11): 453–458.
- Fuller R.J. (1995): *Bird life of Woodland and Forest*. University Press, Cambridge.
- Gálhidy L., Mihók B., Hagyó 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(1): 133–145.
- Gentry D., Vierling K.T. (2007): Old Burns as Source Habitats for Lewis's Woodpeckers Breeding in the Black Hills of South Dakota. *Ornithological Applications* 109(1): 122–131.

- Ghadiri Khanaposhtani M., Kaboli M., Karami M., Etemad V., Baniasadi S. (2012): Effect of habitat complexity on richness, abundance and distributional pattern of forest birds. *Environmental Management* 50: 296–303.
- Ghadiri Khanaposhtani M., Kaboli M., Karami M., Etemad V., Baniasadi S. (2013): Effects of logged and unlogged forest patches on avifaunal diversity. *Environment Management* 51: 750–758.
- Gibbons P., Lindenmayer D. (2002): *Tree hollows and wildlife conservation in Australia*. CSIRO Publishing
- Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. (Eds.) (1991): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas 12./I. Passeriformes (3. Teil) Sylvidae*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Gorman G. (2004): *Woodpeckers of Europe. A study of the European Picidae*. Bruce Coleman.
- Gorman G. (2011): *The Black Woodpecker. A monograph on Dryocopus martius*. Lynx Edicions.
- Gorman G. (2015): Foraging signs and cavities of some European woodpeckers (Picidae): Identifying the clues that lead to establishing the presence of species. *Denisia* 36: 87–97.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Balkáni fakopáncs. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary*. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 423–425.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Fehérhátú fakopáncs. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary*. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 428–429.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Fekete harkály. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary*. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 430–432.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Hamvas küllő. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary*. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 436–437.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Kis fakopáncs. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary*. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 420–422.

- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Közép fakopáncs. In: In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 418–420.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Nagy fakopáncs. In: In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 425–428.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Nyaktekercs. In: In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 416–418.
- Gorman G., Komlós M., Ónodi G., Schmidt A. (2021): Zöld küllő. In: In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): Magyarország madáratlasza – Bird Atlas of Hungary. Budapest, Magyarország, Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 433–435.
- Granström A. (2001): Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(sup003), 62–69.
- Gregory R.D., Bashford R.I., Balmer D.E., Marchant J.H., Wilson A.M., Baillie S.R. (1996): The breeding bird survey 1994-1995. BTO, Thetford.
- Gregory RD, van Strien A (2010): Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9(1): 3–22.
- Gregory R.D., Vorisek P., van Strien A., Meyling A.W.G., Jiguet F., Fornasari L., Reif J., Chylarecki P., Burfield, I.J. (2007): Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis* 149: 78–97
- Großmann J., Schultze J, Bauhus J., Pyttel P. (2018): Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. *Forests* 9(3): 104.
- Gutzat F., Dormann C.F. (2018): Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: a meta-analysis and implications for retention forestry. *Ecology and Evolution* 8(16): 8616–8626.
- Graves S., Piepho H.-P., Selze L., Dorai-Raj L.S. (2024): ‘multcompView’ R package version 0.1-10. <https://cran.r-project.org/web/packages/multcompView/>
- Hallett J.G., Lopez T., O’Connell M.A., Borysewicz M.A. (2001): Decay dynamics and avian use of artificially created snags. *Northwest Science* 75: 378–386.
- Hanks L.M. (1999): Influence of the larval host plant on reproductive strategies of cerambycid beetles. *Annual Review of Entomology* 44: 483–505.

- Haraszthy L. (2019): Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája. 1–2. kötet. Sárgarigóféléktől a sármányfélékig (Passeriformes). Pro Vértes Nonprofit Zrt., Csákvár
- Hardersen S. (2004): Habitat usage of woodpeckers and nuthatch. In: Cerretti P., Hardersen S., Mason F., Nardi G., Tisato M., Zapparoli M. (Eds.): Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana. Quaderni Conservazione Habitat 3. Cierre Grafica Editore, Verona, 49–59.
- Hardin F.O., Leivers S., Grace J.K., Hancock Z., Campbell T., Pierce B., Morrison M.L. (2021): Secondhand homes: The multilayered influence of woodpeckers as ecosystem engineers. *Ecology and Evolution*, 11(16), 11425–11439.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D. Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Kromack K. Jr., Cummins K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- Hartig F., Lohse, L. (2022): DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6.
- Hebda G., Wesołowski T., Rowiński P. (2016): Nest sites of middle spotted woodpeckers *Leiopicus medius* in a primeval forest. *Ardea* 104: 119–128.
- Hebda G., Wesołowski T., Rowiński P. (2017): Nest sites of a strong excavator, the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*, in a primeval forest. *Ardea* 105: 61–71.
- Heldbjerg H., Fox T. (2008): Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study* 55: 267–279.
- Hingston A.B., Jordan G.J., Wardlaw T.J., Baker S.C. (2014): Bird assemblages in Tasmanian clearcuts are influenced by the age of eucalypt regeneration but not by distance from mature forest. *Global Ecology and Conservation* 2: 138–147.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I., Sparks T.H. (1996): Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia* 105: 100–106.
- Hinsley S.A., Carpenter J.E., Broughton R.K., Bellamy P.E., Rothery P., Amar A., Hewson C.M., Gosler A.G. (2007): Habitat selection by Marsh Tits *Poecile palustris* in the UK. *Ibis* 149: 224–233.
- Hodge S.J., Peterken G.F. 1998: Deadwood in British forests: priorities and strategy. *Forestry* 71(2) 99–112.
- Hothorn T., Bretz F., Westfall P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50(3): 346–363.

- Hothorn T., Hornik K., Zeileis A. (2006): Unbiased recursive partitioning a conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 15: 651–674.
- Jackson J.A. (1979): Tree surfaces as foraging substrates for insectivorous birds. In: Dickson J.G., Connor R.N., Fleet R.R., Jackson J.A., Kroll J.C. (Eds.): *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*. Academic Press, Nacogdoches, 69–93.
- Jackson J.A., Jackson B.J. (2004): Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *The Condor* 106(1): 37–49.
- Jactel H., Nicoll B.C., Branco M., Gonzalez-Olabarrira, J.R., Grodzki W., Langström B., Moreira F., Netherer S., Orazio C., Piou D., Santos H., Schelhaas M.J., Tojic K., Vodde F. (2009): The influences of forest stand management on biotic and abiotic risk of damage. *Annals of Forest Science* 66 (7): 701.
- James F.C., Wamer N.O. (1982): Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63(1): 159–171.
- Jiguet F., Gregory R.D., Devictor V., Green R.E., Vorisek P., van Strien A., Couvet D. (2010): Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global Change Biology* 16: 497–505.
- Kaushik M., Tiwari S., Manisha K. (2022): Habitat patch size and tree species richness shape the bird community in urban green spaces of rapidly urbanizing Himalayan foothill region of India. *Urban Ecosystems* 25(2): 423–436.
- Kelemen K. (2007): *Mesterséges lékek vizsgálata szubmontán bükkösben*. Szakdolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem. Budapest.
- Khosroshahi F.B., Shabani A.A., Kaboli M., Karami M., Najafabadi M.S., Ahmadi-Mamaqani Y. (2011): A probabilistic model for presence of Eurasian Nuthatch (*Sitta europaea*) in the Alborz Mountains, Northern Iran. *The Wilson Journal of Ornithology* 123(4): 741–747.
- Kilgo J.C., Vukovich M.A. (2014): Can snag creation benefit a primary cavity nester: response to an experimental pulse in snag abundance. *Biological Conservation* 171: 21–28.
- Kirby K.J., Reid C.M., Thomas R.C., Goldsmith F.B. (1998): Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35: 148–155.
- Komlós M., Botta-Dukát Z., Bölöni J., Aszalós R., Veres K., Winkler D., Ónodi G. (2024): Tall, large-diameter trees and dense shrub layer as key determinants of the abundance and composition of bird communities in oak-dominated forests. *Journal of Forestry Research* 35: 62

- Komlós M., Botta-Dukát Z., Winkler D., Ónodi G., Aszalós R. (2021): Woodpecker foraging activity in oak-dominated hill forests in Hungary. *Ornis Hungarica* 29(1): 82–97.
- Komlós M., Kiss Cs. (2018): A fekvő holtfa mennyiségi és minőségi becslése a Soproni hegyvidék két patak völgyében. *Erdészettudományi Közlemények*, 8(2): 99-111.
- Kosiński Z. (2006): Factors affecting the occurrence of Middle Spotted and Great Spotted Woodpeckers in deciduous forests – a case study from Poland. *Annales Zoologici Fennici* 43(2): 198–210.
- Kosiński Z., Kempa M. (2007): Density, distribution and nest-sites of woodpeckers Picidae, in a managed forest of Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 55(3): 519–533.
- Kosiński Z., Pluta M., Ulanowska A., Walczak Ł., Winiecki A., Zarębski M. (2017): Do increases in the availability of standing dead trees affect the abundance, nest-site use, and niche partitioning of Great Spotted and Middle Spotted Woodpeckers in riverine forests? *Biodiversity and Conservation* 27(1): 123–145.
- Kraigher H., Jurc D., Kalan P., Kutnar L., Levanic T., Rupel M., Smolej I. (2002): Beech coarse woody debris characteristics in two virgin forest reserves in southern Slovenia. *Zbornik Gozdarstva in Lesarstva* 69: 91–134.
- Krams I. (2001): Perch selection by singing chaffinches: a better view of surroundings and the risk of predation. *Behavioral Ecology* 12(3): 295–300.
- Kraus D., Bütler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., Paillet Y., Rydkvist T., Schuck A., Winter S. (2016): Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. *Integrate+ Technical Paper*.
- Kroll A.J., Duke S.D., Hane M.E., Johnson J.R., Rochelle M., Betts M.G., Arnett E.B. (2012): Landscape composition influences avian colonization of experimentally created snags. *Biological Conservation* 152 (2012) 145–151.
- Kruszyk R. (2003) Population density and foraging habits of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* and Great Spotted Woodpecker *D. major* in the Odra valley woods near Wrocław. *Notatki Ornitologiczne* 44: 75–88.
- Larrieu L., Cabanettes A., Gonin P., Lachat T., Paillet Y., Winter S., Bouget C., Deconchat M. (2014): Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management*, 334, 163-173.
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Bütler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A.K., Regnery B., Vandekerckhove K. (2018): Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194–207.

- Leibundgut H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft [European virgin forests. A guide to close-to-nature forest management]. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, pp. 260.
- Lenth R. V. (2021): emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.5.4. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Lešo P., Kropil R. (2015): Breeding bird assemblages of three West Carpathian oak-beech natural forests (eastern Slovakia). *Sylvia* 50: 66–85.
- Lindenmayer D.B. (2017): Conserving large old trees as small natural features. *Biological Conservation* 211: 51–59.
- Lindenmayer D.B., Franklin J.F. (2002): *Conserving Forest Biodiversity*. Island Press, Washington.
- Lõhmus A., Kinks R., Soon M. (2010): The importance of dead-wood supply for woodpeckers in Estonia. *Baltic Forestry* 16(1): 76–86.
- Lorenz T.J., Vierling K.T., Kozma J.M., Millard J.E. (2016): Foraging plasticity by a keystone excavator, the Whiteheaded Woodpecker, in managed forests: Are there consequences for productivity? *Forest Ecology and Management* 363: 110–119.
- Mag Zs., Ódor P. (2015): The effect of stand-level habitat characteristics on breeding bird assemblages in Hungarian temperate mixed forests. *Community Ecology* 16: 156–166.
- Magyar D., Vass M., Oros Gy. (2017): Dendrotelmata (Water-Filled Tree Holes) as Fungal Hotspots - A Long Term Study. *Cryptogamie, Mycologie* 38(1), 55–66.
- Mahon C.L., Martin K., Steventon J.D. (2007): Habitat attributes and chestnut-backed chickadee nest site selection in uncut and partial-cut forests. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1272–1285.
- Martin K., Eadie, J.M. (1999): Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* 115: 243–257.
- Martin K., Aitken K.E.H., Wiebe K.L. (2004): Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *The Condor* 106: 5–19.
- Maser, C., Anderson R.G., Cromack K.Jr., Williams J.T., Martin R.M. (1979): Dead and Down Woody Material. 78-95. In: Thomas J.W. (Ed.): *Wildlife Habitats in Managed Forests – the Blue Mountains of Oregon and Washington*. Agriculture Handbook No 553, Washington D.C.

- Mazgajski T.D. (1998): Nest-site characteristic of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* in central Poland. Polish Journal of Ecology 46(1): 33–41.
- McCollin D. (1998): Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography*, 21 (3) 247-260 p.
- McManus M., Csóka, G. (2007): History and impact of gypsy moth in north America and comparison to the recent outbreaks in Europe. *Acta Silvatica et Lignaria Hungaria* 3(1): 47–64.
- Merganičová K., Merganič J., Svoboda M., Bačel R., Šebeň V. (2012): Deadwood in Forest Ecosystems. In: Blanco J.A. (Ed.): *Forest Ecosystems - More Than Just Trees*. InTech.,
- Merkl O. (2016): A szaproxilofág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában. In: *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*, 129–154.
- Micó E. (2018). Saproxylic Insects in Tree Hollows. In: Ulyshen M. (Eds.): *Saproxylic Insects. Zoological Monographs, Vol 1*. Springer, Cham.
- Mihók B., Gálhidy L., Hagyó A., Standovár T., Rajkai K. (2003): Comparative studies of gap-phase regeneration in managed and natural beech forests in different parts of Europe: relations between tree regeneration, light and soil conditions and ground vegetation. Deliverable 21 of the Nat-Man project.
- Mikusinski G., Angelstam P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change - a review. *Vogelwelt* 118: 277–283.
- Milne K.A., Hejl S.J. (1989): Nest-site characteristics of white-headed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management* 53(1): 50–55.
- Møller A. P. (2008): Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology* 19: 1095–1102.
- Nicolescu V.N., Carvalho J., Hochbichler E., Bruckman V.J., Piqué M., Hernea C., Viana H., Štochlová P., Ertekin M., Đodan M., Dubravac T., Vandekerkhove K., Kofman P.D., Rossney D. Unrau A. (2019): *Silvicultural Guidelines for European Coppice Forests*. CABI Digital Library, downloaded 2024.05.01. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/pdf/10.5555/20193063061>
- Nordén B., Götmark F., Tönnerberg M., Ryberg M. (2004): Dead wood in seminatural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management* 194: 235–248.
- Ódor P. (2005): *Javaslat a fekvő holtfa szisztematikus mérésére az erdőrezervátumokban. Kutatási jelentés.*

- Ódor P. (2014): A korhadó fa szerepe az erdei növények biodiverzitásában. In: Csóka Gy., Lakatos F. (szerk): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 155–170.
- Ódor P. (2016): Az erdei biodiverzitást meghatározó tényezők az Őrségi Nemzeti Parkban. In: Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény, 603–624.
- Ódor P., Standovár T. (2003): Changes of physical and chemical properties of dead wood during dead wood. *Nat-Man Working Report* 24.
- Oliver C.D., Larson B.C. (1996): *Forest stand dynamics*. Wiley, New York, USA, pp. 520.
- Ónodi G. (2017): Magyarországi harkályfajok élőhely preferenciájának összehasonlító vizsgálata inváziós fafajokkal fertőzött fűz-nyár ártéri erdőkben. Doktori disszertáció, Soproni Egyetem, Sopron.
- Ónodi G., Botta-Dukát Z., Winkler D., Rédei T. (2022): Endangered lowland oak forest steppe remnants keep unique bird species richness in Central Hungary. *Journal of Forestry Research* 33(1): 343–355.
- Ónodi G., Botta-Dukát Z., Winkler D., Schulze C.H.(2024): The importance of tree species identity and trait-based winter foraging ecology of bark-foraging bird species in a large Central European floodplain forest. *Biodiversity and Conservation* <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02852-7>
- Ónodi G., Csiszár Á., Botta-Dukát Z., Csörgő T., Winkler D. (2021): Intersexual segregation in winter foraging of great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in riparian forests infested with invasive tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research* 36(5): 354–363.
- Ónodi G., Csörgő T. (2014): Habitat preference of Great-spotted Woodpecker (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) and Lesser-spotted Woodpecker (*Dendrocopos minor* Linnaeus, 1758) in the presence of invasive plant species — preliminary study. *Ornis Hungarica* 22: 50–64.
- Ónodi G., Winkler D. (2014): A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában In: Csóka Gy., Lakatos F. (szerk): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 125–144.
- Ónodi G., Winkler D. (2016): Nest site characteristics of the Great-spotted Woodpecker in a bottomland riparian forest in the presence of invasive tree species. *Ornis Hungarica* 24(1): 81–95.
- Paillet Y., Archaux F., du Puy S., Bouget C., Boulanger V., Debaive N., Gilg O., Gosselin F., & Guilbert, E. (2018): The indicator side of tree microhabitat: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55: 2147–2159.

- Parmain G., Bouget C. (2017): Large solitary oaks as keystone structures for saproxylic beetles in European agricultural landscapes. *Insect Conservation and Diversity* 11(1): 100–115.
- Pasinelli G. (2007): Nest site selection in Middle and Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius* & *Dendrocopos major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity Conservation* 16: 1283–1298.
- Pasinelli G., Hegelbach J. (1997): Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in Northern Switzerland. *Ardea* 85: 203–209.
- Peterson C.J., Carson W.P. (1996): Generalizing forest regeneration models: the dependence of propagule availability on disturbance history and stand size. *Canadian Journal of Forestry Research* 26: 45–52.
- Piechnik Ł., Holeksa J., Ledwon M., Kurek P., Szarek-Łukaszewska G., Zywiec M. (2022): Stand Composition, Tree-Related Microhabitats and Birds—A Network of Relationships in a Managed Forest. *Forests* 13, 103.
- Porro Z., Chiatante G., Bogliani G. (2020): Associations between forest specialist birds and composition of woodland habitats in a highly modified landscape. *Forest Ecology and Management* 458: 117732.
- Poulsen BO. (2002): Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation* 11: 1551–1566.
- Proença V.M., Pereira H.M., Guilherme J., Vicente L. (2010): Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica* 36(2): 219–226.
- R Core Team (2020): R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Reif J, Skálová AJ, Vermouzek Z, Voříšek P (2022): Long-term trends in forest bird populations reflect management changes in Central European forests. *Ecological Indicators* 121: 109–137.
- Regnery B., Couvet D., Kubarek L., Julien J-F., Kerbiriou C. (2013): Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators* 34: 221–230.
- Remm J. (2008): Tree-cavities in forests: density, characteristics and occupancy by animals. Doctoral dissertation, University of Tartu, Estonia

- Remm J., Lohmus A., Remm K. (2006): Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management* 221(1–3): 267–277.
- Remmert H. (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems – an overview. In: Remmert (Ed.): *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Ecological Studies, Vol. 85. Springer, Berlin. 1–21.
- Roberge, J.M., Angelstam, P. (2006): Indicator species among resident forest birds. A cross-regional evaluation in Northern Europe. *Biological Conservation* 130: 134–147.
- Roberge J.M., Angelstam P., Villard M.A. (2008): Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141(4): 997–1012.
- Roberge J.M., Mikusiński G., Svensson S. (2008): The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodiversity Conservation* 17: 2479–2494.
- Robles H., Ciudad C., Matthysen E. (2011): Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity nesting birds in oak forests: the role of traditional management practices. *Forest Ecology and Management* 261(8): 1428–1435.
- Robles H., Martin K. (2014): Habitat-Mediated Variation in the Importance of Ecosystem Engineers for Secondary Cavity Nesters in a Nest Web. *PLoS ONE* 9(2): e90071.
- Root R.B. (1967): The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317–350.
- Rondeux J., Sanches C. (2009): Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environmental Monitoring Assessment*
- Rowe J.S., Scotter G.W. (2017): Fire in the Boreal Forest. *Quaternary Research*. 1973;3(3): 444–464.
- Ruggera R.A., Schaaf A.S., Vivanco C.G., Politi N., Rivera L.O. (2016): Exploring nest webs in more detail to improve forest management. *Forest Ecology and Management* 372: 93–100.
- Saarikivi J., Herczeg G. (2014): Do hole-nesting passerine birds fare well at artificial suburban forest edges? *Annales Zoologici Fennici*, 51 (6) 488–494 p.
- Sabatini F., Burrascano S., Lombardi F., Chirici G., Blasi C. (2015): An index of structural complexity for Apennine beech forests. *iFOREST* 8: 314–323.

- Saine S., Penttilä R., Furneaux B., Monkhouse N., Zakharov E.V., Ovaskainen O., Abrego N. (2024): Natural deadwood hosts more diverse pioneering wood-inhabiting fungal communities than restored deadwood. *Restoration Ecology* 32: e14056.
- Sanderson F. J., Donald P.F., Pain D.J., Burfield I.J., van Bommel F.P.J. (2006): Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* 131: 93–105.
- Sandström J., Bernes C., Junninen K., Löhmus A., Macdonald E., Müller J., Jonsson B.G. (2019): Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56(7): 1770–1781.
- Saniga M., Balanda M., Kucbel S., Pittner J. (2014): Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. *iForest* 7: 324-332
- Santaniello F., Line D.B., Ranius T., Rudolphi J., Widenfalk O., Weslien J. (2016): Effects of partial cutting on logging productivity, economic returns and dead wood in boreal pine forest. *Forest Ecology and Management* 365 (2016)152-158
- Schönfeld M. (1983): Beiträge zur Ökologie und zum intraspezifischen Verhalten der Baumläufer *Certhia familiaris* und *C. brachydactyla* in Eichen Hainbuchen-Lindenwäldern unter dem Aspekt der erhöhten Siedlungsdichte durch eingebrachte Nisthöhlen. *Hercynia* 20: 290–311.
- Schuck A., Meyer P., Menke N., Lier M., Lindner M. (2004): Forest Biodiversity Indicator: Dead Wood – A Proposed Approach towards Operationalizing the MCPFE Indicator. In: Marchetti, M. (szerk.): *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Opportunity*. EFI Proceedings No. 51
- Seavy N.E., Burnett R.D., Taille P.J. (2012): Black-backed woodpecker nest-tree preference in burned forests of the Sierra Nevada. *California Wildlife Society Bulletin* 36(4): 722–728.
- Seidl R., Fernandes P.M, Fonseca T.F., Gillet F., Jönsson A.M., Merganičová K., Netherer S., Arpacı A., Bontemps J.D., Bugmann H., González-Olabarria J.R, Lasch P., Meredieu C., Moreira F., Schelhaas M.J., Mohren F. (2011): Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecological Modelling* 222(4): 903–924.
- Sekercioglu C.H. (2007): Conservation ecology: area trumps mobility in fragment bird extinctions. *Current Biology* 17: R283–R286.
- Séllei, D., Tóth V., Winkler, D. (2023): Holtfa mikroélőhelyek ugróvillás-közösségeinek vizsgálat. *Erdészettudományi Közlemények* 13(2):. 103–122.
- Shackelford C.E., Conner R.N. (1997): Woodpecker abundance and habitat use in three forest types in Eastern Texas. *The Wilson Bulletin* 109(4): 614–629.

- Skubała P. (2008): Dead wood as the richest habitat in a healthy forest and mite (Acari) fauna living in it. Selected problems of acarological research in forests. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań, 23-39.
- Small C.J., McCarthy B.C. (2002): Spatial and Temporal Variation in the Response of Understory Vegetation to Disturbance in a Central Appalachian Oak Forest. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 129(2), 136–153.
- Somogyi Z. (1998): A bolygatás jelensége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. *Erdészeti Kutatások* 88: 165–194.
- Spetich M.A., Shifley S.R., Parker G.R. (1999): Regional distribution and dynamics of coarse woody debris in midwestern old-growth forests. *Forest Science* 45: 302–313.
- Spînu A.P., Mysiak W., Bauhus J., Bielak K., Niklasson M. (2023): Pioneer tree species accelerate restoration of tree-related microhabitats in 50-year-old reserves of Białowieża Forest, Poland. *Ecology and Evolution* 13: e10238.
- Stáhl G., Ringvall A., Fridman J. (2001): Assessment of coarse woody debris – a methodological overview. *Ecological Bulletins* 49: 57–70.
- Standovár T. (2000): A természetes és kezelt erdők főbb különbségei. In: Frank T. (szerk.): *Természet-Erdő-Gazdálkodás*. MME, Pro Silva Hungaria, Eger, 26–37.
- Standovár T., Bán M., Kézdy P. (szerk.) (2014): *Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben*. Rosalia 9.
- Standovár T., Kenderes K. (2003): A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. *Applied Ecology and Environmental Research* 1(1-2): 19–46.
- Standovár T., Szmorad F., Kelemen K., Kenderes K. (2017): Elméleti, módszertani felvezetés. In: Standovár T., Bán M., Kézdy P. (szerk.): *Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben*. Rosalia 9, 21–35.
- Stański T., Czeszczewik D., Stańska M., Walankiewicz W. (2020): Foraging behaviour of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in relation to sex in primeval stands of the Białowieża national park. *Acta Ornithologica* 55(1): 120–128.
- Stański T., Stańska M., Gołowski A., Czeszczewik D. (2021): Foraging site selection of the middle spotted woodpecker (*Leiopicus medius* L.) in primeval oak-lime-hornbeam forest of the Białowieża National Park: comparison of breeding and non-breeding seasons. *Forests*, 12(7), 837.
- Stockland J.N., Tomter S.M., Söderberg U. (2004): Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. In: Marchetti M. (WEd): *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Opportunity*. EFI Proceedings No. 51, 207–226

- Svensson M., Dahlberg A., Ranius T., Göran, T. (2013): Dead branches on living trees constitute a large part of the dead wood in managed boreal forests, but are not important for wood-dependent lichens. *Journal of Vegetation Science* 25: 819–828.
- Swallow S.K., Howard R.A., Gutierrez R.J. (1988): Snag preferences of woodpeckers in a northeastern hardwood foraging. *Wilson Bulletin* 100(2): 236–246.
- Székely T., Moskát Cs. (1991): Egy közép-európai tölgyerdő madarainak táplálékkereső viselkedése és guild szerveződése. *Ornis Hungarica* 1: 10–28.
- Szép T. (2021): A hazai mezőgazdasági és erdei élőhelyeken fészkelő és különböző vonulási stratégiájú állományok helyzete az MMM adatai alapján. In: Szép T., Csörgő T., Halmos G., Lovászi P., Nagy K., Schmidt A. (szerk.): Magyarország Madáratlasza. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Szép T., Nagy K., Halmos G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999-2012. *Ornis Hungarica* 20(2): 13–63.
- Szomorad F. (2000): A fafajok és az elegyesség szerepe erdeinkben. In: Frank T. (szerk.): Természet-Erdő-Gazdálkodás. MME, Pro Silva Hungaria, Eger, 49–62.
- Tímár G. (2016): Erdei mikroélőhelyek és védelmük lehetőségei az erdőgazdálkodás során. In: Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. 533–548.
- Tímár G. (2018): Erdei mikroélőhelyek. In: Szomorad F., Frank T., Korda M. (szerk.): Erdőgazdálkodás és erdőkezelés Natura 2000 területeken. *Rosalia* 4: 156–174.
- Tomiałojć L., Wesolowski T., Walankiewicz W. (1984): Breeding bird community of a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 20(8): 241–308.
- Török J. (1987): Food and foraging of three woodpecker species (*Dendrocopos* spp.) during the breeding season, with notes on their distribution and habitat occupancy in Hungary. Nation Conservation Symposium in Budapest, 27 March 1987. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3496: 43–50.
- Török J. (1990): Resource partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* spp. during the breeding season. *Holarctic Ecology* 13: 257–264.
- Ulanova N.G. (2000): The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135: 155–167.
- Vera F.W.M. (2000): Grazing ecology and forest history. CABI, Wallingford, USA, pp. 506.
- Viljür M-L., Abella S.R., Adámek M., Rodrigues Alencar, J.B., Barber N.A., Beudert B., Burkle L.A., Cagnolo L., Campos B.R., Chao A., Chergui B., Choi Y.R., Cleary D.F.,

- Davis T.S., Dechnik-Vázquez Y.A., Downing, W.M., Fuentes-Ramirez A. K., Gandhi K.J., Gehring C., Georgiev K.B., Gimbutas M., Gongalsky K.B., Gorbunova A.Y., Greenberg C.H., Hylander K., Jules E.S., Korobushkin D.I., Köster K., Kurth V., Lanham J.D., Lazarina M., Leverkus A.B., Lindenmayer D., Magnabosco Marra D., Martín-Pinto P., Meave J.A., Moretti M., Nam H-Y, Obrist M.K., Petanidou T., Pons P., Potts S.G., Rapoport I.B., Rhoades P.R., Richter C., Saifutdinov R.A., Sanders N.J., Santos X., Steel Z., Tavella J., Wendenburg C, Wermelinger B., Zaitsev A.S., Thorn S. (2022): The effect of natural disturbances on forest biodiversity: An ecological synthesis. *Biological Reviews* 97(5): 1930–1947.
- 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.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Tumiel T., Stański T. (2011): Woodpecker abundance in the Białowieża Forest – a comparison between deciduous, strictly protected and managed stands. *Ornis Polonica* 52: 161–168.
- Watt A.S. (1947): Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35: 1–22.
- Weber M.G., Flannigan, M.D. (1997): Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes. *Environmental Reviews*. 5(3-4): 145-166.
- Weiss S.A., Corace R.G., Toman E.L., Herms D.A., Goebel P.C. (2018): Wildlife implications across snag treatment types in jack pine stands of Upper Michigan. *Forest Ecology and Management* 409: 407–416.
- Wesolowski T., Czeszczewik D., Hebda G., Maziarz M., Mitrus C., Rowiński P. (2015): 40 years of breeding bird community dynamics in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 50: 95–120.
- Wesolowski T., Mitrus C., Czeszczewik D., & Rowiński P. (2010): Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest over thirty-five years: Variation and stability in the changing world. *Acta Ornithologica* 45(2): 209–232.
- Wesolowski T., Rowiński P., Maziarz M. (2009): Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds? *Bird Study* 56(1): 26–33.
- Wetherbee R., & Birkemoe T. (2020): Veteran trees are a source of natural enemies. *Scientific Reports*, 10(1), 1-9.
- White P., Pickett S.T.A. (1985): Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. In: Pickett, S.T.A., White P.S. (Eds.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, INC., Orlando, Florida: 3–13.

Winkler D. (2005): Ecological succession of breeding bird communities in deciduous and coniferous forests in the Sopron Mountains, Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 1: 49–58.

11. Mellékletek

M/1-11. táblázat: Az egyes vizsgálati területeken 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája

M/12-19. táblázat: Fafajkínálati táblázatok a fafajpreferenciás és fahasználati vizsgálatokhoz.

M/1. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a garábi mintaterületen

Garáb	0-50m	50 m-en kívül
Fri_coe	17	6
Par_maj	14	1
Sit_eur	11	1
Eri_rub	11	5
Den_maj	10	7
Tur_mer	9	3
Coc_coc	6	0
Cer_bra	5	0
Tur_phi	5	0
Syl_atr	4	0
Cya_cae	3	1
Phy_sib	3	1
Fic_alb	3	1
Emb_cit	3	3
Dry_min	2	0
Phy_col	2	0
Mus_str	2	0
Ant_tri	2	0
Str_tur	1	0
Str_dec	1	1
Gar_gla	1	1
Lul_arb	1	0
Cer_fam	1	0
Lus_meg	1	2
Pha_col	0	2
Cuc_can	0	8
Col_oen	0	1
Jyn_tor	0	1
Dry_mar	0	3
Cor_nix	0	1

M/2. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a mátraszőlősi mintaterületen

Mátraszőlős	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	28	1
Tur_mer	15	8
Fri_coe	15	2
Den_maj	14	5
Tur_phi	12	2
Sit_eur	10	1
Eri_rub	10	2
Coc_coc	10	0
Cya_cae	9	0
Phy_sib	7	5
Cer_bra	6	0
Phy_col	4	3
Lul_arb	3	0
Syl_atr	3	0
Pic_vir	2	3
Gar_gla	2	6
Cer_fam	2	0
Mus_str	2	0
Fic_alb	2	0
Ant_tri	2	0
Col_pal	1	0
Str_dec	1	1
Lei_med	1	0
Dry_min	1	1
Pic_can	1	0
Ori_ori	1	0
Lus_meg	1	2
Car_car	1	0
Pha_col	0	2
Cuc_can	0	3
Upu_epo	0	1
Cor_rax	0	2
Emb_cit	0	1

M/3. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a mátraszentimre - fallóskúti mintaterületen

Fallóskút	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	23	2
Tur_phi	21	5
Tur_mer	15	6
Fri_coe	13	5
Eri_rub	12	2
Syl_atr	10	1
Sit_eur	10	1
Phy_col	8	4
Den_maj	7	5
Coc_coc	6	1
Str_dec	5	5
Gar_gla	4	1
Cya_cae	4	0
Aeg_cau	4	0
Cer_bra	4	0
Emb_cit	4	3
Cer_fam	3	0
Mus_str	3	0
Dry_min	2	0
Fic_alb	2	0
Cuc_can	1	7
Col_pal	1	1
Str_tur	1	0
Pic_vir	1	1
Ori_ori	1	0
Lul_arb	1	0
Phy_sib	1	0
Syl_bor	1	0
Ant_tri	1	0
Pha_col	0	1
Dry_mar	0	3
Cor_nix	0	2
Cor_rax	0	8

M/4. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a kerecsendi mintaterületen

Kerecsend	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	21	1
Den_maj	17	1
Eri_rub	16	3
Fri_coe	15	3
Syl_atr	13	1
Sit_eur	9	2
Ori_ori	8	1
Tur_mer	8	1
Phy_col	6	0
Stu_vul	6	2
Coc_coc	5	0
Lei_med	4	0
Aeg_cau	4	0
Cuc_can	3	3
Str_tur	3	2
Tur_phi	3	1
Pha_col	2	6
Dry_mar	2	3
Gar_gla	2	2
Cya_cae	2	0
Lus_meg	2	3
Col_pal	1	0
But_but	1	0
Dry_min	1	0
Mus_str	1	0
Cla_pom	0	1
Pic_vir	0	3
Pho_och	0	1
Emb_cit	0	2

M/5. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a cserépfalui mintaterületen

Cserépfalu	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	17	0
Cya_cae	12	0
Sit_eur	12	0
Fri_coe	12	0
Den_maj	9	1
Tur_mer	9	1
Phy_col	8	0
Coc_coc	7	0
Poe_pal	6	0
Syl_atr	6	1
Mus_str	6	0
Eri_rub	6	0
Stu_vul	6	0
Cuc_can	5	4
Tur_phi	5	0
Cer_bra	4	0
Lei_med	3	0
Phy_sib	3	0
Lus_meg	3	1
Fic_alb	3	0
Col_pal	2	1
Gar_gla	2	1
Str_tur	1	2
Dry_min	1	0
Pic_vir	1	2
Pic_can	1	0
Dry_mar	1	0
Ori_ori	1	1
Aeg_cau	1	0
Car_car	1	0
Col_oen	0	1
Jyn_tor	0	2
Lul_arb	0	1
Emb_cit	0	2

M/6. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a bükkzsérci mintaterületen

Bükkzsérc	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	11	0
Fri_coe	7	0
Den_maj	6	1
Phy_col	6	0
Cya_cae	5	0
Syl_atr	5	3
Tur_mer	5	2
Eri_rub	5	0
Stu_vul	5	0
Coc_coc	4	0
Sit_eur	3	1
Cuc_can	2	3
Str_tur	2	2
Lei_med	2	0
Tur_phi	2	1
Mus_str	2	0
Col_pal	1	1
Gar_gla	1	0
Poe_pal	1	0
Phy_sib	1	2
Cer_bra	1	0
Cer_fam	1	0
Fic_alb	1	0
Pha_col	0	2
Col_oen	0	1
Upu_epo	0	1
Dry_mar	0	1
Cor_rax	0	1
Lus_meg	0	1
Emb_cit	0	1

M/7. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a balatonfüred-koloskai mintaterületen

Koloska	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	15	1
Fri_coe	11	4
Den_maj	9	1
Syl_atr	7	0
Eri_rub	7	0
Gar_gla	5	0
Sit_eur	5	3
Coc_coc	5	0
Tur_phi	4	3
Cuc_can	3	6
Ori_ori	3	2
Cya_cae	3	0
Cer_bra	3	1
Tur_mer	3	4
Mus_str	3	0
Dry_min	2	0
Fic_alb	2	0
Stu_vul	2	0
Cla_pom	1	0
Lei_med	1	0
Pic_vir	1	0
Dry_mar	1	1
Poe_pal	1	0
Phy_col	1	1
Tro_tro	1	0
Lus_meg	1	2
Pha_col	0	1
Col_pal	0	2
Str_tur	0	1
Phy_tro	0	1
Emb_cit	0	1

M/8. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a nagyoroszi mintaterületen

Nagyoroszi	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	18	5
Sit_eur	17	9
Fri_coe	14	17
Eri_rub	10	2
Cya_cae	8	2
Tur_phi	8	7
Den_maj	7	7
Tur_mer	7	10
Fic_alb	7	8
Lei_med	5	7
Poe_pal	5	2
Cer_fam	5	3
Stu_vul	5	1
Syl_atr	4	4
Cer_bra	4	3
Dry_mar	2	4
Phy_col	2	3
Phy_sib	2	2
Mus_str	2	0
Coc_coc	2	0
Col_oen	1	3
Col_pal	1	2
But_but	1	0
Ori_ori	1	1
Gar_gla	1	0
Aeg_cau	1	0
Tro_tro	1	2
Emb_cit	1	0
Cuc_can	0	2
Cor_rax	0	2

M/9. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a diósjenői mintaterületen

Diósjenő	0-50m	50 m-en kívül
Fri_coe	12	18
Par_maj	9	10
Eri_rub	8	12
Tur_mer	6	7
Tur_phi	6	13
Sit_eur	5	7
Cya_cae	4	0
Col_pal	3	1
Syl_atr	3	5
Col_oen	2	6
Poe_pal	2	2
Coc_coc	2	0
Jyn_tor	1	0
Den_maj	1	5
Dry_mar	1	3
Gar_gla	1	2
Tro_tro	1	1
Chl_chl	1	0
Pha_col	0	2
Cuc_can	0	2
Pic_vir	0	2
Phy_col	0	4
Phy_sib	0	1
Emb_cit	0	1

M/10. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül az esztergomi mintaterületen

Esztergom	0-50m	50 m-en kívül
Par_maj	31	7
Sit_eur	27	19
Stu_vul	27	4
Fri_coe	25	23
Den_maj	13	2
Syl_atr	13	9
Lei_med	12	7
Eri_rub	12	3
Tur_mer	10	10
Tur_phi	10	7
Poe_pal	9	4
Cya_cae	9	0
Cer_fam	9	7
Fic_alb	9	1
Coc_coc	6	1
Col_pal	5	1
Phy_sib	4	3
Col_oen	3	3
Aeg_cau	3	0
Cer_bra	3	1
Dry_mar	2	2
Gar_gla	2	0
Pic_can	1	0
Phy_tro	1	1
Tro_tro	1	6
Pha_col	0	3
But_but	0	1
Jyn_tor	0	1
Dry_min	0	1
Pic_vir	0	1

M/11. táblázat: 2019. tavasza során megfigyelt madárfajok fajlistája és abundanciája 50 méteren belül és 50 méteren kívül a főtí mintaterületen

Fót	0-50m	50 m-en kívül
Stu_vul	21	23
Par_maj	17	22
Eri_rub	14	22
Fri_coe	8	13
Col_pal	7	0
Cor_rax	7	0
Tur_mer	5	7
Coc_coc	5	0
Phy_col	4	10
Sit_eur	4	6
Ori_ori	3	6
Tur_phi	3	4
Den_maj	2	6
Cya_cae	2	5
Upu_epo	1	5
Pic_vir	1	2
Gar_gla	1	2
Ant_tri	1	0
Pha_col	0	3
Cuc_can	0	6
Str_dec	0	1
Mer_api	0	8
Den_syr	0	1
Dry_min	0	2
Poe_pal	0	12
Lul_arb	0	1
Phy_sib	0	1
Syl_atr	0	5
Syl_nis	0	2
Lan_col	0	3
Lus_meg	0	3
Emb_cit	0	1
Emb_cal	0	1

M/12. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata az alapállapot-felmérés során felmért kísérleti négyzetekben

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	750	50.99
KTT	616	41.88
KST	71	4.83
GY	11	0.75
MJ	11	0.75
MOT	7	0.48
VK	1	0.07
GG	1	0.07
VT	1	0.07
MK	1	0.07
A	1	0.07
összesen	1471	100

M/13. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - az összes vizsgált fára vonatkozóan

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	1356	50.41
KTT	1030	38.29
KST	118	4.39
GY	64	2.38
VK	64	2.38
MJ	26	0.97
MOT	16	0.59
BABE	8	0.30
A	2	0.07
GG	2	0.07
MK	2	0.07
VT	2	0.07
összesen	2690	100.00

M/14. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - kontroll fák

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	698	50.07
KTT	530	38.02
KST	70	5.02
MJ	24	1.72
VK	24	1.72
GY	22	1.58
MOT	12	0.86
BABE	8	0.57
A	2	0.14
GG	2	0.14
MK	2	0.14
összesen	1394	100.00

M/15. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - kezelt fák

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	658	50.77
KTT	500	38.58
KST	48	3.70
GY	42	3.24
VK	40	3.09
MOT	4	0.31
MJ	2	0.15
VT	2	0.15
összesen	1296	100.00

M/16. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - gyűrűzött fák

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	276	54.55
KTT	184	36.36
KST	20	3.95
VK	12	2.37
GY	8	1.58
MOT	4	0.79
VT	2	0.40
összesen	506	100.00

M/17. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - magascsomkkal döntött fák

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	254	49.61
KTT	188	36.72
VK	28	5.47
GY	20	3.91
KST	20	3.91
MJ	2	0.39
összesen	512	100.00

M/18. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - alacsony tuskóval döntött fák

fajok	darabszám / faj	százalék
KTT	114	51.35
CS	88	39.64
GY	12	5.41
KST	8	3.60
összesen	222	100.00

M/19. táblázat: Fafajpreferencia vizsgálatok fajokínálata a beavatkozás utáni vizsgálatok kísérleti négyzeteiben - sebzett fák

fajok	darabszám / faj	százalék
CS	40	71.43
KTT	14	25.00
GY	2	3.57
összesen	56	100.00