



Nyugat-magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Kar

V. KARI TUDOMÁNYOS KONFERENCIA

konferencia kiadvány



2015. október 21.



A konferenciát a Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kara és a Magyar Tudományos Akadémia Veszprémi Bizottsága Mező- és Erdőgazdálkodási Munkabizottsága szervezte.

A kötet publikációit lektorálták: Bartha Dénes, Bidló András, Czupy Imre, Gálos Borbála, Gribovszki Zoltán, Jánoska Ferenc, Kalicz Péter, Király Gergő, Konkoly-Gyúró Éva, Kovács Gábor, Pájer József, Péterfalvi József, Rétfalvi Tamás, Sándor Gyula, Vityi Andrea, Winkler Dániel

A kiadvány megjelenését a „Klímahatás - Az éghajlatváltozás hatásainak komplex vizsgálata, nemzetközi K+F pályázatok előkészítése a Nyugat-magyarországi Egyetemen (TÁMOP-4.2.2.D-15/1/KONV-2015-0023)” projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, 2015.

ISBN 978-963-334-260-2 (nyomtatott verzió)
978-963-334-261-9 (on-line verzió)

On-line verzió letölthető: http://www.emk.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/dekani_hivatal/Kiadvanyok/KariTudomanyosKonferencia/KariTudomanyosKonferencia2015.pdf

Szerkesztette: dr. Bidló András
dr. Facskó Ferenc

Ajánlott hivatkozás:

BIDLÓ A., FACSKÓ F. (szerk.) (2015): Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar V. Kari Tudományos Konferencia. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó Sopron.

Tartalomjegyzék

Plenáris előadások

GÁLOS Borbála, GRIBOVSKI Zoltán, KALICZ Péter, CZIMBER Kornél: Hidrológiai szélsőségek gyakoriságának várható változása a 21. században – hazánk kitettségének vizsgálata erdészeti szempontból.....	7
KOVÁCS Gábor, HEIL Bálint: Fásszárú ültetvények helyzete és jövőbeni szerepük a hazai biomassza ellátásban.....	13
ZAGYVAI Gergely, BROLLY Gábor, EREDICS Attila, KIRÁLY Géza, TIBORCZ Viktor, ZAGYVAINÉ KISS Katalin, KALICZ Péter, CSISZÁR Ágnes, NAÁR Dénes, BARTHA Dénes: Mesterséges lékek növényzetének és ökológiai tényezőinek komplex vizsgálata a Soproni-hegységben	21

Biológiai szekció

CSISZÁR Ágnes, ZAGYVAI Gergely, BARTHA Dénes, NAGY Andrea, KISPÁL Dóra: A magyar kóris (<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>danubialis</i>) allelopátiás szerepének vizsgálata	29
EREDICS Attila, RÁKOSA Rita, NÉMETH Zsolt István: A környezeti körülmények hatása egy kislevelű hárs lombozatának spektrális sajátosságaira	35
JÁNOSKA Ferenc, VARJU József, ERŐS Csaba, GÁL János: Vadaskerti vaddisznók tüdőfereg-fertőzöttségének vizsgálata	41
NAÁR Dénes, CSISZÁR Ágnes: Gyertyános-tölgyesben kialakított lékek szukcessziójának vizsgálata a Soproni-hegység területén	47
SZITA Renáta, AMBRUS András: A Rák-patak (Sopron) Fásor-utcai rekonstrukciójának hatása a vízi makrogerinctelen életközösségre	53

Termőhelyi és műszaki szekció

BARTON Iván, CZIMBER Kornél, KIRÁLY Géza: A Sopron 182B erdőrészlet (Roth féle szálaló erdő) korona és újulat térképezése távérzékelési módszerekkel.....	61
BROLLY Gábor, KIRÁLY Géza, CZIMBER Kornél: Fejlesztések egyesfák dendrometriai jellemzőinek automatizált meghatározására földi lézerszenner adatokból.....	67
CZIMBER Kornél, KIRÁLY Géza, BROLLY Gábor: Légi lézeres letapogatás adatfeldolgozó modul fejlesztése DigiTerra Map szoftverhez.....	73
CSÁKI Péter, GYIMÓTHY Kitti, KALICZ Péter, KISFALUDI Balázs, GRIBOVSKI Zoltán: Éghajlat-lefolyás modell kidolgozása a Zala vízgyűjtőjére.....	79
HAJDU Katalin, CZIMBER Kornél, KIRÁLY Géza: Fertő-tavi madárélőhelyek térképezése légi lézeres letapogatás objektum alapú képfeldolgozása alapján	85
HORVÁTH Attila László, SZAKÁLOS NÉ MÁTYÁS Katalin, HORVÁTH Béla: Harveszteres fakitermelés normatáblázatai.....	91

Poszter szekció

BARNA Csilla, KORDA Márton, BARTHA Dénes: Rába és Csörnök-völgy kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület természetességi állapota.....	99
FARAGÓ Sándor, LÁSZLÓ Richárd, BENDE Attila: Az erdei szalonka (<i>Scolopax rusticola</i>) ivararányának alakulása 2010-2014 között Magyarországon.....	105
FRANK Norbert: Mezővédő erdeink az Országos Erdőállomány Adattár és a Magyar Közút Nonprofit Zrt. adatbázisainak tükrében.....	109
GOSZTOLA István, LÁSZLÓ Richárd: Az időjárás okozta nagyvad elhullások Magyarországon 1998-2007.....	113
GOSZTOLA István, LÁSZLÓ Richárd: Az árvíz és a belvíz okozta nagyvad elhullások Magyarországon 1998-2007.....	117
MAJOR Tamás, HORVÁTH Béla: Numerikus analízis alkalmazása talajművelő szerszámok fejlesztéséhez.....	121
MAROSVÖLGYI Béla, PINTÉR Csaba: A <i>Miconthus sinerois tatai</i> energianád-fajta betakarításának ökonómiai kérdései.....	127
NAGY Gabriella Mária: Soproni erdei közösségi terek vonzerőleltára.....	133
NEBEHAJ Esztella, ALBERT Levente, HOFMANN Tamás: Magyarországi fafajok leveleinek antioxidáns tulajdonságai és ezek szezonális változása.....	137
NÉMETH László, NEBEHAJ Esztella, ALBERT Levente, HOFMANN Tamás: Bükk (<i>Fagus sylvatica</i> L.) kéreg antioxidáns vegyületeinek hatékonyság-vizsgálata különböző matematikai módszerekkel.....	143
PÁJER József, POLGÁR András, PÉCSINGER Judit, PINTÉRNÉ NAGY Edit, ELEKNÉ FODOR Veronika: Az életciklus-hatásértékelés módszereinek alkalmazása a klímahatás kutatásban.....	149
SASS Vivien, BIDLÓ András: Az erdőkezelések hatása a talajra egy pilisi kocsánytalan tölgyesben.....	155
VARGA Vivien, LÁSZLÓ Richárd: Esettanulmány egy vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>) szuka fiatalkori növekedéséről.....	163
FARKAS Attila, FODOR József-Tamás, JÁNOSKA Ferenc: Az aranysakál (<i>Canis aureus</i>) és vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>) közötti táplálkozási kompetíció vizsgálata Romániában.....	167

PLENÁRIS ELŐADÁSOK

GÁLOS Borbála, GRIBOVSKI Zoltán, KALICZ Péter, CZIMBER Kornél: Hidrológiai szélsőségek gyakoriságának várható változása a 21. században – hazánk kitettségének vizsgálata erdészeti szempontból.....	7
KOVÁCS Gábor, HEIL Bálint: Fásszárú ültetvények helyzete és jövőbeni szerepük a hazai biomassza ellátásban.....	13
ZAGYVAI Gergely, BROLLY Gábor, EREDICS Attila, KIRÁLY Géza, TIBORCZ Viktor, ZAGYVAINÉ KISS Katalin, KALICZ Péter, CSISZÁR Ágnes, NAÁR Dénes, BARTHA Dénes: Mesterséges lécek növényzetének és ökológiai tényezőinek komplex vizsgálata a Soproni-hegységben	21

HIDROLÓGIAI SZÉLSŐSÉGEK GYAKORISÁGÁNAK VÁRHTÓ VÁLTOZÁSA A 21. SZÁZADBAN – HAZÁNK KITETTSÉGÉNEK, SÉRÜLÉKENYSÉGÉNEK VIZSGÁLATA ERDÉSZETI SZEMPONTBÓL

GÁLOS Borbála¹ – GRIBOVSZKI Zoltán² – KALICZ Péter² – CZIMBER Kornél²

¹Nyugat-magyarországi Egyetem – Környezet- és Földtudományi Intézet, Sopron

²Nyugat-magyarországi Egyetem – Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Sopron
galos.borbala@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

Meteorológiai mérések eredményei igazolják, hogy hazánkban az elmúlt évtizedekben változott a csapadék időbeni eloszlása. Gyakrabban fordultak elő a sokéves átlagnál jelentősen szárazabb nyarak, ugyanekkor erős széllel és felhőszakadással kísért viharokat, záporokat, zivatarokat regisztráltak, melynek következtében romlott a csapadékvíz hasznosulása és nőtt a lefolyás. Az elérhető, felvehető vízmennyiség a kritikus hónapokban hazánkban az erdei fafajok elterjedésének, termelésének limitáló tényezője (MÁTYÁS et al. 2010, FÜHRER et al. 2013). Az elmúlt évtizedek gyakori, összefüggő aszályos periódusai szélsőségesen magas hőmérséklet értékekkel párosulva súlyosan érintették az erdők egészségi állapotát, termelését, növekedését, elterjedését (BERKI et al. 2009, RASZTOVITS et al. 2014, BIDLÓ et al. 2015).

A hosszútávú éghajlati tendenciák elemzése, figyelembevétele az erdészet döntéshozás során nélkülözhetetlen, az Agrárklíma Döntéstámogató Rendszer fejlesztésének alapját képezi (MÁTYÁS et al. 2013, GÁLOS et al. 2015). A múltbeli klimatikus viszonyok értékelése lokális szinten az egyéb termőhelyi tényezőkkel és biotikus faktorokkal együttesen magyarázatot adhat a tapasztalt erdőkárokról. A hőmérséklet- és csapadékatlagok, valamint szélsőségek jövőre előrevetített változásának elemzése elengedhetetlen a várható hatások nagyságának, bekövetkezési gyakoriságának becsléséhez, és az alkalmazkodást elősegítő erdészeti stratégiák kidolgozásához.

Kutatásaink célja, hogy megvizsgáljuk, hogyan változik a 21. század során az erdők szempontjából kedvezőtlen szélsőséges események gyakorisága, intenzitása, valamint melyek régiókban számíthatunk az érzékeny, sérülékeny ökoszisztémák kitettsége miatt a legnagyobb kockázatra.

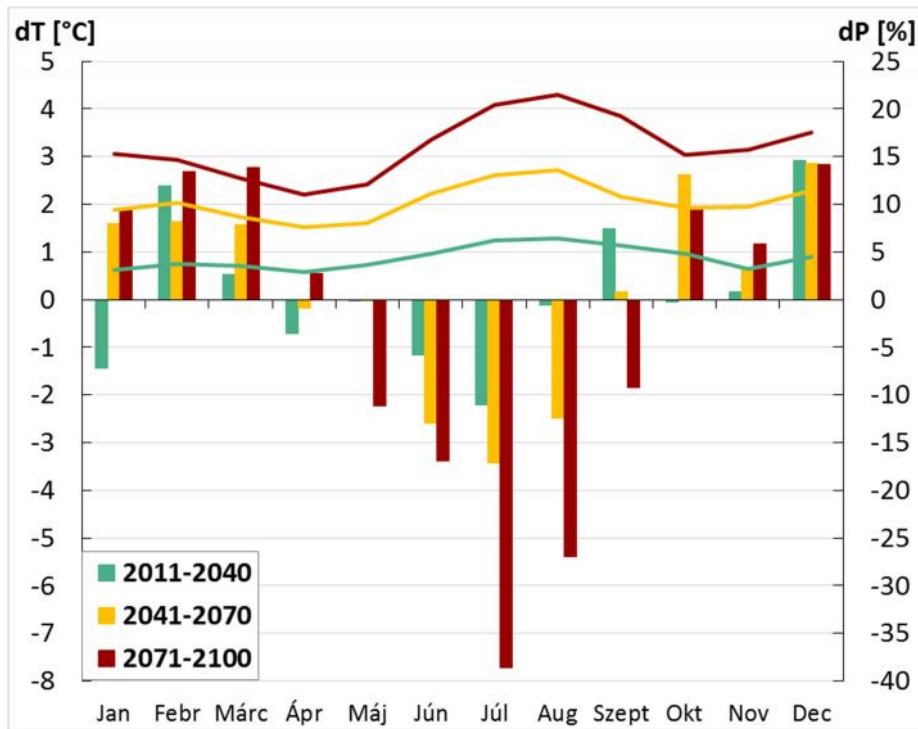
2. Adat és módszer

Az 1961-2010-es időszak éghajlati viszonyait homogenizált meteorológiai állomásadatok idősorával jellemeztük, melyek $\approx 10 \times 10$ km²-es rácshálóra interpolált formában állnak rendelkezésre a CARPATCLIM projekt *adatbázisából* (www.carpatclim-eu.org, LAKATOS et al. 2013). A 2001-2100-as periódusra 12 regionális klímamodell napi hőmérséklet- és csapadék eredményeit elemeztük, 25 \times 25 km²-es horizontális felbontásban, az A1B IPCC-SRES kibocsátási forgatókönyv alapján, az ENSEMBLES EU-FP6 projektből (www.ensembles-eu.org).

Az átlaghőmérsékletek és csapadékösszegek időbeli tendenciáit, valamint a hőség napok ($T_{\max} \geq 30$ °C), forró napok ($T_{\max} \geq 35$ °C), száraz napok ($P < 1$ mm) gyakoriságának változását három jövőbeli időszakra értékeltük ki: 2011-2040, 2041-2070, 2071-2100. A változások nagyságát az 1981-2010-es referencia periódushoz képest állapítottuk meg. A térbeli elemzéseket a DigiTerra Map GIS szoftver, valamint a külön erre a célra fejlesztett klímadat lekérdező modul (CZIMBER 2014) segítségével végeztük, mely kiválóan alkalmas különböző raszteres és vektoros fedvények adatainak integrált elemzésére.

3. Eredmények

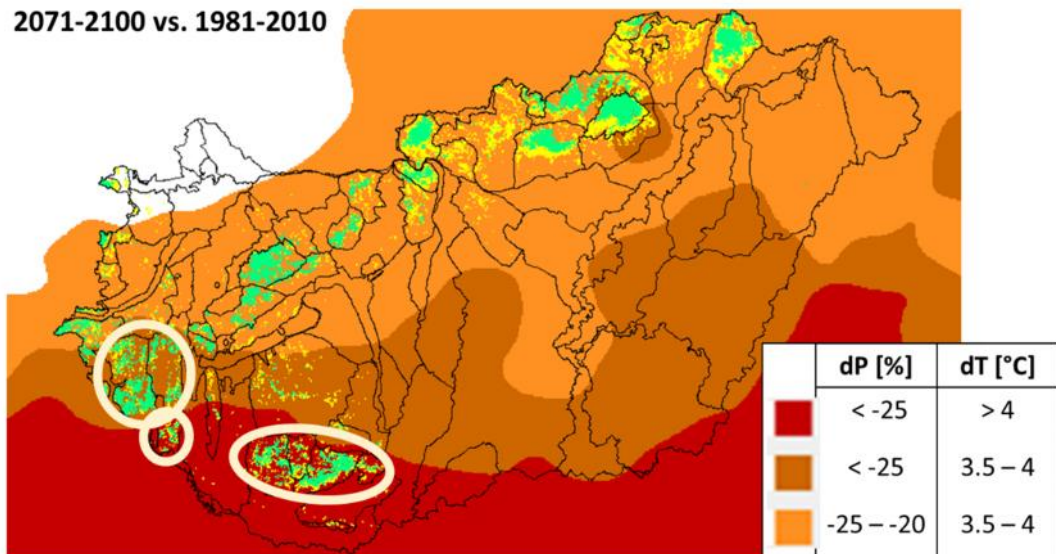
Az országos tendenciához hasonlóan a 21. század során Zala megye térségében a havi átlaghőmérsékletek szignifikáns emelkedése várható (1. ábra), melynek mértéke a század vége felé fokozódik. A melegedés a nyári hónapokban a legerőteljesebb, amikor 2071-2100 augusztusában a jelenleginél akár 4,2 °C-kal magasabb értékeket (mely havi átlagban kb. 24,5 °C-ot jelentene) regisztrálhatunk. Az átmeneti évszakokban kisebb mértékű változások valószínűsíthetők. Az éves csapadékösszegek alig mutatnak változást, azonban a csapadékösszegek éven belüli eloszlása jelentősen átalakulhat (2. ábra). A késő őszi, téli és kora tavaszi időszakban több, míg a nyári hónapokban kevesebb csapadék várható.



1. ábra: Zala megyében várható hőmérséklet- és csapadékváltozások a 21. század során, az 1981-2010-es referencia időszakhoz képest, 12 modell átlagértéke alapján

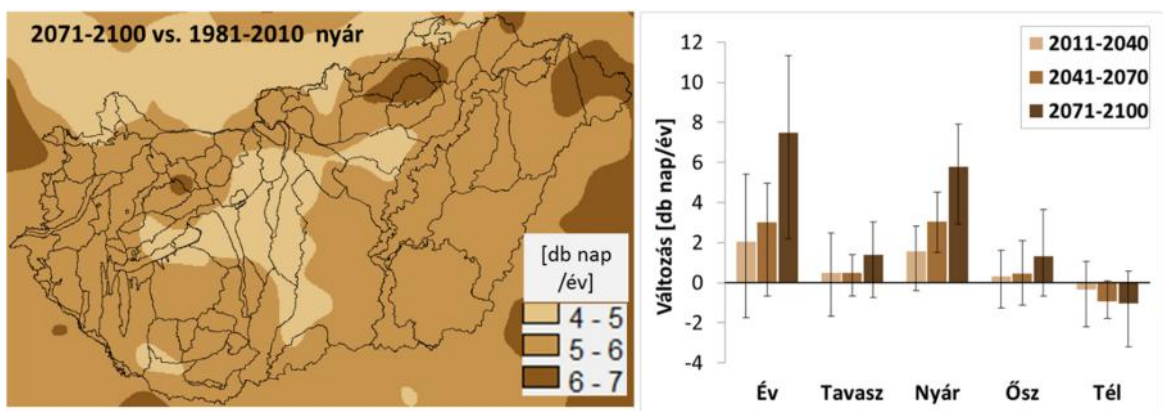
A növekedés és a produkció szempontjából a nyári hónapok klimatikus viszonyai kiemelkedő jelentőségűek. A 2. ábra mutatja, hogy az aszálykockázat az ország déli, délnyugati térségében a legnagyobb. Itt a nyári csapadékösszegek csökkenése a 2071-2100-as időszakra meghaladhatja a 25 %-ot a referenciaperiódushoz képest, mely 3.5 – 4 °C-os nyári átlaghőmérséklet emelkedéssel párosulhat. Ennek következtében az itt elhelyezkedő, klimatikusan érzékeny és sérülékeny bükkös és kocsánytalan tölgyes állományok lesznek a leginkább kitettek. Az északnyugati országrészben a melegedő-szárazodó tendencia kevésbé erőteljes.

2071-2100 vs. 1981-2010



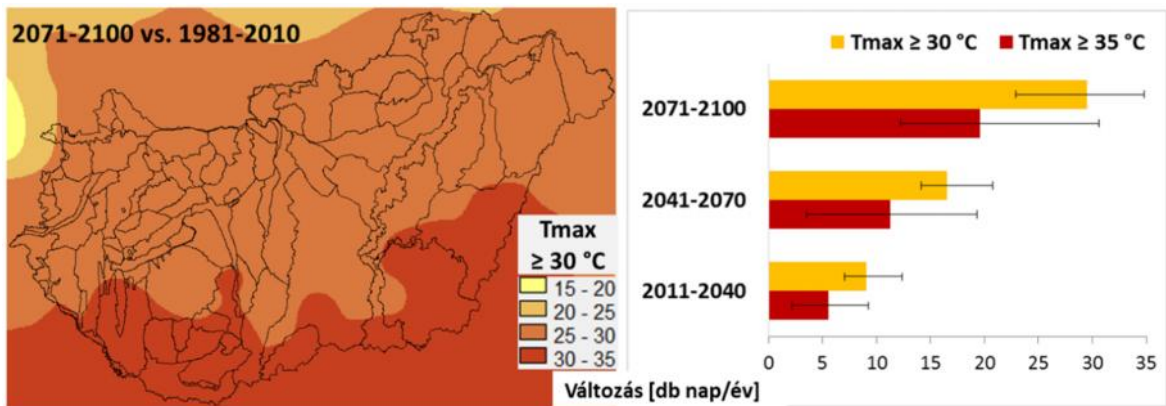
2. ábra: Térségek, ahol a nyári csapadékmennyiség csökkenése együtt jelentkezik a hőmérséklet növekedésével (2071-2100 vs. 1981-2010). Az ellipszisek a klímaváltozás által leginkább érintett bükkösöket és kocsánytalan tölgyeseket (elegyarány > 40 %) jelölik.

A 20. század végén a nyári hónapok közel kétharmada volt csapadékmentes. 2071-2100-ra 4-7 nappal megnövekedhet a száraz napok ($P < 1 \text{ mm}$) száma (3. ábra). Zala megye példáján látható a modelleredmények nagy szórása, a változások egyik évszakban sem tekinthetők szignifikánsnak. Csak a nyári hónapok esetén egyezik meg a 21. század második felében a szimulált változások előjele.



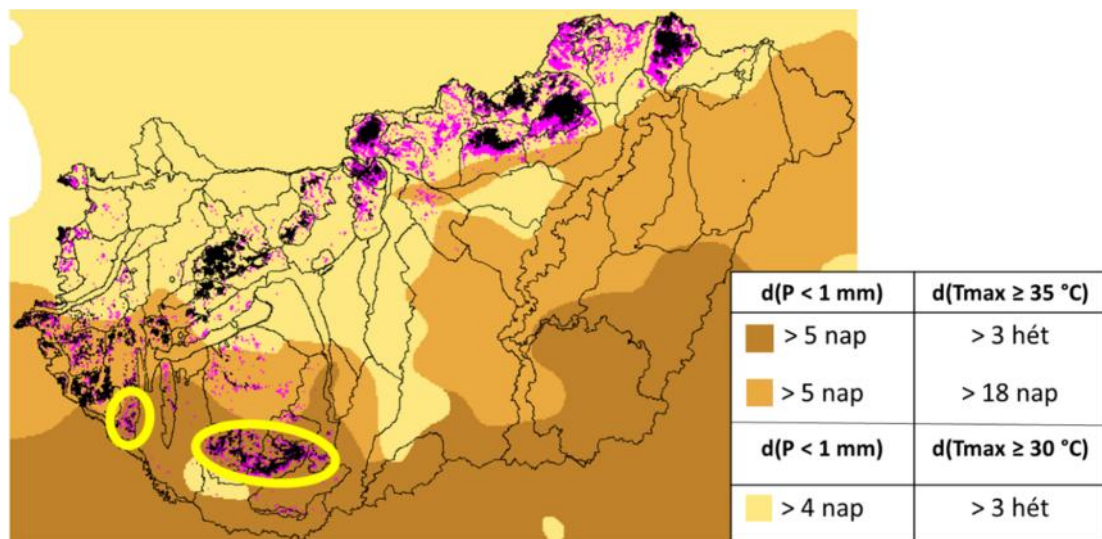
3. ábra: Száraz napok ($P < 1 \text{ mm}$) gyakoriságának várható változása nyáron (bal oldali ábrarész), illetve évszakonként Zala megye térségére (jobb oldali ábrarész) az 1981-2010-es időszakhoz képest. Hibasávok: valószínű változás tartománya, melybe a modelleredmények 66 %-a esik.

A hőség napok ($T_{\text{max}} \geq 30 \text{ °C}$) gyakorisága szignifikánsan megnövekedhet, hosszabbak lehetnek a hőhullámok. Az ország déli részén a 21. század végén éves átlagban 30-35 nappal több hőségnapra számíthatunk, mint napjainkban (4. ábra). Zala megyében az 1981-2010-es időszakban évente átlagosan 19 hőségnap fordult elő, számuk a 2041-2070-es periódusra megduplázódhat. Csökkenhet a visszatérési ideje a forró napoknak ($T_{\text{max}} \geq 35 \text{ °C}$) is. A 20. század végén a forró napok kevésbé voltak jellemzőek (átlagosan 1 nap/év), a 2071-2100-as időszakban évente átlagosan 21 forró nap várható (4. ábra).



4. ábra: Hőség napok ($T_{max} \geq 30 \text{ }^\circ\text{C}$; bal oldali ábrarész), illetve a forró napok ($T_{max} \geq 35 \text{ }^\circ\text{C}$) gyakoriságának várható változása Zala megye térségére (jobb oldali ábrarész) az 1981-2010-es időszakhoz képest. Hibasávok: valószínű változás tartománya, melybe a modelleredmények 66 %-a esik.

Az erdei fafajok egészségi állapotát gyengítheti, alkalmazkodóképességét próbára teheti, ha a hosszú száraz időszakok együttesen jelentkeznek a szélsőségesen magas hőmérsékletértékekkel. Ez leginkább a déli és délnyugati régióban fordulhat elő, ahol a 21. század végére a nyári száraz napok száma több mint 5 nappal, a forró napok száma több mint 3 héttel növekedhet (5. ábra). Ezért az ezeken a bükkös és kocsánytalan tölgyes előfordulásokon számíthatunk a legnagyobb klimatikus kockázatra. Az Északi-középhegység és az északnyugati régiók erdőtársulásai kevésbé kitettek.



5. ábra: Térségek, ahol a nyári száraz napok ($P < 1 \text{ mm}$) gyakoriságának növekedése együtt jelentkezik a szélsőségesen magas hőmérsékletek ($T_{max} \geq 35 \text{ }^\circ\text{C}$, ill. $T_{max} \geq 30 \text{ }^\circ\text{C}$) gyakoriságának növekedésével (2071-2100 vs. 1981-2010). Az ellipszisek a klímaváltozás által leginkább érintett bükkösöket és kocsánytalan tölgyeseket (elegyarány > 40 %) jelölik.

5. Összefoglalás

A klimatikus tendenciák elemzésének eredményei alapján a 21. század során a nyári csapadékoszszeg erőteljes csökkenése, és a hőmérséklet szignifikáns növekedése várható. A száraz periódusok, aszályok visszatérési ideje csökkenhet. A délnyugati országrészben a legerőteljesebb a szárazodó tendencia, itt súlyosbítja a hatást leginkább a szélsőségesen magas hőmérsékletértékek gyakoriságának növekedése. Ebből adódóan az itt elhelyezkedő, klimatikusan érzékeny és sérülékeny bükkös és kocsánytalan tölgyes állományok lesznek a leginkább kitettek. Tanulmányunk

következtetései csak 30 éves klímaperiódusra, valamint regionális léptékben helytállóak. Lokális szinten egyéb kockázati tényezők (talajok víztartó képessége, termőréteg vastagsága, kémhatása, biotikus károsítók) is befolyásolhatják a fajok elterjedését, egészségi állapotát és produktívóját. A termőhelyi tényezők közül a klíma változik leggyorsabban, ennek hatására a 21. század során a jelenleg megfigyelt erdészeti károk súlyosbodhatnak.

Közönetnyilvánítás – A kutatás a VKSZ-Agrárklíma.2 (VKSZ 12-1-2013-0034) és a Klímahatás - Az éghajlatváltozás hatásainak komplex vizsgálata, nemzetközi K+F pályázatok előkészítése a Nyugat-magyarországi Egyetemen (TÁMOP-4.2.2.D-15/1/KONV-2015-0023) projektek keretében valósult meg.

Irodalomjegyzék

- 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.
- BIDLÓ A., HORVÁTH A., GULYÁS K. and GÁLOS B. (2015): Talajtani és klimatológiai vizsgálatok a Keszthelyi-hegységben. In: Bidló A., Facskó F. (szerk.) Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar V. Kari Tudományos Konferencia konferenciakötet. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. (ebben a kötetben)
- FÜHRER, E., JAGODICS, A., JUHÁSZ, I., MAROSI, Gy., and HORVÁTH, L. (2013): Ecological and economic impacts of climate change on Hungarian forestry practice. *Időjárás* 117. 159-174.
- GÁLOS B., FÜHRER E., CZIMBER K., GULYÁS K., BIDLÓ A., HÄNSLER A., JACOB D., MÁTYÁS Cs. (2015). Climatic threats determining future adaptive forest management – a case study of Zala County. *Időjárás* 119(4), megjelenés alatt
- LAKATOS, F., and MOLNÁR, M. (2009): Mass mortality of beech on Southwest Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.* 5. 75-82
- LAKATOS, M., SZENTIMREY, T., BIHARI, Z., and SZALAI, S. (2013): Creation of a homogenized climate database for the Carpathian region by applying the MASH procedure and the preliminary analysis of the data. *Időjárás* 117. 143–158.
- MÁTYÁS, Cs., BERKI, I., CZÚCZ, B., GÁLOS, B., MÓRICZ, N., and RASZTOVITS, E. (2010): Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silv. Lign. Hung.* 6. 91-110.
- MÁTYÁS, Cs., GÁLOS, B., BERKI, I., BIDLÓ, A., DRÜSZLER, Á., EREDICS, A., ILLÉS, G., MÓRICZ, N., RASZTOVITS, E., and CZIMBER, K. (2013): A Decision Support System for Climate Change Adaptation in Rainfed Sectors of Agriculture for Central Europe. *Geophysical Research Abstracts* 15, EGU2013-2942.
- 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 For. Sci.* 71(2). 201-210.

FÁS SZÁRÚ ÜLTETVÉNYEK HELYZETE ÉS JÖVŐBENI SZEREPÜK A HAZAI BIOMASSZA ELLÁTÁSBAN, KUTATÁSI TÉMATERÜLETEIK

KOVÁCS Gábor¹ – HEIL Bálint¹

¹NYME-EMK Környezet- és földtudományi Intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.
gkovacs@emk.nyme.hu, bheil@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A megújuló energiaforrások között hazánkban a fás biomassza, köszönhetően a kedvező ökológiai környezetnek, nagy potenciállal rendelkezik. 2007 évtől kezdődően, a fás szárú energetikai ültetvényekkel kapcsolatos jogszabályok megjelenése óta mintegy 4000 ha ültetvény telepítése valósult meg kifejezetten energetikai céllal.

Hazánkban a fás szárú energetikai ültetvények telepítését széles körű kutatások nem előzték meg, kisebb, egy-egy kérdésre választ kereső kísérleti ültetvények azonban az országban több helyen is létrejöttek (pl. KITE-ültetvények).

A fás szárú energetikai ültetvényeket, mint stratégiaileg is kiemelhető, megújuló energiát termelő ágazatot a Nemzeti Energiastratégia is kiemeli (NFM 2012). A 2030-ig megszületett energiastratégia számol azzal, hogy előreláthatólag a megújuló energiaforrások között a biomassza, azon belül is a fás szárú biomassza lesz a decentralizált vidéki energia ellátásban az egyik meghatározó alapanyag.

A fás szárú energetikai ültetvények telepítését a megújuló biomassza termelésén túl a jogszabályi környezet, valamint a támogatási rendszerek is alapvetően meghatározzák. Ezért tartjuk fontosnak azt, hogy a társadalom minél szélesebb körben ismerje meg a fás szárú energetikai ültetvények működési mechanizmusait, létrehozásának ökológiai feltételeit, technológiáját és alkalmazhatóságát. Ehhez a jövőben számos célirányos, akár országos szinten is összehangolt kutatást kell folytatni.

A fás szárú energetikai ültetvények telepítése mellett a jövőben számolnunk kell azzal, hogy az agrártámogatási rendszerekben az ipari ültetvények jelentős támogatása háttérbe fogja szorítani a csupán energetikai ültetvényeket, mivel ezekre jelenleg támogatási jogcím nincs a földalapú támogatás mellett (SAPS). Azonban ezen ipari ültetvényekben keletkező biomassza ugyancsak jelentős mennyiségben lesz alkalmas energetikai célú hasznosításra (RESZKETŐ 2015).

2. Előzmények

A 2007-ben megjelent jogszabály (71/2007. Korm. rend.) megkülönbözteti a sarjzattatásos és hengeresfa ültetvényeket. A sarjzattatásos fás szárú energetikai ültetvény: a külön jogszabály szerinti igazolás alapján sarjzattatásos technológiával művelhető, energetikai célú hasznosításra nem-sített vagy arra alkalmas, külön jogszabályban meghatározott fajokból álló ültetvény, ahol az ültetvény vágásfordulója (letermelési gyakorisága) nem haladja meg az 5 évet. A hengeresfa ültetvény ezzel szemben minden olyan fás szárú energetikai ültetvény, amely nem sarjzattatásos és az ültetvény vágásfordulója (letermelési gyakorisága) nem haladja meg a 15 évet. A két típusú ültetvényt közös nyelven fás szárú ültetvényként lehet megnevezni, amely fogalom mindkét típusú ültetvény formát magában foglal.

A 2007 óta eltelt időszak gyakorlati tapasztalatai alapján megszületett az igény a jogszabályi környezet módosítására, rugalmasabbá tételére.

A fás szárú faültetvények létesítésére alkalmas fafajokkal (fajtákkal) szemben támasztott követelmények bizonyos mértékig eltérnek a hagyományos erdőgazdálkodás igényeitől, valamint a ültetvény-típuson belül is. Legfontosabb figyelembe veendő szempontok a következők:

- tartósan intenzív növekedés;
- nagy fatermés;
- nagy szárazanyag-produkció;
- minél nagyobb térfogati sűrűség (térfogatsúly);
- a rövid rotációs technológia alkalmazása esetén jó sarjadzó képesség és fiatalkori gyors, erőteljes növekedés (VÁGVÖLGYI 2013).

MAROSVÖLGYI (1990) már a rövid vágásfordulójú faültetvények előnyeiről számol be és leírja az alkalmazható technológiákat. A jól sarjadó állományok energetikai célú hasznosítása mellett lehetőség van az ipari célú faanyagtermesztésre is. A létrehozott ültetvényekben a biomaszra hozam adott eljárásokkal növelhető, ugyanakkor kiter az ültetvények többcélú, komplex hasznosítására is, pl. a foglalkoztatáspolitikai kapcsán.

A fás szárú energetikai ültetvényekkel kapcsolatos kísérletek eredményei azt mutatják, hogy a mezőgazdasági művelésből kivont területeken jelentős dendromassza-növelés érhető el (HALUPA et al. 1981, VÉPERDI 2005, IVELICS 2006).

Ugyanakkor számos kutatási kérdés felmerül az ültetvények ökológiájával, ökonómiájával, technológiájával kapcsolatosan, amelyek további kutatásokat indukálnak.

3. Kutatási irányvonalak a fás szárú ültetvényekkel kapcsolatosan

Az eddigi szakirodalmi és gyakorlati ismeretek alapján a következő kutatási tématerületeken fogalmazódott meg igény.

3.1 Ökológiai/termőhelyi adottságok

- A fás szárú energetikai ültetvényekben gyakorlatilag a fűzek, a nemes nyárok és az akác telepítése történt. A három fafaj egymástól eltérő ökológiai spektrummal rendelkezik, azonban vannak olyan termőhelyi adottságok, ahol ezen fafajok akár együttes telepíthetősége is megvalósulhat.
- A fűz fajok alkalmazása az elmúlt években visszaszorult, miután bebizonyosodott gyakorlati oldalról is, hogy a legvízigényesebb fafajoknak, mint a fűzféléknek csak a jó vízellátottságú termőhelyeken van létjogosultságuk, ezek előfordulása csupán kis területekre korlátozódik, így jelentős kiterjedésű ültetvények nem valósíthatók meg a fűzzel. Ugyanakkor a köztudatba beépült „energiafűz” fogalma alapvetően hibás, mivel a Kárpát-medence nyár termőhely (GERENCSÉR 2012). Az itt-ott előforduló, néhány tized hektáros fűz termőhelyek a nemesnyár termőhelyek között helyezkednek el (RÉDEI et al. 2009).
- A szárazabb termőhelyi feltételek mellett rövid vágásfordulójú faültetvény létesítésére az akác az egyik legígéretesebb fafaj, néhány termesztési tulajdonságának köszönhetően. Az ERTI kísérleti eredményei alapján az akác 6667 törzs/ha állománysűrűség mellett 3 és 7 éves kor között 2,9-9,7 atrotonna/ha/év biomaszra elérése képes (RÉDEI et al. 2011).
- Hazánkban döntő a nemesnyárasok térfoglalása. A hazai nemesítésű nemes nyár klónok mellett megjelentek a kifejezetten energetikai célra nemesített, nagy biomaszát adó AF-2, Monviso olasz nyár klónok, amelyek ma meghatározó szereppel bírnak a fás szárú energetikai ültetvényekben. Ezek hozama 3-25 atrotonna/ha/év. Az általunk mért legnagyobb biomaszával a Szeremlén, a Duna öntésterületén álló AF-2 állomány adta. Fás szárú energetikai ültetvények a Nyugat-Dunántúlon, Dél-Dunántúlon, valamint a Tisza mentén találhatóak.

3.2 Tápanyag-körforgalom és termőhely hasznosítása

- A szakirodalom alapján megoszlanak a vélemények az ültetvények tápanyag-utánpótlásának szükségességéről. Mivel intenzív növénytermesztésről, nagy tápanyag-kivonásról van szó, egy-egy termesztési ciklusra meghatározható a területről elvont, időközben mineralizálódott tápanyagok mennyisége, valamint a lombkoronával visszajuttatott tápanyagok mennyisége. Ezen eredő alapján mennyiségileg is meghatározható egy-egy termőhely tápanyag-utánpótlásának szükségessége.
- Az intenzíven művelt fás szárú ültetvények termesztésénél felmerült a tápanyag utánpótlás kérdése is. A műtrágyázással végzett kísérletek eredményei azt mutatták, hogy növelni lehet a fahozamot, és a növények károsítókkal és betegségekkel szemben való ellenállóképességét. 1985-ben I-214-es nyárhibriddel végzett vizsgálatok alapján elmondható, hogy 10-50%-kal növelhető a fahozam, megfelelő N, P, K műtrágyák adagolásával és javítható a nyárasok egészségi állapota is (KOHAN 1985).
- Az 1. táblázatban szereplő értékek a Mohai-csemetekert kísérleti parcelláiban található fafajok minimális és maximális tápanyag-elvonásának mennyiségét mutatják 2 éves sarjzatotott ültetvényekben. A táblázati értékek alapján látható, hogy a kísérleti parcellákban előforduló fafajok esetén a maximális elemelvonás már tápanyag utánpótlást jelentene. Ennek a pótlásnak jelentős része a növények leveleivel vissza is kerül a talajba a természetes mineralizációs folyamatokon keresztül.

1. táblázat: Tápanyag elvonás különböző fajajú, két éves energetikai ültetvények kísérleti parcelláiban (KÁROLYI 2008)

	elem- szám	Mini- mum	Maximum
N (kg/ha)	17	10,3	56,5
C (kg/ha)	17	889,2	3407,3
P (kg/ha)	17	13,7	227,5
K (kg/ha)	17	23,7	102,7
Ca (kg/ha)	17	14,3	55,8
Mg (kg/ha)	17	12,4	68,0
Fe (kg/ha)	17	,4	1,8
Mn (kg/ha)	17	,1	,5
Cu (kg/ha)	17	,1	,4
Zn (kg/ha)	17	,2	1,2

3.3 Telepítési technológia

- A fás szárú energetikai ültetvények telepítésének jogszabályi megjelenése óta eltelt időszak alatt a telepítési technológia jelentősen megváltozott, elsősorban az ültetési hálózat tekintetében. Bebizonyosodott, hogy a legnagyobb telepítési egyedszám, a dupla soros telepítés után a növényzet számára nincs elegendő növtér és ezért már nem lehet nagyobb biomassza hozammal számolni. Kezdetben 12 000-16 000 db/ha-os tőszám lecsökkent 8333 db/ha-ra, ill. 6667 db/ha.
- Az egyedszám csökkenésnek a biomassza hozam optimalizáció mellett a rendelkezésre álló aratási technológia is oka volt. A 30 ha fölötti területeken a legolcsóbb betakarítás az egymenetes betakarítás speciális adapterrel rendelkező mezőgazdasági silózógépekkel történik, amelyek azonban az ikersoros, már sarjzatotott ültetvényeket gyakorlatilag nem képesek levágni.
- A fás szárú ültetvények technológiája rendkívül sokrétű, igazodik a rendelkezésre álló gép-
eszköz- és célrendszerhez. A tisztán kézimunkától a munkafolyamat teljes gépesítettségig számos kombináció létezik.

3.4 Gyomkorlátozás, és növényvédelmi technológia

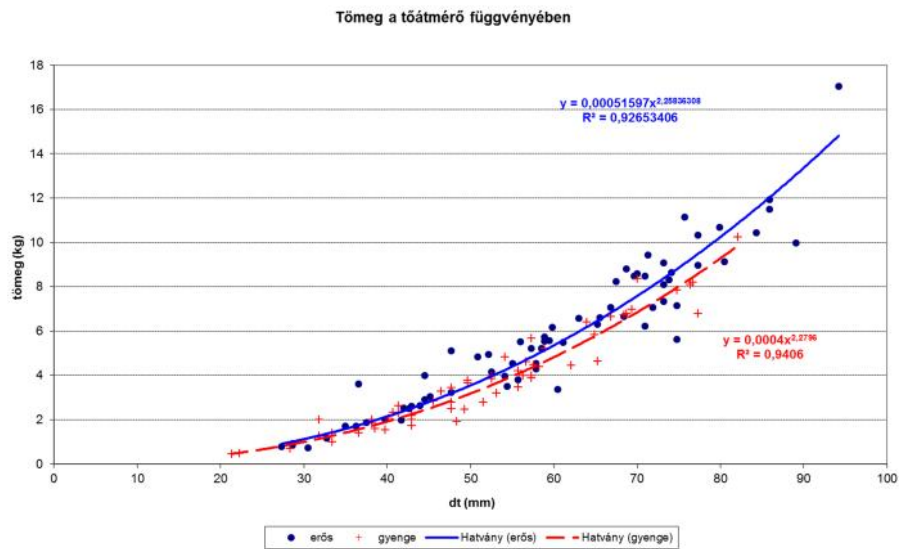
- A hazai fás szárú ültetvényekben szinte valamennyi termőhelyen a biomassa növekedést a termőhelyi adottságok mellett leginkább a gyomkorlátozás befolyásolja.
- A Zöldláng projekt (ZÖLDLÁNG TECH_08-A4/2-2008-0145.) 2008-2012 közötti időszokban vizsgálta a hatékony növényvédelmi technológia kidolgozásának lehetőségeit az energetikai faültetvényekre, különös tekintettel a nagy egyedszámra és a gyakori betakarítás okozta vágásfelületre. A projekt keretében regisztrálásra került az ültetvényekben megjelenő károsítók és az általuk okozott károk rendszeres megfigyelése és dokumentálása. A károkozás mértékének figyelembevételével megtörtént a védekezés szükségességének a megállapítása (www.zoldlang.com).

3.5 Növekedésmenet vizsgálat

- A fás szárú energetikai ültetvényekben ill. a midi rotációs hengeres ültetvényekben a növekedés menet vizsgálatok a kezdeti gyors növekedés diagnosztizálására, az eltérő hálózatok hozamra gyakorolt hatására vonatkoztak.
- Mivel a fás ültetvényekben a felvételi idő leginkább az 5-10-15 év, ezek a felvételi időközök már nem felelnek meg egy 5-10 éves vágásfordulójú ültetvények növekedésmenetének vizsgálatához, szükséges a vizsgálati időközök sűrítése.
- ERTI kísérletek alapján $1,5 \times 1,0 \text{ m}^2$; $2,0 \times 1,0 \text{ m}^2$; $2,0 \times 1,5 \text{ m}^2$; $2,0 \times 3,0 \text{ m}^2$ ültetési hálózatú ültetvények 7 és 8 éves korban az átlagos famagasság és átlagos mellmagassági átmérő tekintetében $2,0 \times 3,0 \text{ m}^2$ -es ültetési hálózatba telepített nyárfák mutatták a legjobb eredményeket. Az élőkészlet abszolút száraz tömegében (t/ha) és térfogatában (m^3/ha) a $1,5 \times 1,0 \text{ m}^2$ -es ültetési hálózat volt a kedvezőbb (FÜHRER et al., 2008).
- Az ipari ültetvényekben alkalmazandó hálózatnak alkalmazkodnia kell a felhasználási célválasztékhoz, az ültetvények tervezett korához. Erre vonatkozóan folyamatos kísérletek beállítása szükséges.

3.6 Hozammérési eljárások

- Az azonos termőhelyi és technológiai feltételek mellett a fás szárú ültetvények hozamát a növények genetikai adottságai határozzák meg. Ebben szerepet játszik a származási hely és annak ökológiai adottságai. Fontos a levélfelület nagysága, a vegetációs időszak hossza, valamint a fotoszintézis intenzitása is (KOVÁCS et al. 2010).
- A származási kísérletek tanúsága szerint általában az északról délre hozott származások korábban fejezik be növekedésüket. A keletről nyugatra mozgató növekedés kiesést, rosszabb törzsalakot és gombafertőzés nagyobb veszélyét eredményezi. A délről északra telepítés hosszabb, intenzívebb növekedést, erősebb áttisztulást, nagyobb koronát és levélméretet, viszont gyakran rossz törzsalakot, fagyérzékenységet eredményez. A nyugatról keletre hozott származások nedvesség igényesek, szárazságra érzékenyek.
- A fatömeg produktum szempontjából a legkedvezőbb a származások északabbra telepítése (MÁTYÁS 1997).
- A fás szárú energetikai ültetvények hozambecslési eljárásai a különböző mintateres eljárásokon alapulnak. Az első rotációs időszakban a biomassa becslésben alkalmazott becslőfüggvények a tőátmérő-tömeg viszonylatában létrehozott hozambecslő függvényekkel adhatók meg. A többéves, sarjzatott ültetvényekben a hozam a tőátmérő és a sarjszám függvénye.

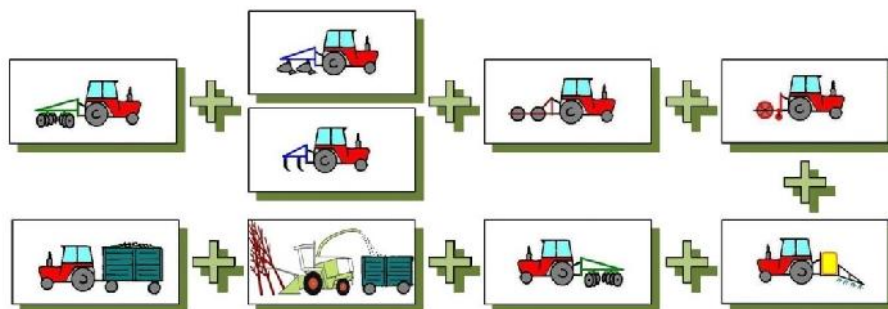


1. ábra: Az egyes fák tömege a tőátmérő függvényében (Kovács - Heil, 2010)

- A hozammérési eljárások új módszereinek kidolgozása, mint a digitális fotótechnika adta lehetőségek jelentős mértékben növelhetik a biomassza becslés pontosságát és a tervezhetőséget.

3.7 Betakarítási technológiák

- A betakarítási technológiák jelentősen befolyásolják a fás szárú energetikai ültetvények eredményességét.
- A különböző területnagysághoz köthető technológiák optimalizálását végezte HORVÁTH et al. (2014). Az ültetvények ajánlott telepítési hálózata $3 \times 0,5 \text{ m}^2$. A területnagyság tekintetében definiált három kategória a 3 ha-nál kisebb területű, 3-20 hektáros és 20 ha-nál nagyobb méretű ültetvények esetére dolgozták ki a technológiai modelleket.



2. ábra: Technológiai modell 20 ha-nál nagyobb ültetvényekre (Horváth et al, 2014)

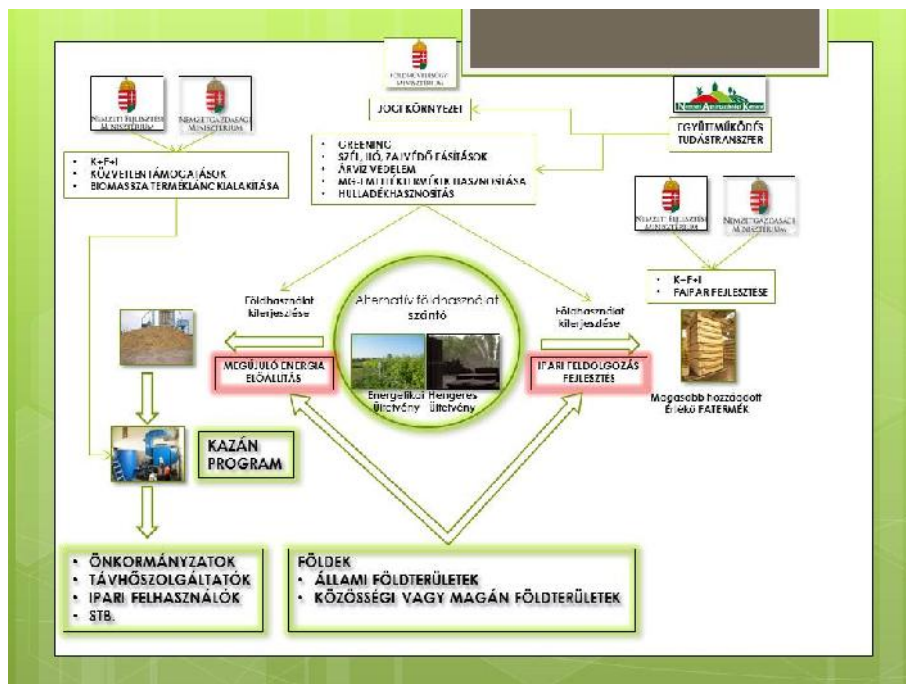
- A hengeres ültetvények jövőbeni letermelését, a géprendszerek kialakítását a midirotaációs ültetvények piaci megjelenése fogja módosítani. Erre vonatkozóan újabb kutatási feladatok lesznek a betakarítási géprendszerek optimalizálására.

3.8 Faanyag tárolási és tüzeléstechnológiai vizsgálatok

- Az energetikai ültetvényekről származó faapríték rendelkezésre állása szezonális. A változó nedvességtartalom értelemszerűen nehezítheti a hatékony felhasználást (BARKÓCZY és IVELICS 2008).
- A faanyag tárolása az ültetvények típusától függ. A rövid vágásfordulójú, energetikai ültetvények piaci alapanyaga a faapríték. Az apríték kezelése, tárolása, nedvességtartalmának alakulása a biomassza minőségét alapvetően meghatározza, ezért a jövőben is a biomassza aprítékban történő kezelése, nedvességtartalmának változása, energetikai tulajdonságainak változása fontos kutatási téma.

3.9 Modellezés és komplex ökonómiai elemzés

- A fás szárú ültetvények létrehozását megelőzi az adott ültetvényre vonatkozó, speciális ökológiai, technológiai és ökonómiai környezet vizsgálata.
- Az ültetvények nagyobb arányú telepítése csak egy komplex rendszerben képzelhető el, a szaporító anyag beszerzésétől egészen a learatott biomassza végleges felhasználásáig.
- Az ültetvények energetikai szerepe elsősorban a decentralizált energiatermelésben van, így a helyi biomassza előállítására kell törekednünk. A helyi felhasználás csak akkor valósítható meg, ha a teljes technológiai ciklusnak helyi szinten meg vannak az elemei, így a keletkező biomassza valóban helyben felhasználhatóvá válik.
- Ehhez a különböző kormányprogramok, mint a START-közmunka program, kazáncsere programok, ültetvények létrehozásának támogatása, egyes technológiai lépések támogatása szükséges.



3. ábra: Fás szárú ültetvények komplex hasznosítási rendszere (szerk: KOVÁCS G.)

3.10 Fás szárú ültetvények egyéb hasznosítási lehetőségei

- A fás szárú energetikai ültetvények nem csak a tisztán megújuló biomassza előállítására alkalmasak, hanem a biomassza előállítása mellett egyéb funkciókat is betölthetnek.
- Az energetikai ültetvények struktúrájuk lévén alkalmasak lehetnek a hó-, szél elleni védelemre az utak, vasutak, települések mentén. Itt meg kell találni a gazdálkodóknak, valamint a vonalas létesítmények üzemeltetőinek azokat a közös jogi és igazgatási álláspontokat, ami lehetővé teszi az ültetvények ilyen célú megvalósítását is.
- Az ültetvények lehetőséget adnak a zöldítési program céljainak elérésében, azonban az itt alkalmazható fafaj-listában szereplő fafajokkal a gyakorlatban energetikai ültetvények telepítése nem történik.
- A hengeres ültetvények ideális termőhelyi feltételei leginkább az árterületeken vannak. Itt a nagyvízi medrek, a parti sávok, a vízjárta, valamint a fakadó vizek által veszélyeztetett területek használatát és hasznosítását a vízügyi jogszabályok a 21/2006. (I.31.) Korm. rendelet. 5 §. 5) bekezdése alapján a következőképpen definiálják: „Az árvízi lefolyási sávban, erdőgazdálkodási tevékenység keretében – ideértve a természetvédelmi rendeltetésű erdőben folytatott erdőgazdálkodást is – az erdőtelepítés, erdőfelújítás során az árvíz lefolyási irányának megfelelő, tág hálózatu faállományt kell létesíteni”. Ez a jelenlegi gyakorlatban nem így történik, mivel az egyes törvényi rendelkezések harmonizációja nem történt meg. Ezek egységesítésére is szükség lenne.

Irodalomjegyzék

- BARKÓCZY ZS., IVELICS R. (2008): Energetikai célú ültetvények. In: Erdészeti kisfüzetek. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdővagyon-gazdálkodási Intézet.
- FÜHRER E., RÉDEI K., TÓTH B., (2008): Ültetvényszerű fatermesztés 2. Agroinform Kiadó, Budapest.
- GERENCSÉR A. (2012): Energetikai nyárültetvény. Kertészet és szőlészet 61. évfolyam, 1. szám.
- HALUPA L., RÉDEI K., SZENDRŐDI L., (1981): A minirotációs nyárkísérletek eredményei. Az Erdő. 11. szám, 513-514. o.
- HORVÁTH B., CZUPY I., HEIL B., KOVÁCS G., MAJOR T., SZAKÁLOS NÉ MÁTYÁS K., VÁGVÖLGYI A., : in HORVÁTH B. (szerk.), (2014): TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0068 jelű, Környezettudatos energia hatékony épület c. pályázat Dendromassza alapú energiaforrások c. alprojektjének 1. és 2. tevékenységéről, Kutatási jelentés, NYME-EMK, Sopron.
- IVELICS R., (2006): Minirotációs energetikai faültetvények termesztés-technológiájának és hasznosításának fejlesztése. PhD-értekezés, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.
- KÁROLYI A., (2008): Energiaültetvényeken alkalmazható növényfajták elemmértékének vizsgálata összehasonlító kísérletben. Diplomamunka, NYME-EMK, Sopron.
- KOHAN, S. (1985): Nemesnyárasban végzett trágyázási kísérletek eredményei. Az Erdő. 2. szám, 61-64. o.
- KOVÁCS G., HEIL B., (2010): Aratás tél végén? Nemes nyár energiaültetvény betakarításának tapasztalatai. In: Mezőhír, mezőgazdasági szaklap. XIV. évfolyam, június, pp. 107-108.
- KOVÁCS G., HEIL B., MAGYARI CS., GYÓRI T., SZABÓ O. (2010): Fás szárú, kísérleti célú energiaültetvények termőhelyi viszonyai az ültetvények tapasztalatainak függvényében. Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói nap, Szolnok - Konferencia kiadvány, 23-31. o.
- MAROSVÖLGYI B., (1990): Energia célú ültetvényekkel és sarjállományokkal folyó kísérletek eddigi eredményei Magyarországon. In: Az Erdő, 6. szám, 252-255. o.
- MÁTYÁS Cs., (1997): Erdészeti Ökológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Nemzeti Fejlesztési Minisztérium (2012): Nemzeti Energiastratégia – 2030, Prospektus Nyomda, Budapest.
- RÉDEI K., CSIHA I., KESERŰ ZS. (2011): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Short-Rotation Crops under Marginal Site Conditions in Acta sylvatica Vol. 7. 125–132. o.
- RÉDEI K., CSIHA I., VEPERDI G., (2009): Energiaerdők, faültetvények új területhasznosítási lehetőségek. In: Magyar Tudomány 2. szám.
- RESZKETŐ T. (szerk.) (2015): Vidékfejlesztési Program – 2015., Nemzeti Agrárgazdasági Kamara

- VÁGVÖLGYI A. (2013): Fás szárú energetikai ültetvények helyzete Magyarországon napjainkig; üzemeltetésük, hasznosításuk alternatívái. PhD-értekezés, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.
- VEPERDI G. (szerk.) (2005): Erdőtelepítési termesztés-technológia és végrehajtási útmutató kidolgozása, a nem szokványos erdőművelési módszer miatt, a különböző vágásfordulóval kezelt energiaerdőkre. Kutatási jelentés, ERTI.
- www.zoldlang.com (2008-2012): ZÖLDLÁNG projekt TECH_08-A4/2-2008-0145 - Komplex települési zöldenergia ellátás új pirolízises eljárással, új fafajtákkal, termesztési és betakarítási technológiákkal

MESTERSÉGES LÉKEK NÖVÉNYZETÉNEK ÉS ÖKOLÓGIAI TÉNYEZŐINEK KOMPLEX VIZSGÁLATA A SOPRONI-HEGYSÉGBEN

ZAGYVAI Gergely¹ – BROLLY Gábor² – CSISZÁR Ágnes¹ – EREDICS Attila³ – KALICZ Péter² –
KIRÁLY Géza² – NAÁR Dénes¹ – TIBORCZ Viktor¹ – WINKLER Dániel⁴ –
ZAGYVAINÉ KISS Katalin² – BARTHA Dénes¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, EMK, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron

²Nyugat-magyarországi Egyetem, EMK, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Sopron

³Nyugat-magyarországi Egyetem, EMK, Környezet és Földtudományi Intézet, Sopron

⁴Nyugat-magyarországi Egyetem, EMK, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron
zagyvai.gergely@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben előtérbe került a természeti folyamatokra az eddigieknél jobban támaszkodó erdőgazdálkodás szükségessége (STANDOVÁR 2006, KENDERES és mtsai 2007, SOLYMOS 2011). A folyamatos erdőborítás kialakítása érdekében kiemelkedő fontosságú a természetes erdődinamikai folyamatokra jellemző természetes lékek és az őket mintázó mesterséges lékek tanulmányozása. A gyakorlati erdőgazdálkodás szempontjából kulcskérdés, hogyan alakul az újulat sorsa és ezzel összefüggésben hogyan alakul át a gyep- és cserjeszint. A témakör szakirodalma közelmúltban számos fontos közleménnyel bővült (TÖRÖK 2000, TOBISCH és STANDOVÁR 2005, MIHÓK 2007, CSÉPÁNYI 2008, GÁLHIDY 2008, KENDERES és mtsai 2008, BARTHA és PUSKÁS 2013).

A komplex ökológiai szemléletű kutatás számos szakterület bevonásával folyik. Kutatásunk során arra keressük a választ, hogy a mért és modellezett ökológiai paraméterek, valamint az újulat tömegességi értékei milyen eloszlásúak a különböző nagyságú mesterséges lékekben, valamint közvetlen környezetükben a Soproni-hegység területén. Vizsgáltuk, hogy a növényzet összetételi és tömegességi viszonyai alapján milyen mintacsoportok különíthetők el a nagyméretű lékekben?

A vizsgált lékekről sok eltérő típusú adatot gyűjtöttünk, de az alkalmazott módszerek miatt (pl. telepített műszerek) kis mintaszámmal (3 db lék) dolgoztunk így munkánk esettanulmány jellegű, eredményei korlátozottan általánosíthatóak.

2. Anyag és módszer

A vizsgálatba bevont három lék a Sopron 80 C erdőrészletben, a Dalos-hegy keleti oldalán fekszik, felszínének lejtése 10°, tengerszint feletti átlagos magassága 280 m. Az erdőrészlet potenciális vegetációtípusa gyertyános-kocsánytalan tölgyes. Az erdőállomány meghatározó fafaja a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), néhány százalék feketefenyő (*Pinus nigra*) eleggyel. Az állományban 2001-ben történt gyérítés. A lékeket 2008-2009 telén nyitották, jelenlegi átmérőjüket 2012-2013 telén érték el. Az átlagos famagassággal hozzávetőleg megegyező lékátmérő (kb. 20 m) jellemzi a közepes méretű léket (L2). A kisméretű lék kb. 10 m (L1), a nagyméretű (L3) pedig 30 m átmérőjű. A lékeket is magába foglaló állományrészt 2013 júniusában bekerítették. Vizsgálataink 2014 vegetációs időszakában történtek.

A lékek és környezetük megvilágítási viszonyait a potenciális direkt megvilágítási idő szimulációjával végeztük. A szimuláció földi lézeres letapogatáson (TLS - Terrestrial Laser Scanning) alapuló modell segítségével történt. A lézeres letapogatás során Leica ScanStation C10-es eszközt használtunk. Vizsgálataink során az áprilisi, júliusi és a tenyészidőszakra vonatkozó potenciális megvilágítási értékeket elemeztük.

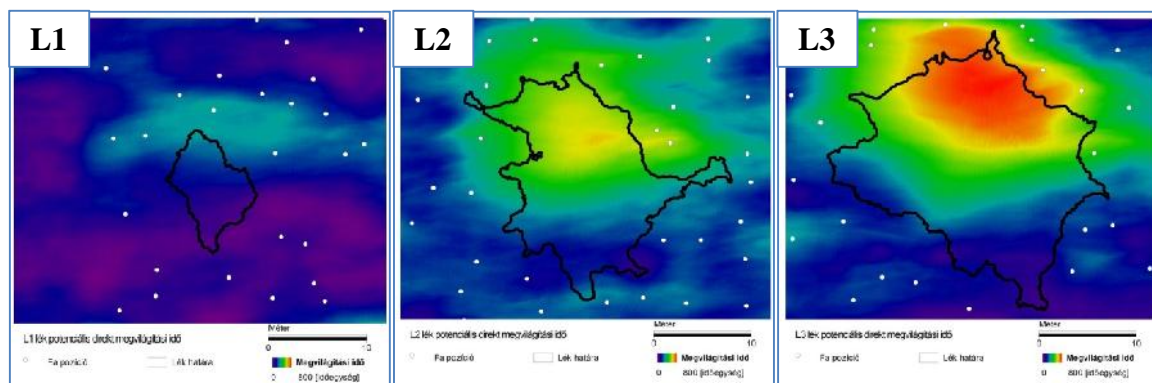
A mikroklíma vizsgálatok során a közepes (L2) és nagyméretű lékben (L3) végeztünk méréseket. Szabályos elrendezésű mérőhálózatunk műszerei a lékek két főátlójában, 5 méterenként kerültek telepítésre. A következő paramétereket rögzítettük folyamatos, 5 percenként történő mérésekkel: léghőmérséklet, relatív páratartalom (1 méteres magasságban) és talajhőmérséklet. Az adatok kezelése és feldolgozása Scilab környezetben írt programok segítségével történt.

A talajnedvesség méréseket a főátlókban és a mellékátlókban végeztük, Field Scout TDR 300 hordozható talajnedvesség-mérő műszer segítségével. A standard vizsgálati mélységet 7,6 cm-es rúd hosszban határoztuk meg, erre a mélységre vonatkozó átváltási egyenlet segítségével számítottuk át a kapott értékeket térfogat százalékos talajnedvességre (VWC% – Volumetric Water Content). Hosszabb csapadékmentes időszakban és csapadékeseményt követően is végeztünk talajnedvesség méréseket, az adatok elemzése során ezúttal 7 vizsgálati alkalom adatait dolgoztuk fel.

A növényntani felvételek transzektjeit a talajnedvesség mérésekhez hasonlóan a fő (É-D, K-NY) és mellékátlókban (ÉNY-DK, ÉK-DNY) jelöltük ki. A transztek 80 cm átmérőjű mintakörökből álltak, melyeket két mintakör között 1–1 kör kihagyásával fektettünk az átlókra. A transztek minden esetben az adott átló utolsó talajnedvesség vagy mikroklíma mérési pontján kívül 160 cm-el kezdődtek, az állományba benyúló módon. Mintakörönként feljegyeztük a gyepszint és a cserjeszint borításértékeit (%-os becslés), fajait, azok borítását (6 fokozatú A-D skála), valamint az újulat fajait, darabszámukat, magasságukat és vadkárosítottságukat. Két utóbbi adat a mintakörök újulatának, adott fajhoz tartozó legmagasabb példányaira vonatkozik. A növényntani adatok feldolgozása, ábrázolása és statisztikai kiértékelése Microsoft Excel, Digiterra Map és SYN-TAX 2000 programcsomag segítségével történt. A sokváltozós adatfeldolgozás során főkoordináta analízist (PCoA) alkalmaztunk Ruzicka koefficienssel. A mért, modellezett és becsült paraméterek lehetséges összefüggéseit a változók közötti lineális korrelációs együtthatókkal jellemeztük.

3. Eredmények

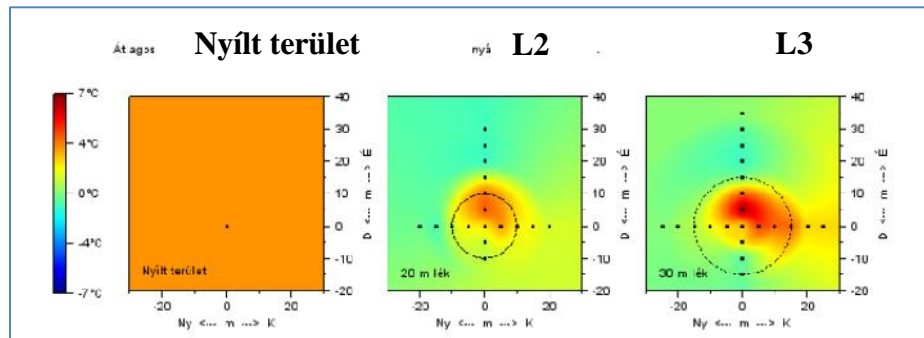
A megvilágítás szimuláció eredményei szerint a három tanulmányozott lék között igen jelentős a különbség. A kis lék (L1) esetében a lékként meghatározott terület direkt megvilágítása nem különbözik érdemben a környező állományétól. A közepes méretű lékben (L2) már elkülöníthető a lék É-i, ÉK-i szegmense, melynek direkt besugárzás időtartama jelentősen meghaladja a lék D-i részén modellezett értékeket és a környező állományét is. A nagy lék (L3) ÉK-i és D-i része közötti potenciális megvilágítás különbség jóval nagyobb a közepes méretű léknél (L2) tapasztaltaknál (1. ábra).



1. ábra: A potenciális direkt megvilágítási idő eloszlása a vizsgált lékekben

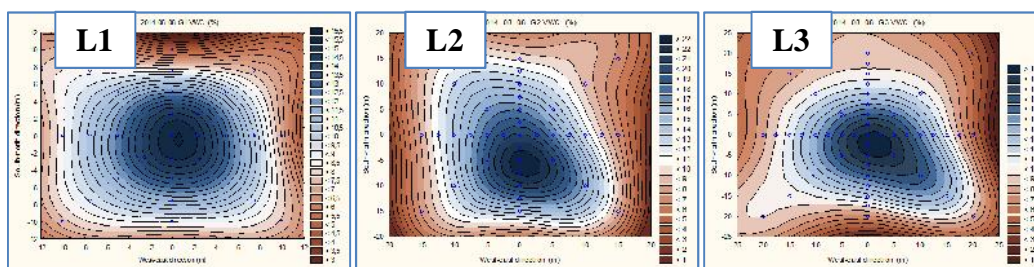
Mind az átlagos nyári maximumhőmérséklet különbség, mind az átlagos nyári minimális páratartalom különbség területi eloszlása egybevágt a megvilágítási szimuláció során tapasztaltakkal, a

nagyobb maximumhőmérséklet és alacsonyabb minimális páratartalom értékek kirajzolják a két vizsgált lék É-i, ÉK-i szegmensét. Ez a két paraméter tekinthető a legkontrasztosabbnak, így alkalmasak a lékeken belüli különbségek jellemzésére. Ábránkon a lékeken kívül a közeli nyílt terület maximumhőmérsékletre vonatkozó értékeit is ábráztuk (2. ábra).



2. ábra: Az átlagos nyári maximumhőmérséklet különbség eloszlása a nyílt területen, közepes és nagyméretű lékben

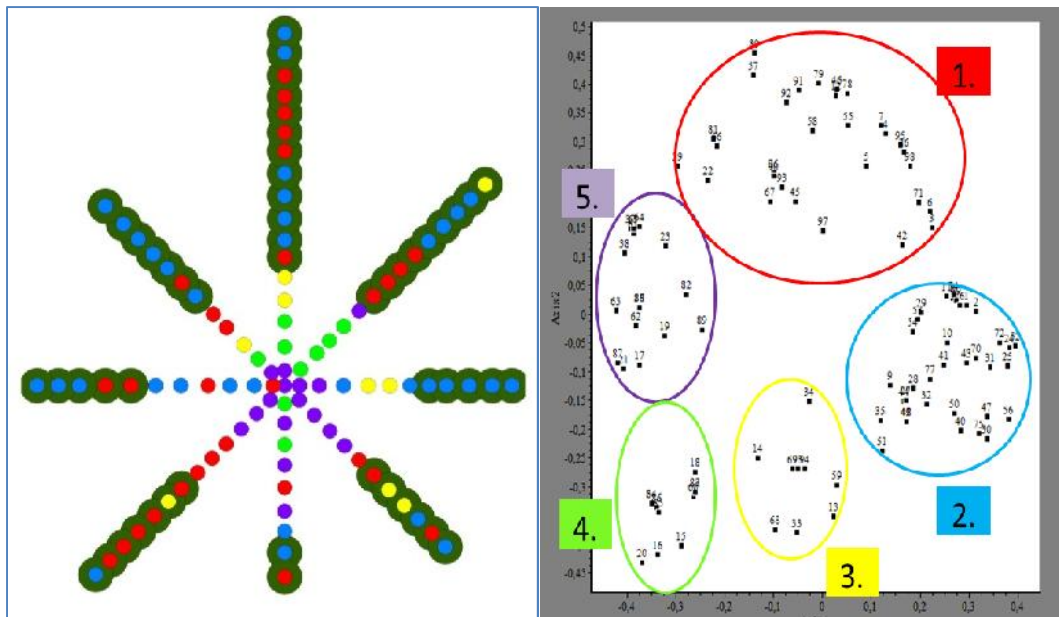
A talajnedvesség mérések eredményei szerint két eloszlási típust különböztethetünk meg. Ha a mérésre közvetlenül csapadékeseményt követően került sor a talajnedvesség értékek léken belüli eloszlásában határozott rendezőelv nem fedezhető fel. Ha a mérést megelőzően huzamosabb ideig nem esett az eső, a legmagasabb értékek mindhárom esetben a lékek középső részén jelennek meg, a középponttól kissé D-i, DK-i irányba eltolódva (3. ábra).



3. ábra: A talajnedvesség eloszlása a vizsgált lékekben (2014. 08. 08.)

A mintakörök adatai szerint újulatban meghatározó a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), kis számban előfordul a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), a madárcezesznye (*Cerasus avium*) és az inváziós kései meggy (*Padus serotina*). A kocsánytalan tölgy dominanciája miatt a kiértékelések során az újulat fajai összevonásra kerültek. Az újulat darabszámának és magassági adatainak eloszlása a lékekben eltérően alakul. A mintakörönkénti magasabb darabszám értékek (több mint 10 db/mintakör) a közepes és nagy lék esetében is az állomány peremén vagy a lék középpontjától NY-i, É-NY-i irányban, az állomány alatt helyezkednek el. A kis lék esetében ezek a fiatal magoncokból álló foltok hiányoznak. Az újulat magasabb példányai mindhárom lék esetében a lék középpontja körül helyezkednek el, ami részben a tuskósarjak erőteljes növekedésére is visszavezethető. A mért és modellezett ökológiai paraméterek, valamint a növényzetre vonatkozó változók közötti potenciális összefüggések feltérképezése érdekében lineáris korrelációs együtthatókat számoltunk. Sem az újulat darabszáma, sem magassága nem mutatott szignifikáns összefüggést a többi felvett változóval (pl. potenciális direkt megvilágítási idő).

A megvilágítás szimuláció és a mikroklíma mérések adatainak eloszlása a nagyméretű lék esetében bizonyult a legkontrasztosabbnak, ezért a sokváltozós statisztika segítségével ezt a léket mutatjuk be részletesen. A főkoordináta analízis (PCoA) során arra kerestük a választ, hogy ebben a lékben a különböző fajösszetételű és dominancia viszonyú mintakörök adatai alapján kirajzolódik-e a lék és az állomány határa, valamint lehatárolhatók-e jellegzetes területek a léken belül. A statisztika alapján 5 különböző fajösszetételű csoportot különítettünk el (4. ábra).



4. ábra: Mintakörök főkoordináta analízis (PCoA) alapján lehatárolt különböző fajösszetételű csoportjai, valamint elhelyezkedésük a nagyméretű lékben (L3) és környezetében

Az **1. csoport** legfontosabb faja a *Melica uniflora*. Kisebb borításértékekkel rendelkezik, de jellemző a csoportra a *Dactylis glomerata* és a gyepszintben lévő *Quercus petraea* újulat. Kiegyenlítettebbek a **2. csoport** dominancia viszonyai, a kiugróan magas borításértékekkel is rendelkező *Dactylis glomerata* mellett fontos komponens a *Galium sylvaticum*, a *Melica uniflora* és a *Poa nemoralis*. A *Quercus petraea* szerepe a 2. csoportban is viszonylag jelentős. A **3. és 4. csoport** legfontosabb taxonját a *Rubus fruticosus* agg. jelenti. A 3. csoport esetében nagyobb borításértékekkel társul hozzá a *Melica uniflora*, a *Dactylis glomerata* és a *Galium sylvaticum*. A 4. csoportban már kevesebb a *Melica uniflora*, de jellemző a *Galium aparine*. Az **5. csoportban** kiegyenlített borítású a *Rubus fruticosus* agg. és a *Melica uniflora*, kisebb borítású a *Galium aparine*. A 3., 4. és 5. csoportban a *Quercus petraea* borítása már kisebb a gyepszintben, mint az 1. és 2. csoport esetében.

A csoportok közül az 5. és 6. jellemző a lék belsejére, ezek fő összetartó változója a földi szeder magas borítása. Az 1-3. csoportok mintaköréi az állomány alatt és a lékben is előfordulnak, így a földi szedret leszámítva a gyepszint dominancia viszonyai nem indikálják az ökológiai tényezők heterogén eloszlását ebben a lékben. A lékben a földi szeder borítása szignifikáns ($p < 0,05$) korrelációt mutat a tenyészedőszaki direkt megvilágítás időtartamával ($R = 0,63$), az átlagos talajnedvességgel ($R = 0,67$), az átlagos nyári minimumhőmérséklettel ($R = -0,79$) és az átlagos nyári maximális páratartalommal ($R = -0,46$).

4. Összefoglalás, következtetések

Alacsony mintaszámunk miatt (3 db lék) a levonható következtetések új kérdésfelvetésként is értékelhetők, melynek során az összefüggések lehetőségeit vázoljuk. A cserje- és gyepszint mintázata olyan soktényezős, abiotikus és biotikus tényezőkből álló kapcsolatrendszer eredménye, ami csak nagyszámú, eltérő tulajdonságú lék statisztikai kiértékelése után válna feltárhatóvá. Ugyanez a megállapítás és óvatosság a talajnedvesség adatok kiértékelésére is vonatkozik, mivel a növényzet és a felső talajréteg nedvességtartalma között mindenképpen van kapcsolat. Eredményeink alapján valószínűsíthető az összefüggés a jellegzetes mintázatú megvilágítás és mikroklíma paraméterek, a talajnedvesség, valamint a földi szeder borításértékei között.

Az újulat darabszámának eloszlásában nem érhető tetten szabályszerűségek. Ennek oka valószínűleg abban keresendő, hogy bár a lékeket a felvételezéseket megelőzően több mint 5 évvel nyitották, bővítésükre, így a fényviszonyok jelentősebb módosulására csak 1,5 évvel korábban

került sor. Ez alatt a rövid idő alatt az újulat nem tudott igazán hatékonyan reagálni. Valószínűsíthetően ugyanezen ok áll annak háttérében, hogy a nagyméretű lékben a mintakörök lágyszárú növényfajainak dominancia viszonyai sem a vizsgált ökológiai paraméterek mintázatát, sem az újulat megjelenésének mintázatát nem indikálják határozottan.

A jövőben kívánatos a vizsgálat folytatása, annak érdekében, hogy kutatásunk ne csak egy pillanatfelvétel, hanem egy monitoring kiindulópontja is legyen. Szükséges a vizsgált lékek számának növelése a változók közti kapcsolatok megbízható feltérképezéséhez.

Köszönetnyilvánítás – Kutatásunkat a VKSZ-12-1-2013-0034-Agrárklíma.2, a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004 és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013 projektek, valamint a TAEG Tanulmányi Erdőgazdaság Zrt. támogatta.

Felhasznált irodalom

- BARTHA D. & PUSKÁS L. (2013): *Silva naturalis* Vol.1. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. Sopron.
- CSÉPÁNYI P. (2008): A tölgy és folyamatos erdőborítás. *Erdészeti Lapok*. 143 (10): 294-297.
- GÁLHIDY L. (2008): Az aljnövényzet fajösszetételének és tömegességének változásai középhegységi bükkös mesterséges és széldöntés nyomán létrejövő lékjeiben. Doktori értekezés. ELTE. Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék. Budapest.
- KENDERES K.; TÍMÁR G.; ÓDOR P.; BARTHA D.; STANDOVÁR T.; BODONCZI L.; BÖLÖNI J.; SZMORAD F. & ASZALÓS R. (2007): A természetvédelem hatása középhegységi erdeinkre. *Természetvédelmi Közlemények*. 13: 69-80.
- KENDERES, K.; MIHÓK, B. & STANDOVÁR, T. (2008): Thirty years of gap dynamics in a central european beech forest reserve. *Forestry*. 81 (1): 111-123.
- MIHÓK B. (2007): Lékek fénymintázata és növényzeti regenerációja bükkös állományokban. Doktori értekezés. ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék. Biológia Doktori Iskola. Budapest.
- SOLYMOS R. (2011): Természetes erdőfelújítás – folyamatos erdőborítás. *Erdészeti Lapok*. 151: 72-74.
- STANDOVÁR T. (2006): Biológiai megfontolások az erdei életközösségek hatékony védelméhez. *Magyar Tudomány*. 2006/6: 656-662.
- TOBISCH, T. & STANDOVÁR, T. (2005): A comparison of vegetation patterns in the tree and herb layers of a hardwood forest. *Community Ecology*. 6 (1): 29-37.
- TÖRÖK A. (2000): Égtájorientált, erdőtípus-érzékeny természetes felújítási rendszer. *Erdészeti Lapok*. 135: 170-171.

BIOLÓGIAI SZEKCIÓ

CSISZÁR Ágnes, ZAGYVAI Gergely, BARTHA Dénes, NAGY Andrea, KISPÁL Dóra: A magyar kóris (<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>danubialis</i>) allelopátiás szerepének vizsgálata	29
EREDICS Attila, RÁKOSA Rita, NÉMETH Zsolt István: A környezeti körülmények hatása egy kislevelű hárs lombozatának spektrális sajátosságaira	35
JÁNOSKA Ferenc, VARJU József, ERŐS Csaba, GÁL János: Vadaskerti vaddisznók tüdőféreg-fertőzöttségének vizsgálata	41
NAÁR Dénes, CSISZÁR Ágnes: Gyertyános-tölgyesben kialakított lécek szukcessziójának vizsgálata a Soproni-hegység területén	47
SZITA Renáta, AMBRUS András: A Rák-patak (Sopron) Fásor-utcai rekonstrukciójának hatása a vízi makrogerinctelen életközösségre	53

A MAGYAR KŐRIS (*FRAXINUS ANGUSTIFOLIA* SUBSP. *DANUBIALIS*) ALLELOPÁTIÁS SZEREPÉNEK VIZSGÁLATA

CSISZÁR Ágnes¹ – ZAGYVAI Gergely¹ – BARTHA Dénes¹ – NAGY Andrea¹ – KISPÁL Dóra¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron
csiszar.agnes@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A Gemenc Zrt. erdészeti szakembereinek gyakorlati tapasztalatai szerint a társaság működési területén számos esetben gátolt az elegyetlen magyar kőris állományok spontán felújulása. A jelenség nem a túltartott vadállománynak tudható be, hiszen a szomszédos erdőrészeket hasonló termőhelyén, az elegyes, akár adventív, özönfajok dominálta állományai alatt a magyar kőris jól újul. Az erőteljes különbözőség lehetséges okaként az allelopátiás kölcsönhatás merült fel, amelynek teljes körű bizonyítása idáig még nem történt meg. A magyar kőris allelopátiás hatása azért is valószínűsíthető, mivel a *Fraxinus* nemzetség több faja esetén már bizonyított a más fajokra gyakorolt növekedés- vagy fejlődésgátló hatás (ELAKOVICH & WOOTEN 1995, SZABÓ 1997, CSISZÁR 2009).

Az allelopátia erdőgazdálkodási jelentősége – komplex megnyilvánulása és terepi kutatásának nehézségei miatt – a mezőgazdálkodáshoz képest kevésbé kutatott; holott fás társulásokban az allelopátiás és kompetíciós hatások sokkal erőteljesebben megnyilvánulnak, a lombkorona és a gyökérzet jelentős biomasszája miatt (PELLISIER et al. 2000). A hazai allelopátiás fajoknak is mintegy egyharmada fás szárú (SZABÓ 1997). Az allelopátiás hatás befolyásolhatja a szukcessziót, meghatározhatja a vágásterületek mintázatát, akadályozhatja az újraerdősülést és a természetes felújulást; az aljnövényzetben előforduló lágyszárúak csírázást gátló vagy késleltető hatást fejthetnek ki a fás szárúakra, ugyanakkor a fás szárú fajok másodlagos anyagcseretermékei is döntően meghatározhatják az aljnövényzet mintázatát (CSONTOS 1991, ČABOUN 1994).

2. Vizsgálati anyag és módszer

A kutatás első lépéseként a magyar kőris, valamint a vizsgálati területen nagyobb elegyarányban előforduló fafajok lombjának és avarjának allelopátiás potenciálját vizsgáltuk laboratóriumi körülmények között. Az allelopátiás potenciál megállapításához a fafajok lomb- és avarmintáiból két különböző koncentrációjú vizes kivonatot készítettünk; 1 illetve 5 g apróra tördelt száraz hajtást 1 órán keresztül 100 ml, 20 °C hőmérsékletű desztillált vízben áztatunk, 10 percenként összeráztuk, majd szűrőpapíron keresztül leszűrtük. Tesztnövényként a fehér mustárt (*Sinapis alba* L.) használtuk, amelynek magjait két, 5 ml kivonattal megnedvesített szűrőpapír között csíráztattuk, sötétben, 20 °C hőmérsékletű termosztátban. Minden egyes Petri-csészébe 100-100 mustármagot helyeztünk, koncentrációnként és növényfajonként három-három ismétlést állítottunk be. A csírázási százalékot, valamint a hajtás- és gyökérhosszt a csíráztatás kezdetétől számított hatodik napon jegyeztük fel (SZABÓ 1999).

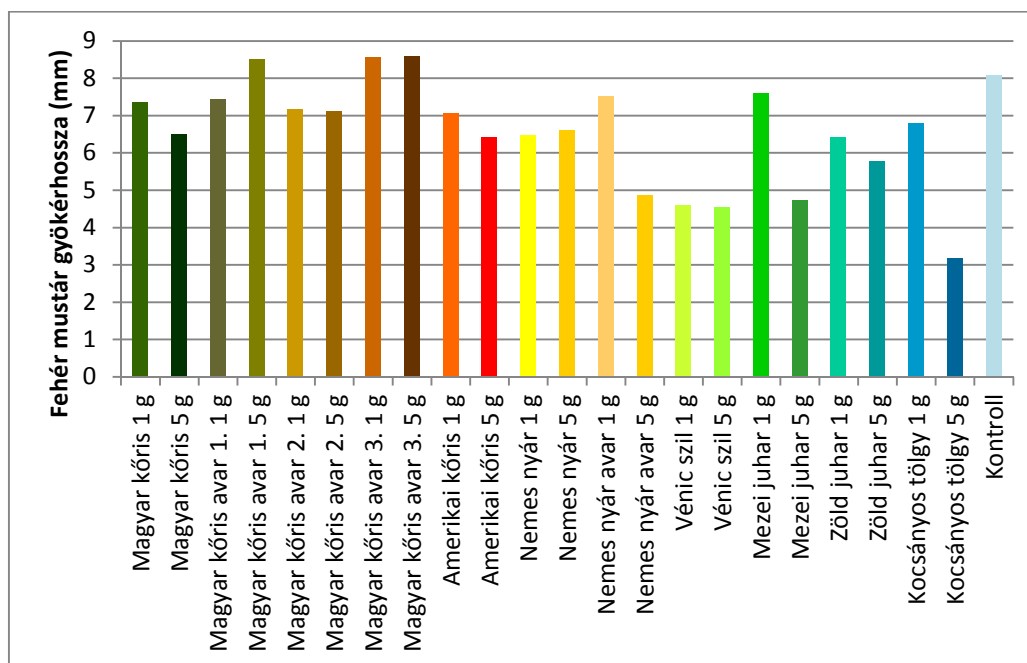
Mivel az allelopátiás hatás laboratóriumi körülmények között általában erőteljesebben megnyilvánul, ezért kutatásunkat a terepi körülményeket jobban modellező szabadföldi vizsgálattal folytattuk; és a magyar kőris lombjának, illetve avarjának hatását magyar kőris csemetéken vizsgáltuk. A lombot és különböző mértékben lebomlott avart általános B típusú virágfölddel kevertük el, ebbe a keverékbe ültettük a csemetéket. Minden egyes növényi minta esetén 10- és 20 grammos kezelést végeztünk, mindegyik kezelésből 5 ismétlést állítottunk be, kontrollként virágföldet használtunk. A csemeték a Nyugat-magyarországi Egyetem Élőnövény Gyűjteményében, szabadföldi körülmények között, az üvegház mellett lettek elhelyezve, a természetes csapadékon túl rendszeres öntözésben részesültek. A vizsgálat során 2014. április 11-től szeptember 12-ig, hetente mértük a csemeték magasságát és átmérőjét. Az átmérő rögzítése közvetlenül a gyökfő felett

digitális tolómérő alkalmazásával történt. Az eredmények kiértékelését a csírázási százalék esetén χ^2 -próbával, a hajtás- és gyökérhosszúság esetén Mann-Whitney teszttel, a csemeték magassági és átmérő adatainak elemzésekor páros t-próbával végeztük; az InStat statisztikai programcsomag alkalmazásával (InStat 2003).

3. Vizsgálati eredmények

Az allelopátiás potenciál megállapításához a különböző kivonatokkal kezelt tesztnövény csírázási százalék, hajtás- és gyökérhossz adatait a kontrollként használt desztillált vizes kezeléssel vetettük össze (1. táblázat). A csírázási százalékot vizsgálva a χ^2 -próba egyik kivonat esetén sem mutatott ki szignifikáns eltérést a kontrolltól, a különböző kivonatokkal kezelt mustármagok csírázási százaléka 95 és 98 % között változott.

A kivonatok gyökérhosszra gyakorolt gátló hatása meglehetősen egységes képet mutatott, a legtöbb fafaj lombjának, illetve avarjának mindkét kivonata rendkívül szignifikánsan gátolta a fehér mustár gyökérnövekedését. Serkentő hatás csak a magyar kőris nagymértékben lebomlott avarmintája esetén volt tapasztalható. A gyökérnövekedést legerőteljesebben a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) és a vénic szil (*Ulmus laevis* Pall.) gátolta (1. táblázat, 1. ábra).



1. ábra: A vizsgált növényi anyagok hatása a fehér mustár (*Sinapis alba* L.) gyökérhosszára
Jelmagyarázat: Magyar kőris avar 1: kismértékben lebomlott, 2: közepes mértékben lebomlott, 3: nagymértékben lebomlott

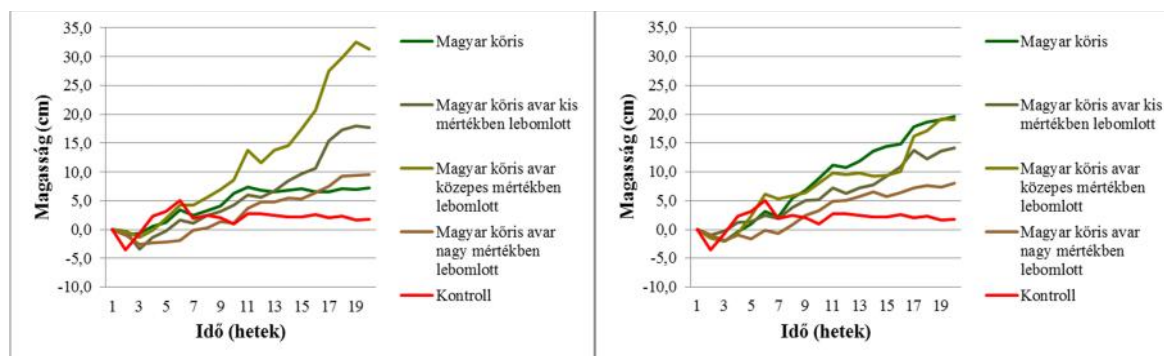
A tesztnövény hajtásnövekedését vizsgálva a 22 kivonat közül 12 esetben szignifikánsan gátló hatás nyilvánult meg. A közepes mértékben lebomlott magyar kőris avarmintájának kivételével mindegyik lomb vagy avar minta gátolta a fehér mustár hajtásnövekedését legalább az egyik kivonat által. A gátló hatás csak két faj, a magyar kőris és a kocsányos tölgy esetében nyilvánult meg, mindkét kezelés esetén rendkívül szignifikáns módon (1. táblázat).

1. táblázat: A vizsgált kivonatok hatása a febrer mustár (*Sinapis alba* L.) csírázására a χ^2 -próbával, valamint a Mann-Whitney teszttel történt kiértékelést követően

Kezelés	100 ml desztillált vízben áztatott szárított hajtás tömege (g)	Csírázási százalék	Hajtáshosszúság	Gyökérhosszúság
Magyar kőris	5	-	***	***
	1	-	***	***
Magyar kőris avar, kismértékben lebomlott	5	-	-	-
	1	-	**	***
Magyar kőris avar, közepes mértékben lebomlott	5	-	-	***
	1	-	-	***
Magyar kőris avar, nagymértékben lebomlott	5	-	*	++
	1	-	-	++
Amerikai kőris	5	-	***	***
	1	-	+	***
Nemes nyár	5	-	-	***
	1	-	*	***
Nemes nyár avar	5	-	***	***
	1	-	-	***
Vénic szil	5	-	*	***
	1	-	-	***
Mezei juhar	5	-	***	***
	1	-	-	***
Zöld juhar	5	-	*	***
	1	-	-	***
Kocsányos tölgy	5	-	***	***
	1	-	***	***

Jelmagyarázat: A gátló hatás: ***: rendkívül szignifikáns ($P < 0,0001$), **: nagyon szignifikáns ($P < 0,01$), *: szignifikáns ($P < 0,05$); a serkentő hatás: +++: rendkívül szignifikáns ($P < 0,0001$), ++: nagyon szignifikáns ($P < 0,01$), +: szignifikáns ($P < 0,05$); -: a hatás nem szignifikáns ($P > 0,05$)

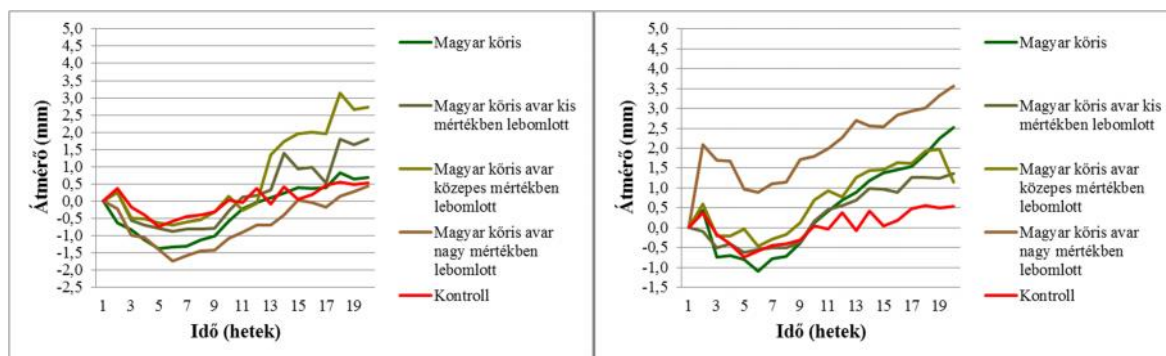
A szabadföldi vizsgálat során a magyar kőris csemeték magassági és szélességi növekedését a heti mérési eredmények megjelenítésével, az azonos kezelésben részesült csemeték átlagértékeinek feltüntetésével ábrázoltuk (2. és 3. ábra).



2. ábra: A magyar kőris csemeték magasságának változása a 10 grammos (bal oldali ábra) és 20 grammos (jobb oldali ábra) növényi anyaggal történt kezelést követően

A csemeték magassági és szélességi növekedését ábrázoló diagramok a kiindulási állapottól való eltérést ábrázolják, a vizsgálat kezdetekor mért magasságot és hajtásmérőt a diagramokon

egységesen nullaként tüntetjük fel. A különböző kezelésben részesített magyar kőris csemeték magassági növekedése a kiindulási állapothoz képest jelentős különbségeket mutatott. A vizsgálat végén a legalacsonyabb átlagértéket, mindössze 1,6 cm-t a kontroll csoportban, a legmagasabbat, 32,6 cm-t a 10 g közepes mértékben lebomlott magyar kőris avarral kezelt csemetéknél mértük. Az avar- vagy lombmintával kezelt csemeték többségének növekedési üteme az első hetekben a kontrollhoz képest kisebb mértékű volt. Átlagosan a 9. hetet követően a kezelt csemeték magassága felülmulta kontroll növények magasságát, ez a tendencia a kísérlet végéig megmaradt. Összességében megállapítható, hogy a vizsgálat befejezésekor mindegyik kezelési csoportban jelentősebb magassági növekedés volt tapasztalható a kontrollhoz képest.



3. ábra: A magyar kőris csemeték átmérőjének változása a 10 grammos (bal oldali ábra) és 20 grammos (jobb oldali ábra) növényi anyaggal történt kezelést követően

A legtöbb kezelés esetén hasonló hatást nyilvánul meg a magassági és a vastagsági növekedés tekintetében (2.-3. ábra). A vizsgálat végén a 10 g-os, nagymértékben lebomlott magyar kőris avarral kezelt csemeték kivételével, az összes kezelési csoportban nagyobb átmérő volt tapasztalható a kontrollhoz képest. A 10 g magyar kőris lombbal és a nagymértékben lebomlott avarral kezelt csemeték a vizsgálat végére a kontrollhoz hasonló átmérő növekedést mutattak, a többi kezelés kisebb-nagyobb mértékben növelte a csemeték átmérőjét a kontrollhoz képest.

A statisztikai elemzést páros t-próba alkalmazásával a vizsgálat teljes idejére és a 10. héttől a vizsgálat végéig terjedő időszakra is elvégeztük. A vizsgálat teljes idejét tekintve az azonos mintákból származó 10 és a 20 g-os kezelések hatásai jobban elváltak egymástól, míg csak a vizsgálat második felét tekintve, egységesebbnek mutatkoztak. A kezelések többségénél mind a magassági-, mind pedig a vastagsági növekedés tekintetében serkentő hatást tapasztaltunk. A serkentő hatás általában a 20 g-os kezelés eredményeként erőteljesebben nyilvánult meg, míg a 10 g-os kezelés gyengébb serkentő hatásban vagy gátlásban nyilvánult meg, egyes fajok esetén pedig nem okozott szignifikáns különbségeket a mért paraméterekben. A kezelések hatását a 10. héttől értékelve megállapítható, hogy mindegyik alkalmazott növényi minta, mindegyik mennyiségben serkentő hatást gyakorolt a magyar kőris csemeték magassági növekedésére. A vizsgált növényi minták közül mindössze két esetben volt megfigyelhető gátló hatás: a magyar kőris lombja és a magyar kőris nagymértékben lebomlott avarja esetén. Ez a gátló hatás az átmérő növekedésének akadályozásában nyilvánult meg, a magassági növekedést a kezelések nem gátolták.

4. Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

A laboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy a vizsgált fafajok lombjából, illetve avarjából készített kivonatok mindegyike rendelkezik erőteljesebben vagy enyhébben megnyilvánuló allelopátiás potenciállal. A kapott eredmények alapján a magyar kőris lombjának gátló hatása a lebomlás során csökken, legerősebb gátló hatása a friss lombnak volt, míg a nagymértékben lebomlott avar már serkentő hatást gyakorolt a tesztnövény gyökérnövekedésére. A szabadföldi vizsgálatok során, a vizsgált kezelések többségénél mind a magassági-, mind pedig a vastag-

sági növekedés tekintetében serkentő hatást tapasztaltunk. A serkentő hatás háttérben nem csak allelopátiás hatás állhat, hanem a növényi anyagok tápanyagként való hasznosításának lehetősége is. Ez a serkentő hatás a kezelések többségénél a 9. hetet követően jelentkezett, valószínűleg erre az időszakra a talajba kevert növényi anyagok lebomlása, átalakulása már előrehaladott. A vizsgált növényi minták közül mindössze két esetben volt megfigyelhető gátló hatás: a magyar kőris lombja és a magyar kőris nagymértékben lebomlott avarja esetén.

Eredményeink összhangban vannak a korábbi szakirodalmi ismeretekkel, amelyek szerint a laboratóriumi, csíráztatási teszteken alapuló vizsgálatok során tapasztalt allelopátiás hatás a terepi körülmények között megnyilvánulóhoz képest jelentősen túlbecsülhető (KEELEY 1988, WARDLE et al. 1998). Ez főként azzal magyarázható, hogy az allelopátiás hatásért felelős vegyületek a talajba kerülve jelentős átalakuláson mennek keresztül, felhígulnak a csapadék vagy talajvíz hatására, megkötődhetnek a talajszemcséken, mikroorganizmusok hatására veszíthetnek allelopátiás hatasukból, vagy teljesen el is veszíthetik azt (BRÜCKNER & SZABÓ 2001). Éppen ezért a laboratóriumi vizsgálatok elsősorban az allelopátiás potenciál megállapításához adnak segítséget, amelyet célszerű üvegházi vagy szabadföldi kísérletekkel is kiegészíteni az allelopátiás hatás igazolására. A szabadföldi kísérletek jobban modellezik a természetben zajló komplex folyamatokat, a növényeket növekedését és fejlődését befolyásoló hatások azonban nehezen különíthetők el; az allelopátia mellett más jelentős, pl. kompetíciós hatások is szerepet játszhatnak.

Irodalomjegyzék

- BRÜCKNER D. & SZABÓ L. GY. (2001): Az Allelopátia modern értelmezése. *Kitaibelia* 4(1): 93-106.
- ČABOUN, V. (1994): Allelopathy research in forest ecosystems of Slovakia. In: NARWAL, S. S., TAURO, P. (eds.): *Allelopathy in Agriculture and Forestry*. Scientific Publ., Jodhpur.
- CSISZÁR Á. (2009): Allelopathic effects of invasive woody plants species in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 9-17.
- CSONTOS P. (1991): Allelopathic interactions and pattern generation of herbs in oakwood clearings. (Preliminary studies). *Abstracta Botanica* 15: 25-30.
- ELAKOVICH, S. D. & WOOTEN, J. W. (1995): Allelopathic woody plants I. *Abies alba* through *Lyonia lucida*. *Allelopathy Journal* 2(2): 117-146.
- INSTAT (2003): GraphPad InStat, Version 3.06, for Windows. GraphPad Software, Inc., San Diego.
- KEELEY, J. E. (1988): Allelopathy. *Ecology* 69: 293-294.
- PELLISSIER, F., GALLET, C., SOUTO, X. C. (2002): Allelopathic interactions in forest ecosystems. In: REIGOSA, M. J., NURIA P., SANCHEZ-MOREIRAS, A. M., GONZALES, L. (eds.): *Allelopathy: from molecules to ecosystems*. Science Publishers, Enfield, New Hampshire, pp. 257-269.
- SZABÓ L. GY. (1997): Allelopathy – Phytochemical potential – Life strategy. *JPTE*, Pécs, 188 pp.
- SZABÓ L. GY. (1999): Juglone index – a possibility for expressing allelopathic potential of plant taxa with various life strategies. *Acta Botanica Hungarica* 42(1-4): 295-305.
- WARDLE, D. A. – NILSON, M-C. – GALLET, C. – ZACKRISSON, O. (1998): An ecosystem-level perspective of allelopathy. *Biological Review* 73: 301-309.

A KÖRNYEZETI KÖRÜLMÉNYEK HATÁSA EGY KISLEVELŰ HÁRS LOMBOZATÁNAK SPEKTRÁLIS SAJÁTOSSÁGAIRA

EREDICS Attila¹ – RÁKOSA Rita² – NÉMETH Zsolt István²

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet, Sopron

²Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kémiai Intézet, Sopron

attila.eredics@gmail.com

1. Bevezetés

A növényi lombozat reflexiós spektrumaiban az anyagcsere pillanatnyi állapota tükröződik, melyet jelentős mértékben befolyásol a környezet. Megfelelő hullámhossz tartományokat vizsgálva kimutathatók azok a környezeti hatások, melyhez a növény alkalmazkodni igyekszik. A kutatás során olyan hullámhosszpárokat azonosítottunk, melyek érzékenyek különböző légszennyező anyagok koncentrációjának megváltozására.

2. Anyag és módszer

A vizsgálatokhoz egy kislevelű hárs (*Tilia cordata*) egyedről gyűjtöttünk levélmintákat 2015. május 7. és szeptember 8. között, összesen 17 alkalommal. A mintafa Sopronban, a Kodály Zoltán téren található, az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) egyik automata mérőkonténerétől 80 méter távolságban. A légszennyezettségi adatok 1 órás mérési időközű adatsora az OLM nyilvános honlapjáról származik. A vizsgált tényezők: SO₂, NO₂, CO, O₃, NO_x, NO és PM₁₀ (szálló por) koncentráció.

A terület viszonylag mély fekvésű és a légvonalban 370 m-re fekvő tó vízszintje is mindössze legfeljebb 3 méterrel van mélyebben a mintafa talajszintjénél. Így a talajvíz a fa számára feltételezhetően könnyen elérhető mélységben található, ezért a nyáron sem kellett súlyos vízhiánnyal küzdenie. A növényi anyagcserét, ill. annak szabályozási állapotát, így elsősorban a meteorológiai és légszennyezettségi tényezők befolyásolták.

A mintavételek alkalmával 9 levelet gyűjtöttünk a lombkorona különböző megvilágítottságú részeiről, melyek reflexiós spektrumát a mintavételt követő max. 2 órán belül Shimadzu UV-2600 spektrofotométerrel (Shimadzu Corp.) mértük a $\lambda = 200\text{-}900$ nm tartományban 2 nm-es felbontással.

Az egyes levelek spektrumait 10 nm-es mozgóátlaggal simítottuk, majd Standard Normal Variate (SNV) korrekciót alkalmaztunk. Az egyes mintavételek 9 levelének spektrumából korrelációs mátrixot kiszámítottuk (*Pearson R*) és a 17 mintavétel korrelációs mátrixainak átlagán egy lokális szélsőérték kereső algoritmust alkalmaztunk, hogy megtaláljuk azokat a hullámhosszpárokat, melyek erős lineáris korrelációt mutattak a mintavételek során (EREDICS 2015).

Ezzel a módszerrel 34 ígéretes, vagyis lineárisan jól korreláló hullámhosszpárt azonosítottunk, melyeket tovább szűrtünk aszerint, hogy a korreláció állapot-függő-e, ill. ha állapot-függő, akkor ez a függés társítható-e a légszennyezettségi paraméterek időbeli változásához. Ennek érdekében minden hullámhosszpár adatain, az abszorbancia adatok standardizálása után Kolmogorov-Szmirnov teszttel ellenőriztük, hogy az adatok eloszlása nem különbözik szignifikánsan, ill. Levene teszttel ellenőriztük, hogy a szórások nem különböznek szignifikánsan. Amely hullámhosszpárok nem feleltek meg ezeknek a kritériumoknak, azokra nem alkalmazható az állapot-függő korreláció koncepció (NÉMETH et al. 2009, NÉMETH 2013a), így ezeket a további vizsgálatokból kizártuk. Az egyes mintavételekhez tartozó λ_1 és λ_2 hullámhosszon mért abszorbancia (\mathcal{A}) értékekre $\mathcal{A}_{\lambda_1} = m \mathcal{A}_{\lambda_2} + b$ egyenletű lineáris regressziós egyeneseket illesztettünk (EREDICS et al. 2015), melyeket homogenitás vizsgálatnak vetettünk alá (SVÁB 1981). Ha az egyenesek ugyanis statisztikailag nem különböznek szignifikánsan, akkor a korreláció nem állapot-függő, ezért az

ilyen hullámhosszpárokat szintén kizártuk a további elemzésből. A statisztikailag szignifikánsan megkülönböztethető ($p > 0,05$), és az állapot-függő korreláció minden feltételének eleget tevő 21 hullámhosszpárt az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat. Erős állapot-függő korrelációt mutató hullámhosszpárok

$\lambda_1 - \lambda_2$ (nm)			
306 - 516	264 - 692	326 - 814	708 - 844
318 - 518	340 - 692	566 - 746	542 - 838
362 - 550	590 - 692	698 - 772	692 - 872
382 - 596	316 - 694	698 - 790	
246 - 556	312 - 692	706 - 826	
250 - 690	554 - 696	758 - 796	

A légszennyezettségi tényezőkkel az állapot-függő regressziós egyenesek paramétereit, vagyis azok meredekségét (m) és tengelymetszetét (b) hasonlítottuk össze, ugyanis ezeknek a megváltozásában fejeződik ki az anyagcsere szabályozási rendszer megváltozása, mellyel a növény alkalmazkodni (adaptálódni) igyekszik a változó környezeti feltételekhez (NÉMETH et al. 2011, NÉMETH et al. 2013b, NÉMETH 2014).

A növény pillanatnyi fiziológiai állapotán (az anyagcsere szabályozási rendszer állapotán) általában nem a környezeti tényezők pillanatnyi állapota tükröződik, hanem azt a megelőző hosszabb-rövidebb időszak összegzett hatása befolyásolja. Ez az időtartam, melyet a befolyásolási időállandóval lehet jellemezni, általában néhány óra és néhány nap közötti időtartam lehet, de pontos értéke előzetesen nem ismert (EREDICS et al. 2014). Ezért az egyes környezeti tényezők (K) idősorából a mintavételeket megelőző, egyre növekvő átlagolási idejű átlagértékeket számítottunk: $K_{t_0}, K_{t_1}, K_{t_2}, K_{t_3} \dots K_{t_{168}}$, ahol $t = 0 \dots 168$ óra a mintavételt megelőző átlagolási időtartam. A befolyásolási időállandót az az átlagérték jelöli ki, amely a legjobban korrelál az állapot-függő regresszió paramétereivel, mivel annak a periódusnak az összegzett hatása (átlaga) írja le legjobban az állapot-függő regressziós egyenesek tapasztalt megváltozását (EREDICS et al. 2015).

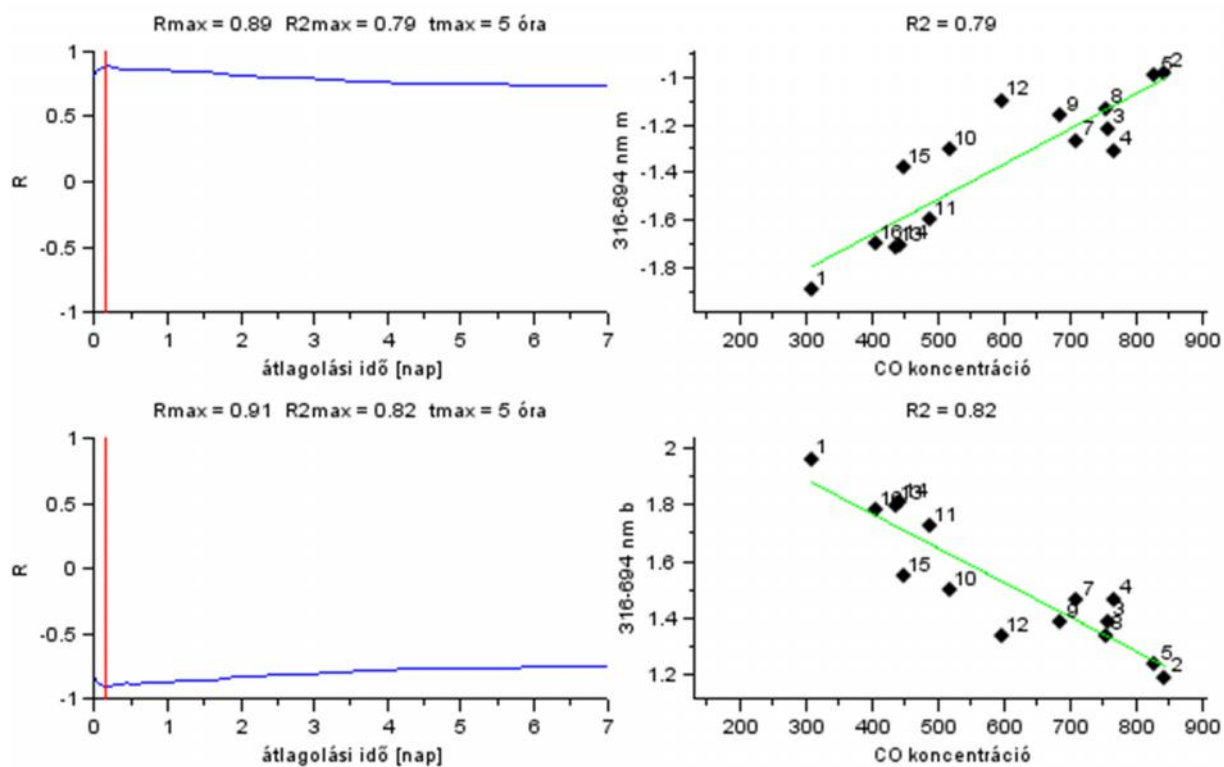
A befolyásolási időállandó megtalálásához kiszámítottuk a különböző átlagolási idejű környezeti tényezők és az állapot-függő regressziós paraméterek korrelációs együtthatóját (R), melyet a 2. ábra baloldali grafikonjai szemléltetnek a 316-694 nm-es hullámhosszpár példáján. Ahol R -nek szélsőértéke van (függőleges piros vonal), azon átlagolási idejű környezeti tényező érték mutatja a legszorosabb lineáris kapcsolatot a regressziós paraméterekkel, ezért ez az átlagolási idő (t_{max}) a befolyásolási időállandó. Ilyen átlagolási idejű átlagos koncentrációk és az állapot-függő regressziós paraméterek (m és b) kapcsolatát mutatja a 2. ábra két jobb oldali grafikonja. Az összefüggés egy lineáris egyenessel közelíthető (habár a kapcsolat nem feltétlenül lineáris, de a vizsgált tartományban jó közelítéssel az), melynek magas határozottsági foka jelzi a légszennyező anyag valószínűsíthető hatását a növény fiziológiai állapotára.

3. Az eredmények értékelése

A CO koncentráció és a 316-694 nm-es hullámhosszpár állapot-függő regressziós paramétereinek kapcsolatát a 2. ábra szemlélteti. A befolyásolási időállandó mindkét regressziós paraméter esetében 5 órának adódott, és ilyen átlagolási idő mellett a meredekség (m) $R^2 = 0,79$ határozottsági fokkal, a tengelymetszet (b) $R^2 = 0,82$ határozottsági fokkal korrelál a CO koncentráció változásával. A korrelációt mutató további hullámhosszpárok eredményeit a 2. táblázat foglalja össze.

A légszennyező anyagok közül a legtöbb és legerősebb korrelációt a CO mutatta. A befolyásolási időállandó egy hullámhosszpár kivételével 5 és 14 óra közötti időtartamnak adódott, ami a növény gyors alkalmazkodását, ill. az anyagcsere gyors megváltozását jelzi, mivel a CO erős oxidatív stresszt okoz a sejtekben.

Részben hasonló hatása van a NO és NO_x koncentrációnak is: vannak olyan hullámhosszpárok, melyek esetében a befolyásolási időállandók 2-24 óra között változnak, ami szintén az oxidatív stressz hatásának tulajdonítható. Azonban jó néhány hullámhosszpár esetében a befolyásolási időállandó 3-5 nap között változik, ami egy elnyújtott hatást jelez. Ez feltételezhetően a nitrogén-oxidok oxidációjából származó nitrátok tápanyag jellegű hatásának tulajdonítható.



2. ábra. A CO koncentráció és a 316-694 nm-es hullámhosszpár állapot-függő regressziós paramétereinek kapcsolata. *Balra fent:* a CO koncentráció különböző átlagolási idejű átlagértékei és a regressziós egyenes meredekség (m) korrelációs együtthatójának (R) változása az átlagolási idő (t) függvényében. A piros függőleges vonal jelzi a legmagasabb korrelációs értéket (R_{max}), amely 5 órás (t_{max}) átlagértéknél található. *Jobbra fent:* A különböző mintavételi alkalmakkor (mintavétel sorszámával jelölve) tapasztalt meredekség (m) változása az 5 órás átlagos CO koncentráció függvényében. *Balra lent:* a CO koncentráció különböző átlagolási idejű átlagértékei és a regressziós egyenes tengelymetszet (b) korrelációs együtthatójának (R) változása az átlagolási idő (t) függvényében. *Jobbra lent:* A különböző mintavételi alkalmakkor tapasztalt tengelymetszet (b) változása az 5 órás átlagos CO koncentráció függvényében.

Az O₃ szintén erős oxidatív stresszt okoz, ennek megfelelően a befolyásolási időállandói rövidiek, a vizsgált faegyednél 13 óra és 1,21 nap közötti tartományban mozogtak.

A SO₂ koncentrációval csak egy hullámhosszpár állapot-függő regressziója mutatott összefüggést, melynek befolyásolási időállandója 6,71 napnak adódott, ami megfelel a várakozásoknak, mivel a SO₂-ből keletkező szulfátok is a növény által felhasználható tápanyagok, melynek beépülése viszonylag lassan, több nap alatt megy végbe.

A szálló por (PM₁₀) koncentrációja csak egy hullámhosszpárral mutatott összefüggést, és az átlagolási idő is 7 napnak adódott, ami a valóságban feltehetőleg még hosszabb, de az elemzés során a befolyásolási időállandó hosszát csak a 0-7 nap tartományban vizsgáltuk. A szálló por növényi anyagcserére gyakorolt hatásmechanizmusának feltárása még további vizsgálatokat igényel.

Az elemzés során összesen 15 hullámhosszpár mutatott értékelhető korrelációt a légszennyező anyagok koncentrációjának időbeli változásaival (2. táblázat). Több olyan hullámhosszpárt is azonosítottunk, melyek egyszerre több szennyező anyagra érzékenyek: elsősorban a CO és NO koncentrációra, ami a két gáz hasonló oxidatív stresszt okozó tulajdonságának tulajdonítható. A

NO és NO_x hasonló hatása és közös hullámhosszai nem meglepők, mivel az NO_x koncentráció magában foglalja az NO koncentrációt is.

2. táblázat. Légszennyező anyagokra érzékeny állapot-függő korrelációt mutató hullámhosszpárok befolyásolási időállandója (t_{max}) és az összefüggés határozottsági foka (R^2)

Hullámhossz-pár (nm)	Légszennyező	Állapot-függő regressziók meredeksége (m)		Állapot-függő regressziók tengelymetszete (b)	
		Befolyásolási időállandó (t_{max})	Koncentráció vs. m határozottsági foka (R^2)	Befolyásolási időállandó (t_{max})	Koncentráció vs. b határozottsági foka (R^2)
316 – 694	CO	5 óra	0,79	5 óra	0,82
	NO	1,04 nap	0,46	1,08 nap	0,44
312 – 692	CO	5 óra	0,78	5 óra	0,80
	NO	1,04 nap	0,46	1,04 nap	0,46
264 – 692	CO	5 óra	0,68	5 óra	0,71
566 – 746	O ₃	13 óra	0,35	-	-
	SO ₂	-	-	6,71 nap	0,62
326 – 814	CO	14 óra	0,60	14 óra	0,62
554 – 696	O ₃	22 óra	0,57	1,21 nap	0,65
246 – 556	CO	4,58 nap	0,54	4,71 nap	0,57
692 – 872	NO	2 óra	0,53	2 óra	0,51
	NO _x	2 óra	0,38	3 óra	0,45
250 – 690	NO	4,63 nap	0,49	4,83 nap	0,51
	CO	5 óra	0,44	5 óra	0,47
340 – 692	CO	5 óra	0,49	5 óra	0,50
542 – 838	NO	4,63 nap	0,39	3,13 nap	0,50
	NO _x	4,5 nap	0,30	3,04 nap	0,42
340 – 692	NO	1,04 nap	0,49	1,04 nap	0,48
566 – 746	PM ₁₀	-	-	7 nap	0,46
	CO	5 óra	0,33	-	-
708 – 844	NO	3,17 nap	0,44	3,17 nap	0,41
706 – 826	CO	6 óra	0,33	6 óra	0,35

4. Összefoglalás

Egy kislevelű hárs faegyed levélmintáinak reflexiós spektrumait vizsgáltuk egy vegetációs időszakon keresztül, és ezeket hasonlítottuk össze különböző légszennyező anyagok koncentrációjának időbeli változásaival. A reflexiós spektrumok abszorbancia értékeinek korrelációs mintázata alapján azonosítottuk az erős állapot-függő korrelációt mutató hullámhosszpárokat. Az állapot-függő regressziós paraméterek és a szennyező anyag koncentrációk időbeli változása alapján becsültük az egyes szennyezők befolyásolási időállandóit (hatásidejét), és vizsgáltuk az összefüggések határozottsági fokát.

Az oxidatív stresszt okozó gázok (CO, NO, NO_x, O₃) befolyásolási időállandója az elméleti várakozásoknak megfelelően néhány óra és egy nap között változott. Ezzel szemben a tápanyagként (is) hasznosítható légszennyező anyagok (NO, NO_x, SO₂) befolyásolási időállandója 3-7

napnak adódott, mivel ezek feltehetően nem okoznak azonnali változást a növényi szövetekben és beépülésükhöz hosszabb időre lehet szükség.

Az eredmények bizonyítják a levelek reflexiós spektrumaiból származtatott állapot-függő regressziók érzékenységét bizonyos légszennyező anyagokkal szemben. További vizsgálatokkal lehetővé válhat olyan monitoring eljárások kidolgozása, amely a légszennyezés növényekre gyakorolt hatását közvetlenül az érintett növények vizsgálatával képes kimutatni és számszerűsíteni.

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a VKSZ_12-1-2013-0034 „Agrárklíma 2” projekt támogatta. A szerző köszönetét szeretné kifejezni Németh Zsolt Istvánnak és Rákosa Ritának az elméleti modell kidolgozásáért, valamint a mintavételekért és reflexiós spektrumok felvételéért.

Felhasznált irodalom

- EREDICS Attila, NÉMETH Zsolt István, RÁKOSA Rita, BADÁ CZY Dorottya, RASZTOVITS Ervin, MÓRICZ Norbert, VIG Péter (2014): Erdei fák fiziológiai regressziói és a meteorológiai paraméterek közötti korrelációk időfüggése. In: BIDLÓ A., HORVÁTH A., SZŰCS P. (szerk.) IV. Kari Tudományos Konferencia: Konferencia kiadvány. pp. 89-94.
- EREDICS Attila (2015): Környezeti tényezők hatása erdei fák fiziológiai állapotára. PhD disszertáció. Sopron, 209 p.
- EREDICS Attila, NÉMETH Zsolt István, RÁKOSA Rita, RASZTOVITS Ervin, MÓRICZ Norbert, VIG Péter (2015): The Effect of Soil Moisture on the Reflectance Spectra Correlations in Beech and Sessile Oak Foliage. *Acta Sylvatica et Lignaria Hungarica* 11:(1) pp. 9-25.
- NÉMETH Zsolt István, SÁRDI Éva, STEFANOVITS-BÁNYAI Éva (2009): State dependent correlations of biochemical variables in plants, *Journal of Chemometrics* 23, pp. 197-210.; DOI:10.1002/cem.1226
- NÉMETH Zsolt István, BADÁ CZY Dorottya Zsófia, KOCSIS Ramóna, NÉMETH Katalin Emma (2011): State-dependent regressions of the foliage for indication of the plant adaptation, *Conferentia Chemometrica* 2011, szeptember 18-21., Sümeg; ISBN: 978-963-9970-15-1
- NÉMETH Zsolt István (2013a): Növényi anyagszere alkalmazkodása a környezet tényezőinek módosulásaihoz. In: ALBERT L., BIDLÓ A., JANC SÓ T., GRIBOV SZKI Z. (szerk.): Városok öko-környezetének komplex vizsgálata a nyugat-dunántúli régióban. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, pp. 237-260.; ISBN 978-963-334-084-4
- NÉMETH Zsolt István, RÁKOSA Rita (2013b): Infrared spectrum of foliage as an indicator of interaction between plant and environment, *Conferentia Chemometrica* 2013, szeptember 8-11., Sopron; ISBN 978-963-9970-38-0
- NÉMETH Zsolt István (2014): Az állapotfüggő és a súlyponti korrelációk kapcsolata biológiai rendszerekben. in: BIDLÓ A., HORVÁTH A., SZŰCS P. (szerk.): IV. Kari Tudományos Konferencia, Konferencia kiadvány. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, IV. Kari Tudományos Konferencia. NymE Erdőmérnöki Kar Sopron p 407), pp 116-121; ISBN 978-963-359-033-1
- SVÁB János (1981): Biometriai módszerek a mezőgazdasági kutatásban. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest.

VADASKERTI VADDISZNÓK TÜDŐFÉREG-FERTŐZÖTTségÉNEK VIZSGÁLATA

JÁNOSKA Ferenc¹ – VARJU József¹ – ERŐS Csaba¹ – GÁL János²

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

²Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Egzotikusállat- és Vadegészségügyi Tanszék
janoska.ferenc@emk.nyme.hu

Kivonat – A szerzők három magyarországi vadaskertben vizsgálták a téli vaddisznóhajtások során terítékre került vaddisznók kondícióját és tüdőféreg-fertőzöttségét. Az elejtett egyedek vizsgálata közvetlenül az elejtést követően, a zsigereléskor történt meg. A tüdőféregesség (*Metastrongylus spp.*) fertőzöttségének megállapítására a tüdőkből a férgeket begyűjtöttük és laboratóriumban számoltuk meg az egyedeket. A feldolgozáshoz a prevalencia-, az intenzitás- és az abundancia-értékeket vizsgáltuk. Megállapítható volt, hogy a vadaskertekben, ahol tavaszi időszakban védekeznek a tüdőféregesség ellen, alacsonyabb értékeket lehetett tapasztalni. A megelőző kezelések a fertőzöttséget alacsony szinten tartják, de a teljes mentességet nem sikerült elérni.

1. Bevezetés

A vaddisznó (*Sus scrofa*) hazánk egyik leggyakoribb nagyvadfaja, mely az utóbbi évtizedekben jelentős állománynövekedést mutatott. Az 1970-es évektől kezdődően a megnövekedett vadászati igényeket vadaskerti tartásával is igyekeznek kielégíteni, melynek következtében általánossá vált egyes vadaskertekben az akár napi 100 pld-t meghaladó hasznosítása. Mivel szaporodási teljesítménye magas, ezért vadaskertekben gazdaságosan tartható, a beruházás gyors megtérüléssel kecsegtet.

A vaddisznó egyik legfontosabb endoparazitája a tüdőféreg (*Metastrongylus spp.*). Megjelenése általános kondícióróláshoz, súlyos fertőzöttség, illetve egyéb betegségek, paraziták jelenléte esetén elhullásokhoz is vezethet. Hazánkban, jelenlegi ismereteink szerint 4 *Metastrongylus*-faj fordul elő vaddisznóban: A *Metastrongylus apri*, *M. pudendotectus*, *M. salmi* és a *M. confusus* (BICSÉRDY et al. 2000).

A fonálférgek közé tartozó *Metastrongylus*-fajok közvetett úton fejlődnek. A bélsárral ürülő petékben már 1. stádiumú lárva van. Köztigazdái a földigilisztá-fajok (NAGY et al. 2014), melyekben 10-20 nap alatt 3. stádiumú lárva fejlődik ki. A vaddisznó fertőzését a földigiliszták elfogyasztása okozza. A bélben kiszabaduló 3. stádiumú lárvák először a jobb szívfélbe, majd a tüdőartérián keresztül a tüdőbe jutnak. Az ivaréretté váló férgek túlnyomórészt a rekeszi lebenyek kisebb és közepes méretű hörgőiben, elsősorban a főhörgők végső elágazásaiban tartózkodnak.

Sok esetben még a nagyszámú féreg jelenléte sem okoz klinikai tüneteket, de főként a fiatal korosztályokban (malacok és süldők) kóros soványodás, makacs köhögés is előfordulhat. A vadaskerti magas állománysűrűség, az etetőhelyeken feldúsuló földigilisztá-mennyiség és a fehérjehiány együttesen újrafertőződést, esetenként elhullásokat is okozhat (TAKÁCS 1997).

A hazai, vadaskertekben folytatott vizsgálatok (ÁKOSHEGYI 1996, KÖRÖS 2001, EGRI és KOVÁCS 1998, TAKÁCS 1996, VARGA és SUGÁR 2005, VARGA et al. 2005, JÁNOSKA et al. 2006) szinte mindegyike a fiatal korosztályok erős fertőzöttségét emelik ki, ugyanakkor felhívják a figyelmet a megelőző kezelések eredményességére is.

Nemzetközi szinten, részben a vaddisznó hatalmas elterjedési területe miatt, számos kutatás foglalkozott a tüdőféregességgel. Ezek közül mindenképpen kiemelésre érdemes WOLKERS et al. (1994) hollandiai, MORITA et al. (2007) japán, SYRJÄLÄ et al. (2010) finnországi, FOATA et al. (2006) korzikai vizsgálata.

2. Anyag és módszer

2.1. A vizsgálat helyszíne

Vizsgálatainkat 3 dunántúli vadaskert, a ZALAERDŐ Zrt. zsigárdi, a Pilisi Parkerdő Zrt. budakeszi, illetve a Kisalföldi Erdőgazdaság ZRt. göbösi vaddisznóskertjében végeztük.

A zsigárdi vaddisznóskert területe 206 ha, a vadaskert 1997-ben létesült. A kert éves vaddisznóterítéke 120-140 pld, mely általában 3 hajtásnap alatt hasznosul.

A budakeszi vadaskert esetében tulajdonképpen egy több vadaskertből álló rendszerről kell beszélnünk, ahol a vaddisznó mellett gímszarvas és muflon is előfordul. A napi teríték e kertekben 20-35 (-100) pld lehet.

A göbösi vaddisznóskert 1999-ben létesült, területe meghaladja a 300 ha-t. Alapvetően a belső szaporulatra, illetve az állomány dúsítására a külső befogásokra alapoznak a technológia során. Az éves hasznosítás rendszerint 2 napos vadászaton történik, melynek során 80-90 pld kerül terítékre.

2.2. Terepi adatgyűjtési módszerek

A mintagyűjtés a 2005/2006, 2006/2007 és a 2007/2008 vadászati években folyt a téli vaddisznóhajtások során. Az elejtett állatok korát és ivarát a központi zsigerelőhelyre történt szállítást követően állapítottuk meg. A kor tekintetében 3 korcsoportot határoztunk meg:

- 1 évesnél fiatalabb egyedek (malac)
- 1 és 2 év közötti korú egyedek (subadult)
- 2 évesnél idősebb egyedek (adult, ivar szerint elkülönítve kan és koca)

A zsigereléskor (segédkezve az azt végzőknek) begyűjtöttük és felcímkeztük a vehemet, a méhet, illetve a tüdőt (a szaporodás-biológiai eredmények nem képezik e cikk tárgyát). A tüdőket még a zsigerelés helyszínén a légszó végétől a főhörgők végső elágazásáig ollóval felnyitottuk, a bennük talált tüdőférgeseket egyenként külön gyűjtve egy-egy üvegcsébe kerültek. Begyűjtöttük a vesét az azt körülvevő zsírszövettel együtt, ugyancsak felcímkeztük, egyedileg jelölve.

2.3. Belső feldolgozás

A felvett adatok alapján megállapítottuk a tüdőféreg-fertőzöttség adatait, az alábbiak alapján:

- prevalencia (fertőzött egyedek száma/összes egyed száma, %)
- átlagos intenzitás (összes talált tüdőféreg/fertőzött egyedek száma, db)
- abundancia (összes talált tüdőféreg/összes vizsgált egyed száma)

Mindösszesen 242 elejtett vaddisznóegyed került vizsgálatra a 3 vadaskertből a 3 vizsgálati évben.

3. Eredmények

Az egyes vizsgálati években tapasztalt fertőzöttségi értékeket Zsigárd esetében az *1. táblázat*, Göbös-major esetében a *2. táblázat*, Budakeszi esetében a *3. táblázat*, illetve az *1-3. ábrák* tartalmazzák.

1. táblázat: A zsigárdi vadaskert eredményei

Zsigárd, 2006-2007					
	Malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=0	n=0	n=10	n=0	n=10
Prevalencia			40,0%		
Intenzitás			58,5		
Abundancia			23,4		
Zsigárd, 2007-2008					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=9	n=6	n=10	n=7	n=32
Prevalencia	44,4%	66,6%	30,0%	100,0%	59,4%
Intenzitás	18,2	46,8	31,0	37,1	33,2
Abundancia	10,1	31,2	9,3	37,1	19,7
Zsigárd, 2006-2008 (összesen)					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=9	n=6	n=20	n=7	n=42
Prevalencia	44,4%	66,6%	35,0%	100,0%	54,8%
Intenzitás	18,2	46,8	46,7	37,1	37,6
Abundancia	10,1	31,2	16,4	17,1	20,6

2. táblázat: A göbösmajori vadaskert eredményei

Göbösmajor, 2006-2007					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=4	n=3	n=13	n=4	n=24
Prevalencia	75,0%	0%	23,1%	0%	25,0%
Intenzitás	24,0	0	22,3	0	23,2
Abundancia	18,0	0	5,2	0	5,8
Göbösmajor, 2007-2008					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=13	n=14	n=22	n=7	n=56
Prevalencia	30,8%	28,6%	22,7%	42,9%	28,6%
Intenzitás	27,3	24,5	26,8	25,3	26,1
Abundancia	8,4	7,0	6,1	10,9	7,4

(folytatás a következő oldalon)

2. táblázat folytatása

Göbösmajor, 2006-2008 (összesen)					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=17	n=17	n=35	n=11	n=80
Prevalencia	41,8%	25,5%	22,9%	27,3%	27,5%
Intenzitás	25,9	24,5	25,1	25,3	25,3
Abundancia	10,6	5,8	5,8	6,9	7,0

3. táblázat: A budakeszi vadaskert eredményei

Budakeszi, 2005-2006					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=0	n=0	n=8	n=4	n=12
Prevalencia			0%	0%	0%
Intenzitás			0	0	0
Abundancia			0	0	0
Budakeszi, 2006-2007					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=1	n=1	n=6	n=28	n=34
Prevalencia	100%	0%	16,7%	10,7%	11,8%
Intenzitás	11,0	0	35,0	20,0	17,8
Abundancia	11,0	0	5,8	2,2	2,1
Budakeszi, 2007-2008					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=8	n=7	n=26	n=31	n=72
Prevalencia	12,5%	14,3%	3,8%	9,7%	9,7%
Intenzitás	40,0	57,0	36,0	30,0	36,2
Abundancia	5,0	8,1	1,4	3,9	3,5
Budakeszi, 2005-2008 (összesen)					
	malac	Subadult	Koca	Kan	Összes
Elemszám	n=9	n=8	n=40	n=63	n=120
Prevalencia	22,2%	12,5%	5,0%	11,1%	10,0%
Intenzitás	25,5	57,0	35,5	25,3	35,9
Abundancia	5,7	7,1	1,8	2,8	3,0

4. Megvitás

Mint a táblázatokból látható, vizsgálataink során a legalacsonyabb fertőzöttségi értékeket a budakeszi vadaskertben tapasztaltuk. Más hazai vizsgálatokkal egybehangzóan (pl. (ÁKOSHEGYI 1996, KŐRÖS 2001, EGRI és KOVÁCS 1998, TAKÁCS 1996, VARGA és SUGÁR 2005) Göbösmajor és Budakeszi esetében a fiatal (elsősorban a malac) korosztály bizonyult a leginkább fertőzöttnek. Ugyanakkor ezt Zsigárd esetében nem igazoltuk, e vadaskert esetében mind az abundancia-

értékek, mind a prevalencia- és intenzitás-értékek magasabbak voltak a subadult és az adult korosztályokban.

Általános vélemény mind a hazai (pl. NAGY et al. 2014, VARGA és SUGÁR 2005), mind a nemzetközi szakirodalomban (pl. SYRJÄLÄ et al 2010, LÓPEZ-OLVERA et al. 2006), hogy a zárttérben, vadaskertben és/vagy vadfarmon tartott vaddisznók erősebben fertőzöttek a parazitákkal a magasabb vaddisznó állománysűrűség miatt. A magasabb fertőzöttséget előidézhetheti az is, hogy a stabil, több éven át üzemeltetett etetőhelyek környékén feldúsul a köztigazda földigiliszták mennyisége, ami biztosítja a folyamatos újrafertőződést a vaddisznó-állományokban (NAGY et al. 2014).

Az általunk vizsgált vadaskertek esetében nem sikerült pontos információkat szerezni a megelőző kezelések végrehajtásának időpontjáról, de mindhárom kert esetében végeztek kezeléseket Ivermectin hatóanyaggal. Több tanulmány (pl. VARGA és SUGÁR 2005, LÓPEZ-OLVERA et al. 2006) kiemeli, hogy az Ivermectin hatóanyag használata jelentősen csökkenti a tüdőférges előfordulását a vaddisznó-állományokban, de teljes megszüntetést elérni, különösen vadaskertek esetében, nem lehetséges, elsősorban a folyamatos újrafertőzések miatt. Több, egymást erősítő tanulmány kiemeli ugyanakkor, hogy az Ivermectin hatóanyagú készítmények a tüdőféreg-petékek ellen hatásosak, de a kifejlett egyedeket nem pusztítják el a vaddisznó szervezetében (FERNÁNDEZ-DE-MERA et al. 2004, LÓPEZ-OLVERA et al. 2006). Mindezek miatt a hazai vadaskerti gyakorlatban, korábbi magyar vizsgálatok javaslatai alapján (VARGA et al. 2005, VARGA és SUGÁR 2005) az évi egyszeri, kora nyári kezelést alkalmazzák. A kielégítő takarmányozás, az etetőhelyek fertőtlenítése/áthelyezése, az állománysűrűség (gazdaságilag még elfogadható) alacsony szinten tartása a fertőzések kockázatát csökkenteni képes.

Irodalomjegyzék

- ÁKOSHEGYI I. (1996): Survey on the parasitic status of the wild boar populations in Hungary. Proceedings of Schwarzwild Symposium, CIC, Sopron, Hungary. p. 9-16
- BICSÉRDY GY., EGRI B., SUGÁR L. és SZTOJKOV V. (2000): Vadbetegségek. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 90-91.
- EGRI B. és KOVÁCS T. (1998): Az északnyugat-magyarországi vaddisznók tüdőférgességéről és a gyógykezelés lehetőségéről. Magyar Állatorvosok Lapja 120 (1). p. 61-62.
- FERNANDEZ-DE-MERA, IG., GORTÁZAR, C., VICENTE, J., HÖFLE, U. & Fierro, Y. (2004): Efficacy of an in-feed preparation of ivermectin against helminths in the European wild boar. Parasitological Research. 92. p. 133-136.
- FOATA, J., MOUILLOT, D., CULIOLI, J-L. & MARCHAND, B. (2006): Influence of season and host age on wild boar parasites in Corsica using indicator species analysis. Journal of Helminthology 80, p.:41-45.
- JÁNOSKA F., GÁL J. és MAROSÁN M. (2006): Vaddisznós kertekben tartott vadmalacok betegségeinek vizsgálata. Vadbiológia 12. p. 75-79.
- KŐRÖS A. (2001): Bakonyi vaddisznók (*Sus s. scrofa*) endoparazitás fertőzöttségéről. Magyar Vadgazda, a Magyar Vadászlappal szakmai melléklete 2. p. 14.
- LÓPEZ-OLVERA, J.R., HÖFLE, U., VICENTE, J., FERNÁNDEZ-DE-MERA, I. G. & GORTÁZAR, C. (2006): Effects of parasitic helminths and ivermectin treatment on clinical parameters in the European wild boar (*Sus scrofa*). Parasitological Research 98. p. 582-587.
- MORITA, T., HARUTA, K., SHIBATA-HARUTA, A., KANDA, E., IMAI, S., & IKE, K. (2007): Lung worms of wild boars in the Western Region of Tokyo, Japan. Journal of Vet. Med. Sciences. 69(4). p. 417-420.
- NAGY G., CSIVINCSIK Á. & SUGÁR L. (2014): Wild boar density drives *Metastrongylus* infection in earthworm. Acta Parasitologica 60. (1), p. 35-39.
- SYRJÄLÄ, P., OKSANEN, A., HÄLLI, O., PELTONIEMI, O., & HEINONEN, M. (2010): *Metastrongylus* spp. infection in a farmed wild boar (*Sus scrofa*) in Finland. Acta Veterinaria Scandinavica 52(Suppl 1) p. 21.
- TAKÁCS A. (1996): Angaben zur Endoparasit-infizierung des Wildschweines (*Sus scrofa scrofa* L.) in Ungarn. Proceedings of Schwarzwild Symposium, CIC, Sopron, Hungary. p. 123-130.
- TAKÁCS A. (1997): Ein Beitrag zur Helminthenfauna des Wildschweines (*Sus scrofa* L.) in Ungarn. Wiener Tierärztliche Monatschrift. 84 (11). p. 14-316.

- VARGA GY. és SUGÁR L. (2005): Vaddisznó-állományok tüdőféreg-fertőzöttségének és kondíciójának vizsgálata a Zselicségben. *Acta Agraria Kaposváriensis* 9 (2), p. 23-31.
- VARGA GY., SUGÁR L. & KŐRÖS A. (2005): Lungworm occurrence in wild boar stocks subject to different management actions. *Wildl. Biol. Pract.*, December 2005, 1(2) p. 152-155.
- WOLKERS, J., WENSING, TH., GROOT BRUINDERINK, G. W. T. A., & SCHONEWILLE, J. TH. (1994): Lungworm and stomach worm infection in relation to body fat reserves and blood composition in wild boar (*Sus scrofa*). *Veterinary Quarterly* 1994 (16); 4: p. 193-195.

GYERTYÁNOS-KOCSÁNYTALAN TÖLGYESBEN KIALAKÍTOTT LÉKEK SZUKCESSZIÓJÁNAK VIZSGÁLATA A SOPRONI-HEGYSÉG TERÜLETÉN

NAÁR Dénes¹ – CSISZÁR Ágnes¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron
naar.denes@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A 2009-ben megjelent új erdőtörvény rendelkezéseit és a mind erősebb társadalmi igényt követve az erdőterületek egyre növekvő részén kell a közeljövőben megteremteni a folyamatos erdőborítás feltételeit. A korábban vágásos üzemmódban kezelt gyertyános-kocsánytalan tölgyesek esetén leginkább az átalakító üzemmód bevezetésén és különböző csoportos bontáson, lékvágáson alapuló módszerek alkalmazásán keresztül vezethet ide az út.

A klimatikus viszonyokat tekintve az ország területének 38,5%-a tekinthető gyertyános-tölgyes termőhelynek (CSÉPÁNYI 2001), bár ennek kevesebb, mint felén állnak jelenleg is ilyen erdőtársulások. TOBISCH (2002) szerint a kocsánytalan tölgyesek esetében Magyarországon leggyakrabban alkalmazott természetes felújítási módszer a többé-kevésbé egyenletes bontáson alapuló ernyős felújítóvágás. CSÉPÁNYI (2001) a gazdálkodási módszerek közül ezen állományokban természetvédelmi szempontból a legkedvezőbbnek a készletgondozó szemléletet, a csoportos jellegű felújítóvágásokat találja. Léknýtás során CSÉPÁNYI (2008) legfeljebb 150-300 m²-es méretet javasol, az alak kapcsán pedig a napsugarak kisebb beesési szögével jellemezhető helyzetekben (pl. sík vagy északias fekvés) az ellipszis forma mellett foglalt állást.

TOBISCH (2002) az erdész szakmában általánosan elfogadott elvként közli azt a nézetet, mely szerint a kocsánytalan tölgy újulata nem marad meg tartósan árnyalásban. MIHÓK (2007) szerint legalább 13 méteres átmérő szükséges ahhoz, hogy a lékek benapozottsága szignifikáns eltérést mutasson az állomány alatti részekhez képest. A talajnedvesség esetében általában megfigyelhető, hogy egy gradiens mentén, a lék szélétől annak közepéig növekvő tendenciát mutat (GÁLHIDY 2006), bár e különbségek a szukcesszió előrehaladtával kiegyenlítődnek (MIHÓK 2007).

Korábban négyéves idősor alapján vizsgáltuk az újulat fejlődését 33 olyan lékben, melyek nagyobbik része jelen kutatás mintaterületei közé is bekerült (CSISZÁR és mtsai 2014). Az újulatot mind erdőgazdálkodási, mind természetvédelmi szempontból kedvezőnek találtuk, a kocsánytalan tölgy és a csertölgy magoncai elsősorban az északi és a nyugati légszegmensben növekedtek. A központi körben jelentek meg legkevésbé e főfafajok, melynek oka a magtermő fáktól való jelentősebb távolság mellett valószínűleg a lágyszárú növényzet és a földi szeder kompetitív hatása lehet. A lékparaméterek közül a lékalak és a lékterület gyakorolt szignifikáns hatást az újulatra. Előnyösebbnek bizonyult az észak-déli irányban elnyújtottabb alak. A nagyobb lékekben az újulat területarányosan kisebb egyedszámban jelentkezett, a megtelepedés és megmaradás szempontjából az 50-250 m²-es méret bizonyult optimálisnak. Az elegyfajok közül csak a kislevelű hárs megjelenése mutatott égtáj szerinti meghatározottságot.

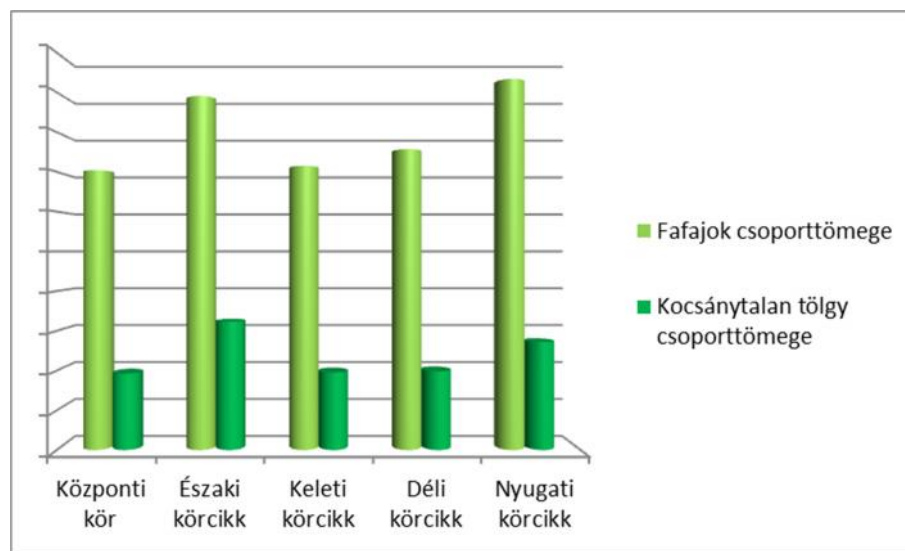
2. Vizsgálati anyag és módszer

A kutatásunk tárgyát képező negyven léket 2009-ben alakította ki a Tanulmányi Erdőgazdaság Zrt. a Dalos-hegy egyes erdőrészeleiben. Mivel a Növénytani és Természetvédelmi Intézet már abban az évben megkezdte ezekben a botanikai felméréseket, a 2015-ös felvétel adatait a korábbiakkal is összevethettük. Célunk olyan mintaterületek kiválasztása volt, ahol az eltelt idő alatt nem történt további erdészeti beavatkozás, fekvésük, határaik jelenleg is jól beazonosíthatóak, és reprezentatívak alak, fekvés, nedvességellátottság szempontjából. A terepi felvételezés során öt, egyenlő területű részre osztottuk a lékeket (égtáj szerinti 4 körcikk és a központi kör). Felje-

gyeztük e lékrészek teljes növényzeti borítását, majd ezt a százalékos értéket felosztottuk az előforduló növényfajok között, borításarányuknak megfelelően. A FLÓRA adatbázis (HORVÁTH és mtsai 1995) alapján az egyes feljegyzett fajokhoz hozzárendeltük a jellemző életformát (SOÓ 1964-1980), a Borhidi-féle szociális magatartási típust és a fény-, valamint vízigényre vonatkozó ökológiai mutatószámot (BORHIDI 1993).

3. Vizsgálati eredmények

Erős az összefüggés a lécek mérete és a bennük fellelt növényfajok száma között ($r = 0,747$, $\alpha = 0,05$ mellett), az északi és nyugati lékrész pedig kedvezőbb feltételeket nyújtanak a fafajok (ezen belül a kocsánytalan tölgy) fejlődéséhez (1. ábra).



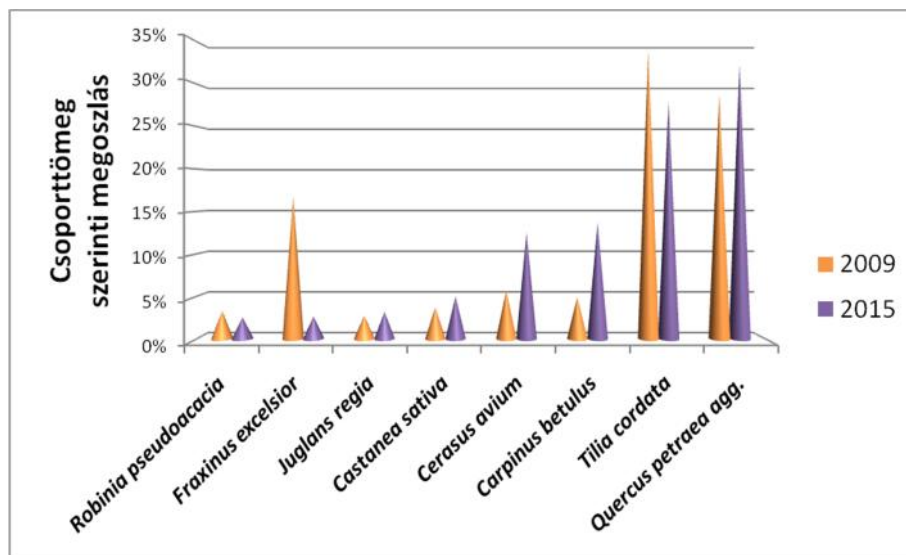
1. ábra: Az összes faj borításán belül a kocsánytalan tölgy aránya az egyes lékrészekben

A két évet összehasonlítva szembeötlő mértékben növekedett szinte minden, jelentősebb borítású faj csoporttömeg-részesedése. Különösen erős volt a gyertyán és a madárcezesnyé térnyerése, de a kocsánytalan tölgy borításaránya is a fafajok átlagát meghaladó mértékben nőtt (2. ábra).

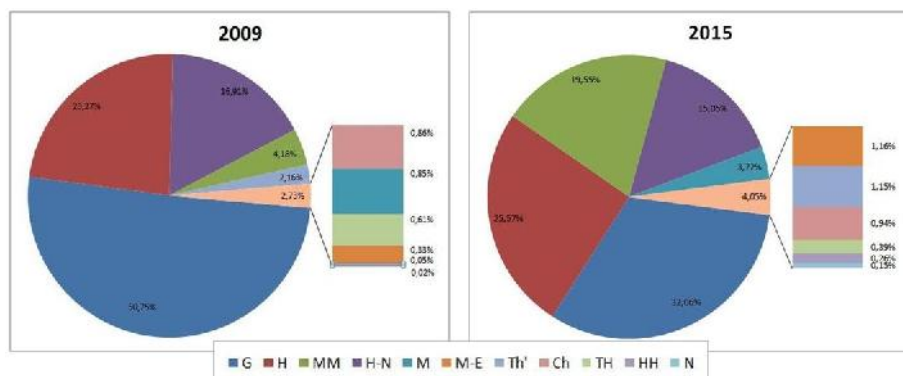
A szukcesszió előrehaladását, a bolygatás csökkenését ugyanakkor az is jól tükrözi, hogy lecsökkent az egyéves fajok szerepe (3. ábra), illetve hogy kifejezetten jelentős az eltolódás a természetesebb körülményekhez kötődő növényfajok felé (4. ábra). A specialista fajok csoporttömeg-részesedése például közel 170%-os növekedést mutat, míg a kompetitor fajok körében mérsékelt visszaszorulás tapasztalható.

A növényzet vízigényét jelző indikátorszámok alapján elmondható, hogy a nagyobb lécek központi része gyakran elvizesedik, de a kisebb lécek közepén is felülreprezentáltak a kifejezetten vízigényes fajok. Ennek ellenére megállapítható, hogy a kiegyenlített üde feltételeket leginkább az erősebb árnyalásban részesülő déli körcikk biztosítja.

Az idegenhonos fajok nem érnek el jelentős borításarányokat (5. ábra), azonban – feltehetően a város közelsége miatt – néhány váratlan kivadulással is találkoztunk; ilyen például a fehér hóbogyó (*Symphoricarpos albus*), vagy a magyallevelű mahónia (*Mabonia aquifolium*) esete. Noha maguknak a felvételezett adventív fajoknak az átlagos vízigénye nem különbözik a lécek vegetációját alkotó összes faj átlagos vízigényétől, erős pozitív korreláció fedezhető fel a lécek nedvességviszonyai és az adventív fajok által képviselt csoporttömeg között.



2. ábra: Csoporttömeg szerinti megoszlás a fajok körében a felvételezett 40 lék összességében, a 2009-es és a 2015-ös évre (a 2%-ot elérő fajokra)



3. ábra: Az egyes Raunkiaer életforma-kategóriák csoporttömeg-részesedései és változásuk¹

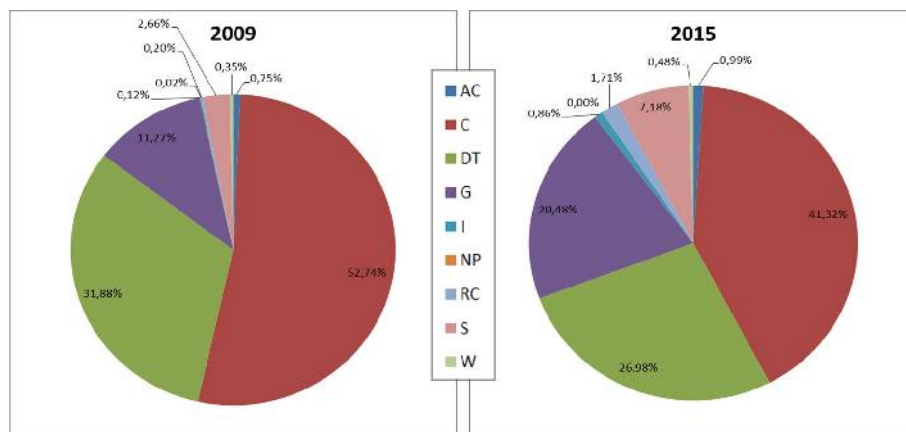
4. Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

Nem volt célunk, hogy a fenti eredményekből általános érvényű következtetéseket vonjunk le, szeretnénk azonban e kutatás tapasztalataival hozzájárulni a lékekkel kapcsolatos egyre bővülő irodalomhoz.

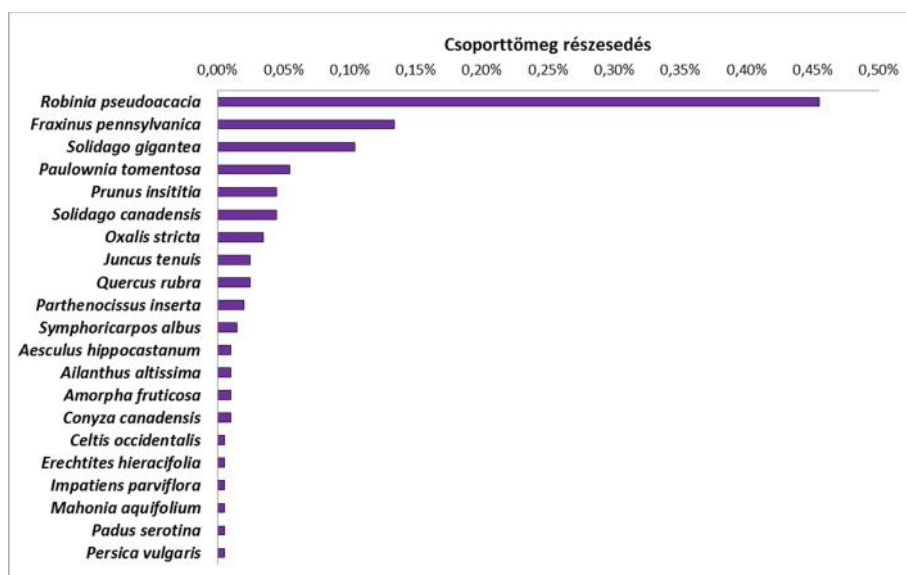
A vizsgált lékekben a 2009-es és a 2015-ös felvételezés eredményei alapján a szukcesszió előrehaladása a fajok borításarányának növekedésében is megmutatkozik. Ez a kedvező trend minden jel szerint tovább folytatódik majd. Kérdéses azonban, hogy a kocsánytalan tölgy, mint főfaj újulata meg tud-e erősödni, a többi fajhoz képesti relatív borításaránya növekedni fog-e. Veszélyeztető tényező ennek kapcsán elsősorban a földi szeder térnyerése és az elfüvesedett alj-

¹ G – áttelelő szervek a talajban (gumós, hagymás, gyöktörzs növények) vannak
H – áttelelő szervek a talaj felszínén, vagy közvetlenül alatta vannak (törzsrész, tősarjas vagy földbeni hajtásokkal rendelkező évelő lágyszárúak)
MM – fás szárú növények, áttelelő szervek, rügyeik magasan a talaj felett vannak
H-N – átmeneti típus a H és N kategóriák között
M – fás szárú növények, áttelelő szervek, rügyeik magasan a talaj felett vannak
M-E – fákon élő fás szárú növények
Th – egyévesek, áttelelő szervük a mag
Ch – áttelelő szervek kevéssel a talaj felett vannak, a szár lehet fásodott, kúszó vagy párnás (törpecserjék, kúszó rács-cserjék)
TH – kétévesek, áttelelnek, de a második év végén elpusztulnak, csak magvuk marad
HH – áttelelő szervek vízben, vízfenéken vannak
N – fás szárú növények, áttelelő szervek, rügyeik magasan a talaj felett vannak

növényzetű állományokban az egyvirágú gyöngyperje is, mely sok esetben elfekszik a talajon, és elfojtja-befülleszti a magoncokat. Megoldást jelenthet a szeder elleni permetezés és a túlzottan erős lágyszárú növényzet kisarlózása, melyekre láttunk is példát a szomszédos lékekben. Számolni kell ugyanakkor az elegyfajok konkurenciájával is, melynek kapcsán egyes lékekben beavatkozás látszik szükségesnek.



4. ábra: Az egyes szociális magatartási típusok csoporttömeg-részesedései és változásuk²



5. ábra: Inváziós és alkalmi megjelenésű idegenhonos növényfajok előfordulása a lékekben

A nagyobb lékek középső részén tapasztalt elvizesedési jelenség a szakirodalomban közölt megfigyelések szerint, a szukcesszió további előrehaladásával párhuzamosan meg fog szűnni, így a jelenleg e részekben tenyésző magaskórós jellegű növényzet hosszú távon nem hátráltatja majd a csemeték fejlődését.

Az idegenhonos növények – megítélésünk szerint – e mintaterületeken nem jelentenek igazán komoly problémát. Kismértékű beavatkozásokkal még a nedvesebb termőhelyen található, adventív, illetve inváziós fajokkal erősebben fertőzött lékekben is mederben tartható a természetes felújulás folyamata.

² AC (-3) – tájidegen, agresszív kompetitorok
 C (+5) – természetes kompetitorok
 DT (+2) – zavarástűrő növények
 G (+4) – generalisták, tág ökológiájú stressz-tűrők
 I (-1) – kivadult haszonnövények

NP (+3) – természetes pionírok
 RC (-2) – a honos flóra ruderális kompetitorai
 S (+6) – specialisták, szűk ökológiájú stressz-tűrők
 W (+1) – honos gyomfajok

Azokban a lékekben, ahol nagy számban, nagy borítást elérve jelent meg a kocsánytalan tölgy, mint főfafaj újulata, óvatosan, egy-két fatörzs mélységben meg lehet kezdeni a kibővítést a következő években, hogy az újulat elegendő fényhez jusson. Az újulatban szegény, vagy azt nélkülöző lékekben ugyanakkor hosszabb távon szükségessé válhat akár a csemeték mesterséges alátelepítése is.

Irodalomjegyzék

- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai érték-számai. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem kiadványa, Pécs, 95 pp.
- CSÉPÁNYI P. (2001): Klímazonális erdők – Középhegységi és dombvidéki gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. In BARTHA D. (szerk.): A természetszerű erdők kezelése, a kultúr- és a származékerdők megújítása. Átmenet a természeti folyamatokra épülő erdőkezelés felé. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 7. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 84-96. p.
- CSÉPÁNYI P. (2008): A tölgy és a folyamatos erdőborítás. *Erdészeti Lapok* **143/10**, 294-297. p.
- CSISZÁR Á., KORDA M., ZAGYVAI G., WINKLER D., TIBORCZ V., SÜLE P., ŠPORČIĆ D., NAÁR D. és BARTHA D. (2014): Gyertyános-tölgyesben kialakított lékek újulatának vizsgálata a Soproni-hegység területén. *Erdészettudományi Közlemények* **4/1**, 23-35.
- GÁLHIDY L. (2008): Az aljnövényzet fajösszetételének és tömegességének változásai középhegységi bükkösök mesterséges és szeldöntés nyomán létrejövő lékjeiben. Doktori értekezés. ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÓKÖS L., KARAS L. és SZERDAHELYI T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, FLÓRA munkacsoport és a MTM Növénytára, Vácrátót, 267 pp.
- MIHÓK B. (2007): Lékek fénymintázata és növényzeti regenerációja bükkös állományokban. Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Biológia Doktori Iskola, Budapest, 144 pp.
- SOÓ R. (1964-1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve, I-VI. Akadémiai Kiadó, Budapest
- TOBISCH T. (2002): A kocsánytalan tölgy természetes felújítása Lehetőségek, módszerek, problémák 1-2. *Erdészeti Lapok* **137/11**, 310-312. p.; 337-339. p.

A RÁK-PATAK (SOPRON) FASOR-UTCAI REKONSTRUKCIÓJÁNAK HATÁSA A VÍZI MAKROGERINCTELEN ÉLETKÖZÖSSÉGRE

SZITA Renáta¹ – AMBRUS András²

¹NymE-EMK, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet

²Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród

¹szita.reni@gmail.com

Kivonat – A soproni Rák-patak meder felújítási munkálatai 2011 ősztől 2012 nyaráig, három szakaszra bontva valósultak meg 2,2 km hosszan. A mederrendezési munkálatok elsődleges célja a nagyobb árhullámok levonulásának biztosítása volt a mederben, elsősorban élet-és vagyónvédelmet szem előtt tartva. A beavatkozás következtében megváltoztak a patak érintett szakaszának mederveviszonyai, csökkent a nedvesített terület nagysága, továbbá eltávolították az árnyékot adó patak menti vegetáció jelentős részét. A mederrendezés negatív hatását tovább erősítette az ideiglenes létrehozott iszapfogó kőgát, mely a felette lévő mederszakaszon további habitat átrendeződést eredményezett. Mintavételezést hét alkalommal, a mederrendezés előtt 2, azt követően pedig további 5 alkalommal végeztünk. A mintavételezés során a „kick and sweep” technikát és időben standardizált eljárást alkalmaztunk. A gyűjtött anyag család, nemzetség és faj szinten került meghatározásra. A talált taxonok száma a mederrendezést követően jelentősen lecsökkent. A változások nyomon követése diagramok és a biológiai vízminősítésben (Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer szerint) bekövetkező változások alapján kerültek szemléltetésre. Annak ellenére, hogy a munkálatok jelentősen megváltoztatták a vízfolyás érintett szakaszának mederbeli viszonyait, szerencsére a kolonizáció a Rák-patak diverz élővilágának köszönhetően hamar megkezdődött, így a munkálatok végleges befejezését követő pár héten belül már észlelhetőek voltak a pozitív változások a vízi makrogerinctelen faunában.

1. Bevezetés

A 2011 ősztől 2012 nyaráig tartó, a NYDOP-4.1.1/B-09-2009-0011 projekt keretein belül megvalósuló mederrendezési munkálatok megváltoztatták a Rák-patak (Nyugat-Magyarország, Sopron) érintett szakaszának mederbeli viszonyait és a potenciális hidraulikai állapotokat, befolyásolva ezzel a szakaszon található makrogerinctelen közösségek abundanciáját. A mederrendezés fő célja az élet- és vagyónvédelem volt, eredményeként mintegy 1560 soproni lakos által lakott terület (2536 ha) vált mentessé a vízkároktól a dokumentáció szerint.

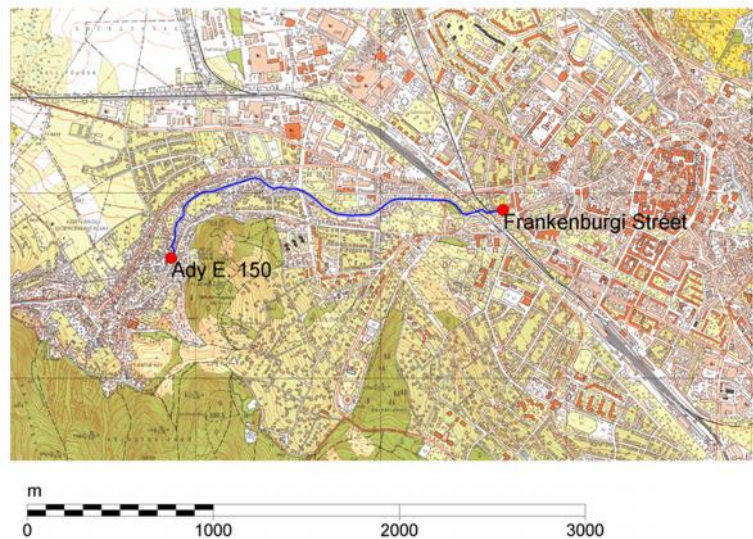
1.1. Vizsgálati terület

A mederrendezés a soproni Rák-patak 3+630 és 5+830 szelvények közötti belterületi szakaszain (1. ábra), a Frankenburgi út és az Ady E. út 150. között valósult meg. (FEHÉRDI JÁNOS SZÓBELI KÖZLÉSE, 2011) Az alábbi munka a vízfolyás mederrendezéssel érintett részének 30 méteres, a Frankenburgi útnál lévő szakaszát foglalja magába. A vizsgálati területhez tartozó részvízgyűjtő részletesebb leírásával Csáfordi et al. (2010) munkája foglalkozik.

2.2. Anyag és módszer

Az érintett szakaszon összesen hét alkalommal történt mintázás, 2011-ben és 2012-ben az évszakos periodicitásnak megfelelően tavasszal, nyáron és ősszel, és egy további alkalommal, 2012. június 6-án. A biológiai tulajdonságok felvételezése során a vizsgált szakaszon három, egyenként 10 m-es szakaszt jelöltünk ki. Minden 10 m-es szakaszon további 5-5 replikátumot különítettünk el, amelyek kellőképpen reprezentálják az adott részt. A „kick and sweep” technikát alkalmazva,

minden 10 m-es szakaszon időre standardizált mintavételi eljárást alkalmazva 5 percig történt a mintavétel (CSÁNYI ÉS SZEKERES, 2011).



1. ábra: A Rák-patak vizsgált mintavételi szakasz

A gyűjtött mintából a helyszínen kiválogatásra, majd 70 %-os alkoholban tartósításra kerültek a későbbi felhasználásig a vízi makrogerinctelen szervezetek. A vízi szervezetek határozása a következő irodalmak felhasználásával készült el: RICHNOVSZKY & PINTÉR (1979), STEINMANN (1984), HEFTI et al. (1989), ADAM (1990), TOMKA & RASCH (1993), BAUERNFEIND (1997), WARINGER & GRAF (1997), SOLDÁN & LANDA (1999), BAUERFEIND & HUMPESCH (2001), CSÁNYI et al. (2001), ANDRIKOVICS & MURÁNYI (2002), NÓGRÁDI & UHERKOVICH (2002), KONTSCHÁN et al. (2002), Zwick (2004), Askew (2004), KRISKA (2008).

3. Eredmények

A mederrendezés fontosabb hatótényezőiként a mederben dolgozó munkagépek folyamatos zavarását és a beavatkozás következtében csökkent nedvesített terület nagyságát kell megemlíteni. További negatív hatást fejtett ki a vizsgálati szakaszon elhelyezett ideiglenes (3 hónap) iszapfogó kőgát (2. ábra), amely feletti részen a vízfolyás megközelítőleg 50 m-es szakasza feliszapolódott. A kőgát mögött átmenetileg megemelkedett a vízszint, továbbá a szállított hordalékot és a patakba bekerülő szemetet is felfogta. A projekt feladatai között szerepelt a rézsű tisztítása és biztosítása is. Ennek érdekében a vízfolyás érintett részén jelentős mennyiségű fát és bokrot vágtek ki, megváltoztatva ezzel a meder fényviszonyait és az oldott oxigén háztartását a vízfolyásnak.

A gyűjtött minták főként család szinten, a 2012-es év anyagának kérész, álkérész és bolharák példányai pedig genus és/vagy faj szinten kerültek meghatározásra.

A vizsgált időszakban összesen 43 család egyedeit figyeltük meg az adott patak szakaszon.

A talált taxonok száma a mederrendezés kezdetekor (2011. ősz) jelentősen lecsökkent (22-ről 9-re), főként csak generalista, zavarást jobban tűrő (előtte is jelenlévő) csoportok képviseltették magukat (például *Gammaridae*, *Chironomidae*, *Culicidae*, *Asellidae*). Ezzel párhuzamosan az érzékenyebb csoportok (például *Ephemeroidea*, *Plecoptera*, *Mollusca*, *Trichoptera*) tagjai eltűntek, vagy csak nagyon kis számban jelentek meg az idő múlásával (1. táblázat).

Ezek mellett a taxonok száma, az egyedszám, a Shannon-féle diverzitás és a Jaccard-féle hasonlósági koefficiens is csökkent a mederrendezést követően (2. táblázat).



2. ábra: Iszapfogó kőgát a vizsgált szakaszon

1. táblázat: Jellemzően előforduló taxonok egyedszámának alakulása a mintavételezések során

Taxon/Taxononkénti egyed szám	2011.05.01	2011.07.30	2011.09.24	2012.03.24	2012.06.06	2012.07.22	2012.09.22
Asellidae	19	61	9	21	6	0	23
Baetidae	77	75	10	12	5	71	270
Chironomidae	25	165	40	195	13	0	6
Elmidae	0	41	1	1	2	2	10
Ephemeraeidae	6	1	1	1	2	0	22
Gammaridae	155	1	184	191	56	14	139
Hydrobiidae	5	3	0	1	3	0	0
Hydropsychidae	7	32	2	1	0	0	6
Tabanidae	77	31	1	1	10	31	15

2. táblázat: A vizsgálati szakaszon talált taxonok száma, egyedszáma, Shannon diverzitás és Jaccard koeficiensértékei 2011-ben és 2012-ben

	2011	2012
Taxonszám (S)	28	23
Egyedszám (N)	1310	1066
Shannon diverzitás (H')	2,101	1,73
Jaccard hasonlósági koeficiens (J)	0,6306	0,5518

3. táblázat: A mintavételi hely minősítéséhez szükséges biológiai jellemzők időbeli változása

	2011.05.01	2011.07.30	2011.09.24	2012.03.24	2012.06.06	2012.07.22	2012.09.22
Talált taxonok száma (db)	20	22	9	16	12	6	19
Mintavételi hely összpontszáma	115	122	35	63	62	24	57
Taxonkénti átlagpontszám	5,75	5,55	3,89	4,30	4,43	4,00	5,11
Min sítés	Kiváló min ség	Kiváló min ség	Kevésbé szennyezett	Jó min ség	Jó min ség	Kevésbé szennyezett	Kiváló min ség
Vízmin ségi osztály	I.A.	I.A.	III.B	II.A	II.A	III.B	I.A

A változások pontosabb jellemzése érdekében a vizsgált szakaszon minden mintavételezést követően megállapítottuk a biológiai elemek alapján a vízminőséget is, az MMCP (Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer) módszert alkalmazva (KRISKA, 2003).

A biológiai minősítés romlásának, majd javulásának időbeli változását a 3. táblázat mutatja be.

Az 1. táblázat jól szemlélteti, hogy a kiemelt családok egyedszámának az eloszlása a mederrendezés előtt sokkal egyenletesebb volt. Az azt követő időszakban pedig főként a *Gammaridae* család egyedei domináltak a vett mintában. Dominanciájuk feltételezhető oka az iszapfogó kőgát mögötti részen megfigyelhető tápanyag feldúsulás és az áramlási viszonyok számukra kedvező megváltozása. A visszatelepülés során a *Chironomidae* lárvák számának növekedése, részben a szezonális adottságokkal, részben pedig azzal magyarázható, hogy nyárra érték el a petékből kibújó

lárva a kimutatható mérettartományt. A továbbiakban megfigyelt egyedszám csökkenésük főként a kirepüléssel indokolható. A *Baetidae* lárva felszaporodása mindenképp az áramlási viszonyok helyre állásával, az átmeneti - mondhatni nyers – aljzattal, a hozzáférhető tápanyag viszonylag magas mértékével, a lárva kimutatható méretűvé válásával, valamint (feltételezhetően) a nyitottabb, kevésbé árnyékolt mederrel lehet összefüggésben.

A mederrendezés előtt és azt követően talált családok fajtái nem különböztek egymástól, csupán egyedszámunkban láthattunk változásokat. Ugyanis a zavarás előtt és után a taxonok fajtái a szezonálisnak megfelelően jelentek meg.

A betelepülés üteme szempontjából előnyt jelent egy stabilabb, abiotikus hatásokkal szemben toleránsabb, érdekesebb felszínű, porózusabb agyag granulátumú mederaljzat. (OERTEL-NOSEK, 2006) A vizsgált szakaszon a nagyobb zavarás megszűnésével (2012. tavasz) megindult a vízi szervezetek kolonizációja. A tendenciát 2012 nyarán vélhetően a nagyobb árhullámok okozta abiotikus zavarás és/vagy további nem ismert antropogén hatások törhették meg. Tehát feltételezhetjük, hogy a napjainkban jellemző szélsőséges időjárási viszonyok tovább ronthatják a kolonizáció mértékét vagy megnehezítheti a vízi makrogerinctelenek életfeltételeit.

Egy mederrendezést követően a frissen kialakult szakaszokon természetes jelenség egy kevés fajból álló közösség létrejötte, melynek elemei kisebb- nagyobb abundanciával képviseltetik magukat az adott patakszakaszon. A zavarás megszűnésével – persze csak ha nem egy mesterséges meder kialakítása volt a cél – kisebb-nagyobb kilengésekkel valamilyen irányba elindul a közösség differenciálódása. A visszatelepülés részben lesodródással, részben pedig a vízből kibújó fajoknál, az imágók peterakása útján megy végbe. Fontos megjegyezni, hogy az áramló vízből kikelő rovarok esetében zömében a sodrási iránnyal ellentétes ún. "kompenzációs repülés" a jellemző, de nyilvánvalóan lefelé is mozoghatnak az egyedek. (HAUER-LAMBERTI, 2007)

4. Összegzés

A Rák-patak belterületén történt mederrendezésről összességében elmondható, hogy a projekt célkitűzéseinek eleget téve mentesítette a város ezen részét a jövőbeni vízkároktól. Mindezt úgy oldották meg a szakemberek, hogy a legtöbb igényt (műszaki, humán, esztétikai, ökológiai) kielégítették. A megmaradt viszonylag „természetesebb” mederaljzatnak, a Rák-patak fajgazdagságának és a gyors kolonizációs sebességnek köszönhetően a mederrendezés okozta negatív hatások vélhetően nem lesznek hosszú távúak.

Irodalomjegyzék

- ADAM, G. (1990): Bestimmungstabellen für die Larven der in Deutschland verbreiteten Baetidae (Ephemeroptera). Wasserwirtschaftsamt Weiden/Oberpfalz, unveröffentlichtes Manuskript, pp. 1-63
- ANDRIKOVICS, S., MURÁNYI, D. (2002): Az álkérészek (Plecoptera) kishatározója. – Vízi- és környezetvédelem 18., Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest pp. 236
- ASKEW, R.R. (2004): The dragonflies of Europe. (revised edition), Harley Books, Colchester
- BAUERFEIND, E., HUMPECH, U. (2001): Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera). Bestimmung und Ökologie, *Nat. Hist. Mus.* Wien, 239 pp.
- BAUERNFEIND, E. (1997): Discriminating characters in Central European species of *Ecdyonorus* Eaton, Landolt P. & m. Sartoni (eds.) Ephemeroptera & Plecoptera: Biology- Ecology- Systematics (=Proc. 8th Int. Conf. Ephemeroptera. Lausanne, 1995), Fribourg pp. 418-426
- CSÁFORDI, P., ERŐS, M., KALICZ, P., GRIBOVSZKI, Z., KISFALUDI, B. (2010): Sopron város Rák-patak vízgyűjtőjére eső része csapadékvíz-elvezetése. A részvízgyűjtők lehatárolása és a tájékozódó terepi mérések (2010. 08. 27 – 2010. 12. 01.). Előtanulmány. Készült a Sopron és Környéke Víz- és Csatornamű Zrt. megbízása alapján. NymE-EMK, GEVI, Sopron
- CSÁNYI, B. és SZEKERES, B. (2011): Folyó- és állóvizek minősítése makrozoobenton alapján, I. Mintavételi útmutató, Budapest

- CSÁNYI, B., JUHÁSZ, P., KAVRÁN, V., KOVÁCS, T. (2001): Vízi makroszkopikus gerinctelen állatok (makrozoobenton) határozókulcsai, Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, Budapest
- HAUER, F. ÉS LAMBERTI, G. (2007): Methods in Stream Ecology, 2nd Edition, ISBN: 978-0-12-332908-0, Academic Press, San Diego
- HEFTI, D., TOMKA, I., ZURWERRA, A. (1989): Revision of morphological and biochemical characters of the European species of the Ecdyonorus helvetic-group (Ephemeroptera, Heptageniidae), *Bull. Soc. Entomol. Suisse*, Vol. 62 pp. 329-344
- KONTSCHÁN, J., MUSKÓ, I. B., MURÁNYI, D. (2002): A felszíni vizekben előforduló felemáslábú rákok (Crustacea: Amphipoda) rövid határozója és előfordulásuk Magyarországon. *Fol. Hist.-nat. Mus. Matr.*, Vol. 26 pp. 151-157
- KRISKA, GY. (2003): Az édesvizek és védelmük, Műszaki Kiadó, Budapest, pp. 141-174.
- KRISKA, Gy. (2008): Édesvízi gerinctelen állatok határozója, Nemzeti Tankönyvkiadó
- NÓGRÁDI, S., UHERKOVICH, Á. (2002): Magyarország tegzesei (Trichoptera), Dunántúli dolgozatok (A) Természettudományi sorozat, Pécs, 1-387 pg
- OERTEL, N. és NOSEK, J. (2006): Makroszkopikus gerinctelen közösségeken alapuló biotikus indexek összehasonlítása, *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 14: 185-194.
- RICHNOVSZKY, A., PINTÉR, L. (1979): A vízcisgák és kagylók (Mollusca) kishatározója. *Vízügyi Hidrobiológia* 6: 206 pp.
- SOLDÁN, T., LANDA, V. (1999): A key to the Central European species of the genus *Rhithrogena* (Ephemeroptera: Heptageniidae), *Klapalekiana*, Vol: 38 pp. 25-37
- STEINMANN, H. (1984): Szitakötők - Odonata. *Fauna Hungariae* füzetek 160. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1-109 pp.
- TOMKA, I., RASCH, P. (1993): Beitrag zur Kenntnis der europäischen *Rhithrogena*-Arten (Ephemeroptera, Heptageniidae): *R. intermedia* Metzler, Tomka & Zurwerra, 1987 eine Art *alpestris*- Gruppe sowie ergänzende Beschreibungen zu fünf weiteren *Rhithrogena*-Arten, *Bull. Soc. Entomol. Suisse*, Vol. 66 pp. 255-281
- WARINGER, J., GRAF, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete, Wien: Facultas-Univ. Verl., 1-287 pp.
- ZWICK, P. (2004): Key to the West Palearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica*, Vol: 34 pp. 315-348

TERMŐHELYI ÉS MŰSZAKI SZEKCIÓ

BARTON Iván, CZIMBER Kornél, KIRÁLY Géza: A Sopron 182B erdőrésztlet (Roth féle száraló erdő) korona és újulat térképezése távérzékelési módszerekkel.....	61
BROLLY Gábor, KIRÁLY Géza, CZIMBER Kornél: Fejlesztések egyesfák dendrometriai jellemzőinek automatizált meghatározására földi lézerszennel adatokból.....	67
CZIMBER Kornél, KIRÁLY Géza, BROLLY Gábor: Légi lézeres letapogató adatfeldolgozó modul fejlesztése DigiTerra Map szoftverhez.....	73
CSÁKI Péter, GYIMÓTHY Kitti, KALICZ Péter, KISFALUDI Balázs, GRIBOVSKI Zoltán: Éghajlat-lefolyás modell kidolgozása a Zala vízgyűjtőjére.....	79
HAJDU Katalin, CZIMBER Kornél, KIRÁLY Géza: Fertő-tavi madárelőhelyek térképezése légi lézeres letapogató objektum alapú képfeldolgozása alapján.....	85
HORVÁTH Attila László, SZAKÁLOSNÉ MÁTYÁS Katalin, HORVÁTH Béla: Harveszteres fakitermelés normatáblázatai.....	91

A SOPRON 182B ERDŐRÉSZLET (ROTH-FÉLE SZÁLALÓ ERDŐ) KORONA ÉS ÚJULAT TÉRKÉPEZÉSE TÁVÉRZÉKELÉSI MÓDSZEREKKEL

BARTON Iván¹ – CZIMBER Kornél¹ – KIRÁLY Géza¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Földmérési és Távérzékelési Tanszék, Sopron
ivan.barton@student.nyme.hu

1. Bevezetés

A kutatás során a Sopron 182B erdőrésztben végeztünk erdészeti távérzékelési kutatást légi lézeres letapogatással (ALS, Airborne Laser Scanning) (WHER & UWE 1999). Az állományban 2013-2014-ben felvételre kerültek a 15 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb faegyedek földi módszerekkel (MOLNÁR et al. 2014). A hiányzó, jellemzően fiatal állományrészek elhelyezkedésének ismerete nélkül nem végezhető komplex vizsgálat a teljes állományra, csak annak egyes részére. A kutatási cél egy módszer kidolgozása a 15 cm mellmagassági átmérőt el nem érő állományrészek kimutatásához, valamint a már rendelkezésre álló felmért adatok segítségével automatikus korona felismerő algoritmusok paraméterezése a jövőbeli felhasználásához.

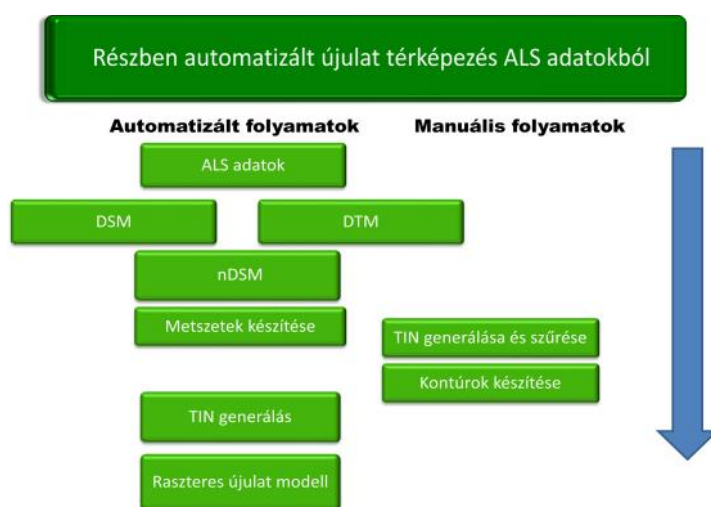
2. Anyag

A Sopron 182B erdőrésztben az 1920-as évek óta folyik erdőművelési kísérlet. A kísérlet Roth Gyula egykori professzor nevéhez fűződik, aki az aktuális irányzatoknak megfelelően (BIOLLEY 1920) egy szálaló vágásos kísérletet hozott létre. A kísérlet korábban nagyobb kiterjedésű volt és Asztalfői Szálaló kísérlet néven volt ismert. A XX. század során területe lecsökkent. Jelenleg Roth Gyula Emlékerdő néven ismét nagyobb területen folyik a kísérlet. A bükkös klímában elhelyezkedő állományban a bükk a jellemző fafaj. Mellette gyertyán, kocsánytalan tölgy és kevés fenyő elegy található. A szálaló kísérlet során kezdetben támadó-vonalakat vágtak az állományba. Ezt az erdőművelési és erdő felújítási módszert később Roth-féle vonalas szálalásnak nevezték el. Célja a termőhelynek megfelelő optimális fakészlet folyamatos fenntartása, és az elérhető legnagyobb növedék előállítása a gazdálkodás során. A kísérlet területén az idők során több mintavételes dendrometriai felmérés is készült, azonban ezek a módszerek homogén szerkezetű erdőkre alkalmazhatóak megfelelően. Az első átfogó és részletes felmérés 2013-2014-ben készült a területről, ahol már a faegyedek pozíciói és koronavetételei is felmérésre kerültek megbízható geometriai pontossággal (MOLNÁR et al. 2014). A felmérés során 16,8 ha területen összesen 3417 faegyed adatait mérték fel.

A kutatás során a légi lézeres letapogatás adatai használtuk. 2011. 07. 12-én és 2012. 03. 26-án készült ilyen felmérés a ChangeHabitats2 projekt keretében a területről. A felmérések során Riegl LMS-Q680 FWF (Full Wave Form – FWF) rögzítésére alkalmas szenzort alkalmaztak. A 2011-es felvételnél az állomány még lombos állapotban volt, ebből kifolyólag a többszintes állományban elsősorban a felső lombkoronák felszínéről ad információkat. A 2012-es felmérés lombtalan állapotban történ, így a FWF-nek köszönhetően hasznos információkat tartalmaz az állomány valamennyi szintjéről. A felmérés átlagos pontsűrűsége 36,4 pont/m² (<http://als.nyme.hu/>). Ebből az adathalmazból (pontfelhő) lehetséges volt az állomány alatt takarásban lévő 15 cm mellmagassági átmérőnél vékonyabb állományrészek lehatárolása és magassági modelljének elkészítése. Szintén ezen a 2012-es állományon hatékonyabban futtathatók az automatikus faegyed felismerő algoritmusok.

3. Módszerek

A felső lombkorona szint alatt lévő szintek kimutatására korábban több automatizált módszert is alkalmaztak (MUND et al. 2015, MÜCKE et al. 2014), ez azonban csak olyan állományokban alkalmazható, ahol a koronaszintek határozottan elkülönülnek. A Sopron 182B esetében, ahol több mint két generáció található, a koronaszintek gyakran egymásba érnek. A magassági gyakorisági eloszlás szerint nem egyértelmű a koronaszintek elkülönülése, ami alapján algoritmizálható lenne a folyamat. Ebből kifolyólag egy részben automatizált megoldást választottunk, ahol az adatok előkészítését és az eredmények létrehozását algoritmusok végzik, de a felhasználónak lehetősége van manuálisan az eredmények befolyásolására.

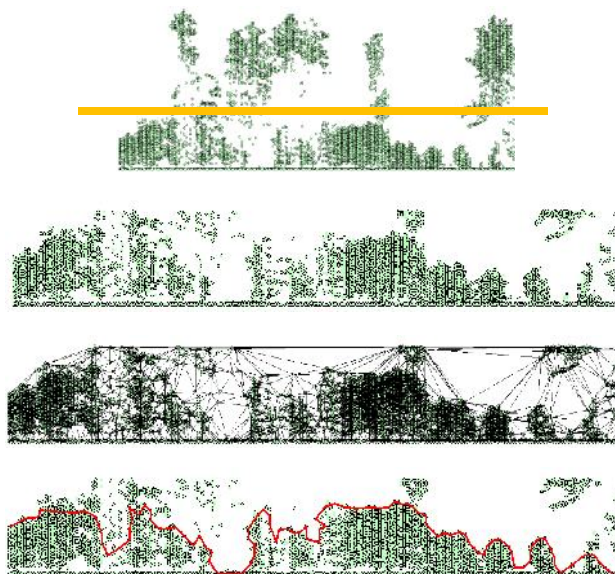


1. ábra: Részben automatizált újulat-térképezés munkafolyamata

Az előfeldolgozott ALS adatokból korábban létrehozott domborzatmodell segítségével normalizált ponthalmazt hoztunk létre. Ez a magas pontokból a domborzat kivonását jelenti. A már normalizált ponthalmazt egymástól 5 méterre lévő, K-NY irányú szelvényekre bontottuk. A metszeteket geoinformatikai programban megjelenítettük, majd a felső koronaszint pontjait kiszűrtük. Ez a szűrési magasság szelvényenként változó egy ilyen változatos állományban. A fennmaradó pontokra egy szabálytalan háromszög hálót generáltunk (TIN), ami megfelel a Delaunay feltételeknek (PFEIFER et al. 1996). Később ezeket a háromszögeket szűrtük a kerületük alapján. A tapasztalatok azt mutatták, hogy azok a létrejött háromszögek, amelyeknek 5 méternél nagyobb volt a kerülete, azok a sűrű, újulatot jellemző ponthalmazhoz nem kapcsolódnak szorosan. Ezután kellett elvégezni a manuális szűrést, amivel a további valószínűleg nem újulat pontokat kellett kiszűrni. A megmaradt háromszögek felső kontúrja adta meg az újulat magasságának profilját.

Az 5 méterenként létrehozott kontúrokból egy újabb TIN segítségével létrehoztuk az újulati szint magassági modelljét. A generált modellnek É-D-i irányban átlagosan 0,5 m, míg K-NY-i irányban 5 méter a felbontása. A modellt $1 \times 1 \text{ m}^2$ -es felbontásra simítva határozottan láthatóvá válnak az újulati szintben található magassági különbségek.

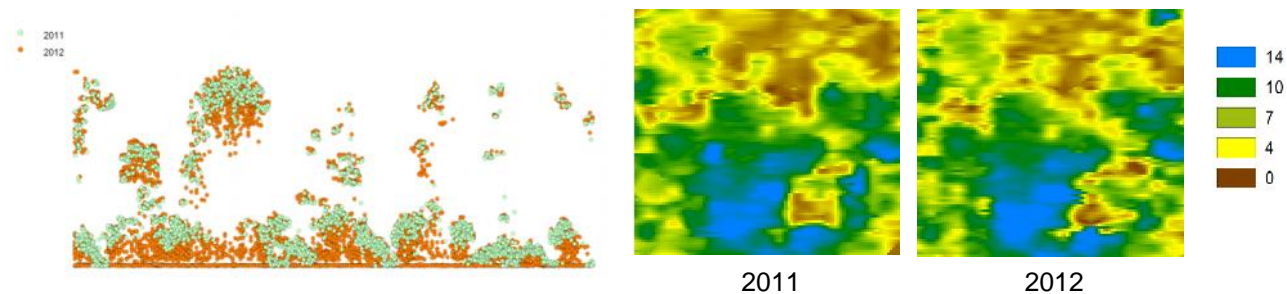
Az automatikus faegyed felismerő algoritmusok az ALS felvételen képesek elkülöníteni az egyes faegyedek koronavetületeit, valamint az ehhez tartozó fa magasságot. A koronavetület mérete és a mellmagassági átmérő a szakirodalom szerint szoros összefüggésben van (FEKETE 1949). A rendelkezésre álló földi mérésből származó adatokat referenciaként használva létre tudtuk hozni egy mellmagassági átmérő – koronavetület – magasság összefüggést. Az összefüggés készítéséhez azokat a bükk faegyedeket használtuk fel, amelyeknek az NHI_{mod} (BARTON 2015) mutatója 0,33 értéknél magasabb volt.



2. ábra: A K-NY irányú szelvényekbe eső pontfelhő szűrésének lépései

4. Eredmények

A módszert a 2011-es és a 2012-es felvételen is alkalmaztuk egy az erdőrészlet északnyugati 1 hektáros mintaterületén. A 2011-es felvételen 19,4 pont/m² a pontsűrűség, amin csupán a borított felszín látható nagy részben. Ezekben a helyeken a TIN szűrés több háromszöget távolítanak el, így a modell kis mértékben különbözik a sűrűbb, 2012-es felvételtől készültől.



3. ábra: A 2011-es és a 2012-es pontfelhő egy szelvénye és a mintaterületre létrehozott 1 $\hat{=}$ 1 m²-es felbontású magassági modellek

A két magassági modell statisztikai összehasonlítása során lineáris regresszióval 0,8-as r^2 értéket kaptam, ami összefüggést sugall a két modell között. A szóródási diagramot elemezve látható, hogy a 2011-es modell átlagos magassága nagyobb, mint a 2012-es modellé. Ez átlagosan kevesebb, mint 0,2 méter. A különbség szisztematikusnak vehető, ami a vegetációs időben és azon kívül készült felmérések közötti különbségből ered.

Az 1565 bükk faegyed adatainak felhasználásával a következő egyenlet készült a mellmagassági átmérő – koronavetület – magasság összefüggéshez (1):

$$d_{1,3}(\text{mm}) = 43,099 + 0,4027 x + 3,1618 y + 0,2675 x^2 + 3,5594 \cdot 10^{-5} x y - 0,0047 y^2 \quad (1)$$

ahol: x = magasság (m)
 y = koronavetület (m^2)

A kétváltozós felület illesztés esetén az ellenőrzésnél a Pearson féle korrelációs együttható 0,95 értéket adott a teljes állományra, így a későbbiekben ezt az összefüggést lehet alkalmazni a távérzékelte koronaátmérők és magasságok ismeretében.

Két olyan algoritmust paramétereztünk a munka során, amelyek az inverz vízgyűjtő elvén működnek (KIRÁLY et al. 2012). A FUSION (MCGAUGHEY 2012) szoftverbe integrált TreeVAW és a DigiTerra Map program Inverz vízgyűjtő eljárását hasonlítottuk össze. A paraméterezéshez egy a referencia adatokból generált normalizált magassági modellen (nDSM) futattuk az eljárásokat. Ez a modell a teljesen elsimított koronafelületeket tartalmazza, amivel kiküszöböltük a nagy koronákon található kisebb lokális maximumok hibáját. A két algoritmusnál a lokális maximumok körüli kereső sugarakat lehet parametrizálni. Alapvetően homogén állományokra alkalmazhatóak ezek az algoritmusok, de heterogén körülmények között is működnek, csak korlátozottan. Ebben az esetben vizuális interpretáció segítségével lehet az eredményt elfogadni vagy elvetni, ugyanis a referencia adatokhoz való statisztikai hasonlítás nem ad értékelhető eredményt. Ennek oka, hogy az normalizált modell (nDSM) amit használnak, nem kezeli a kitakart, alászorult és a szorosan egymás mellett álló faegyedeket. A TreeVaw eljárás esetén a következő egyenletet (2) használja fel az algoritmus (KINI et al. 2004) a megtalált lokális maximum (famagasság) körül:

$$\text{Koronakereső ablak mérete} = A + B \cdot ht + C \cdot ht^2 + D \cdot ht^3 + E \cdot ht^4 + F \cdot ht^5 \quad (2)$$

A DigiTerra Map először simítja a felületmodellt két 1D Gauss kernellel, majd meghatározza a lokális maximumpontokat, a keresési sugáron belüli pontokat összevonja. Ezután indul az iteratív lombkorona lehatároló eljárás a megmaradt maximumpontokból, amíg a besorolandó pontok és a maximumpont közötti eltérés a maximum küszöböt meg nem haladja (CZIMBER et al. 2015).

Tapasztalatok alapján a legjobb eredményt a következő paraméterekkel adják a szoftverek:

TreeWav: $A - 4.51503$; $B - 0.0$; $C - 0.0$; $D - 0.0001$; $E - 0.0$; $F - 0.0$

DigiTerra Map: Gauss simítás: 1.0; keresési sugár: 1.0; maximum küszöb: 20.0

A tapasztalatok alapján ezek a módszerek felügyelet nélkül nem alkalmazhatók még ilyen heterogén állományokon, így további fejlesztésükre van szükség, hogy ezeken a típusú bükkös állományokon is üzemszerűen használni lehessen.

5. Eredmények értékelése

A kutatás során sikerült egy részben automatizált távérzékelési módszert fejleszteni a vegyes korú bükkös állomány második és további lombkorona szintjeinek térképezésére, ami kevés manuális munkával megbízható eredményt adhat a teljes állományra. A rendelkezésre álló referencia adatok alapján egy megbízható összefüggést készítettünk a mellmagassági átmérő famagasság és koronavetület alapján történő meghatározására, amit fel lehet használni később az automatikus faegyed felismerő algoritmusok eredményeinek érvényesítésére és fatömeg számításra ALS adatokból. Ezek az algoritmusok jelenleg még nem állnak olyan szinten, hogy felügyelet nélkül alkalmazhatóak legyenek tetszőleges heterogén állományokon, azonban kijelölte a továbbfejlesztés irányát.

Irodalomjegyzék

- BARTON I. 2015: Egyes fák pozíciójának, lombkorona méreteinek geodéziai felmérése a Sopron 182B erdőrészletben, és geoinformatikai elemzése, Diplomamunka, Sopron, 2015
- BIOLLEY, H. E. 1920: L'aménagement des forets. Paris et Neuchatel
- CZIMBER K., KIRÁLY G., BROLLY G.: Légi lézeres letapogatás adatfeldolgozó modul fejlesztése DigiTerra Map szoftverhez, Kari Tudományos Konferencia kiadványa, Sopron 2015.
- FEKETE Z. 1949: A koronaátmérő és a mellmagassági átmérőkölcsönös viszonya, In: Erdészeti Lapok LXXXV/X. 1949. október. pp. 234–237.
- KINI, A. U., POPESCU, S. C. 2004. TreeVaw: A versatile tool for analyzing forest canopy Lidar data – a preview with an eye towards future. Kansas City, MO: SPRS Images to Decision: Remote Sensing Foundation for GIS Applications.
- KIRÁLY, G., BROLLY, G., BURAI, P. 2012: Tree Height and Species Estimation Methods for Airborne Laser Scanning in a Forest Reserve. In: Nicholas Coops, Mike Wulder (szerk.) Full Proceedings of SilviLaser 2012: 12th International Conference on LiDAR Applications for Assessing Forest Ecosystems. 492 p. Konferencia helye, ideje: Vancouver, Kanada, 2012.09.16-2012.09.19. Vancouver: pp. 260-270.
- MCGAUGHEY, R.J. 2012. FUSION (v3.21)/LDV: software for LIDAR data analysis and visualization. Unpublished report on file at USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, University of Washington, Box 352100, Seattle, WA 98195-2100.
- MOLNÁR D., BAZSÓ T., CZIMBER K., FRANK N., HORVÁTH T., FÁBIÁN F. 2013: Vegyeskorú erdőben végzett teljes Faállomány-felvétel Field-Map rendszer alkalmazásával, Nyugat-magyarországi Egyetem – Erdőmérnöki Kar – Kari Tudományos Konferencia 2013 Abstract kiadvány, pp 138
- MUND, J-P., WILKE R., KÖRNER M., SCHULTZ A. 2015: Detecting Multi-layered Forest Stands Using High Density Airborne LiDAR Data, In: GI_Forum Journal for Geographic Information Science, 1-2015
- MÜCKE W., HOLLAUS M. 2012.: Estimation of forest layer structure and canopy density using airborne laser scanning data, SilviLaser 2012, Vancouver, British Columbia, Canada
- PFEIFER, N., POTTMAN, H. 1996: Surface Models on the Basis of a Triangular Mesh – Surface Reconstruction, International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, 31(3) 638-643.
- WHER A., UWE L. 1999: Airborne laser scanning – an introduction and overview. ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing 54(2): 68-82

FEJLESZTÉSEK EGYESFÁK DENDROMETRIAI JELLEMZŐINEK AUTOMATIZÁLT MEGHATÁROZÁSÁRA FÖLDI LÉZERSZENNER ADATOKBÓL

BROLLY Gábor¹ – KIRÁLY Géza¹ – CZIMBER Kornél¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Sopron
gbrolly@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A földi lézeres letapogatás (lézershakkenelés, TLS) a faegyedek felmérésének ígérates módszere. Az elsődleges adatok közvetlen térbeli jellege, részletessége, helyzeti pontossága, valamint a feldolgozás automatizálhatósága objektív és hatékony adatgyűjtést biztosít. Ezen felül olyan dendrometriai jellemzők meghatározását is lehetővé teszi, amelyeket hagyományos eszközökkel körülményes megmérni. A TLS egyik lehetséges gyakorlati alkalmazását a légi távérzékeléssel nyert adatok kalibrációjához szükséges referenciaadatok biztosításában látjuk.

Az elmúlt évek kutatásai során több automatizált eljárás is született a faegyedek ponthalmazból történő kimutatására, valamint a fa térbeli modelljének és méretadatainak levezetésére. Bebizonyosodott, hogy a TLS adatok feldolgozása során elérhető pontosság kedvező körülmények között meghaladhatja a klasszikus mérőeszközök által nyújtott becslési pontosságot. Az egyes eljárások között azonban továbbra is jelentős a különbség abban a tekintetben, hogy milyen állománystruktúrákban képesek megbízható és pontos eredményt nyújtani.

A gyakorlat szempontjából ígérates irányt képviselnek azok a törekvések, amelyek változatos korosztály-szerkezetű, aljnövényzettel rendelkező, lomb- és fenyőelegyes állományokban is alkalmazható megoldások létrehozására törekszenek. A bemutatásra kerülő fejlesztések alapja egy saját fejlesztésű alkalmazásgyűjtemény, ami síkbeli és térbeli adatmodellek felhasználásával, a hazai természetszerű erdőállomány-viszonyokra optimalizáltan szolgáltatja az egyes fák helyzeti és méretadatait (BROLLY 2013).

Az elmúlt két év fejlesztési irányát két tudományos projekt, a szlovák-magyar együttműködésben megvalósuló INMEIN, valamint a Finnish Geospatial Institute által koordinált „Benchmarking on Terrestrial Laser Scanning for Forestry Applications” határozta meg. A fejlesztés célja egy új alkalmazás létrehozása, ami

- (1) térbeli alapon képes faegyedek felismerésére,
- (2) az eddigieknél pontosabb famagasságbecslést tesz lehetővé,
- (3) a törzs tetszőleges magasságában képes a törzsátmérő meghatározására.

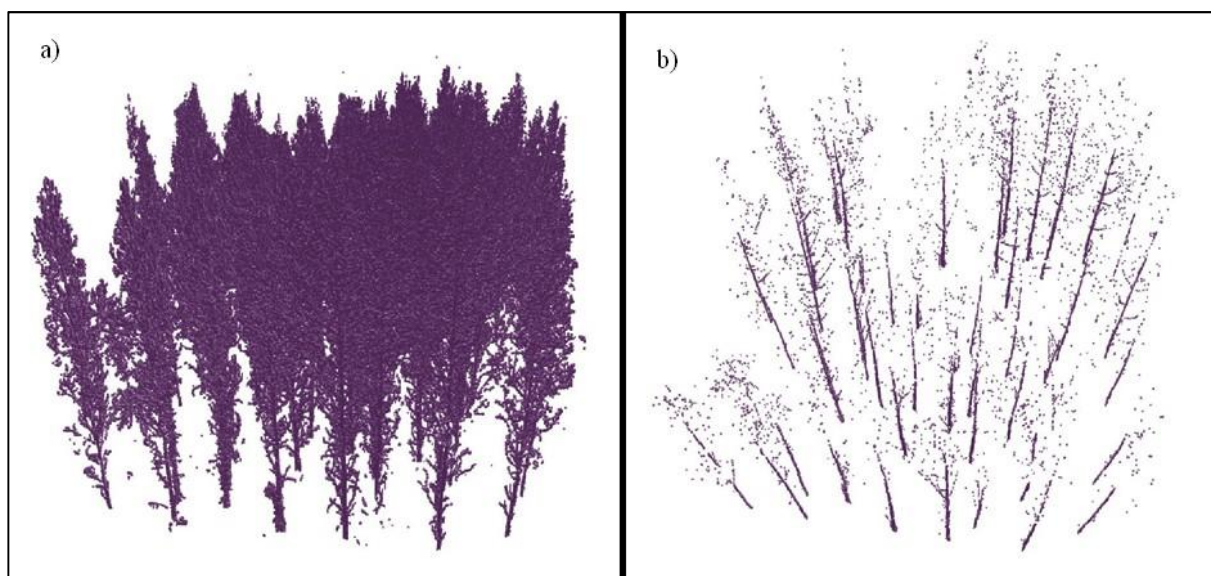
Az eljárások pontosságvizsgálata három szigetközi és huszonnégy finnországi felmérés alapján történik, amelyek eredménye 2016 elejére várható. Munkánkban az új alkalmazás három legjelentősebb fejlesztési lépését mutatjuk be.

2. Felületek szűrése

Az adatgyűjtés eredményeként előállított ponthalmazt szabályos térbeli rácsszerkezetbe; voxeltérbe rendezzük. A feldolgozás alapegységei a voxelek, vagyis a rácsot felépítő kocka alakú cellák. Az adatgyűjtés eredményeként előállított ponthalmaz csak a felmért felületek koordinátáit tartalmazza, a felület jellegéről nincs közvetlen információ, így a voxeltérben sem tudjuk a törzseket és az ágakat felépítő voxeleket megkülönböztetni. A fák elkülönítéséhez szükség van a törzs felületét leíró voxelek szűrésére.

Egy álláspontból végzett felmérés esetén a felvételi geometriának, a szenzor helyének, és az adatgyűjtés névleges pontsűrűségnek az ismeretében minden voxelre kiszámítható a cella térfoga-

tában várható pontmérések maximális száma – feltételezve, hogy a voxelről minden jel visszaverődik és detektálható. A számítást BIENERT és társai (2007) korábban már kidolgozták, de csak síkbeli és vízszintes esetre. Módszerüket kiterjesztettük az általános térbeli megoldásra, ami a teljesen átlátszatlan voxeleknél várható maximális pontszámot eredményezi. A tényleges és várható mérések számának aránya a reflektáló felület és a voxel síkmetszetének terület arányára ad becslést. Az eljárásban alkalmazott 5 cm-es voxelmérethez viszonyítva kiterjedt törzsek felülete a voxeleket teljesen átlátszatlanná teszi a lézer számára, míg a vékonyabb ágak, cserjék a voxelen átmenő méréseknek csak egy részét verik vissza. A voxelekbe zárt pontkoordináták arányára vonatkozó küszöböléssel tehát a reflektáló felületek kiterjedés szerinti szűrését végezhetjük el (1. ábra). Az eljárás hatékonynak bizonyult annak ellenére, hogy az általunk alkalmazott konstans szögfelbontású felmérési geometriával a ténylegesen várható ponteloszlás csak közelítően határozható meg. Figyelmen kívül hagytuk továbbá, hogy az egyes növényi felületek egymást is takarhatják, ami a koronában gyakori jelenség. A módszer a feldolgozási eljárás korai szakaszában alkalmazható, könnyen paraméterezhető, eredménye egyszerűen szemléltethető. Mivel a szűrés töredékére csökkenti a fák felismeréséhez szükséges voxelek számát, az eddigiekhez képest jelentősen gyorsabb feldolgozást eredményez.



1. ábra: Eredeti mérési adatok voxel reprezentációja (a), és az elméleti pontszám 75%-os küszöbölésével szűrt felületek, ami jól használható a törzsek automatikus kimutatására (b)

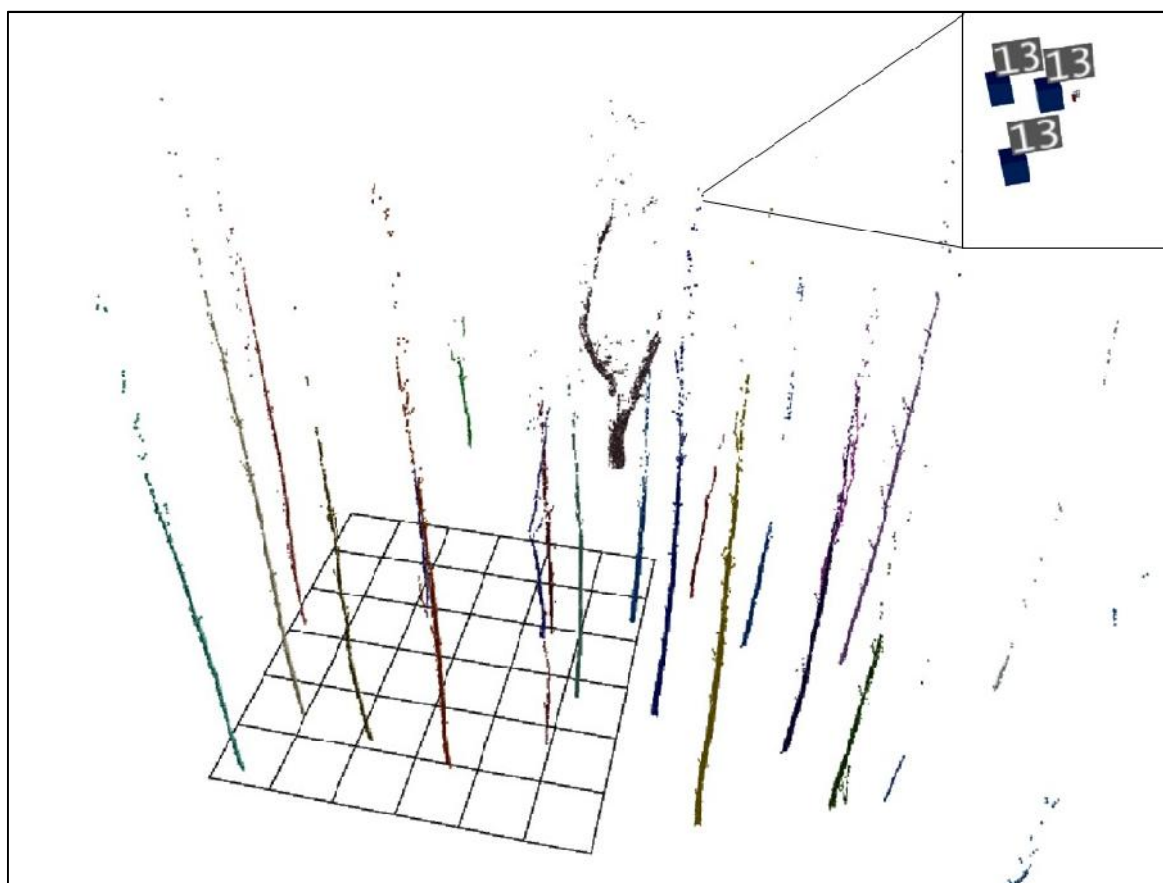
3. Régiónövelés szerkezeti elemmel

A voxel adatszerkezetben reprezentált objektumok alaki sajátosságai a voxelekből felépülő régiók szintjén vizsgálhatók igazán hatékonyan. Például a törzs, a nagyobb ágak és a lombkorona elkülönítése csak régiók szintjén lehetséges, egy önmagában tekintett voxel besorolása még szűk környezetének ismeretében sem vezet biztos eredményre. Egy régió létrehozásához mindig meg kell adni egy kiindulási cellát (seed) és egy egyedi régióazonosítót (label), amit a szomszédos celláknak átadunk. Ennek legegyszerűbb módja az egymással érintkező voxelek sorban történő felkeresése, ezt valósítja meg a klasszikus CCL algoritmus. Lézerszkennelés során, a kitakarások miatt mindig vannak adathiányos térrészek, ezért a régiók létrehozásának olyan módszerére van szükség, ami a magasabb fokú szomszédsági viszonyokat is figyelembe veszi. Korábban a cellák körüli védőzóna létrehozásával definiáltuk a régiónövelés során megengedett hézagátugrás mértékét (BROLLY &

KIRÁLY, 2010), ami síkbeli eljárásokban jól működik, térbeli eljárásnál már nem elég hatékony. Fejlesztésünkben a régiónöveléshez szükséges magasabb fokú szomszédsági környezetet egy – a felhasználó által választott – szerkezeti elem (térbeli kernel) definiálja, ami az alábbi előnyökkel jár:

- Nincs szükség a régiók hierarchikus szintjeire, a folytonos és töredezett régiók előállítása teljesen azonos módon történik.
- A régiónövelés időben párhuzamosítható, azaz minden régió egyszerre terjed szét, ami csökkenti annak a lehetőségét, hogy egy régió több azonosított objektumot is magába zárjon. Például a régió egyik fáról átterjedjen egy másik fára, ha azok ágai összeérnek.
- A régiónövekedés sebessége irányonként eltérő lehet (anizotrópia), ezáltal befolyásolni tudjuk a létrejövő régiók alakját. Például törzsek modellezéséhez olyan régiók létrehozására törekszünk, amelyek függőleges irányban elnyújtottak.

A régiónövelés eredményeként az egyes törzseket egyedi régiókba sorolt voxelek reprezentálják (2. ábra).

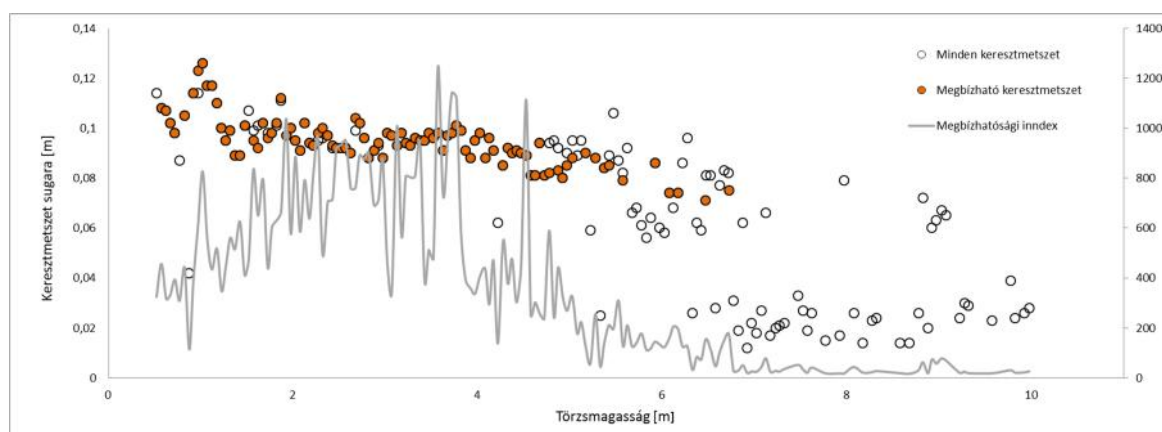


2. Ábra: A régiónövelés eredménye, hogy az azonos törzshöz tartozó voxelek egy adott tematikus osztályba kerülnek, amit az ábrán a voxel színe jelenít meg. A régiónövelés a közvetlenül nem kapcsolódó voxeleket is kezeli. A program vizualizációt szolgáló alkalmazásával a régió színe mellett a numerikus azonosítója is megjeleníthető (belső kép).

4. Törzsátmérők becslése

A földi lézeres letapogatás a teljes fára vonatkozóan térbeli adatokat szolgáltat, amelynek előnye, hogy a törzs vagy akár a teljes fa alakhűen modellezhető. Korábbi munkánkban a törzsek keresztmetszetét különböző magasságokban körrel közelítve a törzsek térbeli vizualizációjára mutattunk példát (KIRÁLY & BROLLY 2008). Jelenlegi célunk egy olyan módszer kidolgozása, ami a gyakorlat számára használható pontosságú átmérő-meghatározást nyújt a törzs tetszőleges magasságában. PUESCHEL et al. (2013) vizsgálataiból tudjuk, hogy a törzsátmérő meghatározásának pontossága leginkább úgy növelhető, ha a meghatározás magasságának környezetében lévő átmérőket is figyelembe vesszük. Eljárásunkban a törzsek keresztmetszetét körrel modelleztük, amelynek paramétereit geometriai illesztéssel határoztuk meg. A körillesztéshez a törzsként azonosított voxelek belsejében található eredeti pontméréseket használtuk. A körillesztést a voxeltér valamennyi magassági szintjére elvégeztük, vagyis a keresztmetszetek 5 centiméteres vastagságúak. Az oldalágak miatt a törzs keresztmetszetét leíró modell nem csak a törzs palástjáról visszaverődött méréseket, hanem ún. kiugró pontokat is tartalmazhat, amelyek hibával terhelik a becslés eredményét. Hasonló hatása van a kitakarások miatt fellépő részleges adathiánynak, ami üres voxeleket eredményez a törzs helyén, így a valósnál kevesebb mérést vonunk be a körillesztésbe.

Egy adott magasságban a körillesztés jóságának leggyakrabban használt indikátora a maradék eltérések szórása. Ez azonban kevés pont esetén félrevezető lehet, ezért a megbízhatóság számszerűsítésére a pontszám és a maradék eltérések szórásának hányadosát vezettük be. Csak azokat a köröket vesszük figyelembe az átmérő-meghatározás során, amelyek megbízhatósági indexe meghaladja a törzs egészére számított megbízhatósági indexek számtani átlagát (3. ábra). Az átmérő-meghatározás maximális magassága a legfelső megbízhatónak minősített kör magassága. A kívánt magasságban a törzsátmérőt a fölötte és alatta fél méterrel található, megbízható körök átmérőjének átlagolásával simítjuk. A törzs ilyen módon történő modellezésének egyik hozadéka, hogy az alsó részükön takart törzsek térképi pozíciójára is tudunk becslést adni a legalacsonyabban detektált keresztmetszeti kör középpontjának függőleges irányú vetítésével. Az így becsült pozíció pontossága a törzs ferdeségétől, és a detektálási magasságtól függ.



3. ábra: Egy törzs sugarának becslése különböző magasságokban. A megbízható becslések a másodlagos ordinátán ábrázolt index alapján kerültek leválogatásra. Ennél az egyednél a törzsátmérők 6,5 méteres magasságig megbízhatóan becsülhetők. Fölötte, láthatóan, a becslések túlnyomó része durva hibával terhelt.

5. Összefoglalás

Munkánkban bemutattuk azokat a fejlesztéseket, amelyek egy álláspontból, földi lézeres letapogatóssal készített felmérések alapján, az eddigieknél hatékonyabb megoldást kínálnak a fák térképi helyének, magasságának, valamint – új leíró adatként – a törzs tetszőleges magasságban mért átmérőjének becslésére. Az eljárás voxel adatmodellre épül, a törzsátmérők meghatározása osztályozott pontmérések alapján, síkbeli körillesztéssel történik. Az eljárás pontosságvizsgálata változatos összetételű és szerkezetű faállományokban végzett felmérések alapján történik a „Benchmarking on Terrestrial Laser Scanning for Forestry Applications” nemzetközi projektben, amelynek eredménye 2016 elejére várható.

Köszönetnyilvánítás – A fejlesztések jelentős része az INMEIN (HUSK/1101/1.2.1/0141) „Innovatív módszerek a Dunamenti ártéri erdők leltározására és monitorozására korszerű térbeli távérzékelési technológiák segítségével” projekt keretében történt.

Irodalomjegyzék

- BIENERT, A., SCHELLER, S., KEANE, E., MOHAN, F. & NUGENT, C. (2007): Tree detection and diameter estimations by analysis of forest terrestrial laserscanner point clouds. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36 (3/W52) 50-55
- BROLLY, G. (2013): Locating and parameter retrieval of individual trees from terrestrial laser scanner data. Doktori (Ph.D) értekezés, NYME, Erdőmérnöki Kar, Sopron. 104 p.
- BROLLY, G. & KIRÁLY, G. (2010): Algorithm for individual stem mapping from terrestrial laser scanning. *Proceedings of 10th International SilviLaser Conference on LiDAR Applications for Assessing Forest Ecosystems*. 14-17.09.2010., Freiburg, Germany. 641-657
- KIRÁLY, G. & BROLLY, G. (2008): Modelling single trees from terrestrial laser scanning data in a forest reserve. *The Photogrammetric Journal of Finland*, Vol 21, No. 1, p.37-50.
- PUESCHEL, P., NEWNHAM, G., ROCK, G., UDELHOVEN, T. WERNER, W. & HILL, J. (2013): The influence of scan mode and circle fitting on tree stem detection, stem diameter and volume extraction from terrestrial laser scans. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 77, 44-56

LÉGI LÉZERES LETAPOGATÁS ADATFELDOLGOZÓ MODUL FEJLESZTÉSE DIGITERRA MAP SZOFTVERHEZ

CZIMBER Kornél¹ – KIRÁLY Géza¹ – BROLLY Gábor¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet,
Földmérési és Távérzékelési Tanszék, Sopron
czimber.kornel@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A légi lézeres letapogatást (Airborne Laser Scanning – ALS), mint korszerű és nagytömegű távérzékeléses adatgyűjtési eljárást, mind gyakrabban alkalmazzák faállományok felmérésében, nagyterületű erdőleltározásban. A szakirodalom különféle eljárásokat fejlesztett ki az ALS pontokból felületmodellek előállítására, és több módszer ismert az egyes fák felismerésére is (BROLLY 2014, SAČKOV 2014, KIRÁLY 2012). Az egyre inkább megfizethető technológiának köszönhetően számos adathalmazzal rendelkezünk, de a feldolgozó szoftverek még mindig drágák, szeparált modulokkal rendelkeznek, nem illeszkednek térinformatikai rendszerekbe, nagy erőfeszítéseket kíván a továbbfejlesztésük. Ezért döntöttünk úgy, hogy az INMEIN projekt keretén belül, a több éve kutatásokban és oktatásban is használt DigiTerra Map programhoz egy új feldolgozó modult tervezünk (NYME, EMK, GEVI, FIT) és fejlesztetünk ki (DigiTerra Kft). A fejlesztés során az ALS modulban két nagyobb eljárás kapott helyet, de több kisebb programmódosítás is történt.

2. Felületmodellezés

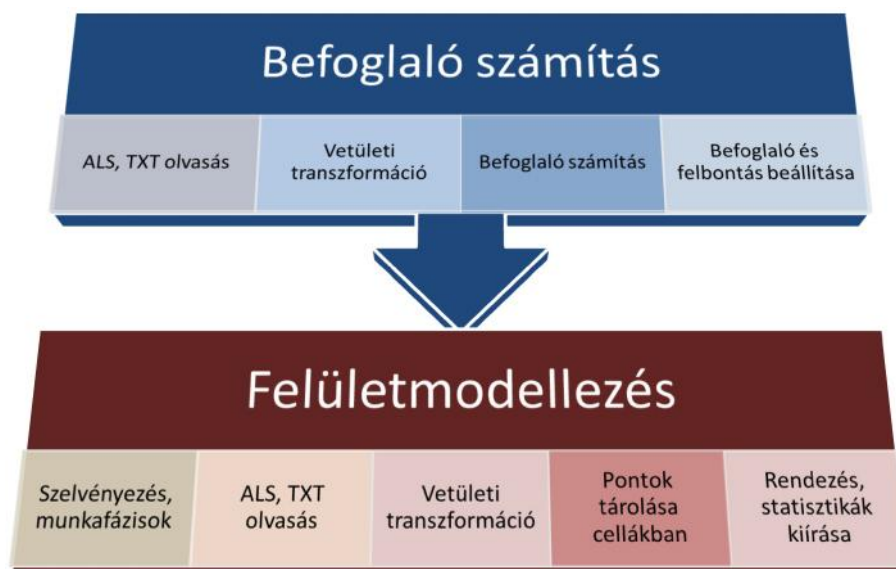
A két kifejlesztett eljárás közül az első a felületmodell előállítását végzi ALS adatokból. A modul képes egy vagy több fájlt megnyitni és az előre definiált felbontás és befoglaló, vagy adott szelvényezési beállítás mellett felületmodellek sorát előállítani. A felületmodellező felhasználói felülete végigvezet a szükséges lépéseken (1. ábra).



1. ábra: ALS felületmodellezés lépései

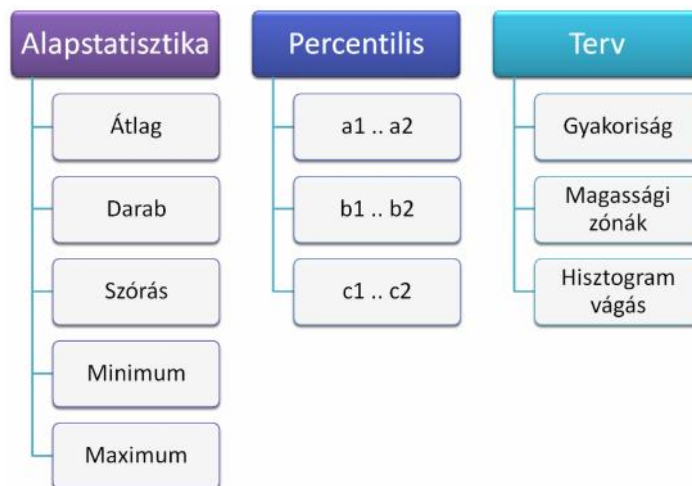
A forrásállomány befoglaló méretének, vetületi rendszerének meghatározását egy segédmodul végzi az állomány részleges átolvasása után. A befoglaló méret és a felbontás alapján a modul felbontás méretű cellákat hoz létre, melyekbe gyűjti a forrásállományok pontmagasságait. A beol-

vasás után minden egyes cellában magasság szerint rendezi a pontokat és a kiválasztott statisztikákat kiszámítja, majd az eredmény raszteres felületmodellbe sávonként kiírja (2. ábra).



2. ábra: ALS felületmodellező működése

A felületmodellező alapvető statisztikai (átlag, darab, szórás, minimum, maximum), és tetszőleges beállítású percentilis felületeket tud létrehozni a betöltött és rendezett pontok alapján. A percentilisek megadása két százalékkértékkel történik, a program a tartomány átlagát határozza meg. Tervezés alatt áll gyakoriság, magassági zóna és vertikális hisztogram vágásán alapuló felületmodell létrehozás, valamint lokális polinom illesztés.



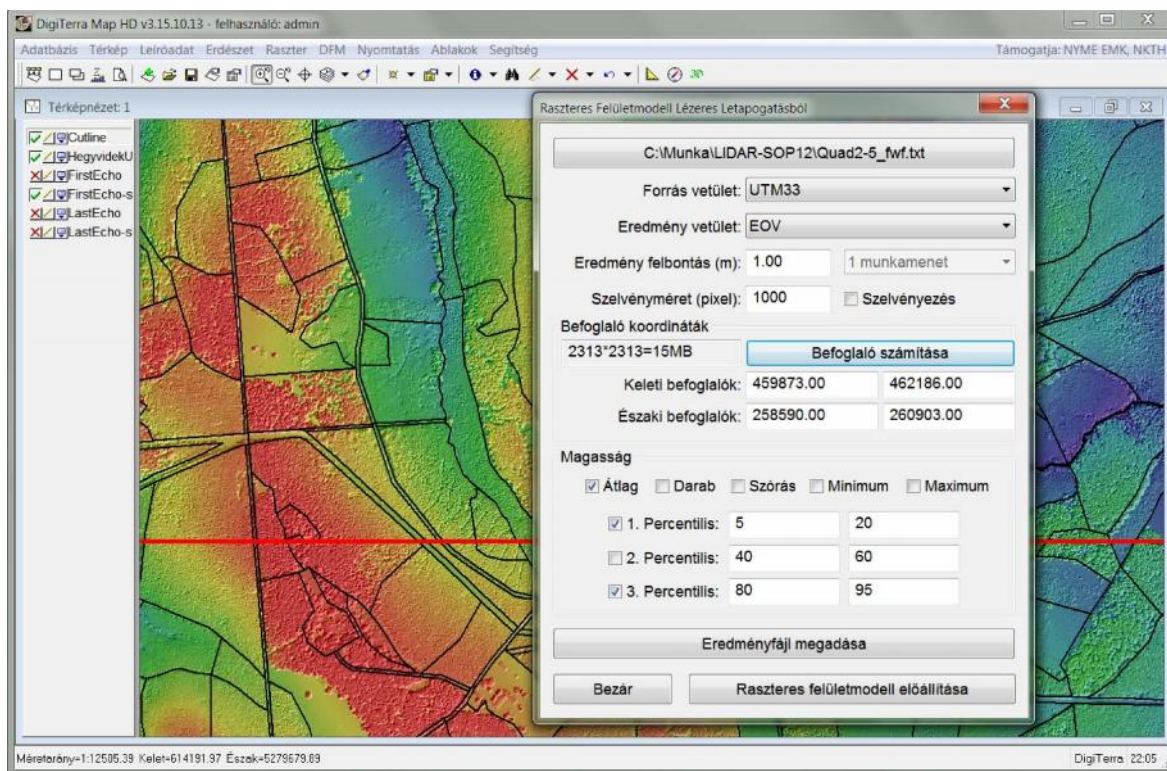
3. ábra: ALS felületmodellezővel előállítható magassági modellek

A modul fejlesztésénél nagy gondot kellett fordítani az optimális memória felhasználásra. A fejlesztés folyamán a különböző állományoknál a következő gondokat kellett leküzdeni:

- Átlós repülés miatt a felületmodell 90%-a kihasználatlan. Ezért be kellett vezetni a szelvényezést, amely a felületmodellt sorokra, majd rácsokra bontja, és ezen belül foglal csak memóriát.
- A szelvényezés ellenére előfordulnak olyan nagy (több tíz GB-os) állományok, amelyeket a 2GB-os memóriakorlát miatt csak több munkamenetben tud a modul megoldani. A

szelvényezés és a munkafázisok kombinálhatók. Később a 64 bites portolás itt megoldást jelenthet.

Számos mintaállományon történő tesztelés után a végeleges modul elkészült (4. ábra), mely több munkamenetben, paraméterezzhető szelvényezéssel maximum 8 féle felületet tud előállítani és kiírni.



4. ábra: Elkészült felületmodellező modul működés közben

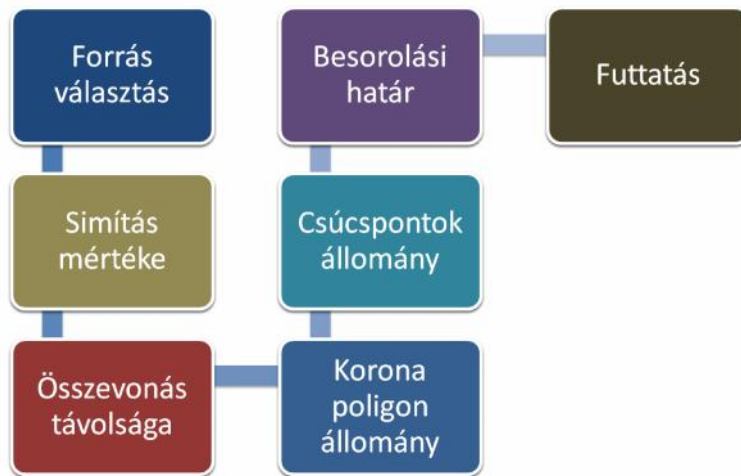
3. Lombkorona felismerés

Az ALS modul másik funkciója a vízgyűjtő lehatároló algoritmushoz hasonló fordított eljárás (IWS), mely az erdőterületekről készített légi letapogatásból előállított lombkorona modellből képes az egyes fákat felismerni. A modul használata során ki kell választani a borított felszínmodellt, meg kell adni a simítás mértékét, a facsúcsok összevonási távolságát és a lombkorona pontok besorolási magasságkülönbségét. Az eredmény a facsúcsok pontállománya és a lehatárolt lombkorona poligon állománya lesz (5. ábra).

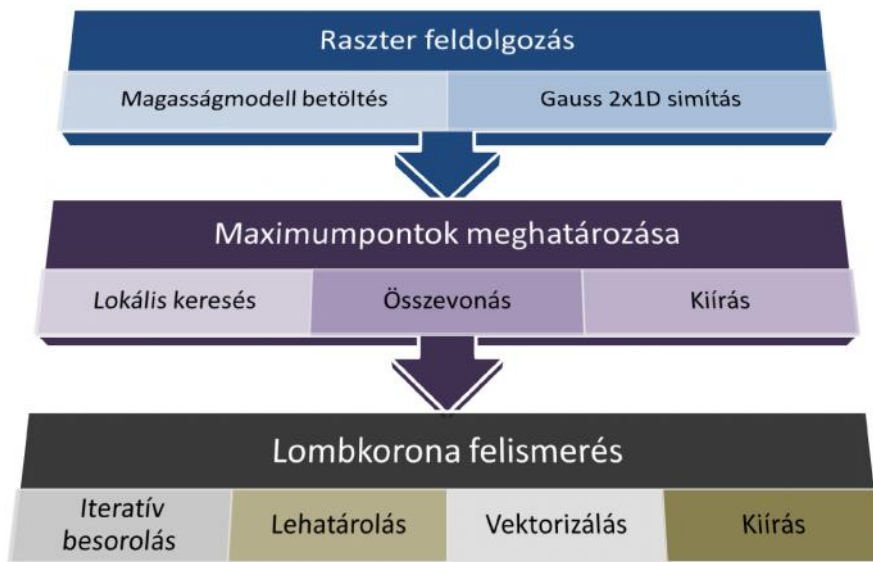
A modul első lépése a felületmodell betöltése és simítása két egy dimenziós Gauss kernellel. Második lépés a lokális maximumpontok keresése, távolság alapú összevonása majd kiírása. Harmadik lépés a lokális és összevont maximumpontokból kiinduló alacsonyabb pixelek iteratív besorolása, majd vektorizálása és kiírása (6. ábra).

Több mintaállomány tesztelése, számos simítási, összevonási és iteratív besoroló eljárás vizsgálata után a modul elnyerte végleges formáját és működését (7. és 8. ábra). A modul fejlesztésénél külön gondot kellett fordítani az üres (null) pixelek kezelésére, simítására.

A modul segítségével közvetlenül meghatározható faállomány jellemzők a fa magassága, a törzsszám, és a faegyed lombkorona mérete. Ezek alapján következtethetünk a faegyed átmérőjére és fatömegére. Ezt megfelelő számú földi referenciaméréssel kell megtámogatnunk. A lombkorona alakja szerint a fenyő és lombos egyedek elkülöníthetők.



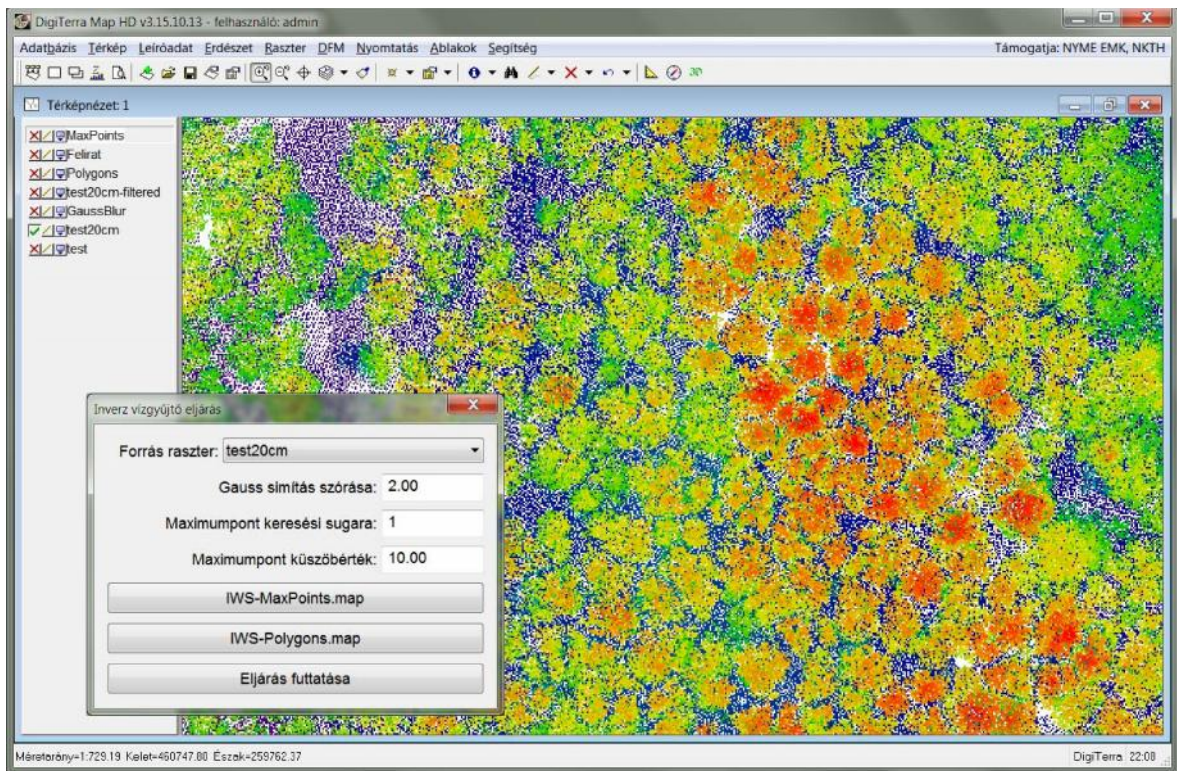
5. ábra: Faegyedek és lombkorona felismerés lépései



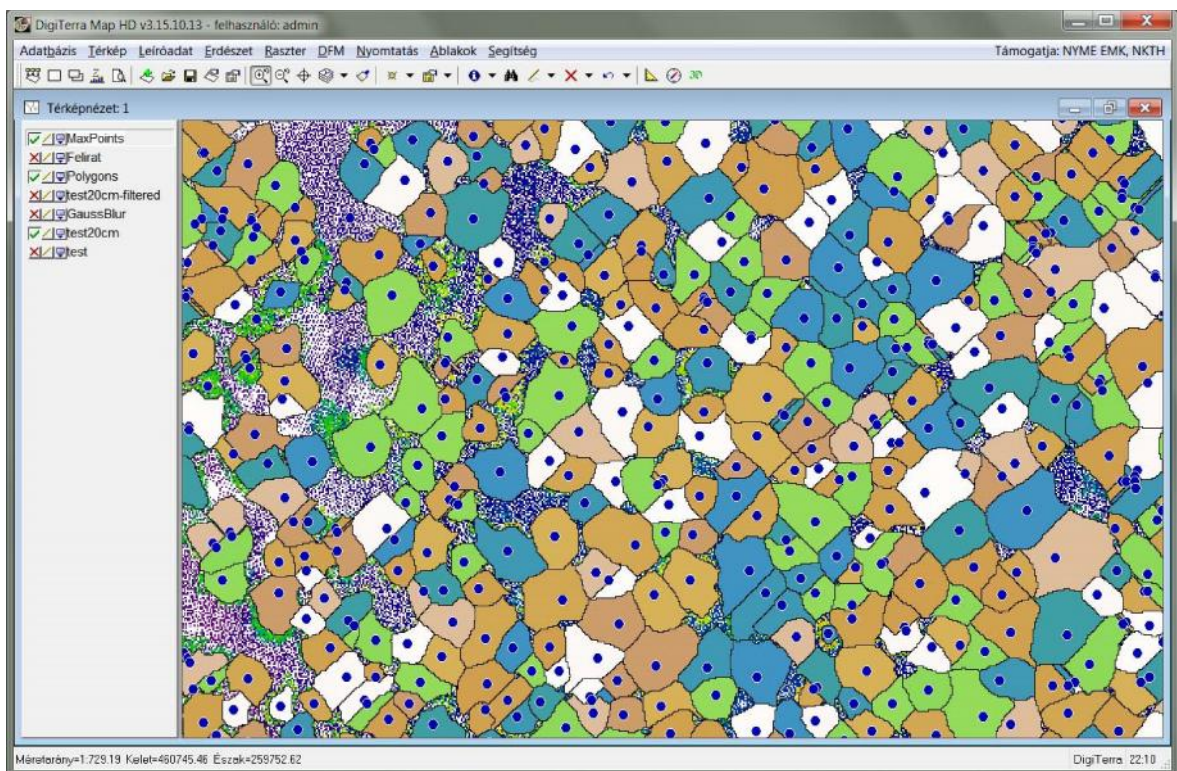
6. ábra: Lombkorona felismerő modul működése

4. Összefoglalás

A fejlesztés során létrejött két modullal hatékonyan dolgozhatók fel az erdőterületekről készült légi lézeres letapogatás nagyméretű állományai. A fejlesztésnek köszönhetően új elemzési módszerek gyorsabban beépíthetők, könnyebben kivitelezhetők, az eredmények térinformatikai környezetben vizsgálhatók. A közeljövőben valószínűsíthető tovább-fejlesztés a felületek kötegelt előállítás, a többféle magassági statisztika, és vertikális hisztrogram vágás, az ALS pontokra lokális felületek illesztése, a lombkorona alakjának felismerése, esetleg a program 64 bites portolása a 2GB-os korlát leküzdése miatt.



7. ábra: Kiindulási lombkorona felszínmodell és a futási paraméterek megadása



8. ábra: A felületmodellből meghatározott facsúcsok és lombkoronák

Irodalomjegyzék

- BROLLY Gábor, KIRÁLY Géza (2013): Borítottfelszín-modellek (DSM) előállítása légi lézeres letapogatási adatok másodfokú felületelemekkel történő approximációjával, In: BIDLÓ A., HORVÁTH A., SZÚCS P. (szerk.) IV. Kari Tudományos Konferencia, pp. 338-342.
- SAČKOV I, BUCHA T, KIRÁLY G, BROLLY G, RAŠI R (2014.): Individual tree and crown identification in the Danube floodplain forests based on airborne laser scanning data, In: Proceedings of the 34th EARSeL Symposium: Remote Sensing for forestry applications, Warsaw
- Géza KIRÁLY, Gábor BROLLY, Péter BURAI (2012): Tree Height and Species Estimation Methods for Airborne Laser Scanning in a Forest Reserve, *SilviLaser 2012: 12th International Conference on Li-DAR Applications for Assessing Forest Ecosystems*. Vancouver, pp. 260-270.

ÉGHAJLAT-LEFOLYÁS MODELL KIDOLGOZÁSA A ZALA VÍZGYŰJTŐJÉRE

CSÁKI Péter¹ – GYIMÓTHY Kitti¹ – KALICZ Péter¹ – KISFALUDI Balázs¹ – GRIBOVSZKI Zoltán¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Sopron
csaki.peter@student.nyme.hu

1. Bevezetés

Hosszabb időszakot tekintve elmondható, hogy Magyarországon a lehulló csapadék (P) nagyjából 90%-a az evapotranszspiráció (ET) révén visszakerül a légkörbe, és csak egy kisebb rész (körülbelül 10%) jut a felszín alatti és felszíni vízkészletek utánpótlódására. Ez utóbbi a hosszabb időtávra felírható egyszerűsített vízháztartási egyenlet lefolyás (R) tagja:

$$P = ET + R \quad (1)$$

ahol minden tag mm-ben értendő egy adott időintervallumra vonatkozóan.

Jogosan vonható le a következtetés, hogy a hidrológiai körfolyamat jobb megismeréséhez elengedhetetlen a párolgás minél pontosabb meghatározása. Emellett a segítségével az éghajlatváltozás kutatásához megbízhatóbb klimatikus előrejelzéseket lehet készíteni (KOVÁCS 2011).

A kutatás célja egy modell kidolgozása, amellyel a párolgás és a lefolyás becsülhető a jövőre, térben osztott módon.

2. Vizsgálati módszerek

A párolgás meghatározásának egyik legkorszerűbb módszere a CREMAP kalibráció-mentes területi párolgásmodell (SZILÁGYI ÉS KOVÁCS 2011), mely a Terra és az Aqua műholdak MODIS felszíni hőmérséklet-adatait használja fel. A modellel KOVÁCS (2011) készített Magyarországra 1 km² térbeli felbontású, havi aktuális evapotranszspiráció (ET_A, mm/év) térképeket a 2000 és 2008 közötti időszakra. Ezek felhasználásával állítottuk elő Magyarország kilencéves átlagos aktuális párolgás térképét, melynek a vizsgálati területre eső része látható az *1.a. ábrán*. A kilencéves lefolyástérkép (*1.b. ábra*) az egyszerűsített hidrológiai egyenlet alapján (*1. egyenlet*) lett szerkesztve a kutatás során rendelkezésre álló csapadéktérkép (CARPATCLIM) és az aktuális párolgás térkép felhasználásával.

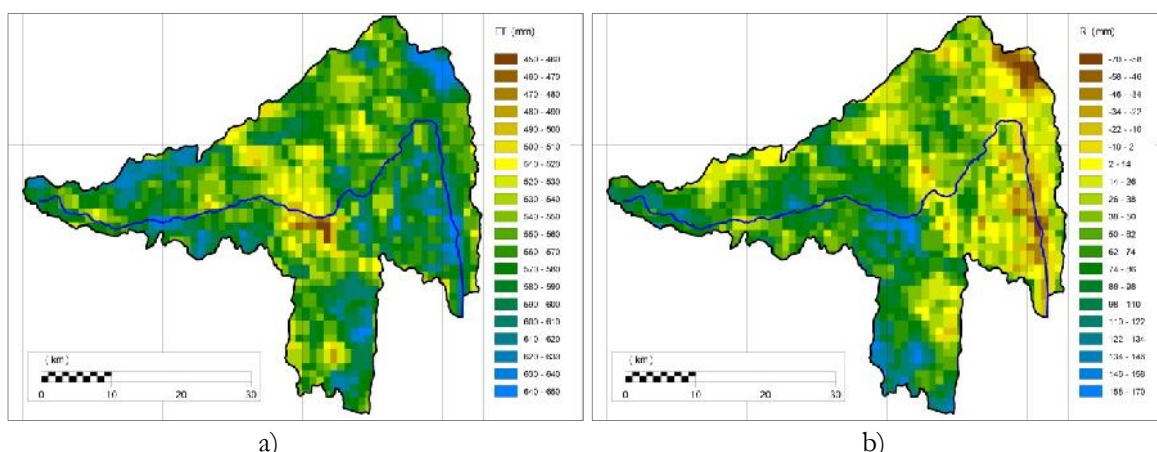
A klímaváltozás vízkészletekre gyakorolt hatásának értékeléséhez egy éghajlat-lefolyás modell került kidolgozásra.

A Budyko-modellt (BUDYKO 1974) gyakran használják a területi párolgás becslésére. A Budyko-görbe közelítésére számos megoldás született (GERRITS ET AL. 2009), ezek közül a Schreiber-félet (SCHREIBER 1904) használjuk.

A potenciális párolgás meghatározása Schreiber alapján a következő (FRAEDRICH 2010, CSÁKI ET AL. 2014):

$$ET_P = P \left(\ln \left(\frac{R}{P} \right) \right) \quad (2)$$

ahol ET_P a potenciális párolgás, P a csapadék, R a lefolyás. Mindegyik tag mm/év-ben értendő.



1. ábra: Többéves (2000-2008) átlagos a) aktuális párolgás és b) lefolyás a Zala vízgyűjtőjén (mm/év, felbontás: 1 km²)

A potenciális párolgás kifejezhető egy Magyarország területére érvényesnek tekintett kádpárolgási (U-típusú kádak adatai alapján kidolgozott) egyenlet függvényeként is a következőképpen (NOVÁKY 1985):

$$ET_p = f(ET_{pan}) = -\alpha ET_{pan} = \alpha \left(36400 \frac{T}{P} + 104 \right) \quad (3)$$

ahol ET_{pan} a kádpárolgás (mm/év), T az éves középhőmérséklet (°C), α pedig egy kalibrációs paraméter, mely a felszínborítás változékonyságát adja meg (KEVE ÉS NOVÁKY 2010).

A fenti egyenletek alapján α a következőképp számítható:

$$\alpha = -\frac{ET_p}{ET_{pan}} = -\frac{-P \left(\ln \left(\frac{R}{P} \right) \right)}{\left(36400 \frac{T}{P} + 104 \right)} = \frac{P \left(\ln \left(\frac{P - ET_A}{P} \right) \right)}{\left(36400 \frac{T}{P} + 104 \right)} \quad (4)$$

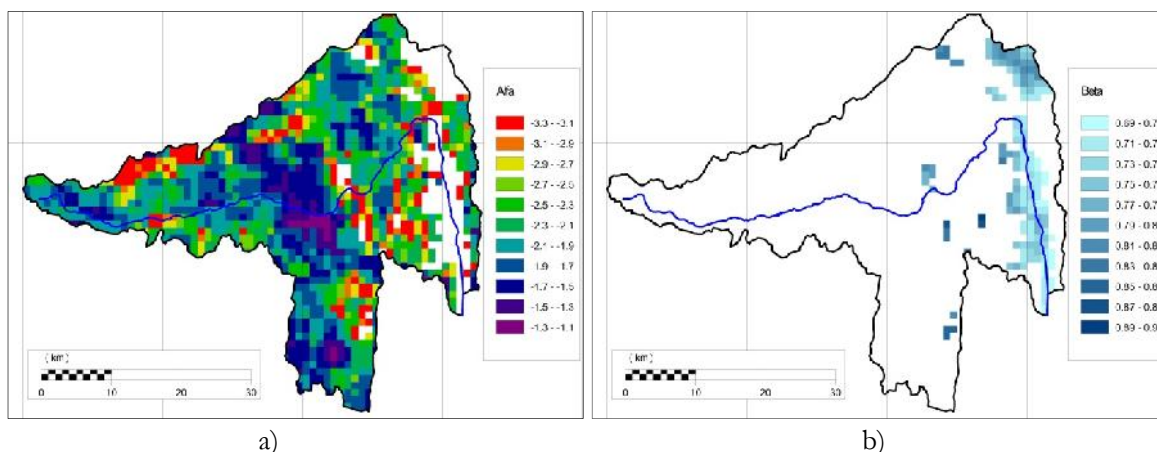
NOVÁKY (1985, 1988, 2002) szerint a Budyko-modell osztott paraméterű változata alkalmazható az éghajlati hatásvizsgálatokra.

A Budyko-féle α paraméter számítható azokra a pixelekre, ahol az ET_A értéke nagyobb, mint a P . Az ilyen „vizenyős” területeken az ET_A értéke általában jó összefüggésbe hozható az adott területre jellemző ET_{pan} értékekkel (MCMACHON ET AL. 2012). Így az ET_A és az ET_{pan} hányadosaként egy másik kalibrációs paraméter, β számítható a következő képlet szerint:

$$\beta = \frac{ET_A}{ET_{pan}} = \frac{ET_A}{\left(36400 \frac{T}{P} + 104 \right)} \quad (5)$$

A 4. és 5. egyenletek alapján pixelenként számíthatjuk α -t és β -t, amennyiben a rendelkezésünkre állnak a szükséges összetevők: az aktuális párolgás, az éves átlagos csapadék és az éves középhőmérséklet térképek. A vizsgálati területre előállított α és β térképek a 2. ábrán láthatók. A paraméter-térképek segítségével, valamint éves átlagos csapadék és éves középhőmérséklet térképek felhasználásával térben osztott módon becsülhető a párolgás és a lefolyás.

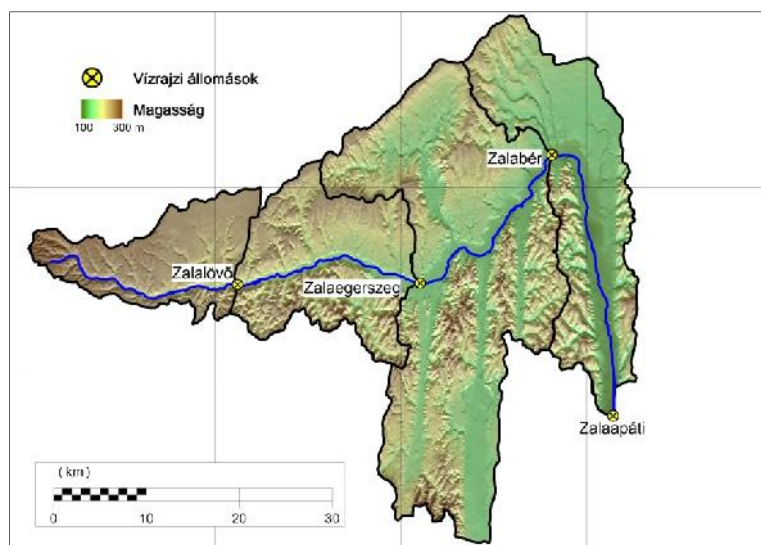
Az α - β modellparaméterek validálása a Zala folyó vízgyűjtőjére csapadék és lefolyás adatok felhasználásával történt. Ez utóbbit a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság (NYUDUVIZIG) biztosította, mért vízhozam adatsor formájában. Validálási időszaknak a következő 10 éves periódusok kerültek kiválasztásra: 1980-1989, 1985-1994, 1990-1999. Ezekre az időszakokra a párolgást kiszámítottuk a vízmérleg alapján (1. egyenlet), illetve előállítottuk a modellel (α és β térképekkel, 2-5. egyenletek). A vízmérlegből számított és a modellel becsült párolgásértékek összehasonlításával vizsgáltuk az eltérést.



2. ábra: A vizsgálati területre előállított a) a és b) β paraméter -térképek (felbontás: 1 km²)

3. Vizsgálati terület

A vizsgálat a Zala folyó vízgyűjtőjére történt. A Balaton utánpótlásának több mint a felét a Zala adja, így stratégiai fontosságú ezen utánpótlódás jövőbeli becslése. A vízgyűjtő négy, egymásba ágyazott, fentről lefelé növekvő területű vízgyűjtőre lett osztva, melyek a kifolyási szelvények után a Zalalövő, Zalaegerszeg, Zalabér és Zalaapáti neveket kapták (3. ábra). A Zalaapátiig tartó vízgyűjtő terület a folyó általunk vizsgált teljes vízgyűjtője, melynek területe 1520,7 km² (1. táblázat).



3. ábra: A Zala Zalaapátiig tartó vízgyűjtője

1. táblázat: A Zala vízgyűjtőjének az egyes vízrajzi állomásokig tartó területe.

Vízrajzi állomás:	Zalalövő	Zalaegerszeg	Zalabér	Zalaapáti
Terület (km ²):	184,6	458,9	1168,1	1520,7

4. Eredmények

A validálás eredményeit a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat: A párolgásbecslő modell validálásának eredményei a Zala folyó vízgyűjtőjére. A táblázatban P a csapadék (CARPATCLIM), R a mért lefolyás (NYUDUVIZIG), ET_{calc} a vízmérleg alapján számított párolgás (P-R), ET_{model} a modellel becsült párolgás, ET_{diff} a számított és a becsült párolgás közötti eltérés abszolút értékben ($ET_{calc} - ET_{model}$).

Vízgyűjtő terület	Időszak	P	R	ET_{calc}	ET_{model}	ET_{diff}	
		(mm/év)	(mm/év)	(mm/év)	(mm/év)	(mm/év)	(%)
Zalalövő	1980-1989	707	152	555	598	43	7,7
	1985-1994	694	143	552	599	47	8,5
	1990-1999	721	125	596	612	15	2,6
Zalaegerszeg	1980-1989	698	130	567	571	4	0,7
	1985-1994	684	117	567	574	7	1,2
	1990-1999	716	108	608	586	22	3,7
Zalabér	1980-1989	687	112	575	572	3	0,5
	1985-1994	676	107	570	575	6	1,0
	1990-1999	712	104	609	589	20	3,3
Zalaapáti	1980-1989	680	114	566	568	1	0,2
	1985-1994	671	103	568	572	4	0,7
	1990-1999	706	106	600	584	16	2,7
Átlag:						16	2,7

Az összes időszakra vonatkozó átlagos eltérés a számított és a becsült párolgás között a négy részvízgyűjtő esetén 2,7% volt (1. táblázat), tehát a módszer becslése jónak mondható. A felső részvízgyűjtő (Zalalövő) esetében nagyobb eltérések adódtak az első két időszakra (7,7% és 8,5%). Ennek oka lehet többek között a területhasználat megváltozása. A természetszerű gazdálkodás (Őrségi Nemzeti Park) miatt a nagyobb vízfogyasztású felszínborítási formák (pl. erdők) kiterjedése növekedhetett. A korábbi meliorációs rendszerek nem megfelelő fenntartása a völgyfenekek elvizenyősödéséhez vezethetett. Így ezek már nagy párolgású, kisebb lefolyású területként jelenhettek meg az előrejelző modell felállításakor. A teljes vízgyűjtőre (Zalaapáti) kapott eltérések (0,2%, 0,7% és 2,7%) átlaga mindössze 1,2%.

5. Összefoglalás

A klímaváltozás vízkészletekre gyakorolt hatásának értékeléséhez egy éghajlat-lefolyás modell került kidolgozásra a Zala folyó vízgyűjtőjére. Távérzékelési adatokat felhasználó, 1 km² térbeli felbontású aktuális párolgástérképek (CREMAP modell, SZILÁGYI ÉS KOVÁCS 2011) szolgálták a modell kiindulási alapjául. A többletvízhatástól független területeken egy Budyko-féle megközelítésen alapuló modell térben osztott kalibrációs paraméterének (α) értékei kerültek kiszámításra, míg a többletvízhatású területekre egy lineáris β -paraméterű modell (aktuális párolgás / kádpárolgás) került bevezetésre. A modell nagy előnye, hogy a segítségével térben osztott módon (1 km²-es felbontásban) becsülhető a párolgás és a lefolyás. A validálás a Zala vízgyűjtőjére múltbeli csapadék és mért lefolyás adatok felhasználásával történt.

A validálás eredményeiből levonható a következtetés, miszerint a kidolgozott éghajlat-lefolyás modell alkalmas a Zala folyó vízgyűjtőjén a párolgás és a lefolyás becsülésére.

Irodalomjegyzék

- BUDYKO M. I. (1974): *Climate and Life*, Academic, Orlando, Fla.
- CARPATCLIM: WWW.CARPATCLIM-EU.ORG (hivatkozva: 2015.11.5.)
- CSÁKI P., KALICZ P., BROLLY G. B., CSÓKA G., CZIMBER K., GRIBOVSKY Z. (2014): Hydrological impacts of various landcover types in the context of climate change for ZalaCounty. *Acta Silv. Lign. Hung.* 10(2),117-131.[DOI:10.2478/aslh-2014-0009] <http://aslh.nyme.hu>
- FRAEDRICH K. (2010): A Parsimonious Stochastic Water Reservoir: Schreiber's 1904 Equation. *J. Hydrometeorol.*, 11: 575–578.
- GERRITS A. M. J., SAVENIJE H. H. G., VELING E. J. M., PFISTER, L. (2009): Analytical derivation of the Budyko curve based on rainfall characteristics and a simple evaporation model. *Water Resources Research* 45:4.
- KEVE G., NOVÁKY B. (2010): Klímaváltozás hatásának vizsgálata a Bácsbokodi-Kígyós csatorna vízgyűjtőjén Budyko modell alkalmazásával. A Magyar Hidrológiai Társaság XXVIII. Országos Vándorgyűlése (Sopron, 2010. július 7-9.)
- KOVÁCS Á. (2011): Tó- és területi párolgás becsülésének pontosítása és magyarországi alkalmazásai. PhD értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem.
- MCMAHON T. A., PEEL M. C., LOWE L., SRIKANTHAN R., MCVICAR T. R. (2012): Estimating actual, potential, reference crop and pan evaporation using standard meteorological data: a pragmatic synthesis, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 9, 11829-11910, doi:10.5194/hessd-9-11829-2012
- NOVÁKY B. (1985): A lefolyás éghajlati adottságai a Zagyva-Tarna vízrendszerben. *Vízügyi Közlemények*, 1.: 78-93.
- NOVÁKY B. (1988): A műszaki-hidrológiai jellemzők térképi bemutatásának módszertani kérdései. *Hidrológiai Közöny*, 4.: 193-206.
- NOVÁKY B. (2002): Mapping of mean annual actual evaporation on the example of Zagyva catchment area. *Időjárás (Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service)*, 3–4, 227–238.
- SCHREIBER P. (1904): Über die Beziehungen zwischen dem Niederschlag und der Wasserführung der Flüsse in Mitteleuropa. *Z. Meteorol.*, 21(10), 441–452.
- SZILÁGYI J., KOVÁCS Á. (2011): A calibration-free evapotranspiration mapping technique for spatially-distributed regional-scale hydrologic modeling. *J. Hydrol. Hydromech.*, 59, 2011, 2, 118–130.

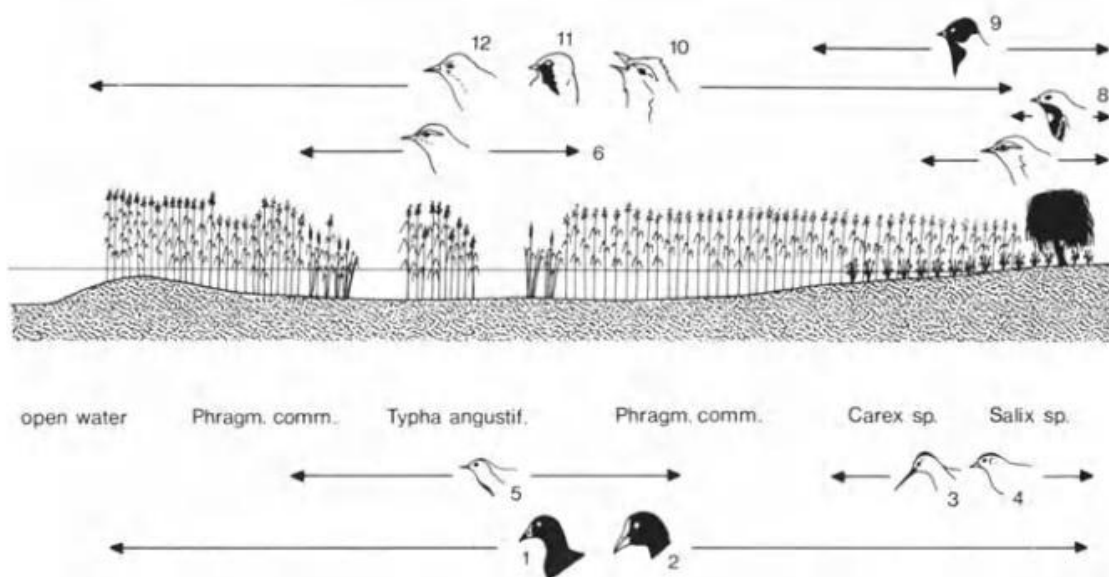
FERTŐ TAVI MADÁRÉLŐHELYEK TÉRKÉPEZÉSE LÉGI LÉZERES LETAPOGATÁS OBJEKTUM ALAPÚ KÉPFELDOLGOZÁSA ALAPJÁN

HAJDU Katalin¹ – CZIMBER Kornél¹ – KIRÁLY Géza¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Földmérési és Távérzékelési Tanszék, Sopron
hajdu.katalin88@gmail.com

1. Bevezetés

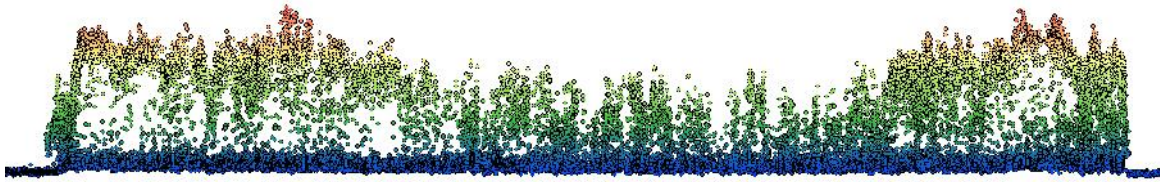
A Fertő tavon található Európa második, Magyarország legnagyobb összefüggő nádas, mely a Kárpát-medence egyik jelentős madárvonulási központja. A Fertő az itt előforduló madárfajoknak fontos pihenő-, táplálkozó- és fészkelőterülete. Az egyes fajok eltérő ökológiai igényeik miatt a nádas különböző részeit részesítik előnyben (1. ábra). A fajok és élőhelyük kapcsolatának elemzése segítségével prediktálni lehet az emberi tevékenységek hatásait (pl. nádvágás, csatornahálózatok kialakítása) az itt előforduló madárközösségekre nézve (FINLAYSON et al. 1992). Az egyes fajok előfordulását azonban számos élőhelyi tényező (pl. élőhelyfoltok kiterjedése, vegetáció struktúrája, izoláció, nyílt víztől való távolság) befolyásolhatja (BÖCK 1979; BÁLDI & KISBENEDEK 1999; BATÁRY et al. 2004). Célkitűzéseink között szerepel olyan élőhelyi adottságok meghatározása geoinformatikai elemzésekkel, melyek összevethetőek a Fertő tavi nádi énekesmadarak előfordulási adataival. Ezek meghatározása a nádasok lehatárolásával, osztályozásával lehetséges.



1. ábra: A nádas madarai felosztják az élőhelyeket egymás között (Böck 1979)

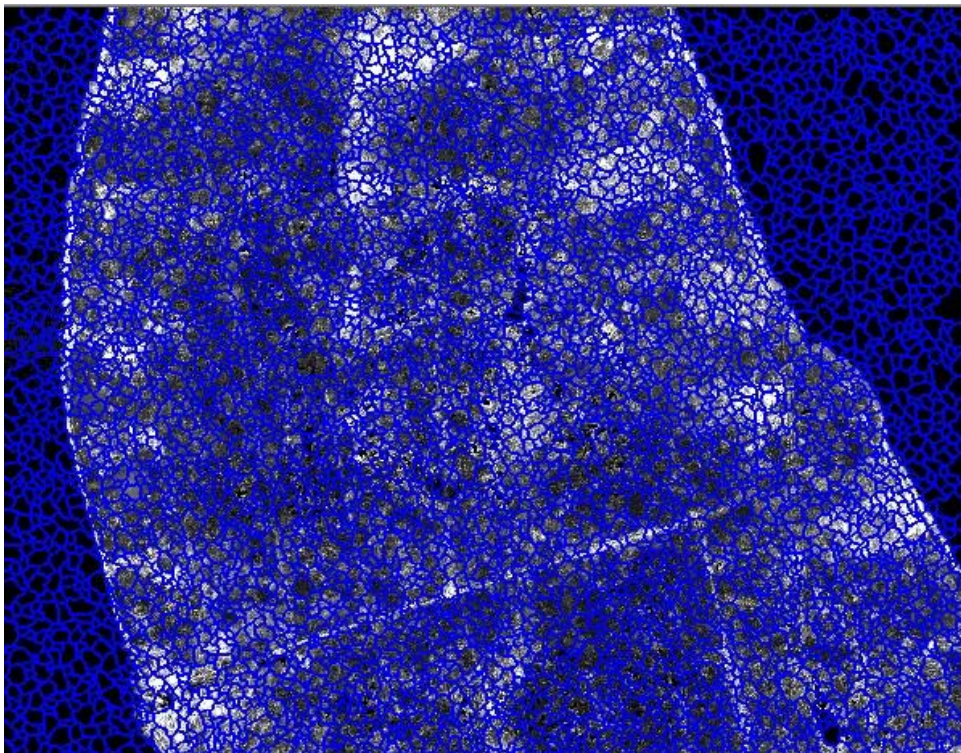
2. Vizsgálati anyag és módszer

A térképezés alapja a GENESEE (AT-HU L00130) projekt keretében létrejött adatállomány, szűkebben a légi lézeres letapogatásból (ALS) származó pontfelhő (2. ábra), amely 2011 decemberében készült, egy Riegl LMS-Q560 típusú berendezéssel (<http://als.nyme.hu>).



2. ábra: A nádas pontfelhőjének metszete 5 méteres sávban

Az első lépés a pontfelhőből OPALS (Orientation and Processing of Airborne Laser Scanning data) szoftverrel felületmodellek előállítás volt. A létrejött digitális felszínborítás modellt (DSM) normalizálni kellett, mivel tartalmazott a felmérés során vissza nem verődött pontok miatt negatív értékeket. Ezeket az új normalizált modell 0-val helyettesítette. Az így létrejött többsávú felületmodell objektum alapú képfeldolgozó szoftverrel (eCognition 9.0.1.) már feldolgozhatóvá vált. A szoftver segítségével első lépésként egy szegmentációs eljárással (multiresolution segmentation algoritmus) a homogén képpontokat összevontuk objektumokká (3. ábra). Így a szegmentálást követően már lehetségessé vált a felügyelt osztályozás, mely alapján a szegmensek különféle élőhelyi kategóriákba lehetett sorolni.

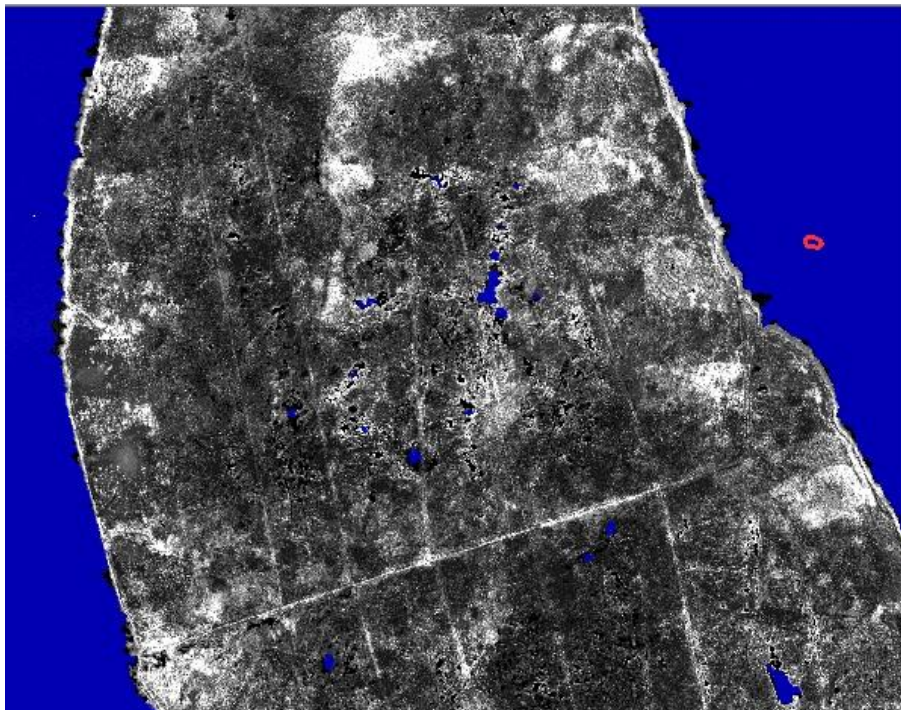


3. ábra: A szegmentálás eredménye

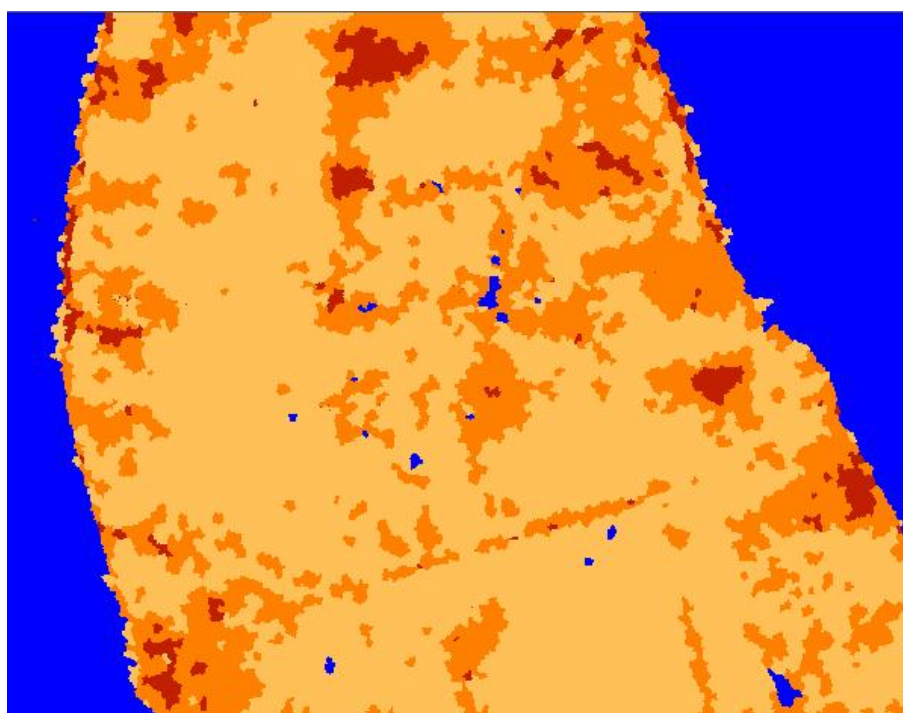
3. Eredmények és értékelésük

Az osztályozás első lépéseként a vízfelületeket határoztuk meg (4. ábra), ahol a feltétel a magasság megadása volt ($< 0,23$ m). A vízfelületek lehatárolását a nádasok osztályozása követte magasságuk alapján, mivel a nádmagasság jó indikátora a nádminőségnek (MÁRKUS et al. 2013). Három kategóriát különítettünk el: 0–1 m, 1–2 m, 2 m feletti nádasokat (5. ábra). A képen jól látszik, hogy a part menti friss vízzel érintkező nádasok magasabbak, a belső területeken azonban foltokban he-

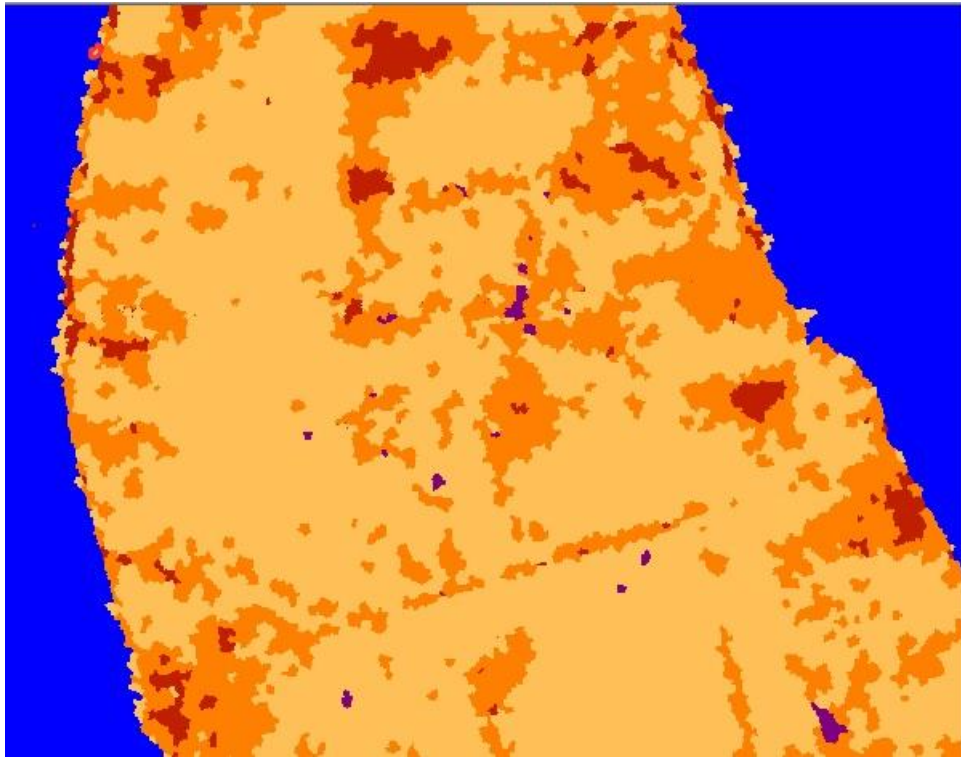
lyezkednek el a jobb minőségű nádasok. Mivel a nádas belsejében található kisebb vízfoltok hidrológiai szempontból eltérnek a külső víztértől (DINKA 2007), az osztályozás során szükség volt ezeknek az elkülönítésére (6. ábra).



4. ábra: Vízfelületek osztályozása

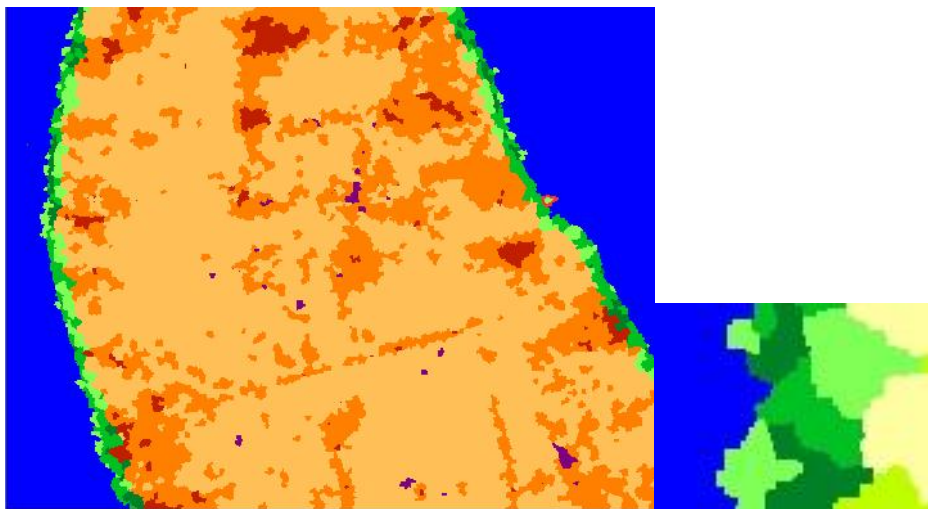


5. ábra: A különböző magasságú nádasok elhelyezkedése (○ 0–1 m, ● 1–2 m, ● 2 m feletti)



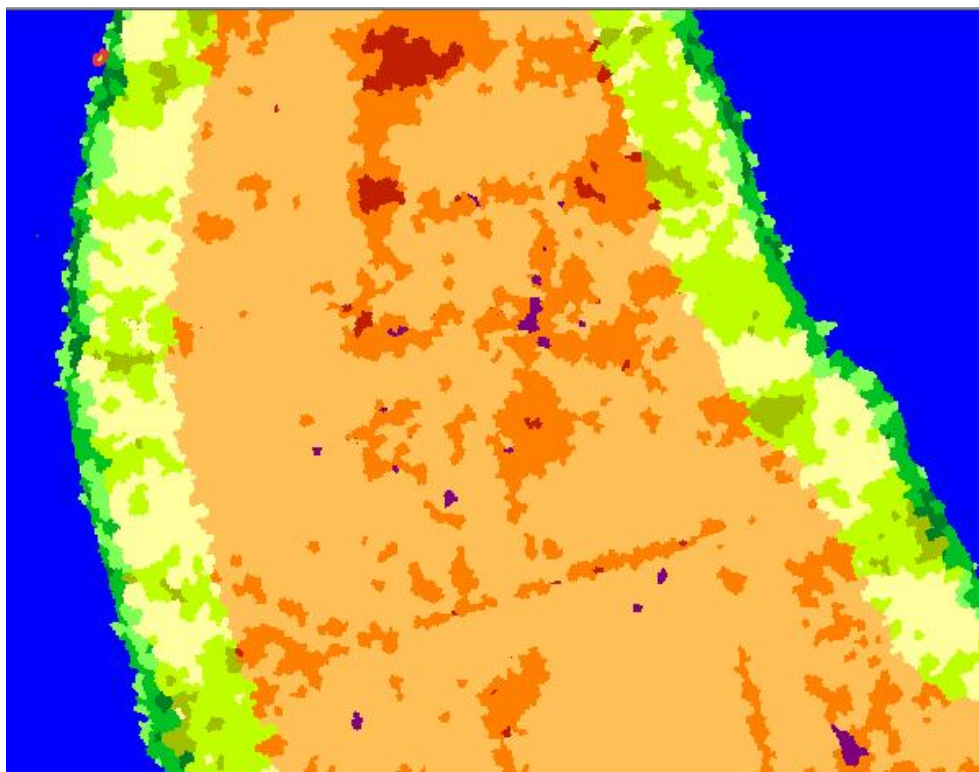
6. ábra: Belső vizek osztályozása (● belső víz)

Hazai és külföldi kutatásokban egyaránt beszámolnak a nád és nyílt víz szegélyeinek nádi énekesmadarakra gyakorolt hatásairól, ezért a következő osztályozási lépés a szegélyek nádasainak magassági elkülönítése volt. Itt a már előbb is alkalmazott 0–1 m; 1–2 m és 2 m feletti kategóriákat hoztuk létre. Az első ábrán egy 50 m széles szegélyt (7. ábra) választottunk ki, mivel hazai kutatások ebben a távolságban jelentős denzitásnövekedést mutattak ki a leggyakoribb hazai nádi énekesmadár-fajok egyedeinél (BÁLDI & KISBENEDEK 1999). Létrehoztunk továbbá egy 200 méteres sávot is, hogy később összevethessük a madarak denzitásadataival (8. ábra).



7. ábra: Nádasok osztályozása part menti 50 m széles sávban (○ 0–1 m, ● 1–2 m, ● 2 m feletti)

A Fertő-tó nádasainak, mint fontos madárélőhelyeknek objektív térképezése remélhetőleg elősegíti majd a következő évek terepi munkálatait, a nádi énekesmadarak részletes terepi felmérését, valamint az azt követő komplex geoinformatikai elemzést és geostatistikai kiértékelést.



8. ábra: Nádasok osztályozása part menti 200 m széles sávban (○0–1 m, ●1–2 m, ●2 m feletti)

Irodalomjegyzék:

- BÖCK, F. (1979): Birds of Neusiedlersee. In: H. Löffler, Neusiedlersee: The limnology of a shallow Lake in Central Europe. Monographiae Biologicae 37.3. W. Junk, Den Haag p. 439–474.
- BÁLDI, A. & KISBENEDEK, T. (1999): Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. Acta Zoologica Hungarica 45: 97–114.
- BATÁRY, P., WINKLER, H. & BÁLDI, A. (2004): Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. Journal of Ornithology 145: 59–63.
- DINKA, M. (2007): Fertő–Hanság hidrobiológiai bibliográfia 1972–2007. Az MTA Magyar Dunakutató Állomás által koordinált kutatások eredményei. Göd-Vácrátót: 1–32.
- FINLAYSON C.M., HOLLIS G.E. & DAVIS T.J. (eds) (1992): Managing Mediterranean wetlands and their birds. IWRB Special Publication 20, IWRB, Slimbridge.
- MÁRKUS, I., KIRÁLY, G. & BÖRCsök, Z. (2013): A Fertő tó magyarországi nádasainak minősítése és osztályozása. Magyar Víziadvizsgáló Közlemények 23: 1–31.

HARVESZTERES FAKITERMELÉS NORMATÁBLÁZATAI

HORVÁTH Attila László¹ – SZAKÁLOS NÉ MÁTYÁS Katalin¹ – HORVÁTH Béla¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdészeti-műszaki Környezettechnikai Intézet, Sopron
horvath.attila@emk.nyme.hu.hu

1. Bevezetés

A hazai fakitermelések során egyre gyakrabban alkalmazzák a magasan gépesített termelési technológiát, például a CTL (Cut To Length) munkarendszert, amely során a döntés, előközelítés, gallyazás, választékolás, darbolás, rakásolás és számbavételezés műveleteit harveszterrel, a közelítési, kiszállítási feladatokat forwarderrel végezzük. Természetesen a harveszterek melletti közelítési feladatokat egyéb vezérgépekkel (pl.: kihordó szerelvény), esetleg lóval is végezhetjük. A harveszterek egyre nagyobb mértékű térfoglalása, már évek óta indukálja azt, hogy az ERTI által 1979-ben kidolgozott normatáblák kiegészüljenek a harveszterekre kidolgozott normákkal. Intézetünkben ezen okok miatt is gyűjtöttük, ill. gyűjtjük már közel 10 éve a hazai állományokban dolgozó harveszterek időadatait és vizsgáljuk munkavégzés körülményeit.

2. Anyag és módszer

A harveszterek munkájának értékeléséhez (munkaidőszerkezet, teljesítmény) állományban történő mérésekre van szükség. A terepi adatfelvétel haladó (folyamatos) időméréses módszerrel történt. Az adatfelvétel stopperóra, terepi jegyzőkönyv és mérőszalag segítségével történt. Minden egyes részművelet/műveletszakasz végén feljegyzésre került a mérés kezdetétől eltelt időtartam (GÓLYA 2003). A felvételezés során a következő „műveletelemek” kerültek elkülönítésre:

- Fa felkeresése (F): az az időtartam, amely alatt a gépkezelő a manipulátorkar segítségével ráhelyezi a harveszterfejet a fa törésére;
- Döntés, feldolgozás (D): a fa döntését, előközelítését, gallyazását, választékolását, darabolását és választékonkénti rakásolását magában foglaló időtartam;
- Átállás (Á): helyváltoztató mozgás;
- Csak döntés (CD): nagyon vékony, ill. rosszminőségű (pl. teljesen korhadt) faegyed kitermelésére fordított idő, amely alatt nem keletkezik választék;
- Gallyanyag rendezése (G): valamely oknál fogva zavaró tényezőként jelentkező gallyanyag átrakása;
- Faanyag rendezése (R): valamely oknál fogva zavaró tényezőként jelentkező faanyag (választék) áthelyezése;
- Pihenő (P): személyi szükségletek kielégítésének időtartama;
- Hibaelhárítás (H): a munkavégzés során bekövetkező műszaki meghibásodások elhárításának időtartama;
- Karbantartás (K): gépi szükségletek kielégítésének időtartama (pl. lánccsere, tankolás);
- Várakozás (V): egyéb veszteségidő (pl. telefonálás).

Az időpont mellett rögzítésre kerültek a fafajok, az egyes ciklusonként feldolgozott faanyag mennyisége (termelt választékok száma), ill. az átállások távolsága (becsléssel) is. A gép teljesítményének meghatározása érdekében, választékfajtánként egy átlagos méretű választék került meghatározásra. A mérés időtartamától és a termelt választékok számától függően, minden egyes választékfajtaból 50-150 darabnak feljegyzésre került a csúcsátmérője. A hossz ismeretében pedig a kiértékelő programhoz adaptált (szerző által készített, köbözőkönyvön alapuló) Excel-es köböz-

zõ-program segítségével meghatározható volt az átlagos méretű választékok fatérfogata. Minden egyes kitermelt fa a mérés során ún. nehézségi pontszámot kapott (forstINNO 2007). Ez a pontszám három részpontszámból tevődik össze:

- görbeség (1-3);
- ágasság (1-4);
- villásodás (1-3).

A nehézségi részpontszámok megállapítása szubjektív módon történt, de előre kialakított és jellemzett kategóriákon alapult. Az egyes faegyedek jellemzése során a részpontszámok a törzs-rész szemrevételezésével kerültek megállapításra.

A terepen rögzített adatsorok alkalmasak többtényezős hatványkitevős egyenletek előállítására regresszió-analízis alapján. Az egyenletek felhasználásával a normatáblák könnyen elkészíthetők. A terepi mérések eredményeiből többféle adatsor került kialakításra (1. táblázat). Fafajonként készültek adatsorok, amelyek egy függő változót – a teljesítményt (T , m^3/min) vagy a fajlagos időszükségletet (t_{sp} , min/m^3), vagy a ciklusidőt (t_c , $min/ciklus$) – és több független változót tartalmaznak. Ilyen például a választékszám (N , db/fa) és a fatérfogat (V_f , m^3/fa), valamint a görbeség (G), ágasság (\hat{A}), villásodottság (V) pontszámai, vagy az ezekből származtatott összesített nehézségi pontszám (P). A fent megnevezett független változók esetében a műveletelemek közül csak a 'Fa felkeresése' és a 'Döntés, feldolgozás' ideje került kigyűjtésre (ez a két műveletlem határoz meg egy ciklust) hozzá tartozó adatokkal (FD adatsor-csoport). Továbbá megtörtént még egy adatsor-csoport kialakítása, amely az FDA jelölést viseli, ugyanis ebben az esetben a 'Fa felkeresése' és a 'Döntés, feldolgozás' mellett az 'Átállás' műveletlem és az ahhoz tartozó adatok is kigyűjtésre kerültek. Ebben az esetben a ciklusokat az átállások határozták meg. Az átállások közötti adatok összesítése, illetve átlagolása alapján alakultak ki a függő változók (T , t_{sp} , t_c) mellett a független változók (s , m ; $N_{\hat{o}}$, db/cikl; Q , $m^3/cikl$; $G_{\hat{a}}$; $\hat{A}_{\hat{a}}$; $V_{\hat{a}}$; ill. $P_{\hat{a}}$) adatai is.

1. táblázat: Néhány példa az adatsorok kialakítására

Fafaj	Adatsor azonosító	Adatsorok száma	Változók száma	Függő	Független
				változók	
Akác	FDA _t c	392	6	t_c	G, A, V, N, V_f
Bükk	FDB _t sp	135	6	t_{sp}	G, A, V, N, V_f
Cser	FDC _S T	593	6	T	G, A, V, N, V_f
Gyertyán	FDG _Y t_c P	275	4	t_c	P, N, V_f
A,B,CS,GY,EL	FDK _L t_{sp} P	1426	4	t_{sp}	P, N, V_f
NNY	FDN _Y T	501	4	T	P, N, V_f
Lomb összes	FDAL _t c	1089	7	t_c	$s, \hat{A}_{\hat{a}}, V_{\hat{a}}, N_{\hat{o}}, Q$
Lucfenyő	FDAL _F t_{sp}	37	4	t_{sp}	$s, \hat{A}_{\hat{a}}, V_{\hat{a}}, N_{\hat{o}}, Q$
Erdeifenyő	FDAE _F T	185	7	T	$s, \hat{A}_{\hat{a}}, V_{\hat{a}}, N_{\hat{o}}, Q$
Feketeftenyő	FDAFF _t cP	592	5	t_c	$s, P_{\hat{a}}, N_{\hat{o}}, Q$
Fenyő összes	FDAF _t spP	814	5	t_{sp}	$s, P_{\hat{a}}, N_{\hat{o}}, Q$
Akác	FDAAT _P	154	5	T	$s, P_{\hat{a}}, N_{\hat{o}}, Q$

Összesen 63 db FD és 63 db FDA adatsor kialakítás valósult meg. A terepen mért és a belső adatfeldolgozási munkálatok során számított, származtatott adatokból – regresszió-analízis segítségével – időegyenletek készültek (három-, négy-, öt-, hatváltozós hatványkitevős függvények) a következő formában:

FD adatsorokból (öt- és háromváltozós):

$$t_c = c \cdot G^\alpha \cdot \bar{A}^\beta \cdot V^\gamma \cdot N^\delta \cdot V_f^\varepsilon$$

$$t_c = c \cdot P^\alpha \cdot N^\beta \cdot V_f^\gamma$$

FDA adatsorokból (hat- és négyváltozós):

$$t_c = c \cdot s^\alpha \cdot G_a^\beta \cdot \bar{A}_a^\gamma \cdot V_a^\delta \cdot N_o^\varepsilon \cdot Q^\zeta$$

$$t_c = c \cdot s^\alpha \cdot P_a^\beta \cdot N_o^\gamma \cdot Q^\delta$$

ahol:

- t_c = ciklusidő (perc);
- c = együttható (tengelymetszés értéke);
- s = átállási távolság (m);
- G = görbeség nehézségi pontszáma (pont/fa);
- G_a = görbeség nehézségi pontszámának átlagos értéke (pont/ciklus);
- \bar{A} = ágasság nehézségi pontszáma (pont/fa);
- \bar{A}_a = ágasság nehézségi pontszámának átlagos értéke (pont/ciklus);
- V = villásodottság nehézségi pontszáma (pont/fa);
- V_a = villásodottság nehézségi pontszámának átlagos értéke (pont/ciklus);
- P = összesített nehézségi pontszám (összes pont/fa);
- P_a = összesített nehézségi pontszám átlagos értéke (pont/ciklus);
- N = választék szám (darab/fa);
- N_o = átlagos választék szám (darab/ciklus);
- V_f = fatérfogat (m^3 /fa);
- Q = fatérfogat (m^3 /ciklus);
- $\alpha \dots \zeta$ = hatványkitevők.

A regresszió-analízist a fajlagos időszükségletre (t_{sp}) és a teljesítményre (I) is elvégeztük. Az időegyenletek a fentiek bemutatottakkal megegyező formátumúak.

3. Eredmények

Az alábbiakban a lombos állományokban végzett mérésekből összeállított adatsorból (FDLtc, FDLtsp, FDLT) kapott három függvény és annak kiértékelését mutatjuk be, a hozzá tartozó matematikai megbízhatósági mérőszámokkal együtt (SZAKÁLOSNÉ MÁTYÁS K. 2012).

A ciklusidő (t_c ; produktív perc/ciklus) alakulásának számítását biztosító függvény:

$$t_c = 0,78269 \cdot G^{0,16758} \cdot \bar{A}^{0,19065} \cdot V^{0,91896} \cdot N^{0,18230} \cdot V_f^{0,20211}$$

A függvény segítségével meghatározható az egy fa kitermeléséhez szükséges idő (perc/fa), a görbeség, az ágasság, a villásodottság, a választékszám és a fatérfogat függvényben.

A függvény matematikai megbízhatóságát jellemző értékek:

R (totális korrelációs koefficiens) = 0,59; tehát közepes kapcsolatról van szó.

R^2 (determinációs koefficiens) = 0,35; tehát 35%-ban az öt független változó határozza meg a ciklusidő alakulását. Ez azzal magyarázható, hogy különböző állományokban, különböző fahasználati módokban, különböző gépekkel és gépkezelőkkel történtek a felvételezések, így az adatsor sok nehezen számszerűsíthető változóval terhelt.

F (F-próba értéke) = 207,45 (számláló szabadságfoka: 5, nevező sz.f.: 1922); a táblázatbeli érték 5%-os megbízhatósági (szignifikancia) szinten 2,21; tehát a mi F -értékünk nagyobb. Ez azt jelenti, hogy az egész függvény megbízhatóan alkalmazható.

t-próba értékek (szabadságfok: 1922):

$$G \quad t_1 = 5,779$$

$$Á \quad t_2 = 6,221$$

$$V \quad t_3 = 16,312$$

$$N \quad t_4 = 4,345$$

$$V_f \quad t_5 = 5,776$$

A táblázatbeli érték 5%-os megbízhatósági szinten: 1,96 (0,1%-os szinten 3,29). A t-próba rendelkezik a legerősebb bizonyító erővel, ennek megfelelően a magas értékek garantálják azt, hogy az egyes hatványkitevők önállóan is megbízhatóak.

Hr és Hr' (relatív hibaszázalékok) = 52,2% és 82,4%. Egy-egy ciklus időtartamánál \pm ekkora eltéréssel számolhatunk. A kapott magas érték nem csökkenti a függvény megbízhatóságát, mivel az eltérések egy műszak során – az összesített értékeknél – természetesen már egyre inkább kiegyenlítik egymást és az érték közelít a zero körüli hibához. Ezt támasztja alá egy cseres állomány fokozatos felújító vágásából származó 208 soros adathalmazra elvégzett regresszió-analízis, ahol a Hr' = 79,17%. A hibaszázalékok kiegyenlítődése a mért és az időegyenlet alapján számított adatok százalékos eltéréseinek kumulált átlagával határozható meg. Ez alapján ebben az esetben -10% környéki értékre egyenlítődik ki a hiba. Ennek oka pedig az egyenletbe be nem vont (nem vagy csak nagyon nehezen bevonható) befolyásoló tényezők hatása. Belátható tehát, hogy ennek a matematikai megbízhatósági mérőszámnak lényegesen kisebb a jelentősége, mint a t-próbának.

Hazánkban, de külföldön is gyakorlatiasabb a fajlagos időszükségletekkel (perc/m^3) történő számítás. Elvégeztük a fajlagos időszükségletek a regresszió-analízisét is. Ekkor az adatsorokban (FDLtsp) a ciklusidők helyett a ciklusidők (t_c) és a ciklusban kitermelt faanyag (V_f , ill. Q) hányadosai szerepelnek.

A fajlagos időszükségletre (t_{sp} ; produktív perc/m^3) vonatkozó új függvényt és annak megbízhatósági mérőszámait, mutatjuk be az alábbiakban, most már részletes magyarázat nélkül:

$$t_{sp} = 0,78350 \cdot G^{0,16799} \cdot \dot{A}^{0,19063} \cdot V^{0,91918} \cdot N^{0,18203} \cdot V_f^{-0,79686}$$

A matematikai megbízhatóságot jellemző értékek:

R (totális korrelációs koefficiens) = 0,72; tehát szoros kapcsolatról van szó.

R² (determinációs koefficiens) = 0,52; tehát 52%-ban az öt független változó magyarázza a fajlagos időszükséglet alakulását.

F (F-próba értéke) = 423,27 > 2,21 (számláló szabadságfoka: 5, nevező sz.f.: 1922), tehát nagyobb, mint a táblázatbeli érték 5%-os megbízhatósági szinten, ezért az egész függvény megbízhatóan alkalmazható.

t-próba értékek (szabadságfok: 1922):

$$G \quad t_1 = 5,794$$

$$Á \quad t_2 = 6,221$$

$$V \quad t_3 = 16,317$$

$$N \quad t_4 = 4,340$$

$$V_f \quad t_5 = -22,776$$

A táblázatbeli érték 5%-os megbízhatósági szinten: 1,96; tehát az egyes hatványkitevők önállóan is megbízható értékek.

Hr és Hr' (relatív hibaszázalékok) = 52,23% és 81,71%

A regresszió-analízis során kapott megbízható, többtényezős hatványkitevős időegyenletek alapján, valamint az üzemóra költség alapján elkészíthetőek különféle állományokra a normatáblázatok. A normatáblázatok (2. táblázat) három részből állnak. Az 'Időnorma táblázat' a megadott paraméterek mellett tartalmazza az 1 m³ kitermeléséhez szükséges időt (perc). A 'Teljesítmény táblázat' az óránként kitermelhető faanyag mennyiségét, míg a 'Költség táblázat' a fakitermelés fajlagos költségeit tartalmazza (eFt/m³).

2. táblázat: Normatáblázat lombos állományokhoz (Forrás: Saját adatok)

n=	1928 db	Harveszter	$k_0=$	15,37 eFt/üzó	
P=	70 %	Valmet 911.3	$L_a=$	1 fő	
$t_1=$	5,79	$t_4=$	4,34	$R^2=$	0,52
$t_2=$	6,22	$t_5=$	-22,78	$F=$	423,27
$t_3=$	16,32	Lombos állomány	$F_{5\%}=$	2,21	
$t'_{5\%}=$	1,96		$H'_{5\%}=$	81,71	

Időgyenlet (perc/m³)

$t_{sp} =$	0,7835	*	G	*	Á	*	V	*	N	*	V _f	
			0,168		0,191		0,919		0,182		-0,797	

Időnormatáblázat (perc/m³)

V		G											
1		1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3
V _f	N	Á											
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
0,1	5	9,4	10,7	11,6	12,2	10,6	12,1	13,0	13,8	11,3	12,9	13,9	14,7
0,3	5	3,9	4,5	4,8	5,1	4,4	5,0	5,4	5,7	4,7	5,4	5,8	6,1
0,5	5	2,6	3,0	3,2	3,4	2,9	3,3	3,6	3,8	3,1	3,6	3,9	4,1
0,7	5	2,0	2,3	2,5	2,6	2,2	2,6	2,8	2,9	2,4	2,7	3,0	3,1
0,9	5	1,6	1,9	2,0	2,1	1,8	2,1	2,3	2,4	2,0	2,2	2,4	2,6
0,1	10	10,7	12,2	13,1	13,9	12,0	13,7	14,8	15,6	12,8	14,6	15,8	16,7
0,3	10	4,4	5,1	5,5	5,8	5,0	5,7	6,2	6,5	5,3	6,1	6,6	7,0
0,5	10	3,0	3,4	3,6	3,9	3,3	3,8	4,1	4,3	3,6	4,1	4,4	4,6
0,7	10	2,3	2,6	2,8	2,9	2,5	2,9	3,1	3,3	2,7	3,1	3,4	3,5
0,9	10	1,9	2,1	2,3	2,4	2,1	2,4	2,6	2,7	2,2	2,5	2,7	2,9

Teljesítménytáblázat (m³/üzó)

V		G											
1		1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3
V _f	N	Á											
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
0,1	5	6,4	5,6	5,2	4,9	5,7	5,0	4,6	4,4	5,3	4,7	4,3	4,1
0,3	5	15,3	13,4	12,4	11,8	13,6	11,9	11,1	10,5	12,7	11,2	10,3	9,8
0,5	5	23,0	20,2	18,7	17,7	20,5	18,0	16,6	15,7	19,1	16,8	15,5	14,7
0,7	5	30,1	26,4	24,4	23,1	26,8	23,5	21,7	20,6	25,0	21,9	20,3	19,2
0,9	5	36,8	32,2	29,8	28,2	32,7	28,7	26,5	25,1	30,6	26,8	24,8	23,5
0,1	10	5,6	4,9	4,6	4,3	5,0	4,4	4,1	3,8	4,7	4,1	3,8	3,6
0,3	10	13,5	11,8	11,0	10,4	12,0	10,5	9,7	9,2	11,2	9,8	9,1	8,6
0,5	10	20,3	17,8	16,5	15,6	18,1	15,8	14,6	13,9	16,9	14,8	13,7	13,0
0,7	10	26,5	23,2	21,5	20,4	23,6	20,7	19,2	18,1	22,1	19,3	17,9	16,9
0,9	10	32,4	28,4	26,3	24,9	28,9	25,3	23,4	22,2	27,0	23,6	21,9	20,7

Költségtáblázat (eFt/m³)

V		G											
1		1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3
V _f	N	Á											
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
0,1	5	2,41	2,75	2,97	3,14	2,70	3,09	3,33	3,52	2,90	3,30	3,57	3,77
0,3	5	1,00	1,14	1,24	1,31	1,13	1,29	1,39	1,47	1,21	1,38	1,49	1,57
0,5	5	0,67	0,76	0,82	0,87	0,75	0,86	0,92	0,98	0,80	0,92	0,99	1,05
0,7	5	0,51	0,58	0,63	0,67	0,57	0,65	0,71	0,75	0,61	0,70	0,76	0,80
0,9	5	0,42	0,48	0,52	0,54	0,47	0,54	0,58	0,61	0,50	0,57	0,62	0,65
0,1	10	2,73	3,12	3,37	3,56	3,07	3,50	3,78	4,00	3,28	3,75	4,05	4,28
0,3	10	1,14	1,30	1,40	1,48	1,28	1,46	1,58	1,67	1,37	1,56	1,69	1,78
0,5	10	0,76	0,86	0,93	0,99	0,85	0,97	1,05	1,11	0,91	1,04	1,12	1,19
0,7	10	0,58	0,66	0,71	0,75	0,65	0,74	0,80	0,85	0,70	0,80	0,86	0,91
0,9	10	0,47	0,54	0,58	0,62	0,53	0,61	0,66	0,69	0,57	0,65	0,70	0,74

4. Összefoglalás

Normatáblázatok készítettünk lombos, keménylombos, bükkös és fenyves állományokra. Más állományokra, fahasználati módokra, ill. a gyakorlat számára könnyebben használható (pl. mell-magassági átmérő bevonása a független változók közé) normatáblázatok előállítására további terepi méréseket igényel.

Felhasznált irodalom

- FORSTINNO (2007): Entwicklung von ökologisch verträglichen, hoch produktiven Holzerntemethoden für die mitteleuropäische Forstwirtschaft jelentés
- GÓLYA J. (2003): Fakitermelési munkarendszerek gyérítéseiben. Doktori értekezés. Sopron, 171 p.
- SZAKÁLOS NÉ MÁTYÁS K. (2012): A logisztika eredményeinek alkalmazása a hazai fahasználatok hatékonyságának fokozására. Doktori értekezés. Sopron, 116 p.

POSZTER SZEKCIÓ

BARNA Csilla, KORDA Márton, BARTHA Dénes: Rába és Csörnöc-völgy kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület természetességi állapota	99
FARAGÓ Sándor, LÁSZLÓ Richárd, BENDE Attila: Az erdei szalonka (<i>Scolopax rusticola</i>) ivararányának alakulása 2010-2014 között Magyarországon	105
FRANK Norbert: Mezővédő erdeink az Országos Erdőállomány Adattár és a Magyar Közút Nonprofit Zrt. adatbázisainak tükrében	109
GOSZTOLA István, LÁSZLÓ Richárd: Az időjárás okozta nagyvad elhullások Magyarországon 1998-2007	113
GOSZTOLA István, LÁSZLÓ Richárd: Az árvíz és a belvíz okozta nagyvad elhullások Magyarországon 1998-2007	117
MAJOR Tamás, HORVÁTH Béla: Numerikus analízis alkalmazása talajművelő szerszámok fejlesztéséhez	121
MAROSVÖLGYI Béla, PINTÉR Csaba: A <i>Miconthus sinerois tatai</i> energianád-fajta betakarításának ökonómiai kérdései.....	127
NAGY Gabriella Mária: Soproni erdei közösségi terek vonzerőleltára	133
NEBEHAJ Esztella, ALBERT Levente, HOFMANN Tamás: Magyarországi fafajok leveleinek antioxidáns tulajdonságai és ezek szezonális változása	137
NÉMETH László, NEBEHAJ Esztella, ALBERT Levente, HOFMANN Tamás: Bükk (<i>Fagus sylvatica</i> L.) kéreg antioxidáns vegyületeinek hatékonyság-vizsgálata különböző matematikai módszerekkel.....	143
PÁJER József, POLGÁR András, PÉCSINGER Judit, PINTÉRNÉ NAGY Edit, ELEKNÉ FODOR Veronika: Az életciklus-hatásértékelés módszereinek alkalmazása a klímahatás kutatásban	149
SASS Vivien, BIDLÓ András: Az erdőkezelések hatása a talajra egy pilisi kocsánytalan tölgyesben	155
VARGA Vivien, LÁSZLÓ Richárd: Esettanulmány egy vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>) szuka fiatalkori növekedéséről	163

RÁBA- ÉS CSÖRNÖC-VÖLGY KIEMELT JELENTŐSÉGŰ TERMÉSZETMEGŐRZÉSI TERÜLET TERMÉSZETESSÉGI ÁLLAPOTA

BARNA Csilla¹ – KORDA Márton¹ – BARTHA Dénes¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet
barna.csilla@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A Vas megyei Rába- és Csörnóc-völgy természeti állapotának változatlanlansága az 1800-as évekig szinte teljesen fennállt, majd az antropogén hatások erősödésével (vízrendezések, malmok építése, vízerőművek létesítése) kialakult a mai képe.

Az elmúlt két évben – 2014, 2015 – az Á-NÉR 2011 kódrendszere és útmutatása alapján elkészült a Natura2000 terület teljes élőhelylistája. Mivel az élőhelyek tágabb értelmezésű egységek, a térképezésnél a fiziognómiát, termőhelyet és fajösszetételt is figyelembe kellett venni a kategóriák lehatárolásánál. Ez a terület esetében kiemelkedő szereppel bírhat, mivel a folyók gátak közé szorításával a mikrodomborzat jelentősen homogenizálódott. A talajok fejlődése az erdőtalajok irányába mutat, ezzel együtt az erdők is a zárótársulások felé haladnak.

A Rábát követő növényzetről már több mint száz éve készültek tanulmányok. Részleges adatokat már BORBÁS (1887), MÁRTON (1893), GÁYER (1908, 1913, 1925, 1927, 1932) is közölt, de jelentősebb tanulmányt JEANPLONG (1958, 1972, 1983, 1991, 1999) készített róla az 50-es években. Később érintőlegesen említette PÓCS et al. (1960) és KÁROLYI & PÓCS (1954, 1968, 1969). BALOGH (1999, 2000a, 2000b, 2003, 2007), KOVÁCS & TAKÁCS (1998), KOVÁCS et al. (2000) a Felső-Rába-völgy természeti értékeit, vegetációját kutatják, különös tekintettel az özönnövények vonatkozásában. A 2000-es években BODONCZI (2002, 2003), KEVEY (2004, 2008), MESTERHÁZY (2013) foglalkozott kiemelkedően a Rábát övező erdőkkel.

Jelen tanulmány célja a Rába- és Csörnóc völgy természetességi állapotának bemutatása volt.

2. Anyag és módszer

A kutatott terület a Rába folyót és a Csörnóc patak völgyét öleli fel Pápoc és Szentgotthárd között, területének nagysága 121 467 500 m².

A vizsgálat egy alapállapot felmérés, melyet a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer élőhely-térképezési javaslatait figyelembe véve készítettünk el (TAKÁCS & MOLNÁR 2009).

A térképezés megkezdése előtt beszereztük a Rába-völgyet érintő műholdfotókat (2005), valamint az interneten fellelhető Imagináció Mérnökiroda Google map fedvényeit is felhasználtuk. Ezeket igyekeztünk előzetesen lehatárolni az egyes élőhelyfoltokat, amiket terepen később pontosítottunk. A foltokat az Á-NÉR 2011 kódjai szerint kategorizáltuk, a természetességi értékeket egy öt fokozatú skálán adtuk meg (NÉMETH & SEREGÉLYES 1989, MOLNÁR et al. 2003, MOLNÁR et al. 2007), jobb természetességű foltok esetén a Natura 2000 kódoknak is megfeleltettük az élőhelyeket.

A természetesség a Németh-Seregélyes-féle értékekből származtatott öt kategóriát tartalmazza:

- 1 – teljesen leromlott/a regeneráció elején járó állapot,
- 2 – erősen leromlott/gyengén regenerálódott állapot,
- 3 - közepesen leromlott/ közepesen regenerálódott állapot,
- 4 – „jónak nevezett”, „természetközeli”/ „jól” regenerálódott állapot,

- 5 – Specialista, kísérő és termőhelyjelző fajokban gazdag, jó szerkezetű, szentély értékű terület.

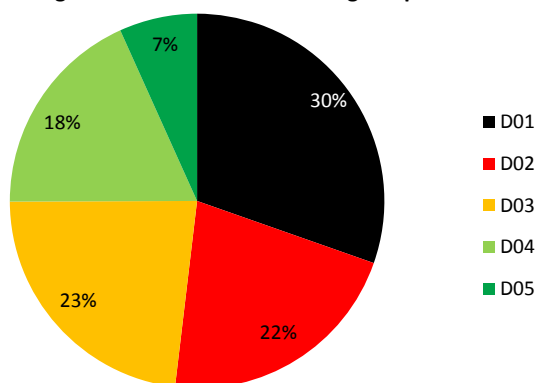
Az egyes kategóriákba elsősorban a fajkészlet alapján soroltuk be az élőhelyeket (kiemelten kezeltük a védett és inváziós fajokat). Emellett figyelembe vettük a strukturális adottságokat, eredet, kor, termőhelyi tulajdonságokat, táji környezetet, tájhasználatot. A természetesség megállapításánál fontos a potenciális növényzet, mint egyfajta viszonyítási alap, amelyet jelen esetben terepen becsültünk meg (a becslés valószínűleg tartalmaz hibákat). A természetesség megadásánál a BÖLÖNI, MOLNÁR & KUN (2011) által szerkesztett Magyarország élőhelyei, Vegetációtípusok leírása és határozója című könyvben az egyes élőhelytípusok természetességi ismertetését is figyelembe vettük.

Az adatfeldolgozás során a kézzel készült térképeket digitalizáltuk, az adattáblázatát elkészítettük. Ebből készült el a természetességre vonatkozó származtatott térkép.

3. Eredmények

Felméréseink szerint a Csörnőc- és Rába-völgy 30,4%-a a teljesen leromlott/a regeneráció elején járó állapot, 21,5%-a az erősen leromlott/gyengén regenerálódott állapot, 23,1%-a a közepesen leromlott/ közepesen regenerálódott állapot, 18,3%-a a „jónak nevezett”, „természetközeli”/„jól” regenerálódott állapot, 6,7%-a a specialista, kísérő és termőhelyjelző fajokban gazdag, jó szerkezetű, szentély értékű területek kategóriájába tartozik.

Rába és Csörnőc völgy kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület természetességi állapota

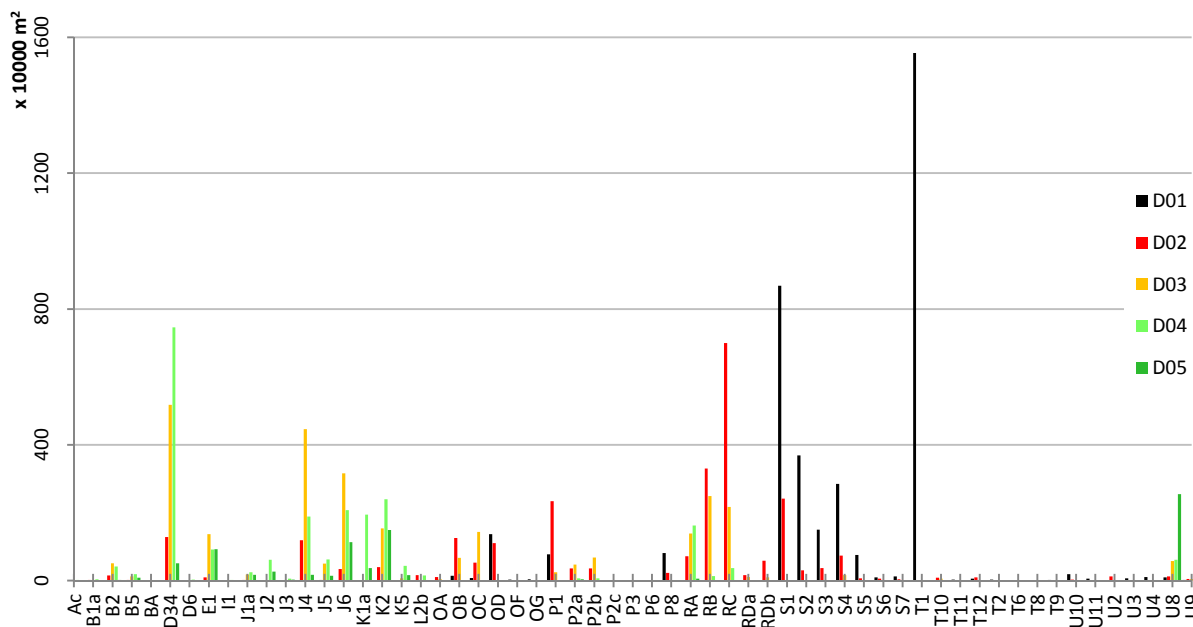


1. ábra: A természetességi kategóriák százalékos megoszlása

A következőkben szeretnénk bemutatni az egyes kategóriák jelentősebb élőhely-típusait, melyek a kategória legalább 5%-át alkotják.

- A teljesen leromlott élőhelyek 42%-a szántó, 23%-ban akácos, 10%-ban nemesnyáras, 8%-a ültetett erdei- vagy feketefenyves.
- Az erősen leromlott élőhelyek 27%-a őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdő, 13%-a őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdő, 9%-a akácos, 9%-a őshonos fafajú fiatalos, 5%-a jellegtelen üde gyepek, 5%-a mocsárrét, 5%-a fűz-nyár ártéri erdő.
- A közepesen leromlott élőhelyek 18%-a mocsárrét, 16%-a fűz-nyár ártéri erdő, 11%-a keményfás ártéri erdő, 9%-a őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdő, 8%-a őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdő, 5%-a franciaperjés rét, 5%-a gyertyános-kocsánytalan tölgyes, 5%-a jellegtelen száraz-félszáraz gyepek.

- A „természetközeli” élőhelyek 33%-a mocsárrét, 11%-a gyertyános-kocsánytalan tölgyes, 9%-a keményfás ártéri erdő, 9%-a gyertyános-kocsányos tölgyes, 8%-a fűz-nyár ártéri erdő, 7%-a őshonos fafajú facsoport, fasor vagy erdősáv.
- A specialista, kísérő és termőhelyjelző fajokban gazdag, jó szerkezetű, szentély értékű területek 31%-a folyóvíz, 18%-a gyertyános-kocsánytalan tölgyes, 14%-a keményfás ártéri erdő, 11%-a franciaperjés rét, 6%-a mocsárrét.



2. ábra: Az egyes élőhelytípusok területi megoszlása a természetességi kategóriák szerint

A NATURA 2000 terület védett növények szempontjából is kiemelkedő értékkel bír, melyeket az élőhelyterképezés során az adattáblázatban az egyéb megjegyzések rovatban tüntettünk fel, és megtalálási helyüket GPS pontokkal rögzítettük. A gyakrabban előforduló védett növények közül az ártéri erdőkben az erdei békaszemet (*Omphalodes scorpioides*), a nyugati csillagvirágot (*Scilla drunensis*), a hóvirágot (*Galanthus nivalis*), a tavaszi tőzikét (*Leucojum vernalis*), a réteken a hosszúlevelű fürtösveronikát (*Pseudolysimachion longifolium*) kell kiemelni. Kisebb állományait találtuk meg a sárvári erdőkben a májvirágnak (*Hepatica nobilis*), Nyőgér környékéről a turbánliliomnak (*Lilium martagon*) és a gömbtermésű sármának (*Ornithogalum sphaerocarpum*). Ikervár és Bejcggyertyános környékén jelentősebb védett növény a kockásliliom (*Fritillaria meleagris*) és a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*). Kisebb egyedszámban többfelé előkerült a réti szegfű (*Dianthus deltooides*), a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), és a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*). Vasvár mellől ismertté vált a bánási sás (*Carex buekii*), a Csörnök mentéről a téli zsurló (*Equisetum hyemale*).

A természetességi értékek alakulását jelentősen befolyásolta a foltok degradáltsági foka, az özönnövények jelenléte, kiterjedtsége. A terepi bejárás során elmondhatjuk, hogy a telepített akácok inváziós góccokként vannak jelen a területen, a spontán megjelenő és terjedő inváziós fafajok közül pedig a zöldjuhar (*Acer negundo*) és amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) is problémát jelent. A lágyszárú özönnövények körében a legnagyobb gondot a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) okozza. További inváziós tulajdonságú fajok: bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*), süntök (*Echinocystis lobata*), hibrid keserűfű (*Fallopia × bohemica*).

4. Eredmények értékelése

BÖLÖNI et al. (2008) felmérései szerint az ország területének csupán 0,3%-át fedi természetesnek tekinthető növényzet, további 3,6%-án természetközeli a növényzet, 6,8%-án leromlott és további 2,9%-án nagyon leromlott.

A kutatásunkból kivéve a teljesen leromlott élőhelyeket – amikbe főleg szántók és idegenhonos ültetvények tartoznak – a Rába- és a Csörnöc-völgy 9,6%-a természetes állapotokra utaló terület, 26,3%-a természetközeli terület, 33,1%-a közepesen leromlott terület, 30,9%-a erősen leromlott/degradált terület. Összehasonlítva az országos átlaggal: a természetes élőhelyek 7%-kal nagyobb értékben vannak jelen, a természetközeli állapotúak azonos százalékban, a közepesen leromlott élőhelyek 17%-kal kevesebb területen vannak, míg a nagyon leromlott élőhelyek 9%-kal magasabb értéket érnek el.

Az eredmények alapján elmondhatjuk, hogy a terület legnagyobb hányadát borító (12%) mocsárrétek és a 6%-on lévő fűz-nyár ártéri erdők jelentős része közepesen leromlott vagy jónak nevezett. A szintén 6%-ot elérő keményfás ártéri erdőknél már jelentős területen található az előbb felsorolt kategóriák mellett szentély típusú élőhelyeket is. A terület 5%-át alkotó gyertyános-kocsánytalan tölgyesek közel azonos százalékban közepesen leromlottak, jónak nevezettek és specialista fajokban gazdagok.

A kisebb területen elhelyezkedő élőhelytípusok közül kiemelendők a láp- és mocsárerdők, a gyertyános-kocsányos tölgyesek és a bükkösök, mivel ezek az élőhelyek a legmagasabb természetességűek. Ez a BÖLÖNI és munkatársai (2008) által leírt adatokkal nagy hasonlóságot mutatnak, hiszen ők a legtermészetesebbek közé elsősorban vízi élőhelyeket soroltak, valamint olyanokat, ahol szélsőséges termőhelyekhez kell a növényzetnek alkalmazkodnia.

Az eredmények alapján elmondhatjuk, hogy a Rába és Csörnöc-völgy Vas megye és a Nyugat-Dunántúl legnagyobb és így legjelentősebb természetközeli élőhely-együttese, amelyet vizes élőhelyek, erdők és gyepek dominálnak, és amelynek egyes szentély jellegű és természetközeli területei természetvédelmi szempontból különösen fontosak, így természetvédelmi megőrzésük kiemelkedő szereppel bír.

Köszönetnyilvánítás – A TÁMOP-4.2.2B-15/1/KONV-2015-0005 számú („Talentum Műhely - a tudományért és a tehetségért a Nyugat-magyarországi Egyetemen”) projekt keretében az EU és ESZA támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- BALOGH L. (1999): Adventív invazív növények jelenlétének mai mértéke a Rába mentén, Alsószölnök és Vasvár között. In: Aktuális flóra- és vegetációkutatások Magyarországon III. konferencia, Szombathely, 1999. nov. 26-28. Kézirat. Savaria Múzeum, Természettudományi Osztály, Szombathely, 21 pp.
- BALOGH L. (2000a): A Rába-völgy növényvilága. In: BODA L. & ORBÁN R. (szerk.): A Rába és a Rába mente. Kalauz turistáknak és természetbarátoknak. B.K.L. Kiadó, Szombathely, pp. 17–33.
- BALOGH L. (2000b): Az Őrség térségének helyzete a növényi inváziók szempontjából. In: BARTHA D. (szerk.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások III. Kutatási jelentés. Kézirat. NyME, Sopron, pp. 307-317.
- BALOGH L. (2003): Hívatlan vendégek. Özönnövények a Rába mentén. TermészetBÚVÁR (Budapest), 58 (2): 2–5.
- BALOGH L. (2007): Növényi inváziók hazánkban, különös tekintettel Nyugat-Magyarország lágyszárú özönnövényeire. Ph.D. értekezés tézisei. Pécsi Tudományegyetem, Pécs, 20 pp.
- BODONCZI L. (2002): Újabb adatok Vas megye flórájához. *Kitaibelia* 7: 157-161.
- BODONCZI L. (2003): A hamvas éger [*Alnus incana* (L.) MOENCH] elterjedése Vas megyében. *Flora Pannonica* 1: 108-117.

- BORBÁS V. (1897): Vas megye növénygeográfiai viszonyai. In: Magyarország vármegyéi és városai, Vasvármegye, Budapest pp. 497-542.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. & ILLYÉS E. (2008) Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.), pp. 149-159.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, pp. 441.
- GÁYER GY. (1908): Adatok Vasvármegye flórájához. *Magyar Botanikai Lapok* 7: 289-290.
- GÁYER GY. (1913): Adatok vasvármegye flórájához, *Additamenta ad floram comitatus castriferrei*, *Magy. Bot. Lapok*, 12, (10-12): 312-313.
- GÁYER GY. (1925): Vasvármegye fejlődéstörténeti növényföldrajza és a praenoricumi flórasáv. *Vasvármegye Múzeum Évkönyve* 1: 1-44.
- GÁYER GY. (1927): Új adatok Vasvármegye flórájához I. *Vasvármegye Múzeum Évkönyve* 2: 204-206.
- GÁYER GY. (1932): Új adatok Vasvármegye flórájához III. *Annales Sabariensis: Folia Musealia* 1: 7-11.
- JEANPLONG J. (1958): Új előfordulási adatok a Transdanubicum és az Eupannonicum flórájának ismeretéhez. *Vasi Szemle* 12: 120-122.
- JEANPLONG J. (1972): Újabb adatok Északnyugat-Dunántúl flórájának ismeretéhez. *Vasi Szemle* 26: 586-588. JEANPLONG J. (1972): Sárvár és környékének flórája. *Honismereti Híradó (Sárvár)* 3 (1): 5-13.
- JEANPLONG J. (1983): Új adatok Északnyugat-Dunántúl flórájának ismeretéhez II. *Vasi Szemle* 37: 111-114. 172
- JEANPLONG J. (1991): Új adatok Északnyugat-Dunántúl flórájának ismeretéhez III. *Vasi Szemle* 45: 17-19.
- JEANPLONG J. (1999): Új adatok Északnyugat-Dunántúl flórájának ismeretéhez IV. *Vasi Szemle* 53: 143-145.
- KÁROLYI Á. & PÓCS T. (1954): Adatok Délnyugat-Dunántúl növényföldrajzához. *Bot. Közlem.* 45: 257-267.
- KÁROLYI Á. & PÓCS T. (1968): Délnyugat-Dunántúl flórája I. *Acta Paedagog. Agriensis* 6: 329-390.
- KÁROLYI Á. & PÓCS T. (1969): Délnyugat-Dunántúl flórája II. *Acta Paedagog. Agriensis* 7: 329-377.
- KEVEY B. (2004): Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez IX. *Bot. Közlem* 91: 13-23.
- KEVEY B. (2008): Magyarország erdőtársulásai. *Tilia* 14. 490 pp. +CD melléklet
- KOVÁCS J. A. & BALOGH L. (2000): Az Őrség, Vendvidék, Rába-völgy és Vasi-Hegyhát edényes flórája. In: BARTHA D. (szerk.): A tervezett Őrség-Rába Nemzeti Parkot megalapozó botanikai-zoológiai kutatások X. Kutatási jelentés. Kézirat. NyME, Sopron, pp. 683-767.
- KOVÁCS J. A. & TAKÁCS B. (1998): Az alsószölnöki Rába-völgy botanikai értékei. *Kanitzia* 6: 89-110.
- MÁRTON J. (1893): Újabb adatok Vasvármegye flórájához. *Természetrzaji Füzetek* 16: 34-39.
- MESTERHÁZY A. (2013): A Rába völgyi erdők élőhelyeinek és lágyszárú fajainak vizsgálata. *Tilia* 17. 238 pp.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M., BOTTA-DUKÁT Z., ILLYÉS E., SEREGÉLYES T., TIMÁR G. (2003): Magyarországi Élőhely-térképezési Adatbázisának (MÉTA) térképezési módszertani és Adatlapkitöltési Útmutatója (AL-KÚ) 3.3. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 54 pp.
- MOLNÁR, ZS., BARTHA, S., SEREGÉLYES, T., ILLYÉS, E., BOTTA-DUKÁT, Z., TIMÁR, G., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., KUN, A., BÖLÖNI, J., BIRÓ, M., BODONCZI, L., DEÁK, J.Á., FOGARASI, P., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., KARAS, L., KECSKÉS, F., MOLNÁR, CS., ORTMANN-NÉ AJKAI, A. RÉV, SZ. (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.
- NÉMETH, F. & SEREGÉLYES, T. (1989): Természetvédelmi információs rendszer: Adatlap kitöltési útmutató. Kézirat, Környezetgazdálkodási Intézet (Institute of Environmental Management), Budapest
- PÓCS T. (1960): Die zonalen Waldgesellschaften Südwestungarns. *Acta Bot. Acad. Sc. Hung.* 6: 75-105.
- TAKÁCS G., MOLNÁR ZS. (szerk.) (2009): Élőhely-térképezés. Második átdolgozott kiadás. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Kézikönyvei IX. MTA ÖBKI - KvVM, Vácrátót - Budapest, 77 pp.

AZ ERDEI SZALONKA (*SCOLOPAX RUSTICOLA*) IVARARÁNYÁNAK ALAKULÁSA 2010-2014 KÖZÖTT MAGYARORSZÁGON

FARAGÓ Sándor¹ – LÁSZLÓ Richárd¹ – BENDE Attila¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron
laszlo.richard@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézete már több mint harminc éve foglalkozik az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) biometriai vizsgálatával. Az intézet 2008-ig működtetett egy önkéntes erdei szalonka monitoring programot, amikor a 85/2008 (VII.05.) FVM rendelet megszüntette a faj vadászidényét.

2009-ben az Országos Magyar Vadászati Védőegylet koordinálásával elindult az új Erdei Szalonka Monitoring, amelyben a vadászatra jogosultak közel egyharmada vesz részt, több mint 900 megfigyelési ponttal. Ehhez a programhoz csatlakozott az intézetünk 2010-ben, amikor az addigi vonulás megfigyelési monitoring kibővült egy biometriai vizsgálati modullal.

2. Vizsgálati anyag és módszer

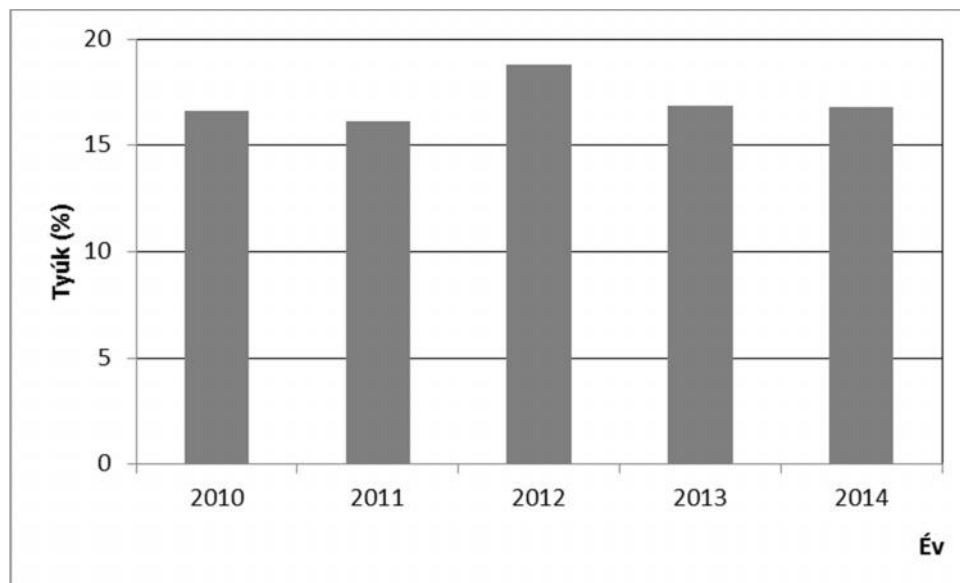
Az új monitoring program során a rendszeresített adatlapon küldték be intézetünkbe a mintavétel helyére és időpontjára vonatkozó adatokkal együtt a madarak biometriai jellemzőit, köztük az ivari hovatartozást is. Az ivar meghatározás során - az önkéntes adatszolgáltatási programban is alkalmazott protokoll szerint - a monitorozók felboncolták az elejtett madarakat, majd az ivarszervek alapján (kakas: 1. ábra, tyúk: 2. ábra) meghatározták a minták nemét.



1. ábra: Erdei szalonka kakas ivarszervei (Fotó: Faragó S.)



2. ábra: Erdei szalonka tyúk ivarszervei (Fotó: Faragó S.)



3. ábra: A tojók aránya a mintákban 2010-2014

3. Vizsgálati eredmények

A program keretében vizsgáltuk, hogy a 2008-ig tartó önkéntes Szalonka Monitoring során a tavaszi vadászatnál tapasztalt ivari szelektivitás milyen mértékben jelentkezik egy nagyobb - több ezres - mintavétel esetében.

Az 1990-2008 közötti időszakban megvizsgált 2771 erdei szalonkából 79,0% (2190 pld.) volt kakas és 21,0% (581 pld.) volt tyúk (FARAGÓ & LÁSZLÓ, 2010). Az önkéntes alapon működő korábbi monitoring rendszerben, a jóval kisebb éves elemszámok következtében, az egyes évek között akár 10 százalékot meghaladó eltéréseket is tapasztaltunk.

A korábbi önkéntes adatszolgáltatáson alapuló program eredményeit megerősítették az új monitoring rendszer adatai, miszerint a tavaszi vadászat ivari szempontból szelektív, hiszen a tojók aránya 20% alatt maradt minden vizsgált évben (3. ábra).

4. Vizsgálati eredmények értékelése

Az új monitoring rendszerben a mintavételek során a tyúkok aránya mindvégig 20%-alatt volt, általában 16-17% között változott (FARAGÓ et al. 2012a, FARAGÓ et al. 2012b, FARAGÓ et al. 2014, FARAGÓ et al. 2015), csak egy vizsgált évben (2012) emelkedett a tojók aránya 19 százalékos közelébe (3. ábra). A kisebb elemszámokkal dolgozó önkéntes monitoring rendszerénél tapasztalt időnként jelentős ivari megoszlás ingadozás, ebben a magasabb mintaszámmal (mintegy 13500 példány) dolgozó új programban már nem jelentkezett.



Köszönetnyilvánítás – A kutatást az Országos Magyar Vadászati Védegylet támogatta.

Irodalomjegyzék

- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2010): Erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték Monitoring 1990-2010. A vadgazdálkodás időszerű kérdései 10, OMVV Kiadvány
- FARAGÓ, S., LÁSZLÓ, R. & BENDE, A. (2012a): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2010-ben Magyarországon. Magyar Vízivad Közlemények 22: 285-296.
- FARAGÓ, S., LÁSZLÓ, R. & BENDE, A. (2012b): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2011-ben Magyarországon. Magyar Vízivad Közlemények 22: 297-309.
- FARAGÓ, S., LÁSZLÓ, R. & BENDE, A. (2014): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2012-ben Magyarországon. Magyar Vízivad Közlemények 24: 283-296.
- FARAGÓ, S., LÁSZLÓ, R. & BENDE, A. (2015): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2013-ban Magyarországon. Magyar Vízivad Közlemények 24: 289-301.

MEZŐVÉDŐ ERDEINK AZ ORSZÁGOS ERDŐÁLLOMÁNY ADATTÁR ÉS A MAGYAR KÖZÚT NONPROFIT ZRT. ABATBÁZISAINAK TÜKRÉBEN

FRANK Norbert¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet
frank@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A mezőgazdasági területek és az utak mentén található mezővédő erdők, fásítások nemcsak faanyagnyerési, élővilágvédelmi, biodiverzitási szempontból, hanem a szomszédos területek (szántó, rét, legelő, út) fizikai védelme szempontjából is jelentősek. A napjainkban egyre gyakrabban tapasztalható extrém időjárási viszonyok mérséklése egyrészt a mezőgazdasági termelést, másrészt a közlekedés biztonságát is szolgálják, szolgálhatják, amelyre a 2013. március 15-ei hóvihár és annak következményi világosan rámutattak.

2. Vizsgálati anyag és módszer

Kutatásunk első évének célja az Országos Erdőállomány Adattár (2013. január 1-jei állapot), valamint a Magyar Közút Nonprofit Zrt. adatbázisainak mezővédő erdőkre, hófogó erdősávokra vonatkozó adatainak értékelése, elemzése.

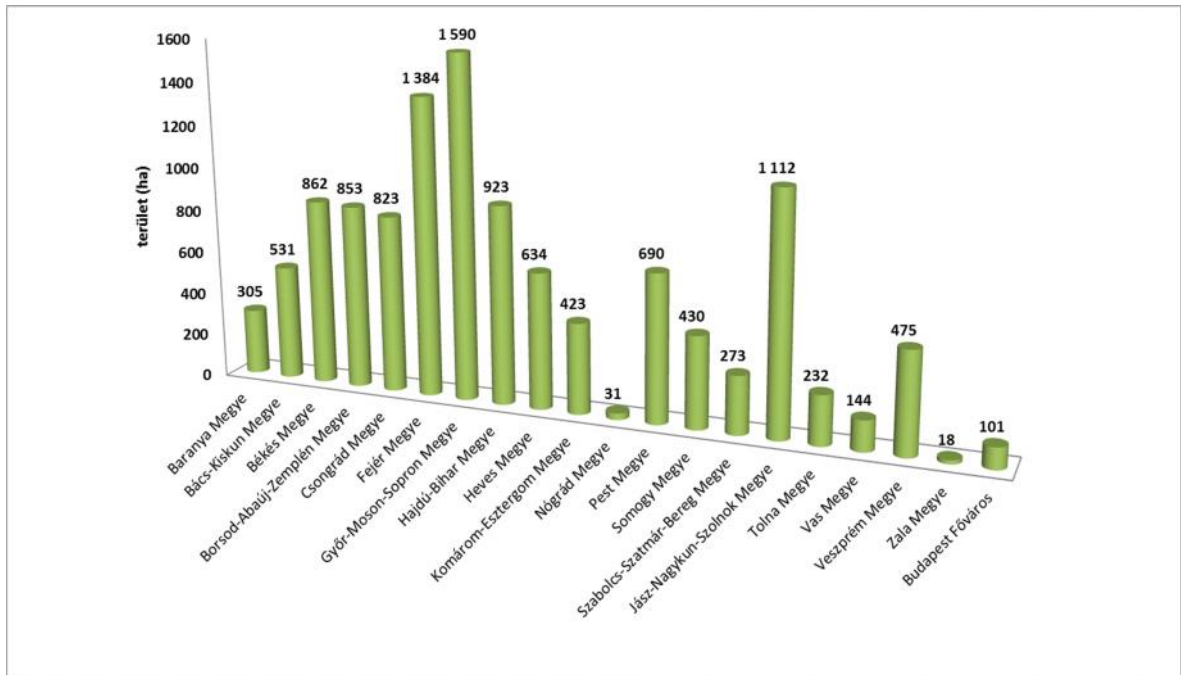
3. Vizsgálati eredmények és értékelésük

Hazánkban jelenleg (2013. január 1-ei állapot szerint) 11931,19 ha mezővédő erdő található. A megyénkénti eloszlás tekintetében Győr-Moson-Sopron megye 1590 ha, míg Zalai megye csak 17,91 ha mezővédő erdővel rendelkezik. Országos szinten a mezővédő erdők 77%-a magántulajdonban, 18,4%-a állami tulajdonban, 3,9%-a közösségi tulajdonban, valamint elenyésző mértékben (0,7%) a vegyes tulajdon található (2. ábra).

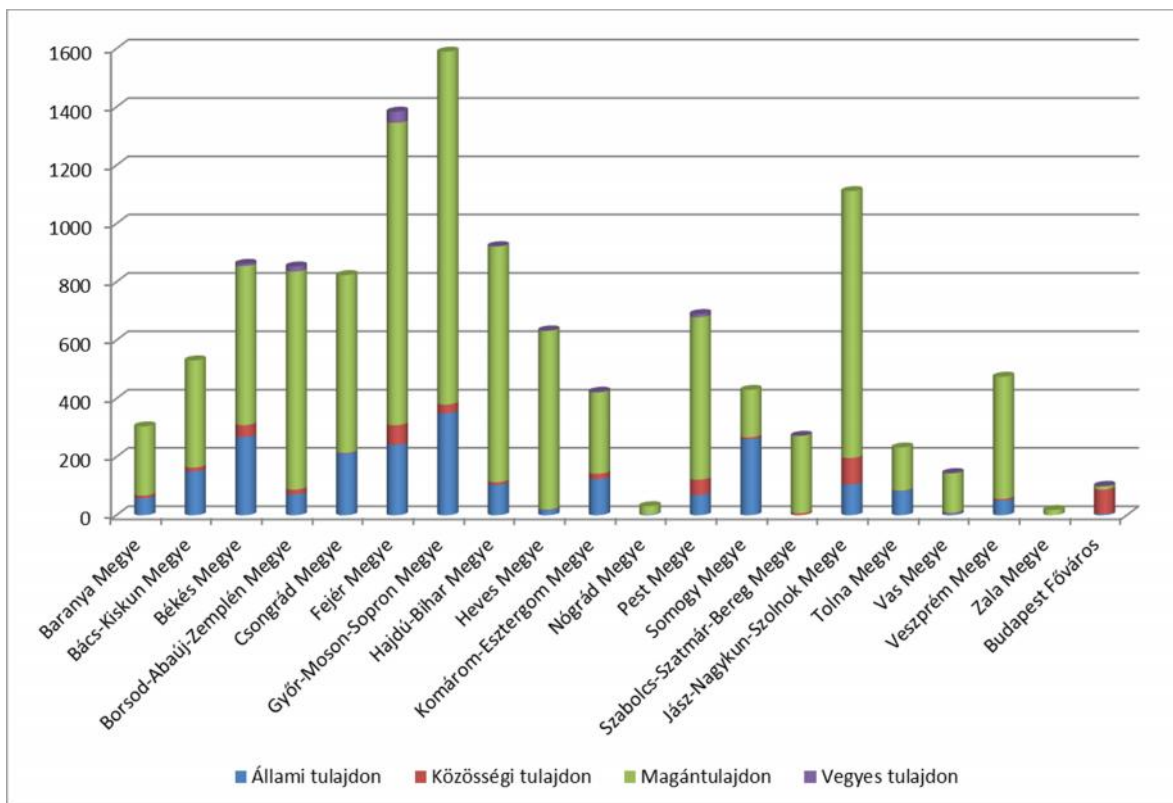
A mezővédő erdők fafajösszetétele jelentősen eltér a hazai erdőállományok átlagos összetételétől: 50%-a akác, kocsányos tölgy 12%, magas kőris 5%, amerikai kőris 5%, a többi fafaj 4% alatti térfoglalással rendelkezik (3. ábra). A termőhelyi viszonyok tekintetében megállapítható, hogy a többletvízhatástól független termőhelyek, és azon belül pedig az erdőssztyepp klíma (10671 ha), valamint az időszakos vízhatású termőhelyek esetében szintén az erdőssztyepp klíma (558 ha) a dominanciája (4. ábra).

A Magyar Közút Nonprofit Zrt. és a Közlekedésfejlesztési Koordinációs Központ vagyonegyezésében mintegy 165 268 folyóméter hófogó erdősáv található, melynek fenntartása, illetve új erdősávok kialakítása elfogadott és hatályos tervezési útmutató alapján történik (5. ábra).

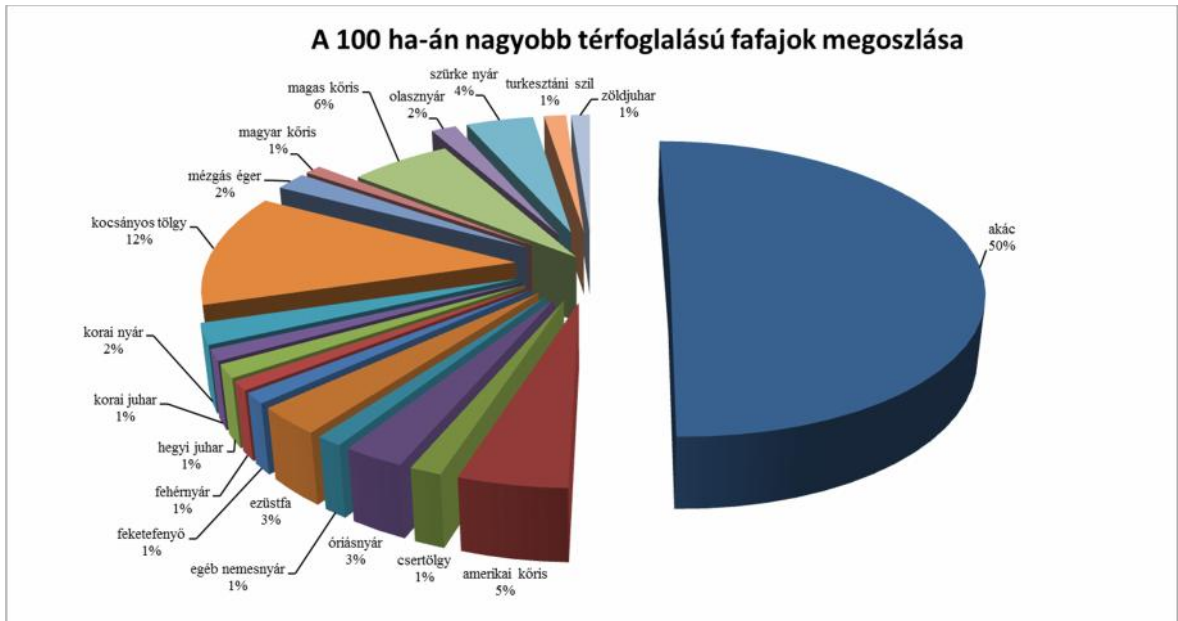
A mezővédő erdők esetében az üzem mód megoszlása eltér a hazai erdőállományok jelenlegi megoszlásától. A vágásos üzem mód a szinte egyeduralgkódó (99,3%), a szálaló üzem módú területek 4,27 hektárt, az átalakító üzem módú területek 9,84 hektárt, míg a faanyagtermesztés nem szolgáló üzem módú területek 67,4 hektárt tesznek ki. Az adattár alapján a vágáskorok széles intervallumban találhatók; pl. bükk: 100-130, fehér nyár: 18-999; szürke nyár: 25-999, kocsányos tölgy: 20-999 év.



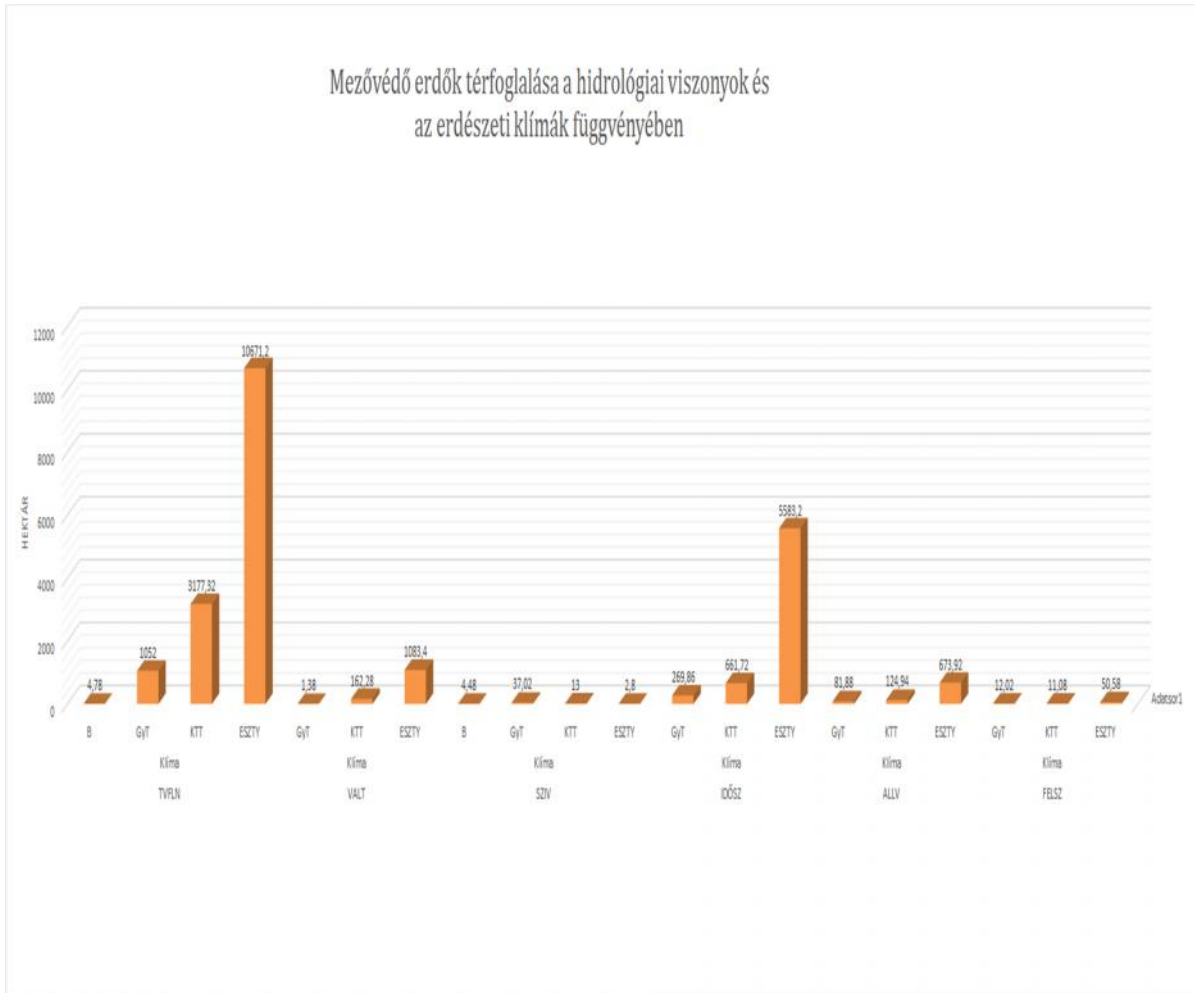
1. ábra: Mezővédő erdők megyénkénti térfigyelése



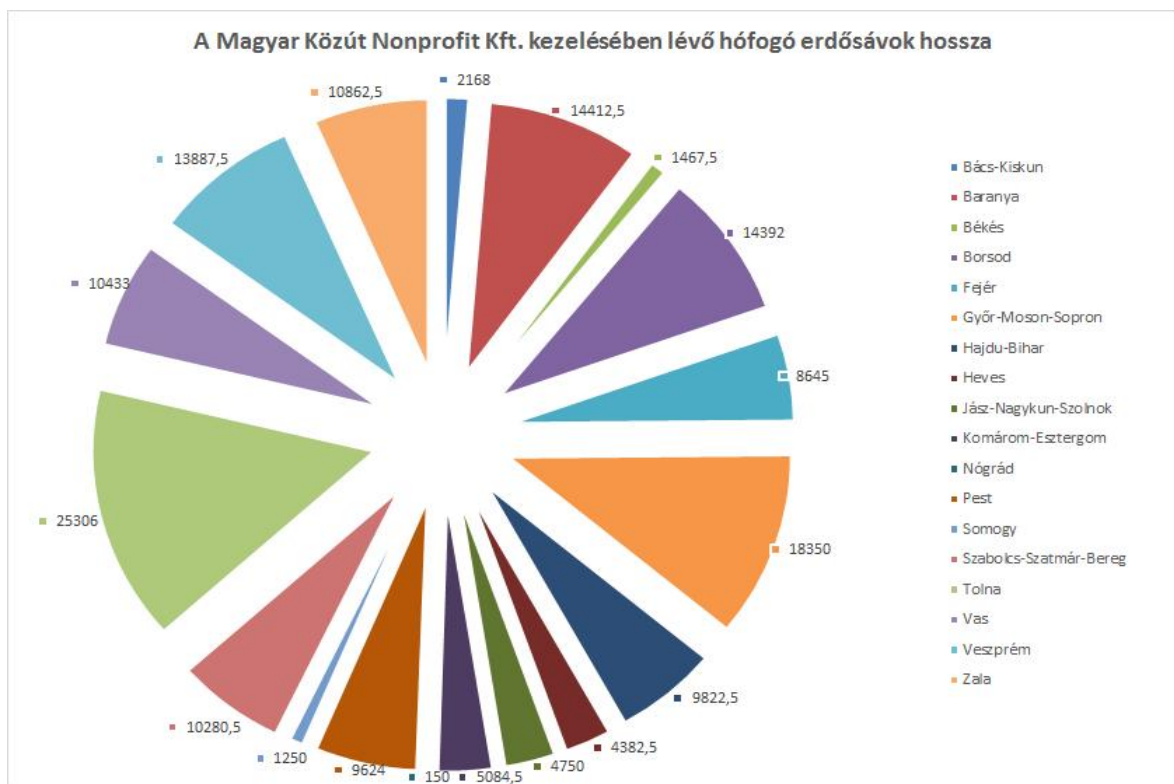
2. ábra: Mezővédő erdők tulajdon szerkezete



3. ábra: A 100-án nagyobb térfoglalású fafajok megoszlása a mezővédő erdők esetében



4. ábra: Mezővédő erdők térfoglalása egyes termőhelyi viszonyok alapján



5. ábra: A Magyar Közút Nonprofit Zrt. kezelésében lévő hófogó erdősávok hossza

Ezen előzetes adatfeltáró vizsgálat folytatásaként a következő években felmérésre kerül két olyan erdősáv(rendszer), melyek létrehozásában és vizsgálatában az Erdőművelés Tanszék évtizedek óta részt vesz. Mindezek után – e munka szerves részeként – olyan új típusú erdősávtervek megalkotása a célunk, amelyek eredményeként a megvalósításra kerülő erdősávok, a velük szembeni követelményeknek minél jobban megfelelnek.

Köszönetnyilvánítás – Munkámat az Agrárklíma-2 (VKSZ_12-1-2013-0034) támogatása tette lehetővé.

AZ IDŐJÁRÁS OKOZTA NAGYVAD ELHULLÁSOK MAGYARORSZÁGON 1998-2007

GOSZTOLA István¹ – LÁSZLÓ Richárd¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron
laszlo.richard@emk.nyme.hu

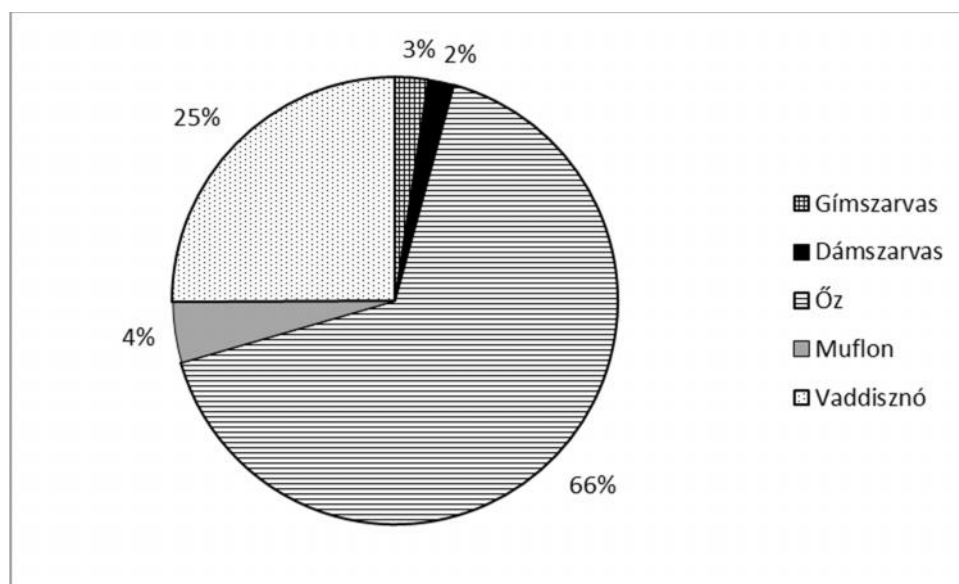
1. Bevezetés

1997-ben indult el a vadelhullás monitoring program, amelynek keretében a vadászatra jogosultak adatszolgáltatásának köszönhetően nyomon tudjuk követni az egyes vadfajok esetében a különböző okokból történő elhullásokat.

Ennek az adatszolgáltatási rendszernek a segítségével tudjuk regisztrálni az egyes tényezők hatását a vadállományra, valamint vizsgálni az egyes hatótényezők jelentőségét. Ezen projekt keretében követtük nyomon az időjárás okozta elhullások nagyságát is országos szinten.

2. Vizsgálati anyag és módszer

Tanulmányunkban az első vadgazdálkodási ciklusban bekövetkezett vadelhullásokat vizsgáltuk. A munkánkhoz a Magyar Vadelhullás Monitoring kiadványt és jelentőlapjait használtuk fel, amelyeket a vadászatra jogosultak a vadgazdálkodási jelentésekkel együtt küldenek be a vadászati hatóságnak, akik megyénként továbbítják a Nyugat-magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézetébe feldolgozásra (FARAGÓ & LÁSZLÓ, 2002a, 2002b, 2003a, 2003b, 2005, 2006, 2007, 2008, 2010). A vadállományban ezen okból bekövetkezett kár nagyságának megállapítására az 1996. évi LV. törvény végrehajtási rendeletének (79/2004. (V. 04.) FVM rendelet) 20. mellékletében meghatározott vadászható fajok vadgazdálkodási értékét használtuk fel. A vizsgálat során összehasonlítottuk az elhullások nagyságát az Országos Vadgazdálkodási Adattárban megtalálható becsült nagyvadállománnyal és a terítékadatokkal (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007).



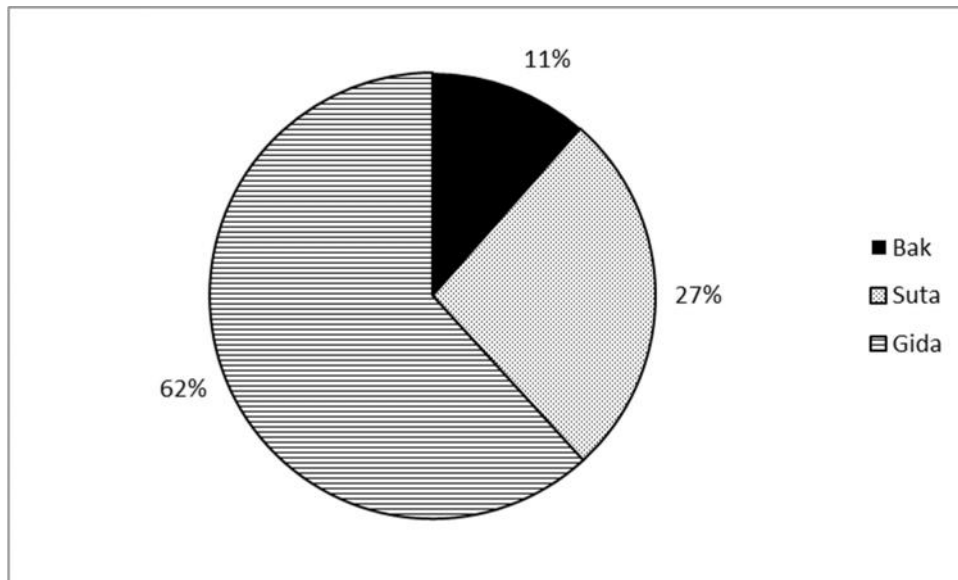
1. ábra: Az időjárás okozta nagyvad elhullások megoszlása a vizsgált időszakban

3. Vizsgálati eredmények

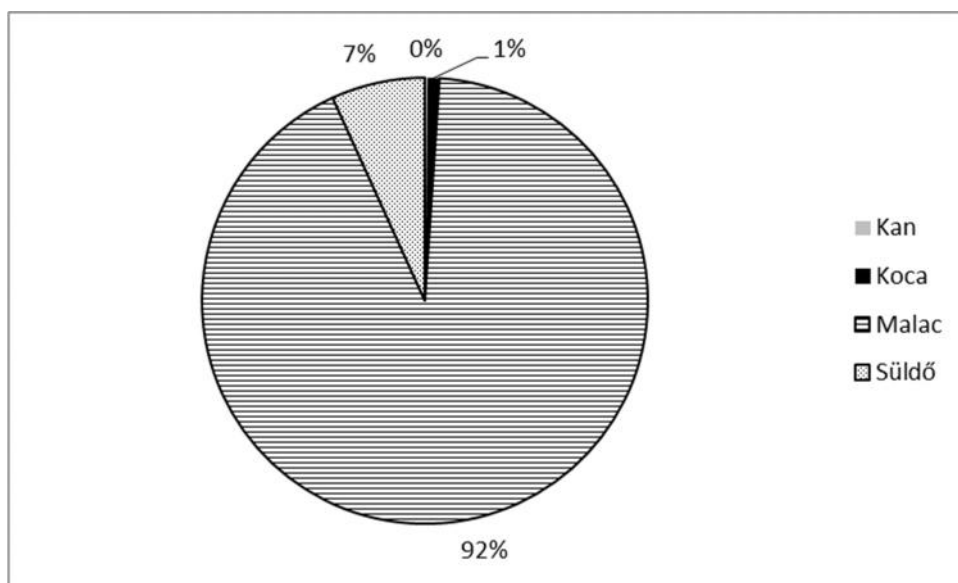
A vizsgált vadgazdálkodási ciklusban közel 15000 ilyen okra visszavezethető elhullást regisztráltunk, amelynek éves megoszlása igen változó volt. A nagyvad esetében elsősorban a kemény telekkel jellemezhető években mutatkozott kiemelkedő mértékű elhullás.

Az időjárás következtében a vizsgált periódusban az őz és a vaddisznó pusztult el a legnagyobb egyedszámban (1. ábra).

Az elhullások elsősorban a fiatal egyedeket érintette, őz esetében az elhullott egyedek több mint fele gida volt (2. ábra), míg vaddisznó esetében ez az érték meghaladta a 90%-ot (3. ábra).

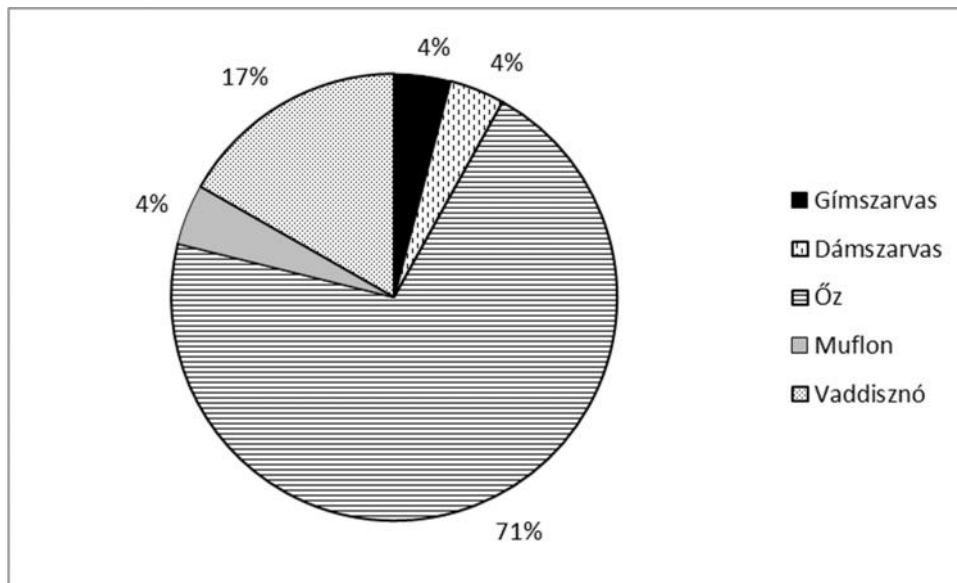


2. ábra: Az időjárás okozta őz elhullások megoszlása a vizsgált időszakban



3. ábra: Az időjárás okozta vaddisznó elhullások megoszlása a vizsgált időszakban

A vizsgált időszakban vadászható fajok vadgazdálkodási értékét figyelembe véve a nagyvadállományban ilyen okra visszavezethető kár nagysága meghaladta az 1 milliárd forintot. Ez a veszteség legnagyobb mértékben az őz és a vaddisznó állományban jelentkezett (4. ábra).



4. ábra: Az időjárás okozta elhullások értékebeli megoszlása a vizsgált időszakban

4. Vizsgálati eredmények értékelése

Az Országos Vadgazdálkodási Adattárban (1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007) nyilvántartott becsült állomány nagyságához képest, a muflon elhullásai voltak a legnagyobbak, majd ezt követték a vaddisznó és az őz elhullásai. A vélt állomány mérethez képest a legkisebb elhullási arányt a gím, és dámszarvasnál találtuk.

A teríték nagyságához képest a legnagyobb elhullások az őz-, majd a vaddisznóállományt érintették. Őz esetében a teríték nagyságához képest a veszteségek csaknem 3%-osak voltak, míg vaddisznó esetében ez az érték 1% körül alakult. Muflon, gím és dák esetében a 0,5%-ot sem érte el ez az arány.

Az összes vadelhullásokon belül az időjárás okozta elhullások mértéke a muflon esetében volt a legnagyobb, meghaladta a 20%-ot. Vaddisznó, őz, dák ill. gím esetében ezek az értékek 9,5%-, 9%-, 6%- ill. 1,5%-osnak adódtak.

Irodalomjegyzék

- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2002a): Magyar Vadelhullás Monitoring 1998/1999. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2002b): Magyar Vadelhullás Monitoring 1999/2000. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2003a): Magyar Vadelhullás Monitoring 2000/2001. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2003b): Magyar Vadelhullás Monitoring 2001/2002. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2005): Magyar Vadelhullás Monitoring 2002/2003. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2006): Magyar Vadelhullás Monitoring 2003/2004. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2007): Magyar Vadelhullás Monitoring 2004/2005. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2008): Magyar Vadelhullás Monitoring 2005/2006. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2010): Magyar Vadelhullás Monitoring 2006/2007. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron. kézirat

- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (1998): Vadgazdálkodási Adattár. 1997/1998. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (1999): Vadgazdálkodási Adattár. 1998/1999. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2000): Vadgazdálkodási Adattár. 1999/2000. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2001): Vadgazdálkodási Adattár. 2000/2001. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2002): Vadgazdálkodási Adattár. 2001/2002. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2003): Vadgazdálkodási Adattár. 2002/2003. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2004): Vadgazdálkodási Adattár. 2003/2004. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2005): Vadgazdálkodási Adattár. 2004/2005. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2006): Vadgazdálkodási Adattár. 2005/2006. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2007): Vadgazdálkodási Adattár. 2006/2007. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő

AZ ÁRVÍZ ÉS A BELVÍZ OKOZTA NAGYVAD ELHULLÁSOK MAGYARORSZÁGON 1998-2007

GOSZTOLA István¹ – LÁSZLÓ Richárd¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron
laszlo.richard@emk.nyme.hu

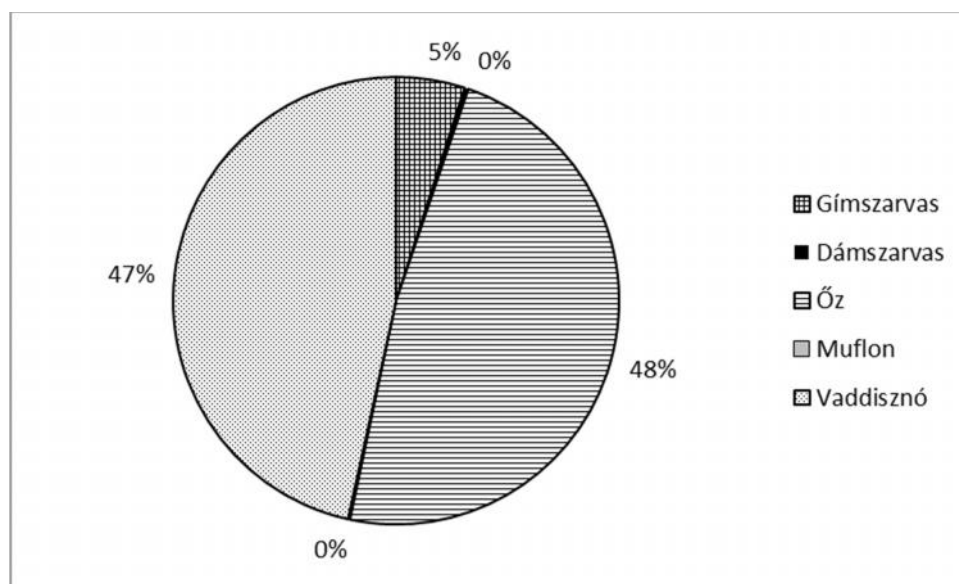
1. Bevezetés

1997-ben indult el a vadelhullás monitoring program, amelynek keretében a vadászatra jogosultak adatszolgáltatásának köszönhetően nyomon tudjuk követni az egyes vadfajok esetében a különböző okokból történő elhullásokat.

Ennek az adatszolgáltatási rendszernek a segítségével tudjuk regisztrálni az egyes tényezők hatását a vadállományra, valamint vizsgálni az egyes hatótényezők jelentőségét. Ezen projekt keretében követtük nyomon az árvíz és a belvíz okozta elhullások nagyságát is országos szinten.

2. Vizsgálati anyag és módszer

Tanulmányunkban az első vadgazdálkodási ciklusban bekövetkezett vadelhullásokat vizsgáltuk. A munkánkhoz a Magyar Vadelhullás Monitoring kiadványt és jelentőlapjait használtuk fel, amelyeket a vadászatra jogosultak a vadgazdálkodási jelentésekkel együtt küldenek be a vadászati hatóságnak, akik megyénként továbbítják a Nyugat-magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézetébe feldolgozásra (FARAGÓ & LÁSZLÓ, 2002a, 2002b, 2003a, 2003b, 2005, 2006, 2007, 2008, 2010). A vadállományban ezen okból bekövetkezett kár nagyságának megállapítására az 1996. évi LV. törvény végrehajtási rendeletének (79/2004. (V. 04.) FVM rendelet) 20. mellékletében meghatározott vadászható fajok vadgazdálkodási értékét használtuk fel. A vizsgálat során összehasonlítottuk az elhullások nagyságát az Országos Vadgazdálkodási Adattárban megtalálható becsült nagyvadállománnyal és a terítékadatokkal (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007).



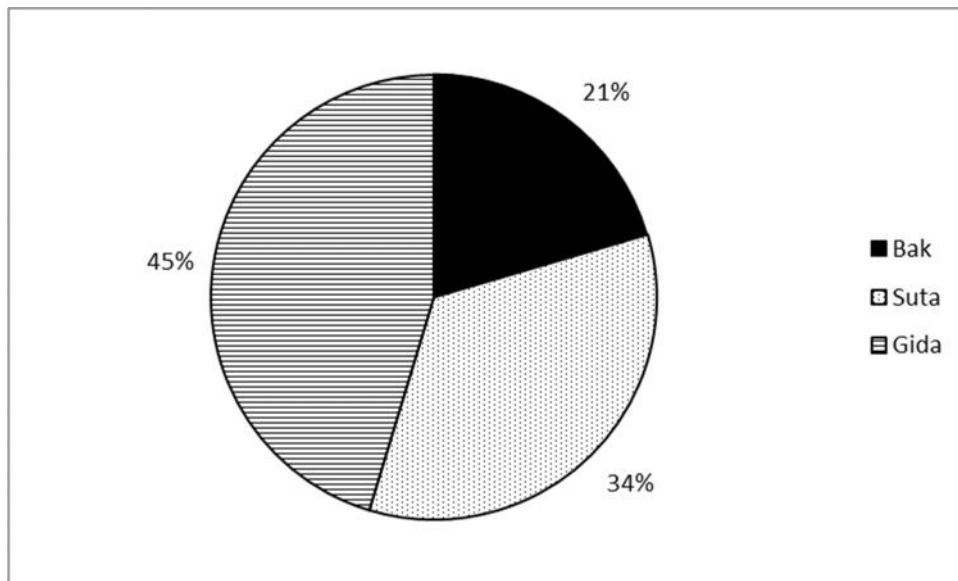
1. ábra: Az árvíz és a belvíz okozta nagyvad elhullások megoszlása a vizsgált időszakban

2. Vizsgálati eredmények

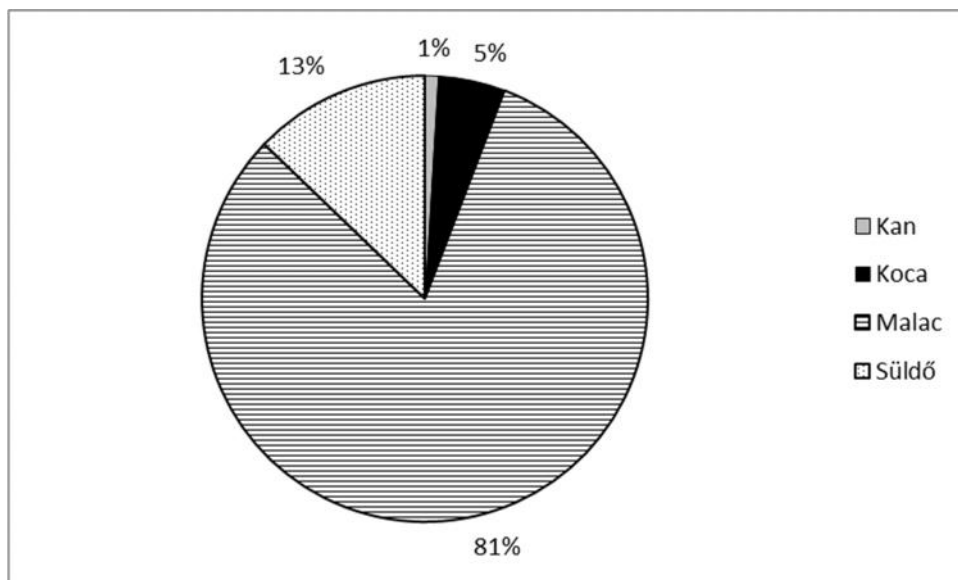
A vizsgált vadgazdálkodási ciklusban több komoly, némelyik évben rendkívüli árvíz sújtotta Magyarországot, ezen időszakban több mint 12000 nagyvad elhullását regisztráltuk. A Tisza és mellékfolyói esetében kiemelt árvizes évek bizonyultak 1998, 1999, 2000, 2001 és 2006; a Duna és mellékfolyói tekintetében a 2002-es és 2006-os év. Belvíz szempontjából a legrosszabb helyzet 1999-ben, 2000-ben és 2006-ban adódott.

Az árvíz és a belvíz következtében a vizsgált periódusban az őz és a vaddisznó pusztult el legnagyobb egyedszámban (1. ábra).

Az elhullások elsősorban a fiatal egyedeket érintették, őz esetében az elhullott egyedek közel fele gida volt (2. ábra), míg vaddisznó esetében ez az érték meghaladta a 80%-ot (3. ábra).

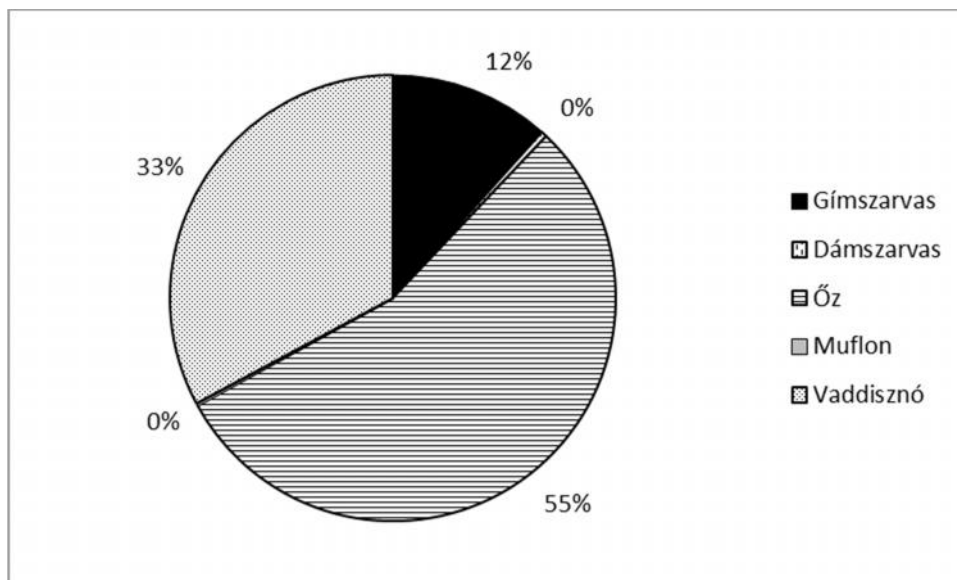


2. ábra: Az árvíz és a belvíz okozta őz elhullások megoszlása a vizsgált időszakban



3. ábra: Az árvíz és a belvíz okozta vaddisznó elhullások megoszlása a vizsgált időszakban

A vizsgált időszakban a nagyvadállományban ilyen okra visszavezethető kár nagysága meghaladta az 1 milliárd forintot. Ez a veszteség legnagyobb mértékben az őz és a vaddisznó állományban jelentkezett (4. ábra).



4. ábra: Az árvíz és a belvíz okozta elhullások értékelési megoszlása a vizsgált időszakban

4. Vizsgálati eredmények értékelése

Az Országos Vadgazdálkodási Adattárban (1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007) nyilvántartott becsült állomány nagyságához képest, a vaddisznó elhullásai voltak a legnagyobbak, majd ezt követték az őz és a gímszarvas elhullásai. A vélt állomány mérethez képest a legkisebb elhullási arányt a dámszarvasnál és a muflonnál találtuk.

A teríték nagyságához képest a legnagyobb elhullások az őz-, majd a vaddisznóállományt érintették. Ezen vadfajok esetében a teríték nagyságához képest a veszteségek csaknem 2%-osak voltak. Muflon, gím és dám esetében a 0,2%-ot sem érte el ez az arány.

Az összes elhullásokon belül az árvíz és belvíz okozta elhullások aránya a vaddisznó esetében adódott a legnagyobbnak, 16%, az őznél 6%-os, gímnél 3%-os, a dámnál és a muflonnál alig 1-1%-os volt ez az érték.

Irodalomjegyzék

- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2002a): Magyar Vadelhullás Monitoring 1998/1999. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2002b): Magyar Vadelhullás Monitoring 1999/2000. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2003a): Magyar Vadelhullás Monitoring 2000/2001. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2003b): Magyar Vadelhullás Monitoring 2001/2002. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2005): Magyar Vadelhullás Monitoring 2002/2003. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2006): Magyar Vadelhullás Monitoring 2003/2004. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2007): Magyar Vadelhullás Monitoring 2004/2005. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2008): Magyar Vadelhullás Monitoring 2005/2006. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron
- FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2010): Magyar Vadelhullás Monitoring 2006/2007. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron. kézirat

- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (1998): Vadgazdálkodási Adattár. 1997/1998. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (1999): Vadgazdálkodási Adattár. 1998/1999. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2000): Vadgazdálkodási Adattár. 1999/2000. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2001): Vadgazdálkodási Adattár. 2000/2001. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2002): Vadgazdálkodási Adattár. 2001/2002. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2003): Vadgazdálkodási Adattár. 2002/2003. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2004): Vadgazdálkodási Adattár. 2003/2004. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2005): Vadgazdálkodási Adattár. 2004/2005. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2006): Vadgazdálkodási Adattár. 2005/2006. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR (2007): Vadgazdálkodási Adattár. 2006/2007. vadászati év.
Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő

NUMERIKUS ANALÍZIS ALKALMAZÁSA TALAJMŰVELŐ SZERSZÁMOK FEJLESZTÉSÉHEZ

MAJOR Tamás¹ – HORVÁTH Béla¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdészeti-műszaki és Környezettechnikai Intézet, Sopron
major@emk.nyme.hu

Kivonat – Magyarország adottságai közt eredményes erdőfelújítást végrehajtani a területek többségén csak megfelelő minőségű talaj-előkészítést követően lehet. A korábban készült talajművelő szerszámok gyakorlati tapasztalatok alapján készültek, ezek vizsgálata, elméletének leírása nagyjából hiányzik. Ezen cikkünkben a numerikus eljárások közül elsősorban a végeelem-módszer alkalmazásával a talajművelő szerszámok vizsgálatában, fejlesztésében eddig elért eredményeket foglaljuk össze.

1. Bevezetés

A talajművelő szerszámok munka közben valamilyen formában elvágják a talajt. A talajvágási folyamatot azonban a legtöbbször különböző deformációs jelenségek kísérik, amelyek lényegesen megnehezítik a vágási folyamat törvényszerűségeinek vizsgálatát, illetve az ilyen talajművelő szerszámok megbízható méretezését (SITKEI 1967, KERÉNYI 1996a).

A mérnöki gyakorlatban előforduló összetett geometriai és terhelési viszonyokat ma már egyre kevésbé lehet visszavezetni a hagyományos, mechanikailag idealizált esetekre. Az analitikus megoldások sok esetben nem alkalmazhatóak, ezért szükségessé vált a különböző numerikus megoldások kidolgozása. Ezen eljárások számos olyan tényező figyelembevehetőségét teszik lehetővé, amelyeket analitikus módszerekkel egyáltalán nem, vagy csak nagy matematikai nehézségek árán lehetne számításba venni. A végeelem-módszer napjainkra a műszaki számítások területén az egyik leggyakrabban alkalmazott numerikus eljárássá vált (ÉGERT, PERE 2011). A számítástechnikában beálló gyors fejlődés, a számítógépek kapacitásának, sebességének nagymértékű növekedése, a fizikai jelenségek korábbi években még nem látott bonyolultságú modellezésére, gyors számításokra, az eredmények sokoldalú analizálására adnak módot (PÁCZELT 1999; KLEIN 1999).

2. Vizsgálati módszerek és eredmények

Mivel a végeelem-módszer (Finite Element Method – FEM) jól alkalmazható anyagi nemlineáris viselkedés esetén is, talajmechanikai feladatok megoldására is gyakran alkalmazzák. A talaj és szerszám kapcsolatának végeelem-módszerrel való vizsgálata során pontos képet kaphatunk a talajvágás folyamatáról, a szerszámra ható erőkről és a talajban keletkező deformációkról (KERÉNYI 1996a).

A talaj vágását végeelem-módszerrel először YONG és HANNA (1977) vizsgálta. Ők kétdimenziós modellt alkalmaztak, később háromdimenziós modellek is születtek. A FEM fejlődésével a szerszám-talaj kapcsolatának vizsgálatához egyre bonyolultabb modellek készültek. Számos kutató laboratóriumi és szántóföldi mérésekkel összehasonlítva bizonyította, hogy a numerikus megoldások megfelelő eredményeket adnak.

A hazai mezőgazdasági kutatásokban is születtek már eredmények. Magyarországon KERÉNYI (1996b) egyszerű szerszám és talaj kapcsolatát modellezte, legfontosabb feladatának a fölállított talajmodell igazolását tekintette. A számításokat ő is két dimenzióban végezte (KERÉNYI 1996a,1024

KERÉNYI 1996b).

MOUAZEN (1997) háromdimenziós végeelem analízist használt a talajvágási folyamat modellezéséhez, amely a Drucker-Prager rugalmas tökéletesen alakítható anyagmodellen alapult. Kü-

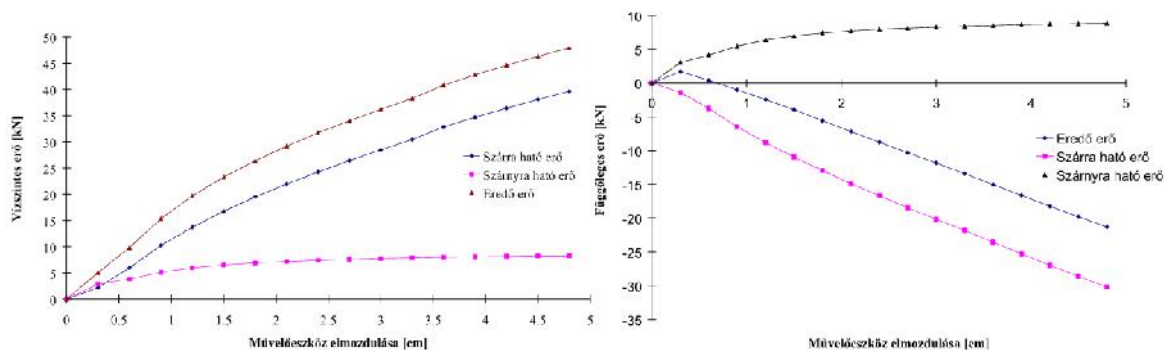
lönböző konstrukciójú szerszámok modellezése révén meghatározta az optimális konstrukciójú altalajlazítót, amely minimális vonóerőt igényel, és jó minőségű talajlazítást végez.

Az erdőgazdálkodásban használt gépek közül először homokos-vályogtalajok erdészeti mélylazítókkal történő lazítását vizsgáltuk végeelem-módszerrel (MOUAZEN, NEMÉNYI, HORVÁTH 1998). A talajt rugalmas – tökéletesen képlékeny anyagnak tekintettük. Itt is a Drucker-Prager anyagmodellt és folyási függvényét használtuk, melynek alapadatai az 1. táblázatban láthatók. A talaj anyagi (fizikai) és geometriai paramétereinek változását nemlineárisnak tekintettük. A talaj és a művelőeszköz közötti kapcsolatot Coulomb törvénnyel (adhézió nélkül: száraz súrlódás) szimuláltuk.

1. táblázat. A talaj és a talaj - szerszám kapcsolat tulajdonságai

Jellemző	Érték
<i>Talajjellemzők:</i>	
– kohézió [kPa]:	15,5
– belső súrlódási szög [fok]:	31,8
– sűrűség [kg/m ³]:	1731
– Poisson tényező:	0,3596
– Young modulus [kPa]:	8067
<i>Talaj és szerszám kapcsolatának jellemzői:</i>	
– talaj - fém közötti súrlódási szög [fok]:	23
– talaj - fém közötti adhézió [kPa]:	0

Meghatároztuk a mélylazítóra ható vízszintes és függőleges erőket (1. ábra), ill. talajelmozdulásokat (2. ábra), valamint a feszültségeloszlási mezőket.

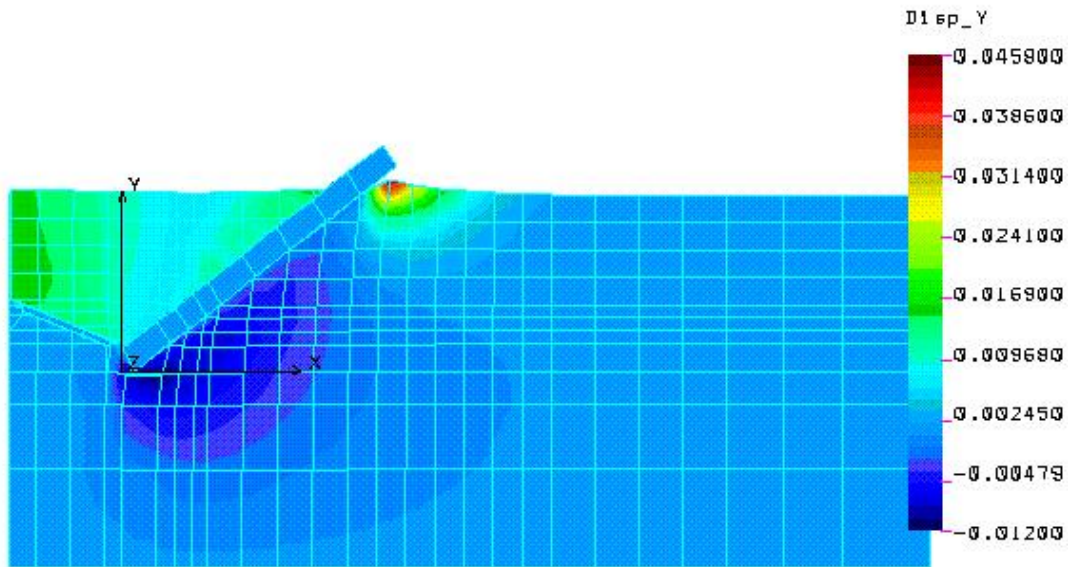


1. ábra. A hátrahajló élű mélylazítóra ható erő az elmozdulás függvényében

A hátrahajló élű talajlazító két fő részből áll, nevezetesen a szárból és a szárnyakból.

Külön számoltuk a szárra és a szárnyakra ható erőket, majd azokat összegeztük. Mind a szárra, mind a szárnyakra ható vízszintes erők növekedése kis elmozdulásoknál nagy, míg nagyobb elmozdulásoknál az emelkedési ráta csökken. 4 cm elmozdulás után a szárnyakra ható vízszintes erők eredője nem változik. Meg kell továbbá jegyezni, hogy a talaj tömörítése következtében (a szár előtt) a felület csak kissé emelkedett meg (2. ábra), ez az oka, hogy a szárra ható vízszintes erők folyamatosan növekednek.

A függőleges erők változása az eszköz elmozdulása függvényében hasonló tendenciát mutat, mint a vízszintes erők változása, azonban míg a szárnyra ható részerők az elmozdulás függvényében pozitív irányban változnak, a szárra ható erők iránya negatív. A szerszámra ható függőleges erők eredője negatív, miután a szárnyakra ható pozitív vertikális erők kisebbek, mint a szárra ható negatív erők. Ez a negatív eredő a szerszámot felfelé kényszeríti, a talajból igyekszik kiemelni. Ezért kell ezt a hatást súlyokkal kompenzálni, hogy a megfelelő művelési mélységet biztosítsuk.



2. ábra. A talaj függőleges irányú elmozdulása 5 cm művelőeszköz elmozdulása után

Az elmúlt években egy speciális forgó késrendszerű pásztázógépet (BPG-600) vizsgálatunk (MAJOR T 2014). Ennek működése a hagyományos végeelem-módszerrel nem modellezhető, hiszen működése közben egyszerre haladó és forgó mozgást is végez, minek következtében a végeelem háló megszakadna. Olyan módszert kellett találni, mely összetett mozgások modellezésére is alkalmas. Az analízishez ezért FEM-SPH kapcsolt szimulációt alkalmaztunk. A szerszámot hagyományos véges elemekből építettük fel, a talajt pedig a csillagászati számításokra kifejlesztett hálózatmentes SPH elemekből. A talaj szilárdsági tulajdonságainak leírására a Drucker-Prager anyagmodellt alkalmaztunk, melynek alapadatai itt is az 1. táblázat szerintiék.

A szimulációt különböző haladási sebesség és 58 1/min fordulatszám mellett futtattuk, mely alapján meghatároztuk a vonóerő átlagos és legnagyobb értékét:

- 1 km/h haladási sebességnél: 560 N, illetve 882 N;
- 1,5 km/h haladási sebességnél: 636 N, illetve 992 N.

Meghatároztuk továbbá a feszültség eloszlást a talajban (3. ábra).

A deformációs zónán belül a feszültség közel állandó. A deformációs zóna a szerszám előtt 14 cm távolsáig terjed, oldalirányban a szárnyak végétől 11 cm-re.

A szerszám előtt a nyomófeszültség maximális értéke -25 kPa, a szerszám mögött pedig 15 kPa húzófeszültség ébred, mely értékek a gyakorlati mérések alapján reálisnak mondhatók.

4. Eredmények értékelése, következtetések

A végeelem-módszer elterjedése megváltoztatta a klasszikus tervezési folyamatot. A FEM alkalmazása beépült a különböző termékek előállításának folyamatába. A gyártási költség, ezen belül a tervezési költség, jelentős részét a kísérleti darabok legyártása és azok próbaüzeme teszi ki. Ezt a költséget jelentős mértékben csökkentik a numerikus eljárások.

A jövőben várható, hogy a numerikus módszerek, ezen belül a végeelem-módszer alkalmazása az erdészeti gépfejlesztések során is általánossá váljon.

A kidolgozásra került FEM-SPH kapcsolt szimulációs módszer összetett mozgások modellezésére is alkalmas. Ezen módszer kellő alapot jelent további szerszámok numerikus analízissel történő vizsgálatához.



3. ábra. Az x irányú normál feszültség eloszlása a szimuláció indításakor

Szükséges a korábban, gyakorlati tapasztalatok alapján készült talajművelő szerszámok és a megjelenő új gépek, géptípusok vizsgálata is, hiszen a szerszámok és talaj kapcsolatának modellezése, elemzése lehetőséget teremt olyan szerszámparaméterek meghatározására, amelyekkel csökkenthető a szerszámok vontatásához szükséges erő, továbbá meghatározhatók az optimális üzemi jellemzők.

Irodalomjegyzék

- BÁNHÁZI J. (szerk.) (1984): A szántóföldi munkagépek működésének elméleti alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- CZUPY I., HORVÁTH B., MAJOR T., MOUAZEN A. M., NEMÉNYI M., SITKEI GY., SPINGÁR P. (1998): Tematikus és pénzügyi zárójelentés az MKM által támogatott 397/1996. nyilvántartási számú, „Erdészeti vágásterületek talajművelés – gépesítésének fejlesztése” című kutatási programról. Kézirat, Sopron, 62 p.
- CZUPY I., HORVÁTH B. (1997): ETL-3 erdészeti talajlazító. Gépesítési információ, 6. Soproni Egyetem, Sopron. 16 p.
- ÉGERT J., PERE B. (2011): Végeselem analízis. MSC jegyzet és példatár. UNIVERSITAS-GYŐR Nonprofit Kft, Győr.
- FODOR T., ORBÁN F., SAJTOS I. (2005): Mechanika. Végeselem-módszer. Elmélet és alkalmazás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest.
- GINGOLD R. A., MONAGHAN J. J. (1977): Smoothed Particle Hydrodynamics: theory and application to non-spherical stars. Mon. Not. R. astr. Soc. 181:375-389.
- GÜNTER M., CLEMENS G. (2002): FEM für Praktiker. Band 1: Grundlagen. Expert Verlag, Renningen.
- HORVÁTH B. (1997): Tuskózás nélküli erdőfelújítási technológiák gépesítése. V. Erdészeti Szakmai Konferencia (WOOD TECH) kiadványa, Sopron.
- HORVÁTH B. (1998): Erdészeti gépgyártás Magyarországon. Profi Erdőgazda. 1: 18-19
- HORVÁTH B., SPINGÁR P. (1997): BPG-600 pásztázógép. Gépesítési információ, 7. Soproni Egyetem, Sopron. 24 p.
- KERÉNYI GY. (1996a): A talaj vágásának modellezése végeselem módszerrel. Doktori értekezés, Budapest.

- KERÉNYI GY. (1996b): A talaj és egyszerű szerszám kapcsolatnak modellezése végeelem módszerrel. *Járművek, Építőipari és Mezőgazdasági Gépek*, 12:431-435.
- KLEIN B. (1999): FEM Grundlagen und Anwendungen der Finite-Element-Methode im Maschinen- und Fahrzeugbau. Vieweg, 3., überarbeitete Auflage. Braunschweig/Wiesbaden.
- KOVÁCS Á. szerk. (2011): Végeelem módszer. Egyetemi tananyag. Typotex Kiadó, Budapest.
- MAJOR T. (2014): Tuskós területek talaj-előkészítésének gépesítés-fejlesztése. Doktori (PhD) értekezés. Sopron.
- MCKYES E. (1985): Soil Cutting and Tillage, Department of Agricultural Engineering, McDonald College of McGill University, Canada.
- MEIBNER U. F., MAURIAL A. (2000): Die Methode der finiten Elemente. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.
- MÉSZÁROS I., SITKEI GY., KÉGL J. (1965): A mezőgazdasági gépek vizsgálata. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MONAGHAN J. J. (1988): An introduction to SPH. *Computer Physics Communications*. 48:89-96.
- MONAGHAN J. J. (1992): Smoothed Particle Hydrodynamics. *Annu. Rev. Astron. Astrophys.* 30:543-574.
- MOUAZEN A. M. (1997): Modelling the interaction between the soil and tillage tools. Candidate of Science (Doctor of Philosophy, Ph.D.) Mosonmagyaróvár.
- MOUAZEN A. M., NEMÉNYI M. (1996): Two-dimensional finite element analysis of soil cutting by medium subsoiler. *Hungarian Agricultural Engineering*. 9:32-36.
- MOUAZEN A. M., NEMÉNYI M. (1998): A Finite Element Model of Soil Loosening by a Subsoiler with Respect to Soil Conservation. *Advances in GeoEcology*. 31:549-556.
- MOUAZEN A. M., NEMÉNYI M., HORVÁTH B. (1998): Investigation of Forestry deep subsoiling by the finite element method. *Hungarian Agricultural Engineering*. 11:47-49.
- PÁCZELT I. (1993): A végeelem-módszer alapjai. Miskolci Egyetemi Könyvkiadó, Miskolc.
- PÁCZELT I. (1999): Végeelem-módszer a mérnöki gyakorlatban, I. kötet, Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc.
- PÁCZELT I., SZABÓ T., BAKSA A. (2007): A végeelem-módszer alapjai. Egyetemi jegyzet, Miskolc.
- SITKEI GY. (1986): Mezőgazdasági és erdészeti járművek modellezése. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- YONG R. N., HANNA A. W. (1977): Finite element analysis of plane soil cutting. *Journal of Terramechanics*, 14(3):103-125.

A *MISCANTHUS SINENSIS TATAI* ENERGIANÁD-FAJTA BETAKARÍTÁSÁNAK ÖKONÓMIAI VIZSGÁLATA

MAROSVÖLGYI Béla – PINTÉR Csaba¹

¹Nyugat-Magyarországi Egyetem, Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola
csaba.pinter83@gmail.com

Kivonat – A *Miscanthus* a Himalája déli lejtőiről származó növény. A magyarországi éghajlati viszonyokra *Miscanthus sinensis Tatai* (MST) néven, 2006-ban nemesítették. A fajta jellemzői a fagyállóság, szárazságtűrés, és magas energetikai érték, amiért egyre növekszik a növény ültetvényeken történő termesztésével előállított biomassza iránti kereslet. A magas hozamú energianádból származó biomasszát bálázott formában fogadják a hazai erőművek. A lakossági felhasználás még csekély mértékű, annak ellenére, hogy gázfűtés használata helyett energianádból készült brikettel, pellettel történő energiatermelés jelentősen csökkentheti egy átlagos lakás energiaköltségeit. Az MST betakarítás-technológiáját Tatán dolgozták ki. A módszer alkalmazásával nyert, bálázott formában rendelkezésre álló energianád megfelel a legtöbb itthoni erőmű biomassza-kazánjában elégetett alapanyaggal szemben támasztott formai, minőségi, logisztikai, kezelhetőségi követelménynek. A betakarítási technológia alkalmazásával hazai biomassza-erőművek részére rentábilisan értékesíthető a *Miscanthus*, amely így gazdájának a telepítést követő 3-4. évtől kezdődően 20-25 évig tartó, előre számítható jövedelmet biztosíthat.

1. Bevezetés

Napjaink, és valószínűleg jövőnk egyik legnagyobb kihívása, illetve üzleti lehetősége a megújuló energia szektor, azon belül a biomassza alapú energiatermelés megújítása, fejlesztése. Hazánk energiatülszórás tekintetében a térség egyik legkiszolgáltatottabb országa. A földgáz nagymértékű importja az utóbbi évek tapasztalatai alapján aggasztó méretű függőséget jelent. Az Európai Unió (EU) törekvései révén is inkább a tiszta, megújuló energiaforrásokat preferálja. Az EU-ban az erőművek egyre nagyobb hányada az energianövények felhasználására alapozott új blokkokat fejleszti, ezért a jövőben várhatóan növekvő igény jelentkezik a termesztett biomassza-energiahordozók iránt. A nemzetközi- és hazai energiapolitikai helyzet megköveteli a megújuló energiaforrások felhasználásának növelését. Az EU 2020-ra a megújuló felhasználási arányát a teljes energiatermelésben legalább 20 %-ra kívánja emelni. (FODOR 2013) Ennek érdekében a fosszilis energiahordozók használatának jelentős mértékű csökkentésére, radikális változásra van szükség, melyhez az alternatív energiákat célzó, megalapozott, többszintű kutatásokon nyugvó eredmények, előrejelzések, vizsgálatok és beruházások szükségesek. (IVELICS 2006)

A hazai önkormányzati szféra, illetve a magyar lakosság nagy része mentesülni szeretne a folyamatosan növekvő gáz- és egyéb fosszilis energiahordozók felhasználásával kapcsolatos költségektől, valamint a napjainkban egyre elmélyülő regionális és globális nemzetközi feszültségekből származó kiszolgáltatottságtól. A lakosság körében egyre nő az érdeklődés a biomassza-alapú kazánok – illetve a magas költségű, gáz-alapú fűtési rendszerek leváltása – iránt. A biomassza, mint tüzelőanyag természetű, megújuló, nagy mennyiségben rendelkezésre álló energiaforrás. Szinte bármilyen szántóföldről származó alapanyaggal fűthetünk, de leginkább a kifejezetten energetikai célra termesztett növények alkalmasak tüzelőnek. (ENERGIACENTRUM 2011) Az EU tagországok, így Magyarország számára is megfogalmazott célkitűzések egyértelműen a megújuló energiaforrások, köztük a biomassza jelenlegi felhasználásának nagyobb fokú energetikai célú hasznosítását kívánják meg. Ez a nemzetközi- és hazai energiapolitikai helyzet motiválta Prof. Dr. Marosvölgyi Bélát és Pintér Zoltán erdőmérnököt egy magyarországi éghajlati viszonyokra optimalizált energianövény, a későbbi *Miscanthus sinensis Tatai* szelektálására. Tizenöt éves kutatómunkájuk eredményeként 2006-ban az Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet az MST-t önálló fajtaként jegyezte be. (PINTÉR 2015)

A tanulmány ismerteti az energianád Tatán kidolgozott, egyik lehetséges betakarítási technológiájának költségeit, majd összeveti azokat a keletkező bevételek nagyságával, illetve bemutatja, hogy a kialakított betakarítási módszer alkalmazásával, a felbálázott energianád értékesítéséből származó bevételek mértéke meghaladja a technológia teljes költségének mértékét.

2. A vizsgálat módszere

A vizsgálat során a Komárom-Esztergom Megyei Parképítő és Kertészeti Zrt. tulajdonában álló, Komárom-Esztergom megyében, Tatán, Ácson, valamint a Győr-Moson-Sopron megyei Nagyszentjános külterületén elhelyezkedő, összesen 50 ha nagyságú *Miscanthus sinensis Tatai* energianád ültetvények gyors, költséghatékony betakarítási technológiájának kidolgozását tűztük ki célul. A módszer alkalmazásával nyert biomasszának meg kellett felelnie a végfelhasználók, vagyis a hazánkban üzemelő biomassza erőművek által elégetett szálas mezőgazdasági melléktermékekre, és egyéb tüzelési alapanyagként beszállított biomasszákra vonatkozó formai, minőségi, kezelhetőségi kritériumoknak, így a technológia összeállítása során ezeket messzemenőig szem előtt kellett tartanunk. Az Európában, illetve az Egyesült Államokban sikeresen használt módszerek megismerése, a hazai-és nemzetközi irodalom tanulmányozása, illetve hazai, a mezőgazdaság terén jelentős tapasztalattal rendelkező gazdák, gazdaságok, gépforgalmazók segítettek munkánkat. A kutatás, illetve a technológia kialakítása 2009-2012 között zajlott, tökéletesítése jelenleg is folyik. (PINTÉR 2015)

3. A vizsgálat eredményei, a költségek összesítése

Az alábbiakban leírt technológiai művelet sor alkalmazása lehetővé teszi a hazai MST ültetvényekről letermelt energianád magyarországi biomassza erőművek kazánjaiban való elégetését, így megfelel a legtöbb itthoni erőmű által a felhasznált tüzelési alapanyaggal szemben támasztott formai, minőségi, kezelhetőségi követelménynek. A *Miscanthus sinensis Tatai* betakarítása a következő részfolyamatokból áll: szárzúzás, rendsodrás, bálázás. A három fő lépés után következik a logisztikai művelet sor, vagyis a már elkészült bálák területéről való lehordása – összekapcsolva a kamionra rakással – majd a biomassza végfelhasználóhoz történő elszállítása. Az 1. táblázat Komárom-Esztergom megyében, 2015-ben kapott árajánlatok alapján egy hektár energianád szárzúzás-és rendsodrásának költségeit mutatja be.

1. táblázat: Egy hektár MST energianád ültetvény szárzúzásának és rendsodrásának költsége, 2015-ben

MŰVELETEK	Ft/ha
szárzúzás	15 000
rendsodrás	6 000

Sok üzletághoz hasonlóan, a hazai erőművek biomassza tüzelési alapanyaggal történő ellátása során is a nagy távolságok, a magas szállítási költség emészteti fel a haszon nagy részét. Több beérkezett árajánlat összehasonlítása alapján elmondható, hogy 2015-ben átlagosan 270 Ft/km áron vállalják szállítványozó cégek, energianád bálák 24 tonnás pótkocsival, közúton történő szállítását.



1. ábra: A *Miscanthus sinensis* Tatai betakarítási technológiájának művelei (PINTÉR 2015)

Az alábbi számítás az MST betakarítási-, illetve végfelhasználóhoz történő eljuttatási költségeit határozza meg és veti össze az energianád aktuális átvételi árával. A szállítási költség számításához 120 km-es átlagos szállítási távolságot (oda-vissza összesen), és 270 Ft-os kilométer-díjat vettünk számításba. Ez a szállítási távolság a Tata-Bokod, illetve Ács-Szabadegyháza közötti közúti távolság átlaga (a korábbi évek során a Vértesi Erőmű Zrt. Bokodi telephelyére, illetve a Hungrana Kft. részére, Szabadegyházára szállítottunk energianádat, bálázott formában). Ez 32.400 Ft-os szállítási költséget jelent fuvaronként. Meg kellett állapítani az egy bálára, illetve egy tonnára jutó szállítási költséget. 400 kg tömegű, nagykocka bálákat vettünk alapul, amiből 46 db fér fel egy pótkocsira, így egy fordulóval kb. 18 t bálázott energianádat szállíthatunk be rendeltési helyére. Ez azt jelenti, hogy 1.800 Ft-ba kerül egy tonna, és 720 Ft-ba kerül egy db energianád bála beszállítása az ültetvénytől kb. 60 km-re elhelyezkedő erőműbe, 2015-ben.

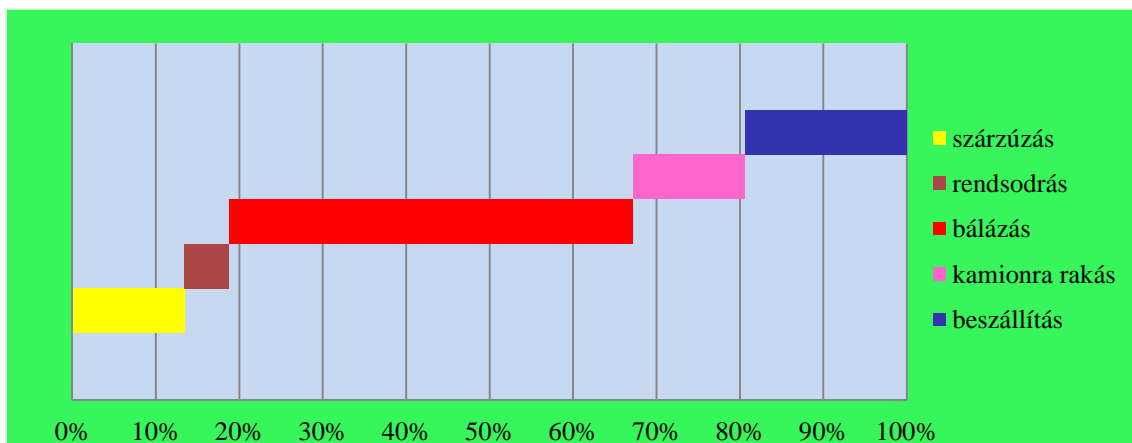
Az egy hektár ültetvényről betakarítható mennyiséget a korábbi évek megfigyelései, tapasztalatai alapján 12 tonnában állapítottuk meg. A *Miscanthus* átvételi ára átlagosan 15.000 Ft. A számítás során az 1. számú táblázatban feltüntetett, egy hektárra megadott betakarítási munkák árát osztottuk el az egy hektár energianád ültetvényről átlagosan betakarított mennyiséggel, 12-vel. Így kaptuk az egy tonnára vonatkoztatott szárzúzás és rendsodrás költségét.

A 2. táblázat bemutatja, hogy mennyibe kerül 2015-ben egy tonna MST energianád betakarítása, és egy tonna felbálázott energianád 60 km-re lévő (összesen 120 km) végfelhasználóhoz történő elszállítása. (PINTÉR 2015)

A táblázatból kiolvasható, hogy 1 t bálázott, az energianád ültetvényunktől 60 km-es távolságra fekvő hazai erőműbe szállított *Miscanthus* betakarítási és szállítási költsége összesen 9300 Ft. Az átvételi ár jelenleg 15 000 Ft. A kettő különbsége a nyereség, ami 5700 Ft tonnánként. Megállapítható, hogy MST energianád erőművek számára történő értékesítése hosszútávon rentábilis, biztos bevételi forrást jelent. A 2. ábra az energianád betakarítás egyes munkafázisainak költségeit mutatja be az összköltséghez viszonyítva, százalékos formában. (PINTÉR 2015)

2. táblázat: Egy tonna erőműbe szállított MST energianád betakarítási költségei és haszna, 2015-ben (PINTÉR 2015)

MŰVELETEK	Ft/t
szárzúzás	1 250
rendsodrás	500
bálázás	4 500
kamionra rakás	1 250
erőműbe történő beszállítás	1 800
ÖSSZESEN	9 300
ÁTVÉTELI ÁR	15 000
KÜLÖNBÖZET	<u>5 700</u>



2. ábra: Az MST energianád betakarítási munkáinak költsége az összköltséghez viszonyítva, százalékos formában (PINTÉR 2015)

Az ábrán jól látszik, hogy az MST energianád fajta Tatán kidolgozott betakarítási technológiájának alkalmazása során az egyes munkafolyamatok közül a bálázás a legköltségesebb tényező. Ez a lépés az összköltség közel 50 %-át adja, így kívánatos volna ezen lépés költségének erőteljes csökkentése.

4. Következtetések

A hazai nemesítésű *Miscanthus sinensis Tatai* energianád fajta fent bemutatott betakarítási technológiájának megválasztását az erőműi igények határozták meg. Megállapítható, hogy az MST termesztéséből és értékesítéséből származó bevételek nagysága meghaladja a ráfordítások mértékét, tehát sikerült egy költséghatékony betakarítási módszert kidolgozni.

A költségek több módon továbbcsökkenthetők. Egyes lépések felgyorsíthatók, illetve költségmegtakarítás szempontjából javíthatók. A különböző munkafolyamatok egyszerűsítésével, összevonásával jelentős összeget takaríthatunk meg. A bálák tömegének növelésével, korszerűbb, magas nyomású bálázó gépek munkába állításával azonos térfogatú, de nagyobb tömegű bálák készíthetők, ami a szállítási költséget csökkentő tényező. A külföldön előszeretettel használt egyemenetes betakarító gépek alkalmazása – a szárzúzás – rendsodrás – bálázás munkafázisok egyemenetessé történő összekapcsolása – is számottevően redukálhatja a betakarítási költségeket.

Amennyiben a hazai erőművek apríték formájában is fogadnák a *Miscanthus* energianádat, úgy Claas Jaguar, vagy New Holland járva szecskázók segítségével szintén leegyszerűsödne, felgyorsulna, és gazdaságosabbá válna a nád betakarítása. (PINTÉR 2015) További költségcsökkentő tényező a szállítási távolság csökkentése, minimalizálása. Ennek kézenfekvő módja, ha *Miscanthus* ültetvényünket lehetőség szerint a potenciális végfelhasználó közelében hozzuk létre.

Irodalomjegyzék

- ALGEIER W. (2009): Dísznövényből energianövény, *Kertészet és szőlészet*, 58. évf. 24. sz., p. 28.
- BAI et al. (2002): A biomassza felhasználása, Szaktudás Kiadó Ház, Budapest
- BENSE ÉS NAGY (2012): Lágyszárú energianövények betakarítása, *Agrofórum* 2012. május, pp. 106-109.
- DRAZIC et al. (2014): Biomass as a driving force for rural development – *Miscanthus* best practices, *Agriculture and Forestry*, Vol. 60. Issue 2: 115-124
- ENERGIACENTRUM (2011): Energianövény-ültetvény telepítési és szaporítóanyag termesztési program az energiacentrum.com-tól, energiacentrum.com
- FODOR (2013): Kihívások és lehetőségek a hazai megújulóenergia-szektorban, *Vezetéstudomány*, XLIV. évf. 2013. 9. szám, ISSN: 0133.0179
- IVELICS R. (2006): Minirotációs energetikai faültetvények termesztéstechnológiájának és hasznosításának fejlesztése, Doktori értekezés, Sopron
- MAROSVÖLGYI B. (2001a): Biomassza hasznosítás I., Nyugat-Magyarországi Egyetem, Energetikai Tanszék, Előadásanyag, Sopron
- MAROSVÖLGYI B. (2001b): Faenergetika I., Nyugat-Magyarországi Egyetem, Energetikai Tanszék, Tantárgy jegyzet, Sopron
- MAROSVÖLGYI B. és HORVÁTH . (2010): Biomassza-előállítás – és hasznosítás, FVM Vidékfejlesztési, Képzési és Szaktanácsadási Intézet, Budapest
- PINTÉR CS. (2010): A *Miscanthus* betakarítása I., Nyugat-Magyarországi Egyetem, Házi Dolgozat Ökoenergetika tantárgyból, Sopron
- PINTÉR CS. (2011): A *Miscanthus* betakarítása II., Nyugat-Magyarországi Egyetem, Házi Dolgozat Faenergetika II. tantárgyból, Sopron
- PINTÉR CS. (2015): A *Miscanthus sinensis* Tatai energianád-fajta betakarítási technológiájának ökonómiai vizsgálata, *Energia a mindennapokban, Verseny & Konferencia*, Debrecen, 2015. március 13.
- PORVAZ et al. (2012): Cultivation of Chinese Silvergrass (*Miscanthus sinensis* Anderss.) on the East Slovak lowland as a potential source of raw material for energy purposes, *Agriculture*, 58, 2012 (4): 146-153, ISSN 05513677

SOPRONI ERDEI KÖZÖSSÉGI TEREK VONZERŐLELTÁRA

NAGY Gabriella Mária¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdővagyon-gazdálkodási és Vidékfejlesztési Intézet, Sopron

1. Bevezetés

Az erdei közösségi terek turisztikai fejlesztése során gyakori probléma a megfelelő célterület, célterületek kiválasztása. Az attrakciókutatás során a leíró jellegű elemzés helyett a turisztikai vonzerőleltár készítményt tartottam célravezetőnek, mivel ebben az esetben a területen megjelenő összes érték felvételre kerül és utóbb válogatódnak ki a célpontok vonzerejük függvényében, így kisebb a szubjektív megítélés súlya (NAGY 2015).

A vonzerőleltárt mint vizsgálati módot a turisztikai desztináció menedzsment használja (LONTAI- SZILÁGYI 2010), ugyanakkor a használók köre és a használat helyszíni lehatárolása miatt a klasszikus turisztikai térnél több is és kevesebb is a jelen vizsgálat. A Soproni hegyvidék turisztikailag igen jól feltárt, a burkolt és turista utak rendszere az egész területet behálózza (NAGY et al. 2011), amin nagyszámú vonzerővel bíró csomópont alakult ki, a használók pedig jellemzően a helyi lakosok (NAGY 2011), tehát az attrakció szintje nem szükséges, hogy túllépje ezt a vonzaskörzetet. A fő kérdés, hogy a helyi lakosok hogyan használják a területet, és mi a véleményük a turizmus által kevésbé frekvenciált, bizonyos esetekben akár attrakciónak sem tekinthető zöldfelületi elemekről, amelyek jól és gyorsan elérhető rekreációs teret kínálnak a használóknak (NAGY – HÉJJ 2010).

2. Anyag és módszer

A vonzerők területi elhelyezkedéséről a NÉBIH, Erdőtérkép Adattárából nyert turisztikai infrastruktúra térkép alapján tájékozódtam (1. ábra), ami az előzetes tájékozódás szintjén már megmutatja a legfrekvenciáltabb turisztikai gócpontokat (NAGY 2015). A vonzerőket alapvetően természeti és épített értékek szerint vettem fel, ahol több attrakció volt egymás közelében, ott csoportként is igyekeztem értéküket felmérőlap segítségével felvételezni. A vonzerők látogatottságát egyszeri, egymás utáni látogatószám méréssel főidőben vizsgáltam, a többi értéket szemrevételezéssel ítélt meg.

Az értékelés során 12 értékelési kategóriát vettem figyelembe: látogatók száma; vonzerő megközelíthetősége; csatlakozó útirányok, turistautak száma; elérhető információ, marketing a vonzerőről; nyitva tartás; üzemeltetés minősége (alkalmazottak száma, fenntartás minősége); környezet minősége, illeszkedés az attrakcióhoz; az attrakció általános állapota; terhelhetőség; arcu- latba illeszkedés; csoporton belüli kohézió, egymásra hatás; vonzerő hatókör szerinti értékelése (1. táblázat).

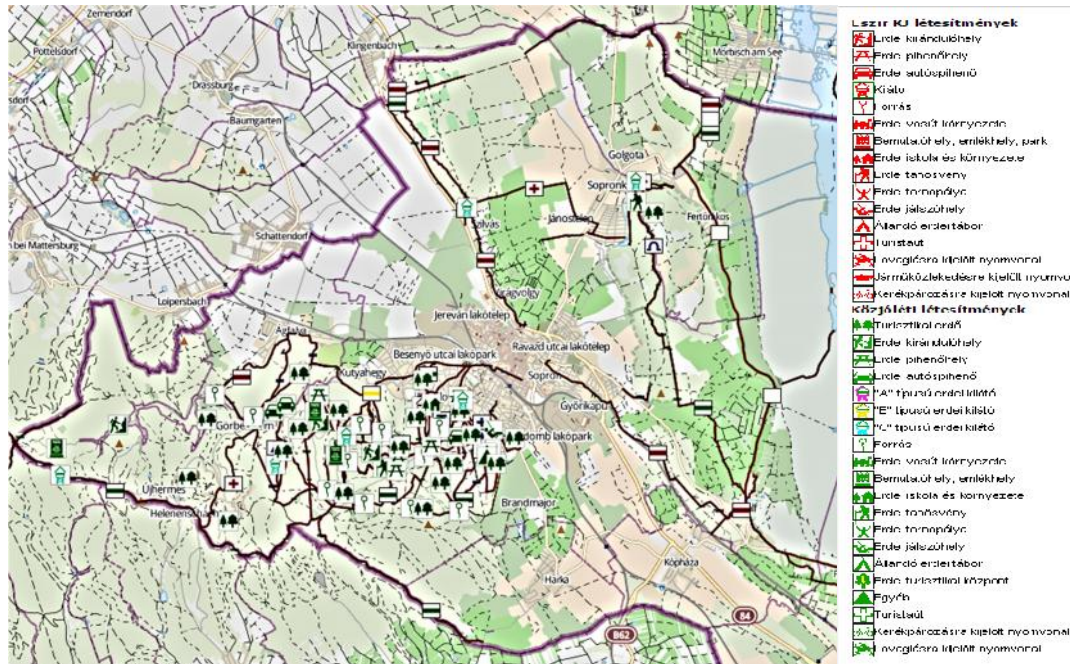
Az 1–11. kategóriáknál 1-3 pont értéket meghatározva, míg az utolsó: „Vonzerő hatókör szerinti értéke” kategóriában a turisztikai értékeléseknél szokásos helyi, regionális, országos, nemzetközi szinteket különíttem el (NAGY 2015).

3. Eredmények

Az értékelés eredményeképpen 17 és 32 pont közötti értékeket kaptam, a pontszámítás módja miatt az épített környezeti elemek sem kaptak magasabb pontértéket, mint a természetiek, így egyensúly maradt a két értéktípus között (2. ábra).

A felmérésben 36 helyszínt vizsgáltam, eredményként jól hierarchizálható fejlesztési csoportokat kaptam, ahol az egyes helyszínek jelenlegi értéke, fejlesztetősége és terhelhetősége is megjelenik.

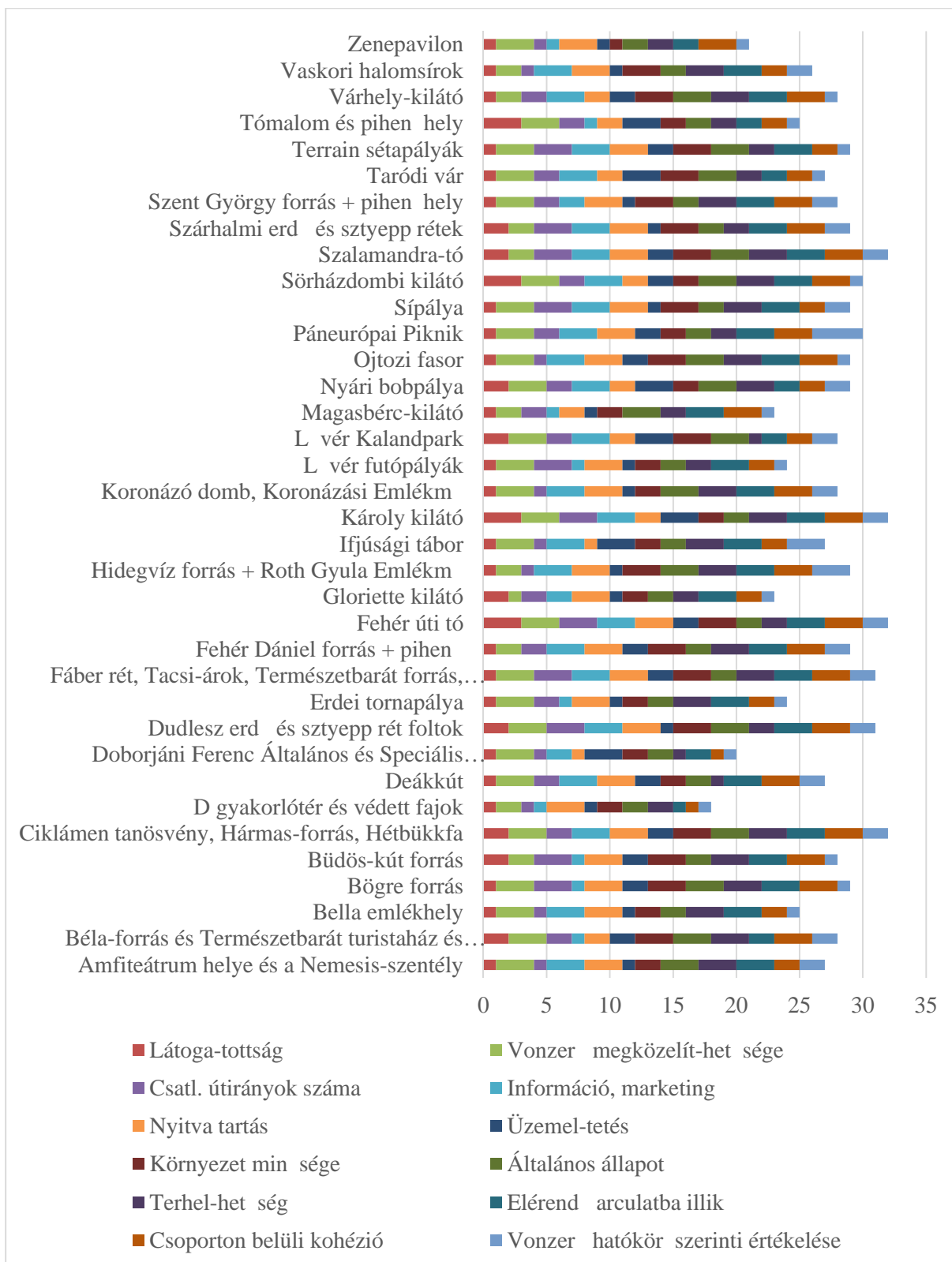
A felmérés eredménye jól mutatja, hogy a kombinált – egy területen több látnivaló – és vizes attrakciók adják a legmagasabb eredményeket, így a Károly-kilátó, a Szalamandra tó, Fehér úti tó, Dudleszerdő és sztyepp rét foltok és a Ciklámen-tanösvény–Hétforrás–Hétbűk attrakciók érték el a legmagasabb értékeket.



1. ábra: A Sopron környéki turisztikai infrastruktúra [1]

1. táblázat: A vonzerőleltár értékelési kategóriái és értékei

Pont- érték	Látoga- tottság (fő)	Vonzó megköze- líthetősége	Csatlakozó útirányok/ turistautak száma	Információ, marketing a vonzerőről	Nyitva- tartás	Üzemeltetés (alkalmazotta k száma, fenntartás minősége)	Környezet minősége	Általános állapot	Terhel- hetőség	Arculatba illeszkedés	Csoporton belüli kohézió, egymásra hatás	Vonzó hatókör szerinti értékelése
	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–3)	(1–4)
1	1–6	gyalog	1–2	helyben kírárt információs tábla	egyéni bejelent- kezés	nincs fenntartás / évente egyszer	zavaró	megmen- tendő	túlterhel- t	nem illik a településhez	negatív, értéksökkent ő hatás	Helyi vonzerő
2	7–12	kerékpár	3–5	nyomatott prospektus	korlátozott nyitva tartás	időszaki fenntartás, évente többször, de nincs állandó személyzet	átlagos	felújít- tandó	még terhelhet ő	átlagos	semleges	Regionális vonzerő
3	13+	autó, tömeg- közlekedés	6+	weblapon szerepel	állandó nyitva tartás	állandó fenntartás / személyzet	vonzó	megfelelő	kihasz- nálatlan	kiemelt attrakció / további fejlesztésre érdemes	pozitív, értéknövelő hatás	Országos vonzerő
4												Nemzetközi vonzerő



2. ábra: A vonzerőleltár elemenkénti eredménye

A felmérés jól szemlélteti, hogy a Sopron környéki kisattrakciók viszonylag egyenletes térbeli eloszlást mutatnak, kivéve a város délről övező erdő részletekben, ahol a turisztikai infrastruktúrá-
lis terheltség túlzó, ennek következtében a látogatótsági túlterhelések itt jelentkeznek.

Irodalomjegyzék

- LONTAI-SZILÁGYI Zs. (2010) Környezettudatos turisztikai fejlesztések, Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen
- NAGY G. M. (2015) Erdői közösségi terek fejlesztése és életminőségre gyakorolt hatása, Disszertáció, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Doktori Iskola, Sopron
- NAGY G. M. – HÉJJ B. (2010) A lakosság életminősége, mint környezetértékelési szempont, Nyugat-Dunántúl környezeti állapota, Helyzetkép és kihívások nemzetközi konferencia, Szombathely, 2010. november 11–12. 116–122. o. Kiadó: Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Szombathely, 2011. Szerk.: BORZSÁK ISTVÁN ISBN 978 963 334 004 2
- NAGY G. M., LÁSZLÓ R., HORVÁTH K., KAPÓCS-HORVÁTH ZS. (2011) A soproni parkerdő turisztikai terheltségének vizsgálata, NymE, Erdőmérnöki Kar Kari Tudományos Konferencia, Sopron 2011. október 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó ISBN 978-963-334-041-7, 136-140. o. Szerk.: LAKATOS F, SZABÓ Z.
- URL: [1] <http://erdoterkep.nebih.gov.hu>

MAGYARORSZÁGI FAFAJOK LEVELEINEK ANTIOXIDÁNS TULAJDONSÁGAI ÉS EZEK SZEZONÁLIS VÁLTOZÁSA

NEBEHAJ Esztella¹ – ALBERT Levente¹ – HOFMANN Tamás¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kémiai Intézet, Sopron
nebehaj.esztella@gmail.com, albert.levente@emk.nyme.hu, hofmann.tamas@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

Különböző fák levélkivonatainak számos jótékony hatása lehet az emberi szervezetre (antioxidáns, rákellenes, gyulladáscsökkentő hatás stb.), így ezen növényi szövetekben megtalálható antioxidáns jellegű vegyületek vizsgálata kiemelten fontos kutatási terület. Az antioxidáns tulajdonságokért felelős egyik jelentős vegyületcsoport a polifenolok osztálya. Gyümölcsök, zöldségek, gyógynövények antioxidáns tulajdonságairól, polifenolos összetételéről számos eredményt találhatunk a szakirodalomban, azonban az erdei fák leveleit lényegesen kevesebben tanulmányozták. A levél polifenolok kitüntetett szerepet töltenek be a növényi szövetek biotikus- illetve abiotikus stresszre (pl. klimatikus adaptáció) adott válaszreakcióiban is, vizsgálatuk fontosságát ez is indokolja.

Kutatásunk célja tíz magyarországi erdei lombhullató fafaj levélszöveteinek összehasonlító antioxidáns kapacitás vizsgálata volt. Az elemzések során követtük az akkumuláció dinamikáját a 2014. májustól szeptemberig tartó időszakban. Meghatároztuk, mely fafajok és kivonatok rendelkeznek a legmagasabb totálfenol-tartalommal és antioxidáns kapacitással. A vizsgált fafajok közül összességében a legnagyobb antioxidáns kapacitással a gyertyán levélkivonat rendelkezett. Mivel a gyertyán levél fenoloidok azonosítására a szakirodalomban nem találtunk utalást, HPLC-MS/MS eljárással elválasztottuk és azonosítottuk ezeket a vegyületeket. Távlati célunk az erdei fák levélszövet extraktumainak és a belőlük kivonható polifenoloknak a gyakorlatban történő hasznosítása, ennek érdekében a jövőben biológiai tesztekét kívánunk elvégezni a kivonatokkal.

2. Vizsgálati anyag és módszer

2.1. Mintavétel és extrakció

A mintavétel az Nyme Botanikus kertjének területén történt 2014. május és szeptember között. A vizsgált fafajok a közönséges a bükk (*Fagus sylvatica*), közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*), szelídgesztenye (*Castanea sativa*), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), molyhos tölgy (*Quercus pubescens*), korai juhar (*Acer platanoides*), csertölgy (*Quercus cerris*), nyár (*Populus x euramericana*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) voltak. A levélmintákat (1 faegyed/faj, 20 db fény + 20 db árnyéklevél/faegyed) mikrohullámmal (700 W, 1 perc) kezeltük, daráltuk, majd extraháltuk (ultrahangos extrakció, 0.2 g levél + 20 ml 4:1 metanol:víz, 20 perc). A mikrohullámú előkezelésre az antioxidánsok megőrzése céljából volt szükség, melynek hatékonyságát előzetes vizsgálatok is alátámasztották (NEBEHAJ et al. 2013).

2.2. Totálfenol-tartalom meghatározás

A spektrofotometriás elvű Folin-Ciocalteu-módszerrel a reakcióoldat abszorbanciáját 760 nm-en mértük, standardként kvercetin használtunk. Az eredményeket µg kvercetin/g száraz levélben adtuk meg (SINGLETON & ROSSI 1965).

2.3. DPPH-antioxidáns kapacitás meghatározás

A reakció a DPPH (1,1-difenil-2-pikrilhidrazil)-gyökkel ment végbe 30 perc alatt, a reakcióelegy abszorbanciáját 515 nm-en mértük. Az eredményeket IC_{50} -értékben, $\mu\text{g/ml}$ -ben adtuk meg (SHARMA & BHAT 2009).

2.4. ABTS-antioxidáns kapacitás meghatározás

A reakció az ABTS (2,2'-azinodi-(3-etilbenzotiazolin)-6-szulfoninsav) oxidációján alapul. A reakció 734 nm-en követhető nyomon. Az eredményeket mg trolox ekvivalens/g száraz levél egységben adtuk meg (STRATIL et al. 2007).

2.5. FRAP-antioxidáns kapacitás meghatározás

A vasredukáló-képességen alapuló módszernél aszkorbinsav standardot használtunk, a spektrofotometriás mérésnél 593 nm volt a hullámhossz. Az eredményeket mg aszkorbinsav/g száraz levél egységben adtuk meg (BENZIE & STRAIN 1996).

2.6. HPLC-MS/MS vizsgálat

Állófázis: Phenomenex Luna C18, 5 μm , 250 mm x 4.6 mm; 40°C. Mozgófázis: A (H_2O + 0.1% HCOOH), B (Acetonitril + 0.1% HCOOH). Gradiens elúció: 3% B \rightarrow 100% B (90 perc). Minta injektálás: 8 μl . UV-detektálás: 250-380 nm. Komponensek azonosítása: IDA elemzés MS/MS tömegspektrumok alapján (160–1300 m/z), -ESI ionizáció.

3. Vizsgálati eredmények és értékelésük

A táblázatokban látható vizsgálati eredmények szórása a mérésekre vonatkozik. A FRAP-meghatározás esetében 4, a többi esetben 3 párhuzamos vizsgálatot végeztünk el. A félkövérrel kiemelt adatok az adott fajon belüli legmagasabb értéket jelölik. A levelek totálfenol-tartalmának szezonális változását az 1. táblázat foglalja össze. A fajok többségénél a totálfenol-tartalom májustól késő nyárig/kora őszig szignifikánsan emelkedett. Ezt a tendenciát csak a csertölgy és a szelídgesztenye nem követte. Ez a csaknem összes fajra jellemző, tavaszról ősze mérhető növekedés összhangban van többek között IQBAL és mtsai kutatásával is, akik a *Moringa oleifera* leveleinek vizsgálatánál megállapították, hogy a totálfenol-tartalom a frissen nyílt levelekben volt a legalacsonyabb, és fokozatosan nőtt, párhuzamosan a levelek érettségével (IQBAL et al. 2006).

Az ABTS antioxidáns kapacitás értékek esetében (2. táblázat) ez a tendencia nagyrészt éppen ennek fordítottja: a májusi, júniusi értékek a legmagasabbak, csak a kocsánytalan tölgy és a korai juhar esetében volt a szeptemberi érték a legnagyobb. A DPPH- (3. táblázat) és FRAP- (4. táblázat) antioxidáns kapacitás értékek szezonális változása a totálfenoléhoz hasonló. Az alkalmazott antioxidáns kapacitás meghatározási módszerek (DPPH, FRAP, ABTS) más-más vegyületsoportokra szelektívek, így együttes meghatározásukkal kaphatunk csak átfogó képet az extraktumok antioxidáns tulajdonságairól. Az egyes módszerek alapján összesítve az eredményeket megállapítható, hogy a vizsgált fajok közül a legjobb antioxidáns paraméterekkel a gyertyán (TF, ABTS, FRAP, DPPH), molyhos tölgy (TF), szelídgesztenye (ABTS), csertölgy (FRAP) és kocsányos tölgy (DPPH) rendelkezik. A mért adatok összhangban vannak korábbi eredményeinkkel (NEBEHAJ et al. 2013).

1. táblázat: A levelek totálfenol-tartalma (átlag ± szórás). A felső indexben lévő betűk az egy fajon belüli hónapok közötti szignifikáns különbséget, míg az alsó index betűjele az egy hónapon belüli, fajok közötti szignifikáns különbséget mutatja $p < 0,05$ szinten.

Totálfenol-tartalom (mg kvercetin/g sz.a.)					
Fajok	Május	Június	Július	Augusztus	Szeptember
Bükk	37,82 ± 1,01 ^A _B	56,83 ± 0,99 ^C _D	48,12 ± 1,28 ^B _{BC}	47,38 ± 3,14 ^B _B	57,71 ± 2,59^C_{CB}
Gyertyán	78,81 ± 0,59 ^A _D	93,08 ± 3,29 ^B _H	105,93 ± 5,57^C_H	94,27 ± 5,38 ^B _G	80,81 ± 3,05 ^A _E
Szelídgesztenye	71,30 ± 3,53 ^{AB} _F	78,52 ± 1,13^B_G	62,51 ± 1,59 ^A _{DE}	76,32 ± 5,25 ^B _F	75,49 ± 4,67 ^B _{BD}
Akác	29,30 ± 0,99 ^B _A	29,73 ± 0,73 ^B _A	43,25 ± 0,21 ^C _{BA}	19,89 ± 2,89 ^A _F	49,63 ± 1,84^D_B
Molyhos tölgy	37,52 ± 0,54 ^A _B	71,68 ± 2,32 ^C _{FG}	63,80 ± 3,31 ^{BC} _E	92,85 ± 3,67^D_G	60,31 ± 5,73 ^B _C
Korai juhar	46,63 ± 2,80 ^A _E	57,37 ± 1,98 ^B _D	80,21 ± 1,47^E_G	65,88 ± 2,83 ^C _{DEF}	73,73 ± 1,26 ^D _{DE}
Csertölgy	78,99 ± 3,35^C_D	65,82 ± 1,59 ^{AB} _{EF}	65,89 ± 1,54 ^{AB} _{EF}	73,73 ± 5,81 ^{BC} _{EF}	59,69 ± 2,52 ^A _C
Kocsányos t.	59,85 ± 2,27 ^B _C	58,46 ± 2,50 ^B _{DE}	48,32 ± 4,82 ^A _{BC}	49,36 ± 4,21 ^A _{BC}	72,21 ± 0,46^C_D
Kocsánytalan t.	56,47 ± 1,34 ^A _C	51,23 ± 3,89 ^A _{DC}	59,15 ± 4,06 ^A _{DE}	53,70 ± 2,14 ^A _{BCD}	70,01 ± 2,42^B_D
Nyár	29,03 ± 0,29 ^A _A	53,63 ± 3,24 ^B _{DC}	73,73 ± 3,05^D_{FG}	61,96 ± 2,74 ^C _{CDE}	57,61 ± 0,58 ^{BC} _{BC}

2. táblázat: A levelek ABTS antioxidáns kapacitása (átlag ± szórás). A felső indexben lévő betűk az egy fajon belüli hónapok közötti szignifikáns különbséget, míg az alsó index betűjele az egy hónapon belüli, fajok közötti szignifikáns különbséget mutatja $p < 0,05$ szinten.

ABTS (mg trolox/g sz.a.)					
Fajok	Május	Június	Július	Augusztus	Szeptember
Bükk	119,45 ± 6,64 ^{ABC}	156,82 ± 4,82^{BA}	132,28 ± 11,60 ^{ABC}	115,54 ± 3,55 ^{ABC}	155,05 ± 11,46 ^{BC}
Gyertyán	329,78 ± 23,89 ^{CH}	315,18 ± 3,21 ^{BC} _E	280,83 ± 4,57 ^B _F	293,92 ± 14,53 ^{BC} _H	236,20 ± 5,68 ^A _F
Sz.geszténye	323,63 ± 16,00^{CH}	304,78 ± 12,05 ^{BC} _E	199,10 ± 5,00 ^A _E	279,51 ± 13,34 ^B _H	275,78 ± 13,10 ^B _G
Akác	136,04 ± 3,53 ^{CD} _{CD}	147,81 ± 2,19^{DA}	111,96 ± 1,84 ^B _A	75,26 ± 8,23 ^A _A	126,97 ± 4,88 ^C _A
Molyhos tölgy	158,35 ± 6,29 ^{BD} _E	235,75 ± 2,04^{EC}	142,86 ± 2,47 ^{AC} _D	208,51 ± 4,04 ^{DF} _G	179,62 ± 6,60 ^C _{CD}
Korai juhar	166,48 ± 4,54 ^A _E	187,28 ± 4,57 ^B _{CB}	187,34 ± 2,96 ^{BC} _E	182,16 ± 4,52 ^B _{EF}	194,96 ± 3,58^C_{DE}
Csertölgy	257,14 ± 5,44 ^{BC} _G	274,81 ± 4,20^{CD}	189,82 ± 4,05 ^A _E	235,45 ± 22,96 ^{BC} _G	220,87 ± 22,59 ^{AB} _{EF}
Kocsányos t.	199,69 ± 5,42^{DF}	197,52 ± 6,85 ^{CD} _B	125,65 ± 1,05 ^A _B	140,73 ± 3,56 ^B _{CD}	185,72 ± 5,44 ^C _{CD}
K.talan tölgy	193,16 ± 7,36 ^B _F	182,68 ± 2,39 ^B _B	155,39 ± 3,18 ^A _D	162,63 ± 2,59 ^A _{DE}	214,41 ± 2,35^C_{EF}
Nyár	92,82 ± 1,67 ^A _A	159,29 ± 3,75^{DA}	125,81 ± 1,48 ^B _B	137,93 ± 6,32 ^C _{CD}	130,53 ± 2,02 ^{BC} _{AB}

3. táblázat: A levelek DPPH antioxidáns kapacitása (átlag ± szórás). A felső indexben lévő betűk az egy fajon belüli hónapok közötti szignifikáns különbséget, míg az alsó index betűjele az egy hónapon belüli, fajok közötti szignifikáns különbséget mutatja $p < 0,02$ szinten. (IC₅₀: milyen mennyiségű extraktanyag szükséges a reakcióelegyben lévő gyökök mennyiségének 50%-ra való csökkentéséhez).

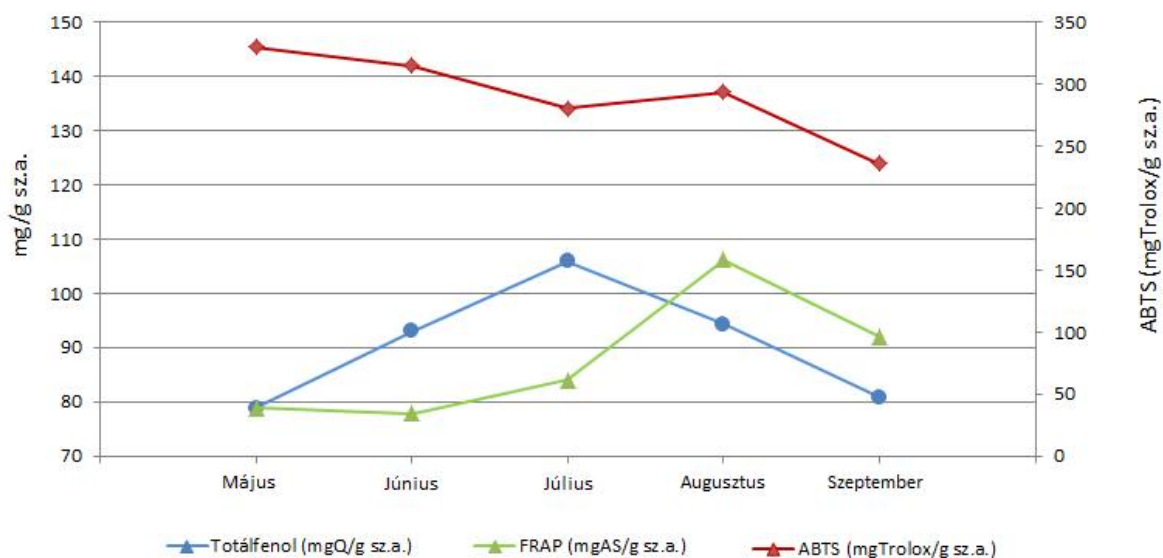
DPPH (IC ₅₀) (µg/ml)					
Fajok	Május	Június	Július	Augusztus	Szeptember
Bükk	10,47 ± 1,25^{AB}	18,18 ± 1,92 ^C _B	13,36 ± 0,63 ^{AB} _{CD}	15,23 ± 1,04 ^{BC} _E	11,35 ± 0,73 ^A _{CDE}
Gyertyán	6,87 ± 0,39 ^A _A	6,37 ± 1,90 ^A _A	5,51 ± 0,85 ^A _B	4,63 ± 0,88^A	4,69 ± 0,28 ^A _A
Sz.geszténye	11,90 ± 4,21 ^A _{AB}	9,17 ± 2,98 ^A _{AC}	10,53 ± 2,16 ^A _{AC}	7,05 ± 0,66^A _{ABC}	9,02 ± 0,30 ^A _{BCD}
Akác	11,63 ± 1,73 ^A _{AB}	18,16 ± 0,35 ^{BC} _B	10,19 ± 0,70^A _{AC}	22,79 ± 4,50 ^C _F	12,51 ± 1,23 ^{AB} _{DE}
Molyhos tölgy	8,16 ± 1,49 ^A _A	7,82 ± 0,35 ^A _A	8,05 ± 0,38 ^A _{AB}	7,49 ± 0,78^A _{ABC}	8,41 ± 0,43 ^A _{ABCD}
Korai juhar	6,59 ± 0,81 ^{AB} _A	8,21 ± 0,66 ^B _A	7,32 ± 0,44 ^{AB} _{AB}	6,36 ± 0,31 ^A _{AB}	6,30 ± 0,46^A _{AB}
Csertölgy	6,02 ± 0,93^A	7,58 ± 0,35 ^{AB} _A	7,21 ± 0,47 ^{AB} _{AB}	6,20 ± 0,47 ^A _{AB}	8,38 ± 0,89 ^B _{ABC}
Kocsányos t.	10,86 ± 2,42 ^A _{AB}	10,34 ± 2,68^A _{AC}	10,35 ± 0,59 ^A _{AC}	10,67 ± 1,20 ^A _{BCD}	11,11 ± 1,81 ^A _{CDE}
K.talan tölgy	9,16 ± 2,06 ^{BC} _{AB}	14,53 ± 1,38 ^D _{BC}	7,73 ± 0,67 ^{AB} _{AB}	11,74 ± 0,22 ^{CD} _{CDE}	5,02 ± 0,40^A _{AB}
Nyár	29,98 ± 2,69 ^A _C	24,40 ± 1,61 ^A _D	26,57 ± 1,58 ^A _E	15,70 ± 0,14 ^B _{DE}	13,97 ± 2,11^B _E

Az 1. ábrán a gyertyán paraméterei láthatók. Mivel a gyertyán rendelkezett a legmagasabb totálfenol-tartalommal és legjobb antioxidáns kapacitással, a levél kivonatából elvégeztük az antioxidáns vegyületek részletes azonosítását HPLC-MS/MS technikával (2. ábra).

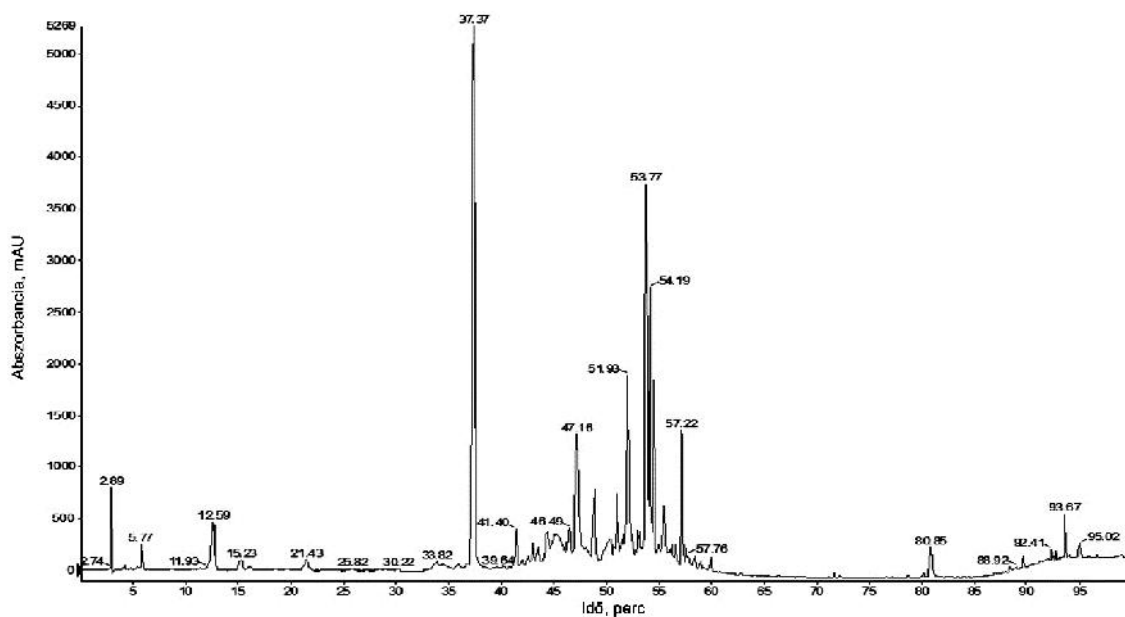
A gyertyán levél kivonatában a polifenolok széles skálája megtalálható. Legjelentősebb azonosított vegyületcsoportok a katechinek ((+)-katechin, (-)-epikatechin, (epi)gallokatechin, procianidin B dimerek), a fenolos savak (klorogénsav izomerek, sziringinsav, vanillinsav és észterek), galluszsav, ellagsav, és ezek metilezett származékai, észterek (hidrolizáló tanninok), valamint a flavonoid glikozidok (kvercetin-, miricetin-, izorhamnetin-, kämpferol-, apigenin-, luteoin-hexozidok, pentozidok, ramnozidok) voltak (HOFMANN et al., nem közölt eredmények).

4. táblázat: A levelek FRAP antioxidáns kapacitása (átlag \pm szórás). A felső indexben lévő betűk az egy fajon belüli hónapok közötti szignifikáns különbséget, míg az alsó index betűjele az egy hónapon belüli, fajok közötti szignifikáns különbséget mutatja $p < 0,05$ szinten.

FRAP (mg aszkorbinsav/g sz.a.)					
Fajok	Május	Június	Július	Augusztus	Szeptember
Bükk	30,26 \pm 1,60 ^{ABC}	40,13 \pm 0,71 ^{CB}	36,40 \pm 0,53 ^{BA}	36,71 \pm 0,63 ^{BC}	53,10 \pm 1,53^{DE}
Gyertyán	78,79 \pm 0,39 ^{ABG}	77,89 \pm 1,21 ^{AF}	84,04 \pm 2,67 ^{BG}	106,24 \pm 3,10^{D1}	92,08 \pm 1,21 ^{CFG}
Sz.gesztenye	80,24 \pm 1,94 ^{CG}	71,71 \pm 3,37 ^{BE}	62,85 \pm 2,57 ^{AE}	83,86 \pm 2,28 ^{CG}	93,28 \pm 0,39^{DG}
Akác	34,93 \pm 2,20 ^{BC}	32,20 \pm 0,49 ^{BA}	40,55 \pm 2,63 ^{ABC}	11,59 \pm 0,72 ^{AA}	51,41 \pm 1,87^{DB}
Molyhos t.	48,93 \pm 2,20 ^{AD}	80,38 \pm 2,58 ^{CF}	67,03 \pm 2,12 ^{BEF}	96,18 \pm 1,83^{DH}	79,56 \pm 3,46 ^{CD}
Korai juhar	46,19 \pm 0,63 ^{AD}	47,85 \pm 2,54 ^{AC}	50,05 \pm 1,82 ^{AD}	64,75 \pm 1,37 ^{BF}	69,27 \pm 3,45^{BC}
Csertölgy	106,86 \pm 2,73^{CH}	70,39 \pm 1,94 ^{AE}	69,23 \pm 2,28 ^{AF}	92,60 \pm 2,87 ^{BA}	87,61 \pm 1,54 ^{BEF}
Kocsányos t.	60,34 \pm 3,20 ^{CE}	51,21 \pm 1,82 ^{BC}	43,09 \pm 2,93 ^{ABC}	48,78 \pm 0,65 ^{BE}	82,77 \pm 6,37^{DE}
K.talan tölgy	68,59 \pm 4,20 ^{EF}	58,64 \pm 2,11 ^{AD}	64,21 \pm 2,52 ^{ABEF}	67,55 \pm 1,43 ^{BF}	85,92 \pm 1,79^{CDE}
Nyár	21,68 \pm 2,19 ^{AA}	40,33 \pm 3,12 ^{BB}	38,59 \pm 1,27 ^{AB}	45,19 \pm 0,92 ^{CDE}	47,88 \pm 1,51^{CAB}



1. ábra: A gyertyán levél kivonat totálfenol-tartalma és antioxidáns kapacitása



2. ábra: A gyertyán levél kivonat UV (250 - 380nm) kromatogramja

4. Összefoglalás

Munkánk során 10 magyarországi lombhullató fajfaj leveleinek totálfenol-tartalmának és antioxidáns kapacitásának összehasonlító vizsgálatát végeztük el a vegetációs időszak során. Megállapítottuk, hogy a levelek totálfenol-tartalma általában késő nyáron/kora ősszel volt a legmagasabb, míg az antioxidáns kapacitás értékek nem minden esetben követték ezt a tendenciát. Mivel a DPPH-, FRAP- és ABTS- módszerek esetében bizonyos típusú antioxidánsok „láthatatlanok” maradnak a mérés során (módszerek eltérő szelektivitása), ez is magyarázhatja azt, hogy maximum-értékeik más-más időpontban voltak. Az egymást kiegészítő módszerek együttes alkalmazása fontos, hogy megfelelő képet kaphassunk a növényi részek komplex antioxidáns tulajdonságairól.

A legjobban teljesítő fajok a gyertyán (TF, ABTS, FRAP, DPPH), molyhos tölgy (TF), szelídgesztenye (ABTS), csertölgy (FRAP) és kocsányos tölgy (DPPH) voltak. Az összességében legjobb eredményt mutató gyertyán esetében elvégeztük az extraktumok HPLC-MS/MS vizsgálatát, és számos polifenolt azonosítottunk. Munkánk hiánypótlásnak is tekinthető, hiszen a gyertyán levelének polifenolos összetételét eddigi ismereteink szerint még nem írták le.

Jövőbeni céljaink között szerepel, hogy a gyakorlati felhasználás szempontjából is vizsgáljuk a kivonatokat. Gombaállósági- illetve más biológiai tesztek is szeretnénk elvégezni a kivonatokkal.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával és a VKSZ_12-1-2013-0034 Agrárklíma.2 pályázat finanszírozásával készült.

Irodalomjegyzék

- BENZIE I. F. F. és STRAIN J. J. (1996): The ferric reducing ability of plasma (FRAP) as a measure of "antioxidant power": The FRAP assay. - *Analytical Biochemistry* 239: 70-76.
- IQBAL S. és BHANGER M. I. (2006): Effect of season and production location on antioxidant activity of *Moringa oleifera* leaves grown in Pakistan. - *Journal of Food Composition and Analysis* 19: 544-551.

- NEBEHAJ E., STEFANOVITS-BÁNYAI É., HOFMANN T. (2013): Falevelek totálfenol tartalmának és antioxidáns értékének meghatározása különböző fajok esetében. – NymE, EMK, Kari Tudományos Konferencia, Sopron (H), 2013.12.10, p. 45.
- SHARMA O. P. és BHAT T. K. (2009): DPPH antioxidant assay revisited. – Food Chemistry 113: 1202-1205.
- SINGLETON V. L. és ROSSI J. A. (1965): Colometry of total phenolics with phosphomolibdic-phosphotungstic acid reagents. - American Journal of Enology and Viticulture 161:144-158.
- STRATIL P., KLEJDUS B., KUBAN V. (2007): Determination of phenolic compounds and their antioxidant activity in fruits and cereals. - Talanta 71: 1741-1751.

BÜKK (*FAGUS SYLVATICA* L.) KÉREG ANTIOXIDÁNS VEGYÜLETEINEK HATÉKONYSÁG-VIZSGÁLATA MATEMATIKAI MÓDSZEREKKEL

NÉMETH László¹ – NEBEHAJ Esztella² – ALBERT Levente² – HOFMANN Tamás²

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Matematikai Intézet, Sopron

²Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kémiai Intézet, Sopron
nemeth.laszlo@emk.nyme.hu, nebehaj.esztella@gmail.com, albert.levente@emk.nyme.hu,
hofmann.tamas@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

Az erdei fák kérge legtöbbször fafeldolgozási melléktermékeknek minősül, azonban rendkívül gazdag lehet olyan antioxidáns vegyületekben, melyek megfelelő eljárásokkal gazdaságosan kivonhatóak és ipari célokra hasznosíthatók lehetnének (pl. táplálék kiegészítők, élelmiszeripari tartósítószer, természetes alapú favédőszerek előállítás). A bükk az egyik leggyakoribb európai fafaj, széles körben alkalmazott alapanyag a bútoriparban. A gyártási folyamatok során jelentős mennyiségű kéreghulladék keletkezik, ami iparilag nehezen, vagy egyáltalán nem hasznosítható az energiatermelésen és speciális alkalmazásokon kívül. Eddigi munkánk során azonosítottuk a bükk kéreg 37 legfontosabb antioxidáns polifenol vegyületét, extrakciós eljárásokat dolgoztunk ki és optimalizáltuk a hatékony kinyerés érdekében, valamint különböző módszerekkel megmértük a kivonatok antioxidáns kapacitását (FRAP, ABTS, DPPH) és totálfenol-tartalmát. Összesen 26, különféle extrakciós eljárással és oldószerekkel kapott extraktumnak mértük az antioxidáns paramétereit (HOFMANN et al. 2015a) és határoztuk meg bennük az antioxidáns polifenolok koncentrációját (HOFMANN et al. 2015b).

Jelen munkánkban matematikai módszerekkel vizsgáltuk, hogy a bükk kéreg kivonatokban az azonosított 37 vegyület közül melyek azok, amelyek a leghatékonyabbak, a leginkább meghatározzák a kivonatok antioxidáns kapacitását. Ennek ismeretében a minta-előkészítés és az antioxidánsok kivonása tovább optimalizálható, a kivonatok antioxidáns képessége növelhető, ami a hasznosíthatóságot is javíthatja.

Az általunk alkalmazott matematikai módszerek a korreláció vizsgálat, a faktor analízis, valamint egy speciális lineáris kapcsolaton alapuló rekurziós módszer voltak. Mindegyik módszer esetében meghatároztuk a leghatékonyabb antioxidáns vegyületeket, majd az egyes kiértékelések eredményeit összevetettük. A bemutatott módszerek más, antioxidáns hatással rendelkező növényi kivonatokra is alkalmazhatók lehetnek. Mivel a polifenolok meghatározóak az élő növényi szövetek (pl. levél, kéreg, stb.) kémiai védekezési reakcióiban is, a vázolt matematikai módszerek segítségével azonosíthatók azon vegyületek, melyek kiemelt szerepet töltenek be a növényi szövetek biotikus- illetve abiotikus stresszre (pl. klimatikus adaptáció) adott válaszreakcióiban.

2. Vizsgálati anyag és módszer

2.1. Mintavétel

A kéregmintákat a soproni Tanulmányi Erdőgazdaság Zrt. területéről gyűjtöttük be 2013 decemberében. Összesen 26 extraktumot (mintaoldatot) készítettünk különböző extrakciós eljárásokkal és oldószerekkel (HOFMANN et al. 2015a).

2.2. ABTS antioxidáns kapacitás meghatározás

A mérést (STRATIL et al. 2007) által leírt módszer alapján végeztük el. Az eljárás az ABTS (2,2'-azino-di(3-etilbenzotiazolin-6-szulfonsav)) oxidációján alapszik. Az eredményeket mg trolox ek-

vivalens/g száraz kéreg egységben (mg TE/g sz.a.) adtuk meg. A mérési adatokat részletesen publikáltuk (HOFMANN et al. 2015a).

2.3. HPLC-MS/MS kiértékelés

A bükk kéreg polifenolok elválasztása nagy hatékonyságú folyadékkromatográfiával (HPLC) történt. A vegyületek azonosítása és tömegspektrometriás relatív mennyiségi meghatározása (MRM csúcsterületek alapján) a HPLC-hez csatolt hármass kvadrupól/lineáris ionsapda elrendezésű tömegspektrometriás detektorral történt. Összesen 37 polifenol vegyületet azonosítottunk, illetve írtunk le. A mennyiségi meghatározás eredményeit csúcsterületben adtuk meg. A mérési adatokat részletesen publikáltuk (HOFMANN et al. 2015b).

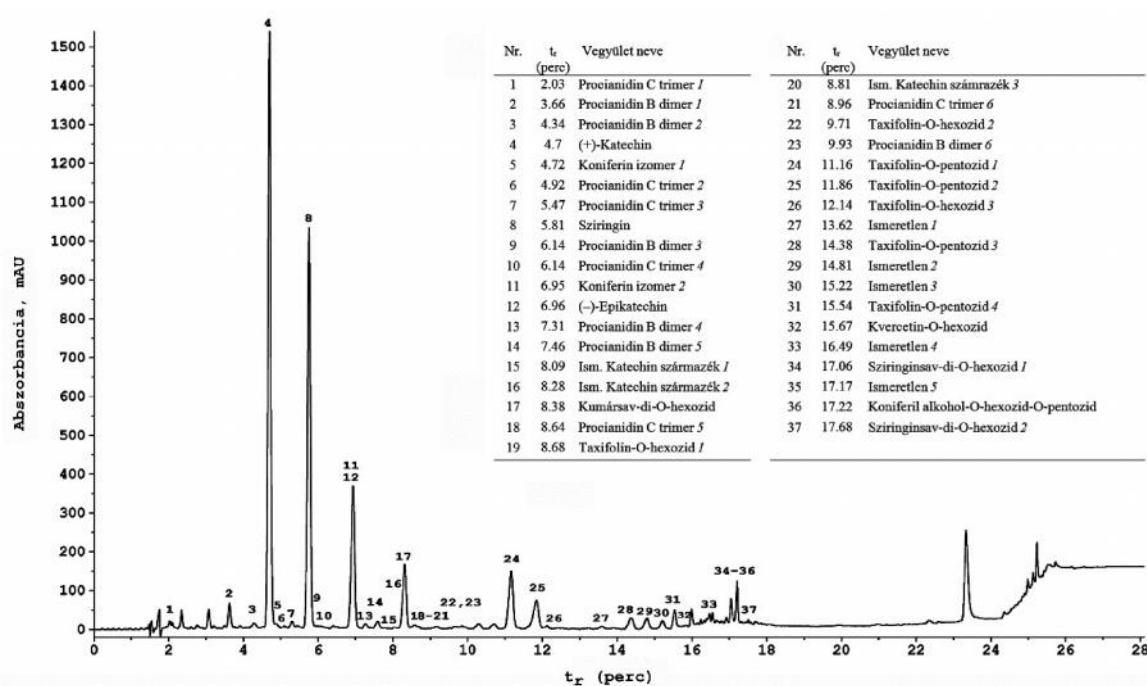
2.4. Matematikai kiértékelés

A matematikai elemzéshez a mért adatokat táblázatszerűen kezeltük. A mért fenol-koncentráció értékeket (csúcsterületek) adatmátrixba rendeztük (26 sor x 37 oszlop, mely 26 mintaoldatnak és 37 vegyületnek felel meg). A mintaoldatokhoz tartozó ABTS antioxidáns kapacitás értékeket külön oszlopvektorba rendeztük, melyet a továbbiakban ABTS-el jelölünk (26 x 1 vektor). A matematikai vizsgálatok során a Statistica 64 szoftvercsomagot, MAPLE 17 matematikai szoftvert és az MS Excel beépített függvényeit alkalmaztuk.

3. Vizsgálati eredmények és értékelésük

3.1. Előzetes eredmények

Korábbi vizsgálataink során HPLC-MS/MS eljárással azonosítottuk a bükk kéreg 37 legfontosabb polifenol vegyületét. A bükk kéreg kivonat UV kromatogramját, valamint az azonosított vegyületek listáját az 1. ábra szemlélteti.



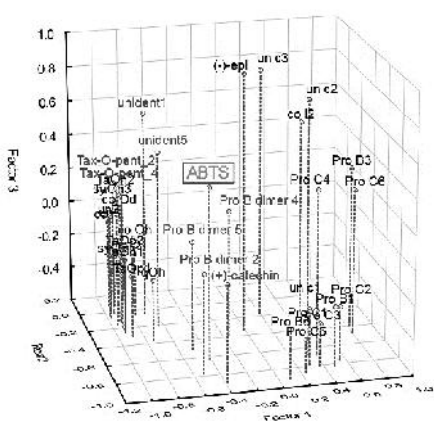
1. ábra Bükk kéreg polifenolok elválasztása és azonosítása, UV (250-300 nm) kromatogram és az azonosított vegyületek listája (HOFMANN et al. 2015b).

3.2. Korreláció vizsgálat

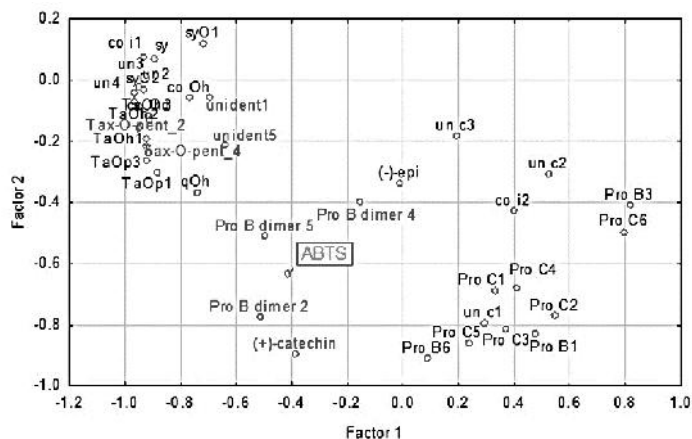
Az 1. táblázat az ABTS oszlopvektor (26 x 1) illetve a polifenolok csúcsterületeit tartalmazó adatmátrix 26 x 37 (mintaoldal x vegyület) lineáris korreláció-vizsgálatának eredményeit foglalja össze (Pearson féle „R” korrelációs együtthatók értékei), feltüntetve a 10 legjobb R értékű mutató vegyületet. A kiértékelés során minél nagyobb értéket kaptunk, annál erősebb kapcsolatra következtethetünk az ABTS és a tekintett vegyület között. Az 1. táblázatban feltüntetett R értékek $p < 0,05$ valószínűségi szinten szignifikánsak.

1. táblázat: Korrelációs együtthatók (R) az ABTS antioxidáns kapacitások és az egyes polifenol vegyületek csúcsterületei között a legjobb 10 korrelációt mutató vegyületre (n=26)

	R	vegyület	R	vegyület
1.	0,6925	(+)-Katechin	6.	Ismeretlen 5
2.	0,6838	Procianidin B dimer 2	7.	Taxifolin-O-hexozid 2
3.	0,6221	Taxifolin-O-pentozid 4	8.	Kumársav-di-O-hexozid
4.	0,6108	Ismeretlen 1	9.	Procianidin B dimer 5
5.	0,6029	Taxifolin-O-pentozid 2	10.	(-)-Epikatechin



a



b

2. ábra: A faktoranalízis eredményének szemléltetése a három (a) illetve a kettő (b) legmeghatározóbb faktor alapján. Unident., un.: ismeretlen; (+)-catechin: (+)-katechin; (-)-epi: (-)-epikatechin; un c1, un c2, un c3: ism. katechin származékok 1, 2, 3; co i1, co i2: kumársav-di-O-hexozid; co i1, co i2: koniferin izomer 1, 2; qOH: kvercetin-O-hexozid; sy: szíringin; syO1, 2: szíringinsav-di-O-hexozid 1, 2; Pro: procianidin; TaOp: Taxifolin-O-pentozid; TaOh: Taxifolin-O-hexozid.

3.3. Faktoranalízis

A mért adatok táblázatának oszlopait oszlopvektoroknak tekintettük. Így 38 darab 26 dimenziós vektorra kellett elvégezni a faktoranalízist, amely során a vektorokhoz kerestünk, az őket jól leíró, háttérben meghúzódó jellemzőket, úgynevezett faktorokat. Az elemzés során megállapítottuk, hogy elég három faktorról számolni, mivel a többi faktor már nincs nagy hatással a tekintett vektorokra, mely a korrelációs mátrix sajátértékei által kirajzolt görbe alakjából, az úgynevezett „könyök görbéből” következik. A három faktor 84,04%-ban (48,36+22,9+12,78) magyarázza az összvarianciát. Az egyes faktoroknak oszlopvektorokkal való kapcsolatát, korrelációját vizsgálva megállapítottuk, hogy a három legnagyobb sajátértékkel rendelkező faktor kivételével a kapcsolatok elhanyagolhatók. A sajátértékek: 15,22; 4,64 és 3,55. Ily módon a 26 dimenziós térben való vizsgálat helyett elég volt az oszlopvektorok megfelelő transzformáltját egy speciális 3 dimenziós térben vizsgálni. A 2. ábra ezeket a vektorokat mutatja a három illetve a két legmeghatározóbb faktorvektor által kifeszített térben.

A három faktorvektor által tekintett bázisban felírt pontok koordinátáiból kiszámíthatjuk, hogy az ABTS-hez legközelebbi pontok sorrendben a Procianidin B dimer 5, Procianidin B dimer 4, Procianidin B dimer 2, Ismeretlen 5 és a (+)-Katechin. Megjegyezzük, hogy az ábrák alapján számos egyéb vegyülethez tartozó vektor nagyon közel van egymáshoz, közöttük szoros összefüggés feltételezhető. Ezen vegyületek közös tulajdonságai, kapcsolatainak vizsgálata egy további kutatási terület lehet. A három faktorról számolt faktoranalízis eredményeit (az ABTS vektortól való euklideszi távolságot illetve ezek sorrendjét) a 2. táblázat szemlélteti.

2. táblázat: A faktoranalízis eredményei. Távolság az ABTS és az egyes vegyületek vektorai között

	távolság	vegyület		távolság	vegyület
1.	0,3967	Procianidin B dimer 5	6.	0,6723	Taxifolin-O-pentozid 4
2.	0,4332	Procianidin B dimer 4	7.	0,6750	Ismeretlen 1
3.	0,4576	Procianidin B dimer 2	8.	0,6830	Taxifolin-O-pentozid 2
4.	0,4827	Ismeretlen 5	9.	0,7109	(-)-Epikatechin
5.	0,5071	(+)-Katechin	10.	0,7406	Taxifolin-O-hexozid 2

3.4. Lineáris kapcsolat vizsgálata rekurziós módszerrel

A módszerrel az ABTS oszlopvektort állítjuk elő a többi oszlopvektor lineáris kombinációjaként. A lineáris kombináció eredményeként megkapjuk, hogy miképpen számolhatók ki az oszlopvektorok koordinátáiból az ABTS vektor koordinátái.

A lineáris kombináció meghatározásához egy lineáris egyenletrendszert kell megoldanunk. Jelölje a **b** vektor az ABTS oszlopvektort, az **M** mátrix oszlopai pedig legyenek a többi vegyület mért adataiból képezett oszlopvektorok. Ekkor a megoldandó egyenletrendszer konstans értékeit a **b** vektor, míg az együtthatóit az **M** mátrix tartalmazza. A változókat, azaz a későbbi megoldást tartalmazó vektor legyen az **x** vektor. Mivel a mérések száma sokkal kevesebb volt, mint a vizsgált vegyületek száma, az egyenletrendszer alulhatározott, 26 sora és 37 oszlopa van és így az egyenletrendszer végtelen sok megoldással rendelkezik. Vizsgálatunkban (az általános gyakorlatnak megfelelően) az egyenletrendszer megoldásai közül a legkisebb (euklideszi) normájú **x** vektort tekintjük az egyetlen megoldásának, melyet az

$$\mathbf{x} = \mathbf{M}^T(\mathbf{M}\mathbf{M}^T)^{-1} \mathbf{b}$$

mátrixegyenlet határoz meg. Az oszlopvektorok közül lépésenként kivettük azt, amelyik a legkevesebb hozadékot adta a **b** = ABTS vektor közelítésében, így kerestünk egy olyan modellt, ami tényleg csak a legbefolyásosabb változókat tartalmazza. Az alábbi módszert használtuk:

Az **M** mátrix minden oszlopának elemeiből és az **M** vektor koordinátáiból képeztünk egy-egy átlag értéket. Valójában ez a vegyületek esetén egy átlagos mérést jelent. Mivel az átlag közelíti legjobban a mért eredményeket, ezért ennek a 37 komponensű **s** sorvektornak minden komponensét rendre megszoroztuk a megfelelő együtthatóval. Ahol a szorzat abszolút értékét kicsinek találtuk, ott arra következtettünk, hogy ahhoz a szorzathoz tartozó oszlopvektor kevésbé befolyásolja a lineáris kombinációt, ahol viszont az értéket nagyra találtuk, a hozzá tartozó oszlopvektort befolyásolónak tekintettük. Ezen szorzatok abszolút értékeit befolyásolási tényezőnek neveztük. Ezek után a lineáris kombinációt legkevésbé befolyásoló oszlopvektort, azaz a legkisebb befolyási tényezővel rendelkező vegyületet kitöröltük, és kezdtük újra a számolást, amíg a legbefolyásosabb 26 vegyületet meg nem kaptuk. Végül újra megoldjuk, a már egyértelmű megoldással rendelkező egyenletrendszert. Most a megoldást már a $\mathbf{x} = \mathbf{M}^{-1} \mathbf{b}$ mátrixegyenlet adja, ahol **M** a „felesleges” oszlopok eltávolításával kapott 26 x 26-os mátrix.

A módszer előnye a két előbbi módszerhez képest, hogy az adathalmazból kiszelektáljuk a jelentőséggel feltételezhetőleg nem rendelkező változókat, így a feladat eleve kevesebb változót tartalmaz. A kiválasztási algoritmust addig alkalmazzuk, amíg határozott lineáris egyenletrendszert nem kapunk, melynek egyetlen egzakt megoldása létezik.

A végső kiértékelést is a befolyási tényezők alapján végezzük, melynek az eredményét a 3. táblázat foglalja össze.

3. táblázat: A lineáris kapcsolat vizsgálat eredményei a befolyásolási tényezők alapján sorba rendezve

tényező		vegyület	tényező		vegyület
1.	92,99	Sziringin	6.	60,96	(+)-Katechin
2.	87,21	Koniferil alkohol-O-hexozid-O-pentozid	7.	56,35	Taxifolin-O-pentozid 1
3.	81,77	Procianidin B dimer 2	8.	56,14	Sziringinsav-di-O-hexozid 1
4.	74,78	Ismeretlen 3	9.	46,08	Koniferin izomer 2
5.	62,42	Taxifolin-O-hexozid 1	10.	41,28	Taxifolin-O-pentozid 4

3.5. Az eredmények összesítése

Mivel mindhárom kiértékelésnél az eredmények növekedését lineárisan jól közelíthetőnek találtuk, ezért a módszerek összesítésénél az egyes elemeknek a táblázatokban jelölt sorszámait összegeztük. Az így kapott összegeket növekvő sorrendben a 4. táblázat foglalja össze.

4. táblázat: A matematikai kiértékelés összegzése

összesítés		vegyület	összesítés		vegyület
1.	8	Procianidin B dimer 2	6.	33	Procianidin B dimer 5
2.	12	(+)-Katechin	7.	34	Taxifolin-O-hexozid 1
3.	19	Taxifolin-O-pentozid 4	8.	37	Kumársav-di-O-hexozid
4.	29	Taxifolin-O-hexozid 2	9.	37	Taxifolin-O-pentozid 1
5.	29	Ismeretlen 1	10.	37	Ismeretlen 5

4. Összefoglalás

Az általunk vizsgált három matematikai módszer egymástól lényegesen különbözik ezért az általunk szolgáltatott eredmények kiegészítik egymást. A lineáris korrelációs analízis esetében az ABTS vektort korreláltattuk minden egyes vegyület csúcsterület vektorával, a faktoranalízis során az összes paramétert (csúcsterület vektorok és ABTS vektor) együtt elemeztük, míg a harmadik módszerben egy speciális lineáris kapcsolatra alapuló rekurziós eljárást alkalmaztunk. A különböző módszerek más sorrendeket eredményeztek az egyes vegyületek ABTS antioxidáns hatékonyságára. Az eredményeket összesítve azt tapasztaltuk, hogy a (+)-Katechin, Procianidin B dimer 2 és a Taxifolin-O-pentozid 4 vegyületek azok amelyek leginkább meghatározzák a bükk kéreg kivonatok ABTS antioxidáns kapacitását.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával és a VKSZ_12-1-2013-0034 Agrárklíma.2 pályázat finanszírozásával készült.

Irodalomjegyzék

- HOFMANN T., NEBEHAJ E., STEFANOVITS-BÁNYAI É., ALBERT L. (2015a): Antioxidant capacity and total phenol content of beech (*Fagus sylvatica* L.) bark extracts. – *Industrial Crops and Products* 77: 375-381.
- HOFMANN T., NEBEHAJ E., ALBERT L. (2015b): The high-performance liquid chromatography/multistage electrospray mass spectrometric investigation and extraction optimization of beech (*Fagus sylvatica* L.) bark polyphenols. – *Journal of Chromatography A* 1393: 96-105.
- STRATIL P., KLEJDUS B., KUBAN V. (2007): Determination of phenolic compounds and their antioxidant activity in fruits and cereals. – *Talanta* 71: 1741-1751.

AZ ÉLETCIKLUS-HATÁSÉRTÉKELÉS MÓDSZEREINEK ALKALMAZHATÓSÁGA A KLÍMAHATÁS KUTATÁSBAN

PÁJER József¹ – POLGÁR András¹ – PÉCSINGER Judit¹ – PINTÉRNÉ NAGY Edit¹ –
ELEKNÉ FODOR¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet, Sopron
polgar.andras@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

Az életciklus-elemzést (LCA) fenntarthatósági, döntéstámogató környezetmenedzsment eszköznek fejlesztették ki. Alkalmazásával környezeti szempontból különbséget tehetünk a vizsgált termékek, szolgáltatások között, melynek alapja a célzottan kifejlesztett mutatórendszer.

Alkalmazásával – többek között – pl. a klímaváltozás globális problémájához és vizsgálatához kapcsolódóan megadhatjuk a vizsgált termék, technológia vagy szolgáltatás globális felmelegedési potenciál (GWP) értékeit. Az alkalmazás sikeressége és eredményessége azonban a mutatórendszerek és a háttér-adatbázisok megfelelőségétől függ.

A szabványosított életciklus-elemzés (ISO 14040 és 14044) alkalmazása öko-mérleg létrehozását kívánja meg. A bevont termékek, tevékenységek, gyártástechnológiák, műveleti sorok vagy szolgáltatások (tárgykörök) esetén felméréndők a rendszerhatárokon belül a (környezeti és gazdasági) leltáradatok (LCI – Life Cycle Inventory), az anyag- és energiaforgalom. A hatásértékeléssel (LCIA – Life Cycle Impact Assessment) kijelölhetők a vizsgálatok tárgyához köthető hatáskategóriák, a környezeti problémaköröket azonosító osztályok, ill. költségelemzés is végezhető, melyhez szoftveres támogatás is rendelkezésre áll. A több szempontú (hatás-, károrientált) hatásértékelés eredményei megjeleníthetők többek között szénlábnyom, vízlábnyom, ökoindikátor pontszám, primér energia igény stb. formájában.

2. Anyag és módszer

Kutatásunk során a szakirodalom vizsgálatával tártuk fel a rendelkezésre álló hatásértékelési módszereket és sajátosságait (ad 1) a klímaváltozás értékelésének megjelenő lehetősége és (ad 2) az IPCC tanulmányoknak való megfelelőség alapján.

3. Eredmények

Alapvetően a következő két típusát különböztetjük meg az életciklus-hatásértékelő módszereknek (TÓTHNÉ 2008):

- problémaorientált, u.n. középponti (midpoint) módszer: a problémákra helyezi a hangsúlyt, ezért megáll a mennyiségi modellezésnél a végpontokra nem koncentrálna. A leltáradatokat hozzárendeli a környezeti problémákhoz (pl. CML 2001);
- károrientált, u.n. végponti (endpoint) módszer: ez a módszer a kárt (mint a hatás ok-okozati lánc végét) veszi alapul és ehhez viszonyítja a leltáradatokat (pl. Eco-Indikátor 99).

A kutatás során 8 olyan hatásértékelő módszert tártunk fel illetve elemeztünk, melyek a klímahatás kifejezése szempontjából relevánsak lehetnek. Ezek a következők: CML 2001; Ökoindikátor 95, Öko-indikátor 99; ReCiPe 1.07; BUWAL módszer; EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in product); EDIP (Environmental Design of Industrial Product); IPCC 2001 GWP (hosszú távú klimatikus változásokra). Közülük a CML 2001, a ReCiPe illetve az Ökoindikátor eljárás és változataik a leggyakoribb alkalmazásúak, ezért a kutatás jelen szakaszában ezek részletes vizsgálatára helyeztük a hangsúlyt.

3.1. CML 2001

A CML-módszer hatás-orientált osztályozást jelent (1. táblázat). A termékhez kötődő emissziókat és egyéb környezeti hatásokat hatáskategóriákba vagy környezeti problémákhoz sorolja. A kategóriák kiválasztása probléma-orientált megközelítéssel történik, amely a károk (az ok-okozati lánc végpontjára) helyett a környezeti problémákra (az ok-okozati lánc középső pontjára) fókuszál. Három fő hatáskategóriát különböztet meg: kötelező, további és egyéb (TÓTHNÉ 2008).

1. táblázat: CML2001 - Nov. 2010 hatáskategóriák (GUINÉE et al. 2002)

CML2001 - Nov. 2010 hatáskategóriák	Egyenérték
Abiotikus kimerülő források (ADP)	[kg Sb-ekv.]
Abiotikus kimerülő fosszilis források (ADP foss.)	[MJ]
Savasodási potenciál (AP)	[kg SO ₂ -ekv.]
Eutrofizációs potenciál (EP)	[kg foszfát-ekv.]
Édesvízi ökotoxicitási potenciál (FAETP inf.)	[kg DCB-ekv.]
Globális felmelegedési potenciál (GWP 100 years)	[kg CO ₂ -ekv.]
Globális felmelegedési potenciál, kizárólag biogén eredetű szén (GWP 100 years)	[kg CO ₂ -ekv.]
Humán toxicitási potenciál (HTP inf.)	[kg DCB-ekv.]
Tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP inf.)	[kg DCB-ekv.]
Ózonréteg elvékonyodási potenciál (ODP, steady state)	[kg R11-ekv.]
Fotokémiai ózonzépzdési potenciál (POCP)	[kg etilén-ekv.]
Földi ökotoxicitási potenciál (TETP inf.)	[kg DCB-ekv.]

3.2. Öko-indikátor 99

Az öko-indikátor egy dimenzió nélküli érték, pontszám (öko-indikátor pont). Az anyagok gyártása, feldolgozása, szállítása, energia előállítása, hulladékkezelés folyamatára kiszámíthatók az értékek (1. ábra).

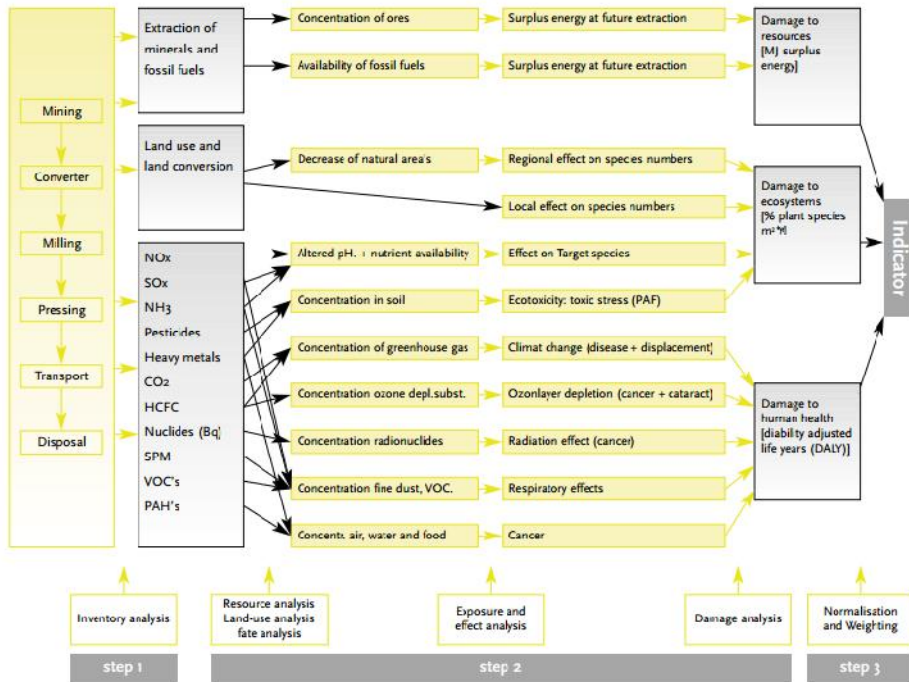
A módszer 100, a környezeti hatás szempontjából fontosnak ítélt anyagnak és folyamatra ad meg indikátor értékeket. A célértékek meghatározása természettudományos alapokon nyugszik.

3.3. ReCiPe

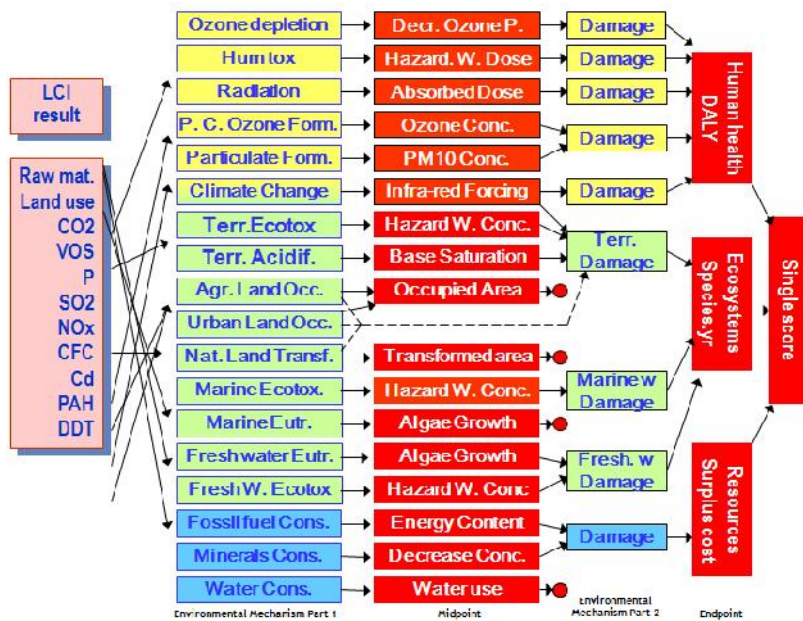
A módszer fejlesztői a CML 2001 és Öko-indikátor 99 hatásértékelő módszereket vették alapul a ReCiPe kialakítása során. A ReCiPe a két módszer fúziójának tekinthető, mivel a hatás-orientált középponti és a kár-orientált végponti megközelítésre is épül. A módszer tizennyolc középponti és három végponti indikátort vizsgál (2. ábra).

3.4. A hatásértékelés módszerének szerepe a GWP értékének meghatározásában

A 2. táblázatban SIMON (2012) nyomán jól látható, hogy a GWP-t meghatározó főbb emissziókhoz tartozó midpoint típusú karakterizációs faktorok a különböző módszerek esetében igen kis eltérést mutatnak.



1. ábra: Öko-indikátor 99 hatásértékelő módszer modellje (Eco-indicator 99 2000).



2. ábra: A ReCiPe módszer felépítése, kapcsolat a középponti és végponti elemzések között (<http://www.lcia-recipe.net/project-definition>)

2. táblázat: A hatásértékelés módszerének szerepe a GWP értékének meghatározásában (GOEDKOOP - SPRIENSMA 2001; GOEDKOOP et al. 2009; IPCC 2007; GUINÉE et al. 2001; SIMON 2012)

GWP (relative or in kg CO ₂ - Equiv. / DALY)	IPCC 2007	CML 2001 (midpoint)	EDIP 2003 (midpoint)	ReCiPe (midpoint)	Eco Indicator '99 (endpoint)	ReCiPe (endpoint)
CO ₂	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	666.7%
CO	n.a.	n.a.	2	n.a.	n.a.	n.a.
CH ₄	100.0%	92.0%	100.0%	100.0%	100.0%	795.5%
N ₂ O	100.0%	99.3%	107.4%	100.0%	100.0%	100.0%
CCl ₃ F	100.0%	96.8%	84.2%	100.0%	100.0%	2584.6%
SF ₆	100.0%	97.4%	104.9%	100.0%	100.0%	602.3%
CH ₃ Br	100.0%	100.0%	n.a.	100.0%	n.a.	0.000007
CClF ₃	100.0%	97.2%	n.a.	100.0%	n.a.	0.02016
CCl ₂ F ₂	100.0%	97.2%	78.0%	100.0%	100.0%	1090.0%
CHClF ₂	100.0%	93.9%	93.9%	100.0%	100.0%	905.0%

3. Következtetések

A ReCiPe (midpoint) teljes egészében megegyezik az IPCC 2007 tanulmányával. A CML 2001 legnagyobb eltérése a metán esetében 8%, de ezen kívül 5%-nál nagyobb eltérések nem mutatkoznak. Az EDIP 2003 ennél sokkal hektikusabb képet mutat. Egyes anyagokra nem érhető el karakterizációs faktorok, mások esetében pedig akár 10%-nál nagyobb eltérés is mutatkozhat.

Az „új” végpont (endpoint) indikátor a ReCiPe nagyságrendekkel magasabb értékeket ad, mint elődje az EI'99.

Az életciklus elemzés során az IPCC tanulmányhoz illeszkedő GWP érték meghatározása érdekében a megfelelő hatásértékelési módszer megválasztása tehát kulcsfontosságú.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki a „Klímahatás – Az éghajlatváltozás hatásainak komplex vizsgálata, nemzetközi K+F pályázatok előkészítése a Nyugat-magyarországi Egyetemen (TÁMOP-4.2.2.D-15/1/KONV-2015-0023)” projekt támogatásáért. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg. Köszönetünket fejezzük ki az “Agrárklíma 2. (VKSZ_12-1-2013-0034)” projekt támogatásáért.

Felhasznált irodalom

- ECO-INDICATOR 99 MANUAL FOR DESIGNERS (2000). A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment Communications Directorate, The Netherlands, The Hague
- GOEDKOOP M. (1995): The Eco-indicator 95, Final Report and Manual for Designers, Amersfoort
- GOEDKOOP, M., SPRIENSMA, R. (2001): The Eco-Indicator'99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report. 3rd Edition, PRé Consultants, Amersfoort
- GOEDKOOP M., DE SCHRYVER A. M., BRAKKEE K. W., HUIJBREGTS M. A. J. (2009): Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. Environ. Sci. Technol.
- GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONIG, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M. A. J. (2002): Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp. on-line:

- <http://cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finished/new-dutch-lca-guide.html>
- IPCC, 2007: 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.
- MSZ EN ISO 14040:2006 Környezetközpontú irányítás. Élelciklus-értékelés. Alapelvek és keretek (ISO 14040:2006) (Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework (ISO 14040:2006)). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, 2006
- MSZ EN ISO 14044:2006 Környezetközpontú irányítás. Élelciklus-értékelés. Követelmények és útmutatók (ISO 14044:2006) (Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines (ISO 14044:2006)). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, 2006
- SIMON B. (2012): A rendszerhatárok és a hatásvizsgálati módszer megválasztásának szerepe az LCA eredményében – az elektromos-energia előállítás példáján keresztül. In Eco-matrix. Az LCA (Life Cycle Assessment) Center) – Magyar Élelciklus Elemzők Szakmai Egyesület On-line folyóirata. 2012. 1-2 szám: 11-24. ISSN: 2061-344X
- TÓTHNÉ SZITA K. (2008): Élelciklus-elemzés, élelciklus-hatásértékelés. ME-GTK, Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc
- URL: A ReCiPe módszer felépítése, kapcsolat a középponti és végponti elemzések között: <http://www.lcia-recipe.net/project-definition>

AZ ERDŐKEZELÉSEK HATÁSA A TALAJRA EGY PILISI KOCSÁNYTALAN TÖLGYESBEN

SASS Vivien¹ – BIDLÓ András¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet,
Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék
sass.vivien@emk.nyme.hu, abidlo@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

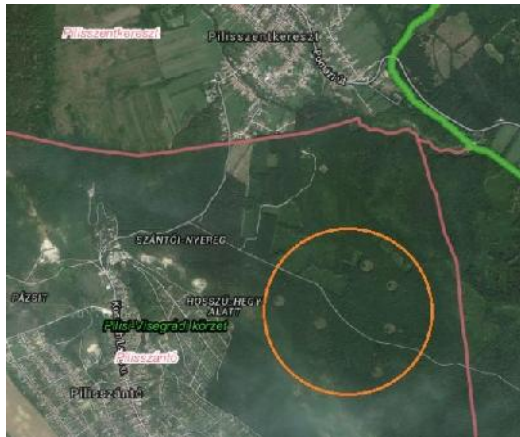
Az erdőállományok kezelése során egyre inkább előtérbe kerül a természetközeli erdőgazdálkodási módszerek alkalmazása. Az irodalmi adatok szerint így csökkenthető a termőhelyeket érő degradációs folyamatok mértéke. A termőhely termőképességének megtartása alapvető fontosságú az erdők hosszú távú fenntartásában.

A természetközeli erdőgazdálkodási módszerek között kiemelt szerepet játszik a szálalás. A szálaló erdőalak jóval magasabb természetességi fokot képvisel, mint hagyományos tarvágásos erdőkezelési mód. A természetesség fokának növekedése együtt jár az erdő stabilitásának, működőképességének és egészségének növekedésével (BARTHA 2013). Magyarországi bükkösökben GÁLHIDY és mtsai (2006), kocsányos tölgyesben többek között CSIHA és mtsai (2011), kocsánytalan tölgyesekben pedig BIDLÓ és mtsai (2012, 2014) végeztek talaj- és vízgazdálkodási vizsgálatokat lékes felújítás alá vont területek esetén. Mindezek mellett azonban még mindig nagyon kevés adatunk van arról, hogy magyarországi viszonyok között, milyen gazdálkodási móddal őrizhető meg legjobban az erdőgazdálkodás során a termőhely termőképessége.

A Pilisi Parkerdő Zrt. gazdálkodása alatt álló, Pilisszentkereszt községhatára mellett található kb. 40 ha-os gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőterületen a különböző fahasznalatok talajra gyakorolt hatását kívánjuk felmérni egy – dr. ÓDOR Péter (MTA Ökológiai Kutatóközpont) által vezetett – nagyobb projekt részeként. A felmérés magába foglalta az alapállapot rögzítését 2014. évben, majd a télen elvégzett beavatkozások után bekövetkező változások felmérését 2015. év tavaszán. Mivel a változások nagy része csak hosszabb idő után jelenik meg, munkánkat még tovább kívánjuk folytatni.

2. Vizsgálati anyag és módszer

A terület a Dunántúli-középhegység (III.) erdészeti tájcsoport Pilis–Budai-hegység (27.) erdészeti tájába tartozik. A Pilis keskeny, ÉNY–DK-i csapású rögvonulat, amit a Budai-hegységtől a Pilis-vörösvári-medence választ el. A táj alacsony középhegységi kistáj, mely az erősen tagolt hegységek csoportjába sorolható. Főként a nagy függőleges tagoltsága kelti fel a figyelmet. Jellegzetes sásbércek jellemzik, melyeket eróziós völgyek tagolnak különböző csoportokra. A Pilis-tető (757 m) a Dunántúli-középhegység legmagasabbra kiemelkedett része (DANSZKY szerk. 1963). A tájat mérsékelt hűvös, ill. mérsékelt meleg hőellátottság és mérsékelt nedves, ill. mérsékelt száraz vízellátottság jellemzi. Az átlagos évi középhőmérséklet 9,9°C, a tenyészidőszaki 16,5°C. Az átlagos évi csapadékösszeg 564 mm, ennek 58%-a esik a tenyészidőszakban (328 mm). A kutatási terület szűkebben véve a pilisi Hosszú-hegyen található, egy zárt gyertyános-kocsánytalan tölgyes faállomány, melynek átlagos életkora 70 év. A vizsgált terület talajai dolomit, illetve vörös homokkő alapkőzeten alakultak ki, ahol a vörös homokkő darabok gyakran kerültek a dolomitra is. Mindkét kőzet gyenge talajképző sajátságokkal rendelkezik. A környezeti viszonyoknak és az erdőállomány hatásának megfelelően a területen köves-sziklás váztalajok, rendzina talajok, illetve agyagbemosódásos barna erdőtalajok találhatóak igen nagy mozaikosságban. A talajokban való nagy változatosság az erdőállományokon nem jelentkezik.



1. ábra: A kutatási terület elhelyezkedése
 Forrás: <http://erdoterkep.nebih.gov.hu/>



2. ábra: A blokkok és kezelések kísérleti elhelyezése a pilisi kutatási területen
 Forrás: OTKA K 111887-
 Kutatási terv

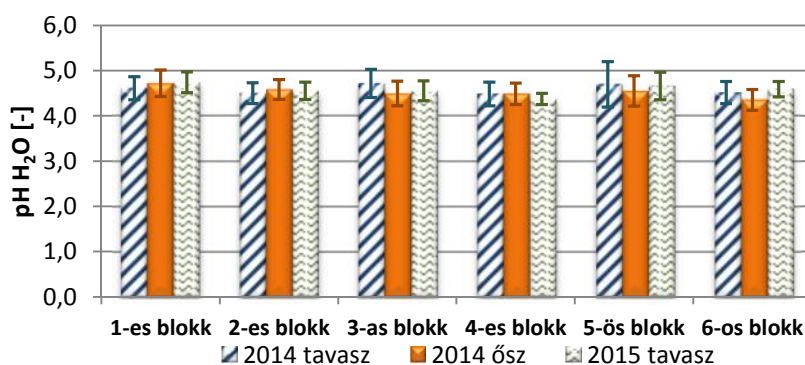
A kutatásra kijelölt területen 6 ismétlésben 5 kezelés valósult meg, teljes blokk elrendezésben. Az egyes kezelések a következők voltak: kontroll, egyenletes bontás, lékes felújítás, mikrotarvágás és hagyásfacsoport. Az egyes kezelések területe viszonylag kicsi, néhány száz m² volt. A talajban bekövetkező változások kimutatására évente kétszer történik mintavétel a kutatási területen, egyszer a tavaszi és egyszer az őszi időszakban. Mintavételi pontokat úgy jelöltük ki, hogy azok az egyes kezelések közepét jelölő, bekerített terület kerítésének egy-egy oldalára essenek. Kezelésenként 4-4 mintavételi pont (összesen: 4 × 5 × 6) volt. Az avarminták minden esetben 30 cm × 30 cm-es területről származnak, a talajmintákat pedig ugyanabban a pontban 0-20 cm mélységből gyűjtöttük. A mintavétel után az egyes mintáknak laboratóriumban határoztuk meg a nedves és száraz tömegét, a talajminták kémhatását, Kuron-féle higroszkóposságát (hy) valamint humusztartalmát. A talajminták tápelemeinek mennyiségét átlagmintából határoztuk meg: az adott kezelés előkészített, átszitált 4 almintájából 1:1 arányú kevert mintát állítunk elő, ebből határozzuk meg az összes szén- és nitrogén-, valamint az AL-felvehető foszfor- és kálium-tartalmat (BELLÉR 1997).

3. Vizsgálati eredmények

A következőkben megpróbáljuk vázlatosan bemutatni eddigi eredményeinket. A kapott értékek kiértékelését MS Excel és STATISTICA programokkal végeztük. A statisztikai kiértékelésnél minden esetben 5%-os szignifikancia szintet vettünk alapul.

3.1. Kémhatás

A talaj természetes állapotában a kémhatás ingadozik. Függ a talaj és talajoldat mindenkori arányától, melyet az éghajlat, időjárás, a növényzet és más tényezők is befolyásolnak (BELLÉR 1997). A vizsgált talajminták vizes kémhatása 3,9 és 6,3 között volt, ami erősen savanyú, savanyú, illetve gyengén savanyú kémhatásra utal.

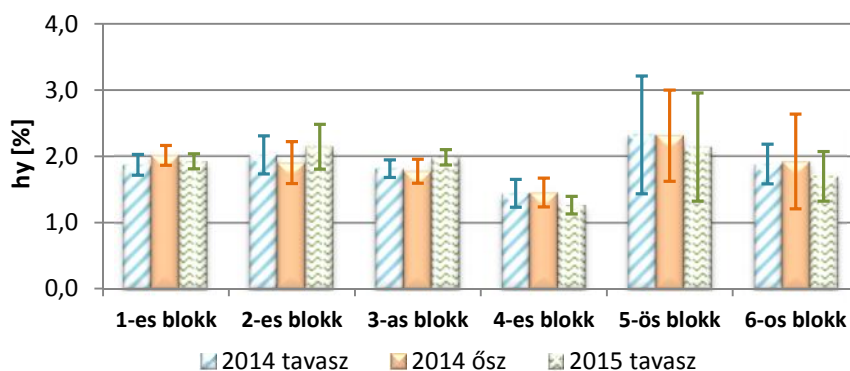


3. ábra: Az egyes blokkok kémhatásának átlagértékei a különböző mintavételi időszakokban

A talajminták kémhatásában nem mutatkozott szignifikáns különbség a különböző mintavételi időszakokat összehasonlítva. Az egyes blokkok összehasonlító vizsgálata során az 1-es blokknál mutatkozott jelentősebb eltérés a 4-es ($H=13,87705$; $p=0,0164$), illetve 6-os ($H=15,13292$; $p=0,0098$) bloktól. Ezek a különbségek azonban csak 1-1 mintavételi időszakban (2015 tavasz, ill. 2014 ősz) jelentek meg.

3.2. Kuron-féle higroszkóposság

A higroszkóposság a talaj nagy fajlagos felületű agyagfrakciójának mennyiségétől és a környező légtér relatív nedvességtartalmától ($R\%$) függ. Azonos relatív páratartalom mellett befolyásolja még a szervesanyag-tartalom, a Na-sók, a $CaCO_3$, a talaj podzolosodása és a talajkolloidok felületén lévő kationok (BELLÉR 1997).



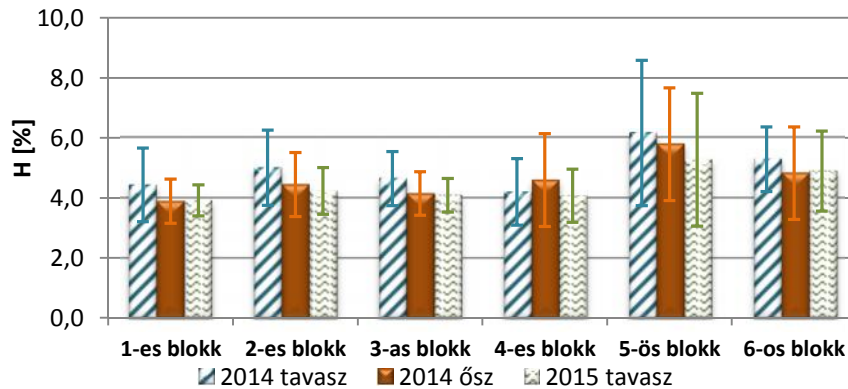
4. ábra: Az egyes blokkok átlagos Kuron-féle higroszkóposság-értékei a különböző mintavételi időszakokban

A talajminták hy értékei 1,02 és 5,32% között voltak, de az átlag értékek 1,44 és 2,32% közöttiek. Ez utóbbi homokos vályog, vályog fizikai féleségre utal, azonban az értékelésnél figyelembe kell venni a felső szintben található humusz hatását is, amely nagy mennyiségű vizet képes megkötni. A 4-es és 5-ös blokk értékei a többihez képest némi eltérést mutatnak negatív és pozitív irányba. Ez valószínűleg az egyes blokkokon belüli alminták hy -értékeinek nagy szórásával, illetve a kevés alapadattal (eddig csak 3 mintavételre került sor) magyarázható. A különböző mintavételi időszakokban vett talajminták összehasonlítása során nem mutatkozott markáns különbség az egyes blokkok értékei között. A 4-es blokk higroszkóposság-értékei azonban adott mintavételi időszakokon belül szignifikánsan eltért több, szomszédos blokk értékeitől: 2014 tavasz – 2-

es és 5-ös blokk ($H=17,48516$; $p=0,0037$), 2014 ősz – 1-es és 5-ös blokk ($H=15,37419$; $p=0,0089$), 2015 ősz – 1-es blokk ($H=13,87705$; $p=0,0164$).

3.3. Szervesanyag-tartalom

A talajminták szervesanyag-tartalmát FAO-módszer (BELLÉR 1997) segítségével határoztuk meg. Az értékek 2,0 és 12,7% közöttiek voltak az egyes mintákban, de a blokkok átlaga 3,89 és 6,16% közötti volt, amely értékek megfelelő tápelem ellátottságra utalnak.

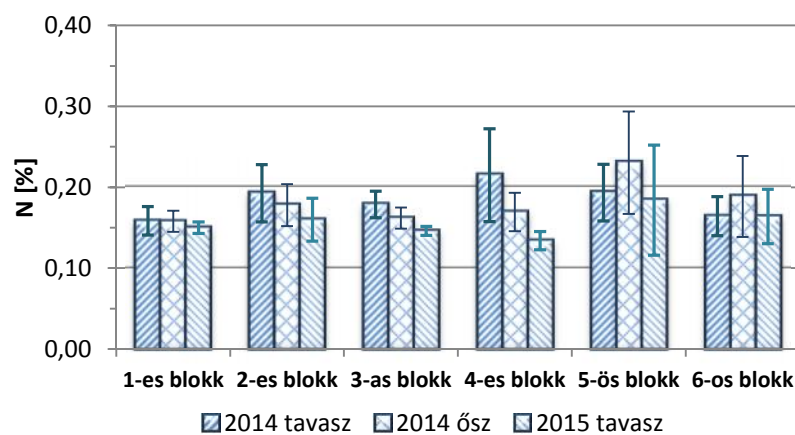


5. ábra: Az egyes blokkok átlagos humusztartalma a különböző mintavételi időszakokban

A talajminták szervesanyag-tartalmának vizsgálata során az 5-ös és 6-os blokkban a másik négy blokkhoz képest kissé magasabb értékeket kaptunk. Az eltérés nem szignifikáns, a minták humusztartalmának kismértékű különbségét a blokkok elhelyezkedése vagy mintavételi bizonytalanság indokolhatja. A különböző időszakok összehasonlítása során itt sem találtunk szignifikáns különbséget a blokkokon belül.

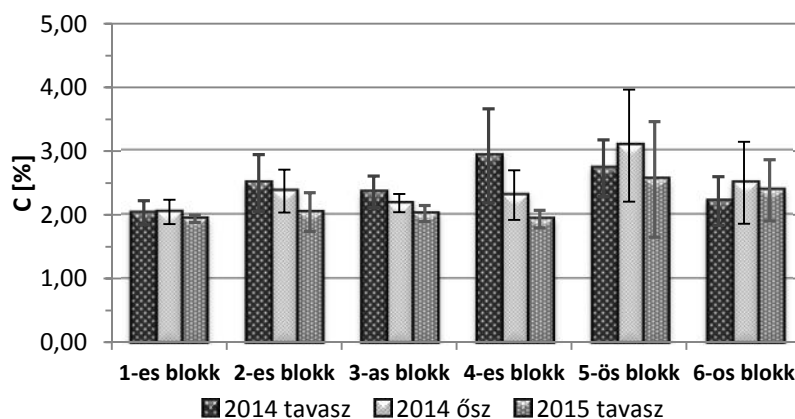
3.4. Tápelem-tartalom

A talaj szén- és nitrogéntartalmát Elementar vario Max készülék segítségével határoztuk meg. A kvantitatív CNS analízis alapja a minta magas hőmérsékletű feltárása. A gáz halmazállapotú reakciótermékek keverékét a készülék tisztítás után komponenseire választja szét, majd ezt követően WLD (hővezetőképesség) detektorral méri.



6. ábra: Az egyes blokkok átlagos nitrogéntartalma a különböző mintavételi időszakokban

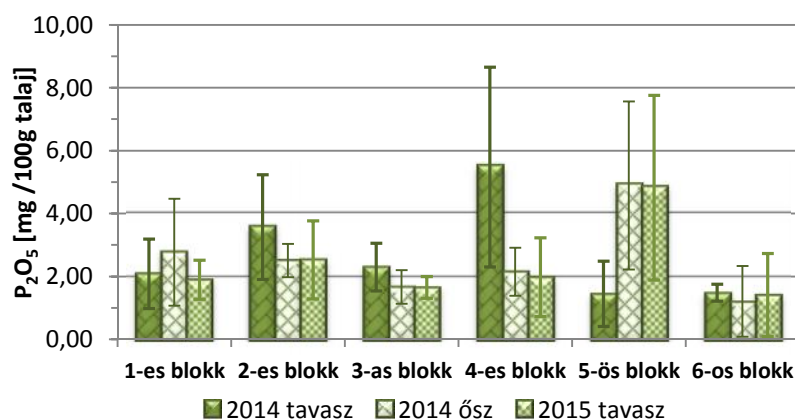
A nitrogéntartalmi értékek 0,12 és 0,33 % közöttiek voltak, az átlagok 0,12 és 0,2 % között mozogtak. Ezen értékek – a mezőgazdasági osztályozás alapján – gyenge és közepes nitrogénellátottságra utalnak, de erdőterületeken jónak minősíthető a nitrogénellátottság. Az egyes blokkok átlagértékei a különböző mintavételi időszakokban nem mutattak szignifikáns különbséget. Egy mintavételi időszakon belül a blokkok különbözőségének vizsgálata során, egy kivételtől (2014 őszi – 1-es és 5-ös blokk) eltekintve, a nitrogén-tartalomban sem mutatkozott jelentős különbség a begyűjtött talajmintáink esetén.



7. ábra: Az egyes blokkok átlagos széntartalma a különböző mintavételi időszakokban

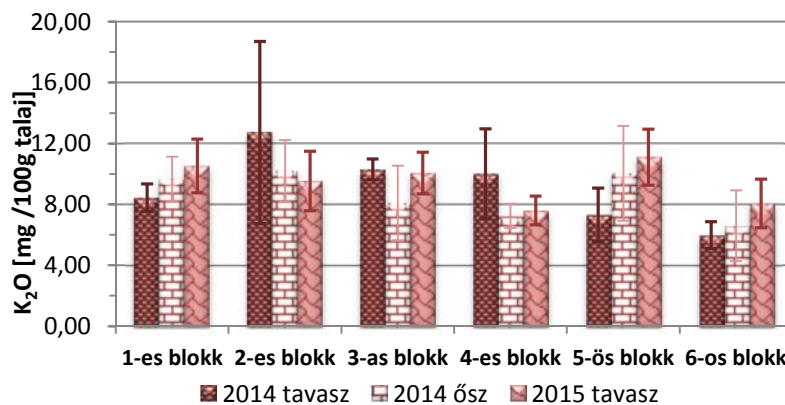
A széntartalmi értékek hasonló eredményt mutattak, mint amit a humusztartalom meghatározásnál tapasztaltunk. A begyűjtött talajminták vizsgálata és elemzése során azt állapítottuk meg, az 1-es és 4-es blokk átlagos széntartalma a 2014-es év tavaszi mintavételének időpontjában szignifikánsan különbözött egymástól ($p=0,041883$). A 2015 őszi begyűjtött minták esetén azonban az 1-es és 5-ös blokk átlagos széntartalmában mutatkozott jelentősebb különbség ($p=0,048381$). A különbségek egy része adódhat az alminták nagy szórásából. Az egyes blokkok átlagértékeit a különböző mintavételi időszakokban összehasonlítva nem találtunk szignifikáns különbséget.

Egy talaj tápanyag-szolgáltató képességének megítéléséhez makroelemeket illetően, többek között az összes nitrogéntartalom mellett, a könnyen oldható foszfor- és a könnyen oldható káliumtartalom ismerete a legfontosabb (BELLÉR 1997).



8. ábra: Az egyes blokkok átlagos foszfortartalma a különböző mintavételi időszakokban

A talajok AL-oldható foszfor tartalma 0,41 és 10,70 P₂O₅ mg/100 g talaj között mozgott, de az átlagértékek 1,44 és 5,48 P₂O₅ mg/100 g talaj közöttiek voltak. Savanyú talajok esetén ez gyenge ellátottságnak felel meg, de ennek ellenére foszfor utánpótlási zavarokkal nem kell számolni. A 2014-es tavaszi mintavétel talajmintái alapján a 4-es blokk AL-oldható foszfortartalma jelentősen különbözik az 1-es, 5-ös és 6-os blokk értékeitől (p=0,004452). Ez a különbség azonban az ezt követő őszi és a 2015-ös tavaszi mintázásból már nem volt kimutatható. A kapott adatok szórása itt is nagy, a különbségek egy része valószínűleg ezzel is magyarázható. A blokkokon belül az egyes mintavételi időszakokban szignifikáns eltérést nem találtunk.



9. ábra: Az egyes blokkok átlagos káliumtartalma a különböző mintavételi időszakokban

A könnyen felvehető káliumtartalmi értékek 4,7 és 22,9 K₂O mg / 100 g talaj között mozogtak, de az átlagok 10 K₂O mg/100 g talaj körüli volt, amely kevés káliumszolgáltató képességnek felel meg a mezőgazdasági osztályozás alapján. A begyűjtött talajminták káliumtartalmának vizsgálatakor blokkok között eltérést csak a 2015. évi tavaszi mintákból tudtunk kimutatni: 4-es és 5-ös blokk (p=0,012981). Ez a különbség azonban a korábbi mintavételek során nem jelent meg. Az egyes blokkokon belül a különböző mintavételi időszakokban nincs szignifikáns különbség a talaj káliumtartalmában a vizsgált minták alapján.

4. Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

Az alapállapot-felmérés során begyűjtött és vizsgált talajminták kiértékelésekor az összes vizsgált változó (kémhatás, higroszkóposság, humusz-, N-, C-, K- és P-tartalom) esetében mutatkoztak jelentős eltérések bizonyos blokkok között. Ezek azonban - a higroszkóposság kivételével - nem voltak jelen következetesen a mintavételi időszakokban. Az egyes blokkok között főképp a Kuron-féle higroszkóposság tekintetében tudtunk kimutatni szignifikáns különbséget a talajminták alapján. Ugyanakkor ezen értékeket a minta szervesanyag-tartalma jelentősen befolyásolhatja. A 4-es blokk a legtöbb változó esetében produkált statisztikailag jelentős eltérést a területen található más blokkokhoz képest, azonban a higroszkóposági értékeket vizsgálva teljesen elkülönül a többi bloktól.

Az előzetes eredmények alapján elmondható, hogy a terület talajtani szempontból heterogénnek tekinthető, amit a későbbi kiértékelések és a többi vizsgálat esetén figyelembe kell venni.

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat a Pilis Parkerdő Zrt., a VKSZ-Agrárklíma-2 (VKSZ 12-1-2013-0034) és az OTKA-K-111887 projektek támogatták.

Irodalomjegyzék

- BARTHA D. (2013): A természetesség növelésének lehetőségei. In: BARTHA D. – PUSKÁS L. (szerk.): *Silva naturalis – A folyamatos erdőborítás elméleti alapjainak és gyakorlati megvalósításának sorozata* Vol. 1., Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 35-42.
- BELLÉR P. (1997): Talajvizsgáló módszerek. Egyetemi jegyzet. Soproni Egyetem, Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron. p.118.
- BIDLÓ A. – BODOLÁR-VARGA B. – HORVÁTH A. – NÉMETH E. – ŠIMKOVÁ, I. – SZŰCS P. (2014): Talajvizsgálatok Dunántúli erdőállományok lékjeiben. In: BARTHA D. – PUSKÁS L. (szerk.): *Silva naturalis – A folyamatos erdőborítás elméleti alapjainak és gyakorlati megvalósításának sorozata* Vol. 6., Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 65-86.
- BIDLÓ A. – ELMER T. – SZŰCS P. (2012): Talajfejlődési folyamatok a Pilistetői Örökerdőben. In: LETT B. – SCHIBERNIA E. (szerk.): *Múlt és jövő III. A folyamatos erdőborítás gazdálkodói szemmel*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. 16-23.
- CSIHA I. – KESERŰ ZS. – RÁSÓ J. (2011): Kocsányos tölgy állományok hatása szikes termőhely vízgazdálkodására. Tudományos eredmények a gyakorlatban. Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap, poszter, Sopron.
- DANSZKY I. (szerk.) (1963): IV. Dunántúli Középhegység erdőgazdasági tájcsoport, Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest, 1963
- GÁLHIDY, L. – MIHÓK, B. – HAGYÓ, A. – RAJKAI, K. – STANDOVÁR, T. (2006): Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understory vegetation of a Hungarian beech forest, *Plant Ecology*. 183: 133-145.

ESETTANULMÁNY EGY VÖRÖS RÓKA (*VULPES VULPES*) SZUKA FIATALKORI NÖVEKEDÉSÉRŐL

VARGA Vivien¹ – LÁSZLÓ Richárd¹

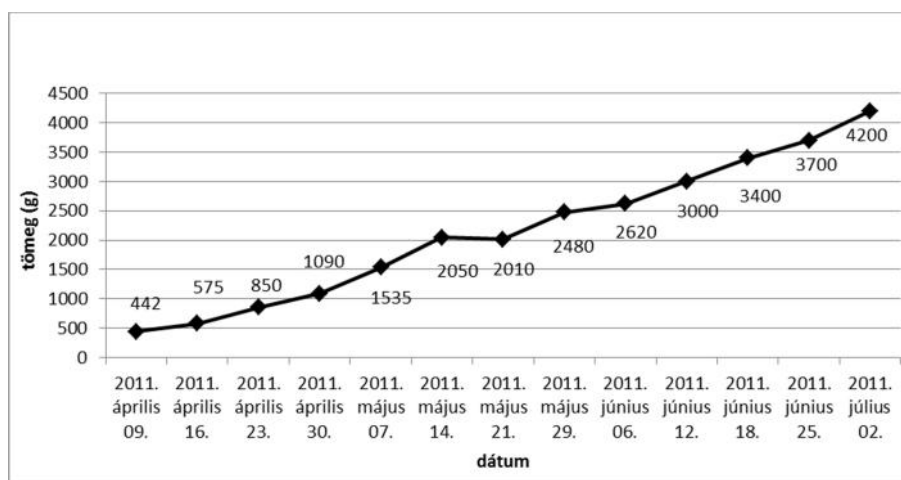
¹Nyugat- magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron
laszlo.richard@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

A vörös róka (*Vulpes vulpes*) az egyik legjelentősebb vadászható hazai szőrmes ragadozófajunk, ennek ellenére keveset tudunk az egyedfejlődéséről és a társas viselkedéséről. Háznál tartott négy vörös róka etológiai vizsgálata során lehetőségünk nyílt egy fiatal szuka növekedését nyomon követni.

2. Vizsgálati anyag és módszer

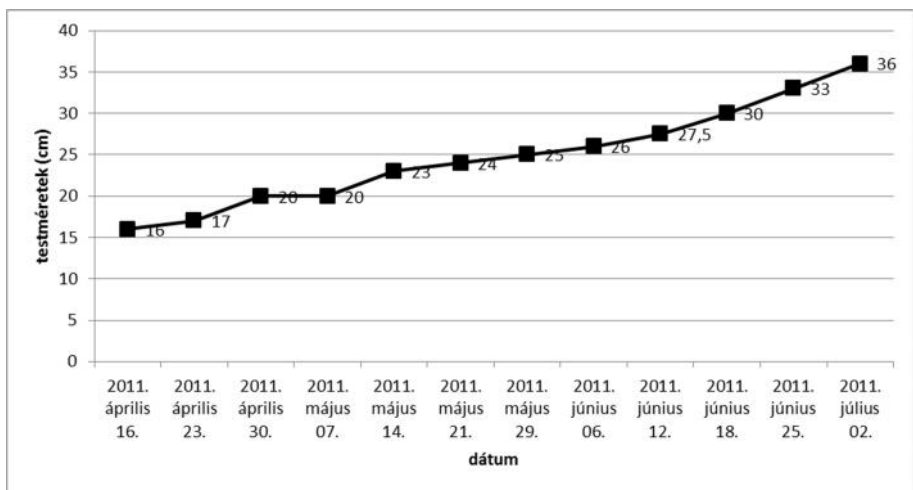
A fiatalkori növekedés vizsgálatokor a következő testméreteket vettük fel a monitorozott egyedről: a teljes testhossz, a testhossz, a farokhossz, a marmagasság és a testtömeg. A méréseket hetente egyszer végeztük az állat elválasztását követően három hónapon keresztül addig, amikor már a testméretek jelentősen nem változtak. Testtömeg mérésére egy Tefal BC5004V0 Optiss digitális mérleget alkalmaztunk, amely 1g-os pontossággal mér, maximális terhelhetősége 5 kg. A hossz méreteket egy 150 cm hosszú mm beosztású mérőszalaggal vettük fel. A mért értékeket Microsoft Office Excel 2007-es programcsomag segítségével dolgoztuk fel.



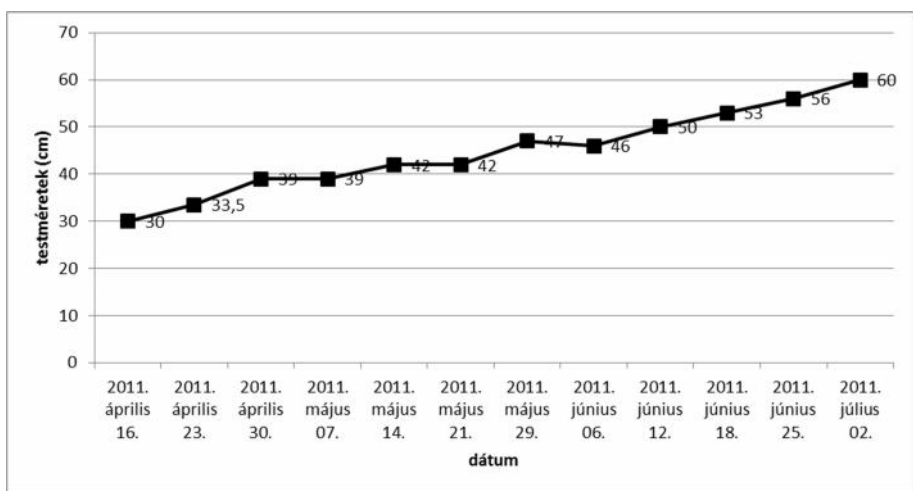
1. ábra: Fiatal vörös róka szuka testtömeg változása

3. Vizsgálati eredmények

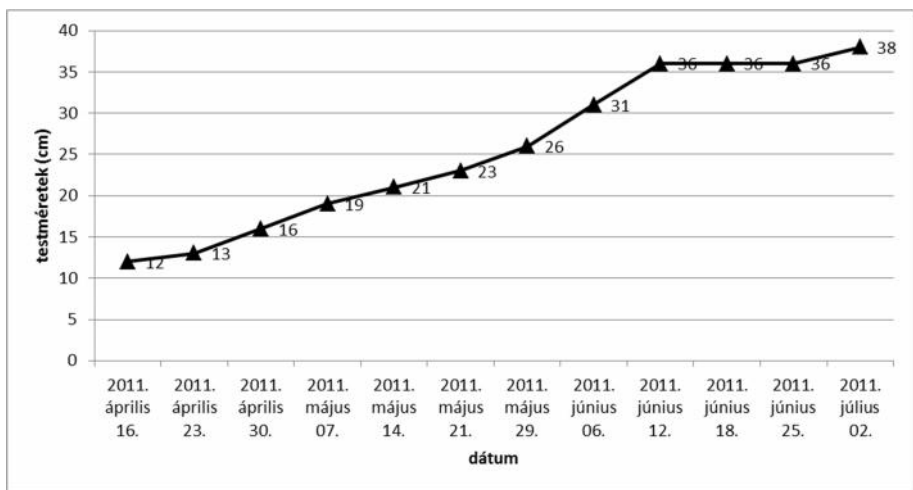
A vizsgálati időszak alatt a fiatal állat testtömege az április 9-i 442 g-ról júliusra 4200 g-ra nőtt, ami azt jelenti, hogy három hónap alatt közel megtízszerezte a testtömegét a vizsgált szuka (1. ábra). A hossz méretek növekedési mértéke elmaradt ettől, a testhossza megkétszereződött (3. ábra), a teljes testhossza és a marmagassága közel két és félszeresére nőtt a vizsgált egyednek (2. ábra), míg legintenzívebben, több mint háromszorosára növekedett a farokhossza (4. ábra).



2. ábra: Fiatal vörös róka szúka marmagasság változása



3. ábra: Fiatal vörös róka szúka testhossz változása



4. ábra: Fiatal vörös róka szúka farokhossz változása

4. Vizsgálati eredmények értékelése

A vizsgált fiatal szuka tömege júliusra meghaladta a 4000 g-ot, ez a növekedési ütem megfelel KOLB-HEWSON (1980) skóciai adatainak. A júliusi időszakra az egyed elérte a LABHARDT (1990) által közölt szukákra jellemző átlagos marmagasságot és farokhoszt, de a testhossza és a testtömege még kissé elmaradt a felnőtt állatokra jellemző átlagos értékektől. Az állat vizsgált paramétereinek változása viszonylag egyenletes volt, de eltérő sebességű, ezért a fiatalkori testarányai jól láthatóan megváltoztak ezen időszakban. WANDERER-LÜPS (1993) szerint felnőttkori testarányokat a rókák megközelítőleg féléves korban érik el.

Irodalomjegyzék

- LABHARDT, F. (1990): Der Rotfuchs. Naturgeschichte, Ökologie und Verhalten dieses erstaunlichen Jagdwildees. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- KOLB, H., H.- HEWSON, R. (1980): The Diet and Growth of Fox Cubs in Two Regions Scotland, Acta Theriologica Vol. 25, 325-311
- WANDERER, A., I. – LÜPS, P. (1993): *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) – Rotfuchs. In: SUBBE, M. – KRAPP, F. (szerk.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5. Aula Verlag Wiesbaden

AZ ARANYSAKÁL (*CANIS AUREUS*) ÉS VÖRÖS RÓKA (*VULPES VULPES*) KÖZÖTTI TÁPLÁLKOZÁSI KOMPETÍCIÓ VIZSGÁLATA ROMÁNIÁBAN

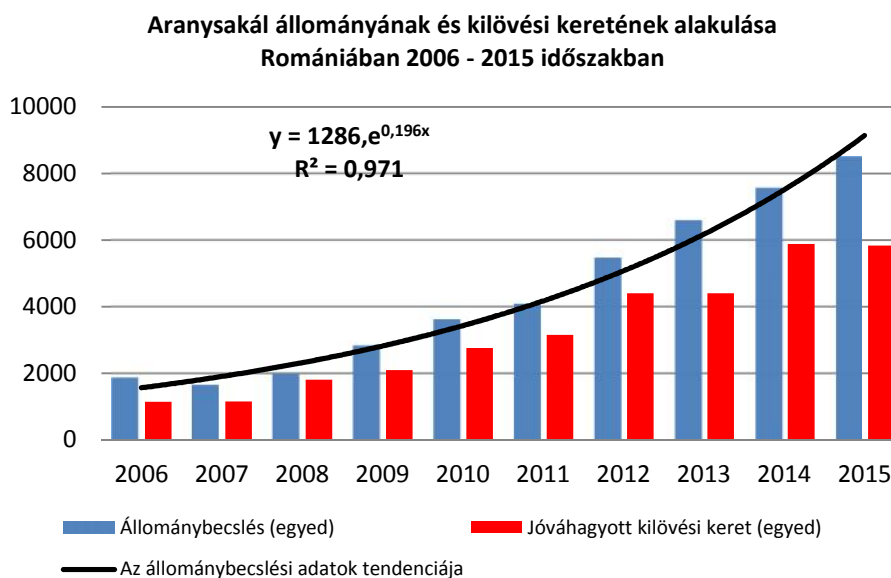
FARKAS Attila¹, FODOR József-Tamás¹, JÁNOSKA Ferenc²

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola,

²Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron
farkas_attila@mailbox.hu

1. Bevezetés

Az 1960-as évek végén a Dunát tekintették az aranysakál (*Canis aureus*) elterjedési területének északi határának, és Románia területén csak véletlenszerű elfordulásokat jegyeztek (COTTA ÉS BODEA 1969). A későbbi publikációk azonban a faj erőteljes terjeszkedéséről és stabil állományok exponenciális növekedéséről számoltak be (ALMÄ AN 1995, MURARIU ÉS MUNTEANU 2005, FARKAS ET AL. 2014a). Az exponenciális növekvő tendencia napjainkban is tetten érhető, ugyanis a 2006 – 2015 időszakban a becsült állomány 1871 példányról 8510-re növekedett (Ábra 1.), folyamatosan növekvő vadászati kilövési keret mellett.



1. ábra: Aranysakál állományának és kilövési keretének alakulása Romániában 2006 – 2015 időszakban

Ugyanakkor azon megyék száma, ahol kilövési keretet hagytak jóvá, a 2006 évi 13-ról 2015-ben 33-ra növekedett. Ezek a tendenciák előreláthatóan a további években is fennmaradnak, ugyanis például Kovásznával szomszédos összes megyében van érvényben kilövési kvóta, míg az említett megye területe skálmentes szigetnek tűnik. Olyan megye is létezik melyben rendszeresen megfigyelik, kérnek és kapnak kilövési keretet de azt nem tudják teljesíteni, így a következő évben a kvótára vonatkozó kérelem rendszerint el van utasítva. Ezen megyék néhány év alatt az aranysakál által stabilan lakottá válnak, olyan populációmérettel amiből már a haszosítás is lehetséges.

A növekvő állománnyal és elterjedési területtel jellemezhető aranysakál hatással lehet a zsákmányfajok valamint a hasonló ökológiai igényű közepes testméretű ragadozók populációdinamikájára. Jelen kutatás elsősorban a Carnivora rend fajainak interakciói terén hangsúlyos, hisz egy olyan ökológiai rendszerben történik, ahol a nagyobb testméretű aranysakál még ez előtt 30 évvel csak véletlenszerűen fordult elő és mostanra a rendszer csúcsragadozója. Nem évszázados hatások és együttélés eredménye, amit most tapasztalunk. Az összefüggések mélyebb megértése, megfontolt okszerű válaszreakciókat generálhat.

A vörös róka (*Vulpes vulpes*) széles körben elterjedt, a leggyakoribb közepes testméretű ragadozó az északi féltekén és egy olyan mindenevő, élőhely generalista faj, amely az összes lehetséges sakál élőhelyen előfordul (LLOYD 1980; MACDONALD 1983; GITTLEMAN 1985, 1989). Romániában a vörös róka minden sakál által lakott, illetve újonnan birtokba vett élőhelyen megtalálható. Az ország minden egyes megyéjében előfordul és az állománybecslési adatok alapján a populációméret enyhe, lineárisan növekvő tendenciát mutat.

Az aransakál terjedése számos természetvédelmi és gazdálkodási problémát vet fel (GIANNATOS 2004) miközben az újonnan birtokba vett élőhelyeken a faj növekvő ökológiai szerepe alig ismert (LANSZKI ET AL. 2006), valamint az aransakál és a vörös róka közötti táplálkozási kapcsolatok viszonylag kevés figyelmet kaptak (LANSZKI ÉS HELTAI 2002; SCHEININ ET AL. 2006; LANSZKI ET AL. 2006; FARKAS ET AL. 2014a; FARKAS ET AL. 2014b).

Kutatásunk során két hipotézist vizsgáltunk. Egyrészt feltételeztük, hogy a versengés által a sakál és róka kölcsönösen negatív hatást gyakorolhatnak egymásra. Második feltevésünk szerint különbség kell mutatkozzon a sakállal együtt élő és a sakálmentes területeken élő rókák táplálkozási jellemzői között amennyiben a sakál, hatással van a vele együtt élő róka táplálkozására.

Feltevésünk ellenőrzésére vizsgáltuk az aransakál és vörös róka táplálkozási jellemzőit, valamint a táplálkozási kompetíció feltételeinek teljesülését.

A niche fogalom ismeretében megállapítható, hogy két ökológiailag azonos karakterű faj nem élhet tartósan egymás mellett. Sőt, a Gauss-féle kizárólagossági elv értelmében, ha két faj igényeit tekintve rendkívül hasonló egymáshoz, akkor a versengés következtében az egyik faj kipusztul (FARAGÓ ÉS NÁHLIK 1999). Ugyanakkor kompetíció csak akkor lép fel, ha több élőlény ugyanazt a korlátozottan rendelkezésre álló, életfontosságú forrást hasznosítja. Versengés elsősorban a táplálékért folyhat (CSÁNYI 2007). A táplálkozási kompetíció előfeltétele tehát a magas táplálkozási niche-átfedés. Magyarországi vizsgálatok során, vörös róka és aransakál között, téli-tavaszi időszakban 60-77% táplálkozási niche-átfedést tapasztaltak bizonyos táplálékcsoportok előfordulási gyakorisága alapján (LANSZKI ET AL. 2002). Ugyancsak magyarországi immár, 4 évre kiterjedő kutatások alapján is a táplálkozási niche-átfedés viszonylag magas, átlagosan 73% volt (LANSZKI ET AL. 2006). Romániában 2013. február–július időszakban a sakál és róka közötti táplálkozási niche-átfedés 10% és 50% között változott (FARKAS ET AL. 2014a). Más vizsgálatok szerint ugyancsak Romániában a róka és sakál közötti szezonális táplálkozási niche-átfedés értéke 30,20% és 63,33% között alakult téli minimummal és őszi maximummal (FARKAS ET AL. 2014b).

Közösen használt élőhelyek esetében az aransakál mindenképpen a róka versenytársának tekinthető (HELTAI 2010), ami a sakál kétszeres testsúlyából és fejlett társas magatartásából is adódik (MACDONALD 1983, GITTLEMAN 1985, DEMETER ÉS SPASSOV 1993). Azonban a közeli rokon ragadozók együttesen tartósan is előfordulhatnak (COLWELL ET AL. 1971, SCHOENER 1974, KREBS 1989), akár magas táplálkozási niche-átfedés mellett is, amennyiben a fő források (táplálék, búvóhely, stb.) bőségesek. A sakál sikeres európai terjedését (DEMETER ÉS SPASSOV 1993) a források gazdagsága nagyban elősegítheti (HELTAI 2010).

Egy Izraeli viselkedéstani vizsgálat rámutatott, hogy az esetek nagy részében róka nem változtatja meg a viselkedését aransakáltól származó szaganyag vagy egy műsakál jelenlétében. Azonban, amennyiben élő sakál is jelen volt, a rókák elkerülték a vizsgálati területet. Ezen eredmények erős bizonyítékként szolgálnak arra, hogy a vörös rókák együtt tudnak élni a sakálokkal, de félnek tőlük, így ha tehetik, elkerülik (SCHEININ ET AL. 2006).

Természetes táplálékban szegényebb területeken, ahol a sakál és a róka együtt fordul elő, a sakál megölheti, vagy kiszoríthatja a rókát (GIANNATOS ET AL. 2005) idézi HELTAI (2010).

A róka és sakál közötti versengést több megfigyelés is jelzi, sőt a sakál táplálékában találtak rókamaradványokat, ami a sakál dominanciájára utal (LANSZKI ET AL. 2006). Együtt élő aransakál és róka táplálkozásának összehasonlító vizsgálata vezetett olyan eredményre miszerint a két faj között kialakult verseny során a sakál jutott jobb minőségű táplálékhoz, és a róka kényszerült gyengébb minőségű források kihasználására (LANSZKI ET AL. 2006, HELTAI 2010). Ez az eredmény a táplálkozási kompetíció bizonyítéka lehet. Az említett vizsgálat során (LANSZKI ET AL.

2006) az aranysakál fogyasztott nagyobb arányban állati eredetű táplálékot és inkább specialista táplálkozási stratégia jellemzte mint a vele együtt élő rókát.

2. Vizsgálati anyag és módszer

A táplálkozási jellemzők feltárására Románia Déli részén egy vadásztársulat által kezelt 10 vadászterületről 2013. február és 2014. október időszakban összesen 86 darab aranysakált (*Canis aureus*) és 85 darab vörös rókát (*Vulpes vulpes*) gyűjtöttünk be, amelyeknek vizsgáltuk a gyomortartalmát. Folyamatos ragadozógyérítés eredményei alapján az összes sakál minta 94,56%-a, valamint a róka minták 60,27%-a szárazik ugyanazon 5 vadászterületről. A sakál minták 5,44%-a, valamint a rókák 39,73%-a a többi 5 vadászterületről származik. A minták ilyen megoszlása természetes kísérletekre alapozott vizsgálatokat tesz lehetővé. Egyértelműen elkülöníthetőek a „sakálos” illetve „sakálmentes” területek az élőhelyeken belül.

A jelen vizsgálat során feldolgozott rókák egy része ($n = 48$) olyan élőhelyről származott, ahol együtt élnek az aranysakállal (*Canis aureus*), másik részük ($n = 37$) származási helyén gyakorlatilag nincs sakál.

A kutatási időszakban minden csapdázott vagy lőtt róka és sakál (külön nylon zsákban) egészben le lett fagyasztva és rögzítésre került minden példány elejtési dátuma. Kiolvasztás után mértük a testtömeget, rögzítettük a becsült kort, kioperáltuk a gyomrot és a szaporítószerveket (szukák esetében), csomagoltuk, címkéztük és mélyfagyasztottuk a begyűjtött mintákat. Mintafeldolgozás során boncoltuk a gyomrokat, szétválgattuk és beazonosítottuk a táplálékalkotókat félelékek szerint. A táplálék komponensek meghatározása az emlősöknél koponyacsontok és fogazat (ÚJHELYI 1989), valamint szőr-morfológia (TEERINK, 1991) alapján történt. A madarak esetében a fácánt azonosítottuk be egyértelműen, csőr- és láb illetve karom maradványok alapján. Azon táplálékmaradványok melyek madártól származtak, de kétséget kizáróan nem lehetett megállapítani, hogy fácán, az „egyéb madár” csoportba lettek sorolva. Az adatok értékelésénél a következő táplálékcsoportokat alkalmaztuk: 1 – rovarévrők, 2 – pocokfélék, 3 – egérfélék, 4 – egyéb rágcsálók, 5 – mezei nyúl, 6 – szarvasfélék (őz), 7 – vaddisznó, 8 – ragadozó emlősök, 9 – háziállatok, 10 – madarak (amely csoport fácán és egyéb madarak kategóriákra lett bontva), 11 – hullók, kételtűek, 12 – halak, 13 – gerinctelenek, 14 – magvak, gyümölcsök, 15 – egyéb növények, 16 – antropogén anyagok.

A százalékos táplálék-összetételt a gyomortartalmakban előforduló táplálék taxonok relatív előfordulási gyakorisága alapján számítottuk. A százalékos relatív előfordulási gyakoriság számítás módja a következő:

$$\text{Relatív előfordulási gyakoriság (\%)} = 100 \times \frac{\text{adott táplálékcsoport példányainak száma}}{\text{az összes táplálékcsoport példányainak száma}}$$

A táplálkozási niche-szélesség (B) Levins képlettel számítható: $B = 1/\sum p_i^2$, ahol p_i = az adott táplálék taxon relatív gyakorisága (KREBS 1989), majd a ragadozó fajok közötti összehasonlítás érdekében standardizálást kell végezni: $BA = (B-1)/(n-1)$, ahol n = a lehetséges táplálék-kategóriák száma (értéke 0-tól 1-ig terjedhet).

Táplálkozási niche-átfedés számításához Renkonen indexet célszerű alkalmazni: $P_{jk} = [\sum n(\min p_{ij}, p_{ik})] \times 100$, ahol P_{jk} = százalékos táplálkozási niche-átfedést jelenti a róka (j) és az aranysakál (k) között, p_{ij} és p_{ik} = az i-edik táplálék csoport részesedése adott ragadozó táplálékában (minimum: a kisebb értéket kell figyelembe venni), n = a táplálék csoportok száma (KREBS, 1989). Az adatfeldolgozás Microsoft Excel, illetve STATISTICA 12 programokkal készült.

Az aranysakál és az azzal együtt élő róka, valamint a sakállal együtt élő és a sakálmentes területeken élő rókák táplálkozási jellemzőinek összehasonlítására T-próbát végeztünk.

3. Vizsgálati eredmények

3.1. Táplálkozási niche-szélesség

Eredményeink szerint, a gyomortartalmakban előforduló táplálékalkotók előfordulási gyakorisága alapján számított táplálkozási niche-szélesség értéke (1. Táblázat) az aransakálnál a legmagasabb ($B = 6,99$), a vele együtt élő rókánál mérsékelt ($B = 5,40$), míg a sakálmentes területeken élő rókáé a legkisebb ($B = 3,29$). A standardizált niche-szélesség értékek némiképp eltérők. A sakálmentes területeken élő rókák niche-szélessége a standardizált értékek alapján is a legkisebb ($BA = 0,33$), az aransakálé nagyobb ($BA = 0,37$), míg a sakállal együtt élő rókáé a legnagyobb ($BA = 0,44$). Az együtt élő aransakálra és vörös rókára generalista-, míg a sakálmentes területeken élő rókára inkább specialista táplálkozási stratégia jellemző.

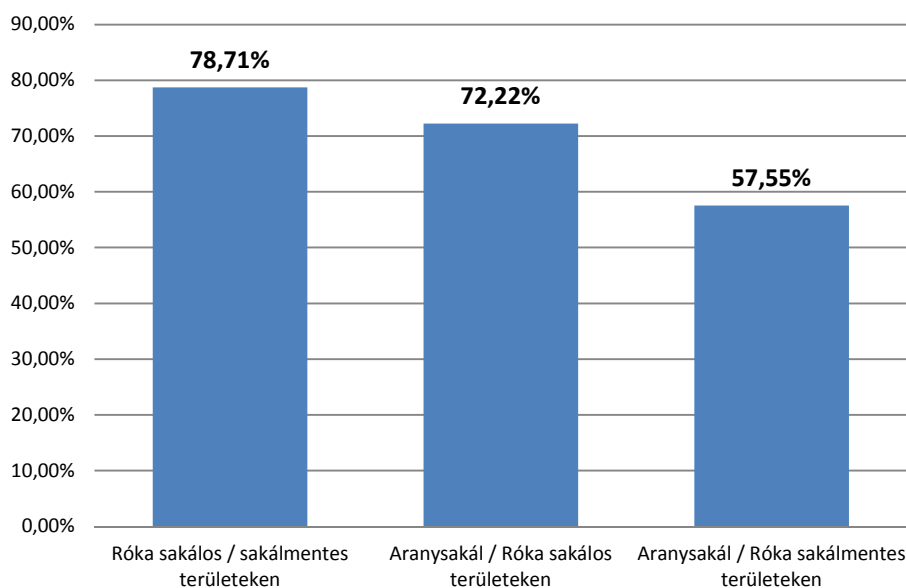
1. táblázat: Egyes táplálékalkotók relatív előfordulási gyakorisága (RFO) és ez alapján számított niche-szélességek értékei aransakál-, aransakállal együtt élő róka és sakálmentes élőhelyről származó róka esetében.

Táplálékkomponens	RFO (p)			p ²		
	Aransakál	Róka		Táplálkozási niche-szélesség		
	n=86	Sakál mellett (n=48)	Sakál hiányában (n=37)	Aransakál	Róka, sakál mellett	Róka, sakál hiányában
1. Rovarevők	0,00%	0,00%	0,00%	0	0	0
2. Pocokfélék	17,72%	27,54%	40,82%	0,0313998	0,0758451	0,1666272
3. Egérfélék	5,70%	5,80%	8,16%	0,003249	0,003364	0,0066585
4. Egyéb rágcsálók	1,27%	0,00%	0,00%	0,0001612	0	0
5. Mezei nyúl	1,27%	0,00%	0,00%	0,0001612	0	0
6. Szarvasfélék (Őz)	0,63%	0,00%	0,00%	0,0000396	0	0
7. Vaddisznó	7,59%	1,45%	0,00%	0,0057608	0,0002102	0
8. Ragadozó emlősök	1,27%	0,00%	0,00%	0,0001612	0	0
9. Háziállatok	1,27%	0,00%	2,04%	0,0001612	0	0,0004161
10. Madarak	6,33%	18,84%	22,45%	0,0040068	0,0354945	0,0504002
Fácán	2,53%	2,90%	2,04%	0,0006400	0,000841	0,0004161
Egyéb madár	3,80%	15,94%	20,41%	0,001444	0,0254083	0,0416568
11. Hüllők, Kétéltűek	4,43%	2,90%	0,00%	0,0019624	0,000841	0
12. Halak	0,63%	0,00%	0,00%	0,0000396	0	0
13. Gerinctelenek	12,03%	17,39%	10,20%	0,0144720	0,0302412	0,010404
14. Magvak, gyümölcsök	25,32%	18,84%	16,33%	0,0641102	0,0354945	0,0266668
15. Egyéb növények	12,03%	5,80%	0,00%	0,0144720	0,003364	0
16. Antropogén anyagok	2,53%	1,45%	0,00%	0,0006400	0,0002102	0
Összesen (Σp ; Σp^2)	100%	100%	100%	0,1428821	0,1850649	0,3032460
Táplálkozási niche-szélesség (B)				6,9987738	5,4035071	3,2976519
Standardizált táplálkozási niche-szélesség (BA)				0,374923	0,4403507	0,3282359

3.2. Táplálkozási niche-átfedés

A sakállal együtt élő és a sakálmentes területeken élő rókák táplálkozása közötti százalékos niche-átfedés értéke magas 78,71%, ugyanakkor az aransakál és a vele együtt élő vörös róka táplálkozási jellemzői is nagyon hasonlóak. A két faj táplálkozása közötti százalékos niche-átfedés értéke 72,22%. Ez táplálkozási kompetíció előfeltétele lehet.

Az aransakál és a sakálmentes területeken élő róka táplálkozása közötti százalékos niche-átfedés értéke mérsékelt (57,55%). Ez a sakálmentes területeken élő róka specialista táplálkozási stratégiájával magyarázható. Versenytárs hiányában a róka bizonyos táplálékforrásokra szakosodhat.



2. ábra: Aranysakál és különböző területeken élő róka-, illetve különböző élőhelyekről származó rókák közötti százalékos táplálkozási niche-átfedés

Szignifikáns eltéréseket az aranysakál és a vele együtt élő rókák táplálkozásában találtunk, bizonyos táplálékkategóriák esetében. Az aranysakál vaddisznót ($p = 0,02602$), magvakat – gyümölcsöket ($p = 0,02746$) illetve egyéb növényeket ($p = 0,043174$) fogyasztott nagyobb részarányban, mint a rókák. A rókák táplálékában az egyéb madarak ($p = 0,007606$) szerepeltek lényegesen nagyobb arányban, mint a sakálokéban. A sakállal együtt élő és a sakálmentes területekről származó rókák táplálkozási jellemzői között nem találtunk statisztikailag bizonyítható szignifikáns különbséget.

4. Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

A sakálos és sakálmentes élőhelyről származó rókák 78,71%-os táplálkozási niche-átfedése arra utal, hogy a vörös róka táplálkozási versenytárs jelenlétében, vagy hiányában ugyanazon táplálékforrásokat hasznosítja. Ugyanakkor lényeges eltérés mutatkozik a sakállal együtt élő ($B = 5,40$) és sakálmentes területekről származó rókák ($B = 3,29$) táplálkozási niche-szélessége között. Versenytárs hiányában a vörös róka kevesebb táplálékkategóriát hasznosít viszont nagyobb részarányban, mint az aranysakállal együtt élő fajtársai. A sakálmentes területeken élő rókák táplálékában 48,98% a kistrágyacsálók előfordulási gyakorisága. A kevés, de nagy arányban hasznosított táplálékforrás alapján megállapítható, hogy versenytárs hiányában a vörös róka specialista táplálkozási stratégiával jellemezhető, és éves viszonylatban is domináns a kistrágyacsáló fogyasztása. Az aranysakál és a vele együtt élő róka közötti táplálkozási niche-átfedés értéke is magas 72,22%. Ez az eredmény illeszkedik a nemzetközi szakirodalomban leírtakhoz (LANSZKI ET AL. 2002; LANSZKI ET AL. 2006; FARKAS ET AL. 2014a; FARKAS ET AL. 2014b). Az együtt élő aranysakál és róka között tapasztalt magas táplálkozási niche-átfedés, figyelembe véve SCHEININ ET AL. (2006) eredményeit miszerint a róka félelemből kerüli a sakállal való találkozásokat, csak úgy lehetséges, ha a két faj aktivitási mintázata eltérő. Ugyanakkor mindkét együtt élő faj táplálkozási niche-szélessége is nagy (6,99 illetve 5,40). A közös élőhelyről származó aranysakálok és vörös rókák táplálkozásában éves viszonylatban nem állapítható meg domináns táplálékforrás a szezonális táplálkozási jellemzőkhöz hasonlóan (FARKAS ET AL. 2014). Konkurenciális környezetben az aranysakál és a vörös róka generalista táplálkozási stratégiával jellemezhető. Ugyanakkor, vélhetően a táplálékforrások bőségének következtében, a két vizsgált közeli rokon ragadozó együttesen tartósan előfordul, ugyanis országos szinten nem tapasztalható a sakál terjedése következtében negatív tendencia a vörös róka állományalakulásában. Így jelen vizsgálat eredményei megerősítik a

magas táplálkozási niche-átfedés melletti tartós együttes előfordulást (COLWELL ET AL. 1971, SCHOENER 1974, KREBS 1989). A használt táplálékalkotók minősége valamint a táplálkozási stratégia tekintetében a nemzetközi szakirodalomhoz (LANSZKI ET AL. 2006) képest eltérő eredményeket tapasztaltunk. A rókával együtt élő aranysakál generalista táplálkozási jellemzőket mutatott és évtrendjében 37,35% előfordulási gyakorisággal volt jelen növényi eredetű táplálékalkotó. Az első vizsgált hipotézisünk, miszerint a sakál és róka kölcsönösen negatív hatást gyakorolhatnak egymásra, bizonyítottnak tűnik, ugyanis a róka versenytárs jelenlétében kisebb arányban fér hozzá a sakálmentes területeken domináns mértékben fogyasztott kistrágyásokhoz, valamint sakál sem tudja érvényesíteni a nagyobb testtömegéből és változatosabb táplálékszerzési stratégiáiból adódó előnyeit. A két együtt élő faj közötti magas táplálkozási niche-átfedés okán a táplálkozási kompetíció feltételei adottak. A második feltételezésünk miszerint különbség lehet a sakállal együtt élő és a sakálmentes területeken élő rókák táplálkozási jellemzői között amennyiben a sakál, hatással van a vele együtt élő róka táplálkozására, csak részben igazolódott be. A sakállal együtt élő és a sakálmentes területeken élő rókák táplálkozási stratégiája eltérő, azonban a vizsgált minták alapján, a táplálkozási jellemzők közötti eltérések statisztikailag nem szignifikánsak. A bizonyítottan eltérő táplálkozási stratégia okán indokolt a további mintagyűjtés és a vizsgálatok folytatása nagyobb mintaszám alapján.

Irodalomjegyzék

- ALMĂ AN, H. (1995): ACALUL ÎN FAUNA ROMĂNIEI [THE JACKAL IN ROMANIAN FAUNA]. VĂNĂTORUL I PESCARUL ROMÂN, 1: 18-19.
- COLWELL R., FUTUYAMA D.J. (1971): On the measurement of niche breadth and overlap. *ECOLOGY*, 52: 567-572.
- CSÁNYI, S. (2007): Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- DEMETER A., SPASSOV N. (1993): Handbuch der Säugetiere Europas, *Canis aureus* Linnaeus, 1758. Aula-Verlag. Wiesbaden. 107-138.
- FARAGÓ S., NÁHLIK A. (1999): A vadállomány szabályozása. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- FARKAS A., FODOR J.T., JÁNOSKA, F. (2014a): Az aranysakál és a róka táplálkozásának összehasonlító vizsgálata Romániában. Konferencia kiadvány : Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kari Tudományos Konferencia, Dr. Kóhalmy Tamás zoológiai és vadgazdálkodási szekció. Sopron 245-249 p.
- FARKAS A., FODOR J.T., JÁNOSKA F. (2014b): Az aranysakál és a róka táplálkozási szokásainak és szezonális táplálkozási niche-átfedésének összehasonlító vizsgálata Romániában. Konferencia: Az aranysakál Somogy megyei visszatelepedésének vadgazdálkodási hatásai. Kaposvár: 2014 November 26.
- GIANNATOS G. (2004): CONSERVATION ACTION PLAN FOR THE GOLDEN JACKAL *CANIS AUREUS* L. IN GREECE. KONFERENCIA: WWF GREECE, ATHÉN.
- GIANNATOS G., MARINOS Y., MARAGOU P., CATSADORAKIS G. (2005): The status of the Golden Jackal (*Canis aureus*) in Greece. *BELGIAN JOURNAL OF ZOOLOGY*, 135: 145-149.
- GITTLEMAN J.L. (1985): Carnivore body size: Ecological and taxonomic correlates. *OECOLOGIA* 67: 540-554.
- GITTLEMAN J.L. (1989): Carnivore group living: comparative trends. Carnivore behavior, ecology, and evolution. Cornell University Press, New York. 183–207.
- HELTAI M. (2010): Emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- KREBS C.J. (1989): Ecological Methodology. HARPER COLLINS PUBLISHERS, New York.
- LANSZKI J., HELTAI M. (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. *MAMMALIAN BIOLOGY* 67: 129-136.
- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *CAN. J. ZOOL.*, 84: 1647-1656.
- LLOYD H.G. (1980): The red fox. B.T. Batsford Ltd., London.
- MACDONALD D.W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. *NATURE*, 301: 379-383.
- MURARIU D., MUNTEANU D. (2005): FAUNA ROMĂNIEI. VOL. XVI. FASCICULA 5. MAMMALIA, CARNIVORA. EDITURA ACADEMIEI ROMĂNE, BUCHAREST, ROMANIA.

- SCHEININ S., YOM-TOV Y., MOTRO U., GEFF E. (2006): Behavioural responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: a field experiment. *ANIMAL BEHAVIOUR*, 71: 577–584.
- SCHOENER T.W. (1974): Resource partitioning in ecological communities. *SCIENCE*, 185: 27-39.
- TEERINK B. J. (1991): *Hair of West-European mammals*. Cambridge University Press. Cambridge
- ÚJHELYI P. (1989): *A magyarországi vadonéló emlősállatok határozója. (Küllemi és csonttani bélyegek alapján)*. Magyar Madártani Egyesület. Budapest