

EK Erdészettudományi Közlemények

8. évfolyam 2. szám 2018

A NAIK Erdészeti Tudományos Intézet és a Nyugat-magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Karának tudományos lapja

1540





Falánk rágcsálók

Kocsánytalan tölgyeseink számos rágcsálónak adnak otthont, bőséges táplálékot biztosítva számukra az őszi makkterméssel. A kistrágcsálók egyes években, jellemzően száraz meleg nyarakon, tömegesen elszaporodhatnak. Ezekben az években a makktermés jelentős részét felélik, csökkentve ezzel a természetes újulat kialakulásának lehetőségét.

Fotó és szöveg: Koltay András (NAIK ERTI)

Erdészettudományi Közlemények

8. évfolyam 2. szám



2018

Főszerkesztő:

Csóka György (NAIK ERTI)

Helyettes főszerkesztő:

Lakatos Ferenc (SOE EMK)

Technikai szerkesztők:

Hirka Anikó (NAIK ERTI), Király Gergely (SOE EMK), 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)

Góbbölös Péter (Gyulaj Zrt.)

Gribovszki Zoltán (SOE EMK)

Kolozs László (NÉBIH EI)

Kovács Gábor (SOE EMK)

Szabados Ildikó (AM)

Szepesi András (AM)

Felelős kiadó:

Borovics Attila

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet

9600 Sárvár, Várkerület 30/A

Címlapterv:

Griffes Grafikai Stúdió

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

www.griffes.hu

Címlapkép:

Mikroklíma mérőállomás kiépítés a NAIK ERTI Bajti kísérleti csemetekertjében (© Borovics Attila)

ISSN 2062-6711

Nyomdai munkák:

Agroinform Kiadó és Nyomda Kft.

1149 Budapest, Angol u. 34.

Ügyvezető igazgató: *Bolyki István*

Felelős vezető: *Stekler Mária*

www.agroinform.com

2018/30

TARTALOMJEGYZÉK

8. évfolyam 2. szám

<i>Borovics Attila, Illés Gábor, Juhász János, Móricz Norbert, Rasztoivts Ervin, Nimmerfroh-Pletscher Beáta, Unghváry Ferenc, Pintér Tamás, Pödör Zoltán és Jereb László</i> Erdészeti klímaközpont kialakításának szükségessége és lépései	5–8
<i>Garamszegi Balázs, Nagy-Khell Melinda, Farkas Máté és Nagy László</i> Az időjárási viszonyok hatása mézgás éger és kocsányos tölgy állományok növekedésére talajvízháztartás javítását célzó beavatkozások mellett	9–16
<i>Eötvös Csaba Béla és Horváth László</i> A Szentai-erdő talajvízszint változásai a Kaszó-Life Projekt hatására	17–23
<i>Visiné Rajczy Eszter, Hofmann Tamás, Albert Levente és Mátyás Csaba</i> Az antioxidáns rendszer, mint a bükk (<i>Fagus sylvatica</i> L.) klimatikus alkalmazkodóképességének lehetséges indikátora	25–35
<i>Bolla Bence, Németh Tamás Márton és Gácsi Zsolt</i> A vízháztartás vizsgálata néhány kiskunsági faállományban	37–50
<i>Heilig Dávid, Heil Bálint és Kovács Gábor</i> A növtér-szabályozás hatása fás szárú nemesnyár ültetvény dendromassza-hozamára	51–59
<i>Nemes Viktória, Csiszár Ágnes és Bartha Dénes</i> A kései meggy (<i>Prunus serotina</i> Ehrh.) előfordulásának vizsgálata a nagylózsi fafaj-összehasonlító kísérlet területén	61–70
<i>Andrési Réka, Janik Gergely, Fűrjes-Mikó Ágnes, Eötvös Csaba Béla és Tuba Katalin</i> A bükkfatapló [<i>Fomes fomentarius</i> (L. ex. Fr.) Kickx.] bogárfaunisztikai vizsgálata Magyarországon	71–82
<i>Harta István, Winkler Dániel és Füleky György</i> Újraerdősítés hatása a talaj tulajdonságaira és a mezofaunára (Collembola) egykori szántóföldi műtrágyázási tartamkísérlet területén	83–97
<i>Komlós Mariann és Kiss Csilla</i> A fekvő holtfa mennyiségi és minőségi becslése a soproni hegyvidék két patak völgyében	99–111
<i>Mertl Tamás és Schiberna Endre</i> Magyarországi magán-erdőtulajdonosok	113–126

CONTENTS

Vol. 8 Nr. 2

<i>Attila Borovics, Gábor Illés, János Juhász, Norbert Móricz, Ervin Rasztoivts, Beáta Nimmerfroh-Pletscher, Ferenc Unghváry, Tamás Pintér, Zoltán Pödör and László Jereb</i>	
The necessity and steps of establishing a forestry climate centre	5–8
<i>Balázs Garamszegi, Melinda Nagy-Khell, Máté Farkas and László Nagy</i>	
Impact of weather conditions on the interannual growth characteristics of alder and oak stands with improved groundwater-management	17–23
<i>Csaba Béla Eötvös and László Horváth</i>	
Changes of groundwater levels in Szenta-forest as result of Kaszó-Life project	25–35
<i>Eszter Visiné Rajczi, Tamás Hofmann, Levente Albert and Csaba Mátyás</i>	
Antioxidants system as a potential indicator of the climatic adaptation of beech (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	25–35
<i>Bence Bolla, Tamás Márton Németh and Zsolt Gácsi</i>	
Monitoring of the hydrological balance in forest stands of Kiskunság	37–50
<i>Dávid Heilig, Bálint Heil and Gábor Kovács</i>	
Effects of spacing control on dendromass yield in short rotation hybrid poplar plantation	51–59
<i>Viktória Nemes, Ágnes Csiszár and Dénes Bartha</i>	
Studies on black cherry (<i>Prunus serotina</i> Ehrh.) occurrence in the area of comparative tree species examination, Nagylózs	61–70
<i>Réka Andrési, Gergely Janik, Ágnes Fürjes-Mikó, Csaba Béla Eötvös and Katalin Tuba</i>	
Faunistical studies on Coleoptera of tinder conk [<i>Fomes fomentarius</i> (L. ex. Fr.) Kickx.] in Hungary	71–82
<i>István Harta, Dániel Winkler and György Füleky</i>	
Effect of reforestation on soil properties and mesofauna (Collembola) in a former long-term fertilization experimental area	83–97
<i>Mariann Komlós and Csilla Kiss</i>	
Estimation of the fallen dead wood in the Sopron Mountains	99–111
<i>Tamás Mertl and Endre Schiberna</i>	
Private forest owners in Hungary	113–126

ERDÉSZETI KLÍMAKÖZPONT KIALAKÍTÁSÁNAK SZÜKSÉGESSÉGE ÉS LÉPÉSEI

Borovics Attila¹, Illés Gábor¹, Juhász János¹, Móricz Norbert¹, Rasztovits Ervin¹, Nimmerfroh-Pletscher Beáta², Unghváry Ferenc², Pintér Tamás³, Pödör Zoltán³ és Jereb László⁴

¹NAIK Erdészeti Tudományos Intézet

²NETvisor Zrt.

³Soe-SKK, Informatikai és Gazdasági Intézet

⁴BME Villamosmérnöki és Informatikai Kar

BEVEZETÉS

Az erdészeti klímakutatás és a hozzá kapcsolódó ökológiai folyamatok kutatása, megismerése és modellezése teremti meg az alapot arra, hogy képesek legyünk előre jelezni a megváltozott klíma erdőállományokra gyakorolt hatását, illetve az egyes erdőállományok létesítésének, megszüntetésének visszahatását a klímára.

Az erdészeti meteorológiai mérések célja a klimatikus változások helyi sajátosságainak megismerése az egyes erdőterületek közelében. Ez olyan felbontásban, pontosságban, helyszíneken és olyan paramétereket mérve történik, hogy az így előálló adatforrás lehetőséget teremtsen a termőhely konkrét változásainak nyomon követésére és a jövőbeni termőhely előrejelzésére. Az Országos Meteorológiai Szolgálat által végzett mérések sok esetben azért nem elégségesek, mert az erdészeti szempontból meghatározó környezetben végzett kiegészítő méréseink – pl. talajnedvesség, globálsugárzás, párologtatás –, közvetlenül nem származtathatók a legjobb esetben is több 10 km-es távolságban végzett meteorológiai mérések adataiból, erre a célra konkrét helyi mérések szükségesek.

A XXI. században az élet minden területére, az ipartól kezdve egészen az erdészetig, a digitalizálódás, a különböző szenzorok által gyűjtött adatokon alapuló integrált, legalább részben automatizált és optimalizált mérési adatfeldolgozási folyamatok kialakítása jellemző. Ma már lehetőség nyílik arra, hogy nagy mennyiségű, olcsó szenzor tömeges kihelyezésével, vagy célirányos, adott helyeken történő adatgyűjtések eredményeként rendkívül sok adathoz online, digitális formában is hozzáférjünk, miközben az eszközök akár egymással is folyamatosan kommunikálva képesek anagy frekvenciájú adatgyűjtésre és továbbításra. Az összegyűjtött, adatok Big Data alapú feldolgozását és elemzését felhasználva hozhatunk megalapozott döntéseket, illetve végezhetünk előrejelzéseket. Utóbbi az erdészet területén kiemelt fontosságú kérdés, hiszen a jelenben kell olyan fontos döntéseket meghoznunk, melyek hatása csak több évtized múlva lesz valóban mérhető, érzékelhető. A jelen erdőtelepítései és felújításainak tervezéséhez alapvető például a klímaváltozás több éves, akár több évtizedes hatásának előrejelzése. A problémakör fontos része az adatok összegyűjtésén kívül azok biztonságos tárolása és hatékony informatikai feldolgozása részben hagyományos matematikai, statisztikai, részben pedig modern adatbányászati eszközökkel.

A mikroklíma mérőállomások hálózatából és az azokat összekapcsoló, kiértékelő online szolgáltató felületből álló rendszert tekintjük egy korszerű (virtuális) klímaközpont infrastruktúrájának.

MÉRŐÁLLOMÁSOK HÁLÓZATÁNAK KIÉPÍTÉSE



*Egy tipikus mikroklíma mérőállomás kiépítése a NAIK ERTI Bajti kísérleti csemetekertjében
Az állomások hálózatba kapcsolása új alapokra helyezi az erdészeti célú meteorológiai adatgyűjtést
és segíti a helyi döntések meghozatalát*

A mikroklíma mérőállomások sokasága által szolgáltatott adatok képesek az elméleti modellek validációjára, a helyi döntéseket megalapozó adatforrások biztosítására. A NAIK Erdészeti Tudományos Intézet jelenleg 17 állomás üzemeltetését látja el, és további jelentős számú hasonló állomás erdőgazdálkodói kiépítése várható a közeljövőben. A Klímaközpont ezek integrációjával országos lefedettségű adatállományt képes kialakítani, kezelni és értékelni. A nagy pontosságú adatokat szolgáltató állomások között elhelyezett további nagyszámú szenzoros méréssel szándékozunk az adatsűrűséget növelni.

TEREPI MÉRÉSEKET SZOLGÁLÓ ON-LINE RENDSZER KIALAKÍTÁSÁNAK CÉLJA

A mikroklíma mérőállomások felügyeletét, kezelését és értékelését egy online rendszer (<https://erti.netvisor.hu/Erti.html>) teszi teljessé. A rendszer azzal a céllal készült, hogy a NAIK ERTI tulajdonában lévő mérőállomások adatait összegyűjtse, eltárolja, valamint az adatok erdészeti célú értékelését is elvégezze, majd az így nyert eredmények vizualizációját is megkönnyítse. A kialakított informatikai háttér ugyanakkor az üzemeltetést is megkönnyíti, hiszen például automatikus hibajelentést küld abban az esetben, ha egy-egy szenzor meghibásodott. A rendszerhez további felhasználók is csatlakozhatnak, így növelve az erdőben mért napi szintű mikroklíma adatok sűrűségét. Ez a helyi döntések lehetősége és azonnali beavatkozások szükségessége miatt közös érdeke az eddig elkülönített üzemeltetésben résztvevőknek.

TEREPI MÉRÉSEK KEZELÉSÉT ÉS ÉRTÉKELÉSÉT SEGÍTŐ ON-LINE RENDSZERBE ÉRKEZŐ ÉS SZÁRMAZTATOTT ADATOK

Az egyes mérőállomásokról jelenleg — normál esetben — 10 perces időközönként érkeznek adatok. Ugyanakkor előfordulnak olyan esetek, hogy

- valamelyik mérés nem érkezik meg egy adott időben (elveszik),
- valamelyik mérést a rendszer rövid időn belül többször is elküldi, vagy
- meghibásodott szenzortól az előre definiált hibajelzéssel érkezik adat,
- nem hihető érték érkezik be egy szenzortól.

A rendszer ezeket az eseteket detektálja, a tényt rögzíti a tárolás során, és a megfelelő felületeken jelzi is. A beérkező adatokat a fentiek alapján az alábbi típusokba sorolja a rendszer:

- *helyes adat*: időben beérkezett és vélhetően helyes mérési adat,
- *duplikátum*: korábbival azonos vagy közel azonos időbélyeggel érkezett felesleges adat,
- *hiányzó adat*: az adott időpontban nem érkezett be mérési adat, pedig kellett volna,
- *hibás mérési adat*: érkezett be mérési adat, de az konvencionálisan hibás (-999.9),
- *nem hihető mérési adat*: érkezett be mérési adat, azaz nem elvi hibás, de vélhetően nem jó (pl. 78°C), jelenleg ezt előre megadott konstans értékek segítségével definiáljuk (pl. az irány nem lehet 360°-nál nagyobb, vagy a hőmérséklet -50 °C-nál kisebb). A későbbiekben ezek a határok finomíthatóak, vagy előállításuk legalább részben automatizálható lehet.

A fontosabb méréseket az áttekinthetőség kedvéért az alábbi méréscsoportokba soroltuk:

- hőmérséklet (5 komponens)
 - 2 méteres léghőmérséklet
 - 4 különböző mélységben a talajhőmérsékletek
- páratartalom (5 komponens)
 - relatív páratartalom
 - 4 különböző szinten a talajnedvesség
- csapadék (1 komponens)
 - mm-ben mért csapadékmennyiség
- szél (3 komponens)
 - átlagos irány
 - szélesség
 - lökés sebessége
- napsütés (2 komponens)
 - maximum
 - átlag

A rendszer a beérkezett adatokból az alábbi erdészetben érdekes napi, heti, havi és éves aggregált adatokat állítja elő:

- 2 méter magasságban mért levegő hőmérséklet minimuma, maximuma és átlaga.
- csapadékmennyiség, csapadékintenzitás (intenzív csapadékmennyiség) és a napsugárzás időtartamának összege,
- a többi mérés átlaga.

Ezen kívül a beérkező és az aggregált adatokból további tetszés szerinti számú erdészeti indexeket állíthatunk elő.

AZ ON LINE KEZELŐFELÜLET FŐBB JELLEMZŐI

A felhasználói felület kialakításánál fontos szempont, hogy egyszerű, könnyen áttekinthető megjelenítést nyújtson az erdészeti szakemberek számára. A felületen a menüsor segítségével lehet navigálni az egyes oldalak között. Mivel ezek elférnek egy-egy képernyőn, így nincs szükség a képernyő görgetésére.

A felületet alapvetően öt elemre bontottuk:

- *Felügyeleti információk*: a beérkező adatokról adnak általános képet, azoknak az I. fejezetben definiált csoport elemszámait megadva,
- *Állomás jellemzők*: az egyes állomásokról adnak részletesebb adatokat az 5 kialakított nagyobb adatscsoportnak megfelelően (hőmérséklet, csapadék, páratartalom, szél és napsugárzás) az előző kettő, illetve az adott napra vonatkozóan,
- *Erdészeti paraméterek*: az egyes állomásokra lekérhetőek a definiált meteorológiai és erdészeti indexek,
- *Lekérdezés/állomás*: egy adott állomásra az 5 adatscsoport adatai kérhetőek le tetszőleges időintervallumban,
- *Lekérdezés/mérés*: egy adott szenzorra minden állomás adatsora kérhető le tetszőleges időintervallumra.

ÖSSZEFOGLALÁS

A termőhely, mint időben változó tényező legérzékenyebb klímfüggő paramétereinek helyszíni vizsgálata céljából és a klímamodellek értékelése érdekében szükség van erdei körülmények közötti mikroklíma adatokra. Ebből a célból került kialakításra egy olyan mérőhálózat és a kapcsolódó informatikai infrastruktúra, amely alkalmas a valós időben és nagy mennyiségben érkező – az erdészeti ágazat számára fontos – meteorológiai adatok és az azokból levezethető klímparaméterek fogadására, tárolására és megjelenítésére. A kialakított rendszerhez tetszőleges számú új mikroklíma mérőállomás kapcsolható a jövőben, ezzel is növelve az általa nyújtott szolgáltatás gazdasági jelentőségét és minőségét. A mérőhálózat reményeink szerint hozzájárul ahhoz, hogy a jövőben az erdőállományokat érintő döntések jó minőségű adatokra alapozva, elsősorban helyi tapasztalatok felhasználásával szülessenek.

AZ IDŐJÁRÁSI VISZONYOK HATÁSA MÉZGÁS ÉGER ÉS KOCSÁNYOS TÖLGY ÁLLOMÁNYOK NÖVEKEDÉSÉRE TALAJVÍZHÁZTARTÁS JAVÍTÁSÁT CÉLZÓ BEAVATKOZÁSOK MELLETT

Garamszegi Balázs¹, Nagy-Kheli Melinda¹, Farkas Máté¹ és Nagy László²

¹NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály, Sárovar

²NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Nemesítési Osztály, Sárovar

Kivonat

Az érintett erdőterületek vízellátásának javítását célzó KASZÓ-LIFE projekt monitoring feladataihoz kapcsolódóan évgyűrűelemzést folytattunk mézgás éger (*Alnus glutinosa*) és kocsányos tölgy (*Quercus robur*) mintaterületeken. A vizsgálat elsődleges célja annak kimutatása volt, hogy a műszaki beavatkozások segítségével visszaduzzasztott és kiegyensúlyozottabb évközi m enetű talajvízszint hatása miként jelenik meg a fák növekedésében, illetve, hogy az évgyűrűsülések a megváltozott körülmények között milyen érzékenyen reagálnak egy-egy aszályosabb év időjárási szélsőségeire. Az előzetes vizsgálatok kimutatták, hogy az éger állományok növekedése, az égeres területeken lévő magasabb talajvíztükör ellenére, jóval szorosabb összefüggést mutat a meteorológiai változókkal – elsősorban a nyári csapadékkal és relatív páratartalommal –, mint a tölgyeseké. A beavatkozások pozitív hatását mutathatja, hogy a SPEI aszályindex és a gyenge éves átmérő-növedékek által kijelölt, 2000 utáni legaszályosabb évek közül, a beavatkozásokat követő 2017. évben az érintett éger állományok növekedésének csökkenése jóval kisebb volt a kontroll parcelláéhoz képest, noha azt megelőzően minden esetben fordított tendencia mutatkozott. Ennek ellenére, ebben az évben az összes vizsgált állomány növekedésmenete nagyobb visszaesést mutatott, mint amekkorát a korábbi évek tapasztalata alapján az időjárási körülmények indokolhattak volna, ami egyben a sorozatos aszályok és a kedvezőtlen éghajlati trendek hatását jelezheti még az ezeket mérséklő beavatkozások mellett is.

Kulcsszavak: KASZÓ-LIFE, talajvíz, aszály, mézgás éger, kocsányos tölgy, évgyűrűelemzés

IMPACT OF WEATHER CONDITIONS ON THE INTERANNUAL GROWTH CHARACTERISTICS OF ALDER AND OAK STANDS WITH IMPROVED GROUNDWATER-MANAGEMENT

Abstract

Tree ring analysis in common alder (*Alnus glutinosa*) and pedunculate oak (*Quercus robur*) stands were carried out as a part of the monitoring tasks related to the KASZÓ-LIFE project, which targeted to improve the groundwater supply of the project area. Aims of the research were to identify benefits of the increased groundwater level and its more balanced



interannual course due to the technical interventions in the growth of the sample trees. A specific focal point was to assess the sensitivity of the annual increments to the severe weather events like droughts under the changed conditions. The preliminary results reveal a much stronger relationship of alder growth with climate (first of all, with summer rainfall and mean relative humidity) than in case of oak, even when considering the generally higher groundwater level of alder stands. Regarding the benefits of the technical interventions, a series of severe drought years after 2000, selected by the 6-month SPEI drought index and decrease in alder increments indicate that following the actions, growth decrease of alder stands were significantly lower than the rate at the control site in 2017, though a reverse tendency was common during all the previous drought periods. However, the average increment decline of all investigated stands was much stronger in this year, than it could be predicted by the weather conditions based on the growth-climate relationships dating back to the previous decades, giving a possible evidence of unfavorable climatic trends and recurrent drought periods, even parallel with the mitigating actions.

Keywords: KASZÓ-LIFE, groundwater, drought, common alder, pedunculate oak, tree-ring analysis

BEVEZETÉS

A talajvíz elérhetősége a síkvidéki területek egyik legfontosabb élő- és termőhely-meghatározó tényezője, így ezeket a régiókat a talajvízszint magasságának kérdése elsődlegesen érinti napjaink összetett környezeti problémái közül, csakúgy az itt található erdeink, mint a mezőgazdasági termelés tekintetében. A változó éghajlat, különösen az aszályos időszakok gyakoriságának növekedése jelentős hatással bírhat a talajvízszint csökkenésére, mely számos helyen okozhat nehézségeket a terület vízellátását illetően (Garamhegyi et al 2018).

A talajvízháztartás állapota és a talajvízszint süllyedése így többek között erősen befolyásolhatja az olyan, jó vízellátottságú termőhelyekhez kötődő erdők egészségi állapotát és növekedését, mint a síkvidéki mézgás égeres (*Alnus glutinosa*) és kocsányos tölgyes (*Quercus robur*) állományok, szélsőséges esetben akár jelentős mortalitást is okozva (Levanič 1993, Stojanović et al 2015).

Az „Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas köris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) helyreállítása és megőrzése Kaszó területén” című, az Európai Unió LIFE+ programjának keretében megvalósuló projekt (KASZÓ-LIFE) célja a belső-somogyi Szentai-erdő csökkenő talajvízszint (DDKÖVÍZIG 2011) következtében degradálódó élőhelyeinek helyreállítása és megőrzése, a terület vízellátásának javításával. A 2015/2016 telén elvégzett műszaki beavatkozások régi víztározók bővítésével és új tavak kialakításával 8,7 ha új vízfelületet, 88 ezer m³ többletkapacitást eredményeztek, a vízfolyások mentén, 15 fkm hosszon 123 db mederborda kihelyezése segíti a csapadékvíz hosszabb ideig területen tartását, ezen kívül a Baláta-tó vízszint-szabályozása is lehetővé vált.

A projekt és az ennek keretei között megvalósult vízgazdálkodási beavatkozások monitoring és kutatási feladatai között szerepelt az érintett erdőállományok növekedésének vizsgálata évgyűrű-elemzési módszerek segítségével. A vizsgálatok során megpróbáltunk választ keresni arra, hogy a vízháztartás javítását célzó beavatkozások hogyan érinthetik a társulásokat ökológiai és gazdasági szempontból meghatározó fás vegetáció növekedését.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kaszó, Somogyszob és Szentá községhatárok erdőrészeleiben (kb. É.sz. 46,32°, K.h. 17,22°, t.sz.f. 150 m) kijelölt mézgás éger és kocsányos tölgy monitoring területek mintavételeit 2018 februárjában végeztük el, melynek során Pressler növedékfűrő segítségével a 18 mintaterület mindegyikén 10, a területre és az (uralkodó) átmérő-osztályra reprezentatív, sorszámozott fából vettünk növedékcsapot, egyedenként 2-2 sugár

mentén. A mintaterületek hidrológiai viszonyait az időszakos vagy állandó vízhatás jellemzi, homokon képződött, mély termőrétegű típusos réti, illetve az időszakos vízhatás mellett megjelenő Ramann-féle barnaföld genetikai talajtípusok mellett. A mézgás éger állományok jellemzően elegendőnek, a kocsányos tölgyesekben esetenként 5–10% elegyarány mellett megjelenik a cser (*Quercus cerris*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*), illetve az alacsonyabb térszínek mellett jelentős égeres foltok találhatóak, mely azonban a mintavételi területeket nem érintette.

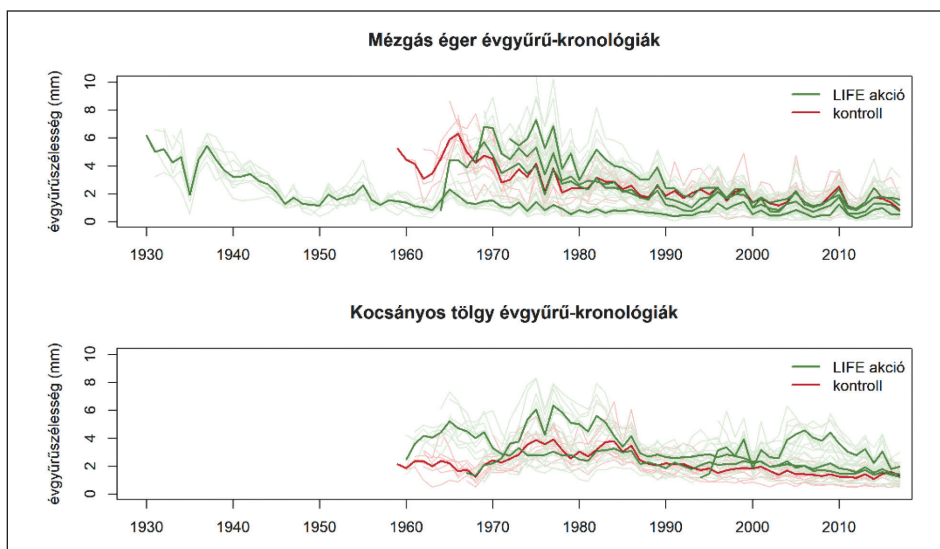
Jelen tanulmányban 5 éger és 4 tölgy parcella (fafajonként 1–1 kontrollal) adatai kerültek feldolgozásra, melyek kiválasztása az állományok kora, illetve a terepi felvételek és a termőhelyi háttérinformációk figyelembevételével történt. A kontroll állományok a KASZÓ-LIFE projektterületen kívül helyezkedtek el, míg a projektterületi állományok esetén a műszaki beavatkozások hatása már várhatóan az első években is érzékelhető volt (LIFE akció). A mintaelőkészítést, a növedékcsapok polírozását és nagyfelbontású (1800 dpi) szkennelését követően a mérések WinDENDRO szoftver (Regent Instruments, 2017) segítségével, az adatok feldolgozása, kiértékelése pedig az R statisztikai programcsomaggal (R Core Team, 2017) történtek.

A növekedési idősorok (múltbeli) klimatikus érzékenységét az egyedszintű növekedési válaszok vizsgálatán (Buras et al 2018) alapuló korreláció-analízissel vizsgáltuk az 1981–2010-es időszakra, a növekedési és az azt megelőző év hónapjaira külön-külön. Ehhez az évgyűrűszélességek polinomiális simítógörbével trendmentesített index adatsorát és a CARPATCLIM adatbázis (Szalai et al 2013) sűrű állomáshálózati mérések alapján interpolált, 2010-ig elérhető havi átlaghőmérséklet, csapadékösszeg és átlagos relatív páratartalom idősorait használtuk fel. Az egyedszintű vizsgálatoknak köszönhetően a korrelációs kapcsolat átlagos erősségén túl annak egyedek közti változékonyságáról is képet kaphattunk. Azokra a meteorológiai változókra, ahol a korrelációs kapcsolat szignifikánsnak bizonyult (együtthatók mediánja $p < 0,05$), egy, az átlagos növekedési indexre vonatkozó többváltozós lineáris modell került felállításra, melynek kiterjesztésével, a kapott együtthatókat figyelembe véve, becsültük a növekedést a projekt keretei között telepített automata meteorológiai állomás (Boreas Kft., 2014) végzett helyi mérések 2015–2017-es időszakára is.

Végezetül a teljes vizsgálati időtartamra rendelkezésre álló, nagytérű, interpolált éghajlati adatokból (E-OBS 0,25° hőmérséklet, GPCC monitoring 0,5° csapadék; Haylock et al 2008, Schneider et al 2015), a potenciális evapotranspiráció figyelembe vételével számolt 6 hónapos júliusi SPEI aszályindex (Vicente-Serrano et al 2010) negatív értékei által kijelölt, 2000 utáni legaszályosabb évek növekedési viszonyai kerültek összehasonlításra az égeres mintaterületek méréseire, illetve a klimatikus változókkal modellezett relatív növekedési értékekre. A SPEI index használatát az erdészeti irodalomban elterjedtebb indexek helyett az indokolta, hogy a bemenő adatok hosszabb időablaka részben magába foglalja a téli és kora tavaszi talajvíz-feltöltődési időszakot is, mindemellett mégis jelentős súlyt fektet a vegetációs időszak kezdeti, fő növekedési időszak meteorológiai viszonyokra.

EREDMÉNYEK

A mérések tanúsága szerint a vizsgált állományok átlagos kora 50–60 év között volt, a feldolgozott égerek közül egy idősebb (közel 90 éves), illetve a kocsányos tölgyesek közül egy fiatalabb (kb. 25 éves) állomány bővítette a vizsgált mintaterületek korbelt eloszlását (1. ábra). Az égerek, a tölgyekhez képest, az erőteljes korai vastagsági növekedés után az évgyűrűszélességek fokozatos csökkenését, míg a tölgyek kevésbé markáns és egyben időben kiegyenlítettebb növekedésmentet mutattak.



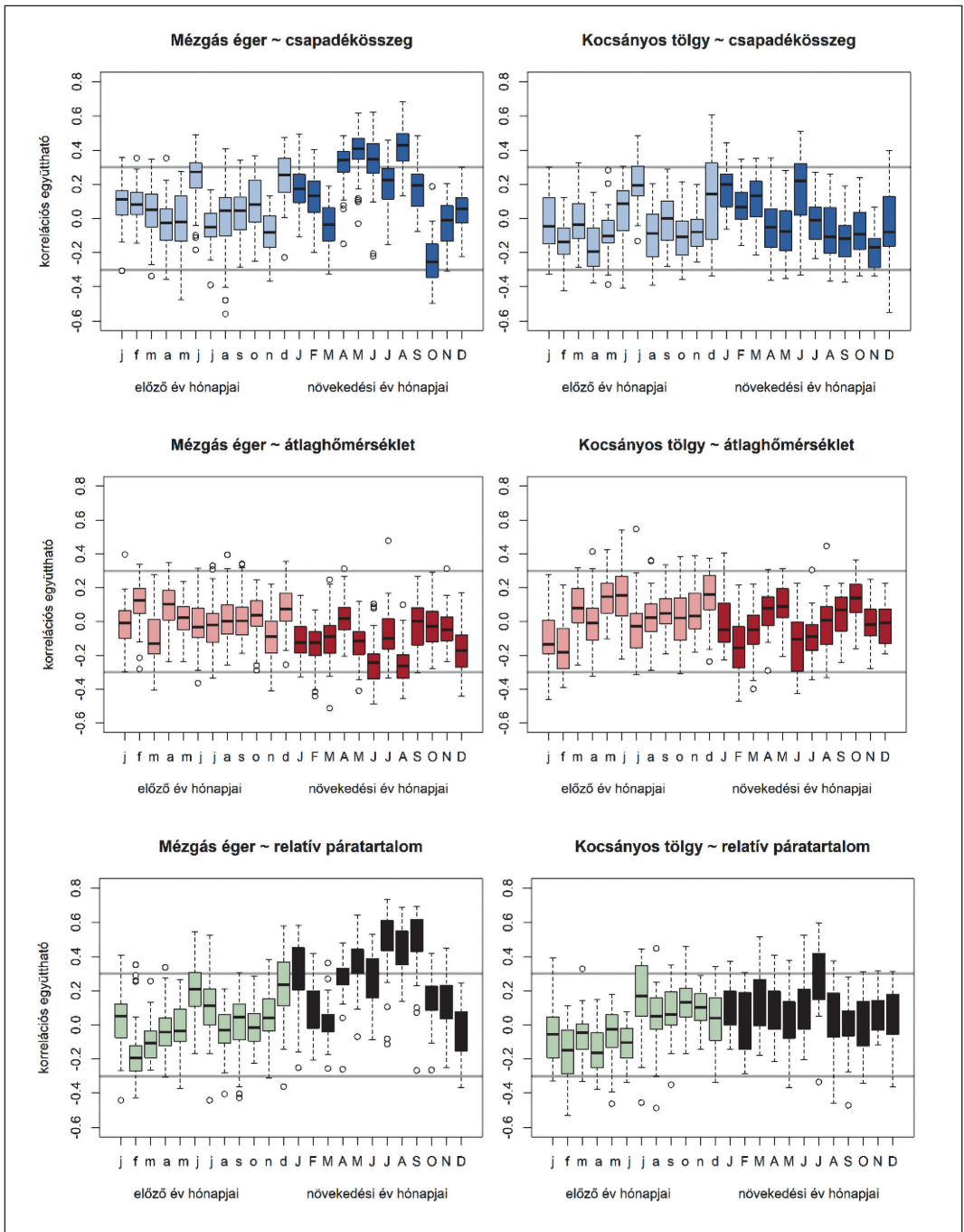
1. ábra: Az évgűrűszélesség mérések eredményei a két vizsgált fafajra, vastaggal a mintaterületi átlagok
 Figure 1: Ring-width chronologies of the selected five alder (*Alnus glutinosa*; top) and four oak (*Quercus robur*; bottom) monitoring plots with one control parcel for each species (in red); bold lines represent the site means

A trendmentesített egyedszintű évgűrű-kronológiák korrelációs kapcsolatát a három kiválasztott meteorológiai változóval box-diagramokon ábráztuk (2. ábra).

A diagramok tanúsága szerint az égerek növekedése jóval erősebb és egyértelműbb kapcsolatban állt az időjárás évenkénti alakulásával a mintaterületeken, mint a tölgyeké, mindenekelőtt a csapadék és páratartalom változókra. A legmagasabb korrelációs együtthatók mindkét faj esetében a júliusi átlagos relatív páratartalommal adódtak (tölgy medián: 0,36, éger medián: 0,54). A kocsányos tölgy esetében egyedül ez a változó mutatott szignifikáns összefüggést, míg az éger növedékadatokkal a januári és az áprilistől egészen szeptemberig tartó páratartalom értékek, valamint az áprilisi, májusi, júniusi és augusztusi csapadékösszegek is. A korrelációs eredményeket és a növekedés menet nagyobb évközi változékonyságát figyelembe véve a továbbiakban elsősorban az égerek növekedését vizsgáljuk. A fentebb felsorolt, szignifikáns kapcsolatot mutató klimatikus változókra épülő lineáris modell az égerek átlagos éves növekedési index idősorának varianciáját 85%-ban fedte le (3. ábra).

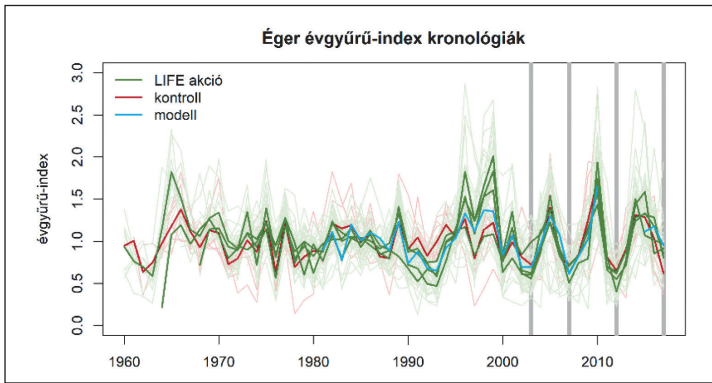
Az égerek növekedésének 2000-es évek utáni jelentős relatív ingadozásai egyben jó összefüggést mutatnak a SPEI aszályindex 6 hónapra számolt júliusi értékeivel, csakúgy mint a júliusi átlagos relatív páratartalommal (4. ábra), mely meteorológiai változóval egyben a korrelációs kapcsolat is a legerősebbnek bizonyult. Az éghajlati idősorok tanúsága szerint az utolsó két évtized legaszályosabb évei 2003., 2007., 2012. és 2017. voltak, melyek egyben az időszak négy legkisebb növekedésű évének felelnek meg (vö. 3. ábra). Az aszályérzékenység esetleges változásának kimutatására a felsorolt évek növekedési viszonyaira külön összehasonlítást végeztük.

A 2000 után kiválasztott négy kis növekedésű év során minden esetben a többletvízhatástól kevésbé érintett és így vélhetően mélyebb gyökérszónájú kontroll állomány átlagos évgűrűszélessége volt nagyobb a négy feldolgozott mintaterület átlagos évi növedékéhez képest, kivéve a 2015-2016. évi beavatkozásokat követő 2017. évi aszály idején (5. ábra, bal oldal). A kontroll parcella átlagos évgűrűszélessége 1,43 mm, míg a projektterületi 1,13 mm volt a 2000–2017-es időszakra. A változásokat még jobban mutatja az előző két évhez viszonyított relatív növedécsökkenés, ahol a közel azonos értékeket 2017-re szignifikáns eltérés váltotta fel a projektterületről vett minták javára (5. ábra, jobb oldal), noha azok is alulmaradtak az erre az évre, a helyi meteorológiai mérésekkel modellezett, várt relatív növekedéshez képest.



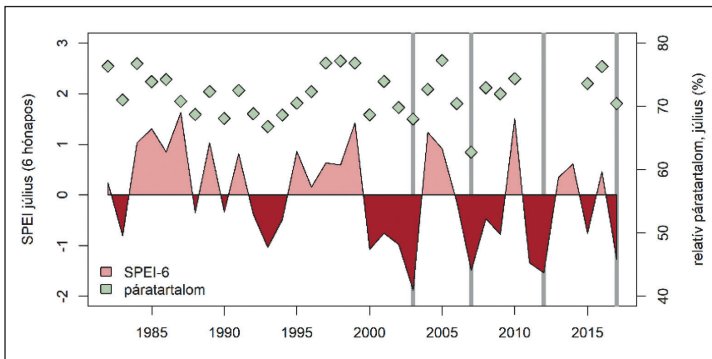
2. ábra: Havi meteorológiai változók és a trendmentesített évgűrű-kronológiák közötti korreláció-vizsgálat eredményei (minimum, maximum és az interkvartilis tartomány a mediánnal; szürke vonal alatt/felett: $p < 0,05$)

Figure 2: Results of the correlation analysis of detrended individual ring-width chronologies (alder: left; oak: right) with selected climatic variables (precipitation in blue, mean temperature in red and mean relative humidity in green) for the months of the previous and the growing year (minimum, maximum and interquartile range with median; above/below grey line: $p < 0,05$)



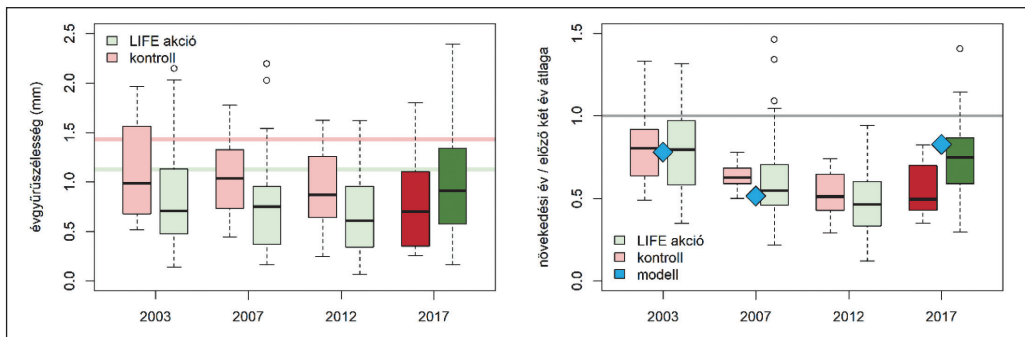
3. ábra: Trendmentesített (index) éger évyűrű kronológiák és az átlagra vonatkozó, szignifikáns kapcsolatot mutató meteorológiai változókra épülő többváltozós lineáris modell ($R^2=0.85$)

Figure 3: Detrended alder ring-width series and the modeled mean chronology (blue line) of multiple linear regression ($R^2=0.85$) based on climatic variables with significant relationship to annual growth



4. ábra: Az első félvévi, 6 hónapos SPEI aszályindex nagytérű rácsos adatokra (E-OBS/GPCC) és az átlagos júliusi páratartalom értékek (CARPATCLIM: 1982-2010, helyi meteorológiai mérések: 2015-2017)

Figure 4: July SPEI (6-month) based on regional gridded climate data (E-OBS/GPCC) and July mean relative humidity (CARPATCLIM: 1982-2010; local data: 2015-2017); 2003, 2007, 2012 and 2017 were identified as years of severe drought



5. ábra: Évyűrűszélességek, vízszintes vonallal a 2000-2017. időszaki átlag (bal oldal), és a vastagsági növekedés előző két évtől vett relatív csökkenése a modellezett értékekkel (jobb oldal) a kiválasztott négy aszályos évben. A 2017-es év a műszaki beavatkozásokat követő állapotot mutat

Figure 5: Alder ring-widths during the selected four drought years comparing the project area and the control site (in red), horizontal lines represent 2000-2017 mean (left side); and relative growth decline compared to the previous 2 years, showing modeled values where available (right side). 2017 already faced improved groundwater conditions by the LIFE actions

MEGVITATÁS

A vizsgált állománybeli fák jól követték az adott fajokra elvárt növekedésmenetet (Gencsi & Vancsura 1992, Claessens et al 2010). Az égerek évgyűrűszélessége jóval erősebb kapcsolatot mutatott a meteorológiai változókkal a mintaterületeken, mint a tölgyeké, annak ellenére, hogy az égeres állományok alacsonyabb térszíneken, vízfolyások partján és általában magasabb talajvízszint mellett találhatók. A tölgyek éves növekedése valószínűleg a talajvízszint ingadozásaival állhat szorosabb kapcsolatban, bár más termőhelyi viszonyok mellett folytatott vizsgálatok az időjárás közvetlen hatását is erősebbnek ítélték meg az általunk feltárt kapcsolatoknál, többletvízhatással különböző mértékben érintett, ártéri területek esetén is (Čater & Levanič 2015, Stojanović et al 2015, Árvai et al 2018).

A fajok növekedésének különböző fiziológiai sajátosságai, a gyökérszónájuk mélysége és ezzel összefüggésben a korrelációs vizsgálatok eredménye azt vetítették előre, hogy a vízgazdálkodási beavatkozások hatásai rövid távon elsősorban az éger állományok növekedésének tekintetében vizsgálhatók. Az égerek környezeti változásokra, különösen a talajvízszint süllyedésére való, kocsányos tölgyesekénél nagyobb érzékenységét, korábbi vizsgálatok is igazolták (Levanič 1993). Növekedésük a környezeti változókkal jól modellezhetőnek bizonyult (vö. Laganis et al 2008), a relatív páratartalom és csapadék idősorokon alapuló többváltozós regresszió igen nagy pontossággal ($R^2=0,85$) közelítette meg a mért relatív növekedésmenetet.

A környezeti változókra való nagyobb fokú érzékenység növekedésben való megjelenését az elmúlt két évtized legaszályosabb éveiben vizsgáltuk. A négy, meteorológiai és növekedési adatok alapján kiválasztott év esetében egyedül a 2015-2016. évi beavatkozásokat követő 2017. során haladta meg a projektterületi állományok átmérőnövedéke a kontroll állományét. A relatív növekedési adatokban bekövetkezett csökkenésben ez szignifikáns különbségnek bizonyult. A változás feltehetően a projekt keretében végrehajtott műszaki beavatkozások kedvező hatását mutatja az érintett állományok növekedésének aszályokkal szembeni stabilitását illetően. A pozitív eredményeket a projektterületi talajvíz-viszonyok kontrollmérésekhez képest megfigyelt javulása is alátámasztja (Eötvös & Horváth 2018).

Ugyanakkor, a 2017. évben mind az 5 parcella nagyobb visszaesést mutatott, mint az ez évi modellezett relatív növedék, ami a helyi meteorológiai mérések rácsponti adatokkal való inhomogenitásának lehetséges problémáján túl jelezheti a sorozatos aszályok és a kedvezőtlen éghajlati trendek hatását, még az ezeket mérséklő beavatkozások mellett is. Utóbbi tendenciát a háromévi talajvízmérések alapvetően süllyedő idősorában szintén fel lehet fedezni, noha a kontrollhoz képest a projektterületi adatok jóval kisebb csökkenést mutatnak. Mind az évgyűrű-, mind a talajvízmérések tehát egyelőre inkább a kedvezőtlen folyamatok mérséklését, lassítását, mintsem azok visszafordítását látszanak igazolni. Nem kizárt azonban, hogy a későbbiek folyamán, a további vízvisszatartás (pl. tározók vízszint-szabályozása, illetve a lefektetett mederbordák hordalékkal való feltöltődése) mellett a projekt kedvező hatásai a talajvízgazdálkodásra és ezáltal az élő- és termőhelyre tovább fokozhatók.

Vizsgálataink előzetes jellege, illetve a hidrológiai beavatkozások óta eltelt rövid idő miatt az erdészeti gyakorlat számára levonható következtetések köre igen korlátos. A termőhely hidrológiai viszonyainak jövője további talajvízmérésekkel lehet becsülhető. Az eredmények alátámasztják, hogy az égerek kedvező növekedésmenete a minél egyenletesebb talajvízellátottság mellett érhető el. A két fajjal változó környezet mellett hosszútávú versenyképessége, és a területre vonatkozó sikeres fajajmegválasztás kérdése további, különböző korosztályokra való vizsgálatok tárgyát képezheti.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük Dr. Szabados Ildikónak a projektfeladat tervét és alapgondolatát és a Kaszó Zrt. munkatársainak, Szalai Kittinek és Horváth Lászlónak a munkánk során nyújtott segítségét és a termőhelyi információk rendelkezésre bocsátását. A kutatás az „Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőrös (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) helyreállítása és megőrzése Kaszó területén” c. projekt (LIFE12 NAT/HU/000593) támogatásával valósul meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Árvai M., Morgós A. & Kern Z. 2018: Growth-climate relations and the enhancement of drought signals in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree-ring chronology in Eastern Hungary. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 11: 267-274. DOI: [10.3832/ifer2348-011](https://doi.org/10.3832/ifer2348-011)
- Buras A., Schunk C., Zeiträg C., Herrmann C., Kaiser L., Lemme H., Straub C., Taeger S., Gößwein S., Klemmt H-J. & Menzel A. 2018: Are Scots pine forest edges particularly prone to drought-induced mortality? *Environmental Research Letters* 13: 025001. DOI: [10.1088/1748-9326/aaa0b4](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa0b4)
- Čater M. & Levanič T. 2015: Physiological and growth response of *Quercus robur* in Slovenia. *Dendrobiology* 74: 3-12. DOI: [10.12657/denbio.074.001](https://doi.org/10.12657/denbio.074.001)
- Claessens H., Oosterbaan A., Savill P. & Rondeux J. 2010: A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry* 83: 163-175. DOI: [10.1093/forestry/cpp038](https://doi.org/10.1093/forestry/cpp038)
- DDKÖVÍZIG. Dél-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság. 2011: A vízvisszatartás lehetőségeinek vizsgálata a Kaszói Erdőgazdaságban. Műszaki tanulmányterv. Pécs
- Eötvös Cs. B. & Horváth L. 2018: A Szentai-erdő talajvízszint változásai a KASZÓ-LIFE projekt hatására. (poszter). *Water in Forests. International Conference of KASZÓ-LIFE project*, Kaszó, 2018. május 29–30.
- Garamhegyi T., Kovács J., Pongrácz R., Tanos P. & Hatvani I. G. 2018: Investigation of the climate-driven periodicity of shallow groundwater level fluctuations in a Central-Eastern European agricultural region. *Hydrogeology Journal* 26: 677-688. DOI: [10.1007/s10040-017-1665-2](https://doi.org/10.1007/s10040-017-1665-2)
- Gencsi L. & Vancsura R. 1992: *Dendrológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Haylock M. R., Hofstra N., Klein Tank A. M. G., Klok E. J., Jones P. D. & New M. 2008: A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113(D20). DOI: [10.1029/2008jd010201](https://doi.org/10.1029/2008jd010201)
- Laganis J., Pečkov A. & Debeljak M. 2008: Modeling radial growth increment of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) tree. *Ecological Modelling* 215: 180-189. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2008.02.018](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.018)
- Levanič T. 1993: Effects of hydromelioration on diameter growth and increment of black alder, ash and oak in Slovene Prekmurje. *Zbornik gozdarstva in lesarstva* 42: 7-65.
- Schneider U., Becker A., Finger P., Meyer-Christoffer A. & Ziese M. 2015: GPCP Monitoring Product: Near Real-Time Monthly Land-Surface Precipitation from Rain-Gauges based on SYNOP and CLIMAT data. DOI: [10.5676/DWD_GPCP/MP_M_V5_100](https://doi.org/10.5676/DWD_GPCP/MP_M_V5_100)
- Stojanović D. B., Levanič T., Matović B. & Orlović S. 2015: Growth decrease and mortality of oak floodplain forests as a response to change of water regime and climate. *European Journal of Forest Research* 134: 555-567. DOI: [10.1007/s10342-015-0871-5](https://doi.org/10.1007/s10342-015-0871-5)
- Szalai S., Auer I., Hiebl J., Milkovich J., Radim T., Stepanek P., Zahradnicek P., Bihari Z., Lakatos M., Szentimrey T., Limanowka D., Kilar P., Cheval S., Deak Gy., Mihic D., Antolovic I., Mihajlovic V., Nejedlik P., Stastny P., Mikulova K., Nabyvanets I., Skyrak O., Krakovskaya S., Vogt J., Antofie T. & Spinoni J. 2013: *Climate of the Greater Carpathian Region. Final Technical Report*. www.carpatclim-eu.org
- Vicente-Serrano S. M., Beguería S. & López-Moreno J. I. 2010: A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of climate* 23: 1696-1718. DOI: [10.1175/2009jcli2909.1](https://doi.org/10.1175/2009jcli2909.1)

Érkezett: 2018. június 27.

Közlésre elfogadva: 2018. augusztus 10.

A SZENTAI-ERDŐ TALAJVÍZSZINT VÁLTOZÁSAI A KASZÓ-LIFE PROJEKT HATÁSÁRA

Eötvös Csaba Béla¹ és Horváth László²

¹NAIK ERTI Erdővédelmi Osztály, Mátrafüred

²KASZÓ Zrt., Kaszó

Kivonat

A talajvíz kutak monitorozása alkalmas módszert ad a talajvízszint-változások hosszú távú elemzéséhez. Segítségével nyomon követhetőek a különböző beavatkozások talajvízháztartásra gyakorolt hatásai. Kutatásaink során a Szentai-erdőben kialakított 18 mintaterületen vizsgáltuk a talajvízszint alakulását. A területet az elmúlt évtizedekben az emberi beavatkozások (vízrendezések, lecsapolások) és az egyenetlen csapadékeloszlás hatására bekövetkező talajvízszint csökkenés jellemezte. A talajvízszint emelését a területet behálózó időszakos vízfolyások medrében a folyásirányra merőlegesen elhelyezett mederbordákkal, illetve a már meglévő völgyzárógátas tavak töltéseinek (műtárgyak küszöbszintjeinek) emelésével, továbbá új tavak kialakításával kívántuk elérni. Eredményeink alapján a KASZÓ-LIFE projekt keretében kialakított vízviszatarató műtárgyak a talajvízszint csökkenésének sebességét mintegy felére lassították, azonban a lehulló csapadék mennyisége nem elegendő ahhoz, hogy a talajvízszint csökkenését meg tudjuk állítani.

Kulcsszavak: KASZÓ-LIFE, talajvíz, vízviszatarítás, klímaváltozás

CHANGES OF GROUNDWATER LEVELS IN SZENTA-FOREST AS RESULT OF KASZÓ-LIFE PROJECT

Abstract

Monitoring of groundwater wells can give us a reliable method to the long-term analysis of the groundwater levels. With this method we have been able to follow the effects of different interventions to the groundwater recharge. During our experiments the groundwater level changes at 18 sample sites was investigated. The area was characterized by decrease of the groundwater level in the last decades caused by anthropogenic influences such as water management or drainage and by uneven precipitation distribution. We intended to increase the groundwater level by water wales disposed perpendicular to the direction of the flow of the periodic watercourses that encircle the area and by heightening the dams of reservoirs, furthermore by building new reservoirs. In the frame of KASZÓ-LIFE project, according to our results the implemented water retention works did slow down the speed by half of the decrease of the groundwater levels; meanwhile the precipitation have been still not enough to stop the decreasing tendency of groundwater levels.

Keywords: KASZÓ-LIFE, groundwater, water retention, climate change



BEVEZETÉS

Az elkövetkező ötven évben Magyarország klímájára a szárazodás és a melegedés lesz jellemző (Bartholy 2006, Láng et al 2007, Bartholy et al 2010). Ez a hatás az erdei vizes élőhelyeinken erősen érezteti hatását. A változások hosszú távú fennmaradása esetén ezen erdők fafajösszetétele megváltozik (Führer et al 2011), így a teljes ökológiai működésre hatással van. Ezt idejekorán felismerve, már az ezredforduló előtt elkezdődött pl. a Körös-völgy ökológia vízpótlása, az ottani mentett oldalra került tölgy-köris-szil ligeterdők megóvására. (Puskás 1999). Hasonló munkák folytak 2005–2008 között a Közép-Beregi sík erdős-legelő mozaikos terület lápos élőhelyeinek megóvására (Olajos et al 2009).

Mindemellett az elmúlt több mint száz év vízügyi gyakorlata, mely a folyóink, vízfolyásaink kordában tartását, az árvizek minél gyorsabb lehaladását és a belvizes területek visszaszorítását célozták jelentős mértékben súlyosbítja a kialakult helyzetet.

A víz visszavezetés közvetlen hatásai a mikroklíma változása és a talajvízszint emelkedése, a környezetéhez képest. Jelen munka alapján kijelenthetjük, hogy ez utóbbi hatás még akkor is kimutatható, ha a talajvízszint évről évre csökken a területen.

ANYAG ÉS MÓDSZER

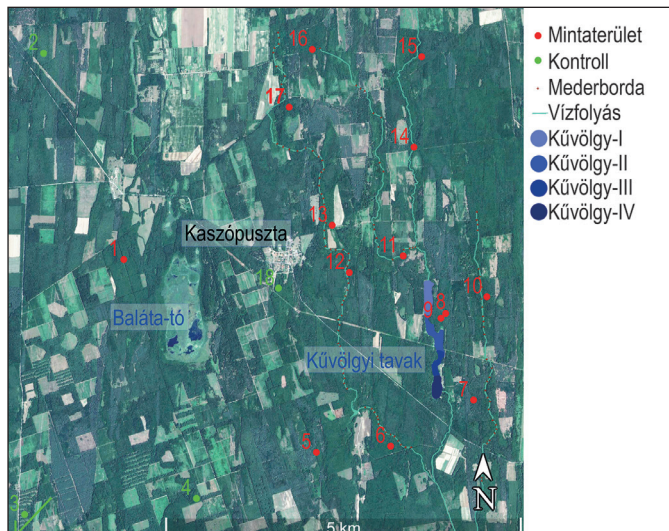
Vizsgálatainkat a Dél-Dunántúlon, a Szentai-erdőben végeztük Kaszó környékén (46° 19' 5.0527" É; 17° 11' 4.0315" K; 1. ábra). A projek-terület a Nyugat-Belső-Somogy kistájban helyezkedik el, mely tágas lapos mélyedésekkel és É-D-i irányú homokbuckasorokkal tagolt, átlagosan 140-170 méter tengerszint feletti magasságú hordalékkúpsíkság. A kistáj teljes egészében feltöltött süllyedék, mely dombsorait savas kémhatású pleisztocén homok és a völgyekben pannon agyag alkot. A terület éghajlata mérsékelt meleg-mérsékelt nedves, évi középhőmérséklet 10,2 °C, vegetációs időszaké 17,0 °C, évi csapadékösszeg 750 mm, vegetációs időszakban 450 mm. A terület északi része a Balaton vízgyűjtőjéhez, déli a Drávához tartozik, melyekbe a Zala-Somogyi határárok és a Taranyi-Rinya szállítja a vizet. A talajvízszint átlagosan 2-4 méteren található. A talajok jellemzően savanyú kémhatású homokon kialakult barna erdőtalajok (rozsdabarna, kovárványos), homokos váztalajok illetve réti talajok (Becse et al 2010). Elsődleges célunk az enyves éger (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner) és a magas kőrís (*Fraxinus excelsior* L.) alkotta ligeterdők helyreállítása és megőrzése.

A közel 2100 hektáros kaszói projekt-területen 2015 júliusától a KASZÓ-LIFE projekt keretein belül a víz megtartását segítő víztározókat és mederbordákat építettünk ki, melyek a korábbi medermélyítések, kanyarulat levágások és egyéb káros tevékenységek hatásainak visszafordítását szolgálják. A műtárgyak a Kűvölgyi 4. tó kivételével 2016-tól üzemelnek, míg a fent említett tó 2017 februárjában lett feltöltve.

Összesen 123 db mederborda lett telepítve 3 időszakos vízfolyás medrében 15 km hosszan. A mederbordák nagyobb esők után és a hóolvadás időszakában 30 cm-rel emelik meg maguk mögött a vízfolyások vízszintjét. A már meglévő tavak felújításával és az újak kialakításával a vízfelületet 7,13 ha-ról 16,57 ha-ra növeltük, a víztározó kapacitásuk összesen 136 900 m³-re nőtt 68 700 m³-ről. A régi tavaknál a műtárgyak felújításával az üzemvízszint 30 cm-rel, az új tavaknál a barátságos és árapasztók beépítésével a vízszintek 110 cm-rel (Bükki-tó), 200 cm-rel (Kűvölgyi 3. tó) és 210 cm-rel (Kűvölgyi 4. tó) emelkedtek.

A talajvízszint monitorozása lehetővé teszi, hogy a visszataratás indirekt, a növény és állatvilágra gyakorolt hatásai mellett a direkt hatásokat is figyelemmel tudjuk kísérni. A talajvízszint monitorozására 2014 májusában figyelő kutakat létesítettünk 14 mintaterületen és 4 kontrollterületen (1. táblázat és 1. ábra). A kontroll területek vízgyűjtő rendszere elkülönül a vizsgálati területekétől. A kutak gépi fúrással létesültek, 5 méter mélységig alkalmasak a talajvízszint figyelésére. Anyaguk 63 mm átmérőjű, az alsó 2 méteren résejt és 125-130 g/m² geotextíliával burkolt, tokos PVC-cső. Felszíni foglalatot és az esetleges talajfelszín fölötti vízállások

regisztrálására is alkalmas skálát nem kaptak. A kutak a talaj felszíne fölé érnek, a mérések mindig a kútperemtől történtek, a terep fölötti peremmagasságuk a mért értékből levonásra került, így a terepfelszíntől számított talajvízmélységet kaptuk. A mérések heti gyakoriságúak voltak, melyet az illetékes kerületvezető erdészek végeztek (2. ábra). A hiányzó adatokat átlagolással pótoltuk. A heti csapadékadatokat a 2014 októberében telepített kaszói meteorológiai mérőállomás szolgáltatta.



1. ábra: A vizsgálati terület térképe. (A talajvízkutak sorszámozása az 1. táblázat alapján történt.)
Figure 1: The map of the study area. (For the explanation of the ground-water well's numbering see Table 1.)

1. táblázat: A mintaterületek alapadatai
Table 1: The core data of the sample sites

Erdőrészlet	Terület típusa	Uralkodó fajaj	Kor (év)	Sorszám
Szenta 46 B	Kontroll	Kocsányos tölgy	39	3.
Kaszó 1 S	Kontroll	Kocsányos tölgy	63	2.
Szenta 36 C	Kontroll	Mézgás éger	40	4.
Kaszó 38 J	Kontroll	Mézgás éger	53	18.
Kaszó 27 C	Vizsgálati terület	Kocsányos tölgy	30	12.
Somogyaszob 30 B	Vizsgálati terület	Kocsányos tölgy	50	8.
Kaszó 12 D	Vizsgálati terület	Kocsányos tölgy	53	15.
Somogyaszob 32 C	Vizsgálati terület	Kocsányos tölgy	71	7.
Somogyaszob 25 E	Vizsgálati terület	Mézgás éger	19	11.
Somogyaszob 31 A	Vizsgálati terület	Mézgás éger	21	10.
Kaszó 39 C	Vizsgálati terület	Mézgás éger	27	6.
Kaszó 9 I	Vizsgálati terület	Mézgás éger	43	16.
Kaszó 16 C	Vizsgálati terület	Mézgás éger	47	14.
Kaszó 39 L	Vizsgálati terület	Mézgás éger	49	5.
Szenta 2 K	Vizsgálati terület	Mézgás éger	49	1.
Kaszó 20 F	Vizsgálati terület	Mézgás éger	50	13.
Somogyaszob 30 J	Vizsgálati terület	Mézgás éger	50	9.
Kaszó 18 C	Vizsgálati terület	Mézgás éger	55	17.

A heti csapadékösszegek, a talajvízszintek és a kontroll és vizsgálati területek közti talajvízszint-különbségek évenkénti összehasonlítására ANOVA-t használtunk Tukey post hoc teszttel. A számításainkat az R 3.4.4 (R Core Team, 2018) programmal végeztük. A szignifikancia szintet minden esetben $p < 0,001$ értéknél határoztuk meg.



2. ábra: A talajvízszint mérése
Figure 2: Measuring the groundwater level

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

2. táblázat: Évenkénti átlagos talajvízszintek (cm) a kontroll- és a vizsgálati területeken, illetve a két területtípus talajvízszint különbségei (cm)

Table 2: Mean groundwater levels (cm) at the control and sample sites, and the difference in the groundwater levels between the control and sample sites (cm)

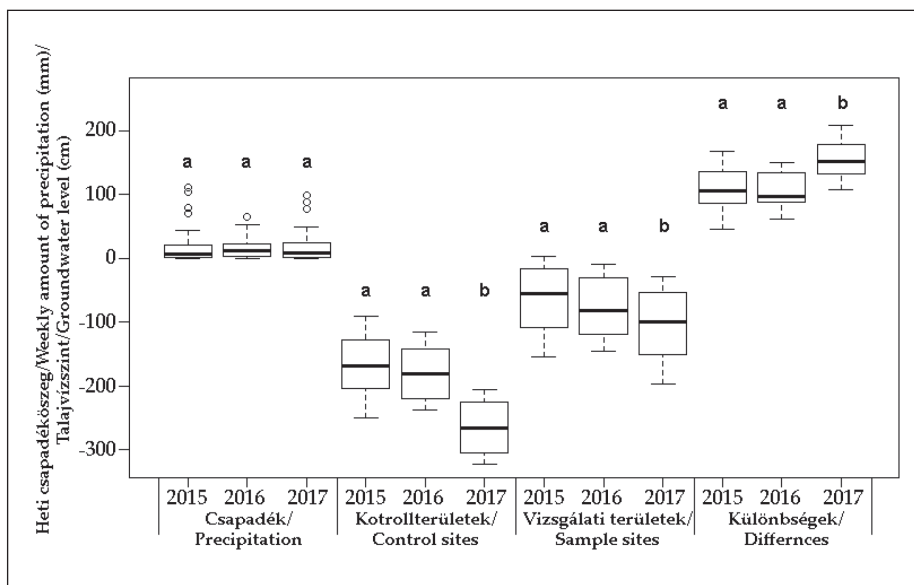
Kontroll terület			Vizsgálati terület			Különbségek		
2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
-170,19	-180,58	-263,51	-63,26	-75,22	-107,81	106,93	105,37	155,70

2015–2017. között nem tapasztaltunk különbséget a lehullt csapadékmennyiségek között ($p=0,961$) (3. ábra). Az átlagos talajvízszintek a vizsgált időszakban folyamatosan csökkentek a kontroll- és a vizsgálati területeken is (kontroll terület: $p < 0,001$; vizsgálati terület: $p < 0,001$). A kontroll és a vizsgálati területek talajvízszintje közti különbség az évek során egyre növekszik ($p < 0,001$) (2. táblázat és 3–4. ábra). Szignifikáns különbséget 2017. és a korábbi két év talajvízszintjei között sikerült kimutatni (3. táblázat).

Tapasztalati értékek alapján a visszaduzzasztott víztestek legalább 300 méteres környezetben jelentős hatással bírnak a környezetük talajvízszintjére (Puskás 1999). A 2005-ben Beregi síkságon megkezdett vízrendezés, melynek célja a természetközeli állapot létrehozása volt, arról számol be, hogy a projekt keretében regionális szinten megemelkedett a talajvízszint (Olajos et al 2009). Ez összhangban van tapasztalatinkkal, miszerint a vizsgálati területeken lévő összes talajvízkút pozitív mérleget mutat a kontrollhoz viszonyítva, tehát a lokális kezelések a teljes vízgyűjtő területre kifejtették hatásait.

3. táblázat: Tukey post hoc teszt eredményei az ANOVA számítások alapján
 Table 3: The results of the Tukey post hoc test according to the ANOVA calculations

	Különbség	Konfidencia intervallum alsó határ	Konfidencia intervallum felső határ	p-érték
Heti csapadékmennyiség				
2015–2016	-0,85	-10,69	8,99	0,977
2015–2017	0,28	-9,56	10,12	0,998
2016–2017	1,13	-8,75	11,01	0,960
Kontrollterületek talajvízszintje				
2015–2016	-10,39	-29,53	8,74	0,406
2015–2017	-93,33	-112,46	-74,19	<0,001
2016–2017	-82,93	-102,16	-63,71	<0,001
Vizsgálati területek talajvízszintje				
2015–2016	-11,95	-34,77	10,86	0,431
2015–2017	-44,55	-67,36	-21,74	<0,001
2016–2017	-32,59	-55,51	-9,68	0,003
Talajvízszint különbségek a kontroll- és a vizsgálati területek között				
2015–2016	-1,56	-14,91	11,78	0,959
2015–2017	48,78	35,43	62,12	<0,001
2016–2017	50,34	36,93	63,75	<0,001



3. ábra: Évenkénti átlagos csapadékmennyiség és talajvízszintek, illetve a kontroll- és vizsgálati területek különbségei
 A különböző betűk szignifikáns különbséget jelölnek

Figure 3: Box plots of precipitation and groundwater levels by year and of the difference of the control and sample sites
 The different letters mean significant differences



4. ábra: Heti csapadékmennyiségek és átlagos talajvízszintek a kontroll- és a vizsgálati területeken
 Figure 4: Precipitation and mean groundwater levels by week at the control and sample sites

ÖSSZEFOGLALÁS

A Szentai-erdőben tapasztalt talajvízcsökkenés azt mutatja, hogy az elmúlt években nem hullott elegendő csapadék a talajvízszint szinten tartásához. A sokéves átlagnál ugyan több csapadék hullott (átlagos különbség=89,2 mm; n=3), azonban a vegetációs időszakban a csapadék mennyisége elmarad a várt étéktől (átlagos különbség=-9,4 mm; n=3). A csapadékeloszlás változásának következtében, a vegetációs időszakban nem a frissen hullott csapadékból, hanem a raktározódott talajvízkészletből táplálkozik az erdő, így csökkentve a talajvízszintet. A kontroll-területeken 93,32 centiméterrel csökkent a talajvízszint, míg a mintaterületeken csupán 44,55 centiméterrel. Ez a szignifikáns különbség bizonyítja, hogy az általunk létesített víztározók és mederbordák pozitív hatással vannak a talajvízszint alakulására, ezáltal elősegítik az élőhelyek megőrzését. Ezáltal javasoljuk a vizes élőhelyek megőrzésére a jövőben hasonló eszközök használatát.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Kutatásainkat az „Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) helyreállítása és megőrzése Kaszói területén” című, LIFE12 NAT/HU/000593 azonosítószámú projektje támogatta az Európai Unió LIFE+ programja keretében

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bartholy J. 2006: A globális éghajlatváltozás valószínűsíthető klimatikus következményei Magyarországon. *Agro-21* füzetek 48: 12–18.
- Bartholy J., Pongrácz R. & Torma C. 2010: A Kárpát-medencében 2021–2050-re várható regionális éghajlatváltozás RegCM-szimulációk alapján. *Klíma-21* füzetek 60: 3–12.
- Becse A., Mezősi G., Ádám L., et al. 2010: In: Dövényi Z. (ed): Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott kiadás. Budapest, HU: MTA Földrajtudományi Kutatóintézet, 479–483.
- Führer E., Marosi Gy. & Jagodics A. 2011: A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. *Erdészettudományi Közlemények* 1(1): 17–28.
- Láng I., Csete L. & Jolánkai M. (eds) 2007: A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. A VAHAVA jelentés. Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Olajos P. et al. 2009: A Közép-Beregi sík komplex élőhely-rehabilitációja. LIFE program eredményei (2005–2008). In: Körmöczi L. (ed): 8. Magyar Ökológus Konferencia. Szeged, HU, 167.
- Puskás L. 1999: Ökológiai vízpótlás a Körös-völgy erdeiben. In: Gácsi Z. (ed): ERDŐ-VÍZ - Szemelvények az erdészeti és gyakorlati munkákból. Kecskemét, HU: Magyar Hivatalos Közlönykiadó Lajosmizsei Nyomdája, 50–63.

On-line forrás

R Core Team 2018: R: A Language & Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.

Érkezett: 2018. augusztus 2.

Közlésre elfogadva: 2018. szeptember 21.



Élőhelyfejlesztési beavatkozások a Peszéri-erdőben

A homoki kocsányos tölgyeseket, illetve azok jellegzetes növény- és állatfajainak védelmét, összességében a meszes homoki erdőössztyepp ökoszisztéma szolgáltatásait igyekeznek visszaállítani a Peszéri-erdőben a 2017-ben indult Európai Unió LIFE pályázat nyertese, az OAKEYLIFE projekt (LIFE16NAT/HU/000599). A projekt egyik élőhelyfejlesztési akciója a terület speciális szegély-élőhelyeire, a tisztásokra koncentrál, amelyek a biológiai sokféleség fenntartásában kitüntetett szereppel bírnak. A meglévő és a mára részben beerdősült tisztások erőgéppel történő kialakításával, valamint strukturált ökológia folyosókkal való összekötésével, a konzorciumi partnerek (KEFAG Zrt., KNPI, MME) a gyenge diszperziós képességű fajok, elsősorban a díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758)) izolált populációit meta-populációkká kívánják összekapcsolni, így módon a kihalás valószínűségét csökkenteni. A projekt során készülő „jó gyakorlat” tanulmányokkal a hasonló problémákkal küzdő erdőgazdálkodók munkáját kívánják segíteni, valamint egy regionális léptékű élőhely rehabilitáció alapjait lefektetni.

Képek és szöveg: Bárány Gábor (KEFAG Zrt.)

AZ ANTIOXIDÁNS RENDSZER, MINT A BÜKK (*FAGUS SYLVATICA* L.) KLIMATIKUS ALKALMAZKODÓKÉPESSÉGÉNEK LEHETSÉGES INDIKÁTORA

Visiné Rajczi Eszter, Hofmann Tamás, Albert Levente és Mátyás Csaba

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Különböző származású bükk (*Fagus sylvatica* L.) populációkon tanulmányoztuk a szimulált klímaváltozás hatásait. A klimatikus alkalmazkodást kémiai paraméterekkel jellemeztük, összehasonlítva a bucsutai származási kísérlet területén növekvő hat kiválasztott bükk származás (Farchau, Pidkamin, Torup, Grästen, Bánokszentgyörgy, Magyarereggy) enzimés és nem-enzimes antioxidáns rendszereit. A kiválasztott egyedek leveleiben mértük az összfehérje-tartalmat, a peroxidáz (POD) és polifenol-oxidáz (PPO) enzim aktivitását, az ABTS (2,2'-azino-di-(3-etilbenzotiazolin)-6-szulfonsav) antioxidáns kapacitást, és meghatároztuk a polifenolok minőségi és mennyiségi spektrumait. A különböző bükk származások enzimés és nem-enzimes antioxidáns rendszereinek összehasonlító vizsgálata során megállapítottuk, hogy az áttelepítéssel szimulált klimatikus stresszre adott válaszok a genetikai alkalmazkodottságtól (az eredeti származási helytől) függően különböznek és a különbségek kémiai mérésekkel kimutathatók. A POD enzim aktivitás, az összfehérje-tartalom és egyes polifenolok az adaptáció kémiai indikátorai lehetnek, és hasznosíthatók a klímaváltozás jövőbeli hatásainak előrejelzésében, és a bükk szaporítóanyag jövőbeli kiválasztásánál.

Kulcsszavak: levél antioxidáns rendszer, oxido-reduktáz enzimek, polifenol, Ellenberg-index, klímaváltozás, bükk származási kísérlet

ANTIOXIDANT SYSTEM AS A POTENTIAL INDICATOR OF THE CLIMATIC ADAPTATION OF BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.)

Abstract

The effect of simulated climate change was studied on populations of different beech (*Fagus sylvatica* L.) provenances. The climatic adaptation of six selected beech provenances (Farchau, Pidkamin, Torup, Grästen, Bánokszentgyörgy, Magyarereggy), growing at the site of the beech provenance test of Bucsuta (H) were compared by the assessment of their enzymatic and non-enzymatic antioxidant system. The total protein content, peroxidase (POD) and polyphenol oxidase (PPO) enzyme activities as well as ABTS (2,2'-azino-bis-(3-ethylbenzothiazoline)-6-sulfonic acid) antioxidant capacity were measured from the leaves of selected trees. The identification and quantitative determination of major leaf polyphenols was also determined from the same samples. By the comparative analysis of the enzymatic and non-enzymatic antioxidant systems



of the provenances it was concluded that the selected chemical variables were suitable for the assessment of the climatic stress, simulated by the translocation of the investigated provenances. POD enzyme activity as well as total protein content and the concentrations of certain polyphenols could be potential chemical indicators of the adaptation process and could be used in the forecasting of the future effects of climate change and in the selection of propagation material in the future.

Keywords: leaf antioxidant system, oxidoreductase enzymes, polyphenols, Ellenberg index, climate change, beech provenance trials

BEVEZETÉS

A stressz a növényekben jelátviteli és génexpressziós változásokat vált ki, melyek nyomán módosul a fotoszintézis, a növekedés, a légzés, az anabolizmus, a katabolizmus stb. Válaszként a növények aktiválják a lokális és szisztemikus védelmi rendszerüket, melyekben elsősorban a gének, géncsoportok játszanak szerepet, de az eredményes válaszreakciók a növények környezet által befolyásolt fiziológiai állapotától is függenek.

A stresszfaktorok túlnyomó többsége oxidatív stresszt vált ki, amely nem más, mint a prooxidánsok és az antioxidánsok közt fellépő, a prooxidánsok javára történő egyensúly eltolódás (Sies 1991). Jelentős szerepet játszanak benne az élő szervezetek általános folyamataiban keletkező reaktív oxigénformák, melyek koncentrációja stresszhatásra megemelkedik. Főbb képviselőik a szuperoxid gyök ($O_2^{\cdot-}$), a szinglet oxigén (1O_2), a hidrogén-peroxid (H_2O_2), valamint a hidroxil gyök ($HO\cdot$) (Del Río 2015). A reaktív oxigénformák reakcióba léphetnek az élő anyag legtöbb komponensével, a folyamatok gyakran irreverzibilisek és láncreakció-szerűen tovább terjednek. Válaszként a növény aktiválja a reaktív oxigénformákat elimináló enzimes és nem-enzimes antioxidáns rendszereit. A glutation rendszer (Tausz et al 2004) és más specifikus stressz fehérjék, az oxidáz enzimek, illetve izoenzimjeik, és egyes polifenolok minőségi és mennyiségi spektrumaik változásain keresztül közvetve jellemzik a növényi stresszt, élettani markernek (biomarker) tekinthetők.

Kutatásaink az előrevetített klímaváltozással hazánkban erősen érintett bükk (*Fagus sylvatica* L.) alkalmazkodóképességének felderítésére irányultak. Célunk volt az áttelepítéssel szimulált klímaváltozással összefüggő stressztűrő képesség (akklimáció, alkalmazkodás) jellemzése, és az alkalmazkodási teljesítmény minősítése. A bucsutai származási kísérlet területéről választott kísérleti alanyainkat egyszerre több stresszhatás is érheti, melyek befolyásolhatják a sejt és az egész szervezet működését a génektől a növényi metabolitokig. Az ilyen körülményekhez való alkalmazkodás az általános védekezési rendszer állapotának meghatározásával jellemezhető, követésére az oxidatív stressz kutatása nyújt lehetőséget.

2015 és 2017 között vizsgáltuk a bucsutai származási kísérletben kiválasztott hat bükk származás (Farchau, Pidkamin, Torup, Gråsten, Bánokszentgyörgy, Magyaregregy) (1. ábra) antioxidáns rendszerének általános állapotát és annak enzimes komponenseit. A kiválasztott egyedek leveleit felhasználva összehasonlítottuk az összfehérje-tartalmakat, valamint a peroxidáz (POD) és polifenol-oxidáz (PPO) enzimek aktivitását. A POD és PPO antioxidáns enzimek bizonyítottan részt vesznek a növények stressz folyamatokkal szembeni védekezési mechanizmusában (Albert et al 2002), így bükk esetében is indikátorai lehetnek a klímához való alkalmazkodásnak (Puccinelli et al 1998, Zolfaghari et al 2010).

Az enzimes antioxidáns rendszerek vizsgálata során nyert korábbi mérési eredményeinket – a teljes antioxidáns rendszer működésének megismerése érdekében – összehasonlítottuk a nem-enzimes antioxidáns rendszerek vizsgálata során előzetesen nyert eredményeinkkel. A nem-enzimes antioxidáns rendszer tekintetében vizsgálatainkat a polifenol-típusú vegyületekre végeztük el. Mindkét mérési sorozatnál azonos egyedekről vettük a levél mintákat. A nem-enzimes antioxidáns rendszer vizsgálatánál elsősorban a polifenol alapú adaptációs válaszokat kutattuk, mivel a polifenolok jelentős szerepe a stressz elleni védekezésben bizonyított (Dübeler et al 1997). Mértük a kísérleti alanyok ABTS (2,2'-azino-di-(3-etilbenzotiazolin)-6-szulfonsav) antioxidáns kapacitását is, mely átfogó képet ad az oxidatív stresszről (Hassan et al 2017). A vizsgált bükk levelekből

44 polifenolt azonosítottunk (38-at név szerint) és kiválasztottuk közülük a leghatékonyabb polifenolos antioxidánsokat, melyek szignifikánsan járulhatnak hozzá a bükk antioxidáns tulajdonságaihoz, és ezen keresztül jelentős szerepet játszhatnak a védekezési és adaptációs folyamatokban (Hofmann et al 2017).

Mind az enzimes, mind a nem-enzimes antioxidáns rendszerek vizsgálata során nyert mérési eredményeket korreláltattuk az állományok klimatikus paramétereivel (Ellenberg-index – EQ; ökológiai távolság – ΔEQ), és az állományok „teljesítményével” (átlagos mellmagassági törzsátmérő a mintavétel idején). Az ökológiai távolság (ecodistance, Mátyás 1994) a kísérleti helyszín és a származási helyek Ellenberg-indexének különbsége (ΔEQ) (1. táblázat), az áttelepítéssel szimulált klímaváltozás jellemzője. Az index használhatóságát a bükk adaptációjának kutatásában korábbi munkák is alátámasztják (Fang & Lechowicz 2006, Czúcz et al 2013).

Kutatásainkkal bizonyítani kívántuk, hogy a különböző bükk származások stresszválaszai metabolitjaik kémiai vizsgálatával jellemezhetők és a metabolitok között létezhetnek sztrepsz-indikátorok, melyek molekuláris szinten karakterizálják az akklimációt, ill. adaptációt. A kutatás egy, eddig nemzetközi szinten sem tanulmányozott kérdés feltáró vizsgálata volt, általános trendek, összefüggések azonosítása céljából. Ennek megfelelően a kiválasztott populációk száma és összetétele, a mintázás mennyisége, az évenkénti ismétlések száma korlátozott volt.



1. ábra: A Bucsuta-i kísérlet populációi és a kiválasztott származási helyek 21: Gråsten (DK), 23: Torup (S), 52: Magyaregregy (H), H1: Bánokszentgyörgy (H), 59: Pidkamin (UA), 26: Farchau (D)

Figure 1: The beech provenance test in Bucsuta and the investigated populations: 21: Gråsten (DK), 23: Torup (S), 52: Magyaregregy (H), H1: Bánokszentgyörgy (H), 59: Pidkamin (UA), 26: Farchau (D)

A Zalaerdő Zrt. Bánokszentgyörgyi Erdészete területén 1998-ban a Bucsuta 10/b erdőrészletbe 15 országból 36 bükk származást (1. ábra) telepítettek 3 ismétlésben (Horváth & Mátyás 2014, 2016). Az eltérő klímákat képviselő hat származás levél mintái erről a kísérleti területről származtak. A származások kiválasztásának szempontja az volt, hogy eltérő klímából származó populációkat hasonlítsunk össze, melyek közül egyesek inkább mérsékelt kontinentális (magyarországi származások), egyesek szélsőséges kontinentális (Pidkamin), míg mások atlanti klíma hatása alatt álltak.



1. táblázat: A Bucsután szereplő származások földrajzi adatai, és múltbeli (1950–2000) éves csapadék és júliusi középhőmérséklet átlagaik, valamint az Ellenberg- index-szel kifejezett ökológiai távolságuk (ΔEQ) a bucsutai 15 éves átlagadatoktól (Horváth & Mátyás 2014)

Table 1: Geographic data, annual precipitation and July mean temperature of provenances in the period 1950–2000, as well as their ecological transfer distance from the 15-year means of Bucsuta, expressed in Ellenberg's climate quotients (ΔEQ) (Horváth & Mátyás 2014)

Származás neve	Ország	Tszfm (m)	Júliusi közép-hőmérséklet ($^{\circ}C$)	Éves csapadék (mm)	EQ	ΔEQ
Farchau	D	55	17,3	676	25,6	3,86
Pidkamin	UA	–	18,1	612	29,6	–0,13
Torup	S	40	16,6	634	26,2	3,27
Gråsten	DK	45	15,8	780	20,3	9,19
Magyaregregy	H	400	19,0	707	26,9	2,57
Bánokszentgyörgy	H	200	20,0	747	26,8	2,67

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavételek időpontjai: a nem enzimes antioxidáns rendszer vizsgálatához 2013. június, az enzimes antioxidáns rendszer vizsgálatához 2015–2017 június vége, július eleje. Minden populációból 4 törzset választottunk, a megjelölt fákról 20 árnyéklevelet és 20 fénylevelet vettünk 3–6 méter magasságból: a 40 levél képezte az adott egyedet reprezentáló levélmintát. A mintákat feldolgozásig szárazjégben tároltuk, extrakció előtt ledaráltuk. A levélminták kémiai paramétereit meghatároztuk, majd az adott származáshoz tartozó 4 törzs levélmintáinak eredményeit átlagoltuk, és így kaptuk az adott évjáratot és származást reprezentáló átlagértéket és szórást.

Enzim vizsgálatok

Extrakció: 0,5 g homogenizált levélhez 10 ml foszfát puffert adtunk ($pH = 5,6$; 80 g/l PVP40), majd 3-4 percig ráztuk, ezután 10 percig 6000/min fordulatszámon centrifugáltuk.

Összfehérje-tartalom meghatározása: Bradford-módszerrel történt (Bradford 1976). Standardnek 92%-os BSA-t (szérum albumin) használtunk.

POD aktivitás meghatározása: Abszorbancia mérés 480 nm-en (Shannon et al 1966). 0,01 ΔA /perc-et vettünk 1 Unit-nak. Mintánként három párhuzamos mérést végeztünk.

PPO aktivitás meghatározása: Abszorbancia mérése 420 nm-en (Flurkey et al 1978). 0,001 ΔA /perc-et vettünk 1 Unit-nak. Mintánként három párhuzamos mérést végeztünk.

Nem-enzimes antioxidánsok vizsgálata

Extrakció: a ledarált levélmintákat (0,15 g) 15 ml 4:1 metanol: víz eleggyel extraháltuk 24 órán keresztül sötétben mágneses keverővel. Az extraktumokat cellulóz-acetát (0,45 μm) fecskendőszűrőn szűrtük és a kromatográfiás vizsgálatok előtt kétszeresére hígítottuk.

Folyadékkromatográfiás vizsgálatok: a polifenolos antioxidánsok elválasztásához, azonosításához és mennyiségi meghatározásához nagy-hatékonyaságú folyadékkromatográfiás elválasztást, valamint fotodiódosoros- és tandem tömegspektrometriás detektálást (HPLC-PDA-ESI-MS/MS) alkalmaztunk (Hofmann et al 2017).

ABTS antioxidáns kapacitás: A meghatározást Stratil et al (2007) módszere alapján végeztük el trolox sztenderdet alkalmazva.

Statisztikai kiértékelés

A korrelációs vizsgálatokat és a variancia analízist adott szignifikancia szintek mellett a Statistica 12 software (StatSoft Inc., Tulsa, USA) segítségével végeztük.

Klíma-index meghatározás

Ellenberg-index (EQ): a legmelegebb hónap (július, T_{07} [°C]) középhőmérsékletének és az éves csapadék (P_{ann} , [mm]) hányadosának 1000-szerese (Ellenberg 1988):

$$EQ = 1000 \cdot T_{07} \cdot P_{\text{ann}}^{-1}$$

Mivel Bucsután meteorológiai mérőállomás létesítése nem volt megoldható, ezért a tőle 18 km-re fekvő nagykanizsai állomás 1998-2013-as megfigyelési időszakra vonatkozó adatait használtuk fel az elemzéshez (Horváth & Mátyás 2014). A származások helyszínére vonatkozó hőmérséklet- és csapadékadatok a WorldClim (www.worldclim.org) adatbázisból származnak, amely egy 50 éves intervallum (1950-2000) interpolált adatait tartalmazza.

Ökológiai távolság (ΔEQ): a kísérleti helyszín és a származási helyek Ellenberg-indexének különbsége (Mátyás 1994). Az áttelepítéssel létrejött klímaváltozás mértékét adja meg. Pozitív értéke melegeledés/ szárazodást, a negatív hűvösebb, nedvesebb klímába kerülést jelent (1. táblázat).

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Enzimes antioxidáns rendszer

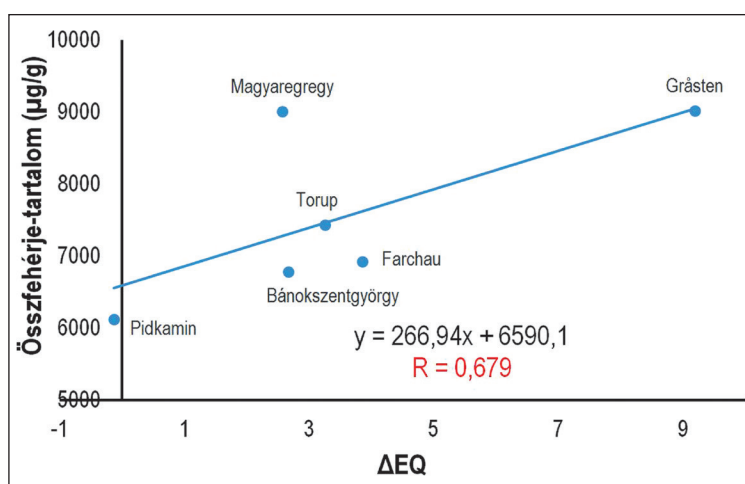
Mértük a kiválasztott származások levelében az összfehérje tartalmat, valamint a POD és PPO enzimek aktivitását. A primer mérési adatokat egy korábbi cikkünk tartalmazza (Visiné et al 2017). Az eredményeket összevetettük az állományok klimatikus paramétereivel (ökológiai távolság, ΔEQ), és az állományok „teljesítményével” (átlagos mellmagassági törzsátmérő). Arra kerestünk választ, hogy az összfehérje tartalom és a POD és PPO enzimek aktivitása összefüggésbe hozható-e a származások ökológiai távolságával (azaz a klimatikus stressz mértékével) és teljesítményével, lehetnek-e a különböző származások adaptációjának indikátorai.

Az összfehérje-tartalom, a POD és PPO enzimek, az ökológiai távolság változás és az átlagos mellmagassági átmérő korrelációs elemzésének eredményeit a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat: Korrelációs mátrixok a 2015–2016–2017-es év adataival, szignifikáns korrelációk ($p < 0,15$) piros színnel jelölve
Table 2: Correlation matrices using the data from the years 2015, 2016, 2017

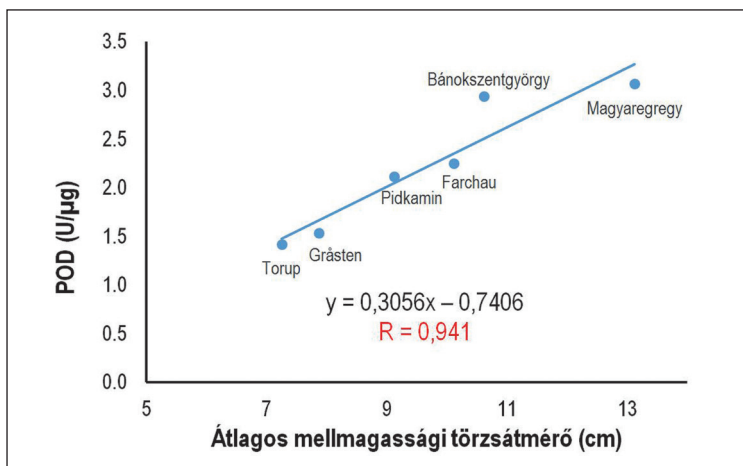
2015	Összfehérje-tartalom ($\mu\text{g/g}$)	POD ($\text{U}/\mu\text{g}$)	PPO ($\text{U}/\mu\text{g}$)	ΔEQ	Átl. mellmagassági átmérő (cm)
Összfehérje-tartalom ($\mu\text{g/g}$)	1,0000	-0,6742	-0,7552	0,8542	-0,2511
POD($\text{U}/\mu\text{g}$)		1,0000	0,1614	-0,8083	0,5754
PPO($\text{U}/\mu\text{g}$)			1,0000	-0,4391	-0,3931
ΔEQ				1,0000	-0,3407
Átl. mellmagassági átmérő (cm)					1,0000
2016	Összfehérje-tartalom ($\mu\text{g/g}$)	POD ($\text{U}/\mu\text{g}$)	PPO ($\text{U}/\mu\text{g}$)	ΔEQ	Átl. mellmagassági átmérő (cm)
Összfehérje-tartalom ($\mu\text{g/g}$)	1,0000	-0,2856	-0,0751	0,7077	-0,0321
POD($\text{U}/\mu\text{g}$)		1,0000	0,4301	-0,4739	0,8327
PPO($\text{U}/\mu\text{g}$)			1,0000	-0,7370	0,5826
ΔEQ				1,0000	-0,3390
Átl. mellmagassági átmérő (cm)					1,0000
2017	Összfehérje-tartalom ($\mu\text{g/g}$)	POD ($\text{U}/\mu\text{g}$)	PPO ($\text{U}/\mu\text{g}$)	ΔEQ	Átl. mellmagassági átmérő (cm)
Összfehérje-tartalom ($\mu\text{g/g}$)	1,0000	-0,0243	-0,0155	0,6792	0,1906
POD($\text{U}/\mu\text{g}$)		1,0000	-0,3096	-0,4445	0,9414
PPO($\text{U}/\mu\text{g}$)			1,0000	-0,3056	-0,0675
ΔEQ				1,0000	-0,3536
Átl. mellmagassági átmérő (cm)					1,0000

Összfehérje-tartalom vs. ökológiai távolság (ΔEQ). Megállapítottuk, hogy mind a három évben szignifikáns pozitív kapcsolat van az összfehérje-tartalom és az ökológiai távolság között. A pozitív kapcsolatot a 2017. évre vonatkozó 2. ábra szemlélteti.



2. ábra: Korreláció az Ellenberg-index változása (ΔEQ) és az összfehérje-tartalom között, a 2017-ben vett levél minták esetében
Figure 2: Correlation between change of Ellenberg's drought index (ΔEQ) and total protein content using the data from year 2017

Az eredmények alapján azok a származások, amelyek eredetileg melegebb és szárazabb klímához adaptálódtak (pl. Pidkamin), alacsonyabb összfehérje tartalommal jellemezhetők és általában jobb növekedési paramétereket is mutatnak, mint a nagyobb ökológia távolsággal (ΔEQ) jellemzett származások (pl. Grästen), melyek adaptációs képessége gyengébb. A helyi körülményekhez való kismértékű alkalmazkodást nemcsak a gyenge növekedés (3. ábra), hanem a szemmel látható magas mortalitás is bizonyítja.



3. ábra: Korreláció az átlagos mellmagassági törzsméret és a POD aktivitás között (2017-ben vett levél minták)
Figure 3: Correlation between average stem diameter and POD enzyme activity using the data from year 2017

POD enzim aktivitás vs. átlagos mellmagassági törzsméret. Szignifikáns pozitív kapcsolatot ($p < 0,15$) mutattunk ki a származások átlagos mellmagassági törzsmérete és a *POD* enzim aktivitása között a 2016-17 években (3. ábra).

Az ábra jól mutatja, hogy a legrosszabb teljesítményű, azaz a legkisebb átlagos mellmagassági törzsmérettel rendelkező, gyenge megmaradású populációk (Grästen, Torup) esetében a legalacsonyabb a *POD* enzim aktivitása. Érdekes módon, a Pidkamin származás inkább a gyenge megmaradású populációkhoz van közelebb a *POD* aktivitás és az átmérő tekintetében, azonban ennél a származásnál a viszonylag kicsi átmérőhöz rendkívül nagy átlagos törzsmagasság társul, amely a 3. ábra kiértékelésében nem mutatkozik meg. Egy jövőbeli, átlagos törzsmagasságot figyelembe vevő kiértékelés ezeket a hatásokat is tükrözheti, mivel azonban csak az átlagos mellmagassági törzsméret terepi felmérése történt csak meg, ilyen kiértékelést a jelen cikk nem tartalmaz.

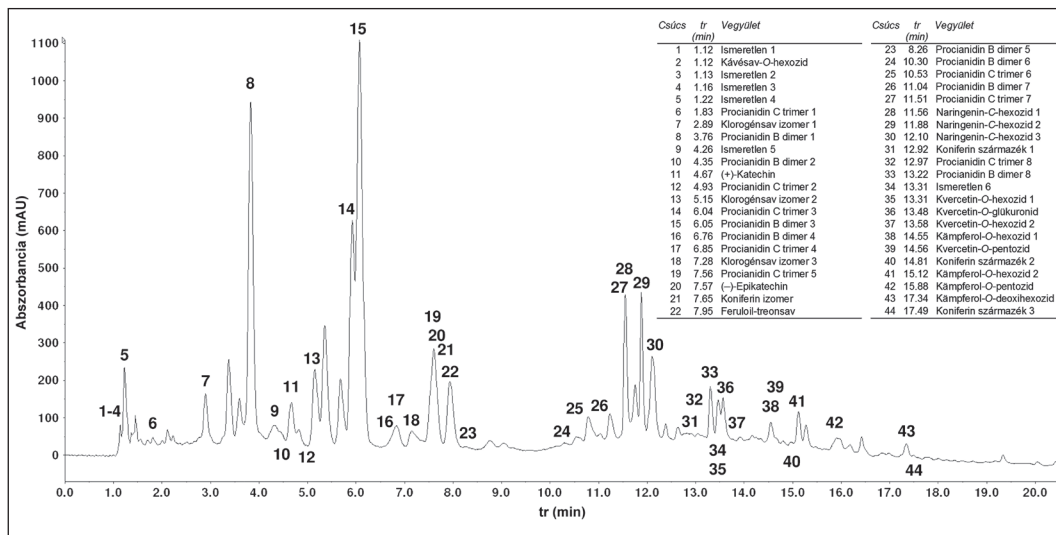
A megállapított korrelációs összefüggések hasonló tendenciát mutattak mindhárom évben, noha a 2015-ös év adataira a korrelációs összefüggés az alkalmazott szignifikancia szint mellett nem szignifikáns. A rendkívül jó összefüggés a *POD* enzim aktivitás és az átlagos mellmagassági törzsméret között felveti a *POD* enzim aktivitás indikátor szerepének lehetőségét, például korai tesztben, az alkalmazásra előírányzott származások ellenőrzésénél.

Nem-enzimes antioxidáns rendszer szerepe

Kivontuk, elválasztottuk és azonosítottuk a bükk levelek polifenoljait. Összesen 44 vegyületet azonosítottuk, ebből 38-at név szerint. A mérési körülményeket és az összes mérési eredményt egy korábbi szakcikkünk tartalmazza (Hofmann et al 2017).

A 4. ábra egy bükk származás levél extraktumának PDA kromatogramját szemlélteti, és tartalmazza az azonosított vegyületek listáját is.

Az azonosított vegyületek mennyiségét egy általunk kidolgozott kromatográfias módszerrel mértük. Meghatároztuk a levélkivonat antioxidáns kapacitását is az ABTS módszer alapján. Minden származás esetén minden azonosított polifenol vegyületre megadtuk a koncentrációk és az ABTS antioxidáns kapacitás átlagértékét, és ezt egybevetettük az átlagos mellmagassági törzsátmérővel, valamint az EQ értékkel.



4. ábra: A bükk levél kivonat PDA (250–380 nm) kromatogramja

Figure 4: The typical PDA (250–380 nm) chromatogram of a beech leaf extract

Megállapítottuk, hogy a legrosszabb teljesítménnyel rendelkező állományok (Gråsten, Torup) esetében a legmagasabb az ABTS antioxidáns kapacitás. Feltételezhető, hogy ezekben a származásokban az áttelepítés nagyobb stresszt váltott ki, a magasabb antioxidáns kapacitás erre adott válasznak tekinthető. Ezekben a származásokban egyes polifenol vegyületek mennyisége is kiemelkedően magas (Kávészav-O-hexozid, Ismeretlen 2; Kvercetin-O-hexozid 1 és 2; Kvercetin-O-pentozid; Kämpferol-O-pentozid), vagy meglepően alacsony (Ismeretlen 1, 3 és 6; Procianidin B dimer 5 és 6; Procianidin C trimer 6).

Elvégeztük a stresszválaszt általánosan jelző ABTS antioxidáns kapacitás, a polifenolok, az Ellenberg index és az átlagos mellmagassági törzsátmérő mérésénél nyert primer adatok korrelációs vizsgálatát az egyes származásokra. A korrelációs vizsgálatoknál a mérési eredmények átlagértékeit használtuk fel. Az $n=6$ elemszám és a $p < 0,05$ feltétel mellett a kritikus R érték 0,812 volt, tehát $|R| \geq 0,812$ esetében szignifikáns a kapott korreláció.

ABTS antioxidáns kapacitás vs. polifenol koncentráció. Feltételeztük, hogy az ABTS antioxidáns kapacitás és az egyes polifenolok koncentrációi között fennálló szignifikáns pozitív korreláció azt jelzi, hogy az adott vegyület "erős" antioxidáns, szignifikánsan járul hozzá a levelek antioxidáns tulajdonságaihoz és jelentős szerepe lehet a védekezési, adaptációs folyamatokban. A korrelációs vizsgálat alapján a vizsgált bükk levelekben a leghatékonyabb (legmagasabb R értékkel rendelkező) antioxidánsok a $p < 0,05$ feltétel figyelembevételével a Kvercetin-O-hexozid 1 ($R=0,937$), Kvercetin-O-hexozid 2 ($R=0,889$), Koniferin származék 2 ($R=0,919$), (+)-Katechin ($R=0,873$), (-)-Epikatechin ($R=0,903$), Kvercetin-O-pentozid ($R=0,876$), Kávészav-O-hexozid ($R=0,872$), Kämpferol-O-hexozid 2 ($R=0,815$), Procianidin B dimer 3 ($R=0,825$), Procianidin C trimer

3 ($R=0,870$) és Procianidin C trimer 4 ($R=0,817$). Egyes vegyületek esetében szignifikáns negatív korrelációt találtunk ($R < -0,812$), ezeknek a vegyületeknek feltételezhetően szignifikáns ABTS prooxidáns hatása van a bükk levél kivonatokban. Megállapítottuk, hogy az izomerek antioxidáns hatékonysága is jelentősen eltérő lehet (különösen a Procianidin B és C izomerek esetében).

EQ értékek vs. polifenol koncentráció. A polifenolok koncentrációi és az EQ értékek közötti korrelációk alapján megállapítottuk, hogy a magasabb EQ-val rendelkező (melegebb és szárazabb régiókból származó) bükk származások alacsony koncentrációban tartalmaznak több, nagy antioxidáns hatékonysággal jellemezhető vegyületet (pl. (+)-Katechin, Procianidin C trimer 3 és Procianidin B dimer 4). Ezt a megállapítást a vegyületek koncentrációi és az EQ értékek közötti szignifikáns negatív korrelációk bizonyítják (Hofmann et al 2017). A mérések alapján kijelenthető, hogy azok a származások, melyek eredetileg melegebb és szárazabb klímához adaptálódtak evolúciójuk során, nem termelnek megemelkedett mennyiségben hatékony és erős antioxidánsokat, mivel a bucsutai kísérleti körülmények között nincsenek fokozott stressznek kitéve, ill. jól alkalmazkodtak a klimatikus körülményekhez. Ezek a származások általában jobb növekedési paraméterekkel is rendelkeztek, mint az alacsonyabb EQ-jú származások, melyek adaptációs képessége gyengébb. Ezt a megállapítást korábbi adatok is megerősítik (Horváth & Mátyás 2016).

Mellmagassági törzsátmérő vs. polifenol koncentráció. Az egyes vegyületek koncentrációi és a mellmagassági törzsátmérő közötti korrelációk alapján megállapítható, hogy egyes vegyületek koncentrációi közvetlen, szignifikáns pozitív kapcsolatban állnak az átlagos mellmagassági átmérővel: Ismeretlen 1 ($R=0,934$), Ismeretlen 3 ($R=0,867$), Ismeretlen 4 ($R=0,821$). Ezek a vegyületek markerei lehetnek a bükk származások klimatikus adaptációjának és teljesítményének.

ÖSSZEFOGLALÁS

Különböző bükk származások enzimes és nem-enzimes antioxidáns rendszereinek összehasonlító vizsgálata során megállapítottuk, hogy az áttelepítéssel szimulált klimatikus stresszre adott válaszok a genetikai alkalmazkodottságtól (az eredeti származási helytől) függően különböznek, és a különbségek kémiai mérésekkel kimutathatók. Az enzimes és nem-enzimes antioxidáns rendszerek vizsgálata során levont következtetéseink összhangban vannak.

Az eredmények alapján azok a származások (pl. Pidkamin), melyek eredetileg melegebb és szárazabb klímához adaptálódtak, anyagcseréjük során nem termelnek megemelkedett mennyiségben hatékony és erős polifenolos antioxidánsokat, mivel a bucsutai kísérleti körülmények között nincsenek fokozott stressznek kitéve, ill. jól alkalmazkodtak a klimatikus körülményekhez, és jobb növekedési paraméterekkel is rendelkeznek.

A legrosszabb teljesítménnyel rendelkező állományok (Gråsten, Torup) ABTS antioxidáns kapacitása és egyes polifenol vegyületeik koncentrációja kiemelkedően magas, míg a POD enzim aktivitások itt mutatják a legalacsonyabb értékeket. Feltételezhető, hogy ezekben a származásokban az áttelepítés nagyobb stresszt váltott ki, a megemelkedett antioxidáns kapacitás és polifenol koncentráció és a lecsökkent POD enzim aktivitás erre adott válasznak tekinthető.

Az összfehérje-tartalom, a POD aktivitás, az ABTS antioxidáns kapacitás, valamint egyes polifenol vegyületek koncentrációi a klimatikus adaptáció olyan indikátorai lehetnek, melyek képesek előre jelezni az áttelepítésből adódó stressz mértékét és az adaptációs készséget.

Jövőbeli célunk vizsgálatainkat kiterjeszteni és bővíteni más állományok bevonásával illetve más enzimes (pl. szuperoxid diszmutáz, glutation reduktáz) és nem-enzimes (glutation, aszkorbinsav) antioxidánsok meghatározásával, valamint a kísérleti adatok többváltozós statisztikai kiértékelése az átlagos törzsmagasság bevonásával.



Következtetéseink egy része összhangban van a korábbi erdészeti, ökológiai témájú kutatások megállapításaival és hasznosítható a klímaváltozás jövőbeli hatásainak előre jelzésénél és a bükk szaporítóanyagok jövőbeli kiválasztásánál.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a Zalaerdő Zrt. Bánokszentgyörgyi Erdészetének a kísérleti helyszín biztosítását. A kutatás a VKSZ_12-1-2013-0034 Agrárklíma 2 projekt támogatásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Albert L., Hofmann T., Visi-Rajczi E., Rétfalvi T., Németh Zs. I., Koloszá J. et al. 2002: Relationships Among Total Phenol and Soluble Carbohydrate Contents And Activities of Peroxidase and Polyphenol Oxidase in Red-Heartwooded Beech (*Fagus sylvatica* L.). 7th European Workshop on Lignocellulosics and Pulp, Turku/Abo, Finland, Proceedings 253–256.
- Bradford M. M. 1976: A rapid sensitive method for the quantisation of microgram quantities of protein utilising the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72: 248–254. DOI: [10.1006/abio.1976.9999](https://doi.org/10.1006/abio.1976.9999)
- Czúcz B., Gálhidy L. & Mátyás Cs. 2013: A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa. *Erdészettudományi Közlemények* 3: 39–53.
- Del Río L. A. 2015: ROS and RNS in plant physiology: an overview. *Journal of Experimental Botany* 66 (10): 2827–37. DOI: [10.1093/jxb/erv099](https://doi.org/10.1093/jxb/erv099). Epub 2015 Apr 7
- Dübeler A., Voltmer G., Gora V., Lunderstädt J. & Zeeck A. 1997: Phenols from *Fagus sylvatica* and their role in defence against *Cryptococcus fagisuga*. *Phytochemistry* 45: 51–57. DOI: [10.1016/s0031-9422\(96\)00771-6](https://doi.org/10.1016/s0031-9422(96)00771-6)
- Ellenberg H. 1988: *Vegetation ecology of Central Europe*, 4th ed. Cambridge University Press.
- Fang J. & Lechovicz M. J. 2006: Climatic limits for the present distribution of beech (*Fagus sylvatica* L.) species in the world. *Journal of Biogeography* 33: 1804–1819. DOI: [10.1111/j.1365-2699.2006.01533.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01533.x)
- Flurkey W. H. & Jen J. J. 1978: Peroxidase and polyphenol oxidase activities in developing peaches. *Journal of Food Science* 43: 1826–1829. DOI: [10.1111/j.1365-2621.1978.tb07424.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1978.tb07424.x)
- Hassan W., Noreen H., Rehman S., Gul S., Kamal M. A., Kamdem J. P. et al. 2017: Oxidative Stress and Antioxidant Potential of One Hundred Medicinal Plants. *Current Topics in Medical Chemistry* 17(12): 1336–1370. DOI: [10.2174/1568026617666170102125648](https://doi.org/10.2174/1568026617666170102125648)
- Hofmann T., Tólos-Nebehaj E. & Albert L. 2017: Leaf polyphenols as indicators of climatic adaptation of Beech (*Fagus sylvatica* L.) – an HPLC-MS/MS via MRM approach. *International Labmate* 42 (3): 12–14.
- Horváth A. & Mátyás Cs. 2014: Növedécsökkenés előrevetítése egy bükk származási kísérlet alapján. *Erdészettudományi Közlemények* 4: 91–99.
- Horváth A. & Mátyás Cs. 2016: The Decline of Vitality Caused by Increasing Drought in a Beech Provenance Trial Predicted by Juvenile Growth. *South-east European Forestry* 7 (1): 21–28. DOI: [10.15177/seefer.16-06](https://doi.org/10.15177/seefer.16-06)
- Mátyás Cs. 1994: Modelling climate change effects with provenance test data. *Tree Physiology* 14: 797–804. DOI: [10.1093/treephys/14.7-8-9.797](https://doi.org/10.1093/treephys/14.7-8-9.797)
- Puccinelli P., Anselmi N. & Bragaloni M. 1998: Peroxidases: suitable markers of air pollution in trees from urban environments. *Chemosphere* 36 (4–5): 889–894. DOI: [10.1016/s0045-6535\(97\)10143-6](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(97)10143-6)
- Shannon L. M., Kay E. & Lew J. Y. 1966: Peroxidase isoenzymes from horseradish roots. *The Journal of Biological Chemistry* 241: 2166–2172.

- Sies H. 1991: Oxidative stress: from basic research to clinical application. *American Journal of Medicine* 91 (3C): 31–38. DOI: [10.1016/0002-9343\(91\)90281-2](https://doi.org/10.1016/0002-9343(91)90281-2)
- Stratil P., Klejdus B. & Kuban V. 2007: Determination of phenolic compounds and their antioxidant activity in fruits and cereals. *Talanta* 71: 1741–1751. DOI: [10.1016/j.talanta.2006.08.012](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2006.08.012)
- Tausz M., Šircelej H. & Grill D. 2004: The glutathione system as a stress marker in plant ecophysiology: is a stress-response concept valid? *Journal of Experimental Botany* 55 (404): 1955–1962. DOI: [10.1093/jxb/erh194](https://doi.org/10.1093/jxb/erh194)
- Visiné Rajczi E., Hofmann T. & Albert L. 2017: Peroxidáz és polifenol-oxidáz enzim aktivitás és az összfehérje tartalom, mint a bükk (*Fagus sylvatica* L.) klimatikus adaptációjának lehetséges indikátorai. In: Bidló A. & Facskó F. (eds): Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VI. Kari Tudományos Konferencia Absztraktkötet. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron, 260–263.
- Zolfaghari R., Hosseini S. M. & Korori S. A. A. 2010: Relationship between peroxidase and catalase with metabolism and environmental factors in Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) in three different elevations. *International Journal of Environmental Sciences* 1: 243–252.

Érkezett: 2018. április 3.

Közlésre elfogadva: 2018. szeptember 17.



Színpompás (és jótékony hatású) elegyesség

Az erdők elegyessége (vagy éppen elegyetlensége) igen látványosan mutatkozik meg az őszi lombelszíneződés idején. A kép előterében lombos fafajokkal (bükk, nyír stb.) elegyes fiatal, a háttérben elegyetlen idősebb lucos látható. Számos kutatási eredmény bizonyítja, hogy az elegyes állományok jobb növekedésűek és ellenállóbbak, mint az elegyetlenek. A klímaváltozás negatív hatásainak csökkentésére az egyik alapvető lehetőség az erdők sokféleségének (aminek az elegyesség meghatározó eleme) fenntartása, illetve növelése. A felvétel 2017. október végén, Székelyföldön, a Háromszéki- és Csíki-medence között elhelyezkedő Nyerges-tető közelében készült. Ez a hely egyébként az 1848–49-es szabadságharc egyik tragikus végű csatájának helyszíne.

Fotó és szöveg: Csóka György (NAIK ERTI)

A VÍZHÁZTARTÁS VIZSGÁLATA NÉHÁNY KISKUNSÁGI FAÁLLOMÁNYBAN

Bolla Bence¹, Németh Tamás Márton¹ és Gácsi Zsolt²

¹ NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

² Kiskunsági Erdő-Gazda Kft.

Kivonat

Vizsgálatainkat a Duna–Tisza közti homokhát területén elhelyezkedő három erdőrésztletben, és a közvetlen közelükben lévő gyepterületeken folytattuk 2012–2015 között. Munkánk során különböző módszereket alkalmaztunk a kísérleti területek vízháztartásának vizsgálatához. Bizonyítottuk, hogy a vizsgált gyepterületek vízforgalma jelentősen különbözik a közvetlen környezetükben elhelyezkedő erdőállományokétól. A különböző alföldi erdőállományokban és a szomszédos fátlan területeken végzett hidrológiai mérések hozzájárulhatnak ahhoz, hogy a gyakran szélsőséges vízháztartási viszonyok között folytatott alföldi erdőgazdálkodás minél inkább alkalmazkodni tudjon a klímaváltozás okozta kihívásokhoz.

Kulcsszavak: Kiskunság, erdőállomány, csapadék, talajnedvesség, interceptió, vízháztartás

MONITORING OF THE HYDROLOGICAL BALANCE IN FOREST STANDS OF KISKUNSÁG

Abstract

The aim of this paper to show how hydrological measurements in forests and grasslands can contribute to the treatment of different areas. The study was carried out in three different forest stands and their surrounding grasslands of the area of the Kiskunság Sandridge, between 2012 and 2015. Different methods were applied during the study of the water balance. The water balance shows that the values of the water uptake of the grasslands are lower than that of the surrounding foreststands. The hydrological measurements and results can be useful for the silviculture in different sand forest types under the changing climate conditions.

Keywords: Kiskunság, forests, precipitation, soil moisture, interception, water balance



BEVEZETÉS

Az Alföldfásítási Program eredményeként Alföldünk erdősültsége a II. világháború előtti 4,5%-ról napjainkra megháromszorozódott (Országos Erdőállomány Adattár adatai alapján). E nagyszabású erdősítési munka megkívánta, hogy sokszor a negatív vízmérlegű – párologtató típusú – talajokon is erdőállományokat hozzanak létre.

A Duna–Tisza közén az 1970-es évektől jelentős talajvízszint-süllyedés következett be, melynek méretei az 1990-es évek közepére tovább romlott. Az okok kutatásával – a téma fontosságának megfelelően – számos szakember foglalkozott (Major 1974, 1994, 2002, Major & Neppel 1988, Szodfridt 1974, 1990, 1993, Pálfi 1995, 2010). A probléma rendkívüli összetettsége miatt a különböző szakterületek művelői csak részterületekről nyilatkozhatnak felelősséggel. A jelenség ráirányította a figyelmet az alföldi erdeink vízháztartási kérdéseire is.

Az erdő-víz kapcsolatot elemző kutatások természetesen nem merülhetnek ki az erdők talajvízszintre gyakorolt hatásának tanulmányozásában. A természetvédelem, a vízügy, a mezőgazdaság és nem utolsósorban a táji erdőgazdálkodás szempontjából nézve is egyre fontosabb annak megismerése, hogy milyen szerepet töltenek be az alföldi erdők a térség vízháztartásában. Jelen munkánkkal e problémakör vizsgálatához szeretnénk hozzájárulni.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

A kiskunsági homokháton összesen 5 mintaterületet jelöltünk ki. Bócsán egy-egy, azonos korú (41 év) és azonos technológiával létesített erdeifenyves és hazai nyárást vizsgáltunk; kontrollként a mellettük lévő tisztás szolgált. Pusztaszeren egy sarj eredetű, idős (44 éves), elegenden akácost és a mellette lévő gyepterületet választottuk (1. ábra). A vizsgált faállományok képe erősen heterogén, jellemző a pusztuló állományfoltok és a gyenge fejlődés (erdeifenyves 5., a szürke nyáras 6. és az akác 6. fatermési osztályú). Az állományok alacsony élő fakészlettel rendelkeznek (erdeifenyves 170, szürke nyáras 190, akác 100 m³/ha) és rossz az egészségi állapotuk is (az Országos Erdőállomány Adattár adatai alapján).

Alkalmazott módszerek

A szabadterületi csapadék meghatározásához Hellmann-rendszerű csapadékmérőket használtunk. Az áthulló csapadékot és a törzsi lefolyást az erdeifenyvesben (Bócsa 51/D) és a szürke nyárasban (Bócsa 51/E) mértük. A lombkoronán áthulló csapadék mennyiségét mintaterületenként, három darab Hellmann-rendszerű csapadékmérő (egy a sorközben, egy sorban és egy záródáshányos foltban kihelyezve), húsz darab 280 cm² felületű tölcser (1×1 m-es kötésben kialakítva) és tíz darab 100 cm² felületű mérőedény (véletlenszerűen elhelyezve) segítségével mértük. A törzsön lefolyó csapadékvíz mennyiségét az átmérőeloszlás figyelembevételével, törzsgallérokkal határoztuk meg.

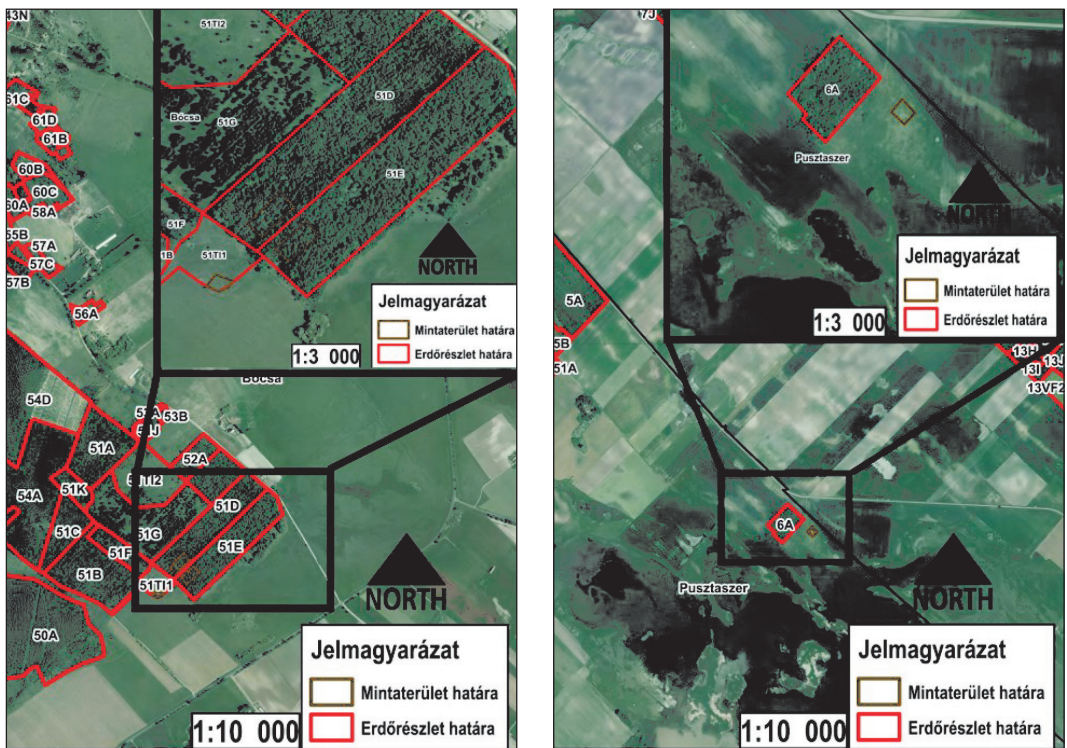
A meteorológiai adatokat (hőmérséklet, relatív páratartalom, szabadterületi csapadék, globálsugárzás) a bócsai kontrollterületen (Bócsa 51/T11) létesített BOREAS Meteo Global HI meteorológiai mérőállomás segítségével, óránkénti felbontásban észleltük (2. ábra).

A három év alatt gyűjtött hőmérséklet- és csapadékadatok összevetését legcélszerűbb a Walter-Lieth-féle klímadiagram összefüggéseinek segítségével elvégezni, mivel ez a módszer szemlélteti az egyes időszakok

(pl.:humid, aszályos) alakulását. A diagramot három év jellemzésére készítettük el, így az nem tekinthető klaszszikus Walter-Lieth-féle klímadiagramnak. Az egyes éveket az az erdészeti szárazsági index (Führer 2010) alapján is jellemeztük.

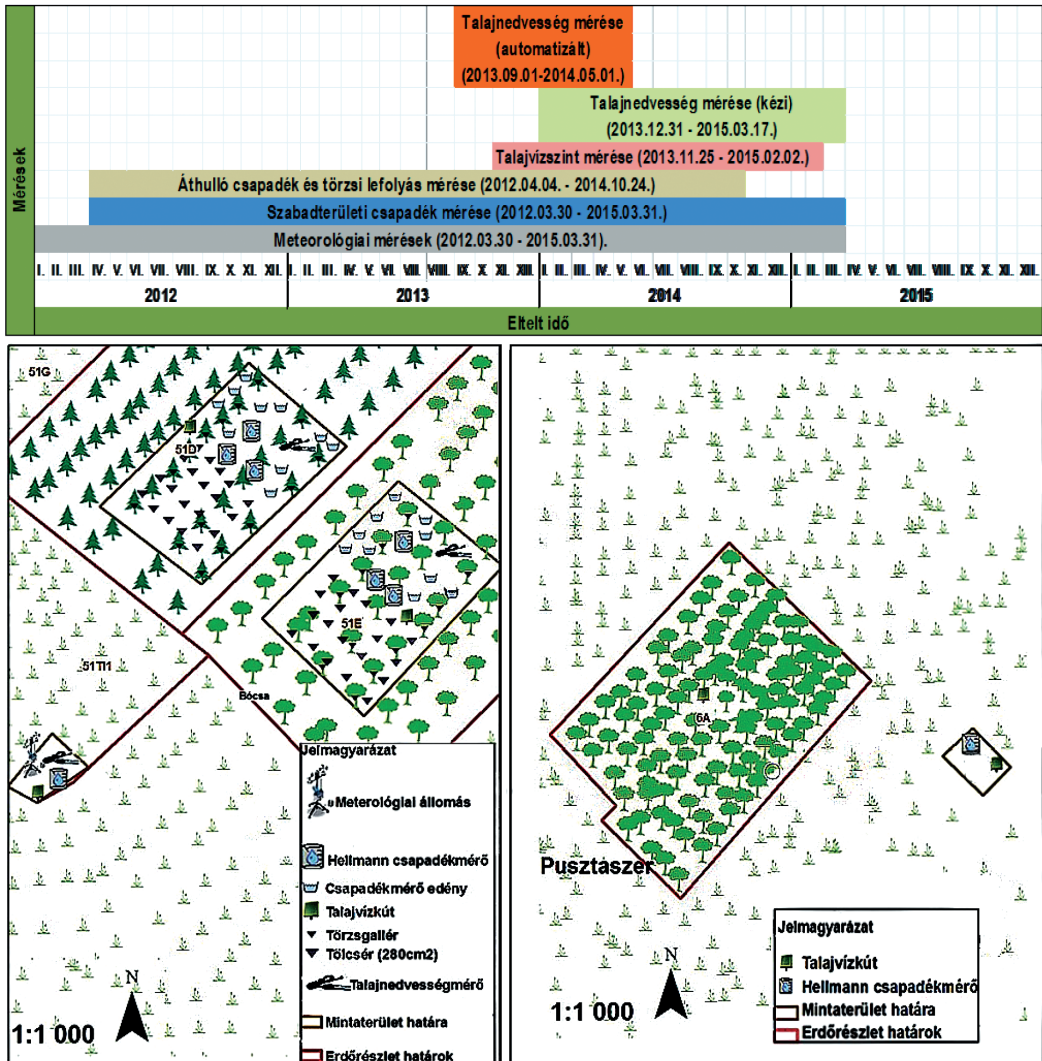
A talajvízszint adatait a bócsai és a pusztaszéri mintaterületeken kialakított monitoring kutakban Dataqua, DA-LUB 222 nyomássonidák és HYGR adatgyűjtők, valamint Dataqua, DA-OP LED diódás, kézi vízszintmérő segítségével gyűjtöttük (óránkénti, illetve az adatgyűjtő meghibásodása esetén heti rendszerességgel).

A talajnedvesség adatait kézi mérőműszer és automata mérőállomás segítségével gyűjtöttük Bócsán három helyszínen. A talaj felső 80 cm-es nedvességtartalmát TDR-rendszerű PT-1 digitális talajnedvességmérő egységgel mértük heti gyakorisággal. Az automatizált talajnedvesség méréseket az Onsetcomp által gyártott HOBO MicroStation adatgyűjtővel és Decagon10 HS talajnedvesség szenzorok (12 db) alkalmazásával végeztük óránként, mintaterületeként négy talajrétegben (0–25 cm, 25–50 cm, 50–75 cm, 75–100 cm). Két alkalommal a begyűjtött talajminták nedvességtartalmát szárítószekrény segítségével határoztuk meg.



1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése (Bócsa és Pusztaszér)

Figure 1: Study sites (Bócsa and Pusztaszér)



2. ábra: A mérési intervallumok és a mérőeszközök elhelyezkedése
Figure 2: Measuring periods and locations of the sensors

Adatok feldolgozása

A kiértékelés módszertanát nagyban meghatározta, hogy az adott évben milyen méréseket tudunk elvégezni.

A rendkívül eltérő csapadékviszonyokkal jellemezhető évek miatt az intercepciót minden vizsgált év vegetációs időszakára (április és szeptember közötti időszak) meghatároztuk. A nyugalmi időszak intercepcióját nem vizsgáltuk. Az eltérések okainak magyarázatához az egyes évek csapadékadatait részletesen bemutatjuk.

A legteljesebb körű adatokkal a 2014-es évre rendelkezünk, a talajnedvesség adatok lehetőséget adtak a vízháztartási egyenlet felállítására is.

Egy adott erdőterület vízháztartása a következő egyenlettel írható fel (Szász & Tőkei 1997):

$$\Delta S = (C_{S_M} + C_{S_m} + H_f + H_{fa} + K) - (P + E_f + E_{fa} + Sz + I) \quad (1)$$

(maradéktag) (bevételi tagok) (veszetségi tagok)

ahol az egyenlet változói: ΔS : A vizsgáلتa talajréteg vízkészlet-változása [mm]
 C_{S_M} : A hulló csapadék [mm]
 C_{S_m} : A mikrocsapadék [mm]
 H_f : A felszíni hozzáfolyás [mm]
 H_{fa} : A felszín alatti hozzáfolyás [mm]
 K : Kapilláris úton felemelt vízmennyiség [mm]
 P : Párolgás, amely a növényi transzspiráció és a talajfelszín evaporációja [mm]
 E_f : Felszíni elfolyás [mm]
 E_{fa} : Felszín alatti elfolyás [mm]
 Sz : Mélybeszivárgás [mm]
 I : Intercepció [mm]

E vízháztartási egyenletet a talajnedvesség-szondák által átfogott talajrétegre, azaz 80 cm-es vastagságra írtuk fel. A mélyen húzódó talajvíz (3 m) és a sík terep miatt egyenletünk jelentősen egyszerűsíthető; kiesik a kapilláris úton felemelt víz (K) és a felszíni és felszín alatti hozzá-, ill. elfolyás (H_f , H_{fa} , E_f , E_{fa}). A módszer pontossága megengedi a mikrocsapadék (C_{S_m}) mennyiségének elhanyagolását is. A mélybeszivárgás maradéktagként adódik, így jelen esetben a 80 cm alá beszivárgó csapadékvíz mennyiségét jelenti.

A fentiek alapján a felső 80 cm-re felírható a síkvidéki, mély talajvízű erdők egyszerűsített vízháztartási egyenlete (amelyet Gácsai 2000 és Móricz 2011 is alkalmazott):

$$\Delta S = (C_{S_M}) - (P + Sz + I) \quad (2)$$

A talaj nedvességkészletének változását (ΔS), a hulló csapadékot (C_{S_M}), és az intercepciót (I) mértük. Az evapotranszspirációt a vízháztartási egyenlet csapadékmentes időszakokra történő felírásával számítottuk (az intercepció és a mélybeszivárgás értéke kiesik, így a talaj nedvességkészletének változása az evapotranszspiráció értékével egyenlő (Moltschanow 1957).

Habár az előző számolás során a kapilláris vízemeléssel, mint bevételi taggal nem kell számolnunk, előfordulhat, hogy a 3 m alatt húzódó talajvízből is van növényi vízfelvétel. Ekkor az egyszerűsített vízháztartási egyenletből számolt evapotranszspirációs érték a tényleges értéket alulbecsli, hiszen a módszer nem számol a talajvízből való növényi vízfelvétellel.

A fenti probléma miatt meg kell vizsgálnunk, hogy a növényzet jut-e többletvízhez a mélyen húzódó talajvízből. A kapilláris zónából történő vízfelvételt a White-féle módszer alapján határoztuk meg (White 1932, Loheide et al 2005):

$$ET = S_v(24r \pm s) \quad (3)$$

ahol az egyenlet változói: ET : A kapilláris zónából történő vízfelvétel [mm/nap]
 S_v : A talajra jellemző fajlagos hozam (amelyet Loheide grafikonja alapján becsültünk) [mértékegység nélkül]
 r : A talajvízgörbéhez húzott egyenes iránytangense a vizsgált időszakban [mm/óra]
 s : egy nap alatt még egy (s) értékkel jellemezhető csökkenés is beáll a talajvízszintben [mm/nap]

A White-módszer a kapilláris zónából történő növényi vízfelvételt a talajvíz napi periódusú ingadozása alapján becsli. Amennyiben a késő éjjeli, kora hajnali időszakban (0.00–4.00 óra között) az evapotranszpirációt elhanyagolhatónak tételezzük fel, akkor ebben az időszakban a talajvízállás növekedési rátáját egyenlőnek vehetjük a terület talajvíz utánpótlódásával. A görbéhez ebben az időszakban húzott egyenes iránytangense (r), tehát az egységnyi idő (pl.: 1 óra) alatti talajvíz-utánpótlódás. Ha ezt az utánpótlódási rátát, evapotranszpiráció jelenléte nélkül meghosszabbítanánk 24 órán keresztül, akkor a talajvízszint $24r$ magasságra emelkedne. Mivel azonban az evapotranszpiráció jelen van, általában a növekedés helyett egy nap alatt még egy (s) értékkel jellemezhető csökkenés is beáll a talajvízszintben (Gribovszki et al 2009).

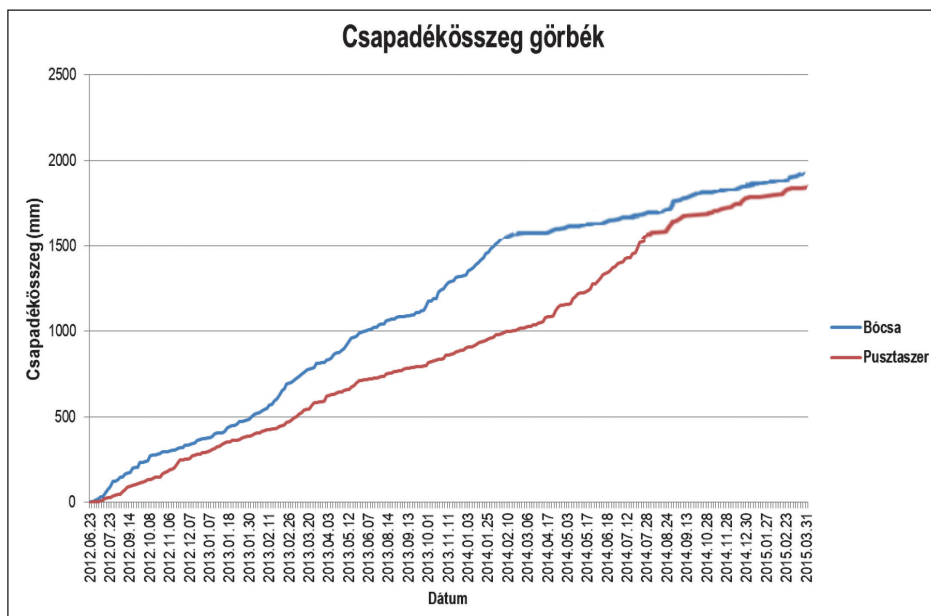
A talajvízgörbe négy szakaszát vizsgáltuk, ahol növényi vízfelvételt feltételeztünk a talajvízszint változása alapján (2014. 05. 04. – 2014. 05. 08., 2014. 06. 02. – 2014. 06. 16., 2014. 07. 13. – 2014. 07. 18., 2014. 08. 11. – 2014. 08. 23.). A talajvízszondák cm-es felbontásban észlelték a talajvízszint változását így kézi leolvasást alkalmazva választottuk ki a vizsgálandó szakaszokat és ezekre alkalmaztuk a White-féle módszert.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Csapadékadatok értékelése

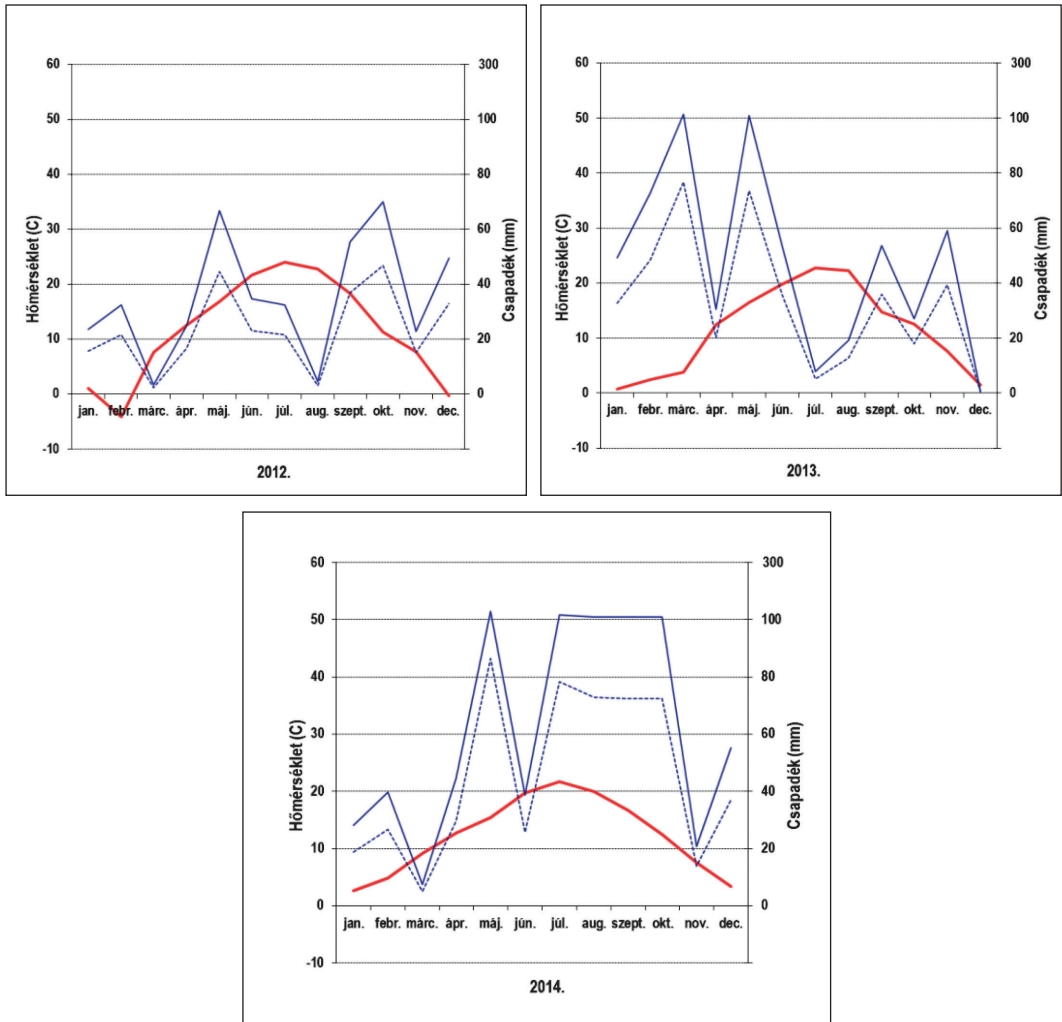
A lehullott csapadék mennyisége a vizsgálat 3 évében rendkívül változatos képet mutatott. A 2012-es év rendkívül aszályos, a 2014-es átlagon felül csapadékos volt.

A Bócsán, ill. Pusztaszeren mért csapadékadatok kumulált görbéi hasonló lefutást mutatnak. Az összegző görbék elnyúlása jól mutatja a csapadékmentes időszakokat (3. ábra).



3. ábra: A csapadék összeggörbe változása mintaterületenként (2012. április és 2015. március között)

Figure 3: The change in precipitation amount curve of the study sites (April 2012-March 2015)



4. ábra: A Bócsa 51 T11 meteorológiai adatainak ábrázolása 2012-2014 között (a Walter-Lieth-féle klímadiagram összefüggései alapján)
 Figure 4: Meteorological data between 2012-2014 in Walter-Lieth's diagram context (Bócsa 51 T11)

A klímadiagram alapján aszályos időszakokkal 2012-ben március, július és augusztus, 2013-ban augusztus és 2014-ben március hónapokban találkoztunk. Ezen túl több aszályveszélyes időszak is tapasztalható volt, jellemzően a tavaszi és nyári hónapokban. A humid időszakok elrendeződése 2012 és 2014 között igen heterogénnek mondható, ami a csapadékesemények változatos területi és időbeli eloszlásával magyarázható. Szuperhumid időszakok mindössze háromszor (2013 februárjában, 2014 májusában és júliusában) jellemezte a bócsai mintaterület időjárását. A vizsgálati időszak alatt fagyos hónap csak 2012-es év január, február és december havában volt. Fagyveszélyes hónapokkal viszont annál többel találkozhatunk jellemzően januárban, februárban, márciusban, novemberben és decemberben (4. ábra).

Mivel a klímadiagram a havi értékek figyelembevételével készült, így nem mutatja igazán jól a szélsőségek hatását, illetve bizonyos mértékben elfedi azokat. Tehát nem csak a havi, hanem a napi értékek is meghatározó szereppel bírnak az adott faállomány további fejlődését tekintve.

Ha az erdészeti szárazsági index (Führer 2010) alapján jellemezzük az elmúlt éveket akkor a 2012-es és 2013-as évek erősen az erdőssztyep klímába (FAI értékek: 13,69, 11,33), viszont 2014 – jelentős/extrem mennyiségű csapadék hatására – a bükkös klímába sorolható (FAI érték: 4,07).

Az intercepciós vizsgálatok értelmezéséhez közreadjuk a meteorológiai állomás és a kézi csapadékmérések vegetációs időszakra vonatkozó adatait (1. táblázat).

1. táblázat: Az egyes vegetációs időszakok meteorológiai jellemzői
Table 1: The meteorological elements of each vegetation period

Meteorológiai adatok	2012	2013	2014
	Vegetációs időszak (03. 31. – 09. 01.)		
Csapadék	164 mm	224 mm	428 mm
Csapadékos nap	49 nap	51 nap	70 nap
5 mm alatti csapadék	40 nap	37 nap	45 nap
Relatív páratartalom	62,3%	66,8%	70,9%
Átlaghőmérséklet	19,6 °C	18,7 °C	18,0 °C
Globálsugárzás (átlag)	2099 J/cm ²	2110 J/cm ²	1983 J/cm ²

Intercepció és törzsi lefolyás

Az intercepciós adatokat két szemszögből értékeltük. Egyrészt a 2014-re számolt vízmérleghez megadtuk az intercepció értékét (2. és 3. táblázat), másrészt azt vizsgáltuk, hogy az igen eltérő meteorológiai jellemzőkkel leírható 2012, ill. 2014. évek intercepciójában megfigyelhető-e jelentős különbség.

2. táblázat: Intercepció és törzsi lefolyás az erdeifenyves állományban (Bócsa 51/D)
Table 2: Interception and stem-flow in the Scots pine stand (Bócsa 51/D)

Jellemzők	2012	2013	2014
	Vegetációs időszak (03. 31. – 09. 01.)		
Csapadék	164 mm	224 mm	428 mm
Koronán áthulló csapadék	115 mm (70%)	156 mm (70%)	319 mm (74,5%)
Törzsi lefolyás	3 mm (2%)	9 mm (4%)	11 mm (2,5%)
Állományi csapadék összeg	118 mm (72%)	165 mm (74%)	330 mm (77%)
Intercepció	46 mm (28%)	59 mm (26%)	98 mm (23%)

Az erdeifenyvesben a különböző évek vegetációs időszakainak intercepciója között jelentős eltéréseket találtunk. Legmagasabb a 2012-es vegetációs időszak intercepciója volt (28%), míg 2014-ben ennek csak 82%-át tapasztaltuk (23%). A %-ban kifejezett intercepciót növeli a kis csapadéku csapadékesemények magas aránya és a nagyobb páraéhség (kisebb relatív páratartalom, magasabb átlaghőmérséklet). Az 1. táblázatban közölt meteorológiai adatok a fent leírtakat egyértelműen alátámasztják a gyakorlatban is.

Különösen fel szeretnénk hívni a figyelmet a kis csapadékok (legfeljebb 2 mm) jelentőségére. Abban az esetben, ha a 2 mm alatti csapadéku napokat az intercepció számításánál figyelmen kívül hagynánk a fent jellemzett és magyarázott intercepciós különbségek eltűntek volna (2012: 22%, 2013: 24%, 2014: 23%). Ennek egyértelmű oka, hogy 2 mm alatti csapadéknál az átlagos intercepció 99% is lehet (Sitkey 1999).

3. táblázat: Intercepció és törzsi lefolyás a szürke nyáras állományban (Bócsa 51/E)

Table 3: Interception and stem-flow in the grey poplar stand (Bócsa 51/E)

Jellemzők	2012	2013	2014
	Vegetációs időszak (03. 31. – 09. 01.)		
Csapadék	164 mm	224 mm	428 mm
Koronán áthulló csapadék	117 mm (71%)	152 mm (68%)	304 mm (71%)
Törzsi lefolyás	13 mm (8%)	27 mm (12%)	43 mm (10%)
Állományi csapadék összeg	130 mm (79%)	179 mm (80%)	347 mm (81%)
Intercepció	34 mm (21%)	45 mm (20%)	81 mm (19%)

A szürke nyárasban mért adatok kiértékelésénél szembeűnik, hogy a koronán áthulló csapadék mennyisége az egyes években csaknem megegyezik a szomszédos fenyvesben mért értékekkel. A különbséget a nyárasban mért nagyobb törzsi lefolyás adja. A jelenség mindkét faállomány alacsony záródásával és (a gyenge termőhely miatt kialakult) rossz egészségi állapotával magyarázható.

Az intercepciós értékek meteorológiai jellemzőktől való függése a szürke nyárasban is kifejezésre jut, de sokkal kevésbé, mint azt az erdőfenyves esetében láttuk.

A gyepterületek intercepcióját Hagyó et al (2006) bugaci méréseit felhasználva adtuk meg. Az akácos faállomány intercepcióját Járó (1980) eredményei alapján határoztuk meg.

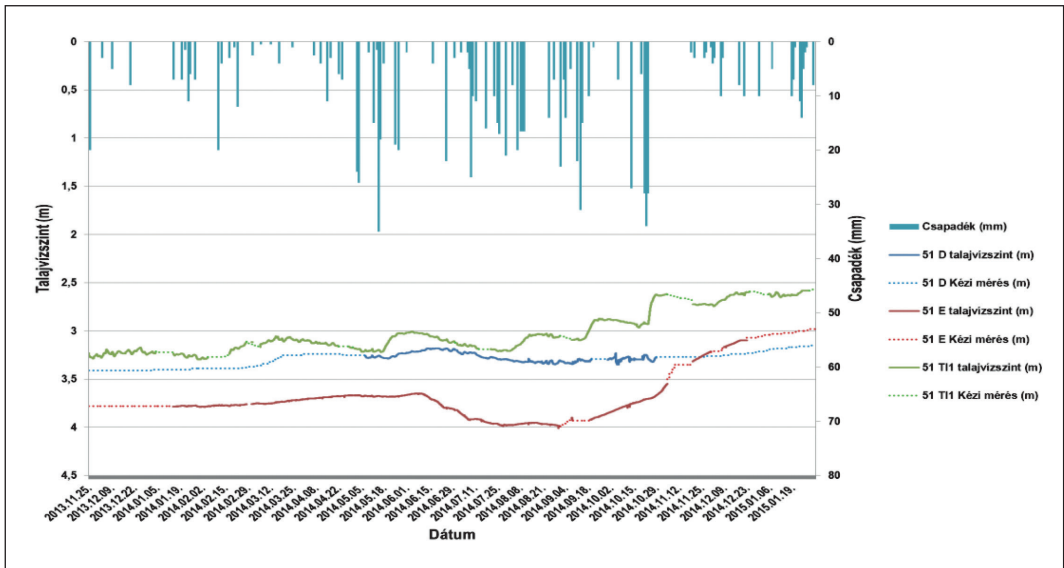
Talajvízszint alakulása

A bócsai kísérleti területek alatt mért talajvízszinteket mutatja be az 5. ábra.

A kontroll kútban a talajvízszint átlagosan 3,06 m-es mélységben volt. Gácsi 2000-ben közreadott Bugacon mért adataival és az Alsó-Duna-Völgyi Vízügyi Igazgatóság észleléseivel (Orgovány, 2014: 3,5 m, Bócsa, 2014: 3,3 m) összevetve ez az érték a helyi átlagnak megfelelő. A megfigyelés teljes időtartama alatt e kútban mért talajvízszint volt a legmagasabb. A mérési időszakban a talajvízszint növekedése volt megfigyelhető a 2014 nyarán és őszén hullott csapadékoknak köszönhetően.

A fenyvesben 10 cm-rel volt mélyebben a talajvíz szintje, mint a kontrollterületen. Ez az érték a vegetációs időszak során sem növekedett jelentősen, a talajvíz ingása a teljes vizsgált időszakban sem haladta meg a 25 cm-t. A csapadékeseményekre a parlagterület alatti vízszint gyorsan, viszonylag erősen reagált, de a különbségek rendre kiegyenlítődték. A legnagyobb vízszintkülönbség (50 cm) a következő nyugalmi időszak során alakult ki. Az erdőállomány alatti vegetációs időszaki depresszió nem volt kimérhető. Ez alapján feltételezhető, hogy az állomány közvetlenül a talajvízből nem fogyaszt – talajvízszintre gyakorolt hatása inkább az intercepción keresztül érvényesül. Talajvízből való közvetlen vízfogyasztást a White-módszerrel sem tudtunk kimutatni (0 mm/nap).

A Bócsa 51 E szürke nyáras alatt a nyugalmi időszakban 50 cm-rel mélyebben állt a talajvíz, mint a parlagterület alatt. Ez a különbség a vegetációs időszak során elérte az 1 m-t, majd a következő nyugalmi időszakra visszaállt a korábban mért 50 cm körüli különbség. Az 5. ábrán látható depresszióból arra következtethetünk, hogy az állomány közvetlenül is fogyaszt a talajvízből. Ennek értékét a 2014-es vegetációs időszakban a White-módszerrel 1,5 mm/napra (230 mm/veg. időszak) becsültük.



5. ábra: A talajvízszint alakulása Bócsán a napi csapadékok függvényében
 Figure 5: Changes in the groundwater level in Bócsa depending on the precipitation

A pusztaszeri parlagkútban a talajvízszint átlagos mélysége 1,2 m volt. Ez az érték a Homokhátságon átlag feletti az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság 2014-es ópusztaszeri (2,8 m) és balástyai (2,9 m) méréseihez képest. A kontrollterületként kijelölt gyepterület talajvízszintje a szabad területi csapadék ciklikusságához, illetve a közeli Büdös-szék vízállásához igazodik. A vegetációs időszakban a talajvízszint periodikus csökkenése volt megfigyelhető, majd a nyugalmi időszakban annak folyamatos emelkedése volt tapasztalható (6. ábra). A talajvízszint ingadozásának maximum értéke 1,1 m, ami a közeli Büdös-szék vízállásának fokozatos növekedésével (2014 nyarán 395 mm csapadék hullott az aszályos időszakok ellenére) magyarázható.

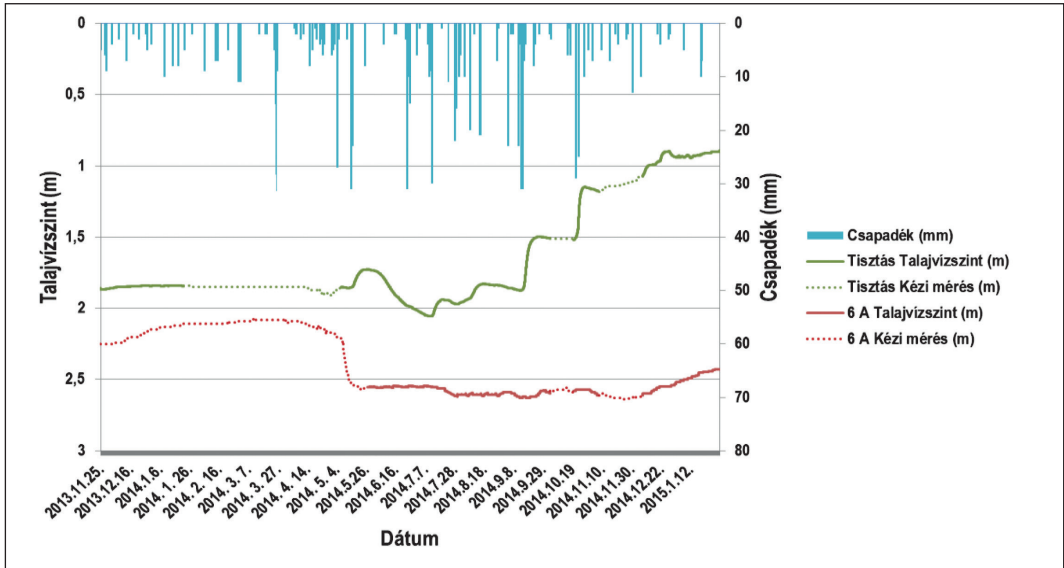
A Pusztaszer 6 A akácok faállomány alatti talajvízszint a nyugalmi időben mintegy 20 cm-rel maradt alatta a kontrollterületen mértnek. Májusban aztán ez az eltérés pár nap alatt közel fél méterrel növekedett, majd a későbbiekben jelentős talajvízszint-változást nem észleltünk, még a nagy csapadékok idején sem. A jelenség – a vegetációs időszak elmúltát követő kiegyenlítődési folyamatok hiányában – nem vezethető vissza egyértelműen a növényi vízfogyasztásra, ugyanakkor az óras felbontású talajvízszint észlelésen alapuló White-módszerrel ki tudtuk mutatni a talajvízből történő közvetlen vízfelvételt. Ennek értékét a 2014-es vegetációs időszakban 0,9 mm/napra (136 mm/veg. időszak) becsültük.

Talajnedvesség, és az abból számolt evapotranspiráció

A talajban lévő nedvesség mennyiségére, ill. annak időbeli változására a talaj tulajdonságain és a felszint borító növényi vegetáción túl a vizsgált talajszelvény aktuális vízháztartási viszonyai hatnak. Ennek megfelelően a talaj nedvességtartalmának ismerete legtöbbször nélkülözhetetlen a vízforgalmi számításoknál.

A bócsai mintaterületek felső 80 cm-ének átlagos talajnedvesség-változását a 7. ábra mutatja be.

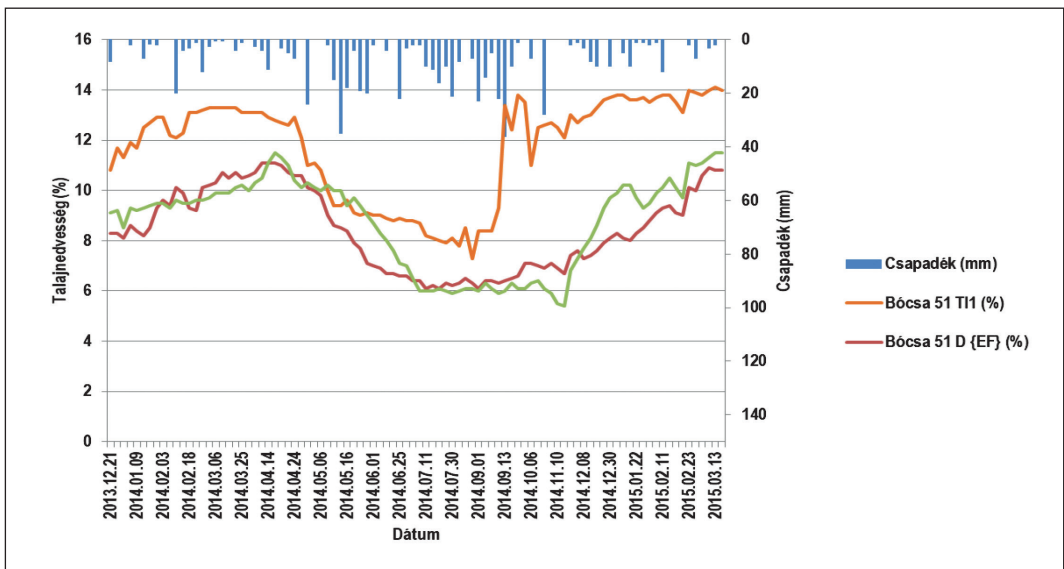
A görbék mindegyike vegetációs időszakbeli szárazodást, és nyugalmi időszaki nedvesedést mutat. A parlagterület nedvességtartalma mutatja a legnagyobb dinamikát, ez a terület reagált leginkább a csapadéokra.



26. ábra: A talajvízszint változása a pusztaszeri mintaterületen a napi csapadék függvényében
 Figure 6: Changes in the watertable in Pusztaszer depending on the precipitation

Az erdei mintaterületek nedvességgörbéi kisebb amplitúdóval, de jól követik a kontrollterület görbéjét. A két erdőtalaj nedvességtartalma hasonló, s átlagban mintegy 2%-kal alacsonyabb a parlagterületénél.

A talaj nedvességekészletének csökkenéséből számított evapotranszspiráció átlagos napi értéke a parlagterületen 0,5–0,8 mm, az erdőfenyvesben 0,3–0,5 mm, a szürke nyárasban pedig 0,4–0,5 mm értéknek adódott attól függően, hogy az egyes csapadékmentes időszakokból nyert adatok mediánját, vagy napok számával súlyozott átlagát vettük.

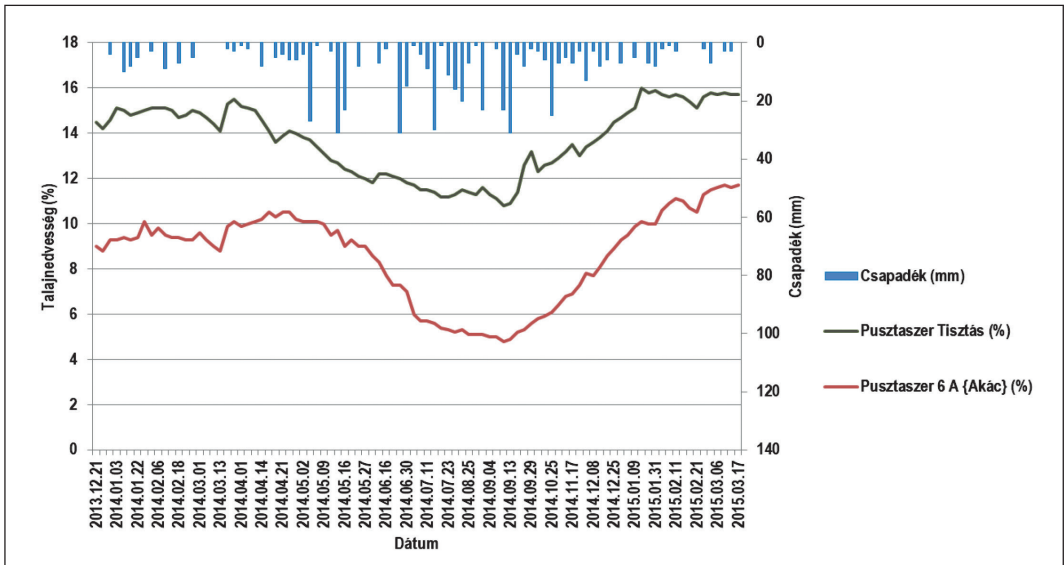


7. ábra: A talaj felső 80 cm-es rétegének nedvességtartalom-változása a bócsai mintaterületen
 Figure 7: Fluctuation of the soil moisture in Bócsa PT-1 (upper 80 cm)

A fentiek igazak a pusztaszeri mérésekre is (8. ábra) azzal az eltéréssel, hogy az akácos alatt átlagosan nem 2%-kal, hanem 4%-kal alacsonyabb a talaj nedvességtartalma a kontrollterülethez képest.

Az evapotranszpirációt a parlagterületen 0,3–0,5 mm/nap, az akácosban 0,3 mm/nap nagyságúnak számítottuk. A módszertani részben leírtak szerint a fenti evapotranszpirációs értékek a felső 80 cm-es talajrétegre vonatkoznak, és nem tartalmazzák a szürke nyáras 1,5 mm/napra és az akácos 0,9 mm/napra becsült közvetlen talajvíz-fogyasztását.

Az automatizált talajnedvesség-mérések sajnos nem váltották be a hozzájuk fűzött reményeket: a gyakori meghibásodások miatt csak a 2013/14-es nyugalmi időszakról vannak értékelhető adataink. Ezekből sajnos megfelelő következtetéseket nem lehet levonni, legalább egy teljes év adatára lenne szükség. Tovább kell dolgoznunk a szondák kalibrálásán is, mert a szárítószerkevényes kontrollmérések nem támasztották kellőképpen alá az eredmények elfogadhatóságát.



8. ábra: A talaj felső 80 cm-es rétegének nedvességtartalom változása a pusztaszeri mintaterületen
Figure 8: Fluctuation of the soil moisture in Pusztaszer PT-1 (upper 80 cm)

A kísérleti területek vízforgalma

A vízforgalom fentebb ismertetett elemeinek egyszerűsített vízháztartási egyenletbe rendezésével kapott vízforgalmat a 4. táblázat mutatja be. Tekintettel arra, hogy a mélybeszivárgás (80 cm alá) értéke maradványként adódott, magán viseli az összes többi vízforgalmi elem számítási hibáját. Mivel az adatok mindössze egyetlen, 400 mm feletti csapadékkal jellemezhető vegetációs időszak méréseit tükrözik, erősen tájékoztató jellegűek.

Az adatok tendenciájából kiolvasható, hogy a talaj felső 80 cm-ére számított evapotranszpiráció értékei nem különböznek jelentősen egymástól. Ugyanez igaz a vízkészlet változásra is: a vegetációs időszak végére 29–38 mm-rel csökken a felső 80 cm nedvességtartalma valamennyi vizsgált területen.

A vízforgalombeli különbségeket elsősorban az intercepciós eltérések és a két érintett állomány közvetlen talajvízfogyasztása okozza. Finomítani lehetne az eredményeken, ha az evapotranszpirációt a jövőben fel tudnánk bontani talajfelszíni párolgásra és növényi vízfogyasztásra.

4. táblázat: A mintaterületek vízforgalmának főbb komponensei
 Table 4: Water balance elements

Időszak	2014. 03. 31. – 2014. 09. 01.				
	Bócsa 51 D (EF)	Bócsa 51 E (SZNY)	Bócsa 51 T11 (Gyep)	Pusztaszer (Gyep)	Pusztaszer 6 A (A)
Faállomány					
Intercepció (mm)	98	81	30	28	102
Evapotranszspiráció (mm)	50–80	60–70	70–122	46–70	40–47
Mélybeszivárgás (0,8m→) (mm)	286–316	309–319	314–366	338–368	298–303
Talaj vízkészlet-változása (mm)	–36	–32	–38	–29	–38
Csapadék összesen (mm)	428	428	428	407	407
Vízfelvétel a kapilláris zónából (mm)	–	230	–	–	136

ÖSSZEFOGLALÁS

A Duna–Tisza közti homokhátság vízháztartásával, az erdőállományok talajvízre gyakorolt hatásával több erdészeti és vízügyi szakember is foglalkozott. A szakemberek véleménye eltérő a témát illetően.

Munkánk során erdő- és gyepterületek vízforgalmát vizsgáltuk meteorológiai, talajvízszint, talajnedvesség tartalom és intercepció mérés segítségével. Az evapotranszspiráció értékét az egyszerűsített vízháztartási egyenlet csapadékmentes időszakokra történő felírásával határoztuk meg. A kapilláris zónából történő vízfelvételt a White-módszer alapján becsültük.

A Bócsán mért meteorológiai adatok tekintetében elmondhatjuk, hogy rendkívül száraz (2012) és igen csapadékos (2014) év is volt a vizsgált időszakban. Az intercepció vizsgálatokban ezt a sokszínűséget nagyon jól ki tudtuk használni. A vízmérleget a csapadékos 2014-es év vegetációs időszakára állítottuk fel.

Az egyes évek vegetációs időszakának intercepciójában jelentős eltéréseket találtunk, melyek jól magyarázhatóak a meteorológiai adatokkal. Az erdeifenyves intercepciója 23–28% között változott, a szürke nyáras esetében 19–21% volt. Különösen fontosnak találtuk a kis csapadékok számának jelentőségét. A szürke nyáras és az erdeifenyves koronáján áthulló csapadék mennyisége között nem volt jelentős eltérés, az intercepció különbségeket a nyárasban mért nagyobb törzsi lefolyás adta.

A talajvízszint adatainak elemzése során kimutathatóak voltak a gyep és az erdő közötti különbségek. A parlagterületek alatt – ha csak 5–10 cm-rel is – de mindig magasabban állt a talajvíz szintje, mint az erdőállományok alatt.

Erdeifenyő esetében az erdőállomány alatti vegetációs időszaki talajvíztekő nem volt kimérhető. Ez alapján feltételezhető, hogy az állomány közvetlenül a talajvízből nem fogyaszt – talajvízszintre gyakorolt hatása inkább az intercepción keresztül érvényesül. Talajvízből való közvetlen vízfogyasztást a White-módszerrel sem tudtunk kimutatni.

A szürke nyáras alatt megfigyelt talajvízgörbe az állomány közvetlen talajvízfogyasztására utal; ennek értékét a 2014-es vegetációs időszakban a White-módszerrel 1,5 mm/napra (230 mm/veg. időszak) becsültük. Ugyan ezen érték az akácok alatt 0,9 mm/napnak (136 mm/veg. időszak) adódott.

A talaj nedvességtartalma és annak dinamikája valamennyi vizsgált területen vegetációs időszaki szárazodást, és nyugalmi időszaki nedvesedést mutatott. A parlagterületek nedvességtartalma mutatta a legnagyobb dinamikát, e területek reagáltak leginkább a csapadéokra. Az erdei mintaterületek nedvességgörbéi kisebb amplitúdóval, de jól követték a kontrollterületek görbéit. A fenyves és nyáras alatt átlagosan 2%-kal, az akácok alatt 4%-kal alacsonyabb nedvességtartalmakat mértünk.

A talaj nedvességekészletének csökkenéséből számított evapotranszpiráció átlagos napi értéke a parlagterületeken 0,3–0,8 mm, az erdeifenyvesben 0,3–0,5 mm, a szürke nyárasban 0,4–0,5 mm, az akácokban pedig 0,3 mm értékek adódtak attól függően, hogy az egyes csapadékmentes időszakokból nyert adatok mediánját, vagy a napok számával súlyozott átlagát vettük. A vízforgalombeli különbségeket elsősorban nem ez, hanem az intercepcióbeli eltérések és a nyáras, ill. az akácos állomány közvetlen talajvízfogyasztása okozta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. „KLÍMA-21” Füzetek 61: 98–107.
- Gácsi Zs. 2000: A talajvízszint észlelés, mint hagyományos, s a vízforgalmi modellezés, mint új módszer Alföldi erdeink vízháztartásának vizsgálatában. Doktori (Ph.D) értekezés, NyME Sopron, 69–93.
- Gribovszki Z., Kalicz P. & Szilágyi J. 2009: Napi periódusú ingadozás a hidrológiai jellemzőkben. Hidrológiai közlöny 89(2): 23–37.
- Hagyó A., Rajkai K. & Nagy Z. 2006: Effect of forest and grassland vegetation on soil hydrology in Mátra Mountains (Hungary). *Biologia* 61(Suppl. 19): S261–S265. DOI: [10.2478/s11756-006-0169-7](https://doi.org/10.2478/s11756-006-0169-7)
- Járó Z. 1980: Intercepció a gödöllői kultúr erdei ökoszisztémában. *Erdészeti kutatások* 73(1): 7–17.
- Loheide S. P., Butler J. J. & Gorelick S. M. 2005: Estimation of groundwater consumption by phreatophytes using diurnal water table fluctuations: A saturated-unsaturated flow assessment. *Water Resources Research* 41(7) W07030. DOI: [10.1029/2005WR003942](https://doi.org/10.1029/2005WR003942)
- Major P. 1974: Síkvidéki erdők hatásának vizsgálata a talajvízpárolgás és tényleges beszivárgás folyamataira. *Hidrológia Közöny* 54(6): 281–288.
- Major P. & Neppel F. 1988: A Duna–Tisza közti talajvízszint-süllyedések. *Vízügyi Közlemények* 70(4): 605–626.
- Major P. 1994: Talajvízszint-süllyedések a Duna–Tisza közén. In: Pálfai Imre (ed): A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái, A Nagyalföld alapítvány kötetei 3, Nagy-alföld Alapítvány, Békéscsaba, 17–24.
- Major P. 2002: Síkvidéki erdők hatása a vízháztartásra, *Hidrológiai Közöny* 82(6):319–323.
- Moltschanow A. A. 1957: Die hydrologische Rolle des Kiefernwaldes auf Sandboden. *Deutscher Bauernverlag Berlin*, 157–158.
- Móricz N. 2011: Egy erdő és parlagterület vízforgalmának összehasonlító vizsgálata. Doktori (Ph.D) értekezés, NyME Sopron, 35–79.
- Pálfai I. 1995: A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái és megoldásuk lehetséges útjai. *Vízügyi Közlemények* 77(2): 144–161.
- Pálfai I. 2010: A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási sajátosságai. *Hidrológia Közöny* 90(1): 40–44.
- Sitkey J. 1999: Erdő és talajvíz kapcsolatára, valamint az erdőnek a kis vízgyűjtők hozamára vonatkozó kutatások ismertetése. In: Gácsi Zs. (ed): Erdő-Víz, szemelvények erdészeti kutatási és gyakorlati munkákból. Kecskemét, 22–34.
- Szász G. & Tőkei L. 1997: Meteorológia mezőgazdáknak, kertészeknek, erdészeknek. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Szodfridt I. 1974: A talajvíz és a vegetáció kapcsolata Duna–Tisza-köze homokterületén. *Abstracta Botanica* (2): 39–42.
- Szodfridt I. 1990: Hozzászólás: Major Pál és Neppel Ferenc: A Duna–Tisza közti talajvízszint-süllyedése című cikkéhez. *Vízügyi Közlemények* 72(3): 287–291.
- Szodfridt I. 1993: Az erdő és a talajvízek kapcsolata Duna–Tisza közti hátságon. *Hidrológia Közöny* 73(1): 44–45.
- White W. N. 1932: A method of estimating ground-water supplies based on discharge by plants and evaporation from soil: Results of investigations in Escalante Valley, Utah. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 659-A: 1–106.

Érkezett: 2018. szeptember 27.

Közlésre elfogadva: 2018. október 15.

A NÖVŐTÉR-SZABÁLYOZÁS HATÁSA FÁS SZÁRÚ NEMESNYÁR ÜLTETVÉNY DENDROMASSZA-HOZAMÁRA

Heilig Dávid, Heil Bálint és Kovács Gábor

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet

Kivonat

Napjainkban egyre nagyobb szerepet kap a faanyagtermelésben az ültetvényes fagazdálkodás. Nő a rövid vágásfordulós és midirotaációs ültetvények területe Európában, viszont kevés információ áll rendelkezésünkre arról, hogy a hagyományos erdészeti beavatkozások, mint például a szisztematikus gyérités az ültetvény első éveiben milyen hatást gyakorol a hozamra. Kutatásunk során arra kerestünk választ, hogy növtér-szabályozással növelhető-e a midirotaációs nemesnyár ültetvények hozama. A Dejtár 4 CS erdőrezslet területén 2011-ben létesített kísérleti ültetvényen vizsgáltuk, hogy az 'AF2' klón esetében az azonos erélyű, de eltérő korban végrehajtott beavatkozás hogyan befolyásolja a dendromassza-hozamok alakulását, dendrometriai mérések és modellezés segítségével 6 vegetációs időszakon keresztül. A teljes dendromassza tekintetében nincs különbség a kontroll és a bővített növtérű parcellák között, sem az eltérő időpontban végzett beavatkozások között a vizsgált időszak során. A növtér-szabályozást követően az előző év növedékénél és a kontroll parcellák növekedéséhez képest is nagyobb volt a hozam a növtér-szabályozott parcellák esetében. Bár a dendromassza-készlet tekintetében közel azonosak, de a különböző növtérű fák dimenziói között határozott eltérés mutatkozik, ezáltal a növtér-szabályozás a termelni kívánt választék minőségére gyakorol hatást.

Kulcsszavak: rövid vágásfordulós ültetvény, növtér, hozambecslés

EFFECTS OF SPACING CONTROL ON DENDROMASS YIELD IN SHORT ROTATION HYBRID POPLAR PLANTATION

Abstract

Nowadays forest plantations have a growing role in wood production. The area of SRF plantations is growing in Europe, but there is only little information about how traditional forestry interventions, like thinning affects yield in the first couple of years after establishment on short and mid rotation plantations. The aim of this paper is to see if spacing controls result in higher yields. In 2011 an experimental plantation was established in the Dejtár 4 CS forest compartment, where the same intensity spacing control was used but at a different age on 'AF2' to see how it affects the yield. For this purpose, dendrometrical measurements were completed for 6 continuous growing seasons. There is no difference in the aspect of dendromass inventory between the controlled and not controlled plots nor in the case of interventions at different ages during the examination period. Following the year of spacing control, increment was higher than in the last growing season and then in the control plots. Despite having no difference between the yields, the dimensions of trees show difference in spacing controlled plots and in the control ones. This means that the spacing control mostly affects the quality of wood.

Keywords: short rotation forestry, spacing, yield estimation

BEVEZETÉS

A 21. század elején egyre növekvő igény mutatkozik a faanyagra Európa szerte. Az energetikai felhasználás mellett az ipari alapanyagként szolgáló fatermékek termelése is növekedik. Egyre nagyobb az erdők területfoglalása, illetve növekedik a kitermelhető famennyiség is és ezzel együtt emelkedik az intenzív ültetvényes fagazdálkodás aránya is.

Várhatóan Közép-Európában a legnagyobb arányban hasznosított megújuló energiaforrás a szilárd biomassza lesz, amihez célszerű lenne egy helyi nyersanyagellátású, kis kapacitású biomassza erőműhálózat létrehozása, mely alkalmas lenne helyi energiaigények kiszolgálására (Fischer et al 2010).

A fás szárú ültetvényekben elsősorban olyan pionír fajokat, illetve ezekből nemesített fajtákat alkalmaznak, melyek a gyenge termőhelyi adottságok mellett is rövid idő alatt – 5–8 éves rotációval – megfelelő minőségű és mennyiségű faanyagot szolgáltatnak ott, ahol a hagyományos erdőgazdálkodás, de még a mezőgazdasági művelés sem feltétlenül gazdaságos (Kovács et al 2013).

Hazánkban és a közép-európai térségben egyaránt növekedik az igény és a kedv rövidvágásfordulós ún. midirotaációs iparicélú ültetvények létrehozására. Ezen ültetvények célja, hogy ipari felhasználásra alkalmas faanyagot termeljen (10–14 cm mellmagassági átmérő 5–10 éves vágásfordulóval). Így szükséges a vizsgált térségben is olyan kutatások elvégzése, melyek a Közép-európai térség termőhelyi adottságaihoz illeszkednek.

Alapvetően meghatározza a hozamokat a klíma, hidrológia és a talaj. Az ültetvényeknél még jelentős szereppel bír a feltalaj tápanyag készlete és a vízgazdálkodása, ugyanis a telepítést követő első két évben a sekély gyökérszettel rendelkező fajták elsősorban a felső rétegekből veszik fel a növekedésükhöz szükséges tápanyagokat, illetve vizet. Ahhoz, hogy gazdaságilag versenyképesek legyenek az ültetvények más mezőgazdasági kultúrákkal szemben, legalább 8–10 (abszolút száraz tonna) $t/év/ha$ hozamot kell elérniük (Murach et al 2009).

A kialakított ültetvényen lehetőség nyílik mind az energetikai célú faanyagtermelés, mind az ipari célú választékok termelésének vizsgálatára. Az eredményeket t/ha dimenzióban határoztuk meg, ami alkalmas energetikai és ipari célú választékok mérésére is. A teljes dendromassza-hozam a dolgozatunk esetében a vágáslap feletti összes fatermés változását, éves átlagos növedékét jelenti leszámítva az előhasználat során kitermelt fatömeget.

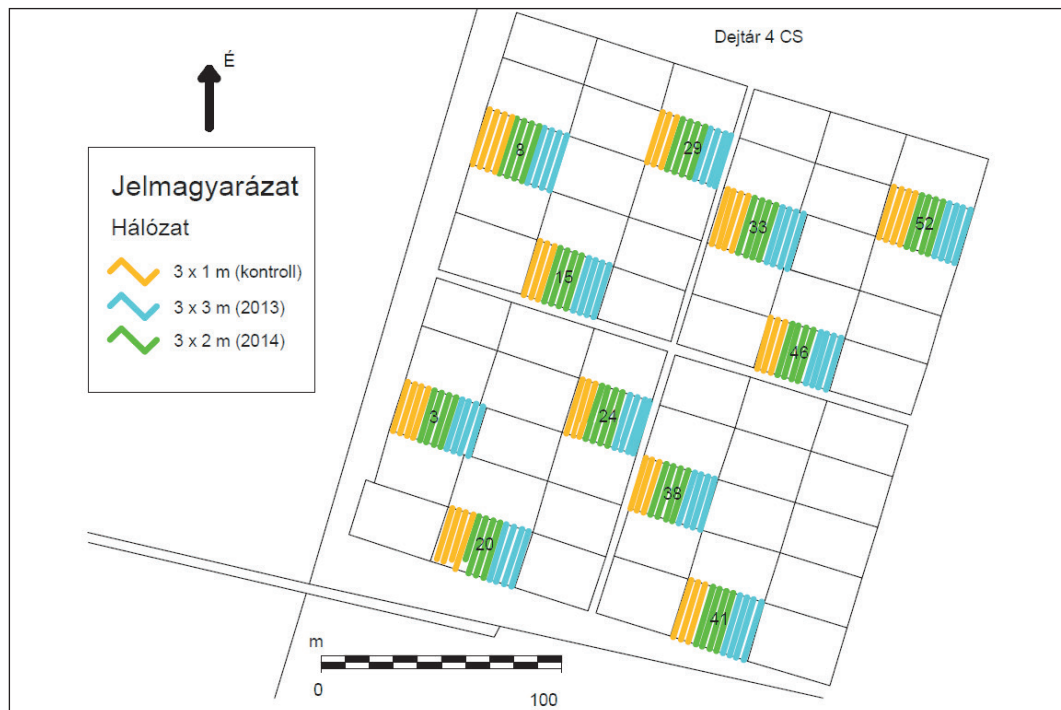
Cikkünkben a Dejtár 4 CS erdőrészlet területén létesített kísérleti ültetvényen végzett növtér-szabályozás eredményeit mutatjuk be. Egy adott telepítési hálózatban az eltérő korban történő azonos erélyű beavatkozás milyen hatást gyakorol a dendromassza-hozam mennyiségére és minőségére. Azért tartjuk különös jelentőségűnek eredményeink közlését, mivel hasonló jellegű publikációt a szakirodalomban nem találtunk.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kísérleti terület bemutatása

2011 májusában egy 5 ha területű 60 parcellás kísérleti ültetvény (1. ábra) alakítottunk ki a Dejtár 4 CS erdőrészlet területén. A kísérleti terület kialakítása során a hazánkban leggyakoribb nemesnyárfajtákat alkalmaztuk vagy 2 m-es karódugvánnyal ('AF2'), vagy 30 cm-es dugvánnyal ('AF2', 'Monviso', 'Pannonia'). Vágvölgyi (2013) szerint Magyarországon a legnagyobb hozamot a nyár klónok, ezek közül is az 'AF2' és a 'Monviso' adják. 15 parcellás csoportokként eltérő tápanyagutánpótlás történt. Ezen túl a karódugványos parcellákban növtér-szabályozást is végeztünk. A telepítési hálózat 3×1 m-es. Egy parcella 12 sort, soronként 22 egyedet tartalmaz.

A kísérleti ültetvény Cserhát-vidék erdészeti tájban, azon belül az Ipoly-medence tájrészletben fekszik. A makroklima mérsékelt hűvös – mérsékelt száraz. Az évi középhőmérséklet 9,6 °C, a tenyészidőszaki 16,3 °C. Az átlagos csapadékösszeg 567 mm, míg a vegetációs időszakban 338 mm hullik. Az évi csapadék- és hőmérsékletjárás alapján a klíma egyfajta átmenet az erdőssztyepp és a zárt tölgyes klíma között (Halász 2006).



1. ábra: Kísérleti ültetvény elrendezése, kiemelve a növényter-szabályozás által érintett sorokat (Szente 2016)
Figure 1: Experimental design with the spacing controlled rows highlighted (Szente 2016)

A terület 150 m tengerszint feletti magasságú, sík fekvésű, erdészeti klímaosztálya kocsánytalan tölgyes ill. cseres klíma, időszakos vízhatású kovárványos barna erdőtalajú homok fizikai talajféleséggel és mély termőréteggel (Szabó 2016). Ezen termőhelytípusváltozat megfelel az ültetvényes nemesnyárgazdálkodás igényeinek is.

Növényter-szabályozás és felvételezés módja

Jelen vizsgálat tárgyát három karódugvánnyal telepített parcella (3, 20, 24) képezi, melyek termőhelyi paraméterei azonosak, továbbá egyező tápanyagutánpótláson estek át (40 t/ha szerves trágya). Minden parcella (12 sor) 4 soronként alparcellákra lett bontva. Nyugatról keletre haladva az első alparcellán nem végeztünk növényter-szabályozást (kontroll), a második alparcellán (2014-es jelű sorok) a harmadik vegetációs időszakot követően bővítettük a növényteret 3 m²-ről 6 m²-re, amivel a hektáronkénti törzsszám 3330-ról 1665-re csökkent. A harmadik alparcellán (2013-es jelű sorok) a második vegetációs időszakban történt az előzővel azonos erélyű beavatkozás (Terjéki 2014). A szematikus gyérités párhuzamos rendszerben valósult meg, azaz a páros sorszámú egyedeket vágták ki.



Az egyedszámok változását vizsgáltuk a kezdeti, illetve a növtér-szabályozást követő egyedszámokhoz viszonyítva, ezzel bemutatva az eltérő növtérű parcellákon bekövetkező természetes mortalitást.

A vizsgált parcellákon az egyedek mellmagassági kerületét megmértük mm-es beosztású szalaggal. Továbbá a növtér-szabályozás során kivágott fák magasságát is meghatároztuk dm-es pontossággal mérőszalag segítségével, a további években – mikor már nem történt kitermelés – soronként egy átlagfa magasságát mértük meg Haglőf ECII elektronikus famagasság és lejfokmérő segítségével. Az első év végén elvégzett dendrometriai méréseket a kis mellmagassági kerület értékek és a parcellák közötti minimális magasságkülönbség okán nem vettük figyelembe a számítások során. A telepítést követően a második vegetációs időszaktól kezdve minden vegetációs időszak befejeztével dendrometriai méréseket végeztünk. A 6. vegetációs időszakot követően egy fa került kivágásra, majd az abból vett mintákból a nedvességtartalom és a sűrűség értékét határoztuk meg.

A mért mellmagassági kerület átmérőre történő átszámításánál kör keresztmetszetet feltételeztünk. Vizsgáltuk, hogy vegetációs időszakonként hogyan változik az átmérőnövekedés, illetve erre milyen hatást gyakorol a növtér-szabályozás.

A mért átmérők és magasságok segítségével logaritmikus famagasság görbét szerkesztettünk. Ez alapján elemeztük a magasság beavatkozások szerinti változását, továbbá ezt használtuk fel az fatérfogatok meghatározásánál. Az egyes fák térfogatának számításához a Király László-féle kétváltozós fatérfogat-függvényt alkalmaztuk. A próbafás módszer során az állomány egyedszámát kell meghatározni, majd mintafákat kiválasztva – célszerűen átlagfák – a mintatestek száraz tömegét és a faegyed magasságát és tő- vagy mellmagassági átmérőjét megmérni. Az átlagfák térfogata meghatározható az átmérő és magasság függvényében, a mintatest térfogatát megmérve és ezzel az értékkel osztva a mintatest tömegét az átlagfára jellemző sűrűség számítható. A sűrűség és a faegyed térfogata adja a fa teljes tömegét, aminek az egyedszámmal vett szorzata adja a teljes állomány száraz tömegét (Halupa 2008).

$$v = (p_1 + p_2 \cdot d \cdot h + p_3 \cdot d + p_4 \cdot h) \cdot \left(\frac{h}{h - 1,3}\right)^k \cdot \left(\frac{d^2 \cdot h}{10^8}\right),$$

ahol:

- v : az adott fa vágáslap feletti összes térfogata (m³),
- d : mellmagassági átmérő (cm),
- h : famagasság (m)
- p₁, p₂, p₃, p₄ : paraméterek,
- k : kitevő.

A számításokhoz az 'Olasznyár'-ra vonatkozó paramétereket használtuk (k = 4, p₁ = 2341,13687, p₂ = -0,13816, p₃ = 14,43934, p₄ = 15,62451) (Sopp 2000). Mivel a függvény az alacsony fák térfogatát torzítja, így – Veperdi Gábor javaslatára – az alábbi módosítást alkalmaztuk:

ha h ≤ 2,0 m, akkor v = 0,003 m³,

ha h ≤ 3,0 m, akkor v = 0,005 m³.

Az így nyert térfogat értékeket az általunk meghatározott a sűrűséggel szorozva, majd a nedvességtartalommal redukálva átro tonnára számítottuk. A kapott tömegeket parcellánként és beavatkozások szerint csoportosítva összegzésre kerültek, majd a terület ismeretében hektárra vitettük az összehasonlíthatóság végett. A hozamok megállapításánál az egymást követő évek készleteinek különbségét vettük, kivéve a növtér-szabályozást követő évben. Ekkor az előző év készlete felének és az adott év készletének különbségként értelmeztük a hozamot.

Statistikai számítások és szoftverek

Az átlagátmérő meghatározásánál négyzetes középértéket és átlag magasság számítása során – az erdészeti gyakorlatnak megfelelően – a körlappal súlyozott átlagértéket határoztuk meg (Veperdi 2011).

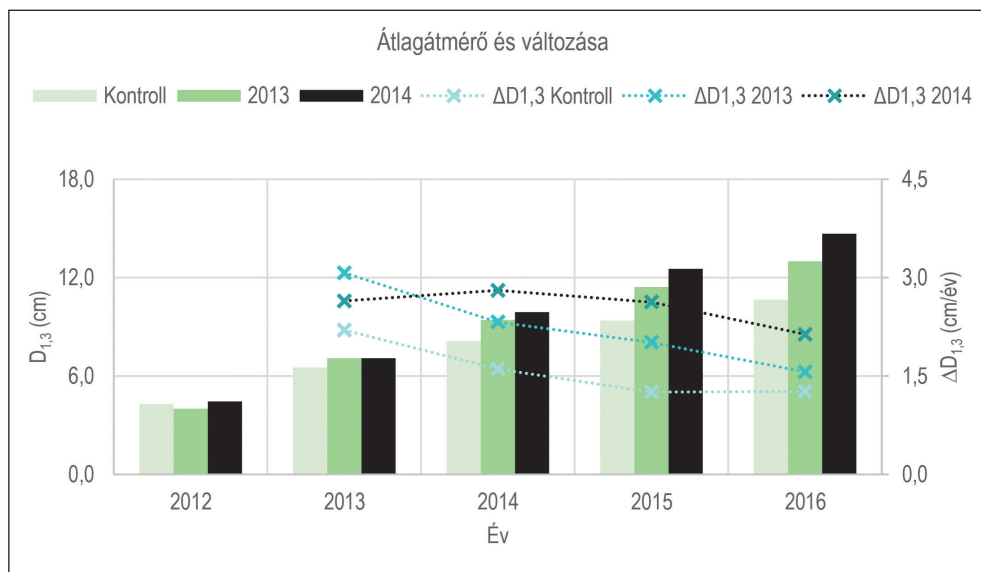
A számítások a Microsoft® Excel 365 és a STATISTICA programcsomag 12-es verziójával készültek.

Az eloszlásvizsgálat során normál-eloszlást feltételeztünk. A próba elvégzéséhez az osztályok számát Sturges (1926) által javasolt formula szerint számítottuk. A nullhipotézist elfogadjuk, azaz az eloszlást normálisnak tekintjük, ha az empirikus szignifikancia szint (p) meghaladja a 0,05-os értéket.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Átlagátmérő alakulása a vizsgálati időszakban

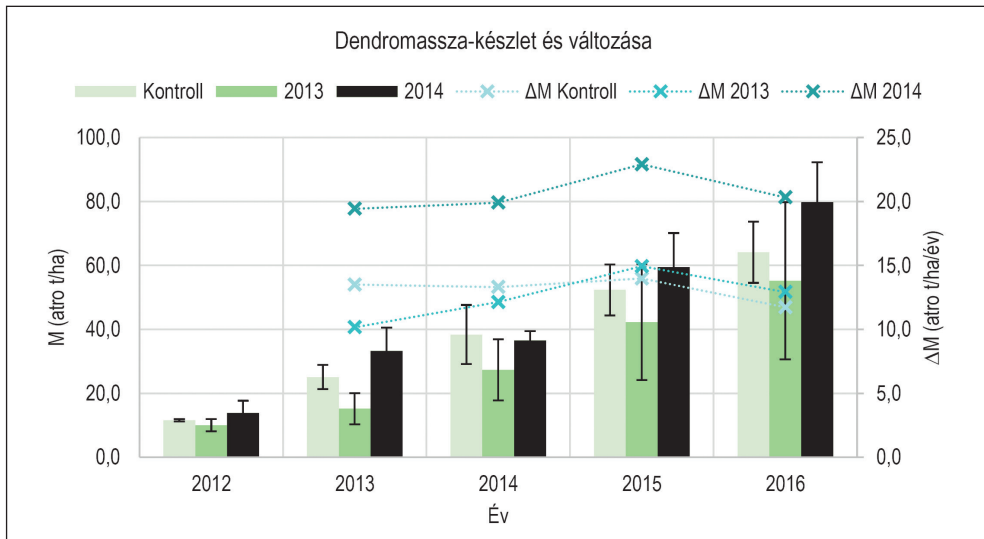
A második vegetációs időszakot követő méréseink szerint az állomány egységes, az átlagos átmérő az ültetvényen 4,3 cm. A 2. ábrán látható, hogy a kontroll parcellák átlagátmérője lassuló ütemben növekedik. Az utolsó két évben a növekedés szinte azonos mértékű. Az átlagátmérő éves folyónövedéke 1,6 cm/év. A 2013-as vegetációs időszaktól kezdődően bővített növtérű parcellák a harmadik vegetációs időszakban a legnagyobb átmérő folyónövedéket (3,1 cm/év) érték el, a megnövekedett növtér hatására. Az ezt követő években a növekedési üteme – hasonlóan a kontroll parcellákéhoz – lassul. A 2014-es jelű parcellák növtér-szabályozása a 2014-es vegetációs időszak előtt történt, aminek eredményeképpen ezen évben a legnagyobb átmérőgyarapodást mutatta, ami még az előző évi értéket is meghaladta. Ezen esetben a növtér-szabályozás bizonyosan igen kedvező hatású, hiszen a fajtára jellemző éves átmérőgyarapodási tendenciához képest magasabb értéket jelent. A következő évek során a másik két kezeléséhez hasonló mértékben csökken az átlagátmérő folyónövedéke ebben az esetben.



2. ábra: Átlagátmérők és növekedésük kezelésenként csoportosítva
Figure 2: Average and growth of diameters grouped by the year of spacing control

A növőter-szabályozás hatással van az átlagátmérő változására. A második vegetációs időszak után végrehajtott beavatkozás is eredményes, de kimagasló értéket a harmadik vegetációs időszakot követő gyérités alkalmával tapasztaltunk. Ennek oka feltehetően, hogy a második év végén az állomány még nem teljesen záródott, azaz a fák a rendelkezésre álló teret még nem teljesen használják ki, míg a 3,0 m²-es növőteret a 2014-es parcellák esetében a harmadik vegetációs időszak végére teljesen kihasználták és így a gyérités hatására „közvetlenül hasznosítható növőterre” tettek szert. Ezt támasztja alá a kontrollparcellákhoz képest magasabb átmérőgyarapodás a kezelték esetében.

Hozamok alakulása a vizsgálati időszakban

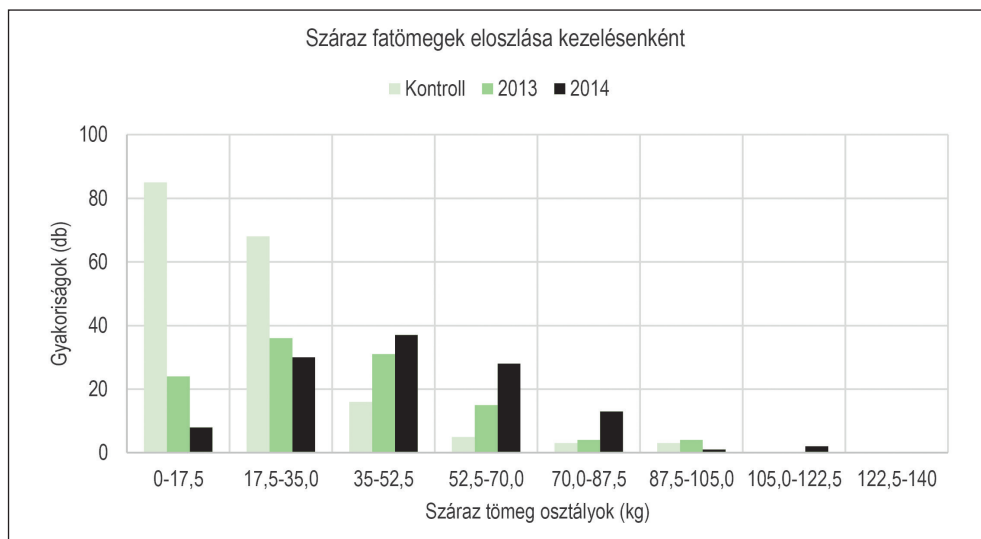


3. ábra: Száraz dendromassa-készlet és változása kezelésenként csoportosítva
Figure 3: Average and change of dry dendromass grouped by spacing control

A 3. ábrán látható a dendromassa-készlet és változása, feltüntetve a kezelésekre eső parcellák közötti szórást is. A második vegetációs időszak végén – 2012-ben – a kezelések dendromassa mennyiségében nem mutatkozik nagyobb eltérés. A következő évben a növőter-szabályozott, 2013-as jelű parcellák átlagos dendromassa-készlete elmarad a két, eddig kezeletlen parcella dendromassa mennyiségéhez képest. Ennek oka, hogy a növőter-szabályozás során a beavatkozásig keletkezett dendromassa felét (5,0 atro t/ha) kitermelték. A másik két kezelés parcelláinak növedéke nem változott a 2013-as és 2014-es években jelentősen. A 2014-es jelű parcellák növőter-szabályozásakor 16,6 atro t/ha-t termeltek ki. Az előhasználatok során kitermelt fatér fogat további felhasználásra nem került, így az összes fatermés számításában sem jelenik meg, bár üzemi léptékben célszerű lenne ezt a faanyagot is felhasználni. A megnövelt növőteret jól tudták hasznosítani a parcellák ültetvényei, így kimagasló növedék értéket kaptunk. A kontroll parcellák növedéke nagyjából állandó értéket mutat a vizsgált időszakban.

A 2016-os év előző évekhez képest elmaradó növedék értéke feltehetően a kedvezőtlen időjárásnak tudható be. Hőmérséklet szempontjából az év kiegyensúlyozottnak mondható a nevezett év, de az átlagosnál több csapadék hullott, de ezek gyakran – főként a nyári záporok – rövid idő alatt hoztak jelentős vízmennyiséget, ami képtelen volt a talajba szivárogni (Kolláth et al 2017).

Az utolsó vizsgált vegetációs időszak egyesfa száraztömeg-eloszlásai



4. ábra: Száraz fatömegek eloszlása kezelésként
 Figure 4: Distribution of dry dendromass grouped by year of spacing control

Az 4. ábrán az egyes fák száraz tömegének eloszlása látható. A teljes tömegeloszlást 8 csoportra osztottuk. Majd vizsgáltuk, hogy a különböző kezelések követik-e a normális eloszlást. Ez a két kezelt parcella esetében teljesül, míg a kontroll parcellák esetében nem (1. táblázat). A kontroll parcellák egyedeinek közel fele (85 db) esik az első osztályba, míg az alsó két osztályba az egyedek 85%-a esik (153 db). A magasabb tömegű osztályokba azon egyedek esnek, melyek növtéren a tervezettnél nagyobb, mivel az elpusztult egyedekkel szomszédosak, illetve a 8-as parcella nyugati szélén található, így erős szegélyhatás érvényesül.

A tömegeloszlás tekintetében t-próbát végeztünk, hogy megvizsgáljuk, hogy az eltérő időpontban végzett kezelések hatással vannak-e az átlagfa száraztömegére. F-próba igazolta a varianciák egyezőségét, így teljesül a t-próba előfeltétele ($p=0,56$). A két kezelés nem tér el szignifikánsan egymástól ($p=0,06$), tehát a 2013-as és 2014-es jelű parcellák fainak átlagos tömege egyezik. A beavatkozások között eltelt egy vegetációs időszak nem eredményez kimutatható különbséget az egyesfa tömegek eloszlásában.

1. táblázat: Fák száraz tömegének eloszlásvizsgálata kezelésként csoportosítva
 Table 1: Distribution fitting of dry dendromass of individual trees grouped by year of spacing control

Beavatkozás	χ^2	Szabadsági fok	p
Kontroll	17,30008	1	0,00003
2013	1,75915	2	0,41496
2014	1,73014	2	0,42102

Az utolsó vizsgált vegetációs időszak eredményei

A 2. táblázatban található a 6. vegetációs időszakot követő mérések eredményei. A kezdeti tőszámhoz képest a kontroll parcellák mutatták a legalacsonyabb tőszámot. Itt a fák mindössze 81%-a maradt életben.



Feltehetően ez egy öngyérülési folyamat, ami a növőter beszűkülése és az állomány differenciálódása következtében jön létre. A kezelt parcellák esetében a viszonyítási alapot a növőter-szabályozást követő tőszám jelenti. Ezen két csoport esetében a túlélés magas értéket mutat. A kontroll parcellák magas pusztulási arányából azon következtetés vonható le, hogy a kezdet 3×1 m-es növőter 6 vegetációs időszak végére, már kicsinek bizonyul.

2. táblázat: A vizsgálat eredményei 2016-ban kezelésenként csoportosítva
Table: 2: Results in 2016, grouped by year of spacing control

KBeavatkozás	Elemzszám	Túlélés	Mellmagassági átmérő		Dendromassza	Folyónövedék átlaga
			\bar{x}	σ		
	(db)	(%)	(cm)		(atro t/ha)	(atro t/ha/év)
Kontroll	180	81%	10,6	3,6163	64,1	13,1
2013	114	95%	13,0	3,3811	55,2	12,5
2014	119	92%	14,7	4,0431	79,8	20,6

A kontroll parcellák esetében a sűrű állomány következtében az átlagos átmérő elmarad a nagyobb növőterű parcellákhoz képest. Ezen értékek szórása hasonlóan alakul a kezeléseik között. A mellmagassági átmérő szórása a legmagasabb a 2014-es jelű parcellák esetében, amit a kontroll parcellák szórása követ. Ez feltehetően az elpusztult egyedek környezetében található egyedek többlet növőtere okozta.

Legnagyobb dendromassza a 2014-es jelű parcellák esetében keletkezett, ezt a kontroll parcellák követték. Ennek oka, hogy bár dimenzióiban alulmarad a 2013-as jelű parcellákhoz képest, de egyedszámában közel másfélszerese annak. Hozamok viszonylatában a kontroll és a 2013-as jelű parcellák közel azonos korszaki átlagot mutatnak (~13 atro t/ha/év). Ezt jelentősen meghaladja a 2014-es jelű parcellák 20 atro t/ha/év-es korszaki átlagos növedéke. Összességében ezek mindegyike meghaladja a gazdaságossági küszöb (8-10 atro t/ha/év) értékét.

ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásunk célja, hogy feltárjuk milyen hatást gyakorol az eltérő korban végrehajtott, azonos erélyű növőter-szabályozás rövid vágásfordulós nemesnyár ültetvények dendromassza-hozamában. A kísérlet végén arra a következtetésre jutottunk, hogy a lábon álló dendromassza tekintetében különbség mutatkozik az eltérő korban végzett növőter-szabályozások között. A 6. vegetációs időszak végén a kontroll parcellák átlagos készlete 9 atro t/ha-ral múlja alul a 2013-as jelű parcellákét a korai beavatkozás következtében. A 2014-es jelű parcellák viszont több mint 15 atro t/ha-ral nagyobb dendromassza-készletet értek el, mint a kontroll parcellák. A 2013-es jelű parcellák előhasználatá során nagyjából 5 atro t/ha fatömeget, míg a 2014-es jelű parcellákon átlagosan közel 17 atro t/ha fatömeg termeltek ki. Ezen értékeket is figyelembevéve a kontroll és a 2013-as jelű parcellák eredménye dendromassza tekintetében közel azonos, míg ezeket meghaladja a 2014-es jelű parcellák készlete. Összességében a növőter-szabályozás pozitívan befolyásolja a vizsgált ültetvény dendromassza-készletét.

Ha a beavatkozás idejének viszonylatában vizsgáljuk az eredményeket, akkor kijelenthető, hogy a második vegetációs időszak után korai végrehajtani még a növőter-szabályozást, a harmadik vegetációs időszakot követően optimális.

Gyakorlati szempontú következtetés, hogy ha aratógéppel történik a termelés, célszerű sűrűbben hagyni az állományt, hogy a főátmérők ne haladják meg a gép befogadási tartományát. Abban az esetben, ha ipari választékot kívánunk termelni, akkor a tágabb növénytér esetében méretesebb anyagot kapunk.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönet illeti az Ipoly Erdő Zrt. Kelet-Cserháti Erdészetét a terület biztosításáért. A kutatás az EMMI FSA és az AGRÁRKLÍMA.2 - VKSZ_12-1-2013-0034 támogatásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Fischer G., Prieler S., van Velthuisen H., Berndes G., Faaij A., Londo M. & de Wit M. 2010: Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures. Part I: Land productivity potentials. *Biomass and Bioenergy* 34(2): 159-172. DOI: [10.1016/j.biombioe.2009.07.008](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.07.008)
- Halász G. 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat: Budapest. 70-71.
- Halupa L. 2008: Energetikai faültetvények. In: Führer E., Rédei K., & Tóth B. (eds): Ültetvényszerű fatermesztés 2. Agroinform Kiadó. Budapest. 43-55., 62-67.
- Kolláth K., Csonka T. & Bíróné Kircsi A. 2017: Beszámoló a 2016. év éghajlatáról és szélsőséges időjárási eseményeiről. OMSZ. 27 p.
- Kovács G., Heil B. & Schmidt P. 2013: A fászárú energiaültetvények létesítésének termőhelyi és technológiai kérdései. Előadás. InnoLignum. Sopron
- Murach D., Hartmann H., Murn Y., Schultze M., Ali W. & Röhle H. 2009: Standortbasierte Leistungsschätzung in Agrarholzbesänden In Brandenburg und Sachsen. In: Reeg T., Bemann A., Konold W., Murach D., & Spiecker H. (eds): Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Weinheim: Wiley-VHC. 181-191.
- Sturges H. A. 1926: The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association* 21: 65-66. DOI: [10.1080/01621459.1926.10502161](https://doi.org/10.1080/01621459.1926.10502161)
- Sopp L. 2000: Fatömegszámítási táblázatok. Állami Erdészeti Szolgálat. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szabó O. 2016: Természetes anyagokkal történő tápanyag-utánpótlás fás szárú energetikai ültetvényben. Doktori (PhD) értekezés. 161 p.
- Szente E. 2016: Eltérő növénytér hatásának vizsgálata fás szárú energetikai ültetvény hozamára a Dejtári Csemetekertben. Diplomamunka (MSc). 62 p.
- Terjéki T. 2014: Hozamvizsgálatok eltérő növénytér függvényében fás szárú energetikai ültetvényben. Diplomamunka (MSc). 96 p.
- Vágvölgyi A. 2013: Fás szárú energetikai ültetvények helyzete Magyarországon napjainkig, üzemeltetésük, hasznosításuk alternatívái. Doktori (PhD) értekezés. 195 p.
- Veperdi G. 2011: Erdőbecsléstan. Oktatási segédanyag. Sopron. 84 p.

Érkezett: 2018. június 21.

Közlésre elfogadva: 2018. augusztus 16.



Műhernyós vizsgálatok

Zöld művészgurmából készített, hernyót imitáló múprédák, jól használhatóak különböző élőhelyek ragadozási nyomásának összehasonlítására. Fő előnyei az olcsósága mellett, hogy gyorsan és egyszerűen kihelyezhetők, és a ragadozók által hátrahagyott nyomok azonosítása nem igényel nagy szakismeretet.

Fotó és szöveg: Eötvös Csaba (NAIK ERTI)

A KÉSEI MEGGY (*PRUNUS SEROTINA* EHRH.) ELŐFORDULÁSÁNAK VIZSGÁLATA A NAGYLÓZSI FAFAJ-ÖSSZEHASONLÍTÓ KÍSÉRLET TERÜLETÉN

Nemes Viktória, Csiszár Ágnes és Bartha Dénes

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet

Kivonat

Vizsgálatunk során a Győr-Moson-Sopron megyei Nagylózs 5F kísérleti célú erdőrészt tizenkét parcellájában végeztünk cönológiai felmérést. Kutatásunk fő célkitűzése az inváziós kései meggy előfordulásának vizsgálata volt az 1969-ben telepített, különböző célállományú parcellákban. Megfigyeléseink szerint a kései meggy az erdőrészt minden parcellájában jelen van, de a környező erdőrészteltekben is nagymértékű terjedést mutat. A faj a szelídgesztenye, lucfenyő és erdeifenyő célállományú parcellák lombkoronaszintjében dominánssá vált, azonban e parcellákra mindegyikére jellemző az ültetett faj jelentős visszaszorulása. A magas záródású hársas állományokban csak elenyésző borítással, többnyire csak csíranövény állapotban fordult elő. A statisztikai elemzés a lombkorona záródása és a kései meggy cserjeszintbeli borítása között negatív korrelációt mutatott ki. Vizsgálataink alapján a faj terjedésének megakadályozásakor javasolt kiemelt figyelmet fordítani a zárt erdőbelső, valamint a második, árnyaló lombkoronaszint megőrzésére.

Kulcsszavak: kései meggy, fajaj-összehasonlító kísérlet, lombkorona záródás

STUDIES ON BLACK CHERRY (*PRUNUS SEROTINA* EHRH.) OCCURRENCE IN THE AREA OF COMPARATIVE TREE SPECIES EXAMINATION, NAGYLÓZS

Abstract

Coenological studies have been carried out in Nagylózs 5F experimental forest subcompartment (Győr-Moson-Sopron county) to examine the occurrence of invasive black cherry in different forest stands planted in 1969. According to our monitoring results, black cherry is present in all parcels of the forest subcompartment and shows considerable spreading in the surrounding areas. Among the 12 studied parcels, the species became dominant in the canopy layer of sweet chestnut, Norway spruces and Scots pine parcels; where the presence of the former planted trees had decreased considerably. It occurs only infinitesimally, mainly with seedlings in linden parcels with high canopy closure. Statistical analyses confirmed negative correlation between the canopy closure and black cherry dominance in shrub layer. According to our studies, we would like to draw the attention to the importance of canopy closure and shading effect of the second canopy layer during the control of black cherry.

Keywords: black cherry, comparative tree species examination, canopy closure



BEVEZETÉS

Az észak-amerikai származású kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.) Európa szerte elterjedt inváziós faj, jelentősebb állományai hazánkon kívül Németországban és Belgiumban találhatók, főként tápanyagszegény homoktalajokon (Starfinger 1990, 1997, Muys & Maddelein 1992, Kowarik 2010). Hazánkban számos termőhelyen, valamint különböző élőhelyeken, kultúrerdőktől a természetközeli élőhelyeken át megjelenik, előfordulásának súlypontja azonban a homokvidékekre tehető (Nyírség, Kiskunság, Belső-Somogy). Terjedését telepítésén kívül spontán terjedése és a termőhely bolygatása is elősegíti (Juhász 2004, 2008, 2012, Juhász & Bagi 2008). Növekedés- és fejlődésgátló allelopátiás hatását laboratóriumi és szabadföldi vizsgálatok is igazolják (Robakowski & Bielini 2011, Nagy 2012, Csiszár et al 2012, 2013). Fiatalkori gyors növekedése, hatékony biomassza-allokációja és magas asszimilációs rátája kompetíciós előnyt biztosít számára számos fafajjal, többek között a kocsánytalan tölgygel (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) szemben (Robakowski et al 2018). Terjedését a herbivorok számára potenciálisan mérgező cianglikozid tartalma is elősegítheti, ennek ellenére a gímszarvas (*Cervus elaphus* L.) néha megrághja. Sűrű állományai a nagyvad számára jó vadbúvóhelyet biztosítanak. A magok terjesztésében kiemelt szerepe van a természet fogyasztó madaraknak, amelyek mozgását és ezáltal a magterjesztés távolságát jelentősen meghatározzák a pihenő- és éjszakázóhelyek jelenléte, valamint a tájszerkezet (Deckers et al 2005, 2008, Kurek et al 2015).

A kései meggy hatása a természetes vegetációra rendkívül sokrétű, allelopátiás és kompetíciós hatásán túl az avar- és humuszképződés felgyorsítása által megváltoztatja a termőhelyet, fokozatosan átalakítja az állomány csereszintjét, majd alsó lombkoronaszintjét, végül erős árnyalásával a gypszintjét is (Juhász 2004, 2012). A kései meggy hatását az erdőállomány gypszintjére számos vizsgálat kutatta, melyek többsége a gypszint fajgazdagságának csökkenését mutatta ki (Godefroid et al 2005, Verheyen et al 2007, Vanhellemont et al 2011, Halarewicz & Zolnierz 2014). A különböző termőhelyű, fafajú és kezelési állományokban azonban a hatás jelentős eltéréseket mutathat (Halarewicz & Zolnierz 2014). A természetvédelmi problémák mellett a kései meggy jelentős erdőgazdálkodási problémát is okoz, mind a fatermesztés célú intenzív erdőművelésben, mind a természetes felújulás terén (Kowarik 2010, Juhász 2012, Nagy 2012). Kertészeti jelentősége a gyümölcsfajainkat károsító olyan idegenhonos rovarfajok terjesztésében nyilvánul meg, mint például a keleti cseresznyelégység (*Rhagoletis cingulata* Loew) vagy a pettyesszárnyú muslica (*Drosophila suzukii* Matsumura) (Szeőke 2007, Tuba et al 2012, Kiss et al 2016, Poyet et al 2014). Visszaszorítását megnehezíti intenzív tősarjképző képessége, irtására a mechanikai módszerek közül a magoncok kihúzása és a fák kéreggyűrűzése sikerrel alkalmazható; vegyszeres irtása esetén vastag bőrnemű levelei miatt tapadássegítő szerek alkalmazása javasolt (Csiszár & Korda 2017, Demeter & Lesku 2017, Nemes et al 2017, Vadász 2017, Verő & Csóka 2017).

A szakirodalmi ismeretek szerint a kései meggy számos, különböző szerkezetű és összetételű erdőállományban képes terjedni (Juhász 2004, 2008, 2012, Juhász & Bagi 2008). A nagylózsai fajaj hasonlító kísérlet lehetőséget biztosított arra, hogy a faj terjedését azonos termőhelyi körülmények között, különböző célállományú mintaparcellákban vizsgálhassuk. A kései meggy előfordulásának vizsgálatával arra a kérdésre kerestük a választ, hogy van-e összefüggés az egyes állományok szerkezete és a kései meggy terjedésének mértéke között.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálatainkat a Sopron-Vasi-síkság Ikva-Répcé-síkján elhelyezkedő Nagylózs 5F erdőrészletben kijelölt mintaterületeken végeztük (1. ábra). A Nagylózs 5F erdőrészlet 8,64 hektáros területén 1969-ben az Erdészeti és Faipari Egyetem Erdőműveléstani Tanszéke által, Dr. Majer Antal professzor irányítása alatt 33 mintaparcellán összesen 17 különböző fajaj ültetésére került sor, fajaj-összehasonlító kísérlet céljából. Kísérletük célja

az volt, hogy ismereteket gyűjtsenek arról, hogy néhány hazai elegy- és idegenhonos fafaj milyen növekedést mutat a mintaterülethez hasonló éghajlati és termőhelyi körülmények között. A terület talajképző kőzete a hajdani Ős-Rába teraszát alkotó kavics és az arra ráakódott lösz, melyen rozsdabarna cseri talaj alakult ki (Kondorné Szenkovics 2007a). A vizsgálati terület a zárt tölgyes és gyertyános tölgyes klímaöv határán helyezkedik el, ahol a természetes erdőtársulás gyertyános-kocsánytalan tölgyes és cseres-kocsánytalan tölgyes közötti átmeneti jellegű (*Quercus petraeae* – *Carpineum*, ill. *Quercetum petraeae-cerris*) *Galium odoratum*, illetve *Festuca heterophylla* erdőtípussal (Majer 1980). Az erdőrészetben alkalmazott erdészeti beavatkozások közül az ápolási munkákon túl megemlítendő az 1987-ben és 1989-ben végzett, összes parcellát érintő tisztítás, illetve 2001-ben az erdőrészet teljes területén végzett törzskiválasztó gyérítés (Kondorné Szenkovics 2007b). 2005-ben a lucfenyő fafajú parcellában egészségügyi fakitermelést, 2006-ban a vörös tölgy, kocsánytalan tölgy, erdeifenyő, duglászfenyő, nyugati ostorfa, kislevelű és nagylevelű hárs fafajú parcellákban törzskiválasztó gyérítést hajtottak végre (Fenyősy 2016). Különböző abiotikus és biotikus károk következtében az eredetileg kijelölt 33 parcella közül 5 parcella célállománya jelentősen károsodott vagy elpusztult, a 28. parcellába ültetett kései meggy állományt letermelték és kivették a kísérletből.



1. ábra: A fafaj-összehasonlító kísérlet során kialakított parcellák elhelyezkedése a Nagylózs 5F erdőrészetben, zöld színnel jelölve a vizsgálatra kiválasztott parcellák (<http://erdoterkep.nebih.gov.hu/>)

Jelmagyarázat: A parcellák célállományai: vörös tölgy: 1., 2., 10., 23., 24., 25., 26.; nyugati ostorfa: 3.; nagylevelű hárs: 4., 6.; ezüst hárs: 5., 9.; kislevelű hárs: 7., 12.; kocsánytalan tölgy 8., 17.; szelídgesztenye: 11; erdeifenyő: 13.; feketefenyő: 14.; himalájai selyemfenyő 15.; közönséges lucfenyő 16.; kocsányos tölgy: 18., 27.; zöld duglászfenyő: 19., 22.; kék duglászfenyő: 20., 21.; lucfenyő – zöld duglászfenyő: 33.; kései meggy: 28; nemesnyár: 29, 30, 31., 32.

Figure 1: Location of comparative tree examination parcels in Nagylózs 5F forest subcompartments, studied parcels highlighted with green colour

Abbreviations: Planted tree species in parcels: *Quercus rubra*: 1., 2., 10., 23., 24., 25., 26.; *Celtis occidentalis*: 3.; *Tilia platyphyllos*: 4., 6.; *Tilia tomentosa*: 5., 9.; *Tilia cordata*: 7., 12.; *Quercus petraeae*: 8., 17.; *Castanea sativa*: 11; *Pinus sylvestris*: 13.; *Pinus nigra*: 14.; *Pinus wallichiana*: 15.; *Picea abies*: 16.; *Quercus robur*: 18., 27.; *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*: 19., 22.; *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*: 20., 21.; *Picea abies* - *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*: 33.; *Prunus serotina*: 28; *Populus x euramericana*: 29, 30, 31., 32.

A kései megyy terjedésének vizsgálata céljából, a Nagylózs 5F erdőrészletben, előzetes terepi bejárás alapján összesen 12, különböző célállományú parcellát választottunk ki, amelyek megegyeztek a fajaj-összehasonlító kísérlet során kialakított parcellákkal (1. ábra). Az eredetileg kialakított 17 különböző célállomány közül vizsgálatunkból kizártuk azokat, amelyek parcelláit megszüntették (letermelték és kivonták a vizsgálatból, pl. nemesnyár) vagy azon nem az üzemtervben meghatározott célállomány fordult elő. Az azonos fajajú parcellák esetén egyet jelöltünk ki. Vizsgálataink során feltételeztük, hogy a kései megyy propagulumai, az azt terjesztő madarak közvetítése által az erdőrészlet területén belül közel egyidőben, közel egyforma mennyiségben egységesen eljutottak. Felméréseink során mindegyik parcellában három darab, 20 m × 20 m nagyságú kvadrátot jelöltünk ki, amelyben 2017 tavaszán és nyarán cönológiai felvételt készítettünk. A parcellákban rögzítettük a lombkoronaszint és a cserjeszint záródását, a gyepszint és mohaszint borítását, a szintenként előforduló növényfajok borítását (lombkorona esetén záródását), valamint a kései megyy borítását és magasságát. A parcellák sorszáma, az ültetett fajaj, a lombkorona- és a cserjeszint záródása, a gyepszint borítása, valamint a parcellákban megjelenő kései megyy főbb jellemzői az 1. táblázatban láthatók.

1. táblázat: A vizsgált parcellák növényzetének főbb jellemzői
Megjegyzés: *Az érték a felső lombkoronaszint záródására vonatkozik

Table 1: General botanical data of studied parcels

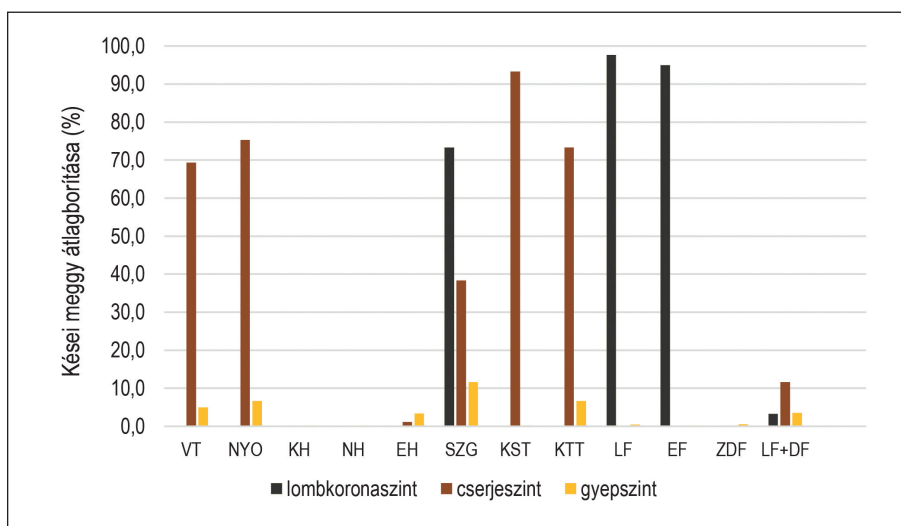
Abbreviations: ¹number of parcels, ²tree species, ³average cover, ⁴black cherry, ⁵average height, ⁶tree layer, ⁷shrub layer, ⁸herb layer,
*The value shows the closure of upper canopy layer

Parcella sorszáma ¹	Ültetett fajaj ²	Átlagos záródás / borítás (%) ³			Kései megyy ⁴					
					átlagborítása (%) ³			átlagmagassága (m) ⁵		
		lombkoronaszint ⁶	cserjeszint ⁷	gyepszint ⁸	lombkoronaszint	cserjeszint	gyepszint	lombkoronaszint	cserjeszint	gyepszint
1.	vörös tölgy	92	75	20	0	69	5	0	3,33	0,40
3.	nyugati ostorfa	91	78	65	0	75	7	0	4,50	0,53
4.	nagylevelű hárs	97	0	2	0	0	0	0	0	0,13
7.	kislevelű hárs	98	0	3	0	0	0	0	0	0,10
8.	kocsánytalan tölgy	84	73	17	0	73	7	0	3,33	0,53
9.	ezüst hárs	98	1	6	0	1	3	0	1,33	0,50
11.	szelídgesztenye	76	38	68	73	38	12	8	2,17	1,10
13.	erdeifenyő	53*	0	1	95	0	0	8	0	0,50
16.	közönséges lucfenyő	98	0	2	98	0	1	8	0	0,05
18.	kocsányos tölgy	70	93	0	0	93	0	0	4,67	0,37
19.	zöld duglászfenyő	91	0	4	0	0	1	0	0,53	0,43
33.	lucfenyő – zöld duglászfenyő	94	12	20	3	12	4	2,33	1,67	0,33

A növényfajok nevezéktana az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009) követi, a záródási és borítási viszonyokat százalékos értékben határoztuk meg. Az adatok elemzésekor a fajok tavaszi és nyári borítási értékei közül a magasabb értékkel számoltunk, a parcellákra jellemző átlagértékek meghatározásakor a három kvadrát adataiból képeztünk átlagot. Az eredmények statisztikai kiértékelését nem paraméteres varianciaanalízissel (Friedman teszt, Dunn teszt) és Spearman féle rangkorrelációval végeztük ($P < 0,05$) (INSTAT 2003).

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az 5F erdőrésztletben és terepi megfigyeléseink szerint a környező erdőrésztletekben is a kései megygy tömeges jelenlétét tapasztaltuk. A cönológiai felvételek alapján a kései megygy az összes vizsgált parcellában megjelent, a kislevelű és a nagylevelű hárs fajok parcella esetén azonban a kései megygy borításának három kvadrátból képzett átlaga nem érte el az egy százalékot (2. ábra). A kései megygy borítása kimagasló a szelídgesztenye (*Castanea sativa* Mill.), lucfenyő (*Picea abies* (L.) H. Karst.) és erdeifenyő (*Pinus sylvestris* L.) célállományú parcellákban, ezek mindegyikére jellemző az ültetett fajaj jelentős visszaszorulása, záródásának csökkenése (3. ábra). A lucfenyő és a szelídgesztenye célállományú parcellákban a lombkoronaszintet gyakorlatilag a kései megygy alkotja, ez utóbbiban az ültetett szelídgesztenye már csak néhány egyeddel képviseli magát. Az erdeifenyő célállományú parcella alsó lombkorona szintjében a kései megygy csaknem teljes záródású, felette az erdeifenyő és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) alkot laza felső szintet. A vizsgált parcellák lombkoronaszintjét tekintve a más területről betelepülő őshonos fajok közül mindössze a madárcseresznye (*Cerasus avium* (L.) Moench) fordul elő néhány egyeddel, helyenként viszont megfigyelhető a fehér akác terjedése. A parcellák cserjeszintje a magas záródású állományok többségénél hiányzik, a többi parcellában pedig szinte csak a kései megygy alkotja. A faj jelenléte különösen meghatározó a vöröstölgy (*Quercus rubra* L.), nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.), szelídgesztenye, kocsányos és kocsánytalan tölgy (*Quercus robur* L., *Q. petraea*) parcellák cserjeszintjében. A kései megygyen kívül csak a vöröstölgy és a nyugati ostorfa fordul elő az azonos célállományú parcellák cserjeszintjében, jelentéktelen záródással. A gyepszintben a kései megygy borítása egyik parcellában sem jelentős, számos helyen csak csiránövényei vannak jelen. Az ültetett fajajok magoncain kívül a madárcseresznye, mezei juhar (*Acer campestre* L.), közönséges gyertyán (*Carpinus betulus* L.), csertölgy (*Quercus cerris* L.), vadkörte (*Pyrus pyraeaster* (L.) Burgsd.) és a fehér akác jelenik meg a gyepszintben néhány egyeddel. Jelentős viszont a nyugati ostorfa újulata, amely nagyobb egyszámban még csak az ostorfa célállományú parcellában fordul elő.

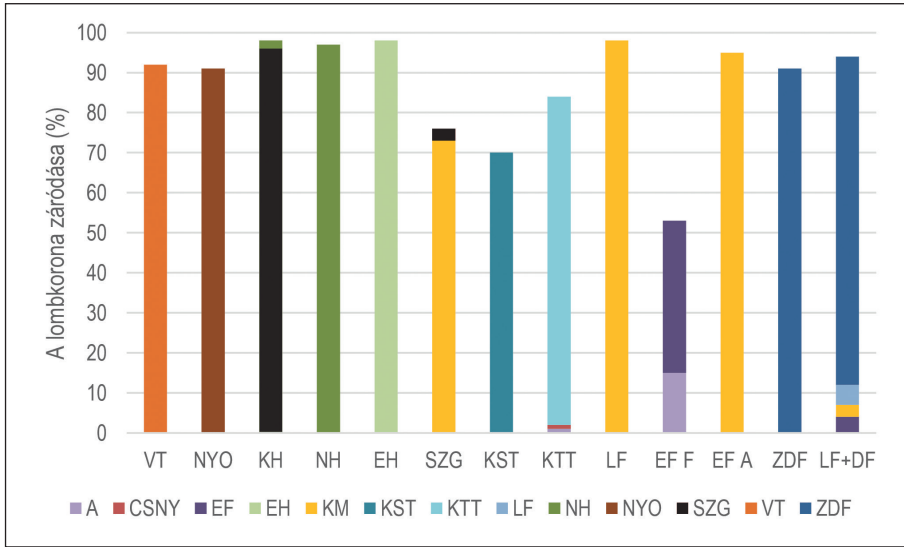


2. ábra: A kései megygy átlagos borítása a különböző célállományú parcellákban

Jelmagyarázat: VT: vörös tölgy, NYO: nyugati ostorfa, KH: kislevelű hárs, NH: nagylevelű hárs, EH: ezüst hárs, SZG: szelídgesztenye, KST: kocsányos tölgy, KTT: kocsánytalan tölgy, LF: közönséges lucfenyő, EF: erdeifenyő, ZDF: zöld duglászfenyő, LF+ZDF: lucfenyő – zöld duglászfenyő

Figure 2: Average cover of black cherry in parcels of different main tree species

Abbreviations: VT: *Quercus rubra*, NYO: *Celtis occidentalis*, KH: *Tilia cordata*, NH: *Tilia platyphyllos*, EH: *Tilia tomentosa*, SZG: *Castanea sativa*, KST: *Quercus robur*, KTT: *Quercus petraea*, LF: *Picea abies*, EF: *Pinus sylvestris*, ZDF: *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*, LF+ZDF: *Picea abies* - *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*, ■ tree layer, ■ shrub layer, ■ herb layer

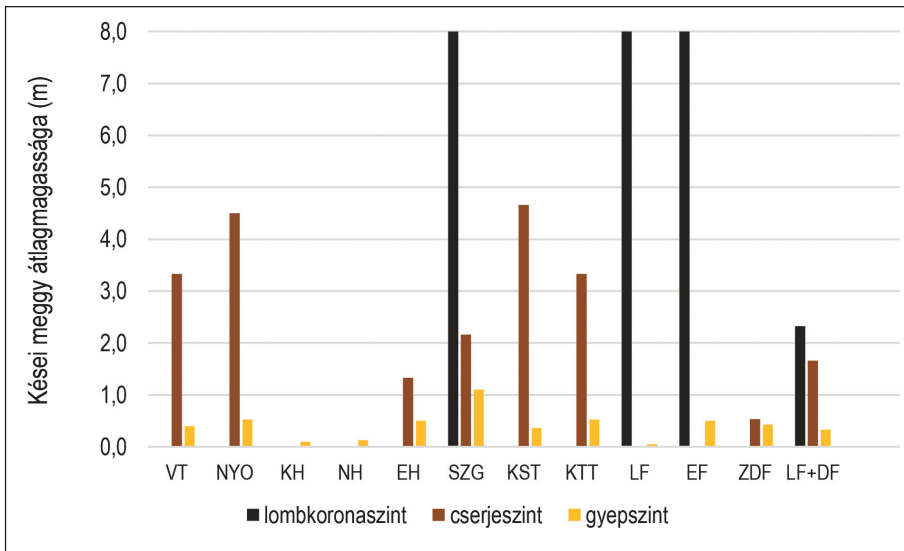


3. ábra: A lombkorona záródása és összetétele a különböző célállományú parcellákban

Jelmagyarázat: VT: vörös tölgy, NYO: nyugati osterfa, KH: kislevelű hárs, NH: nagylevelű hárs, EH: ezüst hárs, SZG: szelídgesztenye, KST: kocsányos tölgy, KTT: kocsánytalan tölgy, LF: közönséges lucfenyő, EF: erdeifenyő, F: felső lombkoronaszint, A: alsó lombkoronaszint, ZDF: zöld duglászfenyő, LF+ZDF: lucfenyő - zöld duglászfenyő, A: fehér akác, CSNY: madárcseresznye, KM: kései meggy

Figure 3: Canopy closure and species composition of tree layers in parcels

Abbreviations: VT: *Quercus rubra*, NYO: *Celtis occidentalis*, KH: *Tilia cordata*, NH: *Tilia palthiphyllous*, EH: *Tilia tomentosa*, SZG: *Castanea sativa*, KST: *Quercus robur*, KTT: *Quercus petraea*, LF: *Picea abies*, EF: *Pinus sylvestris*, F: canopy layer, A: sub-canopy layer, ZDF: *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*, LF+ZDF: *Picea abies*- *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*, A: *Robinia pseudoacacia*, CSNY: *Cerasus avium*, KM: *Prunus serotina*



4. ábra: A kései meggy átlagmagassága a különböző fafajú parcellákban

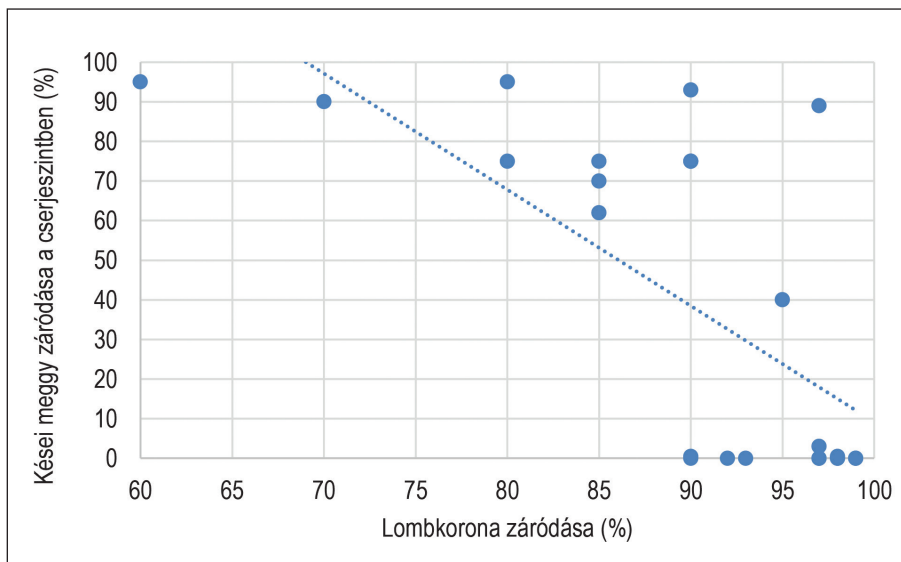
Jelmagyarázat: a fafajok kódja a 2. ábra alatt látható

Figure 4: Average height of black cherry in parcels

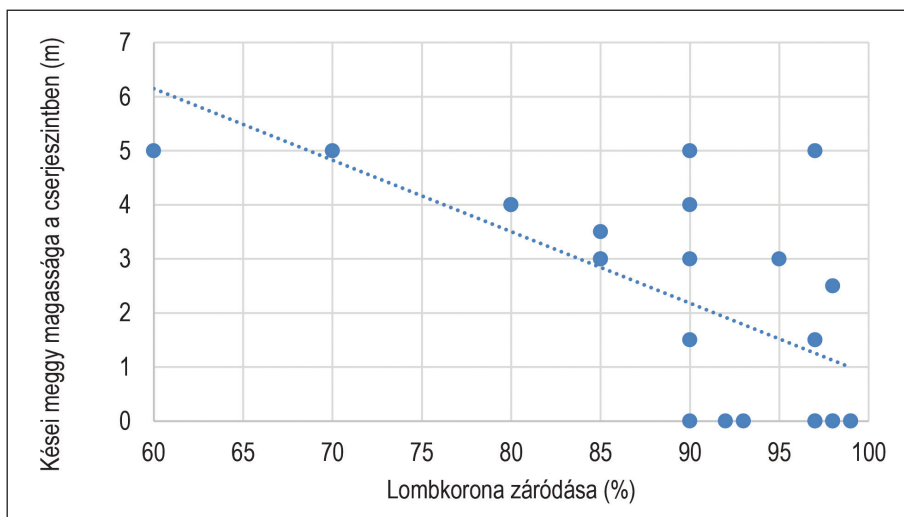
Abbreviations: see Figure 2.

A kései meggy magassága a lombkoronaszintben a szelídgesztenye, luc- és erdeifenyő célállományú parcellákban, és a parcellákon belüli kvadrátokban is egységes képet mutat; 8 méter körül alakul (4. ábra). A luc- és zöld duglászfenyő célállományú parcellában a kései meggy csupán az egyik, alacsonyabb záródású kvadrátban jelent meg, hét méteres magassággal. A parcellák többségének cserjeszintjében a kései meggy magassága három és öt méter közötti értéket vesz fel, a kocsányos tölgy és ostorfa célállományú parcellákban magassága megközelíti a lombkoronaszintet. A gyepszintben a faj általában alacsony borítású és magassága is csak ritkán éri el az egy métert.

A vizsgált parcellák mindegyike egy erdőrészletben található a kései meggy terjedési forrásául szolgáló 28. parcellával, így a parcellák távolsága feltételezhetően nem befolyásolta a kései meggy megtelepedésének és terjedésének sikerét (1. ábra). A kései meggy terjedését befolyásoló tényezők vizsgálata céljából a lombkorona záródásának mértékét korreláltattuk a kései meggy cserjeszintbeli borításával. Az elemzésből kizártuk azokat a parcellákat, amelyek lombkoronaszintjében jelen volt a kései meggy. A Spearman féle rangkorreláció szignifikáns negatív korrelációt mutatott ki a lombkorona záródása és a kései meggy cserjeszintbeli záródása ($r = -0,7287$; $P < 0,0001$), illetve magassága ($r = -0,6856$; $P = 0,0002$) között (5–6. ábra).



5. ábra: A lombkorona záródásának és a kései meggy cserjeszintbeli záródásának összefüggése
Figure 5: Correlation between canopy closure and black cherry closure in shrub layer



6. ábra: A lombkorona záródásának és a kései meggy cserjeszintbeli átlagmagasságának összefüggése
 Figure 6: Correlation between canopy closure and average height of black cherry in shrub layer

ÖSSZEFOGLALÁS

A közel ötven éve létrehozott fafaj összehasonlító kísérlet számos, többek között termőhelyi és faterméstani kutatás alapjául szolgált (Kondorné Szenkovics 2007a, Fenyősy 2016). A mintaterületen létrehozott, majd később megszüntetett kései meggy parcella a fafaj termőhelyi igényeinek, növekedésének, fejlődésének tanulmányozásán túl (Kondorné Szenkovics 2007a) lehetővé tette terjedési képességének vizsgálatát is. Kondorné Szenkovics Mariann (2007a) faállomány-szerkezeti kutatásai szerint a kései meggy növekedése a kedvező termőhelyi adottságoknak köszönhetően már az ültetést követő tizedik évben is a legjelentősebbek közé tartozott, és kiemelkedő növekedési rátáját 35 éves korára is megőrizte. A faj gyors növekedése és fejlődése azonban elősegítette terjedését is, így napjainkban a kései meggy kisebb-nagyobb tömegességgel az erdőrésztlet minden parcellájában jelen van, de terepi megfigyelésink alapján a környező erdőrésztletekben is nagymértékű terjedést mutat. Kutatásunk során tizenkét, különböző célállományú parcellában vizsgáltuk a kései meggy előfordulását, összefüggést keresve az állomány szerkezete és a faj terjedésének mértéke között. A kései meggy az összes vizsgált parcellában előfordult, de kiemelten magas borítást ért el azokban a parcellákban, ahol az ültetett fafajok jelentősen visszaszorultak. A szelídgesztenye, a lucfenyő, valamint az erdeifenyő célállományú parcellák lombkoronaszintjében a kései meggy monodominánssá vált. A magas záródású hársas állományokban a kései meggy csak elenyésző borítással és gyakran csak csíranövény állapotban volt jelen. A lombkorona záródásának szerepét a kései meggy terjedésében a statisztikai elemzés is alátámasztotta, a lombkorona záródása és a kései meggy cserjeszintbeli záródása közötti negatív korrelációt mutatott ki. Eredményeink alátámasztják a korábbi szakirodalmi ismereteket, melyek szerint a faj növekedése fényszegény körülmények között, zárt erdőbelsőben gátolt, azonban az egyedek ilyen esetben is sokáig túlélhetnek (Juhász 2004). Godefroid és munkatársai (2005) azt tapasztalták, hogy a csíranövények fényigényesebbek, a csemeték azonban később árnyéktűrőbbé válnak, majd kedvezőbb fényviszonyok esetén gyors növekedésnek indulnak. Ez a stratégia elősegítheti a faj robbanásszerű terjedését, hiszen „magoncbankot” képezve gyorsan tud reagálni a kedvezővé váló fényviszonyokra. Mindez felhívja a figyelmet a zárt erdőbelső és a második, árnyaló lombkoronaszint megőrzésének fontosságára.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A publikáció a „Soproni Egyetem Struktúraváltási Terve” – 32388-2/2017 INTFIN sz. projekt keretében az Emberi Erőforrások Minisztériuma támogatásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Csiszár Á. & Korda M. 2017: Inváziós növényfajok visszaszorításával kapcsolatos kezelési kísérletek összefoglalása. In: Csiszár Á. & Korda M. (eds): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 215–216.
- Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić D., Süle P., Teleki B., Tiborcz V., Zagyvai G. & Bartha D. 2013: Allelopathic potential of some invasive neophytes occurring in Hungary. *Allelopathy Journal* 31(2): 309–318.
- Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić D., Teleki B., Tiborcz V., Zagyvai G. & Bartha D. 2012: Néhány inváziós és potenciálisan inváziós neofiton allelopátiás hatásának vizsgálata. *Botanikai Közlemények* 99(1–2): 159–171.
- Deckers B., Verheyen K., Hermy M. & Muys B. 2005: Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography* 28: 99–109. DOI: [10.1111/j.0906-7590.2005.04054.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04054.x)
- Deckers B., Verheyen K., Vanhellenmont M., Maddens E., Muys B. & Hermy M. 2008: Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agricultural landscape. *Biological Invasions* 10: 717–727. DOI: [10.1007/s10530-007-9164-3](https://doi.org/10.1007/s10530-007-9164-3)
- Demeter L. & Lesku B. 2017: Özönnövények irtása a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság dél-nyírségi területein. In: Csiszár Á. & Korda M. (eds): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 79–85.
- Fenyősy A. 2016: A Nagylózs 5F erdőrészletben létesített fajaj-összehasonlító kísérlet értékelése. Diplomamunka, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet, Sopron, 72 pp.
- Godefroid S., Phartyal S. S., Weyembergh G. & Koedam N. 2005: Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *Forest Ecology and Management* 210: 91–105. DOI: [10.1016/j.foreco.2005.02.024](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.024)
- Halarewicz A. & Żolnierz L. 2014: Changes in the understory of mixed coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Forest Ecology and Management* 313: 91–97. DOI: [10.1016/j.foreco.2013.11.006](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.006)
- InStat 2003: GraphPad InStat, Version 3.06, for Windows, GraphPad Software, Inc., San Diego.
- Juhász K. M. & Bagi I. 2008: A *Prunus serotina* Ehr. élőhely preferenciái az invázió diszperziós szakaszában homoki területeken. *Botanikai Közlemények* 94(1–2): 1–16.
- Juhász M. 2004: Kései meggy. In: Mihály B. & Botta-Dukát Z. (eds): Özönnövények. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 273–292.
- Juhász M. 2008: Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Botta-Dukát Z. & Balogh L. (eds): The most important Invasive Plants in Hungary. HAS Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, 77–84.
- Juhász M. 2012: Kései meggy (*Prunus serotina*). In: Csiszár Á. (ed): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 95–100.
- Király G. (ed) 2009: Új Magyar Fűvészkönyv – Magyarország hajtásos növényei. I. kötet, Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő, 616 pp.
- Kiss B., Kis A. & Kákai Á. 2016: The rapid invasion of spotted wing drosophila, *Drosophila suzukii* (Matsumura) (Diptera: Drosophilidae), in Hungary. *Phytoparasitica* 44: 429–433. DOI: [10.1007/s12600-016-0520-7](https://doi.org/10.1007/s12600-016-0520-7)
- Kondorné Szenkovits M. 2007a: Fajaj-összehasonlító kísérletek értékelése. Doktori értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 238 pp.
- Kondorné Szenkovits M. 2007b: A 35 éves Nagylózsi (Soproni-dombvidék) fajaj-összehasonlító kísérlet tapasztalatai. *Erdészeti Lapok* 142(2): 40–42.



- Kowarik I. 2010: Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 492 pp.
- Kurek, P., Sparks, T. H. & Tryjanowski, P. 2015: Electricity Pylons May Be Potential Foci for The Invasion of Black Cherry *Prunus Serotina* in Intensive Farmland. *Acta Oecologica* 62: 40–44. DOI: [10.1016/j.actao.2014.11.005](https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.11.005)
- Majer A. 1980: Vizsgálati eredmények a fafajmegválasztás köréből. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*: 55–64.
- Muys, B. & Maddelein, D. 1992: Ecology, practice and policy of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) management in Belgium. *Silva Gandavensis* 57: 28–45. DOI: [10.21825/sg.v57i0.885](https://doi.org/10.21825/sg.v57i0.885)
- Nagy A. 2012: Az akác és a kései meggy. *Erdészeti Lapok* 147(2): 37.
- Nemes V. E., Molnár M. & Csiszár Á. 2017: A kései meggy (*Prunus serotina*) sarjak növekedési ütemének vizsgálata erdőfelújításban és zárt állomány alatt. VI. Kari Tudományos Konferencia kiadványa, Soproni Egyetem Kiadó, Sopron, 227–229.
- Poyet M., Eslin P., Héraude M., Le Roux V., Prévost G., Gibert P. et al. 2014: Invasive host for invasive pest: when the Asiatic cherry fly (*Drosophila suzukii*) meets the American black cherry (*Prunus serotina*) in Europe. *Agricultural and Forest Entomology* 16: 251–259 pp. DOI: [10.1111/afe.12052](https://doi.org/10.1111/afe.12052)
- Robakowski P. & Bieliniś E. 2011: Competition between sessile oak (*Quercus petraea*) and black cherry (*Padus serotina*): dynamics of seedlings growth. *Polish Journal of Ecology* 59(2): 297–306.
- Robakowski P., Bieliniś E. & Sendall K. 2018: Light energy partitioning, photosynthetic efficiency and biomass allocation in invasive *Prunus serotina* and native *Quercus petraea* in relation to light environment, competition and allelopathy. *Journal of Plant Research* 131: 505–523. DOI: [10.1007/s10265-018-1009-x](https://doi.org/10.1007/s10265-018-1009-x)
- Starfinger U. 1990: Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. *Landchaftsentwicklung und Umweltforschung* 69: 1–119.
- Starfinger U. 1997: Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. In: Brock J. H., Wade M., Pysek P., Green D. (eds): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 161–171.
- Szeőke K. 2007: Cseresznyelég Amerikából. *AgroNapló* 11(4): 69–70.
- Tuba K., Schuler H., Stauffer C. & Lakatos F. 2012: A nyugati dióburok-fúrólég (*Rhagoletis completa* Cresson 1929 – Diptera: Tephritidae) megjelenése Magyarországon. *Növényvédelem* 48 (9): 419–424.
- Vadász Cs. 2017: Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken. In: Csiszár Á. & Korda M. (eds): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 181–189.
- Vanhellenmont M., Baeten L., Verbeeck H., Hermý M. & Verheyen K. 2011: Long-term scenarios of the invasive black cherry in pine-oak forest: Impact of regeneration success. *Acta Oecologica* 37: 203–211. DOI: [10.1016/j.actao.2011.02.003](https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.02.003)
- Verheyen K., Vanhellenmont M., Stock T. & Hermý M. 2007: Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. *Diversity and Distributions* 13: 487–497. DOI: [10.1111/j.1472-4642.2007.00334.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00334.x)
- Verő Gy. & Csóka A. 2017: Özönnövény kezelési tapasztalatok a nagykörsi pusztai tölgyesekben és a Turjánvidéken. In: Csiszár Á. & Korda M. (eds): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 191–199.

Érkezett: 2018. április 12.

Közlésre elfogadva: 2018. augusztus 25.

A BÜKKFATAPLÓ [*FOMES FOMENTARIUS* (L. EX. FR.) KICKX.] BOGÁRFAUNISZTIKAI VIZSGÁLATA MAGYARORSZÁGON

Andrési Réka¹, Janik Gergely², Fürjes-Mikó Ágnes³, Eötvös Csaba Béla³ és Tuba Katalin¹

¹Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

²KEFAG Zrt.

³NAIK ERTI, Erdővédelmi Osztály

Kivonat

Magyarországon a taplógombák bogárközössége kevésbé ismert, annak ellenére, hogy fajgazdag, specialista együttesek kötődnek hozzájuk. Vizsgálataink során 2010 és 2013 között az ország 27 településének környékéről gyűjtöttünk be 193 termőtestet. A vizsgálattal a *Fomes fomentarius* (L. ex. Fr.) Kickx. magyarországi bogárközösségének feltárása, megismerése volt a célunk. A gyűjtés során a termőtestekből összesen 4726 bogáregyedet neveltük ki, amelyből 4703 egyedet sikerült faj szinten meghatározni. Összesen 27 faj jelenlétét tudtuk kimutatni. Egy részük tipikusan a bükkfataplóhoz kötődik (pl.: *Bolitophagus reticulatus*), de találtunk ragadozó életmódú fajt is (pl.: *Bitoma crenata*). A legnagyobb egyedszámban a Ciidae családba tartozó *Rhopalodontus perforatus*-t neveltük ki, amelyet a *B. reticulatus* és a *Cis castaneus* követett. A holtfák visszahagyása napjainkban egyre nagyobb jelentőséggel bír, így az ezeket lebontó taplógombák, valamint a hozzájuk kapcsolódó rovarközösségek vizsgálata az erdei ökoszisztémák alaposabb megismerése szempontjából elengedhetetlen.

Kulcsszavak: *Fomes fomentarius*, bükkfatapló, holtfa, bogárközösségek, mikofág bogarak, *Bolitophagus reticulatus*, *Bitoma crenata*

FAUNISTICAL STUDIES ON COLEOPTERA OF TINDER CONK [*FOMES FOMENTARIUS* (L. EX. FR.) KICKX.]] IN HUNGARY

Abstract

Our present knowledge on beetle communities of tinder fungi is far from complete in Hungary. During our research (2010–2013) 193 fruiting bodies of *Fomes fomentarius* (L. ex. Fr.) Kickx. were collected from vicinity of 27 Hungarian settlements. Our purpose was to gain new knowledge from the beetle communities related to *Fomes fomentarius* fruiting bodies in Hungary. A total of 4,726 beetles were reared out from the samples. 4,703 specimen of this, belonging to 27 species were identified for species level. Some beetle species typically associated with *Fomes fomentarius* (e.g. *Bolitophagus reticulatus*), but *Bitoma crenata* is a predator, so other species could attract it to the fruiting bodies. The largest individual was the *Rhopalodontus perforatus*, from the Ciidae family, followed by *B. reticulatus* and *Cis castaneus*. Nowadays, treating dead wood has an ever-increasing significance in forests, so the examination of decomposer fungi and their communities is necessary to get better knowledge from diversity and functions of the forest ecosystems.

Keywords: *Fomes fomentarius*, tinder fungi, dead wood, beetles assemblages, mycophagous beetles, *Bolitophagus reticulatus*, *Bitoma crenata*

Levelező szerző/Correspondence:

Andrési Réka, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; email: andresi.reka@gmail.com

BEVEZETÉS

Az elhalt fák közvetlen táplálékforrást jelentenek számtalan rovarfajnak, de közvetve számos további, a szaprotróf gombákat fogyasztó rovar is hasznosíthatja őket (Csóka 2014).

A faanyag lebomlására több tényező hat és a lebontást végző fajok összetétele is változatos (Speight 1989). A holtfa mikroélelőhelyek összessége, különböző állapotában más-más fajoknak szolgál élőhelyként (Csóka 2000, Ódor et al 2003, Ódor & Hees 2004). A lebomlási folyamatnak három szakaszát különböztetjük meg. Az egyes szakaszok lefolyásának időtartama, a bennük közreműködő fajok összetétele fajától, klimatikus viszonyoktól és mikrohabitat jellemzőktől nagyban függ, ennek megfelelően igen változatos:

1. A kolonizációs szakasz, amely körülbelül két évig tart. Ekkor megjelennek az elsődleges szaproxilofágok, a közvetlenül holtfát fogyasztó fajok, és elkezdik a gombával még nem fertőzött faanyag fogyasztását. Ezzel párhuzamosan a fában megkezdődik a gombák szétterjedése is. A taplók a faanyagot a dekomposztálók számára felvehető formátumúvá alakítják.

2. A dekompozíciós szakaszban a másodlagos szaproxilofág fajok is megjelennek, melyek az elsődleges szaproxilofág fajok működésének termékeit fogyasztják el. A gombák termőtesteit sok másodlagos szaproxilofág faj, főleg taplószerű, álszerű, gyászbogarak fogyasztják. Az egy területen fellelhető taplók mennyisége befolyásolja mind a másodlagos szaproxilofágokat, mind az őket táplálékként elfogyasztó ragadozókat, parazitoidok faj- és egyedszámát. Ez a szakasz hozzávetőlegesen 10 évig is eltarthat.

3. A humifikációs szakasz, amikor az elsődleges szaproxilofágok már a tápanyag hiányában eltűnnek, majd a másodlagos szaproxilofágok tápanyag készlete is jelentősen csökken. A harmadlagos szaproxilofágok, azaz a baktériumok és a mikroszkopikus gombák elvégzik a végső lebontást (Csóka 2014, Andrési & Tuba 2016, Merkl 2016).

A holtfák különböző jellemzői, mint például faj, méret, korhadsági fok, eltérő szaproxilofág gerinctelen fajok megjelenését segítik elő (Csóka & Lakatos 2014, Merkl 2016). A holtfákon található szaprotróf gombák termőtesteit, melyek a faanyag lebontását végzik, nagyon sok mikofág, azaz gombákat fogyasztó gerinctelen fajnak szolgálnak táplálékforrásként és élőhelyként. Ezt a mikofág gerinctelen fajcsoportot sokan az erdők természetességi indikátorának is tekintik (Franc 1997, Gutowski et al 2004).

A kalapos gombák rovarközössége sokkal inkább feltártnak tekinthető hazánkban (Dely-Draskovits 1974), mint a taplógombáké. A taplógombák rovarközösségének vizsgálatával az északi, skandináv országokban többen is foglalkoztak. A téma nehézsége egyrészt abból adódik, hogy a mikológusok és a rovarászok szaktudása ritkán találkozik (Merkl 2016). Magyarországon a kevésbé vizsgált témák közé tartoznak maguk a taplók és a hozzájuk köthető bogárközösség is. Jelen tanulmány egyik célja az eddigi, hazánkban elvégzett, kifejezetten a bükkfataplóhoz (*Fomes fomentarius*) kötődő bogárközösségek vizsgálatának eredményeit bemutatni. Hazánkban már folytak a mikofág bogárfajokkal kapcsolatos kutatások (Domboróczki 2006, Csóka 2011, Lakatos et al 2014, Andrési 2015, Andrési 2016). Domboróczki (2006) eredményeit összehasonlította skandináv vizsgálatok eredményeivel is. Megállapította, hogy a domináns fajok abundanciaviszonyai a vizsgált régiók között eltérőek voltak. Feltételezése szerint a különböző klimatikus adottságokból és a vegetáció eltérő fajösszetételéből adódóan a Skandináviában domináns fajokat, hazánkban az ugyanazon nemzetségbe tartozó rokon fajok helyettesíthetik. A külföldi szakirodalmakat tekintve többen is megállapították, hogy a mikofág rovarfajok nem mindegyike polifág, van közöttük specialista, amely csak bizonyos gombafajhoz kötődik (Hackman & Meinander 1979, Lacy 1984, Hanski 1989).

A taplógombák rovarfaunájának kinevelésére számos különböző módszer létezik, mint például a keltető-edényes csapdák, a kifutató csapdák, a törzs-ablakcsapdák, a fára akasztott ablakcsapdák, valamint a sátorcsapdák (Domboróczki 2006).

Az összehasonlító vizsgálatunk célja az eddig eredmények összegzése volt, hogy bemutassuk a hazai bükkfataplók bogárközösségét, valamint, hogy meghatározzuk a különböző mennyiségi jellemzőket, mint pél-

dául a fajok egyedszám és dominancia értékét. Azért a bükkfataplót választottuk vizsgálatunk tárgyának, mert a bogárfaunájával kapcsolatos hazai ismeretek meglehetősen hiányosak, annak ellenére, hogy hazánkban általánosan elterjedt, és a lombos fák leggyakoribb törzskorhasztó taplófaja.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A bükkfatapló rövid bemutatása

A bükkfatapló (*Fomes fomentarius*) (1. ábra) a Polyporales rend, Polyporaceae család, *Fomes* nemzetségébe tartozik. Jellemzően a lombos fák törzskorhasztó taplófaja. Fő tápnövényén, a bükkön (*Fagus sylvatica*) kívül megtalálható többek között nyíren (*Betula pendula*), nemesnyáron (*Populus x euramericana*), fűzeken (*Salix* sp.), tölgyeken (*Quercus* sp.) és platánon (*Platanus* spp.) is. A cellulóz, a hemicellulóz és a lignin lebontásához szükséges enzimekkel is rendelkezik, azaz fehérkorhasztó. Szimultán korhasztónak is nevezik, mert a szénhidrát és a lignin sejtfalalkotókat ugyanazon időben, ugyanolyan mértékben képes bontani. Fakultatív nekrofiton, azaz a fák életműködést nem folytató szöveteit fogyasztja, de szaprofitonként is képes megélni, így az elpusztult faanyagot hosszabb ideig korhasztja (Igmándy 1991, Szabó 2003). A táplálkozását tekintve a legmagasabb rendű gombákhoz tartozik, ami az jelenti, hogy az erősen gesztetedett, lignifikált faanyagot is képes lebontani, és annak minden alkotórészét fel is tudja használni (Haracsi 1969). A termőtest fás, pata alakú, csöves rétegű, az állaga kemény. Átmérője 5–45 cm, szélessége 3–25 cm, míg a vastagsága 2–25 cm (Haracsi 1969, Phillips 1981, Igmándy 1991). A növekedési zónáknak megfelelően a kalap felülete barázdált (Gerhardt 2008). A pontos beazonosítás céljából a termőtestből vett mintát KOH (2–5%-os)-oldatba helyeztük és így a szakirodalomnak (Igmándy 1991) megfelelően a termőréteg esetén vörvörös elszíneződést, míg a hús esetén feketedő elszíneződést tapasztaltunk, valamint a hús szőszössé-gyapjassá vált. A spórák, melyek alakja megnyúlt ellipszoid, szórása tavasztól nyár elejéig történik. Évelő, nem ehető taplógomba (Haracsi 1969, Phillips 1981, Igmándy 1991). Erdészeti szempontból a legveszélyesebb parazita gombákhoz tartozik. Magyarországon komoly gondot okoz az erős revesítő, azaz korhasztó képességével. Hazánkban a kultúr akácok kivételével mindenütt megtalálható. A fákat sebzéseken, ágcsonkokon keresztül képes fertőzni. Korábban úgy vélték, hogy az ellene való védekezésnél a sebzések elkerülése és a fertőzött törzsek állományból való eltávolítása fontos (Szabó 2003).

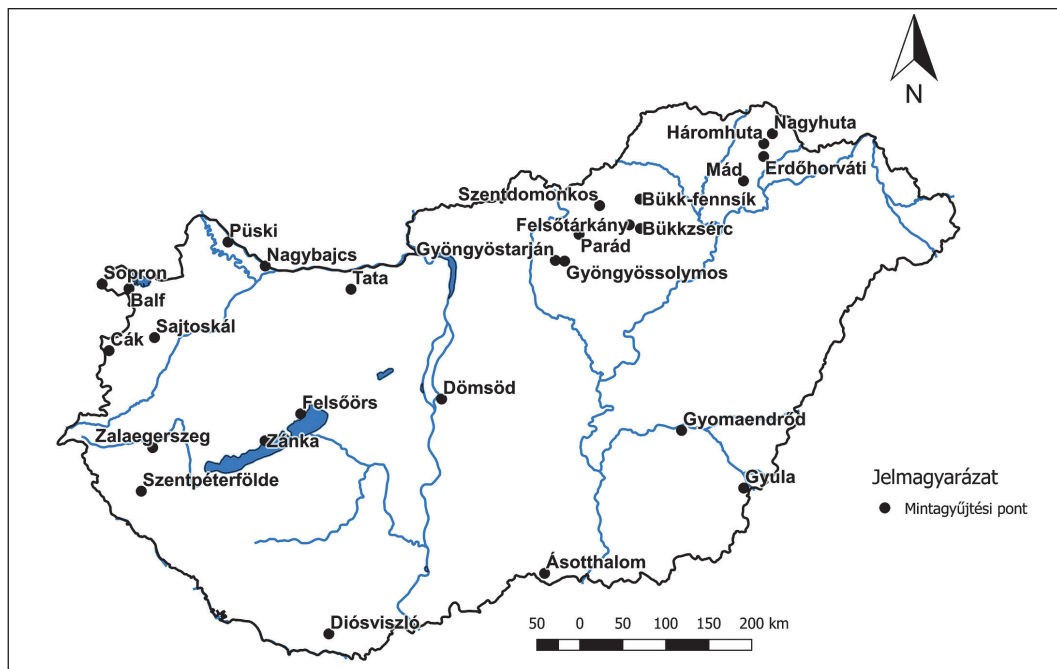


1. ábra: Egyéves (balra) és többéves (jobbra) *Fomes fomentarius* termőtestek
Figure 1: One-year (left) and several-year (right) fruiting bodies of *Fomes fomentarius*

A terepi gyűjtés, kinevelés, határozás bemutatása

A termőtestek gyűjtése 2010. szeptember 1. és 2013. május 8. között véletlenszerűen történt. A bükkfataplók 27 magyarországi településhez tartozó 35 különböző erdőtagból származnak (2. ábra) jellemzően bükkről (*Fagus sylvatica* L.) és kocsánytalan tölgyről (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.).

A jelzett időszakban összesen 193 termőtest került begyűjtésre, melyek között volt egyéves és több éves is. A taplógombák egy részét a NAIK ERTI Erdővédelmi Osztályának munkatársai gyűjtötték 2010-től 2013-ig, és a bogarak nevelése is ott történt, míg a másik részt a Soproni Egyetem Erdővédelem Intézetének munkatársai gyűjtötték 2013-ban és ezekből a mintákból a bogarak kinevelésére az Intézet rovarkeltetőjében került sor.



2. ábra: A *Fomes fomentarius* termőtestek gyűjtési helyei
Figure 2: The sampling site's in Hungary

A minták faanyagtól történő elválasztásánál arra figyeltünk, hogy lehetőleg az ép, kirepülési nyílásokat még nem tartalmazó, taplógombák kerüljenek begyűjtésre, amelyeket a faanyaghoz minél közelebb választottunk el, kerülve a kéreghez kötődő rovarközösség begyűjtését. A taplógombákat a leszedést követően megtisztítatlanul helyeztük el a keltetőedényekbe. Ezzel a termőtestek rovarközösségének komplexitását akartuk megőrizni. A gyűjtés során feljegyeztük a gyűjtés helyét, idejét, a tápnövényt, és annak minőségét (álló, vagy fekvő holtfa, tuskó).

A két módszertan különbségei miatt jelen publikáció célja csak a bükkfataplókhoz kötődő bogárfajok diverzitásának bemutatása. Vizsgálataink során minden esetben keltetőedényes nevelést végeztünk. Ennek lényege, hogy a rovarok, melyek pozitív fototaxissal rendelkeznek a sötét keltetőedényből a fény felé mozognak, így viszonylag egyszerűen kiemelhetők a keltetőedényekből. A Sopronban gondozott taplógombákat papírzacsokban helyeztük el, a mintákat laboratóriumi körülmények között tároltuk, a Soproni Egyetem Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet rovarkeltetőjében, $20 \pm 1^\circ\text{C}$ -on és 60%-os páratartalom mellett, ahol 16:8 volt a megvilágított és a sötét órák aránya. A Sopronban tárolt minták nevelő zacskóinak ürítése 6 hetente történt.

A termőtestek az ERTI Mátrafüredi Kísérleti Állomásán terepi hőmérséklettel megegyező körülmények között a szabadban lévő fedett tárolóban kerültek elhelyezésre. Itt a bogarakat két hetes ciklusokban gyűjtötték be a tárolóedényekből. Közvetlen napfény egyik esetben sem érte a keltetőedényeket. A kinevelt rovarokat határozásig mélyhűtőben tároltuk. A határozásnál a kérdéses fajok esetén specialistához fordultunk.

Mindkét mintavételezési módszer sikeresnek bizonyult, de a minták tárolásából és a különböző üritési időközökből származó eltérések miatt a kinevelt bogárfajok faunisztikai vizsgálatán kívül más összehasonlító vizsgálat elvégzése nem volt szakmailag indokolt és kivitelezhető. A továbbiakban a mintavételezés módszertanában változtatásokat, egységesítéseket szükséges végrehajtanunk a bővebb összehasonlító vizsgálatok elvégzésének céljából.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A három év alatt begyűjtött 193 *Fomes fomentarius* termőtest 91,7%-ából, azaz 177 termőtestből sikerült rovarokat kinevelni, míg 8,3%-ából, azaz 16 termőtestből nem kelt ki egyetlen rovarfaj sem. A bogarak (Coleoptera) rendjéből összesen 14 család 36 fajának 4726 egyedét neveltük ki. Ebből pontos, faji szintű meghatározásra 9 család 27 fajának 4703 egyede került. Egyes fajokat csak család (Corylophidae) vagy alcsalád (Scolytinae) szinten, míg másokat csak nemzetség szinten sikerült meghatározni, pl.: *Cryptophagus* sp., *Epuraea* sp., *Ptinus* sp., *Sepedophilus* sp.

Ahogy az 1. táblázatban látható, a legtöbb faj (9) a Ciidae családból került ki. Egyedszámok tekintetében szintén a Ciidae család kiemelkedő, 3186 egyeddel. Legnagyobb egyedszámmal (1753 db) az utóbbi család *Rhopalodontus perforatus* faja képviseltette magát. Ezt a fajt 17 településről származó mintából sikerült kinevelnünk. A második leggyakoribb család a Tenebrionidae család 941 egyeddel, míg a harmadik az Anobiidae család 546 egyeddel. A Cerylonidae, az Erotylidae, a Histeridae, a Monotomidae, a Mycetophagidae és a Zopheridae családokból 15-nél kevesebb egyedét sikerült kinevelnünk. A *R. perforatus* mellett nagy egyedszámban volt még jelen a Tenebrionidae családba tartozó *Bolitophagus reticulatus* is (898 példány), amelyet 14 településről származó termőtestből határoztunk meg. Ez a faj jellemzően *Fomes fomentarius*hoz kötődik (Hürka 2005). Egy másik gyászbogárfaj, a *Neomida haemorrhoidalis* is jellemzően a bükkfataplóban él (3. ábra). Mindkét faj rágása igen feltűnő (Reibnitz 2006, Merkl 2016). A taplószerűfélék (Ciidae) családjába tartozó *R. perforatus* a bükkfataplón és annak közeli rokonain kívül más taplókban nem telepszik meg (Merkl & Vig 2011). Ebben a gombafajban él még a *Cis*-fajok közül a *C. jacquemartii* és a *C. castaneus* is (Merkl 2016). Az általunk kinevelt fajok között nagy mennyiségben határoztuk meg a *C. castaneus*t, míg a *C. jacquemartii* lényegesen kisebb arányban fordult elő. Az álszerűfélékhez tartozó *Dorcatoma dresdensis*, a *D. robusta* és a *D. minor* is nagy számban előfordulhatnak a *F. fomentarius* termőtestekben. Ezen fajok mindegyikét sikerült a mintáinkban is beazonosítani.

1. táblázat: A bükkfataplókból kinevelt bogárfajok, egyedszámuk és családba történő besorolásuk
Table 1: Beetle species reared from tinder conk, the number of individuals per family

Fajnév	Egyedszám (db)	Σ (db)	Család
<i>Dorcatoma dresdensis</i> Herbst, 1792	171	546	Anobiidae
<i>Dorcatoma minor</i> Zahradnik, 1993	137		
<i>Dorcatoma robusta</i> Strand, 1938	237		
<i>Ptinus sexpunctatus</i> Panzer, 1789	1		
<i>Cerylon histeroides</i> (Fabricius, 1792)	2	2	Cerylonidae

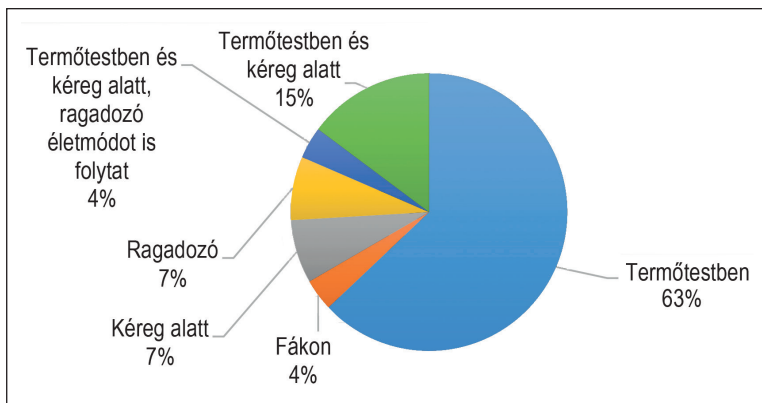
Az 1. táblázat (folytatás)
Table 1 (cont.)

Fajnév	Egyedszám (db)	Σ (db)	Család
<i>Cis boleti</i> (Scopoli, 1763)	118	3186	Ciidae
<i>Cis castaneus</i> (Herbst, 1793)	669		
<i>Cis jacquemartii</i> Mellié, 1848	144		
<i>Cis micans</i> (Fabricius, 1792)	9		
<i>Ennearthron cornutum</i> (Gyllenhal, 1827)	1		
<i>Octotemnus glabriculus</i> (Gyllenhal, 1827)	486		
<i>Rhopalodontus perforatus</i> (Panzer, 1809)	1753		
<i>Sulcaxis affinis</i> (Gyllenhal 1827)	1		
<i>Sulcaxis fronticornis</i> (Panzer, 1809)	5		
<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg 1781)	5		
<i>Dendrophilus punctatus</i> (Herbst, 1792)	1	1	Histeridae
<i>Rhizophagus dispar</i> (Paykull, 1800)	2	2	Monotomidae
<i>Litargus connexus</i> (Geoffroy 1785)	3	6	Mycetophagidae
<i>Mycetophagus decempunctatus</i> Fabricius 1801	1		
<i>Mycetophagus piceus</i> Fabricius, 1792	1		
<i>Mycetophagus quadripustulatus</i> (Linnaeus 1761)	1		
<i>Bolitophagus reticulatus</i> (Linnaeus, 1767)	898	941	Tenebrionidae
<i>Hypophloeus unicolor</i> Piller et Mitterpacher, 1783	1		
<i>Eledonoprius armatus</i> (Panzer, 1799)	1		
<i>Neomida haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1787)	39		
<i>Pentaphyllus testaceus</i> (Hellwig 1792)	2		
<i>Bitoma crenata</i> (Fabricius 1775)	14	14	Zopheridae
Σ	4703		



3. ábra: Tipikusan bükkfataplóhoz kötődő fajok, a *Bolitophagus reticulatus* és a *Neomida haemorrhoidalis* (Fotók: Csóka György)
Figure 3: *Bolitophagus reticulatus* and *Neomida haemorrhoidalis*, typically associated with *F. fomentarius* (Photo: György Csóka)

A kinevelt bogarak különböző élőhelytípusokhoz kötődnek. Szakirodalmi adatok alapján ezt mutatja be a 2. táblázat. A meghatározott bogárfajok nem mindegyike kötődik közvetlenül a termőtesthez, hiszen találtunk a taplógombában és kéreg alatt egyaránt élő fajokat (pl.: *Mycetophagidae* család fjai); taplóban, kéreg alatt és ragadozó életmódot folytató rovarokat (pl.: *Rhizophagus dispar*); ragadozó fajokat (pl.: *Bitoma crenata*); valamint kéreg alatt előforduló fajokat (pl.: *Hypophloeus unicolor*) és a fákhöz kötődő fajokat is (pl.: *Ptinus sexpunctatus*). A beazonosított fajok 63%-a közvetlenül taplógombákhoz kötődik, mint pl. a Ciidae család fjai (4. ábra). A ragadozó életmódot folytató fajokat (*Dendrophilus punctatus*, *B. crenata*) feltehetően más rovarfajok vonzották a taplógombához, és így kerültek a termőtestekkel begyűjtésre.



4. ábra: A meghatározott rovarok mikrohabitat szerinti előfordulása
 Figure 4: Occurrence of insects according to microhabitat

2. táblázat: A kinevelt bogárfajok élőhelye és életmódja szakirodalmi források alapján
 Table 2: The habitat and biology of the reared beetle species based on the literature

Családnév	Fajnév	Élőhely, amihez kötődik	Forrás
Anobiidae	<i>D. dresdensis</i>	Termőtestben	Merkl & Vig 2011
	<i>D. minor</i>		Merkl & Vig 2011
	<i>D. robusta</i>		Hürka 2005
	<i>P. sexpunctatus</i>	Fákon	Merkl & Vig 2011
Cerylonidae	<i>C. histerooides</i>	Kéreg alatt	Merkl & Vig 2011
Ciidae	<i>C. boleti</i>	Termőtestben	Hürka 2005
	<i>C. castaneus</i>		Tóth 1999
	<i>C. jacquemartii</i>		Harde, Severa & Möhn 2000
	<i>C. micans</i>		Harde, Severa & Möhn 2000
	<i>E. cornutum</i>		Tóth 1999
	<i>O. glabriculus</i>		Hürka 2005
	<i>R. perforatus</i>		Jelinek & Audisio 2013
	<i>S. affinis</i>		Hürka 2005
	<i>S. fronticornis</i>	Lompe 2010	
Erotylidae	<i>D. bipustulata</i>	Termőtestben	Pendleton & Pendleton 2014

A 2. táblázat (folytatás)

Table 2 (cont.)

Családnév	Fajnév	Élőhely, amihez kötődik	Forrás
Histeridae	<i>D. punctatus</i>	Odvas fákban ragadozó	Merkl 2016
Monotomidae	<i>R. dispar</i>	Termőtestben és kéreg alatt, ragadozó életmódot is folytat	Hürka 2005
Mycetophagidae	<i>L. connexus</i>	Termőtestben és kéreg alatt	Pendleton and Pendleton 2014
	<i>M. decempunctatus</i>		Tóth 1999
	<i>M. piceus</i>		Tóth 1999
	<i>M. quadripustulatus</i>		Hürka 2005
Tenebrionidae	<i>H. unicolor</i>	Kéreg alatt	Szontagh 1999
	<i>B. reticulatus</i>	Taplóban	Hürka 2005
	<i>E. armatus</i>		Merkl & Vig 2011
	<i>N. haemorrhoidalis</i>		Reibnitz 2006
	<i>P. testaceus</i>		Lundberg 1997
Zopheridae	<i>B. crenata</i>	Kéreg alatti ragadozó	Hürka 2005

A 3. táblázatban mutatjuk be az egyes gyűjtési helyekhez tartozó bogárfajok egyedszámát, zárójelben pedig, hogy mennyi termőtestből származik az adott egyedszám. A leggyakoribb faj, a *R. perforatus* volt. Legtöbb egyedét a Szentpéterföldéről és Diósvizslóról származó termőtestekből neveltük ki. Érdekes, hogy ahol a *R. perforatus* fordult elő kiemelkedő számban, ott lényegesen kevesebb *B. reticulatus* fordult elő (Szentpéterföldre), míg ahol a *B. reticulatus* nagyobb egyedszámú megjelenése volt jellemző, ott alig találtunk *R. perforatus*-t (Felsőtárkány). Egy-egy egyedét sikerült a következő fajokból meghatározni: *Ptinus sexpunctatus* (Szentpéterföldre), *Ennearthron comutum* (Gyöngyössolymos), *Sulcaxis affinis* (Sopron), *Dendrophilus punctatus* (Gyöngyössolymos), *Mycetophagus decempunctatus* (Zalaegerszeg), *M. piceus* (Nagyhuta), *M. quadripustulatus* (Zalaegerszeg), *Eledonoprius armatus* (Nagyhuta), *Hypophloeus unicolor* (Bükk-fennsík).

KÖVETKEZTETÉSEK

A vizsgálatunk célja a hazánkban gyakori bükkfatapló hazai bogárközösségének áttekintése volt. Az eredményeinket tekintve gazdag bogárközösségről van szó, hiszen a 177 *Fomes fomentarius* termőtestből 27 bogárfaj került meghatározásra, míg 16 termőtestből egyetlen egy fajt sem tudtunk kinevelni. Fontos hangsúlyozni, hogy a kinevelt bogárfajok többségében a taplókhöz szorosan kötődő specialista fajok, de kisebb részt előfordultak a fákon, kéreg alatt élők és ragadozók is. Többük kizárólag egy-egy taplófajhoz társítható, így például a meghatározott fajok között találtunk tipikusan bükkfataplóhoz kötődő fajt (*Neomida haemorrhoidalis*), de a szakirodalom által *F. fomentarius*-hoz kötődő *Cis glabratus* (Merkl & Vig 2011) nem sikerült kinevelnünk. A leggyakoribb faj a Ciidae családba tartozó *Rhopalodontus perforatus* volt, amelyet 17 településről gyűjtött taplógomba esetén sikerült beazonosítani. A második legnagyobb egyedszámú fajt, a *Bolitophagus reticulatus* 14 településről származó termőtestből határoztuk meg. A Cerylonidae, Erotyliidae, Histeridae, Monotomidae, Mycetophagidae és Zopheridae családok fajait 15 alatti egyedszámokkal sikerült meghatározni.

A téma napjainkban egyre nagyobb jelentőséggel bír, hiszen egyre nagyobb szerepet kap az erdőkben a holtfa mennyiségének növelése. A továbbiakban más taplófajok bogárközösségét is vizsgáljuk, valamint a mintagyűjtésnél az adatállományt folyamatosan bővítjük. Jelen tanulmányban a bükkfataplók faunisztikai vizsgálata került bemutatásra. A különböző területekről, fafajokról származó bükkfataplók bogárközössége eltérést mutat, így ezt a kísérletet a továbbiakban egységes mintavételezéssel is célszerű megvizsgálni. Érdeemes lenne a taplógomba és a hozzájuk kötődő bogárközösség rendszerében a parazitoidok vizsgálata, hiszen (Komonen 2001) is utal a nagyszámú jelenlétükre.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A határozás során a kérdéses bogárfajokkal Dr. Merkl Ottóhoz fordultunk. Ezúton is köszönjük a segítségét.

A kutatás a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004, 'Silva naturalis A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata' keretén belül valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Andrési R. 2015: Taplógombák rovarközösségének vizsgálata. Diplomamunka. NYME EMK. Sopron, 75.
- Andrési R. 2016: Bükkfatapló (*Fomes fomentarius* L.) rovarközösségének éven belüli változása. Szakdolgozat. NYME EMK. Sopron, 61.
- Andrési R. & Tuba K. 2016: Diversity of beetle communities in tinder fungus (*Fomes fomentarius*). In: Ács K., Bencze N., Bódog F., Haffner T., Hegyi D., Horváth O. M. & et al. (eds): V. Interdiszciplináris Doktorandusz Konferencia Konferenciakötet. Pécs, 4–12.
- Csóka Gy. 2000: Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában. In: Frank T. (ed): Természet-erdő-gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 85–96.
- Csóka Gy. 2011: A holtfa erdő- és természetvédelmi szerepe magyarországi keménylombos erdőkben. Az OTKA K68618 sz. pályázat zárójelentése. Erdészeti Tudományos Intézet, Mátrafüred, 13.
- Csóka Gy. 2014: Holtfa, mint életfeltétel. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): Silva naturalis – A holtfa. Vol. 5. Sopron, 45–48.
- Csóka Gy. & Lakatos F. 2014: Az erdei holtfa megjelenési formái. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): Silva naturalis – A holtfa. Vol. 5. Sopron, 29–36.
- Dely-Draskovits Á. 1974: Systematische und ökologische Untersuchung an der in Ungarns Schädlinge der Hutpilze auftretenden Fliegen VI. Mycetophilidae (Diptera). Folia Entomologica Hungarica 27: 29–41.
- Domboróczki G. 2006: Taplógombákon élő rovarfauna vizsgálata. Diplomaterv, Nyugat-Magyarországi Egyetem. Sopron, 51.
- Franc V. 1997: Mycetophilous beetles (*Coleoptera mycetophila*) – indicators of well preserved ecosystems. – Biologia, (Bratislava) 52 (2): 181–186.
- Gerhardt E. 2008: Gombászok kézikönyve. M-érték Kiadó Kft., Poznań-Inowrocław.
- Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczyk P. & Zub K. 2004: The afterlife of a tree. WWF Polska. Warszawa-Hajnówka.
- Hackman W. & Meinander M. 1979: Diptera feeding as larvae on macrofungi in Finland. Annales Zoologici Fennici 16: 50–83.
- Hanski I. 1989: Fungivory: fungi, insects and ecology. In: Wilding N., Collins N.M., Hammond P.M. & Webber J.F. (eds): Insect-fungus interactions. Academic Press, London, 25–68. DOI: [10.1016/b978-0-12-751800-3.50008-2](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-751800-3.50008-2)
- Haracsi L. 1969: Erdészeti Növénykórtan. Akadémiai Kiadó, Budapest, 316.
- Harde K. W., Severa F. & Möhn E. 2000: Der Kosmos Käferführer. Franckh- Kosmos Verlags- GmbH & Co., Stuttgart. 352 pp.
- Hürka K. 2005: Beetles of the Czech and Slovak Republics. Nalkadatelství KABOUREK, Czech Republic, 390.
- Igmándy Z. 1991: A magyar erdők taplógombái. Akadémiai Kiadó, Budapest, 112.
- Komonen A. 2001: Structure of insect communities inhabiting old-growth forest specialist bracket fungi – Ecological Entomology 26: 63-75. DOI: [10.1046/j.1365-2311.2001.00295.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2001.00295.x)



- Lacy R. C. 1984: Predictability, toxicity, and trophic niche breadth in fungus-feeding Drosophilidae (Diptera). *Ecological Entomology*, 9: 43–54. DOI: [10.1111/j.1365-2311.1984.tb00697.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1984.tb00697.x)
- Lakatos F., Tuba K., Szabó I., Varga Sz., Sipos Gy., Molnár M. & et al 2014: A holtfa szerepe a diverzitás fenntartásában. – In: Bartha D. & Puskás L. (eds): *Silva naturalis* Vol. 6. – A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 148–164.
- Merkli O. & Vig K. 2011: Bogarak a Pannon Régióban. Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága, B. K. L. Kiadó és a Magyar Természettudományi Múzeum, Szombathely, 494.
- Merkli O. 2016: A szaproxilófág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában. In: Korda M. (ed): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. [XXXXX]. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 129–154.
- Ódor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude, E., van Dort K.W., Piltaver A. & et al. 2003: Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Nat-Man Working Report* 32. DOI: [10.1016/j.biocon.2006.02.004](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.004)
- Ódor P. & van Hees A.F.M. 2004: Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Bryology* 26: 79-95. DOI: [10.1179/037366804225021038](https://doi.org/10.1179/037366804225021038)
- Phillips R. 1981: *Mushrooms and other fungi of Great Britain & Europe*. New Interlitho S.p.A., Milan, 228.
- Szabó I. 2003: *Erdei fák betegségei, Erdészeti növénykórtan*. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 179.
- Szontagh P. 1999: Osztag: Heteromera – Felemás lábfejű bogarak, Család: Tenebrionidae – Gyászbogarak. In: Tóth J. (ed): *Erdészeti rovartan*. Agroinform Kiadó, Budapest, 226-228.
- Tóth J. 1999: Osztag: Diversicornia – Különböző csápú bogarak, Család: Mycetophagidae – Gombabogarak. In: Tóth J. (ed): *Erdészeti rovartan*. Agroinform Kiadó, Budapest, 219.

Internetes hivatkozások

- Jelinek J. & Audisio A. 2013: https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/9d9eafdb-6304-460b-8b69-556090714a5b (2018. február)
- Lompe A. 2010: Die Käfer Europas, <http://www.coleo-net.de/coleo/texte/sulcacis.htm> (2018. február)
- Lundberg S. 1997: *Pentaphyllus testaceus*, <http://artfakta.artdatabanken.se/taxon/101525> (2018. február)
- Pendleton T. & Pendleton D. 2014: The website dedicated to Nottinghamshire's invertebrate fauna, <http://www.eakringbirds.com/eakringbirds4/insectinfocusdacnebipustulata.htm> (2018. február)
- Reibnitz J. 2006: Die Käfer- Fauna Südwestdeutschlands- ARGE SWD Koleopterologen, <http://entomologie-stuttgart.de/ask/node/777&menu=ste&mode=ste> (2018. február)
2017. évi LVI. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény és egyéb kapcsolódó törvények módosításáról (https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A1700056.TV×hift=ffffff4&xtreferer=00000001.TXT#bjöid1e8) (2018. február)

Érkezett: 2018. április 17.
Közlésre elfogadva: 2018. augusztus 31.

ÚJRAERDŐSÍTÉS HATÁSA A TALAJ TULAJDONSÁGaira ÉS A MEZOFAUNÁRA (COLLEMBOLA) EGYKORI SZÁNTÓFÖLDI MŰTRÁGYÁZÁSI TARTAMKÍSÉRLETI TERÜLETEN

Harta István¹, Winkler Dániel² és Fülek György¹

¹Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet

²Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Kivonat

A gödöllői Szent István Egyetem két korábbi műtrágyázási tartamkísérleti területén ma fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) faültetvény található. Kutatásunk során a kísérleti területek korábban legnagyobb adagú műtrágyával kezelt parcelláinak talajparamétereit és ugróvillás (Collembola) faunáját vizsgáltuk. Kontroll élőhelyként akácos és kocsánytalan tölgyes állományok, mezeijuharos-tölgyes reliktumfolt, valamint művelt és felhagyott szántó szolgáltak. A talajtulajdonságok és a talajfauna eredmények alapján az újraerdősített területek a kontroll erdőkhöz hasonlóak leginkább, ugróvillás faunájuk átmeneti jellegű, a nyílt és erdei közösségek fajai egyaránt megtalálhatóak benne. A kísérleti területek abundancia, fajszám és diverzitásértékei elmaradnak a kontroll erdőállományokétól, a szántóterületek faunájával összehasonlítva azonban szignifikánsan magasabb diverzitás figyelhető meg. Az akác ültetvényben magasabb volt az ugróvillás-sűrűség, de a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség a kocsánytalan tölgy ültetvényben volt a magasabb. A Bray-Curtis hasonlósági mutató alapján a nyílt és erdei közösségek jól elkülönülnek, az erdőtelepítések és a kontroll erdők külön alcsoportot alkotnak.

Kulcsszavak: talajfauna, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus petraea*, újraerdősítés, talajkémia

EFFECT OF REFORESTATION ON SOIL PROPERTIES AND MESOFAUNA (COLLEMBOLA) IN A FORMER LONG-TERM FERTILIZATION EXPERIMENTAL AREA

Abstract

Reforestation with black locust (*Robinia pseudoacacia*) and sessile oak (*Quercus petraea*) has occurred on two former fertilization experimental areas of Szent István University in Gödöllő. The aim of this study was to investigate the soil parameters and the Collembola fauna in the previously highest fertilizer-treated parcels. Nearby control sites (black locust forest, sessile oak forest, relict forest, as well as cultivated and abandoned arable land) have been selected for comparative analyses. Based on the results, the reforested areas were most similar to the control forests. Their Collembola fauna are transitional, species typical for both open areas and forests have also been detected. While the abundance, species richness and diversity of the experimental areas are still lower than in the control forests, we observed significantly higher

diversity when compared to the communities found in the cultivated arable fields. While Collembola were slightly more abundant in the black locust plantation, species richness, diversity and evenness values were higher in the sessile oak plantation. Based on the Bray-Curtis similarity measure, open and forest communities clearly separated, moreover, the studied plantations and control forests formed separate subgroups.

Keywords: soil biota, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus petraea*, reforestation, soil chemistry

BEVEZETÉS

Az erdőterületek növelése, így a gyenge minőségű szántók visszaerdősítése szerepel az Európai Unió agrárpolitikájának célkitűzései között (CEU 2014), de világviszonylatban is fontos megállapodások születtek a témában (UN 2014, UNEP 2014). Globális szinten az erdők nagymértékű csökkenése tapasztalható, aminek komoly hatásai vannak a társadalmakra és a gazdaságra is (Meyfroidt & Lambin 2011). Az erdők jelentős része a változó klíma és a szárazodó éghajlat hatásainak erősebben kitétt (Dale et al 2001). Az újraerdősítést követően létrejött faállományok nem rendelkeznek olyan komplex struktúrával, mint a természetes erdők (Cunningham et al 2015), azonban ellensúlyozzák a klímaváltozás hatásait (Hooper et al 2005), mérséklik a napsugárzást és a szélesebbséget (Cunningham et al 2015), csökkentik a talajeróziót, növelik az élőhelyek számát és a biodiverzitást (Jackson et al. 2005), kapcsolatot teremtenek a populációk között, segítik a génáramlást (Gilbert-Norton et al. 2010), de fontos szerepük van a szén, az oxigén és a tápanyagok biogeokémiai körforgalmában is (Arneeth et al. 2010). Az erdők jóval több légköri eredetű szénraktározó biomasszájukban, mint a szántók vagy a legelők (Pan et al. 2011).

Kutatásunk során két, korábban szántóföldi műtrágyázási tartamkísérletként használt, újraerdősített területet vizsgáltunk, kontrollterületekkel összehasonlítva. A gödöllői Szent István Egyetem szárítópusztai kísérleti telepén található két kísérleti területen jelenleg fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) állományok találhatók. A területen a klimatikus és edafikus adottságoknak megfelelő eredeti vegetáció az erdő. Az állománytelepítés óta kevés kutatás zajlott itt (Ockert 2006, Szováti et al 2006, Tolner et al 2010, Harta et al 2016), de világszinten is kevés publikáció foglalkozik a műtrágyázás erdőkre gyakorolt hatásával (Burner 2005, Gruenewald et al 2007, Mäkipää 1994, Mirmanto et al 1999, Plass 1972, Tanner et al 1992, Turkington et al 1998). A műtrágyázás azonban hatással van a talajok kémiai és fizikai tulajdonságaira, valamint a talaj-növény tápanyagforgalomra (Haynes & Naidu 1998, Kádár et al 2007, Kovács & Füleky 1991), így hosszútávú hatásainak vizsgálata szükséges (Németh & Várallyay 1998).

A talaj megfelelő tápanyagforgalmának elengedhetetlen feltétele a mezofauna jelenléte (Giller et al 1997), melynek egyik legfontosabb csoportját az ugróvillások (Collembola) jelentik. Jelentőségük abban áll, hogy elősegítik a szerves anyagok mineralizációját és a mikorrhiza gombák terjesztését (Hopkin 1997, Lavelle et al 1997, Coleman 2008). A bioindikáció-analízishez cönológiai jellemzőik miatt kiváló indikátorok, a legalkalmasabb tesztcsoportok közé tartoznak (Hopkin 1997, Van Straalen 1997). A szennyvezetések, a környezeti változásokra, vagy a gazdálkodási mód megváltozására is egyértelműen reagálnak (Paul et al 2011, Sousa et al 2006). A műtrágyázás és a talaj biológiai tulajdonságai közötti összefüggések nem egészen tisztázottak (Giller et al 1997), így célunk, hogy a hosszú idejű műtrágyázást követő újraerdősítés hatását értékeljük a talaj mezofaunájának kiválasztott indikátor szervezeteivel (Collembola).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

Vizsgálatainkat a Szent István Egyetem szárítópusztai kísérleti telepén lévő két műtrágyázási tartamkísérletben, illetve 5 kontrollterületen végeztük (Gödöllő, Pest megye). A kontrollterületeket úgy jelöltük ki, hogy a művelt és a művelésből kivont szántók, a környékbeli erdők, illetve a táj őshonos zárótársulása is reprezentálva legyenek. A tölgyes kísérleti terület (T5) és az akácos kísérleti terület (A12) mellett a kontrollterületek így egy művelt szántó (SZ), felhagyott szántó (FSZ), akác kontroll (AK), tölgyes kontroll (TK) és a SZIE Botanikus Kertjében található gyertyánelegyes mezeijuharos-tölgyes reliktumfolt (RT) (*Aceri campestri-Quercetum petraeae-roboris*) lettek (1 ábra).



1. ábra: A kutatási területek elhelyezkedése – mintavételi helyek

- 1 – akácos kísérleti terület (A12), 2 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület (T5), 3 – akác kontroll (AK),
4 – kocsánytalan tölgyes kontroll (TK), 5 – reliktum tölgyes (RT), 6 – szántó (SZ), 7 – felhagyott szántó (FSZ)

Figure 1: Location of the study area – sampling sites

- 1 – Black locust experimental stand (A12), 2 – Sessile oak experimental stand (T5), 3 – Black locust control (AK),
4 – Sessile oak control (TK), 5 – Relict forest (RT), 6 – Arable land (SZ), 7 – Uncultivated arable land (FSZ)

A mintaterületek a Gödöllői-dombság kistájban találhatók, 230–240 m tengerszint feletti magasságban. A klíma mérsékelten száraz kontinentális, az átlagos évi csapadékmennyiség 540–580 mm, az átlagos évi középhőmérséklet 9,5–10,0 °C (Dövényi 2010). A kísérleti területeken 60–90 cm vastag Ramann-féle barna erdőtalaj (rozsdabarna erdőtalaj – Luvic Calcic Phaeozem altípus) található, löszsel kevert homok alapkőzetten (Stefanovits 1972). A 0–20 cm textúrája vályogos homok, sűrűsége átlagosan 1,58 g·cm⁻³, a teljes porozitás 51,2%, a gravitációs pórusok aránya 20,7% (Ockert 2006). A talaj tápanyagellátottsága és vízháztartása alapvetően gyenge (Kovács & Füleky 1991).

A két kísérleti terület (A; T) teljes nettó területe 11 900 m². Mindkét erdőállományban a korábban legnagyobb műtrágyadózissal kezelt parcellákat választottunk ki, kétszer 420 m² területen. A tölgyerdő kísérlet korábban vetésforgó műtrágyázási tartamkísérlet volt, 1972-ben létesítették. Itt NPK-műtrágyázás folyt



5 különböző műtrágyaszinten, növekvő adagokban. Az „A” szakaszra, 1998-ban kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) telepítése történt, a kísérlet többi részét megszüntették. Jelen kutatásban a legnagyobb (T5) korábbi kezelést vizsgáltuk. Az akácerdő kísérlet korábban kukorica monokultúra műtrágyázási tartamkísérlet volt, 1970-ben létesítették. Akkor 20 éven keresztül az eltérő mennyiségű és arányú NPK-műtrágyázás hatásait vizsgálták, majd 1995 őszen Pusztaavacsról származó fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) telepítése történt. A területen 12 különböző műtrágyázási dózist alkalmaztak, melyből jelen kutatásban a legnagyobb (A12) korábbi kezelést vizsgáltuk. A két kísérleti terület kiválasztott legnagyobb kezelésire összesen kijuttatott hatóanyagmennyiségeket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: A kocsánytalan tölgyes kísérleti terület (T5) és az akácos kísérleti terület (A12) kiválasztott mintaterületein alkalmazott műtrágyakezelések, az ültetvények telepítése előtt

Table 1: Fertilizer doses applied in the study area before the plantation of the sessile oak (T5) and black locust (A12) stands

	Kijuttatott műtrágya-hatóanyag			
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Össz.
T5	kg * ha ⁻¹ * 25 év ⁻¹			
	7530	4510	5428	17 468
A12	kg * ha ⁻¹ * 20 év ⁻¹			
	7200	4800	4000	16 000

Gyűjtési és kiértékelési módszerek

A talaj (0–20 cm) vizsgálatához minden mintaterületről 5 talajmintát (kb. 50 g) gyűjtöttünk, véletlenszerűen, 3 ismétlésben. Az ugyanarról a mintaterületről származó 5 talajmintát összekevertük, így összesen 21 db kompozit mintát kaptunk. A légszárzóra szárítás után a talajmintákat összetörtük, majd 2,0 mm átmérőjű szitán átszitáltuk. Minden mintából meghatároztuk a desztillált vizes (pH_{H2O}) és a kálium-kloridos (pH_{KCl}) pH-t (Buzás 1988), Tyurin módszerrel, K₂Cr₂O₇ és H₂SO₄ segítségével a humusztartalmat (H%) (Buzás 1988), a KCl-oldható NO₃⁻ és NH₄⁺ tartalmat (Bacsó et al. 1972), az ammónium-laktát-oldható P- és K-tartalmat (AL-P₂O₅, AL-K₂O) (Egnér et al. 1960), a mésztartalmat (CaCO₃) (Buzás 1988) és az Arany-féle kötöttséget (K_A) (Buzás 1993).

A talajparaméterek közötti statisztikai különbség kimutatásához egytényezős variancia-analízist használtunk, ahol az SzD-értéket 5%-os hibahatárral adtuk meg.

Az ugróvillások kimutatásához minden kiválasztott mintaterületről 5 talajmintát gyűjtöttünk hossztegyelyében két palástra osztott fémhengerrel (100 cm³, d=3,6 cm, h=10,0 cm), véletlenszerűen. A mintákból az ugróvillásokat 14 napos futtatással nyertük ki, Berlese-Tullgren futtatók segítségével. Az egyes fajokat a főbb taxonómiai kulcsok (Deharveng 1982, Fjellberg 1980, 1998, Babenko et al 1994, Zimdars & Dunger 1994, Weiner 1996, Jordana et al. 1997, Pomorski 1998, Brefeld 1999, Potapov 2001, Thibaud et al. 2004, Jordana 2012) segítségével határoztuk meg. Az ugróvillások rendszertani áttekintésénél a magyar fauna besorolását (Dányi & Traser 2008) vettük alapul.

A közösségi-ökológiai elemzés során a fajszám, abundancia- és dominancia-viszonyok, fontosabb közösségi karakterisztikák – Shannon diverzitás (Shannon & Weaver 1949), kiegyenlítettség (Pielou 1966) – segítségével végeztük el az egyes habitatok összehasonlító értékelését. A diverzitások statisztikai összehasonlítását a Hutcheson-féle módosított *f*-próbatelével végeztük el (Hutcheson 1970).

A vizsgált élőhelyek hasonlóságát az ugróvillás-közösségek Bray-Curtis-féle hasonlóságmérésén alapuló klaszteranalízis segítségével vizsgáltuk (Bray & Curtis 1957).

Az elemzéseket az SPSS vs20 (IBM Corp. 2011) és a Past ver 2.17b (Hammer et al 2001) segítségével végeztük el.

EREDMÉNYEK

Talajeredmények

A mért talajparamétereket a 2. táblázat tartalmazza, a számolt $SzD_{5\%}$ értékekkel. A $CaCO_3$ -tartalom a legtöbb minta esetében 0% volt, így nem lehetett varianciaanalízist végezni az adatokkal. A felhagyott szántó (FSZ) esetében a karbonáttartalom átlaga 0,85%, míg a kontroll akácos (AK) esetében 1,82% volt.

A tölgyes kísérlet (T5) a talaj 0-20 cm-es rétegének paraméterei alapján a kontroll tölgyestől (TK) foszfortartalom, káliumtartalom és K_A , a szántótól (SZ) pH_{H_2O} , humusztartalom, foszfortartalom és K_A , a felhagyott szántóterülettelől (FSZ) mindkét pH, foszfortartalom és K_A , a reliktum tölgyestől (RT) a káliumtartalom kivételével minden paraméter esetében szignifikánsan különbözik.

Az akácos kísérlet (A12) a talaj 0-20 cm-es rétegének paraméterei alapján a tölgyes kísérlettől (T5) mindkét pH, illetve foszfor- és a káliumtartalom, a szántótól (SZ) humusztartalom, pH_{KCl} és K_A , a felhagyott szántótól (FSZ) foszfortartalom és K_A , a reliktum tölgyestől (RT) a foszfortartalom kivételével minden paraméter esetében szignifikánsan különbözik. A kontroll akácostól (AK) egyik paraméter tekintetében sincs statisztikailag igazolható különbség.

2. táblázat: A kísérleti ültetvények és a kontrollterületek talajának (0–20 cm) paraméterei

A12 – akácos kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület,

TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó

Table 2: Soil parameters in the studied plantations and control sites

A12 – Black locust experimental stand, AK – Black locust control, T5 – Sessile oak experimental stand,

TK – Sessile oak control, RT – Relict forest, SZ – Arable land, FSZ – Uncultivated arable land

	pH_{KCl}	pH_{H_2O}	Humusz	AL- P_2O_5	AL- K_2O	$NO_3^- + NH_4^+$	K_A
			%	mg/kg			
A12	6,26	6,85	2,22	45,60	188,33	9,00	28,33
AK	6,05	6,68	1,46	87,83	145,67	9,03	27,33
T5	4,56	5,57	2,11	280,00	270,33	12,83	27,00
TK	4,95	5,86	2,01	27,25	126,37	10,93	32,00
RT	3,63	4,56	3,97	68,80	298,67	35,07	43,67
SZ	5,21	6,27	0,83	100,30	243,67	6,33	21,33
FSZ	6,48	7,07	2,19	172,53	217,67	8,23	32,67
$SzD_{5\%}$	0,82	0,64	1,09	71,87	71,56	15,20	3,27

Faunisztikai eredmények

A vizsgálat során gyűjtött mintákból összesen 76 ugróvillás faj került elő. A fajok abundanciaértékeit a vizsgált habitatokban a 3. táblázat foglalja össze. Az egyes ugróvillás csoportok megoszlása alapján megállapítható, hogy a legnagyobb fajszámmal az Entomobryidae család képviselt, ugyanakkor szembevető az Isotomidae család kiemelkedő abundanciája. Ez elsősorban néhány, időszakos tömegszaporodásra is hajla-



mos faj (pl. *Folsomia manolachei*, *F. quadrioculata*, *Parisotoma notabilis*) kiugróan magas egyedszámának köszönhető. A vizsgálati terület geográfiai és klimatikus viszonyainak megfelelően számos xerothermofil ugróvil-lás (pl. *Mesaphorura critica*, *Metaphorura denisi*, *Entomobrya multifasciata*, *Orchesella cincta*) került elő a gyűjtött mintákból. Az akáccal és kocsánytalan tölgygel újraerdősített mintaterületeken az állományok fiatal kora és környező habitatok (szántó, felhagyott szántó, erdősav) miatt kevés a tipikusan erdőlakó fajok (*Ceratophysella luteospina*, *Neanura muscorum*, *Entomobrya muscorum*) száma, ugyanakkor több, elsősorban a nyíltabb élőhelyekre jellemző faj (pl. *Pseudachorutes pratensis*, *Lepidocyrtus cyaneus*) is megtalálható még.

3. táblázat: Az előforduló Collembola fajok átlagos abundanciája (egyed/m²) a vizsgált élőhelyeken
 A12 – akác kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület,
 TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó
 Table 3: Collembola species spectrum and mean abundance (ind./m²) in the sampled habitats
 A12 – Black locust experimental stand, AK – Black locust control, T5 – Sessile oak experimental stand,
 TK – Sessile oak control, RT – Relict forest, SZ – Arable land, FSZ – Uncultivated arable land

Collembola	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
Brachystomellidae							
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)	0	0	0	0	0	213	27
Hypogastruridae							
<i>Ceratophysella luteospina</i> (Stach, 1920)	0	127	20	0	0	0	0
<i>Ceratophysella succinea</i> (Gisin, 1949)	0	0	0	0	0	913	327
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	140	0	0
<i>Hypogastrura socialis</i> (Uzel, 1891)	0	0	0	0	0	0	1427
<i>Hypogastrura vernalis</i> (Carl, 1901)	0	0	0	0	0	0	467
<i>Willemia virae</i> Kaprus, 1997	193	147	280	393	20	133	487
<i>Xenylla brevisimilis</i> Stach, 1949	0	33	0	0	0	0	0
Neanuridae							
<i>Deutonura conjuncta</i> (Stach, 1926)	0	0	0	7	40	0	0
<i>Friesea truncata</i> Cassagnau, 1958	0	0	0	0	0	0	7
<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)	0	0	27	67	247	0	0
<i>Pratanurida cassagnai</i> Rusek, 1973	0	0	0	0	0	0	7
<i>Pseudachorutes dubius</i> Krausbauer, 1898	0	0	0	40	7	0	0
<i>Pseudachorutes parvulus</i> Börner, 1901	7	0	33	0	313	0	0
<i>Pseudachorutes pratensis</i> Rusek, 1973	0	0	0	0	0	0	13
<i>Pseudachorutes subcrassus</i> Tullberg, 1871	0	0	0	67	0	0	0
Odontellidae							
<i>Superodontella lamellifera</i> (Axelson, 1903)	0	0	0	0	40	0	0
Onychiuridae							
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)	347	487	747	620	700	13	933
<i>Protaphorura cancellata</i> (Gisin, 1956)	0	0	0	0	0	0	20
<i>Protaphorura campata</i> (Gisin, 1952)	47	0	20	27	380	0	0
<i>Protaphorura subarmata</i> (Gisin, 1957)	0	0	0	0	0	0	13

A 3. táblázat (folytatás)

Table 3. (cont.)

Collembola	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
Tullbergiidae							
<i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976	373	360	93	27	0	140	373
<i>Mesaphorura italica</i> (Rusek, 1971)	53	40	0	0	0	27	220
<i>Mesaphorura krausbaueri</i> Börner, 1901	453	420	100	320	100	0	0
<i>Mesaphorura macrochaeta</i> Rusek, 1976	180	273	27	167	0	113	447
<i>Mesaphorura yosii</i> (Rusek, 1967)	0	0	0	0	0	27	0
<i>Metaphorura denisi</i> Simon, 1985	0	0	0	0	0	107	727
Cyphoderidae							
<i>Cyphoderus albinus</i> Nicolet, 1842	0	7	0	0	0	0	33
<i>Cyphoderus bidenticulatus</i> Parona, 1888	0	0	0	0	0	0	13
Entomobryidae							
<i>Entomobrya corticalis</i> (Nicolet, 1842)	0	0	0	60	287	0	0
<i>Entomobrya dorsalis</i> Uzel, 1891	0	0	13	33	33	0	0
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nicolet, 1844)	0	0	0	0	0	0	173
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	433	507	220	287	293	87	227
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nicolet, 1842)	0	0	0	40	53	0	0
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	0	0	0	0	0	160	727
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	133	413	427	360	260	0	313
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1793)	0	0	0	253	327	0	0
<i>Lepidocyrtus nigrescens</i> Szeptyczki, 1967	0	13	0	0	80	0	13
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel, 1890	0	0	0	0	0	0	253
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	67	407	133	293	60	7	527
<i>Pseudosinella horaki</i> Rusek, 1985	0	0	0	0	480	0	0
<i>Pseudosinella octopunctata</i> Börner, 1901	0	0	0	0	0	0	280
<i>Pseudosinella petterseni</i> Börner, 1901	20	20	33	0	0	0	233
<i>Pseudosinella sexoculata</i> Schött, 1902	0	0	0	0	73	0	0
<i>Pseudosinella cf. wahlgreni</i> (Börner, 1907)	0	0	0	107	193	0	0
<i>Heteromurus major</i> (Moniez, 1889)	0	0	0	0	0	0	187
<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835)	0	40	0	247	20	0	0
<i>Orchesella cincta</i> (Linnaeus, 1758)	153	13	147	0	13	67	460
<i>Orchesella flavescens</i> (Bourlet, 1839)	0	0	7	80	227	0	0
<i>Orchesella multifasciata</i> (Stscherbakow, 1898)	267	580	447	260	267	0	0
<i>Orchesella spectabilis</i> Tullberg, 1871	0	0	0	33	167	0	0
Isotomidae							
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson, 1903)	0	507	13	687	2773	0	0
<i>Desoria violacea</i> (Tullberg, 1877)	0	0	0	0	13	0	0

A 3. táblázat (folytatás)

Table 3. (cont.)

Collembola	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
<i>Folsomia manolachei</i> Bagnall, 1939	833	1733	567	2687	3680	0	0
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871)	973	1473	373	1320	2940	0	0
<i>Folsomides parvulus</i> Stach, 1922	0	0	0	0	0	60	0
<i>Isotoma anglicana</i> Lubbock, 1862	0	0	0	0	0	53	187
<i>Isotoma caerulea</i> (Bourlet, 1839)	0	0	0	0	0	7	127
<i>Isotoma viridis</i> Bourlet, 1839	0	0	0	0	0	0	340
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	133	693	347	1140	2560	0	0
<i>Parisetoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	1727	2713	1660	2053	2300	487	2160
<i>Proisetoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	0	0	20	53	100	0	13
Tomoceridae							
<i>Pogonognathellus flavescens</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	40	240	0	0
<i>Pogonognathellus longicornis</i> (Müller, 1776)	0	0	0	0	13	0	0
<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	13	93	0	0
Neelidae							
<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900	13	160	167	340	720	0	0
Bourletiellidae							
<i>Bourletiella arvalis</i> (Fitch, 1863)	0	0	0	0	0	0	60
<i>Fasciosminthurus virgulatus</i> (Skorikow, 1899)	0	0	0	0	0	0	13
Arrhopalitidae							
<i>Arrhopalites cf. principalis</i> Stach, 1945	0	0	0	0	100	0	0
Katiannidae							
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	0	0	0	7	0	0	0
<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1863)	7	140	53	60	60	13	180
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	20	447	93	1447	1860	0	0
Sminthuridae							
<i>Allacma fusca</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	13	13	0	0
<i>Sminthurus maculatus</i> Tömösváry, 1883	0	0	0	0	0	7	20
<i>Spatulosminthurus flaviceps</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	40	0	0
<i>Lipothrix lubbocki</i> (Tullberg, 1872)	0	27	0	393	707	0	0

Közösségi ökológiai eredmények

A vizsgált élőhelyek Collembola közösségeinek legfontosabb karakterisztikáit a 4. táblázatban foglaljuk össze.

A legtöbb fajt a reliktum tölgyesben vett mintákban észleltük, a legalacsonyabb fajszám pedig a művelt szántókra jellemző. Bár a szántóval összehasonlítva az erdősitésekben több fajt detektáltunk, a fajszám és a diverzitás értéke az akácos és a kocsánytalan tölgyes esetében is még elmarad a kontroll élőhelyek közösségeinek értékeitől (t -teszt, $p < 0,01$). A felhagyott szántó jellegzetes ugróvillás-közösségek élettere, amelyre

a magas fajszám és diverzitás mellett a legnagyobb kiegyenlítettség is jellemző. Az abundancia-viszonyok tekintetében hasonló eredményeket kaptunk, miszerint a legnagyobb ugróvillás-sűrűséget a reliktum tölgyes foltban találtuk. Itt már szembetűnőbb a különbség a művelt területek és a fiatal erdősitések közösségeit tekintve, utóbbiaknál átlagosan közel 2,5-szer nagyobb ugróvillás-sűrűséget tapasztaltunk. A különböző fajok telepítéseket tekintve az abundancia, ha nem is számottevően, de az akácokban volt magasabb.

4. táblázat: A vizsgált habitatokra jellemző ugróvillás-közösségek fontosabb karakterisztikáinak átlagértékei

A12 – akácok kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület,

TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó

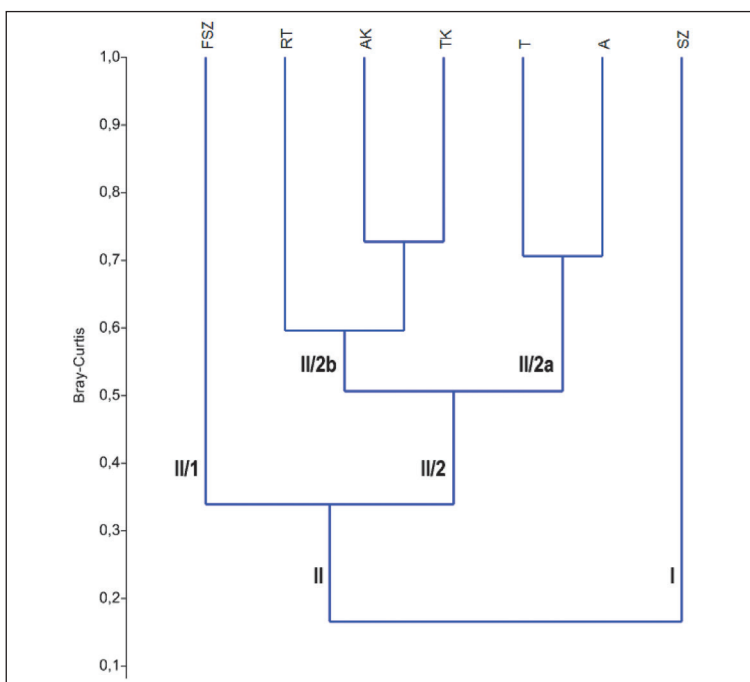
Table 4: Mean values of collembola community characteristics in the sampled habitats

A12 – Black locust experimental stand, AK – Black locust control, T5 – Sessile oak experimental stand,

TK – Sessile oak control, RT – Relict forest, SZ – Arable land, FSZ – Uncultivated arable land

	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
Fajszám (S)	17,7	20,7	19,7	29,3	35,7	14,0	28,7
Abundancia (egyed/m ²)	6433	11780	6067	14040	23033	2633	12033
Shannon index	2,307	2,513	2,424	2,696	2,747	2,050	2,899
Egyenletesség	0,804	0,831	0,820	0,798	0,769	0,777	0,864

Az ugróvillás-közösségek hasonlóságát a Bray-Curtis index alapján végzett hierarchikus cluster-analízis dendrogramja szemlélteti (2. ábra). Az analízis a művelt szántó (I) határozott elkülönülését mutatja. A második nagy csoporton (II) belül a nyílt (II/1) és erdei élőhelyek (II/2) különválása figyelhető meg. Utóbbin belül külön alcsoportot alkotnak az erdőtelepítések (II/2a) és a kontroll erdei élőhelyek (II/2b) közösségei.



2. ábra: A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló hierarchikus cluster-analízis dendrogramja

Figure 2: Dendrogram based on cluster analysis using the Bray-Curtis index of similarity

MEGVITATÁS

Az eredményekből látható, hogy az akácós kísérleti területen a talajban felhalmozott tápanyagok felhasználása sokkal hatékonyabban valósult meg, mint a tölgyes kísérletben. Ennek egyik oka lehet, hogy a műtrágyázás negatív hatással van az erdőtalaj gomba-biomassájára (Wallenstein et al 2006), így a tölgyekkel együtt élő mikorrhiza fajokra is (Berki 1999). Ezzel szemben az akáccal szimbiózisban élő rhizóbium baktériumok (Mantovani et al 2015) nitrogénfixáló képessége K-tágyázás hatására hatékonyabb (Berki 1999). Foszfortrágyázás hatására az akác növekedése gyorsabb (Burner 2005, Gruenewald et al 2007), de NPK-műtrágyázás hatására az erdők biomasszája és az avar mennyisége is szignifikánsan nő (Tanner et al 1992, Turkington et al 1998). A foszfor hosszú ideig marad ugyan a talajban (Kovács & Füleky 1991), de a pillangósoknak, így az akácnak is nagy a foszforigénye (Kanzler et al 2015, Loch 1999, Plass 1972), így az akácós talajának foszfortartalma meglehetősen alacsony.

A telepített erdőkben a lombkorona záródása (Oliver & Larson 1996), illetve az avarvastagság kialakulása (Cunningham et al 2012) a telepítését követő két évtizeden belül lezajlik. A gyorsan növő, idegenhonos fajok, mint az akác, hatékonyabban képesek a légköri CO₂-t megkötni, mint az őshonos kocsánytalan tölgy (Lindenmayer et al 2003), lombkorona-záródásuk gyorsabb, szerkezetük hamarabb kialakul (Haggar et al 1997), amit az optimális kocsánytalan tölgy termőhely biztosít (Bartha et al 2014). Az akácós kísérletben cserjék is előfordulnak, ezáltal az erdőszerkezet fejlettebb (Kanowski et al 2003) és rövidebb idő alatt kialakult (Munro et al 2009). Sőt, az akáclevelek mineralizációja gyorsabb, az optimálisabb C/N arány miatt (Tanteno et al 2007).

A talajfauna vonatkozásában elmondható, hogy – paradox módon – mind az erdőirtás, bizonyos esetekben pedig az erdősítés is negatív hatással lehet az ugróvillás-közösségek abundanciájára, diverzitására (Jordana et al 1987, Deharveng 1996, Ponge et al 2006). Bár korábbi adatok nem állnak rendelkezésre a kísérleti terület talajfaunájára vonatkozóan, az intenzív használat és kezelések azonban feltételezhetően degradáló hatással voltak az ugróvillás-közösségekre (pl. Kovács et al 2001, Winkler & Traser 2017). Ezt igazolja jelen kutatásunkban a kontrollként választott művelt szántó közösségének alacsony fajszáma, diverzitása és abundanciája. Ezzel szemben a felhagyott szántón fajgazdag és abundáns közösséget találtunk, ami összefüggésben lehet a fiatal parlagok növényzetének magas fitomasszaprodukciónak és ennek következtében a nagyobb avarmennyiséggel (Bálint et al 2014).

Az intenzív szántóterületek újraerdősítésének pozitív hatása megmutatkozik a talajfauna eredményekben is. Az abundancia, fajszám és diverzitásértékek, bár elmaradnak a kontroll akác és kocsánytalan tölgyes állományokétól, a környező szántóterületek faunájával összehasonlítva azonban az ültetvényekben szignifikánsan magasabb Collembola diverzitás figyelhető meg. A vizsgált ültetvények talajának kolonizációja azonban lassú folyamat, amit a környező élőhelyekkel (szántó, felhagyott szántó, kevésbé záródott erdősáv) is magyarázhatunk. Míg a felszínen mozgó ugróvillások (pl. Entomobryidae) könnyebben terjedhetnek a kissé távolabbi erdőkből is, ugyanez nem mondható el a legtöbb euedafikus fajról (pl. Tullbergiidae), amelyek morfológiájában erős redukció (pl. csökevényes ugróvilla vagy annak teljes hiánya) figyelhető meg (Salmon & Ponge 1998). Ezzel is magyarázható, hogy a két ültetvény ugróvillás faunája még átmeneti jellegű, a közösségekben éppúgy megtalálhatók a nyílt habitatok fajai, mint egyes silvicol fajok.

Az újraerdősítéseknél a fajmegválasztás döntő fontosságú és hosszútávon jelentős hatással lehet a talajra és a talaj biótára. Az idegenhonos faállományok biodiverzitása – így talajfaunája is – eredendően szegényebb, mint az őshonos fajok alkotta állományoké (Lindenmayer et al 2003). Hazai viszonylatban ezt a megállapítást főként az akác, feketefenyő, erdei fenyő és nemesnyár monokultúrák esetében igazolták (Traser & Csóka 2001, Traser 2003, Winkler & Tóth 2012), de ugyanez elmondható bármely egzóta ültetvényre Európa szerte (Klimentz 1992). Az inváziós fajok közül nagy jelentőséggel bír az akác, mivel a hazai erdők állományának közel 25%-át alkotja (Bartha et al 2008) és a szántók újraerdősítése miatt (racionális földhasználat)

területének növekedése várható (Bartha et al 2014), leginkább kocsánytalan tölgyes klímában (Balogh et al 2006). Az akác komplex hatással van a talaj jellemzőire, leginkább a nitrogén- és nitráttartalom, valamint a szervesanyag-tartalom növelésével (Rice et al 2004, Tateno et al 2007). Az utóbbi jellegzetesség jól tükröződik a vizsgált akác ültetvény kissé magasabb *Collembola* abundanciájában, összevetve a kocsánytalan tölgyes állománnyal. Mindazonáltal a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség a tölgy ültetvényben volt a magasabb. Ez a jelenség az akác allelopátiás hatásával is magyarázható. Ez a fajfaj másodlagos metabolitokat (pl. toxalbuminokat, robint és phasint) képes előállítani és felszabadítani, amelyek gátló hatással lehetnek a fehérjeszintézisre, amit egyes fajok kevésbé tolerálnak (Hui et al 2004, Rahmonov 2009, Lazzaro et al 2018).

ÖSSZEFOGLALÁS

Az egykori szántóföldi műtrágyázási tartamkísérlet területén létesített akác és kocsánytalan tölgy ültetvény talajfaunája jól jelzi a talajparaméterekben is megmutatkozó változásokat. Az ugróvillás-közösségek fajszáma, diverzitása és abundanciája ugyan elmarad a kontroll erdőállományokétól, a szántóterületek faunájával összehasonlítva azonban magasabb fajgazdagság, diverzitás és ugróvillás-sűrűség figyelhető meg. A fajmegválasztás hatása már jól megmutatkozik a vizsgált fiatal telepítésekben is. Az akác ültetvényben ugyan nagyobb ugróvillás-sűrűséget tapasztaltunk, a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség viszont a kocsánytalan tölgy esetében volt magasabb.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Arneith A., Harrison S.P., Zaehle S., Tsigaridis K., Menon S., Bartlein P.J., Feichter J., Korhola A., Kulmala M., O'Donnell D., Schurgers G., Sorvari S. & Vesala T. 2010: Terrestrial biogeochemical feedbacks in the climate system. *Nature Geoscience* 3: 525–532. DOI: [10.1038/ngeo905](https://doi.org/10.1038/ngeo905)
- Babenco A.B., Chernova N.M., Potapov M.B. & Stebaeva M.B. 1994: *Collembola* of Russia and adjacent countries: Family Hypogastruridae. Nauka, Moscow.
- Bacsó A., Dezső I., Maul F., Stefanovics P. & Tusz Zs. 1972: Talajtani gyakorlatok. Egyetemi jegyzet, Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Gödöllő.
- Balogh L., Csoboth I., Kovács G. & Tímár G. 2006: Az akác természetésének termőhelyi lehetőségei és korlátai. *Erdészeti Lapok* 141(7-8): 230–233.
- Bartha D., Csiszár Á. & Zsigmond V. 2008: Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Botta-Dukát Z. & Balogh L. (eds): *The Most Important Invasive Plants in Hungary*. Hungarian Academy of Sciences, Institute of Ecology and Botany, Vácrátót. 63–76.
- Bartha D., Szmorad F. & Tímár G. 2014: A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) hazai helyzetének elemzése. http://www.okologia.mta.hu/sites/default/files/BARTHA_es_mtsai_Akac_attekintes_2014_vegleges.pdf
- Bálint P., Balogh N., Kelbert B., Radócz Sz. & Tóth K. 2014: Fitomassza dinamika homoki gyepek szekunder szukcessziója során. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 2014(1-2): 3–10.
- Berki I. 1999: Az erdők tápanyag-ellátása. In: Füleky Gy. (ed): *Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda* Kiadó, Budapest, 536–558.
- 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)



- Bretfeld G. 1999: Symphypleona. In: Dunger W. (ed): Synopses on Palaearctic Collembola. Vol. 2. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 71(1): 1–318.
- Burner D.M., Pote D.H. & Ares A. 2005: Management effects on biomass and foliar nutritive value of *Robinia pseudoacacia* and *Gleditsia triacanthos* f. *inermis* in Arkansas, USA. *Agroforestry Systems* 65(3): 207–214. DOI: [10.1007/s10457-005-0923-9](https://doi.org/10.1007/s10457-005-0923-9)
- Buzás I. (ed) 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó.
- Buzás I. (ed) 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. Budapest, INDA 4231 Kiadó.
- CEU 2014: New EU Forest strategy: conclusions adopted by the Council. Council of the European Union, Brussels.
- Coleman D. 2008: From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 271–289. DOI: [10.1016/j.soilbio.2007.08.005](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.005)
- Cunningham S.C., Metzeling K.J., MacNally R., Thomson J.R. & Cavagnaro T. R. 2012: Changes in soil carbon of pastures after afforestation with mixed species: sampling, heterogeneity and surrogates. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 158: 58–65. DOI: [10.1016/j.agee.2012.05.019](https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.019)
- Cunningham S.C., MacNally R., Baker P.J., Cavagnaro T.R., Beringer J., Thomson J.R. & Thompson R.M. 2015: Balancing the environmental benefits of reforestation in agricultural regions. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(4): 301–317. DOI: [10.1016/j.ppees.2015.06.001](https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.001)
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Neilson R.P., Ayres M.P., Flannigan M.D., Hanson P.J., Irland L.C., Lugo A.E., Peterson C.J., Simberloff D., Swanson F.J., Stocks B.J. & Wotton B.M. 2001: Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience* 51(9): 723–734. DOI: [10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Dányi L. & Traser G. 2008: An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica* 38: 3–82.
- Deharveng L. 1982: Cle de détermination des genres de Neanurinae (Collembola) d'Europe et la région Méditerranéenne, avec description de deux nouveaux genres. *Trav. Lab. Ecobiol. Arthr. Edaph.* 3: 7–13.
- Deharveng L. 1996: Soil Collembola diversity, endemism, and reforestation: a case study in the Pyrenees (France). *Conservation Biology* 10: 74–84. DOI: [10.1046/j.1523-1739.1996.10010074.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10010074.x)
- Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest.
- Egnér H.A.N.S., Riehm H. & Domingo W.R. 1960: Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26: 199–215.
- Fjellberg A. 1980: Identification keys to Norwegian Collembola. *Norsk Entomol. Forening* 1–152.
- Fjellberg A. 1998: The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I.: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica* 35: 1–184.
- Gilbert-Norton L., Wilson R., Stevens J.R. & Beard K.H. 2010: A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24(3) 660–668. DOI: [10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x)
- Giller K.E., Beare M.H., Lavelle P., Izac A.-M.N. & Swift M.J. 1997: Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* 6: 3–16. DOI: [10.1016/S0929-1393\(96\)00149-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00149-7)
- Gruenewald H., Brandt K.V.B., Schneider B.U., Bens O., Kendzia G. & Hüttl L.F. 2007: Agroforestry systems for the production of woody biomass for energy transformation purposes. *Ecological Engineering* 29(4): 319–328. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2006.09.012](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.012)
- Haggar J., Wightman K. & Fisher R. 1997: The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 99(1–2): 55–64. DOI: [10.1016/s0378-1127\(97\)00194-1](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(97)00194-1)
- Hammer Ř., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001: PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Harta I., Gulyás M. & Füleky Gy. 2016: Műtrágyázás tartamhatásának vizsgálata akácokban. *Agrokémia és Talajtan* 65(1): 35–45. DOI: [10.1556/0088.2016.65.1.3](https://doi.org/10.1556/0088.2016.65.1.3)
- Haynes R.J. & Naidu R. 1998: Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51(2): 123–137. DOI: [10.1023/A:1009738307837](https://doi.org/10.1023/A:1009738307837)

- Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J. & Wardle D.A. 2005: Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1): 3–35. DOI: [10.1890/04-0922](https://doi.org/10.1890/04-0922)
- Hopkin S.P. 1997: *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press. 1–330.
- Hui A., Marraffa J.M. & Stork C.M. 2004: A rare ingestion of the Black Locust tree. *Journal of Toxicology. Clinical Toxicology* 42(1): 93–95. DOI: [10.1081/CLT-120028752](https://doi.org/10.1081/CLT-120028752)
- Hutcheson K. 1970: A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151–154. DOI: [10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4)
- IBM Corp. 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. IBM Corp., Armonk, NY.
- Jackson R.B., Jobbágy E.G., Avissar R., Roy S.B., Barrett D.J., Cook C.W., Farley K.A., le Maitre D.C., McCarl B.A. & Murray B.C. 2005: Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310(5756): 1944–1947. DOI: [10.1126/science.1119282](https://doi.org/10.1126/science.1119282)
- Jordana R. 2012: Capryriinae & Entomobryini. In: Dunger W. & Burkhart U. (eds): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol. 7/1. *Soil Organisms* 84: 1–390.
- Jordana R., Arbea J.I. & Carlos Simón M.J.L. 1997: *Collembola, Poduromorpha*. *Fauna Iberica*, Vol. 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 1–807.
- Jordana R., Arbea J.I., Moraza L., Montenegro E., Mateo M.D., Hernandez M.A. & Herrera L. 1987: Effect of reforestation by conifers in natural biotopes of middle and South Navarra (Northern Spain). *Revue Suisse de Zoologie* 94: 491–502. DOI: [10.5962/bhl.part.79528](https://doi.org/10.5962/bhl.part.79528)
- Kádár I., Márton L., Németh T. & Szemes I. 2007: Meszezés és műtrágyázás hatása a talajra és növényre a 44 éves nyírlugosi tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan* 56(2): 255–270. DOI: [10.1556/Agrokem.56.2007.2.5](https://doi.org/10.1556/Agrokem.56.2007.2.5)
- Kanowski J., Catterall C.P., Wardell-Johnson G.W., Proctor H. & Reis T. 2003: Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. *Forest Ecology and Management* 183(1-3): 265–280. DOI: [10.1016/S0378-1127\(03\)00109-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00109-9)
- Kanzler M., Böhm C. & Freese D. 2015: Impact of P fertilisation on the growth performance of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in a lignite post-mining area in Germany. *Annals of Forest Research* 58(1): 39–54. DOI: [10.15287/afr.2015.303](https://doi.org/10.15287/afr.2015.303)
- Kováč L., L'uptáčík P., Miklisová D. & Mati R. 2001: Soil Oribatida and Collembola communities across a land depression in an arable field. *European Journal of Soil Biology* 37: 285–289. DOI: [10.1016/S1164-5563\(01\)01106-2](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01106-2)
- Kovács K. & Füleky Gy. 1991: Trágyázási tartamkísérlet eredményei Gödöllő barna erdőtalajon. 1972-1990. Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Talajtani és Agrokémiai Tanszék.
- Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Pierre-Armand, R., Ineson P., Heal O.W. & Dhillon S. 1997: Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33(4): 159–193.
- Lazzaro L., Mazza G., d'Errico G., Fabiani A., Giuliani C., Inghilesi A.F., Lagomarsino A., Landi S., Lastrucci L., Pastorelli R., Roversi P.F., Torrini G., Tricarico E. & Foggi B. 2018: How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. *Science of the Total Environment* 622–623: 1509–1518. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.10.017](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.017)
- Lindenmayer D.B., Hobbs R.J. & Salt D. 2003: Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry* 66(1): 62–66. DOI: [10.1080/00049158.2003.10674891](https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674891)
- Loch J. 1999: A trágyázás agrokémiai alapjai. In: Füleky Gy. (ed): *Tápanyag-gazdálkodás*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 228–268.
- Mäkipää R. 1994: Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. *Silva Fennica* 28(2): 81–94. DOI: [10.14214/sf.a9164](https://doi.org/10.14214/sf.a9164)
- Mantovani D., Veste M., Boldt-Burisch K., Fritsch S., Koning L.A. & Freese D. 2015: Carbon allocation, nodulation, and biological nitrogen fixation of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) under soil water limitation. *Annals of Forest Research* 58(2): 1–16. DOI: [10.15287/afr.2015.420](https://doi.org/10.15287/afr.2015.420)
- Meyfroidt P. & Lambin E.F. 2011: Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annual Review of Environment and Resources* 36: 343–371. DOI: [10.1146/annurev-environ-090710-143732](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-143732)
- Mirmanto E., Proctor J., Green J., Nagy L. & Suriantata 1999: Effects of nitrogen and phosphorus fertilization in a lowland evergreen rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 354: 1825–1829. DOI: [10.1098/rstb.1999.0524](https://doi.org/10.1098/rstb.1999.0524)



- Munro N.T., Fischer J., Wood J. & Lindenmayer D.B. 2009: Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. *Ecological Applications* 19(5): 1197–1210. DOI: [10.1890/08-0939.1](https://doi.org/10.1890/08-0939.1)
- Németh T. & Várallyay Gy. 1998: A trágyázás és tápanyag utánpótlás jelenlegi helyzete és lehetőségei. *Agrofórum* 9(13): 2–4.
- Ockert J. 2006: Biomasse- und Nährstoffbilanzierung für einen unterschiedlich gedüngten 11jährigen Robinienbestand (*Robinia pseudoacacia* L.) auf einer ehemaligen landwirtschaftlichen Dauerversuchsfläche bei Gödöllő (Ungarn). Diplomarbeit, Westungarische Universität, Sopron
- Oliver C.D. & Larson B.C. 1996: Forest stand dynamics. Updated edition. John Wiley and Sons.
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S., McGuire A.D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S., Hayes D. 2011: A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045): 988–993. DOI: [10.1126/science.1201609](https://doi.org/10.1126/science.1201609)
- Paul D., Nongmaithem A. & Jha L.K. 2011: Collembolan Density and Diversity in a Forest and an Agroecosystem. *Open Journal of Soil Science* 1(2): 54–60. DOI: [10.4236/ojss.2011.12008](https://doi.org/10.4236/ojss.2011.12008)
- Pielou E.C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144. DOI: [10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Plass W.T. 1972: Fertilization treatments increase black locust growth on extremely acid surface-mine spoils. *Tree Planters' Notes* 23(4): 10–12.
- Pomorski R.J. 1998: Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae). Genus (Supplement), Polish Taxonomical Society, Wrocław, 1–201.
- Ponge J-F., Dubs F., Gillet S., Sousa J.P. & Lavelle P. 2006: Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1158–1161. DOI: [10.1016/j.soilbio.2005.09.004](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.004)
- Potapov M. 2001: Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 73(2): 1–603.
- Rahmonov O. 2009: The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and its ecological role in sandy ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* 29(4): 237–243. DOI: [10.1016/j.chnaes.2009.08.006](https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.08.006)
- Rice S.K., Westerman B. & Federici R. 2004: Impacts of the exotic, nitrogen-fixing Black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. *Plant Ecology* 174(1): 97–107. DOI: [10.1023/B:VEGE.0000046049.21900.5a](https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000046049.21900.5a)
- Salmon S. & Ponge J.F. 1998: Responses to light in a soil-dwelling springtail. *European Journal of Soil Biology* 34(4): 199–201. DOI: [10.1016/S1164-5563\(00\)86662-5](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)86662-5)
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 1–117.
- Sousa J.P., Bolger T., Da Gama M.M., Lukkari T., Ponge J.F., Simón C., Traser G., Vanbergen A.J., Brennan A., Dubs F., Ivtis E., Keating A., Stofer S. & Watt A.D. 2006: Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: a pan European study. *Pedobiologia* 50(2): 147–156. DOI: [10.1016/j.pedobi.2005.10.005](https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.10.005)
- Stefanovits P. 1972: Talajtan. *Mezőgazda Kiadó*. Budapest.
- Szováti K., Füleky Gy. & Tolner L. 2006: Nitrate accumulation in the soil affected by nitrogen fertilization. *Bulletin of the Szent István University Gödöllő* 2006. 97–104.
- Tanner E.V.J., Kapos V. & Franco W. 1992: Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. *Ecology* 73(1): 78–86. DOI: [10.2307/1938722](https://doi.org/10.2307/1938722)
- Tateno R., Tokuchi N., Yamanaka N., Du S., Otsuki K., Shimamura T., Xue Z.D., Wang S.Q. & Hou Q.C. 2007: Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. *Forest Ecology and Management* 241(1–3): 84–90. DOI: [10.1016/j.foreco.2006.12.026](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.12.026)
- Thibaud J.M., Shulz H.J. & Da Gama M.M. 2004: Synopses on Palaearctic Collembola: Hypogastruridae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 75(2): 1–603.
- Tolner L., Vágó I., Sipos M., Tolner, I. & Füleky Gy. 2010: Energiaerdő hatása a talaj nitrát tartalmának mélységi eloszlására. (The effect of energy plantations on the depth distribution of soil nitrate-ions). XII. Nemzetközi Tudományos Napok (12-th International Scientific Days, XII. Internationale Wissenschaftliche Tagung), Gyöngyös, 2010.03.25–26. Programme 174.
- Traser Gy. 2003: Hansági nemesnyár és éger erdők ugróvillás (Insecta: Collembola) faunája. *Magyar Biológiai Társaság, Budapest. III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványa*. 153–157.

- Traser Gy. & Csóka Gy. 2001: A mezofauna – Insecta: Collembola – ásoththalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. Erdészeti Kutatások 90: 231–240.
- Turkington R., John E., Krebs C.J., Dale M.R.T., Nams V.O., Boonstra R., Boutin S., Martin K., Sinclair A.R.E. & Smith J.N.M. 1998: The effects of NPK fertilization for nine years on boreal forest vegetation in northwestern Canada. *Journal of Vegetation Science* 9(3): 333–346. DOI: [10.2307/3237098](https://doi.org/10.2307/3237098)
- UN 2014: The New York Declaration on Forests. United Nations Climate Summit, New York.
- UNEP C.A. 2014: Initiative 20 x 20. Climate Action & United Nations Environment Program, Lima.
- Van Straalen, N. 1997: Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. (eds): *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, UK, 235–264.
- Wallenstein M.D., McNulty S., Fernandez I.J., Boggs J. & Schlesinger W.H. 2006: Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecology and Management* 222(1): 459–468. DOI: [10.1016/j.foreco.2005.11.002](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.11.002)
- Weiner W.M. 1996: Generic revision of Onychiurinae (Collembola: Onychiuridae) with a cladistic analysis. *Annales de la Société Entomologique de France* 32(2): 163–200.
- Winkler D. & Tóth V. 2012: Effects of Afforestation with Pines on Collembola Diversity in the Limestone hills of Szárhalom (West Hungary). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 8: 9–20. DOI: [10.2478/m10303-012-0001-8](https://doi.org/10.2478/m10303-012-0001-8)
- Winkler D. & Traser Gy. 2017: Talajlakó mezofauna (Collembola) vizsgálatok a Lajta Project területén. *Magyar Ápróvad Közlemények* 13: 213–224. DOI: [10.17243/mavk.2017.213](https://doi.org/10.17243/mavk.2017.213)
- Zimdars B. & Dunger W. 1994: Tullbergiinae. In: Dunger W. (ed): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: I. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 68(3–4): 1–71.

Érkezett: 2018. április 1.

Közlésre elfogadva: 2018. május 20.



Ellenségmentes övezet

A képen látható gubacsokat a *Cynips quercusfolii* gubacsdarázs aszexuális nemzedéke okozza. Az ilyen extrém denzitás azonban természetes erdei viszonyok között meglehetősen ritka. Ott ugyanis általában jelen vannak a gubacsdarázsok legjelentősebb természetes ellenségei, a fémfürkészek. Lárvaik a gubacsdarázsok lárvaín/lárvaiban élőködnek, és gyakran 90–95%-os mortalitást okoznak. A páratlanul „bőtermő”, kb. 7 m magas fa azonban egy városi sportpálya területén, tölgyerdőktől távolabb tenyészik, ahol a természetes szabályzó tényezők gyakorlatilag hiányoznak, illetve hatásuk minimális. A gubacsdarázs így „ellenségmentes övezetben”, számottevő korlátok nélkül szaporodhatott el ilyen megdöbbentő mértékben.

Fotó és szöveg: Csóka György (NAIK ERTI)

A FEKVŐ HOLTFA MENNYISÉGI ÉS MINŐSÉGI BECSLÉSE A SOPRONI HEGYVIDÉK KÉT PATAKVÖLGYÉBEN

Komlós Mariann és Kiss Csilla

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Kivonat

A Soproni-hegység két patak völgyében, a Tolvaj-és a Vadkan-árokban vizsgáltuk a fekvő holtfa mennyiségi és minőségi jellemzőit. A patak völgyek keresztmetszetében transzektek mentén történt a fekvő holt faanyag felvételezése. Megállapítottuk, hogy összességében a Tolvaj-árokban magasabb a fekvő holt faanyag aránya (30,66 m³/ha, míg a Vadkan-árokban 21,23 m³/ha), valamint, hogy a holtfa korhadási fázis, átmérő és faj szerinti megoszlása jelentős heterogenitást mutatott a területen. A korcsoportok szerinti vizsgálat eredménye egyezik az általunk elvárttal, azaz az állomány korának előrehaladtával a fekvő holtfa mennyisége is nő, a potenciális élőhelyeket vizsgálva pedig a legtöbb holtfát a gyertyános kocsánytalan tölgyesekben találtuk.

Kulcsszavak: fekvő holtfa, Soproni-hegység, vonal menti mintavétel

ESTIMATION OF THE FALLEN DEAD WOOD IN THE SOPRON MOUNTAINS

Abstract

In this paper we have analyzed the quantitative and qualitative dispersion of lying dead wood in two streambeds of the Sopron Mountains, the Tolvaj-árok and the Vadkan-árok. The estimation of the lying dead wood was made with the line transect method by perpendicular transects at the two valleys. The amount of dead wood was higher (30,66 m³/ha) in the Tolvaj-árok compared to the Vadkan-árok (21,23 m³/ha). The distribution of dead wood showed strong heterogeneity on the study area for the three studied parameters (decay stage, diameter and tree species). The amount of fallen dead wood increased with stand age. Concerning forest communities, the largest amount of dead wood has been found in the sessile oak-hornbeam forests.

Keywords: lying deadwood, Sopron Mountains, line intersect method

BEVEZETÉS

A holtfa kutatása a 2000-es évek során lendült fel, a folyamatos erdőborítás, a természetközeli erdőgazdálkodás és az erdőrezervátumok kutatásának élénkülésével, és azok kulcsszerepének nyilvánvalóvá válásával. Mára számos nemzetközi és hazai vizsgálat hívja fel a figyelmet a holt faanyag nélkülözhetetlen és sokrétű szerepére az erdei ökoszisztémákban (Hodge & Peterken 1998, Winkler 2000, 2005, Kraigher et al 2003, Ódor & Standovár 2003, Schuck et al 2004, Stockland et al 2004, Bobiec et al 2005, Johnsson et al 2005, Dynesius et al 2010, Jakoby et al 2010, Merganicová et al 2012, Frank & Szmorad 2014, Ónodi & Winkler 2014, Tóth 2014, Bölöni et al 2015, Merkl 2016, Mikó & Csóka 2016, Ódor 2016). Ennek ellenére még mindig sok kérdés maradt dinamikáját, keletkezését, kívánatos és minimális mennyiségét, a hozzá kötődő élőlények sokaságát, valamint az erdő egyéb alkotóelemeivel való kölcsönhatását illetően.

A holtfa kialakulásában és felhalmozódásában nagyszámú tényező játszik közre, mint például a fa életkora és faja, a környezet biotikus és abiotikus jellemzői (Schuck et al 2004, Bobiec et al 2005, Merganicová et al 2012).

A holtfa kulcsszerepet tölt be az erdei ökoszisztémák összetételében. Ódor (2016) szerint az erdei fajok több mint fele kötődik hozzá valamilyen módon. A holt faanyagban megjelenő fajok jelenléte, abundanciája szempontjából annak korhadtsági foka, átmérője is meghatározó, ezért fontos, hogy előfordulása megfelelően diverz legyen egy adott területen (Stockland et al 2004, Johnsson et al 2005, Mag & Ódor 2015, Sefidi & Etemad 2015, Merkl 2016, Keren & Diaci 2018).

A holtfa mennyisége többek között függ az adott terület éghajlatától, termőhelyi jellemzőitől, az erdőciklusban betöltött fázisától, fajától, a múltbeli és jelenlegi kezelések módjától és a bolygatási rezsimtől (Kirby et al 1998, Somogyi 1998, Ódor et al 2004, Christensen et al 2005, Vacek et al 2015). A kezelt erdőkben jelentősen kevesebb a holtfa mennyisége és legtöbb esetben minősége sem megfelelő, mivel a kitermelt faanyagot sokszor teljes mértékben eltávolítják a területről, csak a vékony holtfa marad vissza (Kirby et al 1998, Ódor & Standovár 2003, Christensen et al 2005, Csóka 2011, Bölöni et al 2015). Ugyanakkor ezekből az erdők közül jóval kevesebb adattal is rendelkezünk, mivel a holtfa felmérésére irányuló munkák nagy része rezervátumokból és őserdő-szerű állományokból származik (Ódor & Standovár 2003, Christensen et al 2005, Bölöni et al 2015).

A föld feletti elhalt faanyagot mérete alapján két csoportba oszthatjuk: finom- (fine woody debris, FWD, ált. <5 cm) és durva fa törmelék (coarse woody debris, CWD, >5 cm). A legtöbb szerző az álló és fekvő holtfa közötti határt 45°-ban határozza meg (Ódor 2005, Rondeux & Sanchez 2009, Merganicová et al 2012).

A holtfának komoly szerepe van az erózió megelőzésében, a talaj nedvességtartalmának megőrzésében, az erdő tápanyagforgalmában, a különböző vízfolyások alakításában és védelmében, valamint szerepe lehet az erdő felújulásában is (Hodge & Peterken 1998, Kirby et al 1998, Kraigher et al 2003, Bobiec et al 2005, Merganicová et al 2012, Bidló & Szűcs 2014, Tóth 2014).

Megítélése továbbra is ellentmondásos: egyesek szerint erdővédelmi kockázatot jelent és eltávolítandó, míg mások nélkülözhetetlen szerepéről beszélnek és a lehetőségek szerinti legtöbb faanyag visszahagyását támogatják (Lakatos 2006, Merganicová et al 2012, Frank & Szmorad 2014, Preiksa et al 2015, Merkl 2016, Ódor 2016, Tímár 2016, Svensson et al 2016, De Meo et al 2017). A különböző – természetvédelmi és gazdasági – szempontok összeegyeztethetősége és a hézagok kitöltése érdekében további célirányos kutatásokra van szükség.

Kutatásunkban a Soproni-hegység két patak völgyében, a Tolvaj-árokban és a Vadkan-árokban vizsgáltuk a fekvő holtfa mennyiségi és minőségi jellemzőit. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ: van-e kimutatható különbség a hegység két különböző klímájú részén található patak völgy között a holtfa paramétereket tekintve? A különböző potenciális vegetációtípusonként között milyen eltérések fedezhetők fel a holtfa minőségi paramétereinek megoszlásában? Az állományok kora milyen hatással van a holt faanyag eloszlására?

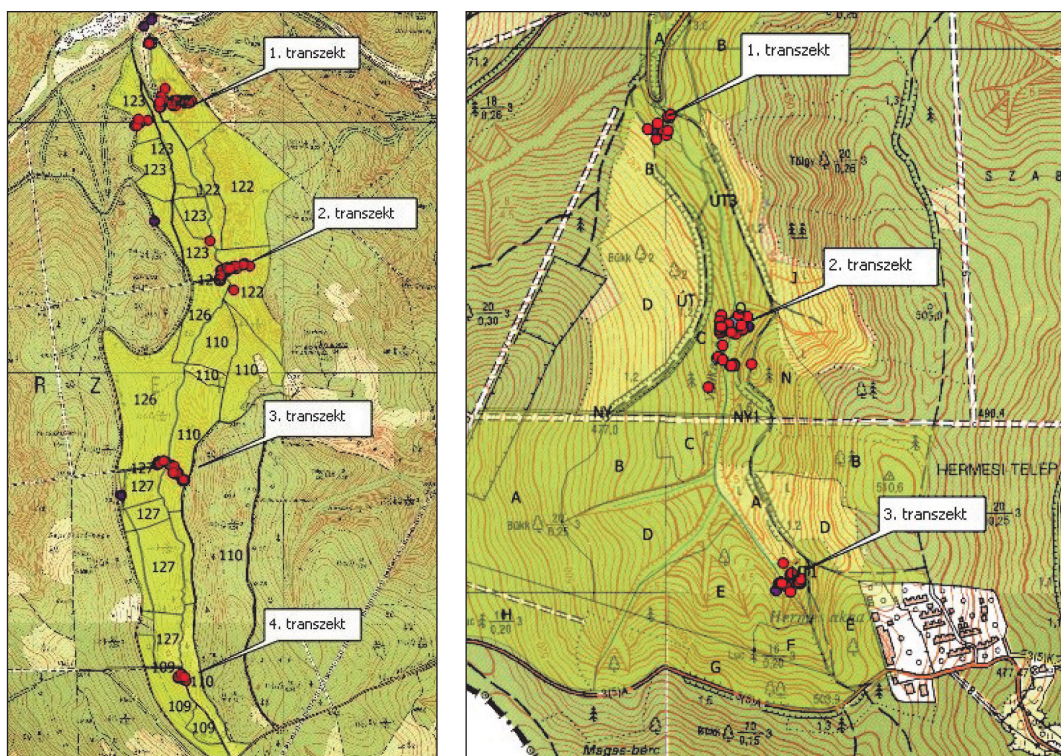
ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület bemutatása

Vizsgálatainkat a Soproni-hegységben végeztük. A hegység klímazonális vegetációtípusa üde lombos erdők, a Brennbergbánya-Görbehalom vonalig bükkösök, attól keletre gyertyános-tölgyesek fordulnak elő. Völgyeiben kiterjedt égerligetek találhatóak, emellett számottevő a mészkerülő lomberdők jelenléte. Erdőben igen erős emberi hatás érvényesült évszázadokig, emiatt természetszerű állományok alig találhatóak. Az erdők leromlásának megállítására telepítettek be luc-, vörös és feketeenyőt a talaj javításának céljából, ennek eredményeként ma is jelentős a fenyők térfoglalása a területen (Király 2004, 2008, Dövényi 2010, Szmorad 2011).

A Soproni-hegységet két, markánsan elkülönülő részre lehet osztani mind geomorfológiai, mind éghajlati és növényföldrajzi szempontból (Király 2004, Szmorad 2011). E két részt reprezentálja a Tolvaj- és a Vadkan-árok, melyben vizsgálatainkat végeztük (1. ábra).

A Vadkan-árok a Rák-patak egyik jobb oldali mellékágát képezi, a Hidegvíz-völgyben található. Hossza 1340 m, területe mintegy 36 ha, nagy része a 20° feletti lejtőkategóriába esik, vízfolyása állandó. A Hidegvíz-völgyben a montán-szubmontán hatás kifejezett, a középhőmérséklet 10 °C alatti. Ez a hegyvidék legkevésbé zavart tájegysége, sok a fokozottan védett terület. A korábbi határzár következtében a nem elégséges ápolások miatt a betelepített fenyvesek leromlottak, a tarvágások eredményeként visszatelepülhettek az őshonos fajok, melyek területaránya nőtt (Bolla 2007, Bartha & Oroszi 2011).



1. ábra: A Tolvaj-árok (a) és a Vadkan-árok (b) területén kijelölt mintapontok elhelyezkedése
Figure 1: Sample points of the Tolvaj-árok (a) and the Vadkan-árok (b) in the Sopron Mountains

Az érintett erdőrészek a következők: Sopron 162A, 163B, 163O, 168B, 168C és 169E (1. táblázat). Elsődleges rendeltetésük természetvédelmi, valamint Natura 2000. Üzem módjuk nagyrészt átalakító, emellett pedig vágásos, természetvédelmi részleges korlátozással. Az állományok átlagos kora a fiatalostól (6–7 év) a 112 évesig terjed.

A Tolvaj-árok a Várhelyi tájegységben található, mélyen bevágódott völgy, hossza mintegy 2,5 km, területe mintegy 96 ha. Az árokban futó vízfolyás a Rák-patak egyik mellékága. A terület meredeksége néhol a 25°-ot is eléri (Bartha & Oroszi 2011).

1. táblázat: A Vadkan-árok vizsgálatban érintett erdőrészeinek adatai
Table 1: Characteristics of the concerned forest stands in Vadkan-árok

Vadkan-árok	Terület (ha)	Kor	Faállomány-típus	Fafaj-összetétel	Utolsó használat	Potenciális erdő-társulás	Minta pontok száma
162A	2,12	felső lsz: 28	B-F	B 73% LF 16% VF 11%	egészségügyi fakitermelés (2012)	égerliget	1
		alsó lsz: 4–5		B 90% LF 10%		montán bükkös	1
163B	3,82	felső lsz: 112	GY-KTT-EL	KTT 25% GY 30% LF 8% B 37%	tarvágás (2005)	égerliget	1
163O	2,25	82-102	GY-E	GY 45% MÉ 27% HJ 11% CSNY 2% KTT 7% B 5% LF 3%	növedék-fokozó gyérités (2005)	égerliget	1
						montán bükkös	1
168B	2,77	28	B-GY	B 52% GY 11% HJ 7% VF 15% LF 15%	tisztítás (2011)	égerliget	1
						montán bükkös	1
168C	2,7	42	LF-EL	LF 68% GY 22% MK 5% B 5%	törzskiválasztó gyérités (2009)	égerliget	1
						montán bükkös	1
169E	4,15	45–50	LF-B	LF 51% B 19% MÉ 16% KNY 14%	egészségügyi fakitermelés (2015)	égerliget	1
						montán bükkös	–

A mintavételi pontok az alábbi erdőrészekben találhatóak: Sopron 109E, 110G, 110M, 122A, 122D, 123E, 123H és 126E (2. táblázat). Az erdőrészek elsődleges rendeltetése túlnyomóan természetvédelmi, emellett főként tanerdő és parkerdő rendeltetésűek, üzem módjuk nagyrészt vágásos. Az állományok átlagos kora az igen fiatalától (8–9 év) a 117 évesig terjed, többségük 60–80 év körüli.

2. táblázat: A Tolvaj-árok vizsgálatban érintett erdőrészeleiteinek adatai
 Table 2: Characteristics of the concerned forest stands in Tolvaj-árok

Tolvaj-árok	Terület (ha)	Kor (év)	Faállomány-típus	Fafaj-összetétel	Utolsó használat	Potenciális erdő-társulás	Minta pontok száma
109E	3,99	35	VF	VF 55% LF 13% B 32%	egészségügyi fakitermelés (2015)	égerliget	1
						szubmontán bükkös	1
110G	6,46	felső lsz: 67	EF-B	EF 55% B 17% KTT 14% GY 7% VF 4% SZG 3%	tarvágás (2007)	égerliget	1
		alsó lsz: 8-9		EF 60% KTT 35% B 5%		szubmontán bükkös	2
110M	3,26	19	GY-KTT-F	KTT 60% B 2% VF 16% LF 5% EF 1% GY 16%	(1998)	égerliget	1
						szubmontán bükkös	-
122A	5,44	72	GY-KTT-F	KTT 78% GY 12% SZG 10%	növedék-fokozó gyérités (2005)	égerliget	1
						gyertyános-kocsánytalan tölgyes	-
122D	5,95	felső lsz: 92	EF-F	EF 87% JF 3% LF 6% KTT 4%	egészségügyi fakitermelés (2010)	égerliget	1
		alsó lsz: 8-9		EF 50% KTT 35% B 15%		szubmontán bükkös	2
123E	5,48	62-72	GY-KTT-EL	KTT 24% GY 38% B 5% SZG 9% KH 15% KNY 9%	növedék-fokozó gyérités (2015)	gyertyános-kocsánytalan tölgyes	1
123H	4,02	117	VF	VF 54% B 20% KTT 16% GY 10%	egészségügyi fakitermelés (2014)	égerliget	1
						szubmontán bükkös	1
126E	11,66	57	GY-KTT-B	KTT 43% B 34% GY 11% VT 6% LF 6%	törzskiválasztó gyérités (2004)	égerliget	1
						szubmontán bükkös	1



Adatgyűjtés és a kiértékelés módszere

A Tolvaj-árokban hosszában egyenletesen elosztott 4 keresztirányú transzekt mentén 14 mérési pontban, a Vadkan-árokban pedig a völgy lényegesen kisebb kiterjedésére való tekintettel 3 transzekt mentén felvett 8 mérési pontban történt a fekvő holt faanyag becslése.

Vizsgálataink során a vonal menti mintavétel (line intersect method) módszerét használtuk, Ódor 2005-ben erdőrezervátumokban végzett vizsgálatokra javasolt módszertanának alkalmazásával.

A módszer lényege, hogy egy kiválasztott mintapontból 3 db, egymástól 60°-ra kihúzott 20 m hosszú vonal mentén rögzítjük azon fák átmérőjét, amiket a vonal metsz. Csak meghatározott átmérőn felüli (általában 5 cm) fák kerülnek felvételre. A rögzített átmérő adatok alapján a területre vonatkoztatott térfogatot az alábbi képlettel számolhatjuk ki: $V = (\pi \cdot 2 \Sigma d^2) / 8L$, ahol V az egységnyi területre vonatkoztatott térfogat, d a fák átmérője, L a vonal hossza. Számolásakor a mértékegységeket egységesíteni kell. A kapott eredményt 10 000-rel szorozva kapjuk meg a hektárra vetített köbtartalmat (Warren & Olsen 1964, van Wagner 1968, Kirby et al 1998; Ódor 2005).

A mintavételezés során a mintevételbe kerülő tuskók felvételezése ugyanígy történt, amennyiben a vonal metszette azt akkor felvételezésre került.

A mintavételi pontokat, valamint az érintett erdőrészteket QGIS Desktop 2.16.2 program segítségével ábrázoltuk grafikusán és helyeztük rá térképre. Az adatok kielemezése Microsoft Excel programmal történt.

A kiértékelés során minden mintavételi pontra meghatároztuk a holtfa hektárra eső térfogatát, majd transzektenként és mintaterületenként átlagolva kaptuk meg a vizsgált árkok eredményeit, valamint a szórás is megállapítottuk minden szempontnál. A fekvő holtfa térfogatának eloszlását elemeztük aktuális faállomány-típus, korhadás, átmérőosztályok (5–10, 11–20, 21–30, 31–40, 41–50, 51–60, 61–70), és korcsoportok (fiatal 0–30, 31–70 középkorú és 70 felett idős állomány az erdőrésztelek leíró lapjai alapján) alapján.

Ezen felül a Szmorad (2011) által szerkesztett potenciális vegetáció térképet alapul véve megállapítottuk az érintett erdőrésztelek élőhelytípusát, majd aszerint elkülönítve a fekvő faanyag mennyiségét. A Tolvaj-árok területén 3 (égerligetek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és szubmontán bükkösök), a Vadkan-árokban 2 (égerligetek és montán bükkösök) élőhelyet különítettünk el.

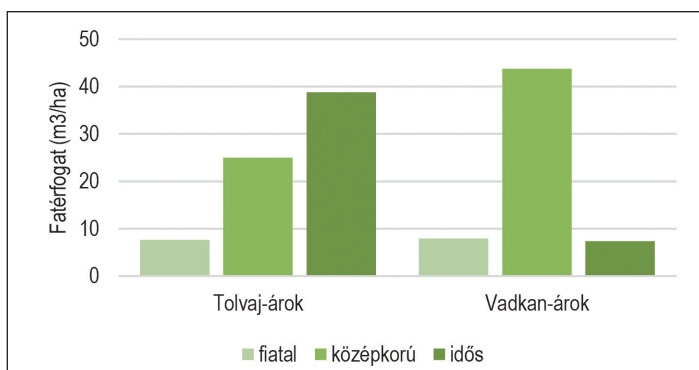
EREDMÉNYEK

A Tolvaj-árokban a fekvő faanyag átlagos mennyisége 30,66 m³/ha a Vadkan-árokban pedig 21,23 m³/ha, tehát a Tolvaj-árokban nagyobb a holtfa jelenléte. Mindkét területen kimondottan magas szórás (30,38 m³/ha a Tolvaj-árokban és 28,40 m³/ha a Vadkan-árokban) volt tapasztalható, ami a holt faanyag egyenetlen eloszlására utal a völgyekben. A fekvő holtfa az érintett erdőrésztelek élőfakészletéhez viszonyítva átlagosan 13,19% a Tolvaj-árokban, a Vadkan-árokban pedig 5,91%-a.

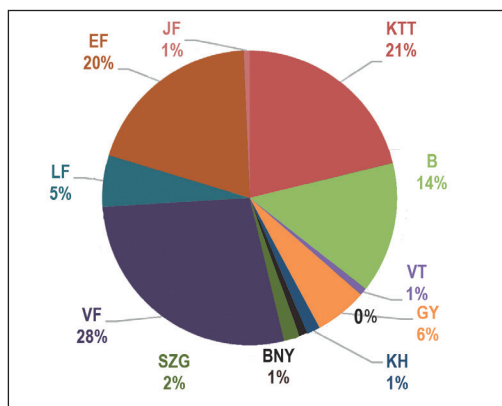
A Vadkan-árokban a középkorú (30–70 éves) erdőrésztelekben előforduló holtfa értéke a legmagasabb 74,06% (43,74 m³/ha) értékkel. A Tolvaj-árokban a fiatalosoktól az idős állományok felé emelkedve a legmagasabb érték 54,34% (38,83 m³/ha) volt (2. ábra).

A fafajok előfordulását vizsgálva (3-6. ábra) a Tolvaj-árokban a legtöbb holt faanyagot a kocsánytalan tölgy adta (10,00 m³/ha), emellett jelentős volt még az erdei fenyő (5,08 m³/ha), a gyertyán (4,42 m³/ha) és a mézgás éger (3,64 m³/ha) is (4. ábra). A Vadkan-árokban pedig a mézgás éger (9,77 m³/ha) és a lucfenyő (6,79 m³/ha) mennyisége volt a legmagasabb (6. ábra).

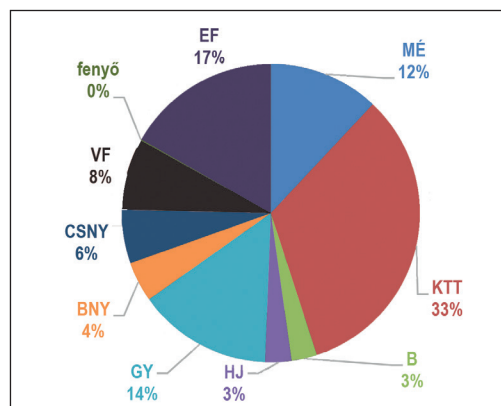
Mindkét árokban nagy a fafajok változatossága a holt faanyagot tekintve (10, valamint 9 fajjal), és jelentős a fenyők előfordulása, a bükk viszont kifejezetten kevés. A Tolvaj-árokban a keményfák (3. ábra), a Vadkan-árokban pedig a puhafák (5. ábra) domináltak 17,88 m³/ha valamint 9,90 m³/ha átlagos értékkel.



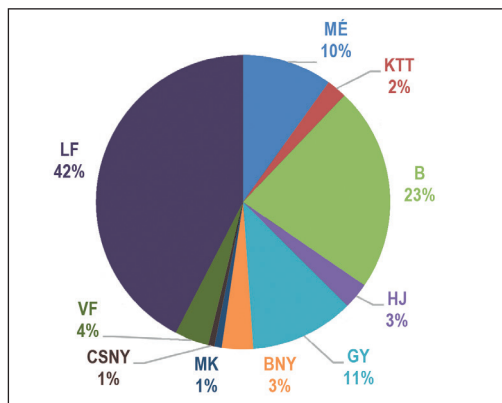
2. ábra: A fekvő holtfa az erdőrészeket kora szerint a két vizsgált mintaterületen
 Figure 2: The amount of lying dead wood by stand ages in the two study areas



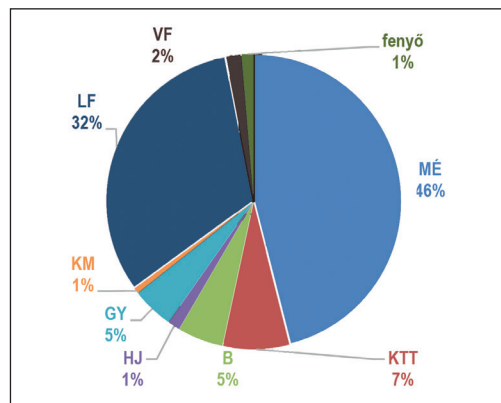
3. ábra: Az vizsgált erdőrészeket élőfakészletének fajonkénti megoszlása hektáronként a Tolvaj-árokban (m³/ha)
 Figure 3: Distribution of live wood stock by tree species in the concerned stands in Tolvaj-árok (m³/ha)



4. ábra: A fekvő holtfa fajonkénti eloszlása a Tolvaj-árokban (m³/ha)
 Figure 4: The amount of lying dead wood by tree species in Tolvaj-árok (m³/ha)

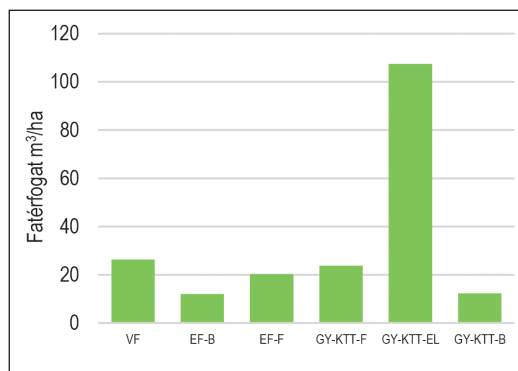


5. ábra: Az vizsgált erdőrészeket élőfakészletének fajonkénti megoszlása hektáronként a Vadkan-árokban (m³/ha)
 Figure 5: Distribution of live wood stock by tree species in the concerned stands in Vadkan-árok (m³/ha)



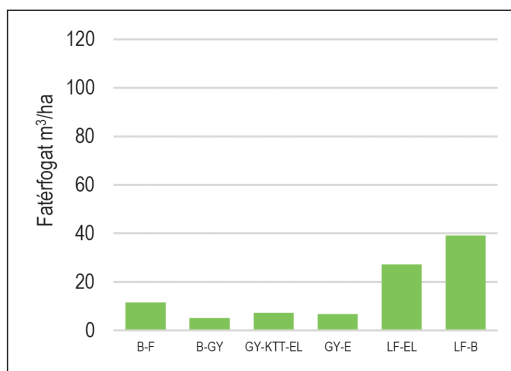
6. ábra: A fekvő holtfa fajonkénti eloszlása a Vadkan-árokban (m³/ha)
 Figure 6: The amount of lying dead wood by tree species in Vadkan-árok (m³/ha)

Amennyiben az érintett erdőrészeket fajfajkészletét (3. és 5. ábra) összevetjük az árkokban mért holtfa adatokkal (4. és 6. ábra), feltűnik a mézgás éger magas aránya a holtfa értékeiben, kifejezetten a Vadkan-árkokban, ami egyértelműen a patak közvetlen közelében végzett felméréseknek, és így az égeresek fokozott jelenlétének köszönhető, ami az egyes erdőrészeket leíró adatlapjain nem jelenik meg célfafajként. Emellett a Tolvaj-árkokban a vörös fenyő, a Vadkan-árkokban a lucfenyő magas jelenléte szembeötlő, valamint, hogy a bükk viszonylag kifejezett jelenléte ellenére kevésbé jelenik meg holt faanyagként.



7. ábra: A fekvő holtfa aktuális faállománytípusok szerinti megoszlása a Tolvaj-árkokban

Figure 7: The amount of lying dead wood by actual stand types in the Tolvaj-árkok



8. ábra: A fekvő holtfa aktuális faállománytípusok szerinti megoszlása a Vadkan-árkokban

Figure 8: The amount of lying dead wood by actual stand types in the Vadkan-árkok

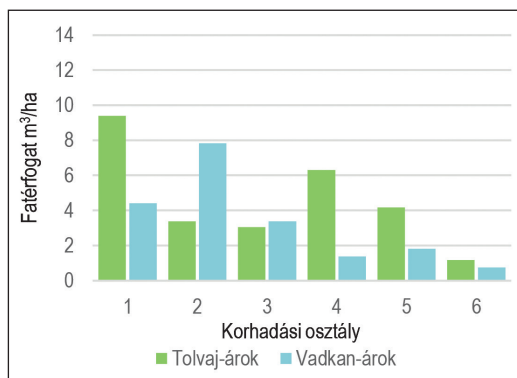
Amennyiben a mintapontokkal érintett erdőrészeket aktuális faállománytípusát vizsgáljuk, a két árkok között markáns különbségek fedezhetők fel. A Tolvaj-árkokban az egyéb lomebelegyes gyertyános-kocsánytalan tölgyesben mért érték kiemelkedő (53,16%), emellett az egyéb faállománytípusok megoszlása hasonló. A Vadkan-árkokban nem fedezhető fel ekkora különbség az egyes típusok között, ott a bükkös-lucfenyvesben mértük a legmagasabb értéket (40,39%).

Korhadás alapján a Tolvaj-árkokban az 1-es osztályba tartozó holtfák értéke (34,19%) kiemelkedik (9. ábra), ráadásul, ha ezt az értéket összevetjük a 10. ábrával, látható, hogy a nagy mennyiségű friss faanyag a 61–70 cm-es kategóriában található.

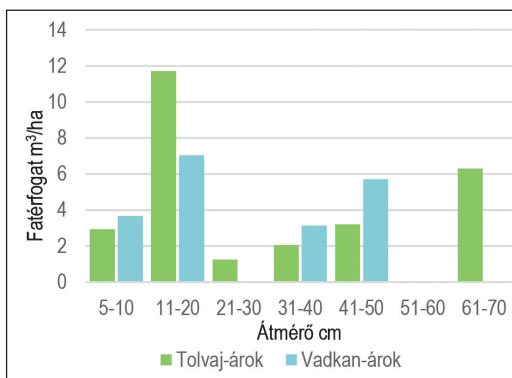
Emellett a magasabb, 4-es és 5-ös korhadású fák értéke jelentősebb (22,93 és 15,21%). A Vadkan-árkokban a 2. korhadási fázis értékei jelentősebbek, átlagosan 40,07%. Az érintett erdőrészletben 2015-ben volt fakitermelés, ez is okozhatja a kissé korhadtabb faanyag jelenlétét.

Az átmérőosztályok szerinti eloszlás tekintetében (10. ábra) mind a Tolvaj-árkokban, mind a Vadkan-árkokban a legtöbb a 11–20-as átmérőosztályba tartozó fa (42,63 és 36,03%), a nagyobb kategóriákban a holtfa térfogata alacsony értékeket mutat, vagy hiányzik, kifejezetten a Vadkan-árkokban, ahol 50 cm fölötti átmérővel rendelkező fa nem volt a mintavételben. A Tolvaj-árkokban kitűnik a 61–70-es kategóriába eső magas érték (22,93%), amely egyetlen 70 cm-es átmérőjű rönk előfordulására vezethető vissza.

Amennyiben a holtfa átmérőcsoportjait viszonyítjuk a korhadással, tapasztalható egy-egy kiugró érték, ami egy-egy nagyobb fához tartozik, így nagy mértékben befolyásolhatja az eredményt. Mind a Tolvaj-árkokban mind a Vadkan-árkokban leolvashatók azok a vastag tuskók, amelyek megtalálhatóak voltak a magasabb méretkategóriákban, amelyek mellett eltörpülnek az 5-10-es méretkategória példányai, hiába szerepelnek sokszoros darabszámmal.



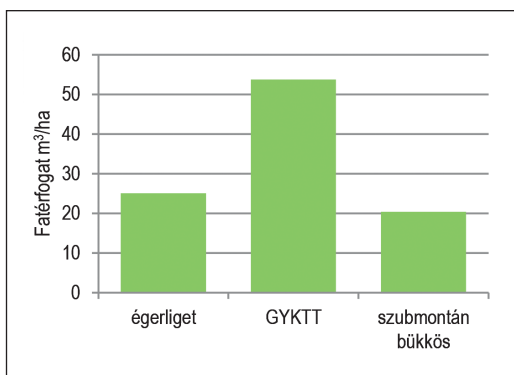
9. ábra: A fekvő holtfa korhadási osztályonként a két vizsgált mintaterületen
Figure 9: The amount of lying dead wood by decay classes in the two study areas



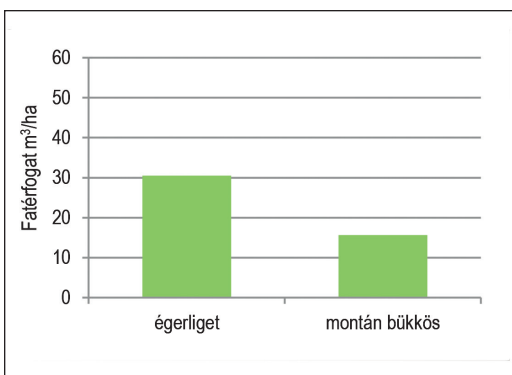
10. ábra: A fekvő holtfa átmérőcsoportok szerinti megoszlása a két vizsgált terület között
Figure 10: The amount of lying dead wood by diameter classes in the two study areas

A holt faanyagban kiemelkedően gazdag élőhelyek a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek voltak, melyet a Vadkan-árok égerligetei követtek (11. és 12. ábra). Részben oka lehet ennek a másodlagos fafajok és a fenyők magas aránya, valamint az erdőállományok magasabb kora. Ennél a két élőhelytípusnál figyelhető meg a legnagyobb szórás is, amely a növényzet foltmintázatából adódhat. A legkevesebb pedig a Vadkan-árokban található montán bükkösökben volt, ennek oka valószínűleg az, hogy nagy részük fiatal vagy középkorú erdő, így még nem jutott el a szukcessziós fázisban odáig, hogy jelentős vastag fa felhalmozódás történjen benne.

Az égerligetek mindkét árokban viszonylag magas értékekkel szerepelnek (25,05 és 30,49 m³/ha), ennek több oka is lehet. Egyrészt mivel az erdők természetvédelmi rendeltetésűek, ezért a patak közvetlen környezetében, 25 méternél közelebb fakitermelés és faanyagkészletezés csak a természetvédelmi célokkal összhangban végezhető, így nagyobb a valószínűsége a faanyag területen hagyásának, valamint a terület völgy-jellegéből adódóan is felhalmozódik benne a faanyag.



11. ábra: A fekvő holtfa megoszlása a potenciális élőhelytípusokban a Tolvaj-árokban
Figure 11: The amount of lying dead wood by decay classes in the two study areas



12. ábra: A fekvő holtfa megoszlása a potenciális élőhelytípusokban a Vadkan-árokban
Figure 12: The amount of lying dead wood by diameter classes in the two study areas

Gazdasági erdőkben szintén fontos adat, hogy a felmérésbe bekerült tuskók adatai a számításokban mennyiben változtatnak a kapott eredményen. A Tolvaj-árokban 37,52 m³/ha, míg a Vadkan-árokban 30,48



m³/ha összesített térfogatértékeket eredményezett a tuskók beszámítása (ez a Tolvaj-árokban 6,86 m³/ha, a Vadkan-árokban pedig 9,25 m³/ha többletet jelent).

KÖVETKEZTETÉSEK

A holtfabecslés eredményeként a Tolvaj-árokban több faanyagot találtunk (30,66 m³/ha), a Vadkan-árokban pedig valamivel kevesebbet (21,23 m³/ha). Ódor & Standovár (2003) szerint a magyar gazdasági bükkösökben 30 m³/ha az átlagos holtfamennyiség, ezt az értéket csak a Tolvaj-árok érte el. Ez az eredmény véleményem szerint elsősorban az állományok korával magyarázható, hiszen a Vadkan-árok erdőrészelei jóval fiatalabbak. Messze alulmarad viszont mind a Christensen et al (2005) által az európai lombhullató őserdő jellegű állományokra megállapított átlagtól (130 m³/ha), mind pedig a hazai bükki Őserdő erdőrezervátumtól, ahol természetközeli bükkösökben fekvő holtfára 137 m³/ha értéket mértek (Ódor & Standovár 2003). Magasabb holtfa értékeket várnánk, tekintve, hogy az érintett erdők mind természetvédelmi elsődleges rendeltetésűek és védettek vagy fokozottan védettek. A terület néhol igen meredek lejtőviszonyai megnehezítik a rajtuk található állományok kitermelését, valamint a letermelt faanyag mozgatását, ezzel lehetőséget teremtve a holtfa mennyiségének emelésére, ami azonban a területen nincs megfelelően kihasználva.

A vizsgált völgyekben a fajok száma megfelelő, ám az erdőszerkezet változatossága mindenképpen növelendő, valamint a fenyőfélék jövőbeni további visszaszorulása lenne kívánatos, mivel arányuk még mindig igen magas a hegységben, annak ellenére, hogy egészségi állapotuk nem megfelelő.

Mivel a kapott kiemelkedő értékek sok esetben egy-egy nagyobb fának voltak köszönhetőek, a mintaelemszám további növelésével valószínűleg pontosabb becslést és kiegyenlítettebb eloszlást kaphatnánk a jövőben esetleges további vizsgálatok során. Mindkét terület képes megfelelő mennyiségű holtfa „előállítására”, tehát a fő hangsúly nem a holtfa előállításán kell, hogy legyen, hanem a keletkezett faanyag területen hagyásán, főként a minél korhadtabb fáknak, hiszen ezek gazdasági értéke csekély. Mivel a korhadt faanyaghoz kötődő szaproxyl fajok preferenciái változatosak, ezért nagyon fontos, hogy egy területen minden korhadási osztályból, valamint különböző méretű faanyagból rendelkezésre álljon megfelelő mennyiség. A felmért mintaterületeken ez a kritérium nem teljesül megfelelően, mindenképpen jó lenne, ha növekedne a korhadtabb faanyag jelenléte és diverzitása, ennek elősegítése a holtfa mennyiségének növelésével és minél több fának a területen hagyásával lehetséges, mivel főként keményfás fajoknál hosszú folyamat az igazán korhadt fa kialakulása.

Több vizsgálat is alátámasztotta (Ódor & Standovár 2003, Johnsson et al 2005, Jakoby et al 2010, Frank & Szomorad 2014, Búzás 2015), hogy kis odafigyeléssel és a gyérítések gondosabb kivitelezésével gazdasági erdőkben is sokat lehet tenni egy terület biodiverzitásának holtfa visszahagyásával történő emeléséért.

Jakoby et al (2010) alapján érdemes lehet a lejtőszög miatt nehezebben megközelíthető részeken holtfaszigetek létrehozása, akár kísérleti jelleggel. Kutatásai alapján egy min. 0,2 ha területű sziget már képes rá, hogy folyamatosan biztosítson holtfautánpótlást egy kezelt erdőben. A völgyoldal védelme érdekében különösen kímélni kell az arra merőlegesen kidőlt fákat, esetlegesen azok mesterséges előállítását, ha szükséges, valamint figyelembe venni a Bobiec (2005) által javasolt irányszámokat a holtfa arányára (az élőfakészlet 15-20%-a).

Tekintve, hogy az elvégzett vizsgálat elég speciális volt olyan szempontból, hogy két patak völgy holtfa viszonyai kerültek felmérésre, mind a kapott eredmények, mind a terület értékelésekor ezt a völgyhelyzetet figyelembe kell vennünk, a teljesebb kép érdekében mindenképpen érdemes lehet további felméréseket végezni mind a környező állományokra, mind szélesebb körben a Soproni-hegység egyéb területeire vonatkozóan.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönet illeti Dr. Tóth Viktóriát a kutatás során nyújtott rengeteg segítségért és támogatásért, Ambrus Andrászt a felvételezésben hasznosnak bizonyuló EpiCollect alkalmazás személyre szabásáért és hasznos meglátásaiért, valamint Brolly Gábort a térinformatikai segítségnyújtásért. Ezen kívül Magyar Zsoltot és Szabó Károlyt a NÉBIH Erdészeti Igazgatóságtól, akik az erdőrészeletekre vonatkozó adatokat szolgáltatták számunkra. Köszönet illeti továbbá Szerecz Pétert, aki a terepi felvételezések során nyújtott segítséget, emellett pedig Prof. Dr. Lakatos Ferencet, Dr. Csóka Györgyöt és Dr. Winkler Dánielt az építő jellegű kritikákért.

Jelen publikáció az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018 – A felsőoktatási rendszer K+F+I szerepvállalásának növelése intelligens szakosodás által Sopronban és Szombathelyen” című projekt támogatásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bartha D. & Oroszi S. (eds) 2011: A Soproni-hegység erdőállományainak története. TAEG Tanulmányi Erdőgazdaság Zrt., Sopron.
- Bidló A. & Szűcs P. 2014: A holtfa szerepe az erdőállományok anyagforgalmában és talajfejlődésében. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 177–190.
- Bobiec A., Gutowski J.M., Laudenslayer W.F., Pawlaczyk P. & Zub K. 2005: The afterlife of a tree. WWF Poland, Warszawa–Hajnówka.
- Bolla B. 2007: Vízteni értékek a Vadkan-árokban. Diplomadolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet.
- Bölöni J., Ádám R., Aszalós R. & Ódor P. 2015: Holtfa az észak-magyarországi kezelt és felhagyott cseres-kocsánytalan tölgyesekben. In: Bölöni J. (ed): Tanulmányok a félszáraz tölgyesek ökológiai viszonyairól. MTA Ökológiai Kutatóközpont tanulmányai 1., Tihany.
- Bölöni J. & Ódor P. 2014: Mennyi holtfa van az erdőkben? In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 203–224.
- Búzás E. 2015: Adatok a zánkai Bálint-hegy holtfa viszonyaihoz. Szakdolgozat. Pannon Egyetem Georgikon Kar Növény-tudományi és Biotechnológiai Tanszék, Keszthely.
- Christensen M., Hanh K., Mountford E.P., Ódor P., Standovár T., Rozenberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S. & Vrška T. 2005: Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210: 267–282. DOI: [10.1016/j.foreco.2005.02.032](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032)
- Csóka Gy. 2011: A holtfa erdő- és természetvédelmi szerepe magyarországi keménylombos erdőkben. OTKA K68618 sz. pályázat zárójelentése.
- Csóka Gy. 2014: A holtfa, mint életfeltétel. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 45–48.
- Csóka Gy., Lakatos F. & Hírka A. 2014: Hogyan keletkezik a holtfa? In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 21–28.
- De Meo I., Agnelli A. E., Graziani A., Kitikidou K., Lagomarsino A., Milios E., Radoglou K. & Paletto A. 2017: Deadwood volume assessment in Calabrian pine (*Pinus brutia* Ten.) peri-urban forests: Comparison between two sampling methods. *Journal of Sustainable Forestry* DOI: [10.1080/10549811.2017.1345685](https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1345685)
- Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- Dynesius M., Gibb H. & Hjältén J. 2010: Surface Covering of Downed Logs: Drivers of a Neglected Process in Dead Wood Ecology. *Plos One* 5(10): e13237. DOI: [10.1371/journal.pone.0013237](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013237)
- Frank T. & Szmorad F. 2014: Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- Gribovszki Z., Kalicz P. & Kucsara M. 2014: A holt faanyag hatása a vízfolyásokra. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 191–196.
- Hodge S.J. & Peterken G.F. 1998: Deadwood in British forests: priorities and a strategy. *Forestry* 71(2): 99–112. DOI: [10.1093/forestry/71.2.99](https://doi.org/10.1093/forestry/71.2.99)



- Jakoby O., Rademacher C. & Grimm V. 2010: Modelling dead wood islands in European beech forests: how much and how reliably would they provide dead wood? *European Journal of Forest Research* 129: 659–668. DOI: [10.1007/s10342-010-0366-3](https://doi.org/10.1007/s10342-010-0366-3)
- Johnsson B.G., Kruys N. & Ranius T. 2005: Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2): 289–309. DOI: [10.14214/sf.390](https://doi.org/10.14214/sf.390)
- Keren S. & Diaci J. 2018: Comparing the quantity and structure of Deadwood in Selection Managed and Old-Growth Forests in South-East Europe. *Forests* 9: 76. DOI: [10.3390/f9020076](https://doi.org/10.3390/f9020076)
- Király G. 2004: A Soproni-hegység edényes flórája. *Flora Pannonica*, II(1): 1–509.
- Király G. 2008: Soproni-hegység. In: Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J., Vojtkó A. (eds): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, 91.
- Kirby K.J., Reid C.M., Thomas R.C. & Goldsmith F.B. 1998: Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35: 148–155. DOI: [10.1046/j.1365-2664.1998.00276.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00276.x)
- Kraigher H., Jurc D., Kalan P., Kutnar L., Levanič T., Rupel M. & Smolej I. 2003: Beech coarse woody debris characteristics in two virgin forest reserves in southern Slovenia. *Nat-Man Working Report* 26.
- Lakatos F. 2006: Fenyőállományokban végrehajtott egészségügyi termelések szerepe védett és/vagy veszélyeztetett fában és kéregben költő bogárfajok esetén (Coleoptera). *Természetvédelmi Közlemények* 12: 123–131.
- Lakatos F. & Csóka Gy. 2014: A holtfa és az erdő egészsége. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 197–202.
- Mag Zs., Ódor P. 2015. The effect of stand-level habitat characteristics on breeding bird assemblages in Hungarian temperate mixed forests. *Community Ecology* 16: 156–166. DOI: [10.1556/168.2015.16.2.3](https://doi.org/10.1556/168.2015.16.2.3)
- Merganicová K., Merganic J., Svoboda M., Bace R. & Seben V. 2012: Deadwood in Forest Ecosystems. In Blanco J.A. (ed): *Forest Ecosystems – More than Just Trees*. InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/forest-ecosystems-more-than-just-trees/deadwood> 2016.10.31. DOI: [10.5772/31003](https://doi.org/10.5772/31003)
- Merkli O. 2016: A szaproxilofág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában. In: Korda M. (ed): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 129–154.
- Mikó Á. & Csóka Gy. 2016: A hangyák szerepe a magyarországi erdei ökoszisztémákban. In: Korda M. (ed): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 109–128.
- Ódor P. 2005: Javaslat a fekvő holt fa szisztematikus mérésére az erdőrezervátumokban. Kutatási jelentés, kézirat.
- Ódor P. 2016: Az erdei biodiverzitást meghatározó tényezők az Őrségi Nemzeti Parkban. In: Korda M. (ed): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 603–624.
- Ódor P. & Standovár T. 2003: Changes of physical and chemical properties of dead wood during decay. *Nat-Man Working Report* 24.
- Ódor P., van Hees A.F.M., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude E., van Dort K.W. Piltaver A., Siller I., Veerkamp M.T., Walley R., Standovár T., van Hees A.F.M., Kosec J., Matočec N., Kraigher H. & Grebenc T. 2004: Ecological Succession of Bryophytes, Vascular Plants and Fungi on Beech Coarse Woody Debris in Europe. *Nat-Man Working Report* 50.
- Ónodi G. & Winkler D. 2014: A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): *A holtfa*. *Silva Naturalis* 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 125–144.
- Preikša Z., Brazaitis G., Marozas V., Jaroszewicz B. 2015: Dead wood quality influences species diversity of rare cryptogams in temperate broadleaved forests. *iForest* (early view). – DOI: [10.3832/ifor1483-008](https://doi.org/10.3832/ifor1483-008) [online 2015-09-28]
- Puletti N., Giannetti F., Chirici G. & Canullo R. 2017: Deadwood distribution in European Forests. *Journal of Maps* 13(2) 733–736. DOI: [10.1080/17445647.2017.1369184](https://doi.org/10.1080/17445647.2017.1369184)
- Rondeux J. & Sanchez C. 2009: Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environmental Monitoring and Assessment*, 164(1-4): 617–630. DOI: [10.1007/s10661-009-0917-6](https://doi.org/10.1007/s10661-009-0917-6)
- Schuck A., Meyer P., Menke N., Lier M. & Lindner M. 2004: Forest Biodiversity Indicator: Dead Wood – A Proposed Approach towards Operationalising the MCPFE Indicator. In: Marchetti M. (ed): *Monitoring and indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to opportunity*. *EFI Proceedings* 51: 49–77.
- Sefidi K. & Etemad V. 2015: Dead wood characteristics influencing macrofungi species abundance and diversity in Caspian natural beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forests. *Forest Systems* 24(2): eSC03. DOI: [10.5424/fs/2015242-06039](https://doi.org/10.5424/fs/2015242-06039)

- Somogyi Z. 1998: A bolygatás jelentősége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. Erdészeti Kutatások 88: 165–194.
- Standovár T. & Kenderes K. 2003: A review on natural stand dynamics in beechwoods of east central Europe. Applied Ecology and Environmental Research 1(1–2): 19–46. DOI: [10.15666/aeer/01019046](https://doi.org/10.15666/aeer/01019046)
- Stokland J.N., Siitonen J., & Jonsson B.G. 2012: Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. DOI: [10.1017/cbo9781139025843](https://doi.org/10.1017/cbo9781139025843)
- Stockland J.N., Tomter S.M. & Söderberg U. 2004: Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. In: Marchetti M (ed): Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Opportunity. EFI Proceedings 51: 207–226.
- Svensson M., Johansson V., Dahlberg A., Frisch A., Thor G. & Ranius T. 2015: The relative importance of stand and dead wood types for wood-dependent lichens in managed boreal forests. Fungal Ecology DOI: [10.1016/j.funeco.2015.12.010](https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.12.010)
- Szmerad F. 2011: A Soproni-hegység erdeinek történeti, növényföldrajzi és cönológiai vizsgálata. Tilia 16: 1–272.
- Tímár G. 2016: Erdei mikroélelőhelyek és védelmük lehetőségei az erdőgazdálkodás során. In: Korda M. (ed): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 533–548.
- Tóth V. 2014: A holtfán történő felújulás jelentősége az erdőkben. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. Silva Naturalis 5., Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 171–176.
- Vacek S., Vacek Z., Bílek L., Hejzmanová P., Stícha V. & Remes J. 2015: The dynamics and structure of dead wood in natural spruce-beech forest stand – a 40 year case study in the Krokonoše National Park. Dendrobiology 73: 21–32. DOI: [10.12657/denbio.073.003](https://doi.org/10.12657/denbio.073.003)
- van Wagner C.E. 1968: The line intersect method in forest fuel sampling. Forest Science 14: 20–26.
- Warren W.G. & Olsen P.F. 1964: A line intersect technique for assessing logging waste. Forest Science 10: 267–276. DOI: [10.1093/forestscience/14.1.20](https://doi.org/10.1093/forestscience/14.1.20)
- Winkler D. 2000: A madárközösségek, mint bioindikátorok alkalmazási lehetősége. In: Frank T. (ed): Természet – Erdő – Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 163–167.
- Winkler D. 2005: Ecological succession of breeding bird communities in deciduous and coniferous forests in the Sopron Mountains, Hungary. Acta silvatica & Lignaria Hungarica 1: 49–58.

Érkezett: 2018. március 31.

Közlésre elfogadva: 2018. július 9.



Biotópfa

A biotópfa ökológiai szempontból különösen értékes, jellemzően őshonos faegyed. Az erdőművelési beavatkozások során visszahagyandó. Méretéből, korából és a rajta található mikroélelőhelyekből (odvak, vastag elhalt koronaágak, bekorhadt ágcsomokhely, leváló kéreg stb.) adódóan sokféle élőhelyet nyújt gombák, szaproxilofág rovarok, harkályok, másodlagos odúlakó madarak, denevérek és más odúlakó emlősök számára. Így egyidejűleg szolgál természetvédelmi és erdővédelmi célokat. Az állomány átlagánál nagyobb méretű fa, kisebb-nagyobb sérülésekkel a törzsén, tődúval, vagy holtfarésszel a koronában, már meghagyható biotópfának. A képen egy ilyen megfontolásból meghagyott méretes kecskefűz törése látható.

Fotó és szöveg: Frank Tamás (MTA ÖBKI)

MAGYARORSZÁGI MAGÁN-ERDŐTULAJDONOSOK

Mertl Tamás és Schiberna Endre

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Ökonómiai Osztály

Kivonat

A földhivatali nyilvántartás adatainak teljes körű elemzése alapján elmondható, hogy a legalább 0,5 ha nagyságú, erdő művelési ágban levő és nem a magyar állam kizárólagos tulajdonát képező erdőterületek tulajdonosainak száma csaknem 425 ezer fő magánszemély és 3 ezer gazdasági, önkormányzati, egyházi és civil szervezet. A tanulmány elsősorban a magánszemély tulajdonosok helyzetét elemzi, és megállapítja, hogy a férfi és a női tulajdonosok létszáma közel azonos, de a férfiak tulajdonát képező erdőterület csaknem kétszer akkora, mint a női tulajdonosok erdőterülete. A tulajdonosok több mint fele községben él, egynegyede kisvárosban, egyötöde pedig nagyvárosban; a külföldön, vagy ismeretlen helyen élők aránya elenyésző. Az átlagos tulajdoni nagyság 1,85 ha, a tulajdoneloszlás jelentősen koncentrált. Míg a tulajdonosok egyharmada 0,1 ha-nál kisebb tulajdonnal rendelkezik és az általuk tulajdonlott erdőterület csak 0,6%-os részesedést tesz ki, addig a 10 ha-nál nagyobb erdőterületű tulajdonosok a 3,1%-os létszamarány mellett 55,0% területarányt érnek el. A tulajdonosok kétharmadának egyetlen földrészletben van csak tulajdona, és ugyanekkora arányú a tulajdonuktól legfeljebb 10 km távolságra lakóké is.

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

PRIVATE FOREST OWNERS IN HUNGARY

Abstract

Based on the analysis of land registry data, it can be concluded that the land lots with forest area larger than 0.5 ha, classified as forest management area and not 100% state property is owned by 425 thousand individuals and 3 thousand organizations such as enterprises, municipalities, civil organizations and churches. This study is focusing on the analysis of individual owners and finds that the number of female and male owners is equal, but male owners own almost double the area than that of the female owners. More than half of the owners live in villages, one-fourth in small towns and one-fifth in large cities, while only a fraction of owners is living abroad or at unknown places. The average size of property is 1.85 ha, and the distribution of property sizes is strongly concentrated. On the one hand, one-third of the owners own less than 0.1 ha and their forests cover only 0.6% of the study area, while on the other hand, the owners with forest area larger than 10 ha have a 3.1% share in the number of owners and a 55.0% of the study area. Two-third of the owners owns forest only in one single land lot, and the same share of owners lives within a 10 km radius from their property.

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



BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

Az erdőtulajdonosok szerepe és jelentősége

A magán-erdőgazdálkodás különös jelentőségét az Európai Unió országaiban az adja, hogy a magánerdők az erdőterület 58%-át teszik ki, és kiterjedésük mintegy 115 millió hektár. Ez a terület az erdősisítések hatására kis mértékben növekszik. 11 ország adatszolgáltatása alapján a magán erdők körülbelül 80%-a magánszemélyek vagy családok birtokában van (Schmithüsen & Hirsch 2008). Az Európai Unióban a magánerdő tulajdonos magánszemélyek, családok, illetve vállalatok száma megközelítően 16 millióra tehető, amelyből 15 millió a kis területű tulajdonos. A tulajdonosok kétharmada kevesebb, mint 3 hektárt birtokol. A 15 millió kisebb tulajdonos erdei Európai Unió léptékben, a faipart és egyéb erdőre épülő iparágakat is beleértve körülbelül 8 millió embernek biztosítanak munkát (CEPF 2008, CEPF 2014, Niskanen 2005).

Az erdőtulajdonosok csoportosítása a szakirodalomban mindig az adott vizsgálat céljait és szempontjait követi (Ficko & Lidestav 2017), azonban általánosságban elmondható, hogy az új tulajdonosi csoportok jellemzően kisebb mértékben függenek az erdőből származó jövedelmektől, és nagyobb jelentőséget tulajdonítanak az erdők rekreációs funkcióinak. Caputo & Butler (2017) vizsgálatai szerint az ökoszisztéma szolgáltatások tudatos használata az Amerikai Egyesült Államokban a magán-erdőtulajdonosok igen nagy részét jellemzi, de az ezekből elérhető bevételi lehetőségeket nem használják ki. A jelenség egyik ágazati szintű következménye, hogy az egyébként növekvő fakereslet ellenére a magánerdőkben a fakitermelési lehetőségeket nem használják ki, a faanyag hasznosítás szintjének emeléséhez állami ösztönzők bevetésére van szükség (Schmithüsen & Hirsch 2008, Curman et al 2016).

Hogl et al (2005) ausztriai, Malovrh et al (2015) szlovéniai és szerbiai, Khanal et al (2017) pedig az amerikai egyesült államokbeli példán mutatták be, hogy az erdőtulajdonosok gazdasági háttere és életvitele változásokon megy keresztül, és ezek a változások az erdészeti politika által alkalmazandó eszköztárra is hatással lesznek. A fentihez hasonlóan állami beavatkozást igényel a magántulajdonhoz kapcsolódó magánérdek, valamint a természeti vagyon részét képező erdőkkel kapcsolatos közérdekek összehangolása. A közérdek érvényesítése részben a jogszabályi előírásokon keresztül, részben pedig pénzügyi ösztönzőkön keresztül történik (Lett et al 2016).

Célkitűzések

Jelen tanulmány célja, hogy a magán erdőtulajdonosok teljes adatbázisára támaszkodva leírja a magyarországi magán-erdőtulajdonosok főbb jellemzőit. A legfontosabb jellemzők: a létszámadatok, tulajdoni méret, lakhely, kor és nemek szerinti eloszlásuk bemutatása mellett további cél annak feltárása, hogy a tulajdonosok milyen jogcímenek jutottak a tulajdonukhoz, mennyire tekinthetők aktívoknak a tulajdonszerzés szempontjából, és mekkora tulajdonnal rendelkeznek.

A magán-erdőgazdálkodásban tapasztalható különböző jelenségeket a szakmai közbeszéd rendszeresen vezeti vissza az erdőtulajdonosok különböző csoportjainak (úgy mint városi és falusi, fiatal és idős, helyben és távollakó stb.) eltérő jellemzőire, és az ezekből fakadó feszültségekre. Az erdőtulajdonosok általános leírása mellett ezért a tanulmány célja az is, hogy bemutassa ezen csoportok adatokkal leírható jellemzőit, a különbözőségüket és a magán-erdőgazdálkodás egészére vonatkoztatott jelentőségüket.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A magyarországi erdőtulajdonosok vizsgálata a tulajdonosi adatokkal kiegészített földkönyvi adatok felhasználásával történt, melynek aktualitása 2015. 10. 20. Ugyanezen adatbázis alapján készült a magán-erdők tulajdonszerkezetéről szóló kapcsolódó tanulmány is (Mertl és Schiberna 2017).

A vizsgálati adatbázis teljeskörűen tartalmazza a Magyarországon, külterületi fekvésben található, nem a magyar állam 100%-os tulajdonában levő, 0,5 hektárnál nem kisebb kiterjedésű, erdő művelési ágú területet tartalmazó földrészletek és a tulajdonosok leíró adatait. A tulajdonosi adatok kódoltak, a tulajdonosok személyének beazonosítására szolgáló adatok nem álltak rendelkezésre. Nem részei a vizsgált adathalmaznak a fentiek szerint azon erdőterületek, amelyeket az erdészeti hatóság erdőként tart nyilván, de a földkönyvi nyilvántartás szerint a művelési águk nem erdő, illetve méretük nem éri el a fél hektárt egy földrészleten belül.

A fenti meghatározás és az egyébként általában használt erdő és magánszektor fogalmak nem fedik egymást teljesen. Ezt a tényt az eredmények értelmezésekor figyelembe kell venni, de a későbbiekben erre nem történik külön utalás.

A vizsgálat alapjául szolgáló adatbázis 143 311 földrészletet, 978 241 tulajdoni illetőséget és 847 039 hektár erdőterület adatait tartalmazza. Egy tulajdoni illetőség alatt a „tulajdonos” vagy „TSZ földhasználati jog” jogállású bejegyzéseket értjük. A „TSZ földhasználati jog” jogállású bejegyzések figyelembevételére azért van szükség, mert a földrészletenként összegzett tulajdoni hányad csak ezekkel együtt éri el az 1-et; előfordulási arányuk elhanyagolható. A vizsgálatba vont területeket, valamint a vizsgálatból a fekvése vagy mérete miatt kizárt területek összesítő adatait az 1. táblázat mutatja be.

A vizsgált adathalmazban a földrészletek erdőterülete alatt az erdő művelési ágú alrészletek összesített területét kell érteni. Az 1. táblázatban aktívnak számít az a tulajdonos, akinek legalább egy érvényes illetősége van, törölt az a tulajdonos, akinek jelenleg egy érvényes illetősége sincs az adatbázisban.

1. táblázat: A vizsgált adathalmaz felépítése és a szűrési feltételek
Table 1: The structure of the analysed dataset, and the filtering criteria

Kritériumok	Földrészletek száma (db)	Földrészletek erdőterülete (ha)	Tulajdoni illetőségek száma (db)	Tulajdonosok száma (minden tulajdonostípus)	
				aktív (fő)	törölt (fő)
Erdő művelési ágú összesen	277 964	879 794	1 337 220	560 348	428 949
összesből belterület és zártkert	65 259	15 712	152 537	87 703	47 073
összesből 0,5 ha-nál kisebb	129 540	23 591	206 442	125 908	92 860
Vizsgált adatbázis	143 311	847 039	978 241	428 978	357 254

Az ingatlan-nyilvántartás alapegysége a földrészlet, amelyen a tulajdon mértékét a tulajdoni illetőség fejezi ki. A földrészleteken belül a különböző művelési ágú területek alrészleteket alkotnak. A tulajdoni illetőségek – amennyiben a földrészletre használati megosztást nem jegyeztek be – minden alrészletre egységesen vonatkoznak. A tulajdonosok által a földrészleten belül tulajdonolt erdőterület tehát a 0,5 ha-nál nem kisebb területű, erdő művelési ágú alrészletek nagysága és a tulajdoni illetőség mértéke alapján számítható. A tulajdonosok tulajdonában levő erdőterület alatt a tulajdonos összes erdő művelési ágú tulajdonának nagyságát kell érteni, a tulajdoni darabszámának pedig azon földrészletek számát, amelyben a tulajdonos legalább egy tulajdoni illetőséggel rendelkezik.

Mivel a tulajdonosok alatt túlnyomórészt magánszemélyeket kell érteni, és mivel a szervezetek viselkedése a magánszemélyekétől különbözik, a bemutatott adatok eltérő jelölés hiányában a magánszemély tulajdonosokra vonatkoznak.

Az adatok kiértékelése Microsoft Office Access 2010, az eredmények megjelenítése Microsoft Office Excel 2010 program segítségével történt. Az adatok bemutatásához a tanulmány leíró statisztikai módszereket alkalmaz, valamint gyakorisági és eloszlás görbéket mutat be.

VIZSGÁLATOK

Tulajdonosok létszáma, valamint kor és nem szerinti eloszlása

Az erdőtulajdonosok száma

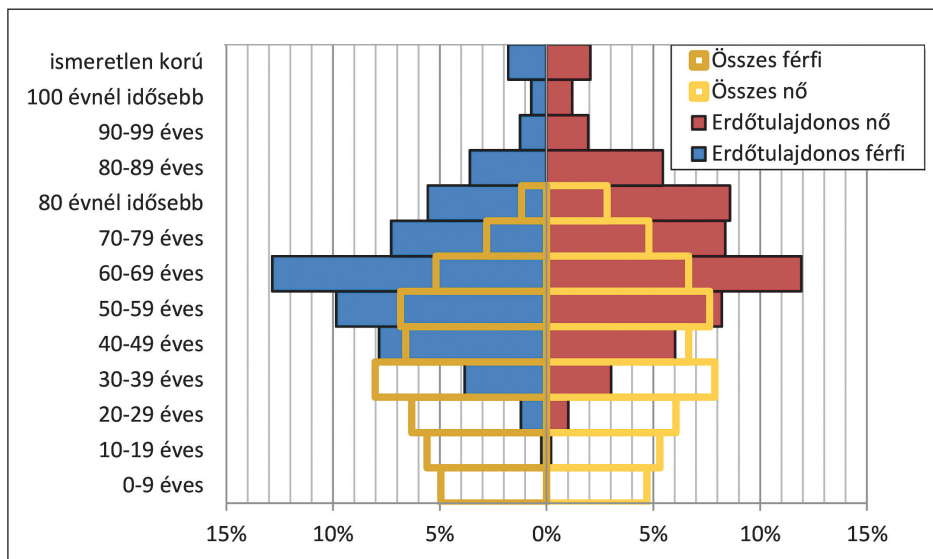
A tulajdonosok teljes létszáma az adatbázis szerint 428 978, amely magába foglalja az adatbázis aktualitásának időpontjában tulajdoni hányaddal rendelkező természetes személyeket és jogi személyeket is, leszámítva az állami szerveket. Ebből 425 080 fő természetes személy, a cégek és más szervezetek száma 2990 db. A szervezetek alatt értendők az önkormányzatok, egyházak, valamint az alapítványok is. Ez utóbbi három csoport erdőtulajdonát az erdészeti hatóság közösségi erdőként tartja nyilván.

A vizsgálatnak nem részei, de nagy számuk miatt megemlítendő, hogy 131 370 olyan tulajdonos van, akik bár erdő művelési ágú földterület tulajdonosai, ezen területek nem felelnek meg a vizsgálati kritériumoknak, azaz az erdő művelési ágú alrészlet(ek) területe nem éri el a 0,5 hat, és/vagy nem külterületi fekvésűek.

A tulajdonosok nem és kor szerinti megoszlása

Az erdőtulajdonosok nemének megállapítása keresztnév segítségével történt, ez összesen 1044 esetben nem volt kivitelezhető. Az adatbázisban található adatok segítségével megállapítható nemű tulajdonosok közül közel 215 ezer férfi (50,4%) és 210 ezer nő (49,4%).

A tulajdonosok korának a kiszámítása a születési évük segítségével történt. Ez 16 000 tulajdonos esetében hiányzott. Azon tulajdonosok száma, akiknek a neme és kora is ismert 408 519 fő.



1. ábra: A magánerdő tulajdonosok és a magyar lakosság korfája
(a tengely értékei a korcsoport arányát mutatják a teljes populációkban)

Figure 1: The population pyramid of the private forest owners and the Hungarian population (axis values represent the percentage of the age groups within the whole (statistical) populations)

Az adatbázis feldolgozása alapján elmondható, hogy a tulajdonosok kevesebb, mint 5%-a 30 év alatti, 75%-uk 40–79 éves és a teljes létszám 25%-a 60–69 éves. A tulajdonosok közel fele az aktív kor végén jár (60 éve felett), illetve feltételezhetően nyugdíjas. A nemek szerint elkülönített koreloszlás nem mutat lényeges különbséget, az egyes 10 éves korcsoportokban tapasztalható eltérés sehol sem éri el a 2 százalékpontot.

A 2. táblázat alapján látható, hogy bár a létszám eloszlás tekintetében a nemek között nem mutatható ki lényeges különbség, az erdőtulajdon nemek közötti eloszlása jelentősen eltér. A férfi tulajdonosok a vizsgált erdőterület 63,6%-át tulajdonolják, szemben a nők 35,8%-os részesedésével. Bár az eltérés majdnem minden korosztály tekintetében megállapítható, a 40–69 közötti korosztályokban a férfiak erdőtulajdona a nők erdőtulajdonát kétszeres mértékben haladja meg.

2. táblázat: Magán erdőtulajdonosok főbb leíró adatai nem és korosztály szerint (Adatok forrása: FÖMI)

Table 2: Statistics of private forest owners (persons) by gender and age (source of data: FÖMI)

Korosztály		0–19	20–39	40–59	60–79	80–	Összes
Férfi tulajdonosok	Tulajdonosok száma (fő)	1216	21 446	75 187	85 543	23 626	207 018
	Létszámarány	0,3%	5,2%	18,4%	20,9%	5,8%	50,7%
	Adott típusú lakosságon belüli arány	0,1%	1,5%	5,6%	10,8%	20,2%	4,4%
	Erdőterület aránya	0,8%	7,9%	25,0%	26,4%	3,5%	63,6%
	Tulajdoni illetőség átlagos száma (db)	2,4	2,1	2,0	2,0	1,6	2,0
	Átlagos erdőtulajdoni méret (ha)	5,4	2,9	2,6	2,4	1,2	2,4
Női tulajdonosok	Tulajdonosok száma (fő)	1027	17 197	60 493	86 281	36 503	201 501
	Létszámarány	0,3%	4,2%	14,8%	21,1%	8,9%	49,3%
	Adott típusú lakosságon belüli arány	0,1%	1,2%	4,3%	7,6%	12,9%	3,9%
	Erdőterület aránya	0,6%	5,4%	12,1%	13,9%	3,9%	35,8%
	Tulajdoni illetőség átlagos száma (db)	2,18	1,98	1,81	1,74	1,54	1,74
	Átlagos erdőtulajdoni méret (ha)	4,78	2,45	1,56	1,26	0,84	1,39

Tulajdonosok lakhelyének típusa és erdőtől való távolsága

A tulajdonosok lakhelyének típusa

A tulajdonosi nyilvántartás tartalmazza a magánszemély tulajdonos lakcímét és az egyéb tulajdonosok telephelyét. Ezek az adatok azonban a bejegyzést követően avulnak, és az adatbeszerzés időpontjában még nem állt rendelkezésre a lakhely központi címnyilvántartás alapján történő felülvizsgálati lehetősége. Emiatt előfordul, hogy egy tulajdonosi azonosítóhoz az egyes tulajdoni illetőségeknél eltérő cím van megadva.

Az egyes tulajdonosi azonosítókhoz összesen 1 422 tulajdonos esetében tartozik legalább 2 bejegyzett cím (ebből egy céges tulajdonos), ez 129 esetben több mint 2. Ezen esetekben a legújabb bejegyzéshez tartozó címről feltételezhető, hogy a leginkább naprakész, ezért a vizsgálat ezek felhasználásával történt. Abban az esetben, amikor több bejegyzés esik a legfrissebb dátumra különböző címmel, akkor az érintett tulajdonosok – adathibát feltételezve – az ismeretlen lakhelyű tulajdonosok csoportjába kerültek. Ez utóbbi csoport létszáma 561 fő, tehát az említett lakcímhiba a vizsgálatot lényeges mértékben nem befolyásolta.

3. táblázat: A magánszemély tulajdonosok néhány jellemző adatának átlaga a lakhely típusa szerint
 Table 3: The average of some parameters of the private forest owners based on the type of the place of residence

Lakhely típusa	Budapest és megyei jogú városok	Egyéb városok	Községek	Külföld	Ismeretlen
Tulajdonosok száma (fő)	88 762	112 576	217 738	5753	1144
Létszamarány	20,8%	26,4%	51,1%	1,4%	0,3%
Adott típusú lakosságon belüli arány	2,4%	3,6%	6,9%	–	–
Erdőterület aránya	23,2%	29,3%	46,3%	1,0%	0,0%
Tulajdoni illetőség átlagos száma (db)	2,0	1,8	1,8	1,8	1,2
Átlagos erdőtulajdoni méret (ha)	2,1	2,1	1,7	1,4	0,3
Átlagos távolság a tulajdontól (km)	65	25	10	–	–
Átlag életkor	61	60	63	71	76
Férfiak aránya	47%	51%	51%	43%	55%

A 3. táblázat bemutatja, hogy a magán erdőtulajdonosok 51%-a községben, 26%-a pedig kisebb városban lakik; a nagyvárosoknak nevezhető főváros és megyejogú városok lakóinak az aránya 21 ++ A külföldi lakhelyű tulajdonosok aránya 1%, az ismeretlen lakhelyű tulajdonosoké pedig nem éri el az 1%-ot.

A tulajdonosok lakhelyének átlagos távolsága az erdőtulajdonuktól

4. táblázat: A magánerdő tulajdonosok megoszlása a lakhelyük/telephelyük és a tulajdonuk közötti, területtel súlyozott átlagos távolság szerint és a csoportok néhány egyéb jellemzője

Table 4: The distribution of private forest owners over the weighted mean distance between their residence and their forests and some additional characteristics of the groups (forest area, mean forest property, mean number of owned land lots)

Tulajdonos típusa	Területtel súlyozott átlagos távolság a tulajdontól	Tulajdonosok száma (fő; db)		Erdőterület (ha)		Átlagos tulajdonméret (ha)	Átlagos tulajdonszám (db)
Magánszemély	≤ 10 km	264 046	62,0%	440 733	56,0%	1,7	1,8
	10 km<; ≤ 25 km	63 507	14,9%	126 316	16,0%	2,0	2,0
	25 km<; ≤ 50 km	33 520	7,9%	75 273	9,6%	2,2	2,0
	50 km<; ≤ 100 km	20 468	4,8%	61 364	7,8%	3,0	2,0
	100 km<	37 535	8,8%	75 439	9,6%	2,0	1,9
	Ismeretlen/nincs	1 144	0,3%	379	0,0%	0,3	1,2
	Külföld	5 753	1,4%	8 168	1,0%	1,4	1,8

Az, hogy a tulajdonos milyen messze él az erdőtulajdonától, befolyással lehet a tulajdonhoz való hozzáállásra. Nem igényel magyarázatot, hogy annak, aki kimondottan messze él az erdejétől kisebb a lehetősége az erdők használatának szedésére, például nem tudja maga felhasználni a kitermelt faanyagot a nagy szállítási távolság miatt, illetve városi környezetben sok esetben lehetőség sincs a faanyag elhelyezésére. A 4. és 5. táblázatban megadott határtávolságok esetében a faanyag szállítási költsége, ha vállalkozó végzi a szállítást, elérheti kisebb mennyiségek esetén a szállított faanyag értékének 10–50%-át is.

5. táblázat: A magánszemély tulajdonosok létszámának és a tulajdonlott erdőterületnek az eloszlása a tulajdonos lakhelyének típusa és tulajdonától mért területtel súlyozott távolsága függvényében

Table 5: The distribution of the number of owners and the area of owned forest according to the type of their place of residence and the distance from their forest property

	Budapest és megyejegű városok		Egyéb városok		Községek		Összesen	
	Létszám	Terület	Létszám	Terület	Létszám	Terület	Létszám	Terület
≤ 10 km	3,5%	2,4%	15,7%	15,9%	42,8%	37,7%	62,0%	56,0%
10 km<; ≤ 25 km	5,2%	5,4%	5,5%	6,5%	4,2%	4,2%	14,9%	16,0%
25 km<; ≤ 50 km	4,4%	5,3%	1,9%	2,6%	1,6%	1,7%	7,9%	9,6%
50 km<; ≤ 100 km	2,5%	4,2%	1,3%	2,3%	1,0%	1,3%	4,8%	7,8%
100 km<	5,3%	6,0%	2,1%	2,1%	1,5%	1,4%	8,8%	9,6%
Összesen	20,8%	23,2%	26,4%	29,3%	51,1%	46,3%	100,0%*	100,0%*

* A külföldi és az ismeretlen lakhelyű tulajdonosokat a táblázat nem tartalmazza, ezért a részösszegek összege nem 100%.

* Data of owners residing abroad and those with unknown place of residence is not included. The sum of data is not 100%.

Látható, hogy a tulajdonosok 62%-a a lakóhelye községhatárában, illetve annak 10 kmes körzetében rendelkezik erdőtulajdonnal, valamint további 15%-nak a lakhelye az erdejük 25 km-es körzetében fekszik. A tulajdonosok körülbelül 22%-a lakik olyan messze (25 km felett) az erdőtulajdonától, hogy a távolság nem teszi lehetővé a tulajdonnal való közvetlen kapcsolatot, ez az erdőterület 27%-át érinti.

Tulajdonok darabszáma és mérete

A tulajdonosok eltérő földrészleten található tulajdonainak száma

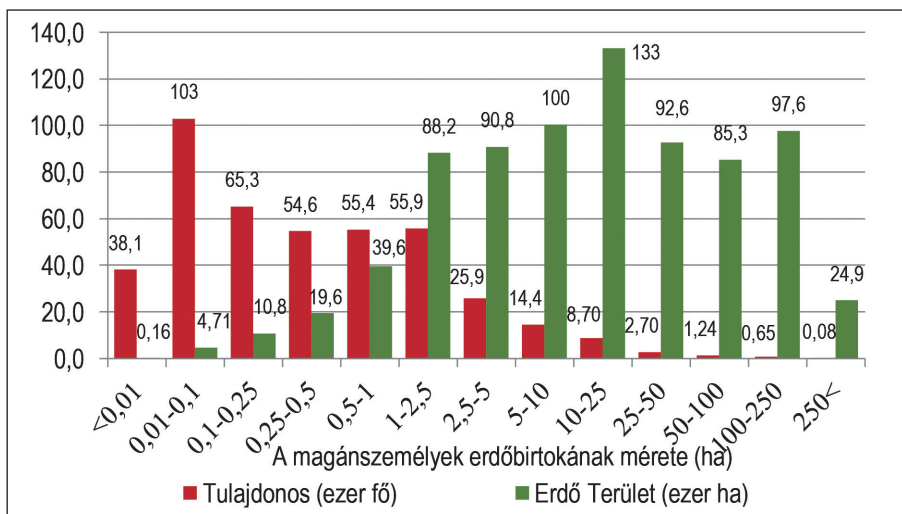
Csak a tulajdonosok erdőtulajdonainak számát (földrészletenként egynek számolva) tekintve megállapítható, hogy a tulajdonosok kétharmadának mindössze egy helyen van erdőtulajdona, és a tulajdonosok kevesebb, mint 5%-a birtokol erdőt több mint 5 földrészletben. A 2–5 földrészletben tulajdonnal rendelkezők képezik azt a csoportot, ahol a tulajdon átrendezésével a tulajdonszerkezet javítására esély lehet. Ez a vizsgált erdőterület 28,4%-át érinti.

6. táblázat: A természetes személy erdőtulajdonosok megoszlása az erdőtulajdonuk száma szerint, valamint az egyes csoportok megoszlása a tulajdonosokra jellemző tulajdoni hányad szerint (adatok forrása: FÖMI)

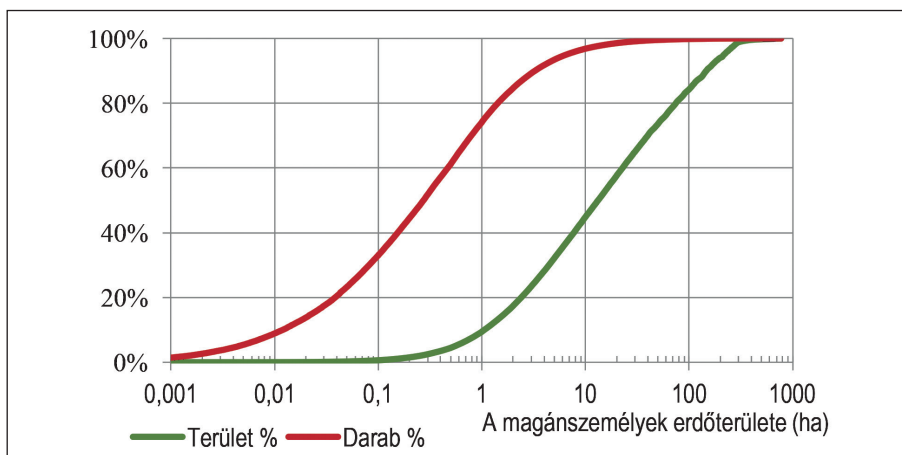
Table 6: The distribution of forest owner natural persons according to the number of land lots where they own forestland, and the distribution of the owners within the groups according to their typical average ownership ratio (source of data: FÖMI)

Tulajdonok száma (db)	Tulajdonosok száma (fő)	Tulajdonosok aránya	Tulajdonosra jellemző átlag tulajdoni hányad						
			-1%	1-5%	5-10%	10-25%	25-50%	50-75%	75-100%
1	287 769	67,6%	39%	29%	9%	8%	5%	4%	6%
2-5	121 133	28,4%	28%	34%	12%	11%	6%	4%	6%
6-10	12 001	2,8%	18%	33%	14%	15%	10%	5%	6%
11-25	4 261	1,0%	15%	30%	13%	16%	14%	6%	6%
26-50	700	0,2%	17%	25%	9%	17%	18%	9%	5%
51-	116	0,0%	2%	21%	18%	34%	22%	3%	1%

A tulajdonosok és erdőtulajdonuk eloszlása az erdőtulajdon mérete szerint



2. ábra: Az erdőtulajdonosok és az erdőterületük megoszlása az egyes tulajdonosok erdőterülete szerint (adatok forrása: FÖMI)
 Figure 2: The distribution of the private forest owners and the area of their forestland according to the area owned by the individuals (source of data: FÖMI)



3. ábra: A magán-erdőtulajdonosok számának és erdőterületüknek relatív eloszlása az egyes tulajdonosok erdőterülete szerint, logaritmus skálán (adatok forrása: FÖMI)

Figure 3: The cumulative distribution of private forest owners and their forestland according to the forest area of individual owners on a logarithmic scale (red line represents the owners and green line represents the forest area), (source of data: FÖMI)

A 2. ábra alapján jól látható, hogy a tulajdonosok döntő része kis erdőterülettel rendelkezik, míg a terület jelentős része kevés nagy területtel rendelkező tulajdonos kezében van, azaz a birtokszerkezet koncentrált. A koncentráltság mértékét szemlélteti a 3. ábrán látható létszám és erdőterület eloszlás görbék közötti jelentős eltérés. Az átlagos erdőtulajdon 1,85 hektár. Elmondható, hogy a tulajdonosok majdnem felének kisebb erdőterülete van, mint negyed hektár, az adatok mediánja 0,27 hektár, de 140 ezer tulajdonosnak van 0,1 hektárnál kisebb erdőtulajdona, míg 10 hektárt meghaladó birtoka mindössze 13 400 főnek van.

Tulajdonosok jellemző birtokszerzési stratégiája

A tulajdoni illetőségek szerzési jogcímét a földhivatali nyilvántartás rögzíti, de a feldolgozott adatbázisban ez az adatmező 8 018 különféle rekordot tartalmazott, elsősorban a különböző jogcímek halmozódó, különböző kombinációjú megjelenése miatt. A rekordok közül 18 fordul elő legalább 10 000 alkalommal, valamint 68 legalább ezer alkalommal. Ez jól mutatja, hogy a szerzési jogcím elemzése a halmozott bejegyzések miatt elvi problémákat is felvet.

Az egyes jogcím kategóriák kialakítása során a következő irányelvek érvényesültek. Ha a vétel szó szerepelt a jogcímekben, leszámítva az árverési vétel esetét, akkor a jogcím adásvétel kategóriába került, függetlenül a többi egyéb jogcímétől, mert ez a tudatos birtokszerzésre utal. A többi jogcím megállapítása hasonlóan történt, de a már besoroltak kimaradtak, a besorolás sorrendjét a következő felsorolás szemlélteti.

A fent említett jogcím változatok kategorizálását követően a következő 8 szerzési jogcím-csoport jött létre, a besorolás a következő sorrendben történt:

- 1: Adásvétel jellegű, vagy adásvétel egyébvel együtt;
- 2: Öröklés, vagy öröklés egyébvel együtt;
- 3: Ajándékozás, vagy ajándékozás egyéb jogcímmel együtt;
- 4: Privatizációval kapcsolatos szerzés;
- 5: Csere;
- 6: Életjáradék;
- 7: Államosítás;
- 8: Egyéb céges átalakulásra, birtokrendezésre utaló és vegyes jogcímek.

Jelen vizsgálat kizárólag a magánszemélyekre készült, akik birtokszerzési stratégiájuk szerint az alábbi csoportokba sorolhatók:

Passzív tulajdonosok:

- privatizátor, ha kizárólag privatizáció, öröklés vagy ajándékozás jogcímén jutott erdőterülethez, és ebből a privatizáció aránya legalább 2/3
- örökös, ha kizárólag privatizáció, öröklés vagy ajándékozás jogcímén jutott erdőterülethez, és ebből az öröklés aránya legalább 2/3
- ajándékozott, ha kizárólag privatizáció, öröklés vagy ajándékozás jogcímén jutott erdőterülethez, és ebből az ajándékozás aránya legalább 2/3

Aktív tulajdonosok:

- kereskedő az a tulajdonos, aki legalább egyszer vett erdőt és az összes szerzett területének legalább a felét már nem birtokolja
- gyűjtögető, aki legalább háromszor szerzett erdőterületet és ebből legalább egyszer adásvétellel
- alkalmi vásárló, aki legalább egyszer vásárolt erdőterületet és nem tartozik az előző két kategóriába

Egyéb: Azok a tulajdonosok, aki a fenti kategóriák egyikébe sem sorolhatók

A fenti kategorizálás elvégzéséhez a földhivatali nyilvántartásból már törölt adatokat is figyelembe kellett venni, mivel a csoportképző kritériumokban szerepelnek az eladások is. A tulajdonosokra jellemző szerzési jogcímek meghatározása sok esetben egyszerű, hiszen a teljes adatbázisban az összes (aktív és törölt) bejegyzést tekintve 471 ezer tulajdonosnak csak egy illetőség van, illetve volt a nevén, ezen felül 213 ezer tulajdonos csak egyféle jogcímen szerzett tulajdont, ha a jogcím kategóriákat tekintjük. További 85 ezer tulajdonosnak csak 2féle jogcímen jegyeztek be erdőtulajdont, míg csak a fennmaradó 17 ezer tulajdonosnak van ennél többféle jogcímen tulajdona bejegyezve.

7. táblázat: A tulajdonosok (természetes személyek) létszámának és erdőterületének százalékos megoszlása a birtokszerzési stratégiájuk szerint 2015. 12. 25-én (Adatok forrása: FÖMI)

Table 7: The relative distribution of the forest area and the private forest owners (natural persons) over the property strategy of the owners on 25. 12. 2015. (source of data: FÖMI)

Jellemző szerzési stratégia		-1 ha		1-50 ha		50 ha-		Összesen	
		Fő	Ter	Fő	Ter	Fő	Ter	Fő	Ter
Passzív	Privatizátor	32,4%	3,9%	8,3%	13,7%	0,0%	0,4%	40,7%	18,0%
	Örökös	30,5%	3,7%	5,5%	9,1%	0,0%	0,2%	36,0%	13,0%
	Ajándékozott	2,5%	0,5%	1,7%	4,2%	0,0%	1,1%	4,2%	5,8%
	Összesen.	65,3%	8,1%	15,6%	27,0%	0,0%	1,7%	80,9%	36,8%
Aktív	Kereskedő	0,3%	0,0%	0,8%	1,6%	0,0%	1,2%	1,1%	2,8%
	Gyűjtőgető	0,6%	0,3%	2,8%	22,0%	0,2%	16,0%	3,6%	38,3%
	Alkalmi vásárlók	3,3%	0,8%	3,8%	11,3%	0,0%	2,1%	7,1%	14,2%
	Összesen	4,2%	1,1%	7,4%	34,9%	0,3%	19,3%	11,8%	55,3%
Egyéb		4,6%	0,8%	2,7%	6,5%	0,0%	0,6%	7,2%	7,9%
Összesen		74,0%	10,0%	25,6%	68,3%	0,4%	21,6%	100,0%	100,0%

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A magánosítási folyamat kezdetétől nagy viták jellemezték a magán-erdőgazdálkodással kapcsolatos szakmai párbeszédet, amelynek fő eleme volt, hogy kik is valójában az új erdőtulajdonosok, és milyen tulajdoni szerkezet alakult ki, az pedig hogyan hatott a magán erdőkkel történő gazdálkodásra. Élesen megjelent ezekben a vitákban az a jelenség is, hogy a tulajdonosok köre szétválasztható azokra a helyben lakó tulajdonosokra, akik jellemzően kis tulajdonnal rendelkeznek, és elsődleges céljuk a saját tűzfaja szükségleteik kielégítése, valamint azokra a tulajdonosokra, akik távol, sokszor nagyvárosban élnek, az erdőtulajdonlást pedig befektetésnek tekintik. A befektetési szemlélet megnyilvánult abban is, hogy a rendelkezésre álló tőkénkkel igyekeztek minél nagyobb terület feletti ellenőrzés megszerzésére, ezért nemcsak 1/1-es tulajdont szereztek, hanem közös tulajdonban is megjelentek törekedve a szótöbbséghez elegendő tulajdoni arány elérésére.

A magánosítás lezárását követően továbbra is megmaradtak a fent vázolt tulajdonosok közötti ellentétekről szóló feltételezések, kiegészülve azzal, hogy a befektetői szemléletű tulajdonosok továbbra is igyekeztek egyre nagyobb befolyásra szert tenni, és egyre nagyobb területeket megszerezni, miközben a nem befektetői tulajdonosok számát tovább növelték, valamint a tulajdonukat tovább aprózták az öröklések.

Bár a jelen tanulmány elsődleges feladata, hogy közzé tegye a magán erdőtulajdonosok alapadatait, és nem kifejezett célja, hogy a tulajdonosokat a fenti feltételezések mentén vizsgálja, a különböző szempontú elemzések alapján arra is választ kapunk, hogy a feltételezett tulajdonosi csoportok valójában léteznek-e, és ha igen, akkor mekkora jelentőséget tulajdoníthatunk nekik a magán-erdőgazdálkodási szektor egészét tekintve.

Az erdőtulajdonosok létszámára vonatkozó reprezentatív minta vagy teljes felmérés nem áll rendelkezésre idáig. Az erdőtulajdonosok száma egyrészt olyan alapvető információ, amelynek nem ismerete súlyos információhiányról árulkodik, másrészt viszont önmagában nem vonható le belőle messzemenő következtetés. Az adatok alapján azt látjuk, hogy az erdőterület definíciójának szűkítésével vagy kiterjesztésével jelentős mértékben változik az érintett tulajdonosoknak a létszáma, és a változás százezres nagyságrendű is lehet. Ennek tudatában azt állíthatjuk, hogy a korábban publikált becslésekhez (Jáger 2001) képest a magán erdőtulajdonosok létszáma magasabb, illetve a felmérések közötti időszakban növekedhetett. A jelen tanulmány értelmezési körében mintegy 425 ezer fő természetes személy és mintegy 3 ezer szervezet található.

A tulajdonosok nem és kor szerinti eloszlására egyedüli összehasonlítható forrásként Jáger (2001) közlése szolgál, amely a nők és férfiak arányát $1/3$ – $2/3$ eloszlásban határozta meg. Jelen vizsgálat eredményei ettől lényegesen eltérő eredményre vezettek, hiszen a nemek aránya az erdőtulajdonosok között közel azonos. Schmithüsen & Hirsch (2008) szerint a jelenség Európában nem jellemző, a nők aránya 20–40% között változik.

Az erdőterülettel súlyozott eloszlás egyértelműen azt mutatja, hogy a férfiak nagyobb arányban birtokolják az erdőket. A nemek közötti tulajdonlási eltérések lényeges különbségekre mutatnak rá, amely szerint a nők kevesebb tulajdoni illetőséget birtokolnak (nők: 1,74 db, férfiak: 2,00 db), és a tulajdonlott erdőterület mérete is kisebb (nők: 1,39 ha, férfiak: 2,41 ha). Így összességében a férfiak a vizsgált erdőterület 63,6%-át, míg a nők 35,8%-át birtokolják.

Ahogy azt a korábbi vizsgálatok megállapították a tulajdonosok többsége az 50 év feletti korosztályokba tartozik (Jáger 2001), és az ott köztölt korszerkezethez képest sincs jelentős eltérés. Az erdőtulajdonosok tehát az idősebb korosztályba tartoznak, amely nem igényel különösebb magyarázatot, hiszen a vagyonszerzésre mind a vétel, mind az öröklés és más jelentős szerzési módok esetén a középkorú és az annál idősebb lakosoknak van nagyobb esélye.

A különböző tulajdonosok közötti ellentétek közül a leggyakrabban hangoztatott típus a távoli, jellemzően városi lakhelyű tulajdonosok és a helyben lakó, jellemzően községekben lakók viszonya. A nagyvárosban és a kisebb városokban lakók nem jelentős mértékben ugyan, de nagyobb átlagos tulajdonnal rendelkeznek (2,06 és 2,05 ha), mint a községekben lakók (1,7 ha), de a tulajdoni illetőségek átlagos darabszáma számottevő mértékben nem tér el (2,0 db és 1,8 db, illetve 1,8 db). Lakhelytípusuk szerint nagyvárosi, kisvárosi és községi lakosok jelentős csoportot alkotnak, akár a létszámarányokat (20,8%, 26,4%, 51,1%), akár a tulajdonlott erdőterületarányokat (23,2%, 29,3%, 46,3%) vesszük figyelembe. Ezek alapján az erdőtulajdonosokat érintő jövőbeli kutatásokat ezekre a csoportokra figyelemmel kell elvégezni.

A magánszemélyek lakhelye és a tulajdonuk közötti távolság az érintett erdőterület 56,0%-án és a magánszemély tulajdonosok 62,0%-a esetében 10 km alatti, amely közvetlen kapcsolat és felügyelet lehetőségét biztosítja. A 25 km feletti távolságról feltételezhető, hogy bár alkalmasszerűen nem okoz gondot annak megtétele, a rendszeres személyes jelenlétet már akadályozza, és kisebb erdőtulajdon esetén a járulékos költségek a tulajdon értékéhez és a várható jövedelem mértékéhez képest jelentősek lehetnek. Ez az érintett erdőterület 26,9%-a, tehát több mint negyede, a tulajdonosoknak pedig 21,5%-a esetén merül fel.

A lakhely típusa és a lakhely erdőtulajdontól mért távolsága között az az összefüggés fedezhető fel, hogy míg a községekben lakó tulajdonosok tulajdona jellemzően 10 km-es távolságon belül található, illetve a 25 km-nél távolabbi tulajdonosok aránya szinte elhanyagolható, és ugyanez elmondható az egyéb városokban lakó tulajdonosokról is, addig a nagyvárosokban lakó tulajdonosokra a kifejezetten nagy távolságok jellemzők.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a magán erdőtulajdonosok mind a lakhelyük típusa, mind a lakhelyük tulajdonlott erdőtől mért átlagos távolsága alapján olyan csoportokra bonthatók, amelyek a tulajdonosok létszáma és az általuk tulajdonolt erdőterület nagysága szempontjából jelentősek. Annak ellenére, hogy a nagyvárosokban lakó erdőtulajdonosokra kifejezetten jellemző a tulajdonuktól mért nagy távolság, a nagy távolságra lakók (25 km felett) között közel fele-fele arányban találjuk a nagyvárosi lakosokat és a kisvárosi, valamint községi lakosokat. A „távol lakó tulajdonosok” jelensége tehát létezik, de ezek a tulajdonosok nem azonosíthatók a „nagyvárosi tulajdonosokkal”.

Az erdőtulajdonosok csoportosítási lehetőségei közül a legkézenfekvőbb a tulajdoni méret, amely kiegészül a különbségtétellel is, hogy egyes tulajdonosok aktívak, a tulajdonukat és/vagy a tulajdonosi befolyásukat növelik, míg mások passzívak. Az aktív vagy passzív magatartás nehezen fogható meg objektív paraméterekkel, és különösen nehezen kizárólag az ingatlannyilvántartás adataira támaszkodva.

Az erdőtulajdonosok átlagos tulajdoni mérete 1,85 ha, amely bár nem nevezhető magasnak (Észtországban például 65,7 ha (Pollumae & Korjus 2007)), a hasznosíthatóság szempontjából nem értelmezhetetlenül



alacsony érték. Azonban, ez az egyetlen adat csak keveset árul el a tulajdoni szerkezet összetételéről. A lefolytatott vizsgálatok alapján kiderült, hogy a magánszemélyek erdőtulajdoni szerkezete jelentős mértékben koncentrált. Ez alatt azt kell érteni, hogy nagyszámban találhatóak a kis tulajdonnal rendelkezők, akik mellett kis létszámban találunk az előzőkhez képest nagyterületű erdőtulajdonosokat is.

Az erdőtulajdonosok között meghatározó csoportot képeznek azok, akiknek az erdőtulajdona rendkívül kicsi, hiszen a tulajdonosok csaknem egyharmada esetén (33,1%) a tulajdoni méret 0,1 ha-nál kisebb. Az általuk tulajdonlott erdőterület a vizsgált területnek alig 0,6%-át teszi ki. A tulajdonosok több mint felének (50,6%) az erdőtulajdona eléri, vagy meghaladja a 0,1 ha-t, de az átlagos 1,85 ha méret alatti. Az általuk birtokolt erdőterület a magánszemélyek birtokában levő terület 15,8%-a csupán. Ez a két tulajdonosi kategória bár az erdőterületnek csak 16,4%-át fedi le, a tulajdonosok 83,7%-át, több mint 356 ezer embert érint.

E tanulmánynak nem kitűzött feladata, hogy megállapítsa azt a tulajdoni méretet, amely mellett a tulajdonos önálló tulajdonként az erdőtulajdonát ésszerűen hasznosítani tudja akár saját maga, akár közreműködő segítségével. Hasonlóképpen, a közös tulajdonban levő olyan tulajdonrész minimális mértéke sem tárgya ezen írásnak, amely a tulajdonos számára megfelelő motivációt jelent a részvételre a közös döntések meghozatalában és megfelelő beleszólási mértéket biztosít az érdekeinek képviseletére. E kritikus értékek ismerete nélkül is állítható azonban, hogy a korábbi bekezdésben bemutatott, az átlagos tulajdoni méret alatti tulajdonosok egy jelentős része esetében nem lehet ésszerűen hasznosítható tulajdoni nagyságról beszélni. A jelenség jelentőségét az adja, hogy az érintettek a jelenlegi magánszemély tulajdonosok nagy arányát teszik ki, illetve a számuk a százalékos nagyságrendet is elérheti.

A koncentrált tulajdonszerkezet másik felén található az átlag feletti tulajdonosok. Az átlagos tulajdoni méret, az 1,85 ha-t elérő, de 10 ha alatti tulajdonnal rendelkezők létszámaránya 13,2%, a birtokolt erdőterületük pedig a vonatkozó erdőterület 28,6%-át fedi le. A 10 ha feletti tulajdonosok száma alig haladja meg a 13 ezer főt, amely 3,1% létszámarányt jelent, és ezek a tulajdonosok tulajdonában van a vonatkozó erdőterület több mint fele (55,0%).

A tulajdonosok helyzetét, döntési lehetőségeiket és érdekvényesítési képességeiket jelentősen korlátozhatja, ha tulajdonuk több közös tulajdonú földrészletre oszlik el. Ezzel ugyanis nyilvánvaló okokból csökken a földrészletenkénti szavazati arányuk. Ez alól azok az esetek képeznek kivételt, amelyekben az érintett földrészleteket erdőbirtokossági társulat keretében hasznosítják, amelyen belül a tagsági érdekeltiséget az erdőbirtokosság egészére számítják, és így a földrészletek közötti osztódásnak nincs jelentősége. A vizsgálatok azt mutatták, hogy a tulajdon ilyen jellegű osztódása a tulajdonosok több mint kétharmada (67,6%) esetén nem merül fel, mivel csak egyetlen földrészletben van tulajdonuk. 28,4% azon tulajdonosok részesedése, akiknek legalább 2 és legfeljebb 5 földrészletben van tulajdonuk. Az ő esetükben az osztódásnak lehet valós hatása, amely hatás pontosítása, vagy egy esetleges beavatkozási stratégia értékelése csak modellezéssel volna felmérhető. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy az 5-nél magasabb számú földrészletet érintő tulajdoni szétszóródás nem jellemző a magán-erdőgazdálkodásra, a tulajdonosoknak csak kevesebb mint 1,5%-át érinti.

A tulajdoni helyzet további negatív jellemzője lehetne, ha a több földrészletben is tulajdonnal bíró tulajdonosok tulajdonai egymástól távol levő földrészletekben helyezkednének el. Ez az eshetőség már a korábbi adatok alapján is kiderült, hogy nem lehet nagy jelentőségű, hiszen a több tulajdonnal is bíró tulajdonosok száma alacsony. A tulajdonok súlypontjától mért átlagos távolság alapján végzett vizsgálat azt mutatta, hogy a tulajdonosok 97,6% illetve 98,8% esetén vagy egyetlen tulajdonról van szó, vagy a több tulajdon egy 5 km-es illetve 10 km-es átlagos távolságon belül található.

A tulajdonosok tulajdonszerzési aktivitása azzal jellemezhető, hogy az aktív tulajdonszerzésnek tekinthető adás-vételek és az olyan passzív szerzési módok, mint az öröklés vagy a privatizáció mekkora szerepet játszanak a tulajdonforgalomban. Ezek alapján elmondható, hogy a tulajdonosok több mint 80%-a kifejezetten passzívnak tekinthető, mert a tulajdonát kizárólag a privatizáció során szerezte, később örökölte vagy ajándékként kapta. Ezen tulajdonosok közel kétharmada (65,3%) legfeljebb 1 ha nagyságú tulajdonnal rendelkezik.

Az aktív tulajdonosok összességében is kevesen vannak, létszamarányuk mindössze 11,8%, az általuk tulajdonlott erdőterület viszont 55,3%, és jellemzően 1 hanál nagyobb tulajdont alkotnak. Az aktív csoportból is kiemelkednek azok, akik már többször is vásároltak, az ő létszamarányuk 3,6%, az általuk tulajdonlott erdőterület pedig elérni a 38,3%-ot. Ez nem áll ellentmondásban a korábban közölt adatokkal, miszerint az adásvétellel szerzett magánerdő aránya 35% (Mertl & Schiberna 2017), hiszen ezekben a területadatokban szerepelnek az aktív kategóriába eső tulajdonosok által más jogcímenek szerzett földterületek is.

ÖSSZEFOGLALÁS

A magyarországi magán-erdőtulajdonosok földhivatali adatainak teljeskörű elemzése alapján igazolható, hogy a tulajdoni szerkezet koncentrált, nagyszámú, egyénenként és összességében is kis területtel rendelkező tulajdonos azonosítható az eloszlás egyik végén, míg a másikon egy kis létszámú, ám egyénenként és összességében is nagy területet birtokló csoport található. A tulajdonosok között azonosíthatók elkülönülő csoportok, amelyek a nem és a kor, a lakhely típusa és erdőtől való távolsága alapján képezhetők.

A tulajdonszerkezet alakításában szintén erős kettősség tapasztalható, hiszen nagyszámú, kis területet birtokló, passzív tulajdonosi csoporttal szemben a tulajdonszerzés szempontjából aktív tulajdonosok kislétszámú, ám nagy erdőterületre szert tevő csoportja áll.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

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

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Caputo J. & Butler B. 2017: Ecosystem Service Supply and Capacity on U.S. Family Forest Lands, *Forests* 8(10): 395. DOI: [10.3390/f8100395](https://doi.org/10.3390/f8100395)
- CEPF. 2008: European Forest Owner Organisations Forest Owner Cooperation: Main figures , aims and goals. Europe, (September).
- CEPF. 2014: The Voice of European PRIVATE FOREST OWNERS.
- Curman M., Posavec S. & Malovrh S. P. 2016: Willingness of Private Forest Owners to Supply Woody Biomass in Croatia, *Small-Scale Forestry* DOI: [10.1007/s11842-016-9339-9](https://doi.org/10.1007/s11842-016-9339-9)
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2008: Private Forest Ownership in Europe - Advance Draft March 2008 -, United Nations Publications, ISSN: 1020 7228
- Ficko A., Lidestav G., Dhubháin Á. N., Karpinen H., Zivojinovic I. & Westin K. 2017: European private forest owner typologies: A review of methods and use, *Forest Policy and Economics* DOI: [10.1016/j.forpol.2017.09.010](https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.09.010)
- 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)
- Jáger, L. 2001: A magán-erdőtulajdonosok véleménye és ismeretei, doktori értekezés, Sopron, Nyugat-magyarországi Egyetem, 2001
- Khanal P. N., Grebner D. L., Munn I. A., Grado S. C., Grala R. K. & Henderson J. E. 2017: Typology of Nonindustrial Private Forest Landowners and Forestry Behavior: Implications for Forest Carbon Sequestration in the Southern US, *Small-scale Forestry* DOI: [10.1007/s11842-017-9363-4](https://doi.org/10.1007/s11842-017-9363-4)



- 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)
- Malovrh Š. P., Nonić D., Glavonjić P., Nedeljković J., Avdibegović M. & Krč J. 2015: Private Forest Owner Typologies in Slovenia and Serbia: Targeting Private Forest Owner Groups for Policy Implementation. *Small-Scale Forestry* 14(4): 423–440. DOI: [10.1007/s11842-015-9296-8](https://doi.org/10.1007/s11842-015-9296-8)
- Márkus L., Mészáros K. 1997: Erdőérték-számítás, az erdőértékelés alapjai, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, ISBN: 963-356-219-0
- Mertl T. & Schiberna E. 2017: A magyarországi magántulajdonú erdők tulajdonszerkezete, Erdészettudományi közlemények 7(1): 7-23. DOI: [10.17164/EK.2017.001](https://doi.org/10.17164/EK.2017.001)
- Mészáros K. 2001: A városi erdőtulajdonosok vizsgálata Magyarországon, Országos Kiemelésű Társadalomtudományi Kutatások Alapítvány, Budapest, 2001
- NÉBIH 2016: Nemzeti Élelmiszerlánc Biztonsági Hivatal: Beszámoló az erdőszítésekéről és a fakitermelésekről a 2015. évben
- Niskanen A. 2005: Forest sector entrepreneurship in Europe – summary of country studies of COST Action E30. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica Special ed.*: 7–15.
- Páll M. 1997: Az erdőterületek árverési adatainak vizsgálata Zala megyében. *Erdészeti Lapok* 1997(5): 141–142.
- Pollumae P. & Kurjus H.. 2017: Estonian Private Forestry: a Review of Research and Developments, *Baltic Forestry* 2017,23(3): 46 ISSN 2029-9230
- Schmithüsen F. & Hirsch F. 2008: PRIVATE FOREST OWNERSHIP IN EUROPE- ADVANCE DRAFT – March 2008.

Érkezett: 2018. február 28.

Közlésre elfogadva: 2018. május 24.



Mintavétel a magasban

A lomb elemtartalmára mint indikátorra tekintenek, így a 90-es évek közepén a lombelemzés beke-
rült a jelenleg az EMMRE részeként működő intenzív monitoring feladatai közé. A kétévente esedé-
kes elemzés célja a fák tápanyag-ellátottsági helyzetének, a légszennyezés hatásának és az időbeli
trendeknek a megismerése. A mintavétel fontos szempontja, hogy a korona felső harmadában el-
helyezkedő fényleveleket kell begyűjteni, s ezt szemlélteti a mátrai kocsánytalan tölgyes mintaterü-
leten, 22–24 m magasságban elvégzett mintavételről készített kép. A mászásos mintavétel biztos
technikát és nagy felkészültséget igényel, de előnye, hogy a mintavétel jól irányítható mind a meny-
nyiségre, mind a minőségre vonatkozóan.

Fotó és szöveg: Manninger Miklós (NAIK ERTI)



2010. október 3.



2010. október 6.



2010. október 11.



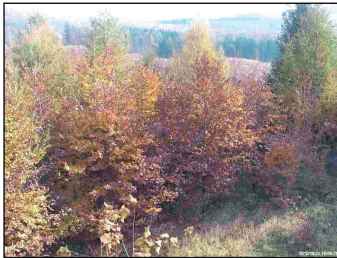
2010. október 15.



2010. október 19.



2010. október 22.



2010. október 25.



2010. október 31.



2010. november 5.

Fenológiai megfigyelések automata kamerarendszerrel

Az intenzív monitoringban alapvetően észlelők végzik a fenológiai megfigyeléseket, de 2009-ben, kísérletképpen, elindítottuk az automata megfigyelést is. Az egyik mátrai szabad területi mérőhelyen (Névtelen-bérc) álló meteorológiai mérőtoronyra telepített Sanyo 5600HD típusú kamera naponta két alkalommal (10 és 15 órakor) készített felvételeket 10–10 perc időtartamban a környező erdőszegélyről. Ez idő alatt a kamera az előre beprogramozott helyeken és beállításokkal (fókusz, irány, időtartam) végezte a képrögzítést. A képsorozaton az egyik nagylátószögű beállítás képeiből mutatjuk be a 2010. október 3. és november 5. között lezajlott őszi lombelcszíneződés és lombhullás fázisait.

Fotó és szöveg: Manninger Miklós (NAIK ERTI)