



Erdészettudományi Közlemények

6. évfolyam 1-2. szám 2016

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





A túlélés stratégiája

A Csendes-óceán partvidékén lévő Quinault mérsékelt övi esőerdő a faóriások, mohák és páfrányok birodalma. Itt találhatóak a világ legnagyobb óriás tuja, nyugati hemlockfenyő, szitka luc és zöld duglászfenyő egyedei. A sűrű aljnövényzet sok esetben akadályozza a talajon csírázott csemeték túlélését, ezért az új generáció gyakran az elpusztult egyedek hatalmas tuskóján, korhadó törzsén indul fejlődésnek. Mire a tuskó lebomlik, a képen látható hemlockfenyő olyan erős gyökereket fejleszt, hogy azok képesek lesznek a fa megtartására. (Olympic National Park, Washington állam, USA).

Erdészettudományi Közlemények

6. évfolyam 1–2. szám



2016

Főszerkesztő:

Csóka György (NAIK ERTI)

Helyettes főszerkesztő:

Lakatos Ferenc (NYME EMK)

Szerkesztők:

Hirka Anikó (NAIK ERTI)

Király Gergely (NYME EMK)

Molnár Miklós (NYME EMK)

A szerkesztőbizottság társelnökei:

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

A szerkesztőbizottság tagjai:

Albert Levente (NYME EMK)

Duska József (MEGOSZ)

Führer Ernő (NAIK ERTI)

Göbölös Péter (Gyulaj Zrt)

Gribovszki Zoltán (NYME EMK)

Kolozs László (NÉBIH EI)

Kovács Gábor (NYME EMK)

Szabados Ildikó (FM)

Szepesi András (FM)

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:

Öreg, kidőlt tölgy vastag, korhadó törzsén kicsirázott bükk magonc (© Csóka György)

ISSN 2062-6711

Nyomdai munkák:

Agroinform Kiadó és Nyomda Kft.

1149 Budapest, Angol u. 34.

Ügyvezető igazgató: *Bolyki Etelka*

Felelős vezető: *Stekler Mária*

www.agroinform.com

2016/25

TARTALOMJEGYZÉK

6. évfolyam 1. szám

<i>Mátyás Csaba és Kramer Koen:</i> Az erdei génkészletek szerepe a klímaváltozáshoz alkalmazkodó gazdálkodásban	7–16
<i>Illés Gábor, Fonyó Tamás, Pásztor László, Bakacsi Zsófia, Laborczi Annamária, Szatmári Gábor és Szabó József:</i> Az Agrárklíma 2 projekt eredményei: Magyarország digitális talajtípus térképének előállítása	17–24
<i>Illés Gábor és Fonyó Tamás:</i> A klímaváltozás fatermésre gyakorolt várható hatásának becslése az AGRATÉR projektben	25–34
<i>Garamszegi Balázs és Kern Zoltán:</i> Hazai bükkösök körlap-növekedésének trendjei a változó klíma tükrében	35–44
<i>Janik Gergely, Hirka Anikó, Koltay András, Juhász János és Csóka György:</i> 50 év biotikus kárai a magyar bükkösökben	45–60
<i>Führer Ernő, Edelenyi Márton, Jagodics Anikó, Jereb László, Horváth László, Kern Zoltán, Moring Andrea, Szabados Ildikó és Pödör Zoltán:</i> Az időjárás hatása egy időskorú bükkös évenkénti körlap-növekedésére	61–78
<i>Konkoly-Gyuró Éva és Balázs Pál:</i> Erdőborítás-változás a Kárpát-medence térségében a 19. század közepétől napjainkig	79–97

6. évfolyam 2. szám

- Ónodi Gábor:*
Az idegenhonos, illetve inváziós fafajok élőhelyformáló hatásai 101-113
- Silnicki Ádám, Zagyvai Gergely és Bartha Dénes:*
Összehasonlító vizsgálatok a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) vegetatív szervein 115-125
- Molnár Dénes, Barton Iván, Czimber Kornél, Bazsó Tamás és Frank Norbert:*
Faállomány-szerkezeti kutatások a Roth emlékerdőben 127-136
- Baltazár Tivadar, Varga Ildikó és Pejchal Miloš:*
A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) elterjedésének vizsgálata a csehországi lednicei kastélypark területén a gazdafajok elhelyezkedése alapján 137-150
- Horváth Bálint:*
A Soproni-hegyvidék gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőiben előforduló éjszakai nagylepkék állatföldrajzi jellemzői 151-159
- Jánoska Ferenc, Kemenszky Péter, Farkas Attila, Varju József és Horváth Zsolt:*
Műfészék-predációs vizsgálatok egy erősen mozaikos somogyi élőhelyen 161-173
- Hámori Dániel:*
Antropogén fészkelőhelyeken költő kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzervációbiológiai lehetőségei a Felső-Kiskunságban 175-187
- Varga Zoltán és Farkas Attila:*
A borz (*Meles meles* L.) táplálkozásának vizsgálata Komárom-Esztergom megye területén 189-197
- Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 12. kötetében (1-2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai** 199-204

CONTENTS

Vol. 6 Nr. 1

- Csaba Mátyás and Koen Kramer:*
Adaptive management of forests and their genetic resources in the face of climate change 7–16
- Gábor Illés, Tamás Fonyó, László Pásztor, Zsófia Bakacsi, Annamária Laborczi, Gábor Szatmári and József Szabó:*
Results of Agroclimate 2 project: Compilation of digital soil-type map of Hungary 17–24
- Gábor Illés and Tamás Fonyó:*
Assessing the expected impact of climate change on forest yield potential in the AGRAGIS project 25–34
- Balázs Garamszegi and Zoltán Kern:*
Basal area growth trends of Hungarian beech forests in a changing climate 35–44
- Gergely Janik, Anikó Hirka, András Koltay, János Juhász and György Csóka:*
50 years biotic damage in the Hungarian beech forests 45–60
- Erő Főhrer, Márton Edelényi, Anikó Jagodics, László Jereb, László Horváth, Zoltán Kern, Andrea Mőring, Ildikő Szabados and Zoltán Pődőr:*
Effect of weather conditions on the annual basal area increment of a beech stand of old age 61–78
- Éva Konkoly-Gyuró and Pál Balázs:*
Forest cover change in the Carpathian Basin from the mid 19th century till nowadays 79–97

Vol. 6 Nr. 2

<i>Gábor Ónodi:</i>		
	Habitat transforming effects of invasive tree species	101–113
<i>Ádám Silnicki, Gergely Zagyvai and Dénes Bartha:</i>		
	Comparative surveys on vegetative organs of hungarian ash (<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>danubialis</i> Pouzar) and common ash (<i>Fraxinus excelsior</i> L.)	115–125
<i>Dénes Molnár, Iván Barton, Kornél Czimber, Tamás Bazsó and Norbert Frank:</i>		
	Investigations on stand structure in the Roth memorial forest	127–136
<i>Tivadar Baltazár, Ildikó Varga and Miloš Pejchal:</i>		
	Distribution of European mistletoe (<i>Viscum album</i> L.) according to the location of host species in the castle park of Lednice, Czech Republic	137–150
<i>Bálint Horváth:</i>		
	Zoogeographical characteristics of the nocturnal macrolepidoptera fauna of sessile oak-hornbeam forests in the Sopron Mountains	151–159
<i>Ferenc Jánoska, Péter Kemenszky, Attila Farkas, József Varju and Zsolt Horváth:</i>		
	Artificial nest predation investigations at a varied habitat in Somogy County, Hungary	161–173
<i>Dániel Hámori:</i>		
	Conservation biological aspects of the little owl (<i>Athene noctua</i>, Scopoli, 1769) adapted to anthropogenic nesting environment, Upper-Kiskunság, Hungary	175–187
<i>Zoltán Varga and Attila Farkas:</i>		
	Examination of food of badgers (<i>Meles meles</i> L.) in Komárom-Esztergom county, Hungary	189–197
	Titles and abstracts of papers published in the 12th volume (Nr. 1–2.) of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	199–204

AZ ERDEI GÉNKÉSZLETEK SZEREPE A KLÍMAVÁLTOZÁSHOZ ALKALMAZKODÓ GAZDÁLKODÁSBAN

Mátyás Csaba¹ és Kramer, Koen²

¹Nyugat- magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezettudományi Intézet

²Alterra Intézet, Wageningen, Hollandia

Kivonat

Az előrevetített klímaváltozásnak az európai erdők jövőbeni egészségi állapotára és növekedésére gyakorolt hatása egyelőre tisztázatlan. Négy modell-fajfajjal, származási kísérletekben végzett elemzéseink és dinamikus modelleink szerint regionálisan változó lesz a hatások mértéke. Az atlanti-mérsékelt zónában a várt hőmérséklet-emelkedés – megfelelő csapadék esetén – akár további növedék-gyorsulást eredményezhet. A déli, kontinentális-mediterrán övezetben a nyári aszályok erősödése fokozódó károkat és mortalitást vált ki, ami helyi kihalást, az elterjedési terület eltolódását is előidézhethet. Az elterjedés alsó (szárazsági) határán az erőteljes stressz-szelekció a genetikai diverzitás és a stabilitás csökkenésével járhat, viszont ezek a folyamatok az alkalmazkodás előfeltételei. A diverzitásban és stabilitásban talált regionális különbségek megfontolt hasznosítása hozzájárulhat a klímaváltozás kockázatainak csökkentéséhez, a jövő faállományainak stabilitásához. Az európai szakpolitikusok, döntéshozók részére készült, itt ismertetett szakpolitikai tájékoztatót a FORGER nevű, EU-s kutatási program keretében dolgoztuk ki és publikáltuk (Mátyás és Kramer 2016).

Kulcsszavak: adaptáció, genetikai diverzitás, alkalmazkodó erdőgazdálkodás, származási kísérlet, dinamikus modellezés

ADAPTIVE MANAGEMENT OF FORESTS AND THEIR GENETIC RESOURCES IN THE FACE OF CLIMATE CHANGE

Abstract

The consequences of the projected climatic changes on the health and growth of European forests are for the time being still unresolved and debated. Analysis of provenance tests and dynamic modeling of four European tree species indicate that the impacts are regionally different. In the temperate-maritime zone, expected rise of temperature – in case of sufficient precipitation – may lead to growth acceleration without significant genetic change. In the southern continental and Mediterranean zone, at the lower (xeric) limits of distribution, however, summer drought increase will trigger higher susceptibility to diseases and mortality, and may cause local extinctions and shifts of distribution area. Extreme selection may narrow genetic variation and cause decline of stability, key attributes to withstand environmental changes. Results confirm that the prudent use of regional differentiation in genetic diversity and stability may provide possibilities for alleviating climate change risks and increase the fitness of next generations. The presented policy principles of adaptive management are based on results of the FORGER project, and were published as Policy Brief (Mátyás and Kramer 2016).

Keywords: adaptation, genetic diversity, adaptive management, provenance test, dynamic modeling



1. ábra: A Francia Alpokban, elterjedési területe déli határán, a jegegyfenyő széles körű pusztulást mutat (elszürkült fák) a 2003. évi szélsőséges aszályok következményeként (fotó: B. Fady, INRA)

Figure 1: In the French Alps, at its southern range limit, European silver fir (*Abies alba* L.) shows widespread mortality (grey trees) after the extreme drought of 2003 (photo courtesy B. Fady, INRA)

BEVEZETÉS

A „FORGER - Alkalmazkodó gazdálkodás az erdőkkel és génkészletünkkel a klímaváltozás fényében” című projektben, a holland Alterra Intézet koordinálása mellett, 8 európai kutatóhely (BFW, Ausztria, von Thünen Institut, Németország, INRA, Franciaország, METLA, Finnország, NymE, Sopron, Bioersity International és CNR, Olaszország, Bydgoszcz-i Egyetem, Lengyelország) vett részt. A 4 éves projektet az Európai Bizottság finanszírozta a 7. keretprogram keretében. Az 5 nagyobb munkafeladat közül az itt tárgyalt témát Mátyás Csaba koordinálta. Ellentétben azzal az elterjedt véleménnyel, amely a szélsőséges változásokhoz alkalmazkodást fajcseré révén képzelel megvalósíthatónak, a munkahipotézis abból indult ki, hogy *a fajokon belüli, populációk között tapasztalható genetikai különbségek kiaknázása egy ökológiailag kiméletesebb – bár kétségtelen korlátos – alkalmazkodási lehetőséget kínál*. A kutatás során négy modell faj (erdei- és lucfenyő, bükk és kocsánytalan tölgy) származási kísérleteit elemeztük. Emellett, elsősorban bükk fajon, dinamikus állomány-modellek segítségével is vizsgáltuk a klímatervezők változásának hatását a génkészletre és a növekedés alakulására (Kramer és mtsai 2010). A kapott eredmények elemzése alapján szakpolitikai ajánlásokat fogalmaztunk meg az európai szakpolitikusok, döntéshozók részére. Az anyag a klímaváltozáshoz alkalmazkodás tekintetében a fajok génkészletében tapasztalható különbségek kiaknázásának lehetőségeit tárgyalja. Az itt ismertetett rövid szakpolitikai tájékoztatót (Policy Brief) a FORGER program keretében publikáltuk (Mátyás és Kramer 2016).



2. ábra: Példa a klimatikus alkalmazkodás által kiváltott növekedési és megmaradási különbségekre egy erdeifenyő kísérletben, a Kámoni Arborétumban. A melegebb klímában a kelet-szibériai (Ajan-i) származás teljes egészében kipusztult (kijelölt parcella); a török hegyvidéki populáció (Catacik, az előtérben) gyenge alkalmazkodottságot, míg a legjobb magyar származás (Pornóapáti, a háttérben) erőteljes növekedést mutat (fotó: Mátyás Cs. 2002)

Figure 2: Growth and survival of trees depends on how their climate adaptation matches actual conditions. At the mild-continental Scots pine test site in Hungary, no trees from East Siberia survived (marked plot), the Turkish trees were maladapted (foreground), whereas the local, Hungarian provenance trees thrived well (back right) (photo Cs. Mátyás)

ALKALMAZOTT VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

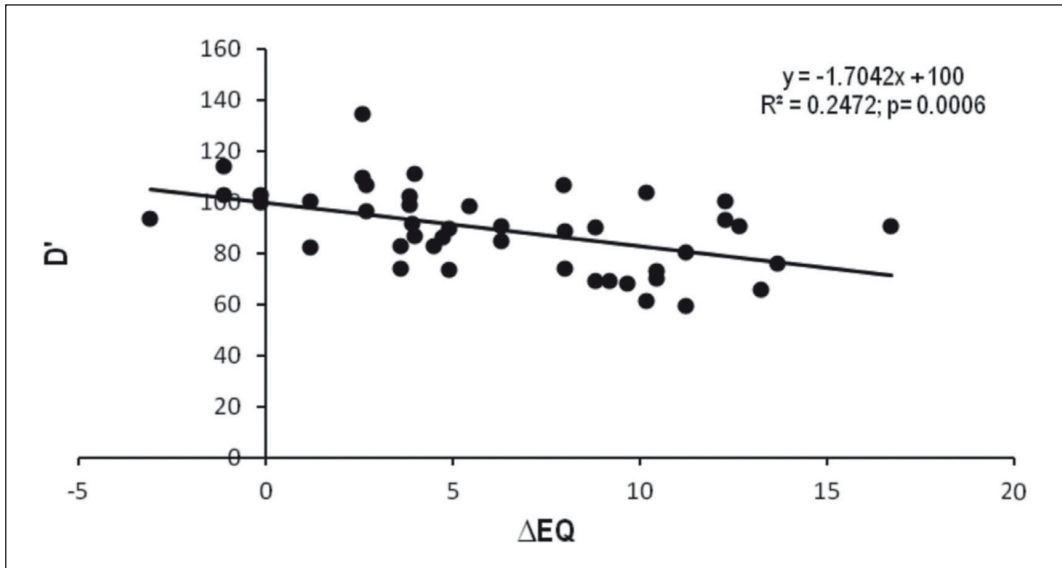
Terepi vizsgálatok származási kísérletekben

A FORGER projekt egyik megválaszolandó alapkérdése volt, hogy az európai erdőket domináló fő fajok milyen alkalmazkodóképességgel rendelkeznek az előrevetített klímaváltozásokkal szemben. A kutatás a várható válaszreakciókat négy modell fajon elemezte, ezek a lucfenyő, erdeifenyő, bükk és kocsánytalan tölgy voltak. A vizsgálatok elsősorban hosszú lejáratú terepi kísérletekben folytak.

Az erdészeti nemesítési kutatások általánosan alkalmazott kísérlettipusa a származási kísérlet, amikor különböző eredetű populációk teljesítményét eltérő termőhelyi és klimatikus feltételek között létrehozott közös tenyészterekben vizsgálják. Ha a populációkat eredeti alkalmazkodottságuktól eltérő éghajlati körülmények közé telepítjük, tulajdonképpen a klímaváltozás hatását szimuláljuk. A kísérletekben a származási hely és a telepítési helyszín klimatikus különbségével jellemeztük a populáció számára jelentkező klímaváltozási stressz mértékét. A bükk esetében pl. az alkalmazott klímátényező az Ellenberg aszályindex különbsége volt (3. és 5. ábrán). A kapott válaszreakciók modellezése révén a fajok klímaváltozás esetén várható viselkedése előrebecsülhető (Mátyás 1996). A kutatás során kísérletet tettünk a fajspecifikus tolerancia határainak a megállapítására is, amelyen túl hatékony gazdálkodás nem folytatható (Mátyás 2016b).

Modellező vizsgálatok

A FORGER projekt keretében virtuális erdőállományokon modelleztük a növekedési ütemet, a felújítási dinamikát és az ökoszisztéma működését, továbbá a genetikai folyamatokat is (Kramer és mtsai 2008). Az újonnan fejlesztett modell lehetővé teszi a klímaváltozásra adott válaszreakciók és a genetikai diverzitás változás prognosztizálását, ezeken keresztül az erdőállomány növekedésének, gyérülésének előrebecslését. A modellel a klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőművelési beavatkozások hatékonysága is vizsgálható.



3. ábra: Az alkalmazkodottsági hiány miatt fellépő növekedéscsökkenést leíró "áttelepítési függvény" a különböző klímákhoz alkalmazkodott bükk származások válaszreakcióját mutatja, a 15 éves kori átmérő százalékos változásában (D'). A klímaváltozás mértékét az Ellenberg aszályindex változása (ΔEQ) jelzi. Viszonyítási alap a helyi populáció átlagos átmérője, vagyis nulla változás esetén 100% (bükk származási kísérlet, Bucsuta, Horváth és Mátyás 2014)

Figure 3: Increment decline caused by sub-optimal adaptation. The "transfer function" defines the decline in percents of the mean diameter of the locally adapted provenance (D'). Climate change undergone by the population is expressed by the change of Ellenberg's drought index (ΔEQ). Data of a beech provenance test in Bucsuta, Hungary (Horváth and Mátyás 2014)

EREDMÉNYEK

A négy modell fajaj elemzése alapján az alábbi általános megállapítások tehetők:

- A származások¹ között tapasztalt növekedési különbségek jelentős részét az eredeti helyszín klímájához történt alkalmazkodás határozza meg, amely a klímatervezők által kiváltott, sok generációs szelektív hatás következménye.
- A növekedési ráta mellett a klimatikus alkalmazkodottságot más tulajdonságok is jelzik, mint például a rügyfakadás időzítése vagy a vízfelhasználás hatékonysága.

¹Származás alatt az ismert, ill. azonosított eredetű populációt értjük

- A válaszreakciók elemzése során megállapítható volt, hogy a helyi (öshonos) származások jobb teljesítménye nem minden esetben valósul meg.
- A szélsőséges klimatikus hatásokkal szembeni, faji tolerancia korlátai genetikailag meghatározottak.
- Extrém aszályok esetén a populáció vitalitása lecsökken, különösen a szárazsági határ környékén, és tömeges pusztulás léphet fel (a szárazsági határ a faji elterjedésének alsó, azaz alacsony tengerszint feletti, déli határa, ahol a vízellátás a fő korlátozó ökológiai tényező).
- A populációk általában 2–3 generáció alatt bizonyos mértékű alkalmazkodásra képesek, bár ennek mértéke valószínű nem lesz elegendő a várható gyors klimatikus változások kiegyenlítésére.
- A szárazsági (alsó) határ közelében az erőteljes szelekciós hatás miatt, mind az idősebb populációkban, mind az újulatban erőteljesebb öngyérülés (mortalitás) alakul ki, ami a genetikai diverzitás csökkenésével jár. A diverzitásvesztés szélsőséges termőhelyen különösen erősen manifesztálódik, ezt a hatást azonban – amennyiben ehhez a feltételek megvannak – a távolabbi területekről érkező génáramlás tompíthatja.
- A modellezés eredményei szerint, az északi, illetve hegyvidéki termikus határ² mentén, ahol a klimatikus változások a korlátozó feltételek (pl. korai fagyok) enyhülését váltják ki, a távoli eredetű génáramlás ronthat a populációk alkalmazkodottságán, mivel kevésbé alkalmas géntípusokat hozhat.

Válaszok néhány fontos kérdésre

Hogyan reagálnak erdeink a várható klímaváltozásra?

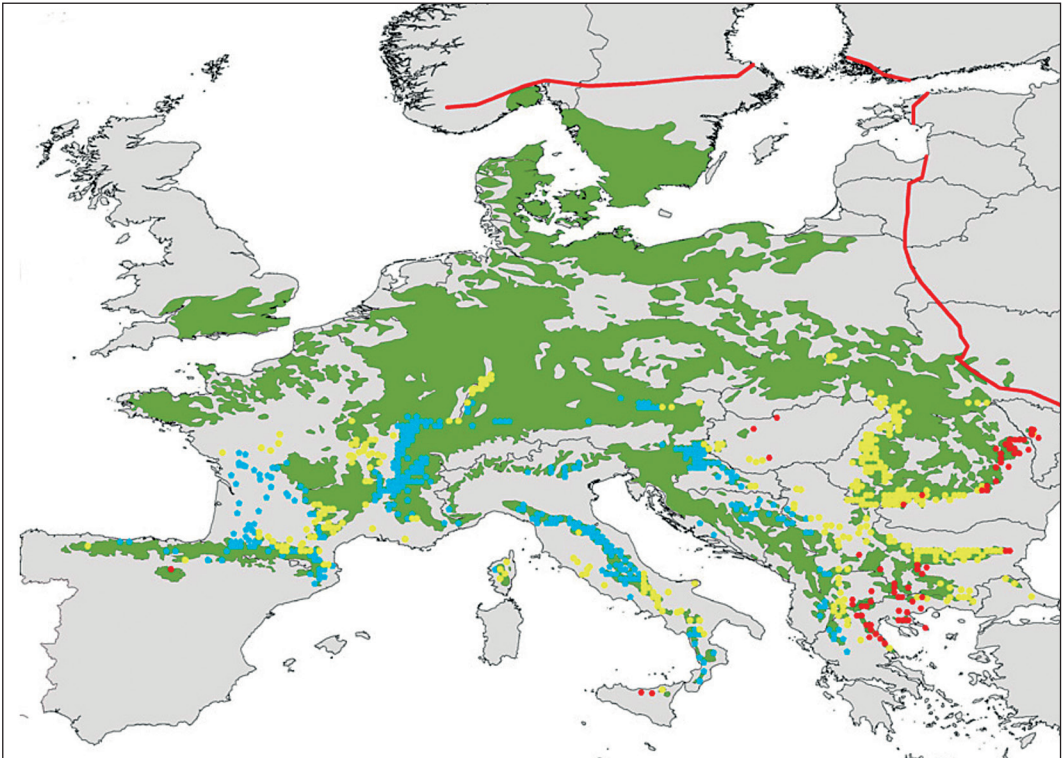
A melegedés a vegetációs idő meghosszabbodásával jár és ez elvileg a növekedés gyorsulását eredményezhetné. A melegebb és szárazabb időjárás azonban a szárazsági határ közelében a növekedés és a vitalitás visszaesésével jár, és ebben a CO₂ koncentráció várható növekedése, eddigi kutatások szerint, komolyabb kiegyenlítő szerepet nem játszik. A genetikailag meghatározott szárazsági toleranciaküszöbhez közeledve az öröklött alkalmazkodóképesség lecsökken és az öngyérülés erőteljesen fokozódik.

Van-e szerepe a szaporítóanyagoknak a klímaváltozáshoz alkalmazkodó gazdálkodásban?

A klímaváltozás hatásának mérséklésében a szaporítóanyag megválasztásának a szerepe attól függ, hogy van-e tapasztalatunk arról, hogy az adott termőhelyen a fafaj elegendő alkalmazkodó képességgel rendelkezik-e, vagy pedig aktív beavatkozásra, más szaporítóanyag alkalmazására van-e szükség. Ezzel a kérdéssel részletesebben a gyakorlati javaslatok (Mátyás 2016a ill. magyarul 2016b) foglalkoznak.

Az EU jelenlegi erdészeti szaporítóanyag szabályai nem foglalkoznak az alkalmazkodóképesség javítását szolgáló támogatott génáramlással és a támogatott fajvándorlással (*human-assisted gene flow és human-assisted migration vagy transfer*). Előbbi esetében toleránsabb, szárazabb klímához alkalmazkodott, de azonos fajú származások áttelepítéséről van szó, míg a támogatott fajvándorlás klímateránsabb faj alkalmazását jelenti. Figyelemmel arra, hogy a klímaváltozás problémája a jövőben is velünk marad, és a következő erdőgenerációt is érinteni fogja, a megfelelő szaporítóanyag, illetőleg a fafaj és a felújítási technológia megválasztása központi kérdés.

²A szárazsági határral szemben az elterjedés termikus határa ott húzódik, ahol a hőmérséklet képviseli a korlátozó ökológiai tényezőt (minimum hőmérséklet, hőösszeg stb.)



4. ábra: A bükk klimatikus veszélyeztetettsége a következő évtizedekben, mérsékelt klímaváltozási scenárió mellett. Jelmagyarázat: zöld: nem érintett előfordulások; kék: a következő 3–4 évtizedben, sárga: a következő 1–2 évtizedben, piros: már jelenleg veszélyeztetett előfordulások Európában. A piros vonal a bükk számára 3–4 évtizeden belül megfelelő hőmérsékleti határt jelzi (terv: Mátyás és Rasztovits)

Figure 4: Estimated climatic threats to beech for the next decades, based on projections for moderate climate change.

Legend: green: unaffected occurrences; blue: threatened in the next 3–4 decades; yellow: threatened in 1–2 decades; red: presently threatened occurrences. Red line: approximate upper (thermic) limit of climate favourable for beech in 3–4 decades (design: Mátyás and Rasztovits; Mátyás 2016)

A helyi származású szaporítóanyag jobb, mint a támogatott migráció révén áttelepített?

A legtöbb faj esetében kijelenthetjük, hogy a populációkon belül nagymértékű genetikai változatosság mutatható ki. Ez jelentős alkalmazkodási potenciált feltételez változó klímafeltételek mellett is – amennyiben optimális a termőhely. A szárazsági határhoz közeledve az alkalmazkodóképesség gyengülhet az erősödő szárazsági stressz miatt.

A származási kísérletekben gyakorta megfigyelhető, hogy idegen származások jobb vagy legalábbis hasonló teljesítményt nyújtanak, mint az őshonosak. A jelenségnek többféle oka lehet, így különböző genetikai folyamatok egyidejű érvényesülése, a kívülről jövő génáramlás és más genetikai hatások. Ez a tapasztalat arra utal, hogy a megfelelő szaporítóanyag kiválasztására többféle lehetőség van, ezek között a támogatott migráció is felmerülhet. Fontos azonban, hogy a szaporítóanyag eredetét minden esetben rögzítsük.



5. ábra: 10 éves bükk származások növekedése és habitusa egy kontinentális helyszínen (Bucsuta, Zala m.). Balról Magyarereggy (Mecsek, ΔEQ : 2.57), átlagmagassága 3,13 m; jobbról az atlanti Soignes (Belgium ΔEQ : 7.97), átlagmagassága 2,62 m.
A ΔEQ aszályindex változás a klimatikus stressz mértékét jelzi (fotó: Mátyás Cs.)

Figure 5: Difference in growth and branching of two provenances of 10 year old beeches in a continental environment (test site Bucsuta, Hungary). Left: provenance Magyarereggy (Hungary, ΔEQ : 2.57), aver. height 3.13 m; right: Atlantic provenance Soignes (Belgium, ΔEQ : 7.97), aver. height 2.62 m. The change of drought index value (ΔEQ) indicates the intensity of climatic stress (photo Cs. Mátyás)

Milyen tulajdonságokra kell ügyelni a szaporítóanyag kiválasztásakor?

Az erőteljes növekedés és a biotikus/abiotikus károsításokkal szembeni tolerancia mellett fontos lenne a stabilitás (plaszticitás) ismerete – vagyis, hogy a populáció termőhelytűrése eltérő feltételek között is megbízható, azaz széles termőhely igényű. Ez a tulajdonság alaposabb kutatást, vizsgálatot érdemel. A modell fajok közül az erdei- és lucfenyő különböző származásai szignifikánsan eltérő termőhelytűrést mutatattak, stabilitásuk általában kisebb volt, mint a bükk és kocsánytalan tölgy származásoké, amelyek a FORGER kísérletekben nagyon eltérő termőhelyi feltételek mellett is kisebb vitalitás-ingadozást mutattak.

Néhány javaslat az alkalmazkodó erdőgazdálkodás számára

A kutatási eredmények alapján az alábbi általános javaslatok tehetők az erdészeti genetikai erőforrások védelme és a klímaváltozáshoz való alkalmazkodás elősegítése érdekében.

- A jelenleg érvényes országos és nemzetközi szaporítóanyag felhasználási előírásokat, szabályokat az újabb tapasztalatok alapján felül kell vizsgálni.
- A széles termőhelytűrés, azaz stabilitás a szaporítóanyag kiválasztása szempontjából fontos tulajdonság és az eddigieknél több figyelmet igényel.

- A származási forrás kiválasztásánál a fiatalkori növekedés mellett figyelmet kell szentelni a klimatikus szélsőségekkel, károsítókkal szembeni toleranciának is.
- A gondos erdőművelési, felújítási gyakorlat a pozitív szelekció révén felgyorsítja a genetikai alkalmazkodást (adaptációt). Ehhez a gyorsabb generációváltás révén a vágásforduló rövidítése is hozzájárul.
- A természetközeli állapotban hagyott állományokban magasabb genetikai diverzitás marad, mint ha aktívan beavatkozik az erdőművelő. Azonban az alkalmazkodás feltételei, elsősorban annak gyorsasága, természetközeli gazdálkodás mellett kedvezőtlenebbek. Ennek az az oka, hogy a jobban magára hagyott erdőállományban a szelekciós események – időegységre számítva – ritkábbak.
- A klímateránsabb, idegen eredetű szaporítóanyag támogatott áttelepítése segíthet az egészséges és produktív erdőállományok hosszú távú fenntartásában. Számításba jöhet azonos fajú, de a jövőbeni viszonyokhoz előalkalmazkodott szaporítóanyag források felhasználása (támogatott géjáramlás), illetve extrém esetben klímateráns faj alkalmazása (támogatott migráció).
- A támogatott áttelepítés szélesebb körű alkalmazása esetén is célszerű fenntartani természetes állapotú állományokat egyes helyeken, ahol a természetes szelekció működhet.
- Mind a veszélyeztetettség mértéke, mind pedig a szaporítóanyag-forrásként felhasználható erdőállományok potenciálisan értékes génkészlete miatt, különös figyelmet kell szentelni az elterjedési terület alsó, szárazsági szegélyén található populációk feltárására, védelmére, és szükség esetén aktív megőrzésére (archiválására, evakuálására) is.
- Az alkalmazkodó gazdálkodás számára pótolhatatlan információt szolgáltatnak a származási kísérletek. Mivel a meglévő kísérleteket eredetileg nem a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára telepítették, ezért új kísérleteket kell telepíteni, amelyek a klímaadaptáció specifikus szempontjait figyelembe veszik.

Az ismertetett eredmények és javaslatok alkalmazásához elengedhetetlen a szakmai hozzáértés és a helyi tapasztalat, amit a hosszú lejáratú terepi kísérletek eredményei és az előrevetített klímafeltételek ismerete egészíthetnek ki.

HIVATKOZÁS A FORRÁSANYAGRA

A „FORGER – Az erdők és génkészletük alkalmazkodó hasznosítása a klímaváltozás fényében” című EU projekt zárójelentése alapján készült egy szakpolitikai tájékoztató (Policy Brief), amely 2016-ban került kiadásra és európai terjesztésre (Mátyás – Kramer 2016). Az ebből készült fordítást a téma hazai aktualitása miatt adjuk közre. Az anyag döntően magyarországi eredményeken és tapasztalatokon alapszik, de EU-s felhasználásra készült, ezért nem tartalmaz konkrét, gyakorlati felhasználásra alkalmas adatokat. A szaporítóanyag megválasztására vonatkozó elvek konkrétabb részletei ugyancsak a FORGER projekt keretében elkészült Irányelvekben (Guidelines, Mátyás 2016a ill. magyarul: 2016b) találhatóak. A projekt honlapja további információkat szolgáltat a kutatómunkáról és az eredményekről (www.fp7-forger.eu).

A 2014-ben elindult „Agrárklíma.2” klímaváltozási projekt keretében előirányoztuk egy, a szakpolitika módosítását és a helyi gazdálkodást segítő döntéstámogató rendszer kialakítását. Részeredmények, információk már most is hozzáférhetők a NAIK-ERTI portálján (www.ertigis.hu). Nyolc projekt partner, de elsősorban a NyME Erdőmérnöki Kara és a NAIK-ERTI együttműködésében, várhatóan 2016 végére elkészül a tervezett döntéstámogató rendszer első, egyszerűsített verziója, amelyben a klímaváltozásra készülési jegyében, az erdőfelújításra, a faj- és szaporítóanyag választás problémáira tájékoztató adatok és információk fognak rendelkezésre állni.

ACKNOWLEDGEMENT – KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

The paper is a translated version of the cited Policy Brief (Mátyás and Kramer 2016), based on the results of the FORGER project. The Policy Brief and other documents as well as information on the project are available on the FORGER homepage (www.fp7-forger.eu). The support of the financing body (EU Commission under the 7th Framework Programme), of the cooperating partners (coordination: K. Kramer, Alterra, NL) and of Biodiversity International (Rome) is gratefully acknowledged.



HIVATKOZOTT IRODALOM

- Horváth A. és Mátyás Cs. 2014: Növedékcsökkenés előrevetítése egy bükk származási kísérlet alapján. Erdészettudományi Közlemények, 4: 2, 91–99.
- Kramer, K.; Degen, B.; Buschbom, J.; Hickler, T.; Thuiller, W.; Sykes, M.T. et al. 2010: Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change—Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management*, 259(11): 2213–2222.
- Mátyás, Cs. 1996: Climatic adaptation of trees: Rediscovering provenance tests. *Euphytica*, 92: (1–2) 45–54, DOI: 10.1007/BF00022827
- Mátyás Cs. 2002: Erdészeti-természetvédelmi genetika. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Mátyás, Cs. 2016a: Recommendations for the choice of forest reproductive material in the face of climate change. FORGER Guidelines 2016, Biodiversity International, Rome, © Mátyás Csaba
- Mátyás Cs. 2016b: Javaslatok az erdészeti szaporítóanyag megválasztásához a klímaváltozás fényében (a FORGER projekt eredményei alapján). *Erdészeti Lapok, CLI*, 3: 78–82
- Mátyás, Cs. and Kramer, K. 2016: Climate change affects forest genetic resources: consequences for adaptive management. FORGER Policy Brief 2016. Biodiversity International, Rome, © Mátyás Csaba

További fontosabb irodalom, különös tekintettel a hazai, közvetlen kutatási előzményekre

- Borovics A.; Nagy L.; Cseke K.; Bordács S. és Mátyás Cs. 2013: Genetikai monitoring: az evolúciós változások finom léptékű ellenőrzése. In: Faragó S. (szerk.): *Monitoring az erdészetben és vadgazdálkodásban*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 53–60.
- Fares, S.; Mugnozza, G.S.; Corona, P. and Palahi, M. 2015: Sustainability: Five steps for managing Europe's forests. *Nature*, 519 (7544): 407–409.
- Gálos B.; Mátyás Cs. and Jacob, D. 2011: Regional characteristics of climate change altering effects of afforestation. *Environmental Research Letters*, 6:(4) 1–9, Nr. 044010.
- Gálos B.; Mátyás Cs. és Jacob D. 2012 Az erdőtelepítés szerepe a klímaváltozás hatásának mérsékelésében. *Erdészettudományi Közlemények*, 2:(1) 35–45.
- Konnert, M.; Fady, B.; Gömöry, D.; A'Hara, S.; Wolter, F.; Ducci, F.; Koskela, J.; Bozzano, M.; Maaten, T. and Kowalczyk, J. 2015: Use and transfer of forest reproductive material in Europe in the context of climate change. *European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN)*, Biodiversity International, Rome, xvi and 75 p.



- Kramer, K. 2007: Resilience of European forests: towards a non-equilibrium view for the management of diversity. In: Koskela J. B. and A. Teissier. du Cros (eds.): *Climate Change and Forest Genetic Diversity: implications for sustainable forest management in Europe*. Biodiversity International, Rome, Italy, 43–52.
- Kramer, K.; Buiteveld, J.; Forstreuter, M.; Geburek, T.; Leonardi, S.; Menozzi, P. et al. 2008: Bridging the gap between ecophysiological and genetic knowledge to assess the adaptive potential of European beech. *Ecological Modelling*, 216 (3–4): 333–353.
- Lefèvre, F.; Boivin, T.; Bontemps, A.; Courbet, F.; Davi, H.; Durand-Gillmann, M. et al. 2013: Considering evolutionary processes in adaptive forestry. *Annales of Forest Science*, 71(7): 723–739.
- Lindner, M.; Maroschek, M.; Netherer, S.; Kremer, A.; Barbati, A.; Garcia-Gonzalo, J. et al. 2010: Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 698–709.
- Mátyás, Cs. 2010: Forecasts needed for retreating forests (Opinion). *Nature*, 464: (7293) 1271.
- Mátyás Cs. 2011: Elegendő a természetre bízni a jövőt? *Erdészeti Lapok*, 146: (5) 140–141.
- Mátyás, Cs. (ed) 2010: *Forests and Climate Change in Eastern Europe and Central Asia*. Forests and Climate Change Working Paper Nr. 8, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome
- Mátyás, Cs.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Móricz, N. and Rasztoivits, E. 2010: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 6: 91–110.
- Mátyás Cs.; Führer E.; Berki I.; Csóka Gy.; Drüszler Á.; Lakatos F.; Móricz N.; Rasztoivics E.; Somogyi Z.; Veperdi G.; Víg P. és Gálos B. 2010: Erdők a szárazsági határon. *Klíma 21 füzetek*, 61: 84–97.
- Mátyás Cs. és Gálos B. 2010: Erdőgazdálkodás és klimatikus szélsőségek: problémák és feladatok. *Klíma 21 füzetek*, 63: 25–32.
- Mátyás, Cs.; Sun, G. and Zhang, Y. 2013: Afforestation and forests at the dryland edges: lessons learned and future outlooks. In: Chen, J.; Wan, S.; Henebry, G.; Qi, J.; Gutman, G.; Sun, G. and Kappas, M. (eds): *Dryland East Asia: Land dynamics amid social and climate change*. HEP Publishers, Beijing & Walter de Gruyter and Co., Berlin, 245–264.
- Mátyás, Cs. and Sun, G. 2014: Forests in a water limited world under climate change. *Environmental Research Letters*, 9 Nr. 085001
- Rasztoivits, E.; Móricz, N.; Berki, I.; Pötzelsberger, E. and Mátyás, Cs. 2012: Evaluating the performance of stochastic distribution models for European beech at low-elevation xeric limits. *Időjárás*, 116 (3): 173–194.

Érkezett: 2016. február 22.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

AZ AGRÁRKLÍMA 2 PROJEKT EREDMÉNYEI: MAGYARORSZÁG DIGITÁLIS TALAJTÍPUS TÉRKÉPÉNEK ELŐÁLLÍTÁSA

Illés Gábor¹, Fonyó Tamás¹, Pásztor László², Bakacsi Zsófia², Laborczi Annamária²,
Szatmári Gábor² és Szabó József²

¹NAIK Erdészeti Tudományos Intézet

²MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet

Kivonat

Az Agrárklíma 2 projekt keretében szükség volt mind az erdő-, mind a mezőgazdaság szemléletének megfelelő egy-egy, és országos lefedettségű termőhelyi adatbázis létrehozására. Ennek érdekében az erdészeti és mezőgazdasági termőhelyi adatbázisok egyesítésével, valamint a digitális talajterképezési módszerekhez szükséges környezeti segédváltozókat tartalmazó adatrétegek felhasználásával talajterképek szerkesztési munkáiba kezdtünk. A munka eredményeként létrehoztuk Magyarország új, digitális talajterképeének első változatát, amely 1 ha-os felbontásban nyújt tájékoztatást a talajtakaróról. A térkép validációjának eredménye alapján megállapítható, hogy az új talajterkép generálisan 70%-os megbízhatósággal reprezentálja Magyarország talajait. A módszerben rejlő fejlesztések kihasználásával szeretnénk ezt az értéket a közeljövőben 80% fölé emelni.

Kulcsszavak: talajterképezés, klasszifikáció, szegmentálás, digitális talajterkép

RESULTS OF AGROCLIMATE 2 PROJECT: COMPILATION OF DIGITAL SOIL-TYPE MAP OF HUNGARY

Abstract

According to the tasks of Agroclimate 2 project it was necessary to compile from forestry and agriculture viewpoint an equally applicable soil and landsite database with countrywide coverage. To achieve this by the unification of present forestry and agricultural landsite databases and by using a set of meaningful environmental predictor variables under the umbrella of digital soil mapping approach we started to compile digital soil maps. Our efforts resulted in the first version of Hungary's new digital soil map, which provides information on soils with a spatial resolution of 1 ha. On the basis of the validation of the map we concluded that its confidence is approximately 70%. By the exploitation of refining possibilities provided by the digital soil mapping methods further efforts will be made to achieve prediction accuracy above 80%.

Keywords: soil mapping, classification, segmentation, digital soil map

BEVEZETÉS

Az Agrárklíma 2 projekt (VKSZ_12-1-2013-0034) a korábban Zala megyére sikerrel kidolgozott (Illés és mtsai 2014; Mátyás 2015) erdészeti és agrár vonatkozású döntéstámogatási rendszer prototípus fejlesztését és országos kiterjesztését tűzte ki célul. Ennek a projektnek a keretében szükség volt az ország teljes területét homogén módon lefedő és kellően részletes felbontású talajtérkép előállítására.

A hazai talajosztályozás a talajképző folyamatok által meghatározott – genetikus – talajosztályozási koncepcióra épül (Dokuchaev 1899). Ezt az elvi alapot alkalmazó talajosztályozási módszertant és annak hazai adottságokra való alkalmazását és kifejtését az agráriumban Stefanovits, Szabolcs, Várallyay nevéhez köthetjük (Szabolcs 1966; Stefanovits 1972; Várallyay és mtsai 1979). Az erdészeti vonalon Babos, Járó és Szodfridt alapozták meg e rendszer használatát (Babos 1954; Járó 1963; Babos és mtsai 1966; Szodfridt 1993). Ennek a talajtani rendszernek alapján számos térképi reprezentáció készült Magyarország területére melyek közül mindenképpen érdemes kiemelni az agrotopográfiai térképeket, melyek habár alacsony térbeli felbontásúak, több fontos szempontból alkalmasak az ökológiai potenciál meghatározására (Várallyay és mtsai 1979). Ugyancsak fontos térképi eredménynek tekinthető a Magyarország területére M=1:200 000-es méretarányban készült genetikus talajtérkép (Jeney és Jassó 1983), illetve a legújabb időkben a Kreybig térképeken alapuló M=1:50 000 méretarányú digitális talajtérképek (Pásztor és mtsai 2012).

Annak ellenére, hogy folyamatban van a magyarországi talajosztályozási rendszer reformja (Michéli és mtsai 2015), még jelenleg is érdemes a genetikus osztályozás szerinti talajtérképeinket fejleszteni, mivel ezen talajosztályokra vonatkozóan rendelkezünk az egyes növénykultúrák hozamára vonatkozó részletes adatokkal.

Ilyen irányú fejlesztés mellett szól az is, hogy habár a fent említettek alapján készültek jelentős talajtérképek hazánk területére, de egyetlen olyan országos térkép sem készült, amely egyaránt reprezentálná a mezőgazdasági és erdészeti területeket, valamint amely alkalmas lenne országosan egységes módon hektáros léptékben releváns talajtani információkat adni.

Ennek a hiányzó térképi terméknek az előállítására vállalkoztunk azzal a céllal, hogy akár erdőtag szintű döntéstámogatásra alkalmas térképek álljanak elő. E munka eredményeit foglaltuk össze az alábbi cikkben.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Szelvény adatok

A térképek előállításához részletes kiindulási és háttéradatbázisra volt szükség. Az adatbázis pontszerű talajadatokból – hozzávetőleg 60 ezer adatsor –, valamint környezeti segédváltozókból – 32 változó – álló raszter fedvényekből állt.

A pontszerű talajadatokat egyaránt tartalmazták a Talaj Információs Monitoring (TIM) adatbázis 1234 szelvényadatát (Várallyay 2002), a részletes talajfizikai és hidrológiai adatbázis (MARTHA) 3937 szelvény adatát (Makó és mtsai 2010) továbbá, az adatok között szerepelt az ERTI termőhelyvizsgálatai közül 1640 szelvény. Végül, de nem utolsó sorban az adatok között szerepelt a 2006. évi állapotnak megfelelő, erdőterületekre vonatkozó termőhelyi adatbázis 51749 szelvénye, amelyeket a direkt termőhely feltárással érintett erdőrészek súlyponti koordinátájával szerepeltettünk. Adattisztítás és az adatok előkészítése során 41 talajtípus maradt az adatbázisban, amelyek szerepeltek a mintavételekben. E típusokat 9 csoportba soroltunk jellegüknek megfelelően (1. táblázat). A csoportok kialakításánál némileg eltértünk a szokásos főcsoportoktól nem a klasszifikáció reformálása, hanem a térképezés sikeressége érdekében. Igyekeztünk minimalizálni az osztályok klasszifikációs távolságát.

1. táblázat: Az összesített talajtípusok és -csoportok megnevezése, darabszáma
 Table 1: The unified soil groups and soil-types and the number of represented records

Talaj csoport megnevezése	Talajtípus megnevezése	Darabszám
Váztalajok	Sziklás, köves váztalaj	182
	Kavicsos váztalaj	371
	Földes kopár	581
	Lejtőhordalék talaj	748
Homoktalajok	Futóhomok talaj	248
	Humuszos homok	18199
	Rozsdabarna erdőtalaj	6109
	Kovárányos barna erdőtalaj	2283
Közethatású talajok	Humusz karbonát talaj	339
	Erubáz talaj	22
	Rendzina talaj	1219
	Ranker talaj	486
Barna erdőtalajok	Savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj	556
	Podzolos barna erdőtalaj	343
	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	5215
	Pszudoglejes barna erdőtalaj	1274
	Barnaföld	4646
	Karbonátmaradványos barna erdőtalaj	525
Csernozjom talajok	Csernozjom barna erdőtalaj	394
	Kilúgzott csernozjom talaj	82
	Mészlepedékes csernozjom talaj	1187
	Réti csernozjom talaj	912
	Öntés csernozjom talaj	134
Szikes talajok	Szoloncsák talaj	12
	Szoloncsák-szolonyec talaj	14
	Réti szolonyec talaj	133
	Sztyeppesedő réti szolonyec talaj	89
	Másodlagos szikes talaj	4
	Szoloncsákos réti talaj	43
	Szolonyeces réti talaj	158
Réti talajok	Típusos réti talaj	5154
	Mélyben sós réti talaj	109
	Réti öntés talaj	1104
	Lápos réti talaj	470
	Réti csernozjom talaj	181
Láptalajok	Mohaláp talaj	2
	Síkláp talaj	957
	Telkesített láptalaj	6
	Mocsári erdőtalaj	1532
Öntéstalajok	Nyers öntéstalaj	266
	Humuszos öntéstalaj	2271
Összesen		58560

Környezeti segédváltozók

A környezeti segédváltozók 32 fedvénye az alábbi adatállományokat tartalmazta.

- Digitális domborzatmodell (tengerszint feletti magasság, kitétség, lejtés, geomorfológiai besorolás 300 méteres és 500 méteres körzetben, általános-, profil-, és planáris görbület, topográfiai pozíciós index, valós felszín terület, topográfiai nedvességindex, hőmennyiség mutató, völgyfenék és hegygerinc simasági mutató, eróziós potenciál index, patakrendszertől való távolság).
- Az alapkőzet kategóriák a ma országos fedettséggel egyedül elérhető térképállományból, a Földtani képződmények Magyarország Földtani Térképsorozatából (Gyalog és Síkhegyi 2005) kerültek levezetésre a FAO talajleírás útmutatójában szereplő talajképző kőzet kategóriáknak való megfeleltetés révén (Baxter 2007; Bakacsi és mtsai 2014).
- A talajvízhatás értékeléséhez (Pentelényi és Scharek 2006) térképét használtuk a talajvíz mélységi kategóriáinak egészértékével.
- A klimatikus hatásokat a CarpatClim-Hu adatbázis MISH interpolációval létrehozott sokévi átlagos csapadékösszeg, hőmérséklet és párolgás fedvényeivel jellemeztük (Szentimrey és Bihari 2004).
- A földhasználati adatokat a CORINE adatbázis M=1:50 000-es fedvényei adták (Büttner és mtsai 2004).
- Kiegészítő talaj információként felhasználásra kerültek a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer adatrétegei is (Pásztor és mtsai 2012).

A széles körű statisztikai feldolgozhatóság érdekében segédváltozókat előzetes adatelemzésnek vetettük alá, melynek során a nem normális eloszlású változókat eloszlás transzformáció révén normalizáltuk. Ha ez nem volt lehetséges, akkor kategória változóvá alakítottuk át (Jenks 1967).

Szegmentációs eljárás a segédváltozók felhasználásával

Az előző fejezetben ismertetett segédváltozók térben folytonos és az egész országot lefedő fedvényeiből létrehoztunk egy többsávos georeferált tiff képfájlt, amely egy szegmentációs eljárás alapját képezte. Ezt a képfájlt eCognition program segítségével szegmentáltuk (multiresolution segmentation). A szegmentálás lényege, hogy a teljes képterületet olyan kisebb egységekre bontsuk, amelyek önálló képobjektumként értelmezhetők. Jelen esetben a talajtulajdonságok kialakításában lényeges szerepet játszó segédváltozók jelentették a szegmentálandó kép sávjait. Ezért olyan térbeli egységeket kapunk a változó méretarány faktorial történő szegmentálás nyomán amelyek a talajtulajdonságokat befolyásoló változók tekintetében a környezettől eltérnek, tehát önálló talajtestként értelmezhetők. Előny, hogy a kis méretarányú szegmentáláskor kapott objektumok határai (1. ábra) a nagyobb méretarányú szegmentálás nyomán is megmaradnak, ezért teljesen koherens objektum topológia épül fel az eljárás során (Trimble 2013).

A továbbiakban az egyes képobjektumokba eső referencia szelvények jelölték ki az egyes talajtípusok mintobjektum csoportját, mely alapján a többi képobjektum típusba sorolását kellett megoldani.

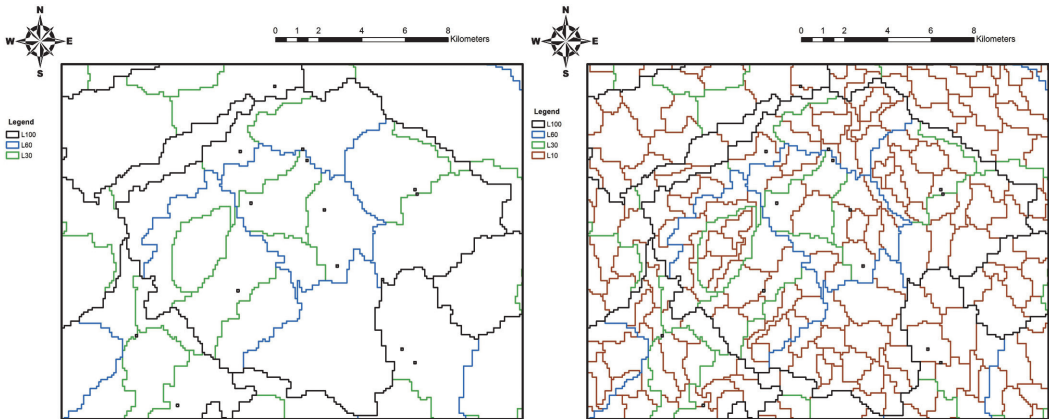
Többlépcsős osztályozás

Magyarország teljes területének talajtípusokba sorolásához a fentebb leírt előkészítést követően többféle, és többlépcsős klasszifikációs algoritmusokat használtunk.

Az alkalmazott klasszifikációs algoritmusok között döntési fák, neurális hálózatok, és random forest (döntési fák halmaza) osztályozók kaptak helyet. A munka során úgy jártunk el, hogy első lépésben a 9 nagyobb talajcsoport térbeli előfordulását határoztuk meg az országot lefedő objektumok (szegmensek) talajcsoportba

sorolásával. Ebben az esetben szakami megfontolások alapján jártunk el, melynek során igyekeztünk a talajokat az osztályozók számára meghatározó jellegük alapján csoportosítani (1. táblázat). Más csoportosítás is elképzelhető, azonban esetünkben a fenti csoportok jó predikciós eredményeket adtak. Második lépésben aztán a talajcsoportok területén belül határoztuk meg az egyes típusok csoporton belüli előfordulását. A kétlépcsős osztályozás nagyban növelte a becslések megbízhatóságának mértékét.

A munkaszakasz végén talajtípus szinten 12 klasszifikációs modellt választottunk ki a legjobb eredményekkel. E 12 modell szintetizált eredményeként állt össze a végleges talajtípus térkép oly módon, hogy minden egyes képi objektum a típusát legmegbízhatóbban becslő modell által kijelölt talajtípusba került. Ezután a végső térkép a legjobb becslések szintetizálásával és mozaikolásával készült el.



1. ábra: Különböző méretarányú szegmentációs objektumok. Az eltérő színek az eltérő méretarány tényezőkhöz tartoznak
Figure 1: Resulted image objects of segmentation using different scale factors. Different colours refer to different scales

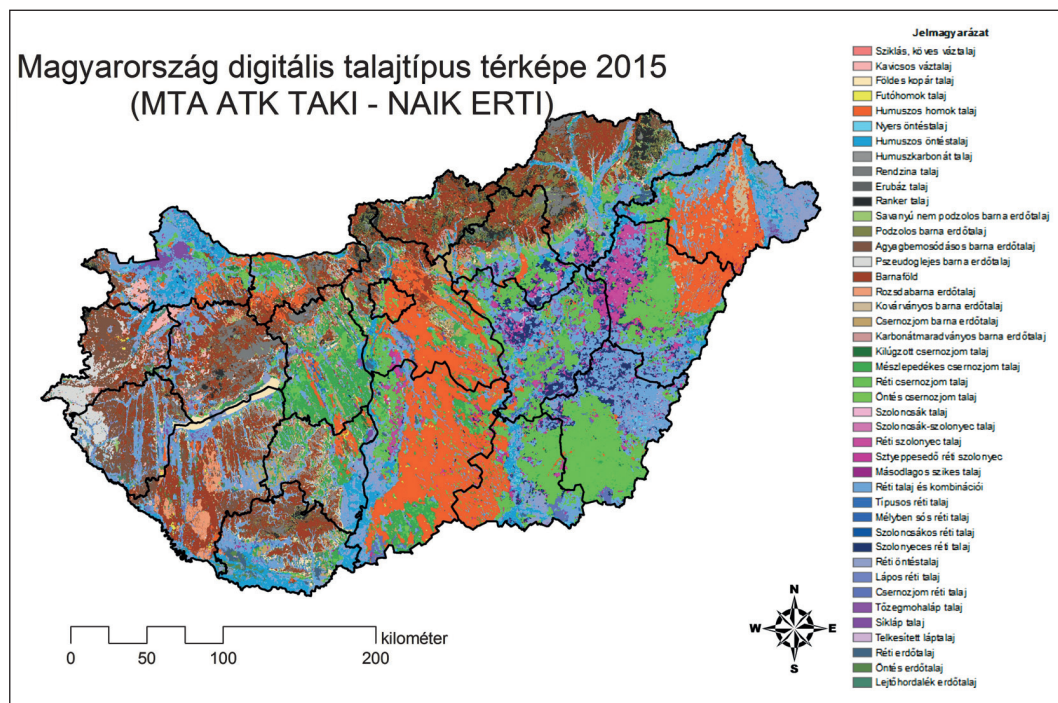
Validáció

Az eredmények validációját egyfelől kisebb területekre korábban készült, nagyfelbontású talajtérképekkel való összevetés alapján végeztük, amelyeket részletes felvételek alapján a szerzők az ország több táján korábban készítettek el, másfelől független pontszerű talajmintavételek eredményeivel való összehasonlítás révén, 7 megyében, több, mint 1000 felvételi pont alapján.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A munkánk eddigi végeredménye az újonnan létrehozott, nagyfelbontású, országos talajtípus térkép, amely 100x100 méteres léptékben szolgáltat talajtani információt (2. ábra). A korábban készült térképekhez képest talán a legnagyobb előrelépés, hogy a térképhez ismert megbízhatósági szinteket lehet rendelni, ami tájékoztatást ad a felhasználónak arról, hogy adott térképi objektumot milyen megbízhatósággal reprezentál a térkép. További előny a korábbi térképekhez képest, hogy a talajok térbeli változatosságát ez a térkép az alföldi területeken is visszaadja, mivel jobban követi a geomorfológiai változatosságot. A 2. táblázat tartalmazza az egyes talajtípusokra vonatkozó osztályozási pontosságot, valamint az összes talajtípus figyelembe vételével számított összegzett pontosság értékét. A pontosság kétféle módon becsülhető. Egyrészt az osztályozó algoritmusok a mintapontok (esetünkben az 58560 pont 10%-át félreteszik tesztelésre). Ennek eredménye

szerepel a 2. táblázatban. Mivel a másik opció, a validálásnál említett független, külső pontok használata ilyen mennyiségben és minden típusra nézve nem volt megoldott, így ennek eredményeit itt nem közöljük. Megállapítható a 2. táblázatból, hogy habár jelentős eltérések vannak az egyes típusok osztályozási pontosságában, a legjelentősebb talajtípusok előfordulását stabilan hozza a térkép. A ritkább, vagy speciális termőhelyeken a bizonytalanság megnő, de országosan így is közel 70%-os megbízhatósági szintet értünk el.



2. ábra: Magyarország új, digitális térképezési módszerekkel előállított talajtípus térképe
Figure 2: New digital soil-type map of Hungary

2. táblázat: Az egyes talajtípusok térképi ábrázolásának megbízhatósága
Table 2: Mapping accuracy of each soil-type

Talajtípus	Megbízhatóság	Talajtípus	Megbízhatóság
Sziklás váz t.	49%	Mészlepedékes cs.t.	35%
Kavicsos váz t.	81%	Réti csernozjom t.	46%
Földes kopár	42%	Öntés csernozjom t.	58%
Futóhomok	59%	Szoloncák t.	100%
Humuszos homok	86%	Szoloncák-szolonyec t.	64%
Nyers öntés t.	61%	Réti szolonyec t.	53%
Humuszos öntés t.	69%	Sztyepp. réti szolonyec t.	74%
Humuszkarbonát t.	67%	Másodlagos szikes t.	100%
Rendzina t.	78%	Réti talaj komb.	42%
Erubáz t.	91%	Típusos réti t.	61%

A 2. táblázat (folytatás)

Table 2 (cont.)

Talajtípus	Megbízhatóság	Talajtípus	Megbízhatóság
Ranker t.	73%	Szoloncsákos réti t.	53%
Savanyú, nem podzolos b.e.t.	69%	Szolonyeces réti t.	39%
Podzolos b.e.t.	71%	Réti öntés t.	36%
Agyagbemosódásos b.e.t.	65%	Lápos réti t.	44%
Pszudoglejes b.e.t.	59%	Csernozjom réti t.	49%
Barnaföld	59%	Mohaláp t.	50%
Rozsdabarna e.t.	57%	Sikláp t.	87%
Kovánányos b.e.t.	79%	Telkesített láp t.	83%
Csernozjom b.e.t.	55%	Öntés erdő t.	52%
Karbonát-maradványos b.e.t.	46%	Lejtőhordalék e.t.	28%
Kilúgzott csernozjom t.	70%	Összes típus	67%

KONKLÚZIÓK

Az eredményekből többféle konklúzió vonható le. Módszertani szempontból fontos tanulság, hogy az objektum alapú, többlépcsős osztályozási módszerek számítástechnikai szempontból hatékonyabbak és jobb eredményt adnak, mint a pixel alapú, egylépcsős klasszifikációs eljárások. További fontos eredmény, hogy először sikerült olyan országos kiterjedésű és részletes talajtérképet készíteni, amelyik a mezőgazdasági és erdészeti adatbázisok egyesítésével és közös szakembergárdával készült. Így módon ez az első olyan országos talajtérkép, amit korlátozások nélkül lehet mezőgazdasági és erdészeti hasznosítási kérdések esetében felhasználni.

A sok háttéradat és a térkép robusztussága révén operatív felhasználhatósága is kiemelkedő. Ezt jól illusztrálja, hogy talajtérképünk alapadatként felhasználásra került az Országos Területrendezési Tervek (OTRT) 2015-ös megújításánál, valamint alapját képezte a NATÉR agráriumhoz kapcsolódó adatrétegeinek, mint a különböző növénykultúrák várható hozamainak becslésében használt egyik kiindulási adata.

További fontos eredmény, hogy a fő talajcsoportok és talajtípusok térképe – némi kartográfiai generalizálás után – fogja szolgáltatni a megújuló Nemzeti Atlaszunk talajokkal foglalkozó fejezetének térképeit.

Természetesen mindezek ellenére sem tekinthetjük a térképet végleges eredménynek. Tovább kell dolgozni a finomításon, hogy még jobban visszaadja talajaink térbeli változatosságát.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A munkát az Agrárklíma 2 projekt finanszírozta (VKSZ_2012-1-2013-0034).

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Babos I. (Szerk.) 1954: Magyarország táji erdőművelésének alapjai. Budapest, Mezőgazda Kiadó
- Babos I.; Horváthné dr. Prosz T.; Járó Z.; Király L.; Szodfridt I.; és Tóth B. 1966: Erdészeti termőhelyfeltárás és térképezés. Budapest, Akadémiai Kiadó
- Bakacsi Z.; Laborczi A.; Szabó J.; Takács K.; and Pásztor L. 2014: Az 1:100 000-es földtani térkép jelkulcsának és a FAO rendszer talajképző közet kódrendszerének javasolt megfeleltetése. *Agrokémia és Talajtan*, 63: 189–202.
- Baxter, S. 2007: Guidelines for Soil Description. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2006), pp. 108, US\$40.00. ISBN 92-5-1055-21-1. *Experimental Agriculture*, 43(02), 263. doi:10.1017/S0014479706384906
- Büttner, G.; Maucha, G.; Bíró, M.; Kosztra, B.; Pataki, R.; and Petrik, O. 2004: National land cover database at scale 1:50000 in Hungary. *EARSeL eProceedings*, 3, 323–330.
- Dokuchaev, V. V. 1899: A contribution to the theory of natural zones: Horizontal and vertical soil zones [In Russian]. St. Petersburg: Mayor's Office Press
- Gyalog, L. and Sikhegyi, F. 2005: Geological Map of Hungary, 1:100.000. Budapest: Geological Institute of Hungary. Retrieved from <http://loczy.mfgi.hu/ftd100/>
- Illés G.; Kovács G.; Laborczi A.; and Pásztor L. 2014: Zala megye egységes talajtípus adatbázisának összeállítása klaszifikációs eljárásokkal. *Erdészettudományi Közlemények*, 4(2): 55–64.
- Járó Z. 1963: Talajtípusok. Budapest, OEF
- Jeney I. és Jassó F. 1983: Magyarország genetikus talajtérképe (méterarány: 1:200.000). Budapest: Kartográfiai Vállalat
- Jenks, G. F. 1967: The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7(1), 186–190. doi:citeulike-article-id:8241517
- Makó A.; Tóth B.; Hernádi H.; Farkas C.; és Marth P. 2010: A Magyarországi Részletes Talajfizikai és Hidrológiai Adatbázis (MARTHA) bemutatása és annak alkalmazása más adatbázisokon kifejlesztett pedotranszfer függvények tesztelésére. *Agrokémia és Talajtan*, 59(1): 29–38. doi:10.1556/Agrokem.59.2010.1.4
- Mátyás Cs. 2015: Az alkalmazkodó erdőművelés támogatása: az „AGRÁRKLÍMA” projekt döntéstámogató rendszere. *Erdészeti Lapok*, 150 (4): 102-104.
- Michéli E.; Fuchs M.; Láng V.; Szegi T.; Dobos E. és Szabóné Kele G. 2015: Javaslat talajosztályozási rendszerünk megújítására: alapelvek, módszerek, alapegységek. *Agrokémia és Talajtan*, 64: 285–297.
- Pásztor, L.; Szabó, J.; Bakacsi, Z.; Matus, J.; and Laborczi, A. 2012: Compilation of 1:50,000 scale digital soil maps for Hungary based on the digital Kreybig soil information system. *Journal of Maps*, 8(3): 215–219. doi:10.1080/17445647.2012.705517
- Pentelényi A. és Scharek P. 2006: A talajvízszint mélysége a felszín alatt, 1:500.000. Budapest: MFGI. Retrieved from http://map.mfgi.hu/tvz_251020/
- Stefanovits P. 1972: Talajtan. Budapest, Mezőgazda Kiadó
- Szabolcs I. 1966: A genetikus üzemi talajtérképezés módszerekönyve. Budapest, OMMI.
- Szentimrey, T. and Bihari, Z. 2004: Mathematical background of the spatial interpolation methods and the software MISH (Meteorological Interpolation based on Surface Homogenized Data Basis). In *Proceedings from the Conference on Spatial Interpolation in Climatology and Meteorology*, Budapest, 17–27.
- Szodfridt I. 1993: Erdészeti termőhelyismeret-tan. Budapest, Mezőgazda Kiadó
- Trimble 2013: eCognition Developer User Guide. München: Trimble GmbH.
- Várallyay, G. 2002: Soil survey and soil monitoring in Hungary. *Eur. Soil Bur. Res. Rep*, 9: 139–149.
- Várallyay G.; Szűcs L.; Murányi A.; Rajkai K.; and Zilahy P. 1979: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talaj-tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. *Agrokémia És Talajtan*, 28: 363–384.

Érkezett: 2016. május 22.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

A KLÍMAVÁLTOZÁS FATERMÉSRE GYAKOROLT VÁRHATÓ HATÁSÁNAK BECSLÉSE AZ AGRATÉR PROJEKTBEN

Illés Gábor és Fonyó Tamás

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet

Kivonat

A klímaváltozás ténye világ és Európa szerte – így hazánkban is – egyaránt cselekvésre sarkallja a politikai, a szociális, a gazdasági és a tudományos élet szereplőit. Az AGRATÉR projekt a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer kialakítása során többek között arra vállalkozott, hogy megbecsülje a klímaváltozás várható fatermőképességre gyakorolt hatását. A vizsgálatok során a CarpatClim-Hu történeti meteorológiai adatbázis, továbbá az ALADIN és RegCM klíma modellek hazánkra készült becslései alapján értékeltük az erdészeti klímakategóriák területi elterjedésének változását. A fatermési adatokat az 1960-as évek elején, az úgynevezett bázisidőszakban létrejött jelenlegi VI. korosztály, illetve az 1990-es évek elején létrejött jelenlegi III. korosztály adatai szolgáltatták. Az 1961–1990, illetve az 1991–2010 időablakok közötti klimatikus változások, és a két időablakban keletkezett faállományok fatermése közötti különbségek értékelhetők. Az átlagos statisztikai különbségek projekciójával termőhelytípusonként adtunk becslést a fatermés változására a 2021–2050 és a 2071–2100 időablakokra vonatkozóan a klíma modellek által megadott klimatikus feltételek mellett. Az eredmények azt mutatták, hogy eltérő mértékben ugyan, de mindegyik jelentősebb fafajunk esetében várhatóan kedvezőtlenebbé válnak a fatermőképességi mutatók.

Kulcsszavak: klímaváltozás, fatermésváltozás, klímahatás vizsgálat

ASSESSING THE EXPECTED IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON FOREST YIELD POTENTIAL IN THE AGRAGIS PROJECT

Abstract

Climate change requires actions from political, social, economic, and scientific stakeholders. The AGRAGIS project during the development of National Adaptation Geo-information System aimed to assess the climate change induced potential impacts on yield conditions of forests. During the project on the basis of the historical meteorological database of the country (CarpatClim-Hu), and using the ALADIN and RegCM regional climate models we have assessed the expected forest climate zone shifts in Hungary. Yield data of forests as a baseline came from forest stands that were established in the early 1960s, which are being now the 6th age-class. Yield data for forests under changed conditions came from forest stands that were established in the early 1990s, which are being now the 3rd age-class. Climate change facts between the periods of 1961–1990 and 1991–2010 can be statistically evaluated in this way together with yield changes of forest stands. By the projection of average statistical differences according to site we can assess the expected changes in yield potential for future time windows of 2021–2050 and 2071–2100. Results showed that a drop is expected for all major species' yield potential to different extent under future climate conditions.

Keywords: climate change, yield change, climate change impact assessment

BEVEZETÉS

A klímaváltozás mindenkit, a társadalom egészét, a természeti és gazdasági rendszerek mindegyikét, így az agráriumot is érintő jelenség. Mindenkire és mindenre van és lesz hatása, ezért mindenkitől, legyen akár egyén, akár kontinensnyi ország alkalmazkodási stratégiát és az alkalmazkodást segítő cselekvést követel meg (Easterling és mtsai 2007).

Magyarországon az alkalmazkodást segíteni és a várható hatásokat csökkenteni hivatott döntések meghozatalát támogató szervezet, a Nemzeti Alkalmazkodási Központ (NAK). A NAK koordinálta több más projekt között az izlandi, lichteinsteini és norvég támogatásból (EGT finanszírozási mechanizmus) finanszírozott, a Regionális Környezetvédelmi Központ (REC) által felügyelt, 1,6 millió eurós projektet, mely a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer (NATÉR) létrehozására irányult.

A NATÉR létrehozását célzó projekt részeként a NAIK Erdészeti Tudományos Intézete, az Agrárgazdasági Kutatóintézet, és az MTA Ökológiai Kutatóközpont részvételével, valamint az MTA Agrártudományi Kutatóközpont vezetésével létrehozott egy konzorciumot, melynek célja volt a NATÉR kiterjesztése az agrár- és erdészeti szektorra (www.agrater.hu).

A NAIK ERTI feladata a projektben az volt, hogy az 1. ábrán látható CIVAS modell (Climate Impact and Vulnerability Assessment Scheme) alapján (IPCC, 2007), a rendelkezésre álló adatok felhasználásával mérje fel a klímaváltozás várható hatását az erdőgazdálkodásra a 8 legjelentősebb fafaj, ill. fafajcsoport tekintetében (akác – A; bükk – B; csertölgy – CS; erdeifenyő – EF; feketefenyő – FF; kocsánytalan tölgy – KTT; kocsányos tölgy – KST; nemes nyárak – NNY), továbbá becslést adjon az erdőterületek sérülékenységre vonatkozóan. Jelen tanulmányban klímaváltozás fatermésre gyakorolt várható hatásának vizsgálatát mutatjuk be.

Több hazai és nemzetközi tanulmány is foglalkozott az erdők és a klímaváltozás kapcsolatával, valamint a klímaváltozás erdőkre és erdőgazdálkodásra gyakorolt hatásával (Mátyás 2006; Mátyás és mtsai 2010). Ezek közül átfogó és szintetizáló jellege miatt mindenképpen érdemes kiemelni az IPCC jelentéseket, melyek közül legújabban az 5. jelentés 4. fejezete foglalkozik részletesebben a szárazföldi ökoszisztémákat – és köztük az erdőket – érő hatásokkal, sérülékenységükkel és alkalmazkodóképességüket meghatározó jellemzőkkel (Settele és mtsai 2014). A jelentés a legkiemelkedőbb kockázatok között említi a szárazföldi széntárolási kapacitás csökkenését, a mortalitás emelkedését és az erdőterület csökkenést, valamint az invazív, idegenhonos fajok előretörését.

Amíg a 2000-es évek elején több cikk is megjelent az erdei faállományok növekedési ütemének emelkedéséről (Spiecker 1999), addig jelenleg növekedéscsökkenésről és megemelkedett mortalitási rátáról adnak hírt (Allen és mtsai 2010; Anderegg és mtsai 2015; Luo és Chen 2015) leginkább, az aszályosság mértékének emelkedése miatt. Mindezek mellett, illetve az előbbieket erősítve erdeinkben fokozódik új károsítók megjelenésével a biotikus stressz, amit az egyre gyakoribb rendkívüli időjárási helyzetek súlyosbítanak (Yvette ciklon, jégtörések) (Bartholy és Pongrácz 2010; Spinoni és mtsai, 2015a; Szépszó és mtsai 2014). Ezekhez a hatásokhoz járul még több, elterjedési határhelyzetben lévő fafajunk esetében az area eltolódás kedvezőtlen hatása (Hlásny és mtsai 2014; Mátyás és Sun 2014). Habár a rendkívüli időjárási események predikciójára nem vállalozhatunk, a trendszerű változásokat a fatermőképességben megkíséreljük kimutatni és előrevetíteni összhangban a rendelkezésre álló klímamodell szimulációk eredményeivel (Hlásny és mtsai 2011; Somogyi 2008).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Klimatikus adatok

A vizsgálatokhoz használt klímaadatok egyfelől a havi bontású CarpatClim-Hu adatállomány történeti adatsorai az 1961–2010 közötti időszakból, melyet a NATÉR adatrendszeréből értünk el (Spinoni és mtsai 2015b). Havi átlaghőmérséklet és csapadékösszeg adatokból dolgoztunk az országot lefedő 1104 rácsponti adat felhasználásával. Egy pont kb. 8400 ha-t reprezentál, nagyjából $8,5 \times 10$ km-es cellákban. Ezt az adatállományt két részre bontottuk. Külön kezeltük az 1961–1990 időszak adatait, mint az ún. bázisidőszakot reprezentáló 30 évet. Emellett külön időszakként kezeltük az 1991–2010 közötti 20 éves időszakot, mint amelyben már érvényesülnek a klímaváltozás hatásai amelyeket számszerűsíteni igyekszünk. Emellett fel tudtunk használni két klímamodell, amelyek a jövőben várható klímaváltozás jellemzésére szolgáltak. Ezek voltak a Magyarországra adaptált regionális klímamodellek az ALADIN és a RegCM (J Bartholy és mtsai 2010; Horányi és mtsai 2011). E modellek két jövőbeli időablakra adnak becsléseket a várható klímamutatók tekintetében az A1B kibocsátási forgatókönyvet alkalmazva, a 2021–2050, illetve a 2071–2100 időszakokra.

A klimatikus paraméterekből azonban első lépésben a CIVAS modellnek megfelelően, olyan indikátort kell képezni, amely erdők esetében a klímaváltozás miatti kitettség (exposure) változását mérhetővé teszi (1. ábra).

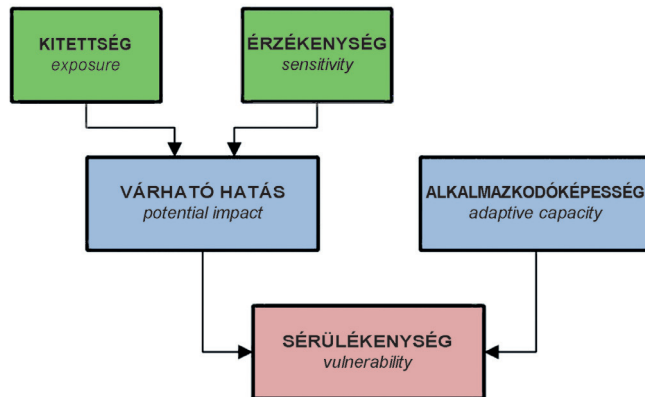
Olyan kitettség indikátort választottunk, ami a meglévő adatsorokból is előállítható volt és bizonyítható összefüggésben van az erdőterületek fatermési tulajdonságaival. Így végül a 2011-ben Führer és munkatársai által bevezetett FAI értéket választottuk kitettség indikátornak (Führer és mtsai 2011).

Vizsgálatainkban úgy jártunk el, hogy elfogadtuk a FAI értékeinek szerzők által javasolt kategorizálását, amellyel a hosszútávon ható klimatikus feltételeket megfeleltetik az erdészeti gyakorlatban használatos erdőklíma besorolásoknak. Így módon lehetőségünk volt a bázis időszakban jellemző klimatikus feltételeket, illetve az előrevetített két jövőbeli időablakban jellemző klimatikus feltételeket megfeleltetni az erdészeti klímátípusoknak (Mátyás 1996).

A vizsgálatokban a klímátípusokat és meghatározó FAI értékeit számokkal jelöltük:

- 1 – bükkös klíma (B) $4,75 \leq \text{FAI}$;
- 2 – gyertyános-tölgyes klíma (GYT) $4,75 < \text{FAI} \leq 6,00$;
- 3 – cseres, ill. kocsánytalan tölgyes klíma (CST) $6,00 < \text{FAI} \leq 7,25$;
- 4 – erdősztyepp klíma (ESZTY) $7,25 < \text{FAI}$.

A klímátípusok eltolódása jól jellemzi a klimatikus kitettség változását. Ezért a kitettség térképek előállítása során azt ábrázoltuk, hogy egy adott területen az erdőklíma várhatóan hogyan változik (2. ábra). A térképeken a jelkulcs ezért az eltolódást adja meg a RegCM és az ALADIN modellek alapján. Például a 11-es kód azt jelenti, hogy a területen a klímátípus bükkös volt és bükkös maradt, míg a 34-es kód azt jelenti, hogy a klímátípus cseres, ill. kocsánytalan tölgyes volt és erdősztyepp lett. A változásokat mindig két szomszédos időablak között kell érteni, vagyis pl.: az 2021–2050 közötti időszak 30 éves előrejelzett átlaga és a 2071–2100 közötti előrejelzett 30 év átlaga közötti különbség.



1. ábra: A klímaváltozással szembeni sérülékenységelemzés elvi felépítése (CIVAS modell)
Figure 1: Climate Impact and Vulnerability Assessment Scheme

A faállományt jellemző adatok

Mérlegelések és tesztvizsgálatok után arra jutottunk, hogy a fatermési osztály alkalmas legjobban jelen esetben a várható hatás indikációjára, mert segítségével kortól függetlenül össze lehet hasonlítani ugyanazon fafaj esetében a különböző termőhelyi csoportokat. Másfelől ez a változó jól beleivódott az erdőgazdasági szemléletbe és a későbbiekben ezek alapján ökonómiai modellek is illeszthetők a jelenlegi becslésekhez.

A továbbiakban úgy jártunk el, hogy a fatermési osztály fafajonkénti (8 faj) változását igyekeztünk előre becsülni a klímaváltozás függvényében. Ehhez a klímaváltozást jellemző klímatispus értéken kívül a talajtípus, a termőréteg vastagság és a textúra osztály értékeit használtuk fel.

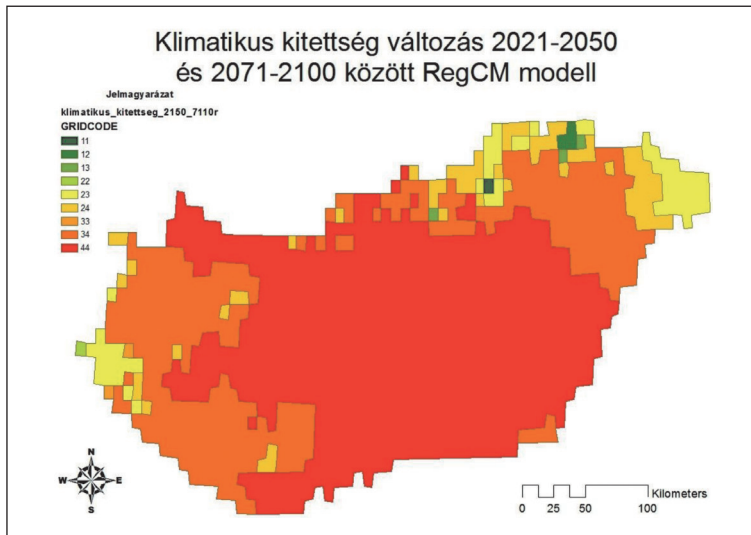
Fatermési osztály és változásának becslése

A fatermési osztály tehát a termőhelyek fatermesztés szempontjából történő értékelését teszi lehetővé. Elvben korfüggetlen és a sokszor nehezen összemérhető direkt mennyiségi értékeken túlmenően – pl.: élőfakészlet – minőségi értékkel is bír.

A fatermési osztályok térbeli becsléséhez elsőként meg kellett határozni fafajonként a bázis időszakra jellemző fatermési potenciált. Mivel a termőhely nagyban befolyásolja a fatermés értékét, így ezt a bázisvonal meghatározást termőhely függővé tettük, ahol is a talajtípust, a termőréteg vastagságot és a textúra osztályt vettük még figyelembe a klímatispuson kívül.

Ezáltal létrejött a fatermést leginkább befolyásoló adatrétegek rendszere. A bázisvonal meghatározásához ezek után a 2006. évi erdőrészlet adatállomány alapján a korábbi, Föld-rendszer projekt (www.foldrendszer.hu) keretében készített statisztikák eredményeiből leválogattuk azokat az eredményeket, amelyek a vizsgálatba vont fafajokból álltak és elegyarányuk 75%, vagy nagyobb volt, továbbá teljes életciklusukat a bázis időszak elején kezdték, vagyis fatermési szempontból a bázisidőszakban álltak be, 1961 és 1990 között. Ez korosztály a fenti feltételekkel szűkítve durván 30 ezer rekord által reprezentált.

A korosztályon belül a 8 faj esetében ezek után statisztikailag elemeztük, hogy az általuk jellemzően elfoglalt termőhelyeken az egyes klímatispusokban milyen fatermési osztály értéket értek el. Ugyanígy jártunk el a vizsgálatba vont fafajok 1991-2010 közötti időszakban létrejött faállományával is, kb. 50 000 rekord.



2. ábra: A klimatikus kitettség változása 2021–2050 és 2071–2100 között a RegCM modell alapján
Figure 2: Change in climatic exposure according to RegCM climate modell between 2021–2050 and 2071–2100

A fenti két adatállomány statisztikai összevetése gyakorlatilag a klímában bekövetkezett változások fatermési következményeit mutatja.

A következő lépésben felhasználtuk a klímaváltozás következtében létrejövő klímátípus eltolódási mátrixot, vagyis azt a térbeli mintázatot, ahogyan az egyes klímátípusok eltolódnak az időablakok között (2. ábra).

A fatermési osztály eltolódás becslése ezek után térben többé-kevésbé explicit módon és a termőhelytípusok különbségeinek figyelembe vételével történhetett.

- Az 1961–1990 és az 1991–2010 időszakok közötti klímátípus eltolódásból értékelhető volt, hogy egyes termőhelyeken fafajonként milyen következménnyel jár egy klímátípus váltás, vagyis pl.: bükkösből gyertyános tölgyes, vagy cseres, ill. kocsánytalan tölgyesből erdősztyepp lesz a klímakategória (<http://www.ertigis.hu/gisalkalmazasok/AGRATER/>). Azt is értékelni tudtuk, hogy mi történik azokon a területeken, ahol nem vált a klímátípus, csak a klímátípuson belül van némi sodródás – ez utóbbit a FAI változásával mérhetjük, tehát pl.: bükkös volt és bükkös maradt, de kicsit melegebb és szárazabb. (Megjegyezzük, hogy olyan eset nem volt a történeti időszakokban 1961-től 2010-ig, ahol két időablak között (1961–1990, ill. 1991–2010) egyszerre két klímátípusnyi változás történt. Ezzel szemben a projektált jövőbeni időablakok esetén nemegyszer két klímátípusnyi ugrás is előfordult. Ez esetben a későbbiekben úgy jártunk el, hogy lépcsőzetesen érvényesítettük a hatást, tehát pl.: bükkösből cseres, ill. kocsánytalan tölgyes = bükkösből gyertyános-tölgyes + gyertyános-tölgyesből cseres, ill. kocsánytalan tölgyes).
- Fafajonként a jelen állapotból kiindulva előreléptettük a klímátípus eltolódásból származó fatermési osztály változást. Ha például a bükkösből gyertyános tölgyes klímátípusba történő átlépés a bükk esetében szignifikánsan $-0,5$ fatermési osztálynyi változást jelentett, akkor ezt érvényesítettük az aktuális állapothoz képest, ha pedig a gyertyános-tölgyesből cseres, ill. kocsánytalan tölgyes irányába tett váltás -2 fatermési osztály különbséget eredményezett az adott termőhelyen, akkor azt a különbséget érvényesítettük.

Ezáltal a jövőben várható fatermési osztály térképek fafajonként és termőhelytípusonként álltak elő az egyes időablakokra.

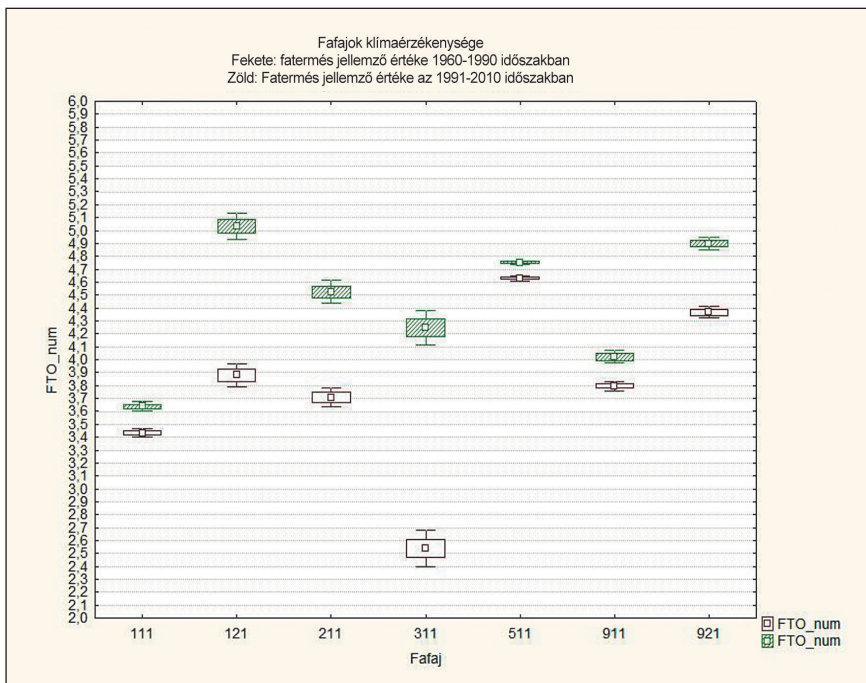
Sok esetben a klímátípus váltással és a klímátípuson belüli fatermési osztály eltolódással bőven kifutunk az elméleti természetességi határból. Az adott fafaj számára alkalmatlan területeken a VI. fatermési osztálytól lefelé már nincsenek fokozatok, vagyis onnan az adott fafaj nagy valószínűséggel kiszorul.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az eredmények azt mutatták, hogy klímaérzékenységben jelentős eltérések vannak a fajok között (3. ábra). A klímaérzékenység tapasztalt mértéke és iránya is jól összevág azzal a képpel, ami ezeknek a fafajoknak az általános klímaigényével kapcsolatban a szakirodalomban fellelhető (Gencsi és Vancsura 1997) Legérzékenyebb a bükk, őt követi a kocsánytalan tölgy és a cser. Mérsékeltlen érzékeny a feketefenyő és az erdei fenyő, míg kevésbé érzékeny az akác, a kocsányos tölgy.

A klímátípus váltás a fafajok esetében szignifikáns változást hozott a fatermési osztályok jellemző értékeiben. A bükk esetében majdnem 2 fatermési osztály, a kocsánytalan tölgy és a cser esetében durván 1, míg a feketefenyő esetében 0,5 fatermési osztálynyi csökkenést jelentett az 1961–1990 és az 1991–2010 közötti időszakok alatt realizálódott klímaváltozás.

A várható fatermésre gyakorolt hatásokat fafajonként és termőhelytípusonként térképen ábrázolva térben is láthatóvá válik, mely területeket érint generálisan hátrányosan a klímaváltozás a fatermesztés szempontjából. Egy ilyen példát mutat a 4. és 5. ábra, amelyeken a kocsánytalan tölgy bázisidőszaki és a 2021–2050 közötti időablakra vonatkozó fatermési potenciálja látható a RegCM (RCM) klímamodell alapján. Ilyen térképpárok fafajonkénti értékelésével tudjuk nagyobb területi egységekre, tájakra nagyságrendileg becsülni a fatermési potenciál változásából eredő és várható hatásokat.



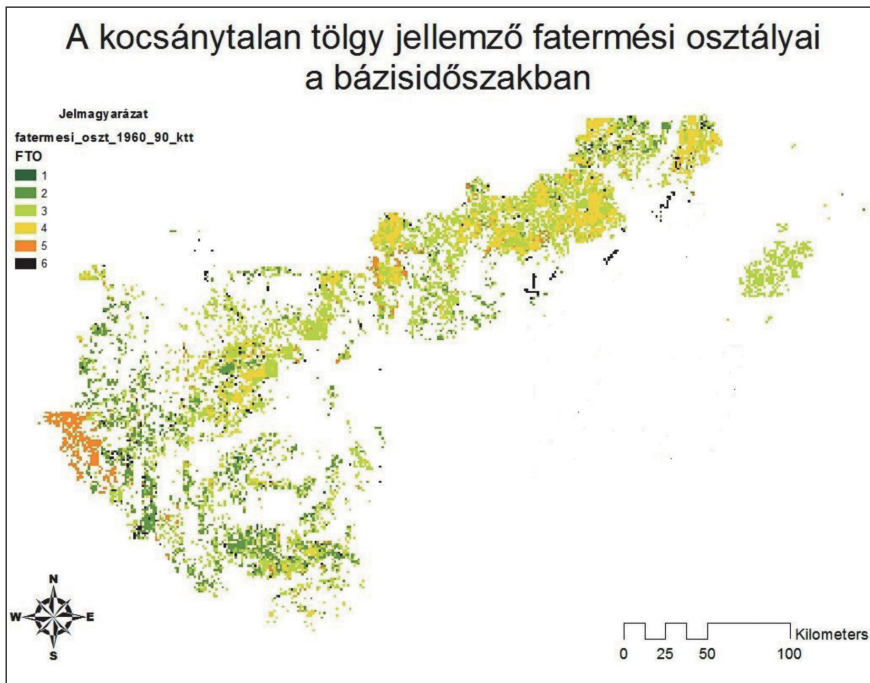
3. ábra: A főfafajok összesített klímaérzékenysége a bázisidőszak és az 1991–2010 időszak közötti tény klímادات alapján (111-KST; 121-KTT; 211-CS; 311-B; 511-A; 911-EF; 921-FF)

Figure 3: Summarized climate sensitivity of main species according to base period and the climatic data of 1991–2010 (111-Qu. robur; 121-Qu. petraea; 211-Qu. cerris; 311-F. sylvatica; 511-R. pseudoacacia; 911-P. sylvestris; 921-P. nigra)

A 4. ábrán látható, hogy a kocsánytalan tölgy szempontjából a legkedvezőbb termőhelyek a dunántúli, illetve a középhegységi erdőterületeken találhatóak. A változó vízellátású és a sekély termőrétegű területeken a kocsánytalan tölgyesek gyenge fatermőképességgel jellemezhetők.

A RegCM klímamodell alapján becsült jövőbeli jellemző fatermőképességi erélyt ábrázoló 5. ábra alapján a korábbi fatermési mintázat átrendeződése prognosztizálható. Jelentősen visszaeshet a kocsánytalan tölgyek fatermőképessége a domb és hegyvidékek esetében egyaránt. Ezen belül is jelentősen növekedhet a VI. fatermési osztályba kerülő faállományok mennyisége.

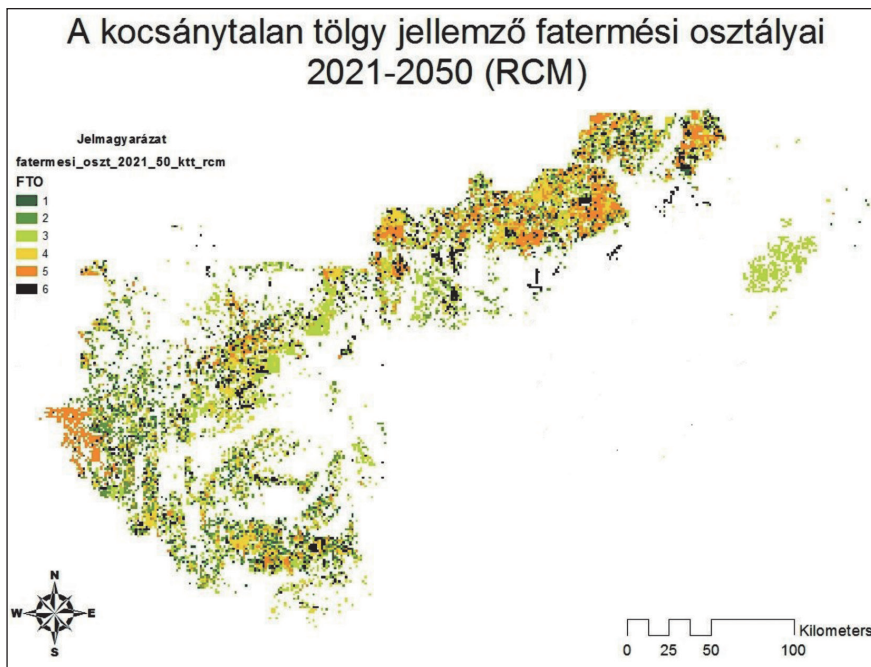
A 4. és 5. ábrákhoz hasonló becsléseket a nyolc fő állományalkotó fajajunkra készítettünk mind az ALADIN, mind a RegCM klímamodellek adatai alapján a két jövőbeli időablakra vonatkozóan (2021–2050 és 2071–2100) egyaránt. A becslések térképi eredményeit e helyen nem közöljük, de azok megtekinthetők a www.ertigis.hu oldalon az AGRATÉR projekt térképszolgáltatásai között. Ugyanitt a két felhasznált klímamodell szerinti klímatispus eltolódások is tanulmányozhatók abban a 8x10 km-es felbontásban, amelyben ezek a modellek rendelkezésre állnak.



4. ábra: A kocsánytalan tölgy jellemző fatermési osztályai a fajra jellemző termőhelyeken a bázisidőszakra (1961–1990) vonatkozóan

Figure 4: Specific yield classes on specific sites for *Qu. petraea* characterizing the base period (1961–1990)

A fajokra, ill. fajcsoportokra vonatkozó becsléseink alapján azt látjuk, hogy amennyiben a vizsgált két klímamodellnek megfelelően alakulnak a klimatikus feltételek hazánkban, akkor generálisan, az erdőterületek kb. ¾-ét kitevő faállománytípusaink fatermése jelentősen lecsökken. A kocsánytalan tölgyön kívül erősen visszaeshet a bükkösök, de még a cseresek fatermése is, továbbá érzékenyen reagálnak a nemesnyarak, valamint az erdei- és feketefenyő. Legkisebb vátozást nem meglepő módon az akác és a kocsányos tölgy mutat, ami ezen két faj klímával való lazább, míg más termőhelyi paraméterekkel szembeni szorosabb kötődésével magyarázható.



5. ábra: A kocsánytalan tölgy jellemző fatermési osztályai a fajra jellemző termőhelyeken a 2021–2050 időszakra vonatkozóan a RegCM klímamodell alapján

Figure 5: Specific yield classes on specific sites for *Qu. petraea* characterizing the future period of 2021–2050 according to RegCM climate model

KONKLÚZIÓK

A vizsgálat során kapott eredmények jól összevágznak a klímaváltozás erdészeti ágazatra várt hatását elemző más tanulmányokkal, különösen az AGRÁRKLÍMA 1 projekt keretében az erdők produkciós viszonyainak becslését célzó kutatások eredményeivel. Az eddigi eredmények mutatják, hogy lehetséges megfelelő módszert találni a jövőbeli változások becslésére, ami statisztikai alapon értékelhetővé teszi a változást. Mindazonáltal fontos kiemelni, hogy az egyes fajok esetében akár jelentős eltérések is lehetnek az egyes klímamodellek alapján prognosztizált várható hatások mértékében és irányában egyaránt. Másfelől a klimatikus modellek térbeli felbontása homogenizálhatja a klímaváltozás lokális hatásainak érvényesülését. Ezért egy adott területre és fajra nézve is soha nem egyes becslések adatait, hanem több becslés összesített (ensemble) adatát célszerű felhasználni és a trendeket értékelni az abszolút értékben vett, egyedileg projektált változások helyett. Éppen ezért a jelenlegi két klímamodellre épülő becslést még nem tartjuk elegendőnek a regionális és fajokra vonatkozó trendek véglegesítésében, így a továbbiakban mind a klímamodellek számát, mind a becslések módszereit növelni és finomítani kell, hogy a gazdálkodás jövőbeli tervezéséhez megfelelően szűk hibahatárral lehessen a várható hatásokat országos szinten értékelni és felhasználni a stratégiai tervezésben.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás lichtensteini, izlandi és norvég támogatásból valósult meg (EEA Grants), az AGRATÉR (A NATÉR kiterjesztése az agrár-szektorban) projekt keretében és az EGT finanszírozási mechanizmus 2009-2014, Alkalmazkodás az éghajlatváltozáshoz Magyarországon programja keretében, a Regionális Környezetvédelmi Központ közreműködésével. Projektazonosító: C12-12.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Allen, C. D.; Macalady, A. K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; McDowell, N.; Venetier, M. and Cobb, N. 2010: A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.001
- Anderegg, W. R. L.; Hicke, J. A.; Fisher, R. A.; Allen, C. D.; Aukema, J.; Bentz, B.; and Zeppel, M. 2015: Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist*. doi:10.1111/nph.13477
- Bartholy, J. and Pongrácz, R. 2010a: Analysis of precipitation conditions for the Carpathian Basin based on extreme indices in the 20th century and climate simulations for 2050 and 2100. *Physics and Chemistry of the Earth*, 35(1-2), 43–51. doi:10.1016/j.pce.2010.03.011
- Bartholy J., Pongrácz R. and Torma C. 2010b: A Kárpát-medencében 2021-2050-re várható regionális éghajlatváltozás RegCM-szimulációk alapján. "Klíma-21" Füzetek, 60, 3–13.
- Easterling, W.; Aggarwal, P.; Batima, P.; Brander, K.; Erda, L.; Howden, M.; Kirilenko, A.; Morton, J.; Soussana, J.-F.; Schmidhuber, J. and Tubiello, F. 2007: Food, fibre and forest products. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 273–313. Retrieved from <http://gala.gre.ac.uk/2359/>
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A. and Szabados, I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás*, 115(3), 205–216.
- Gencsi L. és Vancsura R. 1997: *Dendrológia* (2. ed.). Mezőgazda Kiadó.
- Hlásny, T.; Barcza, Z.; Fabrika, M.; Balazs, B.; Churkina, G.; Pajtik, J. and Turcani, M. 2011: Climate change impacts on growth and carbon balance of forests in Central Europe. *Climate Research*, 47(3), 219–236. doi:10.3354/cr01024
- Hlásny, T.; Mátyás, Cs.; Seidl, R.; Kulla, L.; Merganičová, K.; Trombik, J. and Konôpka, B. 2014: Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the options for adaptation? *Forestry Journal*, 60(1), 5–18. doi:10.2478/forj-2014-0001
- Horányi, A.; Mile, M.; and SzuCs, M. 2011: Latest developments around the ALADIN operational short-range ensemble prediction system in Hungary. *Tellus, Series A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 63(3), 642–651. doi:10.1111/j.1600-0870.2011.00518.x
- IPCC. 2007: *IPCC Fourth Assessment Report (AR4)*. IPCC, 1, 976. doi:ISSN: 02767783
- Luo, Y. and Chen, H. Y. H. 2015: Climate change-associated tree mortality increases without decreasing water availability. *Ecology Letters*. doi:10.1111/ele.12500
- Mátyás, Cs. 2006: Migratory , genetic and phenetic response potential of forest tree populations facing climate change. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 2, 33–46.
- Mátyás, Cs.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Móricz, N. and Rasztoivits, E. 2010: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 6, 91–110.
- Mátyás, Cs. and Sun, G. 2014: Forests in a water limited world under climate change. *Environmental Research Letters*, 9(8), 085001. doi:10.1088/1748-9326/9/8/085001
- Settele, J.; Scholes, R. J.; Betts, R.; Bunn, S.; Leadley, P.; Nepstad, D. and Tobaoda, M. S. 2014: Chapter 4. Terrestrial and Inland Water Systems. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 271–359. doi:31 March 2014
- Somogyi, Z. 2008: Recent trends of tree growth in relation to climate change in Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.*, 4, 17–27.



- Spiecker, H. 1999: Overview of recent growth trends in European forests. *Water, Air and Soil Pollution*, 116(1-2): 33–46. doi:10.1023/a:1005205515952
- Spinoni, J.; Lakatos, M.; Szentimrey, T.; Bihari, Z.; Szalai, S.; Vogt, J. and Antofie, T. 2015a: Heat and cold waves trends in the Carpathian Region from 1961 to 2010. *International Journal of Climatology*, 35(14), 4197–4209. doi:10.1002/joc.4279
- Spinoni, J.; Szalai, S.; Szentimrey, T.; Lakatos, M.; Bihari, Z.; Nagy, A. and Vogt, J. 2015b: Climate of the Carpathian Region in the period 1961-2010: Climatologies and trends of 10 variables. *International Journal of Climatology*, 35(7): 1322–1341. doi:10.1002/joc.4059
- Szépszó, G.; Lingemann, I.; Klein, B. and Kovács, M. 2014: Impact of climate change on hydrological conditions of Rhine and Upper Danube rivers based on the results of regional climate and hydrological models. *Natural Hazards*, 72(1): 241–262. doi:10.1007/s11069-013-0987-1

Érkezett: 2016. május 6.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

HAZAI BÜKKÖSÖK KÖRLAP-NÖVEKEDÉSÉNEK TRENDJEI A VÁLTOZÓ KLÍMA TÜKRÉBEN

Garamszegi Balázs¹ és Kern Zoltán²

¹ELTE TTK Meteorológiai Tanszék

²Földtani és Geokémiai Intézet, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, MTA

Kivonat

Tanulmányunkban egy dunántúli és két északi-középhegységi mintaterület négy különböző korú bükkös állományából származó, reprezentatív mintafákon vizsgáltuk a körlap-növedékek sok évtizedes adatsorát. A vizsgált bükkösök kortól és élőhelytől függetlenül a növekedés lassulását, sőt az esetek többségében növedékcsökkenést mutattak az elmúlt 30-40 év során. Bár a jelenség köthető a klimatikus viszonyok kedvezőtlen irányú változásához, a növekedés és a vizsgált aszályindexek (pár)évtizedes trendjei között egyértelmű lineáris kapcsolat nem állapítható meg.

Kulcsszavak: bükk, körlap-növedék, aszály, éghajlat, EQ, FAI

BASAL AREA GROWTH TRENDS OF HUNGARIAN BEECH FORESTS IN A CHANGING CLIMATE

Abstract

Multidecadal trends of mean basal area increments of beech from three sites and four different stand ages were investigated in Western and Northern Hungary. Regardless location and age, our findings show a slowdown in growth or even significant increment decrease for the past 30–40 years. Although the phenomenon is connected to unfavorable changes of climatic conditions, no clear linear relationship can be detected between the decadal trends of increments and the widely used forest aridity indices.

Keywords: beech, basal area increment, drought, climate, EQ, FAI

BEVEZETÉS

A mérsékelt övi fás szárú vegetációt érő környezeti hatások egyik reprezentatív és könnyen értelmezhető indikátorainak tekinthetjük az évgyűrűket (Grynaeus és mtsai 1994). Az évgyűrű-elemzés, azaz a dendrokronológia nagy előnye, hogy „expedíció-szerű” mintavételezések során, olyan helyeken is lehetővé teszi a hosszabb időskálán zajló folyamatok (pl. klímaváltozás) vizsgálatát, ahonnan más, rendszeresen gyűjtött információk (pl. fenológiai megfigyelések) nem állnak rendelkezésre. Az évgyűrűszélességekből jó köze-

lítéssel származtathatunk körlap-növedék adatokat is, amelyek magasabb dimenziójuk és számítási módjuk révén kiegyenlítettebben, a rövidebb időskálán jelentkező „zajoktól” megszűrve írják le az egyes fák, illetve faállományok növekedési viszonyait, lehetőséget adva a termőhely termőképességében és a fák vitalitásában bekövetkező szignifikáns változások megbízhatóbb felismerésére (Jump és mtsai 2006; Piovesan és mtsai 2008; Gillner és mtsai 2013). A klímaváltozás tükrében fokozott figyelmet kapnak a hazai bükkösök. Jelen tanulmány három magyarországi bükkösből származó reprezentatív mintafákon elemzi az elmúlt 60–110 éves időszak mellmagassági évgyűrűszélességeinek adataiból számolt, átlagos körlap-növekedésben azonosított trendeket. Az növekedés és meteorológiai változók éves skálán azonosítható változékonysága közötti kapcsolatot külön tanulmányban kerül majd kiértékelésre.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A körlap-növedék adatsorokat a helyi klimatikus viszonyokkal, illetve azok változásaival hasonlítottuk össze. A különböző földrajzi elhelyezkedésű mintaterületek egyben különböző korú állományokat is jelentettek. Az egyik mintaterületről származó növedék-méréseket a kormegoszlás alapján két további rész-adatsorra osztottuk, lehetőséget adva ezáltal az eredmények tér- és időbeli értékelésére, összevetésére is.

Mintaterületek és éghajlati jellemzésük

A mintaterületek kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy kis számosságuk ellenére is képviseljék a hazai bükk előfordulás több helyszínét, különös tekintettel a (szárazsági) előfordulási határ közelében található állományokra. A vizsgált három mintaterületből kettő az Északi-középhegységéből, a Bükkből (maly, befa), egy pedig a Dunántúlról, a Keszthelyi-hegységéből (rezi) származott (1. táblázat). A különböző mintaterületek a földrajzi távolság ellenére számos jellemzőjükben (pl. a talajtípus és a lejtőkiettség) hasonlóságot mutattak, így az éghajlati különbségek fokozott érvényesülését várhattuk.

1. táblázat: A mintaterületek fekvése, valamint a bükkös állományok és a vizsgált mintafák néhány jellemzőjének összehasonlítása
Table 1: Location of sample sites and comparison of some stand characteristics (exposure, soil type, mixing species, age of sample trees etc.)

	maly1, 2	befa	rezi
Erdőrészlet	Mályinka 16/J, 17	Bélapátfalva 52/A	Rezi 15/D
Tszfm	500 m	500 m	200 m
Kiettség	É	ÉNy	ÉK
Talajtípus	ABET, barnaföld	barnaföld	barnaföld
Bükk elegyarány	85-100%	80%	69% (FELSZ)
Elegyfajok	(KTT)	KTT, GY	CS, GY
Vizsgált fák kora	110–115, 80–85	55–65	80–100
Átlagos átmérő	48 cm	29 cm	43 cm
Átlagmagasság	31 m	21 m	28 m
Mintavétel éve	2010, 2015	2012	2014

Napjainkban a klímaváltozás iránti fokozott érdeklődés nyomán egyre rutinszerűbbé válik a különböző éghajlati adatsorok használata, beleértve a jövőre vonatkozó modellszimulációk eredményeit is. Nem szabad azonban megfeledkeznünk arról, hogy a viszonyítási alap, a múltbeli éghajlat pontos ismerete sem minden esetben triviális, különösen olyan lokális, sokszor igen változatos domborzati viszonyok között fekvő területeken, mint egy-egy erdőrészlet, nem beszélve az állomány saját éghajlat-szabályozó hatásáról.

Munkánk során a Magyarország területére jelenleg elérhető legpontosabbnak ítélt CARPATCLIM adatbázis éghajlati adatait használtuk (Szalai és mtsai 2013). Az adatbázis $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ -os, azaz nagyjából 10×10 km-es felbontású rácshálóra interpolált klímaadatokat tartalmaz az 1961 és 2010 közötti időszakra, melyek előzőleg homogenizált, nagy számú mért adaton alapulnak. A mintaterületek jellemzésére a hozzájuk legközelebb fekvő rácspontok adatait használtuk, két részre bontva az 50 éves adatsort, érzékeltetve ezzel a elmúlt félszáz év éghajlati változásait (2. táblázat). Az általános jellemzés során – csakúgy, mint a növedékgörbék menetének klimatikus viszonyokkal való összehasonlításánál – kiemelt figyelmet kaptak a szakirodalomban (különösen a bükk kapcsán) előszeretettel használt klímaindexek, így mindenképp az EQ Ellenberg-hányados (Ellenberg 1988), valamint a FAI aszályindex (Führer 2010; Führer és mtsai 2011).

2. táblázat: A mintaterületek éghajlati jellemzése (éves átlaghőmérséklet, éves csapadékösszeg, EQ és FAI klímaindexek) az 1961–1985 illetve az 1986–2010-ig terjedő 25 éves időszakok során (adatok forrása: CARPATCLIM)

Table 2: Selected climate variables for the study sites over the 25-year periods of 1961–1985 and 1986–2010 (T_{ann} : annual mean temperature, P_{ann} : annual precipitation sum, EQ: Ellenberg quotient (Ellenberg 1988), FAI: forest aridity index (Führer et al. 2011); data source: CARPATCLIM)

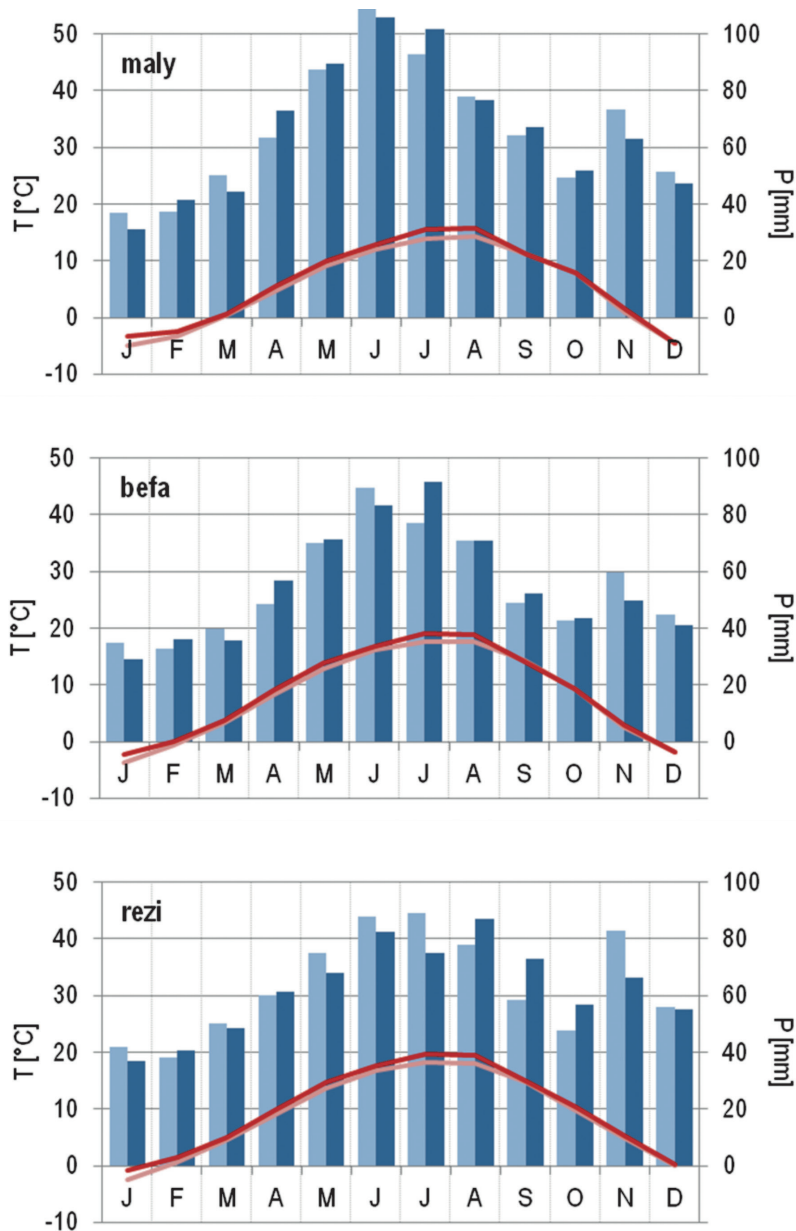
	maly		befa		rezi	
	1961–'85	'86–2010	1961–'85	'86–2010	1961–'85	'86–2010
T_{ann}	5,1 °C	5,9 °C	8,0 °C	8,6 °C	9,0 °C	9,8 °C
P_{ann}	800 mm	803 mm	659 mm	661 mm	765 mm	751 mm
EQ	17,4	19,3	26,7	28,8	24,0	26,2
FAI	3,03	3,17	4,57	4,64	4,35	5,05

A táblázat adatai alapján a mintaterületeken az éves átlaghőmérséklet $0,6$ – $0,8$ °C-ot emelkedett az elmúlt kb. 50 év során, miközben az éves csapadékösszeg a bükki területeken gyakorlatilag nem változott, kisebb csökkenés (kb. $-1,8\%$) egyedül rezi esetén volt megfigyelhető. Ennél árnyaltabb klimatikus jellemzést ad az aszályindexek használata. A $FAI < 4,75$ bükkös klíma határérték mellett (Führer és mtsai 2011) a maly és a befa mintaterületek a vizsgált 50 év során végig a bükkös klímazónán belül helyezkedtek el – noha utóbbi a határérték szoros közelében –, míg a rezi mintaterület éghajlatát 1986–2010 között már a gyertyános-tölgyes klímaosztály jellemezte. Az $EQ < 30$ határérték (Ellenberg 1988) szerint azonban a két 25 éves periódus átlagában mindhárom mintaterületen végig bükkös klíma uralkodott. Ez a különbség elsősorban az indexek különböző számítási módjának, az éghajlat változásának nem egyenletes éven belüli eloszlásának köszönhető. Részletesebb, havi adatok és változások éven belüli eloszlása az 1. ábrán láthatóak.

A 2. táblázat adataiból az is kiténik, hogy a CARPATCLIM számos előnye ellenére, még a sűrű, 10 km-es felbontás mellett is észrevehető torzítást eredményezhet az éghajlati adatmezőben. Így a maly mintaterületen a hőmérsékleti adatokat (és ezzel egyben az EQ és FAI értékeket is), annak magasságfüggése miatt minden bizonnyal alulbecsülte, lévén, hogy a vonatkozó grid-cella nagyobb része már a Bükk-fennsík szintjébe esik, míg a vizsgált állományok valójában a bükki kövek lábánál találhatóak.

Az éves átlaghőmérséklet és csapadékösszeg praktikus szempontok szerint elenyésző információt nyújt a klímaváltozásról, és kompakt formájuk miatt az aszályindexek is csak sejtetni engedik az éven belüli éghajlati változékonyságot. A klímadiagramokról látható, hogy a melegedés első sorban a téli és a nyári időszakban

következett be, míg az átmeneti hónapok hőmérséklete nem változott jelentősen. A csapadék tekintetében a bükki területeken a júliusi csapadék növekedése szembetűnő, míg rezi esetén az éves csapadék őszi hónapokra való látványos eltolódása figyelhető meg, ami a fák vegetációs időszakai vízigénye szempontjából a változások kedvezőtlen irányát jelöli.



1. ábra: Mintaterületi klímadiagramok, a változó éghajlat éven belüli „dinamikája”. A világos színek az 1961-1985-ös, a sötét színek az 1986-2010-es időszakot mutatják

Figure 1: Study site climate diagrams, representing the intra-annual 'dynamics' of the changing stand climate. Light colors refer to the period of 1961-1985, darker colors to 1986-2010.

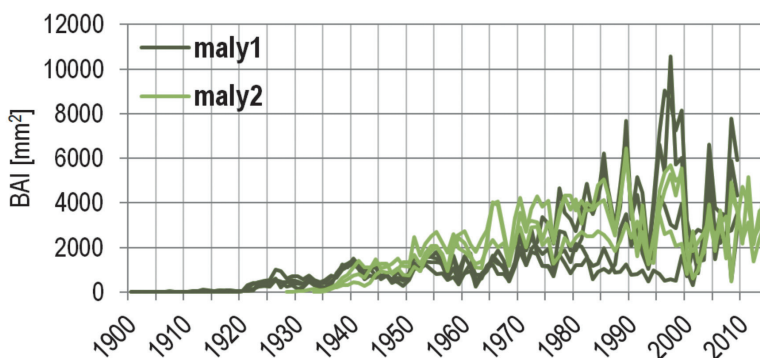
Mérés és adatfeldolgozás

Mintaterületenként hét-hét uralkodó magassági osztályú fából, mellmagasságból (~1,3 m) vett korongokat vizsgáltunk. A minták feldolgozását, az évgűrűszélességek mérését és a hibás adatok kiszűrését standard dendrokronológiai módszerek szerint végeztük. A korongokat az Eötvös Loránd Tudományegyetem Őslénytani Tanszékén található Budapest Tree-Ring Laboratory labor körülményei között vizsgáltuk (Kázmér és Grynaeus 2003), az évgűrűszélességeket Rinntech TSAP-Win 4.67 szoftver segítségével, LINTAB mérőasztalon, 2–2 sugár mentén, századmilliméteres pontossággal rögzítettük. A nyers kronológiák különböző hosszúságú időszakokat fedtek le. A maly fák együttesen az 1897-2014, a befa az 1947-2011, a rezi adatok pedig az 1921-2014 közötti éveket fedték le. A rezi mintákról a mérések során kiderült, hogy mindegyiküket drasztikusan érintette a korai 2000-es évek aszályait követő dunántúli bükk-pusztulás. A mintafák egy része a kitermelés előtti, akár 5–6 év során már nem növesztett mikroszkóp alatt felismerhető évgűrűket, vagy a gombakárosítoktól elszíneződött, beteg szövetű növedéket rakott magára.

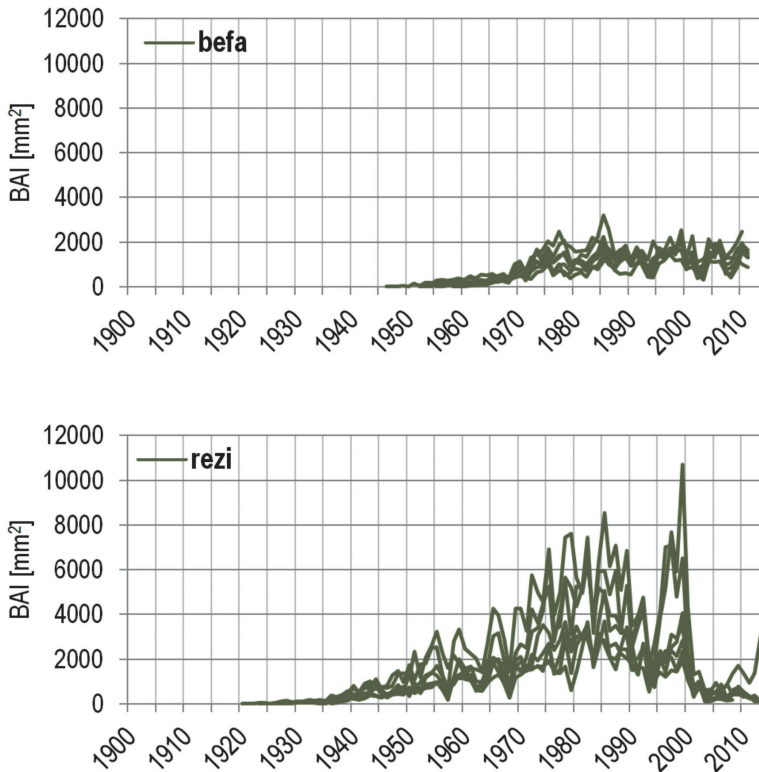
Az évgűrűket szabályos körvgűrűkként közelítve, a TSAP program segítségével, az alábbi képlet szerint származtathattuk a fák területi növedékének adatsorát:

$$BAI(i) = \pi \left(\sum_{j=1}^i TRW(j) \right)^2 - \pi \left(\sum_{j=1}^{i-1} TRW(j) \right)^2$$

ahol BAI az éves körlep-növedék, TRW pedig az egyes évekhez tartozó évgűrű-szélesség ($TRW(0)=0$). Az így kapott adatsorokat mintaterületenként és korosztályonként (maly1/2, befa, rezi) átlagoltuk. Az azonos korosztályba sorolt mintafák mellmagassági növekedése a kezdeti különbségek ellenére gyorsan szinkronizálódott, így az átlagok torzulása az első néhány év kivételével elhanyagolható. Az egyes mintafák növedékgörbéjének alakulását a 2. ábra mutatja. Az Eredmények részben közölt adatokat a könnyebb értelmezhetőség végett mozgóátlaggal simítottuk, illetve a növekedési trendek kimutatására időszakosként illesztett lineáris regressziót alkalmaztunk.



2. ábra: Az egyes mintafák körlep-növedékének alakulása
 Figure 2: Basal area increments of individual sample trees



2. ábra folytatása
Figure 2 Continue

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

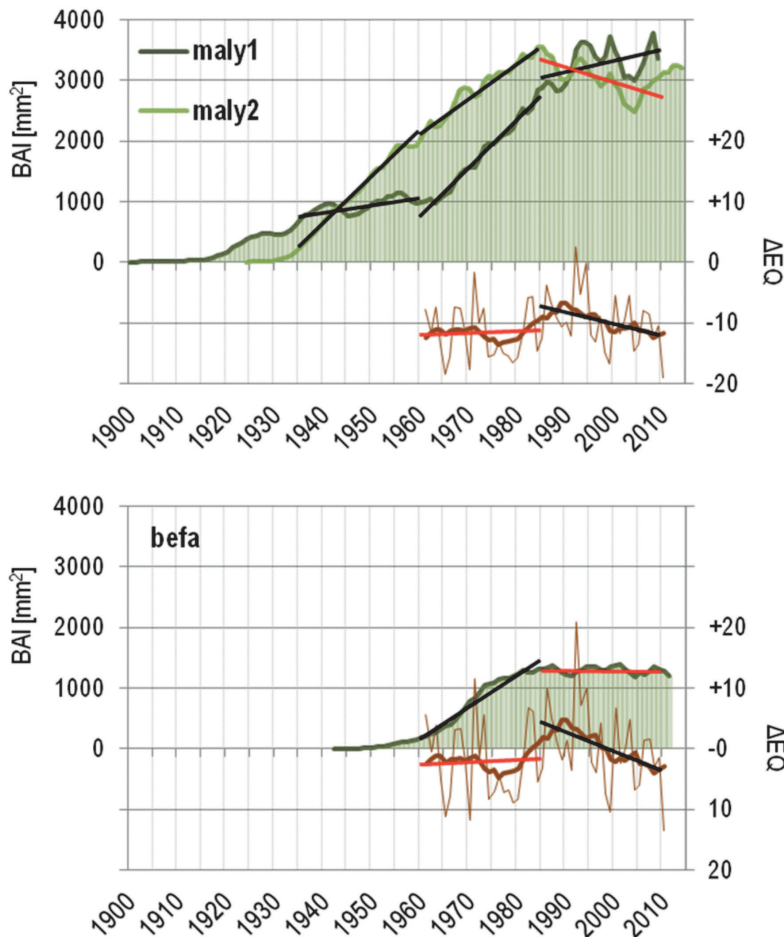
A vázolt eredmények az állományra jellemző átlagos körlap-növedékek, valamint az EQ klímaindex 30-as határértéktől vett eltéréseinek 10 éves mozgóátlag adatsorának vizuális összehasonlításából és szakaszos regresszió-vizsgálatából származnak (3. ábra). A regressziós egyenesek illesztését az éghajlati adatsorok hosszához igazodva, az éghajlati jellemzéshez hasonlóan 25 éves időszakokra végeztük el.

A környűrűk területe és a fatörzs középpontjából vont sugár között fennálló matematikai összefüggés értelmében az éves körlap-növedék folyamatosan növekedhet, még a faegyed öregedésével fokozatosan csökkenő évgűrű-szélességek mellett is. Így a területi növedékgörbe kulminációja (és esetleges csökkenése) optimális körülmények között csak a faegyed élete végéhez közeledve következik be (Gillner és mtsai 2013).

A fák korától függetlenül mindhárom mintaterület, illetve mind a négy állomány esetén a növekedés lassulása volt megfigyelhető az elmúlt 30–40 év során. Érdekes összehasonlítni például a fiatal befa állományt a maly2 vagy rezi állományok hasonló életkorban mutatott növekedési erélyével. A relatív növekedés általában nem csak lassult, de pl. a rezi bükkfák esetén már 1980-as évektől drasztikus csökkenésbe váltott át, jóval megelőzve ezzel az új évezred elején bekövetkezett pusztulásukat és az 1990-es évek eleji aszályos éveket is. Ez alátámaszthatja Gillner és munkatársainak (2013) állítását, miszerint a faegyedek pusztulását jóval, akár évtizedekkel is megelőzi a körlap-növedékek csökkenő trendje, ami így akár prognosztikus jelentőséggel is bírhat az állományokban bekövetkezendő mortalitási eseményeket illetően. Utóbbi egyben utalhat arra is, hogy a

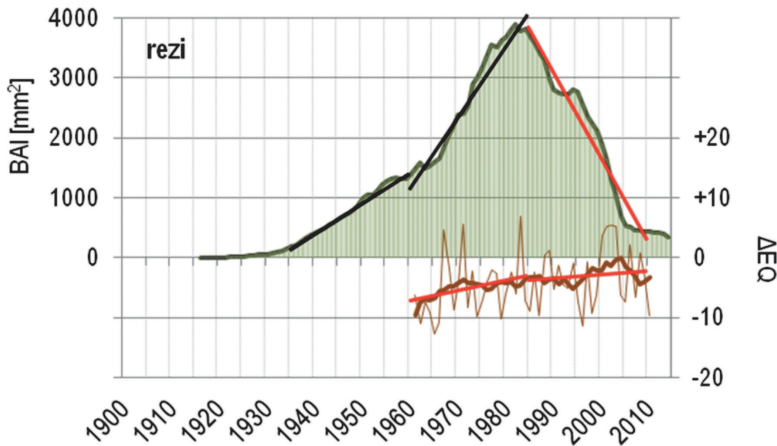
tömeges pusztulások tényleges okai jóval hosszabb távú kedvezőtlen (klimatikus) folyamatokban keresendők az állomány látszólag rohamos gyengülését eredményező rövidebb aszályperiódusoknál. Ennek ellenére az ezredfordulót követő aszályos évek, ha nem is szembetűnően, de kisebb visszaesést eredményezve mind-egyik bükkös növekedés-görbéjében nyomot hagytak, amellett, hogy az idősebb fák növekménye az utolsó évtizedekre jóval ingadozóbbá vált (ld. maly1, maly2).

A növekedés múlt század végi lassulása a vizsgált mintaállományok történetében gyakorlatilag precedens nélküli, egyedül az öregebb maly1 adatsorban figyelhető meg a növekedés lassulásának egy „sikeresen átvészelt”, korábbi, 20. század közepi szakasza, melyhez azonban a felhasznált klímaadatok időbeli korlátozottsága miatt nem tudunk éghajlati jellemzést társítani. A rezizhez hasonló mértékű csökkenés, mely a vizsgált fák pusztulásához vezetett, a másik két mintaterület esetén nem következett be.



3. ábra: Az átlagos körlep-növekedések mintaterületenként, 10 éves mozgóátlaggal simítva (zölddel), valamint az Ellenberg-hányadosnak az EQ=30 szárazsági határértéktől vett éves eltérései és szintén 10 éves mozgóátlaguk (barna vonalak). A lineáris regressziós egyenesek rendre az 1935–1960, 1961–1985 és 1986–2010-es, 25 éves periódusokra illeszkednek. A piros szakaszok a bükk növekedésére nézve kedvezőtlen trendeket – növekedéscsökkenés, illetve szárazodás – mutatják

Figure 3: Mean basal area increments for the studied stands, smoothed by 10-year moving averages (green line) and annual deviation of Ellenberg quotient from the EQ=30 indicating beech xeric limit (Ellenberg 1988), smoothed also by 10-year moving averages (brown lines). Linear trends are plotted for the 25-year periods of 1935–1960, 1961–1985 and 1986–2010. Red lines represent tendencies those are unfavorable for beech – decrease in increments and amplifying drought conditions



3. ábra folytatása
Figure 3 Continue

Az itt leírtak európai viszonylatban sem előzmény nélküliek. A növekedés ütemének azonos irányú változásait figyelték meg Jump és munkatársai (2006) dél-pireneusi szárazsági határon fekvő bükkösökben az 1970-es évek végétől kezdődően és részben hasonló eredményekről számoltak be Piovesan és munkatársai (2008) egy apennini bükkös „őserdőből”. De csak szűkebb hazánkban maradván, a bükkösök növekedés-csökkenésére figyelmeztetnek Führer és munkatársai (2016) is a Soproni-hegységből. Az itt leírtak tükrében érdekességnek számíthat, hogy a szintén déli elterjedési határhoz tartozó, bár magasabban fekvő – és így a vertikális helyzetből adódóan eltérő ökológiai adottságok között fejlődő – balkáni bükkösökben a növekedés gyorsulását figyelték meg a szárazodó klíma ellenére éppen a múlt század végére (Tegel és mtsai 2014).

Elsőre talán meglepő eredményeket kapunk, ha a növekedésgörbéket összehasonlítjuk az Ellenberg-hányados értékeinek alakulásával. A CARPATCLIM adatok alapján, 10 éves mozgóátlagban egyedül a befa állomány klímája haladta meg az EQ=30 szárazsági határértéket. Mint arra korábban utaltunk, ez részben a klímaindexek eltérő számítási módjából adódik. Az éves csapadékösszeget használó EQ nem veszi figyelembe a csapadék éven belüli eloszlásának kedvezőtlen átrendeződését, holott a vegetációs időszak megfelelő szakaszában hulló csapadék jóval fontosabb és pontosabb mutató a növekedésre nézve (pl. Garamszegi és Kern 2014; Führer és mtsai 2016). Az indexek „pontatlanságánál” azonban valószínűleg még fontosabb ok, hogy az egyes területekhez, a különböző állományokhoz más-más klimatikus határérték társítható, a „kőbe vésett”, uniform határok valójában inkább csak közelítő jellegűek (Mellert és mtsai 2016).

Megfigyelhető az is, hogy a növekedés lassulásának időszaka nem feltétlenül esik egybe a termőhely szárazodásával. A növekedési erély visszaesése, illetve a növekedéscsökkenés kezdete ugyan nagy valószínűséggel a '70-es évek végének és a '80-as éveknek a kedvezőtlen éghajlati trendjeihez köthető, mégis a jelenség kiteljesedése később, az 1986-2010-es időszak (legalábbis a bükki állományok esetében) újra kedvezőbbé váló klimatikus körülményei között ment végbe. A növekedés lassulását egyébként majd minden állomány esetében a szárazodás ellenére a növekedési erély fokozódása előzte meg az 1961–1985-ös periódusra illesztett trendvonalak alapján.

Az eredmények alátámasztják a környezeti változások erdőkre, köztük a bükkösökre gyakorolt hatását, igazolva ezzel az ezirányú kutatások fontosságát és létjogosultságát. Az eredmények általánosításához ugyanakkor további, magasabb mintaszám melletti és bővebb térbeli kiterjesztésű kutatómunkára lehet szükség, amely egyben támpontot nyújthat a magyarországi bükkösök klímaváltozás hatásainak szempontjából történő komparatív feltérképezésére is (vö. Horváth és Máttyás 2014; Máttyás 2016).

ÖSSZEFOGLALÁS

Az évgyűrűk szélessége jól mérhető és könnyen elemezhető indikátorai a fákat érő környezeti hatásoknak, ráadásul a belőlük származtatott körlap-növedékek használata jól közelíti az állományok fatömeg-gyapodását és egészségi állapotát, lehetővé téve a gyakorlatban könnyebben alkalmazható következtetések levonását. Mindhárom vizsgált hazai bükkös állomány esetén, kortól és élőhelytől függetlenül a területi növekedés lassulása, ill. az éves növedék csökkenése volt megfigyelhető az elmúlt 3–4 évtized során. A legtöretlenebb szárazodást mutató rezi állomány bükkfaiban a növedékgörbe drasztikus csökkenése korai előjelét adta az állomány rohamos gyengülésének és a fák későbbi, 2000-es évek elején bekövetkezett pusztulásának.

A növedékeknek a fentebb vázolt trendjeinek éghajlati eseményekhez való társítása ugyanakkor különböző nehézségeket vont maga után. Bár az eredmények alapján nagy bizonyossággal állítható, hogy a növedék visszaesése az éghajlat kedvezőtlen megváltozásának, szárazodásának köszönhető, a különböző állományok különböző mértékű (nemlineáris) válasza és az állományklíma leírására használt klímaindexek eltérő érzékenysége miatt egyértelmű éghajlati „küszöbértékek” nem húzhatók meg.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A bükk mintákat az Északerdő Zrt. mályinkai, az Egererdő Zrt. egri, a Bakonyerdő Zrt. keszthelyi erdészeinek és Dr. Palcsu Lászlónak (MTA ATOMKI) köszönhetjük. Köszönjük Dr. Führer Ernő (NAIK ERTI) értékes szakmai tanácsait, javaslatait. A kutatást az MTA „Lendület” program (LP 2012 27/2012) támogatta. Ez a közlemény a 2ka Palæoclimatology Kutatócsoport 37. számú publikációja és a Budapest Tree-Ring Laboratory 28. számú publikációja.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ellenberg, H. 1988: Vegetation ecology of Central Europe. Cambridge University Press
- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. Klíma 21-füzetek, 61: 98–107.
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A. and Szabados, I. 2011: Application of new aridity index in Hungarian forestry practice. Időjárás, 115: 205–216.
- Führer, E.; Edelényi, M.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Jereb, L.; Kern, Z.; Mórting, A.; Szabados, I. and Pödör, Z. 2016: Effect of weather conditions on annual and intra-annual basal area increments of a beech stand in Sopron Mountains in Hungary. Időjárás, in press
- Garamszegi, B. and Kern, Z. 2014: Climate influence on radial growth of *Fagus sylvatica* growing near the edge of its distribution in Bukk Mts., Hungary. Dendrobiology, 72: 93–102.
- Gillner, S.; Rüger, N.; Roloff, A. and Berger, U. 2013: Low relative growth rates predict future mortality of common beech (*Fagus sylvatica* L.). Forest Ecology and Management, 302: 372–378.
- Grynaeus A.; Horváth E. and Szabados I. 1994: Az évgyűrű mint természetes információhordozó. Erdészeti Lapok 129: 203–205.
- Horváth A. és Mátyás Cs. 2014: Növedékcsökkenés előrevetítése egy bükk származási kísérlet alapján. Erdészettudományi Közlemények, 4: 91–99.
- Jump, A.S.; Hunt, J.M. and Peñuelas, J. 2006: Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. Global Change Biology, 12: 2163–2174.
- Kázmér, M. and Grynaeus, A. 2003: The Budapest Tree-Ring Laboratory. Association for Tree-Ring Research, Newsletter 1: 5–6.
- Mátyás Cs. 2016: Az erdészeti szaporítóanyag megválasztása a klímaváltozás fényében. Erdészeti Lapok, 151: 78–82.



- Mellert, K.H.; Ewald, J.; Hornstein, D.; Dorado-Liñán, I.; Jantsch, M.; Taeger, S.; Menzel, A. and Kölling, C. 2016: Climatic marginality: a new metric for the susceptibility of tree species to warming exemplified by *Fagus sylvatica* (L.) and Ellenberg's quotient. *European Journal of Forest Research*, 135: 137–152.
- Piovesan, G.; Biondi, F.; Di Filippo, A.; Alessandrini, A. and Magueri M. 2008: Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of the central Apennines, Italy. *Global Change Biology*, 14: 1265–1281.
- 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.; Nejedlik, P.; Stastny, P.; Mikulova, K.; Nabyvanets, I.; Skyryk, O. and Krakovskaya, S. 2013: Climate of the Greater Carpathian Region. Final Technical Report, www.carpatclim-eu.org
- Tegel, W.; Seim, A.; Hakelberg, D.; Hoffmann, S.; Panev, M.; Westphal, T. and Büntgen, U. 2014: A recent growth increase of European beech (*Fagus sylvatica* L.) at its Mediterranean distribution limit contradicts drought stress. *European Journal of Forest Research*, 133: 61–71.

Érkezett: 2016. április 15.
Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

50 ÉV BIOTIKUS KÁRAI A MAGYAR BÜKKÖSÖKBEN

Janik Gergely¹, Hirka Anikó², Koltay András², Juhász János³ és Csóka György²

¹KEFAG Zrt.

²NAIK ERTI, Erdővédelmi Osztály

³NAIK ERTI, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

Kivonat

Az ERTI Erdővédelmi Figyelő-Jelzőszolgálati Rendszer erdővédelmi jelzőlap adatainak feldolgozásával vizsgáltuk az elmúlt 50 év bükk állományokat érintő biotikus erdőkárait. Ismertettük a kártípusok idősorait, majd aszályindexekkel vetettük össze eredményeinket. A károk mértéke és gyakorisága az 1980-as évek közepétől megnövekedett. A bükkpusztulás esetében nagyobb kiterjedésű károk akkor jelentkeztek, ha az aszályindex értékek 2 egymást követő évben bizonyos értékeket meghaladtak.

Kulcsszavak: bükk, biotikus károk, kárdinamika, aszály index, klímaváltozás

50 YEARS BIOTIC DAMAGE IN THE HUNGARIAN BEECH FORESTS

Abstract

We examined the database of the Forest Research Institute derived from the reports of the forest-managers. We indicated the important pest and pathogen damage areas from the last 50 years. We also compared the data to drought-indexes. The frequency and severity of damages increased from the mid-1980's. The beech-decline occurred on larger areas, if the values of the drought indexes were above certain values in the predecesing 2 years.

Keywords: beech, biotic damage, damage-dynamics, drought index, climate change

BEVEZETÉS

A klímaváltozás jelensége ma már az átlagember számára is érzékelhető, erdeinkben pedig az elmúlt évtizedekben egyértelmű hatásokat váltott ki, ráadásul várhatóan a jövőben a jelenség erősödésére kell számítanunk (Mátyás és mtsai 2010). A klímaváltozás erdőkre gyakorolt hatásai közül az extrém események meghatározóbbak, mint az átlagok emelkedései (Rasztovits és mtsai 2014). A szélsőséges időjárási események közvetlen károkat okoznak, de miattuk az állományok egészségi állapota is romlik (Csóka és mtsai 2009).

Ezen kívül a változások a bükk areáját különféleképpen érintik, de Magyarországon, a faj szászarsági határán csak negatív hatásokkal számolhatunk (Mátyás és mtsai 2009; Czúcz és mtsai 2011; Bosela és mtsai 2016).

A bükk faj területaránya Magyarország erdeiben 5,9%, fakészlet-aránya pedig 10,7% a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Erdészeti Igazgatósága 2015-ös adatai szerint (Wisnovszky 2015). Klímajelző fajokként a bükkön jelentkező erdővédelmi problémák — abiotikus károk, károsítók, kórokozók — jelentősége is nagy, és sokan foglalkoztak e témakörrel (Tuzson 1931; Szontagh 1960; Igmándy 1964; Mátyás 1965; Kiss 1972; Tóth 1979; Eke és Varga 1981; Szabó 1991; 1993; Barton 1997). Különösen annak fényében fontos figyelemmel kísérnünk a bükköseinkben előforduló egyre gyakoribb erdőkárokat (Csóka 1997; Koltay 2006; Hirka és Csóka 2010), hogy az elmúlt két évtizedben globális léptékben és jelentős mértékben változott meg a klíma (Trenberth és mtsai 2007; Michel és Seidling 2014). A bükk klímáérzékenysége miatt az eljövendő évtizedekre előrejelzett klimatikus változások következményeként bizonyára számítanunk kell erdőklíma-övének és így magának a faj elterjedésének visszaszorulására (Berki és mtsai 2007; Cannell és Sparks 2008; Führer és mtsai 2011; Garamszegi és Kern 2014), illetve egészségi állapotának romlására. Egyes előrejelzések szerint a bükkösök erdőgazdasági hozama 7,5%-kal csökkenhet 2065-ig (Führer és mtsai 2013). Ugyanakkor hazai bükkös származásaink Nyugat-Európa számára az aridabb körülményekhez alkalmazkodott szaporítóanyag forrásai lehetnek a jövőben (Führer és mtsai 2010).

Jelen munkánkban összefoglaljuk a magyarországi bükkösökben jellemző biotikus kártípusokat, és az érintett kárterületek nagyságának időbeli változásait, majd az összesített károkat és a bükkpusztulás adatait összevetjük a klímaváltozás okozta aszály-események idősoráival.

Az Erdészeti Tudományos Intézet Erdővédelmi Osztálya 1962-től kezdődően 50 éven keresztül, egészen 2011-ig gondozta az erdőgazdálkodók által beküldött erdővédelmi jelzőlapok rendszerét. Összegezte, elemezte azokat, és évente prognózist készített a várható erdőkárokról vonatkozóan. Az erdővédelmi kárbejelentő lapok rendszerét 2012-től a NÉBIH Erdészeti Igazgatósága kezeli, ezen alapul az Országos Erdőkár Nyilvántartási Rendszer. Az adatok feldolgozását és az Erdővédelmi Prognózis készítését az Erdészeti igazgatóság és a NAIK ERTI Erdővédelmi Osztálya közösen végzi.

A gyűjtött adatok alapján alkalmunk nyílt a bükkösök adatsorainak áttanulmányozására és az eddigi tapasztalatok összegzésére, valamint a káradatok összevetésére az elmúlt évtizedek meteorológiai adataival.

IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A bükkösök szakirodalmában több alkalommal is beszámol a fajra érintő jelentős károkról, ezek időrendi sorrendben:

Nyugat-Európában és Észak-Amerikában majdhogyan egyszerre figyeltek fel a múlt század első harmadában az úgynevezett bükk-kéregbetegségre. A jelenség az Európában őshonos bükk-gyapjaspajzstetűhöz (*Cryptococcus fagisuga* Lindinger, 1936) köthetik, amely legfőbb vektora a *Nectria coccinea* (Pers.) Fr., 1849 gombafajnak, amely a felrepedező és nedvedző kéregsebeket okozza. Észak-Amerikában invazív volta miatt azóta is súlyos problémát okoz bükk állományokban (Ehrlich 1934; Perrin 1983; Ramirez és mtsai 2006). Ebben a kárfolyamatban a fák előzetes legyengülését okozó környezeti tényezők fontos szerepét mutatták ki (Lonsdale 1980). Németországban megfigyelték, hogy a tünetegyüttes összefügg az aszályos időjárással (Schmutterer 1974). A német területeken az 1990-es évek közepén ismét kiterjedt a betegség, melynek vizsgálata során a faegyedek populáción belüli fogékonyságának genetikai összefüggéseit is kimutatták (Gora és mtsai 1994a; Krabel és Petercord 2000).

Németországban már az 1950-es évek elejétől kezdődően komoly károkat okozott a zöld karcsúdíszbogár (*Agilus viridis* (L., 1758)), akkor a fertőzött fák döntésével, fogófák alkalmazásával igyekeztek enyhíteni a károkat (Kamp 1956).

Szintén a nyugat-európai erdőkben figyelték meg egyes fitoftóra-fajok kártételét, amelyben vektorként a már említett zöld karcsúdíszbogár is részt vett. A csapadékos időjárás iniciálta a folyamatot, melyben a fitoftóra először a gyökérzetet pusztítja. Ezt a kárlefolási típust 1981–1983 között, valamint 1994–1995 között is megfigyelték (Hartmann és Blank 1998). A legutóbbi németországi fitoftórás bükkpusztulások időpontjai: 2003–2004 (Schröter és mtsai 2004) és 2007–2008 (Petercord 2008; Jung 2009). Az 1980-as évektől kezdve Lengyelországban is megfigyelték ezt a kártípust (Nowakowska és Oszako 2008).

Emellett a zöld karcsúdíszbogár a bóbítás bükkszúval (*Taphrorychus bicolor* (Hbst., 1793)) együtt aszálykárokat követő, elsősorban kigyérült állományokat sújtó bükkpusztulási folyamatban is részt vehet (Schönherr és mtsai. 1983). Ez a kárforma Németországban 2003-ban volt nagyon erőteljes (Delb 2006). Horvátországban 2003-ban ugyanezt a jelenséget tapasztalták (Hrašovec és mtsai 2005).

1999–2000-ben jelent meg a bükkpusztulás Romániában, ahol egyszerre több rovarkártevő és gombakórokozó fellépése volt megfigyelhető. A károkat 2 évnyi aszály és késői fagyok előzték meg (Chira és mtsai 2003).

A bükkösökben jelentkező erdőkárokról, ezen belül a bükkpusztulásra hazánkban először Tuzson (1931) hívta fel a figyelmet. A hazai szakirodalom említést tesz a zöld karcsúdíszbogár károsításairól 1932–1933-ban, és 1954-ben (Győrfi 1963).

Magyarországon a Nyugat-Európában tapasztalhatóhoz hasonló bükkpusztulás az 1980-as évektől jelentkezett. Hazai viszonyaink között azonban némileg különböző módon épült fel a folyamat, ekkor a fő inicializáló faktornak Pagony (1989) a kései fagyokat és az aszályt tartotta, amelyet a kárláncolatban xylofág rovarok kártétele követ.

Ezen időszakról kezdve nagyobb figyelem irányult bükköseink erdővédelmi problémáira, és az ERTI Erdővédelmi Osztálya monitoring-hálózat kiépítését kezdte meg. Az első parcellák még 1989-ben létesültek. A hálózat fokozatosan bővült, és mára jelentős mennyiségű adat gyűlt össze a mintafák egészségi állapotáról, melyek már korábban is számos publikáció megszületését tették lehetővé (Leskó 1993; Leskó 1995; Szontagh 1986; 1987; 1989a; 1989b; Tóth és mtsai 1995).

2003-ban és 2004-ben a bükkpusztulás ismét jelentős méreteket öltött, elsősorban Zala megyében (Góber 2005). Ezekben az extrazonális, klimatikus hatásoknak különösen kitett termőhelyeken aszályos időszakok követően rovarkártevők és egy gombafaj együttes fellépése okozott állomány szintű pusztulásokat (Lakatos és Molnár 2009).

A jelzőlapok adataiban külön nem kimutatható ugyan, de a legutóbbi években a klímaváltozással összefüggően a korábbi időszakokban bükkösökben egyébként ritka kártípusok is előfordulnak. Legjelentősebb ilyen esemény a gyapjaslepke (*Lymantria dispar* Linnaeus, 1758) tarrágása volt a hazai bükkösökben, amely faj eredendően tölgyesekben jellemző, lévén fő tápnövénye a csertölgy (Csóka és mtsai 2008). Ez a jelenség korábban csak igen ritkán volt megfigyelhető, kivételesen erős tömegszaporodás esetén (Győrfi 1963; Szontagh 1986). A 2003–2006 közötti tömegszaporodáskor viszont nagyobb tengerszint feletti magasságban is erős kártételre volt képes a faj, például a bakonyi bükkösökben (Csóka és mtsai 2015).

MÓDSZER

A vizsgálat alapjául az erdőkárok adatsorának azt a részét választottuk, amelyben az adatok kezelése az Erdővédelmi Figyelő-Jelzőszolgálati Rendszer keretében az ERTI feladata volt. Mivel a fejlesztések az adatstruktúrát is érintették, az újabb jelentések nehezen fésülhetők össze a régebbiekkal. Ez az időszak 1962-től 2011-ig tartott, azaz kereken 50 évig.

A jelzőlapokat az említett időszakban évente 4 alkalommal az erdőgazdálkodók töltötték ki és küldték be.

A jelentésekben szereplő paraméterek:

- a károsítás megnevezése
- a károsítással érintett terület hektárban
- a károsítás mértéke (erős, közepes és gyenge kategóriákban)
- az észlelés időpontja
- az esetleges védekezés módja és területe hektárban

Az adatok az egykori ÁESZ (később MGSZH, NÉBIH) Erdészeti Igazgatóságok illetékességi területei szerinti bontásban kerültek rögzítésre, emiatt a területi kimutatásokban így közöljük az adatokat (1. ábra).

A bükkpusztulás kártípus esetében szükségesnek tartottuk az adatokat meteorológiai jellemzőkkel összevetni, mivel a jelenség nem egy károsító faj populációjának dinamikájától függ, hanem több károsító és egy kórokozó is részt vesz benne. Emiatt feltételeztük, hogy a különböző fajok populációdinamikai ingadozásai egymást jobban kiegyenlítve a klimatikus hatások jobb megfigyelhetőségét eredményezik.

A meteorológiai adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálattól, a TÁMOP Agrárklíma 2 és Földrendszer projektek keretein belül sikerült beszereznünk, az 1961-től 2010-ig terjedő időszakra, a NAIK ERTI Erdővédelmi Osztályának mintaterületeire. Mivel a bükkpusztulás mértéke Zala megyében volt a legnagyobb, ezért itt a meteorológiai adatháló mintapontjai közül azt az ötöt választottuk ki, amelyeken Zalában bükkösök találhatóak (Zalaegerszeg, Szentpéterföldre, Liszó és Zajk községhatárokból).

Ezen kívül jelentős bükkpusztulás fordult elő az 1990-es évek elején az Északi-középhegységben, az egykori ÁESZ (MGSZH, NÉBIH) Egri Igazgatóságának területén. Innen 3 mintaterületünk időjárás adatait használtuk fel, Felsőtárkány és Gyöngyössolymos községhatárokból.

Az országos átlaghoz való viszonyításhoz mind a 32 bükkös mintaterületünkre megkapott adatok átlagából számítottuk az ország teljes bükkös területére vonatkoztatott aszályindexeket.

Ezen adatok átlagából számítottuk ki a megye bükköseire jellemző Pálfai-féle aszályindexet (PAI), illetve az erdészeti aszályindexet (FAI), amelyekkel a klímahatást, azon belül az aszályosság mértékét jelenítettük meg (Pálfai 1990; Führer és mtsai 2011).



1. ábra: Az egykori ÁESZ (MGSZH, NÉBIH) Igazgatóságok. (1 = Budapesti Igazgatóság; 2 = Veszprémi Igazgatóság; 3 = Szombathelyi Igazgatóság; 4 = Zalaegerszegi Igazgatóság; 5 = Kaposvári Igazgatóság; 6 = Pécsi Igazgatóság; 7 = Kecskeméti Igazgatóság; 8 = Debreceni Igazgatóság; 9 = Miskolci Igazgatóság; 10 = Egri Igazgatóság)

Figure 1: The districts of the forestry directorates: (1 = Directorate of Budapest; 2 = Directorate of Veszprém; 3 = Directorate of Szombathely; 4 = Directorate of Zalaegerszeg; 5 = Directorate of Kaposvár; 6 = Directorate of Pécs; 7 = Directorate of Kecskemét; 8 = Directorate of Debrecen; 9 = Directorate of Miskolc; 10 = Directorate of Eger)

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az 1. táblázatot és az ábrázolt adatsorokat (2–5. ábra) áttekintve láthatjuk, hogy a bükkösökre napjainkban jellemző biotikus károsítókról 1962 és 1980 között nem érkezett jelentés. Ezt tekinthetjük úgy, hogy az erdőgazdálkodók számára jelentéktelen volt ebben az időszakban az említett kártípusok mértéke és területi kiterjedése egyaránt. Továbbá látható, hogy a legnagyobb összesített kárterülettel a viszonylag csekély súlyú károkat okozó szívó rovarok rendelkeztek.

Az 1980-as évektől jelennek meg az első káradatok, kezdetben szórványosan, majd az időszak vége felé közeledve a legtöbb kártípus esetében a jelentések rendszeresebbé váltak. Általánosságban kijelenthetjük, hogy a károk gyakorisága és mértéke az 1980 előtti időszakhoz képest jelentősen megnőtt, bár az egyes típusok kulminációs csúcsai nem mindig estek egybe (2–5. ábra).

Aszályindexek alakulása

Az aszályindexek értékei a teljes vizsgálati időszakot tekintve jelentős kilengéseket és igen enyhe növekvő trendet mutattak. Az időjárási paraméterekben nem az átlagok változnak feltűnően, hanem a szélsőséges események gyakorisága nőtt meg. Az indexek értékei 1980 előtt többnyire évente váltakozóan a korszaki átlag feletti, majd a rákövetkező évben az átlag alatti értéket mutattak. 1980 után gyakoribb, hogy több éven keresztül a hasonló értékek követik egymást.

Területi eloszlás

A teljes időszak alatt a legtöbb kárterületet a bükk hazai elterjedésének megfelelően Borsod-Abaúj-Zemplén megyéből jelentettek. Ezt követte a Nógrádi-Hevesi térség, majd hasonló területösszeggel Zala következik. A Bakony összesített kárterülete az előzőtől jóval csekélyebb volt, és a többi erdészeti tájegységben már minimálisak voltak a bükkös-károkkal érintett területek (1. táblázat). Szembetűnő a bükkpusztulással érintett terület magas értéke Zalában.

1. táblázat: Az 50 éves időszak összesített kárterületeinek (ha) megoszlása az egykori ÁESZ (MGSZH, NÉBIH) Igazgatóságok között. (1 = Budapesti Igazgatóság; 2 = Veszprémi Igazgatóság; 3 = Szombathelyi Igazgatóság; 4 = Zalaegerszegi Igazgatóság; 5 = Kaposvári Igazgatóság; 6 = Pécsi Igazgatóság; 9 = Miskolci Igazgatóság; 10 = Egri Igazgatóság)

Table 1: The summarized damage area of 50 years (1962-2011) in the forestry directorates. (1 = Directorate of Budapest; 2 = Directorate of Veszprém; 3 = Directorate of Szombathely; 4 = Directorate of Zalaegerszeg; 5 = Directorate of Kaposvár; 6 = Directorate of Pécs; 9 = Directorate of Miskolc; 10 = Directorate of Eger)

Kárforma/Régió	1	2	3	4	5	6	9	10	Összes:
<i>Apiognomonía errabunda</i>	80	1453	44	416	5	1090	260	86	3434
<i>Phyllaphis fagi</i>	66	739	326	927	10	1078	12519	9875	25540
<i>Rhynchaenus fagi</i>			1050	815			4433	1100	7398
<i>Cryptococcus fagisuga</i>	45	281	237	2008	125	662	3555	1221	8134
<i>Taphrorychus bicolor</i>		60		1285				201	1546
<i>Agrilus viridis</i>		327		1388		2		29	1746
Bükkpusztulás	30	974	45	3755	94	302	196	633	6029
Összes:	221	3834	1702	10594	234	3134	20963	13145	53827

A biotikus kárformák 50 éves trendje

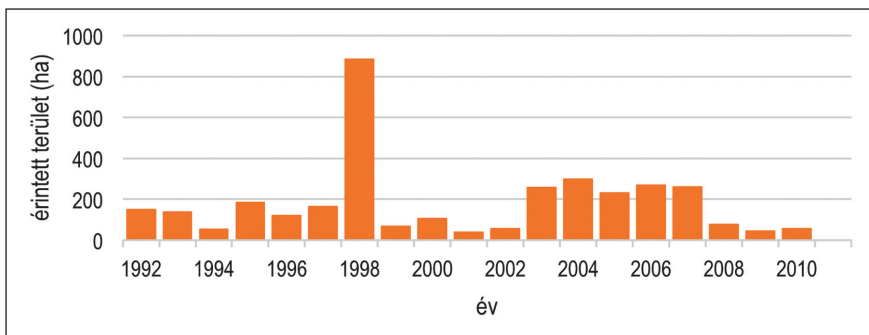
A jelentett kárterületek összege a vizsgált időszak második felében gyakrabban mutatott magas értékeket. Ugyanakkor ezalatt erdeink bükkös-területaránya mintegy 1,2%-kal csökkent a jelenlegi, 5,9%-os értékre (Koloszár 2010; Wisnovszky 2015). Ez a tény nem jelent gyökeres változásokat, de a károk jelentőségét tovább emeli.

A jelzőlapokon az erdőgazdálkodók az 1962-től 2011-ig 7 biotikus kárfeleségről adtak le jelentéseket: Apiognomóniás levélhalás (*Apiognomonia errabunda*), bükklevél-gyapjastetű (*Phyllaphis fagi*) tömegszaporodása, bükk-bolhaormányos (*Rhynchaenus fagi*) levélragása, bükk gyapjas-pajzstetű (*Cryptococcus fagisuga*) fölszaporodása, bóbítás bükkszű (*Taphrorychus bicolor*) károsítása, zöld karcsúdszobogár (*Agrilus viridis*) kártétele, valamint maga a bükkpusztulás tünetegyüttese. Megjegyzendő, hogy a bükkpusztulás folyamatával az utolsó három rovarkártevő kapcsolatban áll. Ezek voltak azok a káresemények, amelyek az erdőgazdálkodás számára is jelentékeny mértékeket értek el hazánkban a jelentések alkalmával.

Kórokozók

Az Apiognomóniás levélhalás, *Apiognomonia errabunda* (Roberge ex Desm.) Höhn., 1918 erdeinkben mindenütt elterjedt, számos fajfajt fertőzni képes lomblevél-kórokozó, de főként bükkösökben okozott károk miatt jelentkezik erdővédelmi problémaként. Terjedését a meleg és nedves időjárás segíti elő. Alapvetően szaprofita karakterű, járványszerű fertőzését az állományokat korábban ért stressz szokta kiváltani (Szabó 1991). A fertőzések a vegetációs periódus során nagyrészt tavasszal történnek (Moricca és Ragazzi 2008). Nem csak a lomblevelekben, hanem a kéregben is él, fejlődik (Danti és mtsai 2002). Toti és munkatársai (1993) szerint képes a lombleveleket a hajtásokról megtámadni. Hazánkban ritkán okoz kiterjedt károkat, és hasonlóan viselkedik egész Európában. 2010-ben Ausztriában jegyezték fel kártételét (Czech 2010).

Az Apiognomóniás levélhalást 1992-óta jelentik, viszonylag kis területtel. 1998-ban volt jelentősebb a kárterülete (2. ábra).



2. ábra: Az Apiognomóniás levélhalás (*Apiognomonia errabunda*) kárterületének alakulása
Figure 2: Fluctuation of the damage area of *Apiognomonia errabunda*

Kártevő rovarok

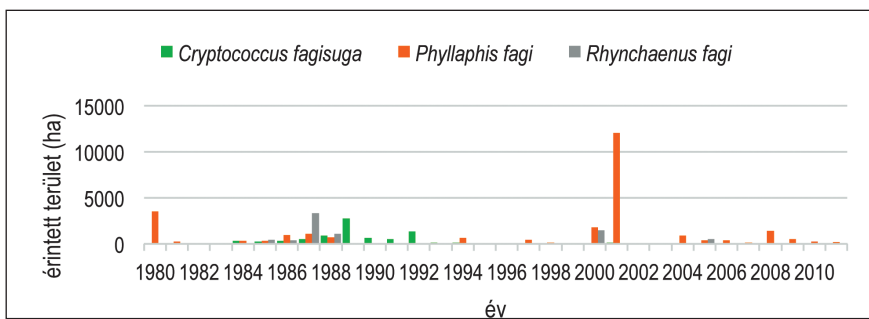
A monofág bükklevél-gyapjastetű (*Phyllaphis fagi* (Linnaeus, 1767)) hazánkban a lomblevelek szívogatásával károsít, elsősorban kései fagyokat követően és fiatalosokban (Szontagh 1989). Hazánkban gyakorta megfigyelhető, de időszakos jelenléte önmagában nem okozza a fák pusztulását. Életciklusa a koronában zajlik, a vékony ágak alsó oldalán, de legfőképpen az ágvillaikban telet (Kot és Kmieć 2012).

Csemetekerti kísérletek alapján preferálja a jó tápanyag-ellátottságú talajokon álló fákat. Igazolták azt is, hogy a fák a támadás mértékével arányos mennyiségben igyekeznek aktívan védekezni bizonyos vegyületek termelésével (Gora és mtsai 1994b; Polle és mtsai 2001).

1980-óta jelentették, gyakorta nem csekély kárterülettel. 1980-ban és 2001-ben viszont hatalmas mértékben megnövekedett a kárterülete (3. ábra). Mivel jellemzően nem okozta a fák pusztulását, ezért szerencsére nem jelentett számottevő erdővédelmi problémát. A bükk bolhaormányos (*Rhynchaenus fagi* (L., 1758)) a bükk egyik legjelentősebb levélkártetője hazánkban. Másodlagos tápnövényei a tölgyfélék. Tömegszaporodásai csak időszakonként nagy kiterjedésűek. Hazánkban eddig a legsúlyosabb károkat az 1980-as évek második felében okozta. Megfigyelések szerint a több éves aszály és a kései fagyok elősegítik a gradáció kialakulását (Csóka és mtsai 2008; Szontagh 1989). Ugyanebben az időszakban szlovén területeken is tömegszaporodást tapasztaltak (Jurc 1997).

A hosszan tartó erős téli fagyok jelentősen tudják csökkenteni egyedszámát, így az enyhe telek a tömegszaporodást segítik elő (Coulson és Bale 1996).

1985-től időnként jelentették. 1987–1988-ban és 2000-ben gradációt mutatott (3. ábra).



3. ábra: A bükklevél-gyapjastetű (*Phyllaphis fagi*), a bükk bolhaormányos (*Rhynchaenus fagi*), és a bükk gyapjas-pajzstetű (*Cryptococcus fagisuga*) kárterületeinek alakulása

Figure 3: Fluctuations of the damage areas of *Phyllaphis fagi*, *Rhynchaenus fagi* and *Cryptococcus fagisuga*

A bükk gyapjas-pajzstetű (*Cryptococcus fagisuga* Lindinger, 1936) monofág károsító. Vektora lehet a bükkpusztulásban szerepet játszó gombafajoknak, és a Nectriás kéregelhalás fő terjesztője (Szontagh 1989).

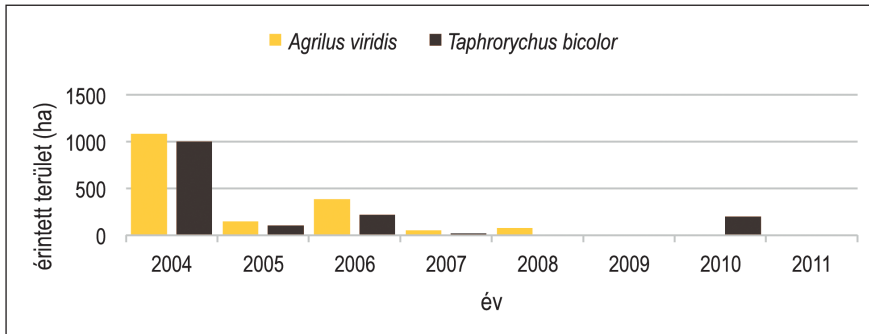
Hazánkban a Nectriás kéregbetegség nem jellemző, de a sok évig tartó erős gyapjas-pajzstetű fertőzés legyengíti az állományokat (Csóka és mtsai 2008). Általában egymáshoz közeli fákon jelenik meg, rossz repülőképesége miatt a szél segítsége is kell a terjedéséhez (Györfi 1963, Wainhouse 1980). Genetikai kutatások alapján eredeti tápnövénye a Keleti bükk lehetett (Gwiazdowski és mtsai 2006).

1982 óta jelentették, és 1989-ig növekedett kárterülete, amikor is több ezer hektáros mértéket ért el (3. ábra). Ezt követően viszont a kárterület fokozatosan lecsökkent a jelentésekben.

A bóbítás bükkészű (*Taphrorychus bicolor* (Hbst., 1793)) meglehetősen polifág rovarfaj, ám elsődlegesen bükkön él. Hazánkban részt vesz a bükkpusztulási folyamatban, a zöld-karcsúdíszbogárral együtt, emiatt erdészeti szempontból jelentős bogárfaj (Csóka és mtsai 2008; Lakatos és Molnár 2009; Mátyás és mtsai 2010). Csapdázások szerint igen gyakori rovar a bükkösökben (Simon 1995). Feltehetően a kórokozók vektora is lehet (Bolvanský és mtsai 2014). Támadását jellegzetes fekete nedvfolyás jelzi (Postner 1974; Schönherr és Krautwurst 1979). A nőstények petézésre előszeretettel választják a kései fagy által károsított kéreg-felületeket (La Spina és mtsai 2012).

Hazai károsításai közül kiemelkedő a 2000-es évek első felében Zalában történt kiterjedt bükkpusztulásban való részvétele (Lakatos és Molnár 2009).

2004-ben jelentették először, kiemelkedő kárterülettel. Ezt követően szóróványosan jelentették kisebb kárait (4. ábra).



4. ábra: A bóbítás bükkszű (*Taphrorychus bicolor*) és a zöld karcsúdíszbogár (*Agrilus viridis*) kárterületeinek alakulása
Figure 4: Fluctuations of the damage areas of *Taphrorychus bicolor* and *Agrilus viridis*

A zöld karcsúdíszbogár, *Agrilus viridis* (L., 1758) kedvelt tápnövényei a bükk, a kecskefűz és a nyír, de számos más fafajon is megél (Györfi 1963). Kulcsszerepet játszik hazánkban a bükkpusztulás folyamatában (Molnár és mtsai 2010). Tömeges elszaporodásakor képes egyes fák elpusztítására.

Változatos faj, Muskovits és Hegyessy (2002) 3 változatát említik. Európában, Közép- és Észak-Ázsiában gyakori. Magyarországon szinte mindenütt megtalálható, és igen gyakori díszbogár faj. Kimondottan melegkedvelő rovar, fejlődésmenete is nagyban függ a hőmérséklettől, de általában 1–2 évig tart. Emiatt kártételére leginkább a megbontott állományokban és az erdőszegélyekben, különösen délies fekvésű, jól benapozott helyeken kell számítani, száraz és meleg időjárású éveket követően. A károsító fellépésekor a kéreg megrepedezik, a korona kigyűrül, elszíneződik és elfonnyad. Egyes ágak hirtelen elhalnak, akár csúcscsáradás is bekövetkezhet. A peterakás apró szürkésfehér foltjai, fehéres nedvfolyások a törzsön (súlyos esetben az ágakat madárürülék-szerűen borítja), és végül a jellegzetes kirepülési nyílások jól jelzik a bogár jelenlétét (Scönherr 1974).

A konkrét, fajra vonatkozó jelentések 2004-ben jelentek meg, majd 4 éven belül elültek. Valószínűleg a bükkpusztulásként azonosított kártípusban is jelen volt ez a károsító, de már abban a típusban jelentették (4. ábra).

Bükkpusztulás

A jelentések összegzését a 2. táblázatban és az 5. ábrán mutatjuk be.

1994-óta szerepel a jelentésekben, 2004-ben volt kiemelkedő a kárterület nagysága, és a károk súlyossága is (5. ábra). Az 1990-es évek elején kialakult bükkpusztulás főként az Északi-középhegységben jelentkezett, az Egri Erdészeti Igazgatóság területén. A pusztulásokat ekkor a *Nectria coccinea* okozta, fő vektorként pedig a bükk-gyapjaspajzstetű vett részt benne (Szontagh 1989).

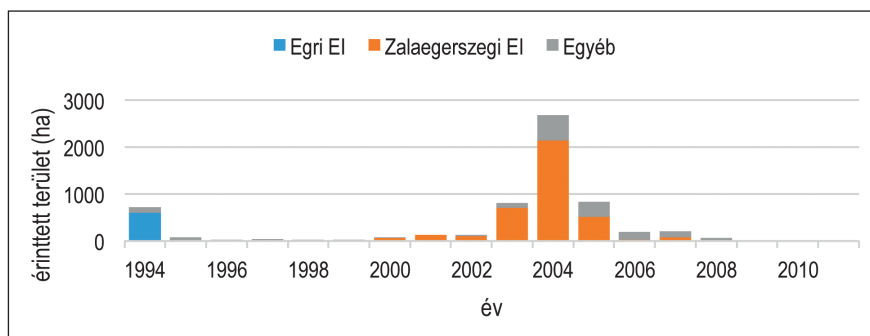
Ezután a 2003–2004 évi bükkpusztulások alkalmával (5. ábra) ismét súlyos erdőkárok keletkeztek. Több éves aszály után elsősorban a gyenge záródású, jól felmelegedő bükk állományokban tömeges elhalást tapasztaltak Zalában (Góber 2005). Sikertült tisztázni a folyamatban résztvevő fajokat is: a xylofág rovarok közül a zöld karcsú-díszbogárral együtt a bóbítás bükkszű volt jelen, majd pedig a folyamat gombakártevőjeként a *Biscogniauxia nummularia* (Bull.) Kuntze, 1891 gombafajt azonosították (Lakatos és Molnár 2009). Az előbbieket miatt az erdőgazdálkodók jelentéseikben a zöld karcsú-díszbogár és a bóbítás bükkszű kártételeit nem ritkán bükkpusztulásként jelentették.

Szerencsére azóta hasonló kártétel nem fordult elő, de a zalai bükkösök extrazonális volta, valamint a klímaváltozás trendjei valószínűsítik hasonló káresemények előfordulását, hiszen az előrejelzések még a zonális bükköseinkre nézve is negatív jövőképet mutatnak (Berki és mtsai 2009).

2. táblázat: A bükkpusztulás kárterületének megoszlása időben és az egyes Erdészeti Igazgatóságok között. (1 = Budapesti Igazgatóság; 2 = Veszprémi Igazgatóság; 3 = Szombathelyi Igazgatóság; 4 = Zalaegerszegi Igazgatóság; 5 = Kaposvári Igazgatóság; 6 = Pécsi Igazgatóság; 9 = Miskolci Igazgatóság; 10 = Egri Igazgatóság)

Table 2: Temporal distribution of beech decline areas in the forestry directorates. (1 = Directorate of Budapest; 2 = Directorate of Veszprém; 3 = Directorate of Szombathely; 4 = Directorate of Zalaegerszeg; 5 = Directorate of Kaposvár; 6 = Directorate of Pécs; 9 = Directorate of Miskolc; 10 = Directorate of Eger)

	1	2	3	4	5	6	9	10	Összesen
1994							115	600	715
1995	20			5	20		30		75
1996				1			30		31
1997		20	15						35
1998						20	10		30
1999				19			10		29
2000		10		59					69
2001				131					131
2002			30	96			1	2	129
2003		20		695		80		10	805
2004		297		2129	33	202		19	2680
2005		318		509	6				833
2006	10	123		25	35				193
2007		125		83					208
2008		61		3				2	66
2009									0
2010									0
2011									0
Végösszeg	30	974	45	3755	94	302	196	633	6029

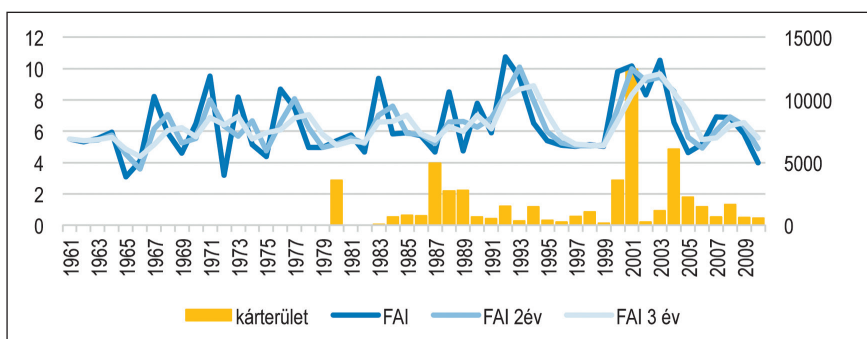


5. ábra: A bükkpusztulás kárterületének alakulása és a leginkább érintett régiók
 Figure 5: Fluctuation of beech decline areas in the most affected forestry directorates

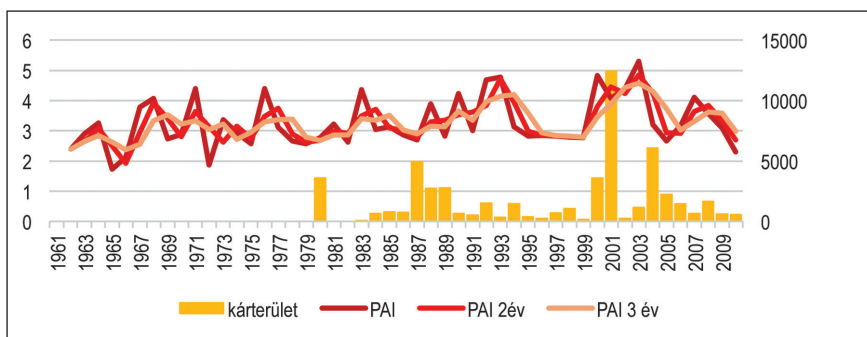
Megvizsgáltuk a kárterületek és két hazai aszályindex összefüggését. A FAI és a PAI különböző célokra kifejlesztett indexek, de számítási metódusukból adódóan alapvetően hasonló menetű adatsort mutattak. 2 és 3 éves mozgóátlagaikat tekintve megfigyelhető, hogy az 1990-es évektől kezdve az értékek lassabb lefolyású és nagyobb amplitúdójú ingadozásokat mutatnak (6–7. ábra). Tovább vizsgálódva arra a jelenségre figyeltünk fel, hogy amikor az aszályindexek értékei több egymást követő évben bizonyos értékeket meghaladtak, akkor a bükkpusztulással érintett kárterület (5. ábra) rendszerint jelentősen megnövekedett. A FAI esetében ez a küszöb a „7”-es, míg PAI esetében a „4”-es érték közelében volt.

Az alacsony kártértékek előfordulását vizsgálva: 1994 és 1999 között 5 év folyamatosan alacsony aszályindex-értékek adódtak, melyhez 1995-től társultak csak csökkent kárterület-értékek. Az aszályindexek 2000-ben bekövetkezett megugrását is csak 2003-ban követték növekedéssel a jelentett kárterületek. Az adatokban tehát megmutatkozott a bükkösök késleltetett reakciója. Kimutatható az is, hogy csak hosszabb időszak súlyosabb aszályai váltanak ki leromlást, egy-egy aszályos év nem.

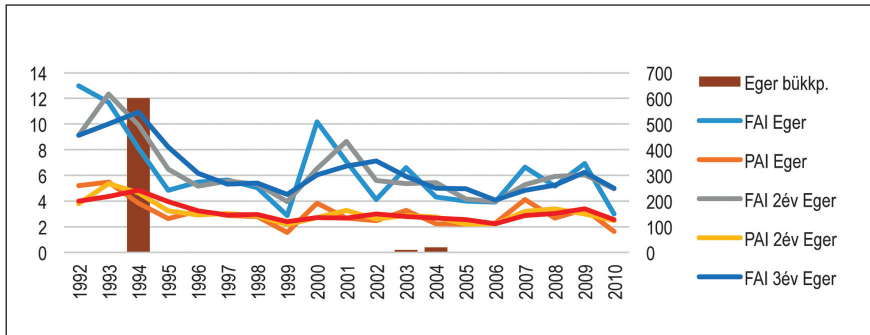
A bükkpusztulás 1994-es első magas értékét az ÁESZ (MGSZH, NÉBIH) Egri Igazgatóságának területéről jelentették (8. ábra), míg a 2000-es években Zalában volt jellemző ez a kárféleség (9. ábra). Látható, hogy 1994-et közvetlenül megelőzően az Északi-középhegység említett részén két igen erős aszályos év fordult elő, de a későbbiekben nincsenek ismétlődő aszályos évek. Ezzel szemben Zalában 1994 előtt gyengébb volt az aszály, és a 2004. évi károkat 4 éves aszály előzte meg (8–9. ábra).



6. ábra: A FAI aszályindex, valamint 2 és 3 éves mozgóátlagainak változása és a teljes kárterület alakulása
 Figure 6: Fluctuations of the summarized damage area and the Forest Aridity Index
 (with the index's moving averages of 2 and 3 years)

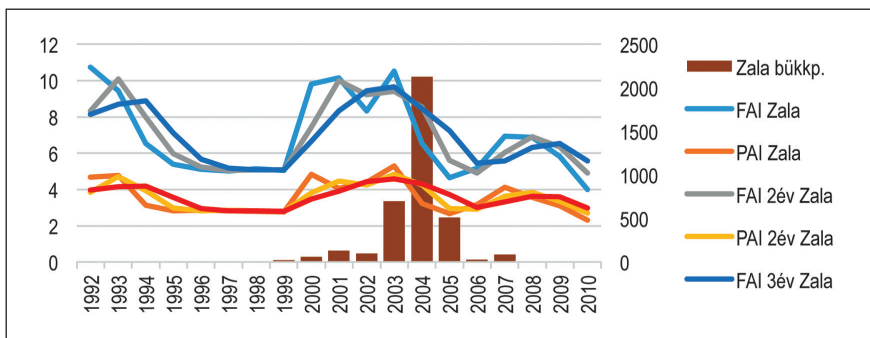


7. ábra: A PAI aszályindex, valamint 2 és 3 éves mozgóátlagainak változása és a teljes kárterület alakulása
 Figure 7: Fluctuations of the summarized damage area and the Pálfi's Aridity Index
 (with the index's moving averages of 2 and 3 years)



8. ábra: Az ÁESZ (MGSZH, NÉBIH) Egri Igazgatóság területén az aszályindexek és a bükkpusztulás területének alakulása 1992-től 2010-ig

Figure 8: Fluctuations of beech decline and aridity indexes in the forestry directorate of Eger, from 1992 to 2010



9. ábra: Az ÁESZ (MGSZH, NÉBIH) Zalaegerszegi Igazgatóság területén az aszályindexek és a bükkpusztulás területének alakulása 1992-től 2010-ig

Figure 9: Fluctuations of beech decline and aridity indexes in the forestry directorate of Zalaegerszeg, from 1992 to 2010

Az összefüggések vizsgálatát Pearson-féle korreláció-számítással folytattuk. Az országos adatokra mind a teljes jelentett kárterületet, mind a bükkpusztulás kárterületét korreláltattuk az aszályindexekkel, a 2 és 3 éves mozgóátlagokkal. Az Egri Igazgatóság és a Zalai Igazgatóság esetében csak a bükkpusztulást korreláltattuk az említett, helyileg számított aszály-jellemző mennyiségekkel (3. táblázat).

Országos viszonylatban a teljes kárterület a FAI 2 éves mozgóátlagával sejtet pozitív kapcsolatot, míg a bükkpusztulás az indexek 3 éves mozgóátlagával.

Az Egri igazgatóság területén adataink jelentős és szignifikáns korrelációt mutattak a bükkpusztulás területe és a FAI 3 éves mozgóátlaga között, hasonlóan a PAI 3 éves mozgóátlagához. A 2 éves mozgóátlagok csekélyebb korrelációt adtak.

A Zalai adatokra hasonló kép rajzolódott ki, de a korreláció gyengébb volt (3. táblázat).

3. táblázat: Korrelációs- és p-értékek az aszályindexek és mozgóátlagaik, valamint a teljes kárterület és a bükkpusztulás között: országos adatokra, az Egri EI területére és a Zalaegerszegi EI területére. A legmagasabb és szignifikáns korrelációs értékeket vastagítással jelöltük

Table 3: Pearson's correlation values and p-values between the aridity indexes (and their 2 and 3 years moving averages) and summarized damage areas and beech decline areas for Hungary, and for the most affected forestry directorates

		FAI	PAI	FAI 2 év	PAI 2 év	FAI 3 év	PAI 3 év
Országos	Kárterület r érték	0,26732	0,095534	0,36925	0,29347	0,22539	0,18012
	kárterület p érték	0,14599	0,60919	0,040924	0,10908	0,22281	0,33223
	Bükkpusztulás r érték	0,10227	0,054338	0,36975	0,38889	0,49006	0,55008
	Bükkpusztulás p érték	0,6961	0,83591	0,14408	0,12289	0,04583	0,02215
Egri EI	Bükkpusztulás r érték	0,35146	0,35386	0,69541	0,76702	0,778	0,76075
	Bükkpusztulás p érték	0,16656	0,16348	0,001939	0,000327	0,000236	0,000391
Zalaegerszegi EI	Bükkpusztulás r érték	0,15592	0,10689	0,42643	0,45733	0,5084	0,56302
	Bükkpusztulás p érték	0,56419	0,69356	0,099536	0,074899	0,044342	0,023161

ÖSSZEFOGLALÁS

Ismertettük az Erdővédelmi Figyelő-Jelzőszolgálati Rendszernek a bükkösök jellemző kártípusaira vonatkozó adatait 1962-től 2011-ig terjedő 50 éves időszakra. A bükkösökben a biotikus károk a vizsgált időszakban nem voltak kiemelkedően gyakoriak, és csak helyileg voltak súlyosak, nagyobb tájegységekre nem terjedtek ki. A jelentések alapján viszont az utóbbi két évtizedekben gyakoribbá váltak a súlyosabb károk, mint a megelőző időszakban. Ezen kívül az utóbbi évtizedben olyan fajok károsítása is előfordult, amelyek korábban nem léptek fel károsítóként a bükkösökben. Az adatok alapján tehát megfigyelhető a klímaváltozás hatása a bükkösöket érintő erdőkárok tekintetében.

Az adatok között a bükkpusztulás komplex folyamatát is feltüntettük. Összevetettük két, hazánkban a mezőgazdaságban és az erdészetben alkalmazott aszályindexekkel is. Az aszályindexek (jellegükből adódóan) hasonló menettel jellemezték az időjárást. Mindkét aszályindex esetében megfigyeltük, hogy jelentősebb bükkpusztulás azokban az években következett be, amelyeket megelőzően legalább 2 évig az aszályindexek bizonyos értéket meghaladtak. Ez egybevág Delaporte és munkatársai (2015) vizsgálataival, akik azt találták, hogy a bükk biokémiai folyamataiban a nem szélsőséges, egy éves aszály nem mutatkozik meg, így tehát az egymást követő aszályos éveknek alapvető jelentősége van.

Feltételezhető, ha a klímaváltozással kapcsolatos előrejelzések beigazolódnak, akkor bizonyos kárformák is gyakoribbá válnak, és a bükkösök egészségi állapota jelentősen romolhat, különösen az érzékeny régiókban (extrazonalitás). Emiatt a szakirodalomban az erdőgazdálkodók részére az alábbi javaslatokat fogalmazták meg a várható hatások mérséklésére:

Egyes szerzők, például Hlásny és munkatársai (2014) szerint mesterséges erdőültetés esetén célszerű a szárazságtűrőbb (déli) származási helyekről szaporítóanyagot beszerezni a génállomány változatosságának elősegítésére. A bükk esetében eredményink szerint ez nem feltétlenül lenne célravezető, hiszen hazai viszonyaink között a délebbi előfordulások nem mutattak jobb klímaállékonyságot.

Emiatt a kérdés további kutatását olyan fontosnak tartjuk, mint például Mátyás és munkatársai (2010), akik többek között javasolják a klíma és az erdő kutatásának, valamint az adatgyűjtésnek az erősítését, hogy

jobban felkészülhessünk a változásokra. Ezt szolgálja az Agrárklíma 2 projekt Zala megyére készülő döntéstámogató GIS adatbázisa (Gálos és mtsai 2015).

A gyakorlati szakemberek figyelmét arra is fel kell hívni, hogy a klímaváltozás miatt körütekintőnek kell lenni az erdőtelepítések tervezésében, mivel a jövőben az erdő jelenléte akár negatív hidrológiai következményeket is okozhat (Mátyás és Sun 2014). Ezen kívül a klímahatásokra különböző talajokon más-más reakciók várhatóak, szélsőségesen homokos és agyagos talajok kedvezőtlenek a bükk számára (Chira és mtsai 2003). Kiemeljük, hogy a túlzott erélyű bontások rontják az állományok belső szerkezetét és páráviszonyait, ezzel pedig túlélési esélyeit (Csóka és mtsai 2009; Roibu és mtsai 2011).

A már említetteken kívül javasoljuk a következőket:

- elegység megőrzése, növelése, a nevelővágások során a bükkösökben lévő tölgyek és más fafajok tudatos kímélése
- több fokozatú, időben elnyújtott, kisléptékű és kíméletes felújítógátások alkalmazása
- az egyenletes bontáson alapuló felújítógátások helyett az egyenetlen bontások preferálása
- álló és fekvő holtfa tudatos visszahagyása
- fiatalkori vadkár kizárása, csökkentése,
- mechanikai sérülések minimalizálása.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük Rasztovits Ervin, Führer Ernő, Jagodics Anikó és Szócs Levente segítségét. A tanulmány elkészítését a VKSZ_12-1-2013-0034 Agrárklíma 2” és a TÁMOP-4.2.2.C-11/1/KONV-2012-0015 „Földrendszer” projekt támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Barton Zs. 1997: A Börzsöny bükköseiben volt az évszázad legsúlyosabb erdőkárosodása. Erdészeti Lapok, 132 (10): 304–304.
- Berki I.; Móricz N.; Rasztovits E. és Víg P. 2007: A bükk szárazság tolerancia határának meghatározása. In: Mátyás Cs. és Víg P. (szerk.): Erdő és klíma V. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 213-228.
- Berki, I.; Rasztovits, E.; Móricz, N. and Mátyás, Cs. (2009): Determination of the drought tolerance limit of beech forests and forecasting their future distribution in Hungary. Cereal Research Communications, 37: 613-616.
- Bolvanský, M.; Adamčíková, K. and Kobza, M. 2014: Screening resistance to chestnut blight in young chestnut trees derived from *Castanea sativa* × *C. crenata* hybrids. Folia Oecologica, 41: 1–7.
- Bosela, M.; Stefancík, I.; Petrás, R. and Vacek, S. 2016: The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. Agricultural and Forest Meteorology, 222: 21–31.
- Cannell, M. G. R. and Sparks, T. H. 2008: Review of UK Climate Change Indicators. Health of Beech Trees in Britain. www.ecn.ac.uk/iccuk
- Chira, D.; Dănescu, F.; Roșu, C.; Chira, F.; Mihalciuc V.; Surdu, A. and Nicolescu, N.-V. 2003: Some recent issues regarding the european beech decline in Romania. Annals of Forest Research, (46): 167–176.
- Coulson, S. J. and Bale, J. S. 1996: Supercooling and survival of the beech leaf mining weevil *Rhynchaenus fagi* L. (Coleoptera: Curculionidae). Journal of Insect Physiology, 42(7):617-623. DOI: 10.1016/0022-1910(96)00022-4
- Csóka, Gy. 1997: Increased insect damage in Hungarian forests under drought impact. Biologia, Bratislava, 52/2:1–4.
- Csóka Gy.; Koltay A.; Hirka A. és Janik G. 2008: A bükk biotikus és abiotikus kárai. „Kutatással az erdőért” - az Erdészeti Kutatások digitális, ünnepi különszáma az OEE 139. Vándorgyűlése tiszteletére, 135–149.
- Csóka Gy.; Koltay A.; Hirka A. és Janik G. 2009: Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyesek és bükkösök egészségi állapotára. 'Klíma-21' Füzetek, 57: 64–73.

- Csóka, Gy.; Pödör, Z.; Nagy, Gy. and Hirka, A. 2015: Canopy recovery of pedunculate oak, Turkey oak and beech trees after severe defoliation by gypsy moth (*Lymantria dispar*): Case study from Western Hungary. *Forestry Journal (Lesnicki Casopis)*, 61: 143–148.
- Czech, T. L. 2010: Fungal diseases in Austrian trees 2010. *Forstschutz Aktuell*, 2010 (50): 7–10. ISSN1815-5103
- Czúcz, B.; Gálhidy, L. and Mátyás, Cs. 2011: Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science*, 68(1): 99–110.
- Danti, R.; Sieber, T. N. and Sanguinetti, G. 2002: Endophytic mycobiota in bark of European beech (*Fagus sylvatica*) in the Apennines. *Mycological Research*, 106, pp 1343–1348. doi:10.1017/S0953756202006779.
- Delaporte, A.; Bazot, S. and Damesin, C. 2015: Reduced stem growth, but no reserve depletion or hydraulic in beech suffering from long-term decline. *Trees*, 30(1): 265–279. DOI 10.1007/s00468-015-1299-8
- Delb, H. 2006: The current practice of forest pest monitoring in the southwest of Germany. IUFRO Working Party 7.03.10 Proceedings of the Workshop, 2006. Gmunden/Austria 86–99.
- Ehrlich J. 1934: The beech bark disease. A Nectria disease of *Fagus* following *Cryptococcus fagi* (Baer.) *Canadian Journal of Forest Research*, 10, Spec No. 593–692.
- Eke I. és Varga Sz. 1981: A bükk (*Fagus sylvatica*) csirakori károsodásai elleni védekezés. *Növényvédelem*, 17 (3): 124–126.
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A. and Szabados, I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás*, 115 (3): 205–216.
- Führer, E.; Jagodics, A.; Juhász, I.; Marosi, Gy. and Horváth, L. 2013: Ecological and economical impacts of climate change on Hungarian forestry practice. *IDŐJÁRÁS*, Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service 117(2): 159–174.
- Führer E.; Marosi Gy.; Jagodics A. és Juhász I. 2011: A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. *Erdészettudományi Közlemények*, 1(1): 17–28.
- Führer, E.; Mátyás, Cs.; Csóka, Gy.; Lakatos, F.; Bordács, S.; Nagy, L. and Rasztovits, E. 2010: Current status of European beech (*Fagus sylvatica* L.) genetic resources in Hungary. *Communicationes Instituti Forestalis Bohemicae* 25: 152–163.
- Gálos, B.; Führer, E.; Czimber, K.; Gulyás, K.; Bidló, A.; Hänsler, A.; Jacob, D. and Mátyás, Cs. 2015: Climatic threats determining future adaptive forest management – a case study of Zala County. *IDŐJÁRÁS*, Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service 119(4): 425–441.
- Garamszegi, B. and Kern, Z. 2014: Climate influence on radial growth of *Fagus sylvatica* growing near the edge of its distribution in Bükk Mts., Hungary. *Dendrobiology*, 72, 93–102.
- Góber Z. 2005: A ZALAERDŐ Rt. kezelésében lévő területeken 2004-ben végbement erdőpusztulás értékelése. *Erdészeti Lapok*, 140(5): 156–159.
- Gora, V.; König, J. and Lunderstadt, J. 1994a: Physiological defence reactions of young beech trees (*Fagus sylvatica*) to attack by *Phyllaphis fagi*. *Forest Ecology And Management*, 70(1-3): 245–254. DOI: 10.1016/0378-1127(94)90090-6
- Gora, V.; Starke, R.; Ziehe, M.; König, J.; Müller-Starck, G. and Lunderstädt, J. 1994b: Influence of genetic structures and silvicultural treatments in a beech stand (*Fagus sylvatica*) on the population dynamics of beech scale (*Cryptococcus fagisuga*). *Forest Genetics*, 1(3): 157–164. ISSN 1335-048X
- Gwiazdowski, R. A.; Van Driesche, R. G.; Desnoyers, A.; Lyona, S.; San-an Wu, S.; Kamata, N. and Normark, B. B. 2006: Possible geographic origin of beech scale, *Cryptococcus fagisuga* (Hemiptera: Eriococcidae), an invasive pest in North America. *Biological Control*, 39(1): 9–18.
- Gyórfi J. 1963: *Erdővédelem*, Budapest (Hungary): Akadémiai Kiadó
- Hartmann, G. and Blank, R. 1998: Buchensterben auf zeitweise nassen Standorten unter Beteiligung von Phytophthora-Wurzelfäule. *Forst und Holz*, 53(7): 187–190., 192–193. ISSN 0932-9315
- Hirka A. és Csóka Gy. 2010: Abiotikus károk Magyarország erdeiben. *Növényvédelem*, 46 (11): 513–517.
- Hlásny, T.; Mátyás, C.; Seidl, R.; Kulla, L.; Merganičová, K.; Trombik, J.; Dobor, L.; Barcza, Z. and Konôpka, B. 2014. Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the options for adaptation? *Forestry Journal*, 60, 1, 5–18.
- Hrašovec, B.; Pernek, M.; Diminić, D. and Pilas, I. 2005: The uprise of xylophagous insect populations in Croatia as a consequence of climatic changes. In: Priwitzer, T. (ed): *Climate Change – Forest Ecosystems & Landscape*, 19–22 October 2005, Zvolen 31–34.
- Igmándy Z. 1964: Bükköseink farontó taplógombái. *Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos Közleményei*, (1): 101–107.

- Jung, T. 2009: Beech decline in Central Europe driven by the interaction between Phytophthora infections and climatic extremes. *Forest Pathology*, (39): 73-94. DOI: 10.1111/j.1439-0329.2008.00566.x
- Jurc, M. 1997: European beech. *Insects and mites on leaves*. *Gozdarski vestnik*, 65(5-6.): 193–208.
- Kamp, H. J. 1956: Buchenprachtkäfer-Kalamitat auf der Schwabischen Alb. *Allg. Forstzeitschr.*, 11(2): 26–29.
- Kiss L. 1972: Fenológiai, morfológiai jellegek és a bükk fagyérzékenysége. *Az Erdő*, 21 (8): 369–371.
- Kolozsár J. 2010: Erdőismeret. Egyetemi jegyzet. NYME Erdőmérnöki Kar, Sopron
- Koltay A. 2006: Az erdők egészségi állapotának változásai az erdővédelmi monitoring rendszerek adatai alapján. *Tájökológiai lapok*, 4 (2): 327–337.
- Kot, I. and Kmieć, K. 2012: Study on intensity of infestation, biology and harmfulness of woolly beech aphid (*Phyllaphis fagi* L.) on *Fagus sylvatica* (L.). *Acta Scientiarum Polonorum, Hortorum Cultus*, 11(1): 3–11.
- Krabel, D. and Petercord, R. 2000: Genetic diversity and bark physiology of the European beech (*Fagus sylvatica*): a coevolutionary relationship with the beech scale (*Cryptococcus fagisuga*). *Tree Physiology*, 20: 485–491.
- La Spina, S.; De Cannière, C.; Dekri, A. and Grégoire, J.-C. 2012: Frost increases beech susceptibility to scolytine ambrosia beetles. *Agricultural and Forest Entomology*, 15(2): 1-11. DOI: 10.1111/j.1461-9563.2012.00596.x
- Lakatos, F. and Molnár, M. 2009: Mass Mortality of Beech (*Fagus sylvatica* L.) in South-West Hungary. *Acta Silvatica & Lingaria Hungarica*, 5: 75–82.
- Leskó K. 1993: A mecseki és szelci bükkösök egészségi állapota. p. 59-63. In: Wood Tech Erdészeti Szakmai Konferencia. Sopron, 1993.05.06.-1993.05.07. EFE
- Leskó K. 1995: Az ormánsági kocsányos tölgyesek és a mecseki bükkösök egészségi állapota. In: Tar K.; Berki I. és Kiss Gy. (szerk.): Erdő és Klíma Konferencia. 1994.06.01.-1994.06.03. KLTE, 202–208.
- Lonsdale, D. 1980: *Nectria coccinea* infection of beech bark: variations in disease in relation to predisposing factors. *Annales des Sciences Forestières*, 37(4): 307–317.
- Mátyás, C.; Bozic, G.; Gömör, D.; Ivankovic, M. and Rasztoivits, E. 2009: Juvenile growth response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to sudden change of climatic environment in SE European trials. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, (2): 213-220. doi: 10.3832/for0519-002
- Mátyás Cs., Führer E., Berki I., Csóka Gy., Drüsler Á., Lakatos F., Móricz N., Rasztoivits E., Somogyi Z., Veperdi G., Víg P. és Gálos B. 2010: Erdők a szárazsági határon. „KLÍMA-21” Füzetek: Klímaváltozás – Hatások – Válaszok, 61: 84–97.
- Mátyás, Cs.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Móricz, N. and Rasztoivits, E. 2010: Future of beech in southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, (6): 91–110.
- Mátyás, Cs. and Sun, G. 2014: Forests in a water limited world under climate change. *Environmental Research Letters*, 9: 10p. doi:10.1088/1748-9326/9/8/085001
- Mátyás V. 1965: Ökológiai megjegyzések a tölgy és a bükk termésének időszakosságához. *Erdészeti Kutatások*, 61: 99–121.
- Michel, A. and Seidling, W. (eds) 2014: Forest Condition in Europe: 2014 Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long - Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. BFW - Dokumentation 18/2014. 164 p.
- Molnár M.; Brück-Dyckhoff, C.; Petercor, R. és Lakatos F. 2010: A zöld karcsúdíszbogár (*Agrilus viridis* L.) szerepe a bükkösök pusztulásában. *Növényvédelem* 46(11): 522–528.
- Moricca, S. and A. Ragazzi, A. 2008: Fungal endophytes in mediterranean oak forests: a lesson from *Discula quercina*. *Phytopathology*, 98(4): 380–386
- Muskovits J. és Hegyessy G. 2002: Magyarország díszbogarai (Coleoptera: Buprestidae) – Jewel beetles of Hungary (Coleoptera: Buprestidae). Nagykovácsi (Hungary): Grafon Kiadó
- Nowakowska, J. A. and Oszako, T. 2008: Health condition and genetic differentiation level of beech in the Siewierz Forest District assessed with cpDNA markers. *Sylvan*, 9: 11–20.
- Pálfai, I. 1990: Description and forecasting of droughts in Hungary. *Proceedings 14th International Congress on Irrigation and Drainage*. Rio de Janeiro. Brazil. 1-C: 151–158.
- Perrin, R. 1983: Specificity of *Cryptococcus fagisuga* and *Nectria coccinea* association in beech bark disease in Europe. In: *Proceedings, I.U.F.R.O. Beech Bark Disease Working Party Conference; 1982 September 26-October 8; Hamden, CT. Sponsored by the USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Gen. Tech. Rep. WO-37. [Washington, DC]: U.S. Department of Agriculture, Forest Service: 50–53.*
- Petercord, R. 2008: Untersuchungen zum Auftreten des Buchen-Prachtkäfers (*Agrilus viridis* L.) in Baden-Württemberg. 56. Deutsche Pflanzenschutztagung in Kiel.

- Polle, A.; Peltzer, D. and Schwanz, P. 2001: Resistance against oxidative stress in leaves of young beech trees grown in model ecosystems with different soil qualities, elevated CO₂, and lachnid infestation. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 120(1): 1-7. DOI: 10.1007/BF02796075
- Postner, M. 1974: Scolytidae, Borkenkäfer. In: Schwenke W.: *Die Forstschädlinge Europas*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- Ramirez, M.; Loo, J. and Krasowski, M. J. 2006: Evaluation of resistance to the beech scale insect (*Cryptococcus fagisuga*) and propagation of american beech (*Fagus grandifolia*) by grafting. *Silvae Genetica*, 56(3-4): 163-169.
- Rasztovits, E., Berki, I., Mátyás, Cs., Czimber, K., Pötzelsberger, E. and Móricz, N. 2014: The incorporation of extreme drought events improves models for beech persistence at its distribution limit. *Annals of Forest Science*, 71(2): 201 DOI 10.1007/s13595-013-0346-0
- Roibu, C.-C.; Savin, A.; Negrea, B. M. and Barbir, F. C. 2011: Dendroecological research in beech (*Fagus sylvatica* L.) stands affected by abnormal decline phenomena from Dragomirna plateau, Suceava county, Romania *Advances in Agriculture & Botany- International Journal of the Bioflux Society*, 3(2): 139-150.
- Schmutterer H. 1974: Coccidae (Lecaniidae), Naphschildsläuse. In: Schwenke W.: *Die Forstschädlinge Europas*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- Schönherr, J. 1974: Buprestidae, Prachtkäfer. In: Schwenke W.: *Die Forstschädlinge Europas*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- Schönherr, J.; Krautwurst, K. und Rössler, W. 1983: Schadinsekten in Buchenaltholzbeständen. *Allgemeine Forstzeitschrift*, (50): 1361-1364. 19840691192
- Schönherr, Von J. und Krautwurst, K. 1979: Beobachtungen über den Buchenborkenkäfer *Taphrorychus bicolor* Hbst. (Col., Scolytidae). *Anzeiger fuer Schaedlingskunde*, 52(11):161.
- Schröter, H.; Delb, H. und Metzler, B. 2004: Waldschutzsituation. Forstliche Versuchs – und Forschungsanstalt Baden Württemberg.
- Simon, M. 1995: Untersuchungen zu an Buche (*Fagus sylvatica* L.) lebenden Borkenkäfern (Col., Scolytidae). *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie*, 10 (1-6): 161-165. ISSN 0344-9084
- Szabó I. 1991: A bükk levélszáradását okozó gomba [*Apiognomonina errabunda* (Rob.) Höhn.] fellépéséről. *Erdészeti Lapok*, 126(12): 358-359.
- Szabó I. 1993: A bükkpusztulásáról. In: Sáringer Gy.; Seprős I. és Szemessy Á. (szerk.): 39. Növényvédelmi Tudományos Napok. Budapest, 1993.02.23.-1993.02.24. 123-123.
- Szontagh P. 1960: Bükkcsemeték gomba okozta pusztulásáról és a védekezés módjáról csemetekertjeinkben. *Az Erdő*, 9 (1): 4-6.
- Szontagh P. 1986: A bükkösök védelme. p. 137-144. In: Keresztesi B és Mendlik G. (szerk.): *A bükk*. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Szontagh P. 1987: Bükköseink rovarritani problémái. p. 42-42. In: Seprős I. (szerk.): 33. Növényvédelmi Tudományos Napok. Budapest, MAE Növényvédelmi Társaság
- Szontagh P. 1989a: Rovarak okozta károk bükköseinkben. *Állattani Közlemények*, 75: 107-112.
- Szontagh P. 1989b: A kései fagyok szerepe a bükk korai pusztulásának kárláncolatában. *Az Erdő*, 38 (2): 65-66.
- Trenberth, K. E.; Jones, P.D.; Ambenje, P.; Bojariu, R.; Easterling, D.; Klein Tank, A.; Parker, D.; Rahimzadeh, F.; Renwick, J.A.; Rusticucci, M.; Soden, B. and Zhai, P.2007: Observations: Surface and Atmospheric Climate Change. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Tóth J. 1979: A farkasgyepűi bükkösök rovarvilága. *VEAB Monográfia*, 5 (1): 100-109.
- Tóth J.; Pagony H. és Szontagh P. 1995: A magyarországi bükkösök egészségi állapota. In: *Az erdők egészségi állapotának változása*. Budapest, 1995.03.02.-1995.03.02. MTA Erdészeti Bizottság, 77-81.
- Toti, L.; Viret, O.; Horat, G. and Petrini, O. 1993: Detection of the endophyte *Discula umbrinella* in buds and twigs of *Fagus sylvatica*. *European Journal of Forest Pathology*, 23: 147-152. doi: 10.1111/j.1439-0329.1993.tb00954.x
- Tuzson J. 1931: A zalamegyei bükkösök pusztulása. *Erdészeti Kísérletek*, 33 (3-4): 127-137.
- Wainhouse, D. 1980: Dispersal of first instar larvae of the felted beech scale, *Cryptococcus fagisuga*. *Journal of Applied Ecology*, 17 (3): 523-532.
- Wisnovszky K. szerk. 2015: *Erdővagon és erdőgazdálkodás Magyarországon*. NÉBIH Erdészeti Igazgatóság, Budapest

Érkezett: 2016. május 6.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

AZ IDŐJÁRÁS HATÁSA EGY IDŐSKORÚ BÜKKÖS ÉVENKÉNTI KÖRLAP-NÖVEKEDÉSÉRE

Führer Ernő¹, Edelényi Márton², Jagodics Anikó¹, Jereb László², Horváth László³, Kern Zoltán⁴, Móring Andrea⁵, Szabados Ildikó⁶ és Pödör Zoltán²

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

²Nyugat-magyarországi Egyetem, Simonyi Károly Műszaki, Faanyagtudományi és Művészeti Kar, Informatikai és Gazdasági Intézet, Sopron

³MTA-SZIE Növényökológiai Kutatócsoport, Gödöllő

⁴MTA Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földtani és Geokémiai Intézet, Budapest

⁵Edinburghi Egyetem, Ökológiai és Hidrológiai Központ, Edinburgh

⁶Földművelésügyi Minisztérium, Budapest

Kivonat

Egy Soproni-hegységben található bükkös évenkénti körlap-növekedésének meteorológiai jellemzőkkel való összefüggését vizsgáltuk az 1985 és 2007 közötti időszakban. Értékeltek a terület időjárási körülményeit, és töréspont-elemzés alkalmazásával megállapítottuk, hogy a vegetációs időszak egyes hónapjaiban a hőmérséklet tekintetében növekedés, míg a csapadék esetében csökkenés mutatható ki. A körlap-növekedés éven belüli és évek közötti változásai tekintetében a fő növekedési időszakokban (V–VIII. hónap) egyértelmű csökkenés, a befejező növekedési időszakokban (IX–X.) pedig egyértelmű emelkedés figyelhető meg, miközben az éves növekedés erősen csökkenő tendenciájú. Többváltozós lineáris modell alkalmazásával elemeztük az éves körlapnövedék és a tárgyév, illetve az előző két év különböző klimatikus paramétereire közötti kapcsolatokat. Megállapítottuk, hogy az előző év nyári csapadéka pozitívan, míg őszének hőmérséklete negatívan hat. A tárgyév tavaszának, kora nyarának csapadéka szintén segíti a növekedést, azonban a június–júliusi nagy meleg visszaveti azt. A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy a klíma-előrejelzéseknek megfelelően jelentős csökkenés várható a bükkösök növedékében, miközben a fajfaj vitalitása és toleranciaszintje is esni fog.

Kulcsszavak: bükk, körlapnövedék, meteorológiai jellemzők

EFFECT OF WEATHER CONDITIONS ON THE ANNUAL BASAL AREA INCREMENT OF A BEECH STAND OF OLD AGE

Abstract

We studied the effect of meteorological parameters on the basal area increment (BAI) of a beech stand in the Sopron Mountains between 1985 and 2007. We evaluated the meteorological conditions of the area by using breakpoint-analysis, and the results showed rising temperature and decreasing rainfall in certain months of the vegetation period. Regarding to the trends of BAI, we observed a significant decrease in the main growth period (May–August) and a significant increase in the final growth period (September–October), while the annual tree growth showed a strong significant decreasing trend. Multivariate regression analysis was used to determine the relationships between the BAI and the climatic variables in the given and also in the previous two years. We found that the previous year's precipitation has positive, while autumn temperature has negative effect on the BAI. At the same time current spring to early summer precipitation enhances the beech growth, and in contrary, the mean temperature in June and July has negative effect on the BAI. Based on the results, we can conclude that according to the forecasted changes in climate, not only further loss in growth but also drastic decay in vitality and tolerance can be expected for beech at this site in the future.

Keywords: beech, basal area increment, meteorological parameters

BEVEZETÉS

Az 1990-es évek elején több szerző is jelezte, hogy Közép-Európában az erdők növekedése az évszázad utolsó harmadában nagyobb volt, mint az évszázad közepén, vagy azt megelőzően (Pretzsch 1992; Bräker 1996; Spiecker és mtsai 1996; Zingg 1996; Kahle 2008; Somogyi 2009). Az okokat vizsgálva, a növekedés-változást kapcsolatba hozzák egyrészt a vegetációs periódus meghosszabbodásával (Hasenauer és mtsai 1999), valamint a kilombosodás és virágzás korábbi bekövetkezésével (Menzel és Fabian 1999). Másrészt a klímaváltozással összefüggő hőmérséklet-emelkedés is, az egyéb tényezőkön kívül, jelentősen befolyásolja a fotoszintézis és a légzés folyamatainak intenzitását, ami szintén növekedés-változást eredményez (Kozłowski és mtsai 1991; Larcher 2001; Somogyi 2008). Fontos azonban megjegyezni, hogy ha nagyobb földrajzi léptékben szemléljük a klímaváltozás és a fák növekedésének kapcsolatát, akkor a kapott eredmények sokszor egymásnak ellentmondóak. Ennek egyik oka az, hogy a különböző megfigyelések és mérések összehasonlításakor figyelmen kívül hagyják a kísérleti objektumok klimatikus adottságainak kedvező vagy kedvezőtlen voltát (Mátyás és mtsai 2010a,b). Az egyes fafajok elterjedési területének szárazabb részeivel ellentétben a kedvező vízellátottságú helyszíneken a melegedés valóban jelentős, akár 50%-ot is elérő növekedéstöbblettel járhat.

A klímaváltozás a XXI. század legnagyobb kihívásainak egyike. Az előrejelzések szerint Magyarország időjárása az eddigieknél melegebb és szárazabb lesz (Gálos és mtsai 2007; Bartholy és mtsai 2009; Faragó és mtsai 2010; Pieczka és mtsai 2011). Hazánkban a klíma erdészeti kihatásait nemcsak az egyes fafajok elterjedésének, diverzitásának és vitalitásának változása (Berkli és mtsai 2009; Mátyás és mtsai 2009, 2010a,b,c, 2011; Mátyás 2010; Czúcz és mtsai 2011, 2013; Rasztovits és mtsai 2012; Borovics és Mátyás 2013; Möricz és mtsai 2013), továbbá az abiotikus és biotikus károsítások növekedése miatt (Csóka 1996, 1997; Csóka és mtsai 2009; Molnár és Lakatos 2009; Lakatos és Molnár 2009; Hirka és Csóka 2010; Klapwijk és mtsai 2013), hanem produkcióbiológiai összefüggések szempontjából (Szőnyi 1962; Halupáné 1967; Járó és Tátraaljai 1985; Führer és Járó 1992; Führer 1994, 1995; Manninger 2004; Somogyi 2008, 2009; Solymos 2009; Führer 2010; Führer és mtsai 2011a,b; Garamszegi és Kern 2014; Führer és mtsai 2016) is többen vizsgálták. Ez utóbbi szempont gyakorlati megközelítésben azt jelenti, hogy a fák és a faállományok növekedési feltételei-

nek minél alaposabb feltárása a klímaváltozás ökonómiai következményei és az erdők klímavédelmi szerepe miatt is egyre inkább sürgető kutatási feladattá válik (Gálos és mtsai 2011, 2012; Führer és mtsai 2013).

Jelen tanulmányban egy idős bükkös faállományban 22 éven át (1985–2007) végzett hetenkénti kerület-növekedés mérések adatait elemeztük összefüggésben a növekedést meghatározó főbb időjárási paraméterekkel, így a havi átlaghőmérséklettel és csapadékkal. Az adatsor időbeli hossza már lehetővé teszi, hogy az évenkénti körlap-növekmények és az időjárás hatását lineáris korreláció-analízissel megbízhatóan kimutassuk, illetve a növekmény értékeire többváltozós lineáris regresszióval modellt illesszünk. Ez megteremti a lehetőséget arra, hogy a klímaszcenáriók felhasználásával modellezhessük a jövőben várható növekmény alakulását.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kísérleti objektum jellemzése

A mérőhely kiválasztásánál elsődleges szempont az volt, hogy a kérdéses fafaj, azaz a bükk az adott tájban ökológiai és erdőgazdasági szempontból egyaránt fontos legyen. A Soproni-hegység Magyarország és Ausztria határán fekszik és itt a bükk őshonos előfordulása. A Sopron 151/A erdőrészletben kijelölt állomány erdőtípusa *Oxalis acetosella* bükkös, egyszintű, teljes záródású, kora a mérések megindításakor az erdészeti adattár bejegyzése szerint 85 év. Az I. és a II. világháború között a bükkösök felújítását olyan technológiával végezték, amivel 5–15 év alatt sikert értek el. Ezért előfordulhat, hogy az egyes törzsek között a kambialis korban 10 évnyi különbség is lehet. 2008. év elején az állományt letermelték. A kísérleti terület délkeleti kitettségű, enyhe lejtésű hegyoldalon, kb. 400 m tengerszintfeletti magasságban fekszik. A talajképző kőzet gneisz, az ezen kialakult genetikai talajtípus pedig a mély termőrétegű agyagbemosódásos barna erdőtalaj podzolos változata. Az éghajlata szubalpin jellegű.

Az átlagos faállomány-viszonyokra jellemző helyen 50×50 m-es parcellán megmértük valamennyi törzs magasságát és mellmagassági átmérőjét. Az állomány jó növekedésű, hektáronkénti törzsszáma 362 db, élőfakészlete 732 m³, átlagos átmérője és magassága 37 cm, ill. 32 m. A törzsenkénti felvételek alapján megállapítottuk az egyes törzsek szociális helyzetét (kimagasló, uralkodó és alá-, ill. közbeszorult egyed), majd jellemeztük az állomány szerkezetét. Az elemzés alapján kiválasztottunk 7 törzset, melyek közé alászorult törzset nem választottunk, mert azoknál a növekedést az időjáráson kívül a szociális helyzetük is nagymértékben befolyásolja. E törzsekre mellmagasságban ún. Liming-szalagokat (Liming 1957) helyeztünk, melyek segítségével 22 éven át (1998 kivételével 1985-től 2007-ig) hetente, ill. kéthetente mértük a kiválasztott faegyedek kerületének változását.

A mérések alapján a teljes vegetációs periódus (április–október) alatti növekedést jellemeztük. Továbbá a rendelkezésre álló havi meteorológiai adatok segítségével a havonkénti növekedések mellett olyan sematikus képzett periódusok növekedését értékeltük, amik lefedik a kezdeti (április), a fő (május–augusztus) és a befejező (szeptember–október) növekedési szakaszokat.

A kísérleti hely időjárásának általános és konkrétan a vizsgált évek jellemezéséhez az Országos Meteorológiai Szolgálatnak a térségben lévő mérőhálózata segítségével a kísérleti területre interpolált havi csapadék- és hőmérsékletadatait használtuk fel. Nemcsak a terület általános klímajellemzését végeztük el, hanem összefüggést is kerestünk az egyes évek havi hőmérséklet- és csapadékadatai, valamint az évenkénti körlap-növekmények között.

Kiértékelés módszere

Az európai irodalmi áttekintés alapján (Manninger és mtsai 2011) megállapítható, hogy az időjárás és a fák növekedése közötti kapcsolat elemzésében egyaránt használnak szimpla havi (Dittmar és mtsai 2003; Szabados 2004, 2006; Kern és Popa 2007; Maxime és Hendrik 2010; Scharnweber és mtsai 2011) és speciális, időszaki komponenseket (Pichler és Oberhuber 2007; Novák és mtsai 2010). Az eltolatásokat előre definiált időszakok segítségével is rendszeresen figyelembe veszik (Briffa és mtsai 2002; Büntgen és mtsai 2006; Gutiérrez és mtsai 2011). Ezeket az időszakokat az egyes hónapok tulajdonságainak szisztematikus összevonásával (összeg ill. átlag) lehet teljes körűen reprezentálni, melyeket ebben a munkában a CReMIT keretrendszerrel vizsgáltuk (Edelenyi és mtsai 2011; Pödör és mtsai 2014).

A keretrendszer egyes fázisai egyrészt az adatelőkészítésért, másrészt a CReMIT alkalmazásával nyerhető másodlagos adatsorok létrehozásáért, továbbá az adatok elemzéséért felelősek. A másodlagos adatok előállítása – szakmai szempontok figyelembevételével – egy maximális időszaki eltolás és szélesség meghatározásával definiálható.

A CReMIT által előállított másodlagos (meteorológiai) adatok és a fák körlap-növekedése között lineáris korrelációelemzéssel kerestük a kapcsolatokat, melyek szignifikanciáját t-próbával ellenőriztük. A feltárt szignifikáns havi és időszaki összefüggések felhasználásával többváltozós lineáris regressziós modelleket hoztunk létre a független paraméterek minden lehetséges, legalább kételemű részhalmazaira. Ezek közül – az ökofiziológiai szempontokon túl – a korrigált determinációs együttható értékei alapján (R^2_{adj}) válogattunk. Az R^2_{adj} a szimpla determinációs együtthatóval ellentétben figyelembe veszi a modellben felhasznált paraméterszámot és a megfigyelések számát is, amely így alkalmasabb a többváltozós modellek összehasonlítására.

Különösen a természeti jellemzők megfigyelése kapcsán igaz, hogy a változások nem egyik napról a másikra következnek be, hanem egy hosszabb távú folyamat eredményeképpen. A hosszabb távú folyamat kapcsán is lehetőségünk van olyan pontok kijelölésére, melyek mentén viszonylag élesen kettéválaszthatóak az adatsorok. Ez az eljárás a töréspont keresés, és ezeket a hirtelen, ugrásszerű változásokat töréspontoknak nevezzük az idősorokban. A statisztikai szakirodalom e célra többféle módszert kínál (Sneyers 1992; Mares és Mares 1994; Molnár és Izsák 2011), mi a *részátlagok összevetése a Student-féle t-próbával* alkalmazása mellett döntöttünk, mely azon a feltevésen alapul, hogy az ugrásszerű változás időpontjánál elválasztott időszakok átlagainak eltérése nagyobb a más időpontoknál elválasztottakénál.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A kísérleti terület időjárásának erdészeti szempontú értékelése

Az 1961–2007 közötti időszak átlagszapadék 761 mm. Ebből a növekedési periódusban (IV–X.) 540 mm hullott, a nyugalmi időszakban (XI–III.) pedig csak 221 mm (1. táblázat). Ez azt jelenti, hogy a nyugalmi időszak talajban tárolt vízmennyisége mellett a fiziológiai szempontból aktív növekedési időszakban elegendő csapadékvíz áll az erdő rendelkezésére a szervesanyag-képzéshez. Amennyiben az egyes növekedési időszakok csapadékmegoszlását nézzük, akkor a kezdeti növekedési időszakokra a növekedési időszakban hullott csapadék 11%-a (58 mm), a fő növekedési időszakokra annak 65%-a (349 mm), míg a befejező növekedési időszakokra annak 24%-a (133 mm) esik. A júniusi legintenzívebb növekedés idején 95 mm (18%) volt a 47 év átlagos csapadék. A hőmérsékleti adatok esetében a kísérleti terület átlagos éves hőmérséklete 7,9 °C. Amíg a növekedési időszak átlaghőmérséklete 13,5 °C, addig a nyugalmi időszaké 0 °C. Ha a növekedési időszakok hőmérsékletviszonyait nézzük, akkor a kezdeti növekedési időszakok átlaghőmérséklete 8,0 °C, a fő növekedési időszakoké 16,2 °C, míg a befejező növekedési időszakoké 10,9 °C. A magas

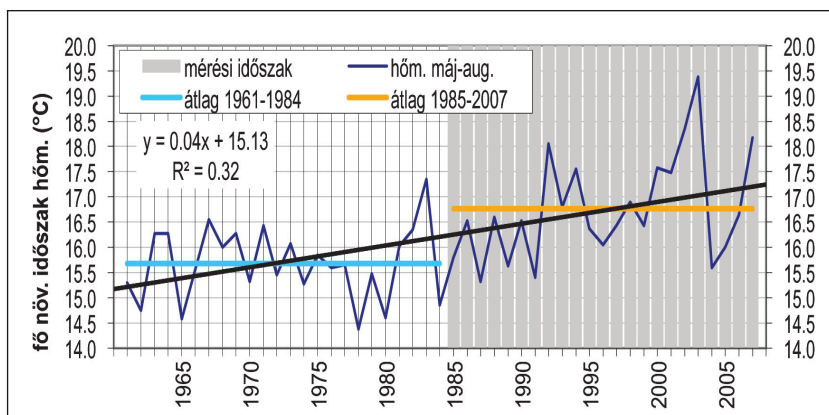
hőmérséklet miatt kritikus hónapnak számít a július és néha az augusztus, mert ekkor a havi átlaghőmérséklet meghaladja a 18 °C-ot, a nappali maximum-érték pedig a 30–35 °C-ot. Ez utóbbi, rendkívül magas hőmérsékleti értékek pedig nagymértékben csökkenthetik a fotoszintézis intenzitását. A mérési periódus (1985–2007) időjárási viszonyai a csapadék tekintetében kevésbé, de a hőmérséklet esetében markánsan eltérnek az azt megelőző 24 év (1961–1984) időjárásától. A fő növekedési időszakok átlaghőmérséklete a mérési periódusban 1,1 °C-kal magasabb, mint az azt megelőző 24 évben. Még nagyobb a különbség a kritikusnak számító júliusban, amikor annak értéke már eléri az 1,3 °C-ot, méghozzá úgy, hogy közben a mérési periódusban a júliusi csapadék 14%-kal alacsonyabb, mint korábban volt. Azaz a szárazság bekövetkezésének nagyobb volt az esélye a mérési periódusban, mint azt megelőzően.

1. táblázat: A mérési helyszín átlagos meteorológiai adatai a növekedési időszakok szerint (P: csapadékösszeg, T: átlaghőmérséklet)
Table 1: Average meteorological data of the study site according to the growth periods (P: precipitation sum, T: mean temperature)

Élettani szakaszok	Időintervallum					
	1961–1984		1985–2007		1961–2007	
	P (mm)	T (°C)	P (mm)	T (°C)	P (mm)	T (°C)
Éves (I–XII. hónap)	757	7,5	764	8,2	761	7,9
Nyugalmi időszak (XI–III.)	211	-0,3	230	+0,2	221	0,0
Növekedési időszak (IV–X.)	546	13,1	533	13,9	540	13,5
Kezdeti növ. időszak (IV.)	62	7,6	54	8,3	58	8,0
Fő növ. időszak (V–VIII.)	355	15,7	342	16,8	349	16,2
Befejező növ. időszak (IX–X.)	129	10,7	137	11,0	133	10,9
Intenzív növ. időszak (VI.)	100	15,5	89	16,1	95	15,8
Kritikus hónap (VII.)	93	17,5	79	18,8	86	18,2

A melegendő körülményeket szemlélteti az 1. ábrán bemutatott fő növekedési időszakra értelmezett hőmérsékleti adatsor is. Az időszakra illesztett trend egyértelmű változást jelez, különösen a mérési periódusra vonatkozóan. Látható, hogy 1961-től 1984-ig a fő növekedési időszakban 15 °C-nál alacsonyabb átlaghőmérsékletű év a 24 év alatt ötször (1962, 1965, 1978, 1980, 1984), az azt követő 23 évben pedig egyszer sem fordult elő. Vagy amíg 1961-től 1984-ig 17 °C-nál magasabb átlaghőmérsékletű év csak egyszer (1983), addig az azt követő 23 évben már hétszer (1992, 1994, 2000, 2001, 2002, 2003, 2007) fordult elő. Megfigyelhető még az is, hogy amíg a legmagasabb átlaghőmérséklet az első intervallumban 1983-ban 17,4 °C volt, addig a mérési periódusban 2003-ban már elérte a 19,4 °C-ot.

A változást szemlélteti az egyes évek erdészeti klímaosztályok szerinti besorolása is. Bükkös klímának megfelelő időjárású év a magyarországi viszonyokra kifejlesztett erdészeti szárazsági index (Führer 2010; Führer és mtsai 2011a) alapján 1961-től 1984-ig az évek 75%-ában, míg a rá következő 23 évben csak 48%-ában fordult elő. Ennek megfelelően a bükkös klímánál melegebb és szárazabb évek (gyertyános-tölgyes, kocsánytalan tölgyes/cseres és erdőssztyepp klímaosztály) a mérési periódusban gyakoribbak voltak (52%), mint előtte (25%). Azaz egyértelmű bükkös klímáról, legalábbis a mérési periódus alatt nem beszélhetünk. Összességében nézve a 47 évet, megállapítható, hogy a kísérleti terület klímája bükkös, hiszen 29 évben, azaz az évek 62%-ában a bükkös klímára jellemző időjárási körülmények fordultak elő. Az évek 23%-ában a gyertyános-tölgyes, 9%-ában a kocsánytalan tölgyes illetve cseres, végül pedig 6%-ában az erdőssztyeppre jellemző körülmények uralkodtak.



1. ábra: A fő növekedési időszakasz átlaghőmérsékletének évenkénti változása és ennek trendje

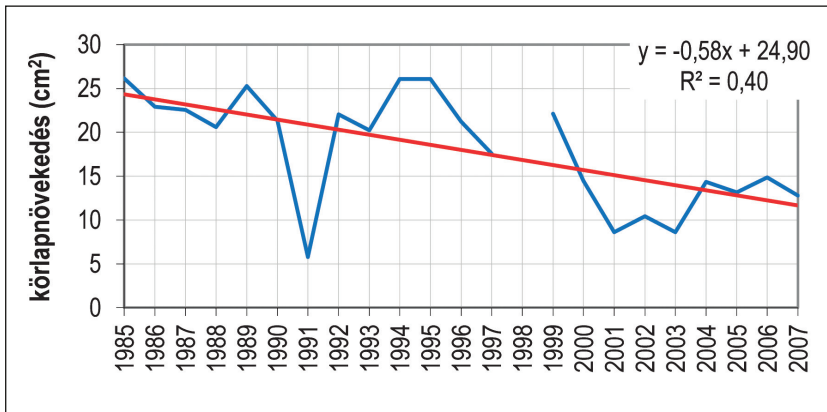
Figure 1: Average air temperature of the main growth period and its trend between 1961 and 2007

Az egyes hónapok csapadék- és hőmérsékletviszonyaiban azonban a mérési periódus alatt is jelentős változás volt érzékelhető. A meteorológiai elemzéseknél használatos töréspont-vizsgálat alapján az 1985–2007. időszak vonatkozásában kerestük azokat az éveket, amelyek előtt és után a számított átlagadatok az egyes hónapok és periódusok vonatkozásában szignifikánsan különböztek egymástól. Feltételezésünk szerint, amelyik évtől, vagy azt közvetlenül megelőző, ill. azt követő évtől a havi vagy az időszak meteorológiai paraméter időbeni alakulásában markáns, szignifikáns változás áll be, és az adott paraméter meghatározó a növekedés szempontjából, akkor abban az évben, vagy annak közelében a növekedésben is változás várható. A töréspont-elemzés mutatja, hogy a mérési periódus 22 éve alatt a vegetációs időszak egyes hónapjaiban mind a csapadék, mind pedig a hőmérséklet vonatkozásában különböző években, de 1990 és 2000 között következett be változás. Amíg csapadék esetében a növekedés szempontjából meghatározó hónapokban csökkenés, addig a hőmérsékletnél emelkedés volt megfigyelhető a töréspont utáni időszakban az azt megelőző időszakhoz képest. Azaz pl. június esetében a hőmérséklet átlaga 1992 után 1,86 °C-kal magasabb, mint az azt megelőző időszakban, addig az átlagos csapadék 1998 után 41 mm-rel kevesebb az azt megelőző időszak átlagánál.

A körlapnövedék évenkénti és éven belüli változása

A heti terület-növekedésből kiszámított évenkénti körlap-növekedés átlagos nagysága 17,9 cm², a legnagyobb növekedésű fánál ennek értéke 31,3 cm², a legkisebb növekedésűnél pedig 5,52 cm². Az átmérő-növekedés megindulása április első felében kezdődik, és október közepéig befejeződik. Az adatok azt mutatják, hogy a szervesanyag 88%-a a fő növekedési időszakaszban képződött, a kezdeti növekedési időszakaszban valamivel több mint 5%-a, míg a befejező növekedési időszakaszban valamivel kevesebb mint 7%-a. Az egyes törzsek között nemcsak abszolút növekedésben van eltérés, hanem annak az egyes növekedési időszakokra jutó aránya is más és más. Megállapítható, hogy minél kisebb a törzs szervesanyag-képzése, azaz minél kisebb a fő növekedési időszakasz körlapnövedéke, annál nagyobb arányú a kezdeti- és a befejező növekedési időszakaszra eső növedék.

Az éves körlapnövedékek évenkénti értékei az idő előrehaladtával egyértelműen csökkenő trendet mutatnak (2. ábra). Ez természetesen összefügghet a mérési időintervallum alatt megfigyelhető egyértelmű hőmérséklet-emelkedéssel is (lásd 1. ábra). Látható, hogy 1991-ben, és a 2001–2003 közötti periódus alatt a növekedés jóval az átlag alatti volt.



2. ábra: Átlagos évenkénti körlep-növekedék futása
Figure 2: The yearly basal area increment in the examined period

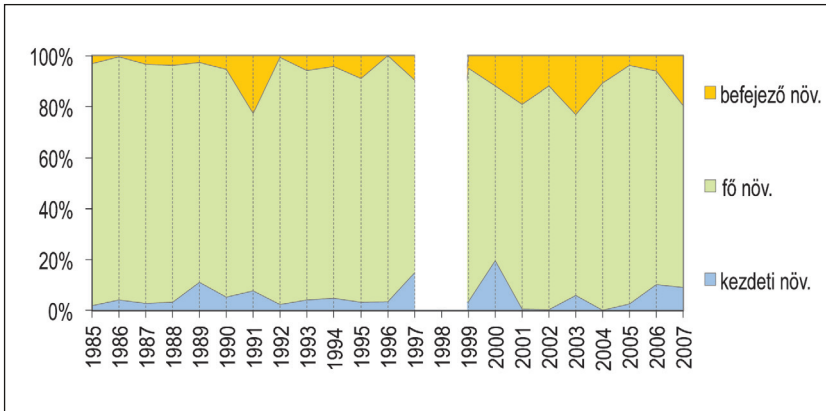
Az 1991. év rendkívülinek számított, hiszen az éves körlep-növekedék csak 5,77 cm², a sokéves átlagnak alig egyharmada volt. Ebben az évben a kezdeti növekedési időszakaszban az éves növekedéknek csaknem 8%-a, a fő növekedési időszakaszban 70%-a, míg a befejező növekedési időszakaszban csaknem 23%-a képződött. Az igen alacsony körlep-növekedék feltehető oka nemcsak biológiai lehet, hanem szerepet játszott abban a tárgyév rendkívüli időjárása is. Az éves csapadék 849 mm, a sokéves átlagnál 12%-kal nagyobb. Azonban ennek megoszlása az egyes növekedési időszakaszok között nagyon kedvezőtlen volt. Azaz a téli félév (1990. XI.–1991. IV.) alatt hullott csapadék (190 mm), ami az áprilisi növekedés megindulásához elengedhetetlen vízforrás, a 47 éves átlagnál (279 mm) 32%-kal alacsonyabb volt. A nyugalmi időszakban és a kezdeti növekedési időszakaszban tehát a talaj vízzel való feltöltődése csak részlegesnek mondható. Az ezt követő két hónapban (május és június) viszont, amikor a szervesanyag-képzés általában a legnagyobb, a lehullott csapadék (329 mm) a sokéves átlagnál (178 mm) 84%-kal magasabb volt. Ugyanakkor a május és június hónapok átlaghőmérséklete 2,2 °C-kal alacsonyabb volt, mint a sokéves átlag (14,4 °C). Következésképpen a páratelt levegő miatt a csökkent mértékű transzspiráció és az átlagnál jóval alacsonyabb hőmérséklet miatt pedig a fotoszintézis intenzitása is jelentősen mérséklődött. Ennek volt eredménye a kis mértékű szervesanyag-képzés. Ezt a hiányt azonban a fák a későbbi hónapokban, hiába hullott még 330 mm eső, már nem tudták bepótolni. Látható, hogy a befejező növekedési időszakaszban képződött az éves növekedék 23%-a, ami jóval magasabb arányú a 22 éves átlagnál (6,7%).

Szélsőséges időjárású évnak számított a 2003. év is. Az éves csapadék 558 mm, ami a sokéves átlagnál 27%-kal alacsonyabb. Amíg a nyugalmi időszak és a kezdeti növekedési időszakasz együttes csapadéka (216 mm) megfelel a sokéves átlagnak (221 mm), addig az intenzív növekedésű május és június csapadék-összege csak 108 mm, ez pedig 39%-kal alacsonyabb, mint a sokéves átlag (178 mm). Ugyanakkor a két hónap átlaghőmérséklete 18 °C volt, szemben a 14,5 °C-os sokévi átlaggal. A hőmérsékletek napi maximumának átlaga májusban elérte a 29,4, júniusban pedig 32,6 °C-ot. Szárazság (lég- és talaj-) és hőség tehát egy időben volt jelen, és ezért a fotoszintézissel egybekötött szervesanyag-képzés is korlátozott volt. A 8,6 cm²-es éves körlep-növekedék 6%-a a kezdeti, 71%-a a fő és 23%-a a befejező növekedési időszakaszban képződött. Ez esetben is megállapítható, ha a fő növekedési időszakaszban a szervesanyag-képzés kicsiny (6,09 cm²), akkor a befejező növekedéssel (1,99 cm²) némi kompenzációra még képesek a fák.

Az egyes évek elemzéséből az is látható, hogy az évenkénti körlep-növekedék nagy változatosságot mutat nemcsak évről évre, hanem a növekedési időszakaszokon belüli megoszlás alapján is. Általában megállapítható, hogyha a fő növekedési időszakaszban kisebb a növekedék nagysága, akkor a befejező növekedési

időszakokban százalékosan nagyobb (3. ábra). Ilyen jellegű összefüggés a kezdeti növekedési időszakok tekintetében nem áll fenn.

A kezdeti növekedési időszakokban a legnagyobb növekedés mennyiségében (2,84 cm²) és arányában (20%) egyaránt 2000-ben volt. Ezt az időjárás is alátámasztja, hiszen a nyugalmi időszakban és a kezdeti növekedési időszakokban a csapadék nagysága összesen 340 mm volt, ami 54%-kal több, mint a sokéves (47 év) átlag. A fiziológiai folyamatok megindulásához így elegendő volt a talaj víztelítettsége, ugyanakkor a tavaszi, azaz a márciusi átlaghőmérséklet 1,1 °C-kal, az áprilisi pedig 3,4 °C-kal volt melegebb, mint a kérdéses hónapok sokéves átlagai ($T_{\text{márc}}: 2,9 \text{ °C}; T_{\text{ápr}}: 7,9 \text{ °C}$). E kedvező időjárási viszonyok nagy valószínűséggel hozzájárultak a kezdeti növekedés korai és intenzív megindulásához.

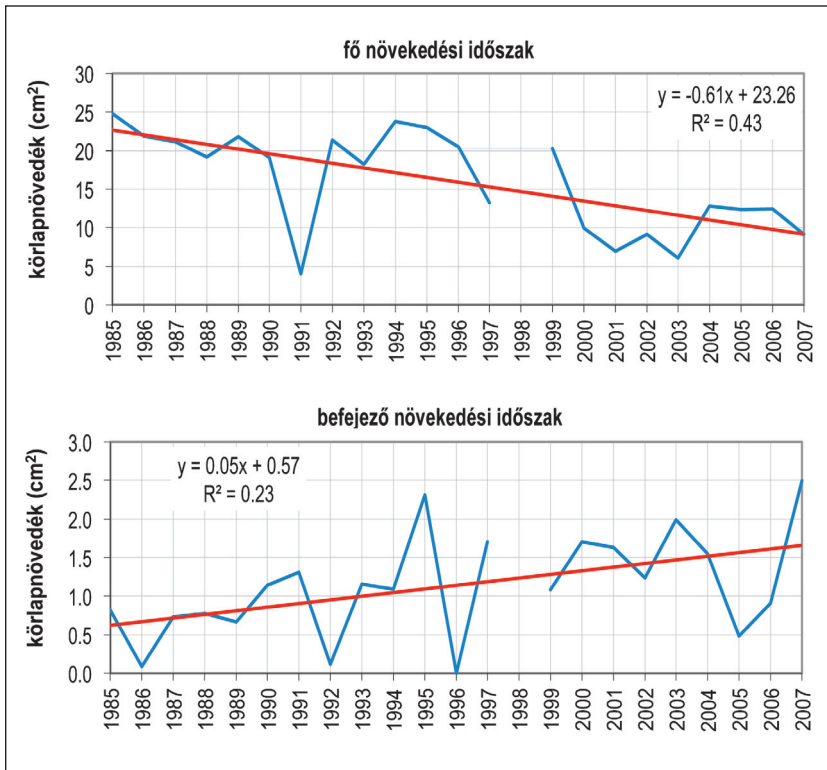


3. ábra: Az egyes növekedési időszakok körápnövekedésének százalékos megoszlása az egyes években
Figure 3: Share of basal area increments of the growth periods in the examined years

A kezdeti növekedési időszakok hossza viszonylag rövid. Ez egybevág az utóbbi két évtized azon megfigyelésével, hogy a tél és a nyár közötti átmenet gyorsan eltelik. A fő növekedési időszak pedig egyre melegebbé válik és július–augusztusban igen gyakran előfordul, hogy a rendkívül magas nappali hőmérséklet és az alacsony páratartalom eredményeként a fotoszintézis szinte teljesen leáll. A hőség enyhülésével aztán később, az ősz elejétől, annak közepéig ismét beindul. A mérések azt bizonyítják, hogy az augusztus utáni befejező növekedési időszakokban képződött szervesanyag egyre nagyobb mértékű, és nagysága szorosan összefügg a megelőző időszak növekedési körülményeivel. Vagyis, amennyiben a fő növekedési időszakban alacsony a szervesanyag-képzés, akkor a befejező növekedési időszakban az átlagnál nagyobb. Amíg a kezdeti növekedési időszakok évenkénti körápnövekedései a 22 év alatt trendszerű változást nem mutatnak, addig a fő és befejező növekedési szakasz növekményei igen. A fő növekedési időszakban egyértelmű csökkenés, a befejező növekedési időszakban pedig egyértelmű növekedés figyelhető meg (4. ábra).

Az egyes hónapok növekedését külön-külön szemlélve megállapítható, hogy 22 év átlagában a fő növekedési perióduson belül a legnagyobb növekedés júniusban (6,08 cm²), majd májusban (5,05 cm²), júliusban (3,31 cm²) és augusztusban (1,52 cm²) figyelhető meg.

A töréspont-elemzés alapján május, szeptember és október kivételével a többi hónap, ezen kívül a fő növekedési (V–VIII.) és az egész növekedési (IV–X.) periódus növekedési ütemében 1999 és 2001 között szignifikáns változás állt be (2. táblázat). Ezért külön értékeltük az 1985-től 1999-ig és az 2000-tól 2007-ig terjedő időszak növekedési viszonyait. A töréspont-vizsgálatok egyértelműen mutatják, hogy a vegetációs periódus első öt (IV–VIII.) hónapjában a töréspontot jelölő évszámok előtti átlagos növekedések jóval nagyobbak az évszámot követő átlagoknál, szeptemberben és októberben viszont fordított a helyzet.

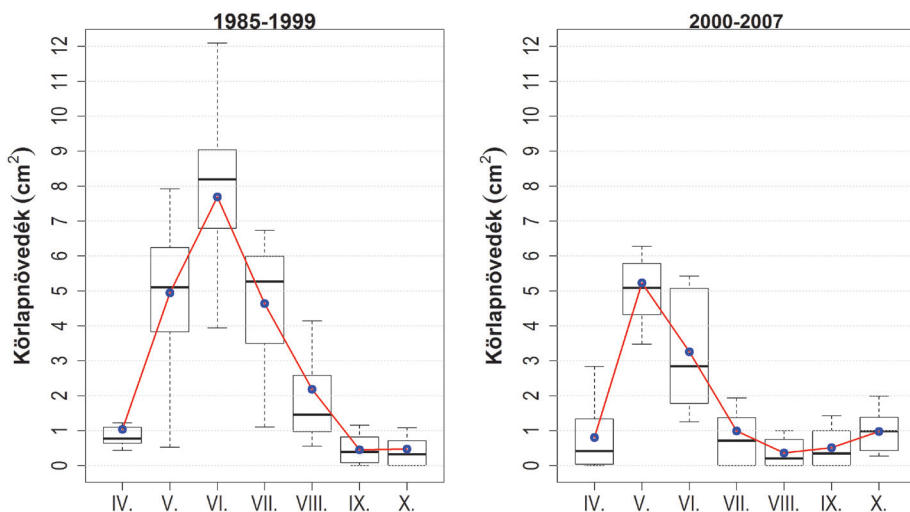


4. ábra: A fő és befejező növekedési időszakok körnapnövekedékének változása a mérési időszak alatt
 Figure 4: Trends of basal area increment of the main and the final growth periods during the examined years

2. táblázat: Körnapnövekedések töréspont-elemzésének eredményei
 (*: $p < 0,1$ szinten, **: $p < 0,05$ szinten szignifikáns)
 Table 2: The results of the break-point analysis of the basal area increments
 (*: significant at $p < 0,1$; **: significant at $p < 0,05$)

Hónapok	Töréspont (évszám)	Növekedék (cm ²)		
		előtte	utána	eltérés
IV.	2001*	1,16	0,51	-0,65
V.	1990	5,92	4,79	-1,13
VI.	2000**	7,69	3,26	-4,43
VII.	2000**	4,64	0,99	-3,65
VIII.	1999**	2,31	0,39	-1,92
IX.	1990	0,28	0,53	0,25
X.	1994**	0,24	0,79	0,55
IX-X.	1990**	0,62	1,17	0,56
V-VIII.	2000**	19,45	9,85	-9,60
IV-X.	2000**	21,42	12,15	-9,27

Tehát az egyes hónapok növekedése a két periódusban jelentősen eltér egymástól (5. ábra), ami nemcsak abszolút értékben, hanem az egyes hónapokon belüli súlyok megváltozásában is megmutatkozik. A korábbi időszakban a legnagyobb havi növedék júniusban volt mérhető (7,69 cm²), ennél jóval kisebb, de közel azonos májusban (4,94 cm²) és júliusban (4,64 cm²), majd csökkenő sorrendben augusztus (2,19 cm²), április (1,04 cm²), szeptember (0,45 cm²) és október (0,30 cm²) következik. Ehhez képest a későbbi periódusban a legmagasabb növedék már májusban képződött (5,23 cm²), ez 6%-os emelkedést jelent az előző periódus átlagához képest. Júniusban (3,26 cm²), júliusban (0,99 cm²) és augusztusban (0,37 cm²) viszont már nagy volt a csökkenés (57%, 79%, és 83%), amit a szeptemberi (0,52 cm²) és októberi (0,98 cm²) növekedés csak kis mértékben kompenzált. Azaz az adatokból egyértelműen következik, hogy az első periódusban az átlagos éves növedék (21,19 cm²) csaknem duplája a második periódus átlagos éves növedékének (12,15 cm²).



5. ábra: Havonkénti körápnövedékek az 1985–1999. és a 2000–2007. időszakok átlagában
 Figure 5: Absolute average monthly increments in the periods of 1985–1999 and 2000–2007

Az időjárás és körápnövekedés közti összefüggés

A fák növekedése és szervesanyag-képzése szorosan összefügg a transzspirációs vízáramlással és a fotoszintézissel. Mindkét fiziológiai folyamat kötődik a levélzethez, így annak minősége és mennyisége a fák növekedését is alapvetően befolyásolja. A lombhullató fafajoknál az évente újraképződő levélzet tömege és minősége a hajtások mennyiségétől és minőségétől függ. Gruber (2004) szerint:

- A hajtások számát a rügyképződmények (primordiumok) kialakulásának körülményei határozzák meg. Ez a folyamat pedig két évvel a hajtásokon kifejlődő levélzetet megelőzően eldől.
- A rügyképződmények differenciálódása rövid és hosszúhajtásokká egy évvel a levélzet megjelenése előtt megtörténik. Minél több a hosszú hajtásokat képző rügyek száma, annál nagyobb a valószínűsége a magasabb levélszám kifejlődésének.
- Az pedig, hogy a levelek morfológiai tulajdonságai (felülete és vastagsága) milyenek lesznek, a tárgyév tavaszán dől el, elsősorban áprilisban és májusban.

Egy adott év szervesanyag-képzését tehát a tárgyévi levélzet kialakulása miatt három év, a tárgyévi, az azt egy évvel és az azt két évvel megelőző évek időjárása nagyban befolyásolja. Ezért, amikor összefüggést

kerestünk a fák körlap-növekedése és az időjárás között, három év havi, ill. időszakai hőmérséklet- és csapadékadatait vontuk be a vizsgálatokba.

Az értékelés lineáris korreláció-analízissel történt egyrészt havi, másrészt időszakai (több, szomszédos hónap csapadékösszege és átlaghőmérséklete) komponensekre (CReMIT) alapozva. Ez utóbbiak képzésénél figyelembe vettük a növekedési szakaszokat, vagyis a végső eredményekben igyekeztünk szakmai szempontból is értelmezhető, a növekedést nagy valószínűséggel szignifikáns módon befolyásoló időszakokat kiválasztani.

A havi hőmérséklet-komponensek (3. táblázat) esetében 90%-os szinten szignifikáns hatása a két évvel korábbi október ($T_{-2(\text{okt})}$) és az egy évvel korábbi június ($T_{-1(\text{jún})}$), míg 95%-os szinten az egy évvel korábbi november ($T_{-1(\text{nov})}$) és a tárgyévi június ($T_{(\text{jún})}$). Az egyértelmű negatív előjel azt jelzi, hogy a vizsgált állomány hőmérsékleti viszonyai magasabbak, mint a faj számára optimális hőmérsékleti tartomány. A havi csapadék-komponensek közül a körlapnövedéket 95%-os szinten szignifikánsan befolyásolja a két évvel korábbi júniusi ($P_{-2(\text{jún})}$) és novemberi ($P_{-2(\text{nov})}$), az egy évvel korábbi májusi ($P_{-1(\text{máj})}$), valamint a tárgyévi áprilisi ($P_{(\text{ápr})}$) és júniusi ($P_{(\text{jún})}$) adat. A korrelációs együtthatók kivétel nélkül pozitív előjelűek, azaz a nagyobb mennyiségű csapadék kedvez a növekedésnek. A szignifikánsan ható havi komponensek olyan időszakokban fordulnak elő, amikor fontos fiziológiai folyamatok játszódnak le az év során (rügyképződés, lombhullás, szervesanyag-képződés). A fenti vizsgálatokat elvégeztük időszakai komponensekre is. Időszakoknak a legfeljebb három, egymást követő hónapot tekintettük. Hőmérséklet esetén átlagot, csapadékokra összeget képeztünk. Megjegyzendő, hogy a havi komponensek esetében nagyobb szerepet játszó hónapok az időszakai komponensekben is megjelennek.

3. táblázat: A növedékkal szignifikánsan korreláló meteorológiai jellemzők (*: $p < 0,1$ szinten, **: $p < 0,05$ szinten szignifikáns)

Table 3: Significant correlations between basal area increment and meteorological variables (*: significant at $p < 0.1$; **: significant at $p < 0.05$)

Havi komponensek	$T_{-2(\text{okt})}$	$T_{-1(\text{jún})}$	$T_{-1(\text{nov})}$	$T_{(\text{jún})}$	$P_{-2(\text{jún})}$	$P_{-2(\text{nov})}$	$P_{-1(\text{máj})}$	$P_{(\text{ápr})}$	$P_{(\text{jún})}$
r	-0,41*	-0,42*	-0,54**	-0,53**	0,5**	0,48**	0,44**	0,45**	0,45**
Időszaki komponensek	$T_{-2(\text{okt-nov})}$	$T_{-1(\text{ápr-jún})}$	$T_{-1(\text{okt-nov})}$	$T_{(\text{jún-júl})}$	$P_{-2(\text{júl-szept})}$	$P_{-2(\text{okt-nov})}$	$P_{-1(\text{máj-jún})}$	$P_{(\text{feb-ápr})}$	$P_{(\text{ápr-jún})}$
r	-0,44**	-0,45**	-0,65**	-0,43**	-0,47**	0,47**	0,44**	0,47**	0,42*

A vizsgálatok során kapott eredményekre támaszkodó modellillesztéshez többváltozós lineáris regressziót alkalmaztunk. A szignifikáns meteorológiai komponensek felhasználásával előállítottuk az összes, matematikailag lehetséges többváltozós klímaindex-modellt (továbbiakban CI: Climate Index) mind a hőmérséklet, mind a csapadék és a kettő additív vonatkozásában havi, időszakai és együttes szinten is. A kapott regressziós egyenletekből a statisztikailag szignifikánsak ($p < 0,05$) közül kiválogattuk a szakmailag is megfelelőeket. A továbbiakban az alábbi rövidítéseket alkalmazzuk CI vonatkozásában: T a hőmérséklet, P a csapadék, m (monthly) a havi, s (seasonal) az időszakai komponensekre utal.

Így a releváns szignifikáns paraméterek figyelembevételével előállítottuk azokat a regressziós klímaindexeket (4. táblázat), amelyek a vizsgált 22 év átlagában leginkább befolyásolják a fák éves körlap-növekedését. A táblázatban a vizsgálatok alapját képező korrigált determinációs együttható mellett a szimpla determinációs együtthatót is feltüntettük. Látható, hogy a független változók számát is figyelembe vevő korrigált determinációs együttható mindenütt alacsonyabb értékeket ad, mint a szimpla.

A havi komponensekből képzett CI_{Tm} és CI_{Pm} indexek alapján megállapítható, hogy a csapadék ($R^2_{adj} = 0,64$) egyértelműen erősebb hatással van a növedékre, mint a hőmérséklet ($R^2_{adj} = 0,43$). Ez alátámasztja Gutiérrez és mtsai (2011) megállapítását, miszerint a hőmérséklet szervesanyag-képződésre gyakorolt hatása rövidebb (napos, hetes) időszakok alatt érvényesül, mint a csapadéké. A kiválasztott együttes (hőmérséklet-csapadék) havi klímaindex modellre (CI_{TPm}) kapott $R^2_{adj} = 0,71$ érték pedig határozott összefüggést mutat.

4. táblázat: Az egyes szempontok szerint kiválasztott modellek (CI)

Table 4: The selected climate index models (CI)

modell	R^2_{adj}	R^2
$CI_{Tm} = -1,42 \cdot T_{-1(nov)} - 1,86 \cdot T_{(jún)} + 51,83$	0,43	0,49
$CI_{Pm} = 0,11 \cdot P_{-2(nov)} + 0,07 \cdot P_{-1(máj)} + 0,07 \cdot P_{(ápr)} + 0,03 \cdot P_{(jún)} - 1,03$	0,64	0,71
$CI_{TPm} = 0,09 \cdot P_{-2(nov)} + 0,06 \cdot P_{-1(máj)} - 0,76 \cdot T_{-1(nov)} + 0,05 \cdot P_{(ápr)} - 1 \cdot T_{(jún)} + 22,71$	0,71	0,78
$CI_{Ts} = -2,24 \cdot T_{-2(okt-nov)} - 1,26 \cdot T_{-1(ápr-jún)} - 2,91 \cdot T_{-1(okt-nov)} - 0,05 \cdot T_{(jún-júl)} + 63,52$	0,54	0,63
$CI_{Ps} = 0,06 \cdot P_{-2(okt-nov)} + 0,04 \cdot P_{-1(máj-jún)} + 0,02 \cdot P_{(ápr-jún)} - 2,49$	0,46	0,54
$CI_{TPs} = -0,03 \cdot P_{-2(júl-szept)} - 2,23 \cdot T_{-2(okt-nov)} - 2,97 \cdot T_{-1(okt-nov)} + 0,04 \cdot P_{(feb-ápr)} - 0,01 \cdot P_{(ápr-jún)} - 0,41 \cdot T_{(jún-júl)} + 57,86$	0,66	0,75
$CI_{TPsm} = 1,09 \cdot T_{-2(okt)} + 0,1 \cdot P_{-2(nov)} - 1,21 \cdot T_{-1(ápr-jún)} + 0,03 \cdot P_{-1(máj-jún)} - 1,32 \cdot T_{-1(okt-nov)} + 0,06 \cdot P_{(ápr)} - 0,01 \cdot P_{(jún)} - 1,1 \cdot T_{(jún)} + 34,86$	0,72	0,82

Az időszaki additív hőmérsékleti klímaindexre (CI_{Ts}) számított korigált determinációs együttható értéke 0,54, ami egy kissé nagyobb, mint a havi komponensekre kapott érték. Az időszaki csapadék komponensekkel képzett additív indexre (CI_{Ps}) számított korigált determinációs együttható értéke pedig 0,46, ez viszont egy kicsivel alacsonyabb, mint a havi csapadék komponensek vonatkozásában. Vagyis az időszaki klímaindex esetében a hőmérsékletnek van erősebb hatása. Amennyiben az időszaki hőmérséklet és csapadék paraméterek additív hatását (CI_{TPs}) tekintjük, akkor nem adódott szorosabb összefüggés ($R^2_{adj}=0,66$), mint a havi komponensek esetében.

A havi és az időszaki komponensek összevonásával kapott modelleire (CI_{TPsm}) számított korigált determinációs együttható értéke 0,72, ami határozott összefüggést mutat. A mért és a modellel számított évenkénti körlapnövedékek hasonló karakterisztikájú futásait mutatja a 6. ábra (felső grafikon a CI_{TPm} , a középső a CI_{TPs} , az alsó a CI_{TPsm}). Egyértelműen látható, hogy egy-két évtől (pl. 1991) eltekintve a modellezett értékek szignifikancia-sávjába esnek a tényleges mérési adatok.

Elemeztük a havonkénti növekedés meteorológiai adatokkal való kapcsolatát. Már a töréspont-elemzésnél rámutattunk arra, hogy az egyes klímaadatok évenkénti alakulásában bekövetkezett markáns változások esetleg a növekedésben is visszatükröződnek. Ez azonban természetesen nem törvényszerű. Ha az eredményeket ebből a szempontból összevetjük, akkor jól látszik, hogy pl. a júniusi növekedésben a 2000. évtől jelentős csökkenés következett be. Előtte két évvel, 1998-tól a júniusi csapadék alakulásában is markáns változás következett be, aminek késleltetett hatása érzékelhető a növedék későbbi időpontban bekövetkező változásában. A hőmérséklet pedig még előbb, már 1992-től melegebbre fordult, aminek hatása később szintén hozzájárulhatott a júniusi növedék változásához. Lineáris korreláció-analízissel ezért megvizsgáltuk, hogy milyen összefüggés áll fenn az egyes hónapok csapadék- és hőmérsékletadatai és az egyes hónapok növedékadatai között. Az 5. táblázatban látható, hogy a májusi és júniusi növekedés szignifikánsan függ a hónapok átlagos hőmérsékletétől és csapadéknagyságától. Május, június, július és augusztus esetében tárgyható körlapnövedékére a tárgyható és az azt megelőző hónap átlaghőmérséklete még erősebb hatású, mint a tárgyható. A korrelációs együttható előjeléből az is látszik, hogy amíg a májusi hőmérséklet emelkedése pozitívan hat a körlapnövedékre, addig a rákövetkező hónapok hőmérséklete éppen ellenkező hatású, vagyis a hőmérséklet-emelkedés már növedék-csökkenéssel jár együtt.

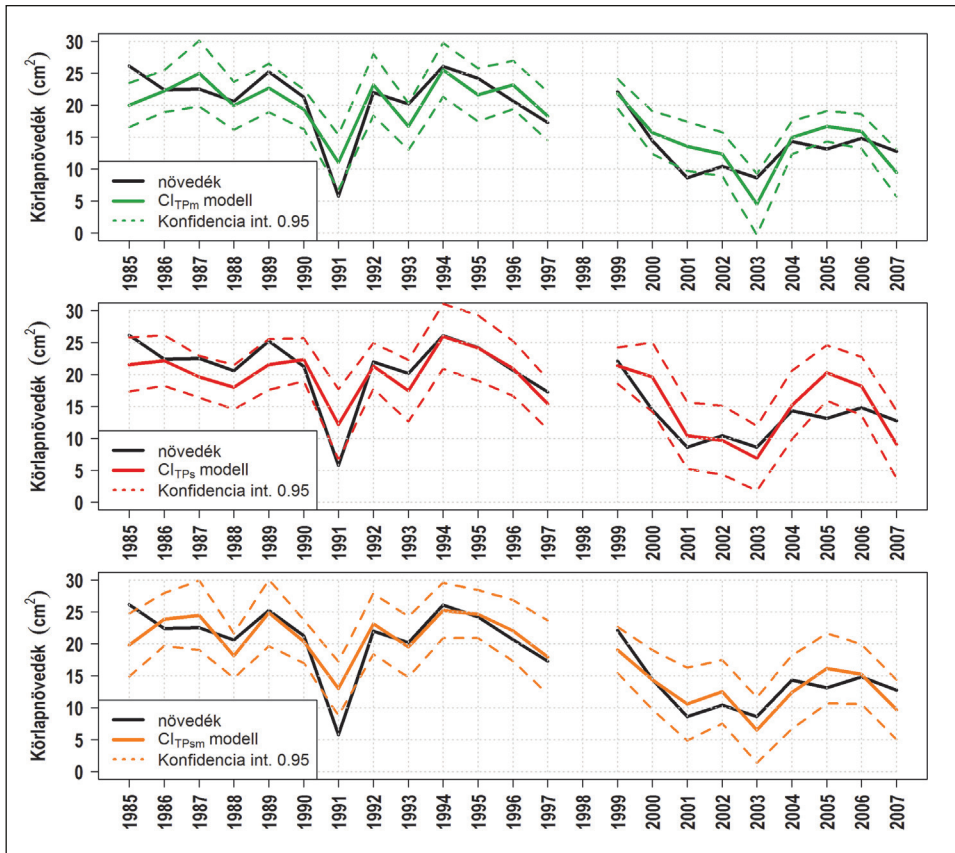

 6. ábra: A kőrlapnövedékek mért és a modell alapján számított értékeinek futása ($n=22$, $p<0,001$)

 Figure 6: Variation of the measured and modeled BAI for the models CI_{TPM} , CI_{TPS} and CI_{TPSm} ($n=22$, $p<0,001$)

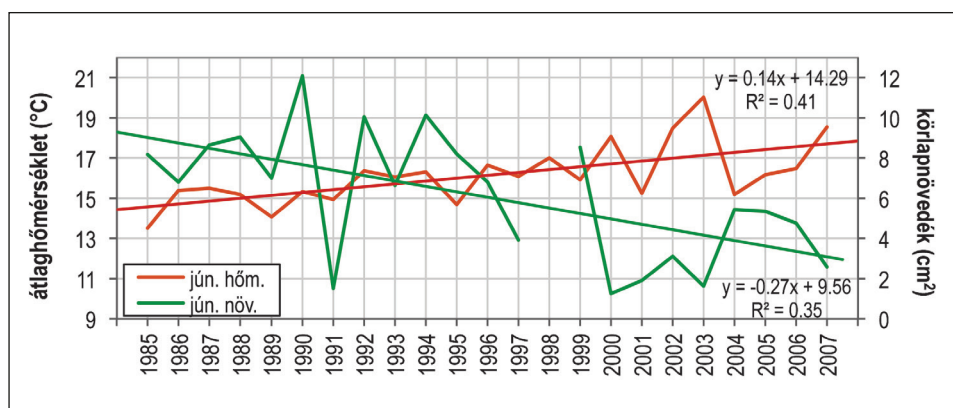
 5. táblázat: A havonkénti kőrlapnövedék, valamint a havi csapadék- és hőmérsékletadatok korrelációs együtthatói (*: $p<0,1$ szinten, **: $p<0,05$ szinten szignifikáns)

 Table 5: The correlation (r) between the monthly basal area increment and monthly average temperature and precipitation sum (*: significant at $p<0,1$; **: significant at $p<0,05$)

Meteorológiai paraméterek	Hónapok						
	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.
Tárgyhó csapadékösszege	0,301	-0,371*	0,507**	-0,245	0,264	0,415*	-0,047
Tárgyhó és megelőző hónap csapadékösszege	0,266	-0,125	0,250	0,236	0,288	0,167	-0,162
Tárgyhó átlaghőmérséklete	0,196	0,392*	-0,506**	-0,051	-0,321	-0,273	-0,050
Tárgyhó és megelőző hónap átlaghőmérséklete	0,315	0,653**	-0,412*	-0,488**	-0,489**	-0,157	-0,028

Méréseink alapján a két legnagyobb növekedést mutató hónap a május és a június. Az előbbiben 22 év átlagában a kőrlapnövedék $5,02 \text{ cm}^2$ (az éves növekedés 28%-a), az utóbbiban pedig $6,08 \text{ cm}^2$ (az éves növe-

kedés 34%-a). Amíg azonban májusban nem figyelhető meg trendszerű változás, addig a júniusi növekedés trendszerű csökkenést mutat. Ennek köszönhető, hogy amíg a mérési periódus első 11 évében az átlagos körlapnövedék júniusban (8,03 cm²) csaknem duplája a májusinak (4,84 cm²), addig a második 11 évben a májusi átlagos növedék (5,20 cm²) már nagyobb a júniusénál (4,12 cm²). A változás összefügg a júniusi átlaghőmérséklet trendszerű növekedésével, ill. a júniusi körlapnövedék trendszerű csökkenésével (6. ábra). Májusban az átlaghőmérséklet és a körlapnövedék között pozitív összefüggés áll fenn, azonban júniusban éppen fordított a helyzet. Az eredmények aláhúzzák a május, június hónapok kiemelkedő szerepét a bükk szervesanyag-képzésében, ami egybecseng más szerzők dendrokronológiai elemzéseivel (Járó és Tátraaljai 1985; Dittmar és mtsai 2003; Lebourgeois és mtsai 2005; Di Filippo és mtsai 2007). Ez a helyzet azt mutatja, hogy a 2000-es években az intenzív növekedési szakasz előbb kezdődött, ami a mérési helyen a szubmediterrán klímahatás érvényesülését, ill. erősödését vetíti előre, és ez a bükk elterjedését is jelentősen befolyásolni fogja (Stojanović és mtsai 2013). Várható ezért, hogy a klímaváltozás előrejelzés szerinti előrehaladásával, azaz amikor Magyarországon a nyári hőmérséklet még inkább emelkedni fog, már nemcsak növedékvesztés, hanem a fák vitalitásának és ellenálló-képességének drasztikus csökkenése is bekövetkezhet.



7. ábra: Júniusi átlaghőmérséklet és a növedék változásainak kapcsolata

Figure 7: Trends of the average temperature of June and the basal area increment of June

ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgált állomány időjárása a FAI (Führer 2010; Führer és mtsai 2011a) szerinti erdészeti klímaosztályozás alapján egyértelműen bükkös klímájú. A 80-as évek végétől azonban egy markáns változás figyelhető meg. Ha a klímaváltozás előrejelzésénél viszonyításként elfogadott 30 éves időszakot (1961–1990) tekintjük, akkor a rákövetkező 17 évben a csapadék nagysága a kezdeti növekedési időszakaszban 10%-kal, a fő növekedési időszakaszban csaknem 3%-kal, ezen belül az intenzív növekedési időszakaszban pedig 14%-kal csökkent a kísérleti területen. A csökkenés mértéke már most nagyobb, mint amit a REMO modell (Gálos és mtsai 2007) szerint a 2035-től 2065-ig terjedő időszakra átlagosan előre jeleznek. Ugyanakkor a hőmérséklet trendszerűen emelkedett szinte valamennyi éven belüli növekedési időszakasz alatt. E változás a kezdeti növekedési periódusban +0,7 °C, a fő növekedési időszakaszban pedig már +1,2 °C. A töréspont-vizsgálat alapján a mérési periódus alatt a klímában markáns, egyértelműen kimutatható változás állt be, ami a növekedés változásában is megmutatkozott. A 2000-ig tartó és az azt követő periódus klíma- és növedékadatai közötti összefüggés erőssége és iránya is megváltozott. Ezt szemlélteti a növekedés és az erdészeti szárazsági index (FAI), valamint az Ellenberg index (EQ) közötti összefüggés (6. táblázat). Vagyis amíg a klíma a bükk számára

kedvező volt (1984–1998), azaz egyértelműen bükkös klíma uralkodott (FAI=4,01), addig szignifikánsan csak a FAI-ban lévő csapadékösszeg (V., VI., VII. és VIII. hónapok) hatott az éves növekedésre. Ha növekedett a nyári csapadék összege, akkor ez negatívan hatott a szervesanyag-képzésre. Miután az időjárás 2000-tól szárazabb és melegebb lett, azaz a FAI (4,82) átlagos értéke alapján a klíma már a bükkös és a gyertyános-tölgyes klíma átmenetére jellemző, az évenkénti klímaparaméterek már szignifikánsan befolyásolták a növekedés nagyságát. Ezek az eredmények alátámasztják Mátyás (2010), továbbá Garamszegi és Kern (2014) méréseit, miszerint ha a bükk elterjedésének szárazsági határhelyzetébe kerül, akkor a klímaérzékenysége növekszik. Ez azonban nem csak az egészségi állapotromlás, vagy a mortalitás fokozódásában, hanem a növekedés mértékének csökkenésében, ezen keresztül pedig az erdőgazdálkodás alacsonyabb jövedelmezőségében is megnyilvánul (Führer és mtsai 2013).

6. táblázat: A havonkénti körlep-növekedék, valamint a szárazsági indexek (FAI, EQ) és az azokban figyelembe vett csapadék (P) és hőmérséklet (T) adatok közötti korrelációs együtthatók (*: $p < 0,1$ szinten, **: $p < 0,05$ szinten szignifikáns)

Table 6: The correlation (r) between the monthly basal area increment and the aridity indices (FAI, EQ) and their precipitation (P) and temperature (T) components (*: significant at $p < 0.1$; **: significant at $p < 0.05$)

	P_(FAI)	P_(EQ)	T_(FAI)	T_(EQ)	FAI	EQ
1985–1999	-0,50*	-0,23	0,10	0,15	0,29	0,27
2000–2007	0,48	0,40	-0,75**	-0,37	-0,69*	-0,55

Amennyiben a REMO modell klímaváltozási forgatókönyve szerint a csapadékcsökkenés és a hőmérséklet-emelkedés tovább folytatódik, akkor a vizsgált állomány környezetében a bükkösök életfeltételei oly mértékben változnak meg, hogy azok hatására nemcsak növekedés csökkenés lesz megfigyelhető, hanem a fafaj léte is megkérdőjeleződik.

Eredményeink alapján beigazolódott, hogy egy adott év körlep-növekedését a tárgyév mellett az azt megelőző két év időjárása határozza meg. A havi és az időszaki komponensek összevonásával kapott regressziós modellre (CI_{TPSm}) számított korrigált determinációs együttható (R^2_{adj}) értéke 0,72, ami határozott összefüggést mutat. Azt, hogy az egyes évek mely hónapjai játszanak nagyobb szerepet a növekedés szempontjából, nemcsak a klímaparaméterek, hanem a fák genetikai tulajdonságai is befolyásolják. Ezért lehetséges, hogy amíg a Magyarországgal szomszédos Szlovéniában a tárgyév májusi és júliusi csapadékának van szignifikáns hatása a növekedésre (Čufar és mtsai 2008), addig Sopronban, ahol az éves csapadék kisebb és az éves átlaghőmérséklet alacsonyabb, az áprilisi és júniusi csapadék a meghatározó. Vagy amíg Németországban a tárgyév és a tárgyévet megelőző év júliusának hőmérséklete döntő a vastagsági növekedés szempontjából (Gruber 2002) addig Sopronban a tárgyév és az előző év júniusi hőmérséklete a meghatározó. Sajnos a fafiziológiai kutatások nem tudnak még kielégítő magyarázatot adni arra, hogy az egyes évek szervesanyag-képzést meghatározó klímajelei (havi és időszaki komponensek) milyen biokémiai folyamatokon keresztül fejtik ki később hatásukat. Ezért olyan klímaindex, ami hatásában, azaz összefüggés szempontjából mindenhol egyformán használható, csak fenntartásokkal képezhető.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kiértékelés az OTKA 80305 és 80335 számú, továbbá a NAIK KFI (RD011-12) és a „Föld-rendszer adatok tudományos feldolgozása és az ismeretek társadalmisítása korszerű informatikai eszközök segítségével” című TÁMOP-4.2.2.C–11/1/KONV-2012-0015 számú projekt keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. Köszönet a Magyar Tudományos Akadémia „Lendület” programjának támogatásáért is.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bartholy, J.; Pongrácz, R.; Torma, Cs.; Pieczka, I.; Kardos, P. and Hunyady, A. 2009: Analysis of regional climate change modelling experiments for the Carpathian basin. *International Journal of Global Warming*, 1: 238–252.
- Berki, I.; Rasztoivits, E.; Móricz, N. and Mátyás, Cs. 2009: Determination of the drought tolerance limit of beech forests and forecasting their future distribution in Hungary. *Cereal Research Communications*, 37: 613–616.
- Borovics, A. and Mátyás, Cs. 2013: Decline of genetic diversity of sessile oak at the retracting (xeric) limits. *Annals of Forest Science*, 70 (8): 835–844.
- Bräker, O.U. 1996: Growth trends of Swiss forests: Tree-ring data. Case study Toppwald. In: Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M. and Skovsgaard, J.P. (eds): *Growth trends in European forests*. Springer Berlin, Heidelberg. 199–217.
- Briffa, K.R.; Osborn, J.T.; Schweingruber, H.F.; Jones, D.P.; Shiyatov, G.S. and Vaganov, A.E. 2002: Tree-ring width and density data around the Northern Hemisphere: Part 1, local and regional climate signals. *The Holocene*, 12: 737–757.
- Büntgen, U.; Frank C.D.; Schmidhalter, M.; Neuwirth, B.; Seifert, M. and Esper, J. 2006: Growth/climate response shift in a long subalpine spruce chronology. *Trees*, 20: 99–110.
- Csóka Gy. 1996: Aszályos évek – fokozódó rovarkárok erdeinkben. *Növényvédelem*, 32: 541–551.
- Csóka, Gy. 1997: Increased insect drought impact damage in Hungarian forests under drought impact. *Biologia*, 52: 159–162.
- Csóka Gy.; Koltay A.; Hirka A. és Janik G. 2009. Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. „Klíma-21” Füzetek, 57: 64–73.
- Čufar, K.; Prislán, P.; de Luis, M. and Gričar, J. 2008: Tree-ring variation, wood formation and phenology of beech (*Fagus sylvatica*) from a representative site in Slovenia, SE Central Europe. *Trees*, 22: 749–758.
- Czúcz, B.; Gálhidy, L. and Mátyás, Cs. 2011: Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science*, 68: 99–108.
- Czúcz B.; Gálhidy L. és Mátyás Cs. 2013: A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa. *Erdészettudományi Közlemények*, 3 (1): 39–53.
- Di Filippo, A.; Biondi, F.; Čufar, K.; De Luis, M.; Grabner, M.; Maugeri, M.; Presutti Saba, E.; Schirone, B. and Piovesan, G. 2007: Bioclimatology of beech (*Fagus sylvatica* L.) in the Eastern Alps: spatial and altitudinal climatic signals identified through a tree-ring network. *Journal of Biogeography*, 34: 1873–1892.
- Dittmar, C.; Zech, W. and Elling, W. 2003: Growth variations of common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology and Management*, 173 (1-3): 63–78.
- Edelenyi M.; Pödör Z. és Jereb L. 2011: Transzformált adatsorok alkalmazása a fák növekedése és az időjárás paramétereinek kapcsolatának vizsgálatában. *Agrárinformatika*, 2: 39–48.
- Faragó, T.; Láng, I. and Csete, L. (eds) 2010: *Climate change and Hungary: mitigating the hazard and preparing for the impacts (the „VAHAVA” Report)*.
http://www.preventionweb.net/files/18582_thevahavareport08dec2010.pdf
- Führer E. 1994: Csapadékmérések bükkös-, kocsánytalan tölgyes és lucfenyves ökoszisztémákban. *Erdészeti Kutatások*, 84: 11–35.
- Führer E. 1995: Az időjárás változásának hatása az erdők fatermőképességére és egészségi állapotára. *Erdészeti Lapok*, 130 (6): 176–178.
- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. „KLÍMA-21” Füzetek, 61: 98–107.
- Führer, E. und Járó, Z. 1992: Auswirkungen der Klimaänderung auf die Waldbestände Ungarns. *Österreichische Forstzeitung*, 9: 25–27.
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A. and Szabados, I. 2011a: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás*, 115 (3): 103–118.
- Führer E.; Marosi Gy.; Jagodics A. és Juhász I. 2011b. A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. *Erdészettudományi Közlemények*, 1 (1): 17–28.
- Führer, E.; Jagodics, A.; Juhász, I.; Marosi, Gy. and Horváth, L. 2013: Ecological and economical impacts of climate change on Hungarian forestry practice. *Időjárás*, 117 (2): 159–174.
- Führer, E.; Edelenyi, M.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Jereb, L.; Kern, Z.; Moring, A.; Szabados, I. and Pödör, Z. 2016: Effect of weather conditions on annual and intra-annual basal area increments of a beech stand in the Sopron Mountains in Hungary. *Időjárás*, 120 (2): 127–161.

- Garamszegi, B. and Kern, Z. 2014: Climate influence on radial growth of *Fagus sylvatica* growing near the edge of its distribution in Bükk Mts., Hungary. *Dendrobiology*, 72: 93–102.
- Gálos, B.; Lorenz, Ph. and Jacob, D. 2007: Will dry events occur more often in Hungary in the future? *Environmental Research Letters*, 2: 034006.
- Gálos, B.; Jacob, D. and Mátyás, Cs. 2011: Regional characteristics of climate change altering effects of afforestation. *Environmental Research Letters*, 6: 044010 (9pp).
- Gálos, B.; Hänslér, A.; Kindermann, G.; Rechid, D.; Sieck, K. and Jacob, D. 2012: The role of forests in mitigating climate change – a case study for Europe. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 8: 87–102.
- Gruber, F. 2002: Wachstum von Altbuchen (*Fagus sylvatica* L.) auf einem Kalkstandort (Göttinger/Söderich) in Abhängigkeit von der Witterung. III. Bohrkenanalysen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 173 (7/8): 117–122.
- Gruber, F. 2004: Die Steuerung des sogenannten „Blattverlust“ der Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch die Witterung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 175 (4/5): 83–94.
- Gutiérrez, E.; Campelo, F.; Julio Camarero, J.; Ribas, M.; Muntán, E.; Nabais, C. and Freitas, H. 2011: Climate controls act at different scales on the seasonal pattern of *Quercus ilex* L. stem radial increments in NE Spain. *Trees*, 25: 637–646.
- Halupa L.-né 1967: Adatok a sziki tölgyesek növekedési menetének vizsgálatából. *Erdészeti Kutatások*, 63: 95–108.
- Hasenauer, H.; Nemani, R. R.; Schadauer, K. and Running, S. W. 1999: Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990 in Austria. *Forest Ecology and Management*, 122: 209–219.
- Hirka A. és Csóka Gy. 2010: Abiotikus károk Magyarország erdeiben. *Növényvédelem*, 46 (11): 513–517.
- Járó Z. és Tátraaljai E.-né 1985: A fák éves növekedése. *Erdészeti Kutatások*, 76-77: 221–234.
- Kahle, H.P. 2008: Causes and consequences of forest growth trends in Europe: Results of the Recognition Project. Brill, Boston.
- Klapwijk, M.J.; Csóka, Gy.; Hirka, A. and Björkman, C. 2013: Forest insects and climate change: long-term trends in herbivore damage. *Ecology and Evolution*, 3 (12): 4183–4196.
- Kern, Z. and Popa, J. 2007: Climate–growth relationship of tree species from a mixed stand of Apuseni Mts., Romania. *Dendrochronologia*, 24 (2-3): 109–115.
- Kozłowski, T.T.; Kramer, P.J. and Pallardy, S.G. 1991: The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego, Toronto.
- Lakatos, F. and Molnár, M. 2009: Mass mortality of beech (*Fagus sylvatica* L.) in South-West Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 5: 75–82.
- Larcher, W. 2001: *Ökophysiologie der Pflanzen*. 6. Aufl. Stuttgart, Ulmer.
- Lebourgeois, F.; Bréda, N.; Ulrich, E. and Granier, A. 2005: Climate–tree–growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French permanent plot network (RENECOFOR). *Trees*, 19: 385–401.
- Liming, F.G. 1957: Homemade dendrometers. *Journal of Forestry*, 55 (8): 575–577.
- Manninger M. 2004: Erdei fák éves és korszaki növekedésmenete és kapcsolódása egyes ökológiai tényezőkhez. In: Mátyás Cs. és Vig P. (szerk.): Erdő és klíma IV. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 151–162.
- Manninger M.; Edelényi M.; Pödör Z. és Jereb L. 2011: Alkalmazott elemzési módszerek a környezeti tényezők fák növekedésére gyakorolt hatásának vizsgálatában. *Erdészettudományi Közlemények*, 1 (1): 59–70.
- Mares, C. and Mares, I. 1994: Climate change-points in the precipitation time series from Romania. 176–180. In: *Atmospheric Physics and Dynamics in the Analysis and Prognosis of Precipitation Fields (Proceedings of the meeting)*. Rome.
- Mátyás, Cs. 2010: Forecasts needed for retreating forests. *Nature*, 464: 1271.
- Mátyás, Cs.; Vendramin, G.G. and Fady, B. 2009: Forests at the limit: evolutionary-genetic consequences of environmental changes at the receding (xeric) edge of distribution. *Annals of Forest Science*, 66 (8): 800–803.
- Mátyás, Cs.; Nagy, L. and Ujvári-Jármay, É. 2010a: Genetically set response of trees to climatic change, with special regard to the xeric (retreating) limits. *Forstarchiv*, 81: 130–141.
- Mátyás, Cs.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Mőricz, N. and Rasztovits, E. 2010b: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 6: 91–110.
- Mátyás Cs.; Führer E.; Berki I.; Csóka Gy.; Drűszler Á.; Lakatos F.; Mőricz N.; Rasztovits E.; Somogyi Z.; Veperdi G.; Vig P. és Gálos B. 2010c: Erdők a szárazsági határon. „KLÍMA-21” Füzetek, 61: 84–97.

- Mátyás, Cs.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Móricz, N. and Rasztoivits, E. 2011: Assessment and projection on climate change impacts in SE European forests. a case study of common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Revija za Lesno Gospodarstvo*, 63: 142–153.
- Maxime, C. and Hendrik, D. 2010: Effects of climate on diameter growth of co-occurring *Fagus sylvatica* and *Abies alba* along an altitudinal gradient. *Trees*, 25 (2): 265–276.
- Menzel, L. and Fabian, P. 1999: Growing season extendend in Europe. *Nature*, 397: 659.
- Molnár J. és Izsák T. 2011: Trendek és töréspontok a léghőmérséklet kárpátaljai időszoraiiban. *Léggör*, 56 (2): 49–54.
- Molnár M. és Lakatos F. 2009: Bükkpusztulás Zala megyében. „KLÍMA-21” Füzetek, 57: 74–82.
- Móricz, N., Rasztoivits, E., Gálos, B., Berki, I., Eredics, A. and Loibl, W. 2013: Modelling the potential distribution of three climate zonal tree species for present and future climate in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 9: 85–96.
- Novák, J.; Slodičák, M.; Kacálek, D. and Dušek, D. 2010: The effect of different stand density on diameter growth response in Scots pine stands in relation to climate situations. *Journal of Forest Science*, 56 (10): 461–473.
- Pichler, P. and Oberhuber, W. 2007: Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. *Forest Ecology and Management*, 242: 688–699.
- Pieczka, I.; Pongrácz, R. and Bartholy, J. 2011. Comparison of simulated trends of regional climate change in the Carpathian Basin for the 21st century using three different emission scenarios. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 7: 9–22.
- Pödör, Z., Edelényi, M. and Jereb, L. 2014: Systematic analysis of time series – CReMIT. *Infocommunication Journal*, VI (1): 16–22.
- Pretzsch, H. 1992: Zunehmende Unstimmigkeit zwischen erwartetem und wirklichem Wachstum unserer Waldbestände. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 111: 336–382.
- Rasztoivits, E.; Móricz, N.; Berki, I.; Pötzelsberger, E. and Mátyás, Cs. 2012: Evaluating the performance of stochastic distribution models for European beech at low-elevation xeric limits. *Időjárás*, 116 (3): 173–194.
- Scharnweber, T.; Manthey, M.; Criegee, C.; Bauwe, A.; Schroder, C. and Wilmking, M. 2011: Drought matters – Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *Forest Ecology and Management*, 262 (6): 947–961.
- Sneyers, R. 1992: On the use of statistical analysis for the objective determination of climate change. *Meteorologische Zeitschrift*, 1 (5): 247–256.
- Solyomos R. 2009: A klímaváltozás hatása az erdők fanövedékére. „Klíma-21” Füzetek, 56: 43–47.
- Somogyi, Z. 2008: Recent trends of tree growth in relation to climate change in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 4: 17–27.
- Somogyi Z. 2009. A klíma, a klímaváltozás és a fanövededés néhány összefüggése. „Klíma-21” Füzetek, 56: 48–56.
- Spiecker, H.; Mielkainen, K.; Köhl, M. and Skovsgaard, J.P. (eds) 1996: Growth trends in European forests. Springer, Berlin.
- Stojanović, D.B.; Kržič, A.; Matović, B.; Orlović, S.; Duputie, A.; Djurdjević, V.; Galić, Z. and Stojnić, S. 2013: Prediction of the European beech (*Fagus sylvatica* L.) xeric limit using a regional climate model: An example from southeast Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 176: 94–103.
- Szabados I. 2004: A kocsánytalantölgy évgűrűszélessége és a különféle csapadékösszegek kapcsolata. *Erdészeti Kutatások*, 91: 19–25.
- Szabados, I. 2006: The effect of the precipitation on the tree ring width. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 1 (2): 39–44.
- Szőnyi L. 1962: Adatok néhány fafaj vastagsági növekedéséhez. *Az Erdő*, 11: 289–300.
- Zingg, A 1996: Diameter and basal area increment in permanent growth and yield plots in Switzerland. 239–265. In: Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M. and Skovsgaard, J.P. (eds): Growth trends in European forests. Springer, Berlin, Heidelberg.

Érkezett: 2016. július 6.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

ERDŐBORÍTÁS-VÁLTOZÁS A KÁRPÁT-MEDENCE TÉRSÉGÉBEN A 19. SZÁZAD KÖZEPÉTŐL NAPJAINKIG

Konkoly-Gyuró Éva és Balázs Pál

NYME-EMK, Erdővagyon-gazdálkodási Intézet, Tájtudományi és Vidékfejlesztési Tanszék

Kivonat

A területhasználat és a felszínborítás történeti vizsgálata révén az ember tájalkító hatását követhetjük nyomon. A NASA „Felszínborítás- és tájhasználat-változás tudományos programja”¹ által támogatott projekt keretében „A Kárpát-medence felszínborítás-változása az elmúlt 200 évben”² címet viselő kutatás során történeti térképekre és a jelenkori CLC³ adatbázisokra támaszkodva állítottuk elő a közel 350 000 km²-es mintaterület történeti felszínborítási adatbázisát. A változás-elemzés során négy idősíkot vetettünk össze a 19. század közepétől napjainkig. Jelen tanulmányban a térinformatikai és statisztikai módszerekkel végzett történeti felszínborítás elemzésének eredményeiből az erdőborításra vonatkozó információkat adjuk közre. Bemutatjuk a teljes vizsgált terület és azon belül a domborzat alapján elkülönített tájtipusok jellemző vonásait és átalakulási trendjeit.

Kulcsszavak: Történeti felszínborítás, tájváltozás, erdőborítás-változás, Kárpát-medence

FOREST COVER CHANGE IN THE CARPATHIAN BASIN FROM THE MID 19TH CENTURY TILL NOWADAYS

Abstract

Human impact on landscape might be followed by the assessment of land use and land cover change. In the project „200 Years of Land Use and Land Cover Changes and their Driving Forces in the Carpathian Basin in Central Europe” founded by the NASA Land-Cover/Land-Use Change Science Program, a GIS dataset on the historic land cover, of a nearly 350 000 km² area has been provided. Four time layers, based on historic maps and CLC data have been assessed by GIS and statistical methods. The focus of the present paper is the forest cover change amongst the results of the land cover transformation processes. The main tendencies of changes of the entire study area and the specificities of the main landscape types are being presented here.

Keywords: Historical land cover change, landscape change, forest cover change, Carpathian Basin

¹The NASA Land-Cover/Land-Use Change Science Program: <http://lcluc.umd.edu/>

²<http://lcluc.umd.edu/projects/200-years-land-use-and-land-cover-changes-and-their-driving-forces-carpathian-basin-central;>
<http://evgi.emk.nyme.hu/index.php?id=24015&L=1>

³CORINE Land Cover (Felszínborítás) adatbázis – European Environmental Agency:
<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>

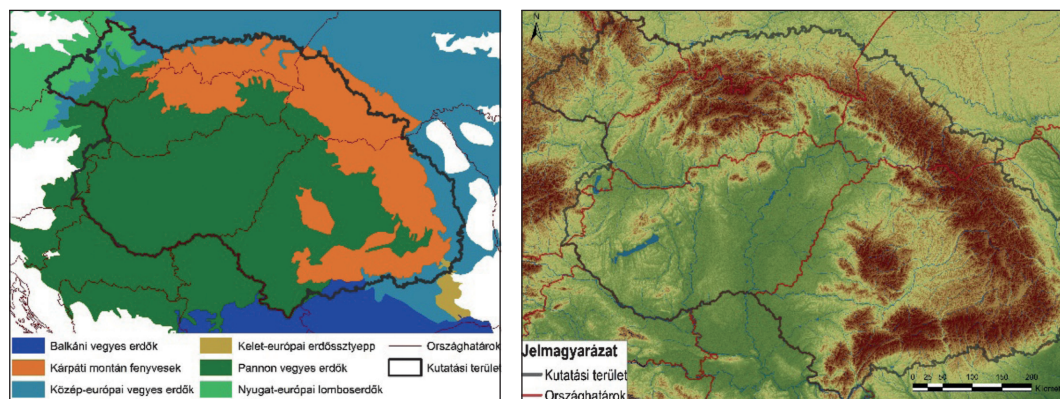
BEVEZETÉS

A felszínborítás változása a táj átalakulásának komplex jellemzője (Antrop 2005), ami által a táj átalakított-sága, illetve természetessége, a tájhasználat főbb mintázata és intenzitása nyomon követhető. Nem véletlen, hogy a térségi környezetvizsgálatokban mind dominánsabb szerepet tölt be az elmúlt évtizedekben. Mutatja ezt a kiterjedt nemzetközi kutatási és publikációs tevékenység, amelyből csak néhányat említünk (Kienast 1993; Cousins 2001; Nagy 2003; Bender és mtsai 2005; Kozak és mtsai 2008; Gerard és mtsai 2010; Konkoly-Gyuró és mtsai 2014; Fuchs és mtsai 2015; Konkoly-Gyuró és mtsai 2016). A felszínborítás-változás elemzésén belül az erdőtakaró áll számos vizsgálat fókuszában (Mouillot és mtsai 2005; Griffiths és mtsai 2014), több elemzés foglalkozik a Kárpátok térségének erdőtakaró változásával (Kozak 2003; Kozak és mtsai 2007; Kuemmerle és mtsai 2009; Sereda és Lukáň 2009; Munteanu és mtsai 2014; Munteanu és mtsai 2015; Kaim és mtsai 2016). A Kárpát-medence egészére kiterjedő hosszú távú felszínborítás elemzés azonban mindezekig nem készült.

A NASA „Felszínborítás és tájhasználat-változás tudományos programja” által támogatott, a Madison Egyetem (Wisconsin, USA) révén koordinált, „A Kárpát-medence felszínborítás-változása az elmúlt 200 évben” címet viselő kutatási projekt (2011–2014) fő célkitűzése egy olyan adatbázis létrehozása volt, amely a Kárpát-medence térségében a hosszú távú földhasználat-, illetve felszínborítás-változás elemzése számára forrásként szolgálhat.

A KUTATÁS TERÜLETE ÉS MÓDSZERE

A felszínborítás-változás elemzése a mai Magyarország, Románia, Ukrajna, Szlovákia, Csehország, Lengyelország, valamint Ausztria területére esik és mintegy 350 000 km²-t foglal magába. A kutatási terület lehatárolásánál figyelembe vettük a Kárpát-medence természetföldrajzi határait, a klimatikus, a topográfiai és a geobotanikai adatokon alapuló ökorégiókat (EEA 2003), valamint – főként a térképállományok beszerezhetősege végett – a jelenlegi országhatárokat (1. ábra).



1. a.b ábra: A kutatási terület az európai ökorégiók és a domborzat térképén (EEA 2003; NASA JPL 2013)

Figure 1. a.b: Study area on the European Ecoregions Map and its Relief (EEA 2003; NASA JPL 2013)

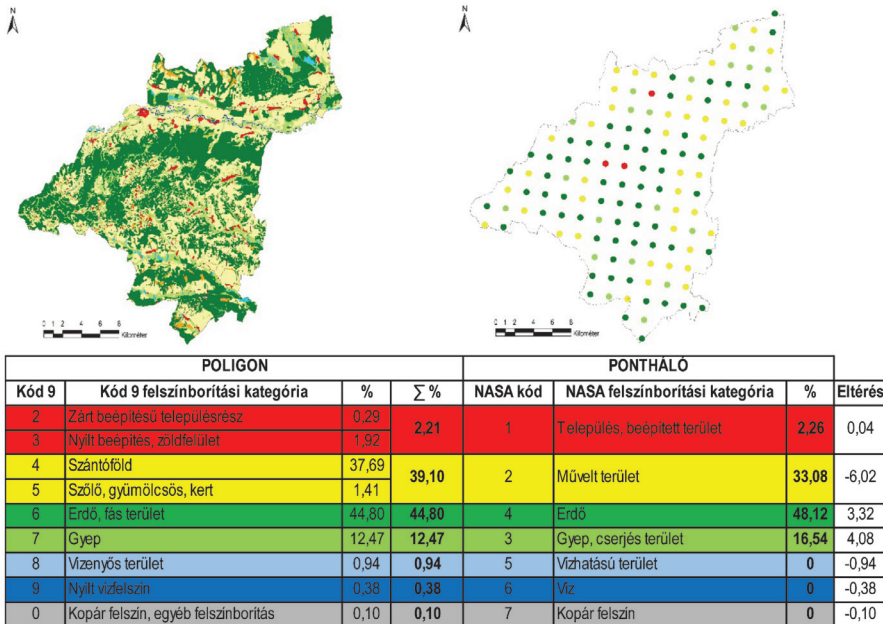
A Kárpát-medence térségére vonatkozóan a 18. század végétől rendelkezésünkre állnak a felszínborítás elemzésére alkalmas, közel egységes módszertan alapján készített, közepes méretarányú történeti térképek, a katonai felmérések (Arcanum 2006a, b, 2007; Jankó 2007). Az első idősíki térképét a második katonai felmérés szelvényei alapján készítettük, tekintettel arra, hogy kutatási előzményekből tudhatóan (Nagy 2003, 2008; Konkoly-Gyuró és mtsai 2010; Konkoly-Gyuró és mtsai 2014) az 1763–1787 között készített első és az

1819-ben kezdődött második katonai felmérés között eltelt időben a felszínborítás-változás a vizsgált 200 éves időtáv egészét szemlélve kevésbé számottevő, és a második felmérés tematikusan és geometriailag is lényegesen pontosabb az első felmérésnél. A következő időszak a 20. század első felét mutatja, a két világháború közötti időszakból származó harmadik katonai felmérés reambulált térképei alapján. Ezt követően a második világháború utáni, 1950–80-as időszak katonai topográfiai térképei szolgálták a harmadik időszak alapjául, Magyarországon konkrétan az ún. Újfelmérés (HM Térképészeti Intézet 1957–1959). A jelen állapot térképe a 2006-os CORINE felszínborítás adatbázis (EEA 2014) alapján készült Ukrajna térségének kivételével, ahol egy 2000-ben készített műholdfelvételt (Kuemmerle és mtsai 2010) használtunk fel a CLC állomány hiánya miatt.

A digitalizálás módszertana

A történeti térképek felszínborítási információinak rögzítése a tájtörténeti kutatások során kis- és közép-táj léptékben jellemzően a vizsgálandó területet teljes egészében lefedő poligonháló segítségével történik. A Kárpát-medence térségének térbeli kiterjedése azonban olyan mértékű munkaidő-ráfordítást tett volna szükségessé, ami meghaladta a projekt adta lehetőségeket. A felszínborítási információkat ezért 2×2 kilométeres rácsháló pontjaiban digitalizáltuk a LUCAS felmérést (Land Use and Cover Area frame Survey), valamint az INSPIRE rendszer (Infrastructure for Spatial Information in the European Community) javasolt vetületét (Lambert Azimuthal Equal Area / ETRS-LAEA) véve alapul (Gallego és Delincé 2010; EEA 2013).

A digitalizálási módszer helyességének igazolására a ponthálós állományokat összevetettük a korábbiakban készített poligonos digitalizálásból származó adatokkal (Balázs és mtsai 2012; Király és mtsai 2013). Az eredmények összevetéséből látható, hogy igen kis eltérések mutatkoznak még kistáj léptékben is a változatos domborzatú és felszínborítású Őrségben. A mintában szereplő 130 pont esetében, ami a teljes mintapontszám 0,14%-a, 0–6% közötti különbség adódott (2.a.b. ábra, 1. táblázat). További validálást



2. a.b ábra, 1. táblázat: Poligonos és ponthálós felszínborítási információk összevetése az Őrségben
 Figure 2. a.b, Table 1: Comparison of polygon and pointgrid land cover information in Őrség region

végeztünk sík területen, a Fertő-Hanság medence térségében, ahol hasonló nagyságrendű max. 6%, eltérés mutatkozott (Konkoly-Gyuró és mtsai 2016). Mindezek alapján joggal tekinthetjük a ponthálós módszert elegendő pontosságúnak a Kárpát-medence egészére és nagytájaira vonatkozóan.

A kutatás során 7 fő felszínborítási kategóriát alkalmaztunk egységesen a teljes vizsgálati területre: 1) Település, beépített terület; 2) Művelt terület (szántó, szőlő, kert, gyümölcsös); 3) Gyep, cserjés terület; 4) Erdő; 5) Vízhátasú terület; 6) Víz; 7) Kopár felszín. Ott azonban, ahol ennél részletesebb információ is rendelkezésre állt, a kategóriákat finomabban is rögzítettük. A digitalizálást mindig a lehető legrészletesebb kategóriaszint alapján végeztük és az információkat aggregáltuk a főkategóriába. Az erdőborítás az esetek többségében két hierarchiaszinten volt elkülöníthető: az 'Erdő' főkategóriában 'Lombhullató erdő', 'Vegyes erdő' és 'Örökzöld erdő' kategóriák azonosítása történt.

Az elemzés módszertana

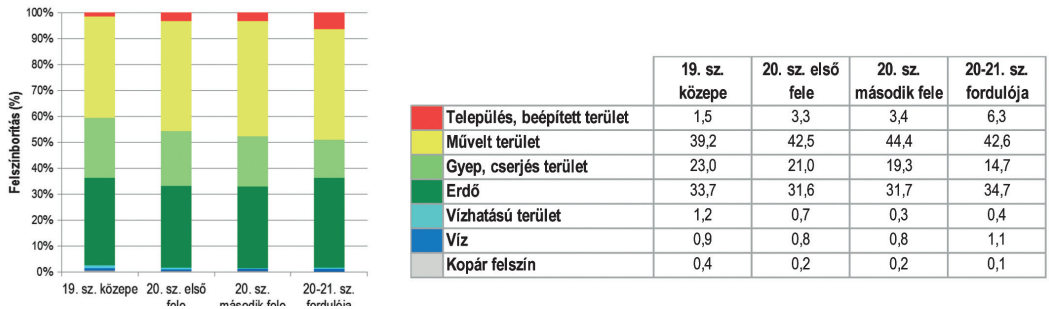
Az elkészült adatbázis mindösszesen 91.477 mintapontot foglal magába, amelyekhez azonban nem minden idősíkban tudtunk felszínborítási információt rendelni. A korábbi időszakokra vonatkozóan a térkép hiányából, vagy a térkép minőségéből adódóan a felszínborítás nem azonosítható a teljes mintaterületen. Az egyes idősíkok esetében az adathiány az összes mintaponthoz viszonyítva a következőként alakul: 19. sz. második fele: 4,5%, 20. sz. első fele: 4,3%, 20. sz. második fele: 1,0%. Az ezredfordulón minden adat rendelkezésre áll.

A kutatási terület mintapontjainak 91%-án (83.656 db) volt a felszínborítás azonosítható minden idősíkra vonatkozóan. Itt az egyes felszínborítás-típusok egymásba történő átalakulásai világosan nyomon követhetőek. A változások elemzésére és szemléltetésére a klasszikus oszlopdiagramok és össz-százalékarányok mellett a legutóbbi évtizedekben mindinkább elterjedt átalakulási mátrixokat alkalmaztuk (Cousins 2001; Mouillot és mtsai 2005; Carmona és Nahuelhual 2012; Li és mtsai 2016). Ezáltal lényegesen részletesebb információt kapunk a változásokról, mert azok típusai is nyomon követhetők (pl. gyep–erdő, szántó–erdő konverziók). Az átalakulási mátrixok értékeit térinformatikai és statisztikai vizsgálattal állítottuk elő. Első lépésben két felszínborítási térképet metszettünk össze ArcGIS 9.3 térinformatikai szoftverrel (ESRI 2009), majd a PSPP statisztikai alkalmazással (GNU PSPP 2016) összesítettük az egyes átalakulás típusokhoz tartozó változásokat. Az egyes felszínborítási típusok átalakulásának értékei a sorokból az oszlopok felé értelmezendők. Jelen tanulmányban alkalmazott mátrixok esetében egy-egy átalakuláshoz két százalékos értéket jelenítettünk meg. Az első szám az átalakulás összterülethez viszonyított arányát, a második szám pedig a sorokban található felszínborítási kategóriák (pl. erdő, vagy gyep stb.) összterületéhez viszonyított változási arányát mutatja.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

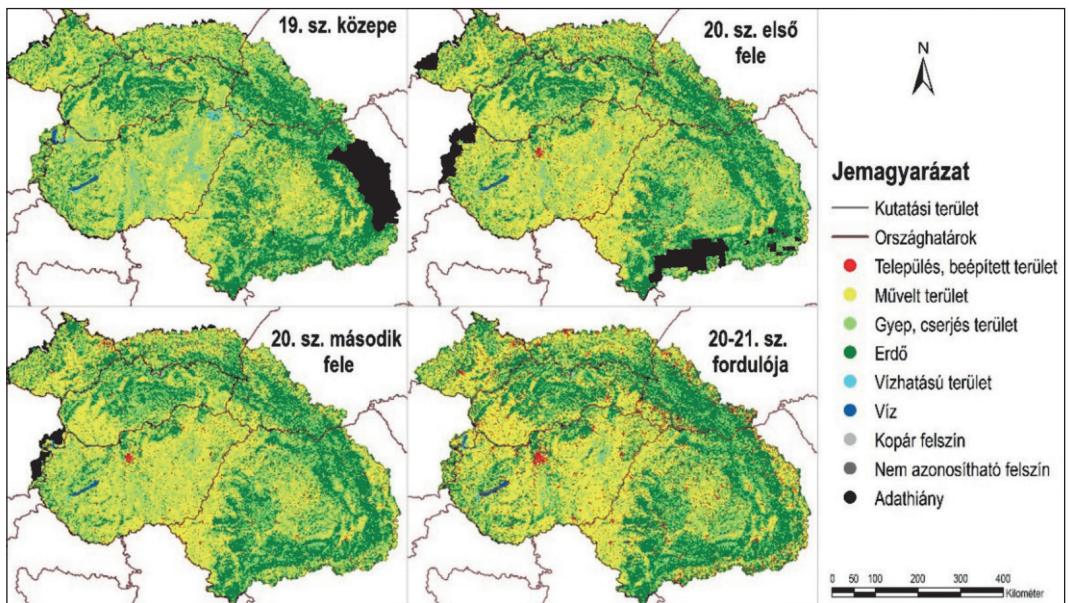
Felszínborítás-változás a mintaterület egészében

A Kárpát-medence és Magyarország egészére az első szintű kategóriarendszer alapján jelenítettük meg és elemeztük a felszínborítási információkat (3–4. ábra). Hangsúlyozzuk, hogy a művelt terület kategóriában összesítve szerepelnek a szántó-, a szőlő-, a gyümölcsös és a kertművelésű területek, amelyeken belül a vizsgált időszakban a szántó a domináns, a kategórián belüli 85–86%-os területi részesedésével.



3. ábra, 2. táblázat: Felszínborítás változás (%) a Kárpát-medence térségében (1819–2006)

Figure 3, Table 2: Land cover change (%) in the Carpathian Basin (1819–2006)



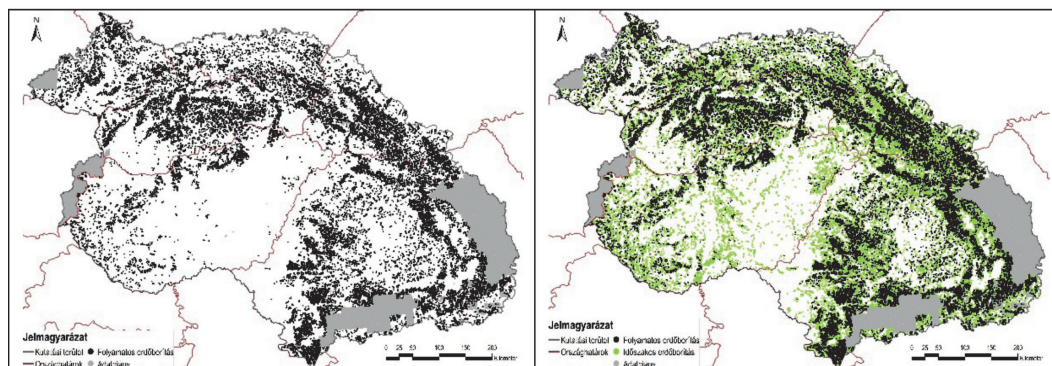
4. a.b.c.d ábra: A Kárpát-medence térségének történeti felszínborítása (1819–2006)

Figure 4. a.b.c.d: Historical land cover of the Carpathian Basin (1819–2006)

A 4. ábrán látható térképek előállításában közreműködtek (az intézményeket lásd a cikk végén található köszönetnyilvánításban): J. Alix-Garcia^a, P. Balázs^b, M. Boltiziar^c, V. Butsic^d, M. Chmiel^e, E. Garbska^e, U. Gimmi^f, P. Griffiths^g, L. Halada^h, D. Kaim^e, G. Királyⁱ, E. Konkoly-Gyuró^b, J. Kozak^e, T. Kuchma^j, T. Kuemmerle^g, K. Kysucká^h, J. Lieskovsky^h, P. Mackovcin^k, M. Mojses^h, D. Mueller^l, C. Munteanu^m, K. Ostafin^e, K. Ostapowicz^e, A. Prociak^e, O. Shandra^l, P. Štychⁿ, P. Suglik^e, V. Radeloff^m, S. Walker^a

Erdőborítás-változás a mintaterület egészében

A Kárpát-medence egészében az erdőtakaró össz-területarányát tekintve állandó maradt a vizsgált időszakban. A legnagyobb változások: 2,1% csökkenés (33,7% → 31,6%) a 19. század közepe és a 20. század első fele között, majd 3,1% növekedés a 20. század második fele és az ezredforduló között mutatkozott. Ha azonban az adatokat a térképeken, illetve az átalakulási mátrixokban is megvizsgáljuk, akkor látjuk, hogy a minden idősikban azonosítható mintapontoknak (83 656) mindössze 21,7%-án volt folyamatosan erdőborítás az elmúlt két évszázadban (5.a. ábra) és további 23,4%-án találunk erdőt valamely idősikban (5.b. ábra). Összesen az elmúlt két évszázadban a Kárpát-medence vizsgált térségének 45,1%-án volt valamikor erdő. A jelenkori erdőknek pedig mindössze 62,6%-a volt mindvégig erdő.



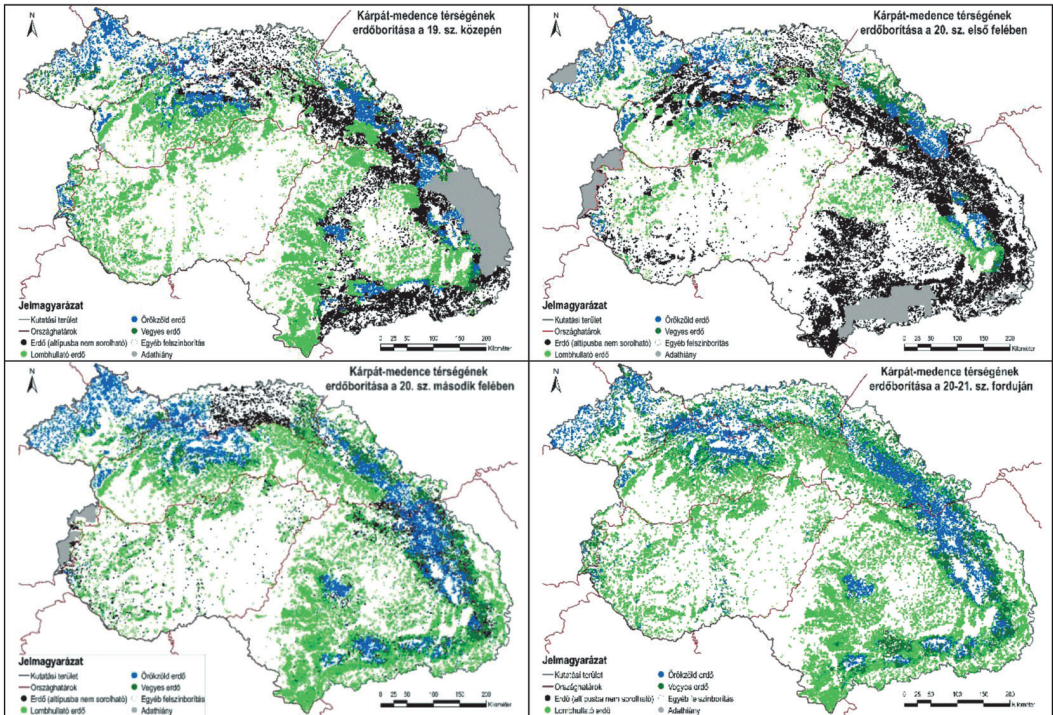
5. a. b ábra: Folyamatos és időszakos erdőborítás a Kárpát-medence térségében (1819–2006)
Figure 5. a.b: Continuous and temporary forest cover in the area of the Carpathian Basin (1819–2006)

Az állandóan erdővel borított területek 36,4%-án volt azonosítható minden idősikban az erdő altípusa is (6. ábra). A lombhullató erdők ezeken a mintapontokon a 20. század első felére 2,5%-kal csökkentek, majd 6,4%-os növekedést mutatnak az ezredfordulóig. Az örökzöld és vegyes erdők esetében 2–3% közötti ingadozás látható (3. táblázat, 6, 7. ábra).

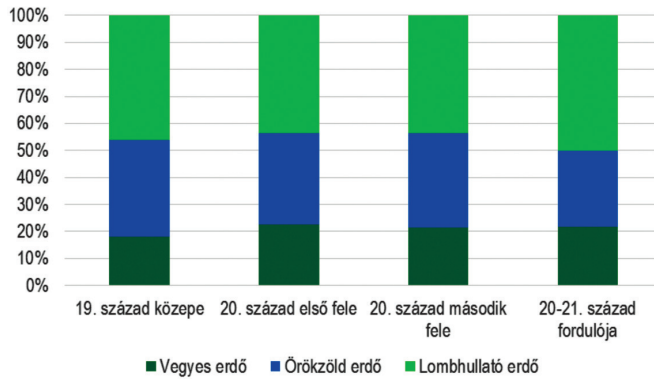
3. táblázat: Az erdőtípusok aránya a minden idősikban altípusba sorolható erdők esetében (%)
Table 3: Ratio of forest types based on the identifiable sample points

	19. sz. közepe	20. sz. első fele	20. sz. második fele	20–21. sz. fordulója
Lombhullató erdő	46,0	43,5	43,6	50,1
Örökzöld erdő	35,9	33,9	35,1	28,3
Vegyes erdő	18,1	22,6	21,4	21,6

Az átalakulási mátrixból (4.a.b. táblázat) látható továbbá, hogy a valóságban az örökzöld és a vegyes erdők egymásba alakulása volt jelentősebb mértékű. A térképeken pedig a változások földrajzi eloszlása is nyomon követhető. Ennek néhány példáját mutatjuk be a 8.a.b. ábrán, amiből látható, hogy a 20. század végén főként a Kárpátokat és a Délnyugat-Dunántúlt érintették a változások. A továbbiakban a változások időbeli leírásához bevezetünk és az egyértelműség biztosítása érdekében konzekvensen használunk három, idősikkal definiált periódust: 1–2. idősík közötti változások = 19. század vége, 2–3. idősík közötti változások = 20. század közepe, 3–4. idősík közötti változások = 20. század vége.



6. a.b.c.d ábra: Az erdőborítás történeti változása a Kárpát-medence térségében
 Figure 6. a.b.c.d: Historical change of the forest cover in the area of the Carpathian Basin

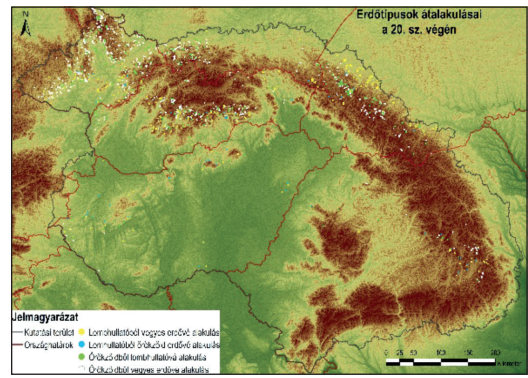
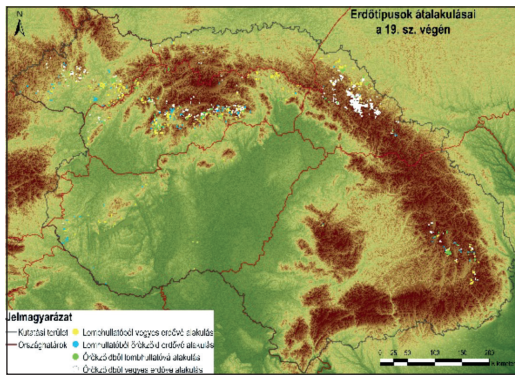


7. ábra: Az erdőtípusok aránya a minden idősikban altípusba sorolható erdők esetében
 Figure 7: Ratio of forest types based on the identifiable sample points

4. a.b táblázat: Az erdőtípusok átalakulása a 19. század végén és a 20. század végén
Table 4. a.b: Forest types transitions at the end of the 19th C. and at the end of 20th C.

19. század vége Altípusba sorolható erdők Összterülethez és adott kategóriához viszonyított arány (%)	Lomb- hullató erdő		Örökzöld erdő		Vegyes erdő	
Lombhullató erdő	40,0	87,0	4,1	9,0	1,9	4,0
Örökzöld erdő	1,3	3,7	6,9	19,2	27,7	77,0
Vegyes erdő	2,2	11,9	11,5	63,7	4,4	24,3

20. század vége Altípusba sorolható erdők Összterülethez és adott kategóriához viszonyított arány (%)	Lomb- hullató erdő		Örökzöld erdő		Vegyes erdő	
Lombhullató erdő	39,2	90,0	3,7	8,4	0,7	1,6
Örökzöld erdő	3,5	10,0	9,5	27,0	22,1	63,0
Vegyes erdő	7,3	34,4	8,5	39,7	5,5	25,9



8. a.b ábra: Az erdőtípusok átalakulásának példái a 19–20. századok folyamán
Figure 8. a.b: Examples of forest types transitions during the 19th and 20th C.

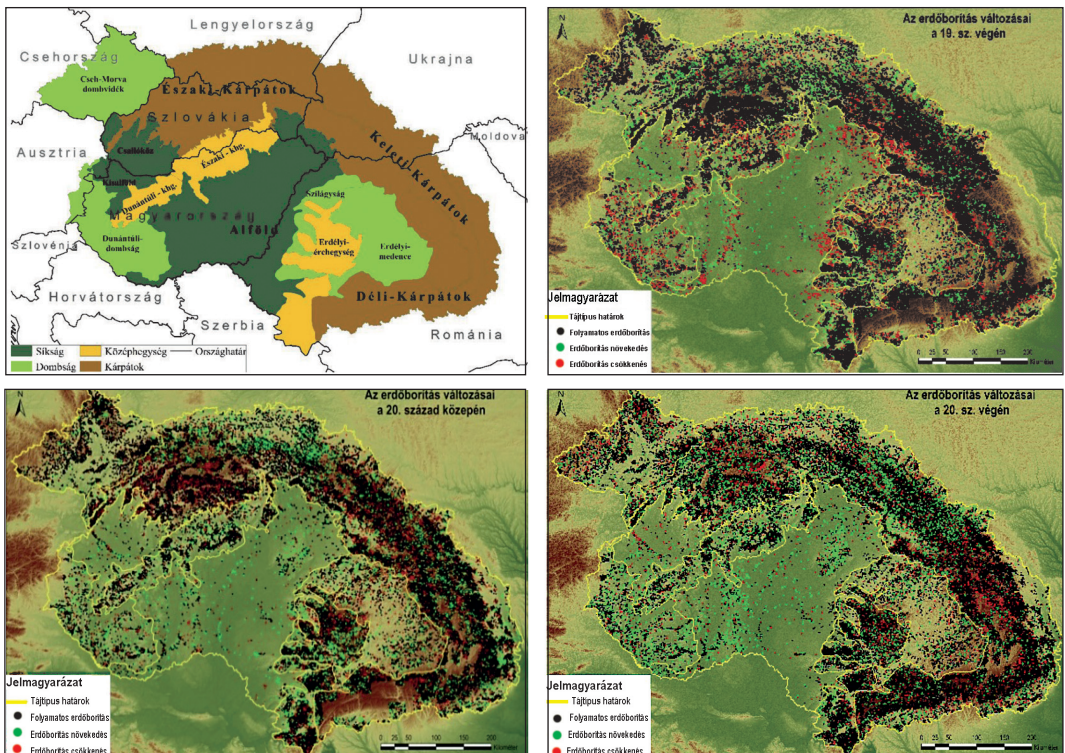
Az erdő és más felszínborítási kategóriák közötti átalakulásokat tekintve a vizsgált 200 éves időszakban összességében legjelentősebbek az erdő–gyep és az erdő–művelt terület konverziók. Jól szemlélteti ezt a 20. század végére vonatkozó átalakulási mátrix (5. táblázat).

5. táblázat: Felszínborítás-átalakulások a Kárpát-medence térségében a 20. század végén
Table 5: Land cover transitions in the Carpathian Basin at the end of the 20th C.

20. sz. vége Kárpát-medence Összterülethez és adott kategóriához viszonyított arány (%)	Település, beépített terület		Művelt terület		Gyep, cserjés terület		Erdő		Vízhatású terület		Víz		Kopár felszín	
Település, beépített terület	2.7	79.5	0.4	13.0	0.2	5.1	0.1	2.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
Művelt terület	2.8	6.2	34.5	77.8	4.2	9.5	2.6	5.8	0.1	0.2	0.2	0.4	0.0	0.0
Gyep, cserjés terület	0.7	3.5	6.2	32.2	7.8	40.3	4.2	21.9	0.2	1.0	0.2	0.9	0.1	0.3
Erdő	0.2	0.6	1.2	3.9	2.4	7.7	27.8	87.5	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0
Vízhatású terület	0.0	2.1	0.1	31.8	0.1	21.9	0.0	9.9	0.1	25.3	0.0	9.0	0.0	0.0
Víz	0.0	4.4	0.1	14.8	0.0	3.3	0.0	2.7	0.0	0.9	0.6	73.9	0.0	0.0
Kopár felszín	0.0	6.8	0.0	12.3	0.0	22.8	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0	16.0	0.0	19.8

Az erdőtakaró változása a domborzat alapján elkülönített tájtypusokban

Az idősorok adatainak első elemzéséből nyilvánvalóvá vált, hogy a vizsgált terület egészére végzett elemzések esetében az össz-változások mutatóinál elmosódhatnak a lényegi folyamatok a különböző tájtypusokban lejátszódó, egymással ellentétes konverziók miatt, annak ellenére is, hogy a térképek láttatják a fő területi változásokat. A művelt terület aránya például jelentősen nőtt a síkságokon, viszont a hegy- és dombvidéken többnyire ellentétes folyamatok játszódtak le a vizsgált időszakban. Az egyes átalakulás-típusok tehát jellemzően a talaj- és relief-adottságoknak feleltethetők meg. Az erdő–gyep konverziók a hegységekben és a dombvidégekben jellemzőek, az erdő–művelt terület átalakulások pedig a hegységperemeken, a dombvidékeken és a síkságokon. A változásokról ezért lényegesen pontosabb információt kaphatunk tájtypusok szerinti bontásban. Fenti megfontolásból elkészítettük a Kárpát-medence nagytájainak digitális térképét (9.a. ábra), amelyben elkülönítettük a Kárpátok hegyláncát, a középhegységeket, a dombvidékeket és a medencetájakat, valamint a síkságokat.

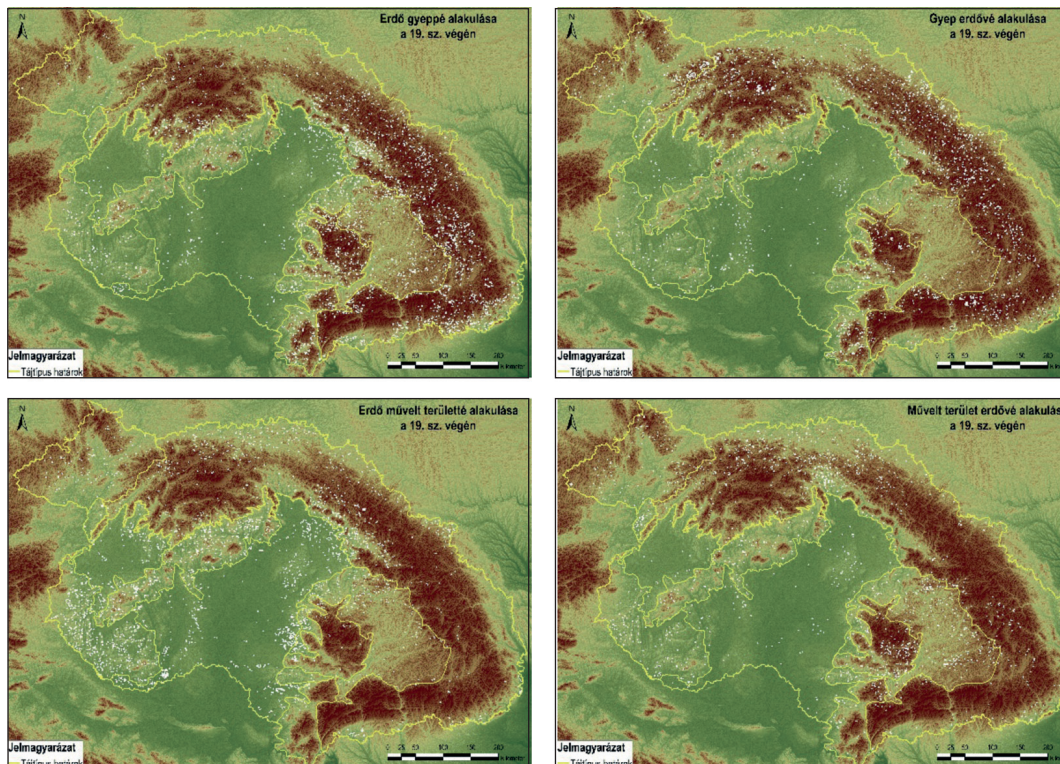


9. a. ábra: A Kárpát-medence térségének nagytjai Magyarország Nemzeti Atlasza (Pécsi és mtsai 1989), Lieskovský és mtsai (2010) és Bartos-Elekes (2015) alapján. 9. b.c.d. ábra: Az erdőborítás változása a vizsgált időszakokban

Figure 9. a: Macrolandscapes of the Carpathian Basin (based on Pécsi et al. (1989), Lieskovský et al. (2010) and Bartos-Elekes (2015)).
Figure 9. b.c.d: Forest cover change in the study periods

Az erdőborítás változáselemzését a domborzat alapján lehatárolt tájtypusokra vonatkoztatva mutatjuk be. Az erdőtakaró csökkenése a 19. század végén főként a hegységperemi síkságokon és a dombvidékeken, valamint a középhegységekben és a Keleti- és Déli-Kárpátok hegyközi medencéiben tapasztalható. A 20. század közepén az erdők apadása egyértelműen a Kárpátok és a középhegységek magasabb régióiba tevődött át. Ezt követően a 20. század végén a Keleti-Kárpátok erdélyi területén és a Déli-Kárpátokban volt legerőteljesebb a csökkenés.

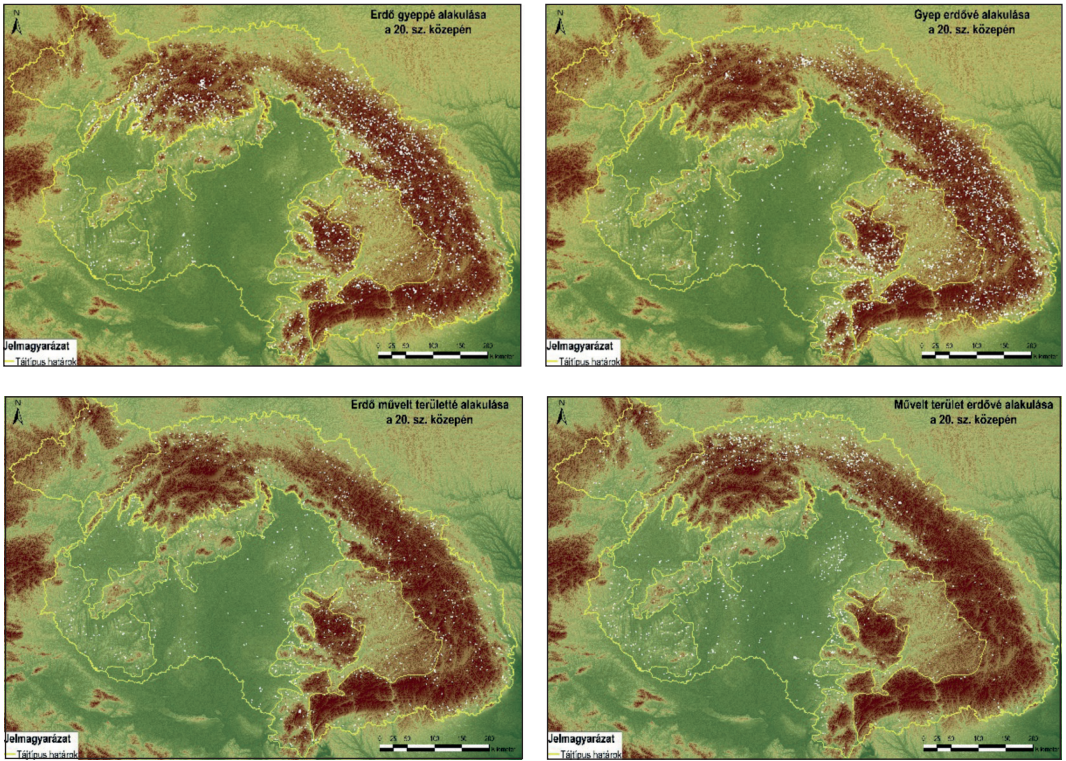
Az erdők számottevően növekvő területét mutatják a térképek a 19. század végén a Kárpátok alacsonyabb térszínein, valamint a külső peremvidékeken, leghatározottabban az Északi-Kárpátokban. Nem elhanyagolható növekedés mutatkozik azonban az Erdélyi-érchegységben és a Déli-Kárpátokban is, valamint szórványosan előfordul a Mezőségen és az alföldek mélyebb fekvésű térségeiben is. A 20. század közepén folytatódik a növekedés az Északi-Kárpátok külső peremén és határozottabbá válik a Keleti- és Déli-Kárpátokban, valamint az Erdélyi-érchegységben. Kiegyenlített a csökkenés és a növekedés a Mezőségen, valamint a magyarországi tájakon. A 20. század végén nem elsősorban tájanként, hanem országonként mutatkoznak jelentős különbségek. Számottevő növekedés látható Magyarországon, Szlovákiában és Ukrajnában, míg a többi országban ennél lényegesen kisebb mértékű a növekmény.



10. a.b.c.d ábra: Erdő–gyep és erdő–művelt terület átalakulások a 19. század végén

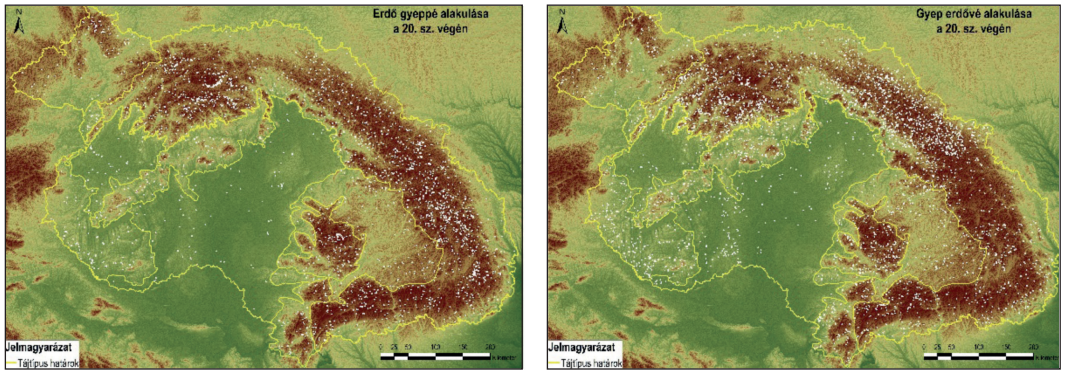
Figure 10. a.b.c.d: Transitions of forest-grassland and forest-agricultural areas at the end of the 19th C.

Az erdőborítás változása az elmúlt 200 évben döntően az erdő–gyep és erdő–művelt terület konverzióknak köszönhető, amelyek időbeli és térbeli alakulását a 10–12. ábrák szemléltetik.



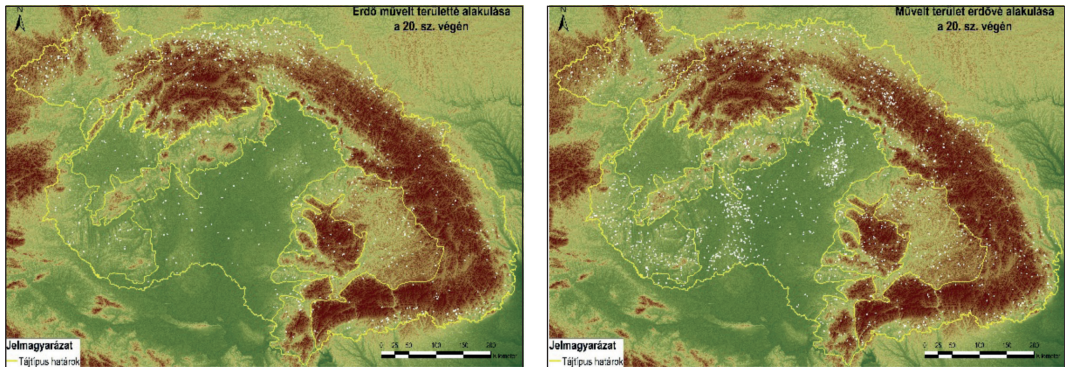
11. a.b.c.d. ábra: Erdő-gyep és erdő-művelt terület átalakulások a 20. század közepén

Figure 11. c.d: Transitions of forest-grassland and forest-agricultural areas in the middle of the 20th C.



12. a.b. ábra: Erdő-gyep és erdő-művelt terület átalakulások a 20. század végén

Figure 12. a.b.: Transitions of forest-grassland and forest-agricultural areas at the end of the 20th C.

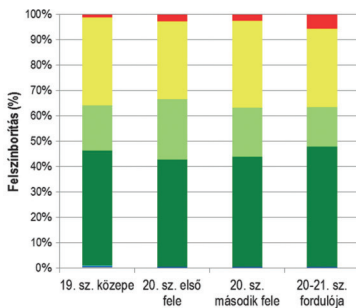


12. c.d ábra: Erdő–gyep és erdő–művelt terület átalakulások a 20. század végén

Figure 12. c.d: Transitions of forest–grassland and forest–agricultural areas at the end of the 20th C.

Kárpátok

A Kárpátok felszínborításában az 50% körüli erdőarány jellemző. A 19. században és a világháborúk közötti időszakban a térkép-hiányok miatt nem azonosítható területek is döntően erdősültek lehettek. A művelt területek és a gyepek közel azonos felszín borítanak, bár előbbiek enyhén növekvő, a gyepek pedig csökkenő tendenciát mutatnak. Az erdő aránya a 13. ábra és a 6. táblázat szerint összességében nem változott számottevően, a 20. század második feléig szerény csökkenést, majd növekedést találunk. A 7. táblázat átalakulási mátrixa és a 10–12. ábrák térképei azonban jelentős konverziókat mutatnak.



	19. sz. közepe	20. sz. első fele	20. sz. második fele	20-21. sz. fordulója
Település, beépített terület	1,3	2,8	2,6	5,7
Művelt terület	34,6	30,7	34,2	30,9
Gyep, cserjés terület	17,9	23,8	19,4	15,5
Erdő	45,3	42,2	43,2	47,3
Vízhatású terület	0,1	0,1	0,1	0,1
Víz	0,4	0,3	0,4	0,5
Kopár felszín	0,4	0,2	0,1	0,1

13. ábra, 6. táblázat: A felszínborítás változása a Kárpátokban (%)

Figure 13, Table 6: Land cover change in the Carpathian Mountains (%)

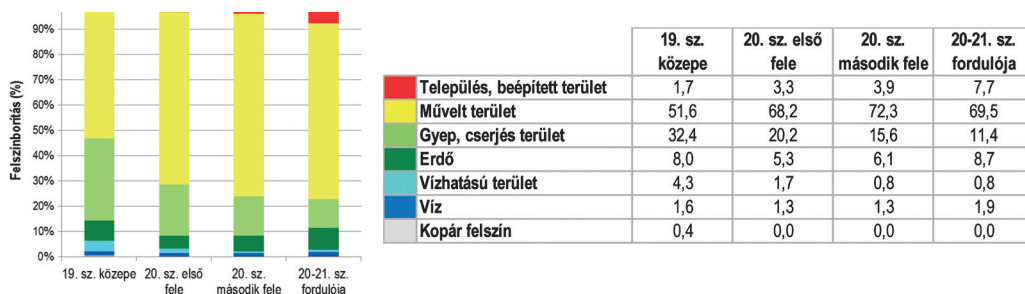
Az Északi-Kárpátok szlovákiai, déli térségében a hegységperemen és a völgyekben, egyre északabbra tolódva, az erdők gyepé alakulása a legjellemzőbb folyamat mindhárom vizsgált időszakban. Az északi (cseh és lengyel) oldalon ezzel ellentétben az erdők területe növekedett a gyepek rovására. A Keleti- és Déli-Kárpátokban viszonylag kiegyenlített az erdők gyepé és a gyepek erdővé alakulása a 20. század közepéig. Majd a 20. század végén a Kárpátok romániai térségében nagyon erős az erdők csökkenése és az irtásokon a gyepek térnyerése. Ukrajnában viszont fordított a helyzet, ott az erdők gyarapodtak a gyepek rovására. A művelt területek erdővé alakulása a Kárpátok külső peremén történt, miközben a művelt terület folyamatosan növekszik a gyepek rovására.

7. táblázat: A felszínborítás átalakulási mátrixa a Kárpátokban a 20. század végén
 Table 7: Land cover transition matrix of the Carpathian Mountains at the end of 20th C.

20. sz. vége Kárpátok Összterülethez és adott kategóriához viszonyított arány (%)	Település, beépített terület		Művelt terület		Gyep, cserjés terület		Erdő		Vízhatású terület		Víz		Kopár felszín	
Település, beépített terület	1,7	57,9	0,7	23,7	0,4	13,2	0,1	4,6	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
Művelt terület	2,5	10,5	14,9	63,3	3,6	15,2	2,4	10,2	0,0	0,2	0,1	0,6	0,0	0,0
Gyep, cserjés terület	0,8	3,7	6,1	27,3	8,2	37,0	6,9	31,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,1	0,5
Erdő	0,3	0,5	1,8	3,6	4,3	8,5	43,9	87,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Vízhatású terület	0,0	0,0	0,0	58,3	0,0	25,0	0,0	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Víz	0,0	8,3	0,1	21,5	0,0	7,4	0,0	10,7	0,0	0,0	0,2	52,1	0,0	0,0
Kopár felszín	0,0	8,0	0,0	9,4	0,1	23,2	0,1	21,0	0,0	0,0	0,1	15,2	0,1	23,2

Középhegységek

A középhegységek felszínborítási arányai hasonlóak a Kárpátokéhoz, jóllehet az erdők átlagban mintegy 5%-kal alacsonyabb, a művelt területek pedig ugyanennyivel magasabb arányt képviselnek. A középhegységi erdők összterülete a 20. század első feléig csökken, majd ezt követően növekszik, és az ezredfordulóra meghaladja a kezdeti értéket.


 14. ábra, 8. táblázat: A középhegységek felszínborításának átalakulása (%)
 Figure 14, Table 8: Land cover change in the middle ranges (%)

Az erdők összterületének csökkenése az első periódusban nem a teljes vizsgált területre jellemző, országonként itt is, miként a Kárpátokban, jelentős különbségeket mutatnak a térképek. A magyarországi középhegységek egészében számottevő az erdőállományok megcsappanása, míg az Erdélyi-érchegységben a növekedés van túlsúlyban. Az erdők hazai csökkenését okozták a jobbágyfelszabadítás után a hegyközi kis-medencékben történt irtások, ahol ezt követően szántógazdálkodást folytattak. Ezt mutatja az erdők szántóvá alakulásának jelentős mértéke.

A művelt terület csökkenése az Erdélyi-érchegységben az erdőszűcs növekedése miatt történt. A hazai hegységperemi tájakon pedig a művelt területek között számottevő volt a szőlő aránya is, amelyeket a 19. század végi filoxeravész után a meredekebb lejtőkön felhagytak és helyükön gyepek alakultak ki. A felha-

gyott szőlők spontán beerdősülése, illetve erdősítésük csak később, a 20. század második felében, illetve a század végén következett be. Az erdők növekedése részben ennek tudható be, részben pedig annak, hogy a hegyvidéken a korábban önellátásra törekvő falvakban felhagyták a szántóművelést és a gyepgazdálkodás is jelentősen visszaszorult a 20. század végén.

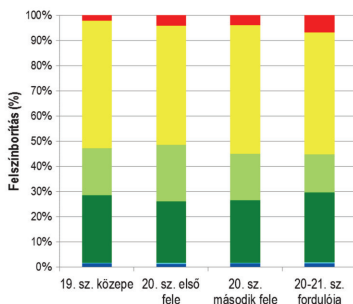
9. táblázat. A felszínborítás átalakulási mátrixa a középhegységekben a 19. század végén

Table 9: Land cover transition matrix of the middle ranges at the end of 19th C.

19. sz. vége Középhegységek Összterülethez és adott kategóriához viszonyított arány (%)	Település, beépített terület		Művelt terület		Gyep, cserjés terület		Erdő		Vizhatású terület		Víz		Kopár felszín	
Település, beépített terület	1,1	84,2	0,0	2,9	0,1	10,8	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
Művelt terület	1,1	3,2	21,2	61,4	9,3	26,8	2,9	8,5	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1
Gyep, cserjés terület	0,4	2,5	5,1	28,7	8,8	49,3	3,4	18,9	0,1	0,4	0,0	0,1	0,0	0,1
Erdő	0,1	0,2	4,2	9,3	5,3	11,7	35,6	78,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Vizhatású terület	0,0	0,0	0,0	14,3	0,0	71,4	0,0	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Víz	0,0	6,5	0,1	17,4	0,1	21,7	0,0	4,3	0,0	0,0	0,2	47,8	0,0	2,2
Kopár felszín	0,0	2,3	0,0	4,5	0,1	22,7	0,2	59,1	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	9,1

Domságok

A dombvidékeken és a hullámos felszínű medencetájakon már határozottan alacsonyabb az erdősültség – a Kárpátoknál átlag 25%-kal, a középhegységeknél 20%-kal kisebb értékeket találunk. Az erdők a 19. század közepétől cca. a 20. század első feléig összességében enyhén csökkenő tendenciát mutatnak, majd a 20. század második felétől növekedés kezdődik és az ezredfordulóra a domságok erdősültsége eléri a kezdeti (19. század közepi) értéket.



15. ábra, 10. táblázat: A domságok felszínborításának átalakulása (%)

Figure 15, Table 10: Land cover change of the hills (%)

A 19. század végén az erdő–gyep konverziók csaknem kiegyenlítik egymást, de itt is lényegesek a területi különbségek. A Cseh-Morva dombvidéken a gyepek beerdősülése, míg az Erdélyi-medencében az erdőterület csökkenése és a gyepek térnyerése tapasztalható. Az erdők művelt területté alakulása viszont a Dunántúli-domságon jelentős, ellentétes tendencia csak (kisebb mértékben) az Erdélyi-medencében látható.

11. táblázat: A felszínborítás átalakulási mátrixa a dombságokon a 19. század végén

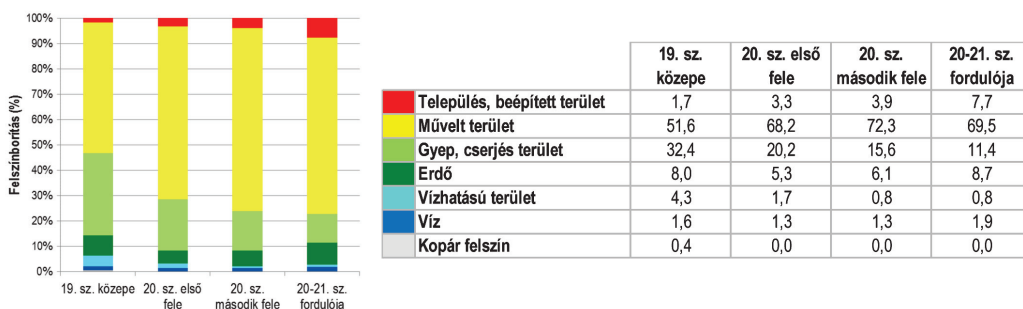
 Table 11: Land cover transition matrix of the hills at the end of the 19th C.

19. sz. vége Domságok Összterülethez adott kategóriához viszonyított arány (%)	Település, beépített terület		Művelt terület		Gyep, cserjés terület		Erdő		Vízhatású terület		Víz		Kopár felszín	
Település, beépített terület	1,7	84,9	0,2	10,8	0,1	3,0	0,0	1,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Művelt terület	1,7	3,3	35,8	70,4	10,6	20,9	2,5	5,0	0,1	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0
Gyep, cserjés terület	0,5	2,8	7,2	38,7	8,5	45,6	2,1	11,3	0,2	1,0	0,1	0,5	0,0	0,1
Erdő	0,1	0,2	4,1	15,0	3,2	11,7	19,6	72,8	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0
Vízhatású terület	0,0	0,0	0,1	19,6	0,1	54,9	0,0	7,8	0,0	13,7	0,0	3,9	0,0	0,0
Víz	0,0	0,4	0,1	9,7	0,1	7,2	0,0	2,1	0,1	5,5	0,9	73,8	0,0	1,3
Kopár felszín	0,0	6,3	0,0	18,8	0,0	31,3	0,0	18,8	0,0	18,8	0,0	6,3	0,0	0,0

A 20. század közepén az Erdélyi-medence magasabb régióiban a gyepek erdővé alakulása számottevő, míg a Dunántúlon az erdők irtását és művelt területté alakulását mutatják a térképek. Ez a két tendencia összességében kiegyenlíti egymást, így az erdők össz-aránya nem változik érdemben. A 20. század végén az erdőterület növekedése döntően a Dunántúli-középhegységben történik, ahol mind a gyepek, mind a művelt területek jelentős felhagyása és erdővé alakulása következik be, az Erdélyi- és Cseh-Morva-dombságok konverziói ugyanakkor kiegyenlítették és kismértékűek.

Síkságok

A Nagyalföld és a Kisalföld síkságai az elmúlt közel két évszázadban mindvégig nagyon alacsony, 10% alatti erdősültséget mutatnak. E tájakon főként a 20%-ot elérő gyep-szántó konverziók a leglényegesebb változások a normál statisztikák alapján.



16. ábra, 12. táblázat: A síkságok felszínborításának átalakulása (%)

Figure 16, Table 12: Land cover change of plains (%)

Ugyanakkor nem elhanyagolhatók az erdők és művelt területek közötti átalakulások, amelyek az összterület 3–4%-át érintik. Az erdő rovására a 19. század végén, az erdő javára a 20. század közepén történt lényegi változás. Az erdő-gyep konverziók kiegyenlítették és mindössze 1–2%-ot tesznek ki.

13. táblázat: A felszínborítás átalakulási mátrixa a síkságokon a 19. század végén
Table 13: Land cover transition matrix of the plains at the end of 19th C.

19. sz. vége Síkságok Összterülethez és adott kategóriához viszonyított arány (%)	Település, beépített terület		Művelt terület		Gyep, cserjés terület		Erdő		Vízhatású terület		Víz		Kopár felszín	
Település, beépített terület	1,6	93,8	0,1	4,3	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	
Művelt terület	1,0	2,0	44,5	86,2	5,0	9,6	0,7	1,4	0,3	0,6	0,1	0,2	0,0	
Gyep, cserjés terület	0,6	2,0	17,8	54,8	11,9	36,6	1,1	3,4	0,8	2,3	0,3	0,8	0,0	
Erdő	0,0	0,6	3,4	42,7	1,3	16,1	3,2	39,7	0,1	0,7	0,0	0,2	0,1	
Vízhatású terület	0,0	0,4	2,1	49,0	1,6	36,6	0,1	1,9	0,4	10,1	0,1	1,9	0,1	
Víz	0,0	0,3	0,2	14,0	0,3	18,5	0,1	4,6	0,1	7,1	0,9	55,3	0,3	
Kopár felszín	0,0	2,3	0,1	32,6	0,1	31,4	0,1	25,6	0,0	1,2	0,0	4,7	2,3	

KONKLÚZIÓK

A Kárpát-medence térségére elvégzett felszínborítás-átalakulási vizsgálatok erdőkre koncentráció bemutatása a főbb tendenciákat villantotta fel. Az elemzések rámutatnak arra, hogy tájtípusonként és azon belül is földrajzi tájanként nagyon jelentős eltérések mutatkoznak az átalakulások irányában és típusaiban, ami nagyban függ a regionális társadalmi-gazdasági folyamatoktól. A társadalmi átalakulások sorában a legjelentősebbek a jobbágyfelszabadítás, az Osztrák-Magyar Monarchia vámuniója, a trianoni határmegvonás, a szocialista rendszer összeomlása és az EU csatlakozás voltak. Az egyes országok aktuális felszínborítási arányai, ezen belül a magas, vagy alacsony erdőszültség, szintén komoly szerepet játszanak a gazdaságpolitika, az erdészeti-, és az agrárpolitika alakításában, az erdők jogi végelmében, illetve annak hiányában és ezen keresztül az állományok és kiterjedésük változásában. Az adatbázis és az első elemzések lehetőséget adnak számos további vizsgálatra, részben a természeti, részben a társadalmi-gazdasági tényezőkkel való korrelációk feltárására és nem utolsósorban a klímamodellekben és a felszínborítás-változási modellekben történő felhasználásra.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a koordinációt a Madison Egyetemnek, valamint a partner intézetek adatbázis-létrehozásban való közreműködését:

- ^a University of Wisconsin–Madison, Department of Agricultural & Applied Economics, Madison, USA
- ^b Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdővagyon-gazdálkodási és Vidékfejlesztési Intézet, Tájé tudományi és Vidékfejlesztési Intézeti Tanszék, Sopron, Magyarország
- ^c Constantine the Philosopher University, Department of Geography and Regional Development, Nitra, Slovakia
- ^d University of California–Berkeley, Department of Environmental Science, Policy, and Management, Berkeley, USA
- ^e Jagiellonian University, Institute of Geography and Spatial Management, Department of GIS, Cartography and Remote Sensing, Kraków, Poland
- ^f Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf, Switzerland

- ^g Humboldt-Universität zu Berlin, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, Department of Geography, Geomatics Lab, Berlin, Germany
- ^h Slovak Academy of Sciences, Institute of Landscape Ecology, Bratislava, Slovak Republic
- ⁱ Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Földmérési és Távérzékelési Tanszék, Sopron, Magyarország
- ^j Taras Shevchenko National University of Kyiv, Faculty of Geography, Kiev, Ukraine
- ^k Palacky University in Olomouc, Faculty of Science, Department of Geography, Olomouc, Czech Republic
- ^l Leibniz Institute of Agricultural Development in Transition Economies, Department Structural Change, Halle (Saale), Germany
- ^m University of Wisconsin–Madison, SILVIS Lab, Madison, USA
- ⁿ Charles University in Prague, Faculty of Science, Geographical Institute, Prague, Czech Republic

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Antrop, M. 2005: Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70(1–2): 21–34., <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.002>.
- Arcanum 2006a: Az Első Katonai Felmérés: Magyar Királyság (1763-1787) 1:28.800. Budapest. Arcanum Adatbázis Kft.
- Arcanum 2006b: A Második Katonai Felmérés: Magyar Királyság (1806-1869) 1:28.800. Arcanum Adatbázis Kft. Budapest.
- Arcanum 2007: A Harmadik Katonai Felmérés (1869-1887): a Magyar Szent Korona Országai 1:25.000. Arcanum Adatbázis Kft. Budapest.
- Balázs P.; Konkoly-Gyuró É.; Bacsárdi V. és Király G. 2012: A tájváltozás percepciója, a táj átalakulásának feltárása történeti térképelemzés és kérdőíves felmérés alapján az Őrségben és a Vendvidéken. In: Konkoly-Gyuró, É. (Szerk.): Szakmai jelentés a "Transnational Ecological Network in Central Europe" projekt 6-os munkacsomagjában. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. Sopron. 64 p. ISBN 978-963-334-073-8.
- Bartos-Elekes Zs. 2015: Erdély tájfelosztásának vázlatos térképe. Kézirat. Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Földrajz Kar, Magyar Földrajzi Intézet, Kolozsvár, Románia.
- Bender, O.; Boehmer, H. J.; Jens, D. and Schumacher, K. P. 2005: Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape and Urban Planning*, 70(1–2): 111–125., <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.008>.
- Carmona, A. and Nahuelhual, L. 2012: Combining land transitions and trajectories in assessing forest cover change. *Applied Geography*, 32 (2): 904–915., <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.09.006>.
- Cousins, S. A. O. 2001: Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecology*, 16(1). 41–54., <http://dx.doi.org/10.1023/a:1008108704358>.
- EEA 2003: Digital map of European ecological regions. 1:2.500.000. European Environment Agency (EEA).
- EEA 2013: EEA reference grid. European Environment Agency (EEA).
- EEA 2014: CORINE Felszínborítási adatbázis. 17-es verzió (2013/12). European Environment Agency (EEA).
- ESRI 2009: ArcMap 9.3. ESRI - Environmental Systems Resource Institute. Redlands, California, USA.
- Fuchs, R.; Herold, M.; Verburg, P. H.; Clevers, J. G. P. W. and Eberle, J. 2015: Gross changes in reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900 and 2010. *Global Change Biology*, 21(1): 299-313., <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12714>.
- Gallego, J. and Delincé, J. 2010: The European Land Use and Cover Area - Frame Statistical Survey. *Agricultural Survey Methods*. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 149-168. ISBN 9780470665480. <http://dx.doi.org/10.1002/9780470665480.ch10>
- Gerard, F.; Petit, S.; Smith, G.; Thomson, A.; Brown, N.; Manchester, S.; Wadsworth, R.; Bugar, G.; Halada, L.; Bezák, P.; Boltziar, M.; De badts, E.; Halabuk, A.; Mojses, M.; Petrovic, F.; Gregor, M.; Hazeu, G.; Múcher, C. A.; Wachowicz, M.; Huitu, H.; Tuominen, S.; Köhler, R.; Olschofsky, K.; Ziese, H.; Kolar, J.; Sustera, J.; Luque, S.; Pino, J.; Pons, X.; Roda, F.; Roscher, M. and Feranec, J. 2010: Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography. *Progress in Physical Geography*, 34(2): 183–205., <http://dx.doi.org/10.1177/0309133309360141>.

- GNU PSPP 2016: GNU PSPP. Version 0.9.0. Computer Software. Free Software Foundation. Boston, USA.
- Griffiths, P.; Kuemmerle, T.; Baumann, M.; Radeloff, V. C.; Abrudan, I. V.; Lieskovsky, J.; Munteanu, C.; Ostapowicz, K. and Hostert, P. 2014: Forest disturbances, forest recovery, and changes in forest types across the Carpathian ecoregion from 1985 to 2010 based on Landsat image composites. *Remote Sensing of Environment*, 151: 72–88., <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.04.022>.
- HM Térképészeti Intézet 1957–1959: Az 1953–59-ben készített Újfelmérés 1:25.000 méretarányú térképszelvényei. Magyar Néphadsereg Vezérkara. Hadtörténeti Térképtár. Budapest.
- Jankó A. 2007: Magyarország katonai felmérései: 1763–1950. Argumentum. Budapest. 196 p. ISBN 9789634464334
- Kaim, D.; Kozak, J.; Kolecka, N.; Ziolkowska, E.; Ostafin, K.; Ostapowicz, K.; Gimmi, U.; Munteanu, C. and Radeloff, V. C. 2016: Broad scale forest cover reconstruction from historical topographic maps. *Applied Geography*, 67: 39–48., <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.12.003>.
- Kienast, F. 1993: Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System – a methodological outline. *Landscape Ecology*, 8(2): 103–118., <http://dx.doi.org/10.1007/BF00141590>.
- Király G.; Konkoly-Gyuró É.; Márkus I.; Nagy D. és Sági É. 2013: A Fertő tónak és környékének változásai régi térképek alapján. V. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. Sopron, 55–61. ISBN 978-963-334-102-5.
- Konkoly-Gyuró É.; Balázs P.; Tirászi Á. és Király G. 2016: Felszínborítás-változások a történelmi Magyarország tájain a 19. század közepétől napjainkig. In: Horváth, G. (Szerk.): Tájhasználat és tájvédelem – kihívások és lehetőségek. A Budapesten, 2015. május 21–22. között zajlott VI. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa. 87–96. ISBN 978-963-284-778-8.
- Konkoly-Gyuró, É.; Nagy, D.; Balázs, P. and Király, G. 2010: Assessment of land cover change in western Hungarian landscapes. In: Balázs, P.–Konkoly-Gyuró, É. (Eds.): *TransEcoNet Workshop on Landscape History, Proceedings*. NyME Kiadó. Sopron, 5–10.
- Konkoly-Gyuró É.; Tirászi Á.; Balázs P.; Nagy D. és Király G. 2014: A vízrendszer, a felszínborítás és a tájkarakter változása a Fertő-Hanság medencében. In: Füleky, G. (Szerk.): *A táj változásai a Kárpát-medencében. A vízgazdálkodás története a Kárpát-medencében. X. Tájéörténeti Konferencia kötete. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány*, 42-48.
- Kozak, J. 2003: Forest Cover Change in the Western Carpathians in the Past 180 Years – a case study in the Orawa Region in Poland. *Mountain Research and Development*, 23 (4): 369–375., [http://dx.doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0369:FCCITW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0369:FCCITW]2.0.CO;2).
- Kozak, J.; Estreguil, C. and Ostapowicz, K. 2008: European forest cover mapping with high resolution satellite data: The Carpathians case study. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10 (1): 44–55., <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2007.04.003>.
- Kozak, J.; Estreguil, C. and Vogt, P. 2007: Forest cover and pattern changes in the Carpathians over the last decades. *European Journal of Forest Research*, 126(1): 77–90., <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-006-0160-4>.
- Kuemmerle, T.; Müller, D.; Griffiths, P. and Rusu, M. 2009: Land use change in Southern Romania after the collapse of socialism. *Regional Environmental Change*, 9(1): 1–12., <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-008-0050-z>.
- Kuemmerle, T.; Perzanowski, K.; Chaskovskyy, O.; Ostapowicz, K.; Halada, L.; Bashta, A.-T.; Kruhlov, I.; Hostert, P.; Waller, D. M. and Radeloff, V. C. 2010: European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation*, 143(4): 908–916., <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.038>.
- Li, W.; Ciais, P.; MacBean, N.; Peng, S.; Defourny, P. and Bontemps, S. 2016: Major forest changes and land cover transitions based on plant functional types derived from the ESA CCI Land Cover product. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 47: 30–39., <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2015.12.006>.
- Lieskovský, J.; Bezák, P. and Izakovičová, Z. 2010: Protection of representative landscape ecosystem of Slovakia. Modern management of mine producing, geology and environmental protection 2: proceedings from 10th international multidisciplinary scientific geoconference – Albena: SGEM, 717–723. ISBN 978-954-91818-1-4.
- Mouillot, F.; Ratte, J. P.; Joffre, R.; Mouillot, D. and Rambal, S. 2005: Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). *Landscape Ecology*, 20 (1): 101–112., <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-004-1297-5>.
- Munteanu, C.; Kuemmerle, T.; Boltziar, M.; Butsic, V.; Gimmi, U.; Lúboš, H.; Kaim, D.; Király, G.; Konkoly-Gyuró, É.; Kozak, J.; Lieskovský, J.; Mojses, M.; Müller, D.; Ostafin, K.; Ostapowicz, K.; Shandra, O.; Štych, P.; Walker, S. and Radeloff,

- V. C. 2014: Forest and agricultural land change in the Carpathian region - A meta-analysis of long-term patterns and drivers of change. *Land Use Policy*, 38: 685-697., <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.01.012>.
- Munteanu, C.; Kuemmerle, T.; Keuler, N. S.; Müller, D.; Balázs, P.; Dobosz, M.; Griffiths, P.; Halada, L.; Kaim, D.; Király, G.; Konkoly-Gyuró, É.; Kozak, J.; Lieskovsky, J.; Ostafin, K.; Ostapowicz, K.; Shandra, O. and Radeloff, V. C. 2015: Legacies of 19th century land use shape contemporary forest cover. *Global Environmental Change*, 34: 83–94., <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.015>.
- Nagy D. 2003: Tájérténelmi kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. A történelmi táj rekonstrukciója az ANP környezetében az I-III. Katonai Felmérések alapján. *Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban, ANP füzetek, Vol. 2. Jósvafő, ISSN 1417-0442*.
- Nagy D. 2008: A történelmi felszínborítás térképezése a Tisza-völgyben. In: Flachner Z.; Kovács A.; Kelemen É. (Szerk.): *A történelmi felszínborítás térképezése a Tisza-völgyben. A Tisza biológiai változatosságának megőrzése integrált ártéri gazdálkodás segítségével. Szemináriumkötet. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (KvVM) SZÖVET (Szövet-ség az Élő Tiszáért). Budapest., 8–38*.
- NASA JPL 2013: NASA Shuttle Radar Topography Mission, Version 3, 3 arc second. NASA EOSDIS Land Processes DAAC, USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota (<https://lpdaac.usgs.gov>), accessed October 29, 2015. <http://dx.doi.org/10.5067/MEaSUREs/SRTM/SRTMGL3.003>.
- Pécsi M.; Bassa L.; Beluszky P. és Berényi I. 1989: Magyarország Nemzeti Atlasza. Kartográfiai Vállalat. Budapest, ISBN 963-351-508-4.
- Sereda, S. and Lukáš, M. 2009: Assessment of changes in landuse development in the Magura and the Eastern Tatras in the years 1772–2003. *Oecologia Montana*, 18: 1–18.

Érkezett: 2016. április 1.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



Csomoros akác

Az akác csomoros törzse hagyományos fűrészipari felhasználásra nemigen alkalmas. Ugyanakkor a fafaragók, faesztergályosok kifejezetten kedvelik. Az ilyen faanyagból egyedi rajzolatú szép tárgyak, például fatálak készíthetők.

Fotó: Greguss László Géza

Szöveg: Csóka György

TARTALOMJEGYZÉK

6. évfolyam 2. szám

- Ónodi Gábor:**
Az idegenhonos, illetve inváziós fafajok élőhelyformáló hatásai 101–113
- Silnicki Ádám, Zagyvai Gergely és Bartha Dénes:**
Összehasonlító vizsgálatok a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) vegetatív szervein 115–125
- Molnár Dénes, Barton Iván, Czimber Kornél, Bazsó Tamás és Frank Norbert:**
Faállomány-szerkezeti kutatások a Roth emlékerdőben 127–136
- Baltazár Tivadar, Varga Ildikó és Pejchal Miloš:**
A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) elterjedésének vizsgálata a csehországi lednicei kastélypark területén a gazdafajok elhelyezkedése alapján 137–150
- Horváth Bálint:**
A Soproni-hegyvidék gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőiben előforduló éjszakai nagylepkek állatföldrajzi jellemzői 151–159
- Jánoska Ferenc, Kemenszky Péter, Farkas Attila, Varju József és Horváth Zsolt:**
Műfészek-predációs vizsgálatok egy erősen mozaikos somogyi élőhelyen 161–173
- Hámori Dániel:**
Antropogén fészkelőhelyeken költő kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzerváció-biológiai lehetőségei a Felső-Kiskunságban 175–187
- Varga Zoltán és Farkas Attila:**
A borz (*Meles meles* L.) táplálkozásának vizsgálata Komárom-Esztergom megye területén 189–197
- Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 12. kötetében (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai** 199–204

CONTENTS

Vol. 6 Nr. 2

<i>Gábor Ónodi:</i>		
	Habitat transforming effects of invasive tree species	101–113
<i>Ádám Silnicki, Gergely Zagyvai and Dénes Bartha:</i>		
	Comparative surveys on vegetative organs of hungarian ash (<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>danubialis</i> Pouzar) and common ash (<i>Fraxinus excelsior</i> L.)	115–125
<i>Dénes Molnár, Iván Barton, Kornél Czimmer, Tamás Bazsó and Norbert Frank:</i>		
	Investigations on stand structure in the Roth memorial forest	127–136
<i>Tivadar Baltazár, Ildikó Varga and Miloš Pejchal:</i>		
	Distribution of European mistletoe (<i>Viscum album</i> L.) according to the location of host species in the castle park of Lednice, Czech Republic	137–150
<i>Bálint Horváth:</i>		
	Zoogeographical characteristics of the nocturnal macrolepidoptera fauna of sessile oak-hornbeam forests in the Sopron Mountains	151–159
<i>Ferenc Jánoska, Péter Kemenszky, Attila Farkas, József Varju and Zsolt Horváth:</i>		
	Artificial nest predation investigations at a varied habitat in Somogy County, Hungary	161–173
<i>Dániel Hámori:</i>		
	Conservation biological aspects of the little owl (<i>Athene noctua</i>, Scopoli, 1769) adapted to anthropogenic nesting environment, Upper-Kiskunság, Hungary	175–187
<i>Zoltán Varga and Attila Farkas:</i>		
	Examination of food of badgers (<i>Meles meles</i> L.) in Komárom-Esztergom county, Hungary	189–197
	Titles and abstracts of papers published in the 12th volume (Nr. 1–2.) of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	199–204

AZ IDEGENHONOS, ILLETVE INVÁZIÓS FAJAJOK ÉLŐHELYFORMÁLÓ HATÁSAI

Ónodi Gábor

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Kivonat

Az inváziós növényfajok terjedése és élőhely átalakító hatásai világszerte jelentős környezeti problémát okoznak. A hazánkban inváziósnak tekintett fajok, mint például a kései meggy, nyugati ostorfa, keskenylevelű ezüstfa, fehér akác, mirigyes bálványfa, zöld juhar és amerikai kőris az adott fás élőhely fajkészletét, architektúráját jelentősen átforgatják. Az őshonos fajokhoz képest általában kevesebb fogyasztó van. Általuk meghonosodhatnak azonban őshonos fogyasztók is, amelyek szintén invázióssá válhatnak. Egyes adventív fajok a korhasztó gombák is nehezebben kolonizálnak, így kevésbé diverz mikrohabitatok alakulhatnak ki rajtuk, amely befolyásolhatja a megtelepedő életközösségek diverzitását. Az élőhelyek átforgatását további antropogén hatások is segíthetik, mint például a talaj előkészítés, fakitermelés, folyószabályozás. A globális klímaváltozás során tendenciaszerűen változó, melegebb, szárazodó éghajlat jelentősen befolyásolhatja úgy az őshonos, mint a tájidegen fajok elterjedését, előfordulási mintázatait. Az életközösségek átforgatása sok esetben olyan mértékű, hogy az adott élőhely, természetes állapotát már nem nyerheti vissza, illetve a rekonstrukció túlságosan forrás- és munkaigényes lenne.

Kulcsszavak: inváziós fajok, élőhely átalakítás, átalakult közösségek, antropogén hatások, klímaváltozás, újszerű ökoszisztémák

HABITAT TRANSFORMING EFFECTS OF NON-NATIVE AND INVASIVE TREE SPECIES

Abstract

The spread and habitat transformation effects of invasive plant species cause global environmental problems. In Hungary occurring invasive tree species, such as black cherry, common hackberry, russian olive, black locust, tree of heaven, boxelder and green ash, can transform native communities and architecture of habitats considerably. These species have usually less consumer species comparing to native tree species. Their pests can be introduced with them as well, which can also become invasive. Tree rot fungi can colonize them slower, so that less diverse microhabitats would form on them, and so less species would inhabit them. Habitat transformation can be facilitated by antropogen influences further, such as soil works, deforestation and river control. Climate change can influence the range and occurrence patterns of both native and alien species. Alteration of native communities could be so intensive, that habitat restoration would be much source and work intensive, even if it would be possible.

Keywords: invasive tree species, habitat alteration, transformed communities, antropogen effects, climate change, novel ecosystems

BEVEZETÉS, FOGALMI ÁTTEKINTÉS

Az inváziós növényfajok terjedése és élőhely átalakító hatásai világszerte jelentős környezeti problémát jelentenek. Ezen fajok tekintélyes hányadát fás szárúak teszik ki. Életük során képesek jelentősen átformálni azon élőhelyeket, amelyekben megtelepednek. Sok esetben az őshonos fajoknál árnyéktűrőbbek, gyorsabban nőnek, kisebb vízigényűek, avarjukkal megváltoztathatják a talaj kémiai sajátosságait, allelopatikumokkal gátolhatják más növények fejlődését, leárnyékolhatják az őshonos fajok újulatát (Mack és mtsai 2000; Botta-Dukát és mtsai 2004a). Az efféle élőhely átalakítások globális környezeti problémákat okoznak. Mára a nem jéggel borított szárazföldjeink mintegy harmadának növénytakarója bizonyos mértékben átformált, köszönhetően az inváziós növény, illetve állatfajoknak (Perring és Ellis 2013).

Az invázió első lépése a behurcolás (*introduction*). Ennek során a faj antropogén hatással számos földrajzi barriert leküzd. A bejutott fajt adventív, idegen vagy jövevény fajnak nevezzük (*introduced, alien, exotic, adventive species*). Azt az időszakot, amíg a faj az önfenntartó méretű populációját kialakítja, meghonosodásként említik (*naturalization*), az ezen túljutott populációkat pedig meghonosodott populációknak (*naturalized populations*) nevezzük (Mack és mtsai 2000; Richardson és mtsai 2000). A meghonosodás során a növénynek a következő barriereket kell átlépnie: környezeti barrier (alkalmazkodik az új környezethez), reprodukív barrier (önállóan szaporodik) (Richardson és mtsai 2000). Amennyiben a faj ez utóbbi barriert nem tudja meglegelni, úgy alkalmilag megtelepedő fajról (*casual species*) beszélünk. Az utolsó két barrier a bolygatott, illetve a természetes élőhelyek által kifejtett ellenállás. Ha ezeket az akadályokat is sikerrel átlépi, akkor a meghonosodott populációkból, mint góccokból kiindulva, újabb területeken képes stabil állományokat kialakítani (Richardson és mtsai 2000).

Richardson és mtsai (2000) szerint akkor beszélhetünk invázióról, ha egy idegenhonos faj populációja természetes áréájától eltérő területen, megfelelő élőhelyen, időben és térben monoton nő. A magyar irodalomban az invázió és invázió faj kifejezés helyett az inváziós, az özönnövény, illetve az özönfaj a javasolt (Botta-Dukát és mtsai 2004b).

Átalakító fajoknak nevezzük azokat az inváziós fajokat, amelyek a meghódított közösség szerkezetét (pl. fajösszetételét, fiziognómiáját) vagy működését (pl. szukcessziós viszonyait) jelentősen megváltoztatják. Ezt az angol nyelvű szakirodalom „*transformer species*”-ként említi (Richardson és mtsai 2000; Botta-Dukát és mtsai 2004b).

Botta-Dukát és munkatársai (2004b), valamint Alpert és munkatársai (2000) az inváziós növényekkel kapcsolatban négy fő kérdést határoznak meg: „Mi tesz fajokat invázióra alkalmassá? Milyen tulajdonságok felelősek a közösségek invázióval szembeni eltérő ellenálló képességéért? Milyen hatást fejtenek ki az özönfajok? Hogyan védekezhetünk ellenük?” Az említett kérdések kapcsán gyakran alkalmazzák a következő kifejezéseket: *invasiveness, invasibility, impact, control*. Az első magyar megfelelője az inváziós képesség, a másodikik az előzőnölhetőség, a harmadiké a hatás, a negyediké pedig a védekezés. Az *invasibility* mellett találkozhatunk még a *resistance* kifejezéssel, amelyet a magyar szakirodalom ellenálló képességre fordított (Alpert és mtsai 2000; Botta-Dukát és mtsai 2004b).

AZ INVÁZIÓS NÖVÉNYFAJOK MEGTELEPEDÉSÉT ÉS TERJEDÉSÉT ELŐSEGÍTŐ ANTROPOGÉN HATÁSOK

Az adventív, illetve inváziós fajok megtelepedéséért sok esetben első sorban a szándékos betelepítés, ültetés, monokultúras telepítés volt felelős. Az emberiség az új területekre számos, számára hasznos növényeket, jelen esetben fajokot telepített be, amelyek a kiválasztott területeken, termőtalajon megfelelő hozamot képesek elérni (Lambdon és mtsai 2008).

Napjainkra a világméretű, fejlett közlekedési hálózatoknak, fejlett szállítási formáknak köszönhetően, az idegenhonos fajok soha nem látott ütemben képesek terjedni, megtelepedni, esetlegesen özőnfajjává válni. Különböző növényi vegetatív részek, valamint propagulumok sikerrel tudnak terjedni pl. mezőgazdasági, illetve dísznövény szállítmányokban, emellett számos mezőgazdasági, illetve dísznövény válhat bizonyos élőhelyeken invázióssá. Az interkontinentális szállítmányok mellett nagyon komoly vektort képviselnek maguk az utazó emberek. Ruházatunkban, zsebünkben, nadrághajtokánkban, a cipőtálpunk bordázatában megrekedt szárban könnyűszerrel segíthetjük számos faj terjedését. Ebben a tevékenységben élén járnak az óvatlan túrázók, kutatók, biológusok. Érdemes egy utazás előtt alaposan kitisztítani, átvizsgálni ruházatunkat, csomagjainkat (Mascaro és mtsai 2013). Mindezek mellett kimutatták, hogy a gazdaságilag fejlettebb országok a fejlettebb infrastruktúra révén nemcsak az inváziós fajok terjesztéséhez járulnak jobban, de pl. a magasabb üvegházgáz kibocsátás miatt ezekben az országokban sikeresebben telepednek meg az inváziós növények, illetve nagyobb diverzitást érnek el (Lin és mtsai 2011).

Az emberi tevékenységek jelentős része bizonyos kiterjedésű, intenzitású zavarással jár számos őshonos élőhelyre nézve. Emellett a különböző munkagépek komoly hordozó felületet nyújthatnak az idegenhonos növények számára (Sanderson és mtsai 2002; Mascaro és mtsai 2013).

Az építkezések jelentős talajbolygatással járnak, sok esetben a különböző, akár nagyobb távolságból a helyszínre juttatott építő anyagok, mint pl. homok, sóder már hordozhatnak különböző propagulumokat; de a munkálatok során átalakított talaj is lehetőséget biztosíthat az inváziós fajok számára (Mascaro és mtsai 2013).

A mezőgazdasági munkák során a termelést optimalizálva átalakíthatják a talaj fizikai-kémiai tulajdonságait, befolyásolhatják annak vízgazdálkodását, de emellett a gyomirtás is kedvezhet egyes inváziós fajok terjedésében. Ezek a különböző munkálatok különféleképpen bolygatott élettereket hozhatnak létre, amelyek lehetőséget nyújtanak számos pionír, köztük inváziós növényfaj megtelepedésére. A különböző erdészeti munkálatok szintén kolonizációs lehetőséget adhatnak számos fajnak, a vágásos erdőhasználatról a talaj előkészítéséig (Lugo 2004; Mascaro és mtsai 2013).

A folyószabályozások nagy területen képesek átformálni az őshonos élőhelyeket, és azok fajközösségeit. A mezőgazdasági termelés fokozásáért, illetve a lakosságot és annak javait veszélyeztető árhullámok mérsékléséért az adott folyó bizonyos kanyarulatait átvágják, így a fő meder egyenesebb, rövidebb lefutású lesz, a levágott kanyarulatok pedig holtágakként különböző rendeltetéssel megmaradhatnak, de ezeket le is csapolhatják. A munkálatok nyomán a folyó medre egyenesebb lesz, folyása felgyorsul, a meder egyre mélyül, a talajvíz szintje csökken. Ennek hatására a folyó-menti erdők mikroklimája, hidrológiai viszonyai jelentősen megváltoznak. Az időszakos elöntéseket, magasabb talajvízszintet preferáló fajok dominanciája csökkenhet az erdőtársulásokban, míg a szárazságtűrőbb fajok nagyobb elegyarányban lesznek képviselve. A folyók meanderezésének mérséklésével az erdőtársulások szukcessziós folyamatai is megváltoznak, a szukcessziós sor korai szereplői háttérbe szorulnak. Ezek a változások több ártéri inváziós faj dominanciájához hozzájárulnak (Kevey 1999; Iverson és mtsai 2008, 2009).

Az adventív fajok terjedését, megtelepedését az élőhelyek ellenállóképessége, illetve a tájhasználat jelentősen befolyásolja. Magyarország tájai közül legnagyobb borítási arányban a Kisalföldön élnek inváziós növények, a legkevésbé kolonizált területek pedig a Dunántúli- és az Északi-középhegység. Az Alföld a nagy kiterjedésű termőföldek miatt terület arányosan kis részben borított inváziós fajokkal. Hazánkban az inváziós fajok által a leginkább veszélyeztetett élőhelyek az ártéri cserjés és fás társulások, illetve a nyílt homoki gyepek. Az ártéri élőhelyek nagy reprezentáltságának egyik fő oka a rendszeres árvizek bolygató hatása, illetve propagulum terjesztő képessége. A nyílt homoki gyepek veszélyeztetettségének okaként a jelentős antropogén befolyást említik ezeken az alacsony produktivitású élőhelyeken. Az ártéri élőhelyek legjelentősebb inváziós fajtái a zöld juhar (*Acer negundo* L.) és az amerikai köris (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall). A száraz gyepekben a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia* L.), illetve a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) a

legjellemzőbb. A magas sótartalmú termőhelyek az invázióval szemben erősen rezisztensek, ám a nagy sótűrűsű keskenylevelű ezüstfa sikerrel kolonizálja ezeket az élőhelyeket is. A legtöbb mezofil és xerofil fás társulásban a legelterjedtebb idegenhonos fafaj a fehér akác. Ez alól a sekély termőtalajú sziklaerdők kivételek. Ezek az élőhelyeken egyik említett inváziós faj előfordulása sem jelentős. Az alacsonyabban fekvő területek esetében elmondható, hogy a mezofil erdők szomszédságában ártéri erdők találhatóak. Ez a magyarázat arra, hogy számos mezofil, fás élőhelyet kolonizálnak a nedvesebb élőhelyekre jellemző fajok. Nyílt lombkoronájú száraz erdőkben a mirigyes bálványfa, másodsorban pedig a fehér akác a legjellemzőbb (Botta-Dukát 2008).

Az antropogén élőhely átalakítások hatásait tovább bonyolíthatja a globális klímaváltozás, amelynek során bizonyos fafajok elterjedése jelentősen módosul. A szárazság- és fénytűrő fajokon área progressziót, ezzel szemben a hűvös, csapadékos élőhelyeket preferáló fásszárúakon área regressziót lehet kimutatni. Általánosságban az áréak a sarkok, illetve a nagyobb tengerszint feletti magasságok felé tolódnak. A tendenciaszerű melegedés, szárazodás legdrasztikusabban a hegyvidéki, szigetszerű elterjedésű fajokat érintheti (Walther és mtsai 2009). Az egyes klímazonális társulások egyre magasabb tengerszint feletti magasságok felé tolódnak (Aitken és mtsai 2008). Hazánkban a kocsánytalan tölgyesek, illetve a cseres tölgyesek területe jelentősen növekszik, míg bükköseink területe jelentősen csökken, esetleg állományainak jelentős része eltűnik (Führer és mtsai 2011).

A klímaváltozás számos idegenhonos, élőhely átalakító fafaj elterjedését, denzitását befolyásolhatja (Starzomski 2013). Ártéri élőhelyeken jól lehet szemléltetni a klímaváltozás hatását egyes inváziós fafajokra. Az erősen szabályozott, már nem, vagy alig meanderező folyók esetében a fás élőhelyek a nagyobb szárazságtűrűsű, a szukcessziós sorban később szereplő fajok dominanciája felé tolódhatnak el, mint pl. az inváziós amerikai kőris és zöld juhar. Számos szcenárió erősíti meg, hogy e két fafaj állományaira pozitívan hat a klímaváltozás, különösen az erősen szabályozott ártéri területeken (Iverson és mtsai 2008, 2009).

AZ INVÁZIÓT ELŐSEGÍTŐ TULAJDONSÁGOK

Az özönfajoknak számos olyan közös tulajdonságuk ismert, amelyek elősegíthetik invázióssá válásukat. A legtöbb ilyen faj számos biotikus és abiotikus környezeti tényezőre nézve tágtűrűsű. Olyan élőhelyeken a legsikeresebbek, amelyek klimatikus, domborzati, illetve talaj kondíciói az őshonos élőhelyükéhez nagyban hasonlít. Ezek az élőhelyek a faj diszperziós tulajdonságaihoz mérten, minél nagyobb kiterjedésűek, minél folytonosabbak, minél kevesebb barrier található bennük, annál sikeresebb az invázió. Az inváziós fajok, mivel idegenhonosak, új élőhelyükön kevés potenciális fogyasztójuk van, így reprodukciós rátájuk az őshonos fajokkal szemben kevésbé szabályozott. Optimális élőhelyeken mind elterjedésük, mind denzitásuk (az élőhelyre jellemző eltartó képesség eléréséig) gyorsan növekszik az adott élőhely kiterjedéséhez mérten (Mack és mtsai 2000; Williamson és Fitter 1996; Botta-Dukát és mtsai 2004a). A meghódított élőhely fogyasztóinak egy részére nézve az idegenhonos faj szerveinek elfogyasztása toxikusan hat bizonyos másodlagos anyagcsere termékek miatt (Sharma és mtsai 2005). Az élőhely architektúrájának megváltozása miatt mások lassan képesek adaptálódni az új táplálékforrásokhoz (Singh és Priyadarshi 2014). Sok esetben az inváziós fajok az őshonos fajoknál gyorsabban nőnek, sűrű lombzatot képezve, már a cserjeszintbe jutva leányékolják az őshonos újulatot, amelyek a megváltozott fényviszonyokat esetenként kevésbé tolerálják. Az inváziós fafajok jelentős része jó magszóró, számos faj esetében propagulumai anemochor, hidrochor, illetve biochor diszperziójúak, emellett a legtöbb faj sikerrel szaporodik vegetatívan, jól sarjad gyökérről, töről. Jelentősek még allelopatikus anyagai, amelyek a gyökérből, illetve az avarból a talajba jutva gátolják az őshonos fajok egyedeinek fejlődését (Botta-Dukát és mtsai 2004a).

HAZÁNK ADVENTÍV FAFAJAINAK ÉLŐHELY FORMÁLÓ HATÁSAI, FAJKÖZÖSSÉGEKBE BETÖLTÖTT SZEREPEI

Arról, hogy mely fajok inváziósok és mely inváziós fajok átalakító fajok, megoszlanak a vélemények, és ezek akár országonként, az idő, így a meghonosodásuk előrehaladtával is változhatnak (Chytrý és mtsai 2005; Csiszár 2006). 2004, illetve 2006-ban, az *Özönnövények* című könyv két kötetének megjelenése idején, a magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke szerint (Balogh és mtsai 2004) a következő fafajokat tekintették hazánkban inváziósnak: kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.), nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.), keskenylevelű ezüstfa, fehér akác, mirigyes bálványfa, zöld juhar és amerikai kőris (Mihály és Botta-Dukát 2004; Botta-Dukát és Mihály 2006). Az előbb említett fajokon kívül a 2012-ben megjelent „Inváziós növényfajok Magyarországon” című könyvben már szerepel a turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L.) is (Csiszár 2012). Ezen fajok közül Balogh és munkatársai (2004), illetve Csiszár (2006) a nyugati ostorfát, a keskenylevelű ezüsthátat, a fehér akácot, a mirigyes bálványfát, a zöld juhart és az amerikai kőrist tekintették átalakító fajoknak, de valamennyi említett adventív fafaj esetében olvashatunk bizonyos mértékű élőhely átalakító hatásokról (Csiszár 2012). A következőkben a Magyarországon előforduló adventív fafajok élőhely átalakító tulajdonságai kerülnek bemutatásra.

A kései meggy sűrű, zárt cserjeszintet képez, árnyékolásával akadályozza az őshonos növények felújulását. Gyepekben, felhagyott legelőkön képes az őshonos fajokat háttérbe szorítani. Allelopatikumai gátolják az őshonos újulat fejlődését. Tömeges előfordulása esetén az adott élőhely diverzitása számottevően csökken a gyepszinttől a lombkorona szintig (Juhász 2012). Európában, megjelenése óta számos fogyasztója ismert. Lombja cián-glikozid tartalmú, mérgező, egyetlen lombfogyasztója Európában egy levélbogár (Chrysomelidae) faj, a *Gonioctena quinquepunctata*. Emellett megfigyeltek rajta több pattanóbogár (Elateridae), illetve ormányosbogár (Curculionidae) félélt, valamint különböző pókfajokat, legyeket, hártýásszárnyúakat, és lepkéket. Csonthéjas termését számos madárfaj fogyasztja, amelyek ezáltal segítik terjedését (endozoochoria) (Gencsi és Vancsura 2002; Juhász 2004).

A turkesztáni szil nagy sötétürése miatt jól kolonizálja a szikes talajokat, ahol képes más fajokat kiszorítani. Megtelepedése több gymno-növényfaj kolonizációját segíti elő (Šporčić 2012).

A nyugati ostorfának erős allelopátiás hatása ismert, de ártéri erdeinkben terjedése nem okoz olyan mérvű problémákat, mint a zöld juhar, az amerikai kőris, illetve a gyalogakác. A faj főként homoki erdőkben jelent problémát (Bartha és Csiszár 2012c). Lombzatát számos gombafaj képes megtámadni, egyes szimbiota gombafajokkal képes ectomykorrhizát fejleszteni. Lombját levéltatkák (Phyllocoptinae), pajzstetvek (Coccoidea) fogyasztják, emellett jellemző levélfogyasztója a Dél-Európából terjedő, védett csőröslepke (*Libythea celtis*, Laicharting, 1782). Termését számos madárfaj fogyasztja, mint pl. a meggyvágó (*Coccothraustes coccothraustes*, Linnaeus, 1758) és a fekete rigó (*Turdus merula*, Linnaeus, 1758), de emellett a nyest (*Martes foina*, Erxleben, 1777) és a nyuszt (*Martes martes*, Linnaeus, 1758) is szívesen táplálkozik vele (Gencsi és Vancsura 2002; Bartha és Csiszár 2006b).

A keskenylevelű ezüstfa leggyakrabban telepített állományaiából vadul ki, főleg nedvesebb réteken, folyók, csatornák mentén, szikes területeken jelenik meg. Fátlan élőhelyeken való megtelepedésekor számos fényigényes faj háttérbe szorulhat. Nitrogénkötő sugárgomba szimbiotája miatt nitrofil gyomfajok kolonizációját segítheti elő (Bartha és Csiszár 2012b). Élőhely átfórmáló hatása miatt számos ritka és védett faj denzitása csökkenhet. Számos gomba kórokozója ismert. Kevés rovar fogyasztója van, főként ormányos- és levélbogarak táplálkoznak lombjával. Termésével számos madárfaj táplálkozik, tövises ágai miatt lombkoronáját pedig több faj fészkelőhelynek használja, mint a töviszúró gébics (*Lanius collurio*, Linnaeus, 1758), az erdei fülesbagoly (*Asio otus*, Linnaeus, 1758) és a szarka (*Pica pica*, Linnaeus, 1758) (Gencsi és Vancsura 2002; Bartha és Csiszár 2006a).

A fehér akác töről, gyökérsarjól nagyon sikeresen újul, erős allelopátiás hatása van. Gyökérgümöiben élő *Rhizobium* szimbiota baktériumai a talajban nitrogén feldúsulást eredményeznek, ezzel jelentősen segíti a



gyep s cserjeszint fajkészletének átalakulását a nitrofil fajok felé, terjedése nagymértékű környezeti problémát jelent (Bartha és mtsai 2012). Számos, főként polifág rovarfogyasztói között találunk többek között pajzstetveket, bogarakat, aknázómolyokat, lepkéket, ezek főként a fiatal egyedeket, fiatal hajtásokat kolonizálják (Gencsi és Vancsura 2002; Bartha és mtsai 2006).

A mirigyes bálványfa főként bolygatott területeket, illetve nyílt lombkorona szintű élőhelyeket kolonizál. Tőről, gyökérről jól sarjad, erős allelopatokumai, illetve árnyékolása miatt az élőhelyek fajszerkezetét jelentősen átformálhatja (Udvardy és Zagyvai 2012). Lebomló avarja nitrogén feldúsulást eredményez a talajban, amely a későbbiek során maga után vonja a nitrofil vegetáció dominanciáját. Legjobban a nagy diverzitású, középhegységi száraz gyepeket, bokorerdőket, nyílt homoki gyepeket veszélyezteti (Gencsi és Vancsura 2002; Udvardy 2004).

A zöld juhar kiváló magszóró, propagulumait mind a szél, mind a víz terjeszti (Gencsi és Vancsura 2002). Erős allelopatikus hatása és árnyékolása révén gátolja az őshonos újulat fejlődését. (Udvardy 2004, Udvardy és Nótári 2012).

Az amerikai kőris anemochor és hidrochor propagulum terjesztése hatékony (Gencsi és Vancsura 2002). Erős allelopatikus hatása és árnyékolása révén hátráltatja az őshonos újulat fejlődését (Csiszár és Bartha 2004; Bartha és Csiszár 2012a).

Mind a zöld juhar, mind az amerikai kőris őshonos élőhelyein a szukcessziós sor közbülső állomását képviselik a korai szukcessziós fűz, nyár, illetve a késői szukcessziós kőris, szil fajok között az ártéri erdőben. Európa számos folyója, így folyóink tekintélyes része a szabályozások következtében egyenesebbek lettek, a medrek mélyültek, a talajvíz szint csökkent. Ezek a hatások negatívan befolyásolták a korai szukcessziós fűz-nyár ártéri erdeinket, ellenben kedvezőbb körülményeket teremtett az említett két özönfajnak (Iverson és mtsai 2008, 2009).

A vörös tölgy mind árnyékolásával, mind allelopatikumaival gátolja az őshonos fajok fejlődését, a feketefenyőhöz hasonlóan a vörös tölgy által dominált élőhelyek gyep és cserjeszintje teljes nudummá válhat. Az utóbbi két fajt eddig nem tekintették inváziósnak (Woziwoda és mtsai 2014.).

A feketefenyő mind az ültetvényekben, mind kivadulva jelentősen át tudja alakítani az őshonos élőhelyeket. Számottevően árnyékol, illetve a talajon halmozódó avarjából felszabaduló illóolajok szintén gátolja a gyep-, illetve a cserjeszint alkotóinak fejlődését, sok esetben nudumot létrehozva. Lehullott tűin az erdőtüzek gyorsabban terjednek, mit az őshonos fajok avarján (Csontos 2007; Cseresnyés és Tamás 2014).

ÉLŐHELY ÁTALAKÍTÁS, AZ ADVENTÍV, ILLETVE INVÁZIÓS FAJAJOK HATÁSAI A FAJKÖZÖSSÉGEKRE

Az inváziós fajajok által átforgalmazott fás társulások társulás szerkezete, fajközösségei is jelentős változásokon mennek át. Azon túl, hogy az erdőalkotó fák elegyaránya az özönfajok felé jelentősen eltolódik, a talajba került allelopatikumok és a megváltozott borítás miatt a gypszint és a cserjeszint fajkészlete is átalakul (Hejda és mtsai 2009). Mind a fajgazdagság, mind a diverzitás, mind az egyenletesség jelentősen csökken. Esetenként egyes őshonos fajok eltűnhetnek az adott kolonizált területekről (Jäger és mtsai 2009). Ilyen változásokon mennek át pl. Dél-Afrika jellegzetes, kiemelkedően diverz fynbos cserjései. Ezen élőhelyek fajainak jelentős részét endemikus flóraelemek teszik ki. A fajösszetétel jelentősen változott négy ausztráliai akácia (*Acacia* spp.) faj betelepítésére (Richardson és Gaertner 2013).

Ugyancsak fontos kiemelni az inváziós fajajok talajra kifejtett hatását is. Ez jelentkezik a talajfizikai és talajkémiai paraméterek megváltozásában és a talajlakó életközösségek diverzitás és abundancia-viszonyainak megváltozásában is (Hopkin 1997; Jeffery és mtsai 2010). A fenyőtűavarban lévő monoterpének allelokémiai hatású vegyületek, amelyek a talaj nitrifikációját gátolják (Paavolainen és mtsai 1998). Talajlakó ugróvillás vizs-

gálatok kimutatták, hogy az átalakult illetve átalakított állományokban mind egyedszám, mind pedig fajszám tekintetében csökkenés figyelhető meg (Pinto és mtsai 1997; Traser és Csóka 2001; Winkler és Tóth 2012). A vöröstölgy szintén elsősorban a nehezen bomló, allelopatikumokat is tartalmazó avarja által van hatással a talajokra (szervesanyag tartalom, tápanyagok felvehetősége), így azok állatvilágára is (Kohyt és Skubala 2013; Bonifacio és mtsai 2015).

Bizonyos nagy vízigényű inváziós fajok jelentősen képesek befolyásolni az adott termőhely vízgazdálkodását. Jó példák erre a különböző tamariska (*Tamarix* spp.), illetve gumifa fajok (*Eucalyptus* spp.) (Dye 2013). Egy Kansas-ben végzett vizsgálat szerint pl. a *Tamarix ramossissima* állományai aszályos időszakokban képesek annyira csökkenteni a talajvíz szintjét, hogy adott területen belül akár a kutak is kiapadhatnak (Nippert és mtsai 2010).

Az özönfajok allelopatikumai a talajban befolyásolhatják a növények közti mikorrhiza kapcsolatokat. Az allelokemikáliák hatására a hifák növekedésének üteme csökkenhet, az őshonos egyedek anyagfelvétele csökkenhet, ezzel együtt a talaj mikorrhiza hálózata kevésbé lesz kiterjedt, amely kihathat az adott mikorrhiza fejlesztő növényközösség anyagforgalmára is (Zeng és Mallik 2006; Weir 2007).

A nem őshonos fajok az őshonos, közel rokon faj genetikai állományát hibridizációval ronthatja, nagy variabilitású, introgresszív populációk jöhetnek létre (Brown és Mitchell 2001; Mallet 2005). Ennek jelentős példája a nemesnyár (*Populus x euramericana* (Dode) Guinier), amely az őshonos fekete nyár (*P. nigra*) virágait képes beporozni, így további hibridek jönnek létre, mára ártéri erdeinkben a fekete nyár bélyegeket mutató egyedek jó része a nemesnyár és a fekete nyár hibridje (Gencsi és Vancsura 2002).

Az eltérő fajösszetétellel együtt az élőhely architektúrája is változhat. Ez befolyásolhatja a beeső fény mennyiségét, a csapadékvíz lefolyását, a szél mozgását stb. Ezek hatására megváltozhat az erdő mikroklímája, amely számos, különböző mikrohabitatban előforduló élőlény populációját befolyásolhatja (Jackson 1979; Asner és mtsai 2008).

Az adventív fajok az erdei életközösségek számára fontos mikrohabitatokat, mint pl. a levelek a lombkorona szintben, a korhadó faanyag, a lazult kéreg, a kéregrepedések, a kéregmentes felszín, a kikorhadt, illetve az odúkészítők által vésett odvak az őshonos fákhöz képest eltérő gyakoriságban és eloszlásban képesek biztosítani (Jackson 1979).

Az inváziós fajok levele az őshonos fogyasztók számára sok esetben nehezen emészthető vagy nem fogyasztható. Fáját nehezebben kolonizálhatják a korhasztó gombák, így több idő alatt keletkeznek a különböző, holt faanyaghoz kötődő mikrohabitatok. Ezek más térfogatokban is terjedhetnek ki az őshonos fákhöz képest. A sima, illetve a tövises kérgen nehezebben mozognak a fán lakó élőlények, de a kérgen való mozgást az ágak szöge is jelentősen befolyásolja (Jackson 1979).

Egyes inváziós fajoknak nincs, vagy nagyon kevés fogyasztója van, úgy a lomboszatban, mint pl. a kérgen vagy a kéreg alatt. Mindez előrevetíti a herbivorok fogyasztóinak állománycsökkenését, fajkészletének átalakulását, amely által a táplálékhálózatok jelentősen módosulhatnak. Valamennyi trofikus szint változhat, előtérbe kerülhetnek a generalista, esetenként omnivor fajok (Kennedy és mtsai 2013).

Ezek a változások többek között számos rovarevő madár fajra is hatást gyakorolhatnak. A mirigyes bálványfának hazánkban nem ismert egyetlen jelentős fogyasztója sem, ám Európa egyes területein már megtelepedett természetes herbivorja, a bálványfa selyemlepke (*Samia cynthia*, Drury, 1773) (Gencsi és Vancsura 2002; Udvardy 2004a; Udvardy és Zagyvai 2012). Az amerikai kőrös hajtásainak, lombjának magas kumarin tartalma miatt kevés fogyasztója ismert, illóolaja a gyapjaslepkére (*Lymanthria dispar*) repellens hatású. Kérge alatt egy szűfaj (*Hylesinus fraxini* (Panzer 1779), Scolytidae) tekinthető elterjedtnek (Csiszár és Bartha 2004; Bartha és Csiszár 2012a). A kései meggy lombja cián-glikozid tartalmú, mérgező, egyetlen lombfogyasztója Európában egy levélbogár (Chrysomelidae) faj, a *Gonioctena quinquepunctata* (Juhász 2004; Juhász 2012).

Számos faj elterjedését segíti, hogy különböző állatfajok által preferált terméseket érlel, jó példa erre a kései meggy, amelynek csonthéjas termését számos madárfaj fogyasztja, (Gencsi és Vancsura 2002; Juhász 2004; Juhász 2012).

Az inváziós fajokkal esetenként meghonosodhatnak azok egyes őshonos fogyasztói, úgy mint a zöld juhar és az amerikai fehér szövőlepké esetében (*Hyphantria cunea*, Drury, 1773, Arctidae). E rovarfajnak a zöld juhar az elsőrendű tápnövénye, a lárvák főként e fafaj leveleivel táplálkoznak. A későbbi lárvastádiumok során gyakran őshonos fafajok egyedein is táplálkozhatnak, amelyeket esetenként tarra is rághatnak, ezzel akár el is pusztítva azokat. A zöld juharok növekedését a hernyók általi teljes lombtalanítás sem veti vissza (Gencsi és Vancsura 2002; Udvardy 2004b). Ennek a jelenségnek egy speciális esete, amikor az inváziós fajjal együtt meghonosodik annak valamely mikrobiális kórokozója, baktérium, gomba, esetlegesen vírus parazitája. Ezen patogének kolonizálhatják az őshonos fajokat, azok anyagcseréjét, fejlődését jelentősen visszavetve (Woolhouse és mtsai 2005).

A megváltozott élőhely szerkezet maga után vonhatja az állatvilágra, illetve az emberiségre is veszélyes kórokozók gyorsabb terjedését. Egyes afrikai hegyvidékeken az inváziós fajok hatására átalakult élőhelyeken sikeresebben képes terjedni a malária (*Plasmodium* sp.). A fás élőhelyek lombkoronája nyíltabb lett, a talajra több fény jut, ezen erdők mikroklímája melegebb lett, a malária szúnyogok (Diptera, Cuculidae) számára jobb szaporodó helyeket biztosít. A megnövekedett beeső napsugárzás a víztestekben jobb mikrobiális környezetet nyújt a szúnyoglárváknak. Ezekén túl az emberi települések ellátása végett módosították az ilyen területek vízrajzát, a kiterjedt csatornahálózat újabb élettereket biztosít a lárváknak, továbbá a betegség terjedésének kedvez, hogy a környékbeli településeken nagy a népsűrűség, és azok úthálózata kiterjedt (Yakob 2013).

A xilofág fogyasztók nagyarányú csökkenése maga után vonhatja a harkályfélék állománycsökkenését is. A specialista harkályfajok, mint pl. a közép és a kis fakopáncs, a generalista fajokhoz képest, mint a nagy fakopáncs, jelentősebb denzitás csökkenést mutathatnak. Egy ilyen átalakuló élőhelyen háttérbe szorulhatnak a harkályok által készített odvak, ezzel nagyobb jelentőséget adva a korhasztó gombák által indukált lassabb ütemű odúképződésnek és odvaknak. Egyes taxonok képviselői nehezebben korhadnak, fájukban lassabban képződhetnek az odvak. Kevesebb odúban pedig kevesebb odúlakó telepedhet meg (Winkler 2005; Winkler és Erdő 2012; Ónodi és Csörgő 2014; Ónodi és Winkler 2014). Egy speciális esetet képviselnek a különböző nyitvatermő fajok, amelyek magas gyanta tartalma gátolja, illetve lassítja a korhasztó gombák kolonizációját. Az ilyen élőhelyeken jóval nagyobb a harkály félék által készített odvak jelentősége (Conner és mtsai 2001). Ha azonban egy ilyen nyitvatermő faj az inváziós egy adott élőhelyen, és annak nincsenek xilofág fogyasztói, akkor, ha nincsenek megfelelő elegyarányban táplálékforrást nyújtó fafajok, úgy jelentősen csökkenhet a különböző harkály fajok költőállománya. Ausztráliában nagy területeken telepítettek Monterey-fenyő (*Pinus radiata* D. Don) állományokat. A faj sikeresen kivadult, és bizonyos területeken invázióssá vált. Az őshonos erdőállományok jelentős részét különböző elegyarányban gumifa fajok (*Eucalyptus* spp.) alkotják. Az őshonos erdőkkel összehasonlítva a Monterey-fenyő által kolonizált élőhely architektúrája jelentősen eltér, így a különböző mikrohabitatok eloszlása is számottevően változott. Ezen erdők diverzitása elenyésző. Számos taxon, mint például a siklóerszényesek (Petauridae) még táplálkozásra sem használják ezeket az új élőhely típusokat, ellenben a tülevelek felsérthetik a végtagjaik között feszülő siklóhártyát (Gibbons és Lindenmayer 2002; Lindenmayer 2002; Lindenmayer és Hobbs 2004).

Az özönfajok maximális törzsátmérője is limitálhatja az odúlakó állatközösségek fajszerkezetét. Vékonyabb törzsű fában kisebb termetű harkály fajok költhetnek biztonságosan, az általuk elhagyott odvakat pedig kisebb termetű másodlagos odúlakó fajok foglalhatják el (Ónodi és Winkler 2014).

„ÚJSZERŰ ÖKOSZISZTÉMÁK”

Bizonyos nagymértékben elterjedt inváziós fafajok, amelyek már akár évszázadok óta jelen vannak a számukra nem őshonos élőhelyeken, olyan mértékben átalakíthatják az élőhelyeket, hogy korábban nem létező, „újszerű” ökoszisztémákat alakíthatnak ki. Ezeknek a jelentősen átformált élőhelyeknek a restau-

rációja túlságosan forrás és munkaerő igényes, jó eséllyel lehetetlen, de amennyiben lehetséges is lenne, maguk a munkálatok járnak oly mértékű zavarással, hogy az adott élőhely jelentős károkat szenvedne (Milton 2003; Hobbs és mtsai 2006). Recens nemzetközi irodalmakban ezeket az újszerű ökoszisztémákat olyan jelzőkkel látják el, mint „emerging” (előbukkanó), illetve „novel” (újszerű). Számos szerző úgy véli, hogy ezek kezelése során mindenképp adaptív stratégiákat kellene alkalmazni, amelynek során az élőhely őshonos fajkészletét a lehető legnagyobb mértékben igyekszünk megőrizni, miközben szem előtt tartjuk a megváltozott ökoszisztéma jelenlegi folyamatait (Milton 2003; Hobbs és mtsai 2006; Lindenmayer és mtsai 2008; Hobbs és mtsai 2013b).

Az amerikai kőrís és a zöld juhar irtása például fiatalabb állományokban fizikai, kémiai módszerekkel bevett gyakorlat (Csiszár és Korda 2015), de öreg állományokban gyérítése a járulékos veszteségek miatt eddigi terepi tapasztalataim szerint nem érdemes. Mára ártéri erdeink jelentős hányadán e két faj alkotja az esszenciális cserje- illetve alsó lombkorona szintet számos erdőlakó faj számára. Számos olyan élőhelyet láttam, amelyben akár 70, 80, vagy akár 90 éves amerikai kőrísek, zöld juharok éltek, többszintű erdőt alkotva, nagyon kevés őshonos fával elegyben. Az ilyen erdők, az inváziós fák nélkül nem tekinthetők folytonos élőhelynek, csupán néhány idősödő fűz- és nyárfa ritkás együttesének, amelyek hosszú évekig nem tudnának számottevően újulni a folyószabályozások nyomán megváltoztatott hidrológiai viszonyok és az allelopatikumoktól megváltozott talajkémia miatt.

Az említett özönfajknál a legcélravezetőbb az lehetne, ha bizonyos folyókanyarulatokat visszaépítenénk az erősen szabályozott folyók vízrendszerébe, és több mozgásteret bocsátanánk rendelkezésre a folyók meanderezéséhez, amely elősegítené a parti erdők szukcessziós folyamatait. Mindezek gondolatok számos gazdasági megfontolás miatt egyelőre túl utópisztikusnak tűnnek (Scott és mtsai 1997; van Turnhout és mtsai 2010).

Bizonyos újszerű ökoszisztémák hozzájárulhatnak egyes fajok fennmaradásához is. Dél-Kelet Ausztráliában bizonyos területekről számos őshonos, erdei madárfaj eltűnt, mert az élőhelyüket adó gumifa erdőket mezőgazdasági földek térnyerése végett kitermelték. A későbbiek során egyes területekre a már említett Monterey fenyőt telepítették. Az így keletkezett új élőhelyeken idővel sikeresen megtelepedett néhány, már eltűnt őshonos madárfajnak, mint a rozsdáshasú légyvadász (*Pachycephala rufiventris*, Latham 1801), valamint ezek a telepített erdők hozzájárultak a pompás lantfarkúmadár (*Menura novaehollandiae*, Latham 1801) megtelepedése mellett a faj Nyugat felé történő terjedéséhez (Kennedy és mtsai 2013).

Az „újszerű” ökoszisztémák kialakulásuk során, számos változáson mennek át, mind a biotikus, mind az abiotikus kondícióik terén. Ezen folyamat során a kutatók három stádiumot említenek, a kiindulási, természetes állapotot, a teljesen átalakult, „újszerű” állapotot, illetve a kettő közti átmenetet, az úgynevezett „hibrid” stádiumot. Az élőhely változása során számos ökológiai küszöböt átlép, amelyek magukban foglalnak reverzibilis és irreverzibilis változásokat is. Általánosságban elmondható, hogy az első stádiumból a hibrid állapotba reverzibilis folyamatokon át alakul az élőhely, míg ez utóbbiból a harmadik lépcsőre irreverzibilis folyamatok révén lép. Az „újszerű” stádiumon belül pedig történhetnek további irreverzibilis lépések (Hobbs és mtsai 2009).

Az élőhely rekonstrukciót szem előtt tartva Hobbs és munkatársai (2013a) egy egyszerű modellt dolgozott ki. Két kérdést kell föltenni, az első „Az adott ökoszisztéma antropogén hatás miatt változott?”, a második „A változások reverzibilisek?”. Amennyiben az első kérdésre „nem” a válasz, akkor az őshonos ökoszisztémáról beszélünk, ha „igen” a válasz, akkor fel kell tennünk a második kérdést. Ha erre „igen” a válasz, akkor egy „hibrid” ökoszisztémáról beszélhetünk, ami idővel, illetve élőhely rekonstrukció segítségével visszaalakulhat az őshonos állapotba, illetve idővel, beavatkozás nélkül tovább léphet az „újszerű” stádiumba. Ha a második kérdésre a válasz „nem” volt, akkor egy „újszerű” ökoszisztémáról beszélünk (Hobbs és mtsai 2013a).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném megköszönni témavezetőm, Dr. Winkler Dániel támogatását a munka során, Dr. Csiszár Ágnes szakmai kritikáit a kéziratához, illetve Dr. Hartel Tibornak, hogy megismertette velem a “novel ecosystems” megközelítést, végül pedig az opponensek áldozatos munkáját.

Végül, de nem utolsó sorban hálával tartozom Horváth Ernőnek, a szolnoki NEFAG Zrt. Erdei Művelődés Háza és Iskola vezetőjének, hogy gyermekkoromban felhívta a figyelmem az áltéri erdőben élő inváziós fajok jelentőségére.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Aitken, S.N.; Yeaman, S.; Holliday, J.A.; Wang, T. and Curtis-McLane, S. 2008: Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1(1): 95–111.
- Alpert, P.; Bone, E. and Holzapfel, C. 2000: Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3: 52–66.
- Asner, G.P.; Hughes, R.F.; Vitousek, P.M.; Knapp, D.E.; Kennedy-Bowdoin, T.; Boardman, J.; Martin, R.E.; Eastwood, M. and Green, R.O. 2008: *PNAS*, 105(11): 4519–4523.
- Balogh L.; Dancza I. és Király G. 2004: A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 61–92.
- Bartha D. és Csiszár Á. 2006a: Keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia* L.). In: Botta-Dukát Z. és Mihály B. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 361–374.
- Bartha D. és Csiszár Á. 2006b: Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.). In: Botta-Dukát Z. és Mihály B. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 361–374.
- Bartha D.; Csiszár Á. és Zsigmond V. 2006: Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Botta-Dukát Z. és Mihály B. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 361–374.
- Bartha D. és Csiszár Á. 2012a: Amerikai köris (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, 195–199.
- Bartha D. és Csiszár Á. 2012b: Keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia* L.). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, 115–119.
- Bartha D. és Csiszár Á. 2012c: Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, 109–113.
- Bartha D.; Csiszár Á.; Zagyvai G. és Zsigmond V. 2012: Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, 127–131.
- Bonifacio, E.; Petrillo, M.; Petrella, F.; Tambone, F. and Celi, L. 2015: Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant and Soil*, 395: 215–229.
- Botta-Dukát Z. 2008: Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement): 219–227.
- Botta-Dukát Z. és Mihály B. (szerk.) 2006: *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*.
- Botta-Dukát Z.; Balogh L. és Dancza I. 2004a: Az inváziót elősegítő tulajdonságok és tulajdonságkombinációk a hazai neofitonok jegyzékének elemzése alapján. In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 93–109.
- Botta-Dukát Z.; Balogh L.; Szigetvári Cs.; Bagi I.; Dancza I. és Udvardy L. 2004b: A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definícióikra. In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 35–59.
- Brown, B.J. and Mitchell, R.J. 2001. Competition for pollination: effects of pollen of an invasive plant on seed set of a native congener. *Oecologia*, 129: 43–49.

- Cseresnyés I. és Tamás J. 2014: Evaluation of Austrian pine (*Pinus nigra*) plantations in Hungary with respect to nature conservation - a review. *Tájékológiai Lapok*, 12(2): 267–284.
- Chytrý, M.; Pyšek, P.; Tichý, L.; Knollová, I. and Danihelka, J. 2005: Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77: 339–354.
- Conner, R.N.; Rudolph, D.C. and Walters, J.R. 2001: The Red-cockaded woodpecker. Surviving in a fire-maintained ecosystem. University of Texas Press, Austin
- Csiszár Á. 2006: Kitekintés a világ és hazánk adventív fa- és cserjefajaira. *Erdészeti Lapok*, 141(5): 140–141.
- Csiszár Á. (szerk.) 2012: Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron
- Csiszár Á. és Bartha D. 2004: Amerikai körös (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 131–142.
- Csiszár Á. és Korda M. (szerk.) 2015: Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. *Rosalia kézikönyvek 3., Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest*
- Csontos P. (szerk.) 2007: Feketefenyvesek ökológiai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest
- Dye, P. 2013: A review of changing perspectives on Eucalyptus water-use in South Africa. *Forest Ecology and Management*, 301: 51–57.
- Führer E.; Marosi Gy.; Jagodics A. és Juhász I. 2011: A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. *Erdészettudományi Közlemények*, 1(1): 17–28.
- Gencsi L. és Vancsura R. 2002: *Dendrológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest*
- Gibbons, P. and Lindenmayer, D. 2002: Tree hollows and wildlife conservation in Australia. CSIRO Publishing, Clayton
- Hejda, M.; Pyšek, P. and Jarosik, V. 2009: Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97: 393–403.
- Hobbs, R.J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J.S.; Bridgewater, P.; Cramer, V.A.; Epstein, P.R.; Ewel, J.J.; Klink, C.A.; Lugo, A.E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D.M.; Sanderson, E.W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R. and Zobel, M. 2006: Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1–7.
- Hobbs, R.J.; Higgs, E. and Harris, J.A. 2009: Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(11): 599–605.
- Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. 2013a: Defining novel ecosystems. In: Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds): *Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester*, 58–60.
- Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds) 2013b: *Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester*
- Hopkin, S.P. 1997: *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press, Oxford
- Iverson, L.; Prasad, A. and Matthews, S. 2008: Modelling potential climate change impacts on the trees of the northeastern United States. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(5-6): 487–516.
- Iverson, L.; Prasad, A. Matthews, S. and Peters, M. 2009: Potential changes in tree habitat for Illinois under climate change. In: Taft, J. (ed): *Canaries in the Catbird Seat*, Chapter 16. Illinois Natural History Survey Special Publication 30, Champaign, Illinois, 263–270.
- Jackson, J.A. 1979: Tree surfaces as foraging substrates for insectivorous birds. In: Dickson, J.G.; Conner, R.N.; Fleet, R.R.; Jackson, J.A. and Kroll, J.C. 1979: *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*. Academic Press, Nacogdoches. 69–93.
- Jäger, H.; Kowarik, I. and Tye, A. 2009: Destruction without extinction: long-term impacts of an invasive tree species on Galápagos highland vegetation. *Journal of Ecology*, 97: 1252–1263.
- Jeffery, S.; Gardi, C.; Jones, A.; Montanarella, L.; Marmo, L.; Miko, L.; Ritz, K.; Peres, G.; Römbke, J. and Van Der Putten, W.H. (eds) 2010: *European Atlas of Soil Biodiversity*. - European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Juhász M. 2004: Kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest*, 273–292.
- Juhász M. 2012: Kései meggy (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron*, 95–99.

- Kennedy, P.L.; Lach, L.; Lugo, A.E. and Hobbs, R.J. 2013: Fauna and novel ecosystems. In: Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds): Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester, 127–141.
- Kevey B. 1999: A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Szigetköz növényvilágára. Moson Megyei Műhely, 2(2): 75–95.
- Kohyt, J. and Skubala, P. 2013: Communities of mites (Acari) in litter and soil under the invasive red oak (*Quercus rubra* L.) and native pedunculate oak (*Q. robur* L.). Biological Letters, 50(2): 111–124.
- Lin, W.; Cheng, C. and Xu, R. 2011: Impact of different economic factors on biological invasions on the global scale. PLoS ONE, 6(4, e1897): 1–7.
- Lambdon, P.W.; Pyšek, P.; Basnou, C.; Arianoutsou, M.; Essl, F.; Hejda, M.; Jarošík, V.; Pergl, J.; Winter, M.; Anastasiu, P.; Andriopoulos, P.; Bazos, I.; Brundu, G.; Celesti-Grapo, L.; Chassot, P.; Delipetrou, P.; Josefsson, M.; Kark, S.; Klotz, S.; Kokkoris, Y.; Kühn, I.; Marchante, H.; Perglová, I.; Pino, J.; Vilà, M.; Zikos, A.; Roy, David, Hulme, P.E. 2008: Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia, 80: 101–149.
- Lindenmayer, D.B. 2002: Gliders of Australia: A Natural History. Australian natural history series. University of New South Wales Press, Kensington.
- Lindenmayer, D.B.; Fischer, J.; Felton, A.; Crane, M.; Michael, D.; Macgregor, C.; Montague-Drake, R.; Manning, A. and Hobbs, R. J. 2008: Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. Conservation Letters, 1: 129–135.
- Lindenmayer, D.B. and Hobbs, R.J. 2004: Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. Biological Conservation, 119: 151–168.
- Lugo, A.E. 2004: The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. Frontiers in Ecology and the Environment, 2(5): 265–273.
- Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M. and Bazzaz, F. 2000: Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. Issues in Ecology, 5: 1–20.
- Mallet, J. 2005: Hybridization as an invasion of the genome. Trends in Ecology and Evolution, 20(5): 229–237.
- Mascaro, J.; Harris, J.A.; Lach, L.; Thompson, A.; Perring, M.P.; Richardson, D.M. and Ellis, R. C. 2013: Origins of the novel ecosystem concept. In: Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds): Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester, 45–57.
- Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.) 2004: Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest
- Milton, S.J. 2003: 'Emerging ecosystems': a washing-stone for ecologists, economists and sociologists? South African Journal of Science, 99(9-10): 404–406.
- Nippert, J.B.; Butler, J.J., Jr.; Kluitenberg, G.J.; Whittemore, D.O.; Arnold, D.; Spal, S.E. and Ward, J.K. 2010: Patterns of Tamarix water use during a record drought. Oecologia, 162(2): 283–92.
- Ónodi, G. and Csörgő, T. 2014: Habitat preference of Great-spotted Woodpecker (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) and Lesser-spotted Woodpecker (*Dendrocopos minor* Linnaeus, 1758) in the presence of invasive plant species – preliminary study. Ornis Hungarica, 22(2): 50–64.
- Ónodi G. és Winkler D. 2014: A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában. In: Csóka Gy. és Lakatos F. (szerk.): A holtfa. Silva Naturalis. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. 125–144.
- Paavolainen, L.; Kitunen, V. and Smolander, A. 1998: Inhibition of nitrification in forest soil by monoterpenes. Plant and Soil, 205: 147–154.
- Perring, M. P. and Ellis, E. C. 2013: The Extent of Novel Ecosystems: Long in Time and Broad in Space. In: Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds): Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester, 66–80.
- Pinto, C.; Sousa, J.P.; Graça, M.A. and Da Gama, M.M. 1997: Forest soil Collembola. Do tree introductions make a difference? Pedobiologia, 41: 207–214.
- Richardson, D.M. and Gaertner, M. 2013: Plant invasions as builders and shapers of novel ecosystems. In: Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds): Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester, 102–113.
- Richardson, D.M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D. and West, C.J. 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions, 6: 93–107.

- Sanderson, E.W.; Jaiteh, M.; Levy, M.A.; Redford, K.H.; Wannebo, A.V.; and Woolmer, G. 2002: The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10): 891–904.
- Scott, M.L.; Auble, G.T. and Friedman, J.M. 1997: Flood dependency of cottonwood establishment along the Missouri river, Montana, USA. *Ecological Applications*, 7(2): 677–690.
- Sharma, G.P.; Singh, J.S. and Raghubanshi, A.S. 2005: Plant invasions: Emerging trends and future implications. *Current Science*, 88(5): 726–734.
- Singh, M.C. and Priyadarshi, M.B. 2014: Predicting invasive plants using weed risk assessment. *Indian Journal of Weed Science*, 46(1): 91–95.
- Šporčić D. 2012: Turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L.). In: Csiszár Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 105–107.
- Starzomski, B.M. 2013: Novel ecosystems and climate change. In: Hobbs, R.J.; Higgs, E.S. and Hall, C.M. (eds): Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester, 88–101.
- Traser Gy. és Csóka Gy. 2001: A mezofauna – Insecta: Collembola – átoszthalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. *Erdészeti Kutatások*, 90: 231–240.
- Udvardy L. 2004a: Bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 143–160.
- Udvardy L. 2004b: Zöld juhar (*Acer negundo* L.). In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 371–386.
- Udvardy L. és Nótári K. 2012: Zöld juhar (*Acer negundo* L.). In: Csiszár Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 145–149.
- Udvardy L. és Zagyvai G. 2012: Mirigyos bálványfa (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle). In: Csiszár Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 133–137.
- van Turnhout, C.A.M.; Leuven, R.S.E.W.; Hendriks, A.J.; Kurstjens, G.; van Strien, A.; Foppen, R.P.B. and Siepel, H. 2010: Ecological strategies successfully predict the effects of river floodplain rehabilitation on breeding birds. *River Research and Applications*, 28(3): 269–282.
- Walther, G.R.; Roques, A.; Hulme, P.E.; Sykes, M.T.; Pyšek, P.; Kühn, I.; Zobel, M.; Bacher, S.; Botta-Dukát, Z.; Bugmann, H.; Czúcz, B.; Dauber, J.; Hickler, T.; Jarosik, V.; Kenis, M.; Klotz, S.; Minchin, D.; Moora, M.; Nentwig, W.; Ott, J.; Panov, V.E.; Reineking, B.; Robinet, C.; Semchenko, V.; Solarz, W.; Thuiller, W.; Vila, M.; Vohland, K. and Settele, J. 2009: Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12): 686–693.
- Weir, T.L. 2007: The role of allelopathy and mycorrhizal associations in biological invasions. *Allelopathy Journal*, 20(1): 43–50.
- Williamson, M.H. and Fitter, A. 1996: The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78: 163–170.
- Winkler, D. 2005: Ecological Succession of Breeding Bird Communities in Deciduous and Coniferous Forests in the Sopron Mountains, Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 1: 49–58.
- Winkler, D. and Erdő Á. 2012: A comparative study of breeding bird communities in representative habitats of the Sárosfő Nature Reserve area. *Natura Somogyiensis*, 22: 213–222.
- Winkler D. and 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.
- Woolhouse, M.E.; Haydon, D.T. and Antia, R. 2005: Emerging pathogens: the epidemiology and evolution of species jumps. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(5): 238–44.
- Woziwoda, B.; Kopec, D. and Witkowszki, J. 2014: The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 83(1): 39–49.
- Yakob, L. 2013: Infectious disease and novel ecosystems. In: Hobbs, R. J.; Higgs, E. S. and Hall, C.M. (eds): Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order. Wiley-Blackwell, Chichester, 114–123.
- Zeng, R.S. and Mallik, A.U. 2006: Selected Ectomycorrhizal Fungi of Black Spruce (*Picea mariana*) can Detoxify Phenolic Compounds of *Kalmia angustifolia*. *Journal of Chemical Ecology*, 32: 1473–1489.

Érkezett: 2016. április 4.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



Tudatos „holzfagyártás”

Egyes fák meggyűrűzése, a tudatos „holzfagyártás” Magyarországon még csak kevés helyen vált a napi erdőgazdálkodási gyakorlat részévé, holott Európa számos országában már régóta alkalmazzák. Egy középkorú keménylombos állományban ezzel akár évtizedekkel is meg lehet gyorsítani például az odvas fák kialakulását, amik számos állatcsoport számára nélkülözhetetlen életfeltételeket jelentenek. A képen látható bükk meggyűrűzése nem károsítja a visszamaradó fiatal tölgyest, ellentétben a fa megszokott módon való kidöntésével. Így a módszer egyfajta kíméletes erdőművelési beavatkozásnak is tekinthető.

Fotó és szöveg: Csóka György

ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATOK A MAGYAR KŐRIS (*FRAXINUS ANGUSTIFOLIA* VAHL SUBSP. *DANUBIALIS* POUZAR) ÉS A MAGAS KŐRIS (*FRAXINUS EXCELSIOR* L.) VEGETATÍV SZERVEIN

Silnicki Ádám, Zagyvai Gergely és Bartha Dénes

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet

Kivonat

Célunk, hogy feltárjuk a magyar kőris és a magas kőris levélmorfológiájának változatosságát, és megkíséreljük az említett taxonok és hibrid jellemzőkkel rendelkező egyedek elválasztását a vegetatív szervek bélyegeinek segítségével. A vizsgálat elsősorban a Rábaköz–Répcse-sík menti populációkat érintette, de gyűjtöttünk vizsgálati anyagot a Soproni-hegyvidék és a Gemenci-ártér populációiból is. A feldolgozás során főkoordináta analízist (PCoA) és főkomponens analízist (PCA) alkalmaztuk. A levelek esetében kizárólag mért mennyiségi változókat vizsgáltunk. A sokváltozós statisztikák eredményei szerint a magas kőris egyedek nagy biztonsággal elválaszthatók a magyar kőrisként határozott egyedek és hibrid jellemzőkkel rendelkező egyedek vegyes csoportjától. A mért változók – néhány kivételtől eltekintve – az előbbieken említett két csoport tekintetében szétválasztó bélyegek, melyek együttesen teszik leválaszthatóvá a magas kőris egyedeket. A magas kőris egyedeket a levélké szélességi változói és az eltérő fogazottság választja el leginkább a többi egyedtől, a hibrid gyanús egyedeknél ezek a bélyegek nem használhatóak elkülönítésre.

Kulcsszavak: *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, összetett levél, morfológiai vizsgálat, hibridizáció

COMPARATIVE SURVEYS ON VEGETATIVE ORGANS OF HUNGARIAN ASH (*FRAXINUS ANGUSTIFOLIA* VAHL SUBSP. *DANUBIALIS* POUZAR) AND COMMON ASH (*FRAXINUS EXCELSIOR* L.)

Abstract

The aim of present study was to discover the morphological variety of vegetative organs of two native *Fraxinus* species (*F. excelsior*, *F. angustifolia* ssp. *danubialis*) and to separate different taxa and hybrids through their vegetative morphological characteristics. Studied populations were originated from Rábaköz – Répcse-plain area, Sopron-Hills and Gemenc. During statistical analysis multivariate statistical methods were applied such as Principal Component Analysis (PCA) and Principal Coordinates Analysis (PCoA) to demonstrate the correspondences between morphological characteristics and specimens. As a result of statistical analyses *F. excelsior* specimens separated significantly from the sample group consisted of specimens identified *F. angustifolia* ssp. *danubialis* and hybrids. Most of measured morphological variables proved to be highly distinctive in the case of above mentioned two sample groups, if they were applied collectively. Strongest distinctive

features between *F. excelsior* and mixed group were the width variables of leaflets and leaflet teeth density, although these variables proved to be unsuitable for separation of hybrids.

Keywords: *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, compound leaves, morphological survey, hybridization

BEVEZETÉS

A *Fraxinus* nemzetség hazai képviselői közül a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar, syn.: *Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *pannonica* Soó et Simon) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) mind vegetatív, mind generatív szerveik morfológiai sajátosságait tekintve rendkívül változatos képet mutatnak. Megkülönböztetésük máig problémát okoz a hazai szakközönségnek, mely a vonatkozó erdőtervi adatok bizonytalan hitelességében is tetten érhető. A két taxon közeli rokonsága és élőhelyeinek térbeli érintkezése feltételezi hibridek létrejöttét, mely tovább nehezíti a taxonok meghatározását, átmeneteik felismerését. Előző tanulmányunk (Silnicki és mtsai 2014) bevezetőjében részletesen ismertettük a két taxon elkülönítésének és a magyar kőris felismerésének történetét, szakirodalmi háttérét, ezért ezen információk megismétlésétől és a két faj részletes botanikai jellemzésétől jelen tanulmányban eltekintünk.

Korábbi kutatásunk elsődleges célja a magas kőris és a magyar kőris, valamint a hibrid gyanús alakok virágzat- és termésmorfológiájának feltárása volt morфомetriai módszerekkel. A magas és a magyar kőris egyzakt elkülönítésére a generatív szervek architektúrájának vizsgálata a legcélravezetőbb, hiszen míg a magyar kőrisnek egyszerű fűrt virágzata van, addig a magas kőrisnek összetett buga virágzata (Kárpáti 1970).

A generatív bélyegek azonban nem mindig állnak rendelkezésünkre, hiszen ezzel a módszerrel csak a magtermő kort elért egyedeket tudjuk vizsgálni. E probléma kiküszöbölése érdekében jelen tanulmányunkban megkíséreljük a két autochton kőrisünk vegetatív szerveinek összehasonlítását, illetve a két taxon elkülönítését a levél morfológiai sajátosságai alapján.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavétel

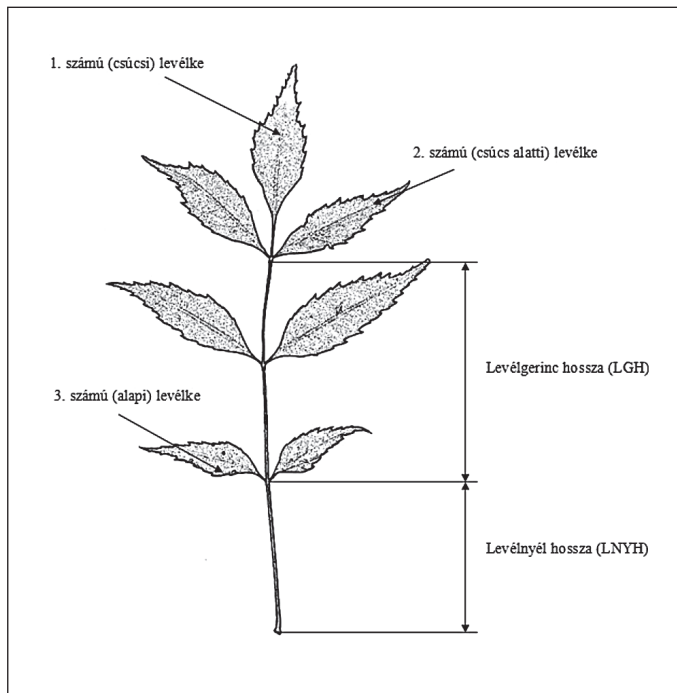
A vizsgálat tárgyát a virágtakaró nélküli, *Fraxinus* szekcióba tartozó *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis* és a *Fraxinus excelsior* levelei képezték.

A magyar kőrisre és a magas kőrisre jellemző az a tulajdonság, hogy a lomblevelek kismértékű heterofilliát mutatnak, eltérő alakot a bélyegekkel bírnak mind a fénylevelek, mind az árnyéklevelek tekintetében. Ugyanazon fán is változhat a levelek formája, ami függhet a faegyed korától, helyzetétől (alászorult, szabadonálló, stb.) (Kárpáti és Kárpáti 1956 a, b). A fa élete során is változnak a levelek morfológiai jegyei, s ez annyira szembetűnő lehet, hogy tévedésből már külön fajként is irtak le egyes, a magyar kőrishez tartozó egyedeket, aminek egyik jó példája a *Fraxinus parvifolia* Lamarck (Fukarek 1954).

A szakirodalmi adatok szerint egy-egy bélyeg nem elegendő a taxonok meghatározására, egy egyed esetében minél több jegyet kell vizsgálni (Bartha 2006, 2007).

A kutatás során elsősorban a generatív szerveket tárgyaló tanulmányunkban mintázott populációkat vizsgáltuk (Silnicki és mtsai 2014). Magyar kőris mintákat vettünk a Kisalföld középső, Répce–Rábaköz menti populációjából, illetve a gemenci Duna-ártér erdeiből is. A populációk kiválasztásának fő kritériuma a magyar kőris feltűnő változatossága, nagy előfordulási aránya és a feltételezhető hibridpopuláció jelenléte volt. Igye-

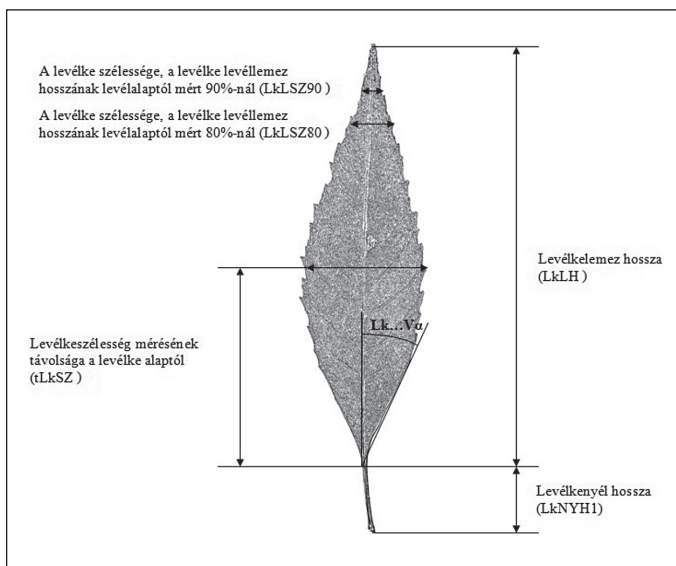
keztük kizárni az olyan állományokat, faegyedeket, amelyek vélhetően mesterséges felújításból vagy erdőtelepítésből származnak. A mintaterületen véletlenszerűen kiválasztott egyedekről gyűjtöttünk levélmintát, a mintavétel koncepciója minden egyed esetében ugyanaz volt. Elsősorban középkorú, erdőszéli, illetve szabadállású egyedek, fénynek kitett, a korona alsó harmadából gyűjtött leveleit vizsgáltuk. A gyűjtési módszertan előzőekben ismertetett elemeit a rendelkezésre álló technikai feltételek határozták meg. A hajtáson belül is tettünk megkötéseket, így csak a csúcsrügy alatti második, illetve harmadik nóduszról gyűjtöttünk levelet. Erre azért volt szükség, hogy kiküszöbölhető legyen a felemáslevelűség, s az összehasonlíthatóság biztosítva legyen. A vizsgálathoz egy egyedről 5 levelet szedtünk. A gyűjtés 2012 szeptemberében, valamint 2013. szeptember közepe és október közepe között történt. A taxonok elkülönítése és a feltételezett hibridek azonosítása a virágzat szerkezete (buga, fűt, átmeneti alak) alapján történt, ami az őszi, természetes állapotban is vizsgálható.



1. ábra: A levél változóinak mérési helyei
Figure 1: Measure points of leaf variables

A magyar kőris és a magas kőris megkülönböztetése, továbbá az esetleges hibridalakok kimutatása érdekében magas kőris egyedekről is gyűjtöttünk mintát. A faj kisebb morfológiai változatossága miatt szűkebb területről (Soproni-hegyvidék) kevesebb magas kőris mintát gyűjtöttünk.

Összesen 98 egyedet vizsgáltunk meg, 22 magas kőrist és 76 magyar kőrist. Ezek faji identitását elsősorban a virágzat típusa szerint azonosítottuk. Összesen 490 levél 29 változóját mértük, s figyelembe vettünk néhány, a mérhető tulajdonságokból származtatott értéket is (1. táblázat). A levélen belül külön vizsgáltuk a csúcsi (1. számú), a csúcs alatti (2. számú) és az alapi (3. számú) levélke változóit (1. ábra). Azért ezeket választottuk, mert ezek minden normálisan fejlett, a fajra jellemző összetett levélen megtalálhatóak. A levélkéik esetében az objektíven leírható jól definiálható bélyegeket vizsgáltuk. Célunk volt, hogy kiküszöböljük a szubjektivitás hibájának kitétt minőségi változók (pl. levélkevéall, levélkecsúcs, levélkealakja) értékelését (2. ábra).



2. ábra: A levélke változóinak mérési helyei
Figure 2: Measure points of leaflet variables

A mérések során a levélképárok közül csak az egyik oldalon elhelyezkedőket mértük, mivel az előzetes vizsgálatok szerint, az esetek többségében az egyes párokon a levélkék közt nem volt jelentős különbözőség. Az adatelemzés során az egy egyedről vett mintaelemek átlagértékei kerültek a mintába.

1. táblázat: A levél és a levélke mért változói
Table 1: Measured variables of leaf and leaflet

A levél változói – Variables of leaf	
LNYH	Levélnyél hossza (mm) – Length of petiole (mm)
LGH	Levélgerinc hossza (mm) – Length of rachis (mm)
LkSzám	Levélkék száma (db) – Number of leaflets (pieces)
LGSzőr	Levélgerinc szőrözöttsége (0 = nincs, 1 = van) – Hairs on rachis (0 = present, 1 = absent)
A levélkék változói – Variables of leaflets	
LkSZ1	1. számú (csúcsi) levélke szélessége (mm) – Width of leaflet number 1 (terminal) (mm)
LkSZ2	2. számú (csúcs alatti) levélke szélessége (mm) – Width of leaflet number 2 (subterminal) (mm)
LkSZ3	3. számú (alapi) levélke szélessége (mm) – Width of leaflet number 3 (basal) (mm)
LkNYH1	1. számú (csúcsi) levélke nyelének hossza (mm) – Length of petiolule of leaflet number 1 (terminal) (mm)
tLkSZ1	1. számú (csúcsi) levélke szélesség-mérésének távolsága az alaptól (mm) – Distance of width measure points from 1. leaflet (terminal) base (mm)
tLkSZ2	2. számú (csúcs alatti) levélke szélesség-mérésének távolsága az alaptól (mm) – Distance of width measure points from 2. leaflet (subterminal) base (mm)
tLkSZ3	3. számú (alapi) levélke szélességmérésének távolsága az alaptól (mm) – Distance of width measure points from 3. leaflet (base) base (mm)

LkLH1	1. számú (csúcsi) levélke hossza (mm) – Length of leaflet number 1 (terminal) (mm)
LkLH2	2. számú (csúcs alatti) levélke hossza (mm) – Length of leaflet number 2 (subterminal) (mm)
LkLH3	3. számú (alapi) levélke hossza (mm) – Length of leaflet number 3 (basal) (mm)
LkLH1/LkSZ1	1. számú (csúcsi) levélke hossza / szélessége – Length / width of leaflet number 1 (terminal)
LkLH2/LkSZ2	2. számú (csúcs alatti) levélke hossza / szélessége – Length / width of leaflet number 2 (subterminal) (mm)
LkLH3/LkSZ3	3. számú (alapi) levélke hossza / szélessége – Length / width of leaflet number 3 (base) (mm)
LkLSZ801	1. számú (csúcsi) levélke szélessége a levélke levéllemez hosszának levélalaptól mért 80%-nál (mm) – Width of leaflet number 1 (terminal) measured on 80 % of leaflet length (from leaflet base to apex)
LkLSZ802	2. számú (csúcs alatti) levélke szélessége a levélke levéllemez hosszának levélalaptól mért 80%-nál (mm) – Width of leaflet number 2 (subterminal) measured on 80 % of leaflet length (from leaflet base to apex)
LkLSZ803	3. számú (alapi) levélke szélessége a levélke levéllemez hosszának levélalaptól mért 80%-nál (mm) – Width of leaflet number 3 (base) measured on 80 % of leaflet length (from leaflet base to apex)
LkLSZ901	1. számú (csúcsi) levélke szélessége a levélke levéllemez hosszának levélalaptól mért 90%-nál (mm) – Width of leaflet number 1 (terminal) measured on 90 % of leaflet length (mm, from leaflet base to apex)
LkLSZ902	2. számú (csúcs alatti) levélke szélessége a levélke levéllemez hosszának levélalaptól mért 90%-nál (mm) – Width of leaflet number 2 (subterminal) measured on 90 % of leaflet length (mm, from leaflet base to apex)
LkLSZ903	3. számú (alapi) levélke szélessége a levélke levéllemez hosszának levélalaptól mért 90%-nál (mm) – Width of leaflet number 3 (base) measured on 90 % of leaflet length (mm, from leaflet base to apex)
Lk1Va	1. számú (csúcsi) levélke vállának jobboldali szöge (°) – Angle of right leaflet shoulder number 1 (terminal) (°)
Lk2Va	2. számú (csúcs alatti) levélke vállának jobboldali szöge (°) – Angle of right leaflet shoulder number 2 (subterminal) (°)
Lk3Va	3. számú (alapi) levélke vállának jobboldali szöge (°) Angle of right leaflet shoulder number 3 (base) (°)
LkF1Szórh	1. számú (csúcsi) levélkefőér szőrözöttségének hossza (mm) – Length of the haired part of midvein on leaflet number 1 (terminal) (mm)
LkF2Szórh	2. számú (csúcs alatti) levélkefőér szőrözöttségének hossza (mm) – Haired length of mid-vein on leaflet number 2 (subterminal) (mm)
LkF3Szórh	3. számú (alapi) levélkefőér szőrözöttségének hossza (mm) – Haired length of primary mid-vein on leaflet number 3 (base) (mm)
LkFog1H	Levélkefogak hossza az 1. számú (csúcsi) levélkén (mm) – Tooth length of leaflet number 1 (terminal) (mm)
Lk1Fog	1. számú levélke fogainak száma (db) – Number of leaflet teeth of terminal leaflet (pieces)
Lk1ÉR	1. számú levélke mellékereinek száma (db) – Number of lateral veins on terminal leaflet (pieces)
Lk1Fog/ Lk1ÉR	Levélkefogak / mellékerek aránya (db/db) – Leaflet teeth and lateral veins ratio (pieces/pieces)
LkLH1/ Lk1Fog	1. számú levélke hossza / 1. számú levélke fogainak száma száma – Length of terminal leaflet / Number of terminal leaflet teeth

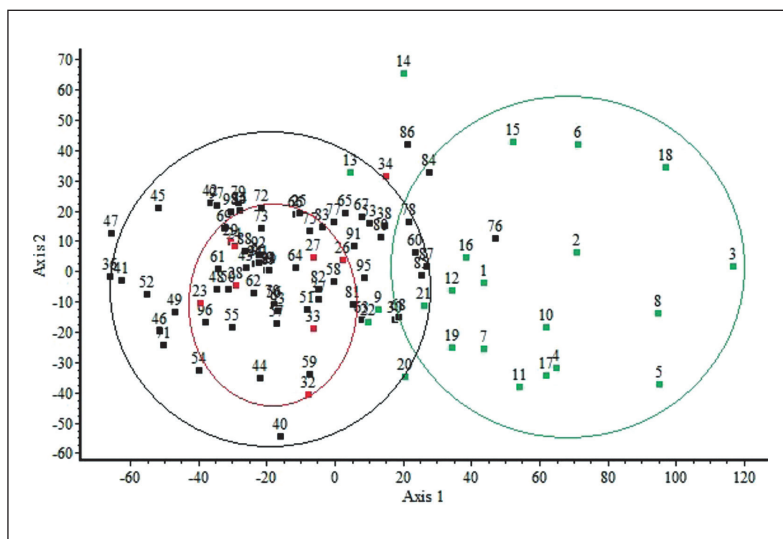
Adatelemzés

Az egyedek elemzését nagyszámú morfológiai levélbélyeg figyelembe vételével végeztük sokváltozós statisztikai eljárásokat alkalmazva (Borovics 1997, 1998). Az elemzéseket a SYN-TAX 2000 (Podani 2001) programcsomag segítségével végeztük. Az ordinációs módszerrel történő adatfeldolgozás során metrikus többdimenziós skálázást, azon belül főkoordináta analízist (PCoA, euklidészi távolság) alkalmaztunk. Az egyes tulajdonságok közötti összefüggést főkomponens analízis (PCA) segítségével is vizsgáltuk. Elemzéseinknél a vizsgálati objektumok az egyedek, a változók az egyes levél morfológiai tulajdonságok voltak. A változók és az objektumok együttes ábrázolásához kettős szórásdiagramot, „biplot”-ot használtunk (Podani 1997 a, b; 2000).

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A főkoordináta analízis eredményén látható, hogy a magas kőris egyedek többsége elkülönül a magyar kőristől (3. ábra). Ezzel ellentétben a virágzat alapján hibrid jellegűnek vélt egyedek nem válnak el a magyar kőris egyedektől, ami annak köszönhető, hogy vegetatív bélyegeiket tekintve a magyar kőrisre hasonlítanak.

A generatív szervek vizsgálata során (Silnicki és mtsai 2014) a magas kőris egyedek vegyesen fordultak elő a hibrid gyanús egyedekkel, ami elsősorban a hasonló virágzati architektúrának volt köszönhető. Jelen esetben, a vegetatív szervek morfológiájának elemzése során, a hibrid gyanús egyedek a magyar kőris egyedekkel mutattak hasonlóságot. Az eredményeinkből feltételezhető, hogy a magyar kőris és a magas kőris introgresszív hibridjei, az egyik szülővel, vagyis alapfajjal kereszteződnek könnyebben, így létrehozva magyar kőris, vagy magas kőris jellegű hibrideket.



3. ábra: A vizsgált egyedek főkoordináta analízise (PcOA, euklidészi távolság) (A pontok az egyedeket jelölik, a zöld a magas kőrist, fekete a magyar kőrist, piros a hibrid gyanús egyedeket.)

Figure 3: Principal coordinates analysis (PcOA, Euclidean distance) of studied trees. (Points show studied trees: green – *Fraxinus excelsior*, black – *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, red – individual trees with hybrid traits)

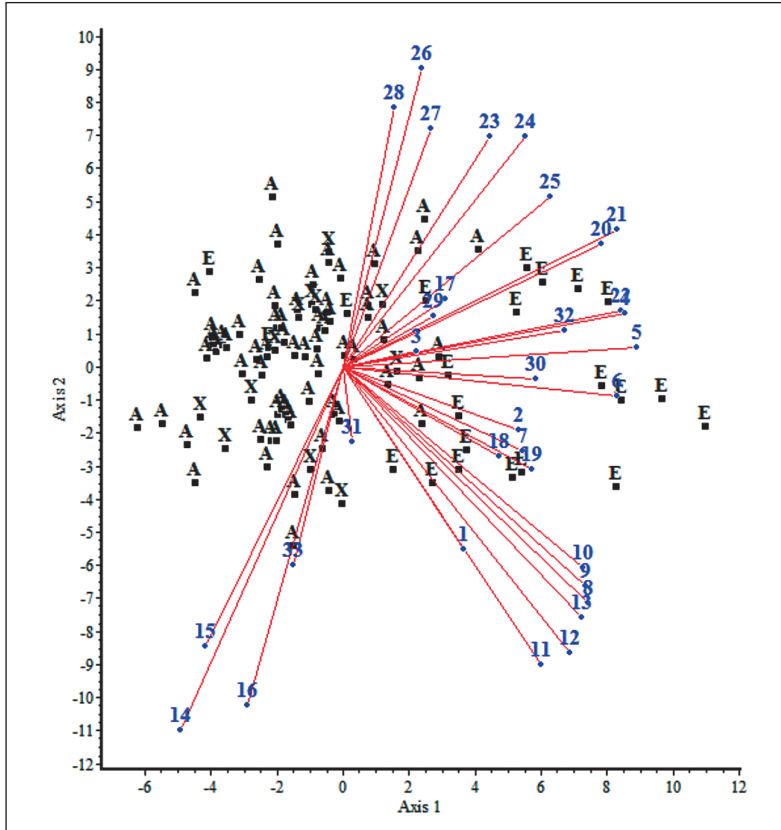
A főkomponens elemzés (PCA) eredményeiből látható (4. ábra), hogy az egyedek mintázata hasonló a főkoordináta analízis eredményeihez. A PCA első, második és harmadik tengelye az összesített variancia 38, 15 és 9%-át fedi le. Ebben az elemzésben az 1. táblázatban szereplő összes változót figyelembe vettük, kivéve a levélgerinc szőrözöttségét (LGSzör), mely binális változóként nem került további felhasználásra a későbbi PCA elemzésekben sem.

A főkomponens analízis diagramja alapján a mért vegetatív változókat több csoportba oszthatjuk. Legszembetűnőbb a levélkék méretbeli arányaira vonatkozó változók (14., 15., 16., 33.) különállása. Egymással szorosan összefüggenek, tehát a levélkék egyazon összetett levélen belüli aránybeli változatossága nem jelentős. Az említett arányokra vonatkozó változók kevésbé függenek össze a többi mért változó nagy részével, de a levélkék vállának szögével (26., 27., 28.) fordítottan arányosak. Az előzőekben felsorolt változók önállóan nem alkalmasak a magyar kőris és a magas kőris elkülönítésére.

Az összetett levélen belüli tulajdonságok szoros kapcsolata nem csak az arányok tekintetében, hanem az abszolút hosszúság szempontjából is megmutatkozik, itt is szorosan összefüggő változók figyelhetők meg (8-

13.). A jelenség érthető, hiszen egy erőteljesebb hajtáson lévő nagyméretű összetett levél esetében a levélkék egységesen nagyobb méretűek lesznek. Az említett hosszúsági változók a két taxon elkülönülését mérsékelten magyarázzák.

Az első főkomponens tengellyel pozitív összefüggést mutatnak azon változók, amelyek mentén a magas kőrís csoport a magyar kőrís és hibrid gyanús egyedek vegyes csoportjától határozottan szétválasztható. Jól elkülönítik a magas kőrís mintákat a többi egyedtől a következő, a gyakorlati határozás során használt, ismert tulajdonságokat részletező változók: a levélkék legnagyobb szélessége (4-6.), az egyes levélkék szélessége a levéllemez hosszának 80%-nál (20-22.), a csúcsi levélke fogainak száma (30.) és levélkefogak és mellékerek aránya (32.).

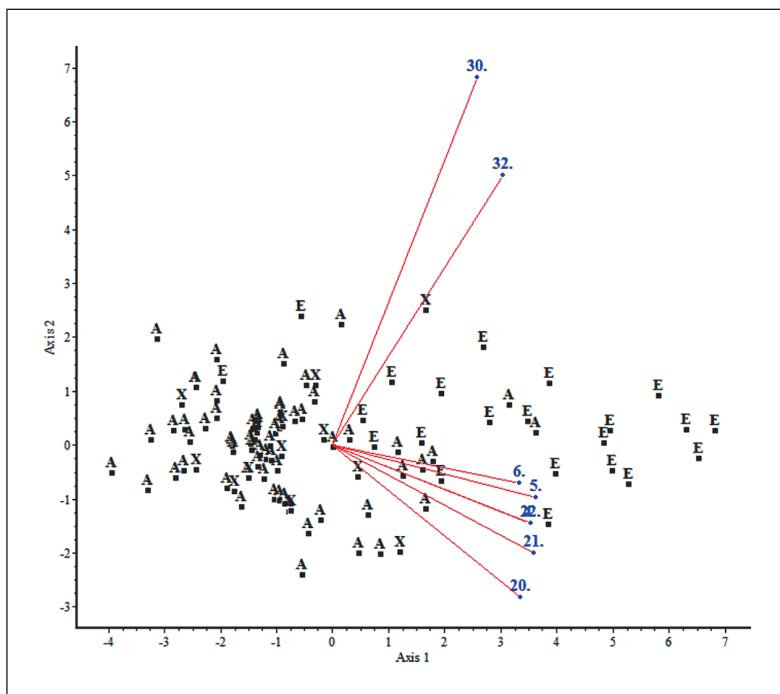


4. ábra: A vizsgált egyedek főkomponens analízise (PCA) I.

(A betűk az egyedeket jelölik, E: magas kőrís, A: magyar kőrís, X: hibrid gyanús egyedek.) (Változók: 1. LNYH, 2. LGH, 3. LKSzáma, 4. LkSZ1, 5. LkSZ2, 6. LkSZ3, 7. LkNYH1, 8. tlkSZ1, 9. tlkSZ2, 10. tlkSZ3, 11. LkLH1, 12. LkLH2, 13. LkLH3, 14. LkLH1/LkSZ1, 15. LkLH2/LkSZ2, 16. LkLH3/LkSZ3, 17. LkF1SzörH, 18. LkF2SzörH, 19. LkF3SzörH, 20. LkLSZ801, 21. LkLSZ802, 22. LkLSZ803, 23. LkLSZ901, 24. LkLSZ902, 25. LkLSZ903, 26. Lk1Va, 27. Lk2Va, 28. Lk3Va, 29. Lk1FogH, 30. Lk1Fog, 31. Lk1ÉR, 32. Lk1Fog/Lk1ÉR, 33. LkLH1/Lk1Fog) (a rövidítések jegyzéke az 1. táblázatban olvasható)

Figure 4: Principal components analysis (PCA) of studied trees (Characters show studied trees: E – *Fraxinus excelsior*, A – *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, X – individual trees with hybrid traits) (Abbreviations see in Table 1)

Ha a PCA elemzést csak az előzőekben a felsorolt tulajdonságok figyelembe vételével végezzük el, a magas kőrís elkülönülése kissé magasabb fokú, mint az előző több tulajdonságot figyelembe vevő elemzés esetében. Ebben az esetben az összes variancia 74, 11 és 6%-át fedi le a PCA első három tengelye (5. ábra).



5. ábra: A vizsgált egyedek főkomponens analízise (PCA) II.

(A betűk az egyedeket jelölik, E: magas kőrís, A: magyar kőrís, X: hibrid gyanús egyedek.) (Változók: 4. LkSZ1, 5. LkSZ2, 6. LkSZ3, 20. LkLSZ801, 21. LkLSZ802, 22. LkLSZ803, 30. Lk1Fog, 32. Lk1Fog/Lk1ÉR) (a rövidítések jegyzéke az 1. táblázatban olvasható)

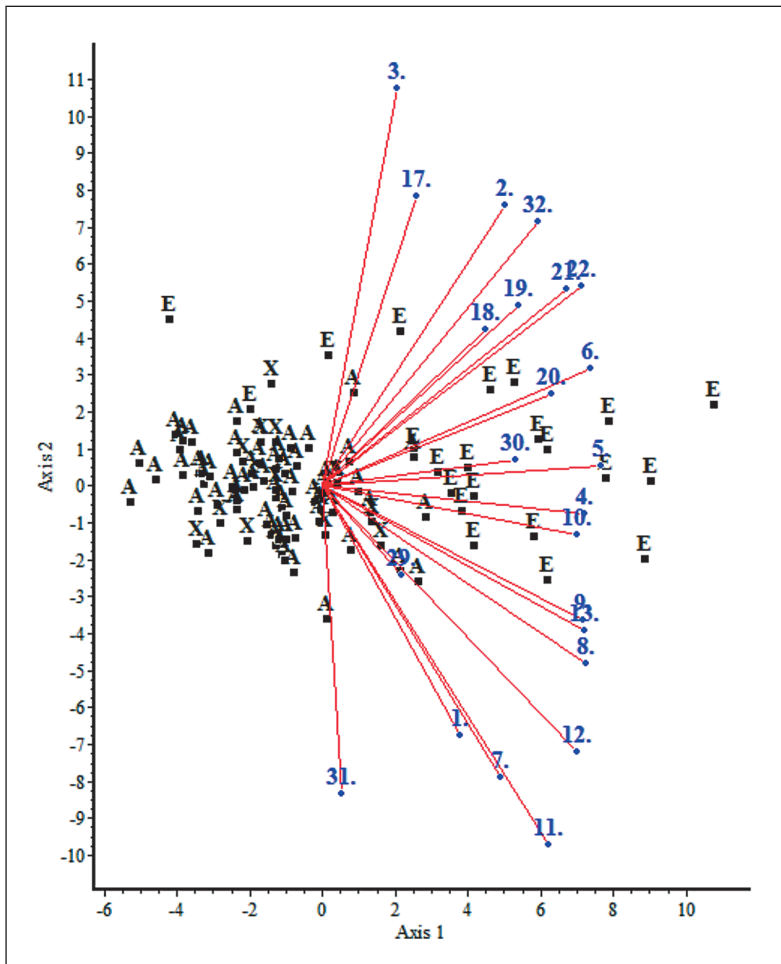
Figure 5: Principal components analysis (PCA) of studied trees (Characters show studied trees: E – *Fraxinus excelsior*, A – *Fraxinus angustifolia subsp. danubialis*, X – individual trees with hybrid traits) (Abbreviations see in Table 1)

A magas kőríst jól differenciáló változó a levélkeszél fogszámának és mellékér számának aránya (32.), ahol a magas kőrís 1,7 (szórás: 0,2028), a magyar kőrís (+hibrid gyanús egyedek) pedig 1,2 (szórás: 0,1691) átlagértéket mutat. Azonban kizárólag erre a tulajdonságra alapozva nem lehet az összes, előzetesen magas kőrisként határozott egyed (virágzat alapján) egyértelműen, határozókulcs szerűen a magas kőrís csoportba sorolni, hiszen vannak kiugró értékkel rendelkező, atipikus egyedek.

A vizsgált egyedek főkomponens analízisét (PCA) oly módon is elvégeztük, hogy a 2. ábrán látható eredmények alapján, az elkülönítés szempontjából kevésbé használható változókat zártuk ki (14–16.; 23–28.; 33. változók, lásd 2. ábra) de a mért változók többségét figyelembe vettük. A három PCA elemzésünk közül ebben az esetben kapjuk a legkompaktabb csoportot magas kőrísre vonatkozóan, ami arra utal, hogy viszonylag sok számszerűsíthető tulajdonságra van szükség a magas kőrís jó hatékonyságú (de nem tökéletes) elkülönítéséhez. A magyar kőrisként és feltételezett hibridként határozott egyedek ebben az esetben is vegyes csoportot képeznek. Ennél a kiértékelésnél a PCA első, második és harmadik tengelye az összesített variancia 49, 9 és 8%-át fedi le (6. ábra).

Következtetéseink a következőkben foglalhatók össze:

- Vegetatív levélbélyegek alapján a magas kőrís egyedek nagy része határozottan elkülönül a magyar kőrístől és a virágzat alapján hibrid jellegűnek tartott csoporttól. A magyar kőrís egyedek és a hibrid gyanús egyedek, valamint a magas kőrís egyedek kis része vegyes halmazt képeznek (7. ábra).

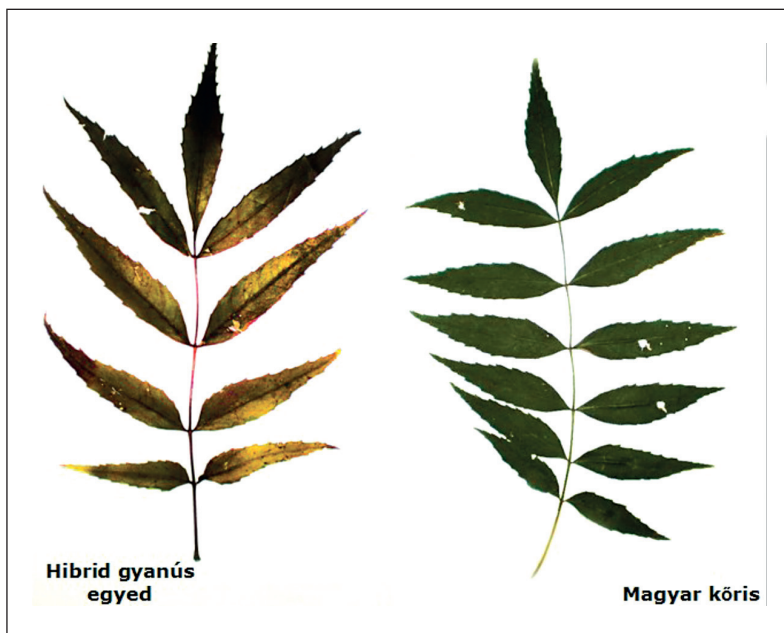


6. ábra: A vizsgált egyedek főkomponens analízise (PCA) III.

(A betűk az egyedeket jelölik, E: magas kőrís, A: magyar kőrís, X: hibrid gyanús egyedek.) (Változók: 1. LNYH, 2. LGH, 3. LKSzáma, 4. LkSZ1, 5. LkSZ2, 6. LkSZ3, 7. LkNYH1, 8. tLkSZ1, 9. tLkSZ2, 10. tLkSZ3, 11. LkLH1, 12. LkLH2, 13. LkLH3, 17. LkF1SzörH, 18. LkF2SzörH, 19. LkF3SzörH, 20. LkLSZ801, 21. LkLSZ802, 22. LkLSZ803, 29. Lk1FogH, 30. Lk1Fog, 31. Lk1ÉR, 32. Lk1Fog/Lk1ÉR) (a rövidítések jegyzéke az 1. táblázatban olvasható)

Figure 6: Principal components analysis (PCA) of studied trees (Characters show studied trees: E – *Fraxinus excelsior*, A – *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, X – individual trees with hybrid traits) (Abbreviations see in Table 1)

- A levélkék szélesség – hosszúság arányai, a levélkék vállának szögei, a levélkék csúc közeli szélessége (hosszúságuk 90%-nál) valamint az 1. számú levélke hosszának és fogszámának aránya nem jelentenek differenciáló változókat, a fennmaradó változók együttesen választják le a magas kőrís halmaz többségét.
- A magas kőrís egyedeket a levélkék szélességi változói és az eltérő fogazottságuk választja el leginkább a többi egyedtől, a hibrid gyanús egyedeknél ezek az ismert különbségek nem használhatóak elkülönítésre.
- Az összetett levélen belül a levélkék arányai és hosszúsági változói szorosan összefüggnek.



7. ábra: Magyar kőris és hibrid gyanús egyed levele

Figure 7: Leaves of *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis* (right side) and individual trees with hybrid traits (left side)

ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásunk során célul tűztük ki, hogy feltárjuk a magyar kőris és a magas kőris levélmorfológiájának változatosságát, és megkíséreljük e taxonok és a hibrid jellemzőkkel rendelkező egyedek elválasztását a vegetatív szervek változóinak segítségével. A vizsgálat elsősorban azokat a Rábaköz–Répcse-sík menti és a Soproni-hegyvidéken elhelyezkedő populációkat érintette, melyeket korábbi tanulmányunkban is feldolgoztunk (Silnicki és mtsai 2014), de vettünk mintákat a Gemenci-ártér populációjából is.

A begyűjtött minták adatainak feldolgozása során főkoordináta analízist (PCoA) és főkomponens analízist (PCA) alkalmaztuk. A levelek esetében kizárólag mért mennyiségi változókat vizsgáltunk, így kizártuk a minőségi változók szubjektív meghatározásának lehetőségét.

A sokváltozós statisztikák eredményei szerint, a vegetatív szervek mennyiségi tulajdonságai alapján, a magas kőris egyedek többségükben elválaszthatók a magyar kőrisként határozott egyedek és hibrid jellemzőkkel rendelkező egyedek vegyes csoportjától. Ez azt jelenti, hogy az előzetesen, a generatív bélyegek alapján megfogalmazott „hibrid gyanú” a vegetatív bélyegeken nem nyilvánul meg határozottan, ezeknek az egyedeknek a levelei nagymértékben hasonlítanak a magyar kőrisére. A generatív szervek mennyiségi tulajdonságaira vonatkozó korábbi vizsgálatunk szerint éppen a magyar kőris egyedek egy része alkot határozottan elkülönülő csoportot, fennmaradó hányaduk a magas kőris és hibrid gyanús egyedekkel mutat hasonlóságot (Silnicki és mtsai 2014). E két vizsgálat konklúziójaként megfogalmazható, hogy csak mennyiségi tulajdonságok alapján, generatív és vegetatív szervekre is vonatkozóan, a hibrid gyanús egyedek nem választhatók el egyértelműen az előzetesen magyar kőrisként meghatározott egyedek egy részétől. Az említett elhatárolás csak a virágzatra vonatkozó minőségi tulajdonságok figyelembevételével lehetséges (Silnicki és mtsai 2014).

A vegetatív szervek vizsgálata során mért változók – néhány kivétellel (pl. levélkék hosszúság-szélesség aránya, csúcs közeli szélesség) – az előbbieken említett, jelen kutatásunkra vonatkozó két csoport (magas

kőris, magyar kőris + hibrid gyanús egyedek) tekintetében szétválasztó bélyegek, melyek együttesen teszik leválaszthatóvá a magas kőris egyedeket. A magas kőris egyedeket a levélkék szélességi változói és az eltérő fogazottság választja el leginkább a többi egyedtől, a hibrid gyanús egyedeknél ezek az ismert bélyegek nem használhatóak elkülönítésre.

A témakörben folyó genetikai kutatások az ismertett morfológiai vizsgálatok megállapításait pontosíthatják, reményeink szerint magyarázattal szolgálhatnak a kutatásunk során felmerült kérdésekre.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetünket fejezzük ki dr. Csiszár Ágnesnek, Kovács Miklósnak, Sporčič Deannak és Horváth Tímeának, akik hozzájárultak a szakirodalmi forrásanyagok felkutatásához, fordításához. Köszönet illeti a Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. munkatársait a vizsgálati anyag bővítésében nyújtott segítségükért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bartha D. 2006: A magyar kőris megismerésének viszontagságos története. Erdészeti Lapok, 141: 58–61.
- Bartha D. 2007: Tudománytörténeti visszatekintés: A magyar kőris megismerésének eddigi története. Tilia, 13: 117–130.
- Borovics A. 1997: A kocsánytalan tölgyek levélmorfológiai vizsgálata. Erdészeti Kutatások, 86-87: 125–142.
- Borovics A. 1998: A tölgyek hibridizációja, morfológiai és genetikai változatossága. Erdészeti Kutatások, 88: 89–108.
- Fukarek, P. 1954: Poljski jasen (*Fraxinus angustifolia* Vahl). Šumarski list, 78: 433–453.
- Kárpáti I. és Kárpáti V. 1956a: A hegyesfogú és a magas kőris megkülönböztetése. Erdőgazdaság, 10(16): 10.
- Kárpáti I. és Kárpáti V. 1956b: Natürliches Vorkommen von *Fraxinus oxycarpa* in Ungarn. Acta Botanica Hungarica, 2: 275–280.
- Kárpáti Z. 1970: Eine kritisch-taxonomische Übersicht der in Europa wildwachsenden Eschen-Arten und deren Unterarten. Feddes Repertorium, 81: 171–186.
- Podani J. 1997a: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtjelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.
- Podani, J. 1997b: A measure of discordance for partially ranked data when presence/absence is also meaningful. Coenoses, 12: 127–130.
- Podani, J. 2000: Introduction to the exploration of multivariate biological data. Backhuys Publishers, Leiden, 407 pp.
- Podani, J. 2001: Computer Programs for Data Analysis in Ecology and Systematics. User's Manual. Scientia, Budapest.
- Silnicki Á.; Zagyvai G. és Bartha D. 2014: Összehasonlító vizsgálatok a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) generatív szervein. Erdészettudományi Közlemények, 4(1): 47–62.

Érkezett: 2016. március 11.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



Helykihasználás

A természet gyorsan alkalmazkodik a lehetőségekhez. A két csapadékeszlelés közötti maximum egy hét elég volt a rigóknak, hogy az intenzív monitoring mátrai tölgyes mintaterületén az egyik törzsönleflyó csapadék gyűjtésére szolgáló gallérba fészket építsenek, s abba a tojó tojásokat rakjon.

Fotó és szöveg: Manninger Miklós

FAÁLLOMÁNY-SZERKEZETI KUTATÁSOK A ROTH EMLÉKERDŐBEN

Molnár Dénes¹, Barton Iván², Czimber Kornél², Bászó Tamás² és Frank Norbert²

¹Mecsekerdő Zrt.

²Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

A szálalóerdők kialakítása során elengedhetetlen az erdő szerkezetében bekövetkező változások ismerete. Roth Gyula 1936-ban kezdett kísérletének területén, a Sopron 182 B szálaló üzem módú erdőrészletben végeztünk részletes törzstérképezést. Legfőbb célunk egy olyan adatbázis létrehozása volt, amely a későbbiek folyamán alapot szolgáltathat idősoros elemzésekhez. Mindehhez egy olyan felvételi eljárást dolgoztunk ki, amely megfelelő pontosságú törzstérkép készítésére alkalmas. A kapott adatbázist felhasználva 3D modellt készítettünk a felvett faegyedekekről, majd vizsgáltuk az erdőállomány struktúráját. A kísérlet eltelt évtizedei során a fajaj-összetétel a bükk dominanciája felé tolódott el, a fényigényesebb fajajok koronái csak a felsőbb szintekben található meg. Ezzel szemben az átmérő- és magasságeloszlás igen változatos, az erdőrészlet egyes részein már a szálalóerdők jellegzetességeit, míg máshol a differenciálódás kezdeti szakaszait mutatják.

Kulcsszavak: szálaló üzem mód, szálalás, erdőszerkezet, törzstérkép

INVESTIGATIONS ON STAND STRUCTURE IN THE ROTH MEMORIAL FOREST

Abstract

During transformation of even-aged forests to selection forests it is important to follow the changes in stand structure. Detailed forest mapping was made in Sopron 182 B experimental selection forest, where the research was started by Roth Gyula in 1936. The main purpose of the survey was to create a database which can be used for timeline analysis in the future. We developed a survey method which is accurate enough to generate spatial forest stand databases. We made a 3D model of the forest and examined its structure. During the decades of the experiment beech became dominant, light-demanding tree species withdrew to upper canopy regions. Diameter and height distribution is heterogeneous, in some areas it shows the characteristic of selection or structurally differentiated forests.

Keywords: selection system, selection cutting, forest stand structure, forest visualization

BEVEZETÉS

Hazánkban jelenleg több mint 75 ezer hektár erdőterületet kezelnek átalakító vagy szálaló üzemmódban (NÉBIH 2015). Az üzemmód határozza meg az alkalmazható erdőfelújítási eljárásokat és a fakitermelés módját. A fogalom ebben az értelmezésben a 2009-es erdőtvény elfogadása óta szerepel a gyakorlatban. Az átalakító üzemmódban gyakran alkalmazott szálalóvágás, illetve a szálaló üzemmódban végzett szálalás az elmúlt években terjedt el nagyobb mértékben, korábban vágásosan kezelt erdőkben. Mivel a célként kitűzött szálaló erdőalak kialakítása nagyon hosszú folyamat (Schütz 2001; Nyland 2003), ezek az átalakítás alatt lévő erdők rendszerint még csak egy-két korosztályosak, térben kevésbé strukturáltak. Az átalakítás közben elengedhetetlen az aktuális élőfakészlet, a kitermelhető famennyiség és az erdő térbeli szerkezetében bekövetkező változások ismerete.

Cikkünkben a Sopron 182 B szálaló üzemmódú erdőrészlet részletes szerkezeti felmérését mutatjuk be. A terület „Roth-féle szálalóerdő”-ként ismert, itt kezdte meg Roth Gyula 1936-ban szálalóvágásos kísérleteit.

Roth Gyula kísérlete

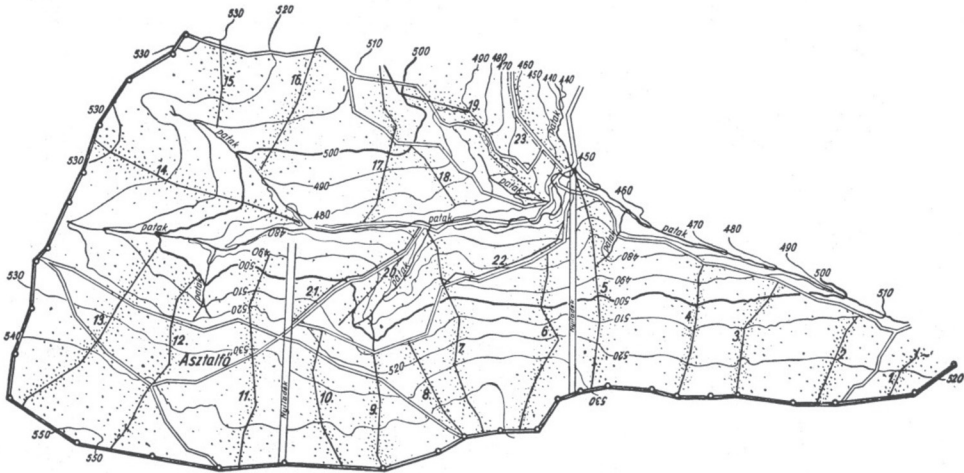
A folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás története Európában a XIX. század utolsó évtizedeire nyúlik vissza (Pommerening és Murphy 2004). Az egykorú erdők szálaló erdökké alakítása, Gayer (1886), Gurnaud (1878) és Biolley (1920) munkái, Cuvet, Krajina és Bärenthoren erdei a szálaló erdőgazdálkodásnak tudományos szakmai hátteret biztosítottak. A hazai erdészeti kutatást megszervező Vadas Jenő is kutatóintézete feladatának tekintette a természetes felújítások tanulmányozását, így létesülhetett 1907-ben egy később 300 hektárosra növekvő kísérleti terület Likava mellett (Északi-Kárpátok), amelynek irányítását Roth Gyula kapta meg. Roth szerette volna saját szálaló módszerét is kipróbálni, erre azonban az I. világháború miatt már nem nyílt lehetőség, a kutatóintézet a Felvidéket elhagyni kényszerült. A világháborút követő évek a hazai erdőgazdálkodás új feladatainak feltárásával, a kutatóintézet újjáépítésével és az 1936-os erdészeti világkongresszus megszervezésével teljesen lekötötték Roth Gyula erejét, így szálalásos terepi kutatásait csak 1936-ban tudta megkezdeni. Kísérleti területeket jelölt ki a Soproni-hegységben, a Bükkben, a Vértesben, a Bakonyban, a Zselicben, valamint a Budapest körüli zöldövezetben (Magyar 1961). A felsorolt kísérletek többnyire hamar véget értek, egyedül a Sopronhoz közeli Hidegvíz-völgy szálaló erdeje maradt fenn, amely Roth Gyula tiszteletére 2015-ben emlékerdő, szakmai bemutatóterület lett (Molnár és Frank 2015).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgált terület

1936-ban Roth Gyula egy 77,4 hektáros területet jelölt ki kísérleteihez Soprontól nyugatra, a Hidegvíz-völgyben, a magyar-osztrák államhatár közvetlen szomszédságában. A döntően bükk, lucfenyő, gyertyán, vörösfenyő és kocsánytalan tölgy alkotta erdőket szerkezetükben már a 20-as évek elején alkalmasnak találta a kísérletezéshez, azonban feltáróút hiányában le kellett mondania arról, hogy a szálalóerdőt a világkongresszus programjába bevegye. Roth Gyula módszere szerint a szálalóerdővé alakítás terepvonulatokhoz illesztett vonalak (ún. támadóvonalak) mentén végzett csoportos szemléletű bontásokkal történik. A támadóvonalak egy-egy felújítási egység (szálalóegység) tengelyvonalát képezik, a bontások azonban nem szorítkoznak a vonalak közvetlen szomszédságára, idővel a szálalóegységek széléig kiterjednek, ahol a felújítás alá kerülő foltok összeérnek (Roth 1935).

Roth Gyula 1936-os jelölései a kísérleti erdőt 23 vonallal (20 tengelyvonal és 3 szegély) 0,5–7,0 hektár nagyságú szálalóegységekre osztották. A fakitermelések 1937-ben kezdődtek meg, majd Sébor János irányításával 1941-ben rétegvonalas térkép is készült a területről (1. ábra).



1. ábra: Sébor János 1941-es térképe a kísérleti területről (Roth 1953)
Figure 1: Map of the research area made by Sébor János in 1941 (Roth 1953)

Ahhoz, hogy az átalakítás folyamata kontrollált módon menjen végbe, az élőfakészlet és a felújulás folyamatos monitoringozására volt szükség, amelyet Roth Gyula és a kísérlet irányításában dolgozó utódai (Palotay István, Majer Antal, Koloszár József, Frank Norbert) a mindenkori lehetőségekhez mérten megtették. A kísérlet sikeres lefolyását azonban számos körülmény nehezítette (Koloszár 2011):

- a II. világháború miatt a kezelések évekig szüneteltek, majd a terület a határövezet része lett
- 1961-ig nem épült aszfaltburkolatú feltáróút, amely a kitermelt faanyag mozgását segítette volna
- 1975/76 telén hatalmas széldöntés történt a jelenlegi Sopron 181 B erdőrészletben, a terület faállományát két részletben ki kellett termelni
- 1981 és 1983 között a Sopron 178 A erdőrészlet állományát kitermelték, mesterségesen felújították (feltételezhetően Majer Antal beleegyezése nélkül)
- 1983 és 1993 között szigorú természetvédelmi korlátozások miatt a kísérlet szempontjából szükséges mennyiségű faanyag kitermelése nem volt engedélyezett

Mindezek következtében a kísérlet eredetileg 77,4 hektáros területe 2003-ra 19,4 hektárra apadt (Sopron 182 B erdőrészlet). Roth Gyula tiszteletére 2015-től az eredeti terület jelentős része emlékerdő, és ismét a szálaló erdőgazdálkodás kutatását szolgálja.

Az emlékerdő Sopron 182 B erdőrészlete különös értéket képvisel, hiszen ez az egyetlen terület, amelyen a tervezett kezelések az elmúlt nyolc évtizedben – az anyagi és jogszabályi lehetőségekhez mérten – zavartalanul végbemehettek. A kialakulóban lévő vegyeskorú szerkezetnek és a változatos átmérőeloszlásnak köszönhetően ezt az erdőrészletet találtuk alkalmasnak a részletes faállomány-felvétel elkészítésére, az átalakítási folyamat aktuális stádiumának jellemzésére. Az erdőrészlet az Országos Erdőállomány Adattár adatai alapján kerül ismertetésre.

- részlet területe: 19,40 ha
- elsődleges rendeltetés: természetvédelmi
- további rendeltetések: Natura 2000, kísérleti

- tengerszint feletti magasság: 450–550 m
- fekvés: változó
- domborzat: változó
- lejtés: változó
- termőhelytípus-változat: B-TVFLN-PGBE-MÉ-V
- üzemmód: száraló
- részletszintű előírások: Roth Emlékerdő – NYME kísérleti terület. Fakitermelések előtt a mindenkori Erdőművelés Tanszékert értesíteni kell. Az erdőkezelés a kísérleti és természetvédelmi célok figyelembevételével történhet.

A felvétel módszere, a teljes adatbázis előállítás

A közel 80 év még egy erdő történetében is hosszú időnek számít. A kísérlet kezdete óta rengeteg tapasztalat gyűlt össze az erdőgazdálkodásban, az állományok feltérképezéséhez használatos eszközök téra jelentősen bővült, pontosságuk, használhatóságuk javult. Az általunk végzett felméréssel olyan adatállományt kívántunk létrehozni, amely megfelel a modern kor követelményeinek, de a technika várható további fejlődése ellenére a jövőben is jól összehasonlítható és reprodukálható adatokat szolgáltat. Mindehhez szükség volt a felvett törzsek pozícióinak tárolására, hogy az adatbázis geoinformatikai rendszerben is kiértékelhető legyen.

Az állomány felmérése Field-Map rendszerrel történt, amely egy digitális iránytűből, lézeres távolságmérőből és egy terepi számítógépből áll, monopod állványra szerelt műszer-együttes. Egy-egy felállási pontból (referenciapontból) számos fa bemérhető, a kutatás igényeihez alakítható űrlap pedig egyedenként tölthető ki. A felvételi paramétereket az 1. sz. táblázat mutatja be.

1. táblázat: A terepen felvett adatok összefoglalása

Table 1: Overview of the input data

Vizsgált paraméter	Felvétel jellemzői	Használt eszköz
fafaj	–	–
törzspozíció	–	Field-Map
mellmagassági átmérő	két irányból, mm-es pontosság	átlaló
famagasság	0,1 m-es pontosság	Vertex IV
koronaalap magassága	0,1 m-es pontosság	Vertex IV
elhalt koronaalap magassága	0,1 m-es pontosság	Vertex IV
koronavetület	általában 4 jellegzetes vetületponton mérve	Field-Map
törzsminőség	jó, közepes, rossz (TAEG útmutatásai szerint)	–
fattyúhajtásosodás	nincs, gyenge, erős	–
betegségtünet	nincs, koronában, törzsön	–
betegségtünet foka	gyenge, közepes, erős	–
fakitermelésre jelölt-e	igen, nem	–
megjegyzések	pl.: villás törzs, döntési sérülés	–

A magassági értékek méréséhez – a jobb pontosság érdekében – ultrahangos kézi famagasságmérőt használtunk (Vertex IV), elkerülve, hogy a faegyedeket rögzített felállási pontokból mérjük. A minőségi jellem-

zőket szemrevételezéssel becsültük, előre meghatározott szempontrendszerek szerint. Jelen tanulmány célja a faállomány térbeli struktúrájának értékelése, így a feldolgozásnál a faegyedek műszeresen mért jellemzőit elemeztük.

Mivel az erdő vertikális szerkezete igen tagolt, a sűrűbb, illetve színtezettebb részeken – a megfelelő pontosság érdekében – kizárólag lombtalan állapotban mértünk. 2013 szeptembere és 2014 márciusa között 132 referenciapontról összesen 3425 faegyed került felvételezésre, 16,8 hektáros, egybefüggő területen. A megméréndő faegyedek méretének alsó határát – Roth Gyula elveit követve (Roth 1935) – 15 cm-es mellmagassági átmérőnél határoztuk meg. A felmérésből kihagytuk az erdőrészlet északkeleti peremét (egykorú bükkös), valamint a délkeleti oldalt (meredek árokpart), amelyeket a kísérlet korábbi szakaszaiban felújítási célú beavatkozás nem érintett.

Az állomány teljes felméréséhez alapponthálózatot hoztunk létre három GNSS pontból, valósidejű kinematikus helymeghatározással (RTK). Az alappontok segítségével tájékozott Field-Map referenciapontokból álló sokszögvonal – a precíz mérések és rendszeres kalibrálás ellenére is – számottevő hibákkal volt terhelt mind magassági, mind vízszintes értékeiben. A sokszögvonal-hálózat kezdőpontja körül átlagosan 6° elcsavarodást tapasztaltunk, amely így a terület kezdőponthoz viszonyított túlsó oldalán már 80 méteres elcsúszást mutatott. A magassági értékek egyes szakaszokon 70 méteres eltérést mutattak. A kalibráció elállítódása okozta az elcsavarodást a vízszintes szögekben, amely az ilyen típusú műszereknél konstrukcióból eredő hiba (Solmie 2003). A hibás értékek kijavítására a GNSS pontokból kiindulva referenciamérést végeztünk Sokkia Powerset 3000 mérőállomással, a teljes alpponthálózaton beillesztett sokszögvonalak vezetésével. A mérőállomás adatainak segítségével tudtuk számolni a Field-Map által hibásan felmért alppontok hibavektorát. Az elcsavarodás miatt az alppontokról mért részletpontokat egy β szöggel el kellett forgatni, hogy az eredeti pozíciókat kapjuk vissza. A részletpontok pozíciójának javítása Helmert transzformációval történt (Watson 2006). Az eltolás vektora a Field-Map és a referenciamérés különbségéből származott (ΔX ; ΔY). Az alpponthoz tartozó forgatási szöveget (β) a Field-Map és a referencia sokszögoldalok egymással bezárt szögéből nyertük. A transzformáción átesett állomány előzetes pontossági vizsgálatát ortofotón és ALS nDSM-en (normalizált digitális felszínmodell) végeztük. A terepi ellenőrzés során az alpponthálózat két pontján álltunk fel mérőállomással. A törzspozíciók ellenőrzését különleges méréssel végeztük, ahogyan az eredeti felvétel is történt. A transzformált Field-Map pozíciókhoz képest 0,37 m átlagos eltérést tapasztaltunk 0,18 m szórás értékkel.

A magassági értékek korrekciójához a 2012-ben készült ALS (Airborne Laser Scanning) felvételtől nyert DEM-et (digitális terepmodell) használtuk. A területen 2012. március 26-án készült ilyen felmérés a ChangeHabitats2 projekt keretében. A modell magassági értékei a 132 alpponton –0,09 m eltérést mutattak 0,18 m szórással; egy magas záródású erdő alatt ez kiváló eredmény (Reutebuch és mtsai 2003). A modelltől átvett terepmagasságok kerültek be a javított pozíciókat tartalmazó adatbázisba.

A törzspozíciók és a hozzájuk tartozó koronavetület-pontok transzformált adatait geoinformatikai rendszerbe illesztettük, hogy az állományon térbeli elemzéseket tudjunk végezni. A faegyedenként átlagosan felmért 3–6 vetületpontra olyan görbét illesztettünk, amely a legjobban megközelítette a referenciamérések során tükrös koronavetület-mérő műszerrel 10 ponton felvett alakot. A koronavetület-leíráshoz a harmadfokú Bézier-görbét találtuk megfelelőnek (Bézier 1974), amellyel a referenciaméretek és az átlagosan 4 pontra generált méretek között 0,94 értékű összefüggést találtunk (Pearson). Az ellenőrzött koronákon a referenciamérés átlagosan 79,9% átfedést mutatott 11,3% szórással a generált vetülethez képest.

A törzspozíciók korrekcióját követően elvégeztük az adatbázis további rekordjainak ellenőrzését, majd szükség esetén javítását, hiánypótlását.

Ezt követte a háromdimenziós koronamodell létrehozása, amelynek faegyedekhez rendelhető törzs- és koronaterületei a térinformatikai feldolgozás alapját adták. A fák koronaformáját a vetület, a teljes magasság, a koronaalap magassága, valamint a fafajhoz rendelt korona-paraméter határozták meg (Barton 2015). A térbeli adatok feldolgozására a DigiTerra Map v3 és DigiTerra Explorer v7 szoftvereket használtuk. Az állományt

jellemző alapstatisztikákon felül egyenként meghatároztuk a Földner-féle átmérő-különbsőség értékét (Földner 1995). A képlet egy kiválasztott faegyed és – jelen esetben – a hozzá legközelebbi három fa átmérőjének különbségét mutatja meg.

$$T_i = \frac{\left(1 - \frac{d_i}{d_1}\right) + \left(1 - \frac{d_i}{d_2}\right) + \left(1 - \frac{d_i}{d_3}\right)}{3}$$

ahol:

T_i : átmérő-különbsőségi index (értéke: 0,0–1,0)

d_i : a központi fa mellmagassági átmérője (cm)

$d_1; d_2; d_3$: a központi fához legközelebb eső három törzs mellmagassági átmérője (cm)

Vizsgáltuk továbbá a kísérleti terület különböző részeihez tartozó átmérő-eloszlásokat, valamint, hogy a különböző magassági kategóriákban mely fafajok egyedei vannak jelen. Ahhoz, hogy az erdő szegélyén lévő fák ne torzítsák az eredményt, a vizsgálati terület 7,5 m-es szegélyzónájában lévő faegyedeket nem szerepeltettük a számításokban.

EREDMÉNYEK

A térinformatikai adatok feldolgozásával és a fafajok szerinti parametrizálással megszületett az erdőállomány 15 cm feletti mellmagassági átmérővel rendelkező egyedeinek 2D (2. ábra) és 3D (3. ábra) vizualizációja. A modellek a terepen szerzett tapasztalatokat kiegészítve további térbeli jellegzetességekre hívták fel a figyelmet. Külön segítséget nyújtott az elemzésben, hogy a modell egyedei a hozzájuk rendelt attribútumoknak (felvételi paramétereknek) megfelelően színezhetőek voltak. Az elkészített koronavetület-térkép a jövőben egyes faegyedek terepi felkeresését is segíti majd.

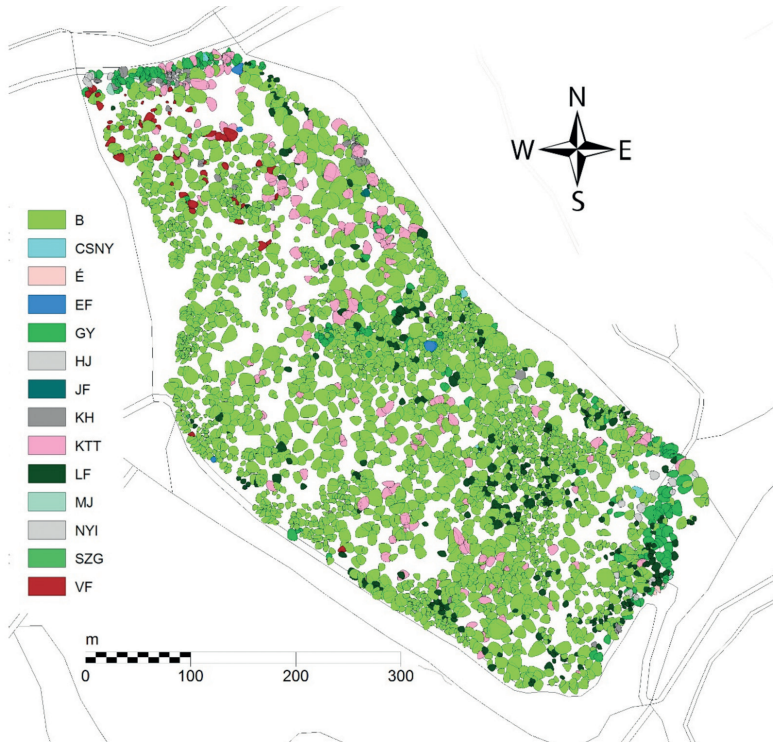
Az vizsgált állományban uralkodó a bükk, a törzsek 80,0%-át teszi ki (2. táblázat). Ezt követi rendre a lucfenyő, a kocsánytalan tölgy, majd a gyertyán, amely fafaj egyedeinek jelentős hányada (86 db) a leválasztott szegélyzónában található. A vörösfenyők szálanként elszórva, a kislevelű hársak általában kisebb csoportokban vannak jelen. A fennmaradó 0,7%-ot a hegyi juhar, a madárcseresznye, a mezei juhar, a közönséges nyír, valamint az erdei- és jegenyefenyő egyedei teszik ki. Az állomány 1936 óta felújult egyedeinek java része mag eredetű, azonban az idős faegyedek között sok a sarj.

2. táblázat: A 7,5 méter széles puffer-zónával csökkentett területen található törzsek száma

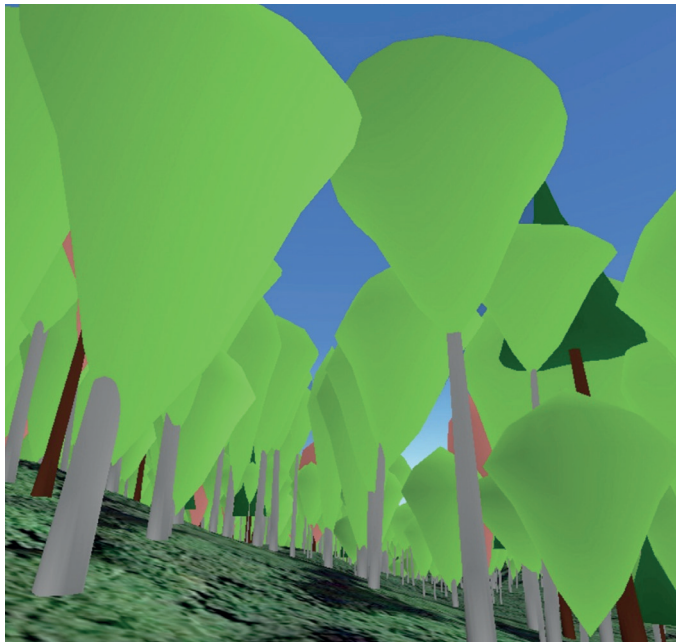
Table 2: Tree number in the area reduced by 7.5 meter buffer strip

Fafaj	B	LF	KTT	GY	VF	KH	Egyéb
Törzsszám (db)	2278	242	144	84	51	29	21
Arány	80,0%	8,5%	5,1%	2,9%	1,8%	1,0%	0,7%

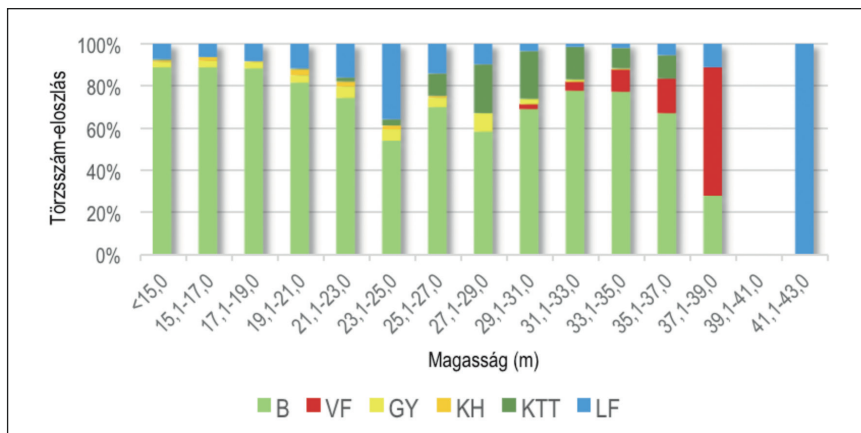
A különböző magassági szintek fafaj-összetétele feltűnő eltéréseket mutat (4. ábra). A bükk a legmagasabb kategóriákat kivéve mindenütt uralkodó. A lucfenyő a 20–28 méteres tartományban jelentős, ezek az egyedek nagy valószínűséggel a Tamás József által 1956-ban leírt 1953-as bontás eredményeként indultak növekedésnek (Mollayné és mtsai 2011). Fialat kocsánytalan tölgy és vörösfenyő egyedek nem jellemzőek a területen, a vörösfenyő előfordulási pontjain fátyolszintet alkot. A legmagasabb fák között – a szomszédos Sopron 182 C erdőrészelethez hasonlóan – találunk néhány hatalmas lucfenyőt is. A felszabadított koronák közül elsősorban a bükkök terebélyesednek, azonban az ágtiszta törzs átlagos aránya a teljes törzshosszhoz képest a vörösfenyő (68%) kivételével minden fafaj esetében 40% alatti.



2. ábra: Az állomány koronavetület-térképe fafajonként színezve
 Figure 2: Tree crown-map of the forest growth colored by tree species

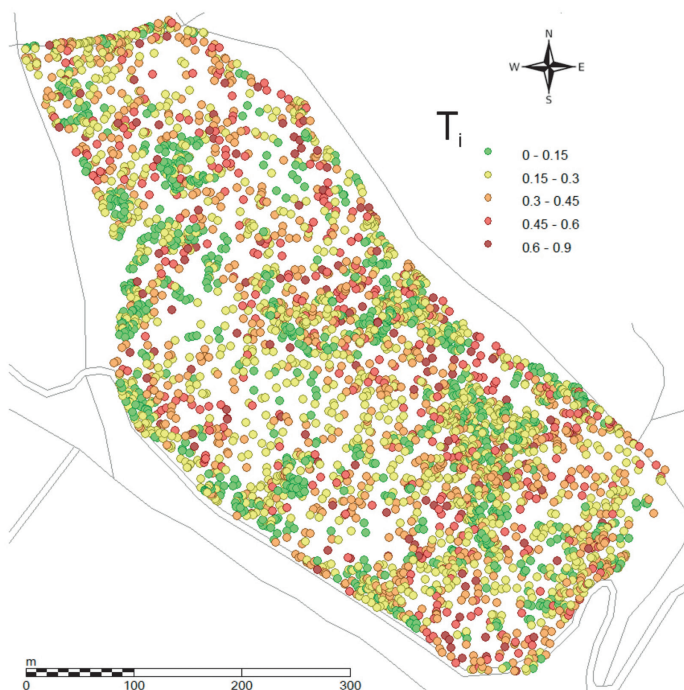


3. ábra: Részlet az állomány 3D modelljéből (B: világoszöld; LF: sötétzöld; KTT: téglavörös)
 Figure 3: Part of the forest growth 3D visualisation (Fagus sylvatica: light green; Picea abies: dark green; Quercus petraea: terracotta)



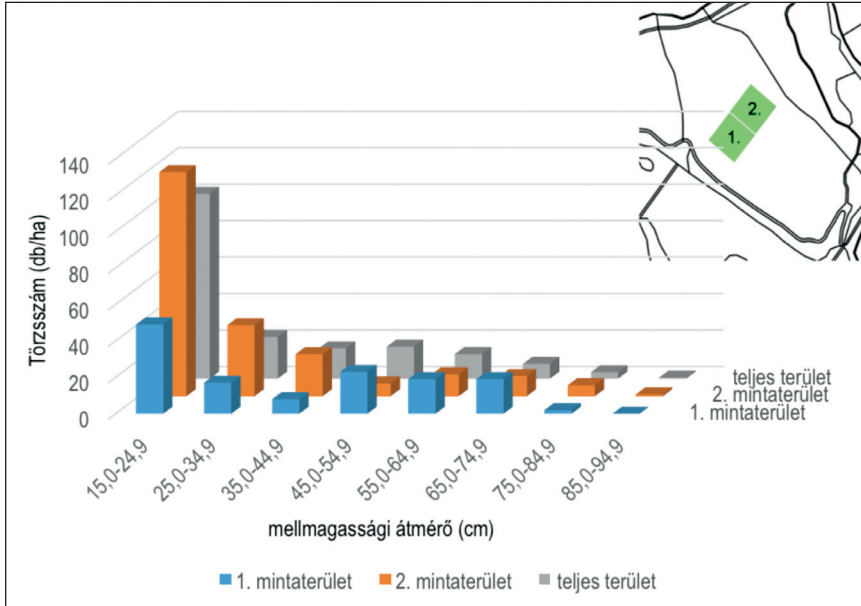
4. ábra: Fajok szerinti törzszám-eloszlás a különböző magassági kategóriákban
 Figure 4: Proportion of stems by tree species in the different height categories

A Földner-féle „átmérő-különözőség” index értékeit törzstérképen szemléltetjük (5. ábra). A homogénebb, zöld színnel jelölt facsoportokat általában fiatalabb egyedek alkotják, amelyek egy időben indultak növekedésnek. Ilyenek elsősorban a támadóvonalak környezetében végzett korábbi bontások helyén, illetve az erdőszegélyben találhatóak. Változatosabb az átmérők eloszlása a több fajból álló csoportokban, illetve azokon a területeken, amelyeket a bontások már több hullámban is érintettek.



5. ábra: A Földner-féle átmérő-különözőség indexe zöld színnel a homogén, pirossal a heterogén átmérő-eloszlású facsoportokat jelzi
 Figure 5: Diameter differentiation by Földner shows the diameter heterogeneity in a four piece group of trees. (heterogeneous is red, homogenous is green)

A vágásos erdők átmérő-viszonyaira a normális eloszlás, míg a szálalóerdőkére az exponenciálisan csökkenő eloszlás jellemző (Prodan 1961). Mivel az átalakítás alatt lévő erdőállomány átmérő-eloszlása nem homogén, egyes területek a szálaló szerkezet, mások pedig a differenciálódás folyamatának jellegzetességeit mutatják. A 6. ábra az erdőrészlet két 1 hektáros területén, valamint a terület egészén mutatja be az átmérők eloszlását. Míg az 1-es mintaterületre a széthúzódo átmérőszerkezet, a differenciálódás szakasza jellemző, a 2-es számú mintaterület átmérő-eloszlása megközelíti az elméleti szálaló modell eloszlását. A teljes területre vonatkozó eloszlás hasonlít ugyan a 2-es számú mintaterületéhez, ez azonban önmagában nem jelenti azt, hogy a szálaló jellegű erdőszerkezet minden tetszőleges kisebb területegységen értelmezve is fellelhető.



6. ábra: Az átmérők eloszlása két 1 hektáros területen, és a teljes területen
Figure 6: Diameter distribution of two 1 hectare sample plots and the whole area

ÖSSZEFOGLALÁS

A kísérleti terület jelentős változásokon ment keresztül a kutatás 1936-os megkezdése óta. Az elmúlt 80 évben egyedül a Sopron 182 B erdőrészletben történtek meg rendszeresen azok a bontások, amelyek a szálaló szerkezet kialakítását szolgálták. Az erdőrészlet faállományában bekövetkező változásokról az üzemi adatokon kívül számos egyéb forrás is rendelkezésre áll, azonban ezek eredményei a különböző felvételezési módok miatt csak nehezen vethetők össze. A faállomány felméréséhez használatos eszközök a kutatás kezdete óta rengeteget fejlődtek, s ez a fejlődés várhatóan a jövőben sem áll le. Ezért olyan felvételi eljárást dolgoztunk ki, amely a jelen technika elavulását követően is jól összevethető adatokat/adatbázist szolgáltat az időbeni változások elemzéséhez.

A tanulmány elkészítése során két- és háromdimenziós vizualizációs modellt hoztunk létre a faállományról, valamint elemeztük annak szerkezeti jellemzőit. A felújítási folyamatban a fajajösszetétel a bükk dominanciája felé tolódott el, a fiatalabb egyedek között fényigényes fajok példányait csak elvétve találni. A koronahossz általánosan magas részaránya, és a nagyszámú sarj eredetű egyed jelenléte nem kedvez a törzsmínőségnek. A Roth Gyula által kijelölt támadóvonalak környezetében az állomány heterogén képet alkot. Az erdőrész-

let szegélyét és északkeleti peremét leszámítva az állomány famagasságnyi átmérőjű területegységen belül ($d = 30$ m) szinte mindenütt többkorú, több helyen is folyamatos átmérő-eloszlású.

A felvételezett, de jelen tanulmányban be nem mutatott adatok reményeink szerint újabb vizsgálatok elindítói lesznek. A fakitermelésre jelölt fák felvétele a következő télen esedékes fahasználat térbeli modellezését szolgálja, a törzsmínőség és a fattyúhajtások kategorizálása – egy újbóli felvételezés eredményeivel való összehasonlítás esetén – a minőségi változásokat tárja fel. A jövőben terveink között szerepel az állomány térbeli szerkezete és a megjelenő újulat közötti összefüggések vizsgálata. Bízunk benne, hogy az emlékerdő területén a kísérlet hosszú és eredményes jövő elé néz, és a jövőbeni idősoros elemzéseket adatbázisunk is segíteni fogja.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők ezúton szeretnék kifejezni köszönetüket Fábíán Ferencnek a terepi munkában való részvételéért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról.
- Barton I. 2015: Egyes fák pozíciójának, lombkorona méreteinek geodéziai felmérése a Sopron 182 B erdőrészletben, és geoinformatikai elemzése. Diplomamunka, NYME EMK, Sopron
- Bezier, P.E. 1974: Mathematical and Practical Possibilities of UNISURF. In: Barnhill, R.E. and Riesenfeld, R.F. (eds): Computer Aided Geometric Design. Academic Press, New York
- Biolley, H.E. 1920: L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle. Paris, Neuchatel
- Földner, K. 1995: Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern. PhD thesis Forstliche Fakultät, Georg-August-Universität, Göttingen
- Gayer, K. 1886: Der gemischte wald; seine begründung und pflege, insbesondere durch horst- gruppenwirtschaft. Verlag von Paul Parey, Berlin
- Gurnaud, A. 1878: Cahier l'aménagement pour l'application de la méthode par contenance exposée sur la forêt des Eperous, Paris
- Koloszár J. 2013: A Roth-féle száraló erdő története – 1936 és 2011 közötti időszak. NymE-ERFARET Nonprofit Kft., Sopron
- Magyar P. 1961: Roth Gyula 1873–1961. Az Erdő X (3): 81–87.
- Mollayné M.G.; Molnár Á. és Tamás J. 2011: A Soproni-hegység erdőállományainak története. TAEG Tanulmányi Erdőgazdaság Zrt, Sopron
- Molnár D. és Frank N. 2015: Emlékerdő lesz a Roth-féle száralóerdő. Erdészeti Lapok, 150 (2): 38–39.
- NÉBIH 2015: Erdővagyon és erdőgazdálkodás Magyarországon. Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Budapest
- Nyland, R.D. 2003: Even- to uneven-aged: The challenges of conversion. Forest Ecology and Management, 172: 291–300.
- Pommerening, A. and Murphy, S.T. 2004: A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. Forestry, 77: 27–44.
- Prodan, M. 1961: Forstliche Biometrie. Bayerischer Landwirtschaftsverlag GmbH., München
- Reutebuch, S.E.; McGaughey, R.J.; Andersen, H.-E. and Carson, W.W. 2003: Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy. Canadian Journal of Remote Sensing, 29: 527–535.
- Roth Gy. 1935: Erdőműveléstan II. Röttig-Romwalter Nyomda bérlői, Sopron
- Roth Gy. 1953: A Sopron-hidegvízvölgyi főiskolai tanulmányi száralóerdő. In: Fehér D. és Pallay N. (szerk.): Erdőmérnöki Főiskola Évkönyve; Sopron 1951–52. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 161–192.
- Schütz, J.-P. 2001: Opportunities and strategies of transforming regular forests to irregular forests. Forest Ecology and Management, 151: 87–94.
- Solmie, D.K. 2003: Comparing Field Measurement Strategies for Operational Planning and Layout. Oregon State University, Corvallis
- Watson, G.A. 2006: Computing Helmert transformations. Journal of Computational and Applied Mathematics, 197: 387–394.

Érkezett: 2016. április 1.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

A FEHÉR FAGYÖNGY (*VISCUM ALBUM* L.) ELTERJEDÉSÉNEK VIZSGÁLATA A CSEHORSZÁGI LEDNICEI KASTÉLYPARK TERÜLETÉN A GAZDAFAJOK ELHELYEZKEDÉSE ALAPJÁN

Baltazár Tivadar^{1,2}, Varga Ildikó³ és Pejchal Miloš¹

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

²Czech Institute of Informatics, Robotics, and Cybernetics (CIIRC), Czech Technical University in Prague

³Department of Biosciences (Plant Biology), University of Helsinki

Kivonat

Jelen kutatás célja a fehér fagyöngy (*Viscum album*) elterjedésének vizsgálata a csehországi lednicei kastélyparkban a fertőzés erősségének, illetve a gazdafajok elhelyezkedésének függvényében. Vizsgálatainkhoz a fehér fagyöngy leggyakoribb gazdanövényeit (összesen 23 faj) használtuk fel, ami több mint 1600 fertőzött egyedet jelent. Az eredményeink alapján a gazdafajok fertőzöttsége eltérő mértékű, mivel bizonyos növényfajok (pl. *Acer saccharinum*, *A. saccharum*, *Juglans nigra*) egyedei jelentősen, míg más fajok példányai jóval kevésbé fertőzöttek. Az eredményeink igazolják továbbá azt is, hogy a fa elhelyezkedése és a fagyöngyfertőzés intenzitása közötti kapcsolat statisztikailag szignifikáns, mivel a szoliter fák jóval erősebben parazitáltak, míg azok a faegyedek a legkevésbé veszélyeztetettek, amelyek zárt facsoportban találhatóak. Mindazonáltal a fertőzött valamint a nem fertőzött példányok aránya közel egyforma a szoliter és az egyéb csoportosan előforduló faegyedek esetében is.

Kulcsszavak: fehér fagyöngy, *Viscum album*, fagyöngyfertőzés intenzitása, gazdanövény, a gazdafa elhelyezkedése

DISTRIBUTION OF EUROPEAN MISTLETOE (*VISCUM ALBUM* L.) ACCORDING TO THE LOCATION OF HOST SPECIES IN THE CASTLE PARK OF LEDNICE, CZECH REPUBLIC

Abstract

The aim of this study was to examine the distribution of European mistletoe (*Viscum album*) in the castle park Lednice, Czech Republic studying the dependence of the infection intensity and location of host species. From the most common host species (23) more than 1600 infected individuals were involved in the analysis. Based on our results it can be concluded that the host species are infected differently, since some hosts (e.g. *Acer saccharinum*, *Acer saccharum*, *Juglans nigra*) are more sensitive to the presence of mistletoe and these woody species are much heavily infected. Our results also show that the relationship between the tree location and the intensity of mistletoe infection is statistically significant. It means that solitary trees are most heavily contaminated with mistletoe. Furthermore, those individuals are less endangered, which are situated in closed canopy groups. Nevertheless, the ratio of uninfected and infected individuals are almost the same in case of solitary trees or in different canopy groups too.

Keywords: European mistletoe, *Viscum album*, mistletoe infection intensity, host plant, host tree location

BEVEZETÉS

A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) egy olyan örökzöld, élő, epifita, hemiparazita növény, amely leggyakrabban lomblevelű fák koronájában élőködik (Tubeufl 1923; Wangerin 1937; Stopp 1961; Zuber 2004; Grundmann és mtsai 2012). A bokor szívógyökerei (hausztórium) segítségével képes mélyen a fatestbe hatolni és onnan főleg vizet, illetve benne oldott szervesanyagokat vonni el a gazdanövénytől (Haracsi 1969), aminek következtében a gazdafa – a fertőzés erősségének függvényében – kisebb-nagyobb mértékben károsodhat. A félparazita megtelepedése nyomán szignifikánsan csökken a gazdafajok magassága, törzsátmérője, a termés mennyisége, illetve egy olyan gyengültségi állapot jön létre, ami utat nyit a másodlagos kórokozók megtelepedésének is (Hawksworth 1983). Annak ellenére, hogy a potenciális gazdafajok száma meghaladja a 450-et, mégis leggyakrabban az *Acer*, *Tilia*, *Robinia*, *Populus*, *Crataegus*, *Salix* nemzetség fajain élőködik (Barney és mtsai 1998).

A fehér fagyöngyöt szubmontán fajok tartják, vagyis előfordulása a mérsékelt égöv hegyvidéki, hegylábi területeire jellemző, általában 1000 m-es magasságig (Zuber 2004; Dobbartin és mtsai 2005; Bartha 2012). Az egész bolygón való elterjedését elsősorban a hőmérséklet határozza meg, mivel a potenciális gazdafajok elterjedése jóval nagyobb (Wangerin 1937; Dobbartin és mtsai 2005). Ezen elterjedési területen belül a további belső elterjedését a gazdafajok előfordulási aránya, a fagyöngytermést fogyasztó madarak vonulási útvonala illetve az emberi tevékenység is jelentősen meghatározza (Wangerin 1937; Zuber 2004). A lokális elterjedést pedig számos olyan külső tényező (pl. a gazdafa dendrometriai tulajdonságai, kora, vitalitása stb.) határozzák meg, amely a globális elterjedéséhez egyáltalán vagy csak elenyésző mértékben járul hozzá (Kartoolinejad és mtsai 2007). Megjegyzendő, hogy a globális felmelegedés hatására a fagyöngy elterjedési területeinek külső határai tovább bővültek az elmúlt évszázadban, hiszen pl. a növény előfordulását svájci Alpokban a megszokottnál 200 m-rel magasabban fekvő területekről jelezték (Dobbartin és mtsai 2005).

A fagyöngy lokális elterjedését meghatározó dendrometriai tényezőkkel több tanulmány is foglalkozott különböző eredményeket elérve. A perzsa varázsfa (*Parrotia persica* (DC.) C. A. Mey.) esetében statisztikailag szignifikáns pozitív kapcsolatot figyeltek meg a fagyöngybokrok mennyisége, illetve a gazdafaj törzsátmérője között, azonban a fagyöngybokrok mennyisége, illetve a fa magassága közötti kapcsolat már nem volt szignifikáns, ahogyan a gazdafajok egymás közötti távolsága sem volt meghatározó tényező a fertőzés szempontjából (Kartoolinejad és mtsai 2007). Az ezüst juhar (*Acer saccharinum* L.) esetében a fa magassága, illetve a fagyöngybokrok abundanciája között a kapcsolat szignifikáns volt. A fa magasságával párhuzamosan a bokrok mennyisége is növekedett, vagyis a fertőzött fák nagyobbak voltak vastagabb törzsátmérővel (Kolodziejek és Kolodziejek 2013; Kolodziejek és mtsai 2013). Hasonló eredményeket értek el tülevelű fákon élőködő fagyöngyfajok (*V. a. subsp. austriacum* és *V. a. subsp. abietis*) esetében is (Noetzi és mtsai 2003; Kanat és mtsai 2010; Catal és Carus 2011).

Számos esetben szintén igazolható volt a korrelációs kapcsolat a fa vitalitása és a fertőzés erőssége között (Tsopelas és mtsai 2004; Dobbartin és Rigling 2006; Idzőjti és mtsai 2008). Tülevelű gazdafajok esetében (pl. *Pinus* spp.) azok az egyedek, amelyek intenzív klorózisban szenvedtek nagyobb mértékben voltak fagyönggyel fertőzve, mint az egészséges példányok (Hartmann 1990; Zuber 2004). Fordított arányosságot észleltek jegenyefenyő (*Abies alba* Mill.) és a tűnyálábos fenyők (*Pinus* spp.) esetében, hiszen minél erősebb volt a fertőzés, annál rövidebb tülevellel rendelkezett a gazdafaj (Noetzi és mtsai 2003; Barbu 2009; 2010; 2012; Rigling és mtsai 2010). Grundmann és mtsai (2011; 2012) szerint a fagyönggyel fertőzött ágak vitalitása szignifikánsan kisebb, mint a nem fertőzöttké, akár ugyanazon a faegyeden is. A legfontosabb kérdés azonban továbbra is nyitott, mivel nem egyértelmű, hogy egy adott gazdafaj vitalitása az erős fertőzés következtében csökken-e, vagy az erősen csökkent életerejű fák nagyobb mértékben hajlamosabbak-e a fagyöngy megtelepedésére (Weber 1993; Zuber 2004).

Számos egyéb tényező hatását is vizsgálták, amely közül kiemelkedő jelentőséggel bír a gazdafa elhelyezkedése az adott növényállományban. Egy gazdafajon belül erősebben voltak fertőzve azon egyedek, amelyek zárt facsoportok szélén, erdők szélén vagy út mentén helyezkedtek el (Kartoolinejad és mtsai 2007; Mellado és Zamora 2014). A lokális faktorok szerepének vizsgálata azonban nehézségekbe ütközik, mivel

néhány faktor (pl. a fa magassága a korrallal) egymással is nagyon erősen korrelálhatnak, így ezek hatásait egyértelműen szétválasztani nem lehet (Roxburgh és Nicolson 2008).

A jelen kutatás célja a gazdanövények elhelyezkedése és a fehér fagyönggyel való fertőzöttség közötti kapcsolat tanulmányozása. A vizsgálatainkat megelőzően azt feltételeztük, hogy azokon az egyedeken fordulhat elő nagyobb mértékű parazitáltság, amelyek magányosan (szoliter fák) állnak vagy facsoportok szélén helyezkednek el. Az esetleges különbségek kimutatása érdekében az elemzéseket nemcsak a növények elhelyezkedése alapján, hanem gazdafajok szerint külön felbontva is elvégeztük.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kutatásunkat a Lednice községben található kastélyparkban (Csehország) végeztük, ami Břeclav járásban a Dyje folyó nyugati partján helyezkedik el, mintegy 12 km-re keletre Mikulov városától. A vizsgált terület egyúttal a Lednice-valticei kultúrtáj része, amit az UNESCO 1996-ban nyilvánított a Világörökség részévé (Krejčířik, 2004; Krejčířik és mtsai, 2015). A kutatás céljául kiválasztott park a fagyöngy előfordulásának a legnagyobb és legfontosabb központja egész Csehországban, mivel a legtöbb fertőzött gazdafaj a parkban, illetve annak környékén található. A gazdafajok számával, illetve a fertőzés mértékének vizsgálatával már az elmúlt évszázadban is számos kutató foglalkozott (Unar és mtsai 1985; Spálavský 2001; Procházka 2004; Bulíř 2010).

A kastélypark területe a halastavakkal együtt mintegy 191 ha. A parkban található fásszárú taxonok száma meghaladja az 540-et, ami több mint 15 000 egyedet tesz ki. A fásszárú növények mintegy 80%-a lombhullató, amelyek gyakran túlevelű facsoportok között is előfordulnak (Skalický 1988; Culek 1996; Spálavský 2001; Krejčířik és mtsai 2015).

A fagyöngyfertőzés erősségének vizsgálatát – a jobb eredmények érdekében – kizárólag a téli hónapok folyamán végeztük 2011 és 2013 között. Vizsgálataink során felhasználtuk az eredeti fakatasztert (Pejchal és Šimek 1996), illetve annak frissített változatát is (Šimek és mtsai 2003; 2009; Pejchal és mtsai 2007). A park egész területét különböző szektorokra (illetve azok további szakaszokra) osztottuk fel, ami nagyban megkönnyítette a gazdafajok pontos helyének meghatározását. A fakataszterekbe az alábbi adatok kerültek rögzítésre:

- gazdafaj tudományos neve, pontos helye a parkban (három számmal meghatározva, GPS koordinátákkal), típusa (fa, bokor) (Pejchal és Šimek 1996; Šimek és mtsai 2003; 2009; Pejchal és mtsai 2007)
- alapvető dendrometriai tulajdonságok: fa magassága, korona szélessége (kétszer mérve egymásra merőlegesen), törzsvastagság (1,3 m magasan mérve), korona magassága illetve az ebből számolt értékek (korona vetülete, korona térfogata) (Machovec 1982; Pejchal 2008; Pejchal és Šimek 2012b)
- kiegészítő adatok (különböző – általában ötfokozatú – értékskálába besorolva): fa életkora, fejlődési állapota, fiziológiai és biomechanikai életereje, a faegyed elhelyezkedése a növényállományban (szoliter, nyílt facsoport, zárt facsoport), illetve ezen adatokból meghatározott kertészeti diszértéke (Machovec 1982; Pejchal 1995; 2008; Pejchal és Šimek 1996; 2011; 2012a; 2012b; Roloff 2001)
- fagyöngyfertőzésre vonatkozó adatok: fagyöngybokrok száma a lombkoronában, fertőzési arány becslése az összfagyöngytérfogat és a lombkorona térfogata között, amelyet százalékos formában fejeztünk ki és ez alapján az alábbi fagyöngyfertőzési skálát hoztunk létre (Spálavský 2001):

0. *nem fertőzött*: vizsgált faegyed nincs fagyönggyel fertőzve (0%),

1. *kis mértékben fertőzött*: a faegyed vagy egyetlen fagyöngybokorral fertőzött vagy többel, ebben az esetben az összfagyöngytérfogat nem haladja meg a lombkorona térfogat egy tizedét (1–10%)

2. *közepes mértékben fertőzött*: a faegyed közepes mértékben fertőzött esetleg némely vázága nagyobb mértékben, azonban a fagyöngybokrok össztérfogata a lombkorona térfogatának maximum 40%-a,

3. *erősen fertőzött*: a faegyed nagy mértékben fagyönggyel fertőzött, a fagyöngybokrok össztérfogata már meghaladhatja a lombkorona térfogata felét is (41–70%),

4. *teljesen mértékben fertőzött*: a faegyed nagyon erősen fertőzött, beleértve a fa összes vázágát, illetve az egyes ágvégeket is (71–100%).

A statisztikai elemzések során asszociációs kapcsolatot kerestünk a gazdafajok, illetve a fertőzés erőssége között, amihez hozzáadtuk a vizsgált fajok egyedeinek növényállományban lévő elhelyezkedését is. Különböző kontingencia táblázatokat készítettünk, amelyek nemcsak az abszolút, illetve a relatív gyakoriságot tartalmazzák, hanem ezenkívül kiindulási alap volt a további elemzésekhez is. Első lépésként a fent említett kategóriás függő és független változók közötti kapcsolat vizsgálatára *Pearson-féle khi-négyzet (χ^2) próbát* alkalmaztunk 5%-os szignifikancia szint mellett, amit megismételtünk *Monte Carlo szimulációval* (2000 ismétlés alapján) is. Ezen sztochasztikus kapcsolat erősségének vizsgálatára *Csuprov-féle asszociációs együtthatót*, *Cramer-féle asszociációs-együtthatót*, *Phi kontingencia együtthatót*, illetve a *kontingencia koefficiens*t használtuk fel.

Az asszociációs kapcsolat vizuális elemzése érdekében korrespondencia elemzést is végrehajtottunk, amely egy olyan exploratív többváltozós technika, amely a kontingencia tábla adatait grafikus ábrává konvertálja. A módszer lényege, hogy úgy alakítja át az elemzésbe vont kontingencia tábla sorait és oszlopait, hogy az grafikusan ábrázolható legyen az alacsony számú többdimenziós térben. Ezzel a redukált, alacsony dimenziójú térben létrejött ábra segítségével következtetni tudunk arra, hogy a vizsgált változók mely kategóriái vonzzák és melyek taszítják egymást (Molnár 2008).

A statisztikai elemzésekhez csupán a leggyakoribb (összesen 23 db) gazdafajt használtuk fel. Az adatok feldolgozását a Microsoft Office Excel 2010 programban, a statisztikai elemzéseket pedig az *R program* 3.2.3 verziójával végeztük (R Core Team 2015). A kontingencia táblázat elemzéséhez a „*vcd*” (Meyer és mtsai 2015) és a „*DescTools*” (Signorelli és mtsai 2015) kiegészítő csomagot, a korrespondencia elemzéshez a „*ca*” (Nenadic és Greenacre 2007) kiegészítő csomagot, az R-kódok írásához pedig a *Tinn-R* szövegszerkesztő programot (Faria és mtsai 2013) használtuk fel. A gazdanövények előfordulásának grafikai ábrázolásához a *QGIS térképszerkesztő program 2.12.2 „Lyon”* verzióját használtuk fel (QGIS Development Team 2016).

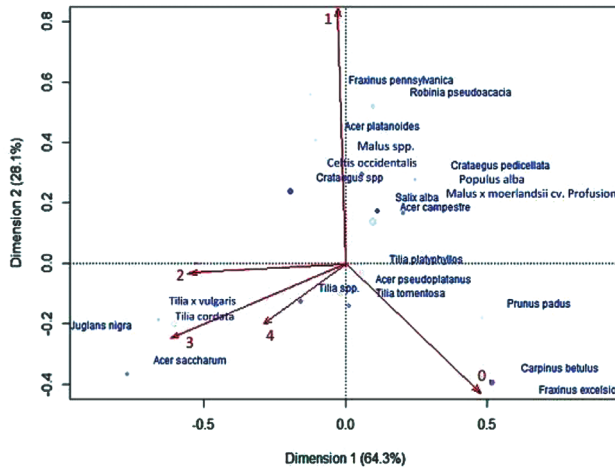
EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

Az eredményeink alapján elmondható, hogy a lednicei kastélypark területén több, mint 60 fertőzött növényfaj található, ami közel 1700 db, eltérő mértékben fertőzött egyedeket tesz ki, a további elemzésekbe bevont 23 gazdafaj pedig közel 1650 egyedeket jelent. A *Pearson-féle khi-négyzet próba* eredménye alapján megállapítható, hogy statisztikailag szignifikáns összefüggés van a gazdafajok elhelyezkedése és a fagyöngyfertőzés erőssége között ($\chi^2_{(12, N=1633)} = 77.12$; $p < 0.001$), illetve statisztikailag szignifikáns a kapcsolat a gazdafajok és a fertőzés intenzitása között is ($\chi^2_{(66, N=1633)} = 351.2$; $p < 0.001$).

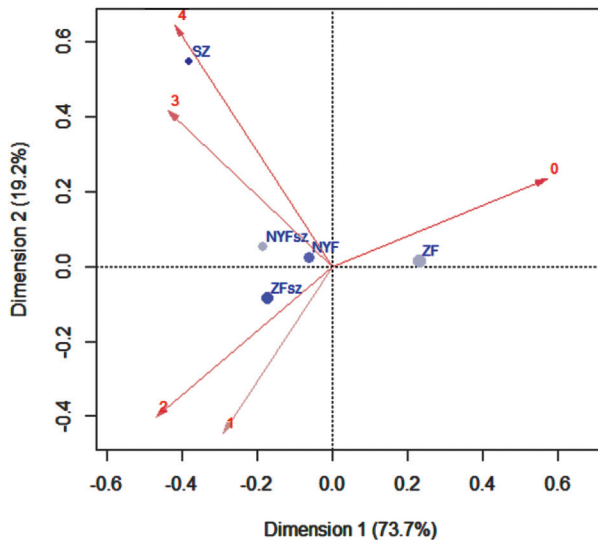
E sztochasztikus kapcsolat viszonylag közepesen erős a gazdafajok és a fertőzés intenzitása között (*Csuprov-féle asszociációs együttható*: 26,8%, *Cramer-féle asszociációs együttható*: 16,2%, *Phi kontingencia együttható*: 42%, *kontingencia koefficiens*: 46,3%), azonban a gazdafajok elhelyezkedése illetve a fertőzés erőssége közötti kapcsolat már gyenge (*Csuprov-féle asszociációs együttható*: 12,5%, *Cramer-féle asszociációs együttható*: 11,7%, *Phi kontingencia együttható*: 21,2%, *kontingencia koefficiens*: 21,7%). A kapott statisztikai eredmények *Monte Carlo szimulációval* is szignifikánsak.

A korrespondencia elemzés eredményei alapján elmondható, hogy az *Acer saccharinum*, az *A. saccharum*, illetve a *Juglans nigra* gazdafajok példányai kizárólag erősen fertőzöttek, míg más fajok, mint pl. az *Acer platanoides*, *Malus* spp., *Robinia pseudoacacia*, illetve az *Acer campestre* esetében a fagyöngyfertőzés mértéke már jóval alacsonyabb több példány esetében is (1. ábra). Bizonyos fajok, mint pl. a *Carpinus betulus*, illetve a *Fraxinus excelsior* egyedei egyáltalán nem fertőzöttek. Vizsgálati eredményeink alapján valószínűsíthető, hogy a vizsgálatba bevont gazdafajok hasonló mértékben lesznek fertőzöttek a lednicei kastélypark területén kívül is.

Hasonló eredményeket kaptunk a gazdafajok elhelyezkedése és a fagyöngyfertőzés kapcsolatának vizsgálatakor is. Szoliter fák esetében tapasztalható a legmagasabb (négyes erősségű) fagyöngyfertőzés, nyílt facsoportok (illetve azok széleinél) már csak hármás erősségű fertőzés, zárt facsoportok széleinél pedig gyenge vagy közepes mértékű fagyöngyfertőzés állapítottunk meg. Zárt facsoportoknál pedig egyáltalán nem várható fertőzés (2. ábra). Ez az eredmény nagy valószínűséggel annak tulajdonítható, hogy a fagyöngy fényigényes növény, ezért sűrű, zárt állományban lévő fákat kevésbé képes megfertőzni (TubeuF 1923; Zuber 2004).



1. ábra: A korrespondencia elemzés eredményei: a gazdafajok (kék szín) illetve a fertőzés erősségének (piros szín) kapcsolata
 Figure 1: Results of correspondence analysis: relationship between host species (blue colour) and infection intensity (red colour)



2. ábra: A korrespondencia elemzés eredményei: a gazdafajok példányainak elhelyezkedése (kék szín) illetve a fertőzés erősségének (piros szín) kapcsolata
 Figure 2: Results of correspondence analysis: relationship between location of host individuals (blue colour) and infection intensity (red colour)

Jelmagyarázat: SZ – szoliter fák, ZF – zárt facsoportban lévő egyedek (koronáik átfedik egymást és esetenként akadályozhatják egymás fejlődését), ZFsz – zárt facsoport szélén található egyedek, NYF – nyílt facsoportban lévő egyedek (koronáik nem fedik át egymást, rendszerint elegendő a hely minden faegyed fejlődéséhez), NYFsz – nyílt facsoportban szélén található egyedek

Az 1. táblázatból eredményei egyértelműen mutatják, hogy a fehér fagyöngy számos növényfajt megfertőzött a kastélypark területén, azonban a legtöbb példány esetében e fertőzés szerencsére csak kis mértékű. Mindazonáltal a korrespondencia elemzés szerint néhány gazdafaj, mint pl. a *Juglans nigra* esetében is, bizonyos növényfajok már jóval erősebben fertőzöttek. Annak ellenére, hogy a gazdafajok elhelyezkedése a kastélypark területén viszonylag heterogén, a legtöbb gazdafaj zárt facsoportban, illetve annak szélein fordul elő. Érdekesség, hogy a szoliter (magányosan álló) fák fele-fele arányban fertőződtek hasonlóan azokhoz a példányokhoz képest, amik nyílt facsoportokban, vagy annak szélén találhatóak (2. táblázat).

1. táblázat: A lednicei kastélypark leggyakoribb gazdafajai, illetve azok fagyöngyfertőzés mértékének erőssége szerinti megoszlása
Table 1: The most common host species of castle park Lednice and their extent according to the mistletoe infection intensity

A gazdafaj neve	Fagyöngyfertőzés erőssége					Összesen
	0.	1.	2.	3.	4.	
<i>Acer campestre</i>	733	377	117	38	1	1266
	57,9%	29,8%	9,2%	3%	0,1%	100%
<i>Acer platanoides</i>	66	68	14	10	1	159
	41,5%	42,8%	8,8%	6,3%	0,6%	100%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	125	45	18	9	8	205
	61%	22%	8,8%	4,4%	3,9%	100%
<i>Acer saccharinum</i>	0	0	5	2	0	7
	0%	0%	71,4%	28,6%	0%	100%
<i>Acer saccharum</i>	7	1	5	3	0	16
	43,8%	6,3%	31,3%	18,8%	0%	100%
<i>Carpinus betulus</i>	295	23	6	1	0	325
	90,8%	7,1%	1,8%	0,3%	0%	100%
<i>Celtis occidentalis</i>	20	15	5	2	0	42
	47,6%	35,7%	11,9%	4,8%	0%	100%
<i>Crataegus pedicellata</i>	48	30	3	1	0	82
	58,5%	36,6%	3,7%	1,2%	0%	100%
<i>Crataegus</i> spp. (leggyakrabban <i>C. monogyna</i>)	48	36	20	4	1	109
	44%	33%	18,3%	3,7%	0,9%	100%
<i>Fraxinus excelsior</i>	179	8	1	0	0	188
	95,2%	4,3%	0,5%	0%	0%	100%
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	9	12	3	1	0	25
	36%	48%	12%	4%	0%	100%
<i>Juglans nigra</i>	34	17	35	27	4	117
	29,1%	14,5%	29,9%	23,1%	3,4%	100%
<i>Malus</i> spp. (legtöbb esetben nincs meghatározva a pontos fajnév)	29	22	3	2	1	57
	50,9%	38,6%	5,3%	3,5%	1,8%	100%
<i>Malus</i> × <i>moerlandsii</i> cv. Profusion	14	7	2	0	0	23
	60,9%	30,4%	8,7%	0%	0%	100%

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

A gazdafaj neve	Fagyöngyfertőzés erőssége					Összesen
	0.	1.	2.	3.	4.	
<i>Populus alba</i>	18	9	1	0	0	28
	64,3%	32,1%	3,6%	0%	0%	100%
<i>Prunus padus</i>	84	17	1	0	0	102
	82,4%	16,7%	1%	0%	0%	100%
<i>Robinia pseudoacacia</i>	64	67	8	3	0	142
	45,1%	47,2%	5,6%	2,1%	0%	100%
<i>Salix alba</i>	20	12	0	3	0	35
	57,1%	34,3%	0%	8,6%	0%	100%
<i>Tilia × vulgaris</i>	10	4	5	5	0	24
	41,7%	16,7%	20,8%	20,8%	0%	100%
<i>Tilia cordata</i>	222	94	94	84	21	515
	43,1%	18,3%	18,3%	16,3%	4,1%	100%
<i>Tilia platyphyllos</i>	277	107	30	29	4	447
	62%	23,9%	6,7%	6,5%	0,9%	100%
<i>Tilia spp. (legtöbb esetben nincs meghatározva a pontos fajnév)</i>	15	5	3	3	0	26
	57,7%	19,2%	11,5%	11,5%	0%	100%
<i>Tilia tomentosa</i>	18	5	3	2	0	28
	64,3%	17,9%	10,7%	7,1%	0%	100%
Összesen	2335	981	382	229	41	3968
	58,8%	24,7%	9,6%	5,8%	1%	100%

2. táblázat: A gazdafajok megoszlása az elhelyezkedésük alapján (zöld háttérrel jelölt számok jelzik a fertőzött egyedeket)
Table 2: Distribution of host species according to their location (numbers on green background indicate the infected individuals)

A gazdafaj neve	A gazdafajok elhelyezkedése					Összesen
	SZ	ZF	ZFsz	NYF	NYFsz	
<i>Acer campestre</i>	7	387	210	88	41	733
	50%	70%	47%	54%	45%	58%
	7	168	233	74	51	533
	50%	30%	53%	46%	55%	42%
<i>Acer platanoides</i>	0	34	16	10	6	66
	0%	58%	29%	36%	35%	42%
	0	25	39	18	11	93
	0%	42%	71%	64%	65%	58%
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	49	29	34	13	125
	0%	66%	48%	74%	57%	61%
	1	25	32	12	10	80
	100%	34%	52%	26%	43%	39%

Az 2. táblázat (folytatás)
Table 2 (cont.)

A gazdafaj neve	A gazdafajok elhelyezkedése					Összesen
	SZ	ZF	ZFsz	NYF	NYFsz	
<i>Acer saccharinum</i>	0	0	0	0	0	0
	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	2	0	1	2	2	7
	100%	0%	100%	100%	100%	100%
<i>Acer saccharum</i>	0	3	0	1	3	7
	0%	60%	0%	25%	60%	44%
	0	2	2	3	2	9
	0%	40%	100%	75%	40%	56%
<i>Carpinus betulus</i>	13	125	100	27	30	295
	81%	97%	85%	93%	88%	91%
	3	4	17	2	4	30
	19%	3%	15%	7%	12%	9%
<i>Celtis occidentalis</i>	1	9	5	4	1	20
	100%	53%	42%	44%	33%	48%
	0	8	7	5	2	22
	0%	47%	58%	56%	67%	52%
<i>Crataegus pedicellata</i>	1	19	17	10	1	48
	50%	53%	74%	56%	33%	59%
	1	17	6	8	2	34
	50%	47%	26%	44%	67%	41%
<i>Crataegus spp. (leggyakrabban C. monogyna)</i>	1	28	9	10	0	48
	100%	58%	25%	56%	0%	44%
	0	20	27	8	6	61
	0%	42%	75%	44%	100%	56%
<i>Fraxinus excelsior</i>	4	49	62	42	22	179
	100%	100%	89%	98%	100%	95%
	0	0	8	1	0	9
	0%	0%	11%	2%	0%	5%
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	1	1	4	0	3	9
	33%	20%	36%	0%	60%	36%
	2	4	7	1	2	16
	67%	80%	64%	100%	40%	64%
<i>Juglans nigra</i>	2	5	5	5	17	34
	22%	42%	12%	20%	57%	29%
	7	7	36	20	13	83
	78%	58%	88%	80%	43%	71%

Az 2. táblázat (folytatás)
 Table 2 (cont.)

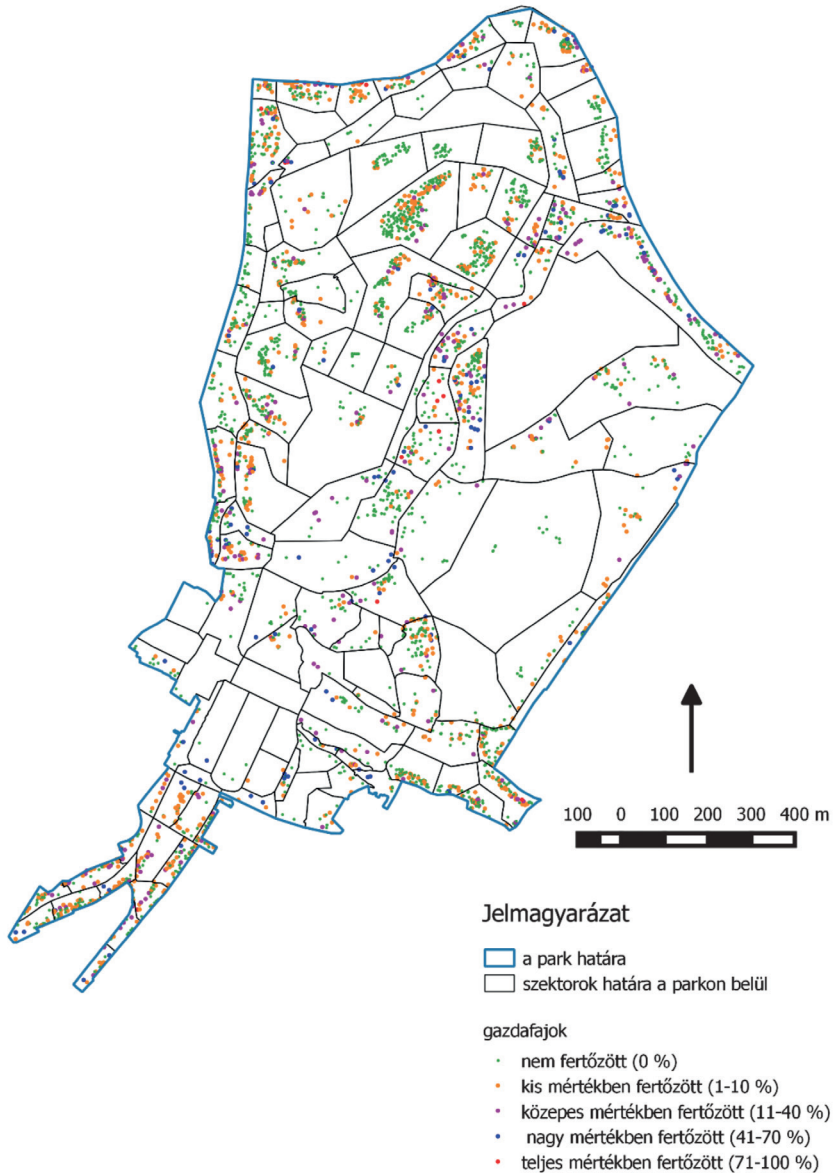
A gazdafaj neve	A gazdafajok elhelyezkedése					Összesen
	SZ	ZF	ZFsZ	NYF	NYFsZ	
<i>Malus</i> spp. (legtöbb esetben nincs meghatározva a pontos fajnév)	1	5	6	9	8	29
	50%	56%	43%	53%	53%	51%
	1	4	8	8	7	28
	50%	44%	57%	47%	47%	49%
<i>Malus × moerlandsii</i> cv. Profusion	0	0	1	10	3	14
	0%	0%	33%	63%	75%	61%
	0	0	2	6	1	9
	0%	0%	67%	38%	25%	39%
<i>Populus alba</i>	2	0	4	4	8	18
	100%	0%	80%	50%	62%	64%
	0	0	1	4	5	10
	0%	0%	20%	50%	38%	36%
<i>Prunus padus</i>	0	46	19	10	9	84
	0%	84%	70%	100%	90%	82%
	0	9	8	0	1	18
	0%	16%	30%	0%	10%	18%
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2	15	20	12	15	64
	67%	54%	32%	67%	48%	45%
	1	13	42	6	16	78
	33%	46%	68%	33%	52%	55%
<i>Salix alba</i>	3	1	7	6	3	20
	75%	100%	50%	75%	38%	57%
	1	0	7	2	5	15
	25%	0%	50%	25%	63%	43%
<i>Tilia × vulgaris</i>	0	7	1	2	0	10
	0%	47%	100%	25%	0%	42%
	0	8	0	6	0	14
	0%	53%	0%	75%	0%	58%
<i>Tilia cordata</i>	8	126	67	4	17	222
	35%	58%	38%	11%	28%	43%
	15	93	111	31	43	293
	65%	42%	62%	89%	72%	57%
<i>Tilia platyphyllos</i>	4	190	53	17	13	277
	50%	71%	52%	45%	41%	62%
	4	77	49	21	19	170
	50%	29%	48%	55%	59%	38%

Az 2. táblázat (folytatás)
Table 2 (cont.)

A gazdafaj neve	A gazdafajok elhelyezkedése					Összesen
	SZ	ZF	ZFsz	NYF	NYFsz	
<i>Tilia</i> spp. (legtöbb esetben nincs meghatározva a pontos fajnév)	1	5	5	4	0	15
	100%	42%	71%	80%	0%	58%
	0	7	2	1	1	11
	0%	58%	29%	20%	100%	42%
<i>Tilia tomentosa</i>	0	9	4	4	1	18
	0%	82%	57%	57%	50%	64%
	1	2	3	3	1	10
	100%	18%	43%	43%	50%	36%
Összesen	51	1113	644	313	214	2335
	53%	69%	50%	56%	51%	59%
	46	493	648	242	204	1633
	47%	31%	50%	44%	49%	41%

Vizsgálataink is megerősítették, hogy a fehér fagyöngy lokális elterjedését egyértelműen meghatározzák a gazdafaj dendrometriai tulajdonságai (pl. fa magasság, törzsvastagság stb.), valamint egyéb további tényezők is (pl. fa kora, vitalitása, a növényállományban meghatározott helye stb.). Statisztikailag igazoltuk, hogy szignifikáns kapcsolat van a fagyöngyfertőzés erőssége, illetve gazdanövény elhelyezkedése között a növényállományban. Szintén szintén bebizonyosodott, hogy a fagyöngy rosszabbul terjed zárt faállományok között – nagy valószínűséggel az árnyékoltság miatt –, azonban a terjedés módjáról egyértelmű következtetés azonban mégsem vonható le, hiszen azt számos (általunk nem vizsgált) egyéb tényező is jelentősen befolyásolhatja. Azt azonban korábbi kutatásaink igazolták, hogy a fagyöngybokrok mennyisége hasonlóan alakul a lombkoronában az adott faktor (a gazdafaj elhelyezkedése a növényállományban) vizsgálatánál több gazdafaj esetében is, bár ebben az esetben is a szoliter vagy nyílt facsoportokban elhelyezkedő egyedek esetében figyeltünk meg több fagyöngy bokrot (Baltazár és mtsai 2013b; 2015). Érdekesség azonban, hogy csupán a fagyöngybokor számának pontos ismerete még nem ad pontos információt a fertőzés intenzitásáról, hiszen ebben az esetben a gazdafaj dendrometriai tulajdonságairól még nem áll információ rendelkezésünkre, ezért alacsonyabb faegyednél, vagy pl. bokornál akár kevesebb számú fagyöngybokor is erősebb fertőzést jelenthet.

Annak ellenére, hogy számos szakirodalom foglalkozik a fagyöngyelterjedést vizsgáló lokális faktorokkal, továbbra sem bizonyított, hogy melyek azok az elsődleges faktorok, amelyek ténylegesen hozzájárulnak a fehér fagyöngy terjedéséhez. Némely tényezőnek, mint pl. a fa kora, életereje, vagy dendrometriai tulajdonságai, kiemelkedő jelentőséggel bírnak, amit vizsgálataink is megerősítenek. A csökkent életerejű fák akár ötször nagyobb valószínűséggel fertőződnek meg, illetve az ilyen fák példányain szinte kivétel nélkül a legintenzívebb fertőzést tapasztaltuk (Baltazár és mtsai 2012; 2013b). A dendrometriai tulajdonságok közül említést érdemel a fa magassága, illetve törzsvastagsága is, hiszen pl. a *Juglans nigra* vagy *Tilia cordata* fajok esetén a fertőzött egyedek 6 m-rel magasabbak voltak az egészséges egyedeknél. A *Tilia cordata* és a *Tilia platyphyllos* fajok esetében a törzsvastagság átlagosan 20 cm-el volt nagyobb, a fertőzött példányok esetében (Baltazár és mtsai 2013a; 2015). A növény fajok kora szintén említést méltó, hiszen ez a faktor elsősorban a gazdafaj dendrometriai tulajdonságaival korrelál, éppen ezért a faktor kizárólagos szerepének pontos meghatározása nagyon nehéz, vagy sok esetben lehetetlen. Erre a problémára egyéb parazitánövények esetében is utaltak korábban megjelent tanulmányok (Roxburgh és Nicolson 2008), ezért némely kutató (Overton 1994) a fa korát tekinti elsődleges szempontnak, míg a többi tényező szerepe csak másodlagos.



3. ábra: A leggyakoribb gazdafajok (23) elhelyezkedése a lednicei kastélyparkban a fertőzés intenzitása alapján
 Figure 3: Distribution of the most common host species (23) in castle park Lednice according to the infection intensity

ÖSSZEFOGLALÁS

A fagyöngyelterjedés lokális modellezése nagyon összetett feladat, hiszen számos tényező hatását kell egyidejűleg vizsgálni, illetve azokat az elemzésbe fontossági sorrendbe bekapcsolni. Még a legpontosabb terepi munkák és az azt követő statisztikai elemzés ellenére is számos pontatlanság, vagy egyéb hibák nehezíthetik meg az eredmények kiértékelését. A fagyöngyfertőzés intenzitásának becslése során a lehető legtöbb

információt kell begyűjteni magáról a fertőzött gazdafaj dendrometriai és egyéb tulajdonságairól (pl. elhelyezkedése a növényállományban) is. A kiértékelés során valamennyi rendelkezésünkre álló adatot figyelembe kell venni, mivel enélkül a fagyöngyfertőzés aktuális spektruma, illetve további előrejelzése nagyon pontatlan lehet. Bármilyen egyértelmű szignifikáns eredmény ellenére sem szabad elhamarkodott következtetéseket levonni, illetve lehetőség szerint az elemzéseket többször (lehetőleg haladó statisztikai módszerekkel) megismételni. Szintén tudatosítani kell, hogy az elemzések során nemcsak a gazdafajok között jelentkezhethet eltérő eredmény, de akár a vizsgálati minta nagysága között is, még abban az esetben is, ha az adatok ugyanarról a területről származnak. Ahhoz, hogy a terepen begyűjtött adatokat pontos fagyöngy-elterjedésének modellezésre lehessen használni, olyan haladó számítógépes és statisztikai ismeretekkel kell rendelkezniünk, ami nemcsak megkönnyíti a lehető legpontosabb előrejelzést, hanem segíti kiküszöbölni azokat a hibákat is, amelyek az adatok gyűjtése során elkövethettünk.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

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

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Baltazár, T.; Varga, I. and Pejchal, M. 2012: Hodnotenie pravdepodobnosti napadnutia imelom u niektorých druhoch drevín pomocou loglineárnych modelov. In: Grešová, L. (eds): Zborník z VII. medzinárodnej vedeckej konferencie doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov – Veda mladých 2012, SPU, Nitra, 134–143.
- Baltazár, T.; Pejchal, M. and Varga, I. 2013a: Charakteristika niektorých hosťateľských drevín imela bieleho v Lednickom zámokkom parku: napadnuté stromy sú väčšie? In: Vojtíšková, J.; Kaššák, P. and Peňázová, E. (eds): Sborník příspěvků z konference studentů doktorských programů Zahradnické fakulty 2013, Mendelova Univerzita v Brně, Brno, 48–52.
- Baltazár, T.; Pejchal, M. and Varga, I. 2013b: Evaluation of European mistletoe (*Viscum album* L.) infection in the castle park in Lednice. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 61 (6): 1565–1574. doi:10.11118/actaun201361061565
- Baltazár, T.; Pejchal, M. and Varga, I. 2015: Modelling of the distribution of European mistletoe (*Viscum album*) with dependence on local factors in the castle park in Lednice. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 63 (5): 1441-1452. doi:10.11118/actaun201563051441
- Barbu, C. 2009: Impact of mistletoe attack (*Viscum album* ssp. *abietis*) on the radial growth of silver fir. A case study in the North of Eastern Carpathians. Annals of Forest Research, 52 (1): 89–96.
- Barbu, C. 2010: The incidence and distribution of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on Silver fir (*Abies alba* Mill.) stands from Eastern Carpathians. Annals of Forest Research, 53 (1): 27–36.
- Barbu, C. O. 2012: Impact of White mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) infection on needles and crown morphology of silver fir (*Abies alba* Mill.). Notulae Botanicae Horti Agrobotanici, 40 (2): 152–158. doi:10.15835/nbha4027906
- Barney, C. W.; Hawksworth, F. G. and Geils, B. W. 1998: Hosts of *Viscum album*. European Journal of Forest Pathology, 28 (3): 187–208.
- Bartha D. 2012: Dendrológia. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 251.
- Bulíř, P. 2010: Analýza výskytu jmelí bílého (*Viscum album* L. ssp. *album*) a zdravotní stav dřevin v zámeckém parku Lednice. In: Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin 2010. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 160–163.

- Catal, Y. and Carus, S. 2011: Effect of pine mistletoe on radial growth of crimean pine (*Pinus nigra*) in Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 32 (3): 263–270.
- Culek, M. (ed): 1996: Biogeografické členění České republiky (Biogeographical division of the Czech Republic). Enigma, Praha, 347.
- Dobbertin, M.; Hilker, N.; Rebetez, M.; Zimmermann, N. E.; Wohlgemuth, T. and Rigling, A. 2005: The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) in Switzerland – the result of climate warming? *International Journal of Biometeorology*, 50 (1): 40–47.
- Dobbertin, M. and Rigling, A. 2006: Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Rhodé Valley of Switzerland. *Forest Pathology*, 36 (5): 309–322. doi: 10.1111/j.1439-0329.2006.00457.x
- Faria, J. C.; Grosjean, P. and Jelihovschí, E. 2013: Tinn-R - GUI/Editor for R language and environment statistical computing. <http://sourceforge.net/projects/tinn-r>.
- Grundmann, B. M.; Pietzarka, U. und Roloff, A. 2011: *Viscum album* L. In: Roloff, A. et al. (Hrsg.): Enzyklopädie der Holzgewächse, Wiley VCH, Weinheim, 59, Erg. Lfg. 1–23.
- Grundmann, B. M.; Pietzarka, U. und Roloff, A. 2012: Die Weissbeerige Mistel (*Viscum album* L.): Biologie, Ökologie, Verwendung und Befallsrisiken. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 97: 75–90.
- Haracsi L. 1969: Antophyta. In: Haracsi L.: Erdészeti növénykörtan. Akadémiai Kiadó, Budapest. 297–298.
- Hartmann, T. 1990: Die Kiefern-mistel im Raum Schwabach/Mittelfranken. *AFZ-Der Wald Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 45: 914–916.
- Hawksworth, F. G. 1983: Mistletoes as forest parasites. In: Calder, M. and Bernhardt, P. (eds): *The biology of mistletoes*, Academic Press, Sydney, 317–333.
- Idžojić, M.; Pernar, R.; Glavaš, M.; Zebec, M. and Diminić, D. 2008: The incidence of mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on silver fir (*Abies alba*) in Croatia. *Biologia*, 63 (1): 81–85. doi: 10.2478/s11756-008-0014-2
- Kanat, M.; Alma, M. H. and Sivrikaya, F. 2010: The effect of *Viscum album* L. on annual diameter increment of *Pinus nigra* Arn. *African Journal of Agricultural Research*, 5 (2): 166–171. doi: 10.5897/AJAR09.482
- Kartolinejad, D.; Hosseini, S. M.; Mirnia, S. K.; Akbarinia, M. and Shayanmehr, F. 2007: The relationship among infection intensity of *Viscum album* with some ecological parameters of host trees. *International Journal of Environmental Research*, 1 (2): 143–149.
- Kołodziejek, J. and Kołodziejek, A. 2013: The spatial distribution of pine mistletoe *Viscum album* ssp. *austriacum* (Wiesb.) Volmann in a scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand in central Poland. *Polish Journal of Ecology*, 61 (4): 705–714.
- Kołodziejek, J.; Patykowski, J. and Kołodziejek, R. 2013: Distribution, frequency and host patterns of European mistletoe (*Viscum album* subsp. *album*) in the major city of Lodz, Poland. *Biologia*, 68 (1): 55–64. doi: 10.2478/s11756-012-0128-4
- Krejčířik, P. 2004: Použití rostlin v památkách zahradní a krajinářské architektury (modelový objekt Lednicko-valtický areál). Dizertační práce, ZF MENDELU v Brně, Lednice, 53.
- Krejčířik, P.; Pejchal, M.; Šimek, P.; Bulíř, P. and Pavlačka, R. 2015: Dřeviny zámeckého parku v Lednici. Vydání první, Mendelova univerzita v Brně, Brno, 91.
- Machovec, J. 1982: Sadovnická dendrologie. SPN, Praha, 246.
- Mellado, A. and Zamora D. 2014: Linking safe sites for recruitment with host-canopy heterogeneity: The case of a parasitic plant, *Viscum album* subsp. *austriacum* (Viscaceae). *American Journal of Botany*, 101 (6): 957–964. doi: 10.3732/ajb.1400096
- Meyer, D.; Zeileis, A. and Hornik, K. 2015: vcd: Visualizing Categorical Data. R package version 1.4-1.
- Molnár L. 2008: A többszörös korrespondencia-elemzés (MCA) elmélete és gyakorlata. In: Budapesti Műszaki Főiskola (szerk.): I. Országos Gazdasági és Pénzügyi Matematikai PhD Konferencia. Budapesti Műszaki Főiskola, Budapest, 17–24.
- Nenadic, O. and Greenacre, M. 2007: Correspondence analysis in R, with two- and three-dimensional graphics: The ca package. *Journal of Statistical Software*, 20 (3): 1–13.
- Noetzi, K. Ph.; Müller, B. and Sieber, T. N. 2003: Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). *Annals of Forest Science*, 60 (8): 773–779. doi: 10.1051/forest:2003072
- Overton, J. MSc. 1994: Dispersal and infection in mistletoe metapopulations. *Journal of Ecology*, 82 (4): 711–723.
- Pejchal, M. 1995: Hodnocení vitality stromů v městských ulicích. In: *Stromy v ulicích. Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu*, Praha, 44–56.

- Pejchal, M. 2008: Arboristika I.: obecná dendrologie. 1. vyd. Vyšší odborná škola zahradnická a střední zahradnická škola Mělník, Mělník, 182.
- Pejchal, M. and Šimek, P. 1996: Vyhodnocení dendrologického potenciálu v zámeckém parku v Lednici na Moravě. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Lednice na Moravě, 183 (text) + 350 (tables) + 40 (maps).
- Pejchal, M. and Šimek, P. 2011: Sadovnická hodnota: oborový standard v zahradní a krajinářské architektuře. In: Provozní bezpečnost stromů [CD-ROM]. Mendelova univerzita v Brně, Brno, 20–28.
- Pejchal, M. and Šimek, P. 2012a: Evaluation of potential of woody species vegetation components in objects of landscape architecture. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 60 (8): 199–204. doi: 10.11118/actaun201260080199
- Pejchal, M. and Šimek, P. 2012b: Metodika hodnocení dřevin pro potřeby památkové péče: koncept pro připomínkování odbornou veřejností. Mendelova univerzita v Brně, Lednice, 62 p.
- Pejchal, M.; Krejčířik, P.; Borusík, P. and Šimek, P. 2007: Obnova vybraných částí zámeckého parku v Lednici. Mendelova univerzita v Brně, Lednice, 61 + 5 maps.
- Procházka, F. 2004: A centre of occurrence of *Viscum album* subsp. *album* in eastern Bohemia and an overview of the diversity of its host plants in Czech Republic. *Preslia*, 76 (4): 349–359.
- QGIS Development Team. 2016: QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team 2015: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rigling, A.; Eilmann, B.; Koechli, R. and Dobbertin, M. 2010: Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in xeric environment. *Tree Physiology*, 30 (7): 845–852. doi: 10.1093/treephys/tpq038
- Roloff, A. 2001: Baumkronen: Verstandnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 164.
- Roxburgh, L. and Nicolson, S. W. 2008: Differential dispersal and survival of an African mistletoe: does host size matter? *Plant Ecology*, 195 (1): 21–31. doi: 10.1007/s11258-007-9295-8
- Signorell, A. et mult. al. 2015: DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.11.
- Skalický, V. 1988: Regionálně fytogeografické členění (Regional-phytogeographical division). In: Hejný, S. and Slavík, B. (eds): Květena České socialistické republiky 1. Academia, Praha, 103–121.
- Spálavský, M. 2001: Zhodnocení rodu *Viscum* L. z pohledu zahradní a krajinářské tvorby. Diplomová práce, Mendelova univerzita v Brně, Zahradnická fakulta, Lednice, 95.
- Stopp, F. 1961: Unsere Misteln. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 76.
- Šimek, P. et al. 2003: Projekt obnovy zámeckého parku v Lednici na Moravě – Návrhová část. Mendelova univerzita v Brně, Lednice.
- Šimek, P.; Pejchal, M.; Kučera, P. et al. 2009: Regenerace a obnova vegetačních prvků v Lednickém parku. Mendelova univerzita v Brně, Lednice, 375 + 35 maps.
- Tsopelas, P.; Angelopoulos, A.; Economou, A. and Soulioti, N. 2004: Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. *Forest Ecology and Management*, 202 (1-3): 59–65. doi: 10.1016/j.foreco.2004.06.032
- Tubeuf, C. v. 1923: Monographie der Mistel. Verlag Oldenbourg, München, 832. doi: 10.5962/bhl.title.15456
- Unar, J. et al. 1985: Příspěvek k rozšíření jmelí bílého (*Viscum album* L.) na Moravě. *Zprávy Československé botanické společnosti*. Praha, 20: 115–127.
- Wangerin, W. 1937: Loranthaceae. In: Kirchner, O. v.; Loew, E. and Schroeter, C. (eds): *Lebensgeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas*, vol. II/1. Ulmer, Stuttgart, 953–1146.
- Weber, H. C. 1993: Parasitismus von Blütenpflanzen. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, 186.
- Zuber, D. 2004: Biological flora of Central Europe: *Viscum album* L. *Flora*, 199 (3): 181–203. doi:10.1078/0367-2530-00147

Érkezett: 2016. március 31.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.

A SOPRONI-HEGYVIDÉK GYERTYÁNOS-KOCSÁNYTALAN TÖLGYES ERDEIBEN ELŐFORDULÓ ÉJSZAKAI NAGYLEPKÉK ÁLLATFÖLDRAJZI JELLEMZŐI

Horváth Bálint

Nyugat-magyarországi Egyetem, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky út 4.

Kivonat

A Soproni-hegység nagylepke faunája jól kutatott, napjainkig több mint 800 faj publikált adatát ismerjük. Kiemelten fontosak a tölgyerdők, melyek különösen gazdag lepkefaunával rendelkeznek. A vizsgálati terület gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiből ismert fajok 5 nagy állatföldrajzi típusba tartoznak. Különösen fontosak a transzpalearktikus, a nyugat-palearktikus és szibériai fajok, melyek közül az eurosibériai, holomediterrán és boreo-kontinentális fajok alkotják a Soproni-hegység éjszakai nagylepke alapfaunáját. Emellett számos színező elem jelenik meg a területen, például a déli-kontinentális és extrapalearktikus fajok, illetve további faunaelemek mind a mediterrán, mind a boreális faunaterületekről.

Kulcsszavak: macroheterocera, faunaelem, alapfauna, színező-elemek, fénycsapda

ZOOGEOGRAPHICAL CHARACTERISTICS OF THE NOCTURNAL MACROLEPIDOPTERA FAUNA OF SESSILE OAK-HORNBEAM FORESTS IN THE SOPRON MOUNTAINS

Abstract

The Lepidoptera fauna of the Sopron Mountains is well known; more than 800 species was published. The oak forests have high importance in the region, because they support a high species richness of Lepidoptera. Macromoths which occur in sessile oak-hornbeam forests in the study area are classified in five larger faunal types. The most important are the Trans-Palearctic, West-Palearctic and "Siberian" species from which the Euro-Siberian, Holomediterranean and Boreo-Continental faunal types compose the basic fauna. Moreover, several further faunal elements are known from the Sopron Mountains, such as South Continental and Extra-Palearctic species, furthermore other Mediterranean and Boreal components.

Keywords: macroheterocera, faunal element, basic fauna, rare faunal elements, light trap

BEVEZETÉS

Európa nagy állatföldrajzi régióira övezetesség jellemző, mely szabályosság megtörik és átrendeződik a Kárpát-medencében, így viszonylag kis területen, sajátos elrendeződésben számos fauna- és ökotípus található (Varga 2006). Az Alpok keleti pereme, a Mediterráneum közelsége és a zonális erdősztyep nyugati határa egyaránt éreztetni hatását. Emellett a glaciálisok és interglaciálisok által indukált nagyleptékű faunamozgásoknak szintén fontos helyszíne volt (Ronkay és mtsai 2007). Többek között ezeknek is köszönhető, hogy hazánk területéhez viszonyítva egyes élőhely típusok kiemelkedően fajgazdagok. Kifejezetten igaz ez a lepkékre (Lepidoptera), melyekből közel 3600 fajt ismerünk Magyarországról. A hazai lepkefajok döntő része a Microlepidoptera csoportba tartozik (2271 faj), míg kisebb részük a Macrolepidoptera csoportba (1274 faj) (Varga 2010; Pastorális 2012). Ez a fajszám napjainkban is folyamatosan emelkedik, egyrészt a faunisztikai kutatásoknak és a filogenetikán alapuló taxonómiai vizsgálatoknak köszönhetően (Ronkay és mtsai 2007), másrészt egyes fajok terjedése, vagy behurcolása révén (Csóka és mtsai 2012).

Magyarországi viszonylatban a tölgyes erdők kulcsfontosságú szerepet töltenek be a növényevő rovarközösségek szempontjából, mivel a tölgyeken, vagy azokon is táplálkozó, illetve fejlődő rovarok száma magasabb, mint az egyéb fafaj csoportokat fogyasztóké. A magas fajgazdagság okai a tölgy fajok széles elterjedési területével (Southwood 1961), a *Quercus* fajok együttes előfordulásával (Connor és mtsai 1980), valamint a tölgyek magasabb életkorával (Lawton és Schroeder 1977) és összetett lombkorona struktúrájával (Valencia-Cuevas és Tovar-Sánchez 2015) magyarázhatóak, mely tényezők együttesen előfordulnak a Kárpát-medencében (Csóka 1998). A tölgyeken táplálkozó mintegy 630 ismert hazai rovarfaj közül 308 tartozik a lepkék rendjébe, melyeknek megközelítőleg 32%-a tölgy-specialista (Csóka és Szabóky 2005).

A lepkefauna sokfélesége hazánk több pontján is kiemelkedően magas, ilyen a Sopron környéki térség is. A terület több biogeográfiai régió érintkezésénél fekszik – *Alpicum* flóratartomány *Noricum* flóraidékének *Ceticum* flórajárása, valamint a *Noricum* faunakörzet *Scarbantium* faunajárása –, az erdősztyep aránya igen magas (jelentős tölgyerdő aránnyal), illetve összetett földtani struktúra jellemzi (Varga 1964; Dövényi 2010; Szmorad 2011). Ezeknek a tényezőknek nagyban köszönhető, hogy magas számú nagylepke faj ismert Sopron környékéről: napjainkig több mint 800 faj előfordulását publikálták (Leskó és Ambrus 1998; Sáfian és Hadarics 2005; Sáfian és mtsai 2006; Sáfian és Szegedi 2008; Sáfian és mtsai 2009, Horváth 2014).

Az állatföldrajzi vizsgálatok a lepkékutatások lényeges szegmensét alkotják. Európában de Lattin (1967) munkája alapvető fontosságú volt a későbbi biogeográfiai kutatásokhoz. Az újabb keletű molekuláris állatföldrajzi ismeretekről európai áttekintést Schmitt (2007) munkája közölte. A magyarországi lepkék állatföldrajzi jellemzőivel elsősorban Varga (1964) foglalkozott. Később további hazai publikációk is foglalkoztak lepké-állatföldrajzi témával (pl.: Varga 2006; Szabó és mtsai 2007; Szanyi és mtsai 2015).

A Sopron környéki erdőkben előforduló lepkék elemzése során Ambrus (1977) kiemelte a Soproni-hegyvidék és Szárhalmi-dombság (Fertő-melléki dombsor) környezeti viszonyai közötti különbségeket, melyet a két terület lepkefaunája is tükrözött. Ugyanakkor egyes szubalpin faunaelemek előfordultak a szárazabb és melegebb klímájú Szárhalmi-dombságban is. Rövid állatföldrajzi áttekintését a Sopron környéki lepkékről Leskó és Ambrus (1998) is közölték. Jelen munka a Soproni-hegyvidéknek nevezett kistájban belül a gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőkből ismert nagylepkék – a korábbi publikációnál részletesebb – állatföldrajzi áttekintését és kiértékelését mutatja be.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület bemutatása

Az Alpok keleti nyúlványát képező Soproni-hegyvidék mintegy 18500 ha kiterjedésű, de 65%-a Ausztria területén fekszik. A vizsgálat a hegység magyarországi oldalán fekvő, 5400 ha-os Soproni-hegység kistájban történt, melyben az erdősültség magas arányú, közel 90%. A Soproni-hegység domborzata alacsony közép-hegység jellegű, felszíne erősen tagolt, mérsékelten hűvös-nedves éghajlat jellemzi. A terület nyugati és keleti része között markáns klimatikus különbségek jellemzőek. A Kisalföld felől pannon-szubkontinentális klímahatás, míg nyugati irányból szubatantikus klímahatás érvényesül (Dövényi 2010; Szmorad 2011).

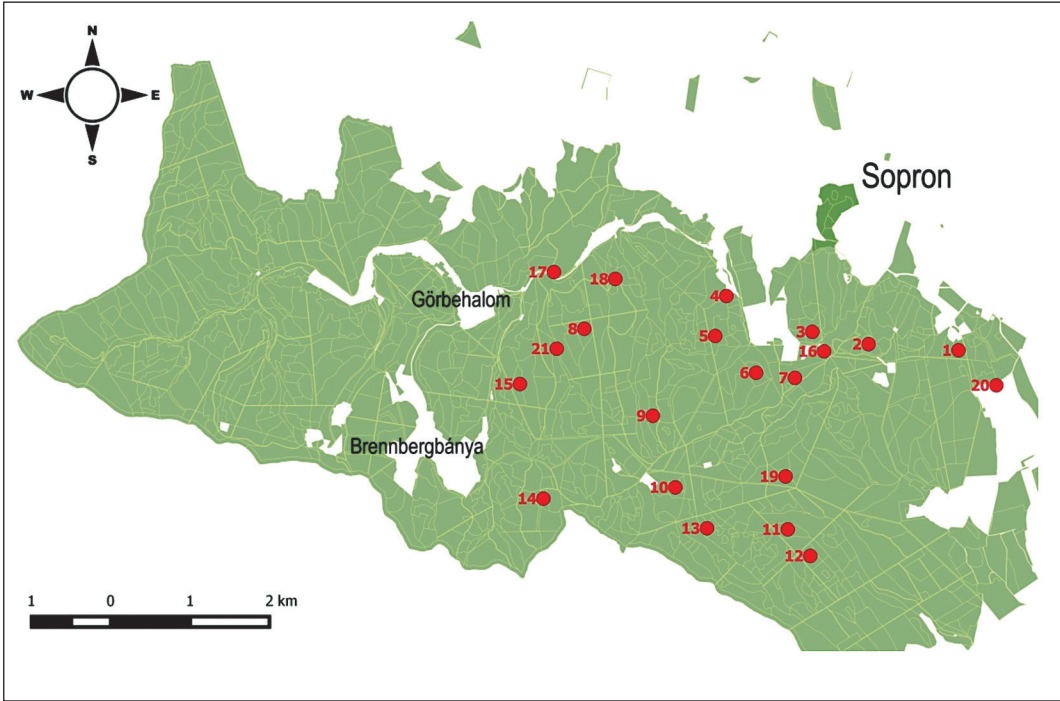
A Soproni-hegyvidék potenciális vegetációja esetében Király (2004) 2 klímazonális típust különít el: nyugat-dunántúli bükkösök és gyertyános-kocsánytalan-tölgyesek. A bükkös erdők főleg a nyugati tömbben jellemzőek (kb. a Brennbergbánya-Görbehalom vonalig). Ettől keletre elsősorban a tölgyerdők uralkodnak. A jelenlegi vegetáció kialakulására nagy hatással volt a történelmi erdőgazdálkodás is. A középkorban kezdődő igen intenzív erdőhasználatot (főként sarjzatás) a XIX. században váltotta fel tudatos erdőgazdálkodás. A leromlott sarjerdők termőhelyének feljavítása céljából nagyarányú fenyvesítés indult (*Picea abies*, *Larix decidua*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* használatával) és a fenyőfélék aránya sokáig növekvő tendenciát mutatott. A lombos fafajok területaránya csak az 1980-as évektől indult újra növekedésnek, amihez a lucosokban bekövetkezett nagyarányú pusztulás is hozzájárult (Lakatos 1997). Ezeknek köszönhetően a Soproni-hegyvidék erdőállományainak fajaj-összetétele napjainkban sok helyen eltér a természetes állományokra jellemzőktől és jelenleg is folyamatosan változik (Tamás 1955; Szmorad 2011).

Adatgyűjtés és kiértékelés módszere

A kiértékeléshez használt adatok korábbi publikációkból származnak. Jelen munkához csak a Soproni-hegység gyertyános-tölgyes erdeiből származó lepkeadatokat használta fel a szerző. A feldolgozott adatok saját kutatásból (Horváth 2014), társszerzőkkel együtt közölt (Sáfián és mtsai 2009) és más szerzők publikációiból (Leskó és Ambrus 1998) származó megfigyelések. Az adatgyűjtéshez a szerzők személyes lámpázás módszerét (fényforrás: 125 W HGLI, 160 W és 250 W HMLI), valamint Jermy-típusú (fényforrás: 125 W HGLI) és hordozható fénycsapdákat (UV fényforrással, hullámhossz < 410 nm) alkalmaztak. A saját és származtatott lepkeadatok megfigyelési pontjait az 1. ábra mutatja be.

A Soproni-hegység gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdeiben megfigyelt nagylepkék állatföldrajzi besorolása Varga és mtsai (2004) munkája alapján történt, akik állatföldrajzi beosztás szerint 10 nagy faunatípust különítettek el, több altípussal. Az állatföldrajzi típusok részletes ismertetésétől jelen munkában eltekintünk, csak a Soproni-hegyvidék gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdeiben megfigyelt lepkékre jellemző típusok kerülnek bemutatásra:

- (1) Extrapalearktikus fajok: behurcolt, természetes úton terjedő, invazív és kozmopolita fajok.
- (2) Transzpalearktikus fajok: széles elterjedési területtel, politipikus, policentrikus áreaszervezettel rendelkező fajok.
- (3) Boreo-kontinentális fajok: a boreális öv zonális elterjedésű fajai, melyek áreaszervezete a túlevelűerdő-övezet.
- (4) Déli kontinentális fajok: kontinentális áreaszervezettel rendelkező fajok, elterjedésük Mandzsúriától a tajgazóna déli peremén és a erdős-sztyep övben húzódik.
- (5) Nyugat-palearktikus fajok: Fő elterjedési gócterületeik a mediterrán félszigeteken vannak, de ide tartoznak az európai-nyugat-ázsiai gócterülettel rendelkező fajokat is.



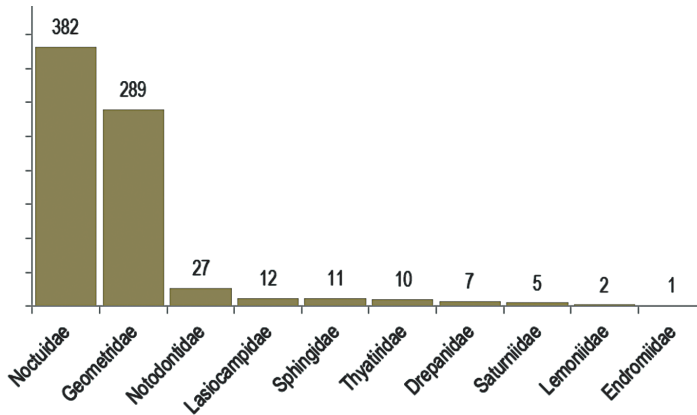
1. ábra: A faunaelemek megfigyelési pontjai a Soproni-hegyvidéken

Figure 1: Observation points of faunal components in the Sopron Mountains. (1) Ojtozi emlékmű, (2) Károly kilátó, (3) Fáber rét, (4) Tacsai-árok, (5) Várhely, (6) Hét bükkfa I., (7) Hét bükkfa II., (8) Ultra, (9) Új-hegy, (10) Mucki örs, (11) Kánya-szurdok I., (12) Kánya-szurdok II., (13) Gyertyánfa-forrás, (14) Büdöskút, (15) Poloskabérc, (16) Fáber-rét ERTI fénycsapda, (17) Görbehalmi autósziphenő, (18) Bányász emlékmű, (19) Kő-halom, (20) Soproni kemping, (21) Köves-árok

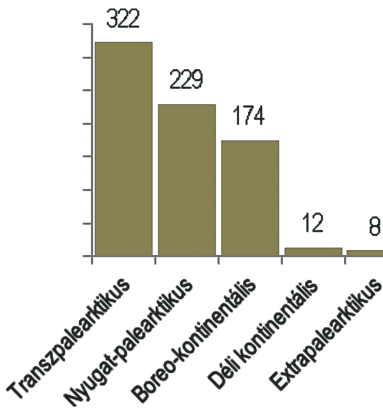
EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A Soproni-hegyvidék gyertyános kocsánytalan tölgyes erdeiből 745 nagylepke faj publikált adatát ismerjük (Leskó és Ambrus 1998; Sáfaián és mtsai 2009; Horváth 2014), melyek közül a *Noctuidae* és *Geometridae* családok a legfajgazdagabbak (2. ábra), akárcsak a hazai nagylepke fauna esetében (Varga 2010).

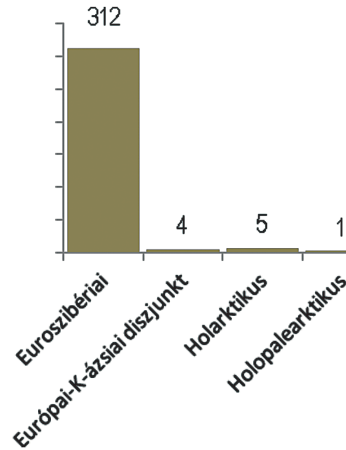
A Soproni-hegység gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiből ismert nagylepke fajok 5 nagyobb állatföldrajzi típusba sorolhatóak. A fajok többsége a transzpalearktikus, nyugat-palearktikus és boreo-kontinentális típusba tartozott, míg a déli kontinentális és extrapalearktikus fajok száma csekély (3. ábra). A transzpalearktikus fajok döntő része euraszibériai faunaelem (4. ábra). A nagy elterjedésű palearktikus (transzpalearktikus) fajok sokféle élőhelytípusban megtalálhatóak, jelentős köztük az erdőlakó faunakomponensek aránya is, melyek hazánkban az Alföld szélsőségesen száraz területei kivételével szinte mindenütt előfordulnak (Varga 2006), amelyet jelen vizsgálat eredményei is tükröznek. A vizsgálati területen ilyen fajok a tömegszaporodásra hajlamos, lombos fajokon polifág *Operophtera brumata* (Linnaeus, 1758) és *Lymantria dispar* Linnaeus, 1758, illetve további tipikusan erdőlakó lepkék, pl.: *Plagodis dolabraria* (Linnaeus, 1767), *Colocasia coryli* (Linnaeus, 1758), *Conistra vaccinii* (Linnaeus, 1761), *Hypomecis roboraria* ([Denis et Schiffermüller], 1775).



2. ábra: A Soproni hegyvidék gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiben előforduló éjszakai nagylepke családok fajgazdagsága
 Figure 2: Species richness of nocturnal macroheterocera families in sessile oak-hornbeam forests in the Sopron Mountains



3. ábra: Az állatföldrajzi típusok fajszaama a vizsgálati területen
 Figure 3: Species richness of faunal types in the sampling area

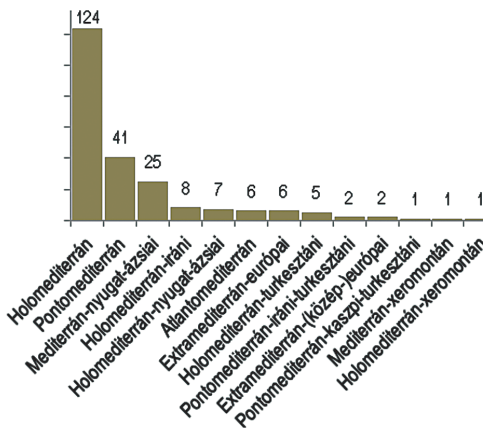


4. ábra: Transzpalearktikus fauna elemek fajszaama a vizsgálati területen
 Figure 4: Species richness of Transpaleartic faunal elements in the sampling area

A nyugat-palearktikus fajoknak ugyancsak számos faunaelem fordult elő a Soproni-hegység gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiben (5. ábra). Ezek közül domináltak a holomediterrán faunaelemek, melyek szintén a hazai alapfauna fontos komponensei. Ezek a fajok az utolsó jégkorszakot délre húzódva vészelték át, majd az interglaciális során – illetve a glaciális enyhébb szakaszaiban – észak felé terjeszkedve népesítették be a Kárpát-medencét (Varga 2006). A vizsgálati területen a holomediterrán faunaelemek üde erdei élőhelyekre jellemző fajai (pl.: *Agriopsis marginaria* (Fabricius, 1776), *Hoplodrina blanda* ([Denis et Schiffermüller], 1775), *Diloba caeruleocephala*) mellett, melegebb élőhelyek lepkefajai is előfordultak. Ilyenek voltak például egyes sztyep fajok: *Idaea fuscovenosa* (Goeze, 1781), *Cucullia campanulae* Freyer, 1836. Ugyanakkor a pontomediterrán faunaelemek – melyek szintén a magyar lepkefauna jelentős részét alkotják – kisebb fajszaammal voltak jelen a vizsgálati területen. Ez utóbbi fajok a tenyészidőszakban nagyobb hőösszeget igényelnek, és főként a Kárpát-medence illír és dácius peremterületeinek xerotherm élőhelyein fordulnak elő

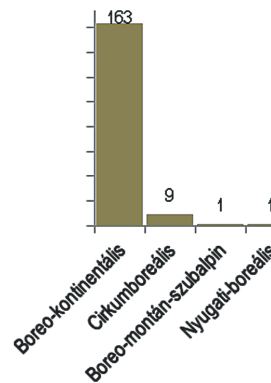
(Varga 2006), így a Soproni-hegyvidéken kevésbé gyakoriak. A vizsgálati területen előkerült xerofil fajok voltak pl. a melegebb tölgyesekhez kötődő *Asphalia ruficollis* ([Denis et Schiffermüller], 1775) és *Paraboarmia viertlii* (Bohatsch, 1883), vagy a sziklagyepekre jellemző *Cryphia ereptricula* (Treitschke, 1825). A melegkedvelő pontomediterrán fajok a Soproni-hegyvidéken minden bizonnyal a területtel határos Fertőmelléki-dombsor xerotherm élőhelyeiről elkóborolt és a hegyvidék melegebb peremterületi részén (pl. Harkai-kúp) alacsonyabb számban tenyésző lepkék egyedei.

A szibériai fajok eredeti gócterületeiken kiemelten fajgazdagnak tekinthetők, mivel faunaelemek a nagy kiterjedésű tűlevelű- és elegendes erdők zónájához kötődnek. Mérsékelt övi területeken ezek a fajok jelentik a hidegtűrő faunaelemek nagy részét, a Kárpát-medencében főként magasabb tengerszint feletti magasságokban és hűvösebb klímájú területeken fordulnak elő (Varga 2006). A szibériai fajok hűvösebb klímanichehez való kötődése érezeti hatását a Soproni-hegyvidék gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdeiben is, ahol a boreo-kontinentális faunaelemek magas fajsza ma volt jellemző (6. ábra). A vizsgálati területen közülük számos faj kötődik nyíres-égeres élőhelyekhez (pl.: *Drepana curvatula* (Borkhausen, 1790), *Endromis versicolora* (Linnaeus, 1758), *Leucodonta bicoloria* ([Denis et Schiffermüller], 1775)), de jelentős volt a fenyőfélékhez kötődő fajok száma is, pl.: *Thera obeliscata* (Hübner, 1787), *Peribatodes secundaria* ([Denis et Schiffermüller], 1775), *Panthea coenobita* (Esper, 1785). A hűvösebb klímához kötődő lepkéfajok magas száma a vizsgálati területen annak is köszönhető, hogy a hegyvidék patak völgyekkel erősen tagolt, ahol a patakmenti égerligetek és láperdő foltok biotikus viszonyai kedvezőek a boreo-kontinentális fajok számára.



5. ábra: Nyugat-palearktikus fauna elemek fajsza ma a vizsgálati területen

Figure 5: Species richness of West-Palearctic faunal elements in the sampling area



6. ábra: Boreális fauna elemek fajsza ma a vizsgálati területen

Figure 6: Species richness of Boreo-Continental faunal elements in the sampling area

A vizsgálati területen alacsonyabb fajsza mmal jelen lévő faunaelemek inkább a Soproni-hegység színező komponenseinek tekinthetőek. Ilyenek egyrészt a déli-kontinentális és extrapalearktikus fajok. A déli-kontinentális – avagy dél-szibériai, mandzsúriai – fajok jelenléte a Kárpát-medencében általában a hosszú távú, kelet-nyugat irányú faunamozgásokkal hozhatók összefüggésbe, melyet a nyugat-keleti lefutású hegységek tettek lehetővé (Varga 2006). Ezek a faunakomponensek főként hazánk azon területeire jellemzőek, ahol a kontinentális klímahatás erősebb, de kis fajsza mmal a csapadékosabb Soproni-hegység gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiben is előfordulnak. Közülük a mandzsúriai-pontokaszpi-pannon diszjunkt faunaelemek száma magasabb (7. ábra). Ilyenek például az *Eucarta amethystina* (Hübner, 1803) és *E. virgo* (Treitschke, 1835) bagolylepkék. Az extrapalearktikus fajok általában nem állandó, vagy őshonos tagjai a magyar lepkéfaunának,

fajszámuk a vizsgálati területen csekély (8. ábra). Ide tartozik többek között néhány hosszú távú vándorlásra hajlamos faj, mint pl. az *Acherontia atropos* (Linnaeus, 1758), amely egy paleotrópusi-mediterrán faunaelem, vagy az Európába behurcolt és az 1950-es évek óta hazánkban is megtelepedett *Antheraea yamamai* (Guérin-Ménéville, 1861) (Uherkovich 1984), amely a pacifikus-japán területekről származik.

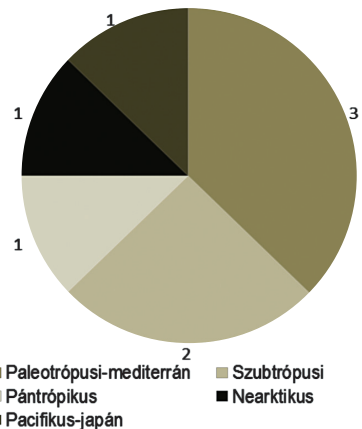
A Soproni-hegység lepkefaunájának színező elemei közé sorolhatók továbbá azok a faunaelemek is, melyek a gyakoribb faunaelem csoportokon belül (Transzpalearktikus, Nyugat-Palearktikus, Boreo-kontinentális) kis fajszámban ismertek a területről. Ilyenek többek között a holarktikus faunaelemek, melyek a Palearktikus területeken kívül Észak-Amerikában is elterjedtek. Ezek a fajok a Kárpát-medence alapfaunájának szintén fontos részét képezik (Varga 2006), de a vizsgálati terület éjszakai nagylepkéi között csak kis fajszámban előforduló, főként euryök fajok (*Biston betularia* (Linnaeus, 1758), *Arctia caja* (Linnaeus, 1758), *Caradrina clavipalpis* (Scopoli, 1763)).

Magyarország területén jóval csekélyebb szerephez jutnak az atlantomediterrán lepkefajok, elsősorban a Dunántúl szubatlanti klímahatású területein fordulnak elő. Akárcsak a hazai faunában, fajszámuk a Soproni-hegyvidéken is alacsony volt, pl.: *Lycophotia porphyrea* ([Denis et Schiffermüller], 1775), *Aplocera efformata* (Guenée, 1857).



7. ábra: Déli-kontinentális fauna elemek fajszáma a vizsgálati területen

Figure 7: Species richness of South-Continental faunal elements in the sampling area



8. ábra: Extrapalearktikus fauna elemek fajszáma a vizsgálati területen

Figure 8: Species richness of Extra-Paleartic faunal elements in the sampling area

KÖVETKEZTETÉSEK

A Soproni-hegység gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiből ismert éjszakai nagylepkék 5 nagyobb állatföldrajzi típuson belül 30 faunatípusba sorolhatók. A terület macroheterocera alapfaunáját az eurosibériai, holomediterrán és boreo-kontinentális faunaelemek alkotják (609 faj), melyek a vizsgált lepkefauna 81,7%-át jelentik. Mindhárom fauna típusra széles elterjedés terület jellemző, és többféle élőhely típusban megtalálhatóak, ami magyarázza magas fajszámukat a Soproni-hegyvidéken. Emellett további 27 faunaelem típus fordult elő a vizsgálati területen, de fajszámuk jóval alacsonyabb volt. Ezek a fajok alkotják a Soproni-hegység éjszakai nagylepkéinek színező faunáját.

A vizsgálati terület klimatikus viszonyait jól tükrözik a nagylepke faunakomponensek, a melegkedvelő fajok száma alacsonyabb, a hidegtűrő és euryök lepkék fajszáma magasabb.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ambrus A. 1977: Adatok a Sopron környéki erdőtípusok lepke-faunájához. TDK dolgozat, Sopron, Erdészeti és Faipari Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdővédelmi Tanszék
- Csóka Gy. 1998: A Magyarországon honos tölgyek herbivor rovaregyüttese. Erdészeti Kutatások, 88: 311–318.
- Csóka Gy., Hirka A. és Szócs L. 2012: Rovarglobalizáció a magyar erdőkben. Erdészettudományi Közlemények, 2 (1): 187–198.
- Csóka and Szabóky 2005: Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I. Acta Sylvatica et Lignaria Hungarica, 1: 59–72.
- Connor, E.F., Faeth, S.H., Simberloff, D. and Opler, P.A. 1980: Taxonomic isolation and the accumulation of herbivorous insects: a comparison of introduced and native trees. Ecological Entomology, 5: 205–211.
- de Lattin, G. 1967: Grundriß der Zoogeographie. Jena, Fischer; 1967.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere – Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajz-tudományi Kutatóintézet, Budapest
- Horváth B. 2014: Különböző korú gyertyános kocsánytalan-tölgyes erdők lepkeközösségének ökológiai szempontú összehasonlító vizsgálata. Doktori értekezés, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar
- Király G. 2004: A Soproni-hegység edényes flórája (Vascular Flora of the Sopron Hills). Flora Pannonica 2 (1): 5–505.
- Lakatos F. 1997: Szűkárósítások alakulása a Soproni-hegyvidéken. Erdészeti Lapok 132 (10): 325–326.
- Lawton, J.H. and Schroeder, D. 1977: Effects of plant size of geographical range and taxonomic isolation on number of insect species associated with British plants. Nature, 265: 137–140.
- Leskó K. és Ambrus A. 1998: Sopron környékének nagylepkefaunája fénycsapdás gyűjtések alapján. Erdészeti Kutatások, 88: 273–304.
- Pastorális G. 2012: A Magyarországon előforduló molylepkefajok jegyzéke, 2012. A checklist of the Microlepidoptera occurring in Hungary, 2012 (Lepidoptera). Microlepidoptera.hu 5: 51–146.
- Ronkay L., Benedek B., Csóvári T., Kun A., László M. Gy., Péntes Zs., Peregovits L., Sipos B., Szabó K., Szabóky Cs., Szeőke K. és Varga Z. 2007: A magyar lepkefauna rövid jellemzése. 133–152. In: Forró L (szerk.): A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- Sáfián Sz., Ambrus A. és Horváth B. 2009: Új fajok Sopron környékének éjjeli nagylepkefaunájában (Lepidoptera: Macroheterocera). Praenorica Folia Historico-Naturalia, 11: 189–201.
- Sáfián Sz. and Hadarics T. 2005: *Hyles vespertilio* (Esper, 1779), new to the Lepidoptera fauna of Hungary (Lepidoptera: Sphingidae). Folia Entomologica Hungarica 66: 245–251.
- Sáfián Sz., Hadarics T., Szegedi B. és Horváth Á. 2006: Ritka lepkefajok (Lepidoptera) előfordulási adatai egy Fertőrákos melletti mészkőbányából. Szélkiáltó, 12: 28–32.
- Sáfián Sz. és Szegedi B. 2008: A behurcolt tölgy-selyemlepke (*Antheraea yamamai* Guérin-Méneville, 1861) (Saturniidae: Lepidoptera) megjelenése a Soproni-hegyvidéken. Szélkiáltó, 13: 29.
- Schmitt, T. 2007: Molecular biogeography of Europe: Pleistocene cycles and postglacial trends. Frontiers in Zoology 4:11. (page number not for citation purposes)
- Southwood, T.R.E. 1961: The number of species of insects associated with various trees. Journal of Animal Ecology, 30: 1–8.
- Szabó S., Árnas E., Tóthmérész B. és Varga Z. 2007: Az Aggteleki Nemzeti Park nagylepke (Lepidoptera: Macroheterocera) faunájának elemzése hosszú távú fénycsapdás adatsor alapján. Természetvédelmi Közlemények, 13: 59–68.
- Szanyi Sz., Szócs L. és Varga Z. 2015: A Bockerek-erdő Macroheterocera faunájának állatföldrajzi és ökológiai jellemzése. Erdészettudományi Közlemények, 5 (1): 119–128.
- Szomorad F. 2011: A Soproni-hegység erdeinek történeti, növényföldrajzi és cönológiai vizsgálata. Tilia XVI.,
- Tamás J. 1955: A soproni hegyvidéki erdők történelmi fejlődése, tájleírásai a fajok, elegyarány és korosztály viszonylatában napjainkig. Kézirat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Növénytan és Természetvédelmi Intézet, Sopron
- Uherkovich Á. 1984: Jelenkori terjedési jelenségek dél-dunántúli nagylepkéknél (Lepidoptera). Állattani Közlemények, 71: 165–176.

- Valencia-Cuevas, L. and Tovar-Sánchez, E. 2015: Oak canopy arthropod communities: which factors shape its structure? *Revista Chilena de Historia Natural*, 88:15.
- Varga Z. 1964: Magyarország állatföldrajzi beosztása a nagylepkefauna komponensei alapján. *Folia Entomologica Hungarica*, 17: 119–167.
- Varga Z. 2006: A Kárpát-medence faunatórténete és állatföldrajza. 44–75. In: Fekete Z. és Varga Z. (szerk.): Magyarország tájainak növényzete és állatvilága. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest
- Varga Z. (szerk.) 2010: Magyarország nagylepkéi. Heterocera Press, Budapest
- Varga Z., Ronkay L., Bálint Zs., László M. Gy. és Peregovits L. 2004: A magyar állatvilág fajjegyzéke. 3. kötet. Nagylepkék. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest

Érkezett: 2016. március 29.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



Tobozgereben

A tobozgereben (*Auriscalpium vulgare*) a galambgombák távoli rokona. Apró mérete miatt nehezen észrevehető, ugyanakkor mással össze nem téveszthető faj. Törzse 4–5 cm hosszú, kalapja 1–2 cm átmérőjű. Termőrétege 3 mm-es hosszúságú tüskékből áll. Kéttűs fenyők földre hullott tobozain fejlődik. A friss termőtestek májustól kezdve jelennek meg.

Fotó és szöveg: Csóka György

MŰFÉSZEK-PREDÁCIÓS VIZSGÁLATOK EGY ERŐSEN MOZAIKOS SOMOGYI ÉLŐHELYEN

Jánoska Ferenc, Kemenszky Péter, Farkas Attila, Varju József és Horváth Zsolt

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Kivonat

Egy Somogy megyei, erősen mozaikos jellegű élőhelyen végeztünk műfészkek-predációs vizsgálatokat. A vizsgálatok során arra voltunk kíváncsiak, hogy a talajon fészkelő szárnyasvad-fajok fészkekajaira mely fészkek-fosztogatók lehetnek potenciálisan veszélyesek egy olyan területen, ahol mind az apróvad, mind a nagyvad számára alkalmas élőhelyek találhatóak. A vizsgálatok során április és május hónapban 20–20 műfészket vizsgáltunk, melyekbe 2 db valódi tyúktojást, 1–1 db viasz- és gyurmatojást helyeztünk el. A műfészkeket különböző élőhely-típusok találkozási szegélyeibe helyeztük el, és 4 naponta ellenőriztük a predációt. A leggyakoribb predátornak a vörös rókat (*Vulpes vulpes*) (51%) és a vaddisznót (*Sus scrofa*) (37%) azonosítottuk. Az élőhelyszegélyek esetében áprilisban a legmagasabb predációt az égeres és a gabona, illetve az égeres és a gyep szegélyekben, májusban az erdőfoltok belső mikroszegélyében tapasztaltuk, mindhárom esetben az eltérés statisztikailag szignifikáns volt. 2 hónapig azonos helyen hagyott műfészkek esetében azonban a predáció nőtt a fiatalos korú erdők belső mikroszegélyeiben is, de a növekedés nem volt statisztikailag szignifikáns.

Kulcsszavak: műfészkek, predáció, vörös róka, vaddisznó, szegélyhatás

ARTIFICIAL NEST PREDATION INVESTIGATIONS AT A VARIED HABITAT IN SOMOGY COUNTY, HUNGARY

Abstract

We made artificial ground nest predation investigations at a varied habitat in Somogy County, Hungary. During the investigation we were interested in determining which predator species pose a potential risk for the nests of small game species (pheasant and grey partridge) in a territory, where the habitats are suitable for both small game and big game. We monitored 20–20 artificial ground nests in April and May. In each nest we put 2 chicken eggs, 1 wax egg and 1 plasticine egg, respectively. We placed the artificial nests at the edge zones of different habitats and checked the predation every 4 days. We found the Red Fox (*Vulpes vulpes*) (51%) and the Wild Boar (*Sus scrofa*) (37%) to be the most common predator species. We found in April the highest predation at the edges between the Alder forests and crop fields and the Alder forests and pastures and in May at inner micro edges of young afforestation, the differences were significant. The predation risk was also very high for artificial nests left at inner micro edges of young afforestation for 2 months, but the differences between the study periods were not significant.

Keywords: artificial ground nest, predation, Red Fox, Wild Boar, edge effect

BEVEZETÉS

Az apróvad-állományok drasztikus csökkenésének egyik okaként a nem megfelelő mértékű ragadozógyérítést (pl. Potts 1986; Panek 2002), esetenként a vaddisznó terjedését (pl. Faragó és Náhlik 1997; Faragó és mtsai 2000) nevezik meg a szakemberek. A földön fészkelő apróvadfajok (fogoly és fácán) mellett a természetvédelmi oltalom alatt álló, szintén földön fészkelő fajok esetében is (pl. énekesmadár-fajok) egyértelmű állomány-szabályozó tényezőnek tekinthetjük a fészekpredációt (Söderström és mtsai 1998). A talajon költő, nyitott fészki madárfajok jobban ki vannak téve a predációnak, mert a szörmés és a szárnyas ragadozók egyaránt hozzáférnek a tojásokhoz. A fészekhagyó viselkedésforma miatt is jobban veszélyezteti a tojásokat, mert a kotlás (általánosan elfogadott nézet szerint) csak az utolsó tojás lerakása után kezdődik (pl. fogolynál, Sterbetz 1984; Faragó 2012), és a hosszú ideig nem kotlott, emiatt nem is rejtett tojások jobban ki vannak téve a predációnak. Ugyanakkor a fészekhagyó viselkedésforma miatt a kikelést követően a fiókák már esetenként kevésbé veszélyeztetettek, mint a fészeklakó fajok fiókái (Starck és Ricklefs 1998).

A fészekalj-predációs vizsgálatok alapvetően kétféle módon hajthatók végre: meglévő, természetes fészkek monitoring-jellegű ellenőrzésével, illetve mesterséges fészekalj kialakításával és azok ellenőrzésével. Mindkét módszer alkalmazásának vannak előnyei és hátrányai. A természetes fészkek vizsgálatának előnye, hogy (elvileg) valós adatokat kapunk a predáltságról, ugyanakkor egyes vizsgálatok szerint a kutatást végző személy jelenléte zavarhatja a fészkelő madarakat, illetve periodikus jelenléte odavonhatja a ragadozókat a fészkekhez (Báldi 1999; Medeiros és mtsai 2007). Nem mellékesen a vizsgálatot végző nem talál meg minden fészket, vagy a korábban predált (üresen talált) fészkek torzíthatják az eredményeket (Báldi 1999).

A műfészkekkel végzett vizsgálatok azzal a nyilvánvaló előnnyel rendelkeznek, hogy a fészkelő állományok zavarása és veszélyeztetése nélkül lehet elvégezni a predáció vizsgálatát, emellett a vizsgálatok nem függenek a fészkek eltérő kotlottsági fokától, és/vagy a fiókák különböző korától, valamint a kutatás időben és térben tervezhető (Batáry 2004). A műfészkekkel vizsgált predáció eredményeit ugyanakkor torzíthatja, hogy nem lehet egyszerűen megállapítani, mennyiben tér el a műfészkek predáltsága a valódi fészkekétől. Kevés olyan vizsgálat folyt, ahol egyidejűleg vizsgáltak valódi és műfészkeket, és az ilyen vizsgálatok eredménye sem egyértelmű (Báldi 1999). Általánosan elfogadottnak tűnő vélemény, hogy a műfészkekkel nyert predációs adatok nem a valós predációra, hanem elsősorban az adott helyre vonatkoztatott potenciális predátorokra szolgáltatnak adatokat (Báldi 1999).

Hazánkban nagyon részletes módszertani ismertetést adott a vizsgálatok lefolytatásáról Báldi (1999), aki felhívta a figyelmet azokra a lehetséges hibákra is, amiket a vizsgálatok tervezése, lefolytatása és kiértékelése alatt elkövethetünk.

Fazekas és Báldi (2000) egy Csepel-szigeti parkerdő szegélyeiben, talajon és bokrokon alakított ki műfészkeket. A hazai és nemzetközi vizsgálatok új irányát jelezték azok a vizsgálatok, melyek a szegélyhatás jelentőségét elemezték. A nádasok belső tereinek és szegélyeinek predációs viszonyait vizsgálta Báldi és Batáry (2000; 2005), Batáry (2001). Purger és munkatársai (2012a) a fészekalj-predáció kísérletes vizsgálatánál szintén a szegélyhatás jelentőségét emelték ki horvátországi gyepeken. A nádiringó (*Acrocephalus arundinaceus* Linnaeus, 1758) valódi fészkeinek és a műfészkeknek eltérő túlélési valószínűségét vizsgálta Batáry és Báldi (2005). Egy érdekes kísérletben Trinka és munkatársai (2008) műfészkekhez kihelyezett madár-makettekkel bizonyították, hogy a fészkek túlélését növeli, ha a szülőmadár a fészek közelében található.

A műfészkek-kísérletekben használt gyurmatojások alkalmazását gyakran éri kritika azért, mert az illatuk vonzóbb a kisemlősök számára, ezért a valós ragadozás mértékét e fajok esetében felülbecsültté teheti (Maier és Degraaf 2001). Emiatt több szerző is azt javasolja, hogy a gyurmatojásokat a felhasználás előtt „levegőztetni” kell (Purger és mtsai 2012b).

Vizsgálataink során arra voltunk kíváncsiak, melyek a vizsgált mozaikos élőhelyen gyakori fészekpredátorok, a különböző szegélyélőhelyek között ki lehet-e mutatni predációs különbségeket, illetve találunk-e arra igazo-

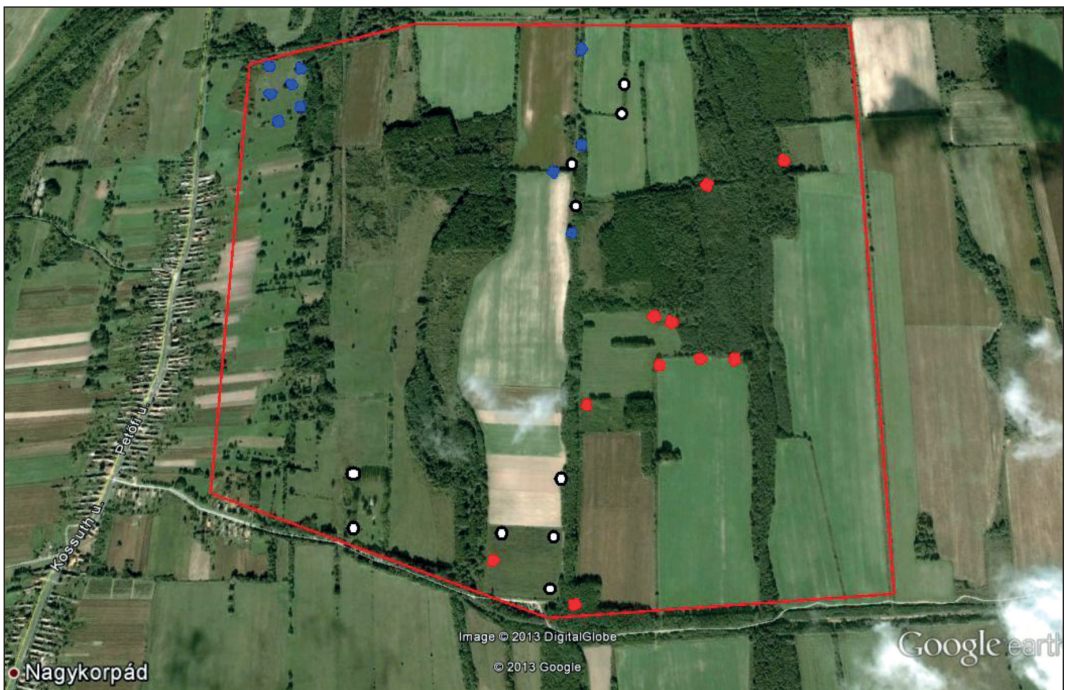
lást, hogy a ragadozók esetenként szisztematikusan keresik le a műfészkeket, követve a kísérletet végző kutató (rendszeresen változtatott) útvonalát.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület jellemzése

A vizsgált terület Somogy megyében fekszik, Kelet-Belső-Somogy kistájban, a kistáj központi részén található Nagykorpad község határában. A kistáj a Nagyberék–Dráva-völgy valamint a Marcali-hát és Nyugat-Külső-Somogy között elhelyezkedő hordalékkúp-síkság, mely kb. 80 km hosszú és 20 km átlagos szélességű. Átlagos tengerszint feletti magassága 150–170 m.

A vizsgált terület mérete 328 hektár, kerülete 7 kilométer (1. ábra). A kiválasztott terület meglehetősen mozaikos, hiszen az élőhelyek változatossága fontos szempont volt a területválasztás során. Az előforduló élőhelytípusok: gyepek, kaszáló, szántó (gabonabetés), kisebb erdőtömbök, fiatal erdőültetvények, cserjesorok, fasorok, erdősávok. A mozaikos élőhelyen nagy jelentőséggel bírnak az ott található erdőfoltok, mert kedvező élőhelyet jelentenek a nagyvad számára, míg a mezőgazdasági jellegű élőhelyek (gyepek, szántók), illetve az erdőszegélyek, erdősávok, fasorok az apróvad potenciális élőhelyei. A vizsgálati terület hossz tengelyében húzódik a Préposti-árok nevű vízfolyás, melyhez több, időszakos vízellátottságú árok is csatlakozik. A patak állandó vízforrást biztosít a vad számára. A kiválasztott terület tengerszint feletti magassága 135–148 m között változik, közel síknak nevezhető.



1. ábra: A kutatási terület átnézeti térképe a műfészkek helyszínével (fehér pont: állandó fészkek, 1–10, piros pont: fészkek áprilisban, 11–20, kék pont: fészkek májusban, 21–30)

Figure 1: Map of the research area with the artificial nest places (white dots: permanent nests, No.1–10, red dots: Nests in April, No. 11–20, Blue dots: Nests in May, No. 21–30)

Terepi adatgyűjtési módszerek

A fészkek kihelyezésénél igyekeztünk számításba venni a szegélyhatás befolyásoló szerepét. Mivel elsődlegesen a szárnyas apróvad (fácán és fogoly) potenciális fészkelését szerettük volna imitálni, a fészkek helyének zömmel azokat a szegélyeket választottuk, ahol nagy valószínűséggel a szárnyasvad is fészkelne. Néhány fészket olyan élőhelyek belső részeiben alakítottuk ki, amely ugyan a szó szorosán vett értelmében nem szegélyélőhely, de ökológiai körülményei miatt szintén alkalmas (lehet) az apróvad, elsősorban a fácán fészkelésére (fiatalos erdők belső mikroszegélyei, olyan foltok, ahol az erdőfelújítás változó sikeressége miatt kisebb záródásihiány alakult ki).

A vizsgálatok során 10 db műfészket 2 hónapig azonos helyen vizsgáltunk, 10 db műfészket a második hónapban áthelyeztünk az 1. táblázatban látható módon.

A vizsgálatokat április hónaptól, a szárnyasvad-fajok fészkelésének kezdetétől indítottuk el. A vizsgálat során arra törekedtünk, hogy minden élőhelytípusba tudjunk (közel azonos számú) mesterséges fészket kihelyezni. A második vizsgálati időszakban olyan élőhelytípusba is tudtunk műfészkeket kihelyezni, ahol a vizsgálatok kezdetén (a vegetáció kései megindulása miatt) még nem volt elegendő takarás (gyeptársulás és fás legelő szegélye).

A fészkekbe valódi- és mesterséges tojásokat helyeztünk el. Egy fészekbe 4 darab tojást: egy viasszal töltött tyúktojást, egy gyurmatojást és 2 darab valódi tyúktojást tettünk ki (1. kép). A műtojások (viasz- és gyurmatojás) egyidejű használata nagyobb biztonságot nyújtott a predátorok beazonosítására, mert rendszerint a legtöbb vizsgálatban csak egyiket, vagy másikat szokták alkalmazni (Báldi 1999).



1. kép: A műfészkek két valódi, egy-egy viasz- és gyurmatojással
Picture 1: Artificial nest with two chicken eggs, 1-1 plasticine and wax egg

A tyúktojások használata általánosan elterjedt (a tenyésztett japánfüri tojásai mellett) a műfészkek-predációs vizsgálatok során (Báldi 1999; DeGraaf és Angelstam 1993). Előnye, hogy könnyen és olcsón beszerezhető, és jól helyettesíti a szárnyasvad tojásait. Mellette szól továbbá, hogy ilyen mennyiségű természetes fácántojás beszerzése (megfelelő ütemezésben) nagy nehézséget jelentett volna. A fácánfészkek modellezésére használata kifejezetten ajánlott (Purger és mtsai 2008).

A viasztojások készítéséhez „M” méretű háztáji baromfitojásokat fűjtünk ki, majd a tojánhéjat viasszal töltöttük meg. A gyurmából készített tojások méretét a háztáji baromfitojások méretéhez igazítottuk. Igyekezünk mind a viasztojások készítéséhez, mind a csalogatónak szánt valódi tojások kiválasztásához a legkisebb méretű és barna héjszínű háztáji tyúktojásokat kiválogatni. A műtojásokat a környező növényzethez rögzítettük zsinór segítségével, hogy a predátor azokat ne tudja elvinni, így a kárt okozó ragadozó azonosíthatóvá válnon (Báldi 1999).

Mind a valódi, mind a viasztojásokat és a gyurmatojásokat 4–5 napon keresztül szellős, árnyékos helyen szagtalanítottuk. A vizsgálatok során egyidejűleg 20 mesterséges fészket vizsgáltunk, a kiértékelésnél az áthelyezett fészkeket folytatólagosan új sorszámmal láttuk el.

A műfészkek-készítés során csak a helyszínen fellelhető természetes anyagokat használtuk fel, mesterséges anyagokat, esetleges csalogató anyagokat nem használtunk. A műfészkek kialakítása során először sekély, néhány cm mély, 15–20 cm átmérőjű fészkecsészét alakítottunk ki, majd ezt a fészkekalapot a környező növényzet (általában száraz fű) felhasználásával kibéleltük, a földön fészkelő szárnyasvad fészkelését utánozva. A vizsgálat során a fészkeket nem fedtük be.

A fészkeket sorszámmal láttuk el, melyet a helyszínen is megjelöltünk. A visszakeresést négy nap különbséggel végeztük, a kora délutáni órákban, hogy a potenciális ragadozók zsákmánykeresési időszakában lehetőség szerint ne mozogjunk a területen. A fészkek visszakeresése során, amennyire csak lehetett, földutakon és műúton közlekedtünk, a fészkek közelébe érve pedig alkalmanként más-más útvonalon közelítettük meg a fészket. Ezzel igyekeztünk elkerülni, hogy ösvényszerű csapások alakuljanak ki, mely szintén a műfészkekhez vezetheti a ragadozókat.

A terepi jegyzőkönyveket azonnal, a visszaérkezést követően számítógépen rögzítettük. A visszakeresés során predáltak talált fészkeket az adott fészkek vizsgálati időszakának végéig minden alkalommal kiegészítettük, azaz a predált valódi- és műtojásokat a típusnak megfelelő újjal cseréltük fel, és a fészkecsészét is, ha sérült, kijavítottuk.

A vizsgálatok során gumicsizmát használtunk, a kezünkön lévő szaganyagokat azonban nem gumikesztyűvel igyekeztünk elfedni, hanem a visszakeresést megelőzően a környező talajban és avarban szagtalanítottuk, mintegy „megmosva” a kezünket a természetes anyagokban. Ezt az eljárást Báldi (1999) is javasolja az emberi szag elfedésére.

Kiértékelési módszerek

A predált fészkek esetén részben a fészkek környékén fellelhető lábnyomok, elsősorban azonban a kétféle műtojáson található fognyomok, valamint egyéb jelek (pl. vaddisznó esetében a túrásnyomok, róka és aranyakál esetében a kaparásnyomok) segítségével azonosítottuk be a predátorokat. A beazonosítást legtöbbször a viasz- vagy gyurmatojás állapota, a rajtuk található fog- és harapásnyomok mérete tette nagy biztonsággal lehetővé.

Előzetesen, illetve a terepi adatgyűjtés során tapasztaltak szerint az alábbi predátor-csoportokat különítettük el:

Vaddisznó (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758)

Vörös róka (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758)

Aranysakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758)

Borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758)

Közepes termetű emlős kártevők

Szárnyas kártevők

Predáltak tekintettünk a kiértékelés során minden fészket, melyből bármely típusú tojás eltűnt, illetve bármilyen formában károsodott.

Az egyes élőhelytípusokra vonatkozó predáltság mértékét az alábbi képlettel fejeztük ki:

$$S=(D/F)\times 100,$$

ahol

S: A fészekkárosítás mértéke %-ban

D: A vizsgált időszakban predáltak talált fészkek száma

F: A vizsgált időszakban az adott élőhelytípusban található fészkek száma

A vizsgálatok kiértékelése során 6 élőhelytípust különítettünk el, az alábbiak szerint:

1. Fialatos erdő (tölgyes és akácos) belső mikroszegélye
2. Akácos és gabonavetés szegélye
3. Égeres és gabonavetés szegélye
4. Égeres és gyeperdő szegélye
5. Gyeperdő és fás legelő szegélye
6. Cserjesor és gyeperdő szegélye

1. táblázat: A műfészkek elhelyezése és sorszáma a két vizsgálati időszakban (azonos szín azonos élőhelyet jelöl)

Table 1: Places and numbers of artificial nests (Same color means same habitat)

Sorszám	1. vizsgálati időszak	Sorszám	2. vizsgálati időszak
	Fészkek helye (érintett habitatok)		Fészkek helye (érintett habitatok)
1	Tölgyes fiatalos mikroszegély	1	Tölgyes fiatalos mikroszegély
2	Tölgyes fiatalos mikroszegély	2	Tölgyes fiatalos mikroszegély
3	Tölgyes fiatalos mikroszegély	3	Tölgyes fiatalos mikroszegély
4	Cserjesor és gyeperdő szegélye	4	Cserjesor és gyeperdő szegélye
5	Cserjesor és gyeperdő szegélye	5	Cserjesor és gyeperdő szegélye
6	Akácos és gabona szegélye	6	Akácos és gabona szegélye
7	Akácos (fasor) és gabona szegélye	7	Akácos (fasor) és gabona szegélye
8	Égeres és gabona szegélye	8	Égeres és gabona szegélye
9	Égeres (fasor) és gabona szegélye	9	Égeres (fasor) és gabona szegélye
10	Égeres (fasor) és gabona szegélye	10	Égeres (fasor) és gabona szegélye
11	Tölgyes fiatalos mikroszegély	21	Cserjesor és gyeperdő szegélye
12	Égeres és gabona tábla szegélye	22	Gyeperdő és fás legelő szegélye
13	Égeres és gabona tábla szegélye	23	Gyeperdő és fás legelő szegélye
14	Égeres és gabona tábla szegélye	24	Gyeperdő és fás legelő szegélye
15	Égeres és gyeperdő szegélye	25	Gyeperdő és fás legelő szegélye
16	Égeres és gyeperdő szegélye	26	Gyeperdő és fás legelő szegélye
17	Égeres és gyeperdő szegélye	27	Akácos (fasor) és gabona szegélye
18	Égeres és gyeperdő szegélye.	28	Égeres (fasor) és gabona szegélye
19	Akácos (fasor) és gabona szegélye	29	Gyeperdő és fás legelő szegélye
20	Akácos belső mikroszegély	30	Égeres és gabona szegélye

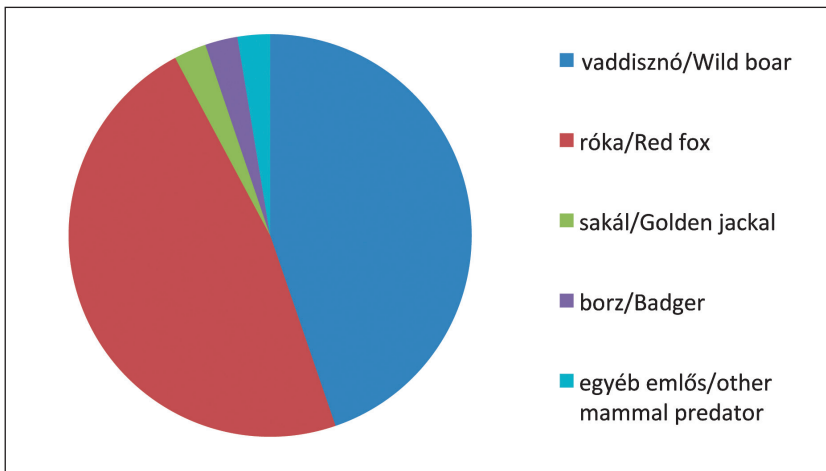
A vizsgálati időszakok során kifosztott fészkek számát az érintett habitatok szerint, valamint az egyes élőhelytípusok predáltságát a két vizsgálati periódusban nem paraméteres χ^2 -próbával teszteltük. A fészkek rablást okozó fajok megoszlását a vizsgálati időszakokon belül, illetve a két vizsgálati periódus között szintén nem paraméteres χ^2 -próbával elemeztük. Az adatfeldolgozást Microsoft Excel, illetve Statistica 12 számítógépes programokkal végeztük. Az alkalmazott szignifikancia szint minden esetben $\alpha=0,05$ volt.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A predációt okozó fajok megoszlása

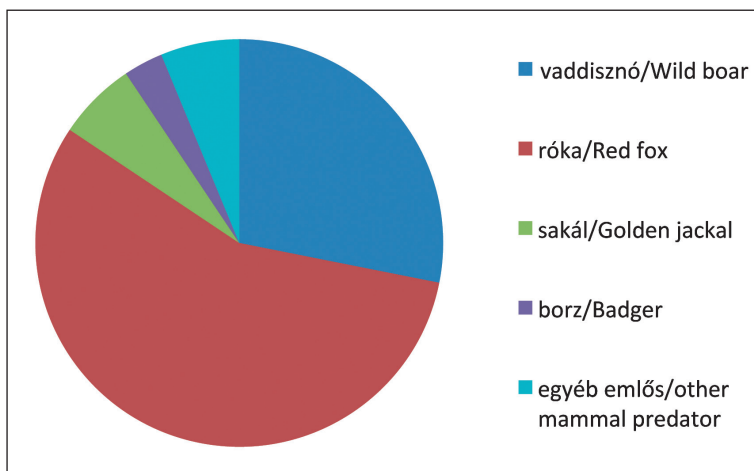
Vizsgálataink során alapvetően két vadfaj okozta a legnagyobb kárt a fészkek aljakban. Meglepetésünkre, a teljes vizsgálati időszakban elmaradt a szárnyas kártevők kártétele, egyetlen predált fészkek aljánál sem azonosítottunk madárfajokat károkozóként.

Az első vizsgálati időszakban közel azonos arányban a vörös róka (47,4%) és a vaddisznó (44,7%) predálta a fészkek aljakat. A vaddisznó és róka által okozott fészkekárosítások között nem találtunk szignifikáns eltérést ($p=0,8566$). A két fő fészkek alj-fosztogató mellett az első vizsgálati periódusban az arany sakál, a borz és az egyéb emlős kártevők aránya alacsony szinten maradt (2. ábra). A másodlagos kártevők által okozott fészkekárosítások szignifikánsan kisebb mértékűek voltak a róka és vaddisznó kártételénél. Minden elsődleges és másodlagos kártevő faj által okozott veszteségek összehasonlítása esetében a próbastatisztika értéke $p<0,001$ volt. A másodlagos: borz, sakál és egyéb emlős kártevők által okozott veszteségek között nem találtunk szignifikáns eltérést.



2. ábra: Az 1. vizsgálati időszak (április) fészkepredátorai
Figure 2: Predator species of the first period (April)

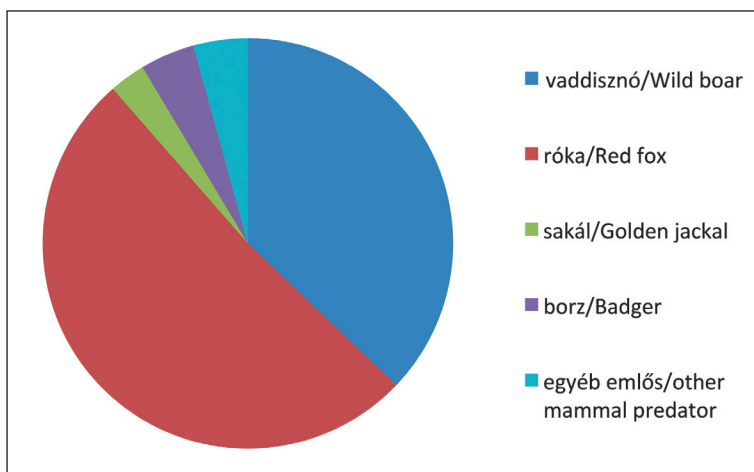
A két vizsgálati periódus között egyetlen kártevő faj károsítása sem változott szignifikáns mértékben (vaddisznó: $p=0,1529$; róka: $p=0,4589$; borz: $p=0,9018$; sakál és egyéb emlős kártevők: $p=0,4565$). Ugyanakkor, a második vizsgálati periódusban jelentősen változott az elsődleges predátor-fajok kártételének aránya (3. ábra).



3. ábra: A 2. vizsgálati időszak (május) fészekpredátorai
Figure 3: Predator species of the second period (May)

A második periódusra, azaz május hónapra számolva, a vörös róka predációja 56,3%-ra növekedett, míg a vaddisznó kártétele 28,1%-ra esett vissza (3. ábra). A róka és vaddisznó kártétele közötti eltérés szignifikáns volt ($p=0,0227$). Kismértékben nőtt a sakál, a borz és az egyéb emlős kártevők kártételének aránya is (rendre 3,1%, 6,2%, 6,2%).

A két hónapos vizsgálat során tapasztalt összesített predáció (mindösszesen 30 fészek, melyből 10–10 műfészek 1 hónapig, 10 fészek 2 hónapig állt vizsgálat alatt) adatai a 4. ábrán láthatók.



4. ábra: A teljes vizsgálati időszak (április-május) fészekpredátorai
Figure 4: Predator species of the whole period (April-May)

Az összes predált tojás felének, 51,4%-ának elpusztítását a vörös rókának lehetett tulajdonítani. A vaddisznó a tojások 37,1%-át, az aranysakál 2,9%-át, a borz és az egyéb emlős ragadozók 4,3–4,3%-át pusztították el.

A róka kártétele észrevehetően nőtt tehát a vizsgált szegély-élőhelyeken, melyek szisztematikus lekeresését régóta a róka viselkedésformái közé sorolják (Potts 2012). Ugyanakkor nem sikerült egyértelműen

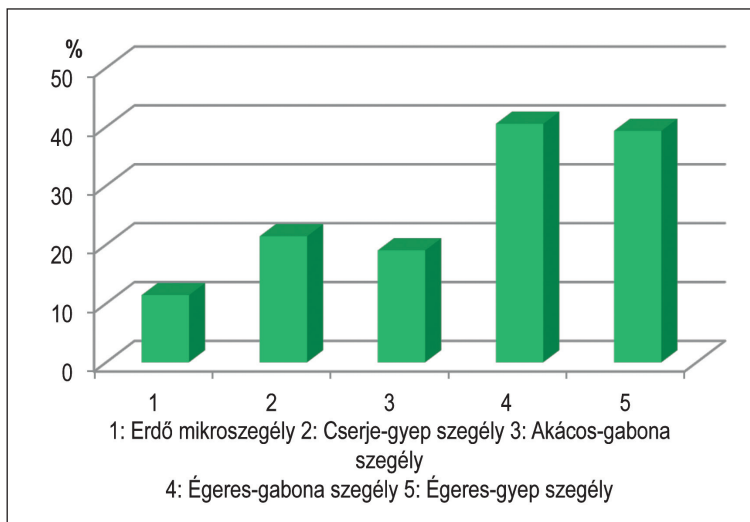
igazolnunk, hogy a szegélyekben található műfészkeket a ragadozók visszakeresik (Báldi 1999), mert ugyanazon fészkek ismételt predációja rapszodikusán fordult elő. Azt több vizsgálat igazolta (pl. Götmark 1992; Andresen 2015), hogy a ragadozó által a felmérést végző kutatót vizuálisan vagy szaglás alapján követve, a predált fészkek aránya magasabb lett. A vizsgálat gyakoriságától függően pl. magasabb predációt mutatott ki Andersen (2015). Ugyanakkor MaCivor és munkatársai (1990) és Weidinger (2008) nem találtak hasonló összefüggést, azaz a vizsgálat gyakorisága tapasztalatuk szerint nem befolyásolta a predációt.

Hazai vizsgálatokban a róka predációs dominanciáját Purger és munkatársai (2008) is kimutatták. A két legfontosabb predátorfaj más, az általunk vizsgálttól jelentősen eltérő élőhelyen is uralkodó lehet. Svédország közép-ső részén, zömmel fenyőerdővel borított, de mezőgazdasági területekkel, nyílt gyepekkel és fűz energiaerdőkkel mozaikosan tarkított kutatási területen Carpio és munkatársai (2016) szintén a vörös rókát (28%) és a vaddisznót (18%) találták a legfontosabb fészkepuztítóknak. Azokon az élőhelyeken, amelyek a vaddisznótól mentesek voltak, a róka (38,5%) mellett a borz (34,5%) vált a legfontosabb predátorrá. Amerikai vizsgálatok során Small és Hunter (1988) a fragmentálódó erdőkben szintén elsődleges fészkepuztórtnak nevezte meg a vörös rókát. Az általuk megtalált elpusztított fészkek 89%-át emlős ragadozók, elsősorban a róka, a csíkos bűzösborz (*Mephitis mephitis* Schreiber, 1776), a mosómedve (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758), valamint a kanadai vörös mókus (*Tamiasciurus hudsonicus* Erxleben, 1777) tették tönkre. Ausztráliában a betelepített vörös róka még olyan speciális esetekben is a legfontosabb fészkepuztító lehet, mint Collie-kígyónyakúteknő (*Chelodina (Macrodirremys) colliei* Gray, 1856) tojásainak predátora (Dawson és mtsai 2014).

Predáltság változása a műfészkek helye szerint

Mivel a fészkeket igyekeztünk lehetőség szerint közel azonos arányban eltérő élőhelyekre kihelyezni, vizsgálható a fészkek predáltságának időbeli és élőhely szerinti változása.

Az április hónapban vizsgált 20 fészkek 5 élőhelytípusban helyezkedett el, melyek predáltságát az 5. ábra mutatja be.



5. ábra: Predáltság mértéke az egyes szegély-élőhelyeken az 1. vizsgálati időszak (április) alatt

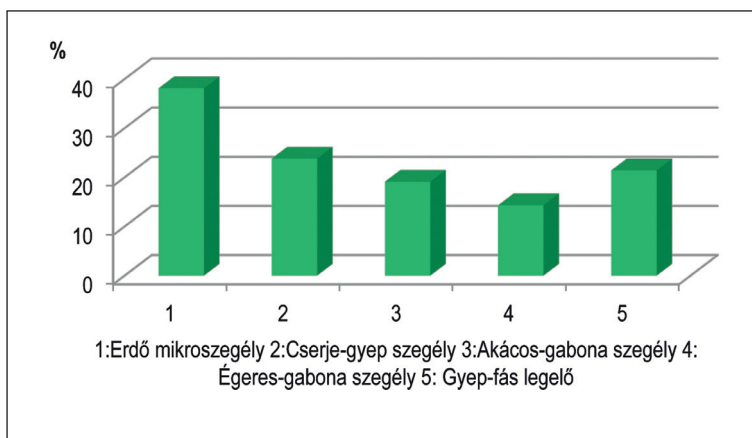
Figure 5: Frequency of predation at habitat-types (1: Forest inner micro edge, 2: Edge between hedgerow and pasture,

3: Edge between Black locust forest and crop field, 4: Edge between Alder forest and crop field,

5: Edge between Alder forest and pasture) in first period (April)

A kora tavaszi időszakban, áprilisban a legmagasabb predációs értékeket két olyan élőhely-típusban találtuk, ahol az égererdő volt a szegélyélőhely egyik fele. Az erdőfoltok belsejében kialakult mikroszegélyek esetében áprilisban még alacsony volt a predáció mértéke, 3 vizsgált fészekben a teljes vizsgálati időszak (7 ellenőrzés) során sem észleltünk predációt. A próbastatisztika értékek is megerősítik a tapasztalt eltéréseket. Az égeres-gabona szegély, illetve az égeres-gyep szegély erőteljesebben károsult, mint az erdő mikroszegélye ($p=0,0069$ ill. $p=0,0136$) valamint az akácos-gabona szegély ($p=0,0373$ ill. $0,0452$). A többi élőhely predáltsági fokának összevetése során nem találtunk szignifikáns különbségeket.

Május hónapban 10 fészek helyben hagyása mellett 10 fészket más élőhelyekre helyeztünk át. Ennek, valamint a vegetáció változásainak következtében a második vizsgálati időszakban megváltozott egyes élőhelyeken a predáció mértéke (6. ábra).



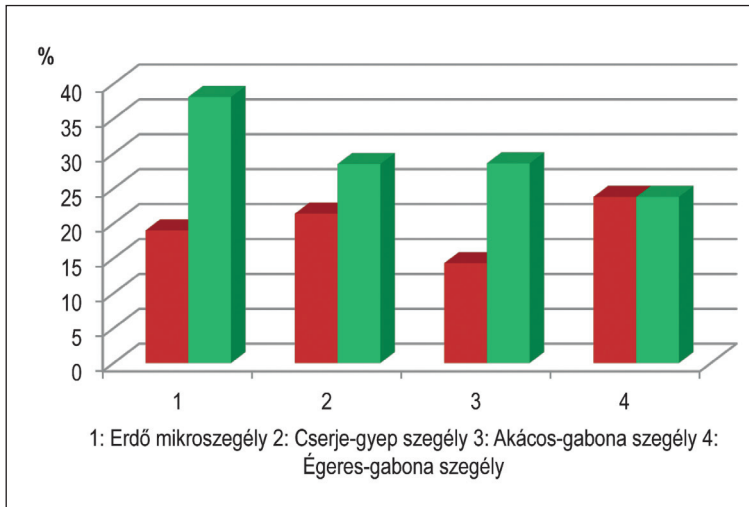
6. ábra: Predáltság mértéke az egyes szegély-élőhelyeken a 2. vizsgálati időszak (május) alatt

Figure 6: Frequency of predation at habitat-types (1: Forest inner micro edge, 2: Edge between hedgerow and pasture, 3: Edge between Black locust forest and crop field, 4: Edge between alder forest and crop field, 5: Edge between pasture and wooded pasture) in second period (May)

A leginkább predált élőhellyé az erdőfoltok belső mikroszegélye vált. Ugyanakkor ezen az élőhelyen sem tapasztaltuk azt, hogy a predátor célzottan kereste volna fel ismételt alkalommal ezeket a helyeket, mert az erősebb predáció ellenére több egymást követő ellenőrzés során is érintetlenek maradtak a fészkek. A leginkább nyílt élőhelyen, a gyep- és fás legelő határzónájában (meglepetésünkre) alacsony predációs értékeket tapasztalunk. Az ide áthelyezett 6 fészek közül a teljes vizsgálati időszak (1 hónap, 7 ellenőrzés) során 1 fészkek érintetlen maradt, további 2 fészkek esetében pedig csak egyszer történt tojáskárosítás. Összességében a különböző élőhelyek predáltsági foka a második vizsgálati időszakban kiegyenlítettebb volt. Szignifikáns eltérést csak az erdő mikroszegély illetve az égeres-gabona szegély károsítása között találtunk ($p=0,0411$).

A kihelyezett műfészkek közül 10 db mind a két vizsgálati hónapban azonos helyszínen maradt, melyek esetében összehasonlítható a ragadozók kártételének változása.

Ahogy már a 6. ábra is mutatta, az erdőfoltok belső mikroszegélyei mentén a helyben maradó fészkek esetében nőtt leginkább a predáltság mértéke. A másik három élőhelyszegély közül egyedül az égeres-gabona szegélyben nem növekedett a predáltság, hanem a korábbi szinttel azonos maradt. Ez az első vizsgálati periódusban a legmagasabb értéket érte el, de májusban (a többi élőhely növekvő predáltsága miatt) aránya nem növekedett. Ugyanakkor, a helyben maradó fészkek alapján, a vizsgált élőhelyek predáltsága közötti különbségek a két vizsgálati periódusban nem voltak szignifikánsak (erdő mikroszegély: $p=0,1719$; cserje-gyep szegély: $p=0,6625$; akácos-gabona szegély: $p=0,357$; égeres-gabona szegély: $p=1,00$).



7. ábra: Predáltság mértéke az egyes szegély-élőhelyeken a folyamatosan vizsgált fészkeljkek esetében a teljes vizsgálati időszak (április: piros, május:zöld) alatt

Figure 7: Frequency of predation at habitat-types (1: Forest inner micro edge, 2: Edge between hedgerow and pasture, 3: Edge between Black locust forest and crop field, 4: Edge between Alder forest and crop field) in whole period (red: April, green: May)

Az egyes szegély-élőhelyek predáltságáról összességében megállapítható, hogy a fészkeljkek pusztulása nem minden esetben függött a műfészkek helyétől. Az egyes esetekben meglévő szignifikáns különbség okára vonatkozóan csak feltételezéseink vannak. E hipotézisek további vizsgálatok elvégzését indukálják, melyek az eddigi eredmények megerősítését vagy cáfolatát jelenthetik. Fontos módszertani pontosítást jelenthet, hogy Heim és Báldi (2009) megállapítása szerint a műfészkek-vizsgálatok nagyon eltérő eredményeit befolyásolhatja az a körülmény, hogy nincs pontosan definiálva a szegély-élőhely „0” pontja. Azaz a szegélytől való távolságot jelentősen befolyásolja az, hogy mely pontot tekintünk a szegély-élőhely központi részének, hová kerül kihelyezésre a műfészkek. Az általuk elvégzett transzekt-vizsgálatok bizonyították, hogy a vegetációs borítás nagy mértékben befolyásolja a fészkek fellelhetőségét a ragadozók számára. A lágyszárú vegetáció változása, illetve a cserjeszint kilombosodása okozhatott eltérő predációs nyomást az egyes élőhelyszegélyeken.

ÖSSZEFOGLALÁS

Vizsgálataink során olyan területen végeztünk műfészkek-predációs vizsgálatokat, ahol a terület élőhelyeinek változatossága miatt potenciálisan a szárnys apróvadfajok (fácán és fogoly), valamint nagyvadfajok is előfordulnak. A talajon költő fajok fészkeinek imitálására a szegélyélőhelyeket választottuk, a mozaikos vizsgálati területen mindösszesen 6 különböző szegélyélőhely-típust választottunk ki. A műfészkekbe 2 db valódi tyúktojást, 1–1 db viasztojást és gyurmatojást helyeztünk el, mely nagy mértékben segítette a predátorok beazonosítását. A két hónapig, áprilisban és májusban tartó vizsgálati időszak alatt a fészkek 51%-át a vörösróka, 37%-át a vaddisznó pusztította el. Vizsgálataink során egyértelmű bizonyítékát nem találtuk annak, hogy a ragadozók követik a vizsgálatot végző személyt, vagy útvonalát, illetve a fészkeljkek ragadozók által történő visszakeresését, mert az ismételt predáció rapszodikusán fordult elő. Az élőhelytípusok tekintetében áprilisban a legmagasabb predációs értékeket két olyan élőhely-típusban találtuk, ahol az égererdő volt a szegélyélőhely egyik fele. Májusban a leginkább predált élőhely az erdőfoltok belső mikroszegélye vált. A két külön vizs-

gálai periódusban fentebb említett élőhelytípusok predáltsága szignifikánsan különbözött a többi vizsgált szegélyélőhelyétől. A két hónapig folyamatosan helyben hagyott műfészkek esetében, mely 4 élőhelytípust érintett, 3 esetben nőtt a predáció mértéke, de ezen élőhelytípusok esetében az eltérések nem voltak szignifikánsak.

A talajon költő apróvadfajok fészkei nagy mértékben ki vannak téve a predációnak, míg a kötlés el nem kezdődik, mivel a kötlés rendszerint csak a fészkealj teljessé válását követően indul. Evolúciós szempontból ez nagy kockázatot jelent, melyet a fészkek hagyó viselkedésforma részben kompenzál.

Vizsgálatainkat a továbbiakban a fenti állítások igazolására vagy elvetésére koncentráljuk.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők köszönik a kézirat lektorálása során közreműködő lektorok gondolatébresztő és jobbító szándékú észrevételeit, kritikáit.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Andersen, Ch. H. 2015: The effect of human disturbance on nest predation rate of ground-nesting birds. Master thesis. Telemark University College. Faculty of Arts and Science. Telemark. 25.
- Báldi A. 1999: A fészkealjpredáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. *Ornis Hungarica*, 8–9: 39–55.
- Báldi, A. and Batáry, P. 2000: Do predation rates of artificial nests differ between edge and interior reedbed habitats? *Acta Ornithologica*, 35: 53–56.
- Báldi, A. and Batáry, P. 2005: Nest predation in European reedbeds: different losses in edges but similar losses in interiors. *Folia Zoologica*, 54(3): 285–292.
- Batáry P. 2001: Fészkealjpredációs vizsgálatok a Fertő-tó osztrák oldalán. Diplomamunka, Debrecen, KLTE.
- Batáry P. 2004: A fészkepredáció szegélyhatásának vizsgálata. Doktori értekezés, Debreceni Egyetem, 91.
- Batáry, P. and Báldi, A. 2005: Factors affecting the survival of real and artificial great reed warbler's nests. *Biologia, Bratislava*, 60(2): 215–219.
- Carpio, A. J.; Hillström, L. and Tortosa, F. S. 2016: Effects of wildboar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *European Journal of Wildlife Research*, 62: 1–8.
- Dawson, S. J.; Adams, P. J.; Huston, R. M. and Fleming, P. A. 2014: Environmental factors influence nest excavation by foxes. *Journal of Zoology*, 294: 104–113.
- DeGraaf, R. M. and Angelstam, P. 1993: Effects of timber size-class on predation of artificial nests in extensive forest. *Forest Ecology and Management*, 61: 127–136.
- Faragó S. 2012: Vadászati állattan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Faragó S. és Náhlik A. 1997: A vadállomány szabályozása. A fenntartható vadgazdálkodás populáció-ökológiai alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Faragó S.; Csányi S.; Pechtol J.; Szemethy L. és Sztojkov V. 2000: Az apróvad-gazdálkodás stratégiai terve Magyarországon. In: *Vadászévkönyv 2000*. Dénes Natur Műhely kiadó, Budapest, 112–146.
- Fazekas A. és Báldi A. 2000: A szegélyhatás és az énekesmadarak fészkealjpredációjának kísérletes vizsgálata a Tököli Parkerdőben. *Ornis Hungarica*, 10: 41–48.
- Götmark, F. 1992: The effects of investigator disturbance on nesting birds. *Current Ornithology*, 9: 63–104.
- Heim A. és Báldi A. 2009: Különböző élőhelyek szegélyeinek komparatív fészkealjpredációs vizsgálata. *Természetvédelmi közlemények*, 15: 291–303.
- MaCivor, L. H.; Melvin, S. M and Griffin, C. R. 1990: Effects of research activity on piping plover nest predation. *Journal of Wildlife Management*, 54(3): 443–447.

- Maier, T. J. and Degraaf, R. M. 2001: Differences in depredation by small predators limit the use of plasticine and zebra finch eggs in artificial-nest studies. *The Condor*, 103(1): 180–183.
- Medeiros, R.; Ramos, J. A.; Paiva, V. H.; Almeida, A.; Pedro, P. and Antunes, S. 2007: Signage reduces the impact of human disturbance on little tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation*, 135: 99–106.
- Panek, M. 2002: Space use, nesting sites and breeding success of grey partridge (*Perdix perdix*) in two agricultural management systems in western Poland. *Game and Wildlife Science*, 19: 313–326.
- Potts, G. R. 1986: *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London.
- Potts, G. R. 2012: *Partridges. Countryside Barometer*. Collins, London.
- Purger, J. J.; Csuka, Sz. and Kurucz, K. 2008: Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: Experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Polish Journal of Ecology*, 56(3): 481–486.
- Purger J.J.; Muzinic, J. and Purger D. 2012a: Survival chances of ground nest sin a meadow habitat: A case study in Vrana Lake Nature Park (Mediterranean region, Croatia). *Polish Journal of Ecology*, 60(1): 207–212.
- Purger J.J.; Kurucz K.; Tóth Á. and Batáry P. 2012b: Coating plasticine eggs can eliminate the overestimation of predation on artificial ground nests. *Bird Study*, 59: 350–352.
- Small, M. F. and Hunter, M. L. 1988: Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia*, 76: 62–64.
- Söderström, B.; Pärt, T. and Rydén, J. 1998: Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia*, 117: 108–118.
- Starck, J. M. and Ricklefs, R. E. (Eds.) 1998: *Avian Growth and Development. Evolution within the Altricial-Precocial Spectrum*. Oxford University Press, New York, Oxford.
- Sterbetz I. 1984: Fogoly. In: Haraszthy L. (Szerk.): *Magyarország fészkelő madarai*. Natura Budapest, 67–68.
- Trinka, A.; Prokop, P. and Batáry, P. 2008: Dummy birds in artificial nest studies: An experiment with Red-backed Strike *Lanius collurio*. *Bird Study*, 55: 329–331.
- Weidinger, K. 2008: Nest monitoring does not increase nest predation in open-nesting songbirds: inference from continuous nest-survival data. *The Auk*, 125: 859–868.

Érkezett: 2016. május 22.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



Ambiciózus hódok

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) néhány évtizede újra tagja a Szigetköz és a Mosoni-Duna faunájának. Állománya folyamatosan növekszik. Egyes vállalkozó szellemű példányok időnként tiszteletreméltó „projekteket” is felvállalnak. Ezek megítélésben a természetvédők és az erdőgazdálkodók véleménye nem feltétlenül egyezik meg.

Fotó: Greguss László Géza

Szöveg: Csóka György

ANTROPOGÉN FÉSZKELŐHELYEKEN KÖLTŐ KUVIK *ATHENE NOCTUA* (SCOPOLI, 1769) KONZERVÁCIÓBIOLÓGIAI LEHETŐSÉGEI A FELSŐ-KISKUNSAÁGBAN

Hámori Dániel

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Kivonat

A fokozottan védett kúvik (*Athene noctua*) eredendően természetes faodúban, odvas fák törzsében és ágaiban költő madárfaj, amely a zárt erdőterületeket kerüli. Természetes fészkelőhelyei ma már csak elenyésző számban érhetőek el, így a faj számára az antropogén költőhelyek biztosítják a fészkelési lehetőséget, ahol a fészkelésre alkalmas épületek környezetének veszélyeztető tényezői számottevőek. Nagy mértékű a nyest-jelenléte (*Martes foina*), a szigetetlen közép-feszültségű oszlopok és a rágcsálóirtószerek-használat. A kutatási időszakban (2003–2015) közel 400 mesterséges kúvikodú telepítése történt meg a mintaterületen, melyekben összesen 467 *pullus* és *adult* egyed gyűrűzése történt. Az elmúlt években emelkedő odú-elfoglaltsági arány populáció-dinamikai emelkedést feltételez. 2015-ben az odúelfoglaltság már elérte a 25,4%-ot. Jelen tanulmány – a rövid távú konzervációbiológiai megoldást jelentő – mesterséges kúvikodú-telepítések eredményeinek bemutatása mellett a nemzetközi gyakorlat alapján ajánlásokat fogalmaz meg a faj számára hosszútávon megteremthető természetes költési lehetőségek biztosítására.

Kulcsszavak: *Athene noctua*, odútelepítés, veszélyeztető tényezők, természetes költőüreg

CONSERVATION BIOLOGICAL ASPECTS OF THE LITTLE OWL (*ATHENE NOCTUA*, SCOPOLI, 1769) ADAPTED TO ANTHROPOGENIC NESTING ENVIRONMENT, UPPER-KISKUNSAÁG, HUNGARY

Abstract

The Little Owl (*Athene noctua*) is a strictly protected species that avoids closed forests. The species originally nested in cavities in the trunk and branches of decaying trees. These natural nesting sites have become extremely scarce so the species have switched to an anthropogenic nesting environment where potential nesting hazards associated with the presence of beech martens (*Martes foina*) (74%), with electrocution risk by uninsulated medium-voltage power-lines (51%) and with danger of poisoning by rodenticides (32%) may occur. During the period covered by the present study (2003–2015) nearly 400 artificial Little Owl nest boxes were installed in the Upper-Kiskunsaág region and a total of 467 birds (adult and pullus) were ringed. It can be safely assumed that the growing nest box occupancy rate in recent years indicates a rise in population. By 2015, nest box occupation rate had risen to 25.4%. The present study, besides outlining the conservation solution of artificial nest boxes in the short term, proposes a suggestion for a long-term solution based on international practice by restoring the natural nesting environment for Little Owls.

Keywords: Little Owl, installation of nest boxes, endangering factors, natural nesting, tree cavities

BEVEZETÉS

A Duna–Tisza köze valamikor egyetlen más tájhoz sem hasonlítható, igazi erdőpuszták birodalma volt, így a kuvik természetes költőhelyein, az idős, elkorhadt törzsű és ágú faegyedekben fészkelhetett a számára alkalmas nyíltabb, ligetesebb területeken. Mivel a kuvik a zárt erdőket kerüli (Vadász 2009), így csak olyan idősebb odvas faegyedeket keres fel potenciális fészkelőhelyként, melyek a lazább szerkezetű mezővédő erdősávokban, fás legelőkön vagy a tanyasi és mezőgazdasági épületek közvetlen környezetében találhatóak. Hazánkban igen nagy hagyománya volt a védőfásításoknak, de az új típusú mezőgazdasági területhasználat során megszüntették a kisparcellás táblaszerkezetet, a természetett növények sokféleségét, a védelmet biztosító fa- és bokorsorokat, erdősávokat, és az erdőfoltokat (Faragó 1997). Ezek az élőhely-fragmentumok rendkívül fontos szerepet töltenének be a diverzitás megőrzésében (Báldi 1996). Ennek ellenére – részben az illegális fakivágás miatt – napjainkban is veszélyben vannak az út menti fasorok és erdősávok is, amelyek köztulajdonban maradtak vagy magánkézbe kerültek, és kezelésük elsősorban csak közlekedésbiztonsági szempontok, valamint egyéni érdekek szerint történik. Pedig az erdősávok is különleges beavatkozásokat és felújítási módszert követelnek, amelynek szempontjait Roth (1953) a következőképpen fogalmazta meg: „nem az erdősáv a cél, hanem a védelem, amit gyakorol, és a funkció, amit természetvédelmi szempontból betölthet”. Ha ez a kezelési mód a védett területeken kívül is megvalósult volna, akkor a zárt erdőket kerülő természetes költőüregben fészkelő madárfajok ma már nagyobb arányban foglalhatnák el ezen erdősávok és facsoportok nyújtotta odvas, természetes költőhelyeket. Ezek hiánya is vezethetett ahhoz, hogy a kuvik, mint nagy alkalmazkodó képességgel rendelkező faj, napjainkra az emberi létesítményekbe kényszerült, kihasználva a településeken kínáló lehetőségeket. Költőhelyei hazánkban jellemzően tanyasi és gazdasági épületek padlásteri (Schmidt 1998).

Az antropogén alföldi költőhelyek jelentős része folyamatosan átalakul, sok esetben helyükre új, modern, költésre alkalmatlan épületeket létesítenek vagy a meglévők elhagyatottá válnak és idővel összeomlanak, ezért a költésre alkalmas helyek fogyatkoznak.

A kuvik állománya számos európai országban csökkenő tendenciát mutat (Cramp és mtsai 1985; BirdLife International 2000; Van Nieuwenhuysse és mtsai 2008; BirdLife International 2004, 2015). A Magyarországon élő törzsalak (*Athene n. noctua*) állományváltozási trendje pontosan nem ismert, a közölt párszámok csak szakértői becsléseken alapulnak (Šálek és mtsai 2013). A feltételezett állomány 1500–4000 pár közötti lehet (Gorman 1995; MME Nomenclator Bizottság 2008; BirdLife International 2015). Az állománycsökkenés felismerése révén a faj védelme és kutatása egyre nagyobb természetvédelmi jelentőséget kapott (Génot 1992; Angelici és mtsai 1997). Egyes szerzők rámutattak arra, hogy az állománycsökkenések a természetes költési lehetőségek szűkülésével összefüggésben állnak (Génot és Van Nieuwenhuysse 2002; Thorup és mtsai 2010). A faj a természetes költőhelyi lehetőségek hiányában sok alternatív helyet kényszerül költésre elfoglalni. Nyugat-Franciaországban például kizárólag az épületeket tudják fészkelőhelyként használni, a felmérési eredmények alapján az esetek 55%-ban a tetőszerkezet alatt, a többi esetben a padláson költöttek (Clech 2001). Olaszországban bontott épületek törmelékei között (Centili 1996), Hollandiába idős gyümölcsfák (főleg alma) és csonkolt fűzfák odvaiban, valamint mezőgazdasági épületekben és mesterséges kuvikodvakban is előfordul költésük (Fuchs 1986). Az antropogén élőhelyeken fészkelő kuvikokra elnevezései is utalnak: Dél-Franciaországban és Hollandiában, valamint Belgiumban például „tetőbagoly”-ként ismerik (Barthelemy és Bertrand 1997).

Az emberi létesítményekben költő kuvikokat Európában sok veszélyeztető tényező fenyegeti. Mint a legtöbb ragadozó madarat, így a kuvikokat is üldözték, csapdázták a 18. század végétől egészen a 19. század közepéig. A táplálkozás-biológiai kutatások révén felfedett hasznosságának társadalmi elfogadása ellenére, egyes helyeken (pl. Kárpát-medence) még napjainkban is üldözik ezt a babonák és népi mondások által „halál-madárnak” titulált, apró termetű, hasznos bagolyfajt. A Nyugat-Európában regisztrált veszélyeztető tényezők

közül a legszámottevőbbek a már repülő fiatalok itató-vályúkba csúszása és így fulladása (Génot 1991), valamint az üreges oszlopokba és épületrészekbe, fedetlen nyílásokba esés (Clech 1993; Zvářal 2002). A hazai szakirodalomban említett antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezői közül a legfontosabbak a felújítási munkák (Nagy 1998), a nyestek (*Martes foina*) térfoglalása (Kalotás 1987), továbbá a peszticidek, valamint a másodlagos mérgező hatású rágcsálóirtó-szerek használata.

A nyugat-európai populációk megőrzése céljából több országos és nemzetközi szintű konzervációbiológiai kutatás és odútelepítési program indult az antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezőinek mérséklése, valamint a természetes költési lehetőségek hosszú távú biztosítása céljából (Kirchberger 1988; Lecomte és mtsai 2001; Leigh 2001). A védelmi tevékenységek során elsősorban a még megfelelő kuvik-élőhelyeken a természetes költési lehetőségek kialakítására törekednek. A fák odvasodását és így a potenciálisan kuvik-költésre alkalmas természetes fészkelőhelyeket a leggyorsabban sűrűn visszavágott, vastag törzsűre nevelt fűzfákkal (Loske 1978; Bultot 1996; Bultot és mtsai 2001), gyümölcsösökben az idős, odvas egyedek (Harbott és Pauritsch 1987; Grimm 1989; Juillard 1997), valamint idős mezővédő tölgy fasorok megőrzésével (Meisser 1998) biztosítják. Svájcban kimutatták (Juillard 1989), hogy a kuvikpopuláció 1950-1985-ös évek között mutatkozó drasztikus csökkenése a kedvező élőhelyek szűkülése, valamint az idős gyümölcsfák kitermelése miatt következett be.

A kuvik kihasznál minden potenciális költőhelyet, ahol a táplálkozásbiológiai igények számára megfelelőek, így amennyiben egy élőhelyen rendelkezésre áll megfelelő természetes költőüreg (odvas fatörzs vagy vízszintes odvas ág), úgy a kuvik annak elfoglalására törekszik (Van Nieuwenhuysse és mtsai 2008). Elnevezései német nyelvterületen, mint a természetes költőüregekben előszeretettel költő bagolyfajra is utalnak: „Baumkauz” (fa bagoly) (Weimann 1965) és a „Stockeule” (fűzfa bagoly) (Schönn és mtsai 1991). Glue és Scott (1980) az Angliában vizsgált 482 fészkelőhelyből 24% tölgyben, 23% bükkben, 18% gyümölcsfákban, és 15% fűzfákban, a többi épületekben (20%) volt. Németországban 316 költőhelyből 54,5% faüregben (27% gyümölcsfa, 17% csonkolt fa, 7% hárs és tölgy, 4% egyéb fafaj), 27,5% épületekben, míg 18% egyéb helyeken (kőbányák, mesterséges kuvikodvak) voltak megtalálhatók (Schönn 1986). Franciaországban 530 fészekből 18% volt gyümölcsfákban, 11% csonkolt idős fákban, 12% egyéb faegyedekben, 32% épületekben és 26% egyéb helyeken (mesterséges költőodúk, sziklafal-üregek) (Génot 1992). Egy másik franciaországi felmérés (Nyugat-Franciaország) az alábbi eredményekkel szolgált: 100 regisztrált fészek közül 46% mezőgazdasági épületekben, 6% kúriákban, 9% lakott házakban, 33% elhagyott házakban, 5% hangárokbán, 1% pedig galambdúcokban volt (Clech 2001). Ausztriában 144 fészeket vizsgáltak, amelyek közül 17 fákon, 62 csűrben, 53 borospincékben, 6 gazdasági épületekben, 4 szalmabálák között és 2 templomokban volt (Ille és Grinschgl 2001). Centili (2001) által felvételezett 39 olaszországi fészkelőhelyből 25 építési törmelék között, 13 épületekben, és 1 csatornacsőben helyezkedett el. A kaukázusi területeken, a kuvikok elhagyott varjúfészkekben is megtelepedtek (*Corvus comix*) (Il'yukh 2002). A kuvik által elfoglalt természetes faodvak között különböző állású korhadásokat lehet megkülönböztetni, beleértve a vízszintes és függőleges elhelyezkedésűeket (Exo 1981; Génot 1990). A költésre használt természetes faodvak (N=74) szélessége Angliában átlagosan 20 cm (10-50 cm), a bejárat vízszintes hossza és a költőüreg mélysége átlagosan 80 cm (50-130 cm) volt (Glue és Scott 1980). Génot (1990) Franciaországban megállapította, hogy a természetes költőüregek átlagos mélysége (N=25) 77 cm (32-200 cm).

A konzervációbiológiai célkitűzéseknek a költőhelyek biztosítása céljából csak rövidtávon felelhet meg a mesterséges odútelepek létrehozása és kezelése. A faj eredendő élőhely-preferenciáinak és költésbiológiájának ismeretében a legfontosabb hosszú távú természetvédelmi célkitűzés az – antropogén veszélyeztető tényezőktől mentes – élőhelyek biztosítása és védelme. Ehhez viszont a faj számára megfelelő élőhelyeken szükségszerű a zárt erdőkön kívüli természetes költőhelyi lehetőségek biztosítása.

A tanulmány célja, hogy a Kiskunságban észlelt antropogén hatások ellensúlyozására indított kuvikodútelepítési kísérletek eredményeit bemutassa, valamint javaslatokat fogalmazzon meg a természetes költési

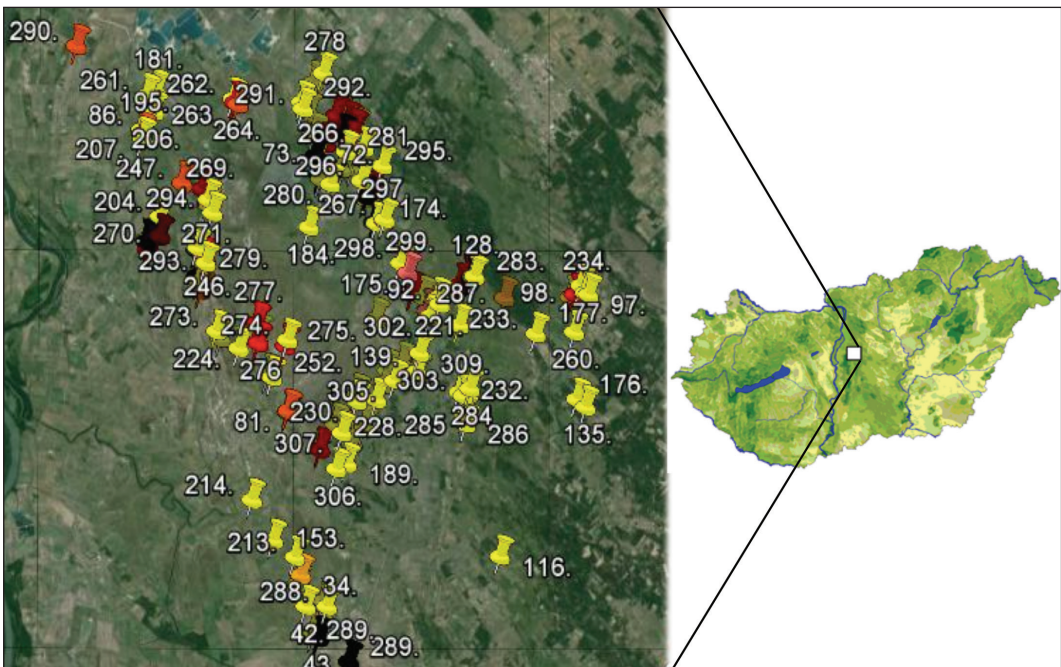
lehetőségek kialakítására és fenntartására. Mivel Nyugat-Európában már az antropogén fészkelőhelyek számának – és így a kuvikpopuláció – drasztikus csökkenése tapasztalható, hazánkban nagyon fontos ennek a negatív folyamatnak a mielőbbi megelőzése.

ANYAG ÉS MÓDSZER

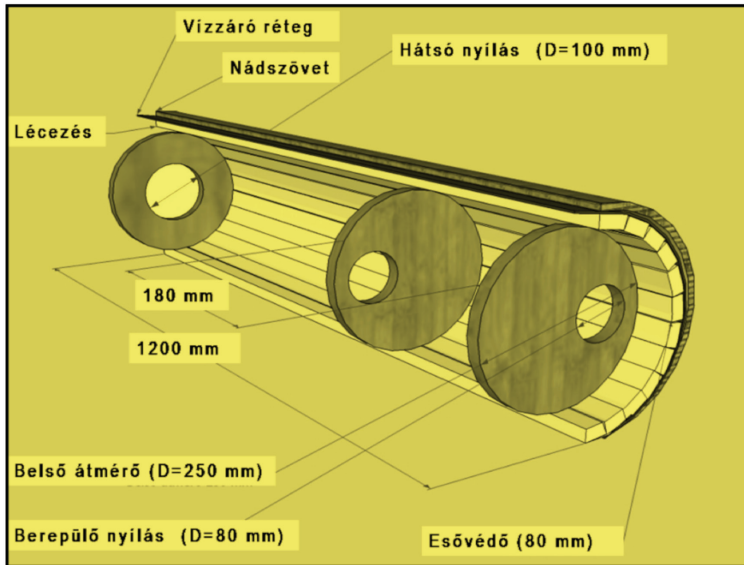
A mesterséges odúkkal telepített vizsgálati terület (70000 ha) a Kiskunsági Nemzeti Park északi területén, Budapesttől délkelet irányba 40 km-re a Kiskunság északi részén terül el, magába foglalva Apaj, Bugyi, Kunszentmiklós, Kunpeszér, Tatárszentgyörgy és Szabadszállás településeket (1. ábra). A kutatási területen belül a védett természeti területek aránya 15,7% (Felső-kiskunsági Pusztaság, 11000 ha).

A felső-kiskunsági mintaterület mezővédő erdősávjait jellemzően fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), nyárfa-fajok (*Populus* spp.), virágos kőris (*Fraxinus ornus*) és mezei szil (*Ulmus minor*), a fás legelők és a tanyasi környezet különálló faegyedeit virágos kőris, fehér akác, fehér eper (*Morus alba*), nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és a vadkörte (*Pyrus pyraeaster*) alkotják.

A fajvédelmi tevékenységek során a folyamatos odútelepítések és monitoring mellett sor került az antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezőinek, valamint a kihelyezett mesterséges odúban történő költések eredményeinek vizsgálatára. Az első odúkihelyezések 2003-ban történtek. Az odú szerkezete Haraszthy (1982) leírásának felel meg, kisebb fejlesztésekkel (2. ábra). A berepülő nyílás 70 mm helyett 80 mm-es, az odú hossza 100 cm helyett 120 cm-es, a külső borítás vízzáró réteget is tartalmaz, valamint az elülső lap mögött egy terelő is található az árnyékolás és a nyest elleni védelem céljából. A műszakilag egységes kivitelű „hengertestes” típusú odúk (25x25x120 cm, dupla terelőrendszer, berepülő nyílás 80 mm) telepítése minden évben a kirepülést követő időszakban történt (augusztus–március).



1. ábra: A felső-kiskunsági mintaterület és a kihelyezett mesterséges fészekodúk elhelyezkedése
Figure 1: The study area in Upper-Kiskunság and the location of nest boxes



2. ábra: Az alkalmazott hengertestű kúvikodú műszaki rajza
 Figure 2: A cut-away drawing of the cylindrical Little Owl artificial nest box

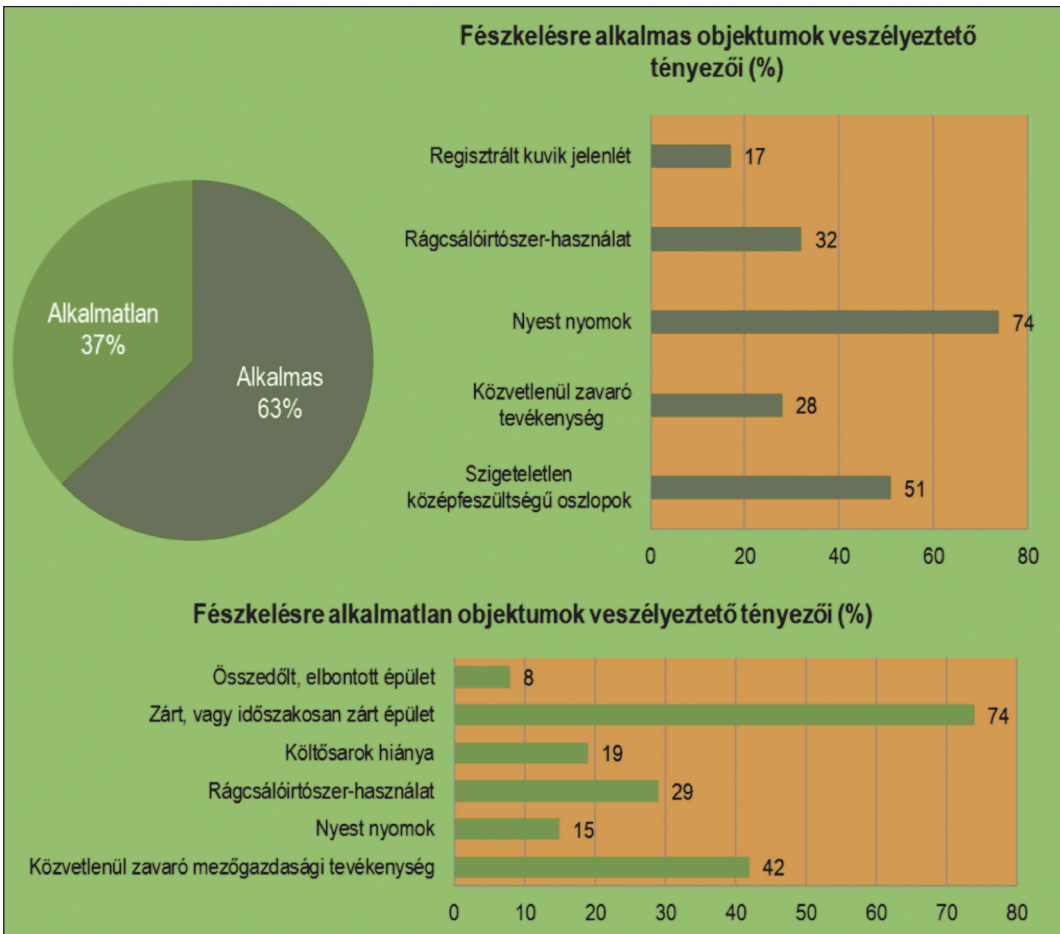
Ezzel párhuzamosan az odútelepítések indoklásának megerősítése céljából 2003–2005-ben – a beépített települési környezetek kivételével – megkezdődött a potenciális költőhelyet kínáló tanyasi és gazdasági objektumok vizsgálata. A felmérés során összesen 326 objektum felmérése történt meg a költési időszakban.

A teljes odúpark ellenőrzésére 2003–2015 között a kottlási időszakban, valamint a fiókanevelési időszakban és a kirepülést követően is minden évben sor került. Az egyes kutatási évek költési-megtelepedési adatainak feldolgozásánál az adott évi költések, az odú-elfoglaltság, valamint a mesterséges fészkelőkben megtelepedett egyéb madárfajok adatai kerültek rögzítésre. A telepítési koncepció szerint olyan táplálkozó- és élőhelyekre történtek az odúkihelyezések, ahol a megfelelő költőhelyek hiánya (padláson költősarok hiánya vagy a berepülő nyílás időszakos lezárása, esetenként a túl nagy természetes fészkelő- és pihenőhely nélküli gyepterületek), valamint az épület szerkezetén belül és annak közvetlen környezetében regisztrált veszélyeztető tényezők miatt célszerű volt a mesterséges odúk kihelyezése. A 2015-ben fészkelésre elfoglalt revíreken belül az odúhoz közvetlenül kapcsolódó élőhelyen belüli állattartási formákat is rögzítettem. A kihelyezett odúk, valamint a költési és gyűrűzési, valamint visszafogási adatok adatbázisokba, az odúhelyszínek, revírek, valamint diszperziós elmozdulások térképen kerültek rögzítésre, így segítve a hosszú távú adatsorok feldolgozhatóságát, kiértékelését.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

Antropogén költőhelyek felmérésének eredményei

A 2003–2005 között felmért 326 objektum közül a faj számára fészkelésre alkalmas épületek aránya 63%, az arra alkalmatlan épületek aránya 37% volt (3. ábra). A vizsgálatok alapján az alkalmas épületek veszélyeztető tényezői is számottevők: jelentős a nyest-jelenlét (74%), a szigetetlen középfeszültségű oszlopok (51%) és a rágcsálóirtószer-használat (32%).

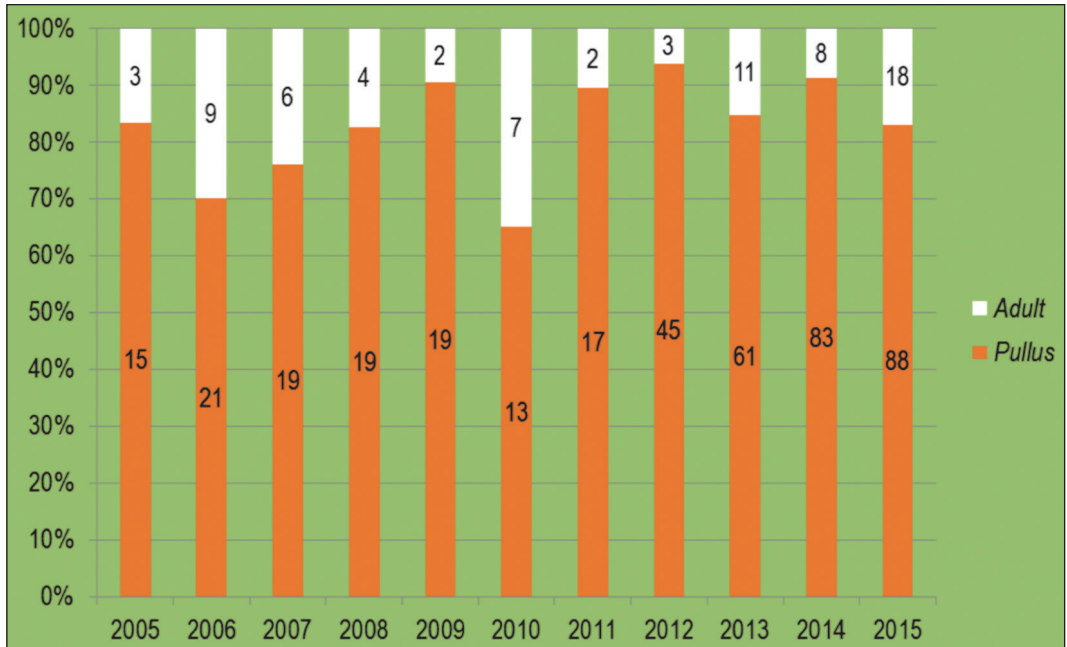


3. ábra: A felmért antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezőinek összesített eredményei
 Figure 3: Summary of nesting hazards at anthropogenic nesting sites

Nyugat-Európában a 2000–2004-ben becsült állomány 2010–2014-re a 25%-ára csökkent, az állomány-csökkenés okait a természetes költési lehetőségek drasztikus csökkenésével a mezőgazdasági táj gyors ütemű átalakításával és modernizálásával, valamint az antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezőinek hatásaival magyarázzák (Génot és Van Nieuwenhuysse 2002; Thorup és Mitsai 2010; BirdLife International 2015). A mintaterületen ezek a „modernizációs” folyamatok még csak az elmúlt években kezdődtek meg. Az épületekben észlelt költőhelyek veszélyeztető tényezőinek vizsgálata során (2003-2005) nyilvánvalóvá vált, hogy a költési időszakban végzett emberi tevékenység (alkalmi munkák, javítások, felújítások) érzékenyen érinthetik a költés, illetve a fiókanevelés sikerét. Emellett a nyestek mára az emberi települések környékének leggyakoribb ragadozói, amelyek sok kúvikfiókát pusztítanak el. Sajnos nagymértékű a fajnak a tanyavilágban még napjainkban is tapasztalt „halálmadár”-babonára alapozott üldözése (lelövés, fészkekifosztás). Az eredmények alapján tehát kijelenthető, hogy a fészkelésre alkalmas objektumok esetében is jelentősek a költés sikerességét befolyásoló tényezők.

Odúelfoglaltság-dinamika, gyűrűzési eredmények

A mesterséges kuvikodúk elkészítése, kihelyezése, folyamatos ellenőrzése és karbantartása nagyon költség és időigényes, de rövidtávon sikeres megoldást teremt a természetes költőüreg-hiány, valamint az antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezőinek ellensúlyozására (Exo 1992; Haase 1993; Bultot és mtsai 2001). 1970 óta Európában számos mesterséges fészekodúk kihelyezését kezdeményezték, amely részben képes kompenzálni a természetes költőüreg hiányát (Schwarzenberg 1970). Ez a magyarországi eredmények alapján is igazolást nyert. 2015-ig 367 odúkihelyezés történt a kutatási területen, de ezek folyamatos amortizációja végett – a karbantartások, odúcserek és új odúk kihelyezése mellett – a 2015-ben fészkelésre alkalmas odúk száma 114 volt. A kutatási időszakban a mesterséges fészekodúkban összesen 467 *pullus* és *adult* egyed gyűrűzése történt meg (4. ábra).



4. ábra: Mesterséges fészekodúkban gyűrűzött kuvikegyedek kor szerinti megoszlása (2005–2015)

Figure 4: Age distribution of birds ringed in nest boxes (2005–2015)

A kihelyezett mesterséges fészekodúkban az első megtelepedések csak 2005-ben történtek. A 2005–2011 közötti időszakban a költésre elfoglalt odúk aránya maximum 9,1%-os volt, ezt követően 2012-től jelentős elfoglalási aránynövekedés mutatkozott. 2015-re az odúelfoglaltság már elérte a 25,4%-ot, azaz minden 4. fészkelésre alkalmas hengertestes kuvikodúkban fészkelés történt. Az odúelfoglaltság mértékének változása – az antropogén költőhelyek eredményeit figyelmen kívül hagyva – populáció-dinamikai emelkedést feltételez a kutatási területen. Az odúkban regisztrált, gyűrűzött és sikeresen kirepült fiókszám-átlag 2,7 és 4,7 között változott, vélhetően a táplálkozás-kínálatbeli források költési évenkénti eltérése miatt. Számos odútípust (köztük az általunk használt hengeres odút is) megvizsgálva egyes szerzők hangsúlyozták, hogy a legvégső megoldásként ajánlják a kuvik fészekodúk telepítését, mivel a nyest könnyen azonosítja ezeket a védelmi eszközöket és így vadászatai során egy adott területen rendszeresen felkeresi őket (Kirchberger 1988; Marié és Leysen 2001). Ez az állítás a program során nem bizonyosodott be, hiszen a felső-kiskunsági terület mesterséges fészekodúvaiban 2003–2015 között az emberi beavatkozások (odúleverés, fészek kifosztás) kivételével



5. ábra: Természetes kuvik költőüreg odvas fában (fotó: Hámori Dániel)
Figure 5: A natural nesting site in a tree hollow (Photo: Daniel Hámori)

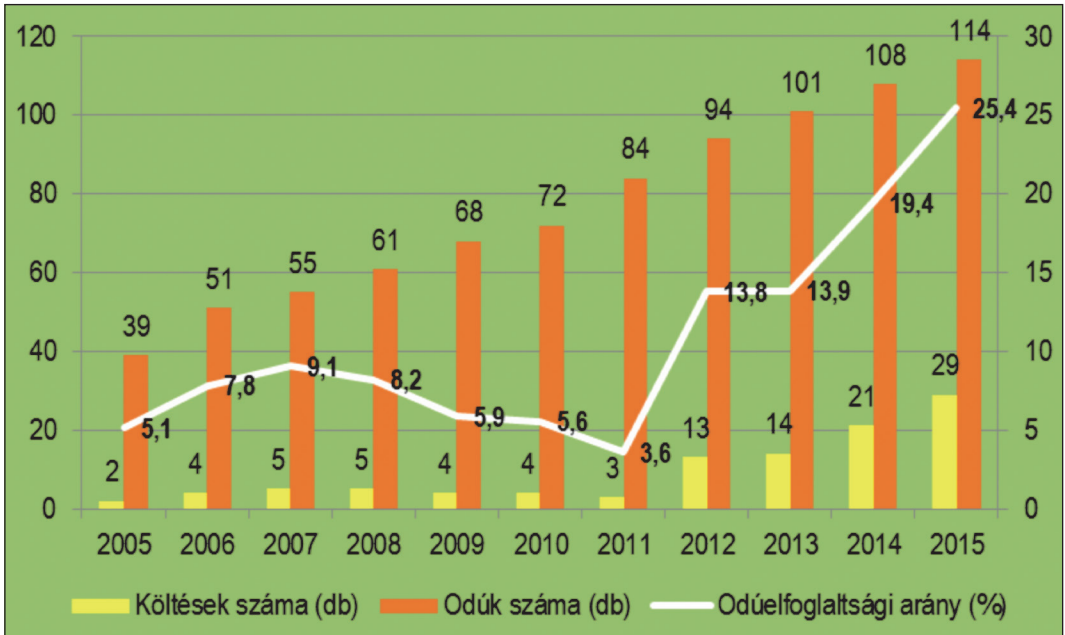
nem regisztráltunk egyéb potenciális veszélyforrást, így nyest általi predációt sem. A kihelyezett mesterséges kuvik fészekodúkbán 3 egyéb fokozottan védett madárfaj is megtelepedett: a szalakóta (*Coracias garrulus*), a füleskuvik (*Otus scops*) és a gyöngybagoly (*Tyto alba*). A kuvik költését természetes költőüregben a 2003–2015 közötti felmérési időszak alatt bizonyítottan csak két esetben (2014. június 5-én, valamint 2015. július 7-én, Kunszentmiklós) regisztráltunk fehér eperfában (5. ábra).

2015-ben 8 odú telepítése csak márciusban történt meg. Ennek ellenére ezen odúk között is volt kettő, amelyet a párok már abban az évben elfoglaltak és sikeresen költöttek. Bultot és mtsai (2001) is említettek hasonló eseteket, amelyek igazolják egy adott élőhely alacsony rendelkezésre álló potenciális költőhely-számát. A felső-kiskunsági területen fellelt természetes költőüregek kis száma, a növekvő odú-elfoglaltsági arányok, valamint az antropogén helyeken zajló fészkelések megfelelően alátámasztják a terület természetes költőhelyeinek nagymértékű hiányát (6. ábra).

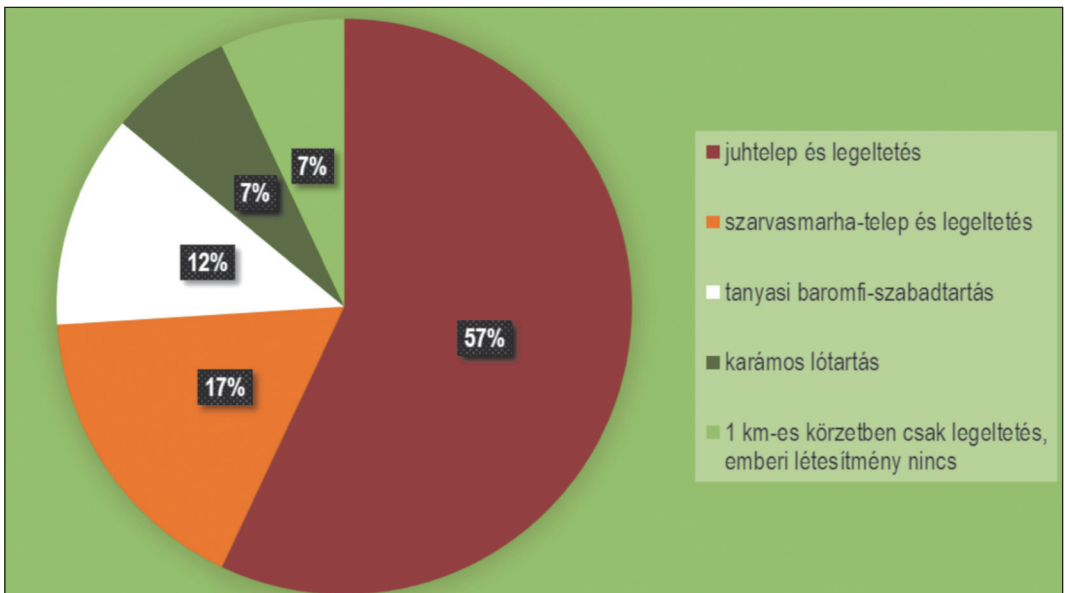
Élőhely-preferencia az állattartási formák vonatkozásában

Nem vizsgálták még, hogy a kuvik egy adott élőhelyen elsősorban milyen állattartási módokat és hozzá kapcsolódó élőhelyeket részesít előnyben (Van Nieuwenhuysse és mtsai 2008). A 2015-ben felmért 29 revír adatait kiértékelve jól körvonalazódik, hogy a kuvikok a nyíltabb területeket, ezen belül az állattartó telepek közelségét választották, (7. ábra). Az eredmények alapján a felső-kiskunsági területen a kuvikok első sorban a juhtelepekhez és hozzá tartozó gyepterületekhez kötődnek (57%). A kutatási terület északi területén

(Ürbőpuszta) a költésre elfoglalt odú/terület-átlag 140 ha/odú volt (7 revír). A nemzetközi szakirodalmak alapján az eddigi legsűrűbb ismert kuvikrevír-hálózat a költési és fiókanevelési időszakban 210 ha/revír volt (Thorup és mtsai 2010).



6. ábra: A felmérési időszakban a fészkelésre alkalmas kuvikodúk száma, a költések számának és az elfoglaltsági arányok változása
 Figure 6: Number of boxes suitable for nesting, number of Little Owl nesting pairs and nest occupancy rate



7. ábra: Élőhely-preferencia az elfoglalt odúk revírterületén az állattartási formák vonatkozásában (2015)
 Figure 7: Habitat preferences in the vicinity of nest boxes occupied by Little Owls (2015)

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A természetes költőüregek hiánya esetén rövid távú megoldás lehet a mesterséges költőodúk telepítése. Így viszont folyamatos természetvédelmi tevékenységre kényszerülünk a faj megőrzése érdekében. Az odúk telepítése önmagában nem jelent hathatós megoldást a kuvik védelmére, ezért hosszútávon nem tekinthető megfelelő konzervációbiológiai módszernek. A fasorok és faegyedek megfelelő védelmével, megőrzésével és kezelésével költséghatékonyabban biztosíthatók a természetes szaporodási lehetőségek minden odúlakó állatfaj számára. Alapvető természetvédelmi szempontnak kell lennie a védett és nem védett területek erdősávjaiban, fasoraiban, valamint a tanyasi környezet idős faegyedeinek esetében is az odvas fák kíméletének, megőrzésének. Ehhez szükséges lenne a területen jelenleg még lábon álló idős, odvas, korhadó faegyedek pontos regisztrálása, természetvédelmi szempontokon nyugvó kezelési tervük kidolgozása. Természetesen a nem őshonos fafajok egyedeinek (pl. fehér eper, virágos kőris) megőrzése is fontos, hiszen a jövőben elsőként ezek biztosíthatják a felső-kiskunsági területen a potenciális költőhelyeket. E mellett a nemzetközileg már alkalmazott természetes kuvik fészkelőhely-teremtési gyakorlat hazánkban is több módszert lehetővé tesz, amelyek hosszú távon költséghatékonyabbak, valamint fokozzák az adott fásor élőhelyének vagy a faegyedhez tartozó mikroélőhely diverzitását is. A hazai kuvikvédelmi gyakorlatban állomány-megőrzési célból aktuálisan az odútelepítéseket kell szorgalmaznunk, de mellette sürgető feladat a természetes költőhely-kialakítási stratégia szakmai és jogi szempontú kidolgozása, valamint a meglévő állományok és egyedek megőrzése mellett új, rövid időn belül költésre alkalmas faegyedekből álló élőhelyek létrehozása. A kuvik számára alkalmas természetes költőüreg-kínálat létrehozásának és kezelésének javaslatai a felső-kiskunsági területen a következők:

Út menti fasorok, mezővédő erdősávok és egyéb fasorok kezelési szempontjai

- a tarvágás még kisebb területen sem lehet megfelelő eljárás, hiszen a már egyszer kialakított erdősávoknak és fasoroknak nem szabad a területről eltűnnie,
- a vágásérett faegyedek kivétele nem lehet cél, hiszen az idős, korhadó faegyedek kívánjuk megőrizni – időszakos ritkítást és gyéritést a sűrűbb részekben a fiatalabb faegyedek igényelnek,
- az aktuálisan idős, korhadó, illetve harkályodvas egyedeket végleg meg kell őrizni, ugyanis elhalásukat követően holtfaként is fontos biológiai szerepet tölthetnek be,
- mezővédő erdősávok és fasorok tekintetében 1000 méterenként minimum 3-5 odvas fa megőrzését, illetve kialakulásának biztosítását tűzzük ki célul a zárt erdőket kerülő természetes költőüregben fészkelő madárfajok hosszú távú védelme érdekében,
- a mintaterület jelenlegi ezen állományokat alkotó fafajai közül odvasodásra hajlamosak: fehér eperfa, nyárfa-fajok, virágos kőris és a kocsányos tölgy. Ezen fafajok telepítése a területen a továbbiakban is kívánatos.

Fás legelők és tanyasi környezet különálló faegyedei

- a kuvik kultúrakövető fajként alkalmazkodott az ember jelenlétéhez, illetve sikeresen kihasználja az állattartó telepek adta táplálkozási lehetőségeket, ezért nagyon fontos a fás legelők és a tanyasi környezet idős faegyedeinek regisztrálása és megőrzése, kezelésük kidolgozása,
- fás legelők jellemző odvasodásra hajlamos fafajai a területen: vadkörte, fehér eper, nyárfa-fajok és a virágos kőris,

Természetes költőüregek kialakítása a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat alapján

- odvas fák leggyorsabban a fűzfa-fajok (*Salix* spp.) ültetésével és a megfelelő törzsátmérőt elérve (30 cm) azok ciklikus visszametszésével, csonkításával hozhatók létre. Ezt a módszert a települési környezetben is alkalmazhatjuk, hiszen ilyen fasor létrehozása díszítő értékkel bír és egyben a településekre is behúzódó madárfajoknak a fatörzsből és az ágak között is hosszútávon fészkelési lehetőséget is biztosítanak,
- a potenciálisan kuvikköltésre alkalmas természetes költőüregeket a meglévő gyümölcsfák egyedeinek megőrzésével is biztosíthatjuk, de mivel ezeken a területeken a gazdasági érdekek az elsők, illetve a „beteg” faegyedek eltávolítása fontos szempont, így ennek gyakorlati megvalósítására kevésbé van lehetőség ezen a területen.

ÖSSZEFOGLALÁS

Míg Európa más területein jelentős természetvédelmi, odútelepítési, élőhely-preferenciabeli kutatások is történtek (és napjainkban is zajlanak a kuvikkal kapcsolatban), addig hazánkban e kutatások egyetlen ismert természetvédelmi programra korlátozódnak. A kutatási területen – felismerve az emberi létesítményekben elhelyezkedő költőhelyek veszélyeztető tényezőit – az urbanizációs hatások elhárítása és a kiskunsági populáció védelme céljából 2003-ban mesterséges kuvikodvak telepítése kezdődött meg. Az odútelepítések révén a tanyasi épületekben észlelt veszélyeztető tényezők kizárhatók, a költések fiókanevelési és ellenőrzési feltételei javíthatók, adott terület kuvikállománya – a táplálkozásbeli feltételek megléte mellett – fenntartható, növelhető. Az odú-elfoglaltsági mutató a 2015-ös költési szezonban 25,4% volt. E természetvédelmi célzatú kutatás hazánkban elsőként bizonyítja, hogy a kuvikok a faj élőhely-preferenciáinak megfelelő alföldi területeken a kihelyezett mesterséges fészkekodúvakban sikeresen fészkelhetnek, így az állomány fenntartható, növelhető, a költést veszélyeztető tényezők jelentős része elkerülhető. A mesterséges kuvik fészkekodúvakban megtelepedett egyéb védett, és fokozottan védett madárfajok a terület költőhely-kínálatának hiányosságát, valamint az odútelepítés másodlagos természetvédelmi hasznát is bizonyítják.

Az elmúlt években növekvő odú-elfoglaltsági és költési eredmények ellenére is ez a konzervációbiológiai tevékenység a faj állományának megőrzése céljából csak rövid távú megoldási lehetőséget biztosít. A faj számára csak a természetes költőüregek nyújtotta fészkelési lehetőségek képesek hosszú távon optimálisan kielégíteni a költésbiológiai és populáció-dinamikai feltételeket. A természetes költőüreg-hiány a faj hosszú távú fennmaradását globálisan veszélyezteti, ezért szükséges a közterületeken elhelyezkedő, illetve magánkézben lévő mezővédő erdősávok, út menti fasorok, fás legelők, valamint a tanyasi környezet faegyedeinek új, természetvédelmi szempontú kezelése, amely részletes kidolgozása sürgető feladat – sok más fontos ökológiai tényező mellett – a természetes költési lehetőségek fokozása és megteremtése érdekében.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kuvik hazai konzervációbiológiai kutatásait sok szervezet támogatta, és azt a program kezdete óta sok önkéntes segítette a terepen is. Köszönettel tartozom a Gyöngybagolyvédelmi Alapítvány, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, valamint a Pilisi Parkerdő Zrt. munkatársainak. Köszönöm az elmúlt években nyújtott szakmai és tudományos segítségnyújtását Dr. Traser Györgynek, Dr. Winkler Dániel Andrásnak, valamint Dr. Csörgő Tibornak. Külön köszönetemet fejezem ki a Magyarországi Kuvik Oltalmi Egyesület munkatársainak, különösen Csontos Csaba Ádámnak (gyűrűzés), Kenéz Attilának, Horváth Endrének és nem utolsósorban feleségemnek, Hámori Krisztinának, valamint édesapámnak, Hámori Ottónak.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Angelici, F. M.; Latella, L.; Luiselli, L. and Riga, F. 1997: The summer diet of the Little Owl (*Athene noctua*) on the Island of Astipalaia (Dodecanese, Greece). *Journal of Raptor Research*, 31: 280-282.
- Báldi A. 1996: Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. *Természetvédelmi Közlemények*, 34: 103-112.
- Barthelemy, E. and Bertrand, P. 1997: Recensement de la Chevêche d'Athéna *Athene noctua* dans le massif du Garlaban (Bouches-du-Rhône). *Faune de Provence (C.E.E.P.)*, 18: 6166.
- BirdLife International. 2004: Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. Cambridge, UK, BirdLife Conservation Series, No. 12.
- BirdLife International. 2015: Species factsheet: *Athene noctua*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 31/05/2015
- BirdLife International/European Bird Census Council. 2000: European Bird Populations: Estimates and Trends. Cambridge, UK, BirdLife Conservation Series, No. 10.
- Bultot, J. 1996: Opération Chevêche. *L'Homme et l'Oiseau*, 34: 101-107.
- Bultot, J.; Marié, P. and Van Nieuwenhuysse, D. 2001: Population dynamics of Little Owl *Athene noctua* in Wallonia and its driving forces. Evidence for density-dependence. In: Van Nieuwenhuysse, D.; Leysen, M. and Leysen, K. (eds): Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium, March 16-18, 2001, Geraardsbergen, Belgium. *Oriolus*, 67: 110-125.
- Centili, D. 1996: Censimento, distribuzione e habitat della Civetta *Athene noctua* in un'area dei monti della Tolfa. Masters Thesis, Università di Roma.
- Centili, D. 2001: A Little Owl population and its relationships with human sin central Italy. In: Génot, J.-C.; Lapios, J.-M.; Lecomte, P. and Leigh, R. S. (eds): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne, November 25-26, 2000. ILOWG. Ciconia, 25: 153-158.
- Clech, D. 1993: La Chouette chevêche *Athene noctua* en Bretagne. *ArVran*, 4: 5-34.
- Clech, D. 2001: Etude d'une population de Chevêche d'Athéna dans le Haut-Léon (Bretagne-France). In: Génot, J.-C.; Lapios, J.-M.; Lecomte, P. and Leigh, R. S. (eds): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne, November 25-26, 2000. ILOWG. Ciconia, 25: 109-128.
- Cramp, S. 1985: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 4. Terns to Woodpeckers. Oxford, New York: Oxford University Press. 514-525.
- Exo, K.-M. 1981: Zur Nistökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Vogelwelt*, 102: 161-180.
- Exo, K.-M. 1992: Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe: a review. In: Galbraith, C. A.; Taylor, I. R. and Percival, S. (eds): The Ecology and Conservation of European Owls. Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation, No. 5. Petersborough, 64-75.
- Faragó S. 1997: Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. A fenntartható apróvad-gazdálkodás környezeti alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Fuchs, P. 1986: Structure and functioning of a Little Owl *Athene noctua* population. Annualreport. Research Institute for Nature Management, 113-126.
- Génot, J.-C. 1990: Habitat et sites de nidification de la Chouette chevêche, *Athene noctua* SCOP., en bordure des Vosges du Nord. *Ciconia*, 14: 85-116.
- Génot, J.-C. 1991: Mortalité de la Chouette chevêche, *Athene noctua*, en France. In: Juillard, M.; Bassin, P.; Baudvin, H. (eds): Rapaces Nocturnes Actes du 30e colloque interrégional d'ornithologie Porrentruy (Suisse). November, 2-4, 1990. Nos Oiseaux, 139-148.
- Génot, J.-C. 1992: Biologie de reproduction de la Chouette chevêche *Athene noctua*, en France. *L'Oiseau et R.F.O.* 62: 309-319.
- Génot, J.-C. and Van Nieuwenhuysse, D. 2002: Little Owl *Athene noctua*. *Birds of Western Palearctic Update*, 4: 35-63.
- Glue, D. and Scott, D. 1980: Breeding biology of the Little Owl. *British Birds*, 73: 167-180.
- Gorman, G. 1995: The status of owls (*Strigiformes*) in Hungary. *Buteo*, 7: 95-108.
- Grimm, H. 1989: Die Erhaltung und Pflege von Streuobstwiesen unter dem Aspekt des Steinkauz schutzes (*Athene noctua*). *Abhandlungen und Berichte des Museums der Natur Gotha*, 15: 103-107.
- Haase, P. 1993: Zur Situation und Brutbiologie des Steinkauzes *Athene n. noctua* SCOP., 1769 in Westhaveland. *Naturschutz und Landschaftsplegein Brandenburg*, 2: 29-37.
- MME Nomenclator Bizottság 2008: Nomenclator Avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke. MME, Budapest.
- Haraszthy L. 1982: Kuvik-odú készítése. *Madártani Tájékoztató*, okt.-dec.: 259-262.

- Harbott, A. and Pauritsch, G. 1987: Lebensraum Streuobstwiese. Programme und gesetzliche Schutzmöglichkeiten. In: Keil, W. (ed): Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Festschrift. Institut für Angewandte Vogelkunde, 81-91.
- Hewson, R. 1972: Changes in the number of stoats, rats and Little Owl in Yorkshire as shown by tunnel trapping. *Journal of Zoology*, 168: 427-429.
- Il'yukh, M. P. 2002: Gnezdovaya biologiya domogovosycha Predkavkazie. In: Salpagarov, D.S. and Belik, V. P. : Ptitsy Yuzhnoi Rossii. Rostov-on-Don: Teberdinsk Biosphere Reserve and Rostov Pedagogical University, 113-118.
- Ille, R. and Grinschgl, F. 2001: Little Owl (*Athene noctua*) in Austria. Habitat characteristics and population density. In: Génot, J.-C.; Lapios, J.-M.; Lecomte, P. and Leigh, R. S. (eds.): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne, November 25-26, 2000. ILOWG. Ciconia, 25: 129-140.
- Juillard, M. 1989: The decline of the Little Owl *Athene noctua* in Switzerland. In: Meyburg, B.-U. and Chancellor, R. D. (eds.): Raptors in the Modern World. Proceedings of the III World Conference on Birds of Prey and Owls. Eilat, Israel, March 22-27, 1987. Berlin, London and Paris, 435-439.
- Juillard, M. 1997: Les vergers de la Chouette. *Pro Natura*, 5: 6-8.
- Kalotás Zs. 1987: Adalékok a menyéféle ragadozók fészkelő pusztító tevékenységéhez és károsításaik megelőzéséhez. Madártani Tájékoztató, jan.-jún. 13-16.
- Kirchberger, K. 1988: Artenschutzmöglichkeiten beim Steinkauz und Schwarzmilan. *Vogelschutz im Österreich*, 2: 52-55.
- Lecomte, P.; Lapios, J.-M. and Génot, J.-C. 2001: Plan de restauration des populations de Chevêches d'Athéna en France. In: Génot, J.-C.; Lapios, J.-M.; Lecomte, P. and Leigh, R. S. (eds.): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne, November 25-26, 2000. ILOWG. Ciconia, 25: 159-171.
- Leigh, R. 2001: The breeding dynamics of Little Owls (*Athene noctua*) in North West England. In: Génot, J.-C.; Lapios, J.-M.; Lecomte, P. and Leigh, R. S. (eds.): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne, November 25-26, 2000. ILOWG. Ciconia, 25: 67-76.
- Loske, K-H. 1978: Pflege, Erhaltung und Neuanlage von Kopfbäumen. *Natur und Landschaft*, 53: 279-281.
- Marié, P. and Leysen, M. 2001: Contribution to the design of an anti-marten *Martes foina* system to limit predation in Little Owl *Athene noctua* nestboxes. In: Van Nieuwenhuysse, D.; Leysen, M. and Leysen, K. (eds): Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium, March 16-18, 2001, Geraardsbergen, Belgium. *Oriolus*, 67: 126-131.
- Meisser, C. 1998: Suivi et protection de la Chouette chevêche (*Athene noctua*) dans le canton de Genève, Suisse. *Aperçu de la période d'étude 1984-1997*. *Nos Oiseaux*, 46: 1-4.
- Nagy T. 1998: Gyöngybaglyok a Kárpát-medencében. Diplomadolgozat, Gödöllői Agrártudományi Egyetem Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Gyöngyös.
- Roth Gy. (1953): A magyar erdőművelés különleges feladatai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Šálek, M.; Chrenkova, M. and Kipson, M. 2013: High population density of Little Owl (*Athene noctua*) in Hortobágy National Park, Hungary, Central Europe. *Polish Journal of Ecology*, 61: 165-169.
- Schmidt E. (1998): Kuvik. In: Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 218-219.
- Schönn S.; Scherzinger W.; Exo, K.-M. and Ille, R. 1991: Der Steinkauz. Die Neue Brehm-Bücherei. Wittenberg Lutherstadt. A. Ziemsen Verlag.
- Schönn, S. 1986: Zu Status, Biologie, Ökologie und Schutz des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der DDR. *Acta Ornithoecologica*, 1: 103-133.
- Schwarzenberg, L. 1970: Hilfe unserem Steinkauz. *DBV Jahresheft*, 20-23. Thorup, K.; Sunde, P.; Jacobsen, L.; and Rahbek, C. 2010: Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. *Ibis*, 152(4): 803-814.
- Vadász Cs. 2009: Kuvik. In: Csörgő T.; Karcza Zs.; Halmos G.; Magyar G.; Gyurác J.; Szép T.; Bankovics A.; Schmidt A. és Schmidt E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest.
- Van Nieuwenhuysse, D.; Génot, J.-C. and Johnson, D. H. 2008: The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of *Athene noctua*. Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Shaftesbury Road Cambridge CB 2 2 RU UK.
- Weimann, R. 1965: Die Vögel des Kreises Paderborn. *Schr. R. Paderborn, Heimatver*, 3: 1-87.
- Zvřáľ, K. 2002: Can „architectural traps“ be the cause of the critical decrease of Little Owl (*Athene noctua*)? *Crex*, 18: 94-99.

Érkezett: 2016. március 29.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



A kétalakú csertapló ivartalan termőtestei bükkön

A kétalakú csertapló (*Inonotus nidus-picci*) a csertölgy egyik jelentős, fehérkorhadást okozó kórokozója. A gomba ivartalan termőtestei a megtámadott törzsekben képződő odú nyílása körül helyezkednek el, míg az ivaros termőtest az üreg felső boltozatát borítja. Az élősködő gomba esetenként más tölgyeken, illetve egyéb lombos fafajokon is megjelenik, mint például a képen látható bükkön, a Gerecse-hegységben.

Kép és szöveg: Jánoska Ferenc

A BORZ (*MELES MELES* L.) TÁPLÁLKOZÁSÁNAK VIZSGÁLATA KOMÁROM-ESZTERGOM MEGYE TERÜLETÉN

Varga Zoltán és Farkas Attila

Nyugat-magyarországi Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola

Kivonat

A 2009/2010. vadászati évben 77 borzot (*Meles meles*) gyűjtöttünk be Komárom-Esztergom megye területéről. Az egyedek egy részét vadászati eszközökkel ejtettük el, a minta 41,5%-át a közúton elgázolt és begyűjtött példányok adták. A mintapéldányok táplálkozásvizsgálatát gyomortartalom analízissel végeztük. A begyűjtés helyszíne és időpontja alapján élőhelytípusok, valamint évszakok szerint elkülönítve értékeltük az eredményeket. Vizsgáltuk a borz gyomorban talált táplálékmaradványok relatív előfordulási gyakoriságát és a táplálékdiverzitását. A vizsgálattal az apróvadfajok borz étrendjében való előfordulási gyakoriságát, illetve az egyes élőhelyek és évszakok közti táplálkozásbeli különbségeket szándékoztuk kimutatni. A vizsgálataink igazolták, hogy bizonyos táplálék alkotók fogyasztási gyakorisága alapján a megyében élő borzpopuláció táplálkozása az élőhelyek és évszakok tekintetében szignifikánsan különbözik. Ugyanakkor apróvadfajokat a vizsgálati terület borzállományának étrendjében nem sikerült kimutatni. Megállapítottuk, hogy a vizsgálati területen a borz generalista táplálkozási stratégiát követő faj, időszakos csak bizonyos élőhelyekre jellemző, specialista táplálkozási szokásokkal.

Kulcsszavak: borz táplálkozása, gyomortartalom vizsgálat, élőhelytípus, évszak, táplálkozási niche.

EXAMINATION OF FOOD OF BADGERS (*MELES-MELES* L) IN KOMÁROM-ESZTERGOM COUNTY, HUNGARY

Abstract

In the 2009/2010 hunting season 77 badgers were collected in the territory of Komárom-Esztergom county. Some of the animals were legally hunted specimens, but the 41.5% of sample resulted by road accidents. On the samples, analysis of dietary habits was performed, which was accomplished by analysis of stomach contents. The results were evaluated separately according to habitat types and seasons, based on location and time of the killing, or inventing. We examined the relative frequency of occurrence and diversity of food items in stomachal contents, as well as trophic niche breadth and standardized trophic niche breadth of badgers. We intended to reveal the occurrence of small game species in badger's diet and differences in feeding habits between the various habitats and seasons. The studies have shown that feeding habits of badgers living in different habitats and collected in different seasons differ significantly based on consumption frequency of certain food categories. However, the presence of small game species in the diet of badgers has not been proved. We found that on the test area badgers are feeding generalist species, with periodic specialist features characteristic only in certain habitats.

Keywords: Badger diet, stomach analysis, type of habitats, seasons, trophic niche.

BEVEZETÉS

A borz (*Meles meles*) vadgazdálkodási jelentőségét, apróvad illetve nagyvad állományra gyakorolt hatását elsősorban a táplálkozásának vizsgálatával tudjuk megítélni. A borzzal történő gazdálkodás a faj táplálkozási szokásai miatt különösen az apróvad-gazdálkodással foglalkozó, arra alapozó vadásztársaságoknál lehet jelentős (Szemethy és mtsai 2000; Bíró és mtsai 2013). A faj 1974-től természetvédelmi oltalom alatt állt, részben emiatt, a vele folytatott vizsgálatok is korlátozottak voltak. 1991–2001 időszakban dél-dunántúli élőhelyeken főként hullatékelemzésre alapozott kutatások folytak (Lanszki és mtsai 1999; Lanszki 2004; Lanszki és Heltai 2011). Habár elgázolt példányok vizsgálata akkor is lehetséges volt, gyomortartalom vizsgálatok csak 1998-tól lettek végezve és többnyire ezek is a dél-dunántúli területekre koncentráltak (Szemethy és Heltai 2002; Heltai és Lanszki 2003; Heltai 2010). A Dunántúli-Középhegység és a Kisalföld élőhelyei az emlős ragadozók táplálkozási jellemzőinek feltárásának érdekében kevésbé voltak vizsgálva. 2001-től ismét bekeült a vadászható fajok közé, melyet elterjedési területének növekedése indokolt (Szemethy 1989; Szemethy és Heltai 1996; Heltai 2010). Külföldön, az első borz viselkedésökológiáját célzó tanulmányok Anglia alföldi területeinkészültek és az eredmények alapján egész évben földigiliszták (főként *Lumbricus terrestris*) domináltak az érendben (Kruuk 1978; Kruuk és Parish 1983, 1985). Földigilisztára való specializáció mediterrán környezetben (Virgós és mtsai 2004), valamint időszakosan Japánban (Kaneko és mtsai 2006) is ismert. Ugyanakkor említésre méltó, hogy a borz földrajzi elterjedési területe nagyon széles (Kranz és mtsai 2008) és ezen belül az egyes vizsgálatok eredményei nagymértékben különböznek. Például, búzát eszik a borz angliai mezőgazdasági területeken (Skinner és Skinner 1988), olajbogyót Olaszország tengerparti területein (Kruuk és DeKock 1981), bogyókat és bogarakat a dél-olaszországi területeken (Ciampalini és Lovári 1985), szilvát és szőlőt Spanyolországban (Rodriguez és Delibes 1992), olajbogyót, gyümölcsöket és rovarokat a Portugál paratölg erdőkben (Rosalino és mtsai 2005), rágcsálókat Svájcban (Weber és Aubry 1994) és üregi nyulat Spanyolország mediterrán cserjés területein (Fedriani és mtsai 1998; Revilla és Palomares 2002).

Kérdés, hogy a borz specialista vagy opportunistá táplálkozási stratégiával jellemezhető. Bár Kruuk (1978) arra a következtetésre jutott, hogy a borz földigilisztá specialista, Shepherdson és mtsai (1990) nem találtak kapcsolatot a borz táplálkozó helyei és a földigiliszták előfordulási helyei között. Ez vezetett Roper (1994) azon megállapítására, hogy a borz opportunistá vagy generalista táplálkozású faj és olyan esetekben fogyaszt főként földigilisztát, amikor azok hozzáférhetősége viszonylag magas.

Goszczyński és munkatársai (2000) vizsgálták a borz táplálkozási jellemzői és az emberi földhasználat közötti összefüggéseket és gyakorlatilag egyetértettek Roper (1994) megállapításaival. Ugyanakkor 17 Európai helyszínen végzett táplálkozásbiológiai vizsgálat eredményeinek összegzése alapján megállapították, hogy a borz táplálékában a földigilisztá szerepe a 37-40. földrajzi szélesség alatti nulla értékről az 55-63. szélességi fokon 40-70%-ra emelkedik, illetve ezzel fordított trend jellemző a növényfogyasztásra. Az északi területeken gerincesek, déli területeken gerinctelenek fordultak elő nagyobb gyakorisággal a borz táplálékában. Roper és Mickevicius (1995), 69 a volt Szovjetunió területén készült tanulmány eredményeinek összesítése alapján megállapították, hogy a borz egy opportunistá, generalista táplálkozású faj, amely az állati eredetű táplálékforrásokat preferálja, amennyiben azok hozzáférhetőek. Táplálkozási niche szélessége nyáron és ősszel magasabb, tavasszal alacsonyabb (Skinner és Skinner 1988; Goszczyński és mtsai 2000). Lanszki (2004) eredményei szerint is viszonylag szűk táplálkozási niche-szélesség, valamint földigilisztára és kétélűekre való szakosodás jellemző a borzra, amely adatok alapján specialista táplálkozási stratégiájú fajnak számít.

Más hazai vizsgálatok szerint (Lanszki és mtsai 1999; Lanszki és Körmendi 1999) a borz táplálékában kismérsékelt tavasztól télég növekvő (5,9 → 32,4%) arányban fordultak elő, különösen a mezei pocok (*Microtus arvalis*) játszott fontos szerepet. Elhullott állatok tetemeiből főként nyáron fogyasztott (13,6%). Madarak (énekesek és fécán) ugyancsak nyáron szerepeltek az étlapon (18,2%). Fogyasztott hullóket (tojás) is (4,6%). Tavasszal igen magas volt a bogarak (*Coleoptera*) részaránya (64,7%) táplálékában, főként futrinkákat, futó-

bogarakat, ganéjtúrókat evett, de kikaparta a darázs és hangyafészkeket is. Ebben az időszakban mutatták ki a legnagyobb arányú gyűrűsféreg fogyasztását is (21,2%). Tavasztól a tél kezdetéig nőtt a növényfogyasztása (28,2 → 36,3 → 41,1%), amelyben döntő szerepe a kukoricának volt, de evett napraforgót, cseresznyét, rózsát is. Gyomortartalom vizsgálatok eredményei alapján az őszi időszak kivételével a kismélsők voltak a borz leggyakrabban fogyasztott táplálékai (Heltai és Lanszki 2003). Másodlagosan fontos táplálékforrások a növények (napraforgó, kukorica, tölgyfák és gyümölcsök) voltak. Lanszki és Körmendi (2000) magas rovar (73%) és gyűrűsféreg (68%) fogyasztást mutattak ki.

Az általunk elvégzett táplálékvizsgálatok célja elsősorban a borz apróvadra gyakorolt hatásának vizsgálata volt. Az apróvad állomány ellenségeinek tartják, nagyvadas területeken pedig a szőrök megdezsmálása miatt tekintik nemkívánatos fajnak. A borz táplálkozásáról viszonylag kevés vizsgálat áll rendelkezésünkre magyarországi viszonylatban. A rendelkezésre álló hazai és külföldi vizsgálatok alapján feltételeztük, hogy a különböző élőhelytípusokon feltételezhetően más-más fő táplálék típusokra specializálódnak. A táplálékalkotók pontos meghatározása és azok előfordulási aránya szolgáltatja azt az alapinformációt, mely alapján eldönthető, hogy az apróvadfajok milyen mértékben szerepelnek a borz étrendjében. A vizsgálat periódusa a borz vadászati idényére korlátozódott.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A táplálékvizsgálat módszeréül a gyomortartalom vizsgálatot tartottuk a legmegbízhatóbbnak. A gyomortartalom-vizsgálat előnye, hogy a zsákmány gyakran ép marad, amiből a táplálkozási szokásokra, módszertani szempontból egyszerűbb, makroszkópos vizsgálatokkal lehet következtetni. Ugyanakkor, a gyomortartalom vizsgálat, a hulladék elemzéssel ellentétben, közvetlen információt ad a táplálék-összetételről, így a gazdálkodói körökben nagyobb lehet az elfogadottsága (Lanszki 2012). A táplálkozási jellemzők szezonális valamint élőhelytől függő változásainak vizsgálatára a kvalitatív adatsorok elegendőnek bizonyulnak (Lanszki 2012). A vizsgálat mintaszáma elegendőnek tekinthető Magyarország legkisebb kiterjedésű megyéjére nézve, melynek vadgazdálkodási területe 1940,53km². A mintagyűjtés 2009. június 1-től 2010. február végéig tartott, a borz vadászati idényében. A begyűjtött 77 példányból 32 példány gázolt egyed volt, ami a minta 41,5%-a. A borzok döntő többségét kotorékozással és fegyverrel ejtettük el. A szezonális táplálkozási jellemzők vizsgálata a vadászati idényre korlátozódott, így tavaszi minták nem álltak rendelkezésre. A vizsgálatra szánt példányokat az elejtést, megtalálást követő 12 órán belül begyűjtöttük és megvizsgáltuk. A minta összetételét tekintve 35 hím és 42 nőivarú egyedből állt, melyek között az adult: juvenilis arány 1:0,45 volt. Az egyes egyedek elejtésének, illetve feltalálásának helyén meghatároztuk és kategorizáltuk az élőhelytípust. Ennek megfelelően erdei élőhelyről 24, mezei élőhelyről 44 és vegyes típusú élőhelyről 9 példányt gyűjtöttünk be.

A mintapéldányok gyomrát a cardia tájéknál és a pylorus tájéknál elmentve vettük ki a hasüregből. A gyomrot ezt követően a cardia tájéktól a fundus tájékon keresztül a pylorusig felvágtuk. A táplálkozási jellemzők feltáráshoz meghatároztuk az üres gyomrok gyakoriságát (CV%) (Hureau 1970) élőhelytípusonként és évszakok szerint: $CV\% = \frac{\text{üres gyomrok száma}}{\text{az összes vizsgált gyomor száma}} \times 100$. A nem üres gyomrok tartalmát egy 0,5mm-es lyukbőségű szitaszűrőbe helyeztük, a gyomor belső üregét vízzel beleöblítettük, így az összes szilárd alkotóelem a szitába került. A szita tartalmát vízzel több lépcsőben átmostuk, ügyelve, hogy a benne lévő gyomortartalom ne törjön össze. Az átmosott gyomortartalmat egy A3-as táblára öntöttük és az azonos alkotóelemeket finom csipesz segítségével szétválogattuk. A táplálék komponensek meghatározása az emlősöknél koponyacsontok és fogazat (Újhelyi 1989), valamint szőrmozológia (Teerink 1991) alapján történt. Azon esetekben mikor nem találtunk állkapocs maradványt vagy egyéb egyértelműen beazonosítható csontot csak szőrt, mikroszkóp tárgylemezére melegen felvitt zselatinoldatba helyeztük a szőrszálat, száradás után csipesszel megfogva lehúztuk és 300-400 x-os nagyítású fénymikroszkóp alatt vizsgáltuk a lenyoma-



ton a szőrszál kutikula mintázatát. A földigilisztát faj szerint nem különítettük el. A gyomorban leggyakrabban 1-2 cm-es, ritkábban nagyobb darabokban találtuk meg. A növényi eredetű táplálékalkotókat alább található nagy összefoglaló kategóriákba, makroszkópos vizsgálat eredményeként soroltuk be.

Az adatok értékelésénél a következő táplálékcsoportokat alkalmaztuk: 1 – fűfélék, zöld növények, 2 – erdei termések, gyümölcsök, magok, 3 – kukorica, 4 – búza, árpa, tritikálé, 5 – rovarok, 6 – földigiliszta, 7 – csigák, 8 – vakond, 9 – rágcsálók. A szétválogatott táplálékalkotók gyomortartalmában való előfordulásának %-os arányát meghatároztuk (rövidítése RFO%). A százalékos relatív előfordulási gyakoriság számítmódja a következő:

$$\text{RFO}(\%) = 100 \times \frac{\text{adott táplálékcsoport példányainak száma}}{\text{az összes táplálékcsoport példányainak száma}}$$

A táplálékalkotók relatív előfordulási gyakoriságának meghatározásánál az üres gyomrokat nem vettük számításba csak azokat amelyek legalább egy táplálékelemet tartalmaztak. A kapott adatok statisztikai kiértékeléséhez és összehasonlításához meghatároztuk az egyes élőhelytípusok bontásában a vizsgált borzok táplálkozási niche-szélességét (B). A (táplálkozási) niche-szélességet Levins képlettel (1968) számítottuk ki:

$$B = \frac{1}{\sum p_i^2}, \text{ ahol } p_i = \text{az adott táplálék kategória relatív gyakorisága (Krebs 1989). Az eltérő élőhelyen}$$

élő populációk illetve azonos élőhelyről származó egyedek szezonális táplálkozási niche-szélességének összehasonlítása érdekében Levins-féle (1968) standardizált niche-szélesség (B_A) meghatározása is szükségessé vált: $B_A = \frac{(B-1)}{(n-1)}$, ahol n = a lehetséges táplálék-kategóriák száma (értéke 0-tól 1-ig terjedhet).

A niche-szélesség standardizálása Krebs (1989) szerint megerősíti a gyakoribb táplálékalkotókat, az érték tekintetében pedig az 1 jelenti a maximális táplálkozási niche-szélességet.

Különböző területek összehasonlítása az élőhelyek diverzitás index értékei alapján lehetséges. A diverzitás (H) meghatározására szolgál a Shannon-Wiener diverzitási index: $H = \sum [-p_i \cdot \log_2(p_i)]$, ahol p_i az i-dik faj relatív előfordulási gyakorisága.

Különböző élőhelyekről, illetve különböző évszakokból származó minták összehasonlítására rangokon alapuló nem paraméteres Kruskal-Wallis próbát használtunk. A függő változók minden esetben a táplálékalkotók voltak, a független változók az évszak illetve az élőhely típusa. Részletesebb, páronkénti összehasonlításra szintén a rangokon alapuló Kruskal-Wallis próbát végeztük. Az adatfeldolgozás Microsoft Excel, illetve Statistica 12 számítógépes programokkal történt.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A vizsgált borzok 22,1%-a esetén a gyomor üres volt. A faj életmódja és az élőhelyek szezonális táplálékellátottsága magyarázhatja az üres gyomrok arányát, amely télen magas, ősszel alacsonyabb és nyáron a legkisebb volt (1. táblázat). Évszakok alapján vizsgálva az üres gyomrok előfordulási gyakorisága átlagosan 31,87% (SD = 22,05%), élőhelytípus tekintetében kiegyenlítettebb, átlagosan 18,97% (SD = 7,13%). (1. táblázat) Az üres gyomrok előfordulási gyakoriságát más szerzők is, például aranyakálnál Horvátországban, a táplálékforrások hozzáférhetőségével magyarázzák (Bošković és mtsai 2013).

1. táblázat: Az üres borz gyomrok gyakoriságának alakulása évszakok és élőhely típusok szerint
Table 1: Occurrence of empty badger stomachs according to season and habitat type

Évszak	Élőhelytípus			Összes
	Erdei	Mezei	Vegyes	
Nyár	(4/16) 25,0%	(2/20) 10,0%	(1/7) 14,3%	(7/43) 16,3%
Ősz	(1/8) 12,5%	(5/17) 29,4%	(0/2) 0,0%	(6/27) 22,2%
Tél	(0/0) 0,0%	(4/7) 57,1%	(0/0) 0,0%	(4/7) 57,1%
Összes	(5/24) 20,8%	(11/44) 25,0%	(1/9) 11,1%	(17/77) 22,1%

Élőhelytől függően különböző tápláléktípusok bizonyultak elsődlegesen fontosnak a borz étrendjében (2. táblázat). Az erdei és a vegyes típusú élőhelyeken fűfélék és egyéb zöld növényi részek domináltak (27,7%, ill. 28,0%), míg mezei élőhelyeken természetű növények (54,9%). Másodlagosan fontos táplálék alkotók erdei élőhelyeken a kukorica és rágcsálók (14,9%), mezei élőhelyeken fűfélék és zöld növényi részek (17,6%), vegyes típusú élőhelyeken a földigiliszták (20,0%) voltak. A különböző élőhelyekről származó borzok táplálkozása között a Kruskal-Wallispróba eredményeként a csigák; földigiliszták; fűfélék, zöld növényi részek és a búza, árpa, tritikálé kategória fogyasztása alapján mutatkozott szignifikáns eltérés. Mezei és vegyes élőhelyekről származó minták összehasonlítása alapján mezei élőhelyeken szignifikánsan ritkább volt a földigiliszta és fűfélék fogyasztása. Mezei és erdei élőhelyekről származó minták összehasonlítása alapján mezei élőhelyeken csak a búza, árpa, tritikálé fogyasztása volt szignifikánsan gyakoribb. Az erdei és vegyes élőhelyről származó borzok táplálkozása között nem találtunk szignifikáns eltérést egyik táplálék alkotó esetében sem.

2. táblázat: Különböző élőhelyeken élő borzok táplálék-összetétele és tápláléktípusonkénti hasonlósága (Kruskal-Wallis próba)
Table 2: Diet composition (RFO%) and feeding similarity (Kruskal-Wallis Anova by ranks) of badgers living in different habitat types
RFO% – százalékos relatív előfordulási gyakoriság (percentage relative frequency of occurrence)

Táplálék alkotó	RFO(%)			Statistikai különbség (Kruskal-Wallis próba)				
	Erdei élőhely	Mezei élőhely	Vegyes élőhely	H (2, N=77)	P	P erdei-mezei	P erdei-vegyes	P mezei-vegyes
Fűfélék, zöld növények	27,66%	17,65%	28,00%	14,314	0,0008	0,067	0,896	0,021
Erdei termés, gyümölcs, magok	6,38%	1,96%	0,00%	3,806	0,149	1,000	1,000	1,000
Kukorica	14,89%	21,57%	12,00%	0,320	0,852	1,000	1,000	1,000
Búza, árpa, tritikálé	0,00%	33,33%	12,00%	12,183	0,002	0,026	0,426	1,000
Rovarok	10,64%	3,92%	8,00%	5,021	0,081	0,808	1,000	1,000
Földigiliszta	12,77%	3,92%	20,00%	15,290	0,0005	0,496	0,535	0,049
Csigák	10,64%	1,96%	12,00%	9,681	0,007	0,624	1,000	0,432
Vakond	2,13%	1,96%	4,00%	1,545	0,462	1,000	1,000	1,000
Rágcsálók	14,89%	13,73%	4,00%	2,167	0,338	1,000	1,000	1,000

Megjegyzés: félkövér = szignifikáns eltérés; Note: bold = significant difference

A borz elsődlegesen fontos táplálékai nyári időszakban a fűfélék és zöld növényi részek (27,1%), ősszel és télen a kukorica (37,1% illetve 66,7%). Másodlagos jelentőségű táplálékoknak számítanak nyáron a gabonafélék (18,8%) és a földigiliszta (12,9%), ősszel a rágcsálók (20,0%), míg télen az erdei termések, a gyümölcsök és a magok (33,3%). A borz évszakok szerinti táplálkozási jellemzőinek összehasonlítása során

a Kruskal-Wallis próba eredményeként a fűfélék, zöld növényi részek; kukorica; búza, árpa, tritikálé kategória; rovarok és csigák fogyasztása alapján mutatkozott szignifikáns eltérés. Nyári és téli, valamint az őszi és téli minták páronkénti összehasonlítása alapján nem találtunk szignifikáns eltérést az egyes táplálék alkotók fogyasztásában. Az egyetlen kategória amely fogyasztásában szignifikáns különbséget találtunk a páronkénti összehasonlítás során az a kukorica és az is csak a nyári és őszi minták esetében volt kimutatható (3. táblázat).

3. táblázat: A borz szezonális táplálék-összetétele (RFO%) és tápláléktípusonkénti hasonlósága (T-próba)

Table 3: Seasonal diet composition (RFO%) and feeding similarity (T-test) of badgers

RFO% – százalékos relatív előfordulási gyakoriság (percentage relative frequency of occurrence)

Táplálék alkotó	RFO(%)			Statisztikai különbség (Kruskal-Wallis próba)				
	Nyár	Ősz	Tél	H (2, N=77)	P	P nyár-ősz	P nyár-tél	P ősz-tél
Fűfélék, zöld növények	27,06%	17,14%	0,00%	11,408	0,003	0,085	0,072	1,000
Erdei termés, gyümölcs, magok	0,00%	8,57%	33,33%	5,379	0,068	1,000	1,000	1,000
Kukorica	7,06%	37,14%	66,67%	9,657	0,008	0,049	1,000	1,000
Búza, árpa, tritikálé	18,82%	11,43%	0,00%	6,936	0,031	0,349	0,348	1,000
Rovarok	10,59%	0,00%	0,00%	7,953	0,019	0,427	1,000	1,000
Földgiliszta	12,94%	5,71%	0,00%	5,397	0,067	0,608	0,840	1,000
Csigák	10,59%	0,00%	0,00%	7,953	0,019	0,427	1,000	1,000
Vakond	3,53%	0,00%	0,00%	2,436	0,296	1,000	1,000	1,000
Rágcsálók	9,41%	20,00%	0,00%	2,398	0,302	1,000	1,000	0,878

Megjegyzés: félkövér = szignifikáns eltérés; Note: bold = significant difference

A borz táplálkozási niche minden élőhelyen nyáron a legszélesebb, ősszel szűkebb, míg télen a legszűkebb. Nyáron a táplálkozási niche vegyes és erdei élőhelyeken széles, mezei élőhelyen a legszűkebb. Ősszel a borz táplálkozási niche-szélessége mezei élőhelyen nagyobb, vegyes élőhelyen kisebb, míg erdei élőhelyen a legkisebb. Összességében, őszi időszakban a különböző élőhelyeken tapasztalt niche-szélesség értékek viszonylag alacsonyak és kiegyenlítettek. Ezt a téli időszakra történő felkészüléssel magyaráztuk. Téli időszakban erdei és vegyes élőhelyről nem állt rendelkezésre mintánk. Mezei élőhelyen szűk táplálkozási niche, a táplálék alkotók alacsony diverzitás indexe, valamint magas standardizált niche-szélesség érték jellemző. Télen a borz kevés táplálékforrást domináns mértékben fogyaszt. Ez specialista táplálkozási jellemző, de a borz téli életmódjának ismeretében inkább a források hozzáférhetőségével függ össze.

4. táblázat: A borz táplálkozási niche-szélessége (B), standardizált táplálkozási niche-szélessége (B_A) és Shannon diverzitás indexe (H) az évszakok és az élőhelyek függvényében

Table 4: Trophic niche breadth (B), standardized trophic niche breadth (B_A) and Shannon's diet diversity (H) of badgers according to season and type of habitat

Évszak	Élőhelytípus								
	Erdei			Mezei			Vegyes		
	B	B_A	H	B	B_A	H	B	B_A	H
Nyár	6,08	0,85	2,71	3,71	0,45	2,24	6,13	0,73	2,78
Ősz	1,65	0,16	2,53	2,70	0,57	1,66	1,80	0,80	0,55
Tél				1,80	0,80	0,92			

Földgiliszta fogyasztás nyáron és ősszel minden általunk vizsgált területen (élőhelytípuson) előfordult, de specializáció erre a táplálék típusra nem jellemző. Eredményeink illeszkednek azon kutatásokhoz, melyek szerint a borz opportunista vagy generalista táplálkozású faj és olyan esetekben fogyaszt főként földgilisztát, amikor azok hozzáférhetősége viszonylag magas (Shepherdson és mtsai 1990; Roper 1994, Goszczyński és mtsai 2000). Táplálkozási stratégia tekintetében eredményeink ellentétben vannak azon kutatások eredményeivel, amelyek szerint a borz specialista táplálkozású (Kruuk 1978). Lanszki (2004) által leírt időszakos specializációra utaló jellemzőket találtunk, gyors táplálékváltásokkal, ami generalista jellemző.

Kisemlős fogyasztás tekintetében eredményeink eltérnek más magyarországi vizsgálatok eredményeitől (Lanszki és mtsai 1999; Lanszki és Körmendi 1999; Heltai és Lanszki 2003), ahol őszi kivételével domináns táplálékalkotóknak bizonyultak. Jelen kutatás eredményei szerint a rágcsáló fogyasztás csak őszi időszakban számottevő, de akkor is csak másodlagos jelentőségű. A természetett növények, erdei termések és apróvad fogyasztása tekintetében eredményeink illeszkednek Heltai és Lanszki (2003) eredményeihez. A növények fontos táplálék alkotók, míg apróvad egyáltalán nincs jelen a borz étrendjében. Madarakat, hüllőket, elhullott állatok maradványait egyáltalán nem sikerült kimutatnunk a gyomortartalmakban.

Rovarok fogyasztása minden élőhelyen előfordult, de csak nyáron és ritkán. Tavasz mintáink hiányában, adataink nem hasonlíthatók össze teljes mértékben Heltai és Lanszki (2003) eredményeivel, azonban a többi évszak során a rovar fogyasztás messze elmarad más hazai kutatásokban tapasztaltaktól (Lanszki és Körmendi 2000).

Táplálkozási niche-szélesség tendenciái miszerint nyáron a legnagyobb, ezt követi az őszi majd a tavasz/tél hasonlóak a nemzetköziszakirodalomban leírtakhoz (Skinner és Skinner 1988; Goszczyński és mtsai 2000). Ugyanakkor, a táplálkozási niche-szélesség értékek, főként nyári időszakban, meghaladják a nemzetközi szakirodalomban közölt értékeket (Skinner és Skinner 1988; Lanszki 2004).

ÖSSZEFOGLALÁS

Mivel a táplálékcsoportok meghatározása a gyomortartalmakban beazonosított alkotók alapján történt és vadászati jelentőségű fajt egyáltalán nem találtunk a gyomortartalmak egyikében sem, megállapítottuk, hogy a vizsgált terület borzállománya számára a vadfajok szerepe nem mutatható ki.

Az etetőhelyek megdézsmálása tekintetében megállapítható, hogy a kukorica az összes élőhelytípuson, illetve minden évszakban előfordul a borz táplálkozásában. Ez legalábbis részben, csak a vadgazdálkodók által működtetett etetőhelyekről származhat. Az etetőhelyek megdézsmálása tehát létező probléma, amelynek mértéke és jelentősége helyileg eltérő. Ugyanakkor, a vadgazdálkodóknak rendelkezésére áll több lehetőség és eszköz a borz állománysűrűségének szabályozására.

A tapasztalt táplálkozási niche-szélességek alapján a borz nyári időszakban minden élőhelytípuson generalista táplálkozási stratégiával jellemezhető. Ugyanakkor, erdei és vegyes élőhelyeken egyaránt fűfélék és zöld növényi részek számítanak elsődlegesen fontos tápláléknak, mezei élőhelyen pedig a búza, árpa, tritikálé kategória. Ezt a megállapítást támasztja alá a nyári időszakban beazonosított táplálék alkotók magas diverzitás indexe is. Őszi időszakban a táplálék alkotók diverzitás indexe lényegesen lecsökken mezei és vegyes élőhelyek esetében, erdei élőhelyeken a csökkenés mértéke kisebb. Ezzel összefüggésben, mezei és vegyes élőhelyeken a táplálkozási niche-szélesség standardizált értékei viszonylag magasak. Ez bizonyos táplálékalkotók dominanciájára utal. Ősszel a borz, mezei és vegyes élőhelyeken elsődlegesen kukoricát, erdei élőhelyeken fűféléket, zöld növényi részeket, illetve rágcsálókat fogyaszt. További kutatások tárgya kell legyen az időszakos specializáció vizsgálata annak meghatározására, hogy ez a télelő felkészülési stratégia vagy bizonyos táplálékforrások hozzáférhetőségének beszűkülésével magyarázható. Annál is inkább, mert erdei élőhelyeken az őszi időszakban sem jellemzőek a borz táplálkozására egyértelmű specialista vonások.

Összességében megállapítható, hogy az általunk vizsgált borzok táplálékösszetétele élőhelyenként és évszakonként eltérő. A páronkénti összehasonlítások eredményeként azonban, több eltérés mutatkozik az élőhelyek tekintetében, mint az évszakok viszonyában. A táplálkozási stratégiája alapvetően generalista, időszakos, bizonyos élőhelyeken jelentkező specialista vonásokkal. A táplálkozási szokások pontosabb feltárása érdekében táplálékkinálat felmérése, ezáltal a a táplálék fajok vagy típusok preferenciájának a vizsgálata is szükséges.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Biró Zs.; Szemethy L.; Heltai M.; Csányi S.; Szabó L.; Patkó L. és Ujhegyi N. 2013: Az apróvad állomány és a ragadozógazdálkodás helyzete Magyarországon. Gödöllő
- Ciampalini, B. and Lovari, S. 1985: Food habits and trophic niche overlap of the badger and the red fox in a Mediterranean coastal area. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 50: 226–234.
- Fedriani, J. M.; Ferreras, P. and Delibes, M. 1998: Dietary response of the Eurasian badger, *Meles meles*, to a decline of its main prey in the Doñana National Park. *Journal of Zoology*, 245(02): 214–218.
- Goszczyński, J.; Jędrzejewska, B. and Jędrzejewski, W. 2000: Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology*, 250(4): 495–505.
- Heltai M. (szerk.) 2010: Emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Heltai M. és Lanszki J. 2003: Adatok a borz táplálkozásához. *Vadbiológia*, 10: 87–91.
- Hureau, J.-C. 1970: Biologie compare de quelques poisons antarctiques (*Nototheriidae*). Faculte des Sciences, Universite de Paris, Paris.
- Kaneko, Y.; Maruyama, N. and Macdonald, D. W. 2006: Food habits and habitat selection of suburban badgers (*Meles meles*) in Japan. *Journal of Zoology*, 270(1): 78–89.
- Kranz, A.; Tikhonov, A.; Conroy, J.; Cavallini, P.; Herrero, J.; Stubbe, M.; Maran, T.; Fernandes, M.; Abramov, A. and Wozencraft, C. 2008: *Meles meles*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T29673A9521746. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T29673A9521746.en>. Downloaded on 09 May 2016.
- Krebs, C.J. 1989: *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers, New York
- Kruuk, H. 1978: Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 4(1): 75–89.
- Kruuk, H. and DeKock, L. 1981: Food And Habitat Of Badgers (*Meles Meles* L) On Monte Baldo, Northern Italy. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal Of Mammalian Biology*, 46(5): 295–301.
- Kruuk, H. and Parish, T. 1983: Seasonal and local differences in the weight of European badgers (*Meles meles* L.) in relation to food supply. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 48(1): 45–50.
- Kruuk, H. and Parish, T. 1985: Food, food availability and weight of badgers (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. *Journal of Applied Ecology*, 1: 705–715.
- Lanszki J. 2012: Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai. *Natura Somogyiensis*, 21: 6–9.
- Lanszki J. és Körmendi S. 1999: Ragadozó emlős életközösség táplálék-összetétele mezőgazdasági területen, Somogy megyében. *Természetvédelmi Közlemények*, 8: 121–136.
- Lanszki, J. 2004: Diet of badgers living in a deciduous forest in Hungary. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 69(5): 354–358.
- Lanszki, J. and Heltai, M. 2011: Feeding habits of sympatric mustelids in an agricultural area of Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 57: 291–304.
- Lanszki, J. and Körmendi, S. 2000: Diet of a Carnivora community in the Boronka Nature Conservation Area, in Somogy County. *Somogyi Múzeumok Közleményei*, 14: 373–381.
- Lanszki, J.; Körmendi, S.; Hancz, Cs. and Zalewski, A. 1999: Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta Theriologica*, 44: 127–136.
- Levins, R. 1968: *Evolution in changing environments: some theoretical explorations* (2). Princeton University Press. Princeton, New Jersey 08540 USA

- Revilla, E. and Palomares, F. 2002: Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Canadian Journal of Zoology*, 80(1): 83–93.
- Rodríguez, A. and Delibes, M. 1992: Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. *Journal of Zoology*, 227(2): 347–350.
- Roper, T. J. 1994: The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist? *Journal of Zoology*, 234(3): 437–452.
- Roper, T. J. and Mickevicius, E. 1995: Badger *Meles meles* diet: a review of literature from the former Soviet Union. *Mammal Review*, 25(3): 117–129.
- Rosalino, L. M.; Loureiro, F.; Macdonald, D. W. and Santos-Reis, M. 2005: Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 70(1): 12–23.
- Shepherdson, D. J.; Roper, T. J. and Lüps, P. 1990: Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles* L.) in southern England. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 55(2): 81–93.
- Skinner, C. A. and Skinner, P. J. 1988: Food of badgers (*Meles meles*) in an arable area of Essex. *Journal of Zoology*, 215(2): 360–362.
- Szemethy L. 1989: A vadmacska és a borz elterjedése és állománysűrűsége Magyarországon. *Vadbiológia*, 3: 163–168.
- Szemethy L. és Heltai M. 1996: Néhány védett ragadozó faj helyzete Magyarországon. *Vadbiológia*, 5: 1–17.
- Szemethy L.; Heltai M. és Csányi S. 2000: A hazai szőrmés és szárnyas ragadozók helyzete az elmúlt évtizedekben a vadászati statisztikák és monitoring programok alapján. *A Vadgazdálkodás Időszéri Tudományos Kérdései*, 1: 51–61.
- Szemethy, L. és Heltai, M. 2002: Az emlős ragadozó monitorozás tapasztalatai. In: Török, K., Fodor, L. (Szerk.): *Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről*. 2. kötet: A természetes életközösségek megóvásának és monitorozásának aktuális problémái, ökológiai alapja, a természetvédelem feladatai. *Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest*.
- Teerink, B. J. 1991: *Hair of West-European mammals*. Cambridge University Press, Cambridge
- Ujhelyi P. 1989: *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója*. (Küllemi és csonttani bélyegek alapján). *Magyar Madártani Egyesület, Budapest*
- Virgós, E.; Mangas, J. G.; Blanco-Aguilar, J. A.; Garrote, G.; Almagro, N. and Viso, R. P. 2004: Food habits of European badgers (*Meles meles*) along an altitudinal gradient of Mediterranean environments: a field test of the earthworm specialization hypothesis. *Canadian Journal of Zoology*, 82(1): 41–51.
- Weber, J. M. and Aubry, S. 1994: Dietary response of the European badger, *Meles meles*, during a population outbreak of water voles, *Arvicola terrestris*. *Journal of Zoology*, 234(4): 687–690.

Érkezett: 2016. március 29.

Közlésre elfogadva: 2016. szeptember 27.



Baktériumos kéregrák

A nemes nyár ültetvényekben az utóbbi években jelent meg egy új bakteriális eredetű betegség. A baktériumot *Londsdalea quercina* ssp. *populi* néven írták le, korábban nyárfán nem fordult elő ez a faj. Megjelenése esetén a kéregben szíjács elhalást okoz, látványos és felettebb bűzös nyálkafolyás kíséretében. A fertőzés következtében a kéreg nagy felületen elhal, majd a felfoszló és leváló kéregrészek szélein a vegetációs időszak végén kallusz képződés indul meg. Az elhalt kéreg helyén intenzív korhadás, degradáció kezdődik a törzsön.

Fotó és szöveg: Koltay András

AZ ACTA SILVATICA & LIGNARIA HUNGARICA 12. KÖTETÉBEN (1–2. SZÁM) MEGJELENT TANULMÁNYOK CÍMEI ÉS KIVONATAI

Az Erdészettudományi Közlemények és az Acta Silvatica & Lignaria Hungaria (ASLH) kölcsönösen közlik a másik folyóirat legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címeit és kivonatait. Ehelyütt az ASLH 12. kötetének (1–2. szám) (2016) tartalmát mutatjuk be a megjelent írások címével és absztraktjával. A közlemények teljes terjedelmükben elérhetők és letölthetők a <http://aslh.nyme.hu> honlapról.

12. kötet 1. szám

9–22. oldal: **Az erdőkhöz kapcsolódó érdekcsoportok érdekérvényesítő ereje részvételen alapuló döntéshozatali folyamatokban – Észak-olaszországi esettanulmány** – *Paletto, Alessandro; Balest, Jessica; De Meo, Isabella; Giacovelli, Grazia és Grilli, Gianluca*

Az európai országokban a jelenlegi erdőhasználat az erdei ökoszisztémákból származó termékek és szolgáltatások erősítését célozza meg megfelelően a részvételen alapuló folyamatokban megnyilvánuló sokrétű szükségleteknek és érdekeknek. A részvételen alapuló folyamatok sikere megkívánja az érdekeltek szemléletének és preferenciáinak részletekbe menő vizsgálatát. Jelen írás célja annak vizsgálata, hogy az érdekeltek észlelt és valós, erdőgazdálkodásra gyakorolt érdekérvényesítő képessége között milyen eltérések találhatóak. Az olasz Alpokban 51 erdővel kapcsolatos érdekelt bevonásával kérdőíves felmérés készült. Az észlelt érdekérvényesítő képességet azon keresztül mérték, hogy az érdekeltektől azt kérték, hogy 5 fokozatú skálán jellemezzék, milyen mértékben képesek befolyásolni az erdőgazdálkodással kapcsolatos kérdésköröket. A valós érdekérvényesítő képességet a társadalmi kapcsolati háló elemzés módszerével vizsgálták, feltárva az érdekeltek egymás közötti kapcsolatait. A valós érdekérvényesítő képesség mérése a Freeman fokszám központiséggel történik, amely az egyes érdekeltek egymás közötti kapcsolatait veszi alapul. Az eredmények azt mutatják, hogy a közigazgatás csoportjába sorolható érdekeltek minden erdőgazdálkodást érintő kérdésben a legbefolyásosabbak, míg a turizmus szereplői a legkevésbé erősek. Továbbá a vizsgálat eredményei arra engednek következtetni, hogy sok esetben az érdekeltek torz képpel rendelkeznek a saját érdekérvényesítő képességükkel kapcsolatban.

23–33. oldal: **Az erdőtulajdonosok és a közvélemény felfogása az erdők szerepéről Szlovákiában** – *Dobsinska, Zuzana és Sarvasova, Zuzana*

Az elmúlt évtizedekben a környezet-tudatosság az erdőgazdálkodásban emelkedett, amelyben a környezeti nevelésnek is szerepe van. Az erdők, az erdőgazdálkodás és az ökoszisztéma szolgáltatásokkal kapcsolatos felfogást két felmérés vizsgálta. A két célcsoportot a közvélemény és az erdőtulajdonosok alkották. A kérdőívek hasonló kérdéseket tartalmaztak, bár két különböző módszertant alkalmaztak – az ún. CATI

rendszer a közvélemény esetében és a félig strukturált interjúkat az erdőtulajdonosok esetében. Ez utóbbi részletes kérdéseket tartalmazott az erdőtulajdonra vonatkozóan. A közvéleménytől származó 1503 és az erdőtulajdonosoktól származó 150 válasz összesített elemzése az alábbi témakörökre vonatkozóan történt: tartamos erdőgazdálkodás, főbb ökoszisztéma szolgáltatások és az erdővel kapcsolatos felfogás. A szlovákiai nagyközönség többsége az ökológiai értékeket tekinti az erdők legfontosabb elemének, míg az erdőtulajdonosok az erdők fenntartását és fejlesztését szolgáló gazdasági célokat részesítik előnyben. Az erdőtulajdonosok az erdőket jellemzően hetente látogatják, a nagyközönség pedig havonta. Ez utóbbi okainak fontossági sorrendjében első helyen áll a kikapcsolódásra fordítható idő hiánya, amelyet az erdővel kapcsolatos érdektelenség követ. Mindkét csoport esetében az erdőlátogatás elsődleges oka a kikapcsolódás. Összességében megállapítható, hogy az emberek többnyire elégedettek a szlovákiai erdőgazdálkodással. Az erdőtulajdonosok meg vannak elégedve az erdőtulajdonukkal, és szándékaik szerint azt a gyerekeik számára hagyják örökül. A jövőben nagyobb figyelmet szükséges fordítani a fiatal generációk erdőfelfogásának vizsgálatára.

35–45. oldal: **Az alkalmazkodóképesség elősegítése a földtulajdonosok gondolkodási keretének megváltoztatásával – Észak-nyugat Washington Állam (USA) továbbképzéseinek eredményei** – *Zobrist, Kevin W.; Grand, Lauren A. és Rozance, Mary A.*

A tájkép beépülése és feldarabolódása, az özőnállatok terjedése, a biodiverzitás csökkenése, a társadalmi értékek és a feldolgozási infrastruktúra átalakulása azok az ökológiai, gazdasági és környezeti keret-tényezők, amelyekkel a kisterületű erdőtulajdonosoknak szembe kell nézniük Washington Állam (USA) északnyugati részében. A változásokhoz történő sikeres alkalmazkodás érdekében a földtulajdonosok gondolkodási kereteinek is változni kell. A Washington Állami Egyetem továbbképzései átfogó, többhetes kurzusokat ajánlanak a kisterületű erdőtulajdonosok számára. 2008 és 2013 között a résztvevők felmérésben vettek részt közvetlenül a képzés lezárásakor, majd azt követően 1 és 3 év múlva. Ezek az után-követő felmérések bemutatják a megszerzett tudás átalakulását magatartássá, majd végső soron a peremfeltételek megváltozásává. Ez utóbbi magában foglalja az állatvilág változatosságának növekedését, az özőnfajok csökkenését és a gazdasági fenntarthatóság növekedését. Az eredményeken keresztül látható, hogy a tulajdonosok gondolkodási kereteinek oktatással történő megváltoztatása kiemelkedően hatásos módja annak, hogy segítsük őket a változó külső keretfeltételekhez történő alkalmazkodásban.

47–53. oldal: **Ökoturisztikai vállalkozások: Díj fizetés a földtulajdonosok számára az erdőből és az erdőgazdálkodásból származó ökoszisztéma szolgáltatásokért az Amerikai Egyesült Államokban (USA)** – *Jones, Walter Daryl*

Mississippi földtulajdonosok díj fizetős természetközeli kikapcsolódási lehetőségekkel, például vadászattal, horgászattal, vadvilág megfigyeléssel és más természethez kapcsolódó szolgáltatásokkal diverzifikálták bevételeiket (Jones és mtsai 2005). A Mississippi Állami Egyetemen működő Ökoturisztikai Vállalkozások Program (ÖVP) műhelybeszélgetéseken keresztül tart képzéseket földtulajdonosok, ügynökségek és a helyi közösségek képviselői számára az ökoturisztikai vállalkozások, a természetvédelem és ezek erdőgazdálkodással történő integrálása témakörében. 2005 óta az ÖVP 75 műhelybeszélgetést szervezett meg és hajtott végre az USA 11 államában és Svédországban, és 4000-re meghaladó résztvevőt képzett az ökoturisztikai fejlesztés és a kapcsolódó természetvédelmi tevékenységek témakörében. Felmérési eredmények felfedték, hogy a program révén 1000 új ökoturisztikai vállalkozás indult el 1,2 millió hektárra becsült erdő és mezőgazdasági területen, 14 mil-

lió USD bevételt generálva, miközben a természeti erőforrások védelmét is elősegítette az USA családi agrár-vállalkozásaiban. Az ÖVP fejlesztés a vidéki térségekben a tartamos erdőgazdálkodás ökoszisztéma szolgáltatásaiért történő díjfizetések ösztönzésével a földtulajdonosok és a helyi közösségek számára is hasznot hajt.

55–73. oldal: **A természetközeli erdővagyon-gazdálkodás fejlődése és lehetőségei** – *Lett Béla; Gál János; Stark Magdolna és Frank Norbert*

Az elmúlt évtized jogi előírásai és igazgatási eljárása alapvetően megváltoztatták az erdőgazdálkodók tevékenységének szabályozását, amely a gyakorlatot is módosítja, ennek mértékéről azonban nem sokat tudunk. A tanulmány az Erdészeti Igazgatóság által gyűjtött és közzétett adatok alapján mintegy 15 év változását vizsgálja és bemutatja a ható tényezőket, elsősorban a regionális és a szektorális sajátosságokat és különbségeket. A vég-használat területét és fatérfogatát használati módokként, régióként, szektoronként és fafajonként mutatjuk be, az erdőfelújításokat (első kivétel és befejezett erdősisítés) felújítási módokként, régióként, szektoronként és fafajonként szemléltetjük. A (klímaváltozással módosuló) termőhely, az annak megfelelő fafaj bizonyul az erdővagyon-gazdálkodást meghatározó legfontosabb tényezőnek, így a természetközeli erdővagyon-gazdálkodás lehetőségeit is realitásabban ítéelhetjük meg (amely a további változások megtervezésénél és előírásánál hasznot jelenthet). Az országos összesen és az átlagok magyarázó ereje nagyon kicsi, az ország teljesen máshogy működő erdővagyon-gazdálkodású régiókból áll, kívánatos a regionális erdővagyon-gazdálkodási programok készítése.

75–88. oldal: **Az erdészeti szakszemélyzet alkalmazkodási készsége az erdőtervezés folyamatában** – *Hartebrodt, Christoph és Schmitt, Julia*

Azon társadalmi keretek között, amelyek a különböző ökoszisztéma szolgáltatások keresletét erősítették, az erdőtervezés észrevehetően megváltozott az utóbbi évtizedekben. A költségvetési korlátok, valamint az a tény, hogy a Baden-Württemberg tartomány jelenlegi állami erdőtervezési rendszere 2000 óta van érvényben, szükségessé teszik a továbbfejlesztését. Mivel az erdőtervek legfőbb felhasználója az erdészeti szakszemélyzet, ezért a részvételükre alapozott folyamat indult el a legfontosabb elvárásaik feltárására. Ezt egy döntéshozói felmérés követte. Annak érdekében, hogy az elvárások és preferenciák köréről belső információk álljanak rendelkezésre, a páronkénti összehasonlítás módszerét alkalmazták. A cikk rávilágít a preferenciák rendszerére (1) az erdőtervezés céljai (2) a célcsoportok, (3) az erdőtervezési folyamat, (4) a feladatok, (5) az erdőtervezés kimenetei tekintetében. Kimutatható, hogy az erdészeti szakszemélyzet erdőtervezéssel kapcsolatos átlagosnak mondható szemlélete jellemzően tradicionális és befelé forduló, és kevésbé proaktív és érdekelt-irányultságú. A páronkénti összehasonlítás sikeres módszernek bizonyult a preferencia szerkezet feltárására.

89–102. oldal: **Lehetetlen középút? A munkahelyi elégedettségi felmérések testreszabhatósága és összehasonlíthatósága** – *Hartebrodt, Christoph és Chtioui, Yvonne*

Az esetek jelentős részében, amikor többcélú vállalatirányítási rendszerről (pl. kiegyensúlyozott stratégiai mutatószám-rendszer, quantum teljesítmény értékelés) van szó, a stratégiai célrendszer része a munkahelyi elégedettség. Gyakran, ezt a célt az ún. munkahelyi elégedettségi indexszel jellemzik, amelyet a munkahelyi elégedettségi felmérésekből származtatnak. Egyrészt egy ilyen felmérés vissza kell, hogy tükrözze a vállalkozás egyedi szerkezetét és jellegzetességeit, másrészt tudható, hogy a vállalkozások közötti összehasonlíthatóság igénye azonnal megjelenik, amint a vizsgálat eredményei megszületnek. Ez a cikk a munkahelyi elégedettségi felmérések me-

ta-elemzését tárgyalja Németország hét nagyobb méretű erdészeti vállalata példáján. Az írás bemutatja a főbb témaköröket és az egyedi munkahelyi elégedettség felmérések összehasonlíthatóságát az alkalmazott fogalmak és a mérési skálák tekintetében. A különböző mérési skálák összevetésével kapcsolatos módszertani kérdésekre a vállalkozáson belüli és vállalkozások közötti munkahelyi elégedettség felmérések alapján szintén kitérnek a szerzők. A munkahelyi elégedettség felmérések jövőbeli közös általános kereteit felvázolják.

12. kötet, 2. szám

105–116. oldal: **A vidéki társadalom klímaváltozással szembeni alkalmazkodóképessége** – *Pappné Vancsó Judit; Hoschek Mónika és Jankó Ferenc*

A sérülékenység a fenntartható fejlődés mellett talán a legnépszerűbb fogalom a környezeti kutatásokban. A sérülékenység mértékét az adott ökológiai vagy társadalmi rendszert érő hatások erőssége és az alkalmazkodóképesség mértéke határozza meg. A megfelelő adaptáció még erős hatások mellett is lehetővé teszi egy rendszer sikeres fennmaradását, jelentősen mérsékelve a sérülékenységet, így a hatás – alkalmazkodás – sérülékenység összefüggésben értelmezett vizsgálatok módszertanában kiemelt jelentőséget kellene kapnia az alkalmazkodóképesség körültekintő becslésének. A mérések során felmerülő legfőbb probléma az indikátorok előállításához szükséges releváns adatok felkutatása. Tanulmányunkban a sérülékenység vizsgálatokon belül elsősorban az alkalmazkodóképesség becslésének kérdéseit igyekeztünk körüljárni, feltérképezni azokat a lehetőségeket, amelyek az alkalmazkodás pontosabb számítását teszik lehetővé, majd kísérletet tettünk aszályal szembeni alkalmazkodóképesség meghatározására Zala megye kistérségeiben. A leglényegesebb következtetéseket összegezve kijelenthető, hogy Zala megyében az aszályosság várható növekedése mellett a rurális tereken élők alkalmazkodási kapacitása jelentéktelen, ami elsősorban az alkalmazkodó mezőgazdálkodással kapcsolatos ismeretek hiányával magyarázható.

117–124. oldal: **Madárcseresznye fák fitoftórás pusztulása Északnyugat-Magyarországon** – *Sárándi Kovács Judit; Nagy László; Lakatos Ferenc és Sipos György*

Egy 2011-ben, pusztuló erdőállományokban végzett egészségi állapot-felmérés során egy elegyes erdőállományban a madárcseresznye fák pusztulására figyeltek fel a szerzők. Az erdőállomány a Rába folyó egy holtága mentén terül el. Egy két éves esettanulmány során, talajvizsgálatot és a talaj és a talált *Phytophthora* fajok hatását vizsgáló patogenitásteszteket végeztünk. Eredményeinket statisztikailag értékeltük. Míg az erdőállomány talajából *Phytophthora plurivora*t és *Phytophthora polonicá*t tenyésztettünk ki, a pusztuló fák tüneteket mutató gyökereiből csak *P. polonicá*t sikerült izolálni. Madárcseresznye-csemetéken elvégzett törzssebzési és gyökérfertőzési kísérletek egyaránt kimutatták mindkét izolált faj patogenitását. Agresszivitását statisztikai elemzések bizonyítják. Ez az első olyan alkalom, amikor természetes körülmények között a *P. polonica* kórokozónak bizonyult.

125–134. oldal: **A gyökérzet biztonságosságának becslése roncsolásmentes vizsgálati technikákkal** – *Buza Ágnes Kinga és Divós Ferenc*

A roncsolásmentes megközelítés számos területen terjed folyamatosan a roncsolásos technikákhoz képesti előnyeinek hála. A fák vizuális értékelése elterjedten használt, ám ennek megvannak a maga korlátai. A mű-

szeres vizsgálatok jól kiegészíthetik a vizuális méréseket. Jelen cikk egy összefoglaló, mely a biztonságosság és terhelhetőség irányából közelíti meg a fák gyökérzetének vizsgálhatóságát. A bemutatott roncsolásmentes technikák az akusztikus gyökér érzékelés és a húzóvizsgálat. Emellett a biztonsági faktorok számítása is röviden összefoglalásra kerül.

135–143. oldal: **Bükk faanyag ragaszthatósága egykomponensű poliuretán szerkezeti ragasztóval** – Horváth Norbert és Csiha Csilla

Bükk (*Fagus sylvatica* L.) faanyag ragaszthatósági vizsgálatait egykomponensű poliuretán (1K PUR) szerkezeti ragasztóval a Nyugat-magyarországi Egyetem Simonyi Károly Karán végeztük. Vizsgálatuk a bükk faanyag szerkezeti ragasztásához megfelelő paraméterek beállításához szükséges előzetes kísérletnek tekinthető. A famintákat abszolút száraz sűrűséggel a ragasztandó felületeket pedig a felületi érdességgel és felületi feszültséggel jellemeztük. Méréseink alapján javaslatot tettünk a nyílt idő, a felhordott ragasztómennyiség, a présnyomás, a présidő a megmunkálás/fafelületi érdesség, a faanyag nedvességtartalom, illetve a felületi feszültség paraméterek együttesének olyan értékére, mely mellett a ragasztás elvégezhető és a ragasztott kötés nyírószilárdsága nagyobb, mint 10 N/mm^2 . Vizsgáltuk továbbá a ragasztó penetrációját a faanyagban, és megállapítottuk, hogy különbség van az egyoldalas és a kétoldalas ragasztó felhordás esetén előálló behatolási mélységek között. A bükk faanyag rétegelt-ragasztott tartók gyártására való alkalmasságához további, az MSZ EN szabvány szerinti vizsgálatok is szükségesek. Ezen megfontolások alapján a rétegelválás (delamináció) vizsgálatok értékelése már folyamatban van.

145–156. oldal: **Rönkfagyasztás kísérleti kutatásának módszere** – Deliiski, Nencho és Tumbarkova, Natalia

Ez a cikk leírja a hőmérséklet és a nedvességtartalom változását levegőben elhelyezett rönk fagyasztásakor, és mutatja a hőmérsékletet hosszirányban lévő 4 különböző pontban. A javasolt módszert használtuk, hogy megvizsgáljuk a fenti paraméterek változását 240 mm átmérőjű, 480 mm hosszú, nedves állapotú nyár rönkök fagyasztási vizsgálatainál $-30 \text{ }^\circ\text{C}$ körüli hőmérsékleten, 50 órás időtartamon. A paraméterek automatikus mérése és rögzítése a svájci ROTRONIC cég által gyártott HygrologNT3 eszközzel történt. A pontos mérőrendszerrel, első alkalommal sikerült megmérni a megfagyó víz által kibocsátott látens hőnek a faanyagot felmelegítő hatását.

157–171. oldal: **A magyar falemezipar jelenlegi helyzete és környezeti hatásai** – Laborczy Gábor és Winkler András

A természeti környezet és ezen belül az erdőterületek további rombolása visszafordíthatatlan káros következményekkel jár. Az erdő egyik fontos szerepe az éltető oxigén termelése és az üvegházhatású gázok, különösen a légkörben lévő széndioxid megkötése. A környezeti terhelés egyik legjelentősebb tényezője az energia előállítás. E téren a kibocsátott széndioxid mennyiségének csökkentésén túl jelentős kérdés a fosszilis energiahordozók felhasználásának kiváltása az újratermelhető környezetbarát tüzelőanyagra átállított biomassa erőművekkel. Ezeknek az erőműveknek az egyik meghatározó alapanyagai az ilyen módon hasznosított faanyagok, melybe beletartoznak a falemezipar alapanyagbázisát jelentő sarangolt ipari választékok és erdei aprítékok is, rosszabb esetben az erdőgazdaság által kitermelt bármely ipari célra egyébként még hasznosítható faanyag is. A fában megkötött szén-dioxid minél későbbi felszabadításában a

fafeldolgozásnak és a felhasználatnak fontos szerepe van. A legsokoldalúbban gyengébb minőségű faanyagot hasznosító iparág a Magyarországon is nagy múltra visszatekintő falemezipar. Az iparág a faipar egyik meghatározó ágazata. A hazai erdőgazdálkodás fenntarthatóságot szem előtt tartó tervszerű fejlesztésével megoldható a falemezipar számára megfelelő minőségű és mennyiségű alapanyag biztosítása, valamint energetikai ütevények telepítésével, a felhasznált faanyag összegyűjtésével, a keletkezett hulladékok és az ipari célra már nem alkalmazható faanyag felhasználásával a biomassza erőművek hatékony és gazdaságos működtetése is.

TARTALOMJEGYZÉK

(folytatás a hátsó borítóról)

6. évfolyam 2. szám

- 101 **Az idegenhonos, illetve inváziós fafajok élőhelyformáló hatásai** – Ónodi Gábor
- 115 **Összehasonlító vizsgálatok a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) és a magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) vegetatív szervein** – Silnicki Ádám, Zagyvai Gergely és Bartha Dénes
- 127 **Faállomány-szerkezeti kutatások a Roth emlékerdőben** – Molnár Dénes, Barton Iván, Czimber Kornél, Bazsó Tamás és Frank Norbert
- 137 **A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) elterjedésének vizsgálata a csehországi lednicei kastélypark területén a gazdafajok elhelyezkedése alapján** – Baltazár Tivadar, Varga Ildikó és Pejchal Miloš
- 151 **A Soproni-hegyvidék gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőiben előforduló éjszakai nagylepkék állatföldrajzi jellemzői** – Horváth Bálint
- 161 **Műfészek-predációs vizsgálatok egy erősen mozaikos somogyi élőhelyen** – Jánoska Ferenc, Kemenszky Péter, Farkas Attila, Varju József és Horváth Zsolt
- 175 **Antropogén fészkelőhelyeken költő kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzerváció-biológiai lehetőségei a Felső-Kiskunságban** – Hámori Dániel
- 189 **A borz (*Meles meles* L.) táplálkozásának vizsgálata Komárom-Esztergom megye területén** – Varga Zoltán és Farkas Attila
- 199 **Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 12. kötetében (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai**

A kéziratok formai követelményeire vonatkozó részletes útmutató
a www.erdtudkoz.hu honlapról letölthető.

A kéziratokat kizárólag elektronikus formában,
a szerkesztoseg@erdtudkoz.hu e-mail címre kérjük.

TARTALOMJEGYZÉK

6. évfolyam 1. szám

- 7 **Az erdei génkészletek szerepe a klímaváltozáshoz alkalmazkodó gazdálkodásban –**
Mátyás Csaba és Kramer Koen
- 17 **Az Agrárklíma 2 projekt eredményei: Magyarország digitális talajtípus térképének elő-**
állítás – *Illés Gábor, Fonyó Tamás, Pásztor László, Bakacsi Zsófia, Laborczi Annamária,*
Szatmári Gábor és Szabó József
- 25 **A klímaváltozás fatermesre gyakorolt várható hatásának becslése az AGRATÉR pro-**
jektben – *Illés Gábor és Fonyó Tamás*
- 35 **Hazai bükkösök körlep-növekedésének trendjei a változó klíma tükrében –**
Garamszegi Balázs és Kern Zoltán
- 45 **50 év biotikus kárai a magyar bükkösökben –**
Janik Gergely, Hirka Anikó, Koltay András,
Juhász János és Csóka György
- 61 **Az időjárás hatása egy időskorú bükkös évenkénti körlep-növekedésére –**
Führer Ernő, Edelényi Márton, Jagodics Anikó, Jereb László, Horváth László, Kern Zoltán, Móring Andrea,
Szabados Ildikó és Pödör Zoltán
- 79 **Erdőborítás-változás a Kárpát-medence térségében a 19. század közepétől napjainkig –**
Konkoly-Gyuró Éva és Balázs Pál

A 2. szám tartalomjegyzéke a hátsó borító belső oldalán található.

English table of contents can be found on page 5–6.

www.ertudkoz.hu

