

A NAIK Erdészeti Tudományos Intézet és a
Soproni Egyetem Erdőmérnöki Karának tudományos lapja

154/10





MEDVEHAGYMA A SOPRONI BOTANIKUS KERTBEN

Fotó: Bali László (SOE)

Erdészettudományi Közlemények

7. évfolyam 1-2. szám



2017

SZÉCHENYI  2020



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

NEMZETI KUTATÁSI,
FEJLESZTÉSI ÉS
INNOVÁCIÓS ALAP

BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

Főszerkesztő:

Csóka György (NAIK ERTI)

Helyettes főszerkesztő:

Lakatos Ferenc (SOE EMK)

Szerkesztők:

Hirka Anikó (NAIK ERTI), Király Gergely (SOE EMK) és Molnár Miklós (SOE EMK)

A szerkesztőbizottság társelnökei:

Borovics Attila (NAIK ERTI) és Náhlik András (SOE EMK)

A szerkesztőbizottság tagjai:

Albert Levente (SOE EMK)

Duska József (MEGOSZ)

Führer Ernő (NAIK ERTI)

Göbölös Péter (Gyulaj Zrt.)

Gribovszki Zoltán (SOE EMK)

Jánoska Ferenc (SOE EMK)

Kolozs László (NÉBIH EI)

Kovács Gábor (SOE EMK)

Szabados Ildikó (FM)

Szepesi András (FM)

Felelős kiadó:

Borovics Attila

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, 9600 Sárvár, Várkerület 30/A.

Címlapterv:

Griffes Grafika Stúdió

4027 Debrecen, Ibolya u. 8. III/10.

www.griffes.hu

Címlapkép:

Töréskár (© Lakatos Ferenc)

ISSN 2062-6711

A kötet megjelenését az Agrárklíma.2 VKSZ_12-1-2013-0034 projekt támogatta

Nyomdai munkák:

Lővér-Print Nyomdaipari Kft.

9400 Sopron, Ady Endre u. 5.

Ügyvezető igazgató: Szabó Árpád

loverprint@t-online.hu

TARTALOMJEGYZÉK

7. évfolyam, 1. szám

Mertl Tamás és Schiberna Endre:

A **magyarországi magántulajdonú erdők tulajdonszerkezete** 7-23

Csépányi Péter, Magassy Erik, Kontor Csilla, Szabó Csilla, Szentpéteri Sándor, Németh Rita, Némedy Zoltán, Müller Szabolcs, Szabó Miklós, Kovács András, Szenthe Gábor, Limp Gábor, Ocsovai Zoltán, Brandhuber Ádám, Farkas Viktor és Petrik János:

A 2014. **decemberi jégkár okai és következményei a Pilisi Parkerdő Zrt. által kezelt erdőállományokra** 25-41

Baltázár Tivadar, Varga Ildikó és Pejchal Miloš:

A **fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) által fertőzött gazdafák vizuális értékelésének lehetőségei** 43-58

Horváth Bálint és Ambrus András:

A **tollascsapú araszoló (*Colotis pennaria*), nagy téliaraszoló (*Erannis defoliaria*) és aranyárga téliaraszoló (*Erannis aurantiaria*) vizsgálata jelölés-visszafogás módszerrel** 59-67

Bali László, Szinetár Csaba, Andrési Dániel, Tuba Katalin és Kálmán Kristóf:

Talajcsapdás arachnológiai vizsgálat az ásoszthalmi Tanulmányi-erdőben 69-84

7. évfolyam 2. szám

Gálos Borbála és Somogyi Zoltán:

Új klímaszcenáriók – fellelégezhetnek bükköseink? 85-98

Manninger Miklós:

A csapadék változatosságának vizsgálata 99-113

Keserű Zsolt, Csiha Imre, Kovács Csaba, Rásó János és Rédei Károly:

**Vörös tölgyesek természetes felújítása és erdőnevelése:
esettanulmányok** 115-125

*Csepelényi Mariann, Hirka Anikó, Szénási Ágnes, Mikó Ágnes, Szőcs Levente
és Csóka György:*

**Az inváziós tölgy csipkésposzka [*Corythucha arcuata* (Say, 1832)]
gyors terjeszkedése és tömeges fellépése Magyarországon** 127-134

Dobrosi Dénes:

**A holtfa és egyéb erdőökológiai tényezők jelentősége a denevérek
számára** 135-154

**Az Acta Silvatica et Lignaria Hungarica legutóbbi köteteiben megjelent
tanulmányok címei és kivonatai**

155-159

CONTENTS

Vol. 7. Nr. 1.

- Tamás Mertl** and **Endre Schiberna**:
Property structure of private forests in Hungary 7-23
- Péter Csépanyi, Erik Magassy, Csilla Kontor, Csilla Szabó, Sándor Szentpéteri, Rita Németh, Zoltán Némedy, Szabolcs Müller, Miklós Szabó, András Kovács, Gábor Szenthe, Gábor Limp, Zoltán Ocsovai, Ádám Brandhuber, Viktor Farkas** and **János Petrik**:
Reasons and consequences of ice damage of the forest stands at the Pilis Park Forestry Company 25-41
- Tivadar Baltazár, Ildikó Varga** and **Miloš Pejchal**:
The possibilities of visual evaluation process of infected trees by european mistletoe (*Viscum album* L.) 43-58
- Bálint Horváth** and **András Ambrus**:
Mark-recapture study on the featheres thorn (*Colotis pennaria*), mottled umber (*Erannis defoliaria*) and scarce umber (*Erannis aurantiaria*) 59-67
- László Bali, Csaba Szinetár, Dániel Andrési, Katalin Tuba** and **Kristóf Kálmán**:
Pitfall trapping arachnological survey in the Educational Forest of **Ásotthalom** 69-84

Borbála Gálos and Zoltán Somogyi: New climate scenarios – smaller drought risk for beech?	85-98
Miklós Manninger: Investigation of the variation of precipitation	99-113
Zsolt Keserű, Imre Csiha, Csaba Kovács, János Rásó and Károly Rédei: Natural regeneration of red oak (<i>Quercus rubra</i>) stands: case studies	115-125
Mariann Csepelényi, Anikó Hirka, Ágnes Szénási, Ágnes Mikó, Levente Szőcs and György Csóka: Rapid area expansion and mass occurrences of the invasive oak lace bug (<i>Corythucha arcuata</i> Say 1932) in Hungary	127-134
Dénes Dobrosi: Importance of dead wood and other forest habitat variables for the bats	135-154
Titles and abstracts of papers published into the 13 th volume of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	155-159

A MAGYARORSZÁGI MAGÁNTULAJDONÚ ERDŐK TULAJDONSZERKEZETE

Mertl Tamás és Schiberna Endre

Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Erdészeti Tudományos Intézet

Kivonat

Jelen közlemény alapja a magyarországi, nem állami tulajdonú, erdő művelési ágú területek teljes körű tulajdoni adatbázisa. Az adatbázis feldolgozása során megismert, fontos tulajdonszerkezeti jellemzők leírása található meg a tanulmányban, úgymint a földrészletek gyakorisági és területeloszlása a földrészleten belüli erdőterület és tulajdonosi létszám szerint, valamint a tulajdoni illetőségek gyakorisági és területeloszlása a tulajdoni illetőségek erdőterülete és szerzési jogcíme szerint. A lefolytatott vizsgálatok alapján az írás megállapítja, hogy a legfontosabb földforgalmi tényezők az öröklés és az adásvételek, amelyek bemutatása számszerű adatokkal is megtörténik. Elemzés olvasható a földrészleten belüli döntéshozattal és a földrészleten belüli tulajdoni szerkezet koncentráltóságával kapcsolatban.

Kulcsszavak: tulajdoni illetőség, szerzési jogcím, öröklés, tulajdon koncentráció, földforgalom.

PROPERTY STRUCTURE OF PRIVATE FORESTS IN HUNGARY

Abstract

This paper is based on a database of land lots that are not state owned and are classified as forest in the land registry in Hungary. A description of major parameters of ownership structure can be found in this article such as the area and frequency distribution of land lots over the size of forest area within the land lots and the number of owners of the land lots, as well as the area and frequency distribution of the ownership titles over the size of area of the ownership title and the title deed types. Based on the analysis of the dataset it has been proven that the most important forms of land transactions are purchasing and inheriting, of which the numerical description is also presented. The paper contains an analysis regarding decision making within the land lots, and regarding the inequality of ownership distribution.

Keywords: ownership title, ownership title deed, inheriting, concentration of property, land transactions.

Levelező szerző/Correspondence:

Schiberna Endre: NAIK ERTI, H-9400 Sopron Paprét 17. e-mail: se@erti.hu

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A tulajdonosok jelentősége

A magánerdők működésének megértéséhez és a kapcsolódó szabályozások kialakításának érdekében alapvető fontosságú a tulajdoni és tulajdonosi viszonyok ismerete. Ennek oka az, hogy a magán-erdőgazdálkodás kiindulási alapja a tulajdonosi döntés, amely meghatározza a magánerdők hasznosításának céljait és szervezeti kereteit.

Európában és különösen az Európai Unió országaiban igen elterjedt a magántulajdonú erdőgazdálkodás, amelyen belül nagy szerepet kap az egyéni és a családi erdőgazdálkodás. Az európai erdők körülbelül fele magántulajdonú erdő, aminek 82%-át teszi ki az egyének vagy családok tulajdonában lévő erdő (közelítőleg 52 millió hektár). Ezen erdők gazdasági jelentőségét jól jellemzi, hogy számos országban a belőlük kitermelt faanyag mennyisége meghaladja az állami erdőkből kitermelt faanyagét, még úgy is, hogy sok esetben alacsonyabb a magánszektorban a fakitermelési lehetőségek kihasználtsága. Elmondható az is, hogy a magánerdőkben kitermelt faanyag nagyobb része tűzifa, mint az állami erdők esetében, valamint a minősített erdőterület aránya is jóval elmarad az államiétól (Schmithüsen & Hirsch 2008).

A családi gazdaságokban a tulajdonos és az erdőgazdálkodó személye megegyezik, vagy legalább rokonsági kapcsolatban állnak. E hagyományos gazdálkodási modell mellett új típusú tulajdonosok is megjelennek, legfőképpen a tradicionális mezőgazdaság háttérbe szorulásának hatására. Az új típusú erdőtulajdonosok alatt általában az agrár háttérrel nem rendelkező tulajdonosokat értik, akiknek sok esetben mások az elképzeléseik az erdejükkel kapcsolatban. Elkülöníteni ezeket a tulajdonosokat a korábbi szerzők írásai szerint három fő szempont alapján lehet: az erdőtulajdonuk jellege; általános értékrendjük, viselkedésük és céljaik; az erdőhöz való viszonyuk és céljaik az erdejükkel. Számos korábbi írás próbálta bizonyos szempontok szerint kategorizálni a tulajdonosokat, erre példa Hogl et al (2005) írása, akik a fent leírt szempontrendszer szerint 7 csoportot különítettek el. Ezek között megjelentek az „új típusú” tulajdonosok is, mint például a városi erdőtulajdonosok, vagy az erdőtulajdonosok agrár háttér nélkül. Ezen tulajdonosok esetében jellemzően alacsony az erdőből származó bevételek aránya az egyéb bevételeikhez képest, és kevésbé függ az anyagi boldogulásuk az erdejük használatától (Hogl et al 2005). Meg kell jegyezni, hogy a számos hasonló célú kutatás ellenére mindmáig egységes koncepció erre a célra még nem alakult ki, és az eddigi főként Nyugat- és Észak-európai minták a magyar magánerdőkre a különböző történelmi háttér miatt csak korlátozottan alkalmazhatók.

Magyarországon a magántulajdonú erdők az 1990-es évek első felében lezajlott többéves magánosítási folyamat által jöttek újra létre. Feltételezhetjük, hogy az erdőgazdálkodási gépek és az élő erdőgazdálkodási hagyományok hiánya, valamint a gyenge fapiaci kereslet mellett a kedvezőtlen tulajdonviszonyok is hátráltatták a magán-erdőgazdálkodás fejlődését. Mindezekon felül a jogi szabályozáson keresztül az erdészeti politika igyekezett az

új tulajdonosokat társult gazdálkodásra készíteni. Az 1996 évi erdőtörvény a többitulajdonosú, természetben egybefüggő erdők esetén társult erdőgazdálkodást írt elő 1998-ig (1996. évi LIV. tv., 13. § 4a). Ugyanezen törvényben szerepel, hogy „Az erdőgazdálkodási tevékenység szakszerűségének biztosítása érdekében az állam támogatja az erdőtulajdonosok társult erdőgazdálkodási tevékenységét” (Evt. 1996). A 2009 évi erdőtörvény társult erdőgazdálkodást ír elő, ha a földrészletnek több tulajdonosa van, vagy az erdőrészlet több földrészleten fekszik, melyek tulajdonosa nem azonos (2009. évi XXXVII. tv., 17§, 6-7). A társult erdőgazdálkodás előírása részben szükséghelyzet, részben azonban a nagyobb gazdálkodási egységek kialakulását és az egyéni tulajdonosi érdekek korlátozását célozza meg. A két erdőtörvény mellett e célokra való törekvés érezhető az erdőbirtokossági társulatról szóló törvényben is, miszerint természetben egybefüggő területen az erdőbirtokossági társulat nem utasíthatja vissza új tag jelentkezését (1994. évi XLIX. törvény az erdőbirtokossági társulatról, 25. §. 2).

A tulajdoni szerkezet és a tulajdonosok ilyen általános érvényű és mélyreható jelentősége ellenére nem rendelkezünk megfelelő adatokkal. A privatizáció lezajlása óta már többen is foglalkoztak a témával. Még a privatizáció részben zajlott, amikor Páll (1997) az árverési adatok alapján megvizsgálhatta Zala megyében 12 000 hektáron, 3244 földrészleten a privatizáció során kialakult tulajdonszerkezetet. Bár a rendelkezésre álló adatai hiányosak voltak, megállapíthatta, hogy a keletkező átlagos tulajdoni illetőség 0,47 ha körül alakult, valamint azt, hogy a legtöbben összesen 1-5 hektár erdőt szereztek, általában több földrészleten. Emellett azt is tapasztalta, hogy a földrészletek 40%-án csak egy tulajdonos került bejegyzésre, de ez csupán a terület 6%-át jelentette, a terület 63%-án pedig 10-nél több tulajdonosú közös tulajdon jött létre.

Jáger (2001) az erdőtulajdonosok ismereteit vizsgálta, valamint jellemezte őket számos szempont szerint, 2050 fős minta segítségével. A munkájából kiderül, hogy a 90-es évek végén az átlag életkor az erdőtulajdonosok között körülbelül 50-60 év, a tulajdonosok 70%-a férfi, közel 60%-uk szakmunkás, vagy 8 általánost végzett, alacsony jövedelmű és 75%-uknak 5 ha alatti birtoka van. Az is kiderült, hogy a többség a tűzifa termelés, vagy a kárpótlási jegy befektetése céljából vett erdőt. A szerző kiemeli, hogy a teljes tulajdonosi kör nagyon heterogén, ezért további csoportok képzése lenne indokolt.

Mészáros (2001) a városi erdőtulajdonosok jellemzőit és elképzeléseit vizsgálva azt állapította meg, hogy a városi erdőtulajdonosok többségének kevésbé fontos az erdő gazdasági szempontból, mint a vidéki tulajdonosoknak, az ismereteik az eltelt idő alatt nem sokat változtak, ezért sokkal nagyobb hajlandóságot mutatnak a közös gazdálkodásra és kevésbé érzékenyek a gazdálkodó kilétére, mint a vidéki tulajdonosok.

A magán-erdőgazdálkodás, miközben alapvető problémákkal – mint például a tulajdonosi és gazdálkodói szerkezet – küzd, a vidékfejlesztés egyik célterülete is. Ezzel összefüggésben a természetvédelmi és közjóléti célok megvalósítására, valamint a vállalkozások fejlesztésére a magán-erdőgazdálkodásban is jelentős programok indultak. A legegyszerűbb fejlesztési projektektől az olyan mélyreható változásokig, mint például a folyamatos erdőborítás

bevezetése, a vidékfejlesztésnek és az erdészeti politikának is szembe kell néznie a tulajdonszerkezeti problémákkal és azok messze ható következményeivel (Lett et al 2016).

Célkitűzések

A fent leírtak szerint mind a további tudományos kutatások, mind pedig az ágazati szereplők munkája számára lényeges a témával kapcsolatos alapvető adatok megismerése, ezért jelen írás egyik célja a magántulajdonú, erdő művelési ágú földrészetek jellemzőinek bemutatása. Emellett megvizsgáljuk azokat a témába vágó, alább részletezett jelenségeket, amelyeket az 1990-es évekbeli magánosítási folyamattól kezdődően a szakmai közbeszéd a magánszektor működése szempontjából lényegesnek tartott, de eddig nem történt meg azok megerősítése, cáfolata, vagy elterjedésük mértékének megállapítása.

A magyarországi magánerdők egyik jellegzetessége a közös tulajdon, amely a magánosítás során alkalmazott eljárások eredménye, de az öröklések miatt azóta is létrejönnek közös tulajdonú földrészetek. A közös tulajdon elterjedésének meghatározása mellett jelen írás célja az is, hogy további mutatókkal jellemezze a közös tulajdonokat, különös tekintettel a döntéshozási képességet befolyásoló jellemzőkre. Ez utóbbi szempont jelentőségét az adja, hogy a kedvezőtlen tulajdonviszonyokat sokszor jelölik az erdőgazdálkodók megalakulása előtt álló gátló tényezőként.

A tulajdonszerkezet kedvezőtlen tulajdonságainak, például az elaprózottságnak és a szétszórtságnak az elsődleges okozójaként a szakmai közvélekedés a magánosítás során alkalmazott módszereket jelöli meg. Szintén konszenzusos vélemény, hogy az öröklések jelentősen hozzájárulnak a magán erdőtulajdon további elaprózódásához, és a közös tulajdonok tulajdonosi létszámának növekedéséhez. A másik lényeges földforgalmi tényező az adásvétel, amellyel kapcsolatban az egyik gyakori feltételezés, hogy a földforgalom alacsony, az adás-vételek nem képesek érdemben befolyásolni a tulajdonszerkezetet. Emellett szintén gyakori jelenségként írják le azt a tulajdonosi magatartást, hogy egy tulajdonostárs a földrészleten belül a szótöbbséghez elegendő tulajdoni részesedés megszerzésével alakít ki domináns pozíciót.

A fentiek alapján a tanulmány célja, hogy kimutassa az öröklések és az adásvételek jelentőségét és hatásait, valamint tipizálja és elemezze a földrészetek tulajdonszerkezetét a tulajdoni illetőségek megoszlása alapján.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Magán-erdőgazdálkodás alatt olyan erdőgazdálkodást érünk, amely jellemzően magán-személyek és magántulajdonú vállalkozások tulajdonában levő erdőn történik magánszemélyek és magántulajdonú vállalkozások által.

A 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról (Evt.) 6 § meghatározza az erdő fogalmát, amelynek sarkalatos eleme, hogy erdőnek az

Országos Erdőállomány Adattárban (adattár) szereplő területek minősülnek. A 109/1999 (XII. 29.) FVM rendelet az ingatlan-nyilvántartásról szóló 1997. évi CXLI. törvény végrehajtásáról 47 § meghatározása szerint az Evt. által erdőnek minősülő területeket erdő művelési ágban kell nyilvántartani. Ezek alapján a jogszabályi környezet biztosítja, hogy az ingatlan-nyilvántartás és az adattár azonos módon tartalmazza az erdőket, de a valóságban ez mégsem teljesül.

Jelen vizsgálatok lefolytatásához 2015.10.20. aktualitással álltak rendelkezésre a Magyarországon, külterületi fekvésben található, nem a magyar állam 100%-os tulajdonában levő, 0,5 hektárnál nagyobb kiterjedésű erdő művelési ágú alrészletet tartalmazó földrészletek tulajdonosi adatokkal kiegészített földkönyvi adatai. Ebben az adatbázisban szerepeltek olyan területek is, amelyek erdő művelési ágú alrészletet tartalmaznak, de az adattárban nem szerepelnek.

Nem részei a vizsgált adathalmaznak a fentiek szerint azon erdőterületek, amelyeket az adattár erdőként tart nyilván, de a földkönyvi nyilvántartás szerint a művelési ágak nem erdő.

A cikk további részeiben Magyarország erdei és a vizsgált erdőterület, valamint a hagyományosan magánszektorban hívott erdőterület és az elemzésbe vont erdőterület közötti különbségekre nem lesz utalás, de az eredményeket az eltérések tudatában kell értékelni és esetlegesen felhasználni.

A vizsgálati adathalmaz 143 311 földrészletet, 978 241 tulajdoni illetőséget és 847 039 hektár erdőterületet tartalmaz. A vizsgálatba vont területeket, valamint a vizsgálatból a fekvése vagy mérete miatt kizárt területek adatait az 1. táblázat mutatja be.

A vizsgált adathalmazban a földrészleteken belüli erdőterületek alatt az erdő művelési ágú alrészletek területét kell érteni.

1. táblázat: A vizsgált adathalmaz jellemzői.

Table 1: Description of the analyzed dataset.

Kritériumok	Földrészletek száma (db)	Földrészlet teljes területe (ha)	Földrészletek erdőterülete (ha)	Tulajdoni illetőségek száma (db)
Erdő művelési ágban nyilvántartott összesen	277 964	1 904 324	879 794	1 337 220
összesből belterület és zártkert	65 259	30 057	15 712	152 537
összesből 0,5 ha-nál kisebb	129 540	163 195	23 591	206 442
Vizsgált adatbázis	143 311	1 724 910	847 039	978 241

VIZSGÁLATOK

Földrészleteken belüli erdőterületek méreteloszlása

Mivel a vizsgált adathalmaz csak a legalább 0,5 ha erdőterületű földrészleteket tartalmazza, ezért a legkisebb érték 0,5 hektár, míg az egy földrészleten belüli legnagyobb erdőterület 458 hektár. A földrészletek méret szerinti gyakorisági és területi eloszlásait a 2. táblázat mutatja be.

2. táblázat: A földrészletek erdőterületének és darabszámának eloszlása a földrészletek erdőterülete szerinti kategóriákban (a felső csoporthatárok nem tartoznak a csoporthoz).

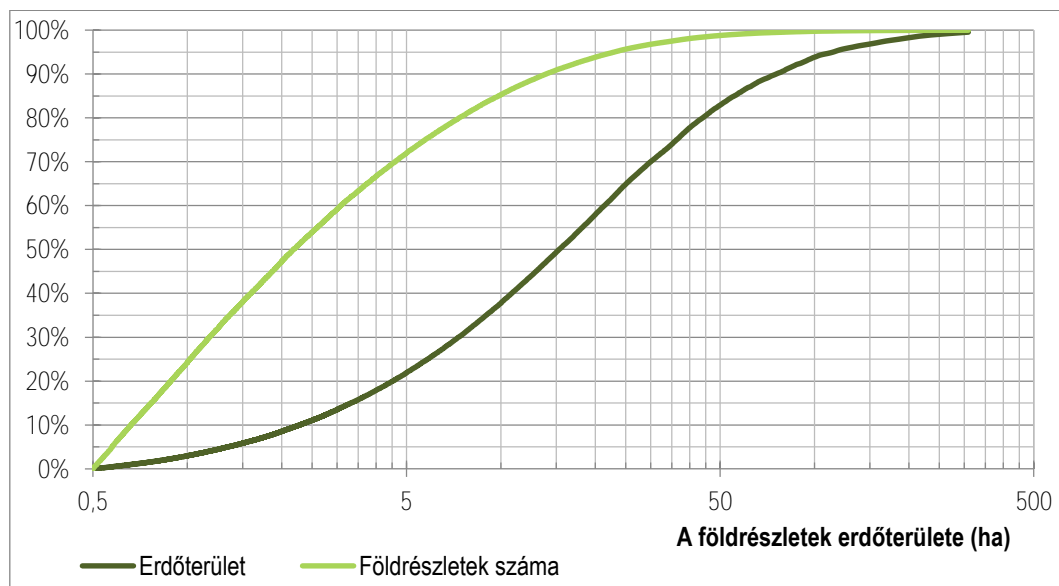
Table 2: Distribution of the forest area and the number of land lots over the size classes of forest area within the land lots (upper limits are not included in the groups).

Erdőterület nagysága a földrészleten belül (ha)	Összes erdőterület (ezer ha)	Összes földrészlet (ezer db)
0,5-1ha	25,0	34,7
1-2,5 ha	68,8	42,7
2,5-5 ha	91,8	25,8
5-10 ha	135,0	19,1
10-25 ha	230,0	14,9
25-50 ha	153,0	4,5
50-100 ha	92,7	1,4
100-150 ha	18,5	0,1
150-250 ha	25,1	0,2
250 ha-	8,4	< 0,1
Összesen	847,039	143,311

A földrészletek erdőterületének és darabszámának a földrészletek mérete szerinti halmozott eloszlását az 1. ábra szemlélteti, amelyből látható, hogy a földrészletek fele 2,2 hektárnál kisebb erdőterületet tartalmaz, amely az összes erdőterület mintegy 10%-át teszi ki. Az erdőterület fele olyan földrészletben található, amelyek erdőterülete 15,3 hektárnál kisebb, és ezek az erdőterületek magukban foglalják a földrészletek 91%-át.

A vizsgált adatbázisban 34 273 olyan földrészlet található, amely az erdő mellett más művelési ágú földrészletet is tartalmaz. Ezen földrészletekben az erdő művelési ágú alrészletek területe összesen 219 ezer hektár, a nem erdő művelési ágú alrészletek területe pedig

272 ezer hektár. Ezekből az adatokból látható, hogy ezekben a vegyes művelési ágú földrészletekben legtöbbször a nem erdő művelési ág dominál.

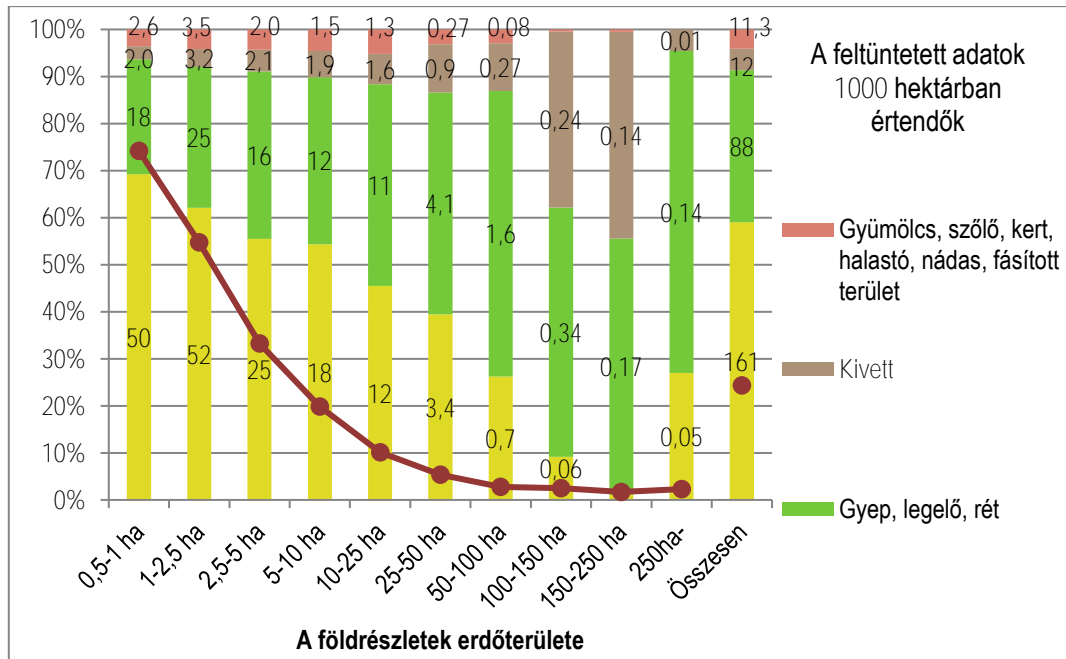


1. ábra: A földrészletek erdőterületének és darabszámának halmazott eloszlása a földrészleteken belüli erdőterület nagysága szerint, logaritmus skálán ábrázolva.

Figure 1: Cumulative distribution of the number of land lots and the forest area of the land lots over the size of forest area within land lots on logarithmic scale.

A 2. ábra szemlélteti a különböző erdőterületű földrészletekben a nem erdő művelési ágú alrészletek területét, valamint annak megoszlását művelési ágak szerint. Látható, hogy összességében a szántó a legjellemzőbb ezek közül, és főként a kisebb erdőterülettel rendelkező földrészleteken jellemző ez a földhasználat. Ez az esetek többségében a szántó szélén húzódó erdősávokat jelenti, de előfordulnak kisebb erdőfoltok is. A második leggyakoribb kategóriát a gyepek jellegű művelési ágak (gyep, legelő, rét) adják, amelyek csökkenő mértékben, de növekvő arányban jelennek meg az egyre nagyobb erdőterületek mellett. Ezek a kis erdőterületű földrészletek legelőt, kaszálót takarnak, melyek esetenként nagyobb jelentőséggel bírnak a mellettük található erdőnél. A nagyobb erdős alrészletek esetében gyakran erdei tisztásokról, vagy erdő menti kisebb kaszálókról van szó.

A további művelési ágak jelentősége a területüknél fogva alacsonyabb, azonban a művelésből kivett területek, még ha kicsik is, komoly jelentőséggel bírhatnak egy adott földrészlet értékének megállapításakor. Lehetnek ezek erdei környezetben fekvő építési telkek, épületek vagy ipari létesítmények területei, amelyek jelentős értéket képviselhetnek kis területük ellenére.

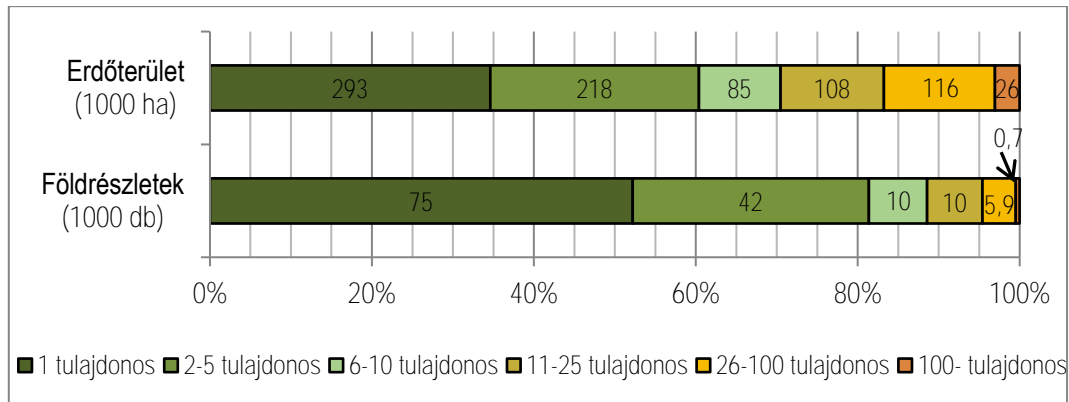


2. ábra: A nem erdő művelési ágú területek egymáshoz és a teljes földrészlet területéhez viszonyított aránya a földrészletek erdőterülete alapján képzett kategóriákban és a teljes területen (a felső csoporthatárok nem tartoznak a csoporthoz).

Figure 2: The proportion of non-forest land use forms to the total area of non-forest land use forms and to the total area of land lots within categories based on the forest area of land lots (upper limits are not included in the groups).

Tulajdonosok száma földrészleten belül

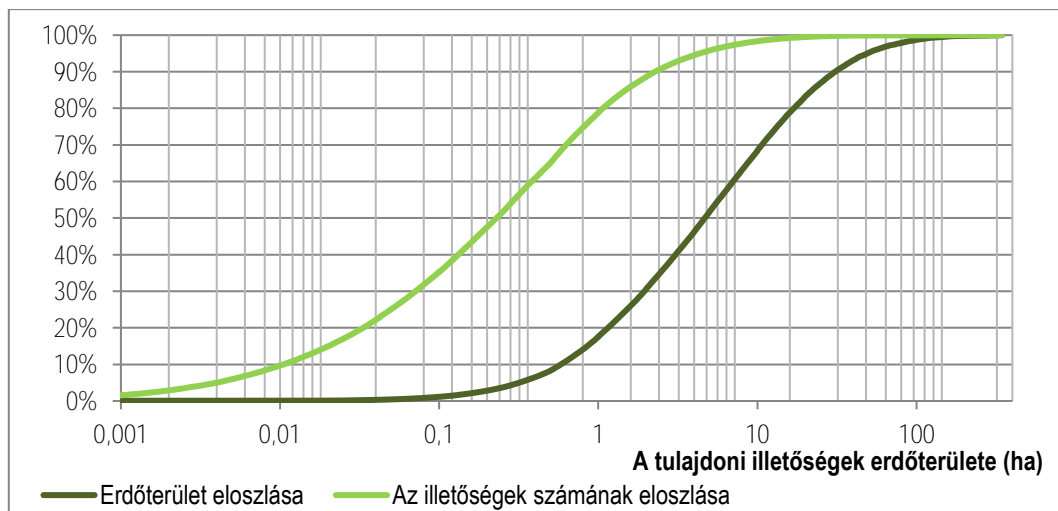
A földrészletek darabszámának 52%-a 1/1-es tulajdonú, amely az erdőterület 35%-át teszi ki. A több, de legfeljebb 5 tulajdonosú földrészletek az összes erdőterület darabszámának 29%-át alkotják az erdőterület 26%-át fedve le. Az erdőterület 17%-án 25-nél több tulajdonos található a földrészleten belül. Ez a földrészleteknek kevesebb, mint az 5%-a, amelyek átlagos földrészletenkénti erdőterülete 21,5 hektár.



3. ábra: A földrészletek erdőterületének és darabszámának megoszlása a földrészletek tulajdonosainak száma alapján képzett csoportokban.

Figure 3: Relative frequency distribution of the forest area and the number of land lots over the classes of land lots by number of owners.

Tulajdoni illetőségek eloszlása



4. ábra: A tulajdoni illetőségek erdőterületének és darabszámának halmozott relatív eloszlása az illetőségek erdőterülete szerint.

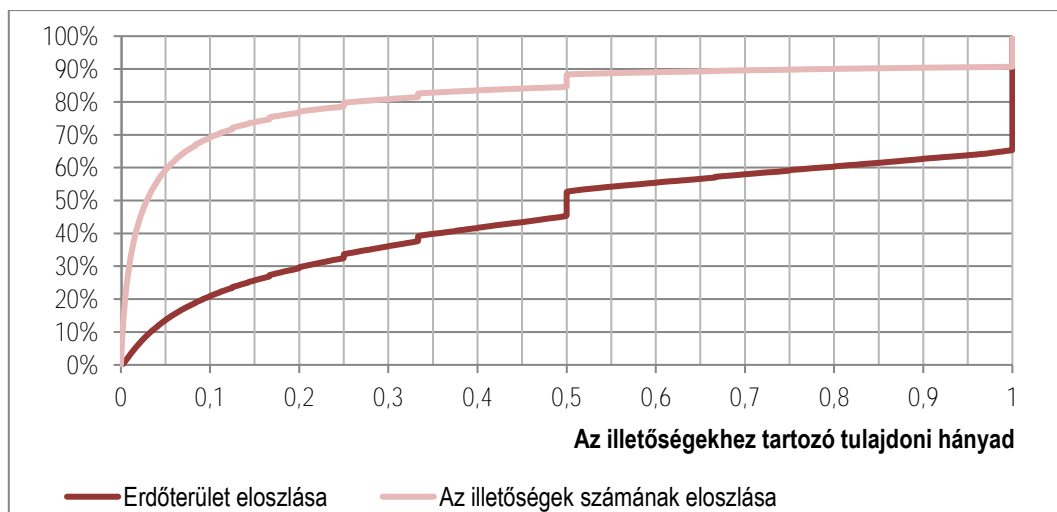
Figure 4: Cumulative relative distribution of the number of ownership titles and their forest area over the forest area of the ownership titles.

A tulajdoni illetőségek (jelen esetben az egy földrészleten belül egy tulajdonoshoz tartozó erdőterületet értjük ezalatt, akkor is, ha az több bejegyzett illetőségből tevődik össze) az 1 ezred m² és 350 hektár közötti tartományban szóródnak. A tulajdoni illetőségek átlagos

mérete 0,9 hektár. Az illetőségek fele 0,23 hektárnál kisebb területű, amely az erdőterület 3,3%-át teszi ki. Az 1 hektárt elérő tulajdoni illetőségeknek a darabszám tekintetében 20%-os részesedése van, a területnek viszont 82%-át adják.

A tulajdoni illetőség mértéke a tulajdonnal kapcsolatos döntésekben figyelembe veendő szavazatarányt is meghatározza. Az

5. ábra alapján látható, hogy az illetőségeknek közel 60%-a 1/20 (5%) résznél kisebb szavazatarányt biztosít. Azon esetek, ahol nem egy tulajdonosa van a földrészletnek, de egy tulajdonos illetősége meghaladja a 0,5-öt, az összes illetőség mindössze 3%-át adják, de magukba foglalják a teljes erdőterület 13%-át, vagyis ezek az illetőségek az átlagnál négyszer nagyobbak.



5. ábra: A tulajdoni illetőségek erdőterületének és számának halmozott relatív eloszlása az illetőséghez tartozó tulajdoni hányadok szerint.

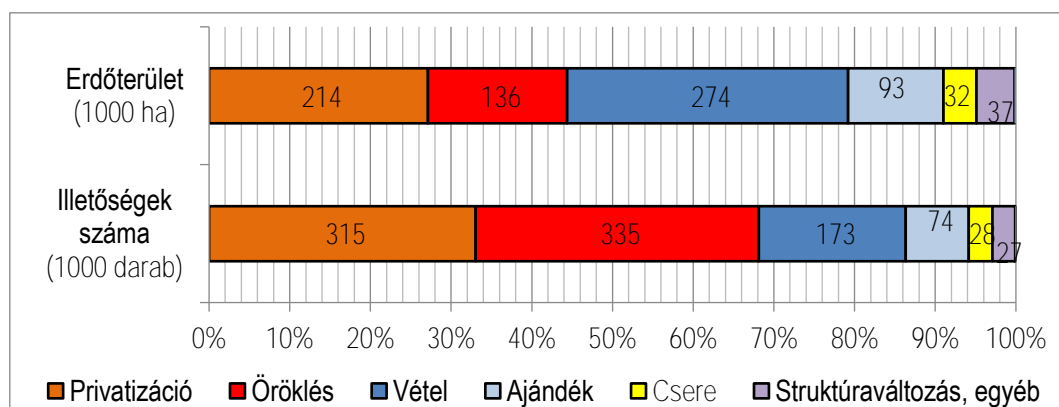
Figure 5: Cumulative relative distribution of the number of ownership titles and their forest area over the property ratio of the ownership titles.

Tulajdoni illetőségek szerzési jogcíme

A tulajdoni illetőségek szerzési jogcímei alapján megállapítható az erdő művelési ágat érintő földforgalom jellege. Az adatok tisztább értelmezhetősége érdekében a szerzési jogcíme eloszlásának elemzésében csak a magánszemélyek tulajdonai szerepelnek. Ennek oka, hogy a magyar állam, az önkormányzatok és egyéb közszférába sorolható szervezetek a vizsgálatba csak kényszerűségből kerültek be, elsősorban a vegyes tulajdonokon keresztül, másodsorban pedig mert technikailag nem voltak elkülöníthetők. A közszféra szereplőinek motivációi eltérnek a magánszféra szereplőinek motivációitól. A magánszférához tar-

tozó, de gazdasági formában működő tulajdonosok tulajdoni illetőségei azért nem szerepelnek ebben a vizsgálatban, mert 2001 óta már nem szerezhettek további tulajdont. Az így szűkített vizsgálati sokaság 953 ezer darab tulajdoni illetőséget tartalmaz, amelyek teljes erdőterülete 788 ezer hektár.

A 6. ábra adatai alapján elmondható, hogy a magánosítási folyamatban szerzett tulajdoni illetőségek a darabszám 33%-át teszik ki, de a területi részesedésük csak 27%. Az öröklés útján szerzett tulajdoni illetőségek az előzőhöz hasonlóan 35% darabszám szerinti részesedést érnek el, területarányuk viszont csak 17%. Az adásvételek és az ajándékozás jogcímen bejegyzett tulajdoni illetőségek darabszám szerinti aránya 18%, illetve 8%, területarányuk pedig 35%, illetve 12%. A csere mind darabszám, mind területi arányát tekintve 5% alatti részesedéssel rendelkezik.

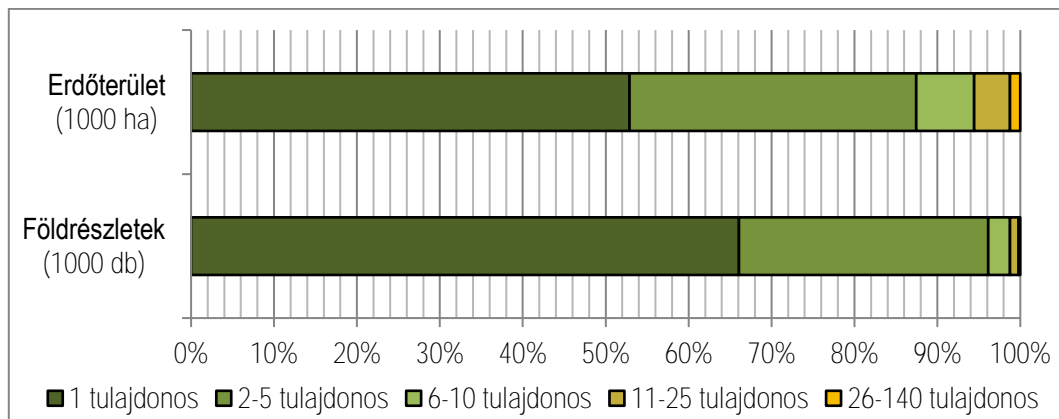


6. ábra: A magánszemélyek tulajdonában álló tulajdoni illetőségek darabszámának és erdőterületének relatív eloszlása szerzési jogcím szerint.

Figure 6: Relative frequency distribution of the number of ownership titles and the forest area over title deed types.

Döntéshozatal a földrészleteken belül

A földrészletek tulajdonosainak száma alapján közvetve jellemezhető a döntéshozatal nehézsége. A rendelkezésre álló adatbázis arra is alkalmas, hogy a különböző döntési szintek – mint például az egyszerű többség (>50%) – eléréséhez megadjuk a legkisebb szükséges létszámot, amelyet a legnagyobb tulajdonosi illetőségek figyelembevételével kaphatunk meg. Az 7. ábra bemutatja, hogy a földrészletek 66%-ában egyetlen személy is elegendő az 50%-os szavazatarány átlépéséhez, amely az erdőterület 53%-át teszi ki. A 2-5 fő legnagyobb tulajdonos egyetértésével elérhető 50%-os tulajdoni arány a földrészletek 30%-át és az erdőterület 35%-át jellemzi. A legalább hat tulajdonos egyetértésével létrehozható többségi vélemény a földrészletek darabszám szerinti 4%-án, terület szerint pedig 13%-án fordul elő.



7. ábra: A földrészteltek erdőterületének és darabszámának relatív eloszlása az 50%-os szavazati arány meghaladásához szükséges legkevesebb tulajdonos száma szerint.

Figure 7: Relative frequency distribution of the number and the area of the land lots over the minimum number of owners to exceed 50% voting ratio (with and without land lots of a single owner).

Földrésztelen belüli tulajdoni koncentráció

A tulajdonszerkezet koncentráltsága alatt jelen esetben a tulajdoni illetőségek méreti különbözőségét kell érteni. A földrésztelteken belül a tulajdoni illetőségek megoszlásának jellemzésére jelen írás a legkisebb és legnagyobb méretű tulajdoni illetőség között arányt használja. Ezen jellemző szerint az alábbi csoportokba történt a földrészteltek besorolása:

- egytulajdonosú: a földrésztelnek egyetlen tulajdonosa van
- kiegyenlített tulajdonszerkezet: a legkisebb és a legnagyobb tulajdoni illetőség közötti méretkülönbség kétszeres, vagy kisebb
- mérsékelt koncentrált: a legkisebb és a legnagyobb tulajdoni illetőség közötti arány nagyobb, mint kettő, de kisebb, mint tíz
- koncentrált tulajdonszerkezet: a legkisebb és a legnagyobb tulajdoni illetőség közötti különbség tízszeres, vagy nagyobb

A 3. táblázat bemutatja, hogy a kiegyenlített és a mérsékelt koncentrált tulajdoni szerkezettel rendelkező földrészteltek mind darabszám szerint, mind terület arányában kisebb jelentőségűek. Ezzel szemben az egytulajdonosú és a koncentrált tulajdonszerkezetű földrészteltek 35% és 39% területi részesedést érnek el. A lényegi különbség közöttük, hogy az egytulajdonosúak kisebb méretű földrészteltek, a koncentrált tulajdonszerkezetű földrészteltek pedig átlagfelettek, ezért a darabszám szerinti arányuk 52% és 17%.

3. táblázat: A földrészletek darabszámának és erdőterületének gyakorisági és relatív gyakorisági eloszlása tulajdonszerkezeti csoportok szerint.

Table 3: Frequency and relative frequency distribution of the number and the forest area of land lots over categories of ownership structure type.

Tulajdonszerkezeti csoport	Földrészletek száma (db)	Erdőterület (ha)	Darabszám arány (%)	Területarány (%)
Egytulajdonosú	74 792	293 355	52%	35%
Kiegyenlített	25 710	110 962	18%	13%
Mérsékelt koncentrált	18 086	113 176	13%	13%
Koncentrált	24 723	329 545	17%	39%
Összesen	143 311	847 039	100%	100%

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A földrészlet a föld és az ahhoz kapcsolódó tulajdoni, valamint használati nyilvántartás alapegysége. Kivételt csak az erdőgazdálkodó, mint az erdőgazdálkodási célú hasznosítás jogosultjának a nyilvántartása jelent, amely az erdők nyilvántartási és az erdőgazdálkodás igazgatási és gazdálkodási alapegységén, erdőrészletenként történik. Ebből a szempontból lényeges ismeret a földrészletek mérete – a méretet a földrészleten belül erdőterületként értelmezve – amely befolyásolja egy esetleges beavatkozás hatékonyságát. Utalva az vizsgálatok leírásánál elmondottakra látható, hogy ha a földrészletek legnagyobb méretű 10%-át érinti egy beavatkozás, az az erdőterület közel 53%-ára van hatással. Ellenkező irányban megközelítve, ha a földrészletek legkisebb 50%-át érinti egy beavatkozás, akkor az erdőterület 10%-ára van hatással.

A földtulajdont érintő tulajdonosi döntések meghozatala, vagy éppen meghozhatósága szempontjából a legfontosabb tényező a tulajdonosok száma a földrészleten belül. Ehhez társulnak még a tulajdonosok különböző jellemzői is, mint például a lakhely, kor, nem, a tulajdonosok közötti kapcsolat és a tulajdoni illetőség nagysága. Ez utóbbiak nem képezik jelen írás tárgyát.

A földrészletek tulajdonosainak száma alapján megállapítható, hogy a közös tulajdon igen elterjedt, hiszen az erdőterület csaknem kétharmadára jellemző. Ezen belül a kezelhetőnek tekinthető legfeljebb 5 tulajdonosú területek hozzáadva az 1/1-es tulajdonú területekhez 62%-ot tesznek ki, amely az eddigi szakmai közbeszéd alapján kialakult feltételezéshez képest kedvezőbb képet mutat. A 6-10 fő tulajdonos olyan átmenetet képez, amelynek adminisztrációja attól függően igényel jelentős, vagy kevésbé jelentős szervezési munkát, hogy a tulajdonosok milyen könnyen érhetőek el, és mennyire motiváltak. 25 fő, vagy az azt meghaladó tulajdonosi létszám a tulajdonosok elérhetőségétől és hozzáállásától függetlenül akadályozó tényezőnek tekinthető. Ilyen esetekben az sem könnyíti lényegesen a szervezési feladatokat, ha a tulajdonosi illetőségek átlagos területe elfogadhatóan nagy, és azok vagyoni értéke a tulajdonosok számára megfelelő motivációt jelent. Az ilyen erdőterületek aránya 17%, amely önmagában nehezen minősíthető soknak, vagy kevésnek, de egy tulajdonszerkezetet javítani szándékozó akcióprogram célterületét kell képezzék.

Jól látható az a tendencia, hogy minél nagyobb a földrészlet, általában annál több tulajdonosa is van. Ez a két mutató alapvetően ellentétes szerepet játszik a gazdálkodás megszervezése tekintetében, hiszen minél nagyobb a földrészlet (erdőterület), általában annál nagyobb értéket képvisel, viszont minél több a tulajdonos, annál nehezebb megszervezni a gazdálkodást és meghozni a gazdálkodói döntéseket, így az ilyen jellegű vizsgálatok esetében figyelembe kell venni e két mutató korrelációját.

Az erdőkkel mint ingatlanokkal kapcsolatos régi közkeletű vélemény (Márkus & Mészáros 1997), hogy azok forgalma alacsony. Ez a magántulajdonú erdők esetén azért bír nagy jelentőséggel, mert a magánosítás során kialakult tulajdoni és tulajdonosi szerkezetre három fő folyamatnak lehet közvetlen és meghatározó hatása. Az egyik a közvetlen állami beavatkozás – amilyen a magánosítás is volt – de a magánosítás óta ilyen nem történt, és nincs is kilátásban hasonló. A második a tulajdon, azaz a földrészletek megosztással vagy összevonással történő átalakítása, amelynek vizsgálatára a jelenlegi adatbázis nem alkalmas, és más forrásból sincs idevágó információ. A harmadik folyamat a tulajdoni tranzakciók, amelyek egymással ellentétes előjelű változásokat okoznak. Az idesorolható legfontosabb ügyletek az öröklés, az adásvétel, az ajándékozás és a csere.

Az adatok alapján látható, hogy a jelenlegi szabályozás, szokások és demográfiai helyzet mellett az örökléssel szerzett tulajdoni illetőségek átlag alatti méretűek, ami annak a következménye, hogy az öröklések által egyre kisebb tulajdoni illetőségek jönnek létre.

Az öröklések tulajdoni elaprózódást okozó hatásával ellenétesen hatnak az adásvételek, amelyekben az átlag feletti tulajdoni illetőségek vesznek részt, illetve az egy földrészleten belül megvásárolt több tulajdoni illetőség összevonásával átlag feletti méretű tulajdoni illetőségek keletkeznek.

A cserék és az ajándékozások hatása semleges, de átlag feletti tulajdoni illetőségek esetén jelennek meg.

A tulajdon hasznosításával kapcsolatos legelső döntéseket földrészlet szinten kell meghozni, és a közös tulajdonban álló földrészletek esetében ez egy kritikus kérdés, hiszen a

gazdálkodás alapját a tulajdonosi döntés határozza meg. A tulajdonosok és az erdőgazdálkodó között létrehozandó jogviszonytól függően sokféle döntésre lehet szükség, amelyek különböző szavazattöbbséget igényelhetnek. Az egyszerű szótöbbség az előforduló legalacsonyabb szavazattöbbség, ezért e cikk ezt jelölte ki vizsgálati értéként. A földrészletek több mint kétharmadán az egyszerű szótöbbség eléréséhez egyetlen tulajdonos szükséges, amely nem meglepő, hiszen a földrészletek 52%-ának egyetlen tulajdonosa van. Az egy tulajdonosú földrészletek területaránya 35%, míg az egy tulajdonos által elérhető 50%-os tulajdoni arány a terület 53%-án jellemző. Azok az esetek tehát, ahol a nem 1/1-es tulajdonosú földrészleteken egyetlen tulajdonos meghaladja az 50%-os tulajdoni arányt, a földrészletek 14%-át, és az erdőterület 18%-át érinti. A földrészletek 96%-án, és az erdőterület 87%-án az 50%-os tulajdoni arány a legfeljebb 5 fő legnagyobb tulajdoni aránnyal rendelkező tulajdonos egyetértésével elérhető. A 6 fő feletti legnagyobb tulajdonosok egyetértésével létrehozható egyszerű többség az erdőterület 13%-án fordul elő, amely nem tűnik jelentősnek. Figyelembe kell azonban venni, hogy az ilyen tulajdonszerkezet, már komoly szervezőmunkát igényel, és itt csak egy olyan ideális állapotból indulunk ki, hogy a legnagyobb tulajdonosok egyet is értenek egymással. Amennyiben a döntéshozatali nehézségek az erdőgazdálkodó megalakulásának, vagy kijelölésének az útjában állnak, és ez az ún. „rendezetlenség” jelenségének kiváltó oka lehet, akkor már a 13%-os területarány jelentősnek minősül.

Mind a földrészletenkénti tulajdonosi létszámok, mind a döntési szituációk értékelésekor fontos figyelembe venni, hogy az erdőgazdálkodó megszervezése és működése sok esetben nem egyetlen földrészletre terjed ki. Emiatt az itt meghatározott küszöbértékek csak akkor állják meg a helyüket, ha a döntések meghozatala egyetlen földrészletet érint. Olyan gazdálkodók esetében, mint például az erdőbirtokossági társulatok, amelyek a döntéseiket a gazdálkodásba vont földrészletek egészére hozzák meg az érintett összes tulajdonos részvételével, az itt alkalmazott küszöbértékek nem relevánsak.

A tulajdonszerkezet egyenlőtlenségei sokféle nézőpontból vizsgálhatók, amelyek közül a koncentráció vizsgálata történt meg a legkisebb és a legnagyobb tulajdoni illetőség arányával jellemezve. Ez az elemzés azért ezt a mutatót használja, mert az ebből a szempontból képzett csoportok osztályozó kritériumai könnyen értelmezhetők. Más mutatók esetén a teljes eloszlás jobban jellemezhető, de az osztályok kialakításához nehezebben azonosíthatók a kritikus értékek, és azok az olvasó számára nehezebben is értelmezhetők.

A tulajdoni illetőségek földrészleten belüli eloszlása arra világít rá, hogy a földrészleten belül a tulajdonosok milyen viszonyban vannak egymással, mekkora a tulajdonosok közötti szavazati arányok eltolódása. A földrészleten belüli tulajdoni arányok minél egyenlőtlenebbül oszlanak meg, annál nagyobb az esély arra, hogy a nagyobb tulajdonosok a kisebb tulajdonosokat dominálhassák, és ilyen módon a kisebbségi tulajdonosok hátrányba kerülhetnek olyan esetekben, amikor nincs szükség 100%-os tulajdonosi egyetértésre, vagy a tulajdonosoknak nincs ésszerű módon alkalmazható vétő lehetőségük.

Az egytulajdonosú földrésztelkek elterjedési mértékei fent már megjelentek, ezek jelentik a leginkább letisztult tulajdoni szerkezetet. A kiegyenlített tulajdoni szerkezetben jellemzően kevés tulajdonos van, és ezek tulajdoni arányai között a különbségek nem olyan nagyok, hogy egyes tulajdonosok szándékai figyelmen kívül hagyhatók lennének. Az ilyen földrésztelkek darabszám szerinti aránya 18%, területarányuk pedig 13%, amely értékek mutatják, hogy ez a tulajdonszerkezet az átlag alatti méretű földrésztelkekben fordul elő. A közel azonos tulajdoni arányok megjelenése sok esetben az öröklésekhez köthető, mivel a főszabályok szerinti öröklés esetén gyakori a több, azonos méretű tulajdoni illetőség megjelenése. A kifejezetten koncentrált földrésztelkek – ahol a legnagyobb és a legkisebb tulajdoni illetőség között tízszeres a különbség – darabszám szerinti részesedése 17%, területarányuk pedig 39%. Ezek az értékek mutatják, hogy kifejezetten az átlag feletti földrésztelkekben fordul elő, hogy a tulajdonosok száma magas, és a tulajdoni illetőségek közötti különbség felveti annak lehetőségét, hogy a kistulajdonosoknak nincs érdemi ráhatása a tulajdonnal kapcsolatos döntésekre.

ÖSSZEFOGLALÁS

A jelen tanulmány a bemutatott eredményekkel a magán-erdőgazdálkodás alapjait jelentő tulajdoni szerkezettel kapcsolatos kiemelkedően fontos adatokat közöl, valamint a szakmai közbeszédben gyakran előforduló egyes vélekedéseket erősít, illetve cáfol meg. Ezek tételesen:

- Megerősítést kapott, hogy a közös tulajdon a magyarországi magán-erdőgazdálkodásban egy jellemző jelenség, területi kiterjedése 65%, a földrésztelkeknek pedig 48%-át érinti. Ez felhívja a figyelmet arra, hogy a jelenség gazdálkodásra, és egyáltalán a tulajdonnal való rendelkezési lehetőségekre gyakorolt hatását vizsgálni kell, és az erdészeti politikának ezt figyelembe kell venni.
- Jelen tanulmány pontos adatokat közöl a földrésztelkenkénti tulajdonosi létszámról, amely alapján elmondható, hogy a földrésztelkek 81%-án 5 főnél kevesebb tulajdonos van, amely a magán-erdőterület 60%-át teszi ki.
- A vizsgálatok alapján megállapítható, hogy amennyiben egyszerű többségű tulajdonosi döntéshozatalra van szükség, akkor a földrésztelkek 96%-ában, és ezzel a magán-erdőterület 87%-án a földrésztelkenként számított 5 legnagyobb tulajdonos egyetértésével a többségi vélemény kialakítható.
- Az eredmények megerősítették, hogy a tulajdoni illetőségek az ezred négyzetméter és a több száz hektár közötti tartományban szóródnak, és a teljes vizsgált erdőterületet figyelembe véve jelentősen koncentrálnak.
- Megállapítást nyert, hogy a koncentrált tulajdonszerkezetű földrésztelkek átlagosnál nagyobb méretűek, és területarányuk 39%.

- Az eredmények alapján cáfolható, hogy a magán-erdőterület aktív földforgalma alacsony. A magánszemély tulajdonosok tulajdonában levő magán-erdőterület 35%-át vétel jogcímen jegyezték be.
- Az eredmények megerősítették a szakmai közbeszédben általánossá vált vélekedést, hogy az öröklés jelentős földforgalmi tényező, és kimutathatóan a tulajdon elaprózódásával jár.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők köszönetüket fejezik ki a Földmérési és Távérzékelési Intézetnek az adatszolgáltatással kapcsolatos együttműködésért és a Földművelésügyi Minisztériumnak a kutatási program támogatásáért.

HIVATKOZÁSOK

- Hogl K., Pregernig M. & Weiss G. 2005: What is New about New Forest Owners? A Typology of Private Forest Ownership in Austria. *Small-Scale Forest Economics, Management and Policy* 4(3): 325–342. DOI: [10.1007/s11842-005-0020-y](https://doi.org/10.1007/s11842-005-0020-y)
- Jäger L. 2001: A magán-erdőtulajdonosok véleménye és ismeretei. Doktori értekezés, Sopron, Nyugat-magyarországi Egyetem, 2001.
- Lett B., Gál J., Stark, M., & Frank N. 2016: Development and Possibilities for Close-to-Nature Forest Resource Management in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 12(1): 55–73. DOI: [10.1515/aslh-2016-0006](https://doi.org/10.1515/aslh-2016-0006)
- Márkus L. & Mészáros K. 1997: Erdőérték-számítás, az erdőértékelés alapjai, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Mészáros K. 2001: A városi erdőtulajdonosok vizsgálata Magyarországon, Országos Kiemelésű Társadalomtudományi Kutatások Alapítvány, Budapest.
- NÉBIH 2016: Nemzeti Élelmiszerlánc Biztonsági Hivatal: Beszámoló az erdősítésekéről és a fakitermelésekről a 2015. évben.
- Páll M. 1997: Az erdőterületek árverési adatainak vizsgálata Zala megyében. *Erdészeti Lapok* 132(5): 141–142.
- Schmithüsen F. & Hirsch F. 2008: *Private Forest Ownership in Europe – Advance Draft March 2008*. United Nations Publications, Geneva.

*Érkezett: 2017. március 21.
Közlésre elfogadva: 2017. június 23.*



Tölgy-golyvatetű (*Lachnus roboris* L.)

A faj ősanyái már áprilisban a tölgyek fakadásával egyidőben kelnek. Az ősanyák nemzedékét a Kárpát-medencében további hét nemzedék követi. Népes kolóniáikat hangyák látogatják.

Két-hároméves sima kérgű tölgy és cser hajtásokon szívogatnak. Szívogatásuk nyomán borsó nagyságú duzzanatok keletkezhetnek, melyek együtt nővekednek a hajtással. Idős korban a nagyméretű golyva teljesen körül ölelheti az ágot, törzset.

Fotó és szöveg: Molnár Miklós (SOE)

A 2014. DECEMBERI JÉGKÁR OKAI ÉS KÖVETKEZMÉNYEI A PILISI PARKERDŐ ZRT. ÁLTAL KEZELT ERDŐÁLLOMÁNYOKRA

Csepányi Péter, Magassy Erik, Kontor Csilla, Szabó Csilla, Szentpéteri Sándor, Németh Rita, Némedy Zoltán, Müller Szabolcs, Szabó Miklós, Kovács András, Szenthe Gábor, Limp Gábor, Ocsovai Zoltán, Brandhuber Ádám, Farkas Viktor és Petrik János

Pilisi Parkerdő Zrt.

Kivonat

Jelen tanulmány a 2014. december 1-3 között ónos eső okozta jégkár okait és hatását vizsgálja a Pilisi Parkerdő Zrt. Visegrádi, Pilismaróti, Szentendrei és Pilisszentkeresztii Erdészetének területén. A vizsgálat arra kereste a választ, hogy mely állományok károsodtak leginkább, és melyek azok a tényezők, amelyek a kár mértékét befolyásolhatták. Az elemzésekhez a kár mértékéről készült erdőrésztlet szintű becslési adatokat, valamint faegyed szintű saját mérési eredményeket használtunk fel. A vizsgálatok során kiderült, hogy jég, zúzmara, hó okozta károsítások esetén a vegyeskorúság, a vastag, idősebb fák jelenléte nagyobb mértékben járul hozzá az állományok jobb ellenállóképességéhez, mint az elegyesség. Az egykorú állományok vizsgálata alapján megállapítható, hogy a faegyedek méretei kapcsolatban állnak a kár mértékével.

Kulcsszavak: jégkár, kár mértéke, állományszerkezet, elegyarány, korszerkezet, faegyed méretek.

REASONS AND CONSEQUENCES OF ICE DAMAGE OF THE FOREST STANDS AT THE PILIS PARK FORESTRY COMPANY

Abstract

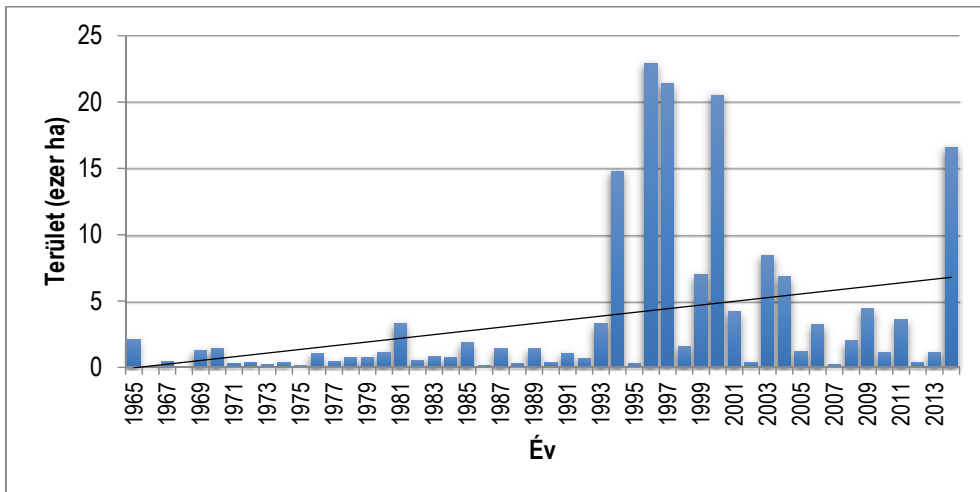
This paper discusses the reasons and consequences of freezing rain of 1st - 3rd December 2014 on the territory of Szentendre, Visegrád, Pilismarót, Pilisszentkereszt Forestry Units of the Pilis Park Forestry Company. During the assessment the answer was looked for which stands are damaged most and which factors contributed principally to the size of the damage. For the analysis, the assessed data of the damaged forest subcompartments and the data of self-measured tree individuals were used. As a result it became clear that uneven-aged structure, containing the thick older trees contributed more to the resistance of the stands against ice, rime and snow damage than mixture ratio of tree species. In even-aged stands tree dimensions are in connection with the size of the damage.

Keywords: ice damage, damage rate, stand structure, mixture proportion, age structure, tree dimensions.

BEVEZETÉS

Az erdőgazdálkodás gyakran válik kiszolgáltatottá a természet erőivel szemben. 2014. december 1. és 3. között a megszokottnál jóval nagyobb időtartamban és mennyiségben hullott ónos eső Magyarország északi területein. Az időjárási jelenség a Dunántúli-középhegység északkeleti részein, illetve az Északi-középhegység nyugati és középső részén – főként a 400 méternél magasabban fekvő területeken – különböző mértékben károsította az erdőállományokat (Nagy 2015a). A Pílisi Parkerdő Zrt. első tapasztalatai (Csépanyi 2015) alapján feltételezhető volt, hogy a jégkár nagyobb mértékben érintette az egykorú, elegyetlen erdőket, amelyek egy adott korcsoportba, ezáltal egy adott átmérőtartományba tartoznak, ez volt egyben a vizsgálat hipotézise is. A szakemberek szerint a 2014-eshez hasonló mértékű jégkár csupán 100-200 évenként keletkezik, azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy a további – csapadékformák okozta – károk (hótörés, hónyomás, zúzmara-károk) létrejöttének állományszerkezeti feltételei hasonlóak. Amennyiben ezeket a károkat is figyelembe vesszük, a 100-200 év kisebb intervallumra zsugorodik.

Jól szemlélteti ezt az ERTI Erdővédelmi Osztálya által közölt adatsor, amely a hó, jég és zúzmara által okozott kár területét mutatja be 1965-től 2014-ig (1. ábra). Az adatsor alapján az elmúlt 25 év alatt jelentősen megnőtt a vizsgált kárformák gyakorisága, illetve az általuk sújtott terület nagysága (Hirka és Csóka 2010, Aszalós et al. 2012).



1. ábra: Hó-, jég- és zúzmara károk 1965-től 2014-ig (Forrás: ERTI Erdővédelmi Osztály).

Figure 1: Snow, ice and rime damages between 1965 and 2014 in Hungary (Source: Forest Research Institute, Department of Forest Protection).

Az említett tényeket tekintve szükségesnek éreztük a 2014 decemberében történt jégkár felmérése során felvetődött kérdések jelen tanulmány keretein belüli tisztázását.

A jégkárt megelőző időjárási eseménysor nagy hasonlóságot mutat az 1996-ban bekövetkezett ónos eső által okozott károk körülményeivel (Csépanyi et al 1998). 2014. november utolsó napjaiban a Kárpát-medence fölött Szibériából és Afrikából érkező légtömegek találkoztak. A Kelet-európai-síkság irányából a talajfelszín közelében hideg levegő, ezzel egyidejűleg déli, délnyugati irányból melegebb légtömeg érkezett. A hőmérséklet vertikális rétegződése napokon keresztül nem változott, középhegységeink 400 m feletti részein a felhők és köd uralták a tájat. Az erdőkben már ekkor folyamatos volt a zúzmaraképződés, amely november 30-ra önmagában is jelentős terhet jelentett a fák számára. December 1-én a Földközi-tenger irányából egy erős melegfront felhő- és csapadékrendszere érkezett hazánk fölé, amely nagy mennyiségű csapadékot hozott. Mivel az ország északi és középső területein – főként a 300-400 m tengerszint feletti magasságot meghaladó részeken – fagy-pont alatti volt a hőmérséklet, a csapadék ónos eső formájában több, mint 48 órán keresztül folyamatosan esett, mely nagyjából 20-50 mm csapadékot jelentett (Kolláth és Simon, 2015). A keletkezett jégkár nagysága 1965 óta a legnagyobb területű volt (Hirka 2015). A jelenség a Vértesben, a Gerecsében, a Pilisben, a Budai- és a Visegrádi-hegységben, illetve a Börzsönyben, a Karancs-Medves vidékén, a Mátrában és a Bükkben - főként a 400 méter feletti régiókban – megközelítőleg 40.000 hektáron károsította az erdőállományokat. Erdőfelújítási kötelezettség nagyjából 500 hektáron keletkezett (Bányai 2015, Csépanyi 2015, Kubinyi 2015, Nagy 2015b, Szi-Benedek 2015, Urbán 2015).

A Pilisi Parkerdő Zrt. által kezelt 58.000 ha-os erdőterületből megközelítőleg 20.000 ha volt érintett, amelyből 9.200 ha súlyosan károsodott, ez közel 320.000 bruttó m³ sérült faanyagot jelentett, ezen felül körülbelül 100 ha felújítási kötelezettség keletkezett.



2. ábra: Jellemző kárkép a Dunabogdány 24D erdőrészletben (Fotó: Csépanyi P. 2014).

Figure 2: Characteristic damage symptom in Dunabogdány 24D subcompartment (Photo: Csépanyi, P. 2014).



Az általunk vizsgált négy erdészet (Visegrádi, Pilismaróti, Pilisszentkereszti és Szentendrei Erdészet) területén közel 4.000 ha erdő sérült, ebből megközelítőleg 2500 ha súlyosabban (2. ábra). Erdőfelújítási kötelezettség megközelítőleg összesen 20 ha-on, nagyjából 0,5-3 ha-os foltokban keletkezett.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálat arra kereste a választ, hogy mely állományok károsodtak leginkább, és melyek azok a tényezők, amelyek a kár mértékét leginkább befolyásolták.

Az erdészetek által felbecsült káradatok alapján minden erdőrészlet esetében kiszámítottuk a faállomány károsodott területét és a károsodott fatérfogatot (Kontor 2016, Magassy 2016). Ezt követően az erdőrészletekhez hozzárendeltük az erdőtervből az állomány területét és a hektáronkénti élőfakészletet, melynek segítségével meg lehetett állapítani a kár mértékét, azaz az élőfakészlet károsodott részét százalékban megadva. Ezzel lehetővé vált a különböző területtel rendelkező állományok összehasonlítása. A későbbi kimutatásokban az erdőrészletek területtel súlyozottan szerepelnek.

Terepi méréseink célja az volt, hogy közvetlen képet kapjunk a kiválasztott erdőrészletek állományszerkezeti jellemzőiről, illetve a faegyedek méreteiről. Ezáltal az állékonyságra utaló jellemzőket nem csupán erdőtervi átlagadatok alapján, hanem faegyed szinten is vizsgálhattuk.

Az erdőrészletek nagy száma miatt előzetes terepi bejárásra nem volt lehetőség, így az erdőtervi adatok alapján választottuk ki a vizsgálni kívánt állományokat. Minden korosztályból legalább két olyan erdőrészlet került ki, melyek térben távolabb helyezkedtek el egymástól, és különböző termőhelyi adottságokkal rendelkeznek. A mérés során hektáronként legalább 10 db sértetlen, a környező állományrészhez képest átlagos faegyedet választottunk ki. Minden egyednél mértünk magasságot, mellmagassági átmérőt és koronaátmérőt. A terepi vizsgálatok során 55 erdőrészletben 3066 faegyedet mértünk meg.

Az összehasonlítás elvégzéséhez a vizsgált erdőrészleteket kategóriákba soroltuk. Ehhez négy kategóriát alakítottunk ki korszerkezet és elegyesség szerint; ezek az alábbiak:

- egykorú, elegyetlen erdő
- egykorú, elegyes erdő
- többkorú, elegyetlen erdő
- többkorú, elegyes erdő

A besoroláshoz a vizsgálatnak megfelelő módon határoztuk meg az elegyesség, illetve a többkorúság fogalmát.

Az elegyességet az erdőtervi adatok alapján állapítottuk meg. A többszintes állományok esetén a nagyobb fatérfogattal rendelkező állományrész elegyarányát vettük alapul. Elegyes állományok közé azokat az erdőrészleteket soroltuk, amelyekben a főfafaj legfeljebb 60%-ban, az elegyfafajok legalább 40%-ban vannak jelen. Véleményünk szerint, ennél kisebb

elegyesség esetén az elegyfaj nincs akkora hatással az erdő szerkezetére, hogy az a tárgyalt csapadékformák okozta károsításokkal szemben jelentősen ellenállóbb legyen.

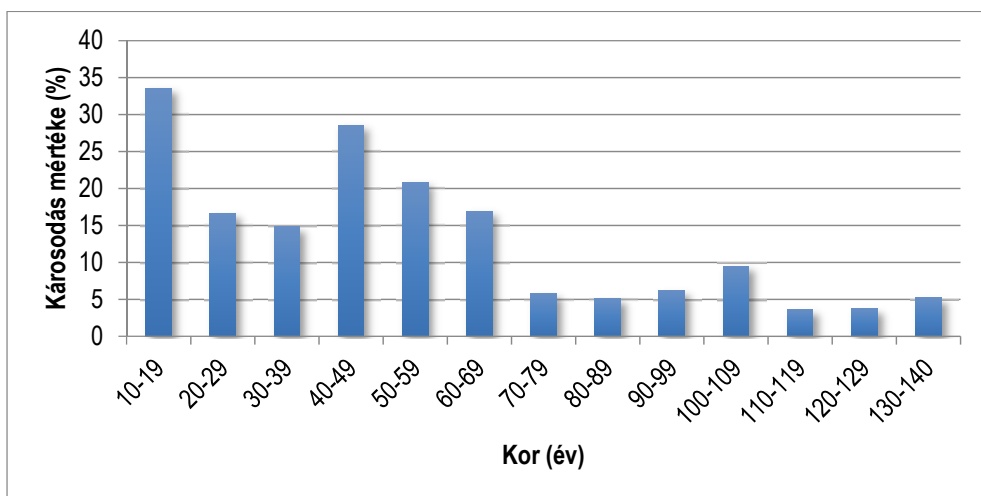
A vizsgálat szempontjából a korszerkezet szintén fontos jellemző, hiszen közvetetten utal az átmérőeloszlásra, amely lényegesen eltérően alakul az egykorú, homogén, illetve a többkorú, heterogén szerkezetű állományokban. A korszerkezet vizsgálata során szintén az erdőtervi adatokból indultunk ki. A fellelhető átlagkorokból csupán az volt megállapítható, hogy egy vagy több korosztály található az erdőrészletben. Az esetek jelentős részénél a korosztályok horizontálisan elkülönülnek (a többkorúság vertikálisan nem jelentkezik), ezért csupán a terepi mérést követően tudtuk a korszerkezetet meghatározni.

A többkorú állományok közé azok az erdőrészletek kerültek, melyekben igaz valamely korosztályra, hogy legalább 10 éves, és legalább 20 évvel fiatalabb a legidősebb állományrésznel, illetve a többkorúságból adódó változatos erdőszerkezet legalább a részlet felénel vertikálisan is jelentkezik.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

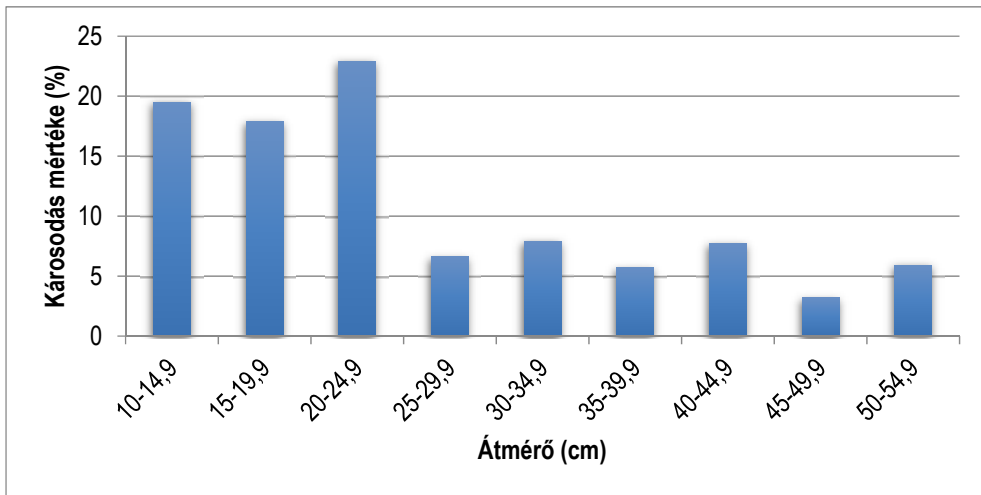
Az erdőrészletek kategóriákba sorolását követően a kiinduló hipotézist vizsgáltuk, miszerint az egykorú, elegyetlen állományokat – amelyek egy adott korcsoporthoz tartoznak – lényegesen nagyobb kár sújtotta, mint a többkorú, elegyes állományokat.

A jobb szemléltethetőség kedvéért a hipotézist két részre osztottuk, és előbb az egykorú erdőket ért károsodást ábrázoljuk, melyet az alábbi diagramok (3. és 4. ábra) szemléltetnek. A 3. ábrán korosztályonként, a 4. ábrán átmérőcsoportonként látható a kár mértéke.



3. ábra: Az egykorú állományokban keletkezett károk mértéke a különböző korosztályokban.

Figure 3: Damage ratio of even-aged stands in different age classes.



4. ábra: Az egykorú állományokban keletkezett kár átmérőcsoportonként.
Figure 4: Damage ratio of even-aged stands in different diameter groups.

Jól látható, hogy a fiatal és középkorú állományok, amelyek a 25 cm alatti átmérőcsoportokba tartoznak, nagyobb mértékben sérültek. A 10-24,9 cm közötti átmérőcsoportok esetén a kár eléri vagy meghaladja a 18%-os értéket. Ezzel szemben az idősebb és vastagabb állományok esetében a kár nem éri el a 10%-ot.

Hipotézisünk első felét számos korábban keletkezett károsodás kapcsán íródott tanulmány is alátámasztja (Papp 1962, Papp 1997, Veperdi 1997, Reiningger 2000), amelyek szerint ugyancsak a fiatal és középkorú állományokat érintette legsúlyosabban az elemi kár.

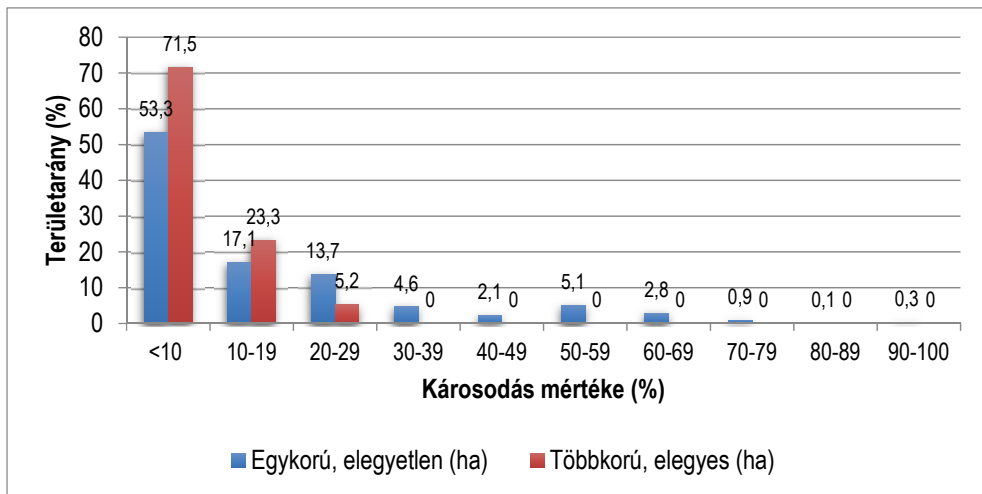
A hipotézis másik felét vizsgálandó, a többkorú, elegyes és az egykorú, elegyetlen állományokat ért károsodást hasonlítottuk össze. Mivel a többkorú állományok esetében átlagkor és átlagátmérő szerint nincs értelme rendezni az adatsort, így az alábbi diagramon az látható, hogy a károsodás mértéke hogyan oszlik el a két állományszerkezeti kategória esetén (5. ábra).

A különbség azonnal szembetűnő. A többkorú, elegyes állományoknál a legsúlyosabb kár mértéke sem éri el a 30%-ot, az erdőrészetek 72%-ánál a kár mértéke kisebb 10%-nál. Ezzel szemben az egykorú elegyetlen állományoknál a legsúlyosabb kár meghaladja a 90%-ot, és az állományok közel 16%-a 30%-nál nagyobb mértékben károsodott.

A hipotézis tehát mindkét esetben igaznak bizonyult. A továbbiakban a károsodás mértékének okait szeretnénk feltárni.

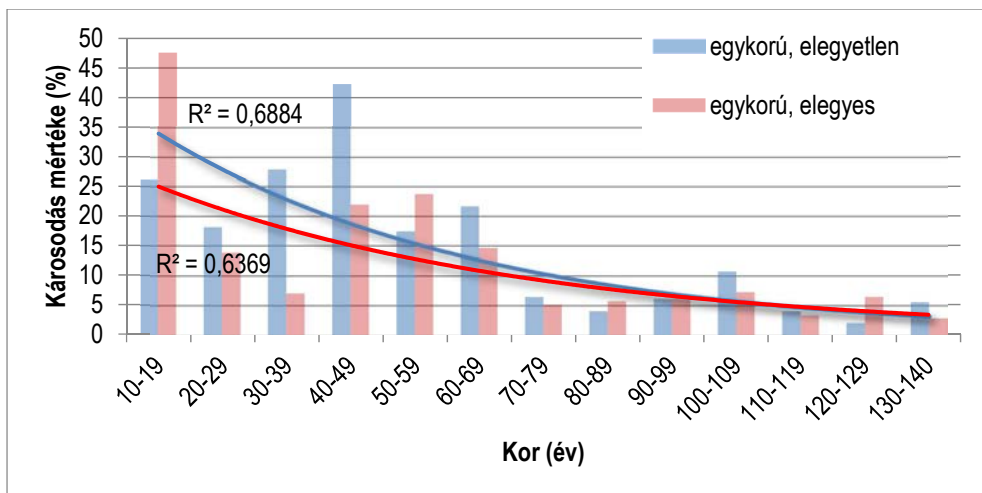
Következő lépésként azt vizsgáltuk meg, hogy a jobb ellenálló képességhez milyen mértékben járult hozzá az elegyesség, illetve a vegyeskorúság.

Az elegyesség vizsgálatához az egykorú, elegyetlen és az egykorú, elegyes állományokat hasonlítottuk össze, hiszen így kizárható a többkorúságból fakadó strukturális heterogenitás. Az alábbi diagramon (6. ábra) mindkét állományszerkezet-típusra vonatkozóan korosztályonként látható a kár mértéke.



5. ábra: A károsodott területek eloszlása a kár intenzitásának függvényében az egykorú, elegyetlen és a többkorú, elegyes állományok esetében.

Figure 5: Distribution of damaged area depending on the intensity of damage in even-aged pure stands (blue) and in uneven-aged mixed stands (red).



6. ábra: A kár mértéke a kor függvényében az egykorú, elegyetlen és az egykorú, elegyes állományoknál.

Figure 6: The intensity of damage depending on the age in even-aged pure stands (blue) and in even-aged mixed stands (red).



A fenti diagramon az látható, hogy néhány kiugró adattól (10-19, 30-39, 40-49 év) eltekintve hasonlóan alakul a két adatsor.

Mint az már korábban említésre került, az elegyes állományok közé azok az erdőrészetek kerültek, amelyekben a főfafaj legfeljebb 60%-ban, az elegy fafajok legalább 40%-ban vannak jelen. Ez azonban azt eredményezi, hogy az elegyes állományoknál sok erdőrészetben éppen 60% alatt van a főfafaj aránya, az elegyetlen állományoknál pedig nem sokkal 60% felett, tehát a két kategória nem válik el élesen. Ennek ellenére az adatok jó kezelhetősége és átláthatósága miatt nem szerettünk volna több elegyeségi kategóriát kialakítani, így ezt a határt éreztük megfelelőnek.

Következő lépésként leszűrtük azokat az erdőrészeteket, amelyek esetén a főfafaj aránya legalább 85%. Ebbe a kategóriába meglehetősen kevés erdőrészet tartozik, ezért az eredményt grafikusán nem érdemes ábrázolni, azonban mindenképp említésre méltó, hogy az egyes fafajokra nézve igen nagy különbségek mutatkoznak.

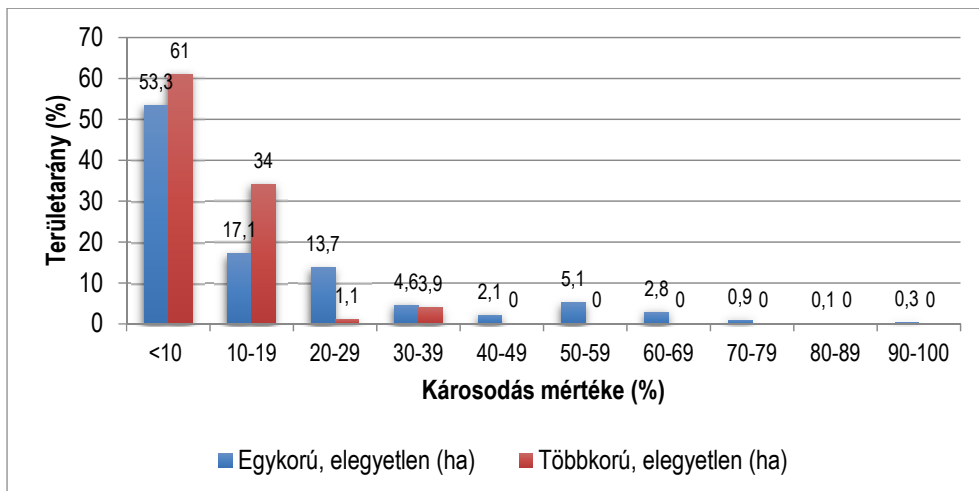
Példának a két véglet kerül említésre. A 85%-ot meghaladó bükk elegyaránnyal rendelkező erdőrészetek károsodásának mértéke meglehetősen alacsony volt, az átlagos kár 13% körül alakult, de volt 1% alatti károsodással rendelkező részlet is. Ez is azt bizonyítja, hogy a bükknek kiváló a társulásképesége, szálankénti eleggyel is képes stabil szerkezetet létrehozni (Mendlik 1986). Ezzel szemben a 85%-ot meghaladó gyertyán elegyaránnyal rendelkező erdőrészetek károsodásának mértéke kifejezetten magas volt. Az átlagos károsodás 60% körül alakult, azonban volt olyan részlet, ahol a kár mértéke meghaladta a 80%-ot. A gyertyán ezekben a részletekben konzociációt alkot, és nem képes kellően stabil, a szélsőséges abiotikus hatásoknak ellenálló faállomány létrehozására. Ilyen esetekben egyértelmű az elegyeség hiánya.

A korszerkezet vizsgálata során az egykorú, elegyetlen és a többkorú, elegyetlen állományokat hasonlítottuk össze, kizárva ezzel az elegyeségből fakadó esetleges különbségeket. A károsodás mértéke a kategóriákon belül területarányosan kerül bemutatásra (7. ábra).

A korábbi összehasonlításhoz (egykorú, elegyetlen és többkorú, elegyes állományok) hasonló képet kapunk. A két, jelenleg vizsgált kategória között is jelentős különbség mutatkozik. Az egykorú, elegyetlen állományoknál a legsúlyosabb kár meghaladta a 90%-ot, és az állományok több, mint 29%-a 30%-nál nagyobb mértékben károsodott. A többkorú, elegyetlen állományok esetében a legsúlyosabb kár sem érte el a 40%-ot, az ide tartozó erdőrészetek 61%-ánál a károsodás mértéke 10% alatti, és csupán az állományok 5%-ánál volt 20% feletti.

A vizsgált adatok alapján úgy tűnik, hogy a vegyeskorúság és az azzal járó állomány szerkezeti változatosság volt nagyobb hatással az állományok stabilitására.

Ennek fényében a következő bekezdésekben kizárólag az egykorú erdőrészeteket vizsgáljuk, és arra keressük a választ, hogy a különböző korosztályokhoz tartozó állomány szerkezeti jellemzők hogyan befolyásolják a faegyedek ellenálló képességét a különböző csapadékformák által okozott terheléssel szemben.



7. ábra: A károsodott területek eloszlása a kár intenzitásának függvényében az egykorú és a többkorú, elegyetlen állományoknál.

Figure 7: Distribution of damaged area depending on the intensity of damage in even-aged (blue) and in uneven-aged pure stands (red).

Az erdőállományok abiotikus károkkal szembeni ellenállóképességét általában két mutató segítségével szokták jellemezni, ezek az állékonysági mutató (sudarlósság reciproka) és a koronaterpeszség.

Az állékonysági mutató a faegyedek állékonyságát jellemzi. Az állékonyságukat veszített faállományok könnyebben válhatnak szél-, hó-, jég- vagy zúzmaratórés áldozatává (Koloszár, 2002).

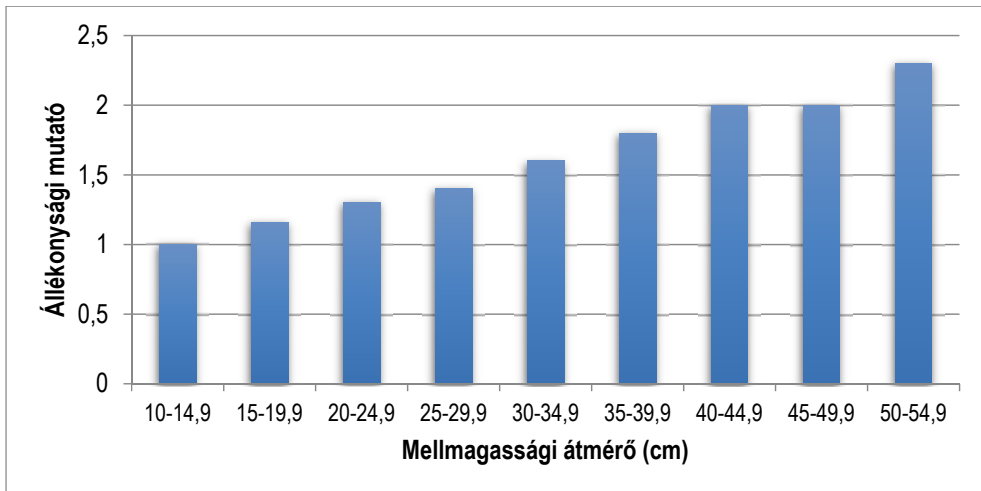
Az állékonysági mutatót (ÁM) úgy kapjuk, hogy a mellmagassági átmérő ($d_{1,3}$) és a magasság (h) hányadosát vesszük. A szakmai gyakorlatban a képlet úgy rögzült, hogy a számlálóban a mellmagassági átmérő cm-ben, míg a nevezőben a magasság m-ben szerepel.

A matematikai korrektség miatt (a végeredmény megváltoztatása nélkül) a vizsgálat során a képletet az alábbi módon alkalmaztuk:

$$\text{ÁM} = \frac{d_{1,3} [\text{m}]}{h[\text{m}]} \cdot 100 \quad (1)$$

Az állékonysági mutató fajonként változó. Jellemzően nagy különbséget mutatnak a fenyő, illetve a lombos állományok. A kezdeti gyorsabb magassági növekedés miatt a fiatal állományok mutatója általában kisebb, mint egy, majd a kor növekedésével folyamatosan növekszik (Koloszár, 2002).

Az általunk vizsgált átmérőosztályok esetében az állékonysági mutató az alábbi diagramon (8. ábra) szemléltetett módon alakul.



8. ábra: Az átlagos állékonysági mutató a különböző átmérőcsoportokban.

Figure 8: The mean stability index in the different diameter groups.

Jól látható a korábban említett emelkedő tendencia. A 10,0 és 14,9 cm közötti átmérőcsoport esetén az átlagos állékonysági mutató alig éri el az 1-es értéket, ezzel szemben az 50,0 és 54,9 cm közötti csoportnál meghaladja a 2-es értéket. A két átmérőcsoport között az állékonysági mutató (a 45,0 és 49,9 cm-es csoport kivételével) folyamatosan növekszik.

Az érték monoton növekedése miatt az állékonysági mutató nem követi azt a mintázatot, amit a kár mértékének ábrázolásánál jelen vizsgálat során megszoktunk. A korábban bemutatott 3. ábrán az látható, hogy a fiatalabb, 10,0 és 24,9 cm közötti átmérőosztály lényegesen nagyobb mértékben károsodott, mint az idősebb, nagyobb átmérővel rendelkező állományok. Ezzel szemben az állékonysági mutató azt sugallja, hogy a kárnak fokozatosan kellene csökkennie az átmérő növekedésével.

Az átlagos adatok jól szemléltetik az átmérőosztályokra jellemző értéket, azonban mindenképp meg kell említeni, hogy az állékonysági mutató az átmérőcsoportokon belül egyenként igen széles spektrumban változik. Ezt elsősorban a növénytér és a termőhelyi különbségek okozzák, amelyek a jelenlévő fafaj ökológiai igényeinek, és az erdőtársulásban betöltött szerepének függvényében a faegyedek magassági, illetve vastagsági növekedését határozzák meg.

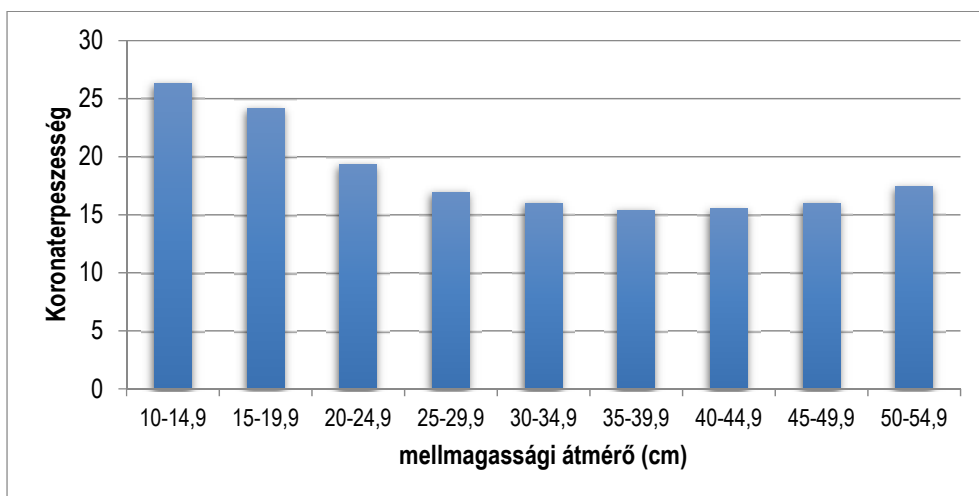
Míg az állékonysági mutató a faegyedek vertikális növekedésére utal, addig a koronaterpeszséggel a fa horizontális méreteinek arányáról kapunk képet.

A *koronaterpeszség* (KT) egy viszonyszám, amely az átlagos koronaátmérő (d_K) és az átlagos mellmagassági átmérő ($d_{1,3}$) hányadosából adódik:

$$KT = \frac{d_K[\text{cm}]}{d_{1,3}[\text{cm}]} \quad (2)$$

A koronaterpeszesség megmutatja a faegyed törzsvastagságának és az elfoglalt növénytérnek a viszonyát. A megfelelő méretű korona elengedhetetlen a kívánatos növedék képződéséhez, az aránytalanul nagy korona viszont könnyen a faegyed stabilitásának romlását okozhatja.

A koronaterpeszesség alakulását az általunk vizsgált átmérőosztályok esetén a következő diagramon ábrázoljuk (9. ábra).

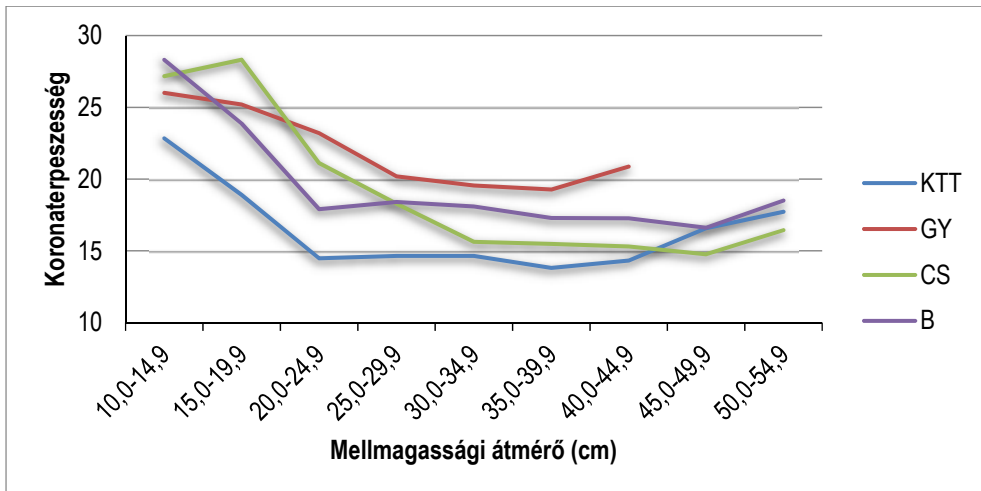


9. ábra: A koronaterpeszesség alakulása a különböző átmérőcsoportokban.

Figure 9: The crown breadth-DBH ratio in the different diameter groups.

A fenti diagramon azt látjuk, hogy az első kettő átmérőcsoport esetén (10,0-19,9 cm) kimagasló, 25 feletti az érték. A 20,0-24,9 cm-es átmérőcsoportnál a 19-es érték a jellemző, majd a 25,0 és 49,9 cm közé eső csoportoknál 16 és 17 között állandósul a koronaterpeszesség. Az 50,0-54,9 cm-es átmérőosztálynál ismét 18-ra emelkedik. Madas (1956) a koronaterpeszességet növekedési mutatónak nevezi és megállapítja, hogy állományban nevelkedett idősebb fák esetén ennek értéke 18-20 körül alakul.

Ez a mutató már sokkal inkább követi a kár mértékének alakulását. Az első két átmérőosztály esetén a koronaátmérő igen nagy a mellmagassági átmérőhöz képest, így a jég által megterhelt koronákat a törzs nem bírja megtartani. A harmadik átmérőosztályban még szintén nagy volt a károsodás, azonban az átlagos koronaterpeszesség már alacsonyabb. Ezt azzal lehet magyarázni, hogy ebben az átmérőosztályban már igen nagy arányban (~50%) jelen vannak az ideálisnak tűnő 17 körüli értékek, azonban a 17 fölötti értékek is nagy arányban képviselik magukat.



10. ábra: A koronaterpeszesség fajonként különböző átmérőcsoportokban.

Figure 10: The crown breadth-DBH ratio of the tree species in the different diameter groups (KTT – sessile oak, GY – hornbeam, CS- Turkey oak, B – beech).

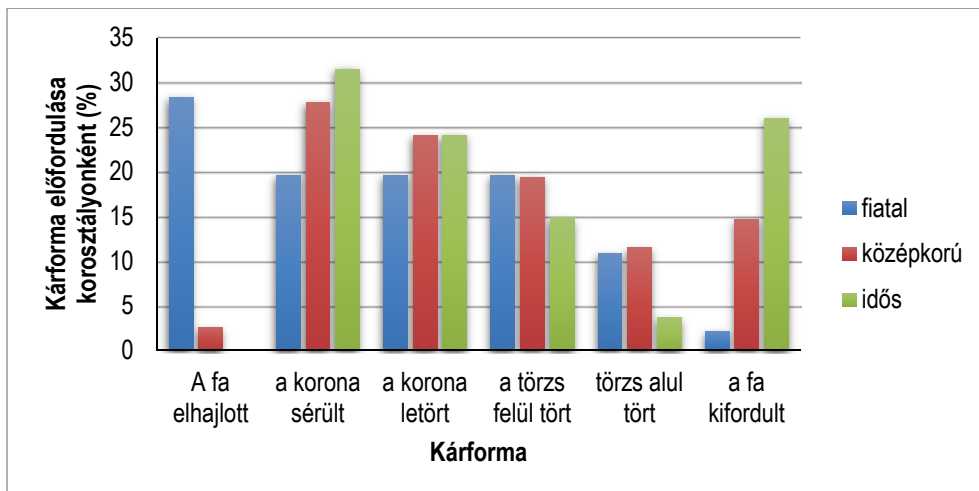
A 10. ábra jól mutatja azt, hogy az átmérő (és kor) növekedésével összefüggésben a koronaterpeszesség 18-20 körüli értékre csökken, amely hozzájárul a faegyedek stabilitásának növekedéséhez (Madas 1956). Jól látható az is, hogy a gyertyán különösen érzékeny az ilyen jellegű mechanikai igénybevételekre.

Az egykorú állományok vizsgálata alapján megállapítható, hogy a faegyedek méretei kapcsolatban állnak a kár mértékével. Az általunk vizsgált két mutató (állékonysági mutató, koronaterpeszesség) közül a koronaterpeszesség mutatott kielégítő hasonlóságot a kár mértékével. Ebből arra lehet következtetni, hogy a koronaátmérő és a mellmagassági átmérő viszonya a legmeghatározóbb tényező a jégkár esetében. A 11. ábra szintén jól mutatja az összefüggéseket: A fiatal- és középkorú állományok szenvedik meg a legsúlyosabb károkat.

A fentiekből következik, hogy a hasonló katasztrófák kockázata mérsékelhető az erdőművelés eszközeivel is. A legfontosabb, hogy vegyeskorú, átmérőben differenciált állományokat alakítsunk ki, melyek vertikálisan is tagoltak. A felső szintben lévő, kedvezőbb koronaterpeszességgel és állékonysági mutatóval rendelkező fák stabilabbak, ugyanakkor megvédik az alattuk, illetve közöttük elhelyezkedő fiatalabb, vékonyabb faegyedeket, amelyek ezáltal az uralkodó szintbe kerülésre oltalom alatt készülhetnek fel.

Hasonló megállapításra jut Reininger (2000), aki kiemeli az idősebb, uralkodó szintben lévő, vastagabb faegyedek védőhatásának fontosságát, és leírja, hogy a felső szint tehermentesítő hatásával óvja meg a fiatalabb alászorult egyedeket.

Vegyeskorú, elegyesebb és változatosabb erdők jönnek létre az örökzöld-gazdálkodás alapelveinek bevezetésének köszönhetően, mely örökzöldök - a fenti eredmények alapján igazolhatóan – kevésbé sérülékenyek (Csépanyi 2013a, 2013b).



11. ábra: A jégkártípusok előfordulása fiatal-, középkorú és idős állományokban (Visegrádi és Pilismaróti Erdészet).

Figure 11: The ice damage types young (blue), middle-aged (red) and old stands (green) (assessed in Visegrád and Pilismarót Forestry Units).

Hasonló következtetésre jutottak a viharkárok esetében Nyugat-Európában is (Kaulfuß 2012), melynek alapján a kockázatsökkentésben jelentős szerepet játszhat az állományok elegyessége, az erdőszerkezet változatosága. Ezért a termőhelynek megfelelő, változatos szerkezetű, többszintes, elegyes állományok a legmegfelelőbbek. A fiatalabb állományokban a megfelelő számú javafa (hektáronként 40-80 db) kiválasztása és következetes támogatása révén e fák korona-, törzs- és gyökérzetarányai kedvezőbben alakulnak, melynek eredményeként stabilabb állományváz kialakítása lehetséges. Kaulfuß (2012) szerint a 1999-ben bekövetkezett szélvihar (Lothar) után Svájcban végzett vizsgálatok kimutatták, hogy az örökerdők viselték legjobban a terhelést, a kisterületenként változó erdőszerkezet és a folyamatos felújulás a kockázatot csökkenti. Az örökerdők optimális élőfakészlete a véghasználati korhoz közeli egykorú erdőktől általában kisebb, ez szintén kedvezően hat a kárjelenségek által okozható gazdasági veszteség kockázatára.

Az ónos eső okozta jégkárhoz legközelebb a hónymás okozta töréskár áll. Collin (2016) szerint, ekkor a 6-15 m magasságú fák a leginkább veszélyeztetettek. Véleményünk szerint, ez különösen az egykorú fiatal állományokat érinti leginkább. Bár a magas állománysűrűség ebben a korban faanyagminőségi szempontból kívánatos, ugyanakkor megnöveli a hó- és jégtörés kockázatát. Collin (2016) kiemeli az erdőfelújítás, és erdőnevelés szerepét, mely a törzsszámra, a növőterre, a koronahosszra, törzsalakra, illetve az állományban uralkodó szociális viszonyokra van hatással, és megállapítja, hogy fiatal lucfenyvesekben a hónymás magasabb kockázata esetén kisebb tőszámot kell alkalmazni.

Veperdi (1997) szintén megállapítja, hogy leginkább a 20-40 éves korú erdeifenyvesek a veszélyeztetettek. Továbbá a közepes termőhelyű erdeifenyveseket 25-30 éves korban nem érdemes 2300-2500 db/ha törzsszámmal, illetve 17-18% növőter indexnél sűrűbben tartani.



Jellemző, hogy ha a Visegrádi-hegységben és a Pilisben ilyen jelenségek fordulnak elő, akkor az innen északra, nem messze eső Börzsöny területén (Aszalós et al 2001, Kenderes et al 2006, Kenderes et al 2007, Aszalós et al 2012) is hasonló károk keletkeznek (korábban és 2014 decemberében is). Eredményeik visszaigazolták, hogy többek között a faj, az elegység, a kor, illetve a sudarlósság is szerepet játszott a jégtörések kialakulásában, melynek okai között az erdészeti beavatkozásokat is említik (Aszalós et al 2003). Ezen kívül megállapítják, hogy a rendszeres nevelővágások és szelekció következtében kialakult sudarlóssabb és kevésbé villás koronájú fák, melyek könnyebben törnek vagy kidőlnek (Aszalós et al 2001).

A Börzsönyben keletkezett intenzívebb károk elsősorban arra vezethetők vissza, hogy a korábbi vágásos erdőgazdálkodás eredményeként létrejött egykorú erdők kedvezőtlenebb állékonysági és koronaterpeszességi mutatókkal rendelkeznek, mely elsősorban a gyengébb feltártság következtében, az első 50-60 évben ritkán és gyenge eréllyel végrehajtott erdőnevelési beavatkozásoknak köszönhető. A sudarlósság inkább az egykorú fiatal állományok magas sűrűségével magyarázható, mint a szelekcióval. A fiatal korban sűrűn tartott és a késői növedékfokozó gyéritéseknél a közeledő véghasználati korról kényszerűen nagyobb fahasználati eréllyel érintett erdők rendkívül sebezhetőek. Amennyiben a gyéritések ritkán és alacsony eréllyel kerültek végrehajtásra a magas sűrűség a folyónövedék alakulása miatt elkerülhetetlen. A villás koronájú törzsek kisebb arányú dőlése és törése a Pilisben és a Visegrádi-hegységben nem volt megfigyelhető. Egyébként a természetes bükkös őserdőkben sem látható a villás egyedek magas gyakorisága. A villás fák, különösen bükk esetében sokkal sérülékenyebbek, így koronájuk hamarabb szenved kárt. A Visegrádi-hegység és a Pilis kedvezőbb feltártsági viszonyai következtében a nevelővágások gyakrabban és nagyobb eréllyel kerültek végrehajtásra, így az egykorú erdők is nagyobb stabilitással rendelkeznek.

ÖSSZEFOGLALÁS

Munkánk során azt vizsgáltuk, hogy a 2014. decemberi jégkár mely állományokat károsította leginkább, és melyek azok a tényezők, amelyek a kár mértékét befolyásolhatták.

A kezdeti hipotézis az volt, hogy az egykorú, elegyetlen állományokat – amelyek egy adott korcsoporthoz tartoznak – lényegesen nagyobb kár sújtotta, mint a többkorú, elegyes részleteket. Ez a rendelkezésünkre álló adatok és a terepi mérések alapján igaznak bizonyult.

Összességében azt mondhatjuk, hogy valóban a többkorú, elegyes állományok voltak a legellenállóbbak, őket a többkorú, elegyetlen, az egykorú, elegyes, majd az egykorú, elegyetlen állományok követik. A többkorúság egyelőre még nem kellően reprezentált a terüle-

ten, azonban az egyértelmű, hogy az idősebb állományok, a bennük található jobb állékony-sági és koronaterpeszességi mutatókkal rendelkező, stabilabb faegyedeknek köszönhetően kevésbé sérültek.

Az elegyesség és a korszerkezet vizsgálata során kiderült, hogy a zúzmara, az ónos eső és a nedves hó okozta károkkal szemben a vegyeskorúság lényegesen nagyobb mértékben járul hozzá az állományok jobb ellenállóképességéhez, mint az elegyesség. Természetesen ez a megállapítás csak az említett kárformák esetében érvényes, hiszen például a biotikus károkkal szemben az elegyesség a fontosabb a szakirodalmak szerint (Varga 2001, Szmodrad et al 2002, Csóka 2013).

Fontos, hogy a vegyeskorúságból adódó kedvező állományszerkezethez közelítő struktúra egykorú erdőben is kialakítható. Amennyiben az ígéretes fákat már fiatal korban kiválasztjuk, megfelelő állományneveléssel javítható az egyes faegyedek stabilitása.

Milyen megoldások segíthetnek a kockázatok csökkentésében? Általános szabály, hogy az erdőnevelési beavatkozásokat minél gyakrabban, viszont annál mérsékelttel eréllyel kell végrehajtani. Azonban a terepi és gazdasági feltételek, továbbá a természetvédelmi szempontok ennek határt szabhatnak. Javasolható - különösen a jég- és a széltörés magas kockázata esetén -, az egykorú erdőkben a korai erdőnevelés szakaszában a stabilitási mutatók alakulását figyelembe véve (törzsszám, növőtér, állékonyosság, sudarlósság, koronaterpeszesség) sűrűbben és megfelelő eréllyel végezni a beavatkozásokat. Különösen fontos a változatos erdőszerkezet, a többszintesség és az elegyesség kialakítása (Kenderes et al 2007), és végül a folyton jelenlévő újulat, ez azonban már örökerdők irányába mutat, mely sokkal szélesebb körben kezeli a kockázatot.

Összességében megállapítható, hogy az ónos eső okozta jégtöréssel szemben leghatékonyabb védekezést az örökerdő-gazdálkodás következtében létrejövő változatos szerkezetű, elegyes erdők jelenthetik.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Aszalós R., Somodi I., Kenderes K., Ruff J., Czúcz B. & Standovár T. 2012: Accurate prediction of ice disturbance in European deciduous forests with generalized linear models: a comparison of field-based and airborne-based approaches. *European Journal of Forest Research* 131:1905–1915. DOI: [10.1007/s10342-012-0641-6](https://doi.org/10.1007/s10342-012-0641-6)
- Aszalós R., Standovár T., Ruff J. & Barton Zs. 2001: Jégtörések és széldöntések a Börzsöny erdeiben. A termőhely, a faállomány és az erdészeti kezelés szerepe a dölések kialakulásában. In: Mátyás Cs., Führer E., & Tóth J. (eds): Gondolatok az erdővédelemről az ezredfordulón. Az MTA Erdészeti Bizottsága és az Erdészeti Tudományos Intézet jubileumi ülése Pagony Hubert és Szontagh Pál 75. születésnapja alkalmából. Budapest: ERTI, 103–116.
- Aszalós R., Standovár, T., Ruff J. & Barton Zs. 2003: Natural disturbances (ice and wind) in the forests of Börzsöny. The NatMan Project. Working Report 27, 15.
- Bányai P. 2015: Ónos eső okozta károk az ÉSZAKERDŐ Zrt. területén. *Erdészeti Lapok* 150(1): 11.



- Csépanyi P. 2013a: Az örökzöld elvek szerinti és a hagyományos bükkgazdálkodás ökonómiai elemzése és összehasonlítása. Erdészettudományi Közlemények 3(1): 111–124.
- Csépanyi P. 2013b: Ökonómiai Kérdések: gazdaságosság folyamatos erdőborítottság mellett. In Varga B. (ed.): A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Tankönyvkeret a száraló és átalakító üzemmódba sorolt erdőrészekben folytatott erdőgazdálkodást irányító szakemberek továbbképzéséhez. Pro Silva Hungaria 141–148.
- Csépanyi P. 2015: Jégkár a Pilisi Parkerdőnél. Erdészeti Lapok 150(1): 8.
- Csépanyi P., H. Bóna M. & Maller A. 1998: Milliós károkat okozó eső a Pilisi Parkerdőben. In: Tar K. & Szilágyi K. (eds): II. Erdő és Klíma Konferencia. Sopron, 1997.06.04. – 1997.06.06. 119–122.
- Csóka Gy. 2013: A természetesség hatása az erdők egészségi állapotára. In Varga, B. (ed.): A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Tankönyvkeret a száraló és átalakító üzemmódba sorolt erdőrészekben folytatott erdőgazdálkodást irányító szakemberek továbbképzéséhez. Pro Silva Hungaria 49–63.
- Hirka A. (ed.) 2015: A 2015. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2016-ban várható károsítások. NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, NÉBIH Erdészeti Igazgatóság, Budapest.
- Hirka A. & Csóka Gy. 2010: Abiotikus erdőkárok Magyarországon (1961-2009). Erdészeti Lapok 145(7–8): 246–248.
- Kenderes K., Aszalós, R., Ruff J., Barton Zs. & Standovár T. 2007: Effects of topography and tree stand characteristics on susceptibility of forests to natural disturbances (ice and wind) in the Börzsöny Mountains (Hungary). Community Ecology 8(2): 209–220. DOI: [10.1556/comec.8.2007.2.7](https://doi.org/10.1556/comec.8.2007.2.7)
- Kenderes K., Standovár T., Ruff, J. & Aszalós R. 2006: Patterns and causes of ice break in a managed forest landscape (Börzsöny Mts., Hungary). IUFRO Landscape Ecology Conference, Locorotondo, Bari (ITALY)
- Kolozsár J. 2002: Erdőneveléstan. Egyetemi jegyzet, Kézirat, Sopron.
- Kontor Cs. 2016: A jégkár okai és hatása a Pilisi Parkerdő Zrt. Szentendrei és Pilisszentkereszt-i Erdészetének területén található erdőállományokra. Diplomaterv, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet.
- Kubinyi B. 2015: A Vértesben is a „víz” volt az úr! Erdészeti Lapok 150(1): 6.
- Madas L. 1956: Ígéretes fákra alapított fatermesztési terv a Visegrád 77/A erdőrészletben. Országos Erdészeti Főigazgatóság.
- Magassy E. 2016: A jégkár okai és hatása a Pilisi Parkerdő Zrt. Visegrádi és Pilismaróti Erdészetének területén található erdőállományokra. Diplomaterv. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet.
- Mendlik G. 1986: Erdőművelési tulajdonságok. In: Bondor A. (ed.): A bükk. Akadémiai kiadó, Budapest, 24–31.
- Nagy L. 2015a: A decemberi jégkár meteorológiai háttere. Erdészeti Lapok 150(1): 5.
- Nagy L. 2015b: Jégkárok az Ipoly Erdő Zrt. területén. Erdészeti Lapok 150(1): 9.
- Papp L. 1962: Ónosos károsítása a délsomogyi erdőkben. Az Erdő 11(6): 249–257.
- Papp T. 1997. Elemi erdőkárok a Mecseki Erdészeti Rt területén 1996-1997. évben. Erdészeti Lapok 132(10): 308.
- Reininger, H. 2000: Das Plenterprinzip oder Überführung des Altersklassenwaldes. Leopold Stocker Verlag, Graz.
- Szi-Benedek J. 2015: Jégkárosítás a Budapesti Erdőgazdaság Zrt. erdőterületén. Erdészeti Lapok 150(1): 7.
- Szomorad F., Csépanyi P., Csóka Gy., Frank N., Ilonczai Z. & Kovács T. 2002: A fafajok és az elegyesség szerepe erdeinkben. Erdészeti Lapok 137(2): 57–60.
- Urbán P. 2015: Jégkárok az EGERERDŐ Zrt. által kezelt erdőkben. Erdészeti Lapok 150(1): 10.
- Varga F. 2001: A kártevő tömeges elszaporodását befolyásoló tényezők. In: Varga F.: Erdővédelemtan. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, 29–31.
- Veperdi G. 1997: Hőtörés és gyérülés vizsgálata 27 éves nyírségi homoki erdeifenyő kísérleti területen. Erdészeti Kutatások 86–87: 101–113.

Interneten közzétett források

- Collin S. 2016: Dufteis und Schneebruch – Wenn Eis und Schnee die Äste biegen. http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/sturm_schnee_eis/fva_schneebruch_w4/index_DE (letöltés időpontja 2017.03.31.)
- Kolláth K., & Simon A. 2014: Szibériai és afrikai légtömegek találkozása – a 2014. december 1-i ónos esős helyzet elemzése. Tanulmány. Országos Meteorológiai Szolgálat, Ismerettár http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok/index.php?id=1249&hir=Sziberiai_es_afrikai_legtomegek_talalkozasa_%E2%80%93_a_2014._december_1-i_onos_esos_helyzet_elemzese (letöltés időpontja 2017.03.31.)
- Kaulfuß S. 2012: Nach dem Sturm ist vor dem Sturm oder Wie senke ich Sturmrisko meines Waldes. http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/sturm_schnee_eis/fva_sturmrisko/index_DE (letöltés időpontja 2017.03.31.)

*Érkezett: 2017. április 5.
Közlésre elfogadva: 2017. június 13.*



Zúzvara a Hargitán (2016. december)

Fotó: Kocsis Gábor István (Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt.)

A FEHÉR FAGYÖNGY (*VISCUM ALBUM L.*) ÁLTAL FERTŐZÖTT GAZDAFÁK VIZUÁLIS ÉRTÉKELÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI

Baltazár Tivadar¹, Varga Ildikó² és Pejchal Miloš¹

¹ Department of Planting Design and Maintenance, Faculty of Horticulture in Lednice, Mendel University in Brno

² Enviroinvest Környezetvédelmi és Biotechnológiai Zrt.

Kivonat

Jelen tanulmány ismerteti a fagyöngyfertőzés értékelésének munkamenetét a vizuális felvételezéstől kezdve egészen a gyűjtött adatok statisztikai elemzéséig. Ezenkívül részletesen foglalkozik a leggyakoribb vizuális felvételezési módszerekkel, illetve azok egymással egyidőben történő alkalmazhatósági lehetőségeivel is. Kiemelkedő jelleggel tárgyalja azokat a statisztikai modelleket, amelyek a leginkább alkalmasak nemcsak a fagyöngyfertőzés erősségének legpontosabb ábrázolására, hanem lehetővé teszik a fertőzés jövőbeni terjedésének modellezését is. A vizsgálati módszertan elvégzése igen munka- és időigényes, amit a vizsgálni kívánt terület nagysága tovább növelhet; a kivitelezése viszont csekély anyagi befektetést igényel. Mindazonáltal a gazdafánkénti pontos fagyöngyfelvételezés elsősorban csak parkokban és egyéb városi zöldövezetekben lehetséges (illetve kívánatos is), mivel a potenciális gazdafajok a városi szennyezett levegő és egyéb károsító tényezők következtében nagyobb veszélynek vannak kitéve mint erdősávokban.

Kulcsszavak: fehér fagyöngy, *Viscum album*, fagyöngyfelvételezés, gazdanövény, fagyöngyfertőzés modellezése.

THE POSSIBILITIES OF VISUAL EVALUATION PROCESS OF INFECTED TREES BY EUROPEAN MISTLETOE (*VISCUM ALBUM L.*)

Abstract

The article discusses the process of mistletoe infection rating from visual evaluation to statistical analysis of the collected data. Besides, it also deals with the most common rating systems and possibilities of their usage. Outstanding it describes also those statistical models which are the most suitable not only characterizing of the current state of mistletoe infection intensity. Furthermore, it also allows modeling the future distribution of infection. The research methodology is extremely time-consuming and labor-intensive which may increase by the size of study area. However, its implementation requires only small financial investment. Nevertheless, the exact mistletoe infection evaluation in case of all host individuals is only possible (and recommendable) in parks or other urban green areas, because these potential host species are most endangered due to the urban air contamination and by other damaging factors than trees in forest belt.

Keywords: European mistletoe, *Viscum album*, mistletoe rating, host plant, modelling of mistletoe infection.

Levelező szerző/Correspondence:

Tivadar Baltazár, Valtická 337, 691 44 Lednice, Czech Republic; e-mail: baltazartivadar@gmail.com

BEVEZETÉS

A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) egy olyan gömb alakú, Európában őshonos, élő, örökzöld, epifita növény, amely más (fás szárú) növények koronájában félléősködő (hemiparazita) életmódot folytat (Stopp 1961; Zuber 2004; Bartha 2012). Gazdanövényköre igen széles spektrumú (számuk meghaladja a 450-et is), ennek ellenére a legtöbb gazdafaj a Rosaceae családból kerül ki, számuk elérheti a 130-at is. Egyaránt élősködik lomblevelű és tűlevelű fák koronájában, ritkán fatörzsön is (Barney és mtsai 1998; Zuber 2004). A gazdafajok száma eltérő lehet a különböző európai országokban, sőt számos országban erre vonatkozólag nincs is pontos adat. A leggyakoribb lomblevelű gazdafajok az *Acer*, *Crataegus*, *Malus*, *Populus*, *Prunus*, *Salix* és *Sorbus*, a leggyakoribb tűlevelű fajok pedig az *Abies* és *Pinus* nemzetségbe tartoznak (Zuber 2004; Barbu 2012; Bartha 2012).

A gazdafajnak okozott kár elsődlegesen a fertőzés erősségétől függ, leggyakrabban csökkenti a fertőzött egyed életerejét, magasságát és törzsátmérőjét (Hawksworth 1983; Zuber 2004). Az európai elterjedése igen széleskörű, a legtöbb országban komoly károkat okoz nemcsak az összefüggő erdőállományokban és parkokban, de akár gyümölcsösökben is (Zuber 2004; Barbu 2012; Kolodziejek és mtsai 2013). Ebből következik, hogy e faj jelentős szereppel bír nemcsak erdészeti, parképítészeti, hanem kertészeti szempontból is, ezért a további elterjedésének állandó nyomon követése erősen indokolt. Hazai elterjedési területe megközelíti a 3000 ha-t, a Dunántúlon kifejezetten gyakori (Hirka 2011; Hirka és Janik 2009; Varga és mtsai 2014).

A fagyöngyelterjedés pontos meghatározására, illetve a fertőzés erősségének eredményes felmérésére érdekében különböző kutatók eltérő módszereket dolgoztak ki, amelyek többé-kevésbé pontos információkat szolgáltatnak a fertőzés mértékéről. A legegyszerűbb, a legpontosabb, valamint a leggyorsabb módszer a fagyöngy „jelenlétének” meghatározása (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a). A fagyöngyfertőzés erősségének meghatározására különböző fokozatú (leggyakrabban négy, ritkábban öt) értékskálákat használnak, ahol a fertőzött fákat további kategóriákba osztják (Hawksworth 1977; Spálavský 2001; Žaludová Kahánková 2008; Bulíř 2010; Barbu 2012). Mindazonáltal sok esetben előfordulhat, hogy a fertőzés mértékéről torz képet is kaphatunk (lásd 1. ábra), ezért ajánlatos egyszerre több értékskálával dolgozni. A fertőzés intenzitásának részletesebb jellemzésére egyéb módszerek is használhatók pl. fagyöngybokrok pontos száma a lombkoronában/vázágakon, fagyöngy/gazdafa egyéb dendrometriai tulajdonságai stb. (Balázs és mtsai 2006; Schupler 2011; Baltazár 2016).

Bonyolultabb felvételezési módszerek, mint pl. a hatfokozatú értékskála rendszer (6-Class Rating System) részletesebb képet adhat a fertőzésről (Hawksworth 1977). E felvételezési módszer segítségével – az adott gazdafa dendrometriai tulajdonságainak figyelembevételével – lehetséges (Hawksworth 1977):

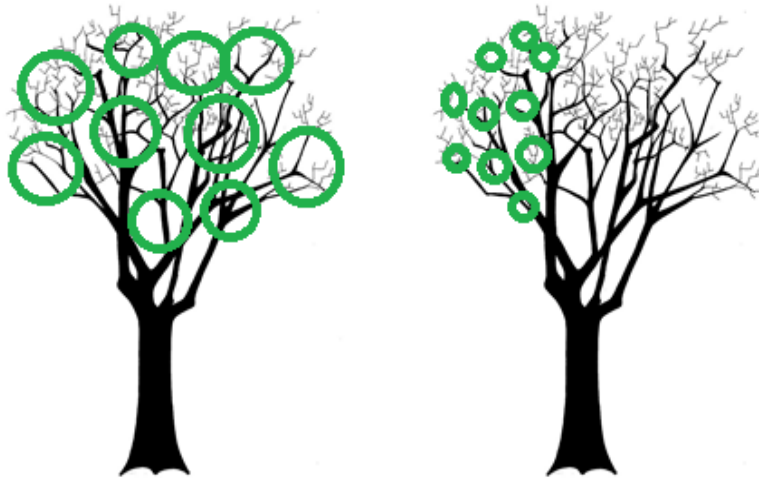
(1) a gazdafa (illetve az egész faállomány) fertőzöttségének vizsgálata, aminek függvényében a faállományápolás szükségessége is megbecsülhető,

(2) a fagmagasság és a törzsátmérő veszteség, valamint az elhalás valószínűségének megbecsülése,

(3) azon gazdafák meghatározása, amelyek leginkább alkalmasak magprodukcióra,

(4) a fagyöngyfertőzés veszélyének becslése a vizsgált faállományban a felső lombkoronaszinttől egészen az alsó lombkoronaszintig terjedő sávban.

Mindazonáltal ez a rendszer nem feltétlenül alkalmas a fertőzöttség intenzitásának pontos megállapítására, ugyanis sok esetben hajlamos a gyengébb fertőzött faegyedeket „erősebbnek” értékelni, ami nagy mértékben torzíthatja a fertőzés aktuális mértékét (Hawksworth 1977). Annak ellenére, hogy e felvételzési módszert elsősorban az *Arceuthobium americanum* Nutt. ex Engelm. parazitanövényre fejlesztették ki, számos kutató eredményesen alkalmazta különböző fagyöngyalfajok esetében is – *Viscum album* subsp. *abietis*, *Abies alba* gazdafajon (Tsopelas és mtsai 2004), illetve *Viscum album* subsp. *austriacum*, *Pinus sylvestris* gazdafajon (Sangüesa-Barreda és mtsai 2012). Mindazonáltal e módszer alkalmazása lombhullató gazdafajok esetében továbbra is kérdéses.



1. ábra: Példa annak szemléltetésére, hogy azonos mennyiségű fagyöngybokor a lombkoronában különböző erősségű fertőzést is jelenthet (a zöld körök a fagyöngybokrokat szimbolizálják); a különbség jóval nagyobb abban az esetben, ha a gazdafajok mérete jelentősen eltér egymástól.

Figure 1: Example illustrating that the same mistletoe bush number of the crown may indicate different infection intensity (green circles symbolize the mistletoe bushes); the difference is much greater if the host size is differing considerably.

A jelen kutatás célja:

(1) a fagyöngyfelvételezés munkamenetének áttekintése a fertőzés vizuális értékelésétől kezdve egészen a gyűjtött adatok statisztikai elemzéséig,

(2) a legelterjedtebb fagyöngyfelvételezési módszerek egymással történő összehasonlítása különféle szempontok szerint,

(3) azon statisztikai modellek áttekintése, amelyek legnagyobb valószínűséggel használhatók nemcsak az aktuális fertőzés jelenlegi állapotának felmérésére, hanem lehetővé teszik a fertőzés jövőbeni terjedésének modellezését, valamint a gazdafa fertőzésének valószínűségét a lokális faktorok függvényében.

ANYAG ÉS MÓDSZER

I. *Fagyöngy felvételezési módszerek áttekintése*

1. **A fagyöngy „jelenlétének” feljegyzése**, kétfokozatú értékkála: fertőzött és nem fertőzött faegyed (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a).
2. **A fagyöngyfertőzés erősségének feljegyzése**
 - (a) *az összfagyöngytérfogató aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva* (négyfokozatú értékkála – Bulíř 2010; ötfokozatú értékkála – Spálavský 2001).
 - (b) *a fagyöngybokrok mennyisége a lombkoronában:*
 - négyfokozatú értékkála (Žaludová Kahánková 2008)
 - pontos fagyöngybokorszám (Schupler 2011; Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)
 - (c) *a fagyöngybokrok elhelyezkedése a lombkoronában, illetve azok hatása a fa életerejére* (négyfokozatú értékkála – Barbu 2012).
 - (d) *a fertőzött ágak mennyiségének aránya az összes ág mennyiséghez viszonyítva* (hatfokozatú értékkála rendszer – Hawksworth 1977).
3. **Egyéb feljegyezhető tulajdonságok:** *a fagyöngy átmérője, a fagyöngybokrok száma az egyes vázágakon, az ágvastagság a fertőzési pontnál* (Balázs és mtsai 2006; Baltazár 2016)

II. *A fagyöngyfelvételezés munkamenete és a kapott adatok elemzése*

1. **A vizuális felvételezés menete:**
 - (a) a gazdanövény pontos megnevezése és lokalizálása (Pejchal 2008)
 - (b) a gazdanövény alapvető dendrometriai tulajdonságainak rögzítése (magasság, törzsátmérő, korona szélessége stb.) (Machovec 1982; Pejchal 2008)
 - (c) a gazdanövény vizuális értékelése, kiegészítő adatok rögzítése (életkora, életereje, fejlődési állapota, elhelyezkedése a növényállományban stb.) (Pejchal 1995; 2008)
 - (d) fertőzött fa esetében a fertőzöttség értékelése egy vagy több értékelési módszer segítségével (lásd I. pont – Fagyöngy felvételezési módszerek áttekintése)
 - (e) egyéb adatok rögzítése ha szükséges (pl. a gazdafán előforduló egyéb tömeges károsítók (Pejchal 2008)

2. Adatfeldolgozás:

- (a) a terepen gyűjtött adatok számítógépes rögzítése valamilyen táblázatkezelő program (pl. MS Excel) segítségével olyan sorrendben, mint ahogyan a felvételezés történt (lásd 1. pont) ügyelve arra, hogy a begyűjtött adatok valamilyen szempont szerinti (pl. erősen fertőzött fák kiválasztása) szűrése, illetve a statisztikai elemzések gond nélkül kivitelezhető legyen
- (b) a számítógépes programba bevitt adatokból további kiegészítő adatok kinyerése (pl. a dendrometriai tulajdonságokból a lombkorona térfogatának kiszámítása), illetve ezen adatok logikus sorrendben történő elhelyezése a táblázatban az 1. pont szerint
- (c) az egész adatsort adatmátrixnak megfelelő (*data matrix*, R statisztikai programban „*data frame*”) formában kell elrendezni kerülve mindenféle szövegformázást
- (d) az elemzésre szánt adatsort (vagy annak egy részét, pl. fertőzött fák) „felkészíteni” a statisztikai elemzésre (pl. a kategoriális változókat célszerű arabszámok helyett római számokkal jelölni)
- (e) az így elkészített adatsort olyan formátumban – pl. tagolt szöveges fájl (.txt) vagy vesszővel tagolt szöveges fájl (.csv) – kell elmenteni, ami megkönnyíti az elmentett fájl beolvasását a különböző statisztikai programokba (pl. SPSS, R)

3. Az adatok statisztikai elemzése:

- (a) első lépésként fel kell állítani azokat a hipotéziseket, amelyekre a statisztikai elemzések eredményeitől várjuk válaszokat
- (b) második lépésként meg kell határozni az elemzésbe vonható változók (folytonos, kategoriális) pontos számát illetve, hogy ezekből mennyi lesz a függő, valamint független változó, mivel a statisztikai modelleket ennek függvényében kell kiválasztani
- (c) ezután ellenőrizni kell, hogy a meglévő adatok elegendőek-e a felállított hipotézisek vizsgálatára, ha nem, akkor újakat kell felállítani, végül el kell végezni a részletes statisztikai modellezést
- (d) az elemzések elvégzése után ellenőrizni kell, hogy teljesültek-e az adott próbára (statisztikai modellre) vonatkozó alkalmazhatósági feltételek és – amennyiben lehetséges – egy-egy hipotézis bizonyítása több statisztikai modellel történjen az esetleges hibák/hibás interpretáció elkerülése érdekében
- (e) végül egy olyan komplex értékelést – szükség esetén részletes zárójelentést – kell készíteni, ami nemcsak az aktuális fagyöngyfertőzést mutatja a vizsgált területen, hanem betekintést nyújt a lokális faktorok szerepének a fagyöngy további terjedésében, ami elősegíti a további terjedés statisztikai modellezését, valamint a fertőzés valószínűségének megállapítását egészséges gazdafajok esetében az adott területen, illetve annak közvetlen környékén

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

Első lépésként összehasonlítjuk a leggyakoribb fagyöngy felvételezési módszereket, különös tekintettel az előnyeikre és a hátrányaikra (részletesen lásd a 3. táblázatban).

3. táblázat: *Különböző fagyöngy felvételezési módszerek előnyei és hátrányai.*
Table 3: *Advantages and disadvantages of different mistletoe rating systems.*

Fagyöngy felvételezési módszer	A módszer értékelése
a fagyöngy „jelenlétének” feljegyzése (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	a vizuális felvételezésre kiváló, mert e módszer gyors, pontos a hibalehetőség viszonylag kicsi
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (négyfokozatú értékskála – Bulír 2010)	
a fagyöngybokrok mennyisége a lombkoronában (négyfokozatú értékskála – Žaludová Kahánková 2008)	
a fagyöngybokrok elhelyezkedése a lombkoronában, illetve azok hatása a fa életerejére négyfokozatú értékskála (Barbu 2012)	
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (öt fokozatú értékskála – Spálavský 2001)	a vizuális felvételezés nehézkes, időigényes a hibalehetőség magas
pontos fagyöngybokorszám a lombkoronában (Schupler 2011; Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	
a fertőzött ágak mennyiségének aránya az összes ág mennyiségéhez viszonyítva (hatfokozatú értékskála rendszer – Hawksworth 1977)	
Egyéb: a fagyöngy átmérője, a fagyöngybokrok száma az egyes vágákon, az ágvastag a fertőzési pontnál (Balázs és mtsai 2006; Baltazár 2016)	
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (öt fokozatú értékskála – Spálavský 2001)	önmagában is sok információt ad a vizsgált gazdafa fertőzöttségéről
a fertőzött ágak mennyiségének aránya az összes ág mennyiségéhez viszonyítva (hatfokozatú értékskála rendszer – Hawksworth 1977)	
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (négyfokozatú értékskála – Bulír 2010)	
Egyéb: a fagyöngy átmérője, a fagyöngybokrok száma az egyes vágákon, az ágvastag a fertőzési pontnál (Balázs és mtsai 2006; Baltazár 2016)	
a fagyöngy „jelenlétének” feljegyzése (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	semmit nem árul el a fertőzés erősségéről vagy az intenzitásról torz képet is adhat
a fagyöngybokrok elhelyezkedése a lombkoronában, illetve azok hatása a fa életerejére négyfokozatú értékskála (Barbu 2012)	
a fagyöngybokrok mennyisége a lombkoronában (négyfokozatú értékskála – Žaludová Kahánková 2008)	
pontos fagyöngybokorszám a lombkoronában (Schupler 2011; Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	

Fagyöngy felvételezési módszer	A módszer értékelése
a fagyöngy „jelenlétének” feljegyzése (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	a kapott eredmények könnyen értelmezhetők akár egyszerű statisztikai próbákkal is
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (négyfokozatú értékskála – Bulíř 2010)	
a fagyöngybokrok elhelyezkedése a lombkoronában, illetve azok hatása a fa életeterejére négyfokozatú értékskála (Barbu 2012)	
a fagyöngybokrok mennyisége a lombkoronában (négyfokozatú értékskála – Źaludová Kahánková 2008)	
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (ötfokeozatú értékskála – Spálavský 2001)	a kapott eredmények nehezen értelmezhetők vagy az elemzés nehezen kivitelezhető még egyszerű statisztikai próbákkal is
pontos fagyöngybokorszám a lombkoronában (Schupler 2011; Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	
a fertőzött ágak mennyiségének aránya az összes ágmenyiséghez viszonyítva (hatfokozatú értékskála rendszer – Hawksworth 1977)	
Egyéb: a fagyöngy átmérője, a fagyöngybokrok száma az egyes vázágakon, az ágvastag a fertőzési pontnál (Balázs és mtsai 2006; Baltazár 2016)	
a fagyöngy „jelenlétének” feljegyzése (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	a haladó statisztikai elemzéshez nélkülözhetetlen
pontos fagyöngybokorszám a lombkoronában (Schupler 2011; Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a)	
összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (négyfokozatú értékskála – Bulíř 2010)	
a fagyöngybokrok elhelyezkedése a lombkoronában, illetve azok hatása a fa életeterejére négyfokozatú értékskála (Barbu 2012)	
a fagyöngybokrok mennyisége a lombkoronában (négyfokozatú értékskála – Źaludová Kahánková 2008)	a haladó statisztikai elemzés kivitelezhetetlen vagy rendkívül magas szaktudásra van szükség
az összfagyöngytérfogat aránya az élő lombkorona térfogatához viszonyítva (ötfokeozatú értékskála – Spálavský 2001)	
Egyéb: a fagyöngy átmérője, a fagyöngybokrok száma az egyes vázágakon, az ágvastag a fertőzési pontnál (Balázs és mtsai 2006; Baltazár 2016)	
a fertőzött ágak mennyiségének aránya az összes ágmenyiséghez viszonyítva (hatfokozatú értékskála rendszer – Hawksworth 1977)	

Megjegyzés a 3. táblázathoz:

(1) bármilyen fagyöngy felvételezési módszerrel is történik a gazdafák fertőzöttségének vizuális értékelése, a fagyöngy „jelenlétét” (Baltazár 2016; Baltazár és mtsai 2013; 2015a) mindenképp érdemes külön oszlopba felvenni két kategóriaként (fertőzött, nem fertőzött) jellemezve nemcsak azért, mert ez lehetőséget ad bármely más egyéb módszerrel végzett kutatás eredményeivel történő összehasonlítására, hanem azért is, mert kulcsfontosságú szereppel bír a statisztikai elemzések során, szinte a legtöbb próbák, illetve a további fagyöngyelterjedés modellezéshez is kitűnően és hibamentesen felhasználható.

(2) a vizuális felvételezés során kapott eredmények csak abban az esetben hasonlíthatók össze más értékelési skálákkal végzett kutatás eredményeivel, ha az értékelési skála elve ugyanaz, pl. nem lehet összehasonlítni Žaludová Kahánková (2008) által kidolgozott értékelési skálával végzett kutatás eredményeit a Bulif (2010) által kidolgozottéhoz, hiába négyértékű értékskála mind a két felvételezési módszer. Ezenkívül, ha a két értékelési skála kategóriái nem egyformák, akkor azt még az összehasonlítás előtt ki kell egyenlíteni.

(3) a Barbu (2012) által kidolgozott felvételezési módszer speciálisan az *Abies alba* Mill. gazdafajra lett kidolgozva, ezért nagy valószínűséggel nem lehet eredményesen alkalmazni lomblevelű gazdafák esetében.

(4) a Žaludová Kahánková (2008) által kidolgozott értékelési skála használatának fő veszélye, hogy egyáltalán nem veszi figyelembe a vizsgált faegyed dendrometriai tulajdonságait, mivel ugyanazon darabszámú fagyöngybokor kis méretű gazdafajnál nagyobb, míg nagy méretű faegyednél kisebb fertőzést jelenthet (1 ábra).

Következő lépésként áttekintjük a leggyakrabban használt statisztikai módszereket konkrét példákkal, illetve hivatkozást is megadunk arra a cikkekre vonatkozólag, amely az adott elemzéssel részletesen foglalkozik (részletesen lásd a 4. táblázatban). Természetesen elképzelhető olyan elemzés is az adott statisztikai modellel, ami a táblázatban nem szerepel. Hivatkozásként megadtunk fagyöngyös szakcikken kívül egyéb fán élősködő parazitánövényeken végzett elemzésekről is.

4. táblázat: A leggyakrabban használt statisztikai módszerek áttekintése a fagyöngyelterjedés modellezésére.
Table 4: Overview of the most commonly used statistical methods for modelling of mistletoe distribution.

Statisztikai modell	Mintapélda
variánscianalízis (ANOVA) (a különbségek kimutatására előre meghatározott kritériumok között)	(1) a dendrometriai tulajdonságok között (pl. a fertőzött fák magasabbak-e) ¹
	(2) a fagyöngybokrok száma között a lombkoronában (pl. egyes fajok vagy idősebb egyedek fajon belül erősebben fertőzöttek-e) ²
	(3) az összefüggő faállomány/erdő közepén, illetve a szélén található gazdafajok fertőzöttsége között ³
	(4) az átlagos fertőzés megállapítására (akár valamilyen kritériumok – pl. gazdafák között) ⁴
regresszióanalízis (két vagy több folytonos változó közötti kapcsolatot elemzésére)	(1) a fagyöngybokrok száma és a gazdafa dendrometriai tulajdonságai között ⁵
	(2) a fagyöngyök száma/biomassza és a fa biomassza közötti kapcsolat jellemzésére ⁶
	(3) a gazdafa dendrometriai tulajdonságai (pl. a famagasság és törzsátmérő) közötti kapcsolat jellemzésére ⁷
	(4) a fertőzött gazdafajok/egyedek száma és az összes potenciális gazdafajok/egyedek száma közötti kapcsolat jellemzésére ⁸

Statisztikai modell	Mintapélda
kovarianciaanalízis (ANCOVA) (két folytonos és egy kategóriás változók közötti kapcsolat elemzésére)	(1) a dendrometriai kapcsolatok egymás közötti elemzésére a fertőzés függvényében (pl. a gazdafa magassága és a törzsátmérő kapcsolatának vizsgálata fertőzött és a nem fertőzött gazdafák esetében) ⁹
	(2) a fertőzés erőssége és a dendrometriai tulajdonságok (pl. a fa magasság vagy törzsátmérő) közötti kapcsolat elemzése városközponthon előforduló, illetve városon kívül található gazdafák esetében ¹⁰
	(3) a fertőzés erőssége és a dendrometriai tulajdonságok (pl. a fa magasság vagy törzsátmérő) közötti kapcsolat elemzése erdő belsőjében, valamint erdőszéleken található gazdafák esetében ¹¹
	(4) a gazdafa zöld biomasza és a vágások alapterülete közötti kapcsolat elemzésére fertőzött és nem fertőzött fák esetében ¹²
loglineáris elemzés (kategóriás változók között)	a fagyöngyfertőzés valószínűségének modellezése egészséges faegyedek esetében a lokális faktorok (pl. fa kora, életereje stb.) függvényében (a fertőzés valószínűsége százalékban van kifejezve) ¹³
logisztikus regresszió (kategóriás és folytonos változók felhasználással)	(1) a fagyöngyfertőzés valószínűségének modellezése egészséges faegyedek esetében a lokális faktorok (pl. fa kora, életereje stb.) függvényében (a fertőzés valószínűségét esélyhányadossal (<i>odds ratio – OR</i>) fejezzük ki) ¹⁴
	(2) fertőzött gazdafák elhalásának előrejelzésére ¹⁵
gyakorisági (kontingencia) táblázat elemzése (legalább két kategóriális változó között)	(1) a fagyöngyfertőzés erőssége és a fa életereje közötti kapcsolat vizsgálata ¹⁶
	(2) a fagyöngyfertőzés erőssége és a fa kora közötti kapcsolat vizsgálatára ¹⁷
	(3) a fagyöngyfertőzés erőssége és a gazdafa elhelyezkedése közötti kapcsolat vizsgálatára ¹⁸
korrespondencia elemzés (két kategóriális változó között)	(1) a fagyöngyfertőzés erőssége és a fa életereje közötti kapcsolat vizsgálatára ¹⁹
	(2) a fagyöngyfertőzés erőssége és a fa kora közötti kapcsolat vizsgálatára ²⁰
	(3) a fagyöngyfertőzés erőssége és a gazdafa elhelyezkedése közötti kapcsolat vizsgálatára ²¹
	(4) a fagyöngyfertőzés erőssége és a taxonok közötti kapcsolat vizsgálatára ²²

Statisztikai modell	Mintapélda
binomiális próba <i>(Binomial test)</i>	(1) a fertőzött gazdafajok/egyedek arányának meghatározására az összes gazdafajok/egyedek mennyiségéhez viszonyítva ²³ (2) annak megállapítására, hogy melyik vázágon várható az első fagyöngybokor megjelenése ²⁴
Pearson- féle korrelációs együttható <i>(Pearson's correlation coefficient)</i>	bármely két folytonos változó kapcsolatának elemzésére (pl. fmagasság és törzsátmérő) ²⁵
Fisher- féle Z transzformáció <i>(Fisher r-to-z transformation)</i>	bármely két Pearson-féle korrelációs együtthatók összehasonlítására (pl. a fmagasság és törzsátmérő közötti szorosági kapcsolat különbségeinek megállapítására fertőzött és nem fertőzött gazdafák esetében) ²⁶
Spearman- féle rangkorrelációs együttható <i>(Spearman's rank correlation coefficient)</i>	(1) annak megállapítására, hogy minél többször fordul elő a gazdafaj, annál gyakrabban fertőzött ²⁷ (2) a fagyöngybokrok abundanciája és a gazdafajok dendrometriai tulajdonságai közötti kapcsolat vizsgálatára – a fertőzés erőssége követi-e a gazdafa bizonyos tulajdonságait (pl. erősebb-e a fertőzés olyan faállományban, ahol főleg magasabb fák dominálnak) ²⁸
legközelebbi szomszéd analízis <i>(Nearest neighbor search – NNS)</i>	annak megállapítására, hogy a gazdafák vagy csak a fertőzött gazdafák egymáshoz viszonyított elhelyezkedése mutat-e bármilyen szabályosságot vagy jellegzetes geometrikus elrendeződést ²⁹
Khi- négyszet próba <i>(Chi-squared test)</i>	(1) a fertőzött gazdafajok abundanciájára ³⁰ (2) annak megállapítására, hogy a gazdafajok, illetve a fertőzött faegyedek elterjedése homogén-e a vizsgált területen ³¹ (3) a gazdafajok, illetve a fertőzött faegyedek elterjedésének modellezésére a vizsgált területen különböző lokális faktorok (pl. a fmagassága) függvényében ³² (4) annak megállapítására, hogy a fagyöngybokrok száma egyforma-e az egyes vázágon ³³ (5) bármilyen lokális faktor (pl. faállomány szerepe) és a fertőzöttség erősségének vizsgálatára ³⁴ (6) a fagyöngybokrok abundanciája és a gazdafajok dendrometriai tulajdonságai közötti kapcsolat vizsgálatára – a fertőzés erőssége követi-e a gazdafa bizonyos tulajdonságait (pl. erősebb-e a fertőzés olyan faállományban, ahol főleg magasabb fák dominálnak) ³⁵

Statistikai modell	Mintapélda
Mann-Whitney- próba (<i>Mann-Whitney U test</i>)	(1) a fagyöngyfertőzés erőssége és a gazdafajok közötti kapcsolat vizsgálatára ³⁶
	(2) a dendrometriai tulajdonságok között (pl. a fertőzött fák magasabbak-e) ³⁷
Wald-Wolfowitz soro- zatpróba (<i>Wald-Wolfowitz runs test</i>)	annak megállapítására, hogy a fertőzött fák szomszédságában is fertőzött fák vannak-e ³⁸

Hivatkozások a 4. táblázathoz:

- Arruda és mtsai 2006: (1, 5); Aukema és Martínez, del Rio 2002: (14)
- Baltazar 2016: (1-5, 7, 9, 13-14, 16-27, 29-33); Baltazar és mtsai 2013: (2-4, 14); Baltazar és mtsai 2015a: (2-4); Blick és mtsai 2013: (8)
- Carlo és Aukema 2005: (5, 14); Dobbertin és Rigling 2006: (15); Donohue 1995: (1, 28, 30, 38)
- Henríquez-Velásquez és mtsai 2012: (1, 34); Kartoolinejad és mtsai 2007: (1-2, 5, 7, 9, 30, 36); Kolodziejek és Kolodziejek 2013: (37); Kolodziejek és mtsai 2013: (5, 10, 30); Kumbasli és mtsai 2011: (34)
- Lavorel és mtsai 1999: (6); López de Buen és mtsai 2002: (3, 11, 30, 35)
- Martínez del Rio és mtsai 1996: (1); Matula és mtsai 2015: (14)
- Oliva és Colinas 2010: (14); Overton 1994: (5)
- Reid és Smith 2000: (1); Rigling és mtsai 2010: (12); Room 1973: (34); Roxburgh és Nicolson 2008: (5, 9, 14); Tsopelas és mtsai 2004: (4)

Megjegyzés a 4. táblázathoz:

(1) mivel a varianciaanalízis (ANOVA) a t-próbák általánosítása több csoport részére, ezért két minta esetében az ANOVA és a független mintás t-próba eredménye megegyezik. Ebből következik, hogy ha az elemzés során a különbségeket csupán a fertőzött és nem fertőzött faegyedek (két minta) között vizsgáljuk, akkor ANOVA helyett használható akár a kétmintás t-próba is. Viszont ha kettőnél több az összehasonlítandó minták mennyisége (pl. négy – nem fertőzött, kis, közepes, illetve nagy mértékben fertőzött faegyedek) akkor csak ANOVA-t lehet használni, ellenkező esetben ugrásszerűen megnő az elsőfajú hiba lehetősége (*Type of I error*). Több minta esetében, ha az ANOVA a vizsgált átlagok közötti egyenlőséget nem igazolja, akkor varianciaanalízist kiegészítő középérték összehasonlító tesztekkel (előzetes priori kontrasztok vagy analízis után elvégezhető – post hoc tesztek) kell meghatározni a pontos különbségeket a vizsgált minták között.

(2) még az elemzések elvégzése előtt feltétlenül minden főhatásról el kell dönteni, hogy mint rögzített (*fix factor*) vagy mint véletlen tényezőt (*random factor*) vesszük-e figyelembe. Ez azért fontos, mivel a rögzített faktorok (pl. fertőzött és nem fertőzött faegyed) esetében egyaránt vizsgálni kell nemcsak az esetleges különbségeket az egyes faktorszintek között, hanem azok hatását is. Véletlen faktorok (pl. értékelés ideje, vizuális értékelést végző szakemberek száma) esetében viszont elsősorban nem az a fontos, hogy az éppen vizsgált faktorszintek között van-e (és ha igen akkor mekkora) különbség, hanem hogy ezek a különbségek összességében mennyivel járulnak hozzá a vizsgált változó variációjához. Erre a célra elsősorban vegyes vagy kevert modellek (*mixed model*) felelnek meg.



(3) mivel az egyes statisztikai próbák többféle célra (pl. khi-négyzet próba: illeszkedés, eloszlás és függetlenség vizsgálatra) is felhasználható, illetve egyazon hipotézis vizsgálata is több statisztikai próbával végezhető el, ezért nem ismertetjük az összes lehetséges statisztikai modellt egy-egy hipotézis elemzésére. Mindazonáltal külön ki kell emelni a khi-négyzet próbát, aminek az egyik speciális esete a *Pearson's Chi-square test of complete spatial randomness using quadrat counts*, ami kiválóan felhasználható térstatisztikához (*spatial analysis*) – pl. a vizsgált területet szabályos négyzetekre (kvadrátokra) osztva e próba segítségével megállapítható a megfigyelt, illetve az elvált gyakoriság értéke (pl. gazdafajok vagy csak a fertőzött egyedek mennyisége) minden egyes kvadrátban. Ezen ismeretek függvényében pontosan megállapítható nemcsak a gazdafajok, illetve a fertőzött egyedek elterjedésének homogenitása, hanem segítséget is nyújthat a fertőzöttség további terjedésének modellezésében is.

(4) rendkívül magas szintű statisztikai ismeretre van szükség, nemcsak a haladó szintű statisztikai elemzések elvégzéséhez, hanem a hasonló (elsősorban külföldi, más parazitanövényekre kidolgozott) szakcikk megértéséhez is, ezért minden statisztikai modell nevénél megadtuk az angol megnevezését is. Mindazonáltal a hivatkozásként megadott tudományos publikációk egyéb olyan elemzéseket is tartalmazhatnak, amiket itt részletesen nem tárgyalunk, illetve előfordulhat, hogy egy-egy elemzést más szemszögből nézi (esetleg kevésbé részletezi), mint az itt feltüntetett alapelv.

ÖSSZEFOGLALÁS

A fagyöngyelterjedés vizuális értékelésére számos felvételezési módszer létezik, azonban egyik módszer sem alkalmas tökéletesen a fertőzöttség pontos megállapítására. Legeredményesebben akkor járunk el, ha a felvételezés során legalább 2-3 értékelési módszert is egyszerre alkalmazunk. Azonban bármilyen módszer(ek) segítségével is végezzük a gazdafa fertőzöttségének megállapítását, bizonyos mennyiségű módszertani és terepi hibával mindenképpen számolni kell (pl. pontatlan becslés erősen fertőzött fák esetében), amit a külső tényezők (pl. gyengébb látási viszonyok) tovább ronthatnak. Túlevelű fertőzött gazdafa vizuális értékelése nagyobb odafigyelést igényel, annak ellenére, hogy az év bármely szakaszában végezhető a lombhullatókkal szemben. Nagyon fontos meghatározni továbbá azokat a területeket (elsősorban városi parkok és egyéb zöldövezetek esetében), ahol ilyen jellegű terepi munkákat érdemes végezni, mivel sok esetben előfordulhatnak olyan összefüggő faállományok (elsősorban pl. erdőkben), ahol a gazdafa dendrometriai és egyéb tulajdonságai a zárt állapot következtében annyira egyöntetű, hogy a fagyöngy további terjedésének modellezése gyakorlatilag kivitelezhetetlen.

További hibalehetőségek fordulhatnak elő az adatfeldolgozás és elemzés során is, amit növel az a tény, hogy a pontos fagyöngyfertőzés előrejelzésének modellezésére haladó szintű statisztikai ismeretekre is szükség van. Mindazonáltal előfordulhat az is, hogy némely tényező annyira korrelál egymással (pl. a fa kora az életerővel), hogy azok hatását egyértelműen szétválasztani nem lehet (Roxburgh és Nicolson 2008). Az elemzés utolsó fázisaként meg kell határozni azt a területnagyságot, amelyre a fertőzés előrejelzésének modellezése még viszonylag biztonságos, mivel egy bizonyos határon túl már egyéb tényezők (pl. fagyöngyterjesztő madarak) szerepét is figyelembe kell venni. Nagyobb városokban a fertőzés modellezés során pedig a levegő szennyezettségét is számba kell – amit korábbi kutatások

is egyértelműen kimutatták (Kołodziejek és mtsai 2013) –, mivel e tényező szerepe is jelentős hatással bír. Ehhez még hozzájárul az is, hogy városi parkokban, illetve egyéb zöldövezetekben a potenciális gazdafajok többsége szoliter, különböző nagyságú fasorokban, illetve nyitott faállományokban helyezkednek el, ami szintén kedvez a fagyöngyterjedésnek. Esetenként megtörténhet az is, hogy bizonyos fajok nemesített változatai jóval érzékenyebbek lehetnek a fertőzésre, mint maga az alapfaj. A fentiekből egyértelműen következik, hogy a fagyöngy károsító hatása kertépítészeti szempontból a legfontosabb, illetve a potenciális gazdafajok vizuális értékelését is először ezeken a területeken kell végezni.

Annak ellenére, hogy egy ilyen vizuális értékelés a gyűjtött adatok elemzéséig rendkívül munka- és időigényes, mindenképpen érdemes kivitelezni, mivel minimális anyagi befektetés mellett nagyfokú információ képességgel bíró vizsgálat. A módszer alkalmazása és további fejlesztése azért is jelentős lehet, mivel a fehér fagyöngy elterjedésére kidolgozott statisztikai modelleket hatékonyan és eredményesen lehessen alkalmazni a jövőben egyéb kórokozók és kártevők további terjedésének előrejelzésére is, amennyiben hasonló, de természetesen fajra egyedi vizuális felvételezési módszerrel kerülnek az elemzésre szánt adatok a számítógépbe. Végezetül a vizuális fagyöngyfelvételezés nemcsak pontos képet ad az aktuális fertőzés nagyságáról, hanem nyilvánvalóvá válik, hogy melyek a legérzékenyebb gazdafajok a vizsgált területen, ami kulcsfontosságú lehet egy esetleges parkfelújítás, illetve növénykompozíció változtatása során.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen kutatás a DF11P01OVV019 számú – Kertépítészeti módszerek és eszközök területfejlesztésre – nevezetű projekt keretében készült, amely eleget tesz a TP 1.4. az alkalmazott kutatási és a nemzeti valamint kulturális fejlesztési programnak, amit a Cseh Köztársaság Kulturális Minisztériuma támogatott.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Arruda R., Carvalho L. N. & Del-Claro K. 2006: Host specificity of a Brazilian mistletoe, *Struthanthus aff. polyanthus* (Loranthaceae), in cerrado tropical savanna. *Flora* 201(2): 127–134.
DOI: [10.1016/j.flora.2005.07.001](https://doi.org/10.1016/j.flora.2005.07.001)
- Aukema J. E. & Martínez del Río C. 2002: Where does a fruit-eating bird deposit mistletoe seeds? Seed deposition pattern and an experiment. *Ecology* 83(12): 3489–3496. DOI: [10.2307/3072097](https://doi.org/10.2307/3072097)
- Balázs E., Máthé I. & Simó G. 2006: A fehér fagyöngy (*Viscum album*) elterjedésének vizsgálata a kolozsvári botanikus kertben. *Acta Siculica* 2006(1): 69–76.
- Baltazár T. 2016: Problematika imela (*Viscum* L.) z pohľadu záhradnej a krajinnej architektúry. Dizertačná práca, ZF MENDELU v Brně, Lednice, 405 + 46.
- Baltazár T., Pejchal M. & Varga I. 2013: Evaluation of European mistletoe (*Viscum album* L.) infection in the castle park in Lednice. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 61(6): 1565–1574. DOI: [10.11118/actaun201361061565](https://doi.org/10.11118/actaun201361061565)

- Baltazár T., Pejchal M. & Varga I. 2015a: Modelling of the distribution of European mistletoe (*Viscum album*) with dependence on local factors in the castle park in Lednice. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 63(5): 1441–1452. DOI: [10.11118/actaun201563051441](https://doi.org/10.11118/actaun201563051441)
- Baltazár T., Varga I. & Pejchal, M. 2015b: A fehér fagyöngy (*Viscum album*) hatása gazdanövényre: A fertőzöttség és az életerő közötti kapcsolat vizsgálata. *Erdészettudományi Közlemények* 5(1): 101–118. DOI: [10.17164/EK.2015.007](https://doi.org/10.17164/EK.2015.007)
- Baltazár T., Varga I. & Pejchal, M. 2016: A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) elterjedésének vizsgálata a csehországi lednicei kastélypark területén a gazdafajok elhelyezkedése alapján. *Erdészettudományi Közlemények* 6(2): 137–150. DOI: [10.17164/EK.2016.011](https://doi.org/10.17164/EK.2016.011)
- Barbu C. O. 2012: Impact of White mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) infection on needles and crown morphology of silver fir (*Abies alba* Mill.). *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici* 40(2): 152–158. DOI: [10.15835/nbha4027906](https://doi.org/10.15835/nbha4027906)
- Barney C. W., Hawksworth F. G. & Geils B. W. 1998: Hosts of *Viscum album*. *European Journal of Forest Pathology* 28(3): 187–208.
- Bartha D. 2012: *Dendrológia. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, 251.
- Blick R. A. J., Burns K. C. & Moles A. T. 2013: Dominant network interactions are not correlated with resource availability: a case study using mistletoe-host interactions. *Oikos* 122(6): 889–895. DOI: [10.1111/j.1600-0706.2012.20870.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20870.x)
- Bulíř P. 2010: Analýza výskytu jmelí bílého (*Viscum album* L. ssp. *album*) a zdravotní stav dřevin v zámeckém parku Lednice. In: *Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin 2010*, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 160–163.
- Carlo T. A. & Aukema J. E. 2005: Female-directed dispersal and facilitation between a tropical mistletoe and a dioecious host. *Ecology* 86(12): 3245–3251. DOI: [10.1890/05-0460](https://doi.org/10.1890/05-0460)
- Dobbertin M. & Rigling A. 2006: Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Rhodé Valley of Switzerland. *Forest Pathology* 36(5): 309–322. DOI: [10.1111/j.1439-0329.2006.00457.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2006.00457.x)
- Donohue K. 1995: The spatial demography of mistletoe parasitism on a yemeni acacia. *International Journal of Plant Sciences* 156(6): 816–823.
- Hawksworth F. G. 1977: The 6-class dwarf mistletoe rating system. In *General Technical Report RM-48 Rocky Mountain forest and Range Experiment Station*. USDA Forest Service, 7.
- Hawksworth F. G. 1983: Mistletoes as forest parasites. In: *Calder M. & Bernhardt P. (eds): The biology of mistletoes*, Academic Press, Sydney, 317–333.
- Henríquez-Velásquez C., Henríquez J. M. & Aravena J. C. 2012: Damage caused by mistletoe *Misodendrum punctulatum* Banks Ex Dc. on architecture and radial growth of *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser forests of southern Chile. *Austral Ecology* 37(7): 816–824. DOI: [10.1111/j.1442-9993.2011.02342.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02342.x)
- Hirka A. (ed) 2011: *A 2010. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2011-ben várható károsítások*. ERTI, Budapest, 120–121.
- Hirka A. & Janik G. 2009: A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) és a sárga fagyöngy (*Loranthus europaeus* Jacq.) életmódja és jelentősége Magyarországon. *Növényvédelem* 45(4): 184–190.
- Kartoolinejad D., Hosseini S. M., Mirnia S. K., Akbarinia M. & Shayanmehr F. 2007: The relationship among infection intensity of *Viscum album* with some ecological parameters of host trees. *International Journal of Environmental Research* 1(2): 143–149. DOI: [10.13140/RG.2.1.1725.4567](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1725.4567)

- Kołodziejek J. & Kołodziejek A. 2013: The spatial distribution of pine mistletoe *Viscum album* ssp. *austriacum* (Wiesb.) Volmann in a scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand in central Poland. Polish Journal of Ecology 61(4): 705–714.
- Kołodziejek J., Patykowski J. & Kołodziejek R. 2013: Distribution, frequency and host patterns of European mistletoe (*Viscum album* subsp. *album*) in the major city of Lodz, Poland. Biologia 68(1): 55–64. DOI: [10.2478/s11756-012-0128-4](https://doi.org/10.2478/s11756-012-0128-4)
- Kumbasli M., Keten A., Beskardes V., Makineci E., Özdemir E., Yilmaz E., Zengin H., Sevgi O., Yilmaz H. C. & Caliskan S. 2011: Host and distribution of yellow mistletoe (*Loranthus europaeus* Jacq. (Loranthaceae)) on Northern Strandjas Oak Forests-Turkey. Scientific Research and Essays 6(14): 2970–2975. DOI: [10.5897/SRE10.1178](https://doi.org/10.5897/SRE10.1178)
- Lavorel S., Smith M. S. & Reid N. 1999: Spread of mistletoes (*Amyema preissii*) in fragmented Australian woodlands: a simulation study. Landscape Ecology 14(2): 147–160. DOI: [10.1023/A:1008090402396](https://doi.org/10.1023/A:1008090402396)
- López de Buen L., Ornelas J. F. & García-Franco J. G. 2002: Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. Forest Ecology and Management 164(1-3): 293–302. DOI: [10.1016/S0378-1127\(01\)00624-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00624-7)
- Machovec J. 1982: **Sadovnická dendrologie**. SPN, Praha, 246.
- Martínez del Río C., Silva A., Medel R. & Hourdequin M. 1996: Seed dispersers as disease vectors: bird transmission of mistletoe seeds to plant hosts. Ecology 77(3): 912–921. DOI: [10.2307/2265511](https://doi.org/10.2307/2265511)
- Matula R., Svátek M., Pálková M., Volařík D. & Vrška T. 2015: Mistletoe Infection in an Oak Forest Is Influenced by Competition and Host Size. PLoS ONE 10(5): e0127055. DOI: [10.1371/journal.pone.0127055](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055)
- Oliva J. & Colinas C. 2010: Epidemiology of Heterobasidium abietinum and *Viscum album* on silver fir (*Abies alba*) stands of the Pyrenees. Forest Pathology 40(1): 19–32. DOI: [10.1111/j.1439-0329.2009.00603.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2009.00603.x)
- Overton J. MSc. 1994: Dispersal and infection in mistletoe metapopulations. Journal of Ecology 82(4): 711–723. DOI: [10.2307/2261437](https://doi.org/10.2307/2261437)
- Pejchal M. 1995: Hodnocení vitality stromů v městských ulicích. In: Stromy v ulicích. Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu, Praha, 44–56.
- Pejchal M. 2008: Arboristika I.: **obecná dendrologie**. 1. vyd. Vyšší odborná škola zahradnická a střední zahradnická škola Mělník, Mělník, 182.
- Reid N. & Smith M. S. 2000: Population dynamics of an arid zone mistletoe (*Amyema preissii*, Loranthaceae) and its host *Acacia victoriae* (Mimosaceae). Australian Journal of Botany 48(1): 45–58. DOI: [10.1071/BT97076](https://doi.org/10.1071/BT97076)
- Rigling A., Eilmann B., Koechli R. & Dobbertin M. 2010: Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in xeric environment. Tree Physiology 30(7): 845–852. DOI: [10.1093/treephys/tpq038](https://doi.org/10.1093/treephys/tpq038)
- Room P. M. 1973: Ecology of the mistletoe *Tapinanthus bangwensis* growing on cocoa in Ghana. Journal of Ecology 61(3): 729–742. DOI: [10.2307/2258645](https://doi.org/10.2307/2258645)
- Roxburgh L. & Nicolson S. W. 2008: Differential dispersal and survival of an African mistletoe: does host size matter? Plant Ecology 195(1): 21–31. DOI: [10.1007/s11258-007-9295-8](https://doi.org/10.1007/s11258-007-9295-8)
- Sangüesa-Barreda G., Linares J. C. & Camarero J. J. 2012: Mistletoe effects on Scots pine decline following drought events: insights from within-tree spatial patterns, growth and carbohydrates. Tree Physiology 32(5): 585–598. DOI: [10.1093/treephys/tps031](https://doi.org/10.1093/treephys/tps031)
- Schupler B. A. 2011: **A kolozsvári zöldsévetek fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) állományának felmérése. Universitatea Babeş-Bolyai, Facultatea de Biologie și Geologie. Cluj-Napoca, 51.**
- Spálavský M. 2001: Zhodnocení rodu *Viscum* L. z pohledu zahradní a krajinářské tvorby. Diplomová práce, Mendelu v Brně, Zahradnická fakulta, Lednice, 95.
- Stopp F. 1961: Unsere Misteln. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 76.
- Tsopeles P., Angelopoulos A., Economou A. & Soulioti N. 2004: Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. Forest Ecology and Management 202(1-3): 59–65. DOI: [10.1016/j.foreco.2004.06.032](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.06.032)



- Varga I., Poczai P., Tiborcz V., Aranyi N., Baltazár T., Bartha D., Pejchal M. & Hyvönen J. 2010: Changes in the Distribution of European Mistletoe (*Viscum album*) in Hungary During the Last Hundred Years. *Folia Geobotanica* 49(4): 559–577. DOI: [10.1007/s12224-014-9193-5](https://doi.org/10.1007/s12224-014-9193-5)
- Zuber D. 2004: Biological flora of Central Europe: *Viscum album* L. *Flora* 199(3): 181–203. DOI: [10.1078/0367-2530-00147](https://doi.org/10.1078/0367-2530-00147)
- Žaludová Kahánková M. 2008: Rozšíření jmelí bílého (*Viscum album*) ve vybraných oblastech ČR. *Mendelu v Brně, Agronomická fakulta, Ústav biologie rostlin, Brno*, 42.

Érkezett: 2017. február 13.
Közlésre elfogadva: 2017. május 31.

A TOLLASCSÁPÚ ARASZOLÓ (*COLOTIS PENNARIA*), NAGY TÉLIARASZOLÓ (*ERANNIS DEFOLIARIA*) ÉS ARANYSÁRGA TÉLIARASZOLÓ (*ERANNIS AURANTIARIA*) VIZSGÁLATA JELÖLÉS-VISSZAFOGÁS MÓDSZERREL

Horváth Bálint¹ és Ambrus András²

¹ Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

² Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság

Kivonat

Munkánk során három erdészeti jelentőségű araszoló lepkefajt vizsgáltunk jelölés-visszafogás módszerrel, a Sopron és Kópháza között található Kőfejtő-erdőben. A vizsgálat során összesen 1235 lepkét jelöltünk meg. A visszafogások aránya eltérő volt a vizsgált fajok esetében. Legmagasabb egyedszámú szuperpopulációt az *Erannis defoliaria* esetében becsültük, ezt követték az *E. aurantiaria* és *Colotis pennaria*. A napi populáció méretekből rajzolt görbék mindhárom faj esetében eltérő rajzásdinamikát ábrázoltak. Megvizsgáltuk továbbá az imágók jelölési helytől történő elmozgásának hosszát. Megállapítható, hogy az *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* a gyenge röpképességük ellenére akár több száz métert is mozognak. Következtetéseink szerint a jelölés-visszafogás módszerével pontosabb képet kaphatunk a lepkék populáció méretéről, mint a hagyományos (elvonásos) fénycsapdázás módszerével. Ugyanakkor még kevés információval rendelkezünk az éjszakai lepkék jelölés-visszafogásáról. A módszer szélesebb körben történő alkalmazása előtt további kutatások és pontosítások szükségesek.

Kulcsszavak: Geometridae, populációméret becslés, fénycsapda, Soproni-medence.

MARK-RECAPTURE STUDY ON THE FEATHERS THORN (*COLOTIS PENNARIA*), MOTTLED UMBER (*ERANNIS DEFOLIARIA*) AND SCARCE UMBER (*ERANNIS AURANTIARIA*)

Abstract

Mark-recapture (MR) study was performed on three forest defoliating Geometrid moth species in the Kőfejtő Forest between Sopron and Kópháza. In total, we marked 1235 specimens: the recapture rate differed between the study species. The highest superpopulation size was estimated for *E. defoliaria*, followed by *E. aurantiaria* and *C. pennaria*. The daily population sizes were also estimated; it shows different swarming dynamic for each species. The movements of recaptured specimens even were investigated. In spite of the weak flying capability, we detected relative long movements for *E. defoliaria* and *E. aurantiaria*. We conclude that MR study show a more precise population size than generally used light trapping. However, we have only a few information about MR study on moth species: it requires further investigations and clarification.

Keywords: Geometridae, population size estimation, light trap, Sopron Basin.

Levelező szerző/Correspondence:

Horváth Bálint, H-9495 Kópháza, Patak u. 1/6; e-mail: macrolepidoptera@gmail.com

BEVEZETÉS

Magyarországon az Erdészeti Tudományos Intézet komplex Erdővédelmi Figyelő-Jelzőszolgálati Rendszert működtet annak érdekében, hogy erdővédelmi prognózisokat állíthassanak fel, segítve ezzel az erdőgazdálkodók felkészülését a várható károsításokra. Ennek egyik alappillére az országos fénycsapda hálózat, amely március elejétől december végéig napi rendszerességgel gyűjt adatokat, elsősorban a károsítóként is fellépő lepkefajok (illetve cserebogár fajok) populáció dinamikájáról. A fénycsapdák ez esetben ún. elvonásos tömeggyűjtő rendszerek – a csapdába kerülő állatok elpusztulnak; az általuk gyűjtött adatok jól jelezzik egy-egy lepkefaj tömegességi viszonyait, amelyből következtetéseket vonhatunk le a következő generációt adó hernyók károsításáról. A fénycsapdák által gyűjtött adatok azonban nem alkalmasak az adott populáció méretének becsléséhez, illetve pontos nyomon követéséhez.

Az erdészeti szempontból jelentős lepkefajok közül kiemelten fontos néhány tömegszaporodásra hajlamos araszoló lepkefaj, melyek legutóbbi nagyarányú magyarországi kártételét 2004-2005 években jelezték. Az elmúlt években egyedszámuk az átlagosnál alacsonyabb volt (Hirka 2016). Az araszoló lepkék fénycsapdával történő vizsgálatával az elmúlt évtizedekben ugyan előre jelezhető volt a várható károsításuk, de nem adtak válasz olyan lényeges demográfiai jellemzőkre, mint a napi-, vagy teljes populáció létszám becsült mérete, az imágók túlélési rátája, illetve a lepkék mozgásmintázata. Ezek a jellemzők nem elhanyagolhatók a populáció dinamikai jellemzők pontosabb megismeréséhez; vizsgálatuk nem csak tudományos szempontból érdekes, de jól kiegészíthetik az erdővédelmi prognózisokat és esetlegesen hozzájárulhatnak az erdővédelmi költségek csökkentéséhez is.

Hazai viszonylatban első ízben Ambrus & Csóka (1987) végeztek éjszakai lepkéken populációméret becsléseket, munkájuk során a fenyőpohók (*Dendrolimus pini*) Paks környéki állományát vizsgálták a háromszoros jelölés-visszafogás módszerével. Ezt követően szintén Ambrus & Csóka (1988) végeztek jelölés-visszafogás vizsgálatot a kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*) egy Sopron környéki populációján, feromon csapdák használatával. Az erdészeti jelentőségű lepkefajokon kívül két fokozottan védett éjszakai lepkefajjal végeztek hasonló kutatást: keleti lápibagoly (*Arytrura musculus*) (Ambrus et al. 2015) és villányi télibagoly (*Polymixis rufocincta isolata*) (Ambrus et al. 2016).

Nem populációméret becslési céllal éjszakai lepkéken végzett jelölés visszafogás vizsgálatot például Szeőke (1973), illetve Truxa & Fiedler (2012); kutatásuk során megjelölt lepkéket mesterséges fényforráshoz történő vonzódását vizsgálták a távolság függvényében.

Az éjszakai lepkéken végzett jelölés-visszafogás vizsgálatok alacsony száma és azok során alkalmazott módszertani különbségek miatt egyenlőre igen kevés ismerettel rendelkezünk e rovarcsoport fajainak demográfiai sajátosságairól. Kutatásunk célja az volt, hogy információkat gyűjtsünk néhány tömegszaporodásra hajlamos araszoló lepkefaj populációméretéről és mozgásmintázatáról, illetve olyan módszertant fejlesszünk, amely a későbbiekben – további tesztelések után – szabványosítható lehet a hasonló jellegű vizsgálatokhoz.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

A kutatást az Alpokalja részét képező, Soproni-medencében végeztük, amely a Soproni-hegység és a Fertőmelléki-dombság között húzódó, mintegy 5600 hektár kiterjedésű kistáj. Napjainkra a terület nagy részén eltűnt a természetes vegetáció, melyet főként épített környezet váltott fel. Jelentősebb kiterjedésű erdők jelenleg elsősorban Kópháza környékén találhatóak. A természetközeli állapotú erdők nagy részét cseres-tölgyesek és gyertyános-tölgyesek alkotják (Dövényi 2010). A vizsgálatot Sopron községhatárában, a Kő-hegy, Kőfejtő-erdő, megközelítőleg 30 hektár kiterjedésű cseres-tölgyes erdőtömbjében végeztük, amely 77A, 77B, 78A és 78B erdőrészeket érinti (1. ábra).



1. ábra: A vizsgálati terület és a mintavételi pontok elhelyezkedése (A-E) a Kőfejtő-erdőben.

Figure 1: Study area and sampling sites (A-E) in the Kőfejtő Forest.

Vizsgált lepkefajok

Munkánk során 3 araszólepke-faj (Geometridae) populációját vizsgáltuk, ezek a tollascsapú araszoló (*Colotis pennaria* (Linnaeus, 1761)), nagy téliaraszoló (*Erannis defoliaria* (Clerck, 1759)) és aranyárga téliaraszoló (*Erannis aurantiaria* (Hübner, 1799)). A három lepkefaj közös jellemzője, hogy rajzácscúcsuk ősszel-késő ősszel van, hernyóik lombos fán polifág táplálkozásúak és populációdinamikájukra jellemző a ciklikus – nagyjából 10 évente bekövetkező – tömegszaporodás (Csóka 1995; Mészáros & Szabóky 2012).



Az *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* fajok diszperziós képessége igen gyenge, mivel nőtényeik szárnya elcsökevényesedett, ezért röpképtelenek. A nőtények a kikelés helyén felmásznak a legközelebbi fatörzsre, ahol a megtörténik a kopuláció, majd a rügyek hónaljába, vagy kéregrepedésekbe helyezik el tojásaikat. A hernyók tavasszal kelnek ki a tojásból, kezdetben a rügykezdeményekkel, majd a levelekkel táplálkoznak. A bábozódás május közepén-június elején a talajban történik (Vojnits 1980; Mészáros & Szabóky 2012).

A *C. pennaria* hím és nőtény egyedei is röpképesek, vagilitásuk erősebb, mint a téliaraszolóké. Fejlődésmenetük hasonló az *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* fajokéhoz, de az imágók körülbelül 3-4 héttel korábban megjelennek (Vojnits 1980; Mészáros & Szabóky 2012).

Vizsgálati módszerek

A kutatott lepkefajok demográfiai jellemzőinek vizsgálatát jelölés-visszafogással végeztük, 2016 október végétől december elejéig, összesen 23 mintavételi alkalommal. Az imágókat hordozható fénycsapdákkal gyűjtöttük (fényforrás: 7,6 W UV led; hullámhossz: 395-410 nm), amelyek nem tartalmaztak ölüszert. Egy időben 3 csapda üzemelt, alkonyattól másnap reggelig. Összesen 5 mintavételi ponton történt a vizsgálat, 1-1 csapda használatával. A mintavételi pontokat különböző távolságra jelöltük ki egymástól, a csapdák közötti átlagos távolság: 205,4 m ($\pm 68,4$ m) (1. ábra).

A kora reggeli órákban a csapdák által bevonzott imágókat egyedi azonosítóval megjelöltük (sorszámokkal, fekete alkoholos filccel az elülső szárny felszínén), majd elengedtük, illetve feljegyeztük a korábban megjelölt egyedek visszafogását. Minden alkalommal rögzítésre került továbbá a dátum és az adott mintavételi pont helye.

Kiértékelés módszere

Az adatok kiértékeléséhez a Jolly-Seber (JS) modellt használtuk, amely a napi- és szuperpopuláció (vizsgálat ideje alatt jelen lévő populáció) méretének becslésére alkalmas. A módszerrel a hímek és nőtények populációmérete külön-külön is becsülhető. Mivel az *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* nőtényeinek szárnya csökevényes, azok vizsgálata jelölés-visszafogás módszerrel, illetve fénycsapdával nem lehetséges. A *C. pennaria* nőtényei ugyan röpképesek, de a vizsgálat során csak hím egyedeket fogtunk. Ennek megfelelően mindhárom faj esetében csak a hím egyedek populáció méretét becsültük.

A JS modell négy paraméterrel dolgozik, ezek a következők: látszólagos túlélési ráta (ϕ), visszafogási valószínűség (p), a populációba történő belépés valószínűsége ($Pent$) és a szuperpopuláció mérete (N). A modell feltételezése szerint a jelölt és jelöletlen egyedek túlélési és visszafogási valószínűsége azonos (Schwarz & Arnason 1996; White & Brunham 1999). A $Pent$ paraméter esetében kizárólag időfüggő modelleket alkalmaztunk – ökológiai értelemben a populációba történő belépés mindig függ az időtől, mivel a populációt alkotó

imágók nem egyszerre jelennek meg. Az N paramétert minden esetben konstansnak tekintettük – annak ellenére, hogy a populáció méretét a két ivar együttes száma határozza meg –, mivel munkánk során csak a hím egyedek vizsgálata volt lehetséges. A modellillesztést követően Akaike (AICc) kritériumok alapján (Akaike 1973) modellszelekciót hajtottunk végre és a legkedvezőbb modell eredményeit fogadtuk el. Az *E. aurantiaria* esetében azonban a leginkább támogatott modell igen széles hibahatárokkal tudta csak megbecsülni napi-, vagy szuperpopuláció méretét; ez esetben nem a legkedvezőbb modellt használtuk a becsléshez (1. táblázat). Az adatok kiértékeléséhez a Mark 8.1 programot használtuk (White és Brunham 1999).

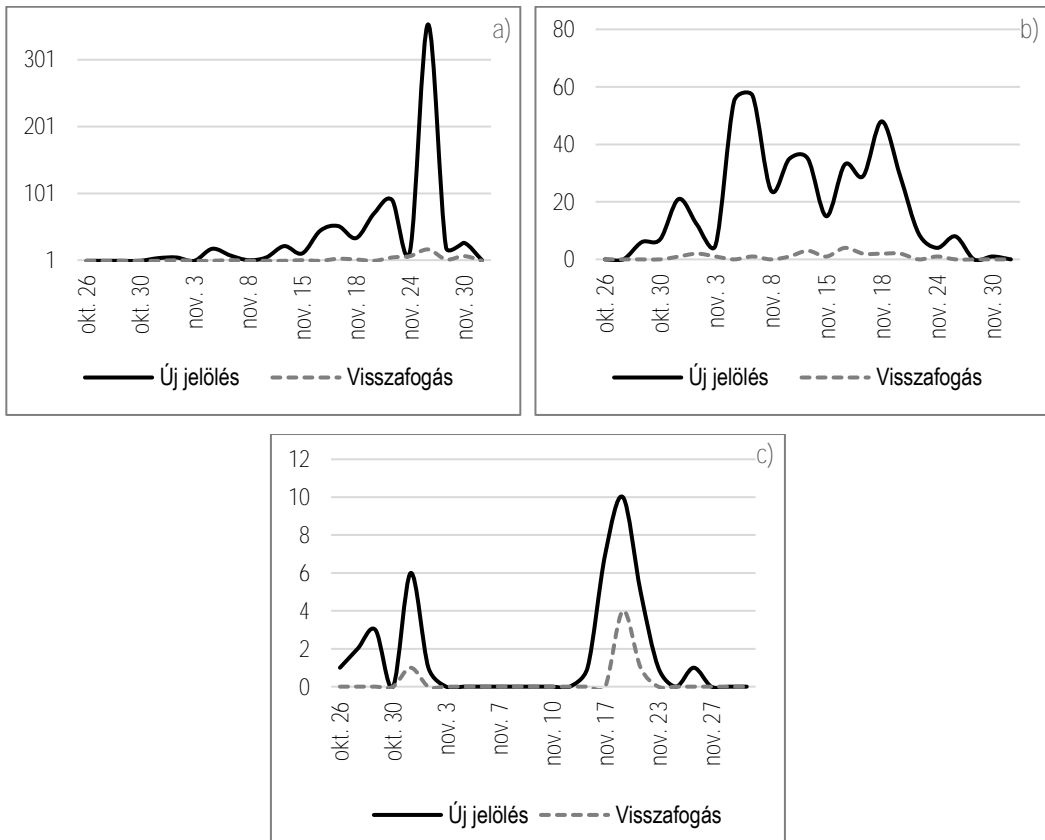
A naponta megjelölt és visszafogott egyedek számát erősen befolyásolták egyes abiotikus környezeti tényezők (pl. hőmérséklet, csapadékviszonyok, páratartalom, ködképződés), így a fénycsapdák az egyes napokon eltérő mértékben vonzhatták a lepkéket. A napi populációméret becslések eredményein ezért adat kiegyenlítést hajtottunk végre, hármas mozgó átlagos trendszámítással. Az első mintavételi nap elfogadtuk a becsült értéket; a második mintavételi naptól három egymást követő mintavételi nap becsült egyedszámát átlagoltuk (az adott mintavételi napra, azt megelőző és azt követő mintavételi napokra becsült egyedszámokból).

Megvizsgáltuk továbbá, hogy milyen arányban mozogtak a vizsgált lepkék az egyes mintavételi pontok között, illetve mekkora távolságot tettek meg a megjelölés helyétől.

EREDMÉNYEK

A vizsgálat során összesen 1235 lepkét jelöltünk meg (*C. pennaria*: 38 pld.; *E. defoliaria*: 764 pld.; *E. aurantiaria*: 433 pld.). A visszafogási arány a *C. pennaria* esetében 15,7% volt, míg az *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* visszafogási rátája ennél alacsonyabb (~5%) volt. A mintavételi napokon megjelölt és visszafogott imágók száma jelentősen különbözött mindhárom vizsgált faj esetében. Azokon a mintavételi napokon, amikor magasabb volt az új jelölések száma, a visszafogások száma is növekedett (2. ábra).

A modellszelekció eredményei alapján a *C. pennaria* és *E. defoliaria* populációméretét a leginkább összetett modell segítségével becsültük, amelyek szerint a megfogott imágók túlélési rátája, a visszafogási valószínűsége és a populációba történő belépése időfüggetlen. Az *E. aurantiaria* esetében a második legkedvezőbb modell alapján becsültük a populáció méretét. Ez esetben a túlélési ráta, a visszafogási valószínűség és a szuperpopuláció mérete konstans – tehát nem függ az eltelt időtől –, a populációba történő belépés pedig időfüggetlen (1. táblázat).



2. ábra: Új jelölések és visszafogások száma az egyes mintavételi napokon. (a) *Erannis defoliaria*, (b) *Erannis aurantiaria*, (c) *Colotis pennaria*.

Figure 2: Number of marks and recaptures on each sampling days: (a) *Erannis defoliaria*, (b) *Erannis aurantiaria*, (c) *Colotis pennaria*.

1. táblázat: A populációméret becsléshez elfogadott JS modellek.

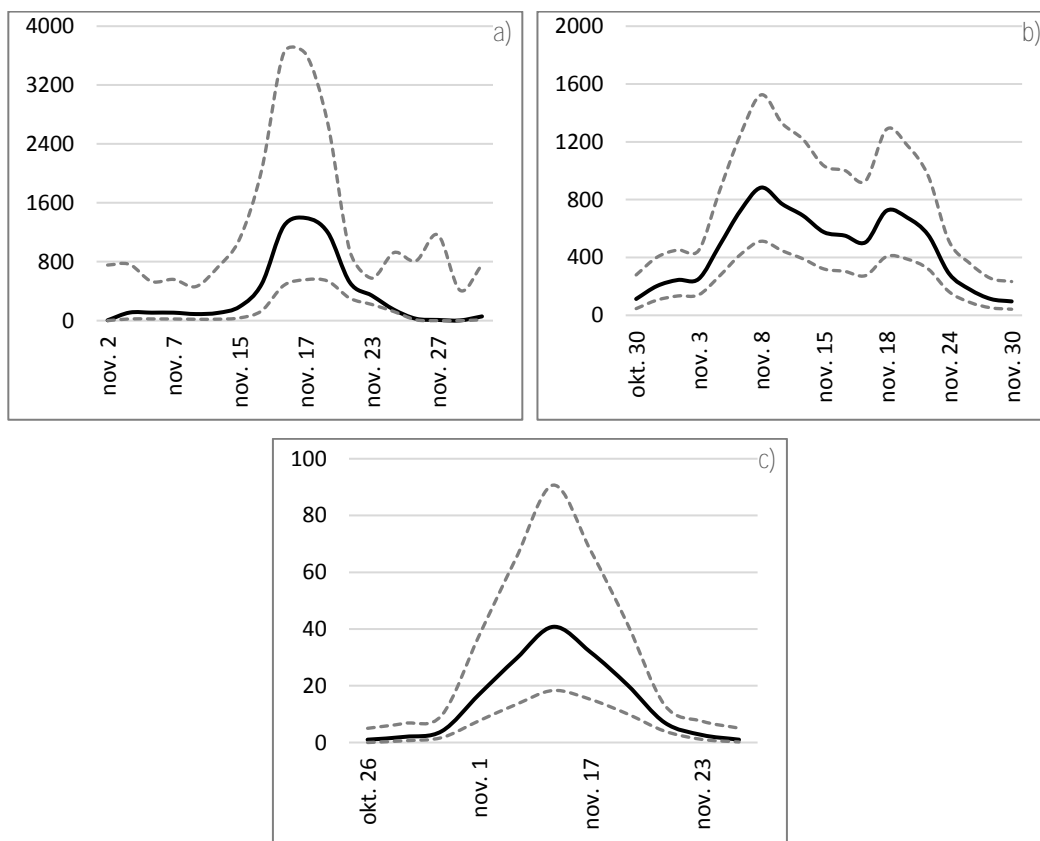
Table 1: JS models for the estimation of population size.

Faj	Modell	AICc	Δ AICc	Paraméterek száma
<i>C. pennaria</i>	$\phi(t)p(t)Pent(t)N(.)$	107,07	0,00	15
<i>E. defoliaria</i>	$\phi(t)p(t)Pent(t)N(.)$	522,57	0,00	40
<i>E. aurantiaria</i>	$\phi(.)p(.)Pent(t)N(.)$	378,30	9,76	15

A becült szuperpopuláció mérete mindhárom faj esetében tág konfidencia intervallumban mozgott. A becslések alapján a *C. pennaria* egyedszáma volt a legalacsonyabb a vizsgált fajok közül (945 pld. [95% CI: 511-1749]). A legmagasabb szuperpopuláció méretet az

E. defoliaria esetében becsültünk (12452 pld. [95% CI: 3283-47235]); ezt követte az *E. aurantiaria* (5918 pld. [95% CI: 3972-8818]).

A korrigált napi populáció méretek az *E. defoliaria* és *C. pennaria* esetében nagyjából kiegyenlítettek rajzáslefutást mutattak. Az *E. defoliaria* rajzáscsúcsa november 16-25 között figyelhető meg, míg a *C. pennaria* napi populációmérete november 1-18 között volt a legmagasabb. Az *E. aurantiaria* korrigált napi populációmérete kevésbé egyenletes lefutású, rajzáscsúcsa elhúzódóbb, mint az előző fajké (3. ábra).



3. ábra: A JS modellek becsült értékeiből korrigált napi populációméret és a 95%-os konfidencia intervallum. (a) *E. defoliaria*, (b) *E. aurantiaria*, (c) *C. pennaria*.

Figure 3. Daily population size and 95% confidence intervals estimated by JS models. Values were corrected by triple moving averaging. (a) *E. defoliaria*, (b) *E. aurantiaria*, (c) *C. pennaria*.

Megvizsgáltuk, hogy a jelölt lepkéket mekkora távolságra fogtuk vissza a megjelölés helyétől. A *C. pennaria* esetében csupán két példánynál figyeltünk meg elmozdulást, így eleendő adat hiányában nem végeztünk kiértékelést. Az *E. defoliaria* imágóknál összesen 16 esetben, míg az *E. aurantiaria* esetében 8 alkalommal detektáltunk elmozdulást. A lepkék

által megtett átlagos távolság az *E. defoliaria* esetében volt hosszabb: 160m (± 83 m), az *E. aurantiaria* imágók átlagos elmozdulása: 110m (± 49 m) volt.

MEGVITATÁS

Az adatok kiértékelése során becsült populációméret tág konfidencia intervallumban mozgott. A széles hibahatárok oka a visszafogások alacsonyabb arányával magyarázható. Nappali lepkék jelölés-visszafogás vizsgálata során általában 30% körüli visszafogás, illetve hosszabb visszafogás-történet (egy jelölt példány többszöri visszafogása) esetén lehet viszonylag szűk tartományon belül megbecsülni a populáció méretét. Éjszakai lepkék esetében azonban a mintavétel nehézségei miatt jóval nehezebb magas visszafogási arányt elérni. Továbbá, a nappali lepkék vizsgálata során általában néhány hektáros mintaterületen végzünk mintavételt, amely többnyire jól lefedi az ismert és potenciális élőhelyfoltokat. Erdei ökoszisztémákhoz kötődő éjszakai lepkék esetében – így vizsgálatunk célfajai esetében is – igen nehéz kis kiterjedésű, elszigetelt erdőállományt választani a vizsgálathoz. A nagyobb kiterjedésű élőhely reprezentatív mintavételezése pedig jóval nagyobb idő, pénz és energia-befektetést igényel, valamint több ember összehangolt munkáját követeli meg. Emellett a nappali lepkék az imágó stádium jelentős részében a talajfelszíntől körülbelül 2 méteres magasságig használják élőhelyeiket; a vizsgált araszoló lepkefajok lombos fákon polifág fejlődésűek, élőhelyeiket a talajfelszíntől a lombkorona szintig használják, ami tovább nehezíti megfigyelésüket.

Eredményeink alapján, az általunk választott ~30 ha területű erdőtümbben a célfajok jelölés-visszafogás vizsgálatához és a populációméret becsléséhez ajánlott magasabb számú mintavételi pontot kijelölni. Az *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* átlagos elmozdulása alapján a mintavételi pontok egymáshoz viszonyított ajánlott távolsága 100 méter.

Tapasztalataink szerint a kutatás során alkalmazott élvefogó fénycsapdázás módszere és a használt fényforrás megfelelő lehet a vizsgált araszoló lepkefajok jelölés-visszafogás vizsgálatához.

Munkánk végső konklúziója szerint a *C. pennaria*, *E. defoliaria* és *E. aurantiaria* araszoló lepkefajok jelölés-visszafogása és populációméret becslése további kutatásokat igényel, elsősorban a mintavételi pontok és mintavételi alkalomok optimális számának meghatározásához. Ellentétben az elvonásos fénycsapdázás módszerével, a jelölés-visszafogás vizsgálat realisabb képet adhat egyes éjszakai lepkefajok populációméretéről, de jelenlegi ismereteink még nem feltétlenül elegendő ahhoz, hogy megfelelő erdővédelmi prognózis állítsunk fel a várható károsítás mértékéről.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A terepi kutatás során Kálmán Kristóf segítette munkánkat, melyet ezúton köszönünk neki. Köszönetet mondunk továbbá Szeőke Kálmán és Korompai Tamás lektorok, illetve Király Gergely szerkesztő javaslataiért. A kutatás az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-16-4-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Akaike H. 1973: Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov B. N. & Csáki F. (eds): 2nd international symposium on information theory, Tsahkadsor, Armenia, USSR, September 2–8, 1971. Akadémiai Kiadó, Budapest, 267–281.
- Ambrus A. & Csóka Gy. 1987: A fenyőpohók (*Dendrolimus pini* L.) rajzásának vizsgálata jelöléssel (Lepidoptera). Folia Entomologica Hungarica 48: 289–300.
- Ambrus A. & Csóka Gy. 1988: A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) rajzásának vizsgálata feromoncsapdával és jelöléssel. Erdészeti Kutatások 80-81: 167–172.
- Ambrus A., Korompai T., Szabadfalvi A., Szabóky Cs., Petrányi G., Danyik T. et al. 2016: CMR population studies on the strictly protected *Polymixis rufocincta isolata* (Ronkay & Uherkovich 1983) in Hungary. Poster presentation, International Symposium: Future 4 Butterflies in Europe, 31 March – 02 April 2016, Wageningen, The Netherlands.
- Ambrus A., Szabadfalvi A., Kőrösi Á. & Patalenszki A. 2015: A fokozottan védett keleti lápi bagoly (*Arytrura musculus*) jelölés-visszafogásos populációvizsgálata egy természetkárosítási ügy kapcsán. Természetvédelmi Közlemények 21: 1–9.
- Csóka Gy. 1995: Lombfogyasztó lepkék tömeges fellépései tölgyeseinkben az 1961-1993 közötti időszakban. Erdészeti Lapok 130(11): 331–333.
- Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876.
- Hirka A. (ed) 2016: A 2015. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2016-ban várható károsítások. NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, NÉBIH Erdészeti Igazgatóság.
- Mészáros Z. & Szabóky Cs. 2012: A magyarországi nagylepkék gyakorlati albuma. Szalkay József Magyar Lepkészetű Egyesület, Budapest, 185.
- Schwarz C. J. & Arnason A. N. 1996: A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. Biometrics 52: 860–873. DOI: [10.2307/2533048](https://doi.org/10.2307/2533048)
- Szeőke K. 1973: Jelölt lepkék visszafogása higanygőzlámpás fénycsapdával a kibocsátási távolság függvényében. Növényvédelem 9(11): 509–511.
- Truxa C. & Fiedler K. 2012: Attraction to light – from how far do moths (Lepidoptera) return to weak artificial sources of light? European Journal of Entomology 109: 77–84. DOI: [10.14411/eje.2012.010](https://doi.org/10.14411/eje.2012.010)
- Vojnits A. 1980: Araszolólepkék I. Geometridae I. Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae), XVI. (8.). Akadémiai Kiadó, Budapest, 157.
- White G. C. & Burnham K. P. 1999: Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. Bird Study 46:120–138. DOI: [10.1080/00063659909477239](https://doi.org/10.1080/00063659909477239)

Érkezett: 2017. április 5.

Közlésre elfogadva: 2017. június 2.



Mérges dajkapók (*Cheiracanthium punctorium*) (hím)

Jellegzetes megjelenésű pók. Napsütéses, meleg, nyílt élőhelyeken fordul elő. A szintén könnyen felismerhető lakószövedékét magas lágyszárúak csúcsára készíti, amit a nőstény agresszívan őriz. Marása igen fájdalmas, kalapácsütés-szerű és lassan gyógyul.

Fotó és szöveg: Bali László (SOE)

TALAJCSAPDÁS ARACHNOLÓGIAI VIZSGÁLAT AZ ÁSOTTHALMI TANULMÁNYI-ERDŐBEN

Bali László¹, Szinetár Csaba², Andrési Dániel^{1,3}, Tuba Katalin¹ és Kálmán Kristóf¹

1 Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

2 ELTE, TTK SEK Biológia Tanszék

3 KEFAG Kiskunsági Erdészeti és Faipari Zrt.

Kivonat

Vizsgálatunk során az ásosthalmi Tanulmányi-erdő talajfelszíni pókfaunáját mértük fel talajcsapdázással a 2014-es évben, március és október hónapok között. A vizsgálati terület három, egymástól jól elkülöníthető élőhelyéről gyűjtöttünk adatokat: 2-2 mintavétel tölgyesben, fenyvesben és tisztáson. A Tanulmányi-erdő vizsgált részleteinek talajfelszínen élő pókközösséget hasonlítottuk össze a fajkompozíciók, azok természetessége és néhány további közösség-ökológiai mutató alapján. A párhuzamos felmérések adatai alapján megállapítottuk, hogy a három élettér mind egyedszám, mind fajszám, mind diverzitás alapján egyértelműen eltér egymástól. A terület természetessége általánosan jónak mondható, ez különösen a tisztások esetében jellemző. Az erdőkhöz és erdőszegélyekhez kötődő fajok a fás élőhelyeken, míg a nyílt és száraz élőhelyeket kedvelők a tisztásokon voltak nagyobb arányban jelen.

Kulcsszavak: talajcsapdázás, talajfelszíni pók közösségek, *Araneae*, fenyves, tölgyes, tisztás.

PITFALL TRAPPING ARACHNOLOGICAL SURVEY IN THE EDUCATIONAL FOREST OF **ÁSOTTHALOM**

Abstract

During our research we surveyed the ground-dwelling spider fauna of the Educational Forest of Ásosthalmom by pitfall trapping. The research was conducted from March to October in 2014. We collected data from three different habitats with 2 sampling sites for each: oak forest, pine forest and clearing. Our goals were to assess the ground-dwelling spider assemblages of the habitats, compare their spider fauna, determine their naturalness and examine their basic community-ecological indices. According to our data, species- and specimen number and diversity can separate the three habitats. The originality of the survey area is good, especially the clearings'. The forest and forest-edge inhabiting species were more abundant in the woodlands, while the open and dry conditions preferring species were more frequent in the clearings.

Keywords: pitfall trapping, ground-dwelling spider assemblages, *Araneae*, pine forest, oak forest, clearing.

Levelező szerző/Correspondence:

Bali László, H-9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., email: bali.laszlo@uni-sopron.hu

BEVEZETÉS

Ásotthalom a Nagyalföld erdészeti tájon belül a Duna-Tisza közti hátság tájrészlet déli részén fekszik (Halász 2006). A település környékén elterülő erdők területe közel 5000 hektár. A vizsgálatunk tárgyát képező, a Bedő Albert Erdészeti Szakképző Iskola és Kollégium által kezelt Tanulmányi erdő területe 441 hektár. Vizsgálatunk során az erdő hat részletének talajfelszíni pókfaunáját mértük fel 2014-ben. Összesen három, egymástól jól elkülöníthető élőhelytípusból gyűjtöttünk adatokat, két tölgyes, két kultúrfenyves és két tisztás területéről. A vizsgált erdő területén ezt megelőzően arachnológiai vizsgálat még nem, de például futóbogarakkal foglalkozó (Andrési et al 2015, Kálmán 2016) már zajlott.

Az Alföld erdei arachnológiai szempontból meglehetősen hiányosan kutatottak. Az itt végzett kutatások közül Gallé & Torma (2009), Szinetár et al (2011), valamint Gallé et al (2014) munkáit emelhetjük ki, amelyek részben honos pusztai tölgyesekkel, valamint ültetett nyárasokkal foglalkoztak.

Jelen vizsgálat céljai voltak a Tanulmányi erdő talajfelszíni pókközösségeinek vizsgálata, valamint a három eltérő élőhely összehasonlítása a pókközösségek természetességi- és néhány további közösség-ökológiai mutatója segítségével.

Választásunk azért erre az izeltlábú csoportra esett, mivel erdészeti vonatkozásban viszonylag kevésbé kutatottak. Holott a pókok, mint generalista ragadozó szervezetek, az erdei ökoszisztémáknak fontos részét képezik (Wise 1993); valamint, mint indikátor szervezetek, érzékenyen reagálnak a környezeti tényezők és a vegetáció strukturális változásaira (Horváth et al 2009, Horváth 2012, Maelfaitl & Hendrickx 1997), továbbá jól ismételtetően, költséghatékonyan gyűjthetők, ökológiai szempontból jól értelmezhető az előfordulásuk, és egyszerűen vizsgálhatók (Ferris et al 2000).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az adatgyűjtéshez védőtetővel ellátott Barber-féle duplaedényes talajcsapdákat használtunk (Barber 1931), amelyekbe ölfolyadékként 2 dl, 10 t^o%-os ecetsavat töltöttünk. A csapdák kihelyezése 2014.03.29-én történt. A hat mintaterületen (két tölgyes, két kultúrfenyves, két tisztás) (1. ábra), háromszoros ismétléssel, összesen 18 csapdát üzemeltettünk. A vizsgált erdőrészek összes területe 22,43 ha volt (1. táblázat).

Az alkalmazott gyűjtési módszer a külföldi és a hazai gyakorlatban egyaránt elterjedt a talajfelszínen élő pókok vizsgálatában (Woodcock 2005, Kádár & Samu 2006). A csapdák ürítése 2014.04.19.-2014.10.27. között háromheti rendszerességgel, összesen 10 alkalommal történt, a csapdák így összesen 212 napig működtek. A begyűjtött mintákat laboratóriumi körülmények között válogattuk szét és a meghatározásig 70%-os etil-alkoholban tároltuk.

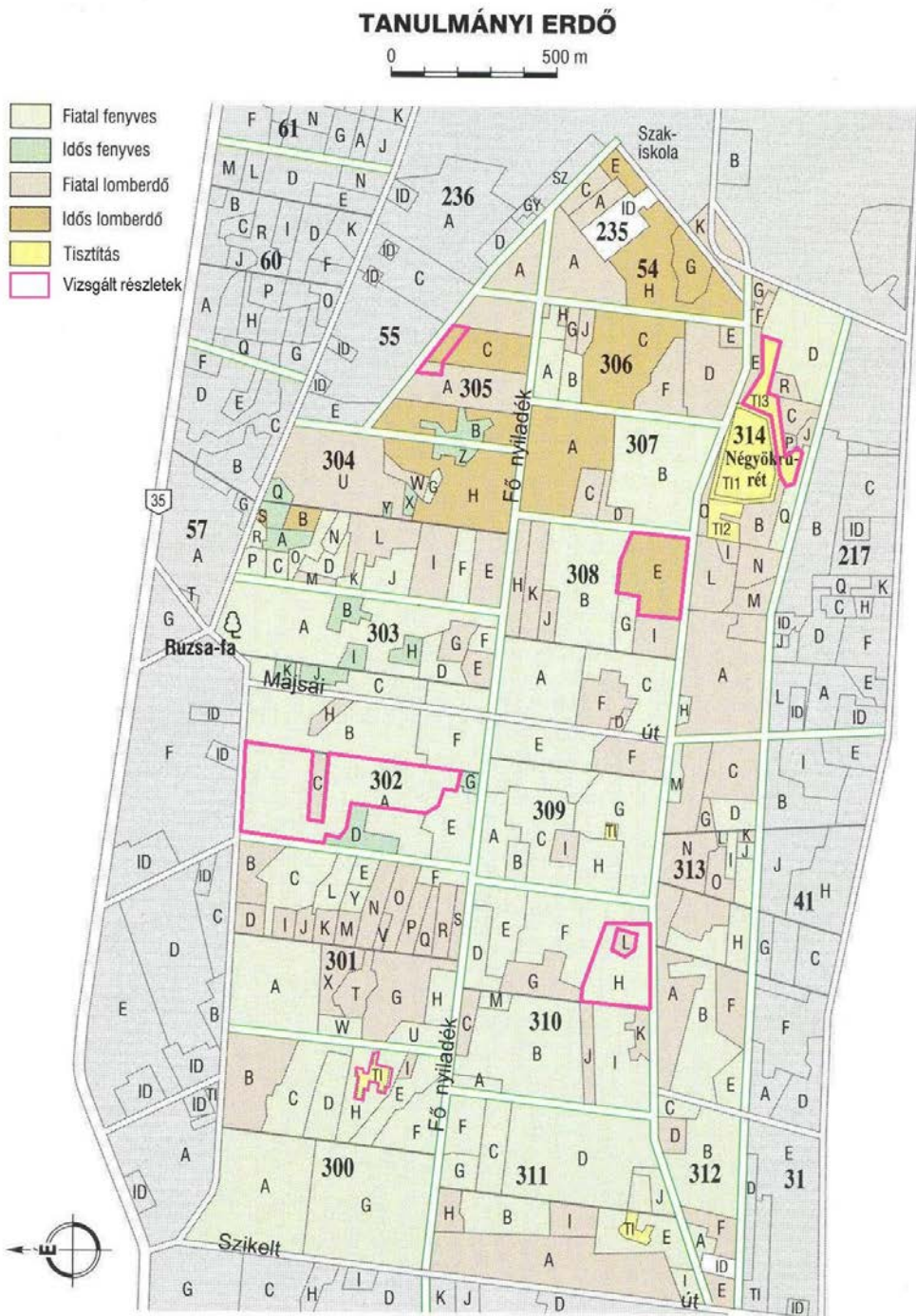
1. táblázat: A vizsgált területek jellemzői.
Table 1: The attributes of the survey areas.

Részlet neve	Jelölés	Élőhely jellege	Terület (ha)	Kor
300/TI2	R1	Tisztás (nyílt homoki gyep)	0,57	-
302/A	F1	Erdei- és feketefenyves	11,26	38
305/F	T1	Kocsányos tölgyes	0,76	118
308/E	T2	Szlavón tölgyes	4,05	106
310/H	F2	Erdei- és feketefenyves	3,81	46
314/TI3	R2	Tisztás (zárt homoki gyep)	1,98	-

A pókfajok gyakoriságának jellemzéséhez Palmgren & Lönnqvist (1974), valamint Szinetár et al (2006) által alkalmazott dominancia kategóriákat használtuk, melyek az alábbiak voltak: 0,2%-ig ritka; 0,2–0,5%: szórványos; 0,5–2%: gyakori; 2-5%: szubdomináns; 5% felett domináns; 10% feletti gyakoriság esetén pedig a szuperdomináns kategóriát alkalmaztuk.

Mivel a szuperdomináns és domináns fajok ökológiai igényei jól jellemzik az adott mintaterületeket, ezért ezeket a vonatkozó fejezetben röviden ismertettük, amihez Hänggi et al (1995), valamint Buchar & Růžička (2002) munkáit vettük alapul. A vizsgált szempontok az élőhely természetességi foka (természetes, természetközeli, bolygatott, mesterséges), az élőhely típusa (erdei, szegélyben élő, nyílt területen élő), a megvilágítottság (árnyékolt, részlegesen árnyékolt) és a humiditás (száraz, humid) voltak.

A pókközösségeket a fajdiverzitás (Shannon-Weaver diverzitási index (Shannon & Weaver 1949)), valamint a kiegyenlítettség (ekvitabilitás) alapján is összehasonlítottuk. Utóbbi inkább a ritkább fajokra tekinthető érzékenynek. Az egyes csapdák és élőhelyrészek fajgyűjtései közötti hasonlóságok megállapításához (Bray-Curtis indexen alapuló (Bray & Curtis 1957) ordinációs vizsgálatot végeztünk, aminek módszere nem-metrikus többdimenziós skálázás (Non-metric MDS) volt. Az egyes csapdák összehasonlítását elvégeztük még a Jaccard-féle fajazonossági index (Jaccard 1912) alapján is. A fajösszetétel-azonosság indexet az egyes mintaterületekre vetítve, az összehasonlított életterek teljes egyedszámának arányában, a Renkonen indexhez (Renkonen 1938) hasonlóan készítettük: az egyes mintaterületek az egyedszámokkal súlyozott fajkészletük szerint, páronként kerültek összehasonlításra, azon értékeket figyelembe véve, amelyek mindkét mintában megtalálhatóak, mégpedig a közös egyedszám függvényében. Elvégeztük a hat mintaterületet Rényi-féle diverzitásrendezést is (Rényi 1961).



1. ábra: Az ásotthalmi Tanulmányi erdő a vizsgált részletekkel.

Figure 1: The Educational forest of Ásotthalom with the surveyed compartments (red).

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A vizsgálat során összesen 2943 pók került befogásra, amelyből 22 család 68 fajának 2030 egyedét sikerült faji szinten beazonosítani. Az átlagos fogás 0,77 egyed/csapda/nap és 0,02 faj/csapda/nap volt. Ezen adatok alapján az ásothalmi Tanulmányi erdő élőhelyeinek talajfelszíni pókközösségeinek fajszáma hasonló (0,02 f/cs/n), egy nyugat-magyarországi cseresben tapasztalhoz. Az egyedszám a cseresben (Vép 32/D) 1,03 e/cs/n volt (Bali et al 2016a), ennél az értéknél a Tanulmányi erdő tölgyesei magasabbat (1,35 e/cs/n), a fenyvesek (0,63 e/cs/n) és gyepterületek (0,34 e/cs/n) pedig alacsonyabbat mutattak. A legtöbb egyed (959) a T2, a legkevesebbet (184) pedig a R1 területen fogtuk. A vizsgált három élőhely talajfelszíni pókjainak abundanciája tehát jelentősen különbözik egymástól: a tölgyesekben az összes egyedszám közel 60%-át, míg a fenyvesekben a teljes egyedszám 25%-át, a gyepekben pedig mindössze 15%-át fogtuk. A legmagasabb fajszámot (35) a R2, a legalacsonyabbat (21) pedig a T1 területen kaptuk (2. táblázat).

2. táblázat: Fogási eredmények (D – dominancia; kiemelve – az 5-nél nagyobb dominancia értékű fajok).
Table 2: The trapping results (D – dominance; bold – species with dominance values exceeding 5).

Taxon	Tölgyes (T)			Fenyves (F)			Tisztás (R)		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Nemesiidae</i> spp. juv.	-	-	-	-	-	-	1	2	-
<i>Nemesia pannonica</i> Herman, 1879	-	-	-	-	1	0,13	6	13	4,41
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	12	18	1,75	-	4	0,50	-	-	-
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	-	2	0,12	2	-	0,25	-	-	-
<i>Eresus kollari</i> Rossi, 1846	-	-	-	-	-	-	1	-	0,23
<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851)	-	2	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Lynphiidae</i> spp. juv.	4	11	-	24	12	-	6	2	-
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	1	-	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Canariphantes nanus</i> (Kulczyński, 1898)	30	72	5,95	51	35	10,79	2	5	1,62
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-

Taxon	Tölgyes (T)			Fenyves (F)			Tisztás (R)		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	4	80	4,90	-	-	-	-	1	0,23
<i>Panamomops mengei</i> Simon, 1926	-	-	-	1	1	0,25	-	-	-
<i>Pelecopsis radicolica</i> (L. Koch, 1872)	-	-	-	-	-	-	1	-	0,23
<i>Sintula spiniger</i> (Balogh, 1935)	-	-	-	10	1	1,38	15	4	4,41
<i>Trichoncus affinis</i> (Kulczyński, 1894)	-	-	-	-	-	-	-	3	0,70
<i>Trichopterna cito</i> (O. P.-Cambridge, 1872)	-	-	-	-	-	-	1	-	0,23
<i>Walckenaeria obusta</i> Blackwall, 1836	-	-	-	-	-	-	-	1	0,23
<i>Tetraganthidae</i> spp. juv.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1757)	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	-	7	0,41	1	-	0,13	-	-	-
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	-	-	-	1	-	0,13	1	-	0,23
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	-	1	0,06	2	-	0,25	-	1	0,23
<i>Euryopsis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	-	-	-	-	-	-	1	-	0,23
<i>Episinus truncatus</i> Latreille, 1809	1	1	0,12	4	14	2,26	-	-	-
<i>Lycosidae</i> spp. juv.	249	85	-	130	100	-	68	38	-
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	-	-	-	-	-	-	-	3	0,70
<i>Alopecosa cuneata</i> (Cleck, 1757)	-	-	-	-	-	-	2	12	3,25
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	-	1	0,06	-	-	-	1	6	1,62
<i>Alopecosa sulzeri</i> (Pavesi, 1873)	-	1	0,06	6	18	3,01	11	4	3,48

Taxon	Tölgyes (T)			Fenyves (F)			Tisztás (R)		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	-	-	-	1	1	0,25	-	2	0,46
<i>Alopecossa trabalis</i> (Clerck, 1757)	-	-	-	-	-	-	-	1	0,23
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	27	57	4,90	8	15	2,89	3	-	0,70
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	3	10	0,76	36	18	6,78	-	2	0,46
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	318	389	41,22	66	44	13,80	2	2	0,93
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	-	-	-	-	-	-	-	1	0,23
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	-	-	-	1	-	0,13	-	1	0,23
<i>Miturgidae</i> spp. juv.	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Zora pardalis</i> Simon, 1878	-	-	-	-	-	-	1	1	0,46
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	5	-	0,29	-	-	-	-	-	-
<i>Cryphoeca silvicola</i> (C. L. Koch, 1834)	-	-	-	1	-	0,13	-	-	-
<i>Zodarion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	7	21	1,63	1	1	0,25	-	14	3,25
<i>Clubonia comta</i> C. L. Koch, 1839	2	-	0,12	1	-	0,13	-	-	-
<i>Cheiracanthium elegans</i> Thorell, 1875	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Titanocea schineri</i> L. Koch, 1872	1	3	0,23	2	9	1,38	2	-	0,46
<i>Gnaphosidae</i> spp. juv.	16	24	-	13	43	-	3	27	-
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	-	-	-	-	-	-	2	-	0,46
<i>Drassylus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	-	-	-	-	-	-	2	1	0,70
<i>Drassylus villicus</i> (Thorell, 1875)	18	44	3,62	2	11	1,63	3	2	1,16

Taxon	Tölgyes (T)			Fenyves (F)			Tisztás (R)		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Gnaphosa mongolica</i> Simon, 1895	-	-	-	-	-	-	1	-	0,23
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	-	1	0,06	-	-	-	1	6	1,62
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	-	4	0,23	-	-	-	-	-	-
<i>Micaria dives</i> (Lucas, 1846)	-	-	-	-	-	-	-	1	0,23
<i>Nomisia exoranta</i> (C. L. Koch, 1839)	-	-	-	-	-	-	-	1	0,23
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	2	8	0,58	-	4	0,50	1	-	0,23
<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	11	28	2,27	27	28	6,90	1	1	0,46
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	-	1	0,06	1	-	0,13	11	22	7,66
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	-	-	-	-	-	-	-	2	0,46
<i>Philodromidae</i> spp. juv.	1	-	-	-	2	-	1	3	-
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Philodromus fuscomargi- natus</i> (De Geer, 1778)	-	-	-	1	-	0,13	-	-	-
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	-	-	-	-	1	0,13	1	24	5,80
<i>Thomisidae</i> spp. juv.	3	3	-	2	3	-	3	2	-
<i>Ozyptila particola</i> (C. L. Koch, 1837)	5	36	2,39	-	-	-	-	1	0,23
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	1	-	0,06	-	-	-	16	11	6,26
<i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	23	38	3,56	2	20	2,76	-	-	-
<i>Xysticus robustus</i> (Hahn, 1832)	-	1	0,06	-	1	0,13	-	8	1,86

Taxon	Tölgyes (T)			Fenyves (F)			Tisztás (R)		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Salticidae</i> spp. juv.	-	1	-	-	1	-	6	5	-
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	-	-	-	-	-	-	1	1	0,46
<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)	1	2	0,17	-	-	-	-	-	-
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	-	-	-	-	1	0,13	2	-	0,46
<i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832)	-	-	-	-	-	-	-	1	0,23
<i>Marpissa muscosa</i> (Clerck, 1757)	-	-	-	-	1	0,13	-	-	-
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)	1	-	0,06	-	3	0,38	1	-	0,23
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	-	-	-	-	-	-	-	4	0,93
<i>Phrurolithus minimus</i> C. L. Koch, 1839	2	-	0,12	1	1	0,25	1	1	0,46
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	-	-	-	-	2	0,25	-	-	-
Juvenilis	8	1	-	1	1	-	-	4	-
Nem meghatározható	-	1	-	-	-	-	1	-	-
Összes egyedszám	756	959	1715	400	397	797	184	247	431
Egyedszám/csapda/nap	1,19	1,51	1,35	0,63	0,62	0,63	0,29	0,39	0,34
Összes fajszám	21	30	36	25	23	33	30	35	47
Fajszám/csapda/nap	0,03	0,05	0,03	0,04	0,04	0,03	0,05	0,06	0,04

A gyűjtött anyagban a legfajgazdagabbnak a kövipókok (*Gnaphosidae*) családja bizonyult, 12 fajjal. A legtöbb egyed (1741), a farkaspókok (*Lycosidae*) családjából került elő. A család nagy egyedszáma többek között annak köszönhető, hogy ezek az állatok egy nap alatt több tíz méteres távolságot tudnak megtenni (Greenstone 1979, Kiss & Samu 2000), így rövid idő alatt képesek a habitatok, mikrohabitatok között vándorolni. Tehetik ezt táplálékszerzés céljából, vagy azért, hogy az abiotikus tényezőkben bekövetkező változásokat kompenzálják.



A legnagyobb egyedszámmal a *Pardosa alacris* (C. L. Koch, 1833) került elő, összesen 821 egyeddel. Ez a faj szuperdomináns volt mind a tölgyes, mind a fenyves mintaterületeken. A kimutatott magas egyedszám egybevág azzal, hogy ez a faj a magyarországi erdők egyik leggyakoribb pókfaja. Az erdőktől csak kissé távolodik el (Loksa 1972), a talajfelszínen lévő avar és részleges árnyékolás szükséges számára. Kerüli a szélsőségesen száraz, meleg és nyílt élőhelyeket (Szinetár 2006). A mérsékelt száraz és részlegesen nyílt erdőket és erdőszegélyeket kedveli.

A *Canariphantes nanus* (Kulczyński, 1898) a fenyves területeken szuperdomináns, a tölgyesekben pedig domináns volt. Ezzel egybevág a korábbi adatai, miszerint főként száraz, nyílt élőhelyekhez, valamint fenyő- és tölgyerdőkhöz kötődik (Gnelista 2008).

A *Trochosa terricola* Thorell, 1856 a fenyvesekben volt domináns. Ez a faj füves területekre, lomb- és nyitvatermő erdőkre, valamint erdőszegélyekre jellemző. A mi vizsgálatunk is hasonló eredményeket hozott. Elmondható még róla, hogy a valamelyest humid körülményeket kedveli. Egy korábbi felmérésünkben (Bali et al 2016a) és jelen vizsgálatunkban is jellemzően együtt fordult elő a *P. alacris* fajjal.

A *Zelotes apricorum* (L. Koch, 1876) szintén a fenyvesekben volt domináns. A megvilágítottság és humiditás szempontjából tágtűrűsűnek mondható.

A *Zelotes electus* (C. L. Koch, 1839) a tisztások esetében volt domináns. Száraz, nyílt és füves területekhez köthető, amit adataink megerősítenek.

A *Thanatus arenarius* L. Koch, 1872 is a tisztásokon volt domináns. Ez a faj szintén száraz és nyílt élőhelyekhez köthető.

Az előző fajhoz hasonlóan a tisztásokon volt domináns a *Xysticus kochi* Thorell, 1872. Ez a faj is száraz és nyílt élőhelyekhez, jellemzően rétekhez és egyéb füves területekhez köthető.

Faunisztikai és természetvédelmi szempontból is kiemelendő két védett faj, a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) és a skarlát bikapók (*Eresus kollari* Rossi, 1846) jelenléte. Mindkét faj ritka, értékes és védett tagja a magyarországi pókfaunának (100/2012. (IX. 28.) VM rendelet). A magyar aknászpók fenyőállomány alól való előkerülése valószínűleg annak gyeperedetével magyarázható (Bali et al 2016b).

A tölgyes és a fenyves területeken a legnagyobb arányban a természetközeli élőhelyekhez köthető fajok egyedei voltak jelen, míg a gyepterületek esetében a természetes (klimax) élőhelyekhez köthető fajoké. A bolygatott állapotokat jelző fajok példányai a fenyves, míg a mesterséges állapotokat tolerálóké a tölgyes területekben voltak a legnagyobb arányban jelen. Az erdőkhöz köthető fajok aránya a fenyvesekben, a szegélyekhez köthetőké a tölgyesekben volt a legmagasabb. Mind a nyílt, mind a szárazabb élőhelyeket jelző fajok egyedei a gyepterületeken voltak jelen igen nagy arányban (3. táblázat).

A diverzitás index értékei viszonylag alacsonyak voltak és nagy szórást mutattak (1,43-2,98), a legalacsonyabb értéket a T1, míg a legmagasabbat a R2 területen kaptuk. A ki egyenlítettség értékei átlagosan magasabbak, de szintén jelentős szórás volt tapasztalható köztük (0,47-0,84), a legalacsonyabbat szintén a T1, míg a legmagasabbat szintén a R2 területen kaptuk (3. táblázat). Mindezek oka lehet a tölgyesekben tapasztalt nagy, valamint

a tisztások esetében tapasztalt alacsony egyedszám, ugyanis az alkalmazott mutatók ezekre az értékre érzékenyek.

3. táblázat: A jelző fajok ökológiai igények (az élőhely természetességi foka, jellege, nyíltsága és humiditása) szerinti százalékos aránya az adott élőhelyen fogott összes egyedszámhoz viszonyítva, valamint a Shannon-Weaver indexek és az ekvitabilitás.

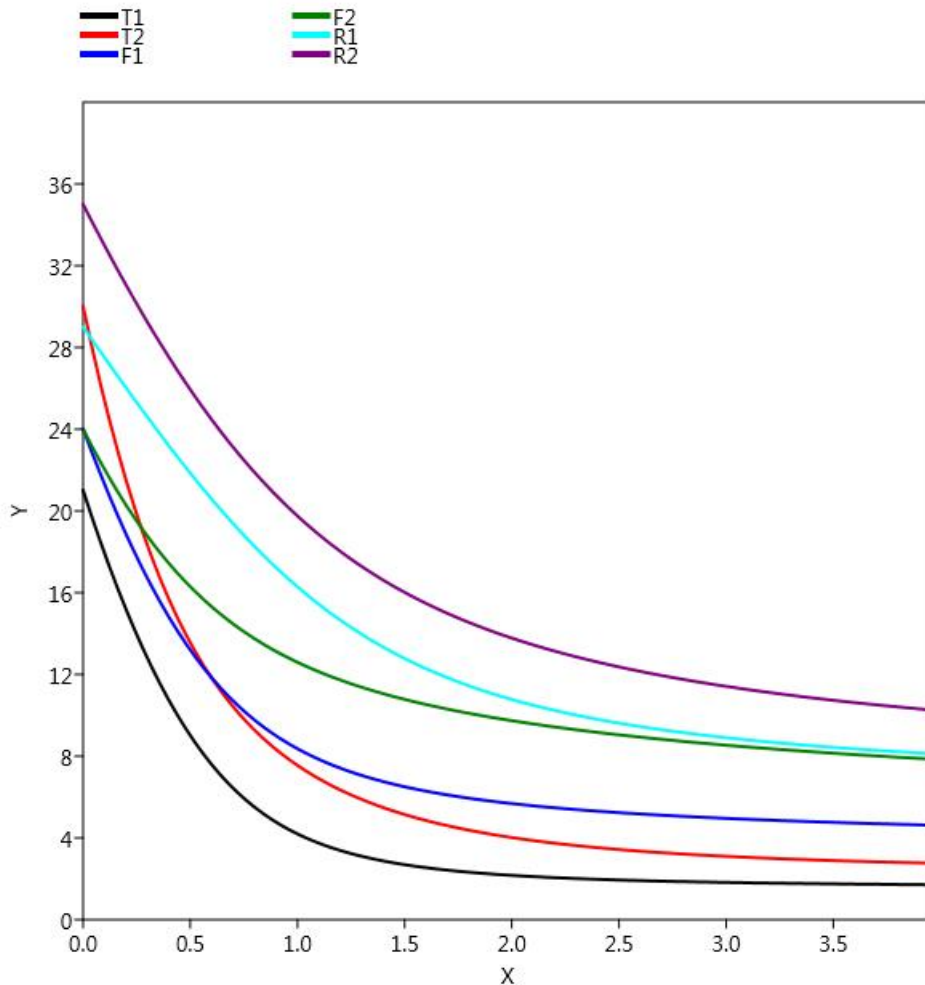
Table 3: The rate of the species with ecological preferences (naturalness of the habitats, lightness and humidity) according to the total specimen number in a habitat, and the Shannon-Weaver and the equitability indices.

Mutatók	Tölgyes (T)		Fenyves (F)		Tisztás (R)		Faj	Egyed
	1	2	1	2	1	2		
Természetes	12,73	22,38	29,26	41,53	39,73	58,68	26	526
Természetközeli	75,71	53,77	45,32	40,97	24,87	17,43	24	1 111
Bolygatott	1,65	1,32	15,84	7,93	3,24	12,26	6	99
Mesterséges	2,54	2,55	0,00	1,75	0,00	0,00	1	34
Erdő	5,04	8,97	15,03	20,73	16,34	7,33	15	210
Szegély	67,52	42,29	47,15	26,40	4,88	3,26	6	903
Nyílt	5,70	7,16	6,91	19,79	51,16	64,86	28	303
Árnyékos	7,11	9,66	1,59	8,58	1,01	4,06	11	147
Száraz	25,94	33,99	36,49	58,12	66,62	82,05	37	805
Humid	2,13	7,69	16,66	8,85	0,00	4,34	14	138
Shannon-Weaver	1,43	2,02	2,12	2,53	2,79	2,98		
Ekvitabilitás	0,47	0,59	0,67	0,80	0,83	0,84		

A diverzitásrendezés ábráján az egyes területek görbéi viszonylag jól elkülönülnek egymástól, legfőképpen a tisztások, legallul pedig a tölgyes területeké fut. A görbék, a T2 területet leszámítva, nem metszik egymást. Ez az F1, F2 és R1 területek görbéit metszi (2. ábra). Ezek alapján megállapítható, hogy a legmagasabb diverzitás a tisztások esetében (aminek oka a magas fajszám is lehet), a legalacsonyabb pedig a tölgyesekben tapasztalható, de a T2 terület, valószínűleg az ott csapdázott kimagaslóan nagy egyedszám miatt, ilyen szempontból nem feltétlenül hasonlítható össze a fenyves és tisztás területekkel.

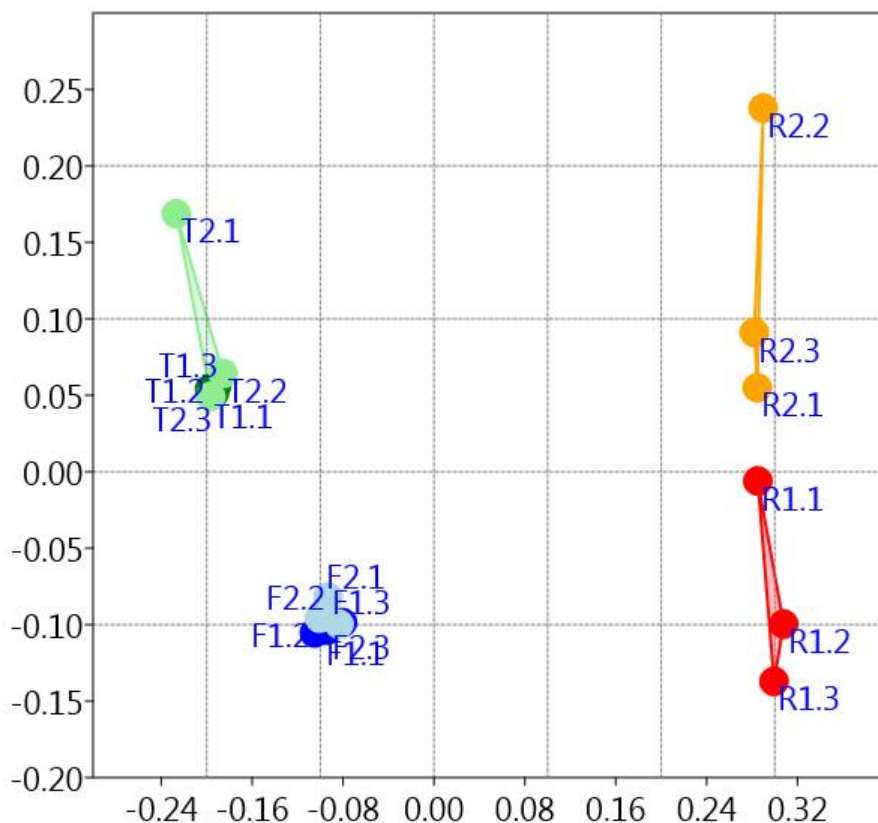
Az ordinációs vizsgálat stressz-függvényének (ST) értéke 0,09, ami igen közel esik a 0,1–0,2 konfidenciaintervallumhoz (Podani 1997), így relevánsnak tartjuk. A vizsgálat eredménye szerint az egyes élőhelyek jól elkülönülnek egymástól. Az adott élőhelyhez tartozó mintaterületek a tisztások esetében térnek el legjobban, itt az egyes csapdák között is nagyok a különbségek (3. ábra). Mindez szintén magyarázható egyrészt az egyes mintavételi helyek között tapasztalt jelentős egyedszám eltéréssel, valamint minden bizonnyal az élőhelyek eleve eltérő jellegéből adódó különbségekkel is. Míg az erdőállományon belül, az azokhoz köthető fajok viszonylagos könnyedséggel mozoghatnak a számukra kedvező élet-

terekben és azok között, addig a tisztások egyfajta szigetként viselkednek, így fajösszetételük között kialakulhatnak kisebb-nagyobb különbségek. A fenyves és tölgyes területek közötti eltérés leginkább a jelentősen eltérő egyedszámmal, valamint a fajösszetétel béli különbségekkel magyarázható.



2. ábra: A mintaterületek Rényi-féle diverzitás profiljainak görbéi.
Figure 2: Diversity profiles of the sampling sites.

A Jaccard hasonlósági index alapján elvégzett, és a fajösszetétel-azonosság alapján történt összehasonlítás is hasonló eredményt mutat, mind egymással, mind az előző vizsgálatokkal (4. táblázat). A legnagyobb hasonlóság az egyes mintavételi helyekhez tartozó csapdák között van. Mindkét index szerint leginkább a tisztás-területek térnek el a másik két élőhelytől.



3. ábra: A minden csapdát tartalmazó, Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló ordinációs vizsgálat.
 Figure 3: Ordination, according to the Bray-Curtis similarity index, including every traps.

4. táblázat: A mintaterületek közötti Jaccard-hasonlósági indexek, valamint a fajösszetétel-azonosság (dőlt) értékei.

Table 4: Jaccard Indices and species composition similarity (*italic*) values among the survey areas.

Mintaterületek		Tölgyes (T)		Fenyves (F)		Tisztás (R)	
		1	2	1	2	1	2
Tölgyes (T)	1		0,42	0,36	0,45	0,25	0,22
	2	<i>35,40</i>		0,38	0,35	0,23	0,27
Fenyves (F)	1	<i>17,90</i>	<i>16,57</i>		0,45	0,26	0,28
	2	<i>20,42</i>	<i>16,67</i>	<i>32,97</i>		0,36	0,28
Tisztás (R)	1	<i>2,81</i>	<i>1,94</i>	<i>9,60</i>	<i>9,42</i>		0,36
	2	<i>3,60</i>	<i>3,41</i>	<i>6,87</i>	<i>5,76</i>	<i>20,16</i>	

ÖSSZEFOGLALÁS

Az ásosthalmi Tanulmányi erdő, adataink alapján, az eltérő élőhelytípusok jelenlétének köszönhetően viszonylag diverz talajfelszíni pókfaunával rendelkezik. A vizsgált élőhelyek egyértelműen elkülönülnek egymástól. A legnagyobb diverzitást a tisztások mutatják, ugyanakkor a legmagasabb egyedszám a tölgyesekben volt tapasztalható. Az erdő természetessége viszonylag jó, bolygatást és mesterséges körülményeket jelző fajok csak alacsony arányban voltak jelen, de a tisztások természetessége egyértelműen magasabb a két fás területénél. A terület általánosan száraznak mondható, de a három vizsgált élőhely közül ilyen tekintetben is kiemelkednek a tisztások, ahol a száraz körülményeket jelző fajok aránya kimagasló, valamint (ehhez kapcsolódóan) a nyílt területekre jellemző fajok is sokkal gyakoribbak itt, mint az erdőkben.

Vizsgálatunk során több országosan ritka, valamint védett faj is előkerült (Bali et al 2016b). Ezek közül az *E. kollari* és *N. pannonica* mindenképpen külön figyelmet érdemelnek, jelenlétükkel növelik a terület természetvédelmi értékét. A két faj populációdinamikájának részletesebb megismerése érdekében érdemesnek tartjuk további, célzott vizsgálatok elvégzését a területen.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk Andrési Pálnak a csapdák rendszeres üritésében nyújtott segítségért. Kutatásunkat a TÁMOP-4.2.2B-15/1/KONV-2015-0005 pályázat támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Andrés D., Kálmán K., Andrésiné Ambrus I. & Lakatos F. 2015: Adatok az ásosthalmi Tanulmányi erdő futóbogár faunájához (Coleoptera: Carabidae). In: Lipák L. (ed): Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap XXIII.: Tudományos eredmények a gyakorlatban, 89–95.
- Bali L., Szinetár Cs., Andrési D., Kámpel J. & Tuba K. 2016a: Mesterségesen kialakított lécek talajközeli élő pókfaunájának (Araneae) vizsgálata. *Növényvédelem* 52(6): 287–296.
- Bali L., Szinetár Cs., Andrési D., Tuba K. & Kálmán K. 2016b: Ritka és védett pókfajok előfordulása az ásosthalmi tanulmányi erdő területéről In: Lipák L. (ed): Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap XXIV.: Tudományos eredmények a gyakorlatban, 43–48.
- Barber H. S. 1931: Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46: 259–266.
- Bray J. R. & Curtis J. T. 1957: An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349. DOI: [10.2307/1942268](https://doi.org/10.2307/1942268)
- Buchar J. & Růžička V. 2002: *Catalogue of Spiders of the Czech Republic*. Peres Publishers, Praha, 17–189.

- Ferris R., Peace A. J. & Humphrey J. W. 2000: Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. *Forest Ecology and Management* 136(1-3): 35–51. DOI: [10.1016/S0378-1127\(99\)00268-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00268-6)
- Gallé R. & Torma A. 2009: Epigeic spider (*Araneae*) assemblages of natural forest edges in the Kiskunság (Hungary). *Community Ecology* 10(2): 146–151. DOI: [10.1556/ComEc.10.2009.2.2](https://doi.org/10.1556/ComEc.10.2009.2.2)
- Gallé R., Maák I. & Szpisjak N. 2014: The effects of habitat parameters and forest age on the ground dwelling spiders of lowland poplar forests (Hungary). *Journal of Insect Conservation* 18(5): 791–799. DOI: [10.1007/s10841-014-9686-9](https://doi.org/10.1007/s10841-014-9686-9)
- Gnelista V. A. 2008: A survey of Crimeran *Lyniiphidae* (*Araneae*). 1. On seven rare and little known lyniiphids from Crimea. *Arthropoda Selecta* 17(3-4): 191–202.
- Greenstone M. H. 1979: A line transect density index for wolfspiders (*Pardosa* spp.), and a note on the applicability of catch per unit effort method to entomological studies. *Ecological Entomology*, 4(1): 23–29. DOI: [10.1111/j.1365-2311.1979.tb00558.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1979.tb00558.x)
- Halász G. (ed) 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 154.
- Hänggi A., Stöckli E. & Nentwig W. 1995: Habitas of Central European Spiders. *Miscellanea Faunistica Helvetica* 4, 459.
- Horváth R., Magura T., Szinetár Cs. & Tóthmérész B. 2009: Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture Ecosystems & Environment* 130(1-2): 16–22. DOI: [10.1016/j.agee.2008.11.011](https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.011)
- Horváth R. 2012: Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra. *Természetvédelmi közlemények* 18: 224–233.
- Jaccard P. 1912: The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist* 11: 37–50. DOI: [10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x)
- Kádár F. & Samu F. 2006: A duplaedényes talajscsapdák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42(6): 305–312.
- Kálmán K. 2016: Futóbogár-együttesek vizsgálata az ásothalmi Tanulmányi erdőben. Szakdolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet, Sopron.
- Kiss B. & Samu F. 2000: Evaluation of population densities of the common wolf spider *Pardosa agrestis* (*Araneae*: *Lycosidae*) in Hungarian alfalfa fields using mark-recapture. *European Journal of Entomology* 97(2): 191–195.
- Loksa I. 1972: Pókok II – *Araneae* II. *Fauna Hungariae* 109: 112.
- Maelfait J.-P. & Hendrickx F. 1998: Spiders as bioindicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. In: Selden P. A. (ed): *Proceedings 17th European Colloquium Arachnology*, 293–300.
- Palmgren P. & Lönnqvist B. 1974: The spiders of some habitats at the Nåtö Biological Station (Åland, Finland). *Commentationes Biologicae* 73., Societas Scientiarum Fennica, Helsinki, 1–10.
- Podani J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adathalmazok rejtjelmeibe. *Scientia Kiadó, Budapest*, 252–257.
- Renkonen O. 1938. Statisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicæ Fennicæ 'Vanamo'* 6: 1–231.
- Rényi A. 1961: On measures of information and entropy. *Proceedings of the fourth Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability*: Held at the Statistical Laboratory, University of California, June 20–July 30, 1960, 547–561.
- Shannon C. E. & Weaver W. 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana and Chicago, 1–117.
- Szinetár Cs. 2006: Pókok. Keresztespókok, farkaspókok, ugrópókok és rokonai a Kárpát-medencében. *Élővilág Könyvtár, Kossuth Kiadó, Budapest*.
- Szinetár Cs., Kovács P., Samu F. & Horváth R. 2006: Egy kisparcellás lucernaföld talajlakó pókfaunája és annak szezonális változásai a Nyugat-Dunántúlon. *A Berzsenyi Dániel Főiskola Tudományos Közleményei XV. Természettudományok*, 10: 69–79.



- Szinetár Cs., Erdélyi F. & Szűts T. 2011: Pókfaunisztikai vizsgálatok a nagykőrösi pusztai tölgyesek területén. In: Verő Gy. (ed): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon* - Tanulmánygyűjtemény. Rosalia 6. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 209–221.
- Wise D. 1993: *Spiders in Ecological Webs* (Cambridge Studies in Ecology). Cambridge University Press, Cambridge, 1-289. DOI: [10.1017/CBO9780511623431](https://doi.org/10.1017/CBO9780511623431)
- Woodcock B. A. 2005: Pitfall trapping in ecological studies. In: Leather S. (ed): *Insect Sampling in Forest Ecosystems*. Blackwell, Oxford, 37-57. DOI: [10.1002/9780470750513.ch3](https://doi.org/10.1002/9780470750513.ch3)
- 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet - **A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről** szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról.
<http://www.kozlonyok.hu/nkonline/MKPDF/hiteles/mk12128.pdf> (2017. május).

*Érkezett: 2017. március 31.
Közlésre elfogadva: 2017. május 23.*

ÚJ KLÍMASZCENÁRIÓK – FELLÉLEGEZHETNEK BÜKKÖSEINK?

Gálos Borbála¹ és Somogyi Zoltán²

¹Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

²NAIK, Erdészeti Tudományos Intézet

Kivonat

A klímaváltozás erdei ökoszisztémákra gyakorolt hatásainak az alkalmazkodást segítő stratégiák kidolgozásához megfelelő pontosságú becsléséhez az éghajlati tendenciák megbízható előrejelzése szükséges. Tanulmányunkban azt elemeztük, hogy a különböző klímaszcenáriók és az azokra a különböző klímodellekkel kapott eredmények szórása mennyire befolyásolja az erdészeti klímahatás vizsgálatok számára megfogalmazott következtetéseket. A vizsgálatban a 21. század végéig az IPCC legújabb, sugárzási kényszer változásán alapuló scenárióin (ún. RCP4.5 és RCP8.5) és az A1B forgatókönyvön alapuló klímaprojekciókat használtuk fel, melyekből a bükkösök számára alkalmas makroklimát, ill. a mortalitást okozó szélsőséges aszályokat számszerűsítő hőmérséklet-csapadék indexeket (FAI, EQmod, T1b) képeztünk. Míg az A1B scenárió a késő tavaszi és nyári hónapok melegedését és szárazabbá válását jelzi, az RCP forgatókönyvek esetén egyes modellek a csapadékösszeg erőteljes csökkenését, mások annak növekedését mutatják az 1971-2000-es referencia időszakhoz képest. Mivel azonban az alkalmazott scenáriótól és modelltől függetlenül a hőmérséklet növekedése nagyon erőteljes lesz, a csapadékváltozás-becslések nagy szórása és ellentétes előjele ellenére az elemzett indexek mindegyike az ariditás fokozódására utal a 21. század vége felé. A modellek többsége szerint már a kisebb hőmérséklet-emelkedést valószínűsítő (RCP4.5) forgatókönyv esetén is eltűnnek a bükkösök számára makroklimatikusan alkalmas területek Zala megyéből, és gyakrabban fordulhatnak elő szélsőségesen meleg és száraz periódusok. Az erdészeti károkkal összefüggést mutató indexek felvehetnek olyan értékeket, melyek az eddigi legszárazabb, de már a bükk mortalitását okozó aszályos periódusnál szélsőségebb aszályokra utalnak. Ez azt valószínűsíti, hogy a klímaelőrejelítések bizonytalanságától függetlenül egyértelmű hatások és az eddigieknél súlyosabb erdészeti károk várhatók, ami indokolja az alkalmazkodást már kisebb mértékű klímaváltozás esetén is.

Kulcsszavak: éghajlatváltozás, klímaszcenárió, bükkös klíma, meteorológiai aszály, aszálygyakoriság.

NEW CLIMATE SCENARIOS – SMALLER DROUGHT RISK FOR EUROPEAN BEECH?

Abstract

Impact assessments and development of adaptation measures in forestry require robust information on long-term climate tendencies. To analyse how climate change scenarios and the uncertainty of climate models might affect conclusions of forestry impact studies, results of regional climate model ensembles run on representative concentration pathways (RCP4.5 and RCP8.5) and emission scenario (A1B) of the IPCC were used by the end of the 21st century from which temperature-precipitation indices (FAI, EQmod, T1b) were calculated that have been used to define suitable macroclimate and mortality thresholds for extreme droughts for European beech for Zala County (SW Hungary).

Levelező szerző/Correspondence:

Gálos Borbála, 9400 Sopron, Bajcsy Zsilinszky u. 4.; galos.borbala@uni-sopron.hu



Our results demonstrate that, in contrast to the robust warming and drying tendency of summers for the A1B scenario, the sign of the changes of precipitation projected by the RCP scenarios is rather unclear, and the simulated precipitation changes have a rather wide range and uncertainty. Despite these, all climate models agree in a significant increase of temperature that leads to more and more arid climate conditions by the end of the century. As a consequence, the macro-climatically suitable areas for beech are expected to disappear from the investigated region even assuming the lowest radiative forcing. Independently from the applied scenario, climate model and drought index, it is likely that more frequent drought periods will occur that are hotter than the most extreme event observed in the last century, so that the drought risks in forestry can be larger than what has ever been observed so far. Our results confirm that despite their uncertainty, climate change projections can already be robust enough to detect potential impacts and to support the development of adaptation measures in forestry.

Keywords: climate change, climate projection, beech climate, meteorological drought, drought frequency.

BEVEZETÉS

Az elmúlt évtizedek aszályai súlyos károkat okoztak az erdei ökoszisztémákban Európa szerte (Jung 2009, Lindner et al. 2010, Spinoni et al. 2016). A szárazsági erdőhatáron, ahol a fajok elterjedését az elérhető vízmennyiség limitálja, az összefüggő aszályos periódusok abiotikus és biotikus károk láncolatához vezettek (Mátyás et al. 2010, Csóka et al. 2011, Berki et al. 2014, Rasztovits et al. 2014, Janik et al. 2016). Ezt támasztja alá a 2000-2003-as szélsőségesen aszályos időszak Zala megyében, melynek hatására a kártevők (zöld karc-súdíszbogár, *Agrius viridis*; bóbítás bükkészú, *Taphrorychus bicolor*) tömegszaporodása a vízhiány miatt legyengült bükkösök pusztulását okozta (Csóka et al. 2009, Lakatos & Molnár 2009, Molnár et al. 2010). A kártevőknek/kórokozóknak kedvező meleg-csapadékszegény periódusok következtében új, vagy a bükkösökben eddig kevésbé jellemző fajok is tömegesen és egyre gyakrabban fellépnek (Csóka et al. 2009, 2011).

A jövőben várható hatások becsüléséhez és az alkalmazkodást segítő erdészeti stratégiák kidolgozását célzó kutatásokhoz (Czimer & Gálos 2016, Illés & Fonyó 2016, Somogyi 2016, Führer 2017) az éghajlati tendenciák megbízható előrevetítése szükséges. A klimatikus átlagok változásánál nagyobb kockázatot jelentenek az erdőknek az egyre szélsőségesebbé váló csapadékhiányos időszakok (Hlásny et al. 2014, Allen et al. 2015, Diffenbaugh et al. 2015). Az aszályok gyakoriságát Magyarországra eddig az IPCC A1B kibocsátási forgatókönyvének feltételezésével vizsgáltuk (Gálos et al. 2007, 2015, Pongrácz et al. 2014), mely alapján hatásbecslések készültek az erdők elterjedésére (Móricz et al. 2013), szénforgalmára (Somogyi 2016) és vízháztartása (Csáki et al. 2014).

Az IPCC ötödik Helyzetértékelő Jelentéséhez (IPCC 2013) új, sugárzási kényszer változásán alapuló scenáriókat fejlesztettek ki (Moss et al. 2010). Az ezekkel futtatott regionális klímamodell együttesek eredményeit Magyarországra, erdészeti hatáskutatás céljára még nem értékelték ki és hasonlították össze a korábbi kibocsátási forgatókönyveken alapuló klíma-előrevetítésekkel. Az ilyen modelleredményekkel kapcsolatos általános, de nem feltétlenül megalapozott kritika, hogy azok forgatókönyvenként is és modellenként is eltérők és

nagy szórásúak, vagyis az előrebecslések bizonytalansága nagy, és ez lehetetlenné teszi az alkalmazkodást elősegítő döntések meghozatalát.

E cikk célja ezért éppen az, hogy megvizsgáljuk, befolyásolja-e az éghajlati tendenciákból (1) a bükkösök számára alkalmas makroklimára, valamint (2) a mortalitást okozó aszályos periódusok gyakoriságára és szélsőségességére levont következtetéseket a feltételezett klímaszcenárió, a klímamodell eredmények szórása, valamint az alkalmazott aszályindex.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Klímaadatok és –előrejelzések

Az éghajlati tendenciákat Zala megye térségére értékeltük (1. ábra), ahol a 2000-2003-as években erős aszály, és ennek következtében jelentős fapusztulás volt megfigyelhető. Az 1961-2010-es időszak hőmérséklet- és csapadékviszonyait rácsra interpolált meteorológiai állomásadatokkal (Lakatos et al. 2013) jellemeztük, kiegészítve az Országos Meteorológiai Szolgálat állomásadataival. A 2099-ig várható klimatikus tendenciákat regionális klímamodellek eredményei alapján elemeztük (1. táblázat). A változásokat 30 éves jövőbeli átlagidőszakokra (2021-2050, 2070-2099) határoztuk meg, az 1971-2000-es referencia periódushoz képest.

A modelleket validálták (Jacob et al. 2013, Kotlarski et al. 2014), és széleskörűen alkalmazzák klíma- és hatáskutatáshoz. Az RCP-kre futtatott modell együttesek az A1B-sekhez képest finomabb felbontásúak és új, vagy továbbfejlesztett modelleket is tartalmaznak, ennek ellenére a becsült tendenciák összehasonlíthatók (Pfeifer et al. 2015).

1. táblázat: Az elemzésbe bevont klímaadatbázisok főbb jellemzői.

Table 1: Applied climate data and model simulations.

Adatok típusa	Rácsra interpolált meteorológiai állomásadatok	Regionális klímamodell szimulációk eredményei	
Forgatókönyv és a szimulációk száma		A1B: 12 db	RCP4.5: 10 db RCP8.5: 10 db
Térbeli lépték	0.1° × 0.1°	0.22° × 0.22°	0.11° × 0.11°
Időszak	1961-2010	1971-2099	1971-2099
Változók és időbeli léptékük	Havi hőmérséklet átlagok és csapadékösszegek		
Adatok forrása	CarpatClim projekt [URL1]	Ensembles projekt [URL2]	Euro-Cordex projekt [URL3]

Az alkalmazott származtatott indexek

Az elemzések során havi átlaghőmérsékletekből (T) és csapadékösszegekből (P) származtatott indexeket (1-3-as képletek) alkalmaztunk.

$$FAI = \frac{T_{júl-aug}}{P_{máj-júl} + P_{júl-aug}} * 100 \quad (1)$$

$$EQ_{mod} = \frac{T_{júl}}{P_{ápr-okt}} * 1000 \quad (2)$$

$$TI_b = \frac{0.2 * P_{márc} + 0.5 * P_{ápr} + P_{máj} + P_{jún} + P_{júl} + 0.8 * P_{aug}}{(T_{jún} + T_{júl} + T_{aug}) / 3} \quad (3)$$

Ezekre az indexekre azért esett a választás, mert a klímaprojekciók outputjaként hozzáférhető hőmérséklet- és csapadékadatokból a jövőre nézve is kiszámolhatók az értékek (szemben a relatív páratartalom- és talajnedvesség adatokkal, ahol a mérések és klímamodell eredmények egyaránt hiányosak és nagy bizonytalansággal terheltek), és mert az eddigi vizsgálatok mindegyikük esetében ki tudtak mutatni valamilyen összefüggést az index-értékek és a Zala-megyei bükkpusztulás mértéke között.

(1) A FAI index (Führer 2010, Führer et al. 2011) esetében, ha a 3 éves mozgóátlag több egymást követő évben 7 feletti, a kárterület jelentősen megnő (Janik et al. 2016). Führer (2010) az erdészeti klímaosztályokat (Borhidi 1961, Járó 1966, Mátyás & Czimber 2000) is a FAI segítségével definiálta és határolta le, ahol egy-egy osztály szélessége 1,25 FAI egység.

(2) Az EQ_{mod} (módosított Ellenberg index; Franke & Köstner 2007) 4 éves mozgóátlaga és a károsított terület között Rasztovits et al. (2014) szerint exponenciális jellegű összefüggés van, és az index 65-ös értéke felett súlyos aszálykár valószínűsíthető.

(3) A TI_b (bükk tolerancia index; Berki et al. 2009) 2000-2003-as átlaga, 11,2 az az eddigi legalacsonyabb érték, amely a Somogy- és Zala-megyei bükkösökben az eddigi legnagyobb károkkal egyidőben volt megfigyelhető.

Az elemzések során alkalmazott aszály-értelmezések és feltételezések

A klímaváltozás lehetséges hatásaira való következtetés során a fenti indexekkel leírható meteorológiai aszályértelmezéseket használtuk. Az EQ_{mod} és a TI_b indexek mortalitásra utaló határértékeit a Somogy- és Zala-megyei bükkös társulásokra vonatkozó hőmérséklet- és csapadékértékekből származtatva határozták meg (Rasztovits et al. 2014, Berki et al. 2009). A Zala megye átlagára számított index értékek ettől eltérőek, azonban megye szinten is ugyanúgy a 2000-2003-as periódus bizonyult az eddigi legsúlyosabb aszálynak. Ezért azt feltételeztük, hogy ha az EQ_{mod} (TI_b) felveszi eddigi legmagasabb (legalacsonyabb) 4 éves

megyei átlagértékét, vagy annál szélsőségesebbet, akkor az a zalai bükkösökben is pusztulást okoz.

A klímamodellek alkalmazásából adódó feltételezések:

- A modellek elegendően jól visszaadják szélsőséges események gyakoriságát.
- Az egyes modellek által a historikus időszakra szimulált hőmérséklet- és csapadék értékek (így a belőlük származtatott index-értékek) nem egyeznek a mért adatokkal, de ez az ún. szisztematikus hiba nem változik a jövőbeni éghajlati viszonyok között.
- Az előző két pont alapján feltételezhetjük, hogy ha a megfigyelések alapján a referencia időszak legaszályosabb 4 egymás utáni éve mortalitáshoz vezetett, akkor minden modell historikus időszakában a legszélsőségesebb egymás utáni 4 év kárt okoz, ezért az ehhez tartozó EQmod és T1b értéket tekintettük a kritikus határnak. (Az egyes modelleknél a modellezési bizonytalanságból adódóan nem mindig a 2000-2003-as időszak volt a legszélsőségesebb 4 év.)
- Ha a szimulált jövőbeli 4 éves időszakok csapadék- és hőmérsékletviszonyai szélsőségesebbek, mint a szimulált historikus időszak legszélsőségesebb 4 éve, akkor azok a valóságban is az eddigi megfigyeltnél extrémebb aszályt eredményeznek.
- A vizsgált három scenárió, valamint a scenáriókon belül minden modell által becsült klíma bekövetkezési esélye egyforma.

Statisztikai elemzések

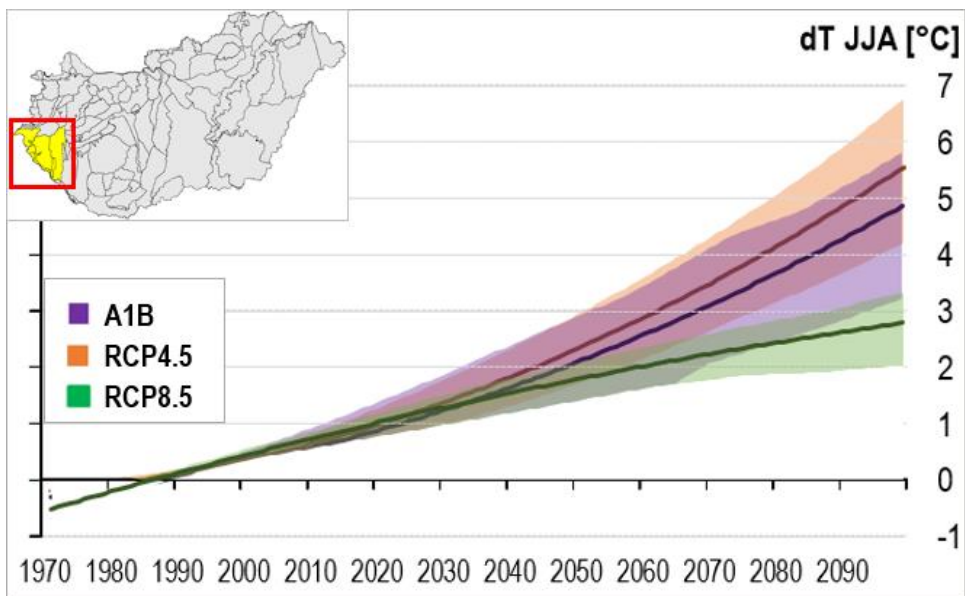
Minden forgatókönyvre kiszámoltuk a modelleredmények 66 %-át tartalmazó tartományt, mely az IPCC definíciója alapján a valószínű változás tartománya (Mastrandrea et al. 2010). Minden egyes modell eredményeire vizsgáltuk (1) a változás előjelét, valamint (2) szignifikanciáját a Mann-Whitney-Wilcoxon (U-) teszttel (szignifikancia szint: 0.85). Az U-tesztet az R statisztikai szoftverrel végeztük (R Core Team 2012). Pfeifer et al. (2015) alapján a változás robusztusnak tekinthető, ha a modellek legalább 66 %-a előjelben egyező és szignifikáns változást mutat.

EREDMÉNYEK

Zala megyében várható hőmérséklet és csapadéktendenciák

A Zala megye éves, ill. késő tavaszi és nyári (a júniusi, júliusi és augusztusi időszakra számított) átlaghőmérséklete az országos átlaghőmérséklet tendenciájával egyező, szignifikáns növekedést mutat. A század közepéig mindhárom forgatókönyv 1.5 – 3 °C-kal melegebb nyarakkal számol, mint az 1971-2000-es átlag (1. ábra). A feltételezett globális

sugárzási kényszer változásának megfelelően a század második felében az RCP8.5 szcenárió nagyobb, a RCP4.5 kisebb hőmérséklet változást vetít előre, mint az A1B. Az RCP8.5-nél az elemzésbe bevont modellek több mint 80 %-a szerint a hőmérséklet növekedés már 2060-ra meghaladja a 2 °C-ot. Az A1B esetén ez az érték 2070-re, az RCP4.5 esetén a század végére várható. Az évszakok közül a nyarak hőmérséklete emelkedik legjobban. A hatások elemzésekor azt is figyelembe kell venni, hogy a meteorológiai mérések alapján az 1971-2000-es referencia időszak is már 0,2 °C-kal melegebb volt, mint az 1901-1930-as átlag.



1. ábra: A nyári (JJA = június, július, augusztusi) hőmérsékletváltozás (dT) várható tendenciái Zala megyében az RCP4.5, RCP8.5 és A1B forgatókönyvek alapján. Referencia: az 1971-2000 időszak átlaga. Színes tartományok: a modelleredmények 66 %-a.

Figure 1: Expected tendency of the change of the summer (June-July-August) mean temperature (dT) in Zala county based on the RCP4.5, RCP8.5 and A1B scenarios. Reference: mean of 1971-2000 period. Shaded area: 66 % range of the simulations.

Csapadék esetén az eredmények szórása nagy, statisztikailag szignifikáns változás a 30 éves átlagos összegek között nem mutatható ki. Az A1B és az RCP forgatókönyvek szerint is a század vége felé egyre nagyobb a valószínűsége annak, hogy a bükkösök számára fontos késő tavaszi és nyári hónapok melegebbek és szárazabbak lesznek, mint az 1971-2000-es átlag, ugyanakkor az RCP4.5 feltételezésével futtatott 10 modellből 6 a csapadék-összeg csökkenését, 4 a növekedését prognosztizálja (2. táblázat). A nyári hónapok az RCP8.5 alapján a század közepéig csapadékosabbak, 2070-2099-re a modellek 80 %-a szerint szárazabbak lehetnek a referenciaperiódushoz képest.

Az eredmények értelmezésekor figyelembe kell venni, hogy a havi és évszakos csapadékösszegek elemzése nem ad információt a csapadékontenzitás változásáról.

Előfordulhat – különösen a nyári hónapokban –, hogy heves esőzések formájában 1-2 nap alatt lehullik a teljes nyári csapadékmennyiség, melyet hosszabb csapadékmentes időszak követ. Így az átlag nem változik, viszont a lefolyás nő, a csapadék hasznosulása romlik, a növények által felvehető vízmennyiség csökken.

A makroklímátikus viszonyok változása a bükk számára kritikus hónapokban

Klímaszcenáriótól és modelltől függetlenül a súlyozott hőmérsékletek és csapadékok hányadosából képzett indexek értékeinek változása is megerősíti, hogy az elmúlt 50 év időszorában megfigyelt melegedő és szárazodó tendencia várhatóan a 21. században fokozódni fog. A FAI értékek alapján 2070-2099-re még a kisebb változást feltételező RCP4.5 forgatókönyv esetén is a modellek fele szerint a vizsgált régió teljes területén az erdészeti klímaosztályok közti átlagos különbségeknek megfelelő klímaváltozás történik majd (2. táblázat). Ez azt jelenti, hogy a térség makroklímája már enyhébb mértékű klímaváltozás esetén sem lesz alkalmas a bükknek. Sőt, az RCP8.5 és az A1B szcenáriók 60, illetve 92 %-os valószínűséggel 2 klímaosztály-változást jeleznek, ami a mai bükkös makroklíma helyén a kocsánytalan tölgyes ill. cseres-, a gyertyános-tölgyes klíma helyén pedig az erdőssztyepp klímának felel meg.

2. táblázat: A modellek azon hányada (%), mely szerint az adott időszak szárazabb ($dP < 0$), mint az 1971-2000-es átlag, illetve a referencia periódushoz képest legalább egy klímaosztály-váltás ($dFAI \geq 1,25$) várható.

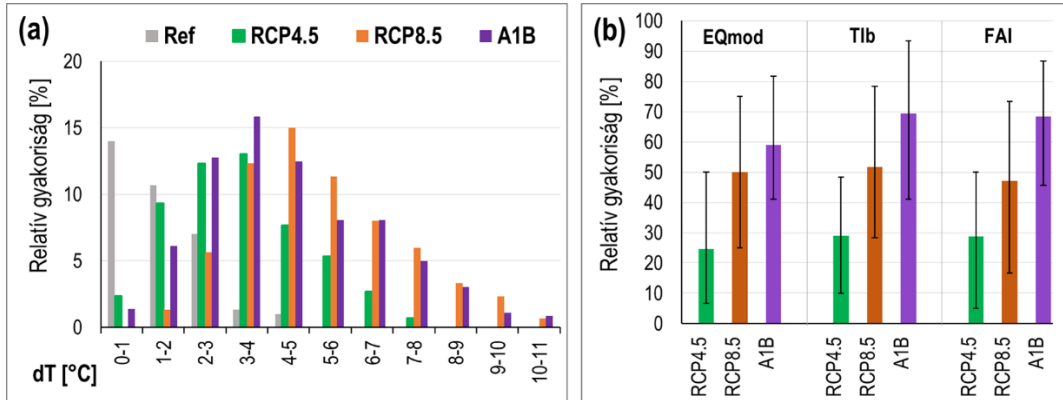
Table 2: Agreement of the simulations (%) in terms of negative precipitation anomaly ($dP < 0$), and a shift of the forest climate zones in the direction of the warmer and drier macroclimate ($dFAI \geq 1.25$). Reference period: 1971-2000.

	2021-2050 vs. 1971-2000			2070-2099 vs. 1971-2000		
	RCP4.5	RCP8.5	A1B	RCP4.5	RCP8.5	A1B
$dP < 0$	60 %	20 %	83 %	60 %	80 %	92 %
$dFAI \geq 1,25$	20 %	0 %	58 %	50 %	80 %	92 %

Szélsőségesen meleg és száraz időszakok várható gyakorisága

Az alkalmazott klímaszcenáriótól és modelltől függetlenül jellemző, hogy a század végére gyakoribbá válnak a forró aszályok. Míg 1971-2000-ben az átlagosnál szárazabb nyarak többsége 1-2 °C-kal volt melegebb, mint a referencia időszak hőmérsékletátlaga, 2070-2099-re ez az érték 3-5 °C is lehet, és a legszélsőségesebb esetekben akár a 10-11 °C-ot is elérheti (2a. ábra). Ezt a tendenciát az indexek is mutatják. Azok az periódusok, melyek indexértékei szélsőségesnek számítottak a 20. század végén és átlagos visszatérési gyakoriságuk 10 év volt (az eloszlás 90. percentilise feletti), a 21. század végére az A1B

forogatókönyv átlagos becslése alapján az időszak kétharmadában, az RCP8.5 átlaga alapján minden második évben megjelenhetnek (2b. ábra). A kisebb változást mutató RCP4.5 szcenárió esetén a 3-szor előforduló esemény átlagosan 6-8-szor következhet be.



2. ábra: (a) Az 1971-2000-es átlagnál szárazabb nyarak hőmérséklet anomáliáinak gyakorisága (%) az 1971-2000-es (Ref), valamint a 2070-2099-es időszakban az RCP4.5, RCP8.5, és az A1B forgatókönyvekre. (b) A referencia időszakban átlagosan 10 évente előforduló szélsőségesen meleg és száraz időszakok relatív gyakorisága 2070-2099-ben, az EQmod és a Tlb 4 éves, valamint a FAI 3 éves mozgóátlagának alapján, a vizsgált 3 forgatókönyvre. Színezett oszlopok: a modelledmények átlaga.

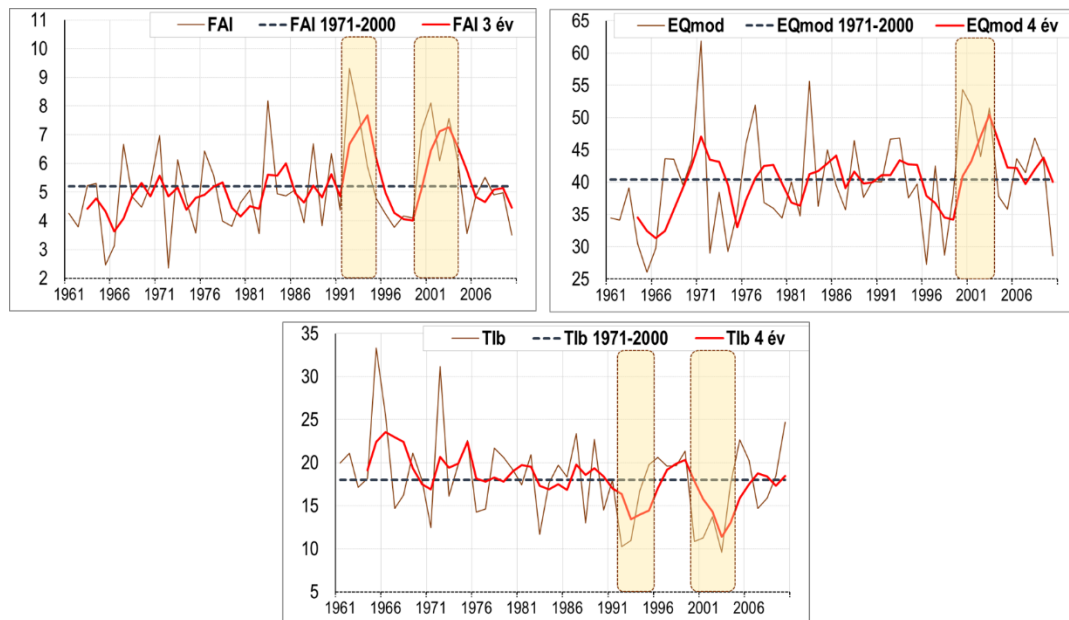
Hibasávok: a modelledmények 66%-a.

Figure 2: (a) Relative frequency of the temperature anomalies of summer droughts in 1971-2000 (Ref) and in 2070-2099 for the RCP4.5, RCP8.5 and A1B scenarios.

(b) Relative frequency of extreme warm and dry events, based on moving averages for consecutive 3-year (FAI) or 4-year (EQmod, Tlb) periodic index values, exceeding the 90th percentile of the analysed indices by climate change scenarios. Columns: ensemble mean of the projected changes. Error bars: 66 % range of the simulations.

Mortalitást okozó összefüggő aszályos periódusok gyakorisága

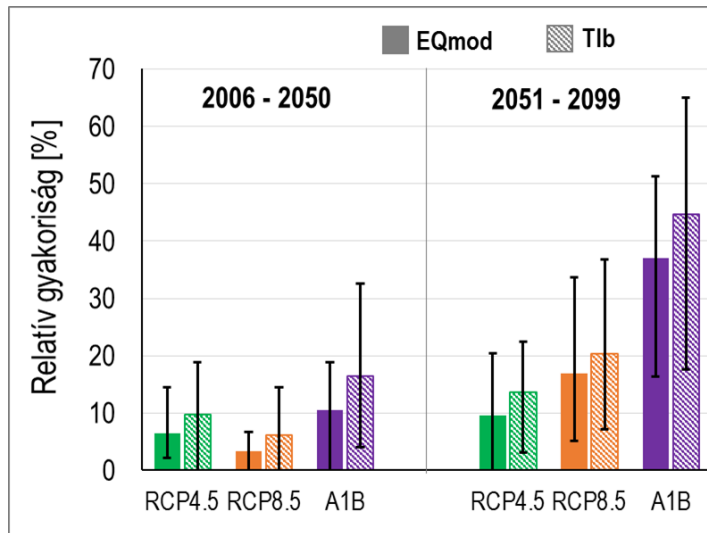
Az erdészeti káradatok idősorai alapján a 2000-2003-as időszakban fordult elő a Zala megyei bükkösökben az eddig detektált legsúlyosabb aszálykár. Az elemzésbe bevont hőmérséklet és csapadékindexek kiugró értékei is alátámasztják, hogy a meteorológiai mérések kezdete óta ez volt a legszélsőségesebb 4 éves aszályos periódus (3. ábra). Az extrém magas értékeket mutató FAI és az extrém alacsony értékeket mutató Tlb indexek az 1992-1993-as időszakban is szélsőségesen meleg és száraz körülményekre utalnak, azonban itt csak a nyári hónapok időjárása volt extrém, ezért ezek a szélsőségek sem a vegetációs időszak csapadékával számoló (és az aszályt az extrém magas értékkel jellemző) EQmod indexnél, sem a bükkösökben detektált károkból (Janik et al. 2016) nem mutatkoznak meg.



3. ábra: A FAI, az EQmod és a Tlb indexek és mozgóátlagaik idősorai és 30 éves átlagértékei Zala megyében. Színes sávok: összefüggő szélsőségesen meleg és száraz időszakok.

Figure 3: Observed time series of climate indices (EQmod, FAI, Tlb), their moving averages and 30-year means in Zala County. Shaded areas: consecutive extreme warm and dry periods.

A kár nagyságával összefüggést mutató 4 éves EQmod és Tlb értékeivel (Rasztovits et al. 2014) számszerűsítettük a 21. században a 2000-2003-as aszálynál szélsőségesebb eseményeknek a relatív gyakoriságát (4. ábra). A század közepéig még az RCP4.5 szcenárió esetén is a 10 modellből 9 szerint lesz legalább egy olyan aszályos periódus, ami súlyosabb, mint a 2000-2003-as aszály. A század végére a modellek több mint 80 %-a azt mutatja, hogy előfordulhatnak olyan magas EQmod és alacsony Tlb értékek, amelyek meghaladják a historikus klímában szimulált értékeket. Ez azt jelenti, hogy az A1B forgatókönyv esetén átlagosan 18, az RCP8.5 esetén 8 olyan időszak fordulhat elő, amelynek EQmod indexe szélsőségesebb aszályos időszakra utal, mint az eddigi legsúlyosabb erdészeti kárt okozó esemény (4. ábra). A Tlb alapján számított relatív gyakoriságok mindkét időszakra és mindhárom szcenárióra magasabbak, de két vizsgált index által mutatott tendencia között nincs szignifikáns különbség.



4. ábra: A historikus időszak legsúlyosabb aszályos időszakánál szélsőségesebb események aránya (%) a század első és második felében, az EQmod és a Tlb 4 éves mozgóátlagai alapján, a vizsgált 3 forgatókönyvre. Színezett oszlopok: a modelleredmények átlaga. Hibasávok: a modelleredmények 66 %-a.
 Figure 4: Relative frequency of events (i.e. % of the first and second half of the century) exceeding the severity of the most extreme drought of the historical time period (calculated for the 4-year mean of the EQmod and Tlb indices) for the analysed three climate change scenarios. Columns: mean of the projections. Error bars: 66 % range of the simulations.

A 2000-2003-as aszály egyedülálló abban is, hogy a megfigyelések alapján csak ebben az időszakban utal minden vizsgált index értéke együttesen az átlagnál szárazabb körülményekre (3. ábra). A klímamodellek többsége ugyanúgy jelzi, hogy a biológiai hatás szempontjából meghatározó aszályos periódusok átlagos hossza a 21. század vége felé nő. Már a kisebb változást feltételező RCP4.5 scenárió esetén is a modellek 60 %-a (a pesszimistább RCP8.5 és A1B scenáriók esetén több mint 80 %-a) szerint várható olyan hosszúságú aszály is, ami a historikus klímában nem fordult elő. A modelleredmények nagy szórása ellenére ebből arra következtethetünk, hogy a 21. század második felében nagy valószínűséggel lesznek 4 évnél hosszabb összefüggő, és feltehetően fapusztulással járó aszályos periódusok is.

ÖSSZEFOGLALÓ ÉRTÉKELÉS

A fent bemutatott eredmények nagy bizonyossággal mutatják, hogy a 21. század vége felé Zala megye klímája a jelenleginél melegebb és a modellek többsége szerint szárazabb lesz. A vizsgált forgatókönyvek közül az A1B esetén a legnagyobb a késő tavaszi-nyári csapadékösszegek csökkenése és a szélsőséges események gyakoriságában várható változás. Az új klímascenáriók alapján futtatott modellek kisebb mértékű és előjelben kevésbé

egyértelmű csapadékváltozásokat jeleznek. Azonban a szignifikáns hőmérsékletemelkedés intenzívebb párolgáshoz vezethet (Cook et al. 2014, Csáki et al. 2014), mely több csapadék esetén is aridabb viszonyokat, és a felvehető vízmennyiség csökkenését eredményezheti (ennek mértékének pontos számszerűsítése további kutatást igényel). Amennyiben Janik (2017) alapján fennáll, hogy a hőségnapok is hatással lehetnek a bükkfák egészségi állapotára, akkor a szélsőségesen magas hőmérsékletek gyakoriságának növekedése hozzájárulhat az egészségi állapot romlásához.

A bükkösök szempontjából kritikus hónapok hőmérséklet- és csapadékviszonyaiban akkora mértékű változás várható, hogy a 2070-2099-es időszakra még az enyhébb változást feltételező RCP4.5 forgatókönyvnél is eltűnnek a fafaj számára makroklimatikusan alkalmas területek. Mivel a térség bükköseinek döntő része a bükkös – gyertyános-tölgyes klímaosztályok határán helyezkedik el, ez már korábban, kisebb mértékű szárazodás esetén is bekövetkezhet. Az RCP8.5, valamint A1B scenáriók esetén a modellek több mint 60, illetve 90 %-a nem egy, hanem két klímaosztály változást jelez. A makroklima változásának hatását lokálisan, a termőhelyi tényezők közül az északi kitettség tompíthatja, illetve a sekély termőrétegű, kedvezőtlen vízháztartású talaj (Bidló et al. 2017) súlyosbíthatja. Az erdőművelés szintén befolyásolhatja a mikroklimatikus viszonyokat, mely rövidtávon és lokális szinten tompíthatja a kedvezőtlené váló makroklima hatásait.

A klímaszcenáriók lehetséges változási irányokat, tendenciákat jelölnek, feltételezésekkel élnek. A sugárzási kényszer növekedését okozó globális hatások komplexitása és előrejelezhetetlensége miatt nem számszerűsíthető, hogy melyik forgatókönyv fog nagyobb eséllyel bekövetkezni. A rendelkezésre álló finom felbontású klímamodell szimulációk köre is folyamatosan bővül, amit további vizsgálatainkba már be tudunk majd vonni. Az új scenáriókra az elemzéseinkhez használt, Európa területére futtatott modelleken kívül a Kárpát-medencére a RegCM4 modellel is készültek szimulációk (Bartholy & Pongrácz 2017), melyek eredményei az általunk vizsgált 10 szimuláció szórásstartományán belül vannak. Bizonytalanság adódhat a fafajok toleranciahatárának számszerűsítéséből is, melynek csökkentéséhez megfelelő mérések, az aszály-mortalitás összefüggés megbízhatóbb előrevetítéséhez pedig az abszolút határértékekkel dolgozó indexek helyett a klímamodellezés számára értelmezhető függvények lennének szükségesek.

A fentiek jelzik, hogy a klímaváltozás előrejelzése nagy bizonytalansággal terhelt, ami indokolja a becslések szórásstartományának figyelembe vételét a hatáselemzés során. Azonban az eredmények alátámasztják, hogy a várható melegezés mértéke oly mértékű még a legkisebb melegezést feltételező scenáriónál is, hogy az alkalmazott scenáriótól függetlenül, valamint a modelleredmények szórása és az egyéb módszerek bizonytalanságai ellenére egyértelműen kimondható, hogy a század vége felé növekvő gyakorisággal fordulhatnak elő olyan aszályos periódusok, melyek szélsőségesebbek és hosszabbak, mint a térségben az eddigi legnagyobb erdészeti kárt eredményező aszály. Somogyi (2017) elemzései alapján már a kisebb változást feltételező klímaszcenárió esetén is drasztikus mértékű mortalitás várható, mely az erdők klímaváltozás mérsékelő hatásának, valamint egyéb ökoszisztéma szolgáltatásainak megszűnéséhez vezethet.

Mindezek alapján megállapítható, hogy mind a korábbi, mind az újabb IPCC klíma-projekciók a hazai bükkösök életfeltételeinek súlyos romlását vetítik előre, valamint hogy e projekciók már a klímamodellek jelenlegi pontossága mellett is lehetővé tesznek az erdészeti klímahatás vizsgálatok számára olyan következtetéseket, melyeket az alkalmazkodást, és az arra való felkészülést segítő döntések során javasolt figyelembe venni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük Daniela Jacob, Andreas Hänsler és Claas Teichmann (GERICS Climate Service Center Germany) támogatását a klímamodellek eredményekhez történő hozzáférés biztosításában. A kutatást az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-16-4-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja, valamint az Agrárklíma.2 (VKSZ 12-1-2013-0034) projekt támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Allen C.D., Breshears D.D. & McDowell. N.G. 2015: On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6(8): 129. DOI: [10.1890/ES15-00203.1](https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1)
- Bartholy J. & Pongrácz R. 2017: A közelmúlt és a jövő országos éghajlati trendjei. *Erdészeti Lapok* 152(5): 134–136.
- Berki I., Rasztovits E., Móricz N. & Mátyás Cs. 2009: Determination of the drought tolerance limit of beech forests and forecasting their future distribution in Hungary. *Cereal Research Communications* 37: 613–616.
- Berki I., Rasztovits E. & Móricz N. 2014: Erdőállományok egészségi állapotának értékelése – egy új megközelítés. *Erdészettudományi Közlemények* 4(2): 149–155.
- Bidló A., Gálos B. & Horváth A. 2017: Observed response of vulnerable forest ecosystems to ongoing site condition changes. *Geophysical Research Abstracts* Vol. 19, EGU2017-5087.
- Borhidi A. 1961: Klimadiagramme und klimazonale Karte Ungarns. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis, Sectio Biologica* 4: 21–50.
- Cook B.I., Smerdon J.E., Seager R. & Coats S. 2014: Global warming and 21st century drying. *Climate Dynamics* 43(9-10): 2607–2627. DOI: [10.1007/s00382-014-2075-y](https://doi.org/10.1007/s00382-014-2075-y)
- Csáki P., Kalicz P., Csóka G., Brolly G., Czimmer, K. & Gribovszki Z. 2014: Különböző felszínborítások hidrológiai hatásai a klímaváltozás tükrében Zala megye példáján. *Erdészettudományi Közlemények* 4(2): 65–76.
- Czimmer K. & Gálos B. 2016: A new decision support system to analyse the impacts of climate change on the Hungarian forestry and agricultural sectors. *Scandinavian Journal of Forest Research* 37(1): 664–673. DOI: [10.1080/02827581.2016.1212088](https://doi.org/10.1080/02827581.2016.1212088)
- Csóka, Gy. & Hirka A. 2011: Alien and invasive forest insects in Hungary (a review). *Proceedings of the „Biotic Risks and Climate Change in Forests” 10th IUFRO Workshop of WP 7.03.10 “Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe”, September 20-23, 2010, Freiburg, Germany. Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 89: 54–60.

- Csóka Gy., Koltay A., Hirka A. & Janik G. 2009: Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. *Klíma-21 füzetek* 57: 64–73.
- Diffenbaugh N.S., Swain D.L. & Touma D. 2015: Anthropogenic Warming Has Increased Drought Risk in California. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(13): 3931–3936. DOI: [10.1073/pnas.1422385112](https://doi.org/10.1073/pnas.1422385112)
- Franke J. & Köstner B. 2007: Effects of recent climate trends on the distribution of potential natural vegetation in Central Germany. *International Journal of Biometeorology* 52(2): 139–147. DOI: [10.1007/s00484-007-0096-5](https://doi.org/10.1007/s00484-007-0096-5)
- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. "Klíma-21" Füzetek 61: 98–107.
- Führer E., Horváth L., Jagodics A., Machon A. & Szabados I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás* 115: 205–216.
- Führer E. 2017: Az erdészeti klímaosztályok új lehatárolása öko-fiziológiai alapon. (A klímaváltozáshoz alkalmazható erdőgazdálkodás kihívásai – III.). *Erdészeti Lapok* 6: 173–175.
- Gálos B., Lorenz P. & Jacob D. 2007: Will dry events occur more often in Hungary in the future? *Environmental Research Letters* 2(3): 034006. (9 pp.) DOI: [10.1088/1748-9326/2/3/034006](https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/3/034006)
- Gálos B., Führer E., Czímber K., Gulyás K., Bidló A., Häsler A. et al. 2015: Climatic threats determining future adaptive forest management – a case study of Zala County. *Időjárás* 119(4): 425–441.
- Hlásny T., Mátyás Cs., Seidl R., Kulla L., Mergaicová K., Trombik J. et al. 2014: Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the options for adaptation? *Lesnícky časopis – Forestry Journal* 60(1): 5–18. DOI: [10.2478/forj-2014-0001](https://doi.org/10.2478/forj-2014-0001)
- Illés G. & Fonyó T. 2016: A klímaváltozás fatermesre gyakorolt várható hatásának becslése az AGRATÉR projektben. *Erdészettudományi Közlemények* 6(1): 25–34. DOI: [10.17164/ek.2016.003](https://doi.org/10.17164/ek.2016.003)
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K. & Boschung J. et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jacob D., et 38 coauthors EURO-CORDEX, 2013: New high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change* 14(2): 563–578. DOI: [10.1007/s10113-013-0499-2](https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2)
- Janik G., Hirka A., Koltay A., Juhász J. & Csóka Gy. 2016: 50 év biotikus kárai a magyar bükkösökben. *Erdészettudományi Közlemények* 6(1): 45–60. DOI: [10.17164/EK.2016.005](https://doi.org/10.17164/EK.2016.005)
- Janik G. 2017: A magyarországi bükkösök hosszú távú egészségi állapot trendjei. Ph.D. dolgozat (bírálat alatt)
- Járó Z. 1966: A termőhely. In: Babos, I., Szodfridt, I., Tóth, B., Prosz, H. S., Járó, Z., Király, L. *Erdészeti termőhelyfeltárás és térképezés*. Budapest. 19–116.
- Jones C.F.G. & Arsar G. 2011: The Coordinated Regional Downscaling Experiment: CORDEX, An international downscaling link to CMIP5. *CLIVAR Exchanges* (special issue) 56: 34–40.
- Jung T. 2009: Beech decline in Central Europe driven by the interaction between *Phytophthora* infections and climatic extremes. *Forest Pathology* 39(2): 73–94. DOI: [10.1111/j.1439-0329.2008.00566.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00566.x)
- Kotlarski S., Keuler K., Christensen O.B., Colette A., Déqué M., Gobiet A. et al. 2014: Regional climate modeling on European scales: a joint standard evaluation of the EURO-CORDEX RCM ensemble. *Geoscientific Model Development* 7(4): 1297–1333. DOI: [10.5194/gmd-7-1297-2014](https://doi.org/10.5194/gmd-7-1297-2014)
- Lakatos F. & Molnár M. 2009: Mass Mortality of Beech (*Fagus sylvatica* L.) in South-West Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 75–82.
- Lakatos M., Szentimrey T., Bihari Z. & Szalai S. 2013: Creation of a homogenized climate database for the Carpathian region by applying the MASH procedure and the preliminary analysis of the data. *Időjárás* 117: 143–158.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J. et al. 2010: Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4): 698–709. DOI: [10.1016/j.foreco.2009.09.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023)

- Mastrandrea M.D., Field C.B., Stocker T.F., Edenhofer O., Ebi K.L., Frame D.J. et al. 2010: Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Mátyás Cs. & Czímber K. 2000: Zonális erdőtakaró mezoklíma szintű modellezése: lehetőségek a klímaváltozás hatásainak előrejelzésére. III. Erdő és Klíma Konferencia Debrecen, DE TTK Meteorológia Tanszék, 83–97.
- Mátyás Cs., Führer E., Berki I., Csóka Gy., Drüsler Á., Lakatos F. et al. 2010. Erdők a szárazsági határon. "Klíma-21" Füzetek 61: 84–97.
- Molnár M., Brück-Dyckhoff C., Petercord R. & Lakatos F. 2010: A zöld karcsúdíszbogár (*Agrilus viridis* L.) szerepe a bükkösök pusztulásában. *Növényvédelem* 46(11): 522–528.
- Móricz N., Rasztovits E., Gálos B., Berki I., Eredics A. & Loibl W. 2013: Modeling the Potential Distribution of Three Climate Zonal Tree Species for Present and Future Climate in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 9(1): 85–96. DOI: [10.2478/aslh-2013-0007](https://doi.org/10.2478/aslh-2013-0007)
- Moss R.H., Edmonds J.A., Hibbard K.A., Manning M.R., Rose S.K., van Vuuren D.P. et al. 2010: The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463: 747–756. DOI: [10.1038/nature08823](https://doi.org/10.1038/nature08823)
- Pfeifer S., Bülow K., Gobiet A., Hänsler A., Mudelsee M., Otto J. et al. 2015: Robustness of Ensemble Climate Projections Analyzed with Climate Signal Maps: Seasonal and Extreme Precipitation for Germany. *Atmosphere* 6(5): 677–698. DOI: [10.3390/atmos6050677](https://doi.org/10.3390/atmos6050677)
- Pongrácz R., Bartholy J. & Kis A. 2014: Estimation of future precipitation conditions for Hungary with special focus on dry periods. *Időjárás* 118: 305–321.
- R CORE TEAM 2012: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rasztovits E., Berki I., Mátyás Cs., Czímber K., Pötzelsberger E. & Móricz N. 2014: The incorporation of extreme drought events improves models for beech persistence at its distribution limit. *Annals of Forest Science* 71(2): 201–210. DOI: [10.1007/s13595-013-0346-0](https://doi.org/10.1007/s13595-013-0346-0)
- Somogyi Z. 2016: Projected effects of climate change on the carbon stocks of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in Zala County, Hungary. *Lesnícky časopis - Forestry Journal* 62: 3–14. DOI: [10.1515/forj-2016-0001](https://doi.org/10.1515/forj-2016-0001)
- Somogyi Z. 2017: Az elővigyázatosság elve és az éghajlatváltozás – Mire figyelmeztetnek az erdők? *Magyar Tudomány* 6: 252–657.
- Spinoni J., Naumann G., Vogt J. & Barbosa P. 2016: Meteorological Droughts in Europe: Events and Impacts – Past Trends and Future Projections. Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 27748 EN. DOI: [10.2788/450449](https://doi.org/10.2788/450449)
- URL1 www.carpatclim-eu.org Letöltés ideje: 2013. október.
- URL2 <http://ensembles-eu.metoffice.com/> Letöltés ideje: 2012. május.
- URL3 <https://verc.enes.org/data/data-metadata-service/search-and-download/cordex-access> Letöltés ideje: 2016. november.

Érkezett: 2017. november 1.

Közlésre elfogadva: 2017. november 21.

A CSAPADÉK VÁLTOZATOSSÁGÁNAK VIZSGÁLATA

Manninger Miklós

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet

Kivonat

A csapadék térbeli változatosságának kérdése elsősorban a nem helyben mért adatok felhasználásakor merül fel, míg az időbeli változatosság megismerése a prognosztizált változások értelmezéséhez nyújt alapot. A kiválasztott, legalább 100 éves adatsorok értékelését a havi mellett hidrológiai év bontásban, illetve a Járó-féle vízforgalmi időszakoknak megfelelően is elvégeztem, és az elemzéseket a meteorológusok által referencia időszakként kezelt 30 éves periódusokra is kiterjesztettem. A statisztikai mutatók közül elsősorban a variációs együttható (CV) változását mutatom be. Megállapítottam, hogy a rövidebb időszakok (1-3 hónap) átlaga nem jó jellemzője az adatsornak, mert a CV lényegesen meghaladja a 30%-ot, míg a hosszabb időszakra vonatkozó átlag megbízhatóbbá válik. A 30 éves referencia időszakok vízforgalmi időszakokra vonatkozó CV-értékei az idővel általában inkább csökkennek, azaz az időszaki csapadék mennyisége általánosságban nem vált szélsőségesebbé. Még az időszaki csapadék változatossága is olyan mértékű, hogy az átlagtól való $\pm 20\%$ -os eltérés is az interkvartilis terjedelemben esik, tehát az ilyen léptékű változás sem nevezhető szélsőségesnek.

Kulcsszavak: csapadék, térbeli és időbeli változatosság, variációs együttható (CV), interkvartilis terjedelem.

INVESTIGATION OF THE VARIATION OF PRECIPITATION

Abstract

The issue of the spatial variation of precipitation can be important in case of using non-locally measured data, while the knowledge about the variation in time is necessary for the interpretation of the predicted changes. At least 100-year-long data series were selected and analysed according to different time window (from monthly over the different water cycle periods to hydrological year). The 30 year reference periods used by climatologists were also taken into account. From the statistical evaluation the results connected with the variation coefficient (CV) are shown primarily. The author stated that the mean of the shorter periods (1-3 months) is not a good parameter ($CV \gg 30\%$), while the mean for longer period is more reliable. Generally, the CV of the water cycle periods of the 30-year-reference periods decreases as time goes on. **It means that the amount of precipitation hasn't become more extreme. Even the variation of water cycle periods is so large that $\pm 20\%$ deviation from mean is still in the interquartile range, thus this kind of change in precipitation cannot be named as extreme.**

Keywords: precipitation, variation in time and space, variation coefficient (CV), interquartile range.

Levelező szerző/Correspondence:

Manninger Miklós, 1027 Budapest, Frankel L. u. 1. e-mail: manninger@merti.hu

BEVEZETÉS

A vizsgálat az ERTI és a Nebih Erdészeti Igazgatósága által 2012-ben kidolgozott éghajlat-változási monitoring koncepcióban felsorolt elemzési feladatok közé tartozott. Az elemzések a koncepció részletesebb megalapozását szolgálták, s mivel többségükben a meteorológiai tényezők, köztük elsősorban a csapadék, és más erdészeti jellemzők (egészségi állapot, károsítás, növedék, stb.) összefüggéseit vizsgálták, indokoltá vált a csapadék természetének alaposabb megismerése is.

A csapadék változatossága térben és időben egyaránt megjelenik. A térbeli változatosság kérdése elsősorban a nem helyben mért adatok felhasználásakor merül fel. Az időbeli változatosság megismerése a prognosztizált változások értelmezéséhez, a következmények reális súlyának megítéléséhez nyújt alapot.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A hosszú távú adatsorok szükségessége miatt a vizsgálatot elsősorban az OMSZ és a vízügy adataiból előállított adatsorokon lehetett elvégezni. A legalább 100 éves időszakot felölelő adatsorokat a nyilvánosan elérhető adatforrások (Hajósy et al. 1975, Vízrajzi évkönyvek, Időjárási havijelentések) felhasználásával, illetve az Országos Vízügyi Főigazgatóság 2007–2012 közötti időszakra vonatkozó adatközlése alapján állítottam elő. A források jellegeből adódóan az előállított adatbázis havi adatokat tartalmaz.

A mérőállomások közül azokat használtam fel, melyeknek adatai legalább 1901-től (1900-tól) rendelkezésre állnak, illetve ahol az állomások történeti leírása, valamint az állomások nyilvántartási adatai szerint mérést befolyásoló áthelyezés nem történt. A Hajósy–Kakas–Kéri által jelzett, a mérőeszközökkel összefüggő mérési hiba szerint az adatokat javítottam. A főleg a világháborúk miatt elmaradt méréseknél a szerzők által a környező állomások adataiból interpolált hiánypótlást elfogadtam.

A fenti feltételeknek eleget tevő állomások száma erősen korlátozott és – érdekes módon – elsősorban a kisebb településekhez köthetőek, míg a nagyobb városok (pl. Debrecen, Szeged) szintén hosszú, olykor az 1870-es évekig visszanyúló adatsorai többnyire többször áthelyezett mérőállomásokról származnak. Az előállított 33 adatsor (30 teljes + 3, pár évvel rövidebb) a 10 kevésbé homogén nagyvárosi adatsorral kiegészítve, ha nem is egyenletesen, de lefedi az országot.

1. táblázat: A vizsgálatban felhasznált állomások listája erdőgazdasági tájak szerint, szürke háttérrel kiemelve a legkevésbé változóakat.

Table 1: List of stations grouped by forest regions, the most reliable ones are highlighted.

erdőgazdasági táj	mérőhely	tszfm	földrajzi		kezdő	záró
		m	szélesség	hosszúság	év	
I Nagyalföld						
1. Szatmár-Beregi-síkság	Vásárosnamény	114	48,133	22,313	1900	2012
2. Bodrogköz-Rétköz	Tiszabercel	102	48,167	21,669	1901	2012
3. Nyírség	Debrecen	133	47,484	21,635	1900	2012
3. Nyírség	Téglás	144	47,717	21,687	1901	2012
7. Nagykunság	Túrkeve	87	47,105	20,734	1900	2012
10. Alsó-Tiszai-ártér	Szeged	79	46,258	20,085	1900	2012
12. Duna-Tisza közí hátság	Ásotthalom	117	46,197	19,786	1900	2012
12. Duna-Tisza közí hátság	Soltvadkert	116	46,595	19,348	1901	2012
15. Mezőföld	Tengelic	120	46,532	18,722	1901	2012
II. Északi-középhegység						
17. Eperjes-Tokaji-hegyvidék	Tarcal	115	48,147	21,332	1901	2012
20. Heves-Borsodi-dombság	Bélapátfalva	318	48,054	20,349	1901	2012
20. Heves-Borsodi-dombság	Sáta	276	48,180	20,406	1901	2012
21. Bükk	Bogács	186	47,899	20,532	1901	2012
21. Bükk	Kisgyőr	173	47,987	20,669	1900	2012
22. Mátra	Ecséd	157	47,735	19,781	1901	2012
23. Gödöllői-dombság	Gödöllő	221	47,602	19,380	1900	2012
24. Cserhát-vidék	Terény	204	47,953	19,449	1901	1999
24. Cserhát-vidék	Tolmács	196	47,936	19,114	1900	2012
25. Börzsöny	Nógrád	236	47,900	19,047	1900	2012
III. Dunántúli-középhegység						
27. Pilis-Budai-hegység	Páty	194	47,513	18,848	1901	2012
29. Vértes	Csákvár	185	47,404	18,464	1901	2012
30. Dunazugí-medencék és Velence-vidék	Szár	201	47,485	18,517	1901	2012
31. Vértes- és Bakonyalja	Ravaszd	131	47,515	17,773	1901	2012
32. Magas-Bakony	Bakonybél	267	47,253	17,726	1900	2012
32. Magas-Bakony	Városlőd	294	47,154	17,650	1900	2012
35. Balaton-felvidék	Balatonalmádi	110	47,032	18,021	1901	2001
IV. Kisalföld						
37. Győr-Tatai-teraszvidék	Ács	120	47,715	18,035	1900	2012
38. Szigetköz-Rábaköz	Beled	133	47,470	17,110	1901	2012
38. Szigetköz-Rábaköz	Győr	119	47,684	17,622	1901	2012
38. Szigetköz-Rábaköz	Mosonmagyaróvár	122	47,886	17,269	1900	2012
39. Fertő-Hanság-medence	Kapuvár	118	47,684	16,996	1900	2012
40. Marcal-medence	Kerta	140	47,166	17,267	1901	2012

erdőgazdasági táj	mérőhely	tszfm	földrajzi		kezdő	záró
		m	szélesség	hosszúság	év	
V. Nyugat-Dunántúl						
42. Soproni-dombság	Sopron	230	47,722	16,648	1900	2012
45. Sopron-Vasi-síkság	Szombathely	227	47,200	16,645	1900	2012
46. Kemeneshát	Csehimindszent	175	47,053	16,954	1901	2012
47. Őrség	Kercaszomor	238	46,789	16,362	1901	2012
47. Őrség	Szentgotthárd	221	46,913	16,303	1900	2012
VI. Dél-Dunántúl						
49. Balatoni-medence	Tapolca	125	46,881	17,447	1901	2012
50. Külső-Somogy	Tab	177	46,735	18,014	1901	2012
51. Belső-Somogy	Csurgó	147	46,264	17,102	1901	2012
52. Kelet-Zalai-dombság	Nagykanizsa	138	46,459	16,964	1900	2012
54. Tolnai-dombság	Száalka	168	46,280	18,632	1900	2012
55. Mecsek	Pécsvárad	259	46,171	18,413	1901	2006

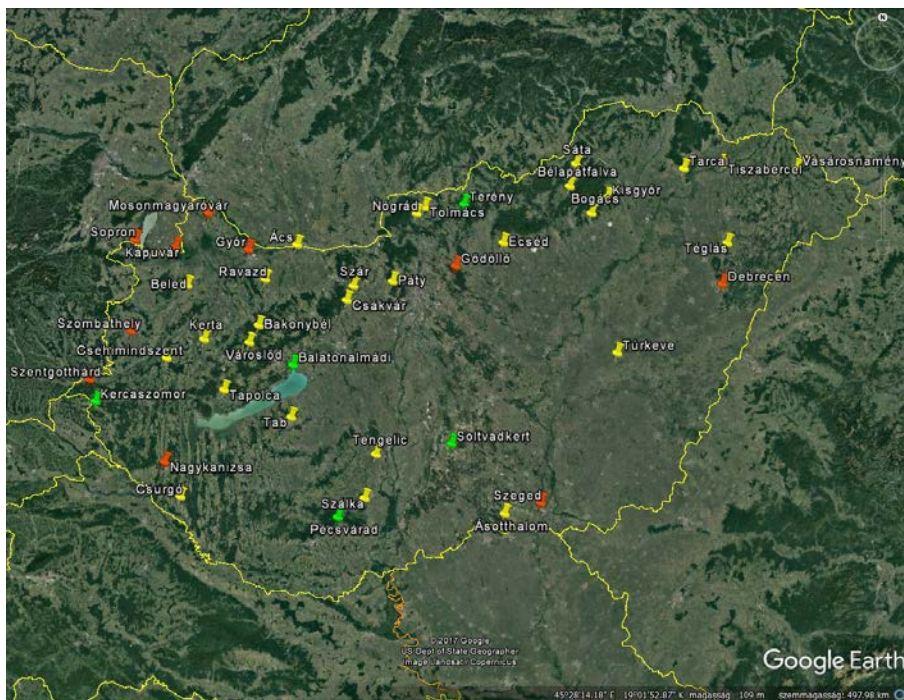
A mérőállomások telepítéskori céljukból adódóan elsősorban települések, illetve mezőgazdasági területek közelében létesültek, tehát kevés az erdőterületet jellemző mérőállomás. Ez a mérőállomások tengerszint feletti magasságában is megjelenik, mert csak egy mérőállomás fekszik 300 m felett (Bélapátfalva, 318 m). Mindezek ellenére úgy vélem, hogy a kiválasztott mérőállomások alkalmasak lehetnek az erdőgazdasági nagytájak csapadék-változatosságának bemutatására is, és ezért ennek megfelelően csoportosítottam őket (1. táblázat). A térképen (1. ábra) a nagyvárosi állomásokat narancssárgával, a rövidebb adatsorú vagy kevésbé megbízható mérőhelyeket zölddel jelöltem.

A térbeli és időbeli változatosságot az előbbieken említett adatsorok összeállítása után statisztikai mutatókkal jellemeztem. A változatosság vizsgálatának legkisebb időegysége – a gyakorlatot és az adatok hozzáférhetőségét szem előtt tartva – a hónap.

Az időbeli változatosság jellemzésére a mérőhelyek legalább 100 éves adatsorát felhasználva az alábbi statisztikai mutatókat alkalmaztam mérőhelyenként:

- havi minimum
- alsó kvartilis
- havi átlag és medián
- felső kvartilis
- havi maximum
- interkvartilis terjedelem: az a tartomány, amibe az adatok 50%-a tartozik
- variációs együttható (CV): az adatok szórása az átlaghoz viszonyítva, %-ban,

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}} \cdot 100$$



1. ábra: A csapadékmérő állomások elhelyezkedése.

Figure 1: Location of the stations.

A többi szóródási mutatóval szemben a variációs együttható vagy másképpen a relatív szórás a következő előnyökkel rendelkezik:

- elvonatkoztat a mértékegységektől,
- elvonatkoztat a nagyságrendi viszonyoktól,
- segítségével megállapítható az átlag "jósága", tehát az hogy az átlag mennyire tipikus, mennyire áll közel az átlagolandó adatsorhoz.

Szász és Tőkei (1997) szerint a csapadék változékonyságának legmegfelelőbb mutatója a variációs együttható. Dunkel et al. (1991) a variációs együtthatót alkalmazták a hazai agrometeorológiai állomáshálózat racionális sűrűségének meghatározására. Előnyei miatt a csapadékvizonyok jellemzésére napjainkban is használják (Deka et al. 2013, Machiwal et al. 2017), de más szakterületen is alkalmazzák (Webb et al. 2017).

A CV kategóriáinak statisztikai értékelése (Huzsvai 2011):

- ha 10% alatti, akkor az adatsor állandó (homogén), tehát az adatok egymáshoz és a belőlük kiszámított átlaghoz közel állnak,
- ha 10-20% közötti, akkor közepesen változékony,
- ha 20-30%, akkor erősen változékony,
- ha 30% feletti, akkor szélsőséges változékonyságú adatsorról beszélünk, ahol az átlag már nem jellemzi jól az adatsort.



Az értékelést a havi mellett az erdő életfolyamataihoz illeszkedő hidrológiai év bontásban, illetve a Járó-féle (1989) vízforgalmi időszakoknak (XI–IV. hónap: tárolási, V–VII. hónap: fő vízfelhasználási, VIII–X. hónap: fenntartási) megfelelően is elvégeztem. Az elemzéseket a meteorológusok által referencia időszakként kezelt 30 éves periódusokra is kiterjesztettem, s a periódusokat 1941-től kezdődően 10 éves lépésközökben mozgatva a statisztikai mutatók változását is vizsgáltam.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az értékelést minden állomásra elvégeztem, de a következő fejezetekben többnyire csak kiragadott példákban mutatom be az összefüggéseket, illetve a statisztikai mutatók közül elsősorban a variációs együtthatót (CV) és az interkvartilis terjedelmet vizsgálom.

Az összesen 43 mérőhelyből előállított adatbázisból kivettem a költöztetések miatt bizonytalan városi és a rövidebb adatsorral rendelkező mérőhelyeket (Balatonalmádi, Terény), de a lefedettség hiányok miatt megtartottam három, a kiválasztási feltételeknek nem teljesen megfelelő mérőállomást (Kercaszomor, Pécsvárad, Soltvadkert). Így összességében 31 mérőhely adatsorait értékeltem.

Variációs együttható (CV)

Havi csapadékadatok

A havi CV-értékek 43–84% között változnak a teljes vizsgált időszakot (1901–2010) tekintve. A legkisebb értékek (lilával kiemelve) április-június hónapokban, a legnagyobbak (zöldes színnel kiemelve) októberben fordulnak elő (2. táblázat).

A 30 éves referencia időszakokban a CV-értékek többé-kevésbé hasonló képet mutatnak, de az időszakok rövidebb hosszából adódóan vannak eltérések. A teljes időszakhoz képest a legnagyobb változást az utolsó 30 éves időszak CV-értékei mutatják (3. táblázat), miközben a havi értékek 36–88% között változnak. A júniusi minimum és az októberi (szep-temberi) maximum még meghatározó, de mind a minimumok, mind a maximumok jobban szóródnak.

Ha a CV kategóriáit vizsgáljuk, akkor megállapítható, hogy a havi csapadékadatok szélsőséges változékonyságú adatsorokat képeznek, vagyis átlaguk nem jó jellemző. Ez mind a 110 éves teljes időszakra, mind az összes 30 éves referencia időszakra érvényes.

2. táblázat: A havi CV-értékek változása a teljes vizsgált időszakban (1901–2010) az erdőgazdasági nagytájak szerint csoportosított mérőállomásokon.

Table 2: The changes of the monthly CV in the whole period (1901–2010), sorted by the forest regions.

1901–2010	tszfm	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Vásárosnamény	114	55	60	72	59	48	54	57	57	64	76	54	52
Tiszabercel	102	66	67	75	55	52	51	55	60	64	77	64	61
Téglás	144	61	66	71	51	56	51	57	59	69	75	60	60
Túrkeve	87	61	65	66	54	61	50	63	69	69	81	67	62
Ásotthalom	117	59	66	64	55	63	58	67	67	74	79	67	60
Soltvadkert	116	61	72	65	53	58	53	64	61	71	75	65	58
Tengelic	120	59	73	61	54	55	51	60	68	69	81	62	58
Tarcal	115	67	66	74	56	55	52	56	65	72	77	64	60
Bélapátfalva	318	70	73	71	51	56	52	60	66	65	82	66	63
Sáta	276	70	67	70	52	55	51	57	66	65	79	63	61
Bogács	186	63	71	69	56	58	53	59	66	71	82	63	63
Kisgyőr	173	72	77	73	56	61	59	63	67	73	84	64	67
Ecséd	157	62	73	67	52	57	63	63	67	70	80	62	57
Tolmács	196	56	64	67	54	56	53	59	69	71	74	59	54
Nógrád	236	55	61	71	52	58	56	57	67	74	78	56	56
Páty	194	51	64	69	51	56	59	64	69	72	77	66	55
Csákvár	185	53	67	64	53	52	60	69	64	69	73	62	54
Szár	201	49	67	70	51	60	67	66	68	69	76	62	53
Ravazd	131	52	68	65	60	61	59	59	62	69	70	60	52
Bakonybél	267	55	65	60	59	65	60	71	67	71	76	60	55
Városlőd	294	53	62	64	54	65	50	65	57	66	73	57	54
Ács	120	52	66	68	57	59	59	62	59	71	72	64	54
Beled	133	56	65	62	60	55	52	54	57	60	66	59	53
Kerta	140	56	66	64	55	53	54	62	59	62	73	60	54
Csehimindszent	175	62	73	63	58	61	49	58	58	64	67	61	53
Kercaszomor	238	71	73	57	56	49	43	54	50	63	67	62	58
Tapolca	125	61	74	67	56	51	55	63	63	63	74	62	57
Tab	177	63	72	64	53	55	54	62	64	64	75	61	54
Csurgó	147	58	65	61	54	54	49	60	62	62	69	61	55
Szálka	168	57	69	63	55	53	56	59	65	70	75	64	55
Pécsvárad*	259	55	65	62	50	57	51	64	64	74	74	65	56

* Pécsvárad adatsorából hiányzik a 2007–2010 közötti időszak

3. táblázat: A havi CV-értékek változása az 1981–2010 közötti 30 éves referencia időszakban az erdőgazdasági nagytájak szerint csoportosított mérőállomásokon.

Table 3: The changes of the monthly CV in the reference period 1981–2010, sorted by the forest regions.

1981–2010	tszfm	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Vásárosnamény	114	48	56	74	54	51	48	62	56	64	66	51	48
Tiszabercel	102	48	63	74	61	58	47	53	62	58	74	55	59
Téglás	144	51	63	65	51	56	56	61	67	66	74	53	59
Túrkeve	87	65	63	61	58	64	43	65	81	64	76	68	61
Ásotthalom	117	64	63	56	57	78	65	65	59	68	73	63	62
Soltvadkert	116	74	67	51	50	66	57	62	66	78	69	60	59
Tengelic	120	68	69	50	55	63	50	54	65	78	71	53	54
Tarcal	115	54	63	71	60	58	45	66	69	60	68	57	56
Bélapátfalva	318	64	68	62	59	67	47	64	63	64	76	59	69
Sáta	276	68	65	63	61	60	48	61	56	65	69	53	72
Bogács	186	61	65	61	60	67	48	65	66	67	79	56	63
Kisgyőr	173	66	67	70	63	63	55	63	70	71	83	53	70
Ecséd	157	71	67	51	58	68	67	76	67	70	67	52	60
Tolmács	196	54	57	58	60	60	46	60	69	74	64	47	61
Nógrád	236	57	58	61	62	71	52	59	70	79	68	46	65
Páty	194	54	65	52	61	70	55	75	68	79	70	46	60
Csákvár	185	60	68	53	62	55	54	67	63	73	73	54	60
Szár	201	53	68	53	59	75	66	70	66	76	68	46	61
Ravazd	131	57	72	59	72	71	55	56	60	75	68	47	56
Bakonybél	267	60	72	58	58	88	52	67	76	79	64	49	61
Városlőd	294	57	66	50	53	76	42	53	55	77	65	46	56
Ács	120	53	71	55	65	70	57	50	53	75	69	49	59
Beled	133	57	73	49	62	51	41	58	56	67	64	49	49
Kerta	140	61	67	56	55	44	41	52	54	63	66	51	54
Csehimindszent	175	65	70	59	50	46	41	52	56	63	68	55	52
Kercaszomor	238	78	66	57	57	42	36	47	52	54	67	57	53
Tapolca	125	65	73	56	57	53	44	52	76	71	65	56	57
Tab	177	74	70	56	60	58	50	58	59	71	69	48	56
Csurgó	147	75	55	52	52	51	45	46	57	58	66	56	56
Szálka	168	66	69	45	51	61	65	50	68	79	68	56	56
Pécsvárad*	259	64	56	43	49	67	55	68	51	82	64	55	62

* Pécsvárad adatsorából hiányzik a 2007–2010 közötti időszak

Vízforgalmi időszakok

Ha a CV értékeit a vízforgalmi időszakok szerint vizsgáljuk, akkor a havi adatokhoz képest valamivel kisebb értékeket kapunk, tehát a CV ebben az esetben kevésbé változékonysági mutatónak bizonyul (4. táblázat).

A 4. táblázat CV-értékei jól mutatják, hogy a vizsgált időszak hosszának növekedésével a CV értékei csökkennek. A korábban ismertetett havi értékekhez képest a 3, illetve 6 hónapos időszakok csökkenő CV-értékein keresztül a hidrológiai évre vonatkozóan a teljes időszakra vonatkozóan az értékek már csak 16–24% közöttiek, vagyis a hidrológiai éves adatok már a közepesen változékonyságú, illetve változékonyságú kategóriába esnek.

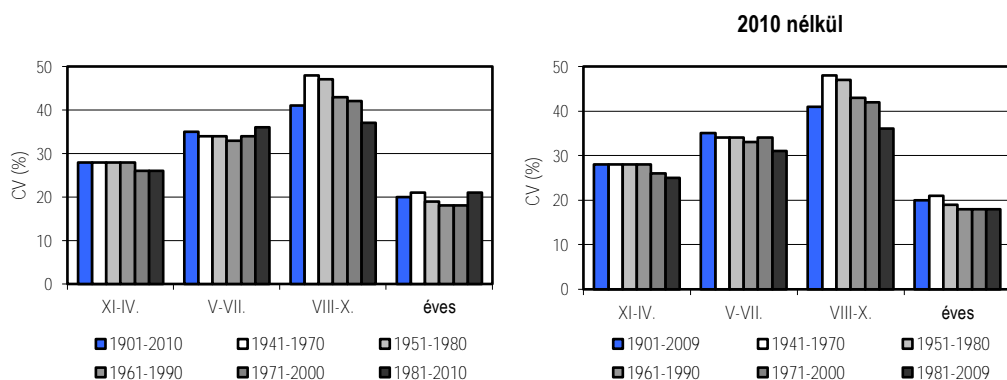
4. táblázat: A vízforgalmi időszakok CV-értékeinek intervallumai a teljes vizsgált időszakra és a 30 éves referencia időszakokra vonatkozóan.

Table 4: The intervals of CV of water cycle periods in the whole and reference periods.

idősor	vízforgalmi időszakok			
	tárolási	fő vízfelhasználási	fenntartási	hidrológiai év
	6 hónap	3 hónap	3 hónap	12 hónap
1901–2010	25–33	30–42	35–45	16–24
30 éves referencia időszakok	21–35	26–47	28–58	14–27

Referencia időszakok (30 éves időszakok) vizsgálata

A referencia időszakok alkalmasak a CV-értékek időbeli változásának bemutatására, s ezzel a referencia időszakok változékonyságának, esetlegesen szélsőségesebbé válásának vizsgálata is lehetővé válik. Az alábbiakban a referencia időszakokat a vízforgalmi időszakok csapadékeloszlásaival jellemzem (2. ábra).



2-3. ábra: A vízforgalmi időszakok átlagos CV-értékeinek változása a referencia időszakokban (31 mérőállomás, 2010 adataival és nélküle).

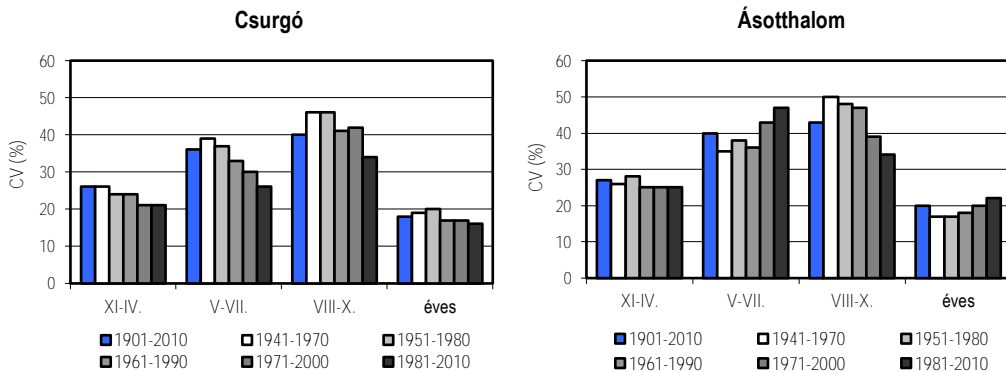
Figure 2-3: Changes of the mean CV of the water cycle periods in the reference periods (31 stations, including and excluding 2010 data).

A 30 éves referencia időszakokon belül a tárolási és a fenntartási időszakban a CV értéke csökkenő tendenciát mutat, míg a hidrológia év esetében az utolsó 30 év (1981–2010) az egyébként csökkenő tendencia megfordulását jelzi.

A fő vízfelhasználási időszakban a 31 mérőállomás esetében az utolsó referencia időszak (1981–2010) átlagos CV-értéke a referencia időszakok között a legnagyobb. Érdekes, hogy ugyanerre az időszakra vonatkozóan a 8 nagyvárosi állomásnál a CV értéke a korábbi referencia időszakokénál kisebb (nincs hozzá ábra).

Meg kell említeni, hogy az utolsó referencia időszak megítélésében a 2010-es év rendkívüli csapadékbősége jelentős szerepet játszik. A változékonyság növekedése felé mutató tendenciák ezzel az egy évvel magyarázhatók, amit a 31 mérőállomás 2010 nélküli adataival szemléltetnek (3. ábra). A 2010-es év sok mérőhelyen sokéves maximumot jelentő csapadéknak kivételével a CV-értékek már minden vízforgalmi időszakban csökkenő tendenciát mutatnak.

A mérőállomások átlaga az országos léptékű folyamatokra mutat rá, amennyiben elfogadjuk, hogy a vizsgált mérőállomások reprezentálják az országot. Az egyedi – lokális – különbségek bemutatására két eltérő adottságú mérőhelyet, az egyik legcsapadékosabb Csurgót (sokéves átlagcsapadék 796 mm) és az egyik legszárazabb Ásotthalmát (sokéves átlagcsapadék 564 mm) választottam ki (4-5. ábra).



4-5. ábra: A vízforgalmi időszakok CV-értékeinek változása a referencia időszakokban Csurgón és Ásotthalmán.

Figure 4-5: Changes of CV of the water cycle periods in the reference periods in Csurgó and Ásotthalmom station.

A két mérőállomáson – hasonlóan az általános összefüggésekhez – a tárolási és a fenntartási időszakban a CV-értékek csökkenő tendenciát mutatnak. A döntő különbség a fő vízfelhasználási időszakban jelentkezik: míg Csurgó esetében a CV-értékek egyértelműen csökkennek az egymást követő referencia időszakokban, addig Ásotthalmán ennek épp az ellenkezője állapítható meg. Mindez a különbség a hidrológiai év adatsoraiban is megjelenik, s rámutat a lokális folyamatok ismeretének jelentőségére.

5. táblázat: A havi átlag %-ában kifejezett alsó kvartilis a teljes vizsgált időszakban (1901–2010) az erdőgazdasági nagytájak szerint csoportosított mérőállomásokon.

Table 5: The lower quartile expressed in the % of the monthly mean in the whole period (1901–2010), sorted by forest regions.

1901–2010	tszfm	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Vásárosnamény	114	59	53	43	61	65	62	54	57	53	43	54	63
Tiszabercel	102	57	45	43	66	57	62	60	49	53	40	49	59
Téglás	144	56	48	46	57	54	60	58	54	50	44	49	59
Túrkeve	87	51	55	45	57	53	65	54	54	48	36	53	56
Ásotthalom	117	48	53	48	61	54	57	50	55	48	43	45	58
Soltvadkert	116	50	50	48	68	61	68	54	58	53	45	49	56
Tengelic	120	57	49	54	63	60	63	58	55	51	47	50	54
Tarcal	115	54	46	38	62	59	61	54	53	42	39	48	58
Bélapátfalva	318	49	40	38	59	64	62	57	54	50	33	51	58
Sáta	276	45	46	40	63	62	60	56	52	54	39	53	59
Bogács	186	50	48	43	58	56	63	54	49	50	42	53	61
Kisgyőr	173	49	35	42	53	56	62	51	49	55	32	52	51
Ecséd	157	55	44	52	63	62	55	52	56	50	32	54	63
Tolmács	196	65	47	47	54	58	58	53	46	45	36	56	62
Nógrád	236	64	55	44	62	59	54	57	56	42	38	57	56
Páty	194	59	52	51	61	63	54	53	52	43	43	55	66
Csákvár	185	62	49	53	60	66	54	50	56	46	40	56	65
Szár	201	64	51	52	61	60	54	46	48	45	38	56	62
Ravaszd	131	59	47	58	55	55	58	55	57	46	48	59	59
Bakonybél	267	57	52	51	61	56	56	48	56	47	46	62	63
Városlőd	294	57	57	61	62	50	63	50	63	56	49	61	61
Ács	120	59	46	55	53	57	60	57	61	44	44	56	60
Beled	133	50	43	59	57	57	63	62	61	53	46	58	62
Kerta	140	58	50	54	58	65	67	57	62	54	45	58	65
Csehimindszent	175	48	44	55	62	57	67	56	61	49	44	56	58
Kercaszomor	238	54	48	58	57	61	72	62	67	52	49	53	56
Tapolca	125	56	38	50	59	61	64	54	55	53	47	51	59
Tab	177	52	43	46	61	60	61	58	60	54	42	57	57
Csurgó	147	64	53	49	62	63	66	54	52	54	45	54	59
Szálka	168	56	52	53	64	62	60	60	57	45	47	48	58
Pécsvárad*	259	62	54	60	63	58	63	58	57	48	41	53	59

* Pécsvárad adatsorából hiányzik a 2007–2010 közötti időszak



6. táblázat: A havi átlag %-ában kifejezett felső kvartilis a teljes vizsgált időszakban (1901–2010) az erdőgazdasági nagytájak szerint csoportosított mérőállomásokon.

Table 6: The upper quartile expressed in the % of the monthly mean in the whole period (1901–2010), sorted by forest regions.

1901–2010	tszfm	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Vásárosnamény	114	125	136	135	124	124	128	133	138	128	145	141	132
Tiszabercel	102	131	140	138	126	134	127	130	133	135	134	138	126
Téglás	144	130	146	141	135	141	131	133	141	133	154	140	127
Túrkeve	87	135	146	146	134	136	130	130	132	131	144	136	133
Ásotthalom	117	140	131	144	126	134	130	127	125	133	140	135	138
Soltvadkert	116	136	142	132	136	129	120	127	140	137	136	134	133
Tengelic	120	127	137	132	132	130	128	133	133	134	134	138	142
Tarcal	115	131	148	140	134	139	135	133	127	137	142	136	130
Bélapátfalva	318	136	155	150	135	121	132	125	137	129	148	143	131
Sáta	276	131	149	146	129	120	132	139	134	131	140	144	123
Bogács	186	130	160	141	139	127	127	145	136	129	150	137	128
Kisgyőr	173	123	144	137	126	128	131	145	130	136	154	141	132
Ecséd	157	138	149	142	137	129	138	137	141	132	144	136	137
Tolmács	196	138	138	137	127	131	135	134	131	130	141	133	129
Nógrád	236	131	138	139	134	141	123	132	139	136	140	140	140
Páty	194	139	144	129	132	129	128	134	127	141	141	134	127
Csákvár	185	126	135	126	138	131	138	126	121	139	138	136	126
Szár	201	137	139	130	133	123	131	134	134	138	137	137	130
Ravaszd	131	137	142	133	143	130	133	130	134	140	139	124	138
Bakonybél	267	131	138	139	136	132	121	130	138	141	130	132	133
Városlőd	294	131	138	129	128	135	135	123	125	137	138	132	125
Ács	120	137	129	139	139	131	129	132	131	140	142	127	129
Beled	133	142	142	133	147	130	127	127	125	121	141	125	134
Kerta	140	136	140	134	129	132	127	136	118	125	141	130	139
Csehimindszent	175	135	140	131	127	135	128	141	126	131	141	134	137
Kercaszomor	238	142	134	132	131	133	130	136	123	132	152	143	136
Tapolca	125	131	147	133	129	132	132	135	131	137	142	140	132
Tab	177	134	140	132	133	130	129	125	129	133	139	136	138
Csurgó	147	129	138	135	131	131	123	126	129	136	144	141	131
Szálka	168	134	137	131	125	134	126	136	128	133	135	132	139
Pécsvárad*	259	131	133	128	138	130	124	128	126	122	133	133	141

* Pécsvárad adatsorából hiányzik a 2007–2010 közötti időszak

Az interkvartilis terjedelem vizsgálata

Az alsó és a felső kvartilist, s így az interkvartilis terjedelmet az átlag százalékos arányában vizsgáltam abból a megfontolásból, hogy az átlagra vonatkozó százalékos prognózistokat viszonyítani tudjuk ehhez a statisztikai mutatóhoz.

Havi csapadékadatok

A teljes időszakot (1901–2010) vizsgálva az alsó kvartilis minimuma a havi csapadékhoz viszonyítva a mérőállomástól függően 32–54% között mozog, míg maximuma 49–72% közötti értéket vesz fel. A mérőállomásokat összesítve az alsó kvartilis a havi csapadék átlagosan 42–61%-a. A CV-értékkel összhangban a legkisebb alsó kvartilis értékek októberben, a legnagyobbak április-június hónapokban jelennek meg (5. táblázat).

A teljes időszakot (1901–2010) vizsgálva a felső kvartilis minimuma a havi csapadékhoz viszonyítva a mérőállomástól függően 118–130% között mozog, míg maximuma 138–160% közötti értéket vesz fel (6. táblázat). A mérőállomásokat összesítve a felső kvartilis a havi csapadék átlagosan 129–141%-a. A CV-érték és a felső kvartilis között az összhang kevésbé látható, mint az alsó kvartilis esetében.

A 31 mérőállomást és az összes hónapot együtt értékelve az alsó kvartilis az átlag 54%-a, míg a felső kvartilis az átlag 134%-a, tehát nagy általánosságban a havi csapadékadatok 50%-a az átlag 54–134%-a közé esik, ami mutatja a csapadék jelentős változatosságát.

Vízforgalmi időszakok

Hosszabb időszakokat vizsgálva – a CV-értékhez hasonlóan – az interkvartilis terjedelem is csökken, azaz az időszak hosszának növekedésével az időszakai csapadékok egyre szűkülő intervallummal fogják közre az átlagot (7. táblázat).

7. táblázat: Az időszakai csapadékok alsó és felső kvartiliseinek az átlag %-ában kifejezett intervallumai a teljes vizsgált időszakra (1901–2010) vonatkozóan.

Table 7: The intervals of the lower and upper quartile of the water cycle periods expressed in the % of the mean in the whole period (1901–2010).

idősor	kvartilis	vízforgalmi időszakok			
		tárolási	fő vízfelhasználási	fenntartási	hidrológiai év
		6 hónap	3 hónap	3 hónap	12 hónap
1901–2010	alsó	75–84	67–79	66–78	82–90
	felső	113–123	116–131	115–134	110–115

A 7. táblázatban megadott intervallumok átlagát nézve megállapítható, hogy a tárolási időszak csapadékának 50%-a az átlag 79–118%-a közé esik. A fő vízfelhasználási időszaknál ugyanez 74–122%, a fenntartási időszakban 72–124%, míg a hidrológiai év esetében

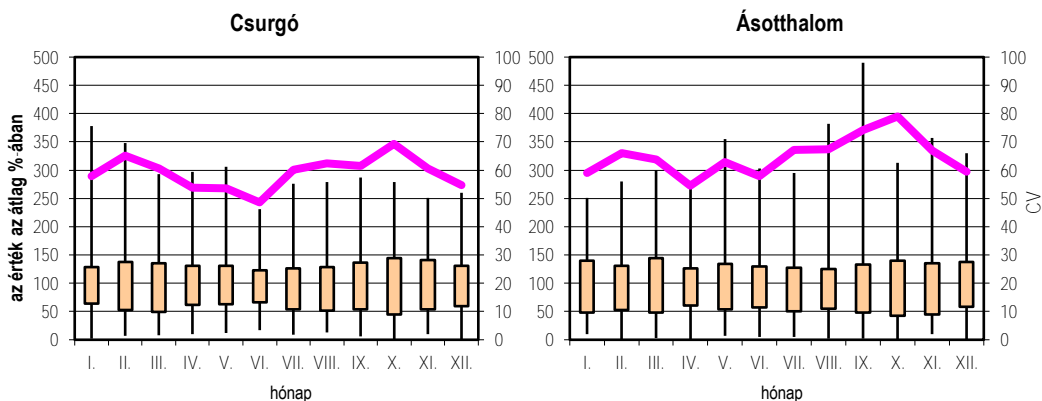
86–113%. Ez nagy általánosságban azt jelenti, hogy a vízforgalmi időszakokban az időszaki átlagtól $\pm 20\%$ -kal eltérő csapadék még az interkvartilis terjedelem része. A hidrológiai évnél ez az intervallum $\pm 15\%$ alá csökken.

A számított statisztikai mutatók megjelenítése

A CV-értéknél már példaként szereplő Csurgó és Ásotthalom mérőállomások havi adataival szemléltetem a számított statisztikai mutatókat. Most is az átlag százalékában kifejezett értékeket használom, hogy az átlagtól való eltérés jobban érzékelhető legyen (6-7. ábra).

Az ábrákon az interkvartilis terjedelem okker színnel jelenik meg. A sáv szélessége mutatja, hogy az adatok 50%-a az átlaghoz képest hol helyezkedik el. A minimumokhoz és a maximumokhoz tartozó értékek jelzik, hogy a csapadék szélsőségekre hajlamos meteorológiai jellemző.

A CV-értékek kétcsúcsú görbét rajzolnak ki a 110 év adatai alapján, vagyis a február és az október csapadéka mutatja a legnagyobb változékonyságot.



6-7. ábra: A számított statisztikai mutatók az átlag %-ában (Csurgó, Ásotthalom, 1901-2010).
 Figure 6-7: Statistical parameters expressed in the % of the mean (Csurgó, Ásotthalom, 1901-2010).

ÖSSZEFOGLALÁS

A fejezetekben már említett következtetéseket az alábbiakban lehet összefoglalni:

- A vizsgált időszak hossza és a CV-értéke fordítottan arányos.
 - A rövidebb időszakok (hónap, 3 hónapos vízforgalmi időszakok) átlaga nem jó jellemzője az adatsornak, mert a CV lényegesen meghaladja a 30%-ot.
 - A hosszabb időszakra vonatkozó átlag megbízhatóbbá válik, mert eliminálja a változatosság egy részét.

- A 30 éves referencia időszakok vízforgalmi időszakokra vonatkozó CV-értékei az idővel általában inkább csökkennek (különösen a tárolási és a fenntartási időszakban), azaz a csapadék mennyisége általánosságban nem vált szélsőségesebbé, de ebben jelentős lokális különbségek vannak, illetve lehetnek. A rendkívüli csapadékot hozó 2010-es év hatása rámutat arra, hogy akár egy év is döntően befolyásolhatja az értékelést.
- Még az időszaki csapadék változatossága is olyan mértékű, hogy az átlagtól való $\pm 20\%$ -os eltérés is az interkvartilis terjedelemben esik, tehát az ilyen léptékű változás az adatok 50%-a által meghatározott intervallumon belül marad, ezért szélsőségesnek nem nevezhető.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Deka R.L., Mahanta C., Pathak H., Nath K. K. & Das S. 2013: Trends and fluctuations of rainfall regime in the Brahmaputra and Barak basins of Assam, India. *Theoretical and Applied Climatology* 114(1-2): 61–71. DOI: [10.1007/s00704-012-0820-x](https://doi.org/10.1007/s00704-012-0820-x)
- Dunkel Z., Tiringier Cs. & Zárbok Zs. 1991: Agrometeorológiai állomáshálózat racionális sűrűségének meghatározása, *Időjárás* 95(5): 226–236.
- Hajósy F., Kakas J. & Kéri M. 1975: A csapadék havi és évi összegei Magyarországon a mérések kezdetétől 1970-ig. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest.
- Huzsvai L. (szerk.) 2011: *Statistika mezőgazdászok részére*. SENECA BOOKS, Debrecen.
- Időjárási havijelentések (1971-2012), OMSZ kiadványok, Budapest.
- Járó Z. 1989: Az erdő vízforgalma. *Az Erdő* 33(8): 352–355.
- Machiwal D., Dayal D. & Kumar S. 2017: Long-term rainfall trends and change points in hot and cold arid regions of India, *Hydrological Sciences Journal* 62(7): 1050–1066. DOI: [10.1080/02626667.2017.1303705](https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1303705)
- Szász G. & Tőkei L. (szerk.) 1997: *Meteorológia mezőgazdák, kertészeknek, erdészeknek*. Mezőgazda Kiadó, 439–443.
- Vízrajzi évkönyvek (1966-2006), VITUKI kiadványok, Budapest.
- Webb E.E., Heard K., Natali S. M., Bunn A.G., Alexander H.D., Berner L.T. et al. 2017: Variability in above- and belowground carbon stocks in a Siberian larch watershed. *Biogeosciences* 14: 4279–4294. DOI: [10.5194/bg-14-4279-2017](https://doi.org/10.5194/bg-14-4279-2017)

*Érkezett: 2017.március 20.
Közlésre elfogadva: 2017. október 24.*



Élet egy sókibúváson (Parajd, Só-szoros)

Fotó: Kocsis Gábor István (Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt.)

VÖRÖS TÖLGYESEK TERMÉSZETES FELÚJÍTÁSA ÉS ERDŐNEVELÉSE: ESETTANULMÁNYOK

Keserű Zsolt, Csiha Imre, Kovács Csaba, Rásó János és Rédei Károly

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet

Kivonat

A vörös tölgyet (*Quercus rubra*), a legelterjedtebb idegenhonos tölgyfajunkat több, mint 100 éve termesztik állományban hazánkban. Gyors növekedése, nagy fatérfogat hozama, értékes faanyaga következtében a nemesnyárok és az akác mellett a legfontosabb exóta fafajunk. A vörös tölgyesekben alkalmazható természetes felújítási iránytechnológiák változatait a fahasználati vágásmódokhoz és a hozzájuk tartozó természetes felújítási lehetőségekhez igazodóan kell kialakítani. A vizsgált fajaj esetében a tarvágás jellegű felújítívágás, illetve a fokozatos felújítás alkalmazására van reális, a gyakorlat számára is ajánlható lehetőség.

Kulcsszavak: vörös tölgy, *Quercus rubra*, természetes felújítás, vágásmód.

NATURAL REGENERATION OF RED OAK (*QUERCUS RUBRA*) STANDS: CASE STUDIES

Abstract

In Hungary, the red oak (*Quercus rubra*), the most widespread non-native oak has been grown in forests for more than 100 years. Due to its fast growth, high yield and valuable timber material it is the most important exotic tree species besides the hybrid poplars and black locust. The variations of the natural regeneration technologies applicable in red oak stands should be developed according to the main felling methods and the associated natural regeneration possibilities. In the case of red oak stands the application of clear cutting-like regeneration cutting and shelterwood cutting can be recommended for the practice.

Keywords: red oak, *Quercus rubra*, natural regeneration, regeneration technologies.

BEVEZETÉS

A vörös tölgy (*Quercus rubra* Linnaeus, 1753) a nemes nyárok és az akác után a legjelentősebb egzóta fafajunk. Közel 300 évvel ezelőtt hozták be Észak-Amerikából Európába, ahol erdőgazdasági jelentőségét korán felismerték. Hazánkban első telepítéseinek kivitelezésére a múlt század első évtizedeiben került sor, majd az 1960-as években telepítése újabb

Levelező szerző/Correspondence:

Keserű Zsolt, 4150 Püspökladány, Farkassziget 3, e-mail: keseruzs@erti.hu



lendületet kapott (Birck 1962). A magyarországi vörös tölgyesek területe ez idő szerint megközelítőleg 16.000 hektár. Európában, Németországban 44.000, Franciaországban 43.000, Spanyolországban 20.000, Lengyelországban 15.000, Bulgáriában 11.300, Hollandiában 8.700, Romániában 2.500, Belgiumban pedig 1.600 hektáron tenyésznek vörös tölgyesek (Hasenauer 2016).

A vörös tölgy erdeink produktivitásának emelésére alkalmas faj, amelyet nagy vitalitása, széles ökológiai toleranciája és a különböző károsításokkal szembeni kiváló ellenállóképessége alapoz meg (Rédei et al. 2011). Mindezek ismeretében a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet hosszabb ideje folytat a vörös tölgyesek természetfejlesztéséhez kapcsolódó K+F+I tevékenységet a faj egyik legjelentősebb termesztési körzetében, a Nyírségben.

Jelen tanulmányunk legfőbb célja, hogy a fentebb említett újabb kutatás-fejlesztési eredmények felhasználásával segítse a vörös tölgy – indokolt ökológiai feltételek mellett – további elterjesztését, ezzel is növelve erdeink jövedelemtermelő képességét. A vörös tölgy termesztéstechnológiai fejlesztése azonban továbbra sem nélkülözheti a helyi szakemberek tapasztalatainak megismerését s azok hasznosíthatóságát.

A vörös tölgy fontosabb erdőművelési tulajdonságai

A vörös tölgyet, a legelterjedtebb idegenhonos tölgyfajunkat több, mint 100 éve termesztik hazánkban. Kedvező fatermési és erdőművelési tulajdonságainak köszönhetően napjainkban az összes erdőterület kb.0,8 %-án tenyészik. Főbb elterjedési területei a Dél- és Délnyugat-Dunántúl (Baranya, Somogy és Zala megyék), valamint a Nyírség (Rédei 2010).

Telepítésével erdeink fajválasztéka bővíthető. Gyors növekedése, nagy fatérfogat hozama, értékes faanyaga révén a nemesnyárok és az akác mellett a legfontosabb, viszonylag gyorsan növő exóta fajunk. Előnyös tulajdonsága, hogy nincs olyan károsítója, amely jelentős növedékvesztést okozna. Vitalitása nagy, gyakran terem, jól újul. Csemetenevelése könnyű, az átültetést jól tűri, fiatalkori gyors növekedése miatt kevés ápolást kíván. Rontott erdeink átalakítása során jelentősebb szerepe is lehet (Rédei et al. 2007).

Kedvező vízgazdálkodású, levegős és mészmentes talajon gyors növekedésű. Még az Alföld 500 mm-es átlagos évi csapadékmennyiségű tájain, de ugyanakkor jó növekedést mutat a Dunántúl 750-800 mm csapadékmennyiséget meghaladó termőhelyein is. Optimális növekedését nálunk savanyú homokok réti erdőtalaján éri el, ahol a talajvíz mozgó és nincs túl mélyen. Jó növekedést mutat a rozsdabarna erdőtalajon, a kovárányos barna erdőtalajon, valamint a mély termőrétegű agyagbemosódásos barna erdőtalajon (Keresztesi, 1967).

A vörös tölgy igen bő avart képez, legtöbbit az erdei fajok közül. Fiatalon erősen árnytűrő, később fényigényes. Gyorsan nő, faállományában kiválóan differenciálódik. Zárt koronája nemcsak a vertikális, de a horizontális záródást is lehetővé teszi. Visszaszerző képessége is kiváló. Jól sarjadzik, még faállománya alatt is kihajtanak a kivágott fák tuskói, és cserjeszerűen borítják az erdő alját. A zöldnyesést is bírja.

Változatai közül a nagy makkú vörös tölgy (*Qu. rubra* L. var. *maxima* (Marsh) Sarg. 1916) érdemel említést, mert a vörös tölgy faállományaiából ez foglalja el a legnagyobb területet. Levele, makkja nagyobb, mint a főalaké, amelyre a botanikai leírás vonatkozik. Az árterek keményfás erdeiben elegyíthető a sártölgy (var. *palustris* (Münchh.) Kuntze, 1891). A meg-lévő vörös tölgyesekben elegyként gyakran fordul elő a bíbortölgy (var. *coccinea* Münchh. 1770).

Mint idegenföldi, honosított fafajnak Magyarországon nincsenek sem természetes, sem természetszerű előfordulásai, erdőállományai, ezért a magyarországi vörös tölgyesek biológiai – ökológiai megítélésük alapján a kultúrerdők csoportjába sorolhatók. Ebből következően művelésükre (a fatermesztés technológiájára) is elsősorban az ültetvénytípusú fatermesztés feltételrendszere a jellemző.

A vörös tölgy makk csírázásának ökológiai feltételei

A vörös tölgy korán kezd virágozni és teremni. Szabad állásban 20, állományban 25 éves korától terem. Szórványtermése minden évben megfigyelhető, és bőven is gyakrabban terem, mint az őshonos tölgyek. A szabad állásban lévő fák feltűnően gyakran és bőségesen teremnek. Mintegy 10 nappal később fakad, mint a korán fakadó kocsányos tölgy. Tavaszai hajtásképzése erőteljes és hosszan tartó. Másodhajtás képzése nem jelentős, bár a fiatal fák kedvező időjárás esetén nyári hajtásokat is hoznak. Levelét ősszel korán leveti. A lombosodással egy időben virágzik, termésfejlődése 14 hónapig tart. Makkja tavasszal csírázik.

A vörös tölgy magtermését befolyásoló legfontosabb tényezők: a magtermő fák kora, egyéni, örökletes tulajdonsága, a fák egészségi állapota, a korona fejlettsége és helyzete a faállományban, a termőhely hatása (tengerszint feletti magasság, kitétség, a talaj állapota, vízgazdálkodása, esetleges előnytelen domborzati viszonyok, pl. fagyzug stb.), abiotikus és biotikus károsítások, erdőművelési (erdőnevelési) mód. Végül fontos környezeti feltétel a talajfelszín kellő porhanyóssága is, hogy a csíra gyököcskéje behatolhasson a talajba.

A vörös tölgy makk csírázása szempontjából, hasonlóan más fafajok terméséhez, a legjelentősebb környezeti tényező a talaj- és légnedvesség, amely a makk víztartalmát és a csírázás vízgazdálkodását befolyásolja. A tölgy makk igen érzékenyen reagál víztartalmának kisebb mértékű csökkenésére is. Ez nemcsak a csírázás megindulásának lehetőségét, illetve csíráképeségének elvesztését befolyásolja, hanem víztartalom csökkenés arányában romlik csíráképesége is. Eltolódik a csírázás megindulásának időpontja és változik fagyérzékenysége, mivel a tölgy makk víztartalma és fagyérzékenysége között szoros összefüggés van.

A vörös tölgy csírázásökológiájával kapcsolatos legfontosabb ismérveket Nemky (1964) és Suszka et al. (2008) alapján a következőkben foglaljuk össze. A vörös tölgy makkja teljesen átfekvő, és ezért a természetben csak tavasszal csírázik. Átfekvési ideje átlagosan 6-8 hét. Amennyiben a makk víztartalma 18-20% alá esik, akkor elvesz annak csíráképesége. Ez az érték valamivel alacsonyabb, mint az őshonos tölgyeknél tapasztalt 25-28%-os érték,



ami azt mutatja, hogy a vörös tölgy makkja valamivel ellenállóbb a szárazsággal szemben. Ahhoz, hogy a makk csírázási százaléka legalább 70%-os legyen, víztartalmának el kell érnie a 35%-ot. A makk nedvességtartalma és fagyérzékenysége közötti összefüggés-vizsgálatok azt mutatták, hogy a vörös tölgy esetében 37-70%-os víztartalom mellett tapasztalták a legkisebb mértékű fagykárosodást. A -17 C° -ra való 24 órás lehűtést a tölgyfajok közül már csak a vörös tölgy viselte el részben.

A vörös tölgy mintegy 10 nappal később fakad, mint a kocsányos tölgy. A lombosodással egyidőben virágzik, termésfejlődése 14 hónapig tart. Makkja tavasszal csírázik.

A VIZSGÁLATOK HELYE ÉS MÓDSZERE

A vörös tölgy jól újul, gyakran már a 30-40 éves állományok alatt bőséges újulat van. Ezt bizonyítják a Nyírerdő Zrt. Debreceni és Nyírbátori Erdészetének területén lévő, összesen 16 vörös tölgyesben kijelölt mintaparcellákon történő újulatfelvételi vizsgálatok is (Rédei et al. 2010) (1. és 2. ábra).

A vizsgált erdőrészekben 20x25 m-es mintaparcellákat, azon belül pedig 6x8 m-es precíz parcellákat tűztünk ki, ahol a vörös tölgy újulat, illetve az ott található 1 m-es magasságot meg nem haladó fásszárúak felvételére került sor, az ERTI-ben kidolgozott metodika alapján (1. táblázat). A mintaparcellákon részletes faállomány-szerkezeti és fatermési elemzéseket is végeztünk.

A kor (x , év) és az 1 hektáron talált újulatszám (y , db/ha) közötti összefüggést leíró egyenlet:

$$y = -105697 + 7476x, \quad r = 0,799$$

A 40 és 59 év közötti, 5 éves intervallumonkénti, 1 hektáron található újulatszám a fenti összefüggés alapján a következő:

- 40 éves korban 193343 db/ha,
- 45 éves korban 230723 db/ha,
- 50 éves korban 268103 db/ha,
- 55 éves korban 305483 db/ha,
- 59 éves korban 335387 db/ha.

A közölt összefüggés az adott tájban tenyésző vörös tölgyesek természetes felújításához nyújt adatszerű információt. A kor-függő újulatszám megléte ugyanis alapfeltétele az eredményes természetes felújítás megvalósításának. Ez utóbbi ütemezésére vonatkozóan a később közölt erdőnevelési modell nyújt eligazítást.

1. táblázat: Vörös tölgyesek újulatfelvételi adatai.
Table 1: Data of regrowth survey of red oak stands.

Sor-szám	Helység, tag, erdő-részlet	Kor (év)	Termőhelytípus	Újulat száma (db/ha)
1.	Debrecen 205D	27	KTT, VFLEN, KBE, MÉLY	106.650
2.	Kömörő 8D	30	KTT, IDŐSZ, R, KMÉ	217.776
3.	Debrecen 226E	31	KTT, VFLEN, HH, KMÉ	129.979
4.	Debrecen 228A	31	KTT, VFLEN, HH, KMÉ	138.311
5.	Hajdúböszörmény 43F	34	KTT, VFLEN, HH, KMÉ	97.068
6.	Debrecen 297D	35	KTT, IDŐSZ, HH, KMÉ	127.896
7.	Debrecen 237E	36	KTT, IDŐSZ, HH, MÉLY	128.729
8.	Kisszekeres 6I	46	KTT, IDŐSZ, R, MÉ	198.224
9.	Nyíregyháza 19A	48	KTT, VFLEN, HH, MÉLY	133.520
10.	Kisszekeres 6 G	49	KTT, IDŐSZ, RO, MÉLY	237.120
11.	Devecser 7B	51	KTT, IDŐSZ, R, KMÉ	412.017
12.	Nyírgelse 1C	54	KTT, IDŐSZ, KBE, KMÉ	313.872
13.	Nyírgelse 1 F	54	KTT, IDŐSZ, KBE, KMÉ	356.512
14.	Nyírgelse 2A	54	KTT, IDŐSZ, KBE, MÉLY	256.464
15.	Nyírgelse 2K	54	KTT, IDŐSZ, KBE, MÉLY	280.176
16.	Nyírbogát 4D	59	KTT, VFLEN, KBE, MÉLY	355.680

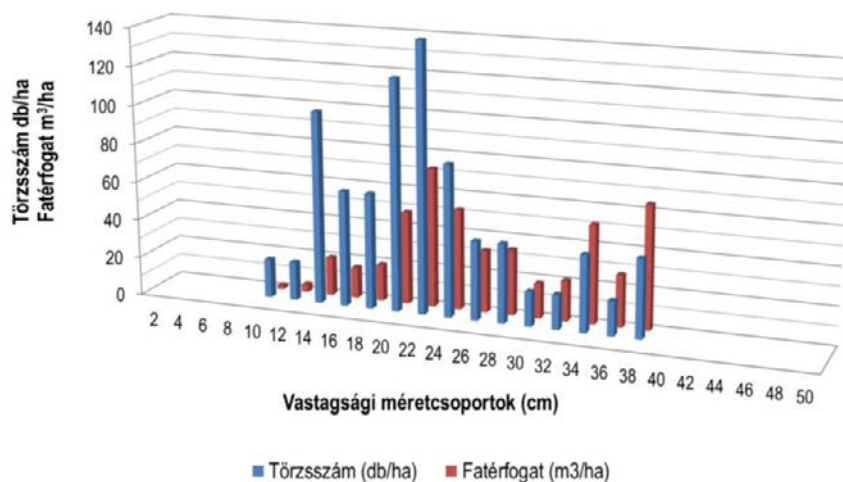


1. ábra: Vörös tölgy újulat Nyírgelse 2K erdőrésztetben.
Figure 1: Red oak regrowth in the Nyírgelse 2K subcompartment.



2. ábra: Vörös tölgy újulat Nyírbogát 4D erdőrésztletben.
Figure 2: Red oak regrowth in the Nyírbogát 4D subcompartment.

A 3. ábra a Debrecen 226E erdőrésztletben található vörös tölgyes faállomány-szerkezeti vizsgálatának egy fontos részterületét, a mellmagassági átmérő szerinti törzsszám-, illetve fatérfogat eloszlást ábrázolja. A természetes felújítás megtervezésekor az itt bemutatott elemzéseket minden esetben ajánlott elvégezni a lécek térbeni eloszlásának, illetve méretének meghatározása céljából.



3. ábra: Vörös tölgy állomány hektáronkénti törzsszámának és hektáronkénti fatérfogatának átmérő méretcsoportok szerinti eloszlása (Debrecen 226E).

Figure 3: Distribution of stem number and volume of a red oak stand per hectare according to the diameter size classes (Debrecen 226E).

Vörös tölgyesek természetes felújításának gyakorlata

A vörös tölgyesekben alkalmazható természetes felújítási iránytechnológiák változatait a főhasználati vágásmódokhoz és a hozzájuk tartozó természetes felújítási lehetőségekhez igazodóan kell kialakítani. A vizsgált fafaj esetében a tarvágás jellegű felújítógágás, illetve a fokozatos felújítás alkalmazására van reális, a gyakorlat számára is ajánlható lehetőség.

A tarvágás jellegű felújítógágás alkalmazásával a vágásérett faállományt a már meglévő újulat fölül egy lépcsőben termeljük le. A tarvágás jellege egy lépcsőben – egy időben – végrehajtott véghasználatból következik, de a „normál” tarvágástól a természetes újulat megléte különbözteti meg. Az erdőrészleten belül a tarvágást többféle módon, így időben fokozatosan egymás után következő sávokban és foltokban is végre lehet hajtani. A kivitelezés módja (formája) alapján lékes és kulisszás felújítógágási módozatokat különítünk el. A fokozatos felújítógágások közül tölgyesekben (beleértve a vörös tölgyeseket is) a többé-kevésbé egyenletes bontáson alapuló ernyős felújítógágás felel meg leginkább. Ennek az az előfeltétele, hogy az adott erdőrészletben egyidőben olyan makktermés jelentkezék, amelyből közel azonos fejlettségű újulat nevelhető fel az anyaállomány alatt. Az egyenletes újulat többé-kevésbé egyenletes záródásbontást, felszabadítást igényel. A felszabadító-vágások alkalmával a lábon álló fatérfogat 50-60 %-a termelhető ki, s a végvágásra marad a fatérfogat 40-50 %-a.

E módszer esetében a felújítás időtartama maximum 15 év, s az alábbi főbb műveleteket foglalja magába:

- véghasználat előtti teendők: cserje- és bozótirtás,
- a véghasználat tartama alatt elvégzendő feladatok: az anyaállomány záródásának megbontása, sarjleverés, irányított döntés,
- feladatok a végvágáskor: irányított döntés, kíméletes közelítés,
- pótlás: méretes csemetével, részleges talajelőkészítéssel, vagy talajelőkészítés nélkül,
- ápolás: újulatápolás, sarjleverés,
- növényvédelem: szükség szerint (vadkárelhárító kerítést is beleértve).

Az intenzív magassági növekedés befejeződésével – 25-40 éves kortól – erőteljes beenyúlás (növtér-bővítés) szükséges. Ekkorra már kialakultak azok a törzsek, melyek fenntartása a véghasználatig ésszerű (V-fák). Arra törekedjünk, hogy ezekre tevődjön át az erőteljes vastagsági növekedésből származó növedék-többlet. A véghasználatig fenntartandó törzsek koronái részére kell ebben az időszakban a mindenkor megfelelő növteret biztosítanunk. Ezért a felső koronaszintbe is bele kell nyúlnunk, hogy a jó koronaméretű faegyedek vastagodási képességüket tökéletesen kihasználhassák. A vágásérettségi kor előtt a viszonylag kevés számú törzsből összetevődő faállományban csak mérsékelt előhasználat gyakorolható, hogy a koronaszint ne váljék hézagossá.

2. táblázat: Vörös tölgyesek erdőnevelési modellje (Nyírség, Rédei 2010 nyomán)
Table 2: Forest tending model for red oak stands (Nyírség)

A nevelővágások elvégzésének időpontja kor (év)	A főállomány (nevelővágás utáni állapot)					
	átlagos magassága (H) (m)	átlagos átmérője (D _{1,3}) (cm)	fatérfogata (V) (m ³ /ha)	törzsszáma (N) (db/ha)	körlap- összege (G) (m ² /ha)	növőtér (m ² /fa)
I. fatermési osztály						
10	9	7	50	2000	4,3	7,7
20	16	14	140	930	9,3	14,3
35	23	22	280	530	16,3	20,1
50	27	29	370	400	21,7	26,4
65	29	34	405	350	24,7	31,8
80	31	37	505	340	25,5	36,6
II. fatermési osztály						
10	8	6	40	2200	3,9	6,2
20	14	12	105	1100	7,9	12,4
35	21	19	215	620	14,0	17,6
50	25	26	315	480	18,0	25,5
65	27	30	350	420	20,6	29,7
80	29	33	445	400	21,7	34,2
III. fatermési osztály						
10	7	6	40	2500	3,5	7,1
20	13	11	90	1200	7,2	11,4
30	17	16	160	820	10,6	16,5
45	21	21	240	600	14,4	20,8
60	24	24	260	510	17,0	23,1
75	26	26	330	460	18,8	24,4
IV. fatermési osztály						
10	6	5	30	2800	3,1	5,5
20	12	10	80	1400	6,2	11,0
30	15	14	120	970	8,9	14,9
45	19	18	190	710	12,2	18,1
60	21	20	200	610	14,2	19,2
75	23	22	260	560	15,5	21,3
V. fatermési osztály						
10	6	5	30	3100	2,8	6,1
20	10	8	55	1600	5,4	2,0
35	15	13	115	1000	8,7	13,3
50	17	16	135	800	10,8	16,1
65	19	18	190	720	12,0	18,3
VI. fatermési osztály						
10	5	5	30	3600	2,4	7,1
25	10	9	65	1600	5,4	10,2
40	14	12	105	1100	7,9	12,4
60	16	15	135	920	9,4	16,3

Megjegyzés: Az első oszlop fatermési osztályok szerinti utolsó sorának kor-értékei a tervezhető vágásérettségi kor alsó határát mutatják, amelyek módosítására – tekintettel a kevés számú véghasználati kort elért vörös tölgyesre – a helyi növekedési viszonyok, valamint a faállományok minőségi és egészségi állapota függvényében kerülhet sor. A 70 éven felüli adatsorok extrapoláltak.

Hazánkban a 70 évnél idősebb vörös tölgyesek rendszeres fatermési vizsgálatára még alig volt mód. A rendelkezésre álló kevés számú fatermési (törzselemzési) adat azonban azt mutatja, hogy kedvező erdőművelési tulajdonságait kihasználva a vörös tölgy vágásérettségi korát a jobb termőhelyeken általában 80 évtől indulóan szabhatjuk meg.

A vörös tölgyesek természetes felújításának tervezését és kivitelezésének ütemezését segíti a 2. táblázatban közölt erdőnevelési modell. A táblázat adatai a főállományra, vagyis az egyes tervezett nevelővágások utáni állományrészekre vonatkoznak. A modell a vörös tölgyesek várható hozamadatait is tartalmazza. A természetes felújíthatóság (felújítás) tervezéséhez jó támpontot nyújtanak az egyes nevelővágások elvégzésének kor értékei. Az utolsó tervezett belenyúlás időpontjának 15-20 évvel történő növelése adja a tervezett véghasználati kort. A fokozatos felújítógágás időtartama az utolsó belenyúlás, illetve a véghasználati kor közé esik (Rédei et al. 2010).

Az erdőnevelési modell alapját képező fatermési tábla (Rédei et al. 2004) faállomány-szerkezeti alapösszefüggéseket leíró egyenletsorából e helyen csak egyet, de a faállomány-nevelés szempontjából kiemelten fontos összefüggést, a főállományra vonatkoztatott hektáronkénti törzsszám (N) és a mellmagassági átmérő ($D_{1,3}$ cm-ben) összefüggését leíró egyenletet közöljük:

$$N = e^{9,80220-1,12607 \ln D_{1,3}}$$

Az összefüggés alapján adott, vagy tervezett törzsszámhoz tartozó célátmérő, vagy adott célátmérőhöz tartozó törzsszám nagy biztonsággal adható meg. A vörös tölgyesekre kialakított fatermési és erdőnevelési kísérleti sorok értékelése, valamint a vonatkozó fatermési tábla (Rédei et al. 2004) alapösszefüggései alapján egy átlagos (III. fatermési osztályú) vörös tölgyest figyelembe véve két tisztítás, illetve tisztítógágás (megközelítően 10 és 20 éves korban), egy törzskiválasztó gyérítés (30 éves korban), illetve két növedékfokozó gyérítés (45, illetve 60 éves korban) ajánlott, 75 éves korban tervezett végvágással.

Vörös tölgyesek természetes felújítása Szlovákiában (esettanulmány)

2009. október 27-én Dél-Szlovákiában (Ipolyság) a tárgykörhöz kapcsolódó tanulmányúton volt lehetőségünk részt venni, ahol újabb tapasztalatokat gyűjtöttünk a vörös tölgy természetes felújításával kapcsolatban.

Az elsőként megtekintett terület egy 75 éves vörös tölgy állomány volt. Összefüggő tarvágást csak 1 ha-on engedélyeztek, ezért csoportos felújítógágást alkalmaztak. A legjobb minőségű egyedeknek megfelelő növényteret biztosítottak, de fontos, hogy a törzsek ne kapjanak sok fényt, mert a vörös tölgy vízhajtás képzésére erősen hajlamos.

A kialakított lékek területe 300 m^2 volt, és 1 ha-on átlagosan 8 léket találtunk. A vonatkozó mérések alapján az újulat száma kb. 300 ezer volt hektáronként, ami kb. 50 éves korra 800



egyedre csökkent le. A kitermelésnél a fák töve a közelítő nyom irányába nézett, és darabolva, csörlővel húzták ki azokat, hogy a csemeték a legkevésbé károsodjanak. A sérült csemetéket eltávolították az egészséges egyedek zavartalan fejlődése érdekében.

A második bemutató terület egy 70 éves, gyengébb minőségű vörös tölgy állomány volt. 58 éves korban kezdték el az állomány lékes felújítását. A lékek állandó átmérője hozzávetőlegesen két famagasság volt. 2006-ban végezték az utolsó felújító vágás és 12 éven belül teljesen letermelik majd az állományt. A területen hektáronként megközelítőleg 35 ezer újulatot regisztráltak. Az erős belenyúlás miatt a jobb minőségű fák is leromlottak. A silányabb talajrészeken már az 50 éves vörös tölgyek is kipusztultak vagy az egészségi állapotuk miatt ki kellett vágni azokat. A helyi szakemberek tapasztalatai alapján a szárazabb területeken 10-20 évvel rövidebb az élettartama a vörös tölgynek az átlagosnál. Véleményük szerint 20-30 éves korra már kialakul a törzsek méreti és minőségi differenciálódása, valamint 20-25 éves kortól rendszeresen (5-7 évente) bele kell nyúlni az állományba a törzsmínőség fokozása céljából. Kis területen kell bontani és a faegyedeket zárt állásban tartani a vízhajtások elkerülése végett.

ÖSSZEFOGLALÁS

A vörös tölgyesek termesztés-fejlesztésével összefüggő részfeladat központi témaköre a fafaj állományainak természetes úton (magról) történő felújíthatóságának tudományos igényességű vizsgálata. Az újulat megjelenését, növekedését, az adott faállományon belüli térbeli elhelyezkedését több tényező (faállomány-szerkezet, mikro-ökológiai viszonyok, nevelővágások hatása, stb.) befolyásolja. E témakörben megelőző kutatási eredmények ténylegesen nem állnak rendelkezésre, így minden, az elkövetkező években elvégzendő összefüggés-vizsgálat, illetve azok eredményei újszerűek lesznek mind az erdészettudomány, mind pedig a gyakorlat számára is.

A tárgykörhöz kapcsolódó K+F munka abban a tekintetben is újszerű és egyedülálló hazánkban, hogy olyan termesztés-technológia kidolgozását tűzte ki célul, amely mindeddig csak az őshonos fafajokra volt jellemző. A természetes felújítás alkalmazásának a jelentős költségmegtakarításon kívül – elmarad a talajelőkészítés – számos ökológiai előnye is van. A talajelőkészítés elmaradásával nem tömörödik a talaj, a tápanyagkészlete nem szegényedik, ezáltal a talaj széntartalma sem csökken, ami a klímaváltozás szempontjából nagy jelentőséggel bír.

A vörös tölgyesek természetes felújításával kapcsolatosan igen kevés, szisztematikusan vizsgálatokon alapuló eredménnyel rendelkezünk. A következő évek feladata lesz az előzőekben leírt technológiai ajánlások gyakorlati bevezetése, a szükséges korrekciók és tapasztalatok folyamatos és egyidejű beépítésével.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A Nyírségben tenyésző vörös tölgyesek természetfejllesztésével kapcsolatos kutató-fejlesztő munkához a Nyírerdő Zrt. nyújtott anyagi támogatást, amelyért a szerzők e helyen is köszönetüket fejezik ki.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Birck O. 1962: **Fatermési vizsgálatok vörös tölgyre.** Erdészeti Kutatások 58(1-3): 261–311.
- Hasenauer H. (ed.) 2016. **Non-Native Tree Species for European Forests: Experiences, Risks and Opportunities.** Country reports. COST Action FP1403. Vienna.
- Keresztesi B. (szerk.) 1967: **A tölgyek.** Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Nemky E. 1964: **A tölgyesek csírázásökológiájának legfontosabb kérdései, mint a sikeres természetes felújítás alapjai.** Az Erdő 13(12): 537–542.
- Rédei K., Veperdi I. & Csiha I. (2004): **Vöröstölgyesek fatermése a Nyírség erdőgazdasági tájban.** Erdészeti Kutatások 91: 51–60.
- Rédei K., Veperdi I. & Csiha I. 2007: **Yield of Red Oak Stands in the Nyírség Forest Region (Eastern-Hungary).** Silva Lusitana 15(1): 79–87.
- Rédei K. 2010: **Vöröstölgyesek termesztése.** Agroinform Kiadó, Budapest.
- Rédei K., Csiha I. & Keserű Zs. 2011: **Vöröstölgyesek nevelése.** Erdészeti Lapok 146(11): 333–334.
- Rédei K., Csiha I., Keserű Zs., Rásó J. & Győri J. 2010: **Management of red oak (*Quercus rubra* L.) stands in the Nyírség forest region (Eastern Hungary).** Hungarian Agricultural Research 19(3): 13–17.
- Suszka B., Muller C. & Bonnet-Masimbert M. 2008: **Az erdei lombos fák magjai a begyűjtéstől a vetésig.** Mezőgazda Kiadó, Budapest.

*Érkezett: 2017. március 31.
Közlésre elfogadva: 2017. október 24.*



Ölelés

Idős lucfenyő különleges növekedésű gyökerekkel a Magas-Tauern hegységben (Ausztria)

Fotó és szöveg: Andrédi Pál (Bedő Albert Erdészeti Szakgimnázium)

AZ INVÁZIÓS TÖLGY CSIPKÉSPOLOSKA [*CORYTHUCHA ARCUATA* (SAY, 1832)] GYORS TERJESZKEDÉSE ÉS TÖMEGES FELLÉPÉSE MAGYARORSZÁGON

Csepelényi Mariann¹, Hirka Anikó², Szénási Ágnes¹, Mikó Ágnes², Szócs Levente² és Csóka György²

¹Szent István Egyetem MKK Növényvédelmi Intézet, Gödöllő

²NAIK Erdészeti Tudományos Intézet Erdővédelmi Osztály, Mátrafüred

Kivonat

Az észak-amerikai tölgycsipkéspoloskát (*Corythucha arcuata*) Európában először Észak-Olaszországban észlelték (2000). Magyarországon 2013-ban találták meg, az azóta eltelt öt évben, különösen pedig 2016-ban és 2017-ben gyors terjeszkedést mutatott. 2017 őszeig öt kivételével (Borsod-Abaúj-Zemplén, Nógrád; Győr-Moson-Sopron, Vas és Veszprém) minden magyarországi megyében előkerült. Békés, Csongrád, Jász-Nagykun-Szolnok és Baranya megyei kocsányos tölgyesekben már állományszintű, tömeges fellépését is észleltük, aminek összesített területe a becslések szerint legalább 5000 ha. A következő években további terjedése és tömegszaporodásai várhatóak. A kártevő tömeges fellépése július elejére/közepére jelentős lombsárgulást okoz. Ennek hosszú távú hatásai a tölgyesek növedékére, egészségi állapotára, makktérítésére egyelőre nem ismertek. Jelenleg megfelelő védekezési mód sem ismert.

Kulcsszavak: inváziós faj, tölgycsipkéspoloska, *Corythucha arcuata*, terjeszkedés, *Quercus*.

RAPID AREA EXPANSION AND MASS OCCURRENCES OF THE INVASIVE OAK LACE BUG [*CORYTHUCHA ARCUATA* (SAY 1932)] IN HUNGARY

Abstract

The North American oak lace bug (*Corythucha arcuata*) was first discovered in Europe in Northern Italy (2000). In 2013, it was found in Hungary. In the last five years, particularly in 2016 and 2017, the species showed rapid area expansion. Until autumn 2017 it has been found in all Hungarian counties except five ones (Borsod-Abaúj-Zemplén, Nógrád; Győr-Moson-Sopron, Vas and Veszprém). Outbreaks were recorded in several pedunculate oak stands in Békés, Csongrád, Jász-Nagykun-Szolnok and Baranya counties, covering ca. 5,000 hectares of forest area in total. Further spread and outbreaks are expected in the next years. The severe infestation causes mass yellowing of the foliage by early and mid-July, long term consequences of this effect are not yet known. Neither efficient nor environmentally friendly control methods were established by now.

Keywords: invasive species, oak lace bug, *Corythucha arcuata*, area expansion, *Quercus*.

BEVEZETÉS

Európában, így Magyarországon is gyorsuló ütemben jelennek meg fásszárúakon élő idegenhonos rovarfajok (Csóka et al. 2012; Tuba et al. 2012). A megtelepedő idegenhonos rovarfajok némelyike csak lassan terjeszkedik, és nem okoz számottevő ökológiai/ökonómiai károkat. Mások rövidebb-hosszabb látens állapotot követően gyors terjeszkedést és jelentős népességnövekedést mutathatnak. Az utóbb esetre szolgáltató látványos példát a tölgy csipkésposloska (*Corythucha arcuata* Say, 1832) – Hemiptera: Tingidae). Jelen közleményben irodalmi adatok alapján áttekintjük eddig ismert eurázsiai előfordulásait, illetve saját adataink alapján bemutatjuk magyarországi elterjedését, illetve terjeszkedését a 2013–2017-es időszakra vonatkozóan.

A TÖLGY CSIPKÉSPOLOSKA ISMERT EURÓPAI ELŐFORDULÁSAI

Észak-amerikai faj, Európában először 2000-ben, Észak-Olaszországban észlelték (Bernardinelli 2000; Bernardinelli & Zandigiacomo 2000), majd két évvel később Törökországban is megtalálták (Mutun 2003). 2002-ben Svájc déli részén rovarcsapdával fogtak két kifejlett példányt, 2004 februárjában, lehullott leveleken pedig már petecsomókat is észleltek (Forster et al. 2005). 2005-ben Iránban (Nyugat-Azerbajdzsán tartomány) is találtak egy példányt (Samin & Linnavuori 2011). 2008 nyarára Törökországban már jelentős expanziót mutatott, ekkor már 28000 km²-re becsülték elterjedési területét (Mutun et al. 2009). Nagyon valószínű, hogy ez a terület szolgálhatott forrásul a további északi, északnyugati irányú terjeszkedéshez. 2012-ben Bulgáriából (Plovdiv mellől) is előkerült (Dobrev et al. 2013). 2013 májusában Magyarországon a Szarvasi Arborétumban, néhány nappal később pedig a vácrátóti Nemzeti Botanikus Kertben is megtalálták (Csóka et al. 2013). Érdekességként megemlíthető, hogy az előzetes várakozással (Csóka et al. 2010) ellentétben nem az ország délnyugati, hanem délkeleti részén jelent meg először. Az ország délnyugati részében csak 2017 nyarán tűnt fel (lásd később). Többek között ez is arra utal, hogy hozzánk nem az olaszországi, hanem a törökországi gócból kiindulva a Balkánon keresztül juthatott el. A magyarországi felfedezéssel közel egy időben észlelték Horvátország keleti felében, Szlavóniában (Hrašovec et al. 2013) és Szerbiában (Glavendekić szóbeli közlés, Poljaković-Pajnik et al. 2015, Glavendekić 2017). 2016-ban már biztosan jelen volt Albániában is (Ejup Cota szóbeli közlés), ugyanakkor Macedóniában még nem találták meg (Irina Papazova szóbeli közlése), holott az ország elhelyezkedéséből fakadóan ez valószínűsíthető lett volna. Romániában 2015 őszén Arad közelében (Don et al. 2016), 2016 nyarán pedig Bukarestben is megtalálták (Chireceanu et al. 2017). Ugyanezen év őszén Szlovéniában, a horvát határ közelében is előkerült (Jurc & Jurc 2017). 2016-ban Oroszországban, Krasznodar körzetéből is jelzik, meglepő módon mindjárt 330 ezer ha erősen fertőzött területről (Neimorovets et

al. 2017). Bosznia-Hercegovinában 2017 nyarán találták meg (Glavendekić & Vukovic-Bojanović 2017, Dautbašić et al. 2018). Az első észlelést követően minden érintett országban jelentős terjeszkedést, több helyütt pedig tömegszaporodásokat regisztráltak. Megjegyzendő, hogy az egyes országokban történt észlelés évszáma nem feltétlenül tükrözi a tényleges megjelenés valós idejét, egyes esetekben sokkal inkább mutatja azt, hogy az egyes országokban mikor kezdték el intenzíven keresni a fajt. Ugyanakkor az eddigi megfigyelések és adatgyűjtések alapján feltételezhető, hogy a tölgy csipkésposloska passzív terjedését elsősorban a közúti és a vasúti közlekedés segíti elő. Ebből adódóan terjedése nem egy egyenletesen mozgó „frontvonal” mentén zajlik, hanem kisebb, egymástól távoli gócokban is megjelenhet. Így a terjeszkedés rekonstruálása csupán előfordulási adatokra alapozva nehéz.

AZ ADATGYŰJTÉS MÓDSZERE

Az első hazai észlelést (2013. május – Csóka et al. 2013) követően folyamatosan ellenőriztük azokat a tölgyeseket, amiket erdővédelmi monitoring munkánk során éves rendszerességgel felkerestünk, illetve amelyeket újtjaink során érintettünk. A tölgy csipkésposloska jelenlétére utaló kárképek kis gyakorlattal könnyen felismerhetők. Ilyen jelek pl. a levélfelső felület korai, „márványos” elszíneződése (1. ábra), illetve a levélfonákon látható peték, lárvák, kifejlett egyedek és azok ürülete (2. ábra). Erős fertőzés esetén a tölgyek teljes lombzata elszíneződik (3. ábra).



1. ábra: Tipikus „márványos” elszíneződés kocsányos tölgy levélfelső felületén.

Figure 1: Typical „mottled” discoloration on the upper side of a pedunculate oak leaf.



2. ábra (balra): A tölgy csipkésposloska lárvái és imágói kocsányos tölgy levélfonákján.
Figure 2 (left): Larvae and adults of the oak lace bug on the underside of a pedunculate oak leaf.

3. ábra (jobbra): Erős fertőzés Gyula környéki kocsányos tölgyesben. A zöld lomboszatú fák kőrisek.
Figure 3 (right): Severe infestation of the oak lace bug in a pedunculate oak stand (vicinity of Gyula –SE Hungary). The green canopies are ashes.

Az új előfordulásokat (GPS koordinátákkal) és tápnövény adatokat, valamint a fertőzöttség mértékét (az alábbi skála alapján) rögzítettük.

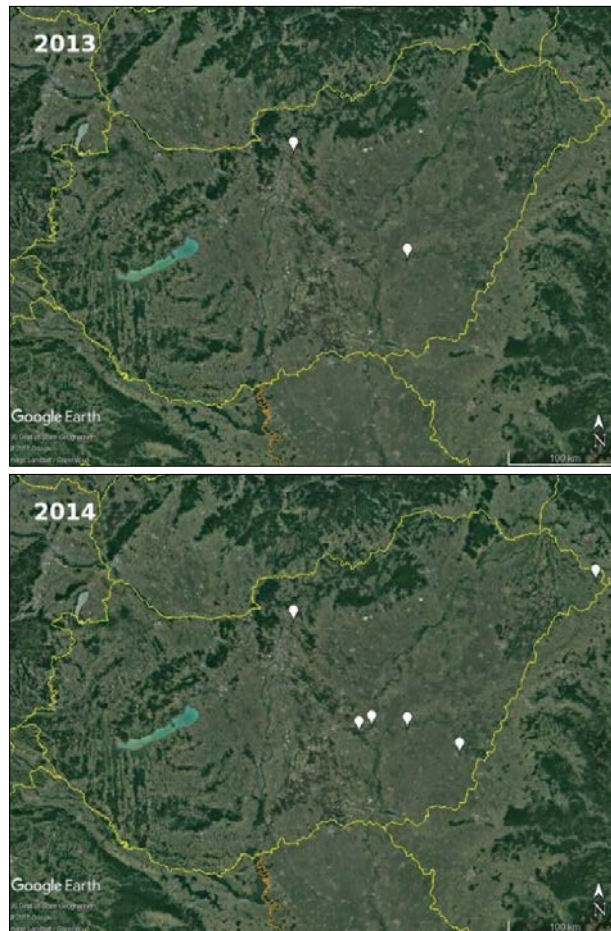
1. A tünetek egy-egy levélen, elszórtan láthatók, célirányos kereséssel található meg.
2. A tünetek egy-egy ágon, illetve egyes fákon jelentkeznek, könnyen észrevehetőek.
3. A tünetek tömegesek, jellemzően facsoport/állomány szinten jelentkeznek, már nagy távolságból is egyértelműen felismerhetők.

Jelen közleményben csak az eddig ismert előfordulási adatokat, illetve a 2017-es tömeges fellépések (3-as fokozat) helyszíneit mutatjuk be, Google Earth térképen ábrázolva, éves bontásban. A fertőzöttség mértékére vonatkozó részletes adatok a NAIK ERTI Erdővédelmi Osztályán rendelkezésre állnak. Az erdőállományokban és arborétumokban gyűjtött tápnövény adatokat külön közleményben tervezzük ismertetni.

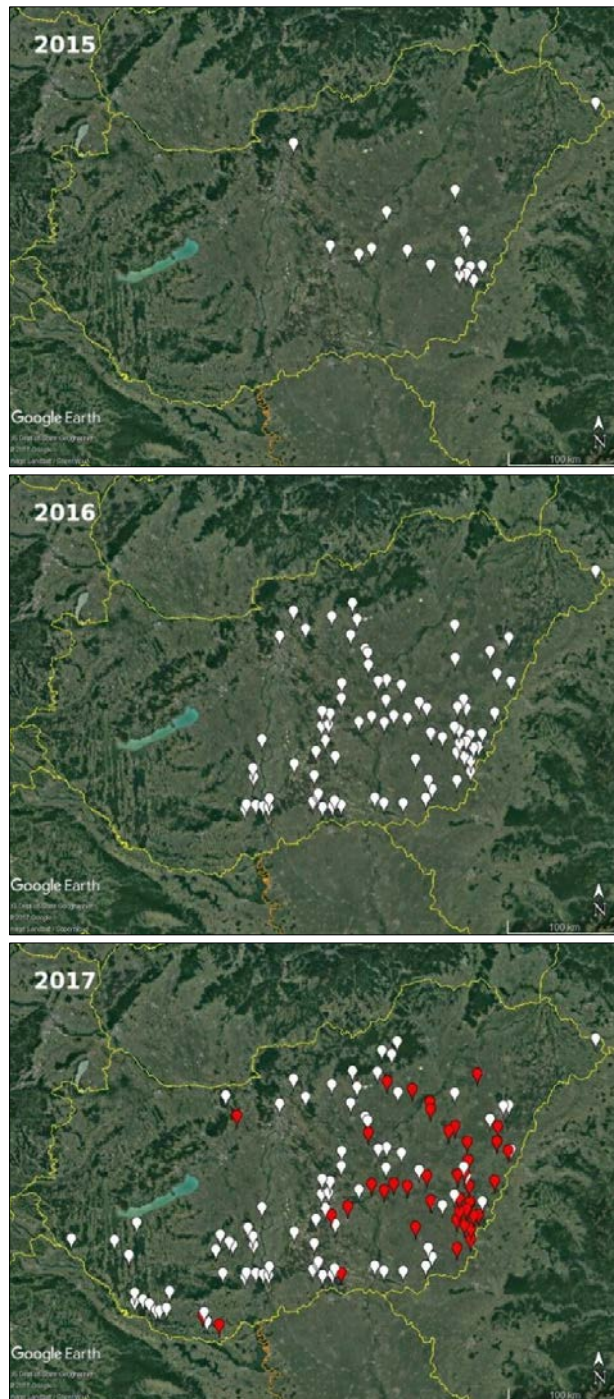
EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A 2013–2017 között feljegyzett új előfordulási adatok a tölgy csipkésposloska egyértelmű nyugati és északi irányú terjeszkedésére utalnak (4. ábra). 2016-ban a terjedés felgyorsult, az év őszére már a Dunától kissé nyugatra is ismertté váltak előfordulásai. 2017-ben délről és keletről egyidejűleg tovább terjedve meghódította a Dunántúl déli részét. Jelenleg már csak a Borsod-Abaúj-Zemplén, Nógrád, Győr-Moson-Sopron, Vas és Veszprém megyékből nincs ismert előfordulási adata. A legészakibb magyarországi előfordulás (Felsőtárkány –

47,998889; 20,436944) egyben a legészakibb európai adat is. Megjegyzendő azonban, hogy alacsony népségnél meglehetősen nehéz a faj jelenlétének észlelése, így a tényleges megtelepedés valószínűleg az első észlelés előtt már néhány évvel bekövetkezik. Ebből következően feltételezhető, hogy elszórtan mára már az egész országban elterjedt, de az északnyugati országrészben az alacsony népség miatt még nem tűnt fel esetleges előfordulása. Várható tehát, hogy 2018-ban a Balatonról északra is „láthatóvá válik”. Erre az eddigi tapasztalatok alapján különösen a forgalmasabb közutak mentén van számottevő esély.



4. ábra: A tölgy csipkésposloska ismert magyarországi előfordulásai a 2013–2017-es időszakban, évenként.
Figure 4: Known records of the oak lace bug in Hungary between 2013 and 2017, by years.



4. ábra (folytatás): A tölgy csipkésposzka ismert magyarországi előfordulásai a 2013–2017-es időszakban, évenként. Pirossal a 2017-ben észlelt erős fertőzési góccok (3-as fokozat).

Figure 4 (cont.): Known records of the oak lace bug in Hungary between 2013 and 2017, by years. Red markers indicate severe infestations.

Bár a kifejlett posloskák röpképesek, a faj terjedése valószínűleg elsősorban passzív módon zajlik. Ebben közre játszhat a szél segítségével történő terjedés is, de az eddigi ismeretek alapján a közúti és vasúti forgalom segítségével történő terjedést tartjuk legnagyobb jelentőségűnek. Hazai (Csepelényi et al. 2017) és bulgáriai (Dobrev et al. 2013) megfigyelések alapján elmondható, hogy a faj általában forgalmas utak mentén, autópálya-pihenőkben, városokban tűnik fel először, és innen terjed tovább a forgalom által kevésbé érintett erdőterületek felé. Ebből ugyanakkor az is következik, hogy terjedését megfékezni lehetetlen, de még csak lassítani sem igen lehet. Hazánkban a faj háromnemzedékes, azaz egy vegetációs időszakon belül is drámaian növekedhet a népessége. Az abundáns népesség pedig egyaránt növeli a terjedés aktív és passzív módozatainak esélyét.

A magyarországi arborétumokban végzett tápnövény vizsgálatok szerint gyakorlatilag minden eurázsiai lombhullató tölgy megfelelő tápnövénye lehet (Csóka et al. publikálatlan adatai), azaz a tápnövény hiánya nemigen fogja korlátozni további terjeszkedését.

Egyelőre nem tudható, hogy a klimatikus viszonyok hol fognak határt szabni terjeszkedésének, illetve tömeges fellépéseinek. Az azonban tény, hogy a 2016/2017-es, viszonylag hideg tél Gyula és Szarvas körzetében nem okozott jelentős mortalitást a telelő népességben (Csepelényi et al. 2017). Korábbi, hasonló jellegű vizsgálatok hiányában csak feltételezni tudjuk, hogy az enyhe teleknek köszönhető alacsony telelési mortalitásra vezethető vissza, hogy terjeszkedése Európában az utóbbi 4–5 évben gyorsult fel, amiket többségében enyhe, szinte fagymentes telek jellemeztek.

A faj életmódjára, tömeges, „krónikus” jelenlétének rövid és hosszú távú hatásaira, valamint a lehetséges védekezési módokra vonatkozóan további célirányos kutatások szükségesek.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tölgycsipkésposloskával kapcsolatos kutatómunkánkat a VKSZ_12-1-2013-0034-Agrárklíma.2 projekt támogatásával végeztük.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bernardinelli I. 2000: Distribution of the oak lace bug *Corythucha arcuata* (Say) in Northern Italy (Heteroptera: Tingidae). Redia 83: 157–162.
- Bernardinelli I. & Zandigiacomo P. 2000: Prima segnalazione di *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera, Tingidae) in Europa. Informatore Fitopatologico 50(12): 47–49.
- Chireceanu C., Theodoru A. & Chiriloaie A. 2017: New Records of the Oak Lace Bug *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae) in Southern Romania. Acta Zoologica Bulgarica, Suppl. 9, 2017: 297–299.
- Csepelényi M., Hirka A., Mikó Á., Szalai Á. & Csóka Gy. 2017: A tölgy csipkésposloska (*Corythucha arcuata*) 2016/2017-es áttelelése Délkelet-Magyarországon. Növényvédelem 53(7): 285–287.

- Csóka Gy., Hirka A. & Lakatos F. 2010: Már a spájzban vannak... Növényvédelem 46(11): 547–550.
- Csóka Gy., Hirka A. & Somlyai M. 2013: A tölgy csipkésposloska (*Corythucha arcuata* Say, 1832 – Hemiptera, Tingidae) első észlelése Magyarországon. Növényvédelem 49(7): 293–296.
- Csóka Gy., Hirka A. & Szócs L. 2012: Rovarglobalizáció a magyar erdőkben. Erdészettudományi Közlemények 2: 187–198.
- Dautbašić M., Zahirović K., Mujezinović O. & Margaletić J. 2018: Prvi nalaz hrastove mrežaste stjenice (*Corythucha arcuata*) u Bosni i Hercegovini. Šumarski list 3–4: in press.
- Dobrev M., Simov N., Georgiev G., Mirchev P. & Georgieva M. 2013: First record of *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera: Tingidae) on the Balkan Peninsula. Acta Zoologica Bulgaria 65(3):409–412.
- Don I., Don C.D., Sasu L.R., Vidrean D. & Brad M.L. 2016: Insect pests on the trees and shrubs from the Macea Botanical Garden. Studia Universitatis „Vasile Goldis” Arad 11(2): 23–28.
- Forster B., Giacalone I., Moretti M., Dioli P. & Wermelinger B. 2005: Die amerikanische Eichennetzwanze *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera, Tingidae) hat die Südschweiz erreicht. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 78(3-4): 317–323.
- Glavendekić M. 2017: Fauna i ekologija insekata koji naseljavaju invazivne i native ukrasne biljke u "Ukrasne i invazivne biljke u uslovima klimatskih promena - uticaji i adaptacije", Obratov-Petkovic D. ed., Monografija, Univerzitet u Beogradu-Šumarski fakultet, Beograd, 240–264.
- Glavendekić M. & Vuković-Bojanović V. 2017: Prvi nalaz hrastove mrežaste stenice *Corythucha arcuata* (Say) (Hemiptera: Tingidae) u Bosni i Hercegovini i novi nalazi u Srbiji, Zbornik rezimea XI Simpozijum entomologa Srbije, Goč, 17-21.09-2017, Book of Abstracts of XI Symposium of Entomologists of Serbia, Goc, 70–71.
- Hrašovec B., Posarić D., Lukić I. & Pernek M. 2013: Prvi nalaz hrastove mrežaste stjenice (*Corythucha arcuata*) u Hrvatskoj. Šumarski list 137(9–10): 499–503.
- Jurc M. & Jurc D. 2017: The first record and the beginning the spread of oak lace bug, *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Heteroptera: Tingidae), in Slovenia. Šumarski list 141(9–10): 485–488.
- Mutun S. 2003: First report of the oak lace bug, *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Heteroptera: Tingidae) from Bolu, Turkey. Israel Journal of Zoology 49: 323–324. DOI: [10.1560/016e-u411-h5kq-6f9u](https://doi.org/10.1560/016e-u411-h5kq-6f9u)
- Mutun S., Ceyhan Z., & Sözen C. 2009: Invasion by the oak lace bug, *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera: Tingidae), in Turkey. Turkish Journal of Zoology 33(3): 263–268. DOI: [10.3906/zoo-0806-13](https://doi.org/10.3906/zoo-0806-13)
- Neimorovets V.V., Shchurov V.I., Bondarenko A.S., Skvortsov M.M. & Konstantinov F.V. 2017: First Documented Outbreak and New Data on the Distribution of *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae) in Russia. Acta Zoologica Bulgarica, Supplement 9: 139–142.
- Poljaković-Pajnik L., Drekić M., Pilipović A., Nikolić N., Pap P., Vasić V. & Marković M. 2015: Pojava velikih šteta od *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera: Tingidae) u šumama hrasta u Vojvodini. XIII savetovanje o zaštiti bilja. Zbornik radova. str. 63.
- Samin N. & Linnavuori R.E. 2011: A contribution to the Tingidae (Heteroptera) from north and northwestern Iran. Entomofauna. Zeitschrift für Entomologie 32(25): 373–380.
- Tuba K., Horváth B. & Lakatos F. 2012: Inváziós rovarok fás növényeken. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.

Érkezett: 2017. november 10.
Közlésre elfogadva: 2017. december 1.

A HOLTFA ÉS EGYÉB ERDŐÖKOLÓGIAI TÉNYEZŐK JELENTŐSÉGE A DENEVÉREK SZÁMÁRA

Dobrosi **Dénes**

Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Kormányhivatal

Kivonat

2013-2015 között az Alföldön és a Börzsönyben a saját fejlesztésű ultrahangrögzítő és elemző módszerünk segítségével összesen 685 felmérési ponton 82870 db rögzített hangfájlból 23 denevérfajt sikerült beazonosítanunk. A felmérési pontokon az erdők egyszerű élőhelyi értékelését is elvégeztük, továbbá a holtfa mennyiségét is megbecsültük szemrevételezéssel. Az így kapott erdő természetességi mutatók és a denevérek aktivitása között igyekeztünk kapcsolatokat keresni. Homogenitás vizsgálattal kimutattuk, hogy a természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű denevér-fajcsoportok egyedeinek éjszakai aktivitása pozitív korrelációban van az élőhelyek ökológiai minőségével és a holtfa mennyiséggel.

Kulcsszavak: denevér, holtfa, élőhely, egyedsűrűség, ultrahang rögzítés, hangelemzés.

IMPORTANCE OF DEAD WOOD AND OTHER FOREST HABITAT VARIABLES FOR THE BATS

Abstract

Between 2013 and 2015 we managed to identify 23 bat species from 82870 audio files recorded at 685 sites in the Alföld and Börzsöny (Hungary) by the ultrasound recording and analysing method we developed ourselves. We prepared a basic forest habitat assessment at each site and estimated the amount of the deadwood. We were aiming to find a connection between the naturalness of the study sites and the activity of the bats. Using a homogeneity examination, we found that the overnight activity of the significant groups of bat species was in positive correlation with the ecological quality of their habitat and the amount of deadwood.

Keywords: words: bat, deadwood, habitat, density, ultra sound recording, sound analysis.

BEVEZETÉS

Az erdő a denevérek számára búvóhely és táplálkozó terület is egyben. A legtöbb hazai denevérfaj nappal faodvakban, fatörzsek repedéseiben és kéreg alatt pihen, sőt kölykeit is itt neveli fel. Vannak azonban olyan denevérfajok, amelyek elsősorban épületekben vagy



barlangokban tanyáznak, ám éjszaka ezek a fajok is felkeresik az erdőket, hiszen a leggazdagabb táplálékforrás, a legtöbb rovar itt található. Nyugodtan állíthatjuk, hogy a hazai denevérfajok nagyon kötődnek az erdőkhöz, legyen az sík-, domb- vagy hegyvidéki fekvésű. Minél természetesebb az erdő, általában annál bőségebb a rovarokból származó táplálékészlet a denevérek számára (Magura és mtsai 2000; Ódor 2014). Vizsgálataink célja az volt, hogy megtudjuk, milyen erdőkben fordulnak elő leggyakrabban a denevérek. Feltételeztük, hogy ahol sok a táplálék, ott nagyobb a denevérek aktivitása, egyedsűrűsége. Egyszerűsített hipotézisünk szerint az erdő természetességi mutatója és a denevérek aktivitása között szoros kapcsolat van. Tanulmányunk során ennek az állításnak a valóságát szeretnénk volna bizonyítani vagy elvetni.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az adatgyűjtés módszere

A terepi vizsgálatok révén egy olyan adatbázis felépítésére törekedtünk, amely különféle erdőkben, nagyszámú mintavételi ponton, a denevérek mozgásintenzitását, az egyes élőhelyek „hasznosításának” aktivitását mért adatokkal, reprezentatív módon jellemzi. A denevérek zavarásra érzékeny, éjszaka aktív állatok, ezért olyan mintavételi módszert kellett választanunk, amely nem befolyásolja az állatok viselkedését. Hálózással vagy egyéb módon történő élve befogás szóba sem jöhetett, mert ilyen módszer mellett az állatok könnyen megijednek, repülési útvonalait megváltoztatják, s így akár a kolóniák ideiglenes elköltözésével is számolni kellett volna. Mivel a denevérek röptükben parányi megszakításokkal, folyamatosan adnak ki ultrahangokat, ezért azt a módszert követtük, hogy ultrahang-detektorok segítségével mértük a denevérek aktivitását az erdők adott pontjain. Az ultrahang-detektorokat a bőregerek egyáltalán nem érzékelik, így a legkisebb zavarás nélkül tudtuk őket vizsgálni.

A denevérek mozgásintenzitásának mérésére és a fajhatározásra a saját fejlesztésű denevérdetektorainkat használtuk. A műszereket a fák ágaira akasztottuk fel 5-8 méter magasságba, úgy hogy azok az ott elrepülő denevérek hangját jól fel tudják venni. Egy mintavételi helyen 1, esetleg 2 éjszakán át működtettük az eszközöket, majd az akkumulátoraik töltésére beszedtük, s a következő alkalommal újabb helyeken raktuk ki. A saját fejlesztésű detektorainkat kezdetben folyamatosan 1db IBATS detektorral, később 1 db Pettersson D500x típusú denevérdetektorral is teszteltük.

Minden elrepülő denevér ultrahangokat bocsát ki, s ezeket a rezgéseket a detektoraink az erős hangokat adó fajok esetében akár már 20-50 méter távolságból érzékelik, a gyengébb jeleket kibocsátó fajok esetében a hatótávolság mintegy 10 méterre csökken. A detektorok a denevérek ultrahangját érzékelve, a hanghullámokat memóriakártyájukon hangfájlként rögzítették.

Egyszerre általában 10-20 db detektort helyeztünk ki egy mintahelyen, de esetenként 30 db dolgozott egyszerre. A detektorok azonos érzékenységre voltak állítva, így a denevérhangokat rögzítő hangfájlok száma mindig utalt az erdőben mozgó egyedek aktivitására, s ezzel összehasonlítható elemzésre is alkalmassá vált a módszer.

A detektorokat legfőképpen olyan helyekre raktuk ki, ahol jelentős esélye volt annak, hogy ott denevérek röpködjenek. Hosszú évek kutatási tapasztalatai alapján rájöttünk arra, hogy nagyon sűrű, zárt erdőállományokban a denevérek ritkán vadásznak. Táplálkozni szívesebben keresik fel az erdőn belül azokat a szabad légi folyosókat, ahol egyrészt a rovarok is előszeretettel rajzanak, továbbá ott könnyebb is őket elkapniuk a denevéreknek. Ilyen légcsatornák a patak völgyek ligetei, az erek, vízfolyások fölötti szabaddá váló légterek, a nyiladékok folyosói, a kidőlt vagy kivágott fák helyén kialakuló lécek, tisztások, a termőhelyi okból záródásihiányos erdőrészek és az erdőben kialakuló mocsarak, időszakos vízállások, dagonyák felnyíló foltjai. A denevérek ezeket a légifolyosókat az éjszaka folyamán rendszeresen használják, időről-időre ismételten meglátogatják, s ahol bő rovartáplálékot találnak, ott hosszabban elidőznek és ez által nagyobb egyedsűrűségben vannak jelen.

Az időnyújtásos ultrahang-detektor az egyes hangokat külön fájlba menti. A detektor hangsávja 10-140 kHz, a hangrögzítés bitrátája 64 kHz, a műszer frekvenciaszűrőt nem használ. Egy rögzített hangfájl 826 ms időintervallumra jutó hangokat tartalmaz, ami ideális a különböző denevérfajok fajhatározására. A különböző denevérfajok elkülönítésére a szintén saját fejlesztésű számítógépes programot használtuk. A fajhatározásnál a legfőbb paraméterek a hanggörbe formája, maximális és minimális frekvenciaértéke, az aktív hangtartomány hossza és a hangimpulzus legerősebb jelének frekvenciaértéke, de ezeken túl több egyéb faj specifikus jellemzőket is vizsgálunk a fajhatározás során. A fajcsoportokra jellemző határozóbélyegeket szakirodalmakból vettük át (Ahlén 1981, Ahlén & Baagoe 1999, Barataud 2015, Dietz & Kiefer 2014, Fenton & Bell 1981, Griffin et al. 1960, Jones 1999, Obrist et al. 2004, Russo & Jones 2002, Vaughan et al. 1997, Waters & Jones 1995), illetve részben saját gyűjtésekre és megfigyelésekre alapoztuk. Az egyes paramétereket a számítógépes programunk olvassa be és a változók segítségével egyezőségi valószínűség lévén azonosítja be a hangokat fajra, fajcsoportra vagy nemzetségre. Ahol az egyezési valószínűség 70% alatti volt, ott a beazonosítást a hanggörbe ránézéses vizsgálatával pontosítottuk. Ismert tény, hogy nem minden hang esetében lehet teljes bizonyossággal a denevérfajt meghatározni (Csósz & Szodoray 2009, Szőke & Estók 2013, Zsebők 2003). Egyes fajpárokon vagy fajcsoportokon belül a fajok elkülönítése többnyire csak a tipikus hangok esetében lehetséges (Entwistle et al. 1996, Estók & Görföl 2009, Jensen & Miller 1999, Jones 1995, 1996, Kalko & Schnitzler 1989, Zsebők et al. 2012). Ez pedig a gyűjtött hanganyag erőteljes szelektálását okozta volna, ezért a hangokat a biztosabb beazonosítás érdekében a néhány fajból álló fajcsoportokba soroltuk be. Jelen tanulmány esetében a hanganyag teljes kiértékelése, az adatbázis feltöltése a *Myotis*, a *Barbastella*, a *Plecotus*, a *Pipistrellus* és az általunk „légivadász”-nak nevezett fajcsoport elkülönítése révén jött létre. Az adatfeldolgozást a fajcsoportok adatainak statisztikai elemzésével végeztük el, a teljes hanganyag faji szinten



történő beazonosítására ezért nem volt szükség. Az egyes fajcsoportok jellemzését a következő alfejezetben részletezzük.

A denevérek röptükben folyamatosan tájékozódó ultrahang impulzusokat bocsátanak ki, de időközben ettől eltérő, úgynevezett „szociális hangokat” is hallatnak. A szociális hangok nem hasonlítanak a tájékozódó hangimpulzusokhoz, s habár ezek is faj specifikusak, ezeket a kommunikációs hangokat nem vettük be az adatbázisba. A szociális hangok között, illetve közvetlen előtte vagy utána szinte kivétel nélkül mindig tájékozódó ultrahangokat is kiáltanak az állatok, ezért nem láttuk célszerűnek a szociális hangokat külön értékelni és számba venni.

Helyenként a keskeny erdei nyiladékokra és vízfelületekre mozgásérzékelővel kombinált automatikus kioldású fényképezőgépeket helyeztünk ki. A repülő denevérekről készített képek jelentős része fajhatározásra is alkalmas volt, s olyan fajok esetében, ahol a hang alapján történő faj szintű határozás nem volt biztos, ott ez a módszer a faj kérdésének tisztázásra adott lehetőséget.

Az adatgyűjtés helye és ideje

A denevérek hangjait 3 éven keresztül (2013-2015 között), kora tavasztól késő őszig a denevérek aktív időszakában gyűjtöttük. A denevérfajok többsége fagyponthoz felelő éjszakákon már akár március elején elhagyja telelőhelyét, kijár táplálkozni, s elindul a nyári tanyahelye felé, vagyis megkezd a vonulását. Általában április közepén népesülnek be a nyári kolóniákkal a területek, az ezt megelőző időszakban gyűjtött adatokat nem tekinthetjük reprezentatívnak, ezért tanulmányunkban ezeket a kora tavaszi adatsorokat nem szerepeltettük. Az őszi vándorlás augusztus 20-a után kezd intenzívvé válni, ezért a síkvidéki területeken ezt követően gyűjtött adatsorokat szintén kivettük az adatbázisból. A denevérfajok többsége szeptember végén már telelőhelyein van, s hűvösebb éjszakákon egyes fajok egyedei akár ki sem repülnek táplálkozni, ezért a hegyvidéki területeken a szeptember 19-ét követő adatsorokat szintén kihagytuk a feldolgozásból. Megfigyeltük, hogy olyan éjszakákon, amikor több órán át tartó csapadék esik, erős szél fúj, vagy hidegfront miatt hirtelen lehűlés tapasztalható, a denevérek aktivitása visszaesik, akár annyira is, hogy egész este ki sem repülnek pihenőhelyeikről. Az ilyen szélsőségesnek mondható éjszakákon mért adatokat nem tekintettük reprezentatívnak, ezeket szintén nem szerepeltetjük az adatbázisban.

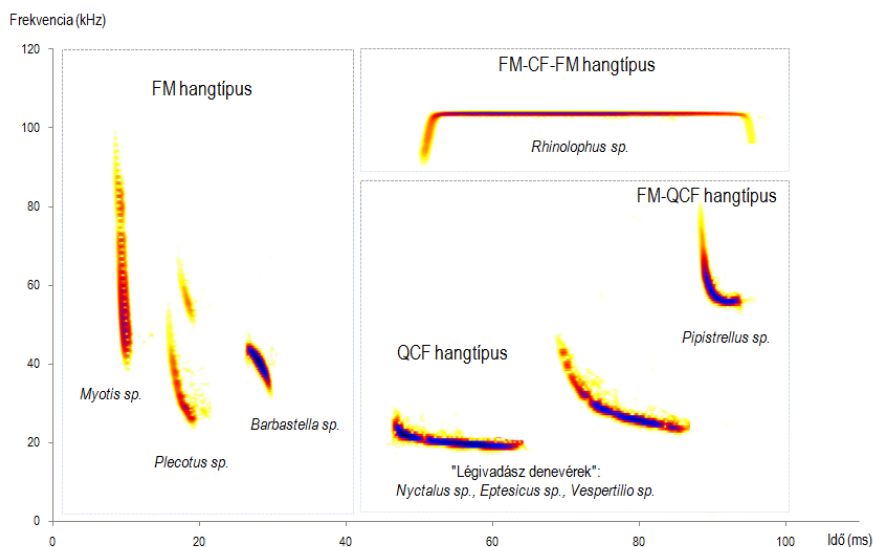
A vizsgálatokba alföldi és a hegyvidéki területeket egyaránt bevontunk. Kistájakba sorolva a következő helyeken kutattunk: Kis-Sárrét, Körösmenti-sík, Jászság, Hatvani-sík, Solti-sík, Kiskunsági-homokhát, Pilis-Alpári-homokhát, Dél-Tisza-völgy, Csepeli-sík, Dél-Nyírség, Szatmári-sík, Északkelet-Nyírség, Közép-Nyírség, Délkelet-Nyírség, Alsó-Ipoly-völgy, Központi-Börzsöny, Börzsönyi-peremhegység, Börzsönyi kismedencék, Nógrádi-medence, Visegrádi-Dunakanyar, Kosdi-dombság.

Összesen 685 mintavételi helyszín adatai szerepelnek az adatbázisban. A síkvidéki területeken főleg ártéri erdőket (hazai nyárasokat és fűzligeteket), homoki kocsányos tölgye-

seket, a hegyvidéken leggyakrabban bükkösöket, kocsánytalan tölgyeseket, patakparti égereseket és fűzeseket vizsgáltunk. Elsősorban a viszonylag jó ökológiai állapotú erdei élőhelyeket igyekeztünk felkeresni, de a mintavételbe bevontuk a különböző vágásterületeket, a fiatalosokat és a rontott erdőket, továbbá az őshonos és az idegenhonos fajokból álló erdőket is, hogy egyaránt képet kapjunk a jó és a kevésbé jónak ítélt élőhelyek denevérlátogatottságáról.

A denevérek fajcsoportokba sorolása

A denevérek által kibocsátott ultrahangok faji szinten történő beazonosítása a jelenlegi ismereteink mellett nem minden esetben lehetséges (Szőke & Estók 2012). Vannak olyan fajok, melyek ultrahang impulzusai igen hasonlóak. Ráadásul az egyes fajok sem azonos formájú hangokat produkálnak, más a hangja az egyednek, ha nyitott területen repül, s más, ha akadályokkal nehezített sűrűben. Megváltoztatja a hangját akkor is, ha több denevér egy légtérben vadászik, különösen akkor, amikor fajtársaival találkozik. Az egyes fajok határozásának bizonytalansága miatt éppen ezért tanulmányunkban olyan fajcsoportokat hoztunk létre, amelyekbe történő besorolás már megfelelő biztonsággal elvégezhető. Ezen fajcsoportok között a különbség már jelentős mértékű, melyeket az alábbiakban mutatunk be.



1. ábra: A denevérek fajcsoportokba sorolása az ultrahang típusok elkülönítésével, spektrogram ábrázolással (csak a vizsgálataink során detektált fajcsoportok szerepelnek az ábrán).

Figure 1: Classification of species group based on their ultra sound (only the species groups recorded during our study are included).

A denevérek által kibocsátott ultrahangjeleket több típusba sorolhatjuk (Vaughan et al. 1997; Dietz & Kiefer 2014).

A denevérek ultrahangjuk frekvenciáját hirtelen képesek változtatni úgy, hogy közben a jel folytonos. Ezt modulációnak nevezzük. Olyan hang, ahol a frekvenciaváltozás időben egyenletes és nincs állandó frekvencián kitartott szakasz, azt frekvenciamodulált, FM (frequency modulated) hangtípusnak nevezzük. Az FM hangtípus esetén a frekvencia rövid időn belül, magas értékről alacsonyra zuhan (lásd 1. ábra bal oldali szektor).

a) *FM típusba tartozó denevércsoportok*

Myotis csoport:

Az induló hang magas frekvenciájú, minimum 56 kHz. A gyorsan modulált hang végső frekvenciája 49 kHz alatt van, a maximum és a minimum hangok között több mint 30 kHz különbség mutatkozik.

Plecotus csoport:

Az induló hang 56 kHz alatti, a moduláció pedig nem olyan gyors, mint a *Myotis* csoportnál, ezért a spektogram görbe nem oly meredek, mint amilyen a *Myotis* fajoknál. A befejező, legalacsonyabb frekvencia lehet akár 17 kHz mélyen is. A hang maximuma és minimuma között több mint 20 kHz érték szerepel. A frekvenciamoduláció a jel végére gyengül, ezért a görbe kissé ellaposodik. A *Plecotus* fajok egyedei nagyon gyakran, mint ahogyan ez az 1. ábrán is látható, a jel lecsengése előtt „másik szólamban” egy maga-sabb frekvenciájú, általában kisebb hangerejű, szintén frekvenciamodulált hangot is adnak.

Barbastella csoport:

Viszonylag szűk frekvenciatartomány jellemzi egy-egy impulzusát. Gyakran a cirrentéseit kis szünetekkel ismételve, hol alacsonyabb, hol magasabb frekvencián felváltva variálja, ettől lesz olyan jellegzetes „talicskakerék nyikorgó” hangja. Egyetlen hangimpulzusának frekvenciatartománya 20 kHz-en belül van. A frekvenciamoduláció a jel végére gyakran felgyorsul, ezért ilyenkor a görbe picit púposodik.

b) *FM-CF-FM típusba tartozó denevércsoport*

Rhinolophus csoport:

Az 1. ábra jobb felső szektorában elhelyezkedő FM-CF-FM hangtípusra jellemző, hogy a denevér viszonylag hosszú ideig állandó frekvencián (constant frequency = CF) tartja a jelet, melyet egyébként szabályos időközönként megismétel. Ez a konstans frekvencia magas, minden hazai faj esetében 75 kHz fölött van. Az állandó frekvenciájú tartomány előtt és

után is egy rövid ideig tartó frekvenciaváltás a jellemző. Ez a frekvenciamoduláció a konstans jel előtt frekvenciaemelkedést, a jel végén pedig frekvenciacsökkenést mutat, a hang erőssége általában kisebb, mint az állandó frekvenciájú hangszakaszé. A hangformák változása révén, a rövidítéseket használva, ezt FM-CF-FM jeltypusnak nevezzük.

c) QCF és FM-QCF típusba tartozó denevércsoportok

Az 1. ábra harmadik, jobb alsó szektorában két hangtípust láthatunk, melyek között tulajdonképpen nincs átmenet, a középső hang akár az egyik, akár a másik hangtípusba besorolható. Határozás szempontjából nincs lényege annak, hogy az átmeneti formát a kettő közül melyik hangtípusba soroljuk. Az alsó, vagyis az alacsonyabb frekvenciájú hangok majdnem állandó frekvencián szól (quasi constant-frequency), ezért ezt a hangformát QCF hangtípusnak nevezzük. A felső hangok hirtelen modulációval indulnak, majd kvázi konstans hangszakaszban végződnek (frequency modulated – quasi constant-frequency). A felső hangtípus jele FM-QCF.

Légivadász csoport:

A kvázi konstans frekvencia (QCF) és a frekvenciamodulált hanggal induló, majd kvázi konstans frekvenciával befejeződő (FM-QCF) hangtípus egyaránt jellemző rájuk. A legalsó frekvenciaérték mindig 30 kHz alatt van. A hangimpulzusok általában hosszúak, 5-25 ms ideig tartanak, csak a felfedezett prédához közeledve kezdi el rövidíteni és sűríteni a jeleket a denevér. A „Légivadász” fajcsoportba a *Vespertilio murinus* továbbá a *Nyctalus* és *Eptesicus* fajok tartoznak.

Pipistrellus csoport:

Frekvenciamodulált hanggal induló, majd kvázi konstans frekvenciával befejeződő (FM-QCF) hangtípus a jellemző rájuk. Előfordul időnként náluk a szimplán QCF hangtípus is. A legalsó frekvenciaérték mindig 30 kHz fölött van. A hangimpulzus közepesen hosszú, általában 3-9 ms között van, de nyílt légtérben elérheti akár a 14 ms-ot is.

AZ ADATOK FELVÉTELE ÉS KIÉRTÉKELÉSE

Minden mintavételi ponton a közvetlen környezet, vagyis 100 m sugarú körön belül az erdők élőhelyi értékelését is elvégeztük. Vizuális becslés alapján minőségi osztályokba soroltuk az erdőállományt a faállomány átlagkora, az elegyesség, az odvak és egyéb denevérbúvóhelyek megléte és a holtfa mennyisége alapján. Az egyes osztályok az ökológiai minőség javulásával emelkedő pontszámokat kaptak.

2. táblázat: Az erdők élőhelyi értékeire adott pontszámok.
Table 2: Calculation of habitat naturalness values

DENEVÉRBÚVÓHELYEK SZÁMA (odvak, hasadékok, kéregüregek)	0	1-5	6-20	21-50	50 <	db/ha
	1	2	3	4	5	pont

HOLTFA JELENLÉTE (min. 10 cm mellmagassági átmérőjű álló vagy fekvő holtfa, ill. olyan fa, mely legalább 3 m hosszú, 10 cm-nél vastagabb elhalt ággal rendelkezik)	0	1-5	6-20	21-50	50 <	db/ha
	1	2	3	4	5	pont

FAÁLLOMÁNY ELEGYESSÉGE (őshonos fafajok száma)	0	1-2	3-5	6-8	8 <	db
	1	2	3	4	5	pont

FAÁLLOMÁNY KORA (mértékadó állományrész átlagkora)	kemény lomb	0-25	26-50	51-80	81-110	110 <	év
	lágy lomb	0-20	21-40	41-70	71-90	90 <	
			1	2	3	4	5

Plusz 1-1 pontot adtunk az alábbi esetekben:

- természetközeli cserjés erdőszegély,
- természetes cserjeszint állományban,
- böhöncök, öreg tanúfák az erdőben,
- változatos és természetközeli korosztályviszonyok az erdőben,
- természetes lécek, helyenként ligetessedő foltok.

A pontokat összegezve és elosztva 5-tel kaptuk meg az élőhely átlagos pontszámát. A végső átlag pontszám alapján legvégül a következő élőhelyi minősítést adtuk az erdőnek:

3. táblázat: Az erdők élőhelyi minősítésének kategóriái.
Table 3: Categories of habitat assessment

Élőhelyi minősítés	Végső átlagos pontszám
Kevésbé jó élőhely	0,8-2
Átlagos élőhely	2,2-3
Jó élőhely	3,2-5

A 685 mintavételi helyen az élőhelyi minősítések az alábbiak szerint alakultak:

4. táblázat: A mintavételi helyek élőhelyi minőség szerinti eloszlása.
Table 4: Distribution of habitat naturalness classes

Élőhelyi minősítés	Mintavételi helyek száma (db)
Kevésbé jó élőhely	102
Átlagos élőhely	251
Jó élőhely	332

Ezek az arányok természetesen nem az erdők általános élőhelyi jószágát tükrözik, hiszen az, hogy a jó élőhelyek számaránya ilyen magas, csak azt mutatja, hogy a felmérés során igyekeztünk minél több természetvédelmi szempontból értékes erdőt felmérni, s ezért a detektorok nagyobb arányban kerültek a jobb erdőkre, mint a rosszabbakra.

A holtfa tekintetében is osztályoztuk az erdőket a felméréskor adott pontszámoknak megfelelően.

5. táblázat: A holtfa mennyiség szerinti mintavételi eloszlás.
Table 5: Proportion of the deadwood.

Holtfa minősítés	Pontszám	Mintavételi helyek száma (db)
Kevés holtfa	1–2	144
Átlagos mennyiség	3	229
Sok holtfa	4–5	312

A sok holtfával rendelkező erdők magasabb aránya itt is csak annyit jelent, hogy a felmérés során igyekeztünk minél több természetvédelmi szempontból értékes erdőt felmérni, s ezért a detektorok nagyobb arányban kerültek a több holtfával rendelkező erdőkre.

Definíciónk szerint „sok holtfával” rendelkezik az erdő, ha a 10 cm-nél vastagabb fekvő és álló holtfa, továbbá a 3 m-nél hosszabb és 10 cm-nél vastagabb elhalt ágakkal rendelkező fák összes mennyisége meghaladja a 20 db/ha értéket. Ezt az értéket a középkorú és idős erdők könnyen elérik, ha a nevelővágásokat, az egyéb termeléseket és az egészségügyi termeléseket legalább 2 tíz éves erdőtervi ciklusig mellőzzük. A 2-5 évtizednyi pihentetés után kialakult holtfa mennyiség már kedvezőnek mondható (Böloni & Ódor 2014), s ezt az állapotot a természetvédelmi rendeltetésű erdők többségében szükséges volna elérni.

A denevérek aktivitását minden megfigyelési pontra meghatároztuk összes denevérré illetve minden denevércsoportra külön-külön. Az aktivitás mérőszáma a hangfájlok darabszáma volt. Az egyes területeken előforduló denevérfajok összetétele alapján 4 külön területi egységet hoztunk létre, melyek az alábbiak:

- I. Börzsöny: Központi-Börzsöny, Börzsönyi-peremhegység, Börzsönyi kismencedék, Nógrádi-medence, Visegrádi-Dunakanyar, Kosdi-dombság, Alsó-Ipoly-völgy

- II. Kiskunság: Solti-sík, Kiskunsági-homokhát, Pilis-Alpári-homokhát, Dél-Tisza-völgy, Csepeli-sík
- III. Nagykunság: Jászság, Hatvani-sík, Dél-Nyírség, Szatmári-sík, Északkelet-Nyírség, Közép-Nyírség, Délkelet-Nyírség
- IV. Körösök vidéke: Kis-Sárrét, Körösmenti-sík

Az aktivitási mérőszámokat 3 gyakorisági kategóriába soroltuk, úgymint sok, átlagos vagy kevés denevér. Minden területi egységre külön kellett meghatározni a gyakorisági kategóriákhoz tartozó egyedsűrűség értékhatárokat, hiszen területenként egyes denevérfajoknak vagy akár denevércsoportoknak is jelentősen más volt a populáció nagysága. A kategóriák értékhatárait úgy határoztuk meg, hogy egy adott területegységen belül lehetőleg közel azonos mintaszámmal szerepeljen mindhárom gyakorisági kategória. Ez azért volt fontos, hogy a kontingenciavizsgálat feltételei teljesülhessenek. A statisztikai próbához a területegységek gyakorisági kategória értékeit összevontuk, s a tesztet a teljes adatbázisra végeztük el.

Annak megállapítására, hogy az erdők élőhelyi minősítése szerint a denevérek várható gyakorisági értékei és a valós eloszlása között van-e szignifikáns eltérés, a függetlenségvizsgálatot khi-négyzet próbával vizsgáltuk. Az elemzéshez 3x3-as kontingenciatáblát állítottunk fel, ahol az egyik változó a denevérek gyakorisági kategóriája, a másik változó pedig az élőhelyet minősítő osztályozás volt. A maximálisan méltányolható első fajta hibát 1%-ban állapítottuk meg. A nullhipotézis szerint a két vizsgált változó független egymástól. A Szabadsági fok: $DF = (a \text{ sorok száma} - 1) \text{ szorozva } (az \text{ oszlopok száma} - 1) = 4$. A kritikus érték: 13,28.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Denevérfaunisztikai eredmények

A 685 mintavételi ponton összesen 82 870 denevérfajtagot tartalmazó hangfájlt azonosítottunk. Ez annyit tesz, hogy egy éjszaka alatt átlagban 121 db értékelhető hangfájlt rögzítettek a műszerek.

A fotóeljárással kiegészített hangelemző fajhatározással összesen 23 denevérfajta sikerült a területen kimutatnunk. A 23 denevérfajból 5 fokozottan védett, 8 faj pedig közösségi jelentőségű. A *Rhinolophus hipposideros* és a *Myotis alcathoe* csak hegyvidéken fordult elő, de minden más faj az Alföldről is előkerült. Az egyes fajok beazonosítása az általunk kifejlesztett ultrahangdetektorral és a hozzá csatolt számítógépes elemző programmal történt. A *Vespertilio* és a *Pipistrellus* nemzetségekhez tartozó fajok kivételével minden denevérfajról sikerült fajhatározásra alkalmas röpképet is készítenünk.

6. táblázat: A vizsgálat során megfigyelt denevérfajok.
Table 6: Bat species recorded during the study.

Faj tudományos neve	Magyar név	Országos védeltségi szint	Európai Unió besorolás
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774)	nagy patkósorrú denevér	fokozottan védett	közösségi jelentőségű
<i>Rhinolophus hipposideros</i> (Bechstein, 1800)	kis patkósorrú denevér	védett	közösségi jelentőségű
<i>Barbastella barbastellus</i> (Schreber, 1774)	pisze denevér	fokozottan védett	közösségi jelentőségű
<i>Eptesicus serotinus</i> (Schreber, 1774)	kései denevér	védett	
<i>Myotis alcaethoe</i> (von Helversen & Heller, 2001)	nimfa denevér	védett	
<i>Myotis bechsteinii</i> (Kuhl, 1817)	nagyfülű denevér	fokozottan védett	közösségi jelentőségű
<i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857)	hegyesorrú denevér	védett	közösségi jelentőségű
<i>Myotis brandtii</i> (Eversmann, 1845)	Brandt-denevér	védett	
<i>Myotis dasycneme</i> (Boie, 1825)	tavi denevér	fokozottan védett	közösségi jelentőségű
<i>Myotis daubentonii</i> (Kuhl, 1817)	vízi denevér	védett	
<i>Myotis emarginatus</i> (Geoffroy, 1806)	csonkafülű denevér	fokozottan védett	közösségi jelentőségű
<i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797)	közönséges denevér	védett	közösségi jelentőségű
<i>Myotis mystacinus</i> (Kuhl, 1817)	bajuszos denevér	védett	
<i>Myotis nattereri</i> (Kuhl, 1817)	horgasszörű denevér	védett	
<i>Nyctalus leisleri</i> (Kuhl, 1817)	szőröskarú denevér	védett	
<i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774)	korai denevér	védett	
<i>Pipistrellus kuhlii</i> (Kuhl, 1817)	fehérszélű denevér	védett	
<i>Pipistrellus nathusii</i> (Keyserling & Blasius, 1839)	durvavitorlájú denevér	védett	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i> (Schreber, 1774)	törpe denevér	védett	
<i>Pipistrellus pygmaeus</i> (Leach, 1825)	szoprán törpedenevér	védett	
<i>Plecotus auritus</i> (Linnaeus, 1758)	barna hosszúfülű denevér	védett	
<i>Plecotus austriacus</i> (Fischer, 1829)	szürke hosszúfülű denevér	védett	
<i>Vespertilio murinus</i> (Linnaeus, 1758)	fehértorkú denevér	védett	

A denevérek aktivitása és az erdők kapcsolata

Első hipotézisünk szerint az erdő több élőhelyi tényezőtől adódó természetességi mutatója és a denevérek aktivitása között szoros kapcsolat van. Második felállított hipotézisünk pedig az, hogy a holtfa mennyisége már önmagában is összefüggésben van a denevérek egyedsűrűségével, aktivitásával.

a) Az erdő természetességi mutatója szerinti vizsgálat

A statisztikai próbát először az összes denevérré, majd külön-külön az egyes fajcsoportokra is elvégeztük. A *Rhinolophus*-csoportra külön nem végeztük el a próbát, mert ennél a csoportnál olyan kicsi volt az elemszám, hogy rá a statisztikai próba nem volt alkalmazható. A 7. táblázatban a számok a mért gyakorisági értékeket, a zárójelben lévő számok pedig a várható gyakorisági értékeket mutatják.

7a. táblázat: Az összes denevér gyakorisági eloszlása az élőhelyi minőség függvényében.

DENEVÉR ↓		ÉLŐHELY		
		jó	átlagos	gyenge
SZUM	sok	132 (107)	73 (81)	16 (33)
	átlagos	108 (109)	79 (82)	38 (34)
	kevés	92 (116)	99 (88)	48 (36)

$$\chi^2 : \quad \text{kritikus érték:}$$

$$26,74 \quad > \quad 13,28$$

van szignifikáns eltérés

7b. táblázat: A „légivadász denevérek” gyakorisági eloszlása az élőhelyi minőség függvényében.

DENEVÉR ↓		ÉLŐHELY		
		jó	átlagos	gyenge
légiv.	sok	109 (103)	82 (78)	22 (32)
	átlagos	107 (108)	75 (82)	41 (33)
	kevés	116 (121)	94 (91)	39 (37)

$$\chi^2 : \quad \text{kritikus érték:}$$

$$6,26 \quad < \quad 13,28$$

nincs szignifikáns eltérés

9. táblázat: Az élőhely és a holtfa alapján történő homogenitás vizsgálat összesített eredményei 99%-os kontingenciaszinten. (A légivadász csoportnál 5%-os méltányolható hiba esetén sincs szignifikáns eltérés).

DENEVÉR CSOPORT (rövidítés)	SZIGNIFIKÁNS ELTÉRÉS	
	ÉLŐHELY	HOLTFA
Összes denevér (SZUM)	van	van
Légivadász csoport (légi)	nincs	nincs
<i>Pipistrellus</i> csoport (PIP)	van	van
<i>Myotis</i> csoport (MYO)	van	van
<i>Barbastella</i> csoport (BARB)	van	van
<i>Plecotus</i> csoport (PLE)	van	van

A különböző denevércsoportokat vizsgálva azt látjuk, hogy a „légivadász csoport” esetében azonban még az 5%-os hibahatár mellett sem mutatható ki a korreláció. Ez minden bizonnyal azért van, mert az ebbe a csoportba tartozó *Nyctalus*, *Eptesicus* és *Vespertilio* fajok legfőképpen nyílt területek fölött vadásznak. Alacsony ultrahang frekvenciájuk az akadálymentes, nyílt téri vadászatra specializálódott. Ezek a fajok viszonylag nagy távolságból képesek felmérni a zsákmányállatot, de a fatörzsekkel és a lombkoronával besűrűsödött légterekben ez a tudás nem érvényesül. A közeli prédák pontos beméréséhez a magasabb frekvenciájú és a gyors ismétlődésű hangimpulzusok a legalkalmasabbak, melyek - mint tanulmányunkban már láthattuk -, a többi denevércsoportra jellemző igazán. A légivadász csoport tagjai a nyílt téren vadászva leggyakrabban olyan élőhelyeken (üres vágásterületek, erdőfelújítások és fiatalosok felett) fordultak elő, ahol kevés volt a holtfa és az összesített élőhelyi értékek is kedvezőtlenek voltak.

A többi denevércsoport gyakorisága esetében már egyértelmű és nagyon szoros pozitív korreláció mutatható ki az élőhely minősége és a holtfa mennyisége szerint is. Ezek a fajok a rövidtávú, de nagyon aprólékos, jól kifinomult zsákmányfelismerésre specializálódtak. Frekvenciamodulált ultrahangjuk elsősorban a változatos mintázatú erdőszegélyben, lombkoronában, cserjésben és gyeptetűvelésben történő kutatásra a legalkalmasabb. A jó élőhelyekhez és a sok holtfához történő kötődés valószínűleg annak a jele, hogy ezekben az erdőkben, a vegetációs időben mindig nagy mennyiségű, változatos táplálékbaázist találnak maguknak, továbbá sok búvóhely is rendelkezésre áll számukra (Frank 2000; Csóka 2013). Különösen kölyöknevelés időszakában e két feltétel, - vagyis a megfelelő táplálékmenyiség és alkalmas búvóhelyek megfelelő száma -, elengedhetetlen feltétele annak, hogy a populáció fennmaradjon. A holtfa számos üreget biztosít a denevéreknek, de a holtfában megtelepedő nagyszámú szaprofág és szaproxylofág rovar révén gazdag táplálékbaázist is nyújt közvetlenül a bőregereknek. Közvetett módon pedig a harkályokon keresztül segíti a



holtfa a denevéreket. A fakopáncsok ugyanis jelentős részben holtfához kötődnek táplálkozásuk révén, ezek a madarak pedig odvakat ácsolnak, melyek később a denevérek lakhelyivé válnak.

A fokozottan védett és a nemzetközi jelentőségű denevérfajok azokhoz a denevércsoportokhoz tartoznak, melyeknél kimutatható volt holtfához és a jó erdei élőhelyekhez való kötődés, éppen ezért kijelenthetjük, hogy a jó élőhelyi adottságokkal rendelkező és a holtfában gazdag erdők természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőséggel bírnak. Az ilyen kiemelt ökológiai értékkel rendelkező erdők gyarapítása védett természeti területeken és Natura 2000 területeken nagyon fontos feladatunk.

ERDŐKEZELÉSI JAVASLATOK

Az erdők élőhelyi minőségének romlása, a holtfa mennyiségének mértéktelen csökkenése túlnyomórészt olyankor következik be, amikor túlzott mértékű erdőgazdálkodási beavatkozás éri az erdőt. Az erdészeti beavatkozások mértéke és minősége azonban rajtunk, erdőgazdálkodókon és a szakmai munkát ellenőrző hatóságokon múlik. Valójában nem kellene mást tennünk, csak egy kicsit nagyobb teret engednünk az erdőben zajló természetes folyamatoknak. Ha az erdőállomány nevelése során időt és teret hagyunk néhány igen fontos önszabályozó folyamatnak, akkor ezek az erdő ökológiai állapotát gyorsan és látványosan javítják. Ha az erdő fejlődése elmozdul a természetes állapot irányába, azzal nő a faállomány ellenálló és regenerálódó képessége, s mindezzel együtt gyakran az értékkihozatal is javul. Elsősorban a természetes felújulás által nyújtott faji sokszínűség biztosítására, az öngyérülési folyamatok bizonyos fokú szabadabbá tételére, az odvas, böhöncös, törött, korhadt, hasadt fák megfelelő számban történő visszahagyására, az erdőszegélyek és a cserjeszint megóvására, továbbá az öreg erdők szükséges területarányban történő fenntartására kell kiemelt figyelmet fordítanunk különösen a természetvédelmi és a Natura 2000 rendeltetésű erdőkben! Ez természetesen nem azt jelenti, hogy magára kellene hagyni az erdőt, hiszen ésszerű beavatkozásokra gyakorlatilag mindenütt szükség van. Különösen olyan kedvezőtlen termőhelyi és egyéb környezeti tényező mellett van szükség rendszeres kezelésre, ahol az intenzíven terjedő növényfajok akadályozzák a természetközeli erdőállapotok kialakulását.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A felmérő munkáink elsősorban az erdőtervezéshez, a Natura 2000 fenntartási tervek és a természetvédelmi területek kezelési terveinek készítéséhez biztosítottak fontos biotikai adatokat. Erre a munkára az illetékes nemzeti park igazgatóságok kértek fel bennünket, s

töbnyire ők nyújtották a kutatáshoz szükséges anyagi fedezetet is. Köszönjük a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak és a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy lehetővé tették kutatásainkat, s javaslatainkkal segítettek bennünket. Külön köszönjük mindazoknak a támogatását, akik a terepi munkákban is alkalmanként velünk voltak. Külön hálával tartozunk Máté Rudolfnak, Szelényi Baláznak, Bota Viktóriának, Bánfi Péternek, Bíró Istvánnak, Szabó Gyulának és Habarics Bélának, akik a felmérés előkészítő fázisában igen hasznos munkát végeztek. Köszönet illeti Balogh Lászlót és Német Attilát, akik a technikai eszközök fejlesztésében jeleskedtek. Végül pedig, de legfőképpen köszönjük Utsai Gabriella támogatását, aki a terepi munkában és az akusztikai adatok elemzésében is pótolhatatlan segítséget nyújtott.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ahlén I. 1981: Identification of Scandinavian Bats by their sounds. The Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Uppsala.
- Ahlén I. & Baagoe H.J. 1999: Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1(2): 137–150.
- Barataud M. 2015: Acoustic ecology of European bats. Biotope & National Museum of Natural History, Paris.
- Bölöni J. & Ódor P. 2014: A holtfa mennyisége a mérsékelt övi erdőkben. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (szerk.): A holtfa. *Silva Naturalis* 5, Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 203–217.
- Csóka Gy. 2013: A természetesség hatása az erdők egészségi állapotára. In: Bartha D. & Puskás L. (szerk.): *Silva Naturalis* 1. A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 43–57.
- Császár I. & Szodoray-Parádi F. 2009: Időnyújtásos ultrahang-detektorok alkalmazása a magyarországi denevérfaunisztikai kutatásokban. In: Görföl T., Estók P. & Molnár V. (szerk.): A VII. Magyar Denevérvédelmi Konferencia kiadványa. BEKE & MDBK, Eger, 15-18.
- Dietz C. & Kiefer A. 2014: Die Fledermäuse Europas - kennen, bestimmen, schützen. Kosmos Naturführer, Stuttgart.
- Entwistle A. C., Racey P.A. & Speakman J.R. 1996: Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 351(1342): 921–931. DOI: [10.1098/rstb.1996.0085](https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0085)
- Estók P. & Görföl T. 2009: Erdőlakó denevér együttesek kutatása, különös tekintettel a *Nyctalus lasiopterus* – egy 2009-es EUROBATS projekt előzetes eredményei. In: Görföl T., Estók P. & Molnár V. (szerk.): A VII. Magyar Denevérvédelmi Konferencia kiadványa. BEKE & MDBK, Eger, 53–60.
- Fenton M.B. & Bell G.P. 1981: Recognition of species of insectivorous bats by their echolocation calls. *Journal of Mammalogy* 62(2): 233–243. DOI: [10.2307/1380701](https://doi.org/10.2307/1380701)
- Frank T. (szerk.) 2000: Természet – Erdő – Gazdálkodás. MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger.
- Griffin D.R., Webster F.A. & Michael C.R. 1960: The echolocation of flying insects by bats. *Animal Behaviour* 8(3-4): 141–154. DOI: [10.1016/0003-3472\(60\)90022-1](https://doi.org/10.1016/0003-3472(60)90022-1)
- Jensen M.E. & Miller L.A. 1999: Echolocation signals of the bat *Eptesicus serotinus* recorded using a vertical microphone array: effect of flight altitude on searching signals. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 47(1-2): 60–69. DOI: [10.1007/s002650050650](https://doi.org/10.1007/s002650050650)
- Jones G. 1995: Flight performance, echolocation and foraging behavior in noctule bats *Nyctalus noctula*. *Journal of Zoology* 237(2): 303–312. DOI: [10.1111/j.1469-7998.1995.tb02764.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1995.tb02764.x)
- Jones G. 1996: Does echolocation constrain the evolution of body size in bats? *Symposia of the Zoological Society of London* 69: 111–128.



- Jones G. 1999: Scaling of echolocation call parameters in bats. *The Journal of Experimental Biology* 202: 3359–3367.
- Jones G. & Barratt E.M. 1999: *Vespertilio pipistrellus* Schreber, 1774 and *V. pygmaeus* Leach, 1825 (currently *Pipistrellus pipistrellus* and *P. pygmaeus*; Mammalia, Chiroptera): proposed designation of neotypes. *Bulletin of Zoological Nomenclature* 56: 182–186. DOI: [10.5962/bhl.part.23065](https://doi.org/10.5962/bhl.part.23065)
- Kalko E.K.V. & Schnitzler H.U. 1989: The echolocation and hunting behavior of Daubenton's bat, *Myotis daubentonii*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 24(4): 225–238. DOI: [10.1007/BF00295202](https://doi.org/10.1007/BF00295202)
- Magura T., Tóthmérész B. & Bordán Zs. 2000: Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biological Conservation* 93(1): 95–102. DOI: [10.1016/S0006-3207\(99\)00073-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00073-7)
- Obrist M. ., Boesch R. & Flückiger P.F. 2004: Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia* 68(4): 307–322. DOI: [10.1515/mamm.2004.030](https://doi.org/10.1515/mamm.2004.030)
- Ódor P. 2014: A korhadó faanyag szerepe az erdei növények biodiverzitásában. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (szerk.): *A holtfa. Silva Naturalis* 5, Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 155–170.
- Russo D. & Jones G. 2002: Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology* 258(1): 91–103. DOI: [10.1017/S0952836902001231](https://doi.org/10.1017/S0952836902001231)
- Szőke K. & Estók P. 2013: Különböző állapotú erdőrészek denevéregyütteseinek összehasonlítása akusztikus mintavételek alapján. In: Bíró M. (szerk.): *A XXX. Országos Tudományos Diákköri Konferencia díjazott hallgatóinak dolgozatai*. Eger: EKF Líceum Kiadó, 880–895.
- Vaughan N., Jones G. & Harris S. 1997: Identification of British bat species by multivariate analysis of echolocation parameters. *Bioacoustics* 7(3): 189–207. DOI: [10.1080/09524622.1997.9753331](https://doi.org/10.1080/09524622.1997.9753331)
- Waters D. A. & Jones G. 1995: Echolocation call structure and intensity in five species of insectivorous bats. *Journal of Experimental Biology* 198: 475–489.
- Waters D.A., Rydell J. & Jones G. 1995: Echolocation call design and limits on prey size – a case-study using the aerial hawking bat *Nyctalus leisleri*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 37(5): 321–328. DOI: [10.1007/bf00174136](https://doi.org/10.1007/bf00174136)
- Zsebők S. 2003: Impulzusszámlálás, zajszintkezelés, digitális hangfeldolgozás. In: Molnár V., Orbán É. & Molnár Z. (szerk.): *A II. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Szabadkígyós, 1999. december 4.), a III. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Tokaj, 2001. december 1.) és a IV. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Szögliget, 2003. november 22-23.) kiadványa*, Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest, 140–146.
- Zsebők S., Estók P. & Görföl, T. 2012: Acoustic discrimination of *Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) and its application to assess changes in species distribution. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58(2): 199–209.

Érkezett: 2016. június 19.

Közlésre elfogadva: 2017. november 19.

Az Acta Silvatica et Lignaria Hungarica **legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címei és kivonatai**

Az Erdészettudományi Közlemények és az Acta Silvatica et Lignaria Hungarica (ASLH) kölcsönösen közlik a másik folyóirat legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címeit és kivonatait. Ehelyütt az ASLH 13. évfolyam 1-2. kötetének tartalmát mutatjuk be a megjelent írások címével és absztraktjával. A közlemények teljes terjedelmükben elérhetők és letölthetők a <http://aslh.nyme.hu> honlapról.

Acta Silvatica et Lignaria Hungarica
Vol. 13, Nr. 1

9-24. oldal: **Természetközeli erdőgazdálkodás ökonómiai értékelése bükk és cser állományokban** – Csépanyi Péter és Csór Attila

A tanulmány bemutatja az örökerdő elvek szerint folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodással kezelt bükkösök (*Fagus sylvatica* L.) és cseresek (*Quercus cerris* L.) kezdeti átvezetési időszakának adataiból, és a hagyományos vágásos erdőgazdálkodás adataiból felállított komplex ökonómiai modellek elemzését a Közép-Magyarországon található vizsgálati területeken. Az elemzés erdőrésztlet és erdőtümb (üzemi) szinten hasonlítja össze a gazdasági teljesítményeket. Megállapítható, hogy a bükkösökben és a cseresekben örök-erdő-gazdálkodás mindkét szinten legalább olyan ökonómiai teljesítményre képes, mint a hagyományos vágásos üzemmód. A gyenge termőhelyű cseresekben jelentkező felújítási problémák rövid idő alatt láthatóvá tették a két gazdálkodási rendszer közötti ökonómiai különbségeket.

25-40. oldal: **Talajnedvesség, fényviszonyok és a vegetáció borításának térbeli változása mesterséges lékekben a nyugat Magyarországon** – Kollár Tamás

A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás egyik legjelentősebb kihívása egy adott erdőállomány esetében megtalálni azt a megfelelő lék méretet, amely segíti a gazdaságilag értékes fafajok felújulását, azonban lehetőség szerint korlátozza a kompetitorokat. A tanulmány összefoglalja egy két éves időtartamú intenzív felvételezés eredményeit különböző tájolású mesterséges lékekben két kísérleti területen, Nyugat-Magyarországon: egy

gyertyános-kocsánytalan tölgyes és egy cseres-tölgyes erdőrésztben. A lékekben fényviszony és talajnedvesség mérések történtek, mint abiotikus változók. Hemiszférikus fényképezést és Field Scout TDR 300 talajnedvesség mérőt használtunk. Biotikus változóként vegetációborítást, az újulat mennyiségi és magassági méréseit végeztük el. Szignifikáns különbségek találhatóak a lék középpontja és a zárt lombosító erdőállomány között. A fénybesugárzás maximuma a lombkorona alatt csekély északi irányú eltolódást mutat. Az korreláció vizsgálati eredmények kimutatták, hogy a lékek csekély északi irányú besugárzástöbblete kisebb hatással bír a talajnedvességre, a csemetemagasságra és a teljes növényborítottságra, mint a lék valós alakja és mérete, tehát annak nyitottsága.

41-54. oldal: **A mesterséges fényforrások hatása az éjszakai nagylepke közösségek (Lepidoptera Macroheterocera) összetételére** – *Pintérmé Nagy Edit és Pödör Zoltán*

Sopron város közterületein előforduló fényforrások és az ebből eredő eltérő megvilágítottságú környezet hatását vizsgáltuk az éjszakai nagylepke közösségek összetételére. Három különböző típusú fényforrással ellátott fénycsapdát használtunk három eltérő megvilágítottságú környezetben (természetközeli, átmeneti, városi). 2012-2013 év nyarán 60, 2014 tavaszán és őszén a természetközeli helyszínen 20 alkalommal gyűjtöttünk mintákat. Az első két évben egyedszám, a harmadik évben fajszám szerint végeztük a kiértékelést. Az éjszakai nagylepkék egyedszáma az első két évben a természetközeli területen volt a legmagasabb; a nagynyomású nátrium lámpánál (2,569), az átmeneti (1,098) és a városi területen (822) a HMLI kevert lámpa esetén. A fényforrások összehasonlításánál két helyszínen, a területek összehasonlításánál két fényforrás típusnál volt szignifikáns eltérés az egyedszámok átlaga között. A diverzitás vizsgálatnál a diverzitási mutatók tavasszal a kompakt fénycsőnél, ősszel a nátrium lámpánál mutattak nagyobb diverzitási értéket.

55-67. oldal: **Környezeti információs rendszerek alkalmazása a környezeti hatásvizsgálatok során** – *Elekné Fodor Veronika és Pájer József*

A kutatás elsődleges feladata a környezeti hatásvizsgálat gyakorlati kivitelezéséhez szükséges adatok információs rendszerekből, adatbázisokból való átvételi lehetőségének vizsgálata volt. Jogszabályi előírások, szakirodalmi ajánlások valamint már elkészült hatástanulmányok vizsgálata alapján meghatározásra került a környezeti hatásvizsgálatok szükséges és elégséges adattartalma. Vizsgáltuk továbbá a környezeti hatásvizsgálatok szempontjából relevánsnak tekinthető információs rendszerek adattartalmát illetve az adatátvitel lehetőségét. A hatástanulmányokhoz szükséges primer adatok ismeretében elvégeztük a szükséges környezeti objektumok osztályozását (objektumosztály-, csoport-, típus). Ennek ismeretében egy minta rendszertervet dolgoztunk ki, amely során az elméleti

modellben meghatároztuk a rendszer egyes fedvényeit, majd ezt követően a logikai adatmodellben megadtuk az egyes objektumtípusok tulajdonságait.

69-79. oldal: **Energiafű alkalmazhatósága MDF gyártásában** – *Alpár Tibor L. és Markó Gábor*

A közepes sűrűségű farostlemezeket széles körben gyártják és használják Európában. A legfontosabb magyarországi nyersanyagok a bükk (*Fagus sylvatica*), a gyertyán (*Carpinus betulus*), a nyárak (*Populus spp.*) és a fenyőfélék (*Pinus spp.*). A biomassza energetikai célú felhasználásának kormányzati támogatása gazdasági nyomást és faanyaghiányt eredményezett, amely az energiafű fő termelőjét arra készítette, hogy egy projektet kezdeményezzen a "Szarvasi-1" (*Elymus elongatus (Agropyron elongatum) cv. Szarvasi-1*) energiafű MDF gyártásában való alkalmazhatóságának bevizsgálására. Ezt megelőzően nem publikálták kutatási eredményeket az energiafű MDF célú kísérleti gyártásáról. Kutatásunk során az energiafűvet defibráltuk és MDF lemezeket készítettünk belőle különböző ragasztóanyagok felhasználásával. Szabványos vizsgálatokat végeztünk ezen alternatív nyersanyagok MDF gyártására való alkalmazhatóságának értékelésére. A legjobb eredményt fenol-formaldehid (PF) ragasztóanyaggal értük el.

81-94. oldal: **Acetilezett és lenolajkencével kezelt gyertyán (*Carpinus betulus* L.) fotostabilitásának vizsgálata** – *Fodor Fanni és Németh Róbert*

A tanulmányban az acetilezés és lenolajkencés kezelés hatását vizsgáltuk a közönséges gyertyán (*Carpinus betulus* L.) faanyag fotodegradációs folyamataira vonatkozóan. A fotostabilitás vizsgálatához időjárásállósági tesztet végeztünk 10 hónapos kültéri kitettség során (talajjal való érintkezés nélkül), illetve mesterséges öregítést végeztünk 200 órás higanygőzlámpás besugárzással. A méréseket gyertyán, acetilezett gyertyán, lenolajkencével kezelt gyertyán és acetilezett és lenolajkencével kezelt gyertyán próbatesteken végeztük. A kezeltlen és kezelt próbatestek színváltozását minden esetben az eredeti színhez képest határoztuk meg. A fotodegradációs folyamatokat Fourier Transzformációs Infravörös Spektroszkópiával (FTIR) vizsgáltuk. Az acetilezett gyertyán kevésbé repedékeny, de a kezelés nem csökkentette az UV sugárzás okozta fakulás illetve szürkülés mértékét. A lenolajkencés kezelés mérsékelte a színváltozás és repedés mértékét. A lignin fotodegradációját az FTIR szinképek alapján igazoltuk.

97-111. oldal: **Hidrológiai vizsgálatok a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság területén** – *Bolla Bence és Németh Tamás Márton*

Jelen vizsgálat a különböző erdőállományokban és gyepterületeken végzett hidrológiai mérések alapján egészíti ki, támasztja alá az egyes ökológiai szempontból jelentős élőhelyek szakszerű természetvédelmi kezelését. A vizsgálatok a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság működési területén elhelyezkedő három erdőrészletben és közvetlen közelükben lévő gyepterületen folytak 2012–2015 között. Munkánk során különféle módszereket alkalmaztunk az élőhelyek vízháztartásának vizsgálatához. A koronaintercepció átlagos értéke az erdei fenyves állományban 23%, ezzel szemben a szürke nyáras állományban 19,2% volt. Az intercepció mértékét döntően befolyásolta a leérkező csapadék mennyisége, intenzitása, eloszlás és a faállomány szerkezeti jellemzői és egészségi állapota. A transpiráció értéke a tűlevelű állományban 205 mm, a nyáras faállományban 405 mm és az akácos állományban 370 mm volt. Az élőhelyek vízháztartásának vizsgálata során megállapítottuk, hogy a vizsgált tisztások vízfogyasztása jóval alacsonyabb, mint a mellette elhelyezkedő erdőállományoké.

113-124. oldal: **Akác (*Robinia pseudoacacia*) fák és faállományok föld feletti biomasszája** – *Rédei Károly; Gál János; Keserű Zsolt és Antal Borbála*

Az erdészeti termékek iránti növekvő kereslet, a csökkenő erdőterületek és az erdőirtás hosszú távú hatásai miatti általános aggodalom megnövelte a gyors növekedésű, többcélú fafajok iránti igényt. Tehát a megújítható erdei energiaforrásokra vonatkozó információk egyre fontosabbak, ennél fogva az erdei biomassza meghatározása fontos részévé válik az erdőgazdálkodásnak. Az akác (*Robinia pseudoacacia* L.) egy gyorsan növő, nitrogénmegkötő, stressztűrő faj, mely számos célra alkalmas (lambéria, szőlőkaró, bútor, cellulóz és papír, állati takarmány, méhlegelő és biomassza energia), tartós és jó minőségű faanyaggal rendelkezik. Jelen tanulmány az akác faegyedek és állományok föld feletti biomasszáját mutatja be. Nedves és abszolút száraz törzsre, vastag ($d_{1,3} > 5$ cm) és vékony fára ($d_{1,3} < 5$ cm) és a fák egyéb részeire (levél, kéreg) vonatkozóan, az egyes fák, illetve állományok adatait szemlélteti dendromassza táblázatokban, hat fatermési osztályba sorolva.

125-134. oldal: **A kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) kéreg alkalmazhatósága anaerob úton előállítható biogáz termelés céljára** – Makk Ádám Nándor; Rétfalvi Tamás és Hofmann Tamás

A fosszilis energiahordozók kimerülése miatt számos alkalmazási terület és kutatás összpontosít a megújuló energiaforrásokra. A lignocellulózok, mint biomassa alapú energiahordozók kutatása releváns téma, mivel nagy mennyiségben állnak rendelkezésre. Ezen kutatás a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) kéreg alkalmazási lehetőségeit vizsgálja az anaerob úton előállítható biogáz termelés céljára. A kéreg hulladék effajta felhasználásával foglalkozó szakirodalmak száma szegényes. A lignocellulózok esetében kulcs fontosságú eljárás az alapanyag hidrolízise a biogázhozam, ezzel együtt a metánhozam növelése érdekében. A tölgy kéreg alapanyag előkezelése mikrohullámmal, extrakcióval és együttes alkalmazásukkal történt. A kezeletlen tölgy kéreg 50 napos, félfolyamatos, termofil anaerob fermentáció során 76.3 ml/g szerves szárazanyag fajlagos metánhozam érhető el, ami szignifikánsan nem alacsonyabb a kezelthez képest. Az eredmények alapján a tölgy kéreg, alkalmas metán előállításra előkezelési eljárások nélkül is. Mivel a kéreg extrakciója nem rontja a biogáz termelés hatékonyságát, ezért a kéreg melléktermék komplex kémiai hasznosítása, az extrakt anyagok kivonása valamint a visszamaradt lignocellulóz vázanyag anaerob fermentációja által a jövőben lehetséges.

135-144. oldal: **A rostirányú tömörítés hatása a faanyag higroszkóposágára** – Báder Máttyás és Németh Róbert

A higroszkóposág ismerete rendkívül fontos a kezeletlen és a modifikált faanyagok alkalmazása esetén egyaránt. A modifikációs eljárás gőzölés volt 100 °C-on, majd hosszirányú tömörítés 20% arányban. Élőnedves kezelt- és kezeletlen bükk faanyagok (*Fagus sylvatica* L.) nedvességtartalmát (MC) redukáltuk klímasekrényben a páratartalom fokozatos csökkentésével 20 °C-on. Az eltérés a kontroll, valamint a hosszú ideig tömörített minták számított rosttelítettségi pontjai között 6% ($MC\%$) volt. A deszorpció során ez az eltérés csökkent, majd 10% nedvességtartalomnál eltűnt (40% relatív páratartalom). Második lépésben a párafelvétel sebességét vizsgáltuk, az abszolút száraz mintákat 95% relatív páratartalmú légtérbe helyezve. A nedvességfelvétel során a kontroll és a tömörített minták nedvességtartalma között maximum 1% ($MC\%$) eltérés mutatkozott. Az előzőek alapján megállapítható, hogy a tömörített faanyag gyorsabban szárad azonos körülmények között, továbbá a tömörített mintáknak a felhasználási körülmények közötti egyensúlyi nedvességtartalma alacsonyabb, mint a kontroll mintáké.



A szilfa emeletei

Bükkaplók (*Fomes fomentarius*) vénic-szilen.

Fotó és szöveg: Andrédi Pál (Bedő Albert Erdészeti Szakgimnázium)