

Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar
Biológiai Intézet

**Fragmentáció hatásának vizsgálata ökoszisztéma szolgáltatásokra rovarévó
énekesmadár közösségek hernyópredációján keresztül**

Készítette: Kovács-Hajdu Katalin

Témavezető: Dr. Báldi András

MTA ÖK ÖBI

Külső konzulens: Bereczki Krisztina

MTA ÖK ÖBI

Belső konzulens: Dr. Szabó Péter

SZIE ÁOTK

Budapest

2014

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
1.1. Célkitűzések.....	5
2. Irodalmi áttekintés.....	6
2.1. Élőhely-fragmentáció és szegélyhatás.....	6
2.2. Fragmentáció madarakra gyakorolt hatásai.....	7
2.3. Hernyópredáció mint ökoszisztéma-szolgáltatás.....	8
2.4. Predációs vizsgálatok.....	9
3. Anyag és módszer.....	11
3.1. A vizsgált terület.....	11
3.2. Terepi felmérés.....	12
3.2.1. Predációs vizsgálat.....	12
3.2.1. A madárabundancia felmérése.....	14
3.2.2. Erdőszerkezeti felmérés.....	15
3.3. Statisztikai feldolgozás.....	16
4. Eredmények.....	18
4.1. A szegélyhatás vizsgálata.....	18
4.1.1. Az erdőszerkezet és az erdőtermészetesség változása a szegélytől vett távolság függvényében.....	18
4.1.2. A madárabundancia változása a szegélytől vett távolság függvényében.....	21
4.1.3. A predáció változása a szegélytől vett távolság függvényében.....	23
4.2. A hernyópredáció függése a madárabundanciától.....	24
4.3. Az erdőszerkezet és természetesség madárabundanciára gyakorolt hatása.....	25
5. Diskusszió.....	26
Összefoglalás.....	29
Mellékletek:.....	30
Summary.....	32
Irodalomjegyzék.....	33
Köszönetnyilvánítás.....	40

1. Bevezetés

A biodiverzitás nagymértékű változása antropogén hatásnak köszönhető, mely az elmúlt 50 évben sokkal erősebb, mint az emberi történelem során valaha. A legfontosabb közvetlen oka a biológiai sokféleség csökkenésének, (illetve az ökoszisztéma-szolgáltatások változásának) az élőhelyek változása, melyhez hozzájárul többek között a földhasználat változása, a klímaváltozás, az inváziós fajok terjedése, valamint a környezetszennyezés is (Chapin et al., 2000). A természetes és féltermészetes élőhelyek a gazdasági fejlődés eredményeképpen jelentősen visszaszorultak, fragmentálódtak, azaz egyre inkább izolált kisméretű foltokban maradtak meg (Wilcove et al., 1986). A fragmentálódással együtt járt az élőhelyszegélyeknek a relatív elterjedése, hiszen kisebb foltmérethez relatíve nagyobb „kerület”, azaz szegély tartozik (Standovár & Primack, 2001). A szegélyek az élőhelyfoltok belsejétől eltérőek, például egy erdőbelsőben más a fajok dominanciája, az élőhely szerkezete, és az ott lejátszódó interspecifikus interakciók is (Murcia, 1995), mint például a predáció (Batáry és Báldi 2004). A megváltozott mikroklimatikus viszonyok a szegélyben eltérő erdőszervezetet eredményezhetnek, feldúsul az aljnövényzet, a cserjeszint és a lombzat (Murcia, 1995). Mindez hatással lehet az ott előforduló madárfajok diverzitására (Batáry et al., 2014), abundanciájára (Watson, 2004).

A biológiai sokféleség csökkenése maga után vonja az ökoszisztémák működésének és szolgáltatásainak módosulását, mivel az eddigi eredmények szerint a biológiai sokféleség korrelál az ökoszisztémák működésével (Cardinale et al., 2012). Ökoszisztéma-szolgáltatásnak nevezzük mindazokat a hasznokat, melyeket az emberiség a természettől kap. Olyan feltételek és folyamatok összessége, melyek a természetes ökoszisztémákon és az őket alkotó fajokon keresztül fenntartják és teljesebbé teszik az emberi életet és jól-létet (MEA, 2005). A jelenleg érvényben lévő nemzetközi osztályozás (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES 2013) alapján három fő kategóriát különítünk el: ellátó, kulturális, valamint fenntartó és szabályozó szolgáltatást (European Environment Agency, 2013).

Az ellátó szolgáltatások az emberiség részére különböző javakat biztosítanak. Ide tartozik az élelmiszer, a víz, a biomassza alapú energia, mint például a tűzifa, de a fizikai munkát végző állatok (pl. ló) által biztosított energia is. A madarak esetében főként a vadhús, a toll (pl. ruhaipar) és a trágyaként hasznosított guanó tartozik ide (Sekercioglu, 2006).

A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások rekreációs lehetőségeket biztosítanak, inspirálják a művészeteket vagy például biológiai kutatások alapjául szolgálnak (CICES 2013). A

madaraknak a művészetekben és a vallásban egyaránt nagy szerep jut, sőt a madármegfigyelés is, mint tevékenység fontos ökoszisztéma-szolgáltatás (Sekercioglu, 2006).

Fenntartó és szabályozó szolgáltatások pl. a pollináció, a természetes kártevő kontroll, a talajerózió elleni védelem és a globális klíma szabályozása (CICES 2013). A madarak hulladékeltakarító munkája, gerinces és gerinctelen kártevők populációjának kontrollálása, növények magjainak terjesztése szintén fontos fenntartó és szabályozó szolgáltatás (Sekercioglu, 2006).

A millenniumi ökoszisztéma felmérés alapján elmondható, hogy a Földön az ökoszisztéma-szolgáltatások nagy része veszélyben van, az eddigi kutatások általános rossz állapotukat jelzik (MEA, 2005). Különösen a biodiverzitásra erősen támaszkodó szabályozó szolgáltatások veszélyeztetettek, mint például a pollináció (Batáry et al., 2010) vagy a természetes kártevő kontroll (Tscharntke et al., 2005). A kártevők, különösen a növényevő rovarok (pl. levéltetvek, sáskák, gabonalegyek, lepkehernyók stb.) a potenciális termés 25-50%-ának pusztulását okozzák minden évben (Pimentel et al., 1989). Az erdei kártevők, különösen a lombfogyasztó rovarok által okozott károk igen jelentősek, az európai lombhullató erdők 20%-a szenved közepes mértékű defoliációt évente (UN/ECE FAO, 2000). Európán belül pedig a legnagyobb károk Közép- és Kelet-Európában figyelhetők meg, mely alól hazánk sem kivétel (ICP Forest, 2011). Magyarországon az Erdészeti Tudományos Intézet által gyűjtött adatok szerint az elmúlt közel 50 évben az erdészeti károk száma növekedő trendet mutat, ideértve a biotikus károkat is. Új exóta erdei rovarkártevők jelennek meg, vagy hazai fajok szaporodnak el tömegesen, melyekre korábban ez nem volt jellemző. A gyapjaspille (*Lymantria dispar* L.) kártételei például egyre nagyobb területet érintenek itthon (Csóka, 2009).

Az előbbieket alapján látható, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások, köztük a természetes kártevőkontroll szerepe meghatározó, fenntartása kulcsfontosságú az ökoszisztémák működése és az emberi társadalom szempontjából egyaránt. Vizsgálatok eddig főként intenzíven művelt mezőgazdasági területekre korlátozódtak (pl. Nyugat-Európában), az ismeretek többsége onnan származik. Ezen kevésbé természetes élőhelyeken történt kutatások eredményeiből általános következtetéseket nem lehet levonni, illetve intenzív agrár tájak eredményei nem feltétlenül interpretálhatóak hazai élőhelyeinkre (Báldi & Batáry, 2011). Hasonló az eltérés amennyiben nem a mező-, hanem az erdőgazdálkodás területét vesszük szemügyre. Számos jelentős tanulmány született a lombkorona kártevőiről (Csóka, 1998; Csóka & Szabóky, 2005), ám ökoszisztéma-szolgáltatás tekintetében kutatások nem folytak. Hazánk gazdag élővilágának köszönhetően az ökoszisztéma-szolgáltatások igen jelentősek

lehetnek, fontos feladat tehát, vizsgálatukra módszereket kidolgozni, felmérni és értékelni állapotukat (Báldi, 2011).

Szakdolgozatomban a rovarevő énekesmadarak általi természetes kártevő kontrollt vizsgáltam, melynek jelentősége, hogy az ökoszisztémák működésének szabályozásán túl közvetlen gazdasági értékkel is rendelkezik.

1.1. Célkitűzések

A diplomadolgozat fő kérdése, hogy az erdei élőhelyek fragmentációja és az ebből fakadó szegélyhatás milyen hatást gyakorol a rovarevő énekesmadarak hernyópredációjára, mint ökoszisztéma-szolgáltatásra. Dolgozatomban a Csobánkához (Pilis-hegység) közel eső cseres-kocsánytalan tölgyesekben végzett vizsgálataim során a következőket tűztem ki célul:

1) Szegélyhatás vizsgálat a következő biológiai változókra:

- a) erdőszerkezet és természetesség,
- b) madárabundancia,
- c) hernyópredáció.

2) Hernyópredáció madárabundanciától való függésének vizsgálata.

3) Az erdőszerkezet és erdőtermészetesség madárabundanciára gyakorolt hatásának feltárása.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Élőhely-fragmentáció és szegélyhatás

Az élőhelypusztítás mindig fragmentációval jár, mely egy összefüggő terület több kisebb foltta alakulását jelenti. Ezek a foltok egymástól elszigetelődnek (Báldi, 1996), az összefüggő területhez képest megnő a kerület-terület arány, valamint az élőhely közepe közelebb kerül a szegélyhez (Standovár & Primack, 2001). Mindez a szegélyek növekvő jelentőségét vonja maga után. A szegélyekben az élőhelyek belsejéhez képest eltérő viszonyok uralkodnak. A megváltozott körülmények összességét szegélyhatásnak nevezzük. Ennek három fő típusát különböztetjük meg egymástól. Az abiotikus hatás a környezeti tényezők megváltozását jelenti. Ilyen a levegő hőmérséklete, páratartalma, talaj nedvességtartalma, valamint a fényintenzitás is megváltozhat a szegélyben a belső területekhez képest. Az erdőben és az azt körülvevő nyílt területen eltérő mikroklimatikus viszonyok uralkodnak, melyek a szegélyben egy hőmérsékleti és páratartalombeli grádiens eredményeznek (Murcia, 1995). A napsugárzás, hőmérséklet, páratartalom, az avar nedvességtartalma egy észak-amerikai kutatás szerint 50 méterig kimutathatóak az ottani erdőkben (Matlack, 1993). Direkt biotikus hatásnak nevezzük mindazokat, melyek magukban foglalják a fajok abundanciájának és eloszlásának változásait. A szegélyben az intenzívebb napsugárzás hatására egyes növények elszaporodnak, számos zárt erdei növényfaj azonban kipusztul. Szintén több tápanyag halmozódhat fel a belső területekhez képest, mely kedvezhet egyes gyomnövényeknek és zavarástűrő állatfajoknak (Paton, 1994). A szegély közelében olykor megnövekvő szél (Chen et al., 1993) és a tűzveszély (Lovejoy et al., 1986) azonban növények pusztulását okozza (Murcia, 1995). Az erdei állatok különböző módon reagálhatnak a szegélyhatásra, egyesek abundanciája megnő, míg mások lokálisan kipusztulnak (Standovár & Primack, 2001). Rovarevő énekesmadarak esetében számos cikk igazolja a szegélyekben a magasabb egyedszámot (pl. Barbaro et al., 2012, Calladinea et al., 2013) azonban sok cikkben írják le ennek ellenkezőjét is (pl. Sisk & Battin, 2002; Watson et al. 2004.). Az eltérések oka lehet például az, hogy ezek a relációk összefüggés-érzékenyek, azaz ugyanazon faj eltérő választ mutathat eltérő szegélyekben (Ries, 2004). Indirekt biotikus hatás, mely a fajok közötti interakcióban, mint például a predációban, fészekprazitizmusban, kompetícióban, pollinációban, magterjedésben való változást jelenti. Mivel a keletkezett szegélyek eltérőek az erdei környezettől, annak struktúrájától, ezáltal hatással lehetnek az ott élő fajok interakciójának dinamikájára is. A megnövekedő fény hatására feldúsult növényzet a

lombfogyasztó rovarokat vonzza. Ezek szintén jelentős hatással lehetnek az őket fogyasztó rovarevő énekesekre, a madarak pedig a fészekpredátorokra és fészekparazitákra (Murcia, 1995). A fentiekből jól látszik, hogy a szegélyeknek pozitív és negatív hatása egyaránt lehet, melyet jelentősen befolyásolnak az élőhelyi tényezők és az ott élő fajok egyaránt, melyet vizsgálatok esetében mindig figyelembe kell venni.

2.2. Fragmentáció madarakra gyakorolt hatásai

A madarak az egyik leginkább tanulmányozott osztálya az élőlényeknek. Az élőhelyek fragmentációja és az ebből fakadó szegélyhatás jelentősen befolyásolja a madárközösségeket, különösen nagy hatást gyakorolva az erdei ökoszisztémák énekesmadaraira. Ez a hatás lehet pozitív és negatív egyaránt (Salek et al., 2010), valamint függ az adott élőhelytől is, ahol a vizsgálatokat végezték (Karanth et al., 2006). Az összefüggő erdőségek megszűnése egyes madárpopulációk izolációjához, esetleg kipusztulásához vezethet. A fragmentáció során keletkezett élőhelyszegélyekben megnőhet a kompetíció vagy a fészkaljpredáció esélye is (Salek et al., 2010). Pozitív hatásként említhetjük, hogy a keletkezett foltok miatt diverzebb vegetáció alakul ki, melyben olykor a fészkelési és táplálkozási lehetőségek kedvezőbbek a madarak számára. Ilyenkor kialakulhat az ökológiai csapda jelensége: a kedvező élőhelyen megnő a fészkek sűrűsége, és ezzel párhuzamosan egy magasabb predációs nyomás is kialakul (Gates & Gysel, 1978). Barbaro et al. (2014) francia és új-zélandi vizsgálatában szignifikánsan nagyobbak bizonyult a madárközösségek funkcionális egyenletessége és divergenciája az erdőszegélyekben. Az új-zélandi szegélyekben magasabb, a franciaországi szegélyekben alacsonyabb funkcionális fajgazdagságot tapasztaltak. Ugyanebben a transzkontinentális vizsgálatban műhernyók segítségével állapították meg a rovarevő énekesmadarak predációs rátáját. A kutatás alapján arra jutottak, hogy a mozaikos élőhelyeken előforduló madarak rovarfogyasztását a közepes fragmentáltság és szegélyhatás növeli. Egy németországi lombhullató erdei vizsgálatban Batáry et al. (2014) azt tapasztalták, hogy a szegélyekben és attól az erdőbelső felé haladva 30 méterig magasabb a madarak abundanciája és fajdiverzitása. Összefüggést találtak továbbá a madárfajok diverzitása és a cserjeszint között, utóbbi ugyanis jelentős táplálkozó, pihenő és búvóhely lehet a madarak számára. Az előbbi vizsgálatokkal ellentétes eredményre jutottak Karanth et al. (2006), akik észak-amerikai erdőkben a belső területeken mutattak ki nagyobb fajdiverzitást az énekesmadarak tekintetében.

2.3. Hernyópredáció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás

A ragadozó és parazita szervezetek egy fontos ökoszisztéma-szolgáltatás, a kártevő-kontroll révén jelentősen hozzájárulhatnak a gazdasági károk mérsékléséhez (Sanz, 2001; Mols & Visser, 2007). A hazai lombdőkben tavasszal és kora nyáron a Geometridae és Noctuidae család fajainak kártétele dominál, ide tartozik a vizsgálat modellfaja is, a kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*). A Geometridae fajok Magyarországon évente átlagosan 9138 ha-on károsítanak (Csóka, 1998). Éppen ezért a kártevők természetes ellenségeinek támogatása erdei és mezőgazdasági területeken is igen nagy jelentőséggel bír. A mezőgazdaságban egyrészt növelheti a terméshozamot, másrészt kevesebb drága és környezetszennyező peszticidet kell felhasználni. Mindez növeli az élelmiszer-biztonságot, mely végső soron egy egészségesebb környezethez vezet (Sekercioglu, 2010). Ennek megfelelően a természetes ellenségek mezőgazdaságban betöltött potenciális szerepét számos tanulmány vizsgálta (pl. Schmidt et al., 2003; Tscharrntke et al., 2005; Petrovic et al., 2010). Jóval kevesebb figyelem fordítódik azonban az erdészeti kártevőkre és természetes ellenességeikre. Pedig a károkozók, különösen a lombfogyasztó rovarok hatalmas erdészeti károkat okoznak évről-évre (ICP Forest, 2011). A lombfogyasztó rovarokon belül kiemelkedik a lepkehernyók kártétele. A hernyók általi lombvesztés visszaveti a rágott fák növekedését, negatívan befolyásolja a termés mennyiségét, ami nehezíti a természetes felújulást (Csóka et al., 2005). A gátolt növekedés okozta gazdasági kár exponenciálisan nő a defoliáció mértékével, egyes tanulmányok alapján elérheti akár az évi 300\$/ha-t. A lepkehernyók kártétele hazánkban is jelentős évről-évre (Csóka et al., 2005). A lepkehernyók kártétele elleni védekezésben jelentős szerep jut a rovarevő énekesmadaraknak. Erre jó példa, hogy egy széncinege pár fészekaljának felnevelése során 8-20 ezer hernyót is zsákmányolhat. Ha másodköltés is van, ez ennek a számnak többszöröse lehet (Török, 1998). Egy költési időben zajlott szlovák táplálékvizsgálat eredményei jól igazolják, hogy az énekesmadarak a lepkék rendkívül jelentős ragadozói (Kristin, 1997). Az, hogy imágót, bábót, lárvát vagy petét fogyasztanak, függ a madárfajtától, évszaktól és az élőhelytől egyaránt. A szlovákiai tölgy elegyes bükkösben a cinkék (*Parus palustris*, *P. caeruleus*, *P. major*) voltak a legfontosabb hernyópredátorok. Immatúr madarak esetében 95% volt a hernyó, 2-4% a báb és mindössze 1% az imágók aránya a táplálékban (Kristin, 1997). A rovarevő énekesmadarak hatása időben nagyon eltérő lehet és függ a kártevők kezdeti populációméretétől is. Holmes (1990) kétféle prédára gyakorolt hatását különíti el a rovarevő énekesmadaraknak. Az egyik egy számszerűsíthető hatás, ami a zsákmányok abundanciájának változását jelenti. A másik a madarak evolúciós hatása a a

prédák morfológiájára, viselkedésére, életmenetére. A mérsékelt övi erdők madarai legjelentősebb számban az alacsonyabb rovardenzitásnál 40-70%-kal, közepes denzitásnál 20-60%-kal és a magas rovardenzitásnál 0-10%-kal képesek csökkenteni a kártevőket. A kártevők tömeges elszaporodásakor a madarak már nem képesek megfelelő mértékben visszaszorítani őket, szerepük a kártevők alacsonyabb denzitásánál a legjelentősebb (Csóka, 2009; Holmes, 1990).

2.4. Predációs vizsgálatok

A parazitoid táplálékhálózatokkal szemben a predátor táplálékhálózatokat kevésbé ismerjük (Howe et al., 2009). A predátorok gyakran rejtőzködnek, nem hagynak nyomot maguk után vagy nem azonosíthatót. Általában túl gyorsan zajlik maga a predáció is, gyakran éjjel. Videófelvétel segítségével, vagy indirekt módszerekkel, mint pl. különböző festék és jelölőanyagok használatával azonosíthatóak a predátorok. Szintén alkalmazott metódus az őrzött préda megfigyelése. Ezt azonban inkább petén, bábón vagy rögzített állatokon alkalmazzák (Howe et al., 2009). További gyakran használt módszer a predáció felmérésére az álpréda alkalmazása, mely elsősorban a fészekaljpredációs vizsgálatokban terjedt el (Batáry & Báldi, 2004; Purger et al., 2012.). A fészekaljpredáció tesztelésére alkalmazzák a gyurmatojásokat. A ragadozók harapás és csőrnyomait könnyen lehet belőle azonosítani és a vizsgálatokhoz szükséges megfelelő mintaszám elérését is megkönnyíti. A vizsgálatot végző ugyanakkor keresés közben kárt tehet a valódi fészkekben, egyes zavarásra érzékeny fajokat elriaszthat fészkekről (Báldi, 1999).

Hasonló módszer a gyurmahernyók alkalmazása a hernyópredáció felmérésére, mely hatékony és olcsó módszer és nem feltételez állandó jelenlétet. Ennek ellenére viszonylag kevés kutatásban alkalmazzák (Koh & Menge, 2006; Mäntylä et al., 2008; Howe et al., 2009). Barbaro et al. (2012) szerint a gyurmahernyós módszer hatékony eredményesség és költség szempontjából egyaránt. Jól alkalmazható hosszú távú kutatásokban a madár-rovar interakciók vizsgálatán keresztül a földhasználati és klímaváltozások nyomon követésére. A módszer használhatóságát bizonyítja, hogy Howe et al. (2009) kísérletükben 1155 műhernyóval dolgoztak egy ugandai gyapotföldön és mindössze a műhernyók 2%-nál nem sikerült azonosítani a predátort. A módszernek azonban hátrányai is lehetnek. A műhernyó nem bocsájt ki magából kémiai jeleket, ami sok predátornak (pl. ízeltlábúak) fontos a préda felismeréséhez (Vet & Dicke, 1992). A növényekre sincsenek olyan hatással, mint egy valódi

rovar, így azok sem bocsájtanak ki kémia jeleket, ezért egyes predátorcsoportok nehezebben találhatnak rá a műhernyókra, mint a valódiakra. Egy gyurmahernyós vizsgálatban Mäntylä et al. (2008) molyhos nyír faegyedek egy részére élő hernyókat helyeztek ki, a fák másik részét – kontrollcsoportot létrehozva – üresen hagyták. A madarak predációját műhernyók segítségével mérték. Azokon a fákon, melyeken voltak lombfogyasztó hernyók magasabb predációt mértek. Ez azt bizonyíthatja, hogy a madarak számára vannak olyan jelzések, melyek segíthetnek megtalálni a lombfogyasztó hernyókat, és amelyek a műhernyóknál nem jelentkezik. A rágott fának csökkent a fotoszintézise és nőtt egyes VOC (volatile organic compound: illékony szerves vegyületek) kibocsátása. Ez alapján lehet arra következtetni, hogy ezeket a jeleket a madarak érzékelhetik. Az ürülék és mozgás hiánya szintén befolyásolhatja az észrevehetőséget. Mindezek alapján elmondható, hogy az álpréda nem a teljes predációt méri, annál valószínűleg alacsonyabbat, de összehasonlításokra jól alkalmazható. Élőhelyek közti különbségek kimutathatók, amennyiben ugyanolyan elrendezésben és mintaszámmal alkalmazzuk őket.

Az eddigi vizsgálatok a predációs ráta számszerűsítésén túl különböző élőhelytípusok és élőhelyi paraméterek predációra gyakorolt hatásának felmérésére koncentráltak. González-Gómez et al. (2006) például chilei összefüggő őshonos erdőterületek, fenyőültetvények és kisebb erdőfragmentumok madárközösségeit és a madarak táplálkozási intenzitását hasonlították össze gyurmahernyós vizsgálatokban. A kisméretű erdőfragmentumokban gazdagabb madárközösséget és magasabb predációs rátát mértek, mint az összefüggő erdőterületeken. Mindez megerősíti, hogy a fragmentáció a táplálkozási kapcsolatok intenzívebbé válását vonhatja maga után. Kutatásukban azonban nem tértek ki a szegélytől vett távolság hatásának vizsgálatára.

3. Anyag és módszer

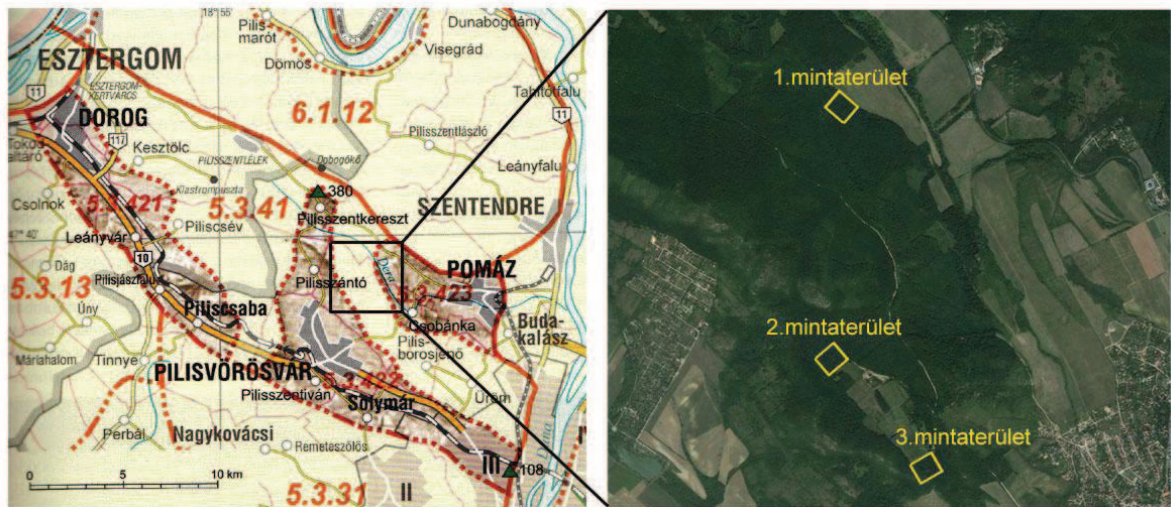
3.1. A vizsgált terület

A vizsgálataim 2012-ben zajlottak a Pilisben, Csobánka környékén. Csobánka a Pomázi-medencében fekszik, mely a Pilisi-medencék kistáj részét képezi. Éghajlata mérsékelten hűvös és mérsékelten nedves. A hőmérséklet évi átlaga 9.0-9.5°C körüli, az éves csapadékmennyiség 650-700 mm. A kistáj nagy része régóta lakott, népsűrűsége legalább kétszerese az országos átlagnak. A jelentős emberi tevékenységnek köszönhetően növényzetét kisebb szigetszerű foltok jellemzik. A sasbércekkal körülhatárolt medencét dombsági jellegű térszínek alkotják, egyenetlen felszínét lejtőlösztakaró borítja. Meghatározó talajtípusa barnaföld, mely löszös üledékeken képződött, vízgazdálkodása és termékenysége kedvező (Dövényi, 2010). A terület túlnyomó részét cseres- és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek borítják, a bükkösök aránya nem jelentős. Gyengébb termőhelyeken véderdőként funkcionáló fekete- és erdeifenyvesek találhatóak. Az erdők rendeltetésében jelentős szerephez jut a természetvédelem és rekreáció. A táj erdőgazdálkodására jellemző a hosszú időtartamú fokozatos felújítógazdálkodás és szálalógazdálkodás (Halász, 2006). A magasabb, medence peremi részeken a környező kistájakra is jellemző növényfajok találhatóak, ilyenek az elsősorban cseres- és mészkedvelő fajok: baracklevelű harangvirág (*Campanula persicifolia*), sátoros margitvirág (*Tanacetum corymbosum*), erdei szamóca (*Fragaria vesca*), felemáslevelű csenkesz (*Festuca heterophylla*), egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) (Bölöni 2008).

A medence peremi területén három erdőállomány került kijelölésre, egymástól legalább egy km-es távolságban. A három mintaterület domborzati, klimatikus és termőhelyi viszonyai közel megegyeznek. Az erdőállományok 60 év körüliek, idegenhonos illetve termőhelyidegen fajok nem, vagy nagyon ritkán fordulnak elő bennük. A három állomány közel egykorú, uralkodó fafajok a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), csertölgy (*Quercus cerris*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*). Elegyfafeleként előfordul a mezei és korai juhar (*Acer campestre*, *A. platanoides*), nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), madárcseresznye (*Cerasus avium*). A három kijelölt állomány fafaj-összetétel alapján eltér egymástól. Két állományban a cser és a kocsánytalan tölgy, a harmadikban pedig a gyertyános és a kocsánytalan tölgy uralkodik.

Mindhárom kijelölt erdőállomány élőhely-szegélyben található. Két terület esetében fiatalos korú erdőfelújítás, a harmadik esetben pedig kaszálóként hasznosított gyepterület határolta a mintaterületeket. A mintaterületek kijelölésénél szempont volt, hogy a szegély minimum 150

méter hosszú legyen, valamint az, hogy a szegély mentén az erdőállomány egységes képet mutasson.



1. ábra: A három mintaterület elhelyezkedése (Dövényi, 2010; Google Earth)



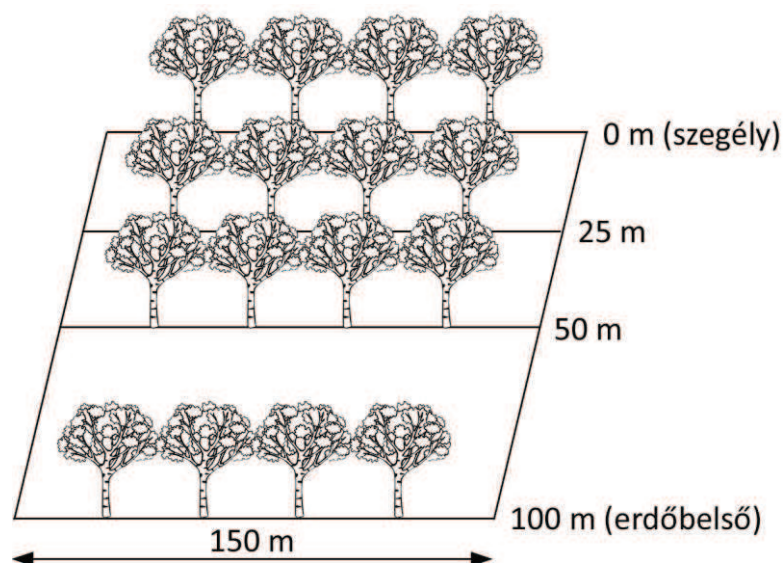
2. ábra: Az egyes (1., 2., 3.) mintaterületek szegélyei (fotók: Kovács-Hajdu Katalin)

3.2. Terepi felmérés

3.2.1. Predációs vizsgálat

Dolgozatomban azt vizsgáltam, hogy a szegélytől vett különböző távolságokban van-e különbség a predációban. A gyurmahernyókat az említett három mintaterületen helyeztük ki, ahol a szegélyben, attól 25, 50 és 100 m-re négy fát jelöltem ki, egymástól 30 m-es

távolságban (3. ábra). Vagyis egy mintaterületen 16, a három területen összesen pedig 48 fa került kijelölésre. Minden fára 10 db gyurmahernyót helyeztünk, melyeket a kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*) mintájára formáltunk. Hazánkban az araszolólepkék egyik leggyakoribb képviselője (Csóka,1998), a madarak táplálékában is nagyon gyakran szerepel (Mols & Visser, 2007). Álprédánkat egyszínű, világoszöld gyurmából készítettük, melynek mérete megegyezik a kis téliaraszoló 5. stádiumú lárvájának méretével (3,5 mm vastag és 25 mm hosszú). A gyurmából készített hernyókat vékony rézdrót segítségével rögzítettük a fák ágainak végén, közel a levelekhez. A gyurmahernyókat minden második napon ellenőriztük és a predáció nyomait (csőrnyom, rágásnyom, sérülés) (4.–6. ábra) mutató gyurmákat begyűjtöttük. A 6. napon minden gyurmát beszedtünk. A hat napos kísérleti időt előkísérleteink, valamint irodalmi adatok alapozták meg. Mäntylä et al. (2008) például kimutatták, hogy a gyurmahernyón mérhető, madarak által okozott predáció a kihelyezést követő első napokban növekszik, majd a hatodik napot követően hirtelen leesik. Ebből arra következtethetünk, hogy a madarak nagyjából egy hét alatt megtanulják, hogy a kihelyezett gyurma nem ehető. Ezt megelőzően azonban megtéveszti őket az álpréda. A hat napos kísérleti idő elteltével, a beszedett gyurmákon ellenőriztem a nyomokat. A madarak csőrnyomai szinte minden esetben jól elkülöníthetőek voltak az ízeltlábúak és kisemlősök által okozott rágásnyomoktól (19 esetben nem tudtuk a predátorok különböző csoportjai által okozott nyomokat elkülöníteni). A predációs rátát, az adott fán „megsérült” gyurmahernyók százalékos aránya alapján fejeztem ki. Külön megadtam a madarak általi, valamint az összes predátorcsoport által okozott teljes predációt.



3. ábra: Az álprédák elhelyezése mintaterületenként



4. ábra: Madár csőrkáva nyoma



5. ábra: Egy négy pettyes hernyóablót is megtéveszthet a gyurma



6. ábra: Rovarrágás nyoma
(fotók: Kovács-Hajdu Katalin)

3.2.1. A madárabundancia felmérése

Minden mintaterületet három 150 méter hosszú vonaltranszекttel osztottam fel 4 sávra, melyeken lassan sétálva haladtam végig, hogy felmérjem a rovarévó énekesmadarakat. A vizsgálatot szélcsendes, esőmentes napokon a reggeli órákban végeztem, reggel 6 és délelőtt 10 óra között. A vizsgálati protokoll megegyezik más hazai országos felmérésekével (Báldi et al., 1998). Az első transzекt a szegélyben volt, ettől a terület belseje felé haladva 25 m-es távolságig jegyeztem fel kizárólag azokat a fajokat, melyek legalább az életük egy bizonyos szakaszában (fiókakorban) hernyófogyasztók (Cramp, 1998). A következő transzекt 50 m-nél volt, itt mindkét irányban 25-25 m-es távolságban írtam fel a fajokat. A harmadik transzекt a mintaterület erdőbelső felőli szélén 100 méternél volt, szintén 25 méteres távolságig

jegyeztem a fajokat. Így az egész mintaterületet lefedte a felmérés. A fajok azonosítása elsősorban hang alapján történt. Minden területet két alkalommal mértem fel, először május elején, majd június elején. Az eredményeknél a két mért érték közül a nagyobbat vettem figyelembe (Barbaro et al., 2014).

3.2.2. Erdőszerkezeti felmérés

Egy mintaterületen belül a madárfelméréssel megegyezően kijelölt 4 sávra (0-25, 25-50, 50-75, 75-100 m) erdőszerkezeti felmérést végeztem. Mivel a teljes mintaterület felmérésére nem volt lehetőség, a 150 m hosszú 25 m széles sávokat egyenként 6 db 25x25 m-es kvadrátra osztottam és random módon kiválasztottam minden sávra egy kvadrátot. A kvadrátban mért erdőszerkezeti változókat a teljes sávra vonatkoztattam. Ezt a mintaterületek kiválasztásánál alkalmazott feltétel tette lehetővé, mely szerint a vegetáció szerkezete egy sávon belül nem változik. Az erdőszerkezet felmérését TERMERD-projekt (Magyarországi erdők természetességének vizsgálata) mintájára végeztem (Bartha, 2004). A projekt 2001 és 2005 között zajlott, célja a magyarországi erdők állomány léptékű természetességének becslése volt, mely egy országos reprezentatív mintavételen alapult. Módszertani kidolgozását erdész és biológus végzettségű szakemberek közösen végezték. Ez a felmérés az erdő összetételét, szerkezetét és működését több kritérium csoport felhasználásával írja le. Ilyenek a lombkoronaszint, cserjeszint, gyepszint, újulat, vadhatás és termőhely. A természetességi értékszámok képzése 3 szint segítségével történik. Az 1. szintben az indikátorok értékeihez egy 0-100 skálán értelmezett értékszámot kell rendelni. Ez az értékszám függhet a vizsgált állományok potenciális természetes erdőtársulásától (PTE), a termőhely illetve a faállomány sajátosságaitól. A 2. szintben történik a kritériumok értékszámainak képzése. Ezt a kritériumot jellemző indikátorok eltérő súllyal szereplő összege adja, amelyet ezután normálni kell a kritérium természetességi értékének tartományával. A 3. szintben képződnek az erdőállományra vonatkozó természetességi értékszámok. Ezt a 2. szintben szereplő kritériumok értékszámainak súlyozott összege adja. A 3. szintben a kritériumokat eltérő súllyal kell figyelembe venni különböző PTE-k esetében (Bartha, 2004). A jegyzőkönyv (Mellékletek) egyes adatait (pl. cserjeszint, záródás) külön is használtam az erdőszerkezet jellemzésére. Ezt kvantitatív adatokkal egészítettem ki, mint körlapösszeg (faegyedek mellmagassági keresztmetszvényének területösszege 1 ha-ra vonatkoztatva), törzsszám, fafajszám. Ily módon minden sávra rendelkezésre áll a természetesség, a cserjeszint borítása,

a záródás, a fafajszám, a törzsszám, és az átlagátmérő. Az erdőszerkezeti felmérés során a fa és cserjeegyedek, valamint az újulat közötti különbséget nem faji alapon, hanem a mellmagassági átmérő alapján definiáltam. Fának azokat a fás szárú egyedeket tekintetem, melyek mellmagassági átmérője meghaladta az 5 cm-t.

3.3. Statisztikai feldolgozás

A szegélyhatás vizsgálatokat egytényezős variancia-analízissel végeztem (ANOVA, Tukey post hoc teszt). Vizuális megjelenítéshez boxplot ábrákat használtam. A post hoc teszttel a szegély és a többi sáv közötti eltérést értékeltem, az egyes erdőszerkezeti paraméterekre, madárabundanciára és predációra egyaránt. A predációs ráta függését a madarak egyedszámától, valamint a madarak egyedszámának az erdőszerkezeti változók függvényében való változását lineáris kevert modellekkel vizsgáltam (Zuur et al., 2009). Az első modell esetében függő változónak tekintetem az egyes sávokban mért predációt. Kizárólag a madarak általi predációt vettem figyelembe, a rovarok által okozott predációs nyomok nem kerültek be az elemzésbe. Magyarázó változónak a rovarrevő énekesmadarak egyedszámát tekintetem. A második modellben a rovarrevő énekesmadarak egyes sávokban észlelt egyedszáma szerepelt függő változóként, magyarázó változónak pedig az egyes erdőszerkezeti paraméterek (felsorolás) standardizált értékét (átlag 0, szórás 1) tekintetem. A standardizálást az erdőszerkezeti változók különböző skálán mért értékei indokolták. A térbeli függetlenség hiányát mindkét modellben az egyes sávok random faktorként való használatával ellensúlyoztam. A modellezést megelőzően a függő változók eloszlását hisztogrammal ellenőriztük; az eloszlások nem indokolták a változók transzformációját. A modellezést megelőzte a függő változók és a potenciális magyarázó változók közötti korreláció vizsgálata a Pearson-féle korrelációs koefficiens, valamint a p-érték megadásával. A második, többváltozós modell esetében az egyes magyarázó változók (standardizált erdőszerkezeti változók) közötti korrelációt is ellenőriztük. A modellbe csak azok a magyarázó változók kerültek be, melyek szignifikáns korrelációt mutattak a függő változóval és alacsony korrelációt ($r < 0.35$) a többi magyarázó változóval. A nem szignifikáns változókat egyesével távolítottuk el a modellből Backward-féle szelekció alkalmazásával. A random hatást a „restricted maximum likelihood” módszerrel teszteltük (Faraway, 2006). A modellek értékelésekor a statisztikai tesztek értékelésén túl a grafikus diagnosztikát (a minták relatív súlya, reziduálisok normalitása, a reziduálisok változatosságának homogenitása) is

figyelembe vettük. Az adatkezelést Microsoft Office Excel 2007 programmal, a térképi megjelenítést Google Earth programmal, az adatok értékelését R commander 1.7 statisztikai programmal (R Development Core Team, 2012) végeztem. A lineáris modellezéshez az „nlme” (Pinheiro et al., 2012) programcsomagot használtam.

4. Eredmények

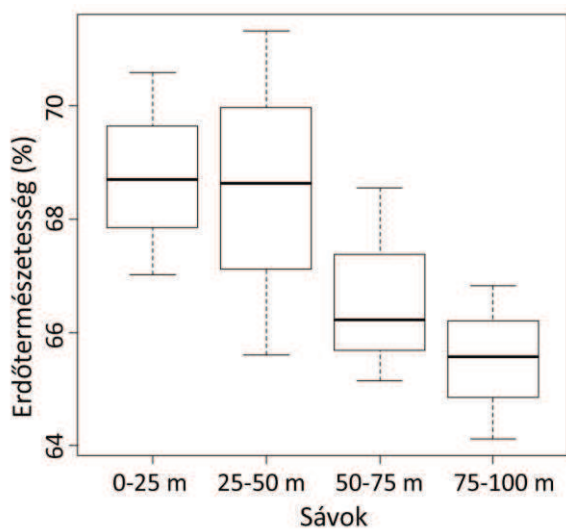
4.1. A szegélyhatás vizsgálata

4.1.1. Az erdőszerkezet és az erdőtermészetesség változása a szegélytől vett távolság függvényében

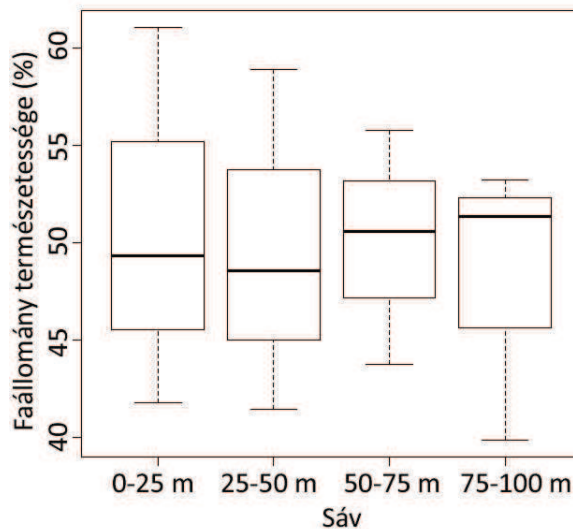
A három mintaterület összevont eredményei alapján az erdőtermészetesség (%) a szegélyben és a 25-50 m-es sávban volt a legnagyobb, majd az erdőbelső felé haladva ez az érték csökkent, ugyanakkor szignifikánsan nem különböztek egymástól (ANOVA, $F=1,797$; $p=0,226$) (7. ábra).

Az erdőtermészetességen belül csupán a faállomány természetességének alakulását vizsgálva, az egyes sávok lényegében szintén nem különböztek, sőt az eltérések még kisebbek voltak (ANOVA, $F=0,054$; $p=0,982$) (8. ábra).

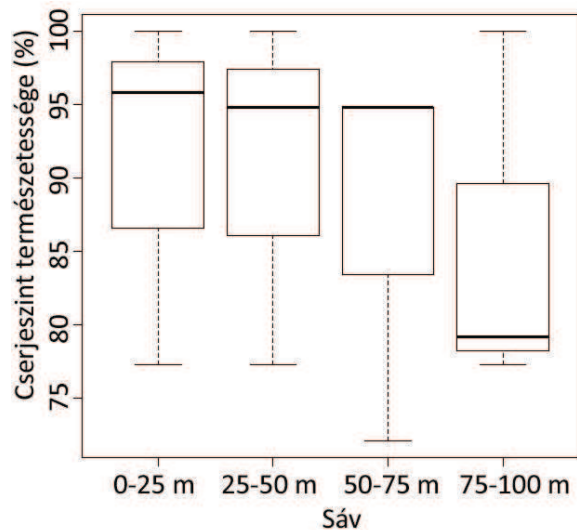
Ugyanígy a cserjeszint természetességének sávonkénti összehasonlításában sem volt szignifikáns a különbség (ANOVA, $F=0,142$; $p=0,932$), ugyanakkor az erdőbelső lényegesen elkülönült a többi sávtól (9. ábra).



7. ábra: Az erdőtermészetesség alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

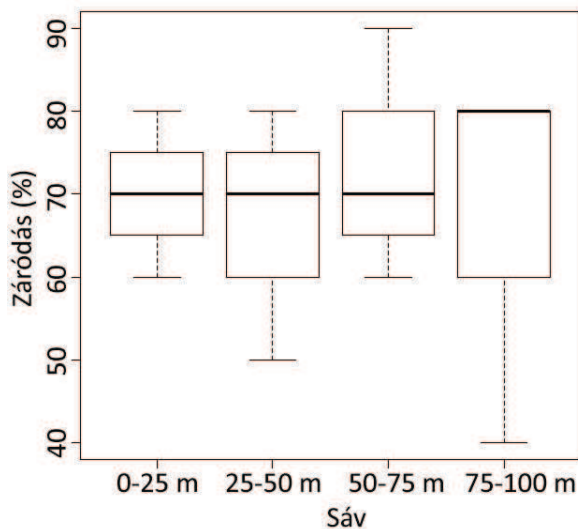


8. ábra: A faállomány természetességének alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

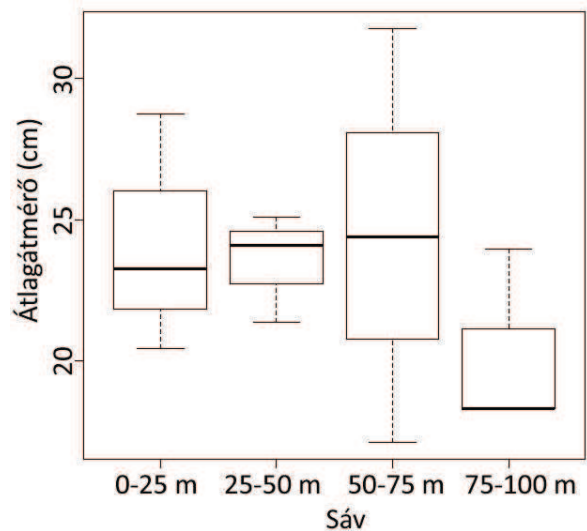


9. ábra: A cserjeszint természetességének alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

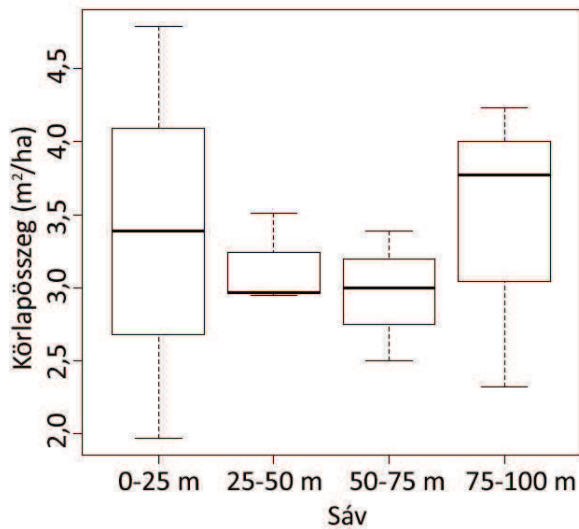
Hasonlóan az előzőekhez a záródás (ANOVA, $F=0,111$; $P=0,951$) (10. ábra), az átlagátmérő (ANOVA, $F=0,534$; $P=0,672$) (11. ábra), a körlapösszeg (ANOVA, $F=0,178$; $p=0,908$) (12. ábra) és a törzsszám (ANOVA, $F=0,114$; $p=0,950$) (13. ábra) esetében sem különböztek jelentősen egymástól az egyes sávok.



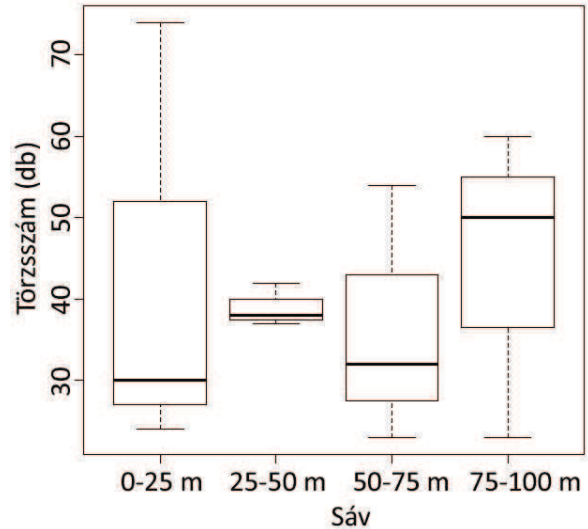
10. ábra: A záródás alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)



11. ábra: Az átlagátmérő alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

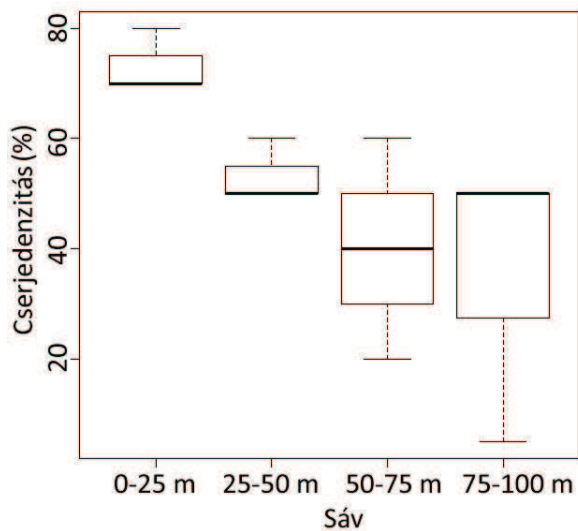


12. ábra: A körlapösszeg alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

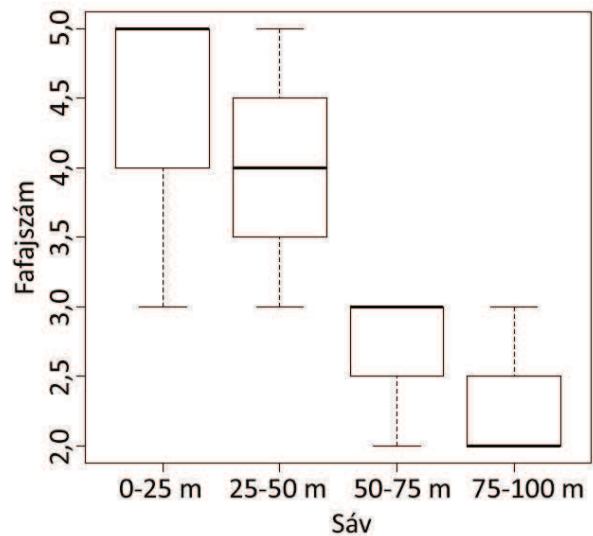


13. ábra: A törzsszám alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

A várakozásnak megfelelően mind a cserjeborítottság (14. ábra), mind a fafajsám (15. ábra) az erdőbelső felé haladva csökkenő tendenciát mutatott, hasonlóan az erdőtermészetességhez és a cserjeszint természetességéhez. (cserjedenzitás ANOVA, $F=3,083$; $p=0,090$; fafajsám ANOVA, $F=3,852$; $p=0,056$)



14. ábra: A cserjeborítottság alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)



15. ábra: A fafajsám alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

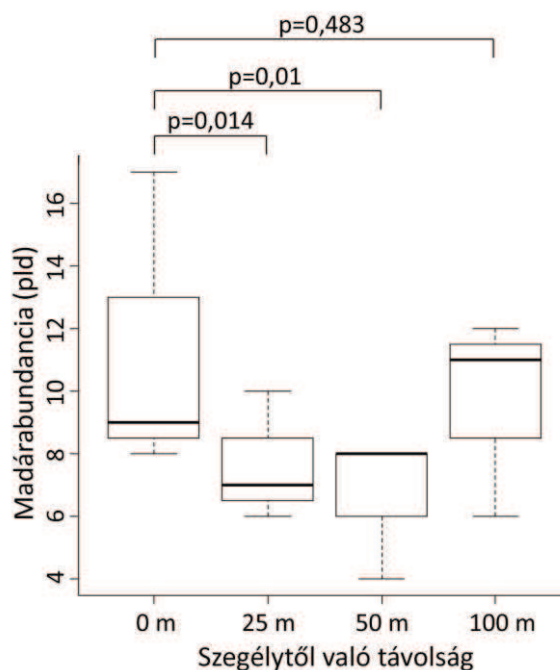
A három mintaterület egyes erdőszerkezeti és természetességi változóinak értékeit sávonként az 1. táblázat szemlélteti.

1. táblázat: Erdőszerkezeti és természetességi jellemzők mintaterületenként az egyes sávokban

Mintater. /sáv	Erdő-term. (%)	Faáll. term. (%)	Cserjeszint term. (%)	Záródás (%)	Átlag-átmérő (cm)	Körlap-összeg (m ² /ha)	Törzszám (db)	Cserjeborítottság (%)	Fafajszám
1/0-25 m	67,02	41,78	100,00	70	28,75	3,39	30	80	5
1/25-50 m	65,61	41,43	94,79	70	24,08	2,95	38	60	4
1/50-75 m	68,55	43,73	94,79	70	24,40	2,50	32	60	3
1/75-100 m	66,83	39,85	100,00	80	18,30	2,32	23	50	2
2/0-25 m	70,60	61,08	77,27	60	20,42	4,79	74	70	5
2/25-50 m	68,63	58,93	77,27	50	21,35	2,97	42	50	5
2/50-75 m	65,15	55,79	72,06	60	17,10	3,00	54	40	2
2/75-100 m	64,12	53,24	77,27	40	18,30	3,77	60	50	2
3/0-25 m	68,70	49,32	95,83	80	23,26	1,97	24	70	3
3/25-50 m	71,33	48,56	100,00	80	25,09	3,51	37	50	3
3/50-75 m	66,22	50,60	94,79	90	31,78	3,39	23	20	3
3/75-100 m	65,57	51,37	79,17	80	23,95	4,23	50	5	3

4.1.2. A madárabundancia változása a szegélytől vett távolság függvényében

A madárabundanciában az egyes sávok szignifikánsan különböztek egymástól (ANOVA, $F=6.451$; $p=0,001$). A páronkénti összehasonlítás (Tukey post-hoc teszt) alapján a szegélytől a 2. és a 3. sáv tért el szignifikánsan (16. ábra).



16. ábra: A madárabundancia alakulása a szegélytől (0-25m) az erdőbelső felé (100 m)

A felmérési napok eredményei közül a maximumokat (2. táblázat) és az átlagot figyelembe véve a szegélyben volt a legnagyobb a rovarvő énekesmadarak egyedszáma, ezt követte az erdőbelső. A három terület adatait összegezve a legtöbb faj a szegélyben fordult elő (3. táblázat).

2. táblázat: Madárfajok sávonkénti maximális abundanciája

Tudományos név	Magyar név	Sáv			
		0-25 m	25-50 m	50-75 m	75-100 m
<i>Aegithalos caudatus</i>	Őszapó		1		
<i>Carduelis chloris</i>	Zöldike			1	
<i>Certhia brachydactyla</i>	Rövidkarmú fakusz				1
<i>Dendrocopos major</i>	Nagy fakopáncs	1	1		4
<i>Emberiza calandra</i>	Sordély				2
<i>Emberiza citrinella</i>	Citromsármány	3			
<i>Erithacus rubecula</i>	Vörösbecg			1	
<i>Fringilla coelebs</i>	Erdei pinty	9	5	6	3
<i>Garrulus glandarius</i>	Szajkó	1			
<i>Oriolus oriolus</i>	Sárgarigó	1	1	2	2
<i>Parus caeruleus</i>	Kék cinege	1	2	1	
<i>Parus major</i>	Szécinege	8	1	3	5
<i>Parus palustris</i>	Barátcinege			1	
<i>Phylloscopus collybita</i>	Csilpcsalpüzike			1	
<i>Sitta europaea</i>	Csuszka	2	2		1
<i>Sturnus vulgaris</i>	Seregély	1	2	2	3
<i>Sylvia atricapilla</i>	Barátposzáta	1	2		1
<i>Turdus merula</i>	Fekete rigó	2	4	2	3
<i>Turdus philomelos</i>	Énekes rigó		1		
	Nem meghatározott	4	1		4
Abundancia		34	23	20	29

3. táblázat: Sávonkénti összegzett fajszám mintaterületenként és összevontan

Mintaterület/sáv	Sávonkénti össz fajszám	Sáv	Összevont össz fajszám
1/0-25 m	8		
2/0-25 m	11	0-25 m	15
3/0-25 m	6		
1/25-50 m	7		
2/25-50 m	11	25-50 m	12
3/25-50 m	5		
1/50-75 m	5		
2/50-75 m	7	50-75 m	12
3/50-75 m	6		
1/75-100 m	8		
2/75-100 m	10	75-100 m	13
3/75-100 m	5		

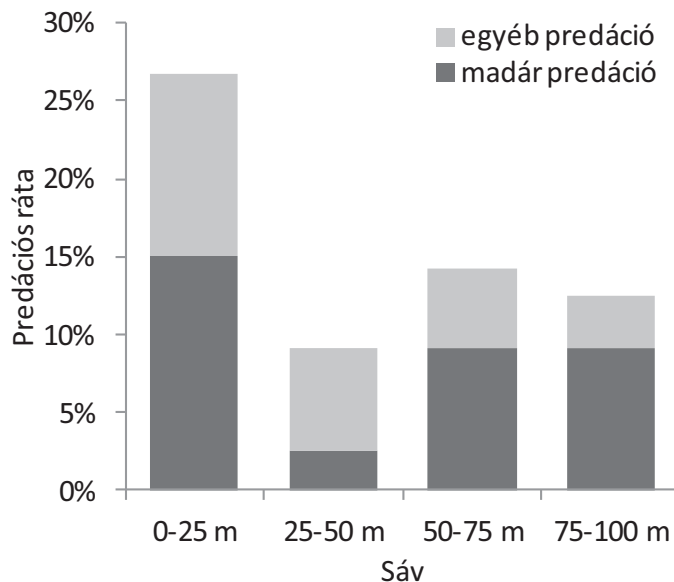
(Megjegyzés: A mintaterületek minden egyes sávjában a két felmérés során legalább egyszer előforduló faj a területen jelenlévőnek számít. Az össz fajszámok nem egyszerű összeadás eredményei, mivel az előfordulásukban átfedések voltak.)

4.1.3. A predáció változása a szegélytől vett távolság függvényében

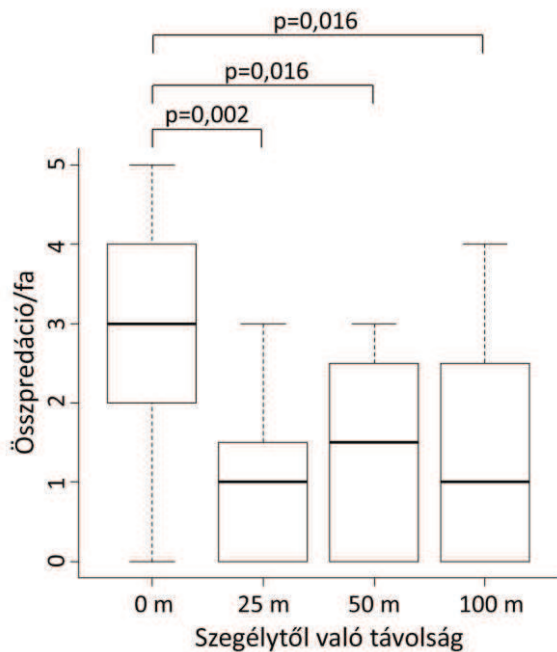
A predációs ráta a szegélyben volt a legnagyobb, a kihelyezett álpredák több mint negyede sérült meg. Ezen belül nagyjából a felét okozták madarak. A többi gyurmahernyón kisemlősök, rovarok rágásnyoma volt látható, illetve néhány esetben nem sikerült azonosítani a predátort (17. ábra). Az erdőbelső felé haladva a predáció aránya 15% alatt volt, a 2. sáv kivételével itt is a madarak voltak a fő predátorok.

A szegélyben az összpredáció szignifikánsan különbözött az összes többi sávtól (ANOVA, $F=6,029$; $p=0,001$; páronkénti összehasonlítás Tukey post-hoc teszt: $p\leq 0,016$) (18. ábra).

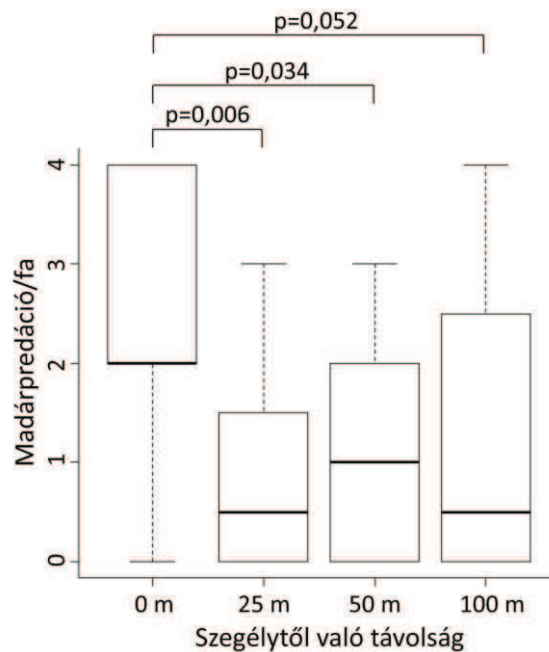
Madárpredáció szintén nagyobb volt a szegélyben (ANOVA, $F=4,723$; $p=0,006$; páronkénti összehasonlítás Tukey post-hoc teszt: $p\leq 0,05$) (19. ábra).



17. ábra: Predációs ráta alakulása a szegélytől vett különböző távolságokban
(Megjegyzés: egyéb predáció: rovar, kisemlős és nem azonosítható predáció)



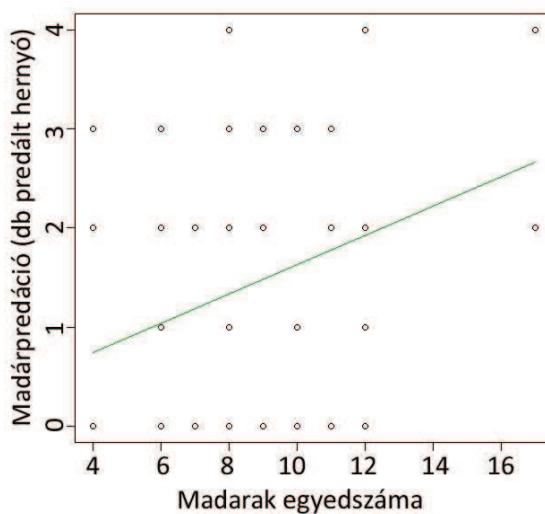
18. ábra: Összpredáció alakulása a szegélytől vett különböző távolságokban



19. ábra: Madárpredáció alakulása a szegélytől vett különböző távolságokban

4.2. A hernyópredáció függése a madárabundáciától

A hernyópredáció és a rovarévő énekesmadarak abundanciája között pozitív összefüggést kaptunk ($r=0,360$; $p=0,013$) (20. ábra). A korreláció vizsgálatán túl lineáris kevert modellt építettünk (GLMM), melyben a predációt függő, a madárabundanciát magyarázó változóként, a sávot pedig random faktorként értelmeztük. Lineáris kevert modell: az egyenlet paramétere: 0.118; „Log.Ratio statisztika”: 3.296; $p=0,055$).

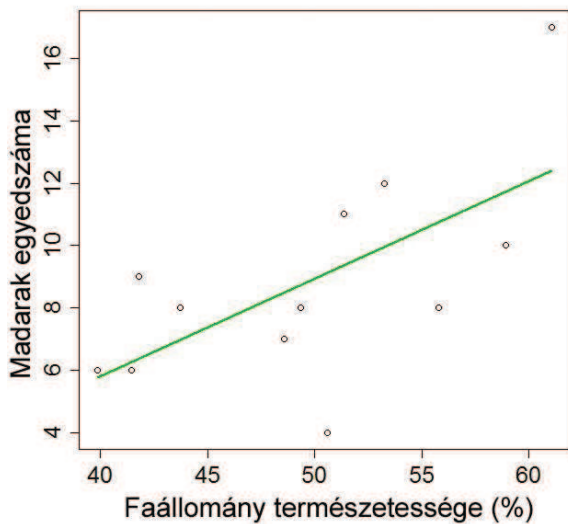


20. ábra: A hernyópredáció és madárabundancia összefüggése ($r=0,360$; $p=0,013$)

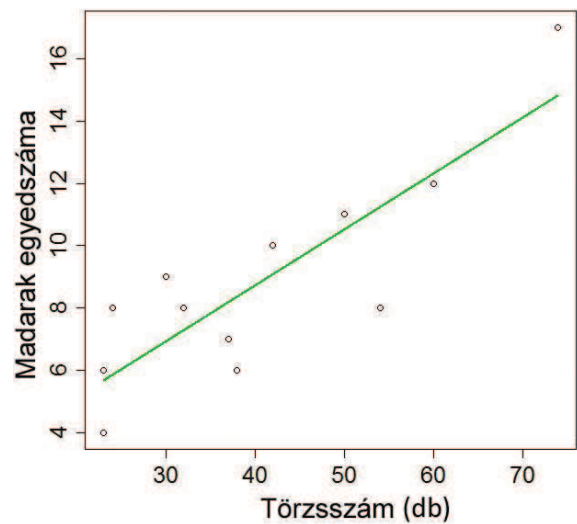
4.3. Az erdőszerkezet és természetesség madárabundanciára gyakorolt hatása

A faállomány természetessége és a madarak egyedszáma között szignifikáns pozitív összefüggést kaptunk ($r=0,638$; $p=0,025$) (21. ábra).

A madárabundancia a következő erdőszerkezeti változókkal mutatott összefüggést: záródás, körlapösszeg, átmérő és törzsszám (4. táblázat). A legerősebb és legjobb diagnosztikával rendelkező modell azonban a törzsszámot (22. ábra), mint egyedüli magyarázó változót tartalmazó lineáris kevert modell volt (Lineáris kevert modell: az egyenlet paramétere: 2.598; „Log.Ratio statisztika”: 85.684; $p<0,0001$).



21. ábra: A faállomány természetessége és a madárabundancia összefüggése ($r=0,638$; $p=0,025$)



22. ábra: A törzsszám és madárabundancia összefüggése ($r=0,85$; $p<0,001$)

4. táblázat: A madárabundancia és az egyes erdőszerkezeti változók korrelációja (* $p=0,05$; ** $p=0,01$; *** $p=0,001$; NS=nem szignifikáns)

Erdőszerkezeti változó	r	
Záródás	-0,595	***
Átmérő	-0,415	**
Körlapösszeg	0,678	***
Törzsszám	0,849	***
Cserjedenzitás	0,215	NS

5. Diszkusszió

Kutatásom során élőhely szegélyek erdőszerkezetre, madárabundanciára és hernyópredációra gyakorolt hatását vizsgáltam tölgyesekben, mindez direkt biotikus és indirekt biotikus szegélyhatásokra egyaránt kiterjedt. A szegélyekben megváltozott fizikai viszonyok vegetáció struktúrára gyakorolt hatását számos tanulmány igazolta (pl. Murcia, 1995). Ennek megfelelően az erdőszerkezet változását vártam a szegélytől való távolság függvényében. Ezzel szemben a vizsgált erdőszerkezeti változók nagy része nem mutatott szignifikáns eltérést a szegélytől vett távolság függvényében, ám mégis megfigyelhető volt néhány esetben trendszerű változás. Mindazonáltal a madárabundancia és egyes erdőszerkezeti változók, mint például a záródás, átmérő, körlapösszeg, törzsszám korreláltak, vagyis az erdőszerkezet kisebb mértékű különbségei is hatással lehetnek a rovarévó énekesmadarakra. Egyedül a fafajsámra sikerült egyértelműen igazolnunk a szegélyhatás meglétét. Nevezetesen, a fafajsám a szegélyben volt a legmagasabb, és egyértelmű csökkenő tendenciát mutatott az erdőbelső felé haladva. A fafajsám mellett a cserjeszint borítása szintén a szegélyben volt a legmagasabb. A további sávok (25-50 m, 50-75 m, 75-100 m) esetében azonban már nem lehetett különbséget kimutatni. Mindez valószínűleg a szegélyekben megnövekedett fényintenzitásra vezethető vissza. A kedvező fényviszonyok serkentik a növények növekedését, ami jelen esetben gazdag cserjeszint kialakulásához vezetett. A fény növekedést serkentő hatása azonban csak közvetlen a szegélyben érvényesült, 25 m-re a szegélytől, már az erdőbelsővel megegyező cserjedenzitást volt. A vizsgálatomhoz hasonlóan, egy atlantikus klímájú erdőben végzett vizsgálat eredményeiben is beszámoltak arról, hogy egyes erdőszerkezeti elemek, mint például a törzsszám és átmérő nem különböznek szignifikánsan a szegély és az erdőbelső között (Ribeiro et al., 2009). Mindez arra utal, hogy a szegélyek vegetáció struktúrára gyakorolt hatása élőhelyspecifikus. Továbbá fontos megemlíteni, hogy idős szegélyekben a vegetáció struktúrájára gyakorolt hatás már nem mindig mutatható ki (Murcia, 1995).

A szegélyek vegetációra gyakorolt hatása mellett a madarak eloszlására gyakorolt hatást is vizsgáltam. Kimutattam, hogy a rovarévó énekesmadarak abundanciája lényegesen magasabb a szegélyben, mint a szegélytől 25, illetve 50 m-re. Az eredmény összhangban van több korábbi vizsgálat eredményével (pl. González-Gómez et al., 2006; Barbaro et al., 2012; Calladinea et al., 2013; Batáry et al. 2014), mely szerint a madarak egyedszáma a szegélyben megnövekedik. Ugyanakkor – míg a köztes sávok madárabundanciája lényegesen

alacsonyabb volt – az erdőbelső (100 m) és a szegély madárabundanciában nem tért el jelentősen, ezért utóbbinak is fontos szerepe lehet az erdei rovarevő énekesmadarak szempontjából, mint arról Karanth et al. (2006) is beszámolt. A madarak eloszlása a szegélytől vett távolság függvényében elsősorban a vegetáció struktúrájára és a táplálék eloszlására adott válaszreakció eredményeként alakul ki. A legerősebb pozitív összefüggést a törzsszám és a madárabundancia között kaptam, mely arra enged következtetni, hogy a madarak a sűrűbb erdőrészeket jobban kedvelik.

Az erdőszegélyekben megnövekedett predáció, mint például a fészkeljpredáció (Batáry & Báldi, 2004) gyakori jelenség. Jelen vizsgálat eredménye alapján igazolódott a szegélyekben az összpredáció és a madárpredáció növekedése a gyurmahernyókon. A predációs ráta növekedése csak közvetlen a szegélyben volt érzékelhető, a szegélytől 25 m-re már a 100 m-es sávval szinte megegyező predációt kaptunk. A predációs ráta elsősorban a madarak abundanciájától függött. A rovarkártevők sok esetben kedvelik a naposabb, melegebb mikroklímájú területeket, mint a szegély vagy az erdei lékek, ahol fejlődésük is gyorsabb és utódaik száma nagyobb lehet (Csóka, 2009). A mikroklimatikus eltérés oka, hogy a szegélyben a záródás mértéke kisebb, mint az erdőbelsőben. A szegélyekben nagyobb sűrűségben jelenlévő herbivor rovarok vonzó hatással lehetnek az őket fogyasztó rovarevő énekesmadarakra (Murcia, 1995). Így a fészkelési időszakban a szegély fontos táplálkozóhelyként szolgálhat számukra. Ezt alátámasztja, a madarak abundanciája és a záródás közötti szignifikáns negatív korrelációt.

Az antropogén hatásra létrejött fragmentáltság a szegély élőhelyek növekedését vonja maga után. A fentiekben említett módon a szegélyekben megnövekedő kártevők mennyiségére a rovarfogyasztó énekesmadarak abundanciájának növekedése a válaszreakció. Ugyanerre az eredményre jutottak Barbaro et al. (2012) új-zélandi vizsgálatuk során. Ez a fajta biokontroll akkor hatásos igazán, ha megfelelő erdőszerkezet áll rendelkezésre és a faállomány természetessége is magasabb fokú (Csóka, 2009).

A rovarevő énekesmadarak hernyópredációját, mint ökoszisztéma szolgáltatást kevesen vizsgálták, a hernyópredáció és szegélyhatás kapcsolata még ennél is ritkábban kutatott (De La Vega et al., 2012; Barbaro et al., 2012). Pedig a hernyók rengeteg kárt okoznak, aminek legtermészetesebb orvossága a madarak általi biológiai védekezés. Ehhez tudni kell, hogy erdeinkben, melyeket fragmentáltság jellemez, milyen a térbeli mintázata a predációnak és madaraknak. Vizsgálataim ugyan kis tér és időskálán zajlottak, de már azt jelzik, hogy fontos volna feltárni ezt az összefüggést. Érdekes lenne azt is megvizsgálni, mint néhány trópusokon zajlott kutatásban (pl. Watson et al., 2004), hogy mely madárfajok találhatóak meg

gyakrabban a szegélyekben, vannak-e szegélykerülő fajok, melyeknek rovarfogyasztása kimondottan a zárt erdei területekre koncentrálódik.

Összefoglalás

A madarak hernyófogyasztása része az ökoszisztéma szolgáltatások közé tartozó kártevőkontrollnak. Egyes énekesmadár fajok fészekaljuk felneveléséhez több tízezer hernyót zsákmányolhatnak, ezért szerepük jelentős lehet az erdei területek természetes immunitásának fenntartásában. A természetes élőhelyek fragmentációja, illetve az ezzel együtt megnövekedő szegélyhatás jelentős hatást gyakorol a madarakra. A vizsgálatban arra kerestem a választ, hogy a szegélynek milyen hatása van az erdőben élő madarak táplálkozására, valamint az erdők mely tulajdonságai lehetnek jelentős hatással az ott előforduló madarakra. A cél a madárabundancia, a hernyópredáció, valamint az egyes erdőszerkezeti és erdőtermészetességi mutatók vizsgálata volt a szegélyhatás függvényében. Ezen kívül az erdőszerkezet, erdőtermészetesség és a madarak kapcsolatának vizsgálata, valamint a madarak egyedszámának a predációra gyakorolt hatásának felmérése. A vizsgálat 2012. május és június hónapban a Pilisben, Csobánka környékén történt. Ehhez három 150x100m-es erdei mintaterület került kijelölésre, melyek a szegéllyel párhuzamosan 4 db 25 m széles sávra lettek felosztva. A vizsgálat során két alkalommal sávtranszekt módszerrel madárfelmérést végeztem. Emellett az erdőszerkezeti mutatók (törzsszám, mellmagassági átmérő, körlapösszeg, záródás, cserje borítottság) felvétele is sávonként zajlott. A madarak hernyópredációjának felmérése gyurmából készült álprédát alkalmaztam. Az gyurmahernyók egy gyakori faj, a kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*) mintájára lettek megformázva. A gyurmában hagyott csórnyom alapján a predációs ráta számszerűsíthető. Az eredményeink alapján bizonyítható a madarak magasabb hernyófogyasztása a szegélyben a belső területekhez képest (ANOVA, $F=4,723$; $p=0,006$). Szintén a szegélyben volt a legmagasabb a madarak egyedszáma és a fajszám is. A madárpredációt figyelembe véve, a szegélyben lényegesen nagyobb volt a gyurmahernyók predációja (ANOVA, $F=4,723$; $p=0,006$). Az erdőszerkezeti mutatók közül a fafajszám a szegélyben volt magasabb, a törzsszám pedig az erdőbelsőben. Ez utóbbi erdőszerkezeti mutató és a madarak abundanciája között erős pozitív korrelációt volt ($r=0,85$, $p<0,001$). A faállomány természetessége és a madarak egyedszáma között szintén szignifikáns pozitív összefüggést adódott ($r=0,638$; $p=0,025$). A madarak egyedszáma pedig pozitívan befolyásolta a gyurmahernyók predációját ($r=0,35$; $p=0,01$).

Mellékletek:

TERMERD jegyzőkönyv:

JEGYZŐKÖNYV erdőrészek természetességének megállapításához

Felvételező neve:		Dátum:
Erdőgazdasági táj:		Község:
Tag:	Erdőrészlet:	Terület (ha):
Potenciális természetes erdőtársulás:		

lejtőszög (tól-ig): kitettségek: talajtípus: termőréteg vastagsága:

A. Lombkoronaszint

- 1.* Természetes 5% feletti elegyarányú fafaj(ok) aránya(i):%%%
%%%%%%
- 2.* Az 5% alatti elegyarányú természetes elegyfák aránya:%
- 3.* Az idegenhonos fafaj(ok) aránya:%
- 4.* Nemesített őshonos fafaj(ok) fajtájának(inak) aránya:%
- 5.* Termőhelyidegen, de őshonos fafaj(ok) aránya:%
6. Az állomány jól láthatóan *kb. egy korosztályból két, egymáshoz közeli korosztályból két, egymástól távoli korosztályból három v. több egymáshoz közeli korosztályból három v. több egymástól távoli korosztályból áll.*
- 7.* A lombkoronaszint záródása (tól-ig/átlag):/.....%
8. Vannak-e 100 m²-nél nagyobb tisztások? **igen nem** Összes kiterjedésük: <20% >20%
9. Vannak-e 50 %-os záródás alatti foltok? **igen nem** Összes kiterjedésük: <20% >20%
10. A záródáshiány oka: **erdészeti beavatkozás természetes bolygatás**
11. Az állomány záródás szerinti mozaikossága: **nagyszámú, eltérő záródású állományfolt azonos záródásértékek az erdőrészlet területén néhány nagyobb kiterjedésű, eltérő záródású folt**
12. Az 50% alatti elegyarányú fafajok térbeli mintázata **egyenletes szórványos kifestos nagyfoltos**
13. A faállomány **egy kettő három v. több** szintből áll.
14. A lombkoronaszint a cserjeszinttel összefolyik **jellemzően igen igen, helyenként nem**
- 15.* Idős fák mennyisége (db): **hiányzik 1-5 6-20 >21**
16. Idős fák térbeli mintázata: **egyenletes szórványos kifestos nagyfoltos**
- 17.* Szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedek aránya: **nincs <10% >10%**
- 18.* Lábön álló holt fák, facsonkok egyedszám aránya (Ø > 5 cm):%
- 19.* 30 cm-nél nagyobb átmérőjű álló holt fák, facsonkok száma:db
- 20.* Földön fekvő holt faanyag borítása (Ø > 5 cm): **<1% 1-5% >5%**
21. A holt faanyag korhadtsági állapota: **egyenletes elsősorban kemény, kevésbé korhad elsősorban puha, erősen korhad**
- 22.* Földön fekvő vastag (Ø > 30 cm) holt fatörzsek száma:db

Megjegyzés:.....

B. Cserjeszint

1. A cserjeszint - **természetes okok miatt mesterséges beavatkozások következtében** - hiányzik.
2. A cserjeszint eltávolításának van-e látható nyoma? **van nincs**
- 3.* A cserjeszint borítása (tól-ig/átlag):/.....%
4. A cserjeszint borítása, fajösszetétele a természetes társulás adott korú fázisához hasonlít: **igen nem**
- 5.* Az idegenföldi cserje- és fafajok aránya: **0% <10% 10-50% >50%**
- 6.* A nitrofil cserje- és fafajok aránya: **0% <10% 10-50% >50%**
7. A cserjeszint térbeli mintázata: **egyenletes szórványos kifestos nagyfoltos**

Megjegyzés:.....

C. Gyepszint

- 1.* A gyepszint borítása (tól-ig/átlag):/.....%
- 2.* A gyom- és/vagy nitrofil fajok borítás aránya:%
3. A gyepszintben a jellemző domináns fajok mellett a kísérőfajok **nagyszámban vannak meg megvannak csak szórványosak hiányoznak**
4. A gyepszint térbeli mintázata: **egyenletes szórványos kifestos nagyfoltos**
- 5.* A mohaszint borítása (tól-ig/átlag):/.....%

Megjegyzés:.....

Summary

The effect of fragmentation on ecosystem services in the case of caterpillar control provided by insectivorous birds

Insectivorous birds provide a major ecosystem service by consuming caterpillars. Some songbird species can prey even more than 10 000 caterpillars to bring up a clutch, so they can play a big role in the natural immunity of forests. The fragmentation of the natural habitat and the increasing edge effect can have a significant influence on the birds. In this research I aimed to examine the edge effect on bird community and on the efficiency of caterpillar control service they provide. Moreover, I tried to reveal the effect of forest structure and naturalness on bird abundance and on caterpillar predation. The study was carried out in the Pilis Mountain (region of Csobánka) between May and June 2012. In the study area, three forest plots were pointed out with a size of 150 x 100 m. The plots were divided into four 25 m wide zones parallel to the edge (0-25 m, 25-50 m, 50-75 m, 75-100 m). In these zones, I measured bird abundance, predation rate and the main variables of forest structure and naturalness. Caterpillar predation rate was measured using artificial prey made of light green plasticine, resembling to winter moth larvae (*Operophtera brumata*). According to the results, the predation rate provided by birds was higher in the edge than in the forest interior. (ANOVA $F=4.723$, $p=0.006$). The abundance as well as species richness of birds was also the highest in the edge. The predation of bird on the plasticine caterpillars was relevant higher in the edge (ANOVA $F=6.029$, $p=0.001$). Predation rate was positively related to bird abundance ($r=0.35$, $p=0.01$) and bird abundance was influenced by forest structure and naturalness. Of the examined forest structural variables, the number of tree individuals showed the highest positive correlation with bird abundance ($r=0.85$; $p<0.001$)

Irodalomjegyzék

- Báldi A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. Természetvédelmi Közlemények 3-4: 103–112.
- Báldi A. (1999): A fészekaljpredáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. *Ornis Hungarica* 8–9: 39–55.
- Báldi A. (2011): Pénzt vagy életet. *Magyar Tudomány* 2011/7: 774–779.
- Báldi A. & Batáry P. (2011): Spatial heterogeneity and farmland birds: different perspectives in Western and Eastern Europe. *Ibis* 153: 875–876.
- Báldi A., Moskát Cs. & Szép T. (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Barbaro, L., Brockerhoff, E. G. , Giffard, B. & van Halder, I. (2012): Edge and area effects on avian assemblages and insectivory in fragmented native forests. *Landscape Ecology* 27(10): 1451–1463.
- Barbaro, L., Giffard B., Charbonnier Y., van Halder I., & Brockerhoff, E. G. (2014): Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Diversity and Distributions* 20(2): 149–159.
- Bartha D. (2004): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. <http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd/akad%20ules2004%20Bartha.pdf> (letöltés: 2014. február 24.)
- Batáry P. & Báldi A. (2004): Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology*, 18: 389–400.
- Batáry P., Báldi A., Sárospataki M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F. & Kleijn, D. (2010): Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136(1–2): 35–39.

- Batáry P., Fronczek, S., Normann, C., Scherber, C. & Tschardtke, T. (2014): How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management*, 319: 44–50.
- Bölöni J. (2008): Pilisi medencék. In: Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J. & Vojtkó A. (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót. 248 p.
- Calladinea, J., Bielinskib, A. & Shawc, G. (2013): Effects on bird abundance and species richness of edge restructuring to include shrubs at the interface between conifer plantations and moorland. *Bird Study* 60(3): 345–356.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. & Naeem, S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59–67.
- Chapin, F.S., III, Zaveleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Lavorel, S., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., & Diaz, S. (2000): Consequences of changing biotic diversity. *Nature* 405: 234–242.
- Chen J., Franklin J. F. & Spies T. A. (1992): Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2: 387–396.
- Cramp, S., (1998): *The Complete Birds of the Western Palearctic on CD-ROM*. Oxford: Oxford CD-ROM.
- Csóka Gy. & Szabóky Cs. (2005): Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I (Lepidoptera). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 1: 59–72.
- Csóka Gy., Hirka A., Koltay A. & Szabóky Cs. (2005): A gyapjaslepke életmódja és kártétele. *Erdészeti Lapok* 140(1): 16–18.
- Csóka Gy. (1998): Oak Defoliating Insects in Hungary. In: McManus, M.L. & Liebhold, A.M.(ed.): *Proceedings: Population Dynamics, Impacts, and Integrated Management of Forest Defoliating Insects*. USDA Forest Service General Technical Report NE-247. p.

334–335.

- Csóka Gy. (2009): Klímavátozás-természetesség-folyamatos erdőborítás-erdővédelem. In: Lett B., Nagy I., Puskás L., Stark M., Horváth S. & Horváth T. (szerk.)xxx (szerk.): Múlt és jövő II. - Tarvágásból száralásba konferencia kötete. p. 34–49.
- De la Vega, X., Grez, A. A. & Simonetti, J. A. (2012): Is top-down control by predators driving insect abundance and herbivory rates in fragmented forests? *Austral Ecology* 37(7): 836–844.
- Dövényi Z., (2010): Magyarország Kistájainak katasztere. Budapest, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet.
- European Environment Agency (2013): CICES V4.3. http://cices.eu/wp-content/uploads/2012/07/CICES-V4-3-_17-01-13.xlsx (letöltés: 2014. március 1.)
- Faraway, J. J. (2006): *Extending the Linear Model with R*. London, Chapman and Hall. Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. Chapman & Hall/CRC. 301 p.
- Gates; J. E. & Gysel L. W. (1978): Avian nest dispersion and fledging success in field–forest ecotones. *Ecology* 59: 871–883.
- González-Gómez, P. L., Estades, C. F. & Simonetti J. A. (2006): Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. *Oecologia* 148(1): 137–143.
- Halász, G. (szerk.), (2006): Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat.
- Holmes, R. T. (1990): Ecological and evolutionary impacts of bird predation on forest insects: an overview. In: Morrison, M. L., Ralph, C. J., Verner, J. & Jehl, Jr, J. R. (ed.): *Avian Foraging: Theory, methodology, and applications*. Allen Press, Lawrence, KS. p. 6–13.
- Howe, A., Lövei L. G. & Nachman, G. (2009): Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 131: 325–329.

- Howell, A. C., Dijak, W. D. & Thompson, F.R. (2007): Landscape context and selection for forest edge by breeding Brownheaded Cowbirds. *Landscape Ecology* 22: 273–284.
- ICP Forest (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) (2011): The Condition of Forests in Europe. Executive Report. Hamburg: Institute for World Forestry. <http://www.icp-forests.org> (letöltés: 2012. október 10.)
- Karant, K. K., Nichols, J. D., Sauer, J. R. & Hines, J. E. (2006): Comparative dynamics of avian communities across edges and interiors of North American ecoregions. *Journal of Biogeography* 33: 674–682.
- Koh, L. P. & Menge, D. N. L. (2006): Rapid assessment of Lepidoptera predation rates in neotropical forest fragments. *Biotropica* 38: 132–134.
- Kristin, A. & Patocka, J. (1997): Birds as predators of Lepidoptera: selected examples. *Biologia (Bratislava)* 522: 319–326.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R., & Hays, M. B. (1986): Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts. p. 257–285.
- Mäntylä, E., Alessio, G. A., Blande, J. D., Heijari, J., Holopainen, J. K., Laaksonen, T., Piirtola, P. & Klemola, T. (2008): From Plants to Birds: Higher Avian Predation Rates in Trees Responding to Insect Herbivory. *PLoS ONE* 3(7): e2832.
- Matlack, G. R. (1993): Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biol. Conserv.* 66: 185–194.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington: World Resources Institute.
- Mols, C. M. M. & Visser, M. E. (2007): Great Tits (*Parus major*) Reduce Caterpillar Damage

in Commercial Apple Orchards. PlosOne 2, e202.PLoS ONE 2(2): e202.

Murcia, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10: 58–62.

Paton, P. W. C. (1994): The effects of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conserv. Biol.* 8: 17–26.

Petrovic, D. J., Gurr, G.M., Raman, A. & Nicol, H. I. (2010): Effect of landscape composition and arrangement on biological control agents in a simplified agricultural system: A cost-distance approach. *Biological Control* 52: 263–270.

Pimentel, D., Mclaughlin, L., Zepp, A., (1989): Environmental and economic impacts of reducing U.S. agricultural pesticide use. *Handbook of Pest Management in Agriculture*, 4, p. 223–278. Pimentel, D., Mclaughlin, L. & Zepp, A. (1989): Environmental and economic impacts of reducing U.S. agricultural pesticide use. In: Pimentel, D. (ed.): *Handbook of Pest Management in Agriculture*, Volume 4. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, USA. p. 223–278.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. & Sarkar D. (2012): nlme: Linear and Nonlinear Mixed EffectsModels. R package version 3.1–106.

Purger J. J., Kurucz K., Csuka Sz. & Batáry, P. (2012): Do different plasticine eggs in artificial ground nests influence nest survival? *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58(4): 369–378.

R Development Core Team (2012): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (letöltés: 2012. szeptember 20.)

Ribeiro, M. T., Ramos, F. N. & Dos Santos F. A. M. (2009): Tree structure and richness in an atlantic forest fragment: distance from anthropogenic and natural edges. *Revista Árvore*, Viçosa-MG 33(6): 1123–1132.

Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, Jr. J. & Sisk, T. D. (2004): Ecological responses to habitat

edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35:491–522.

Šálek, M., Svobodová, J. & Zasadil, P. (2010): Edge effect of low-traffic forest roads on bird communities in secondary production forests in central Europe. *Landscape Ecology*, 25(6): 1113–1124.

Sanz, J. J., (2001): Experimentally increased insectivorous bird density results in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecological Research* 16: 387–394.

Schmidt, M. H., Lauer, A., Purtauf, T., Thies, C., Schaefer, M. & Tschardtke, T. (2003): Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *Proceeding of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270: 1905–1909.

Sekercioglu, C. H. (2006): Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8): 464–471.

Sekercioglu, C. H. (2010): Ecosystem functioning and services. In: Sodhi, N.S. & Ehrlich, P.R. (ed.): *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. p. 45–72.

Sisk, T. D. & Battin, J. (2002): Habitat edges and avian habitat: geographic patterns and insights for western landscapes. *Studies in Avian Biology* 25: 30–48.

Standovár T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

Török, J. (1998): Great Tit. In: Haraszthy, L. (ed.): *Magyarország Madarai*. Budapest, Mezőgazda Kiadó. p. 336.

Tschardtke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – Ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.

UN-ECE/FAO (United Nations Economic Commission for Europe Food and Agriculture

Organization of the United Nations). 2000. Forest Resources of Europe, CIS, North-America, Australia, Japan and New Zealand. United Nations: Geneva Timber and Forest Study Papers, N-17.

Vet, L. E. M. & Dicke, M., (1992): Ecology of infochemical use by natural enemies in a tritrophic context. *Annu. Rev. Entomol.* 37: 141–172.

Watson, J. E. M., Whittaker, R. J. & Dawson, T. P. (2004): Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120: 315–331.

Wilcove, D. S., Mclellan, C. H. & Dobson, A. P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates. p. 237–256.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. (2009): *Mixed Effects Models and Extension in Ecology with R*. New York, Springer.

Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Báldi Andrásnak, hogy dolgozatomhoz a kezdetektől a végső formába öntésig számtalan segítséget, támogatást nyújtott.

Köszönöm konzulensemnek, Bereczki Krisztinának a rengeteg segítséget, a terepi munkákban és a dolgozat írásában egyaránt. Köszönöm belső konzulensemnek, Dr. Szabó Péternek, hogy támogatta a munkám, javaslataival segítette a dolgozat elkészítését.

Köszönettel tartozom Dr. Reiczigel Jenőnek, aki a statisztikai adatfeldolgozásnál felmerült kérdéseimre mindig készséggel válaszolt.

Köszönöm a terepi munkában való segítségüket csoporttársaimnak, barátaimnak: Földes Katalinnak, Kurucz Anitának, Molnár Dorottyának, Szőke Viktóriának, Zsedényi Csillának.

Köszönöm Dr. Bölöni Jánosnak a mintaterületek kijelöléséhez adott javaslatait.

Köszönöm a Pilisi Parkerdő Zrt.-nek az erdőrészekben zajló kísérlet engedélyezését, valamint a kutatási területek kiválasztásánál nyújtott segítséget.

Végül szeretném megköszönni családomnak, szüleimnek és férjemnek a rengeteg támogatást és biztatást. Külön köszönettel tartozom férjemnek, Dr. Kovács Gyulának, aki szakmai tudásával végig önzetlenül segítette a terepi munkákban és a dolgozat megírásában egyaránt a munkámat.