

Ajánlás

A XXI. században gyorsuló ütemben növekszik az igény az ökológiai és biodiverzitás-kutatások, valamint az eredmények adatbázisainak nemzetközi szintű összekapcsolása iránt. Ezeket a kutatási eredményeket az Európai Közösség mellett például a UNEP által életre hívott biodiverzitás- és ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozó kormányközi platform is hasznosítani kívánja (IPBES). Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet és kutatógárdája több éves előkészítő munkájának jelentős eredménye, hogy a Biodiverzitás Kutatási Stratégia Európai Platformjának (EPBRS) ülése bekerült a hivatalos magyar EU elnökségi szakértői rendezvények közé.

Az Intézetben, amely a magyar ökológiai kutatások egyik meghatározó műhelye, 2011-ben jelentős átalakulás kezdődött. A Magyar Tudományos Akadémia a Duna-kutatások erősítése érdekében az MTA ÖBKI egyik osztályát intézetté alakította át (Magyar Duna-kutató Intézet). A fennmaradó, növényökológiai kutatási profilú intézmény fejlesztése a négy alábbi irányt követi:

- a kísérletes, funkcionális ökológiai kutatások és modellezés;
- az ökoszisztéma szolgáltatások elemzése a Pannon Ökorégióban; a klímaváltozás ökológiai hatásainak vizsgálata;
- a szupra- és infraindividuális kutatások kapcsolatának erősítése, a növénykémiai és talaj mikrobiológiai laboratórium fejlesztése;
- az ökológiai adatvagyon tudásbázisba szervezése és a nemzetközi e-infrastruktúra számára való elérhetőségének kialakítása.

Jelen kötetünk célja, hogy a szélesebb szakmai és érdeklődő közönség elé tárjuk legfrissebb kutatási eredményeinket. A szakmai ismeretterjesztést szolgáló ÖBKI Műhelyfüzetek első kötetét 2005-ben, a másodikat 2009-ben publikáltuk. A jelenlegi harmadik kötetben elsősorban (de nem kizárólagosan) a fiatal, PhD fokozatot szerző munkatársaink eredményeit közöljük. A Műhelyfüzetek célkitűzése szerint a már tudományos folyóiratban publikált cikkek rövidebb terjedelmű, szélesebb közönség számára készült változatát jelentetjük meg.

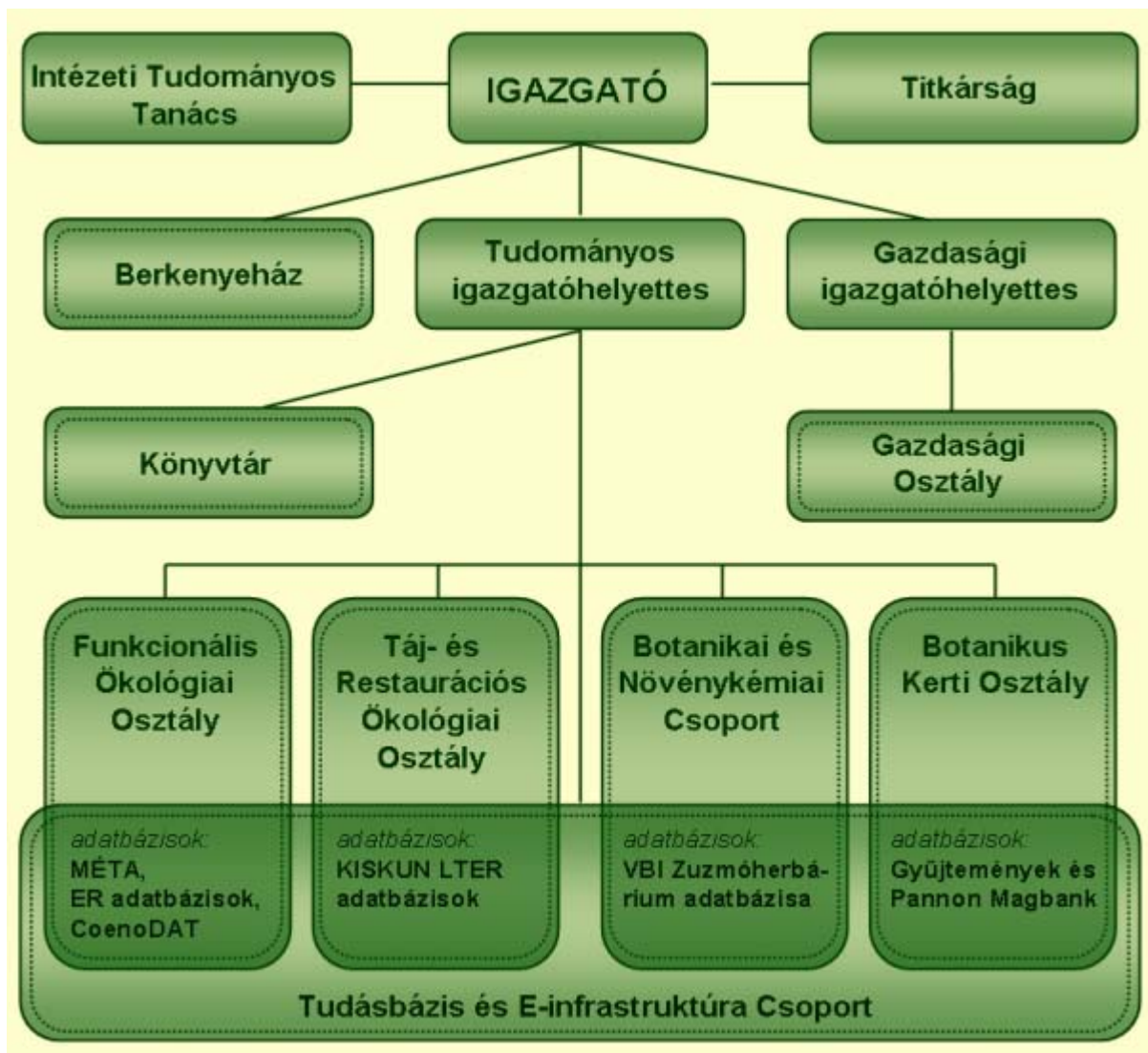
Reméljük, hogy kötetünk elősegíti, hogy kutatási témáinkat és eredményeinket a Biodiverzitás Kutatási Stratégia Európai Platform (EPBRS) résztvevői és az érdeklődők jobban megismerjék, és eredményeink hozzájárulnak a Pannon Ökorégió biodiverzitásának megőrzéséhez, az ökológiai szolgáltatások jobb megértéséhez.

Vácrátót, 2011. április

dr. Mázsa Katalin, szerkesztő

dr. Török Katalin, igazgató

Az MTA ÖBKI szervezeti felépítése és a részlegek kapcsolatrendszere, a főbb adatbázisok feltüntetésével:



Az MTA ÖBKI részvétele a magyar EU Elnökség szakmai programjában

TÖRÖK KATALIN¹, igazgató

Kivonat

Az MTA ÖBKI és a hivatalos természetvédelmi szervek között fennálló régi szakmai kapcsolat alapján már több évvel a magyar EU elnökség előtt megindult a közös tervezés. A munka kiterjedt az elnökséghez kötött feladatok ellátásában való közreműködésre, valamint közös rendezvények szervezésére. A jelentős felelősséggel járó kötelezettségek megosztása kiterjedt szakmai anyagok véleményezésére, melybe számos kutatót vontunk be, valamint egy közös rendezvény, az EPBRS konferencia (*European Platform for Biodiversity Research Strategy*) felvállalására. Fontos tanácsadói funkciót látunk el továbbá a Vidékfejlesztési Minisztérium szervezésében megvalósuló Természetvédelmi Igazgatók Ülésének szakmai szervezésében és lebonyolításában. Mindkét konferencia 2011. első félévében kerül megrendezésre.

Bevezető

EU tagállamként az élővilággal összefüggő megőrzési, kezelési és jelentési feladatok kizárólag a hivatásos természetvédelem apparátusára támaszkodva nem láthatók el a megkívánt szinten. Az MTA ÖBKI és kutatógárdája több évtizedre visszamenőleg jelentős szakmai háttérrel nyújt az aktuális államigazgatásnak, mely kiterjedt a nemzeti parkok kijelölésére, a Pannon öko-régió listás fajai és növényközösségei meghatározására, a Natura2000 jelentési kötelezettségek teljesítésére, a biodiverzitás-monitorozás megtervezésére, kivitelezésére és még számos egyéb részfeladatra. A napi, kölcsönösen hasznos kapcsolat a természetvédelem és a nemzeti parkok munkatársaival megalapozta az EU elnökség rendezésében játszott szerepünket is. Már a korai tervezési időszakban, 2008-ban elindult a közös gondolkodás annak érdekében, hogy az elnökségi ország részéről rendszeresen megszervezett EPBRS konferencia felkerülhessen a hivatalos szakmai programok közé, így a rendezvény anyagi forrása is legalább részben biztosítva lehessen. A félév programjának, prioritásainak kijelölése során is számos javaslatunkat elfogadták, így az ökoszisztéma szolgáltatások és a biológiai invázió kiemelt témáit. Az elnökséget megelőzte számos EU-szintű anyag előkészítése és véleményezése, melyben jelentős szerepet vállaltunk.

Szakmai támogatás nyújtása

A 2010. év folyamán több, a biodiverzitással összefüggő európai kezdeményezés, elemzés készült, melyeket zártkörű, szakmai véleményezés során véglegesítettek. Az ÖBKI meghívást kapott az Európai Környezeti Ügynökség által készített EU 2010 biodiverzitás állapotelemzés konzultációjára (*EU 2010 Biodiversity Baseline Report*). Ebben az elemzésben nem kizárólag az élővilág állapotát becsülték, hanem cselekvési tervet is megfogalmaztak. Részvételünkkel lehetőséget kaptunk arra, hogy az EU 2020-ig tartó, az élővilág állapotával összefüggő stratégiájába beleszóljunk. Meg kell jegyezni, hogy az elemzés nagyon jól felkészült szakmai szereplők támogatható munkájának bizonyult, ugyanakkor az anyagok nyilvánosságra kerülése előtti megismerésével lépéselőnyhöz is jutottunk, mely pályázati témák kialakítását

¹ igazgato@botanika.hu

segítette. A jelentés megállapítja, hogy az élővilág pusztulásával az emberi életminőséget meghatározó természeti tőke is folyamatosan csökken. Ezért új, szigorúbb célokat fogalmaznak meg, melyben újabb határidőt, 2020. évet jelölik meg a sokféleség csökkenésének megállítására és a degradált területek legalább 15%-ának helyreállítására.

A másik fontos vonal a Biodiverzitás Egyezmény (Egyezmény a Biológiai Sokféleségről) szakmai szervezeteinek tematikájához kötődik. Az ülések előkészítésének fontos eleme az egységes európai álláspont kialakítása, melyek előkészítésében szintén részt vettünk; ez élesen leginkább a magyar EU elnökség idején merült fel. A biodiverzitás nemzetközi éve (2010²) fontos mérföldkő volt a prioritások meghatározásában. Elfogadott tény, hogy a 2010. évi célok nem teljesültek, mivel nem sikerült a biodiverzitás csökkenését sem globális, sem lokális szinten megállítani. Így a további feladatok kidolgozása és a célok meghatározása fontos feladata az Egyezmény részes feleinek. Ezzel kapcsolatos tervezetek véleményezésében is részt vállaltunk.

Két munkatársunk nemzeti szakértőként vett részt az Egyezmény titkársága által összehívott szakértői munkacsoportok munkájában, ahol a klímaváltozás és biodiverzitás, valamint a biológiai invázió volt a téma. Szakmai támogatásuk a javaslatok megfogalmazásában hozzájárult a magyar hozzájárulást alkotott vélemény javításához és emelte az Intézet szakmai hírnevét. Ugyanakkor a részvétel jelentős munkaráfordítással járt, mely közvetlen publikációkban nem jelenik meg.

EPBRS konferencia

Elsősorban az ÖBKI több éves előkészítő munkájának eredménye, hogy az Biodiverzitás Kutatási Stratégia Európai Platformjának (EPBRS) ülése bekerült a hivatalos EU elnökségi szakértői rendezvények közé. Ebben az MTA Biológiai Osztályának támogató állásfoglalása is szerepet játszott. Üzenet értékű, hogy a Vidékfejlesztési Minisztérium élővilággal foglalkozó részlegének két elnökségi rendezvénye közül egyet az ÖBKI szervezett, és a másikkban is jelentős szakmai szerepet vállalunk. Meghatároztuk az EPBRS konferencia témáját, melynek címe: *„Az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartását biztosító kutatási prioritások”*. Az EPBRS nemzetközi vezetőségével együttműködve kialakítottuk a programot, meghívtuk a plenáris előadókat. A szervezőbizottságban az ÖBKI munkatársak mellett a Vidékfejlesztési Minisztérium főosztályvezetője is részt vett.

A konferencia a Stefánia Palotában, az egyik hivatalos elnökségi rendezvény helyszínén került megrendezésre, állami támogatással. A szakmai programban plenáris előadók vezették fel a témát, majd három szekcióban folyt a munka, melynek eredményeképpen kutatási prioritásokat fogalmaztak meg. Az EPBRS tevékenységének több, mint 10 éves múltja után a magyar rendezvény az utolsó, mely a szokásos formában került megrendezésre, így mérföldkőnek tekinthető. A rendezvény alatt a vezetőség egy teljes napon keresztül tárgyalt az EPBRS jövőjéről, a tevékenységének esetleges átalakításáról, további szerepének tisztázásáról a megváltozott nemzetközi környezetben.

Természetvédelmi Igazgatók Ülése

Az ÖBKI munkatársainak javaslatai ezzel az üléssel kapcsolatban is bekerültek a programba. A Vidékfejlesztési Minisztérium által szervezett konferencián, a hagyományokat követve, a

² <http://www.cbd.int/2010/welcome/>

nemzeti érdekek domináltak a témaválasztásban. Így az ökoszisztéma szolgáltatások, a vizes élőhelyek és a biológiai invázió a fő témák. Ezekről állásfoglalás kiadását tervezik, melyek szövegének kidolgozásában az ÖBKI munkatársak jelentős részt vállalnak. Az EPBRS konferenciáról elhangzik egy plenáris beszámoló, egyik munkatársunk pedig etnoökológiai témájú előadást tart.

A hivatalos szervezők elfogadták javaslatunkat arra vonatkozóan, hogy a tudomány és döntéshozás (science-policy interface) kapcsolatának javítására a biodiverzitás-tudás projektet fókuszba hozzuk (biodiversity-knowledge network³). A téma felvetése lehetőséget ad a döntéshozókat érdeklő problémák megbeszélésére, az igények felmérésére, kérdések megfogalmazására nemzeti és EU-s szinten, és egy olyan tudáshálózat kialakítására, mely a kiépítés alatt álló, a biodiverzitás és ökoszisztéma szolgáltatások kormányközi platform (IPBES⁴) hálózatát is szolgálhatja majd.

³ <http://biodiversityknowledge.eu/>

⁴ <http://www.ipbes.net/>

Homokpusztagyeppek klímaváltozással kapcsolatos differenciációja egy szemiariditási gradiens mentén

BARTHA SÁNDOR¹, CAMPETELLA GIANDIEGO², KERTÉSZ MIKLÓS, KRÖEL-DULAY GYÖRGY,
RÉDEI TAMÁS, VIRÁGH KLÁRA, FEKETE GÁBOR ÉS KOVÁCS-LÁNG EDIT

Kivonat

Hazai homokpusztagyeppek fajkompozíciójának térbeli változatosságát vizsgáltuk többféle léptékben, az állományfoltoktól a tájig, három vizsgálati területen egy szemiariditási gradiens mentén. A vizsgálati területek klímájában jelenleg megmutatkozó térbeli különbségek megfeleltethetők az következő 20-30 évben a klímaváltozás során várható különbségeknek. Megállapítottuk, hogy Gönyűtől Fülöpháza irányában finom térléptékben a homokpusztagyeppek béta diverzitása, amely a szerkezeti sokféleség jellemzője, csökken, míg táji léptékben egy ellentétes trend tapasztalható, ott a béta diverzitás növekszik. A közeljövőben a klímaváltozással összefüggő szárazodás, ill. felerősödő klímatiszűrségek hatására ugyanez a tendencia várható időben is. A homokpusztagyeppek koordinátsága a jövőben valószínűleg csökkenni fog, a homoki táj növényzete a klímaváltozás hatására heterogénebbé, mozaikosabbá válik. A növényzeti változások általunk előrejelzett iránya és jellege megfelel a degradáció során megfigyelhető trendeknek.

Bevezetés

Az ökológiai rendszerek szerkezeti sokfélesége a biológiai diverzitás egy eddig kevésbé kutatott aspektusa, amely feltehetően szorosán összefügg a társulás-állományok működési hatékonyságával, valamint adaptációs és regenerációs képességével (WALKER és mtsai 1981, GUNDERSON és PRITCHARD 2002).

A szerkezeti sokféleség mérésére az ún. béta diverzitási mértékek használatosak. Az egyes növényzeti típusok, ill. ezen belül az egyes növényzeti szerveződési állapotok béta diverzitása igen sokféle lehet. A béta diverzitás változhat a tengerszint feletti magassággal (SANG 2009), és változhat a szukcesszió (HOGEWEG és mtsai 1985, DEL MORAL 2007) és a degradáció (CHANETON és mtsai 2002, KÉFI és mtsai 2007) során. A béta diverzitás ezért érzékeny indikátora lehet a klímaváltozás vagy a tájhasználati változások növényzetre gyakorolt hatásainak (BESTELMEYER és mtsai 2006, KÉFI és mtsai 2007).

A évelő nyílt homokpusztagyep a Kárpát-medence természetes erdőssztyepp növényzetének jellegzetes tagja (FEKETE 1992). Ez a vegetácótípus különösen érzékenyen reagál a klímaváltozásra (KOVÁCS-LÁNG és mtsai 2008). Régiókban a klímaváltozási forgatókönyvek a következő évtizedekben csökkenő csapadékkal, növekvő hőmérséklettel és gyakoribb szélsőséges időjárási eseményekkel számolnak (BARTOLY és mtsai 2007). Feltételezéseink szerint a 200 km hosszú Gönyű-Fülöpháza viszonylatban térben most megfigyelhető klímatiszűrségek megfeleltethetők a klíma következő 20-30 évre megjósolt változásának (BORHIDI 1993, KUN 2001).

KOVÁCS-LÁNG és mtsai (2000) egy korábbi vizsgálatban kimutatták, hogy a szemiariditási gradiens mentén a fajdiverzitás, a növényzeti borítás és az erdei fajok száma csökken, míg a

¹ sanyi@botanika.hu

² Department of Environmental Science, Botany and Ecology section, Camerino University, via Pontoni 5, 62032 Camerino, Italy.

homokpusztagyep specialisták fajszáma valamint a kontinentális és szubmediterrán egyéves fajok száma növekszik. A jelen munkában a fenti kutatást kiterjesztjük a vegetáció szerkezetváltozásaira.

Módszerek

A magyarországi erdős-sztyepp vegetációs övezetben egy szemiariditási gradiens három pontján: Gönyűn (47°43'N, 17°49'E), Csévharasztton (47°17'N, 19°24'E) és Fülöpházán (46°53'N, 19°23'E) dolgoztunk. A gradiens mentén az éves átlagos csapadék 565 mm és 535 mm között, az éves átlaghőmérséklet 10.07 °C és 10.33 °C között változik. Az átlagos jellemzők kis különbségei ellenére a vizsgálati területek klimatikus különbségei jelentősek. A különbségek azonban inkább az időjárási fluktuációkban, a különböző klíma-évek eloszlásában, például az aszályok gyakoriságában jelentkeznek. Fülöpháza klímája szélsőségesebb, szárazabb (aridabb), mint Gönyű klímája (KUN 2001, KOVÁCS-LÁNG és mtsai 2008).

Az egyes vizsgálati területeken belül 6-6 *Festucetum vaginatae* gyep állományt jelöltünk ki (rétegzett random elrendezésben) a gyepek táji léptékű sokféleségének a reprezentálására. Finom térléptékben transzsekt mintavételt (kör alakú 52 m hosszú, érintkező 5 × 5 cm-es egységekből álló növényzeti metszetet) alkalmaztunk. A transzsekteken belül mikrovadrátokban a növényfajok jelenlétét rögzítettük (BARTHA és mtsai 2011). A béta diverzitás becslésére többféle standard módszert használtunk (vö. Anderson és mtsai 2010): Whittaker $\beta_w = \gamma/\alpha$, ahol γ a vizsgált növényzeti folt teljes fajszáma és α a folton belüli mintavétei egységek átlagos fajszáma (Beta(1/0)); $\beta_{Shannon} = H_\gamma/H_\alpha$ ugyanennek a mértéknek a fajok gyakoriságait is figyelembe vevő változata (Beta (Shannon)). A fajkicserélődésen alapuló mértékek közül a faji jelenlét adatokra az 1-Sørensen index átlagát, a gyakoriság adatokra a Bray-Curtis index átlagát használtuk. A finom térléptékű béta diverzitás mérésére még felhasználható az állományfoltban megvalósuló fajkombinációk számának a becsült maximuma is (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983). Táji léptékű béta diverzitás becslésére ebben az esetben a fajkombinációk maximális számának állományfoltok közötti relatív varianciáját használtuk. Az egyes indexeket a PRIMPRO (BARTHA és mtsai 1998) és a SYN-TAX 5.0 (PODANI 1993) programokkal számoltuk. Statisztikai vizsgálatokra egyutas ANOVA-t, Spearman rang korrelációt, Levene tesztet és LSD post-hoc tesztet használtunk (Statistica 7.0, StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA).

Eredmények

A növényzet béta diverzitása - mindkét általunk vizsgált skálán - szignifikánsan különbözött a szemiariditási gradiens egyes pontjain (**1. táblázat**). Durva táji léptékben a legnagyobb béta diverzitást Fülöpházán mértük. A társulás állományok belső szerkezeti sokféleségét jellemző finom térléptékű béta diverzitás fordított tendenciát mutatott. A legnagyobb finom térléptékű béta diverzitást Gönyűn, a legkisebbet Fülöpházán mértük. A különböző béta diverzitás indexekkel kapott eredmények hasonló mintázatot mutattak (**1. táblázat**). Az állományon belül megvalósult fajkombinációk száma is Gönyűn volt a legnagyobb, míg a fajkombinációk számának állományok közötti relatív varianciája itt volt a legkisebb (**1. ábra**). Finom térléptékben a fajkombinációk számának a vizsgálati helyszínek közötti különbsége (egyutas ANOVA, $F=8.844$, $p<0.003$), ill. a béta diverzitásnak az erősödő szemiariditás irányában való csökkenő trendje (Spearman rang korreláció -0.734 , $p<0.01$) egyaránt szignifikánsnak adódott (**1a. ábra**). Állományfoltok között, táji léptékben pedig a fajkombinációk számának a relative variancia (CV%) növekedése bizonyult szignifikánsnak Gönyűtől Fülöpháza irányban (Levene statisztika, $p<0.02$) (**1b. ábra**).

Beta-diverzitás mértékek	Átlag					Variancia					
	N	Gönyű	Csévharaszt	Fülöpháza	F	Egyutas ANOVA	Területek Spearman korreláció	Gönyű	Csévharaszt	Fülöpháza	Levene teszt (variancia homogenitás)
Finom felbontásnál (20 cm)											
Béta(1/0)	18	6.803a	6.230a	5.950a	0,501	0,616	-0,376	0,782	1,608	4,411	0,406
Béta(Shannon)	18	5.850a	3.399b	2.891b	20,496	0,000	-0.787(**)	0,412	1,169	0,618	0,276
Sorensen	18	0.607a	0.509b	0.438b	6,539	0,009	-0.669(**)	0,002	0,008	0,010	0,080
Bray-Curtis	18	0.676a	0.571ab	0.497b	4,187	0,036	-0.616(**)	0,002	0,012	0,020	0,079
Durva felbontásnál (állományok)											
Béta(1/0)	18	2.010a	2.208a	2.373a	1,050	0,374	0,236	0,067	0,087	0,413	0,051
Béta(Shannon)	18	1.505a	1.421a	3.014b	3,653	0,048	0,275	0.064a	0.209a	3.683b	0,000
Sorensen	45	0.327a	0.357a	0.484b	22,564	0,000	0.645(**)	0,003	0,003	0,009	0,145
Bray-Curtis	45	0.347a	0.368a	0.566b	21,911	0,000	0.595(**)	0.004a	0.002a	0.023b	0,000

1. táblázat. Béta diverzitás a szemiariditási gradiens mentén

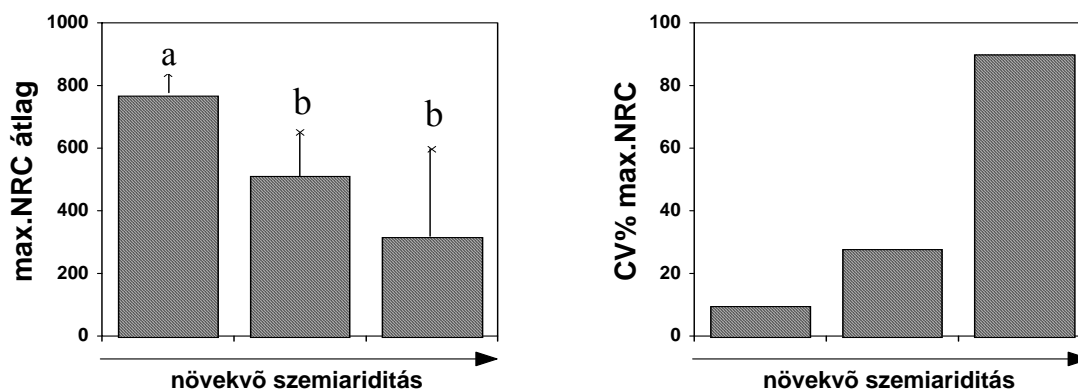
Gönyű n=6, Csévharaszt n=6, Fülöpháza n=6. Szignifikáns eltérések (kövér betűk) LSD teszttel vizsgálva.

Az átlagok után álló azonos betűk a nem-szignifikáns különbségeket jelölik.

A varianciák homogenitásának a tesztelésére Levene tesztet használtunk. A kövér betűk jelölik a szignifikáns értékeket.

Spearman korreláció a vizsgálati helyszínek (Gönyű=1, Csévharaszt=2, Fülöpháza=3) menti trend vizsgálatára.

A kövér betűk jelölik a szignifikáns értékeket $P < 0.05$ (*); $P < 0.01$ (**).



1. ábra. a) A béta diverzitás változása a szemiáriditási gradiens mentén (Gönyű, Csévharaszt és Fülökháza) finom térléptékben a megvalósult fajkombinációk számának maximumával mérve. Az oszlopok az átlagokat, a fölöttük lévő kis vonalak a szórást jelentik. Az oszlopok feletti különböző betűk szignifikáns eltérést jeleznek ($p < 0.05$).

b) A béta diverzitás állományfoltok közötti relative varianciája (CV%) a táji léptékű béta diverzitás jellemzésére.

Megvitatás

Eredményeink szerint a homokpuszták növényzete lényegesen eltérő módon szerveződik a vizsgált 200 km-es gradiens különböző pontjain, annak ellenére, hogy a gradiens mentén az átlagos klimatikus jellemzők csak kis mértékben változnak. Megállapítható, hogy a klíma kis mértékű jövőbeli változása is okozhat drasztikus változásokat a növényzet szerkezetében.

Fekete Gábor szerint a klímazonális növényzeti típusok az edafikusan meghatározottaknál koordináltabbak (azaz állományaik nagyobb pontossággal ismétlődnek) (FEKETE 1992). Fekete szerint a hazai klímazonális löszsytyepp állományok összetétele (textúrája) hasonlóbb, kevésbé variál, mint a megfelelő edafikus homoki gyepp állományok összetétele. A jelenlegi vizsgálatban megállapítottuk, hogy a homoki gyepek említett nagyobb szerkezeti variációja egy szemiáriditási gradiens mentén trendszerűen változik. Finom (állományon belüli) térléptékben a szerkezeti (béta-) diverzitás csökken, míg durvább (táji) léptékben a szerkezeti (béta-) diverzitás növekszik. Mivel a koordináltság az állományok közötti, durvább térléptékű variabilitásra vonatkozik, kijelenthetjük, hogy a homokpusztagyeppek koordináltsága a jövőben valószínűleg csökkenni fog, a homoki táj növényzete a klímaváltozás hatására heterogénebbé, mozaikosabbá válik.

A béta diverzitás léptékfüggő megváltozása, ezen belül a finom térléptékben való csökkenés, ill. ezzel egyidejűleg a durvább térléptékben tapasztalható növekedés a degradációs folyamatokat jellemzi (BARTHA és mtsai 2004), míg a regenerációs folyamatok vizsgálói ezzel ellentétes trendeket írtak le (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, HOGEWEG és mtsai 1985, BARTHA 1991). Ezek a már ismert trendek lehetővé teszik, hogy az általunk tapasztalt eredmények dinamikai következményeit is átgondoljuk.

A növényzeti állományok a külső körülmények megváltozására belső szerkezetük, kompozíciójuk átrendeződésével válaszolhatnak. Nagyobb szerkezeti diverzitás többféle átrendeződési lehetőséget, a finom térléptékben megjelenő nagyobb diverzitás pedig gyorsabb, hatékonyabb válaszokat jelent. Tehát az ökológiai rendszerek szerkezeti diverzitása és stabilitása (rezilienciája) szorosan összefügg (MCNAUGHTON 1988, GUNDERSON és PRITCHARD 2002). Ezért a szerkezeti (béta) diverzitás felmérése, monitorozása fontos gyakorlati feladat. Egy korábbi időbeli monitorozási vizsgálatunkban a szemiáriditási

gradiens száraz végpontján (Fülöpházán) 5-ször nagyobb fluktuációt tapasztaltunk, mint egy másik, kevésbé száraz és nagyobb diverzitású állományban (Csévharaszton) (BARTHA és mtsai 2008). A gradiens mentén a szárazabb irányban a növényzet térbeli variációjának a jelenlegi vizsgálatban megfigyelt növekedése (a koordináltság csökkenése) előrevetíti, hogy a klímaváltozás hatására a homokpusztagyep stabilitása valószínűleg csökkenni fog.

Vizsgálataink alapján feltételezhető, hogy a homokpusztagyep társulások térbeli szerveződése és koordináltsága a klímaváltozás hatására a közeljövőben változni fog. A változás általunk most feltárt tendenciája a szerveződés mértékének csökkenése, a kevésbé hatékony működés, azaz a "szétesés" irányába mutat. Gyakorlati szempontból igen fontos kérdés, hogy az itt leírt differenciálódási folyamatok milyen hatással lesznek a természetközeli növényzet által nyújtott ökológiai szolgáltatásokra. Ezért a szerkezetvizsgálatokat a jövőben funkcionális ökológiai vizsgálatokkal kell bővíteni.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány a KISKUN Long Term Ecological Research Program része. Köszönjük Molnár Edit, Lhotsky Barbara, Hahn István, Bokros Szilárd, Aszalós Réka, Kun András, Ittész Péter, és Wylie Harris segítségét a terepi mintavétel során. Köszönjük, hogy a Kiskunsági Nemzeti Park és a Duna-Ipoly Nemzeti Park engedélyezte, hogy területükön kutatómunkát végezzünk. Munkánkat az OTKA K 72561 és T 21166 pályázatok támogatták.

Irodalom

- ANDERSON M.J., CRIST T.O., CHASE J.M., VELLEND M., INOUE B.D., FREESTONE A.L., SANDERS N.J., CORNELL H.V., COMITA L.S, DAVIES K.F., HARRISON S.P., NATHAN J. B. KRAFT N.J.B., JAMES C. STEGEN J.C. and SWENSON N.G. 2011: Navigating the multiple meanings of diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19-28.
- BARTHA S. 1991: *Diversity processes during revegetation on dumps from strip coal-mining*. Monograph Symposium "Biological Diversity", Madrid, 1989. pp. 180-181.
- BARTHA S., CZÁRÁN T., PODANI J. 1998: Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstracta Botanica* 22: 49-66.
- BARTHA S., CAMPETELLA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30: 101-116.
- BARTHA S., CAMPETELLA G., RUPRECHT E., KUN A., HÁZI J., HORVÁTH A., VIRÁGH K., MOLNÁR ZS. 2008: Will inter-annual variability in sand grassland communities increase with climate change? *Community Ecology* 9(Suppl): 13-21.
- BARTHA S., CAMPETELLA G., KERTÉSZ M., HAHN I. KRÖEL-DULAY Gy., RÉDEI T. KUN A, VIRÁGH K., FEKETE G., KOVÁCS-LÁNG E. 2011. Beta diversity and community differentiation in dry perennial sand grasslands. *Annali di Botanica* (in press)
- BARTHOLY J., PONGRÁCZ R., GELYBÓ GY. 2007: Regional climate change expected in Hungary for 2071-2100. *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 1-17.
- BESTELMEYER B.T., BROWN J. R., HAVSTAD K. M., FREDRICKSON E. L. 2006: A holistic view of an arid ecosystem: a synthesis of research and its applications. In: HAVSTAD K., HUENNEKE L. F., SCHLESINGER W. H. (eds.), *Structure and Function of Chihuahuan Desert Ecosystem. The Jornada Basin Long-Term Ecological Research Site*. Oxford University Press, Oxford, pp. 236-245.
- BORHIDI A. 1993: Characteristics of the climate of the Danube-Tisza Mid-region. In: SZUJKÓ LACZA J., KOVÁTS D. (eds.), *The Flora of the Kiskunság National Park. In the Danube-*

- Tisza Mid-Region of Hungary* (Vol. I. The flowering plants.). Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum, pp. 9-20.
- CHANETON E. J., PERELMAN B., OMACINI M., LEÓN J. C. 2002: Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasion in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions* 4: 7-24.
- DEL MORAL R. 2007: Limits to convergence of vegetation during early primary succession. *Journal of Vegetation Science* 18: 479-488.
- FEKETE G. 1992: The holistic view of succession reconsidered. *Coenoses* 7: 21-29.
- GUNDERSON L. H. and PRITCHARD JR. L. (eds.) 2002: *Resilience and the behaviour of large-scale systems*. Island Oress, Washington.
- HOGEWEG P., HESPER B., VAN SCHAIK C. P., BEEFTINK W. G. 1985: Patterns in vegetation succession, an ecomorphological study. In: WHITE J. (ed.): *The population structure of vegetation*. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht, pp. 637-666.
- JUHÁSZ-NAGY P., PODANI J. 1983: Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129-140.
- KÉFI S., RIETKERK M., ALADOS L. C., PUEYO Y., PAPANASTASIS V. P., ELAICH A., DE RUITER P. C., 2007: Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature* 449: 213-217.
- KOVÁCS-LÁNG E., BARTHA S., KRÖEL-DULAY GY., KERTÉSZ M., FEKETE G., MIKA J., RÉDEI T., RAJKAI K., HAHN I. 2000: Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia* 30: 385-407.
- KOVÁCS-LÁNG E., MOLNÁR E., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS, S. (eds.) 2008: *The KISKUN LTER, Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. Vácrátót, Institute of Ecology and Botany, H.A.S.
- KUN A. 2001: Analysis of precipitation year types and their regional frequency distributions in the Danube-Tisza Mid-Region, Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 43: 175-187.
- MCNAUGHTON S. J. 1988: Diversity and stability. *Nature* 333: 204-205.
- PODANI J. 1993: *SYN-TAXpc. Version 5.0. User's guide*. Scientia Publishing, Budapest.
- SANG W. 2009: Plant diversity patterns and their relationships with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Ecological Research* 24: 303-314.
- WALKER B.H., LUDWIG D., HOLLING C. S., PETERMAN R. M. 1981: Stability of semi-arid savanna grazing systems. *Journal of Ecology* 69: 473-498.

Felhagyott homoki szántók – a regeneráció értékelésének új módszere

CSECSERITS ANIKÓ¹, CZÚCZ BÁLINT, HALASSY MELINDA, KRÖEL-DULAY GYÖRGY, RÉDEI TAMÁS, SZABÓ REBEKA ÉS SZITÁR KATALIN

Kivonat

A felhagyott mezőgazdasági területek alkalmasak lehetnek a növényzet regenerációjára és az újonnan kialakuló vegetáció mérsékelheti a biodiverzitás csökkenését. Kutatásunkban 161 parlag regenerációját vizsgáltuk a Kiskunságban. Légifotók alapján a parlagokat három korcsoportba soroltuk: 1-7, 8-20, és 21-57 éve felhagyott parlagok. Regenerációs sikerüket a lehetséges végállapotnak megfelelő növényzettel (nyílt és zárt gyepek és erdők) való összehasonlítás alapján becsültük. A regeneráció mérőszáma a természetközeli élőhelyek jellegzetes fajainak fajszáma és tömegessége, valamint a neofiták aránya volt. Jelen cikkünkben röviden bemutatjuk ezen fajcsoportok meghatározásának módszertanát és az összehasonlítás eredményét.

Bevezetés

A művelés felhagyása utáni regeneráció sikeressége többféle tényezőtől függ, és a kialakuló új közösségek különböző mértékben hasonlítanak a természetes közösségekhez. A biogeográfiai régió, a vegetációs típus, a biotikus és abiotikus környezet, a környező táj és a korábbi tájhasználat mind befolyásolja a regenerációt (PRACH és REHOUNKOVA 2006, COUSINE és AGGEMYR 2008). Az így kialakuló új vegetációnak gyakran kettős karaktere van: bizonyos tulajdonságai és fajai azonosak a céltársulással, míg egyéb jellemzői (pl. a nem őshonos fajok jelenléte) különbözőek. Az „új ökoszisztémák” koncepciója azt sugallja, hogy ilyen új – gyakran stabil – fajkombinációk kialakulása egyre gyakoribb a flórák keveredése, a megváltozott zavarási viszonyok és környezeti feltételek miatt (HOBBS és mtsai 2006, WILLIAMS és mtsai 2007, HOBBS és mtsai 2009).

A parlagokon kialakuló vegetációt többféle módszerrel lehet értékelni. Az idősor (különböző időben felhagyott parlagok) használata - ismert korlátai ellenére (PICKETT 1989, WALKER és mtsai 2010) - széles körben elterjedt megközelítés. Restaurációs munkák értékelésekor egy másik gyakran használt módszer a másodlagos vegetáció összevetése céltársulásokkal (ARONSON és mtsai 1995, BLOCK és mtsai 2001). Ugyanakkor a két megközelítést ritkán alkalmazzák egyszerre (pl. RUPRECHT 2006, ÖSTER és mtsai 2009).

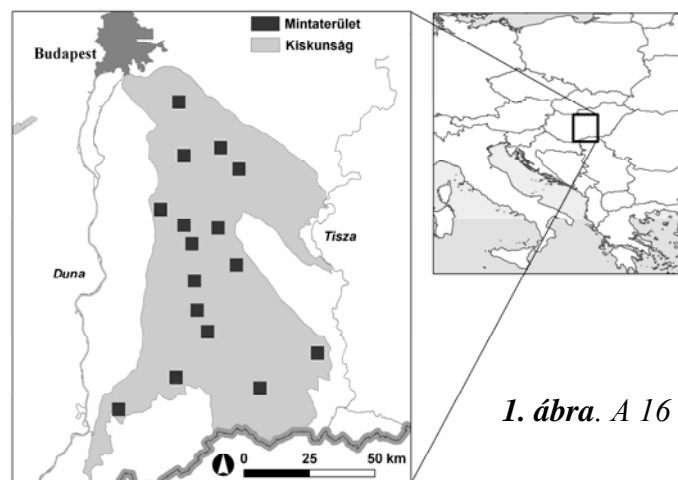
A megfelelő céltársulás kiválasztása mindig kérdéses, hisz gyakran nem tudjuk pontosan, mi jelenleg egy adott területen a potenciális vegetáció (BAKKER és mtsai 2000, SUDING és GROSS 2006). Többféle céltársulással való összehasonlítás emiatt is tanulságos lehet, de ritkán valósul meg (pl. FAGAN és mtsai 2008). Gyakran az összehasonlítást a megtalált teljes fajsám alapján végzik, ami túl leegyszerűsítő eredményhez vezet. Az ökológiai indikátorszámok spektruma is használható ebből a célból, bár egy még nem állandósult közösség esetén ennek eredménye félrevezető lehet. Egy másik megközelítést jelent a természetközeli élőhelyek jellemző fajaiból álló fajcsoportok jelenlétének és tömegességének vizsgálata. Ebben a munkánkban ezeket a fajcsoportokat regionális terepi mintavétel alapján definiáltuk.

¹aniko@botanika.hu

Munkánk általános célja a parlagszüksesszió vizsgálata volt egy idősor mentén, regionális léptékben a Kiskunságban. A regenerációs siker értékelését a parlagok vegetációjának többféle céltársulással – az erdős-sztyepp vegetáció gyepi és erdei alkotórészeivel – és a kiinduló állapotnak számító mezőgazdasági területekkel való összehasonlítással végeztük

Módszerek: Adatgyűjtés és adatfeldolgozás

A mintavételt a KISKUN-LTER program mintaterület-hálózatán belül végeztük, amely jól reprezentálja a regionális tájhasználat változatosságát (RÉDEI és mtsai 2008; **1. ábra**). Minden mintaterületen belül 11 élőhely 3 különálló állományából (ha volt ennyi) vettünk mintát. Összesen 507 db, 20 × 20m-es mintaterületen belül becsültük meg az edényes növényfajok százalékos borítását 2006 és 2008 közt. Régi légifotók alapján a parlagokat három korcsoportba soroltuk: 1-7 (O1), 8-20 (O2) és 21-57 (O3) éve felhagyott parlagok.



1. ábra. A 16 mintaterület térképe

Felhagyás alatt a szántóföldi művelés befejezését értjük, azonban szórványos legelés vagy kaszálás előfordulhatott a parlagokon. Azt feltételeztük azonban, hogy a felhagyás óta eltelt idő hatása jóval meghaladja a véletlenszerű legeltetés vagy kaszálás hatását.

A másodlagos szüksesszió kezdő pontját különböző mezőgazdasági élőhelyeken (szántó, szőlő és gyümölcsös) készült felvételekkel (A) reprezentáljuk. A céltársulásaink a következők voltak: nyílt gyep (GO), zárt gyep (GC), nyílt erdő (FO) és zárt erdő (FC). Erdészeti ültetvényként akác (PR), fekete- és erdei fenyő (PP) és nemesnyár (PE) ültetvényekből vettünk mintát (**1. táblázat**). További részletek CSECSERITS és mtsai (megjelenés alatt) munkájában találhatóak.

A „természetes élőhelyek jellegzetes fajai” fajcsoportot a fajok természetes élőhelyekhez való fidelitása alapján határoztuk meg (CHYTRY és mtsai 2002) a Juice programcsomaggal (TICHY 2002), az A, PR, PP, PE, GO, GC, FO, FC élőhelyek felvételeinek felhasználásával. A természetes élőhelyekhez (GO, GC, FO, FC) $p=0,01$ szinten szignifikánsan fidelis fajokat tekintettük ehhez a fajcsoporthoz tartozónak. Az egyes természetes élőhelyek (GO, GC és FC, FC) jellegzetes fajait hasonló módon határoztuk meg, de ehhez már csak a természetes élőhelyekről származó felvételeket használtuk.

A parlagokat, a kezdeti és céltársulásokat az így meghatározott fajcsoportok és a neofiták - azaz olyan európai jövevényfajok, amelyek Amerika felfedezését követően kerültek a kontinensre - (MIHÁLY és BOTTA-DUKÁT 2004) fajszáma és tömegessége alapján hasonlítottuk össze Kruskal-Wallis tesztet és Dunn poszt-hoc tesztet használva.

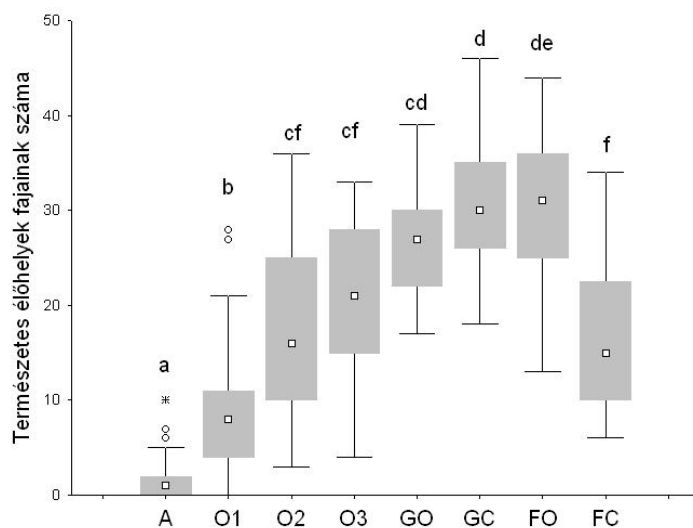
Élőhely neve	Röv.	Felvételek száma	Uralkodó fajok vagy jellemzés
Agrár	A	75	Szántó, szőlő és gyümölcsös
Parlag, 1-7 éve felhagyott	O1	57	Fiatall parlag
Parlag, 8-20 éve felhagyott	O2	53	Középkorú parlag
Parlag, 21-57 éve felhagyott	O3	51	Idős parlag
Nyílt gyepek	GO	41	<i>Festuca vaginata</i> , <i>Stipa borysthenica</i>
Zárt gyepek	GC	46	<i>Festuca wagnerii</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Bothriocloa ischaemum</i>
Nyílt erdő	FO	38	<i>Quercus robur</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Juniperus communis</i>
Zárt erdő	FC	36	<i>Quercus robur</i> , <i>Populus alba</i>
Akác ültetvény	PR	44	<i>Robinia pseudo-acacia</i>
Fenyő ültetvény	PP	47	<i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus sylvestris</i>
Nemes nyár ültetvény	PE	19	<i>Populus x euamericana</i>

1. táblázat. A vizsgált élőhelyek leírása. Röv: az élőhely nevének rövidítése

Eredmények

Az általunk alkalmazott módszerrel 105 faj volt húséges a vizsgált természetes élőhelyekhez, ebből 28 faj a nyílt gyepekhez kötődött, 32 a zárt gyepekhez és 23 a zárt erdőkhöz. A nyílt erdőkhöz olyan kevés faj kötődött, hogy a továbbiakban ezt a fajcsoportot nem vizsgáltuk. A parlagokon a természetes élőhelyek jellegzetes fajaiából 85-öt találtunk; ebből 27 nyílt gyepi, 29 zárt gyepi és 11 zárt erdei faj volt.

A természetes élőhelyek jellegzetes fajainak fajsza ma szignifikánsan magasabb volt az O2 és O3-on, mint az O1-en. Ezen fajok száma megegyezett az O2-n, O3-on, a nyílt gyepeken és a zárt erdőben (2. ábra). A természetes élőhelyek jellegzetes fajainak tömegessége is nagyobb volt az O2 és O3-on, mint az O1-en. Az O2-n és O3-on ezen fajok tömegessége megegyezett a nyílt gyepeken találttal, de kevesebb volt, mint más természetes élőhelyeken.



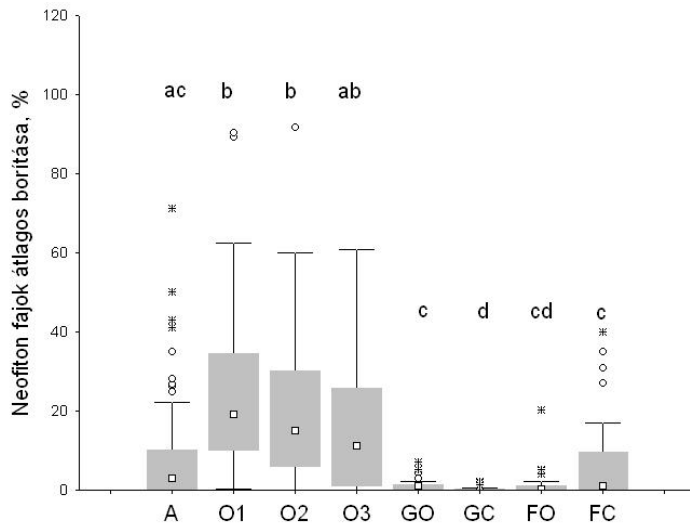
2. ábra. A természetes élőhelyek fajainak száma az összehasonlított élőhelyekben. Az azonos betűvel jelölt élőhelyek nem különböznek szignifikánsan ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis teszt, Dunn poszt hoc teszt). Üres négyzetek a mediánt jelölik, dobozok a quartilist, bajszok a nem kilógó minimum és maximum értékek, \circ kilógó értékek, *extrém értékek. Rövidítések az 1. táblázatban találhatóak.

Azt találtuk, hogy az O2 és O3 annyi nyílt gyepi fajt tartalmazott olyan tömegességgel, mint a zárt gyepek és nyílt erdők, valamint az O3-on számuk és tömegességük megegyezett a nyílt gyepeken találttal.

A zárt gyepi fajok a nyílt gyepiekhez hasonlóan viselkedtek: fajsza ma a O2-n és O3-on akkora volt, mint a nyílt gyepekben és nyílt erdőben. Az erdei fajok száma az O2-n és O3-on megegyezett a nyílt és zárt gyepekben találttal.

A parlagfelvételekben 34 neofita faj fordult elő, míg a természetes élőhelyek felvételeiben 21.

A leggyakoribb neofita faj az *Ambrosia artemisiifolia* (gyakoriság: 80,7%, átlagos borítás: 5%), *Conyza canadensis* (gyakoriság: 80,1%, átlagos borítás: 1,7 %) és *Asclepias syriaca* (gyakoriság: 79,5 %, átlagos borítás: 12,1 %) volt. A neofita fajok száma az O1-en és O2-n magasabb volt, mint a természetes élőhelyeken, de az O3-on megegyezett a nyílt gyepekben és erdőkben találhatóival. A neofita fajok borítása a parlagok mindhárom korcsoportjában magasabb volt, mint a természetes élőhelyeken (**3. ábra**).



3. ábra. A neofita fajok tömegessége az összehasonlított élőhelyekben. Az azonos betűvel jelölt élőhelyek nem különböznek szignifikánsan ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis teszt, Dunn post hoc teszt). Üres négyzetek a mediánt jelölik, dobozok a quartilist, bajszok a nem kilógó minimum és maximum értékek, o kilógó értékek, *extrém értékek. Rövidítések az 1. táblázatban találhatóak.

Megvitatás

A teljes fajszám sokszor használt, de gyakran kritizált mérőszáma a regenerációs sikernek, mivel nem veszi figyelembe a fajok egyediségét. Az élőhely specialisták száma megbízhatóbb indikátor (BAKKER 2008), mivel a céltársulás regenerációját jelezheti. Vizsgálatunkban a fajok különböző természetközeli élőhelyekhez való hűségét regionális vizsgálat adatai alapján állapítottuk meg, így a kialakult fajcsoportok a tényleges jelenlegi élőhelyi preferenciát tükrözik. Ezeknek a fajcsoportoknak a viselkedését más, ebben a régióban folyó regenerációval vagy restaurációval foglalkozó kutatás során is lehet vizsgálni, és a fajcsoportok definiálásának módszerét más régiókban is lehet alkalmazni.

A Kiskunságban a természetes élőhelyek jellegzetes fajainak 80 %-a megjelent a parlagokon, ami más vizsgálatokkal összevetve jó aránynak számít. A kevésbé sikeres regenerációról szóló tanulmányok szerint a sikertelenség legvalószínűbb oka a kevés propagulum, melyet az élőhelyek feldarabolódása és bizonyos fajok regionális ritkasága okoz. A Kiskunságban még jelentős mennyiségű természetközeli gyeppel van, amely regenerációs forrásként tud szolgálni (MOLNÁR és mtsai 2008, CZÚCZ és mtsai 2011).

A nyílt és zárt gyepphez fideles fajok sokkal sikeresebben telepedtek meg parlagokon, mint az erdei fajok. Ennek többféle oka is lehet: a régió az erdős-sztyepp zónában fekszik, így az erdő kevésbé gyorsan regenerálódik, mint az erdő zónában; sokkal kevesebb természetközeli erdő maradt meg, mint gyeppel (BÍRÓ és mtsai 2008, BÍRÓ és MOLNÁR 2009), így kevesebb az erdei fajok lehetséges propagulum-forrása; végül a regionális talajvízszint-süllyedés is a gyepi fajok megtelepedésének kedvez.



4. ábra. Egy jellemző parlag a Kiskunságban homoki árvalányhajjal (*Stipa borysthena*) és a nem őshonos özöngyommal, a selyemkóróval (*Asclepias syriaca*).

A vizsgált parlagok növényzete a gyepekéhez hasonlít, de a neofiták borítása szignifikánsan nagyobb, mint a természetközeli élőhelyeken. Ezt az új és a vizsgált időtartam alatt stabilnak tekinthető kombinációját a növényfajoknak akár egy új növényközösség megjelenésének is lehet tekinteni (HOBBS és mtsai 2006), mely másodlagos jellege ellenére természetvédelmi értéket is hordoz.

Irodalom

- ARONSON J., DHILLION S., LE FLOC'H E. 1995: On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* 3: 1-3.
- BAKKER J. D. 2008: Increasing the utility of Indicator Species Analysis. *Journal of Applied Ecology* 45: 1829-1835.
- BAKKER J. P., GROOTJANS A. P., HERMY M., POSCHLOD P. 2000: How to define targets for ecological restoration? Introduction. *Applied Vegetation Science* 3: 3-6.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., CZÚCZ B. 2008: Regional habitat pattern of the Duna-Tisza köze in Hungary II. The sand, the steppe and the riverine vegetation; degraded and ruined habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50:21-62.
- BIRÓ M., MOLNÁR ZS. 2009: Az Alföld erdei a folyószabályozások és az alföldfásítás előtti évszázadban. In: KÁZMÉR M. (szerk): *Az elmúlt 500 év környezeti eseményei történeti és természettudományi források tükrében*. Hantken kiadó, Budapest, pp. 169-206.
- BLOCK W. M., FRANKLIN A. B., WARD J. P. JR., GANEY J. L., WHITE G. C. 2001: Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9, 293-303.
- CHYTRY M., TICHY L., HOLT J., BOTTA-DUKÁT Z. 2002: Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science* 13: 79-90.
- COUSINE S. A. O., AGGEMYR E. 2008: The influence of field shape, area and surrounding landscape on plant species richness in grazed ex-fields. *Biological Conservation* 141: 126-135.

- CZÚCZ B., CSECSERITS A., HORVÁTH F., SZABÓ R., BOTTA-DUKÁT Z. HORVÁTH F., MOLNÁR Zs. 2011: Estimating the climatic adaptive capacity of natural ecosystems with landscape connectivity and diversity indicators. *Journal of Vegetation Science* (in press)
- CSECSERITS A., CZÚCZ B., HALASSY M., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., SZABÓ R., SZITÁR K., TÖRÖK K. Regeneration of sandy old-fields in the forest-steppe region of Hungary. *Plant Biosystems*: (under revision).
- FAGAN K. C., PYWELL R. F., BULLOCK J. M., MARRS R. H. 2008: Do restored calcareous grassland on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1293-1303.
- HOBBS R. J., ARICO S., ARONSON J., BARON J. S., BRIDGEWATER P., CRAMER V. A., EPSTEIN P. R., EWEL J. J., KLINK C. A., LUGO A. E., NORTON D., OJIMA D., RICHARDSON D. M., SANDERSON E. W., VALLADARES F., VILÀ M., ZAMORA R., ZOBEL M. 2006: Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7.
- HOBBS R. J., HIGGS E., HARRIS J. A. 2009: Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 599-605.
- MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) 2004: *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények* (Biological invasion in Hungary. Invasive plants). Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M., BÖLÖNI J., HORVÁTH F. 2008: Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica* 50 (suppl.): 59-106.
- ÖSTER M., ASK K., RÖMERMANN C., TACKENBERG O., ERIKSSON O. 2009: Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130: 93-99.
- PICKETT S. T. A. 1989: Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: LIKENS, G.E. (szerk.) *Long-term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*. Springer, New York. pp. 110-135.
- PRACH K., REHOUNKOVÁ K. 2006: Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia* 78: 469-480.
- RÉDEI T., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS S., LELLEI-KOVÁCS E., SZABÓ R., TÖRÖK K. 2008: A network of long-term ecological and socio-economic research sites to study the effects of land use change. In: KOVÁCS-LÁNG E, MOLNÁR E, KRÖEL-DULAY GY, BARABÁS S. (szerk.): *The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság*. Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences (IEB HAS), Vácrátót pp. 15-19.
- RUPRECHT E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473-480.
- SUDING K. N., GROSS K. L. 2006: The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories In: FALK D. A., PALMER M. A., ZEDLER J. B. (eds.) *Foundations of restoration ecology*. Society for Ecological Restoration International, Island Press, pp. 190- 209. Washington, DC: Island Press
- TICHY L. 2002: JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13: 451-453.
- WALKER L. R., WARDLE D. A., BARDGETT R. D., CLARKSON B. D. 2010: The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology* 98: 725-736.
- WILLIAMS J. W., JACKSON S. T. 2007: Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 475-482.

Legelés hatása a tűz terjedésére nyílt homokpusztagyepben

ÓNODI GÁBOR¹, KERTÉSZ MIKLÓS, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN ÉS ALTBÄCKER VILMOS²

Kivonat

Birka és üregi nyúl legelésének a tűz terjedő képességére kifejtett hatását vizsgáltuk alföldi nyílt homoki gyepben. A gyepfoltokat 2003 folyamán áprilisban birkával, májusban birkával és üregi nyúlal legeltettük. Minden folt felén égetéses kezelést végeztünk júliusban. Egy méter oldalhosszúságú mintavételi négyzetekben követtük nyomon az avar és az élő edényes növényi részek tömegességét, a fajgazdagságot, a növényzet magasságát, a tűz kiterjedését és terjedési sebességét. A tűz kiterjedését a májusi birkalegelés, míg a tűz terjedési sebességét a nyúllegelés csökkentette szignifikánsan. A növényzet magasságát mind az áprilisi, mind a májusi birkalegelés lecsökkentette, míg a nyúllegelés alacsonyabb edényes növényi borítást eredményezett.

Bevezetés

A félszáraz gyepes és gyepes-fás vegetációtípusok mintázatának legfontosabb alakító tényezői a klíma mellett a legelés és a tűz (VAN LANGEVELDE és mtsai 2003, GHERMANDI és mtsai 2004, FELDMAN és LEWIS 2005). A legtöbb esetben a tűz és a növényevők hatásait egymástól függetlenül vizsgálják, ugyanakkor nagyon kevés kutatás foglalkozik azzal a kérdéssel, hogy miként hat ez a két zavarási tényező egymásra (ARCHIBALD és mtsai 2005). Terepi kísérletet terveztünk annak vizsgálatára, hogy a különböző legelési nyomások milyen hatással vannak a tűz terjedésére a félszáraz mészkedvelő nyílt homokpusztagyep közösségben.

A növényevők tömegessége jelentősen lecsökkent az 1990-es évek kezdete óta a Kiskunsági Nemzeti Park több buckás területén (KATONA és mtsai 2004). Ennek egyik fontos oka a szarvasmarha- és birkaállomány csökkenése, másrészt pedig az üregi nyulak pusztulása 1994 és 1995 során. A myxomatózzissal és Calici-vírussal fertőzött nyulakat a különösen hosszú hóborítás is megtizedelte. Feltevésünk szerint a lecsökkent legelési nyomás növeli a tűzvészek kockázatát.

Az alábbiakban egy olyan kísérlet eredményeiről számolunk be, ahol különböző legeltetési kezelések hatásait vizsgáltuk ismert növényzetű parcellákban a növényzet mennyiségére, összetételére és a tűz terjedésére. Kérdésünk volt, hogy vajon a mérsékelt nyúl- illetve birkalegelés képes-e befolyásolni a tűz terjedését a vizsgált nyílt homokpusztagyepben, mint azt kimutatták folyamatos erős legelési nyomás mellett zártabb növényközösségekben (ARCHIBALD és mtsai 2005). Vizsgálatunkat homokpusztagyep foltokban végeztük, mivel a gyep meghatározó szerepet játszik a tűz közvetítésében az egymástól többé-kevésbé elszigetelten álló nyaras-borókás erdőssztyepp foltok között.

Anyag és módszer

Vizsgálati területünk a KNP területén, Orgovány határában helyezkedik el. A terület erdőssztyepp vegetációja mészkedvelő nyílt homokpusztagyep foltok és fás foltok

¹ gabor.onodi@botanika.hu

² ELTE Etológia Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c

mozaikjából állt, az erdőssztyepp zóna legnyugatibb kiterjedései közé tartozik (KOVÁCS-LÁNG és mtsai 2000). A fás vegetációt a közönséges boróka (*Juniperus communis*, L.) cserjéi és a fehér nyár (*Populus alba*, L.) valamint a fekete nyár (*Populus nigra*, L.) kistermetű sarjai alkották (SIMON 2000).

Vizsgálatunkat 2003 folyamán végeztük, mely egy extrém aszályos év volt. Az egy hektáros vizsgálati területen belül 10 blokkot jelöltünk ki a nyílt homoki gyepen, melyeken belül a kísérleti elrendezést az alábbiak szerint alakítottuk ki. Minden blokk 4 különbözően kezelt gyepfoltot, azaz elkerítést tartalmazott. Ezek a kezelések az áprilisi birkalegeltetés (április közepén), a májusi birkalegeltetés (május végén), a májusi nyúllegelés (május végén) és a legelésmentes kontroll voltak. A kontroll elkerítésbe nem került legelő állat, a kezelés többi fajtája esetében a legeltetést elkerítésenként egy állattal, a föld feletti cönológiai borítás felének eltávolításáig végeztük. Minden elkerítésen belül 4 darab 1 m × 1 m-es mintavételi kvadrátot helyeztünk el egymástól egy méteres oldaltávolságokkal. Július elején minden elkerítés felén, mely a négyből kettő mintavételi kvadrátot tartalmazott, elvégeztük az égetéses kezelést. A gyepet egy sávban, a mintavételi kvadrátok mellett, felgyújtottuk, innen a tűz szabadon terjedhetett a mintavételi kvadrátokban.

A terepi adatok felvételezését három alkalommal, 2003 áprilisában (a legeltetések előtt), júliusban (a legeltetések után és az égetés előtt), valamint szeptemberben (két hónappal az égetés után) végeztük. A növényzet összesített borításának, az avarborításnak és a fajszámnak a kezelésektől és a mintavétel időpontjától való függését háromtényezős ismételt méréses varianciaanalízissel vizsgáltuk, ahol a két fix faktor, a kezelések (legelés, égetés) mellett random faktorként a blokkot is figyelembe vettük. A növényzet közvetlenül az égetés előtt mért magasságát, a tűz kiterjedését és a tűz terjedési sebességét kéttényezős varianciaanalízissel vizsgáltuk, ahol fix faktor volt a legelés és random faktor a blokk. A szignifikánsan különböző kezelési szintek közötti eltérések feltárásához mindkét esetben Tukey-féle HSD tesztet használtunk.

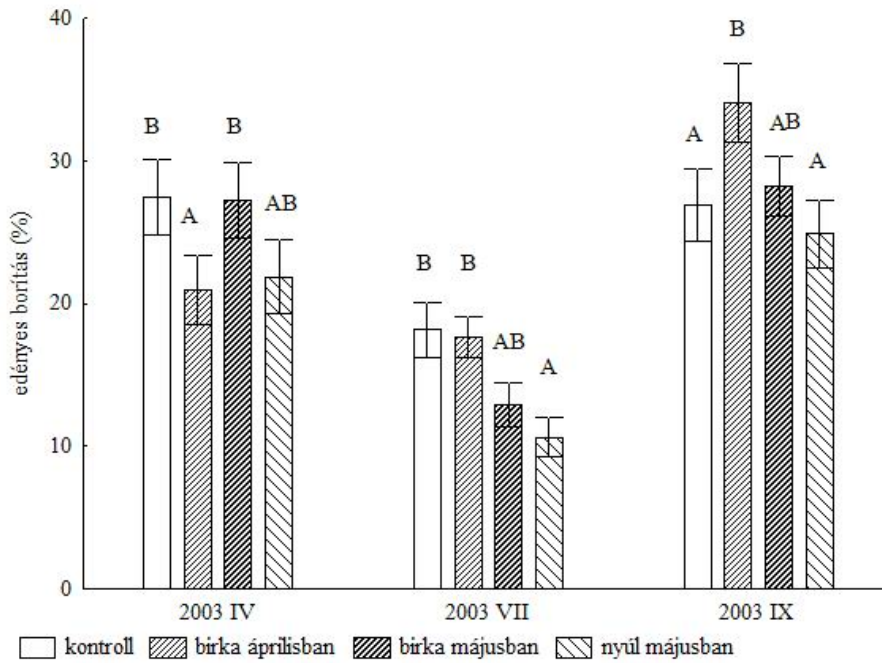
Eredmények

Április és július között az avarborítás a kontroll kvadrátokban megnőtt, ugyanakkor a legeltelt kvadrátokban ilyen növekedést nem tapasztaltunk.

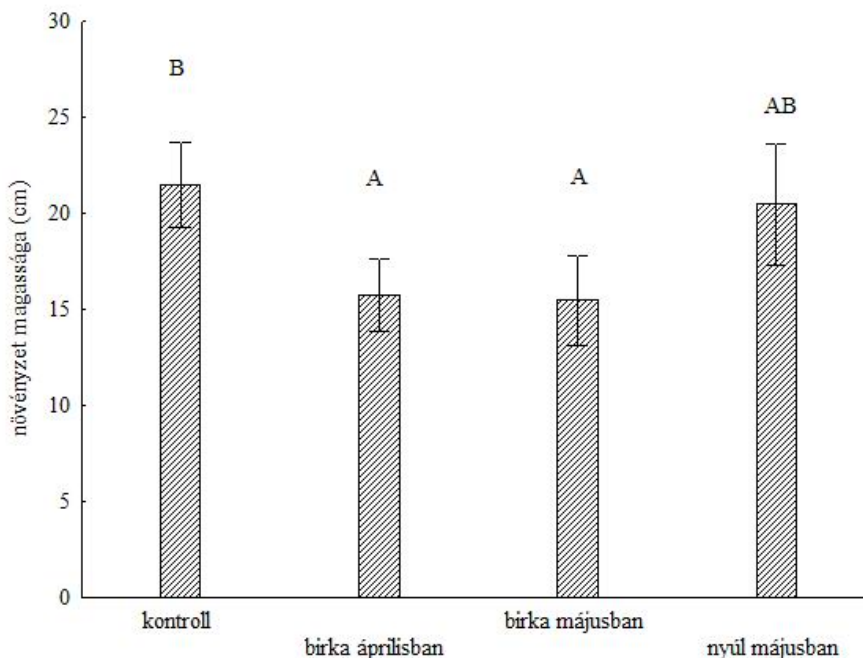
Az edényes növények borítása (**1. ábra**) április és július között lecsökkent a májusban kezelt és a kontroll kvadrátokban, ugyanakkor nem tapasztaltunk változást az áprilisi birkalegeltetés esetén. Ennek következtében júliusban, az égetés előtt az áprilisi birkalegeltetés borításértékei nem különböztek a kontrollra jellemző értékektől, miközben a májusi nyúllegelés jelentősen lecsökkentette a borításértékeket a kontrollhoz képest és a májusi birkalegeltetés is csökkenést okozott. Az edényes növények borításértékei júliustól szeptemberig növekedtek, az áprilisi birkalegeltetés a kontrollnál jelentősen magasabb értékeket eredményezett szeptemberben.

Az áprilisi és a májusi birkalegeltetés szignifikánsan csökkentette a növényzet magasságát júliusban mérve, míg a nyúllegelés hatása köztes eredményt adott (**2. ábra**).

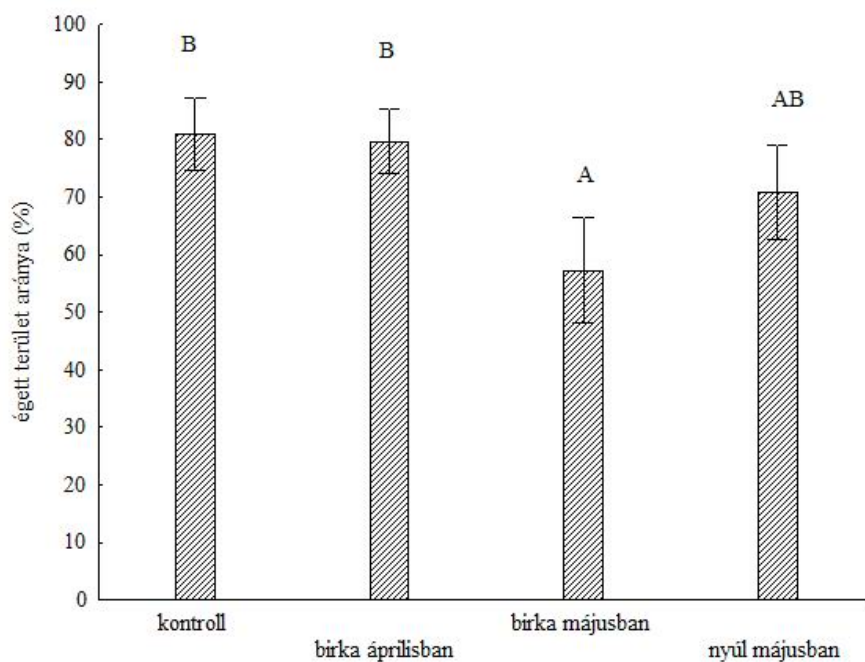
A májusban birkával legeltetett kvadrátoknak kisebb területhányada égett le az égetés során, mint a kontroll és az áprilisi birkalegeltetés esetén. A májusi nyúllegelés köztes eredményt adott (**3. ábra**). A tűz terjedési sebességét a nyúllegelés hatása csökkentette szignifikánsan a kontrollhoz képest (**4. ábra**). A legeltetéses kezelések nem befolyásolták a fajgazdagságot.



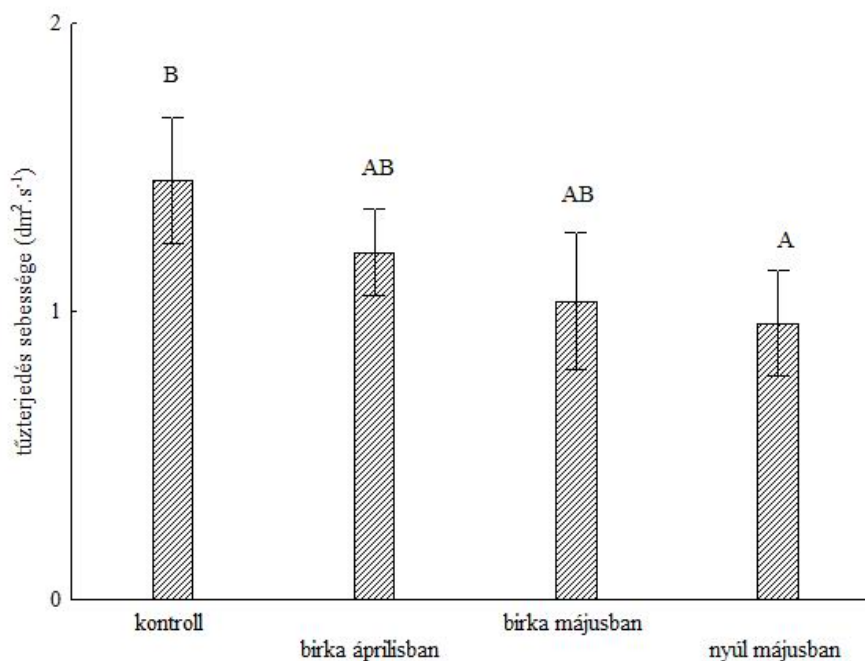
1. ábra Az edényes növényfajok összesített borítása (átlag \pm SE) a legelési kezelés típusai szerint az egyes felvételi időpontokban, áprilisban a legeltetés előtt, júliusban a legeltetés után és az égetés előtt és szeptemberben, az égetés után 2 hónappal. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik az egyes felvételezési időpontokon belül.



2. ábra. A növényzet magassága (átlag \pm SE) a legelési kezelés típusai szerint az égetés előtt. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik.



3. ábra. Az égett terület aránya (átlag +/- SE) a legelési kezelés típusai szerint az égetés után. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik.



4. ábra. A tűz terjedési sebessége (átlag +/- SE) a legelési kezelés típusai szerint az égetés során. A betűjelzések a Tukey-féle HSD teszt eredményeit mutatják, a különböző betűjelzések a kezelési szintek közötti szignifikáns különbséget jelölik.

Megvitatás

Eredményeink alapján a birkalegelésnek a tűz kiterjedésére kifejtett hatása a legelési kezelés időzítésétől függ. A későtavaszi birkalegeltetés csökkentette a tűz kiterjedését a nyár derekán, a 2003-as aszályos évben. Ugyanakkor az áprilisi birkalegeltetésnek nem volt a tűz terjedési tulajdonságait mérséklő hatása. Az áprilisban birkával legelt gyepfoltoknak elég idejük állt rendelkezésre a tavasz során a regenerációra, és ennek eredményeként az edényes fajok összesített borítása a kontrollhoz hasonló értékeket vett fel az égetés előtt. Az edényes fajok összesített borítása a május végi legeltetések esetén, történjen az akár birkával vagy nyúllal, nem tudott regenerálódni júliusig, csak szeptemberig. Prérin végzett vizsgálatok kimutatták, hogy hosszú távon az erős legeltetésnek negatív hatása van a tűz terjedésére, mert hatására felszakadozik a gyepben az élő és holt részekből álló, összefüggő fütakaró (GOSZ és GOSZ 1996, ARCHIBALD és mtsai 2005). Eredményeink alapján már a mérsékelt legeltetés is csökkent tűzterjedést okoz a mérsékelt, nyílt homoki gyepben.

Ugyanakkor a legelő állat faja is fontosnak bizonyult a tűz terjedő képessége szempontjából, mivel csak a nyúllegelés csökkentette szignifikánsan a tűz terjedési sebességét a gyepben, és csak a májusi birkalegeltetés okozott szignifikáns csökkenést a tűz kiterjedésében. A két faj eltérő legelési szokásainak köszönhetően az áprilisi és májusi birkalegelés a növényzet magasságát, a nyúllegelés az edényes növényfajok borítását csökkentette erősebben, mivel a birka felülről, addig a nyúl a növényzet belsejében legel. Eredményeink azt mutatják, hogy a tűz terjedésében mind az éghető biomassa mennyisége (élő és holt részek együttesen), mind a növényzet struktúrája, azon belül a magassága meghatározó szerepet játszanak.

Vizsgálatunk következtetései alapján a homoki gyep megváltozása a nyáras–borókás táj szerkezetére is kihathat, mert a legelés hiányában felhalmozódó szerves anyag égésekor a tisztások többé nem működnek tűzpásztaként, és egy esetleges tűz a fás foltokra is át tud terjedni. A homokhátsági nyáras–borókások homoki növényfajokban különösen gazdag formájának mintázata olyan, hogy a fás-bokros foltok egymástól többé-kevésbé elszigetelten helyezkednek el. Noha a védett növények főképpen a gyepben fordulnak elő, a fás vegetációnak jelentős a szerepe a biodiverzitás fenntartásában, mert árnyékos foltok, mohosok, illetve humuszosabb termőhelyek képzésével növeli az élőhelyi diverzitást. Az ilyen mintázatú vegetáció égése magát a mintázatot változtatja meg döntő mértékben. Kiskunsági megfigyeléseink szerint a boróka nem képes regenerálódni a tűz után, és átadja a helyét a gyepnek, vagy a sarjhajtásokról könnyen regenerálódó nyárfa-fajoknak illetve akácnak. Következésképpen a gyep vagy sokkal nyíltabbá válik, vagy eltűnik, de biztosan jelentős, magánál az égésnél nagyobb hatású változás következik be.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Csatádi Katalinnak, Németh Istvánnak és Váczi Olivérnek a terepmunkák során nyújtott segítségüket. Köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Parknak, hogy támogatta munkánkat. Vizsgálatunk elvégzését a következő pályázati források tették lehetővé: OTKA T 29703, NKFP 3B-0008/2002.

Irodalom

- ARCHIBALD, S., BOND, W. J., STOCK, W. D., FAIRBANKS, D. H. K. 2005: Shaping the landscape: fire-grazer interactions in an African savanna. *Ecological Applications* 15: 96-109.
- FELDMAN, S. R., LEWIS, J. P. 2005: Effects of fire on the structure and diversity of a *Spartina argentinensis* tall grassland. *Applied Vegetation Science* 8: 77-84.

- GHERMANDI, L., GUTHMANN, N., BRAN, D. 2004: Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science* 15: 67-76.
- GOSZ, R. J., GOSZ, J. R. 1996: Species interactions on the biome transition zone in New Mexico: response of blue gramma (*Bouteloua gracilis*) and black gramma (*Bouteloua eriopoda*) to fire and herbivory. *Journal of Arid Environments*. 34: 101-114.
- KATONA, K., BÍRÓ, ZS., HAHN, I., KERTÉSZ, M., ALTBÄCKER, V. 2004: Abundance of European hares in a lowland area, Hungary: a long term ecological study in the period of the rabbit extinction. *Folia Zoologica* 53: 255–268.
- KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., KERTÉSZ M., FEKETE G., BARTHA S., MIKA J., DOBI-WANTUCH I., RÉDEI T., RAJKAI K., HAHN, I. 2000: Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia* 30: 385-407.
- SIMON T. (szerk.) 2000: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- VAN LANGEVELDE, F., VAN VIJVER, C. A. D. M., KUMAR, L., VAN KOPPEL, J., RIDDER, N., VAN ANDEL, J., SKIDMORE, A. K., HEARNE, J. W., STROOSNIJDER, L., BOND, W. J., PRINS, H. H. T., RIETKERK, M. 2003: Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* 84: 337–350.

A Kiskunság homoktalajának szénkibocsátása a klímaváltozás tükrében

LELLEINÉ KOVÁCS ESZTER¹, KOVÁCSNÉ LÁNG EDIT, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, KALAIPOS TIBOR
ÉS KRÖEL-DULAY GYÖRGY

Kivonat

A Kiskunságban, Fülöpháza környékén, 2001-ben létesítettünk egy klímaváltozást szimuláló kísérleti területet, ahol az éjszakai lehülés mérséklődésének, valamint a vegetációs időszakban a csapadék csökkenésének hatását szimuláljuk. Jelen tanulmányban a talajlégzés hatéves vizsgálatának eredményeiről számolunk be ezen a kísérleti területen.

Bevezetés

A légkör-ökoszisztéma meglehetősen bonyolult kapcsolatrendszerének egyik fontos eleme a talajlégzés, mely a fotoszintézis után a Földön a második legnagyobb szénáramnak számít az ökoszisztémák és a légkör között. Így a klíma előrejelzéseket jelentősen befolyásolják a talajlégzés klímaváltozásra adott válaszai is. Az arid és szemi-arid területek gyakran mozaikos, átmeneti jellegű ökoszisztémáinak szénforgalmáról kevés az ismeretünk. Az átmeneti klímazónák szárazföldi ökoszisztémái feltehetően igen érzékenyek a klímaváltozásra. Másfelől ezek az ökoszisztémák rendszerint ki vannak téve a gyakori és nagymértékű időjárási ingadozásoknak, így az ilyesfajta ingadozásokkal szemben magasabb adaptív képességgel rendelkeznek. Ez a látszólagos ellentmondás az oka, hogy ezen élőhelyek működését igazán csak hosszútávú vizsgálatok során ismerhetjük meg.

A talajlégzést, mint a talaj biológiai aktivitásának fokmérőjét, erősen befolyásolja a hőmérséklet és a talajnedvesség. A klíma-előrejelzések szerint Magyarország éghajlata az elkövetkezendő időszakban tovább fog melegedni, valamint, elsősorban a vegetációs időszakban, a klíma szárazodása is várható (MIKA 2003). A Fülöpháza melletti nyársarjas homokpusztagyep foltban az EU FP5 VULCAN projekt keretében felállított klímaváltozást szimuláló kísérleti területünkön (BEIER és mtsai 2004) már 2003 óta vizsgáljuk a talajlégzés változásait (LELLEI-KOVÁCS és mtsai 2008) a passzív éjszakai melegítés, valamint a vegetációs időszakban alkalmazott csapadékkizárás hatására. A talajlégzést és a talajfelszín hőmérsékletét infravörös gázanalizátorral, míg a talajnedvességet TDR szondával mérjük, havi rendszerességgel.

Célunk egyrészt a talajlégzés számszerűsítése volt ebben a mérsékeltövi félszáraz homoki erdőssztyep ökoszisztémában, másrészt meghatároztuk a talaj CO₂ kibocsátási intenzitásának napi, szezonális és éves menetét, harmadrészt az előrejelzett klímaváltozásnak megfelelően alkalmazott hő- és szárazság-kezelés hatásait vizsgáltuk.

A talajlégzésre ható környezeti tényezők variabilitása

A vizsgált hat év időjárása 2003 és 2008 között igen változatos volt, kiváló alkalmat teremtve az évek közötti összehasonlításához. A legnagyobb évek közötti változatosság az áprilistól júniusig (a vegetációs aktivitás csúcsának időszakában) lehullott csapadék mennyiségében mutatkozott meg. A talajfelszín hőmérséklete minden kezelésben jelentősen változott az évek, hónapok és napszakok szerint, nyaranta gyakran túllépve az 50°C hőmérsékletet, míg a

¹ eszter@botanika.hu

vegetációs időszak kezdetén és végén (márciusban illetve novemberben) időnként 0°C alatti értéket is lehetett regisztrálni.

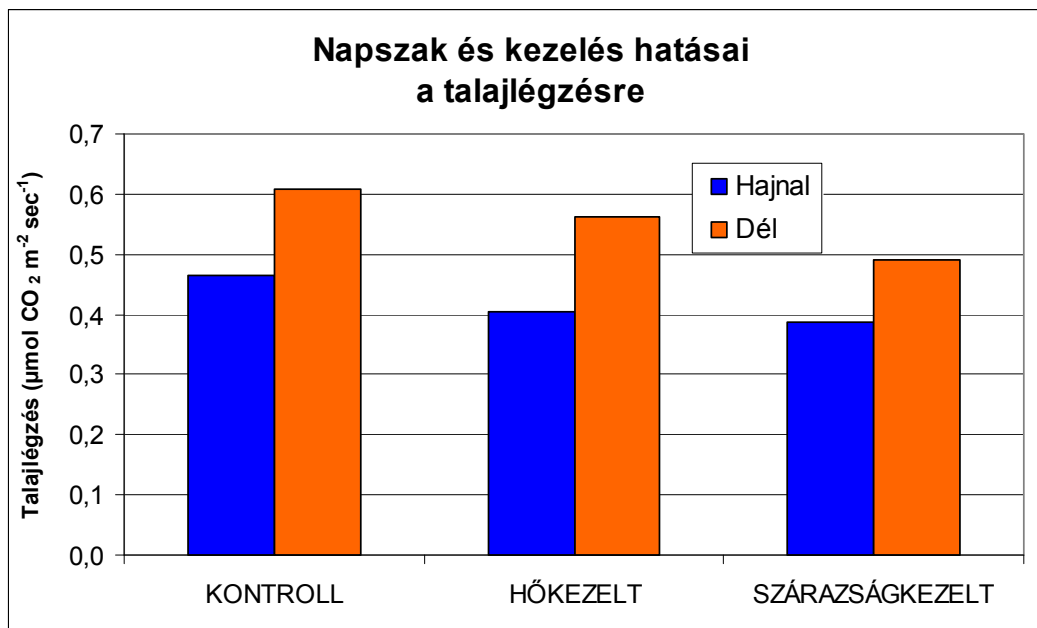
A 2003-2008 közötti időszak átlagában az éjszakai melegítés hajnalra 1,7°C-kal csökkentette az éjszakai lehűlést a talajfelszínen, míg délre teljesen eltűnt ez a különbség. A hat év folyamán az igen alacsony víztartó képességű homoktalaj térfogatszázalékos nedvességtartalma 0,0 és 14,4% között mozgott. A hőkezelés átlagosan 0,5 vol%-kal, míg a szárazságkezelés 1,0 vol%-kal csökkentette a talaj felső 11 cm-ének nedvességtartalmát. Ez a csökkenés a szárazságkezelt parcellákban a kezelés idején 2,3 vol% volt.

Az évek, hónapok és napszakok hatása a talaj széndioxid-kibocsátására

A kísérletek hat éve alatt a talajlégzés igen alacsony volt, 0,09 és 1,94 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ között mozgott. A talajlégzés középértéke szignifikánsan változott az évek, hónapok és napszakok szerint. A talajlégzés évszakos mintázata minden kezelésben téli hő- és nyári nedvesség-limitációt mutat. A napi menetben mintegy 54%-kal alacsonyabb értékek jellemzők hajnalban, mint nappal.

A hő- és szárazságkezelés hatása a talaj széndioxid-kibocsátására

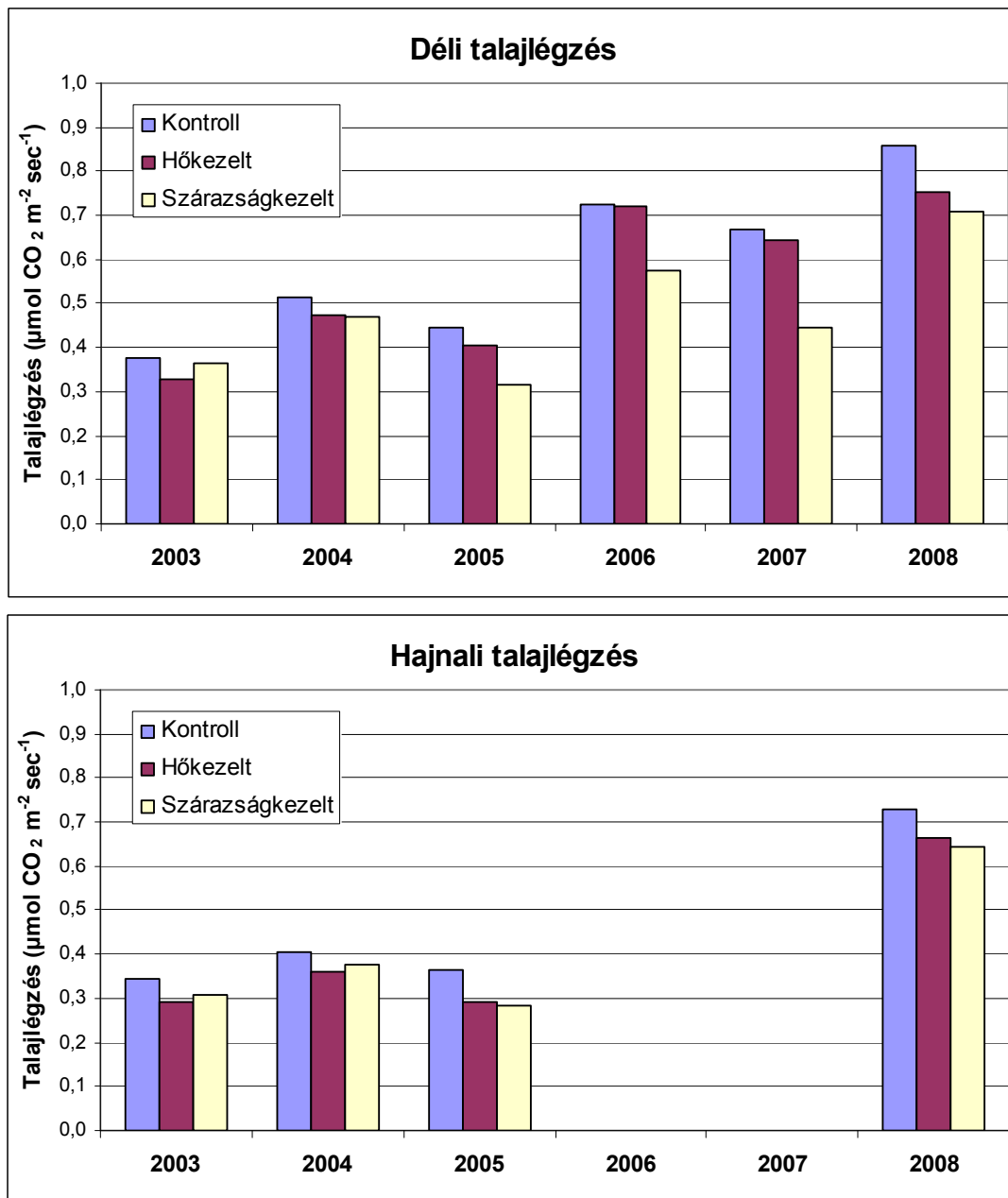
Érdekes módon mind a hőkezelés, mind a csapadékkizárás negatív hatással volt a talajlégzésre (**1. ábra**), csak a hatás mértéke függött a vizsgált napszaktól (hajnali vagy déli mérés). A talajlégzés hajnalban mind a hő-, mind a szárazságkezelés hatására 13%-kal csökkent a kontrollhoz képest, míg nappal a hőkezelés 8%-kal, a szárazságkezelés pedig mintegy 20%-kal csökkentette azt.



1. ábra. Napszak és kezelés hatásai a talajlégzésre

Az egyes éveket külön megvizsgálva jóval árnyaltabb képet kapunk (**2. ábra**). A különösen száraz és forró 2003-as évben nem csak a szárazságkezelt, de a kontroll parcellák is súlyos szárazságnak voltak kitéve. Ekkor a talajlégzés a kezelt parcellákban nem különbözött szignifikánsan a kontrolltól. A talajlégzés sem a hő-, sem a szárazságkezelésre nem reagált a

viszonylag hűvös és esős 2004-es évben sem. 2005 és 2008 között azonban a szárazságkezelés szignifikánsan csökkentette a nappali talajlégzést a kezelt időszakban.



2. ábra. A hajnali és a déli talajlégzés éves átlagai

Következtetések

A talajlégzést számos környezeti tényező befolyásolja, úgymint a talaj hőmérséklete, nedvességtartalma, a szubsztrátok hozzáférhetősége, a vegetáció mintázata, valamint ezek időbeli és térbeli változatossága. A hatéves mérésorozat egy térben heterogén vegetációban, egy erdőssztyep mozaikban folyt, igen változatos hőmérsékleti és talajnedvességi viszonyok között, mely jellemző a Pannon régió klímájára, és a homoktalaj fizikai adottságaira. A mért talajlégzés ráták ebben a mérsékeltövi félszáraz homoki erdőssztyep vegetációban igen alacsonyak voltak más, mérsékeltövi gyepekben vagy cserjésekben folytatott tanulmányok

eredményeihez viszonyítva. Azonban ezek az adatok érthetőek, ha figyelembe vesszük a szélsőséges környezeti feltételeket, valamint a talaj igen alacsony szervesanyag tartalmát. Mivel a mikrobiális aktivitás ebben a rendszerben túlnyomórészt a gyökérfelszínen zajlik, ezért a heterotróf (főként bakteriális és gombák általi) és az autotróf (gyökér) respiráció nem különíthető el. Ilyen körülmények között a talajlégzés rátája egy vagy két nagyságrenddel is alacsonyabb lehet, mint a magasabb biológiai aktivitású talajokban.

A Pannon homoki erdőössztyepben a talajlégzés jellegzetes, évente ismétlődő szezonális menetet mutat. A talajlégzés évszakos menetét azonban, úgy tűnik, nem csak a hőmérséklet, hanem a vízellátottság, valamint a vegetáció aktivitásának évszakos mintázata is alakítja. Ez utóbbi tavasszal, valamint ősszel éri el a csúcát, míg nyáron vízlimitált, télen pedig hőmérséklet-limitált nyugalmi időszak következik be.

A várttól eltérően az éjszakai melegítés nem fokozta a talajlégzést a kontrollhoz képest a hatéves kísérlet során, holott a talajfelszín hajnalra átlagosan 1,6°C-kal kevésbé hűlt le az éjszakai takarás hatására, ami kedvezőbb hőmérsékleti körülményeket teremtett a talajlégzéshez. A hőkezelésnek azonban közvetett hatása is van, mint pl. a csökkent talajnedvesség tartalom a talaj felső rétegében a kontrollhoz képest. Ez a hatás esetenként túlszárnyalhatja a hőmérséklet emelkedés várt pozitív hatását a talajlégzésre. A hőkezeléssel együttjáró szárító hatás egyrészt a parcellákat éjjel betakaró tetők harmatkizárásából, másrészt a vízpára kondenzáció, és a talajban zajló harmatképződés csökkenéséből adódhat, ami a talajfelszín mérsékelt lehülésének közvetlen következménye. A kezelt parcellákban a magasabb hőmérséklet miatti erősebb párologtatás éjjel szintén hozzájárulhat a talaj alacsonyabb víztartalmához.

A kezelések okozta talajlégzés változások mértéke eltért a különböző években. Az időjárási szélsőségek (súlyos szárazság és hőség 2003 tavaszán, szokatlanul sok eső 2004-ben) tompították az adott mértékű kezelések hatását, míg a többé-kevésbé átlagos 2005-ös és 2006-os években a kezelés hatások jóval kifejezettebbek voltak. Úgy tűnik, hogy a kizárt csapadéknak inkább a teljes csapadékmennyiséghez viszonyított relatív, mint az abszolút mennyisége szabja meg a kezelés hatásának erősségét. Feltételezhető, hogy a szignifikáns hatás eléréséhez egyrészt az összes csapadék legalább felét ki kellene zárni, másrészt a hatás mértékében szerepet játszhat a kontroll szélsőséges vízállapota is. Ez felhívja a figyelmet a klímaváltozás során fellépő időjárási szélsőségek fontosságára is.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a következő kutatási alapok támogatását: EU FP5 VULCAN project (EVK2-CT-2000-00094), valamint az NKFP 3B-0008/2002 a Magyar Állam kutatási alapja.

Irodalom

- BEIER C., EMMETT B., GUNDERSEN P., TIETEMA A., PEÑUELAS J., ESTIARTE M., GORDON C., GORISSEN A., LLORENS L., RODA F., WILLIAMS D. 2004: Novel approaches to study climate change effects on terrestrial ecosystems in the field: drought and passive nighttime warming. *Ecosystems* 7: 583-597.
- LELLEI-KOVÁCS E., KOVÁCS-LÁNG E., KALÁPOS T., BOTTA-DUKÁT Z., BARABÁS S., BEIER C. 2008: Experimental warming does not enhance soil respiration in a semiarid temperate forest-steppe ecosystem. *Community Ecology* 9: 29-37.
- MIKA J. 2003: Regionális éghajlati forgatókönyvek: tények és kétségek. (Regional climatic scenarios: facts and doubts.) In: CSETE L. (szerk.): "Agro-21" *Füzetek* 32: 11-24.

Sziklagyep társulásaink hosszú távú elszegényedése

SZITÁR KATALIN¹ ÉS TÖRÖK KATALIN

Kivonat

Vizsgálatunkban archív és új cönológiai felvételeket alkalmaztunk mészkő-, dolomit- és szilikát-sziklagyep hosszú távú vegetációs változásának vizsgálatára. Hét hazai sziklagyep társulásban Simon Tibor, Horánszky Antal, Zólyomi Bálint és Szujkóné Lacza Júlia 1930-60-as években készített cönológiai felvételeit ismételtük meg, a „megfeleltetett kvadrát” megközelítést alkalmazva. Az adatelemzés során egyszerű, robusztus értékelési módszereket alkalmaztunk, hogy csökkentsük a túlintertáció veszélyét.

A fajösszetétel sokváltozós elemzése 7-ből 6 esetben a felvételek egyirányú időbeli elmozdulását mutatta az első tengely mentén. Szignifikánsan csökkent a sziklagyepi specialista fajok száma, és ezzel párhuzamosan nőtt az egyévesek, a természetes pionír fajok, a zavarástűrők, valamint a gyomok fajszáma. Mindazonáltal a vizsgált állományokat még mindig a természetes kompetitor és generalista fajok dominálják, így a tapasztalt változást kismértékű degradációként értékelhetjük.

Bevezetés

A 20. században Európa szerte hatalmas fitocönológiai adattömeg gyűlt össze különböző társulásokra vonatkozóan (DENGLER és mtsai 2011). Ezek többnyire preferenciális mintavétellel készültek a tipikus és jó állapotú állományokban (BOTTA-DUKÁT és mtsai 2007), és céljuk a társulások leírása, jellemzése volt, és nem a hosszú távú vegetációs változások vizsgálata. Ilyen irányú használatukat gyakran éri kritika: a nem állandósított felvételek (WILLIAMS és mtsai 2005), a felvételezők különböző taxonómiai felkészültsége (WILD és mtsai 2004) és a mintavételi módszerek (pl. borításbecslés) szubjektivitása csökkenti az eredmények általánosításának lehetőségeit. A felvetett problémák csökkenthetők, ha alkalmazzuk Persson “megfeleltetett kvadrát” koncepcióját (PERSSON 1980).

A sziklagyep szélőséges élőhelyi feltételeik miatt viszonylag stabil, konzervatív fajkompozícióval rendelkeznek (TÖRÖK és ZÓLYOMI 1998, RÉDEI és mtsai 2003), és ezért különösen alkalmasak lehetnek a módszer hatékonyságának vizsgálatára (**1. ábra**). Tanulmányunkban a sziklagyep fajösszetételének hosszú távú (30-60 éves) változását hét hazai sziklagyep-társulásban elemeztük.

Módszerek

A kiválasztott sziklagyep-társulások az Északi- és a Dunántúli-középhegység három alapközetének (dolomit, mészkő és andezit) jellemző sziklagyep-társulásai. Simon Tibor, Horánszky András, Zólyomi Bálint és Szujkó-Lacza Júlia 1931 és 1961 között készített cönológiai felvételei képezték a megismételt felvételezés alapját (**1. táblázat**).

¹ szitar@botanika.hu

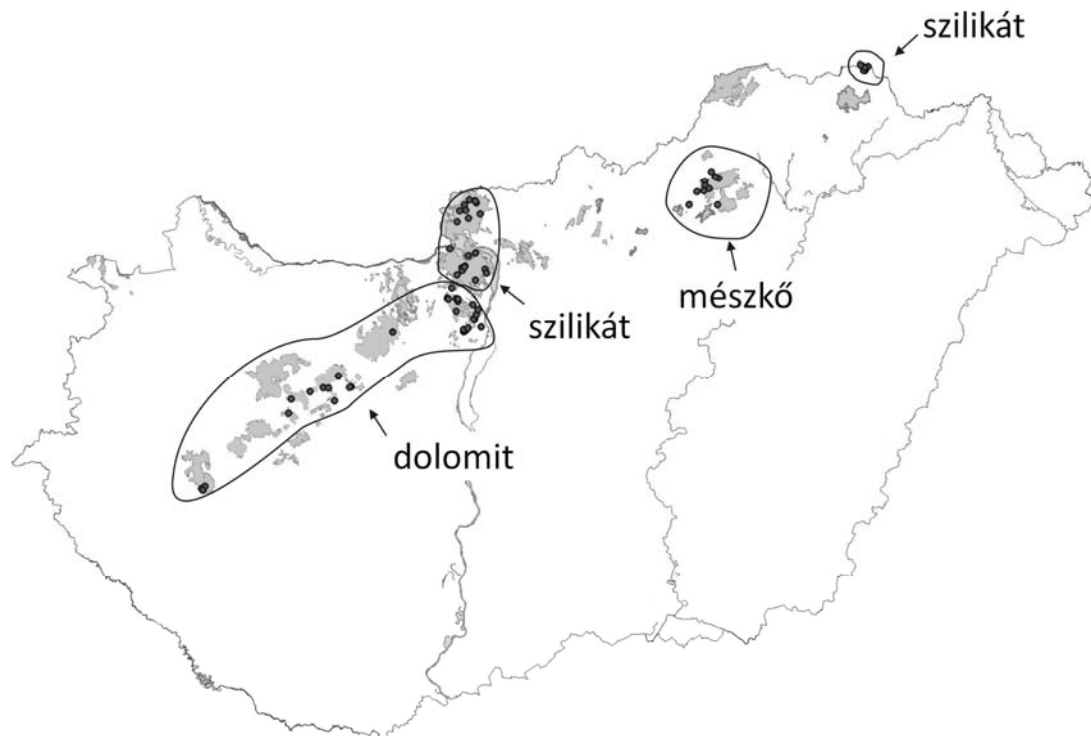


1. ábra. (a) Fajgazdag nyílt szilikátszilágyep állomány a füzéri Vár-hegyen (Zempléni-hg) (b) Dolomitszilágyepek fokozottan védett relikturna a cifra kankalin (*Primula auricula*).

Társulás	Röv.	Dátum	Hegység	Alapkőzet	Felvétel-szám	Szerző és referencia
<i>Minuartio-Festucetum pseudodalmaticae</i> (Mikyška 1933/ Klika 1938)	MF	1958-61	Zempléni-hg.	szilikát	5	SIMON (1977)
<i>Poetum scabrae</i> (Zólyomi 1936)	PP	1954-60	Börzsöny	szilikát	11	SZUIJKÓ-LACZA (1961)
<i>Potentillo-Festucetum pseudodalmaticae</i> (Majovsky 1955)	PF	1953-56	Visegrádi-hg.	szilikát	12	Horánszky (TÖRÖK és mtsai 1994)
<i>Campanulo divergentiformis-Festucetum pallentis</i> (Zólyomi 1958)	CF	1931-32	Bükk	mészkö	9	Zólyomi (TÖRÖK és ZÓLYOMI 1998)
<i>Seslerietum sadlerianae</i> (Soó ex Zólyomi 1936)	SS	1933-35	Budai-hg.	dolomit	5	Zólyomi (TÖRÖK és ZÓLYOMI 1998)
<i>Festuco pallentis-Brometum pannonicum</i> (Zólyomi 1958)	FB	1932-41	Budai-hg., Keszthelyi-hg., Bakony és Vértes	dolomit	14	Zólyomi (TÖRÖK és ZÓLYOMI 1998)
<i>Seselio leucospermi-Festucetum pallentis</i> (Zólyomi /1936/ 1958)	SF	1933-41	Budai-hg., Keszthelyi-hg. és Bakony	dolomit	15	Zólyomi (TÖRÖK és ZÓLYOMI 1998)

1. táblázat. Az összehasonlításhoz felhasznált archív cönológiai felvételek leíró adatai.

1990 és 1994 között 71 lokalitáson összesen 151 felvételt ismételtünk meg (**2. ábra**). Mivel a korai felvételeket nem állandósították, a megismételt felvételeket az archív leírások és a korábbi szerzőkkel való megbeszélések alapján azonos kvadrátméretben, a vegetációs periódus azonos szakaszában, azonos kitétségen, meredekségen és azonos társulásokban készítettük a Persson-féle megközelítést alkalmazva. Az új felvételek a *Potentillo-Festucetum pseudodalmaticae* társulás felvételeinek kivételével publikálatlanok (TÖRÖK és mtsai 1994).



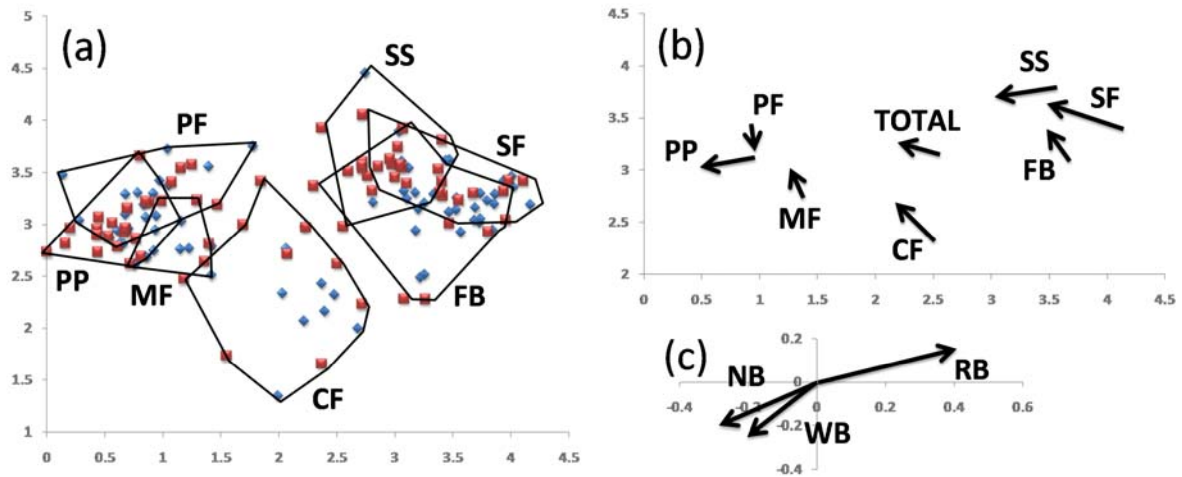
2. ábra. A cönológiai felvételek helyét a fekete pontok jelzik. A szürke poligonok mutatják a „Pannon sziklagyepek (*Stipo-Festucetalia pallentis*)” (6190) NATURA 2000-es élőhelyek elhelyezkedését.

Mivel az első felvételezési időszakban, illetve azóta a borításbecslés módszere változott, elemzésünkben csak a fajok jelenlétére és hiányára voltunk tekintettel, tömegességi viszonyainkat nem vettük figyelembe. Minden lokalitáson kiválasztottunk egy, a Jaccard-index (JACCARD 1912) alapján leghasonlóbb régi és új felvételpárt (71 felvételpárt összesen 444 fajjal), és a továbbiakban csak ezeket elemeztük, hogy az időbeli változásokat inkább alulbecsüljük, mint túlértékeljük.

A vegetáció összetételének változásáról általános képet sokváltozós analízissel, a korrespondencia elemzés egy formájával (DCA) nyertünk (TER BRAAK és ŠMILAUER 2002). Az eredményeket ökológiai szempontból értelmes fajcsoportok mennyiségi változásával jellemeztük. A sokváltozós elemzésben passzív változóként alkalmaztuk a Borhidi-féle nitrogén-preferencia relatív értékszámok (NB), a relatív talajvíz-, illetve talajnedvesség indikátor számok (WB) és a talajreakció relatív mértékszámok (RB) kategóriáinak átlagértékeit (BORHIDI 1995). A fajkészlet időbeli alakulását a Raunkiaer-féle életforma kategóriák (RAUNKIAER 1934) és a Borhidi-féle szociális magatartástípusok (SBT) alapján is jellemeztük (BORHIDI 1995). A fajcsoportok átlagos fajszámának időbeli változását páros t-próbával teszteltük. Mivel a változások konzisztensek voltak a különböző társulásokban, az eredményeket minden társulásra összesítve közöljük.

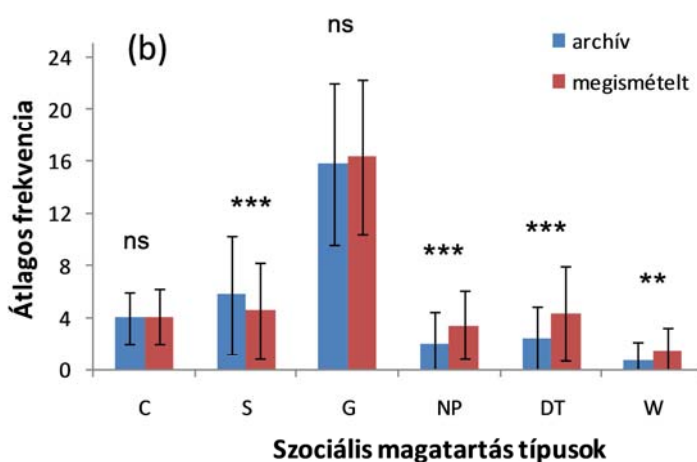
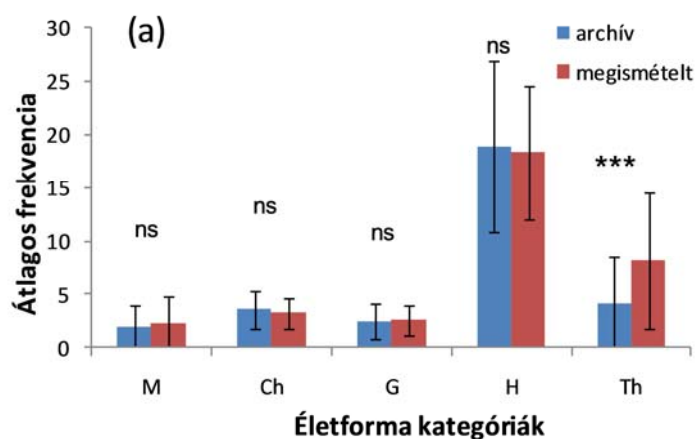
Eredmények és diszkusszió

A DCA elemzés a fajkompozíció egyirányú elmozdulását mutatta 7-ből 6 esetben az ordinációs tér első tengelye mentén a vizsgált sziklagyep társulásokban a társulások fajösszetételbeli különbségei és földrajzi távolsága ellenére (**3. ábra**), ezért valószínűsíthető, hogy az elmozdulásért felelős háttértényezők nem lokális, hanem inkább országos léptékben működnek (SZITÁR és TÖRÖK 2007, TÖRÖK és SZITÁR 2010).



3. ábra. A prezencia / abszencia adatokon alapuló DCA elemzés diagramja (teljes inertia: 15.86; 1. tengely sajátérték: 0.56, tengelyhossz: 4.212, 2. tengely sajátérték: 0.37, tengelyhossz: 4.461). (a) A poligonok a különböző társulásokat foglalják magukat. A kék szimbólumok az archív, a vörösek a megismételt felvételek helyét mutatják. (b) A nyilak mutatják az egyes társulások időbeli elmozdulását az első, illetve a második tengelyen számított átlagérték változást alapul véve. (c) A nyilak mutatják a Borhidi-féle WB, NB és RB indikátorérték átlagok biplot értékeit a DCA diagram első két tengelyén. Rövidítéseket lásd 1. táblázat; Total – összes társulás átlaga.

Az első és a második DCA tengellyel negatívan korrelált a felvételek átlagos NB értéke ($r = -0.49$ és -0.60) és WB értéke ($r = -0.44$ és -0.50), és pozitívan korrelált az átlagos RB érték ($r = 0.85$ és 0.45). Az ökológiai indikátorértékek átlagainak kevésbé szélsőséges kategóriák felé tolódása a sziklagyephez hasonló extrém élőhelyeken eljellegtelenedést jelez (RUPRECHT és BOTTA-DUKÁT 1999/2000). Az NB átlag növekedése a talaj nitrogénben való dúsulását jelezheti (de ezt a hipotézist talajelemzés hiányában nem erősíthetjük meg), amelynek oka lehet egyrészt a légköri N ülepedés, amelynek országos átlaga $6-10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ volt 2000-ben (BOZÓ 2004), másrészt a túlszaporodott vadállomány (esetünkben főként a muflon) hullatéka, amely gyakran befolyásolja kedvezőtlenül a fajkompozíciót (CHYTRÝ és DANIHELKA 1993, HOBBS 1996). Az átlagos WB indikátorértékek negatív korrelációját a szárazságtűrő fajok arányának időbeli csökkenése okozta.



4. ábra. (a) Raunkiaer-életforma kategóriák időbeli változása (+/- SD). Rövidítések: M: fák és cserjék; Ch: törpecserjék; G: geofitonok; H: évelők; Th: egy- és kétévesek. (b) Szociális magatartástípusok változása a két felvételi időpont között (+/- SD). Rövidítések: C: természetes kompetitorok; S: specialisták; G: generalisták; NP: természetes pionírok; DT: zavarástűrők; W: őshonos és idegenhonos gyomok és inváziós fajok. A páros t-teszten alapuló szignifikanciaszintek: * ($p < 0.05$), ** ($0.001 < p < 0.05$) és *** ($p < 0.001$), ns = nem szignifikáns.

A cönológiai és ökológiai fajcsoportok elemzése az állományok kedvezőtlen irányú változását mutatja. A Raunkiaer-féle életforma kategóriák alapján szignifikánsan megnőtt az egyévesek aránya (4a. ábra). A folyamatot évelő gyepekben degradációként értelmezhetjük (RUPRECHT és BOTTA-DUKÁT 2000, PODANI és mtsai 2005). Feltételezhetően a fizikai talajbolygatás, főként a vadállomány taposása indukálhatja az átmeneti nyílt felszín kialakulását, ami segíti az egyéves fajok gyors betelepülését. Ezt a feltevést valószínűsítik az Országos Vadgazdálkodási Adattár (CSÁNYI 2001) 1960 és 2010 közötti állomány-becsléseiben tapasztalható növekedések: muflon (közel 8-szoros), szarvas és őz (több, mint 5-szörös). A Borhidi-féle szociális magatartás típusok közül a természetes pionírok, természetes zavarástűrők és gyomok fajszáma nőtt meg szignifikánsan a specialisták rovására (4b. ábra). Mindezek ellenére a vizsgált állományokat még mindig a természetes kompetitor és generalista fajok dominálják, így a tapasztalt változásokat kismértékű degradációként értékelhetjük.

Irodalom

- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97-181.
- BOTTA-DUKÁT Z., KOVÁCS-LÁNG E., RÉDEI T., KERTÉSZ M., GARADNAI J. 2007: Statistical and biological consequences of preferential sampling in phytosociology: theoretical considerations and a case study. *Folia Geobotanica* 42: 141-152.

- BOZÓ L. 2004: Regionális levegőkörnyezeti terhelés: hatások és várható tendenciák Magyarországon. Környezetállapot értékelés Program. *Munkacsoport tanulmányok 2003-2004*.
- CHYTRÝ M., DANIHELKA J. 1993: Long-term changes in the field layer of oak and oak-hornbeam forests under the impact of deer and mouflon. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 28: 225-245.
- CSÁNYI S. 2001: Országos Vadgazdálkodási Adattár. Gödöllő (forrás: www.vvt.gau.hu)
- DENGLER J., JANSEN F., GLÖCKLER F., PEET R. K., DE CÁCERES M., CHYTRÝ M., EWALD J., OLDELAND J., FINCKH M., LOPEZ-GONZALEZ G., MUCINA L., RODWELL J. S., SCHAMINÉE J. H. J., SPENCER N. 2011: The Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): a new resource for vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 22: (in press).
- HOBBS N. T. 1996: Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60: 695–713.
- JACCARD J. G. M. 1912: The distribution of the flora of the alpine zone. *New Phytologist* 11: 37–50.
- PERSSON S. 1980: Succession in a south Swedish deciduous wood: a numerical approach. *Vegetatio* 43: 103-122.
- PODANI J., CSONTOS P., TAMÁS J., MIKLÓS I. 2005: A new multivariate approach to studying temporal changes of vegetation. *Plant Ecology* 181: 85-100.
- RAUNKIAER C. 1934: *Life forms of plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 pp.
- RÉDEI T., BOTTA-DUKÁT Z., CSIKY J., KUN A., TÓTH T. 2003: On the possible role of local effects on the species richness of acidic and calcareous rock grasslands in northern Hungary. *Folia Geobotanica* 38: 453-467.
- RUPRECHT E., BOTTA-DUKÁT Z. 2000: Long-term vegetation textural changes of three fen communities near Cluj-Napoca (Romania). *Acta Botanica Hungarica* 42: 265-284.
- SIMON T. 1977: *Vegetationsuntersuchungen im Zempléner Gebirge*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 351 pp.
- SZITÁR K., TÖRÖK K. 2007: Hosszú távú fajkompozíció változás vizsgálatok hazai dolomit-, mészkő és szilikátsziklagyep társulásokban. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 141-152.
- SZUJKÓ-LACZA J. 1961: Die Trockenrasen und der Andesit-Kalkwald im Börzsönygebirge. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* 53: 225-240.
- TER BRAAK C. J. F., ŠMILAUER P. 2002: *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide*. Biometris, Wageningen and České Budějovice, 500 pp.
- TÖRÖK K., HORÁNSZKY A., KÓSA G. 1994: Long-term changes of species composition in an andesite grassland community of the Visegrád Mts., Hungary. *Abstracta Botanica* 18: 13-27.
- TÖRÖK K., SZITÁR K. 2010: Long-term changes of rock grassland communities in Hungary. *Community Ecology*. 11:68-76.
- TÖRÖK K., ZÓLYOMI B. 1998: A Kárpát-medence öt sziklagyep-társulásának szüntaxonómiai revíziója. In: CSONTOS P. (szerk.): *Sziklagyepék szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 109-132.
- WILD J., NEUHÄUSLOVÁ Z., SOFRON J. 2004: Changes of plant species composition in the Šumava spruce forests, SW Bohemia, since the 1970s. *Forest Ecology and Management* 187: 117-132.
- WILLIAMS N. S. G., MORGAN J. W., McDONNELL M. J., MCCARTHY M. A. 2005: Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban-rural gradient. *Journal of Ecology* 93: 1203-1

Cseres-kocsánytalan tölgyesek gyepszintjének kapcsolata az állomány jellemzőivel

ÁDÁM RÉKA¹ ÉS BÖLÖNI JÁNOS

Kivonat

A hazánkban is alkalmazott vágásos erdőgazdálkodás jelentős hatással van az erdők gyepszintjének fajösszetételére és szerkezetére. A Bükk-hegységben végezett kutatásunk célja, hogy cseres-tölgyesekben a lágyszárúak és fásszárú újulat fajainak előfordulását meghatározó főbb háttérváltozókat azonosítsuk. A vizsgálat során 50 és 150 év közötti állományokban jelöltünk ki 122 mintapontot, ahol a gyepszint, a cserjeszint, valamint a faállomány fajösszetételére és szerkezetére vonatkozó felmérést végeztünk. A gyepszint lágyszárú és fásszárú fajainak előfordulását eltérő állományjellemzők befolyásolják. A lágyszárú fajok előfordulását a lombkorona záródása, a faállomány heterogenitása és mozaikossága, a terület meredeksége és a kitettség kelet-nyugati összetevője határozta meg. Az újulat fajösszetételét jelentősen befolyásolta a két uralkodó tölgyfaj faállománybeli aránya és a termő egyedek közvetlen közelsége. Az erdőgazdálkodás szempontjából fontos eredmény, hogy a kocsánytalan tölgyek kizárólag azokban az állományokban voltak képesek újulatot létrehozni, ahol a faállomány döntő részét ők alkották.

Bevezetés

A különböző erdőhasználati módok – fakitermelés, tűzifa- és avargyűjtés, legeltetés, vadászat – és később az idegenhonos fajok alkalmazása jelentősen megváltoztatták erdeink fajösszetételét, szerkezetét, dinamikáját (BENGTSSON és mtsi 2000). Erdei környezethez kötődő őshonos fajainknak – közülük sok rossz terjedő képességű, gyenge reprodukciójú (HERMY és mtsi 1999) – élőhelyük területének csökkenésével és fragmentációjával kell szembe nézniük. Emellett a jó kolonizációs képességű fajok előnyhöz juthatnak (BENGTSSON és mtsi 2000), így több okból is csökken erdei fajaink sikeressége. A magyarországi erdők területének mintegy 20%-a védett ugyan, de nagy részükön vágásos erdőgazdálkodás folyik (STANDOVÁR 2002). Ez a gazdálkodási mód nem csak a végvágás okozta környezeti stresszen keresztül van hatással erdeink gyepszintjére. A gazdálkodók sokszor egykorú, elegyfajokat nélkülöző, szerkezetileg homogén állományokat hoznak létre, ahonnan számos, a természetesen fejlődő erdőkben megtalálható szerkezeti elem hiányzik.

Bükk-hegységben végzett kutatásunk során arra kerestünk választ, hogy melyek a lágyszárú aljnövényzet és a fásszárú újulat fajainak előfordulását meghatározó főbb állományjellemzők. Továbbá, hogy a gyepszint fajainak előfordulását befolyásoló háttérváltozók közt kimutathatóak-e olyan állományjellemzők, melyek a természetes körülmények közt fejlődő erdőkhez kötődnek?

Módszertan

A vizsgálat során 122 db 500 m² területű mintavételi pontot jelöltünk ki különböző korú (kb. 50-150 éves) cseres-tölgyes állományokban a Bükk hegység déli részén. Feljegyeztük a

¹ helleborus42@gmail.com

gyepszintben megtalálható lágyszárú és fásszárú fajok jelenlétét mintapontonként 28 db, egyenként 0,5 m²-es kvadrátban. Ezen túl a faállomány (a teljes mintaterületen) és a cserjeszint (egy 100 m²-es és négy 7 m²-es kvadrátban) szerkezetére és összetételére, a lombkorona záródására, továbbá abiotikus változókra vonatkozó felmérést végeztünk. Az adataink kiértékeléséhez redundancia analízist (RDA) és általánosított lineáris modelleket (GLM) használtunk.

Eredmények, értékelés

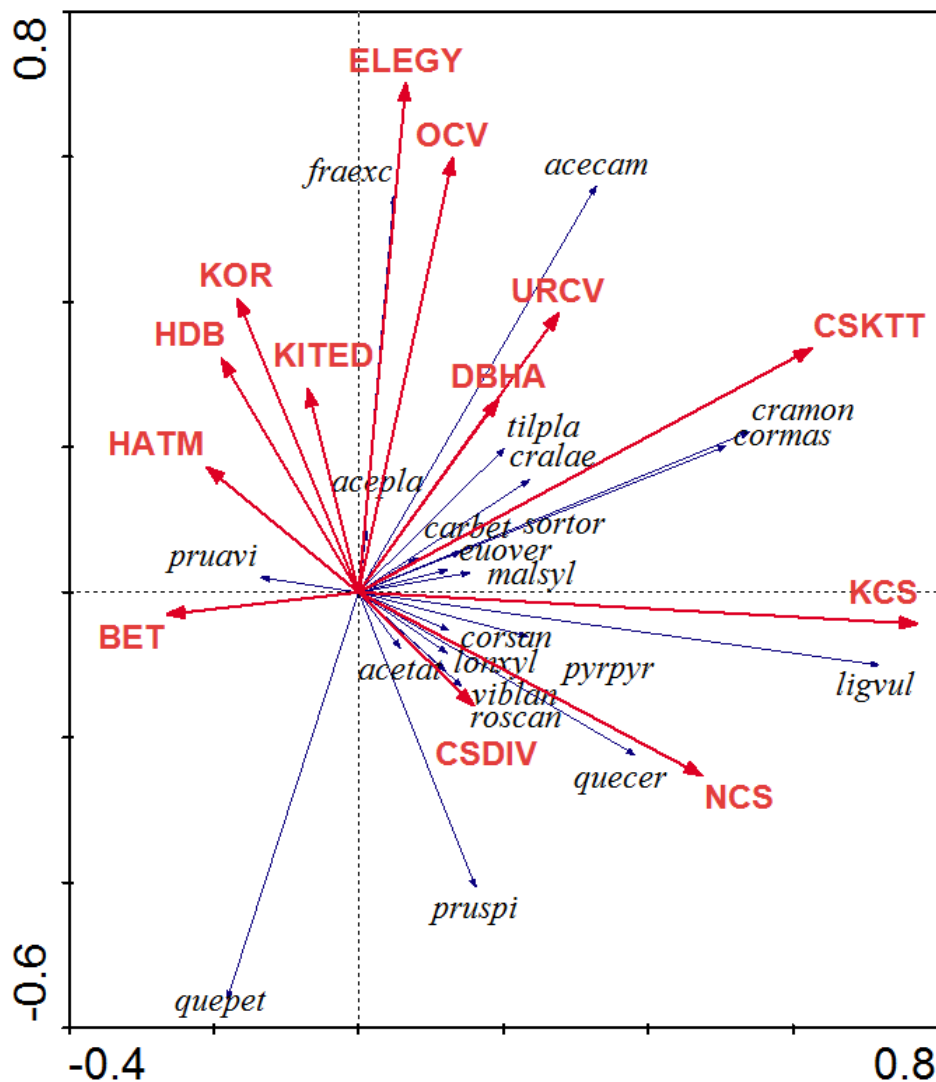
Eredményeink szerint a faállomány-szerkezetnek jelentős hatása van a gyepszint borítására. **(1. táblázat)** A fiatal, vékony, sűrűn álló fák lombkoronája szorosan záródik, a talaj szintjére kevés fény jut, melyet a sűrű cserjeszint tovább árnyalhat, így az aljnövényzet borítása csekély mértékű. A fák növekedésével elindul az öngyérülés folyamata (kezelt állományok esetén az erdészeti végzi a „tisztítást”), a faállomány megbomlik, kialakulhat a második lombkoronaszint, melyet főként elegyfajok és felnövekedett cserjék adnak, így mind a térbeli, mind pedig a fajösszetétel heterogenitása megnő. Ezekben a kiligetesedett, mozaikos szerkezetű állományokban a gyepszintet több és nagyobb térbeli heterogenitású fény éri el, a borítás megnő (CSONTOS 1996). Érdekes módon a kitétség kelet-nyugati komponense fontos változónak tűnik, a gyepszint a nyugatias területeken ér el nagyobb borítást (bár északi kitétségű területeken élő cseres-tölgyesek hiányában északi kitétségű mintaterületet nem tudunk kijelölni).

<i>Háttérváltozó</i>	<i>Előjel</i>	<i>A háttérváltozó által lefedett variancia aránya</i>	<i>F-érték</i>
ncs	-	16.64 %	38.08 ^{***}
kcs	+	11.06 %	25.30 ^{***}
oatm	+	7.72 %	17.66 ^{***}
zar	+	6.81 %	15.58 ^{**}
al	+	4.71 %	10.77 ^{**}
kitkn	+	2.81 %	6.42 [*]

1. táblázat. A gyepszint összborítását meghatározó szignifikáns háttérváltozók.

A vizsgált cseres-kocsánytalan tölgyes erdőkben a gyepszint lágyszárú és fásszárú fajainak előfordulását eltérő háttérváltozók határozták meg. Mindkét csoportban találunk azonban olyan állományjellemzőket, melyek a már egy ideje kezeletlen állományokhoz kötődnek, ám jelenlétük a megfelelő erdészeti kezeléssel is biztosítható lenne: a gazdag cserjeszint, az elegyfajok aránya, a heterogén faállomány-szerkezet.

A lágyszárúak előfordulását a lombkorona záródása, a faállomány heterogenitása és mozaikossága, a terület meredeksége és a terület kitétségének kelet-nyugati összetevője határozta meg. A lágyszárú fajok két, egymástól többé-kevésbé elváló nagyobb fajcsoportra különültek el, melyek megjelenésére eltérő állományjellemzők hatottak. A száraz tölgyesekre jellemző, és az acidofrekvens fajok főként az idősebb, ligetesebb, kocsánytalan tölgy uralta, elegyetlen állományokat kedvelték, illetve előnyben részesítették a kevéssé cserjés területeket. A másik csoportba az általános és üde erdei fajok tartoztak. Ezek a csertölgyek által uralt, elegyesebb fajfaj-összetételű, magasabb – valószínűleg mélyebb talajon előforduló – állományokhoz kötődtek.



1. ábra. A gyepszint fásszárú fajainak előfordulását meghatározó szignifikáns háttérváltozók.

Fajnevek rövidítései: acecam – *Acer campestre*, aceplat – *Acer platanoides*, acetat – *Acer tataricum*, carbet – *Carpinus betulus*, cormas – *Cornus mas*, corstan – *Cornus sanguinea*, cralae – *Crataegus laevigata*, cramon – *Crataegus monogyna*, euover – *Euonymus verrucosus*, fraexc – *Fraxinus excelsior*, ligvul – *Ligustrum vulgare*, lonxyl – *Lonicera xylosteum*, malsyl – *Malus sylvestris*, pruavi – *Prunus avium*, pruspi – *Prunus spinosa*, pyrpyr – *Pyrus pyraeaster*, quecer – *Quercus cerris*, quepet – *Quercus petraea*, roscan – *Rosa canina*, sortor – *Sorbus torminalis*, tilpla – *Tilia platyphyllos*, viblan – *Viburnum lantana*.

Változók rövidítései: kor – állomány kora, kitkn – keleti iránytól való eltérés, kited – északi iránytól való eltérés, dbha – élő fák száma hektáronként, oadm – élő fák átlagos átmérője, ocv – élő fák átmérőjének variációs koefficiense, urcv – uralkodó szociális helyzetű élő fák átmérőjének variációs koefficiense, al – alászorult szociális helyzetű fák aránya, elegy – elegyfajok aránya, cshtt – cserék aránya a tölgyeken belül, bet – a nem egészséges fák aránya, zar – lombkorona átlagos záródás-hiánya. hdb – álló holtfák egyedszáma hektáronként, hatm – álló holtfák átlagos átmérője, ncs – 1,3 m-nél magasabb cserjék darabszáma hektáronként, kcs – 1,3 m-nél alacsonyabb cserjék darabszáma hektáronként, csdiv – cserjék fajdiverzitása.

Az újulatban megjelenő fásszárú fajok kilétére elsősorban a cserjeszint jellemzői, illetve a faállomány fajösszetétele volt hatással (1. ábra). Érdekes módon úgy tűnik, még a szél által terjesztett termésű fajok esetében is elengedhetetlen a felújuláshoz az anyanövény közelsége. Ez a jelenség a gravitáció és állatok által terjesztett kocsánytalan tölgyek (*Quercus petraea*)

esetében különösen fontos, mivel az erdészetek számára sokszor nehézséget jelent ennek az erdőgazdálkodás szempontjából nagy jelentőségű fajnak a felújítása. Eredményeink szerint nem elegendő, ha a faállományban megtalálható a kocsánytalan tölgy, ahhoz hogy újulatot tudjon képezni, uralkodónak kell lennie a lombkoronaszintben. A fásszárú újulat és a cserjefajok megjelenését meghatározó másik fontos állományjellemző a két uralkodó tölgyfaj faállománybeli aránya. A legtöbb cserjefaj a cser uralta állományokat részesíti előnyben. A jelenségre több lehetséges magyarázat is adható. Elképzelhető, hogy az eltolódott cser – kocsánytalan tölgy arány a nem szakszerű erdészeti felújítás következménye, amely időről-időre a terület bolygatásával jár, ezáltal a cserjefajok teret nyerhetnek. Egy másik lehetséges magyarázat az alapkőzet és a talaj szerepe a fafaj-összetétel kialakításában. A cser a semleges pH-jú talajt kedveli, míg a kocsánytalan tölgy ebből a szempontból tágtűrésűbb, így a talaj savanyodásával a kocsánytalan tölgy aránya megnő a faállományban (GENCSI és VANCSURA 1992). Terepi tapasztalatok alapján úgy tűnik, savanyú talajon a legtöbb cserjefaj szintén nem érzi jól magát. A harmadik magyarázat a két tölgyfaj eltérő talajhasználatán alapul (GENCSI és VANCSURA 1992). A kocsánytalan tölgyek nagyobb mennyiségű vizet vesznek fel a talajból, így annak szárazodását okozzák, ami nem kedvez a cserjefajok megjelenésének. (A részletes eredmények: ADAM 2010.)

Összességében elmondhatjuk tehát, hogy a gyepszint fajainak megjelenésére – közvetett módon – jelentős hatása van az állomány korának. Az idősebb, természetesen fejlődő erdők gyepszintjéhez hasonló aljnövényzet jelenléte gazdasági erdőkben sem lehetetlen, a megfelelő erdészeti kezeléssel elősegíthetjük kialakulását.

Irodalomjegyzék

- ADAM R. 2010: Cseres-kocsánytalan tölgyesek gyepszintjének kapcsolata az állomány jellemzőivel. Diplomamunka. Eötvös Loránd Tudományegyetem.
- BENGTSSON J., NILSSON S. G., FRANC A., MENOZZI P. 2000: Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- CSONTOS P. 1996: *Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában*. Scientia Kiadó, Budapest, 122 pp.
- GENCSI L., VANCSURA R. 1992: *Dendrológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 pp.
- HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C., LAWESSON J. E. 1999: An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9-22.
- STANDOVÁR T. 2002: A természetes és a kezelt erdők főbb különbségei. *Erdészeti Lapok* 138 (1): 3-6.

Salvia fajok, mint potenciális illóolajforrások hazánkban

MÁTHÉ IMRE^{1,2}, VERES KATALIN², ENGEL RITA, SZABÓ KRISZTINA ÉS JANICSÁK GÁBOR

Kivonat

A *Salvia* nemzetség (Lamiaceae család) *Salvia* szekciójába tartozó fajok értékelésekor a Mediterrán területekről betelepített növényeknél a hazai természetiséget, a növények illóolajtartalmát és illóolaj összetételét értékeltük, figyelemmel az illóolajokban a *Salvia* szekció fajaira jellemző neurotoxikus tujon (α -, és β -tujon)-tartalomra. A *Salvia officinalis* helyettesítésére a Sectio vizsgált fajai, a *S. lavandulifolia* Vahl., *S. candelabrum* Boiss., *S. tomentosa* Mill., (*S. grandiflora* Etlinger), *S. fruticosa* Mill., *S. ringens* Sibth. & Sm. közül a mérsékelt tujontartalmával, természetiségével és jelentős illóolaj-tartalmával a *Salvia tomentosa* mutatkozik kedvező alternatív, kiegészítő illóolajforrásnak hazánkban a *S. officinalis* mellett.

Bevezetés

A Lamiaceae egyike a gyógy- és fűszernövényekben leggazdagabb hazai növénycsaládunknak. A család fajainak túlnyomó többsége hazánk klímájánál melegebb (pl. mediterrán) területeken honos. A több, mint ezer fajt számláló *Salvia* nemzetség közül csupán néhány az illóolajokban gazdag, a Hegnauer által javasolt besorolás szerint magas, azaz 0,5 % feletti illóolaj-tartalmú növény (HEGNAUER 1966). A *Salvia officinalis* egyike a hazánkban biztonságosan termesztendő azon haszonnövényeknek, melyet csodaszernek tekint a hagyomány. Az orvosi zsálya görcsoldó, antioxidáns (élelmiszerek eltarthatóságát biztosító) hatása igazolt. Használják gasztrointesztinális problémák, izzadásgátlás, nyálkahártya gyulladások (száj, torok) esetén. növény drogját és készítményeit széles körben hasznosítják gyógyászati termékekben is. Illóolaját elsősorban a kozmetikai ipar hasznosítja. (BRUNETON 1999)

A vízgőz-desztillálással nyerhető illóolaj frakciója tartalmazza a hatásért felelős anyagok számottevő, ha nem is teljes körét. A növény illóolajának azonban vannak olyan komponensei, elsősorban a tujon (α - és β -tujon) (elérheti az olaj 60%-át), melyek neurotoxikusak (BRUNETON 1999). Ezért kívánatos lenne, ha az illóolaj, elsősorban belső felhasználás esetén, ha nem, vagy csekély mértékben tartalmazná e vegyületeket. Célkitűzésünk olyan, az orvosi zsályához hasonló illóolajos növényhez jutni, mely nem, vagy csak csekély mértékben tartalmazza az α -, és β -tujont, de egyéb tulajdonságait illetően a zsályát helyettesítheti, beleértve az illóolaját is. E cél elérésére három lehetőség adódik: 1) általában a *Salvia* fajok, elsősorban a hazaiak értékelése, 2) a *Salvia officinalis* változékonyságát tanulmányozva „tujonmentes” törzsek felkutatása, 3). a *S. officinalis* közvetlen rokonsági körének vizsgálatával olyan fajok felkutatása, melyek az orvosi zsálya illóolajához hasonló összetételűek, de nem tartalmaznak tujont, ill. tujontartalmuk alacsony. Mindegyik esetben a hasznosítás előfeltétele a hazai természetiség és a kedvező hozam biztosítása.

Egy növény esetén, amennyiben termesztésbe szeretnénk vonni számos kérdésre kell válaszolnunk. Természetesen fontos a hazai természetiségének megállapítása és nagyon fontos, hogy megtartsa azokat a képességeit, mely alapján természetes élőhelyén haszonnövényként produkálni tud. A hazánkban honos *Salvia* fajok alacsony illóolaj

¹ MTA ÖBKI, Vácrátót, mathe@pharm.u-szeged.hu

² SZTE Farmakognózi Intézet, Szeged

tartalmúnak bizonyultak, így a *S. officinalis* helyettesítése szempontjából nem jöhetnek számításba, számos kedvező tulajdonságuk ellenére. Ez vonatkozott az egyéb, külföldi eredetű *Salvia* fajokra is (MÁTHÉ és mtsai 1992, 1993). Taxonómiai megfontolásokból ezért a *S. officinalis* fajra és közvetlen rokonsági körére a *Salvia* szekció fajaira volt érdemes koncentrálni, melyek közül a *S. officinalis* már eddig is természetűnek bizonyult.

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálatainkhoz a hazánk flórájában nem található szekció fajaihoz botanikus kerti magcserével jutottunk és a különböző eredetű (különböző botanikus kertből származó!) magról kísérleti területünkön, Vácraóton állományokat létesítettünk. A *Salvia* nemzetség *Salvia* szekciójába tartozó 6 növényfaj a következő volt: a *Salvia officinalis* L. mellett a *S. lavandulifolia* Vahl., *S. candelabrum* Boiss., *S. tomentosa* Mill., (*S. grandiflora* Etlinger), *S. fruticosa* Mill., *S. ringens* Sibth & Sm. Ezekből nyert drogok, azaz illóolajok vizsgálatát több éven keresztül folytattuk. A mintákat a vegetációs periódus alatt többször gyűjtöttük. Az illóolaj kinyeréséhez a hazai gyógyszerkönyvi leírás szerinti eljárást alkalmaztuk (PH.HG.. VIII. 2004). Az illóolajtartalmat a ml/100 g fejeztük ki, míg az illóolaj összetételére GC, GC/MS vizsgálatokat végeztünk. E vizsgálatok legfontosabb paramétereit korábbi közleményeinkben szerepeltettük (DOBOS és mtsai 1997, MÁTHÉ és mtsai 1997).

A vizsgálatok tárgyalása

Vizsgálataink első körében értékeltük a különböző eredetű orvosi zsálya minták illóolajtartalmát, mennyiségét. A legtöbb esetben több, mint 30 komponenst tudtunk elválasztani, és a többségüket azonosítani GC, GC/MS meghatározásokkal. Az **1. táblázat** néhány orvosi zsálya minta fontosabb illóolaj összetevőiről tájékoztat. Megállapítottuk, hogy az orvosi zsálya minden vizsgált mintájában, ha eltérő arányban is, az α - és β -tujon megtalálható. Az előbbi az utóbbinál lényegesen nagyobb arányban fordult elő mintáinkban. Ezen adataink összhangban vannak mások és korábbi saját vizsgálatainkkal is (BRUNETON 1999, DOBOS és mtsai 1997, LAWRENCE 1992, MÁTHÉ és mtsai 1992, 1993, NÉMETH és mtsai 2007). Ami az illóolajhozamot illeti, a gyógyszerkönyvi, az EU-s gyógyszerkönyvi mennyiséget (1-1,5 %), eléri a hazánkban a nyári fő gyűjtési időszakban a természetű állomány, amiről a **2. táblázat** ad számot (MÁTHÉ és mtsai 1993). Mindebből következik, hogy a *S. officinalis* esetén kevésbé várható tujon-mentes állomány még, ha az illóolaj tartalom eléri, meg is közelíti a kedvezőbb éghajlati körülmények között nevelkedett növények hozamát. Adataink más kutatók adataival összhangban állnak.

	Tavaszi minták		Őszi minták	
	Intervallumok	Átlagok	Intervallumok	Átlagok
1,8-cineol	3,8 – 10,1	6,8	3,6 – 12,1	7,6
α -tujon	15,8 – 38,7	27,3	21,4 – 47,0	34,2
β -tujon	1,3 – 6,1	3,6	1,9 – 17,2	9,4
kámfor	1,7 – 7,3	4,5	11,2 – 23,5	16,8
β -kariofillén	2,7 – 14,7	8,6	1,8 – 6,7	4,2
α -humulén	4,6 – 14,1	9,3	2,2 – 6,5	4,3
guajol	6,7 – 19,9	13,3	3,5 – 6,4	5,0

1. táblázat. *Salvia officinalis* minták néhány főbb illóolaj komponensének százalékos arányának változása (n=9). Megjegyzés: A komponensek aránya a vízgőz desztillálással nyert teljes frakció százalékában.

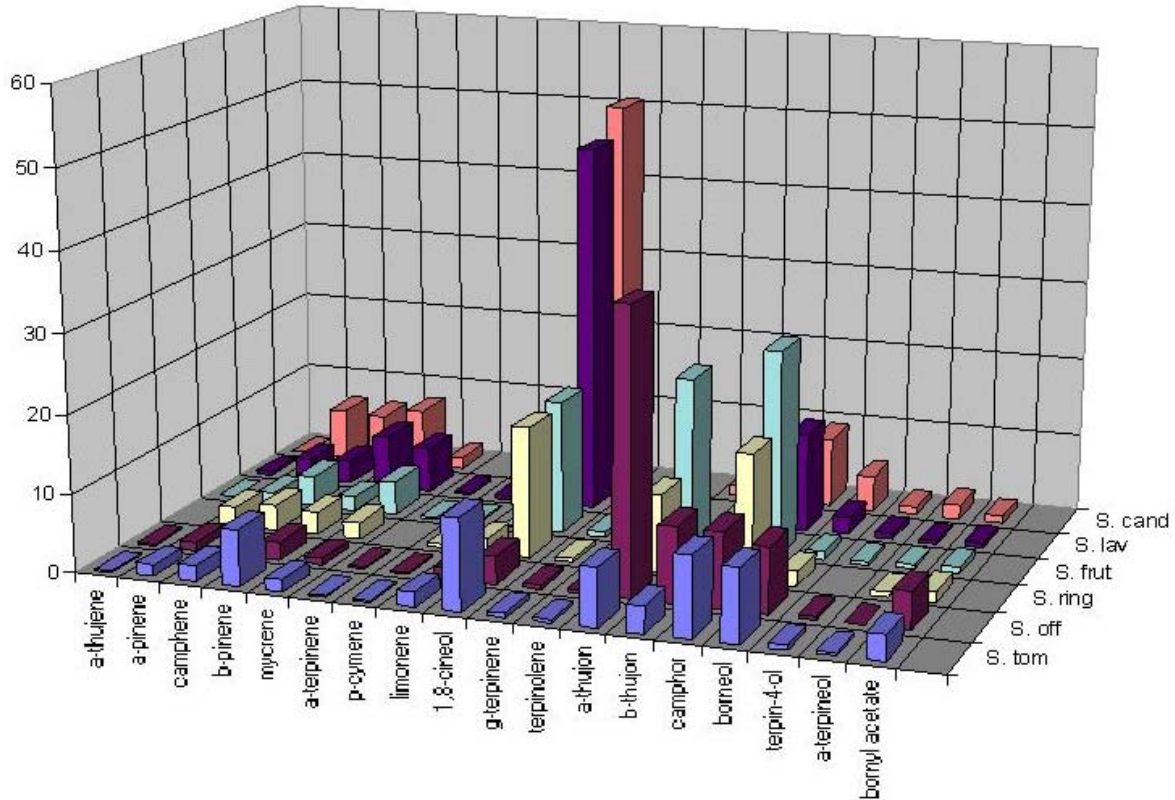
	Levél	Generatív szervek
Április	0,88	
Május	0,62	
Június	0,81	
Július	1,04	1,59
Augusztus	1,31	0,70
Szeptember	1,03	0,63
Október	0,85	
November	0,83	

2. táblázat. *Salvia officinalis* illóolajtartalmának (ml / 100 g száraz tömeg) változása a vegetációs periódus alatt (MÁTHÉ és mtsai 1993).

A *Salvia* nemzetség *Salvia* szekciójába tartozó 6 növényfajt az elmúlt években több alkalommal telepítettük be és neveltünk kísérleti területünkön és vizsgáltuk illóolaj-tartalmukat (MÁTHÉ és mtsai 1993, 1997, MÁTHÉ és CSEDŐ 2007). A **3. táblázat** 6 *Salvia* faj illóolajhozamáról, azaz a százalékos illóolaj mennyiségéről tájékoztat. Az adott kísérleti körülmények között az illóolaj-tartalom a fajok többségénél mérsékeltnek tekinthető. A *S. lavandulifolia* minta bizonyult illóolajban a leggazdagabbnak. A Nyugat-Mediterráneumban termesztett növényre vonatkozó irodalmi adatoktól ugyan hazánkban alacsonyabb értékeket kaptunk, de még mindig jelentősen magasabbakat, mint a többi fajnál. Ugyancsak figyelemre méltó, hogy e növényben tujon nem volt kimutatható. Ez a megfigyelés is egyezést mutat az irodalmi adatokkal (BRUNETON 1999). Az évelő növény szépen nevelkedett a nyári időszakban, de az átteleltetése bizonytalannak mutatkozott. Az elmúlt évek során, több alkalommal is, a hidegebb teleken kifagytak az újjólag telepített állományok. Ez a többi vizsgált fajnál nem fordult elő. Igaz, a produkcióikat és egyéb tulajdonságaikat tekintve elmaradtak ettől a fajtól, a tujontartalmat illetően sem bizonyultak kedvezőbbnek a *S. tomentosa* Mill. kivételével.

<i>S. lavandulifolia</i> Vahl.	0,89
<i>S. officinalis</i> L.	0,25
<i>S. tomentosa</i> Mill.	0,39
<i>S. candelabrum</i> Boiss.	0,25
<i>S. fruticosa</i> Mill.	0,46
<i>S. ringens</i> Sibth.	Ny.

3. táblázat. A *Salvia* szekció fajainak illóolajtartalma (ml / 100 g friss tömeg) (MÁTHÉ és mtsai 2007)



1. ábra. A monoterpének százalékos aránya a *Salvia* szekció fajai illóolajában

A *Salvia* fajok illóolaj összetételére vonatkozó néhány adatot az 1. ábra szemlélteti. Az illóolajkomponensek közül itt csak a monoterpén-frakció szerepel. Az ábrából kitűnik, hogy a *S. lavandulifolia* illóolaja kivételével mindegyikben találtunk α -, és β -tujont, igaz, kisebb mennyiségben, mint az orvosi zsályában. Megjegyzendőnek találjuk, hogy a *S. fruticosa* mintánk is számottevő tujontartalmúnak bizonyult, ez volt a fő illóolaj-összetevő a cineollal szemben. Az irodalmi adatok alapján (BRUNETON 1999 és LAWRENCE 1992) ez utóbbi vegyületet vártuk fő illóolaj-komponensnek. Az eltérés tisztázása további vizsgálatokat igényel. A *S. tomentosa* többi komponense más zsályakéhoz hasonló (DOBOS és mtsai 1997) és megfelel az eredeti termőhelyen gyűjtött, Bulgáriai minták összetételének (GENOVA és mtsai 1998). A felsorolt fajok közül tehát a *S. tomentosa* mutatkozik a leginkább alkalmasnak csökkent tujontartalmú illóolaj nyérésére. E balkáni eredetű növény az eredeti termőhelyén található hatóanyagszintet tudta produkálni Magyarországon is (DOBOS és mtsai 1997) és klímánk hidegebb teleit is biztonsággal átvészeli a *S. officinalis*-hoz hasonlóan. A többéves kísérletsorozat jelen állása alapján jó esélyét látjuk e növénynek hazai termesztésbe vonására, s a zsálya mellett, alternatív illóolajos növényként a számbavételére. A növénynek általunk értékelt egyéb hatóanyagai (rozmarin-, kávésav-, urzol-, oleanolsav-, flavonoid-tartalom) számottevően nem különböznek az orvosi zsályáétól (JANICSÁK és mtsai 1999, 2006, 2007, 2010, MÁTHÉ 1997, 2002, MÁTHÉ és CSEDŐ 2007, MÁTHÉ és mtsai 2007, NIKOLOVA és mtsai 2006). Ez a megállapítás vonatkozik a növény antioxidáns kapacitására is (JANICSÁK és mtsai 2010, HOHMANN és mtsai 1999, HÁZNAGY-RADNAI és mtsai 2006, ZUPKO és mtsai 2001)

Összefoglalás

A hazánkban honos *Salvia* fajok nem tartoznak az illóolajos növények közé. A leginkább használt balkáni eredetű *Salvia officinalis* L. illóolajának magas tujon (α -, β -tujon)-tartalma, a

vegyületek neurotoxikus hatása miatt a növény drogjának belső használatát korlátozza. A *S. officinalis* különböző eredetű mintáinak hazai termesztése esetén mindenkor jelentős tujontartalommal kell számolnunk. A rokonsági körbe tartozó *Salvia* szekció fajai közül a *S. lavandulifolia* Vahl. ugyan nem tartalmaz tujont, de hazai klimatikus viszonyok között biztonságosan nem termesztendő. A többi *Salvia* faj közül a *S. tomentosa* Mill. az, mely elég nagy illóolajhozammal rendelkezik és csekély tujon tartalommal, ami a gazdaságos hasznosítását lehetővé teszi. E növény kísérleti termesztésbe vonása javasolható. Célszerű azonban a kedvező tulajdonságú törzseket és a legkedvezőbb termesztési körülményeket kísérletesen megállapítani.

Köszönetnyilvánítás

Szerzők köszönetüket fejezik ki a vizsgálatokat lehetővé tevő növényállományok létrehozásáért néhai Máthé Imre akadémikusnak és néhai Dr. Miklóssy Vári Vilmos biológusnak, akik a jelen állományok kialakításához a botanikai ismereteket biztosították. Köszönettel tartoznak az OTKA alap támogatásáért (projekt száma: OTKA 43148).

Irodalom

- BRUNETON J. 1999: *Pharmacognosy Phytochemistry Medicinal Plants*. 2nd edition. Intersept Ltd. Londres, Paris, New York, 1119 pp.
- DOBOS Á., NAGY G., GENOVA E. M., MÁTHÉ I., MIKLÓSSY V. V., JANICSÁK G. 1997: Comparative analysis of *Salvia officinalis* and *S. tomentosa* essential oils. In: FRANZ CH., MÁTHÉ Á., BUCHBAUER G. (eds.): *Essential Oils Basic and Applied Research Proceedings of the 27th International Symposium on Essential Oils; 1996 September 8-11; Vienna, Austria* pp. 241-243.
- GENOVA E., DOBOS Á., MÁTHÉ I. 1998: *Salvia tomentosa* Mill.- An interesting aromatic plant from the Bulgarian flora. *Lek. Sirov.* 47 (18): 25-32.
- HÁZNAGY-RADNAI E., CZIGLE SZ., ZUPKO I., FALKAY GY., MÁTHÉ I. 2006: Comparison of antioxidant activity in enzyme-independent system of six *Salvia* species. *Fitoterapia* 77: 521-524.
- HEGNAUER R. 1966: *Chemotaxonomie der Pflanzen*. Band 4. Birkhäuser Verlag, Basel. pp. 289-346.
- HOHMANN J., ZUPKÓ I., RÉDEI D., CSÁNYI M., FALKAY GY., MÁTHÉ I., JANICSÁK G., 1999: Protective effects of the aerial parts of *Salvia officinalis*, *Melissa officinalis* and *Lavandula angustifolia* and their constituents against enzyme-dependent and enzyme-independent lipid peroxidation. *Planta Medica* 65: 576-578.
- JANICSÁK G., VERES K., KAKASY A. Z., MÁTHÉ I. 2006: Study of the oleanolic and ursolic acid contents of some species of the Lamiaceae. *Biochemical Systematics and Ecology* 34: 392-396.
- JANICSÁK G., ZUPKO I., MÁTHÉ I., HOHMANN J. 2010: Comparative study of the antioxidant activities of eleven *Salvia* species. *Natural Product Communications* 5: 227-230.
- JANICSÁK G., MÁTHÉ I., MIKLÓSSY-VÁRI V., BLUNDEN G. 1999: Comparative studies of the rosmarinic and caffeic acid contents of Lamiaceae species. *Biochemical Systematics and Ecology* 27: 733-738.
- JANICSÁK G., VERES K., KAKASY A. Z., MÁTHÉ I. 2007: Az oleánol- és ursolsav előfordulása a Lamiaceae családban. *Revista de Medicina si Farmacie – Orvosi és Gyógyszerészeti Szemle* 53 (Supplement 4.): 189-195.

- LAWRENCE B. M. 1992: Chemical components of Labiatae oils and their exploitation. In: HARLEY R. M. AND REYNOLDS T. (eds.): *Advances in Labiatae Science*. The Royal Botanical Garden, Kew, U.K. pp. 399-436.
- MÁTHÉ I. 2002: A Lamiaceae család terpenoidjainak kemotaxonómiája – avagy egy OTKA pályázat utóélete és eredményessége tizenöt év távlatából. In: SALAMON-ALBERT É. (szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón, Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére*. PTE Növénytani Tanszék, Pécs pp. 195-203.
- MÁTHÉ I. 1997: Some aspects of recent researches on *Lamiaceae* species in Hungary. *Arch farm.* 5: 395-404.
- MÁTHÉ I. JR., MIKLÓSSY V. V., MÁTHÉ Á., BERNÁTH J., OLÁH L., BLUNDEN G., PATEL A. V. 1993: Essential oil content as chemotaxonomic marker for the genus *Salvia* with reference to its variation in *Salvia officinalis* L. *Acta Horticulturae* 330: 123-132.
- MÁTHÉ I. JR., OLÁH L., MÁTHÉ Á., MIKLÓSSY V. V., BERNÁTH J., BLUNDEN G., PATEL A. V., MÁTHÉ I. 1992: Changes in the essential oil production of *Salvia officinalis* under climatic conditions of the temperate belt. *Planta Medica* 58: 680.
- MÁTHÉ I., CSEDŐ K. 2007: Chemical differences and similarities in the family Lamiaceae. *Revista de Medicina si Farmacie – Orvosi és Gyógyszerészeti Szemle* 53 (Supplement 4.): 1-14.
- MÁTHÉ I., HOHMANN J., JANICSÁK G., NAGY G., RÉDEI D. 2007: A *Salvia officinalis* és néhány rokon faj biológiailag aktív anyagainak kémiai diverzitása. *Acta Pharmaceutica Hungarica* 77: 37-45.
- MÁTHÉ I., NAGY G., DOBOS Á., MIKLÓSSY V. V., JANICSÁK G. 1997: Comparative studies of the essential oils of some species of Sect. *Salvia*. In: FRANZ CH., MÁTHÉ Á., BUCHBAUER G. (eds.): *Essential Oils: Basic and Applied Research Proceedings of the 27th International Symposium on Essential Oils*; 1996 September 8-11; Vienna, Austria pp. 244-247.
- NÉMETH T. S., NÉMETH T., MÁTHÉ I., VERES K., FARKAS Á., PAPP N., HORVÁTH GY. 2008: Orvosi zsálya leveléből nyert illóolaj gázkromatográfiás vizsgálata. *Orvostudományi Értesítő* 81: 137-138.
- NIKOLOVA M., JANICSÁK G., GENOVA E., MÁTHÉ I. 2006: Comparative analysis of external flavonoids of Bulgarian and Hungarian samples of *Salvia* species. *Acta Botanica Hungarica* 48 (3-4): 361-367.
- PH.HG VIII. 2004: *Magyar Gyógyszerkönyv. 2.*, Medicina Könyvkiadó, Budapest. pp. 2350-2354.
- ZUPKÓ I., HOHMANN J., RÉDEI D., FALKAY GY., JANICSÁK G., MÁTHÉ I. 2001: Antioxidant activity of leaves of *Salvia* species in enzyme-dependent and enzyme-independent systems of lipid peroxidation and their phenolic constituents. *Planta Medica* 67: 366-368.

A zuzmók szekunder anyagcseretermékei és biológiai hatásai

MOLNÁR KATALIN¹ ÉS FARKAS EDIT

Kivonat

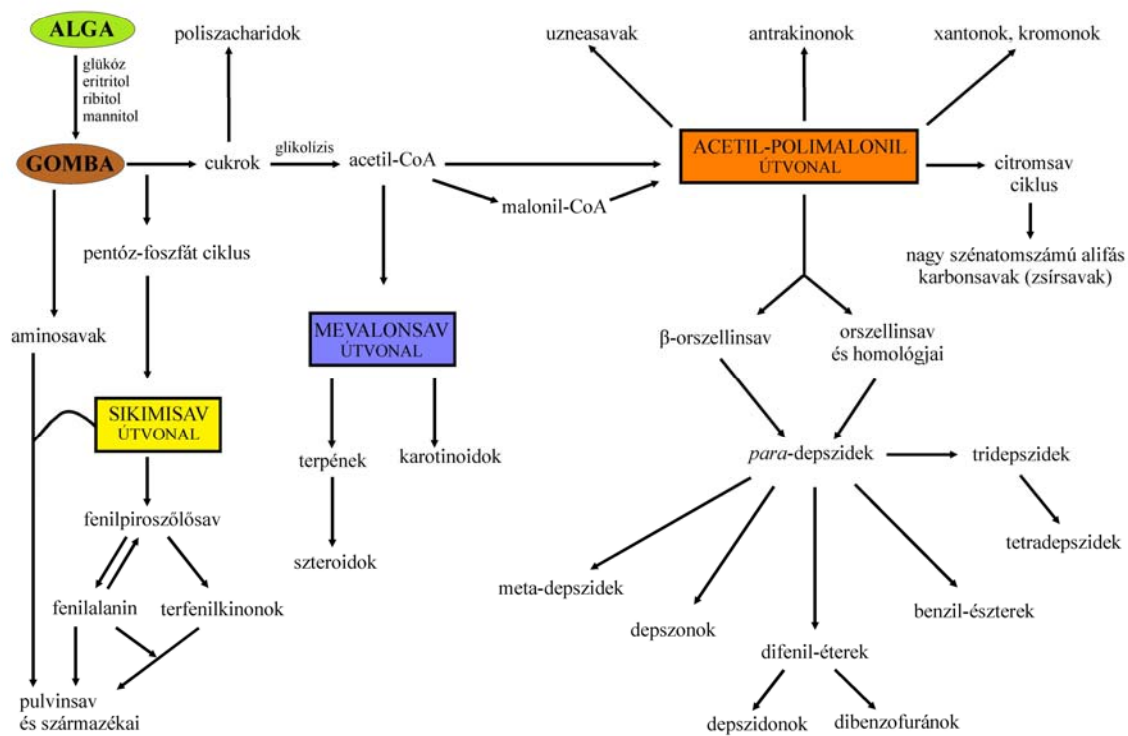
A zuzmók sokféle másodlagos anyagcsereterméket szintetizálnak, melyek legtöbbször kizárólagosan zuzmókból ismert. Ezek a gombahifák sejtfalán extracellulárisan lerakódó, kémiai igen változatos vegyületek többféle biológiai hatással rendelkeznek. Szerepet játszhatnak a növényevők, a patogének, a kompetítorok, valamint külső abiotikus tényezők, pl. a magas UV-besugárzás elleni védekezésben. Befolyásolhatják a zuzmótelep fémhántartását és levegőszennyezés-tűrését. Antioxidáns, láz- és fájdalomcsillapító hatású vegyületek is ismertek.

Bevezetés

Cikkünk széles irodalmi áttekintésen (MOLNÁR és FARKAS 2010) alapszik, a teljes hivatkozási listát ebben a közleményben szerepeltetjük.

A lichenizált gombák sokféle szekunder anyagcsereterméket (ún. zuzmóvegyületet) állítanak elő, amelyek többsége kizárólagosan a zuzmókban fordul elő. A telepben a mikobionta szintetizálja őket (ELIX 1996), és a gombafonalak külső felszínén rakódnak le apró extracelluláris kristályokként. Napjainkig kb. 1050 zuzmóanyagot azonosítottak (STOCKER-WÖRGÖTTER 2008). Az egyes zuzmóvegyületek a telep speciális részeiben találhatóak (FEIGE és LUMBSCH 1995, NYBAKKEN és GAUSLAA 2007), ami összefüggésben van a biológiai szerepükkel. Hyvärinen és mtsai (2000) szerint a szekunder anyagcseretermékek koncentrációja több faj esetében magasabb a szexuális és aszexuális reproduktív teleprészekben, mint a vegetatívokban. Ez az eloszlási mintázat összhangban van az ún. optimális védelmi elmélettel, amely szerint a fitness szempontjából legjelentősebb struktúrák kémiai védettebbek. A zuzmóvegyületek előfordulási mintázata általában taxonspecifikus, ezért széles körben használják a zuzmótaxonómiában és -szisztematikában (pl. CULBERSON 1969, HAWKSWORTH 1976, NYLANDER 1866). A zuzmók másodlagos anyagcseretermékeinek ma elfogadott osztályozása CULBERSON és ELIX (1989) nevéhez kötődik, akik a zuzmóanyagokat bioszintézisük és kémiai tulajdonságaik alapján csoportosították. A legtöbb szekunder metabolit az acetil-polimalonil anyagcsereút terméke, míg a többi a mevalonsav és a sikimisav útvonalakon képződik (**1. ábra**). A kísérletes vizsgálatoknak köszönhetően ma már viszonylag sokat tudunk ezen anyagok biológiai aktivitásáról (**2. ábra**), amelyekről összefoglaló cikkünkben számolunk be (MOLNÁR és FARKAS 2010).

¹ kmcz100@gmail.com



1. ábra. A zuzmók másodlagos anyagcseretermékeinek bioszintetikus útvonalai [ELIX és STOCKER-WÖRGÖTTER (2008) alapján módosítva].

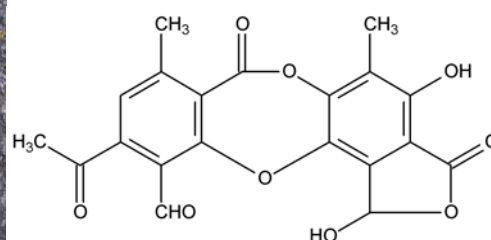


2. ábra. A zuzmók szekunder metabolitjai sokféle biológiai hatással rendelkeznek.

Szabadgyökfogók, antioxidánsok

A szabadgyökök fontos szerepet játszanak számos sejtben belüli kémiai folyamatban, azonban nem kívánt hatásai is vannak, például sejtkárosodást okozhatnak. Mivel a szintetikus antioxidánsok gyakran rákkeltőek, a természetes antioxidánsok feltárása fontos feladat. A zuzmókban sok olyan szekunder anyagcsereterméket találtak, amelyek képesek befogni a toxikus szabadgyököket, azaz erős antioxidánsok.

LUO és mtsai (2009) szerint az Antarktiszon uralkodó extrém környezeti körülmények növelik az oxidatív stressz szintjét, ezért az itt élő zuzmók nagyobb mennyiségű és magasabb antioxidáns hatással rendelkező vegyületet tartalmaznak, mint a trópusi vagy mérsékelt övi elterjedésű zuzmók. AMO de PAZ és mtsai (2010) *Xanthoparmelia camtschadalis* és *X. conspersa* (3. ábra) zuzmók metanolos kivonatai, továbbá a belőlük izolált zuzmóanyagok (szalazinsav, sztiktasav, uzneasav) antioxidáns hatásának vizsgálatával kimutatták, hogy azok csökkentik a hidrogén-peroxid-indukálta reaktív oxigén-származékok (ROS) képződését humán asztrocitákban. Az asztrociták az első védelmi vonalat jelentik az agyban a ROS- okozta neurotoxicitás ellen, így az említett anyagok felhasználhatóak lehetnek az oxidatív-károsodásokhoz kapcsolódó neurodegeneratív betegségek (pl. Alzheimer- és Parkinson-kór) gyógyászati kezelésében.



3. ábra. A *Xanthoparmelia conspersa* telepének bélrétegében a fő zuzmóanyag a β -orcinol depszidon-típusú sztiktasav, amely antioxidáns hatásánál fogva szerepet játszik az oxidatív stressz elleni védekezésben.

Zuzmóanyagok hatása a nehézfém-homeosztázisra és a levegőszennyezettség-tűrésre

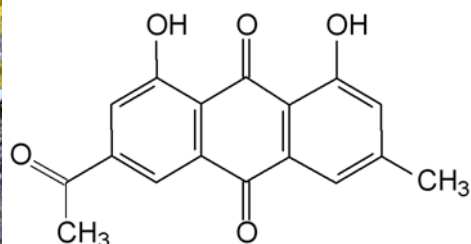
A zuzmóvegyületek érzékenyek a nehézfémekre és a levegőszennyező anyagokra, és szerepet játszhatnak a zuzmótelep fémháztartásában és szennyezés tűrésében.

BIALONSKA és DAYAN (2005) szerint az atranorin, a fizodsav és a hidroxifizodsav szintje jelentősen csökkent azokban a *Hypogymnia physodes* telepeken, amelyeket króm-, foszfor- és kénvegyületeket előállító vegyi üzem szomszédságába telepítettek. Ezzel szemben a fizodálsav szintje szignifikánsan növekedett, azt sugallva, hogy ez a komponens hatékony lehet a szennyezésstresszel szemben.

HAUCK és mtsai (2009) vizsgálataiban az uzneasav és a divarikátasav szignifikánsan növelte a Cu^{2+} ion sejtbe történő felvételét *Evernia mesomorpha* és *Ramalina menziesii* fajokban, ugyanakkor a Mn^{2+} felvételét csökkentették, ezáltal elősegítve a két faj túlélését.

Fény- és UV-védelem

A zuzmók egyik stratégiája arra, hogy védelmezzék fényérzékeny fotobiontáikat az erős fénytől és az UV-sugárzás káros hatásaitól: a fényszűrés és UV-B-védelem zuzmóanyagok által. A fényszűrés elmélete ERTL (1951) nevéhez fűződik, aki megfigyelte, hogy a felső kéregrétegben elhelyezkedő zuzmóvegyületek növelik annak átlátszatlanságát, és így csökkentik az algasejtek rétegét elérő beeső fénysugárzás mennyiségét. A fényszűrő kéregpigmentek (például parietin, uzneasav, vulpinsav) elnyelik a beeső fény nagy részét (RAO és LEBLANC 1965), ezáltal védik a fotoszintetizáló partnert a túl erős fénysugárzástól (GALLOWAY 1993, SOLHAUG és GAUSLAA 1996, ld. még FARKAS 2007) (**4. ábra**). Az UV-B-sugárzás gátolja a fotoszintézist és károsítja a DNS-t. Számos szekunder anyagcseretermék (pl. atranorin, kalicin, pinasztrisav, rizokarbonsav, uzneasav, vulpinsav) rendelkezik erős UV-abszorpciós képességgel, és ezáltal UV-B-szűrőként funkcionálhat a telepben (RUNDEL 1978, SOLHAUG és GAUSLAA 1996).



4. ábra. Az antrakinon-típusú parietin a Teloschistaceae család tagjainak, így a *Xanthoria parietina*-nak is jellemző narancsárga színű kéregpigmentje, amely védi az algapartner fotoszintetikus apparátusát az erős fénysugárzás okozta károsodásokkal szemben.

Allelopátia

A zuzmók szekunder anyagcseretermékei allelopatikus ágensként viselkedhetnek, azaz befolyásolhatják a szomszédos zuzmók, nem-lichenizált gombák, mohák és edényes növények, valamint mikroorganizmusok fejlődését és növekedését (LAWREY 1995, MACÍAS és mtsai 2007, ROMAGNI és mtsai 2004, RUNDEL 1978). A zuzmótelepek közötti versengés a fényért és élőhelyért a különféle szubsztrátumokon fontos szerepet játszik a zuzmóközösségek szerkezetének és az egyes fajok elterjedésének a meghatározásában, a zuzmóanyagok pedig szerepet játszhatnak ebben a versengésben (ARMSTRONG és WELCH 2007).

Antimikrobiális hatás

Az atranorin, fumár-protocetráriasav, giroforasav, lekanorasav, fizodsav, protocetráriasav, sztiktasav és uzneasav zuzmóanyagok antimikrobiális hatást mutattak hat baktérium és tíz gomba ellen, ezek között voltak állati-, növényi- és humánpatogének, mikotoxin termelők és

élelmiszerek romlását okozó organizmusok (RANKOVIĆ és MIŠIĆ 2008). Mivel a mikroorganizmusok rezisztenciát fejleszhetnek ki az antibiotikumokkal szemben, a gyógyszerkutatóknak újabb és újabb forrásait kell megtalálnia a hatékony antimikrobiális szereknek, és a zuzmóanyagok ehhez új bioaktív anyagokként szolgálhatnak.

Antiherbivor hatás

A zuzmók táplálékul szolgálhatnak egyes növényevők számára, pl. rovarok, atkák, csigák, azonban úgy tűnik, hogy a zuzmók legelése viszonylag ritka jelenség, feltételezhetően alacsony tápértékük, bizonyos speciális szerkezeti tulajdonságaik és a zuzmóanyagok termelése következtében (NIMIS és SKERT 2006, PÖYKKÖ és mtsai 2005). Ismeretes, hogy a szintetikus vegyszerekkel szemben a természetes növényi eredetű anyagok kevésbé ártalmas hatásúak a környezetre, ezért a zuzmóanyagok alkalmasak lehetnek új növényvédő szereknek (DAYAN és ROMAGNI 2001).

Citotoxikus, rákellenes és vírusellenes hatás

Több zuzmóanyag rendelkezik citotoxikus, antivirális vagy virucid tulajdonságokkal, és így gyógyszeralapanyagok potenciális forrásait jelenthetik.

A Human Papilloma Vírus kulcsszerepet játszhat a méhnyakrák kialakulásában. Klinikai kísérletek bizonyítják, hogy ha a sugárkezelést követően uzneasavat és cink-szulfátot is alkalmaznak, akkor jelentősen rövidebb idő alatt újjrahabosodik a kezelt terület, és a kiújulás esélye is kisebb (SCIRPA és mtsai 1999). MAYER és mtsai (2005) szerint az uzneasav csökkenti a humán emlőrák- és humán tüdőráksejtek proliferációját, anélkül, hogy a DNS-t roncsolná, így megfelelő jelöltje lehet egy új, természetes eredetű, nem-genotoxikus kemoterápiás gyógyszernek.

Allergének

A zuzmóanyagok kontakt allergének lehetnek (pl. atranorin, lobáriasav, sztiktasav). Kontakt dermatitist okozhatnak az erdőszetben és kertészetben dolgozóknál („favágók ekcémája”), továbbá szabadban töltött tevékenységek során, mint pl. tűzifavágás, vadászat, valamint olyan kozmetikumok használata során, amelyek zuzmóanyagokat tartalmaznak, pl. parfümök, borotválkozás utáni szerek, fényvédő szerek (AALTO-KORTE és mtsai 2005). Többféle bőr és légzőszervi tünetet figyeltek meg, pl. bőrpír, viszketés, hámlás, kontakt csalánkiütés, szénanátha és asztma (AALTO-KORTE és mtsai 2005, MITCHELL és CHAMPION 1965).

Láz- és fájdalomcsillapító hatás

Néhány zuzmóvegyületről kimutatták, hogy hatékony fájdalom- és lázcsillapítók, valamint gyulladáscsökkentők különféle emlős állatokban, és feltételezhető, hogy az emberi szervezetben is hatásosak lehetnek. VIJAYAKUMAR és mtsai (2000) megállapították, hogy a *Roccella montagnei* zuzmóból kivont uzneasav gyulladáscsökkentő hatást mutatott patkányokban. OKUYAMA és mtsai (1995) vizsgálatai szerint a diffraktasav és az uzneasav fájdalomcsillapító hatású eregekben, az uzneasav emellett lázcsillapító is.

Konklúzió

Napjainkig több mint 1000 zuzmóvegyületet azonosítottak, és ez a szám bizonyosan növekedni fog az újonnan leírásra kerülő (főként trópusi) fajok kémiaiájának analízisével. A

kísérletes technikák fejlődésével pedig egyre teljesebb képet kapunk a zuzmóanyagok biológiai hatásairól, és a zuzmószimbiózisban betöltött tényleges szerepükről.

Köszönetnyilvánítás

Szakirodalmi kutatásainkat az OTKA T47160 és K81232 pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

Az itt nem szereplő hivatkozott cikkek a Molnár és Farkas (2010) közleményben találhatóak.

- AMO de PAZ G., RAGGIO J., GÓMEZ-SERRANILLOS M. P., PALOMINO O. M., GONZÁLEZ-BURGOS E., CARRETERO M. E., CRESPO A. 2010: HPLC isolation of antioxidant constituents from *Xanthoparmelia* spp. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 53: 165–171.
- CULBERSON W. L. 1969: The use of chemistry in the systematics of the lichens. *Taxon* 18: 152–166.
- CULBERSON C. F., ELIX J. A. 1989: Lichen substances. In: DEY P. M., HARBORNE J. B. (eds.): *Methods in plant biochemistry, Vol. 1. Plant phenolics*. Academic Press, London, pp. 509–535.
- ELIX J. A. 1996: Biochemistry and secondary metabolites. In: NASH T. H. III (eds.): *Lichen biology*, 1st ed.. Cambridge University Press, pp. 155–180.
- ELIX J. A., STOCKER-WÖRGÖTTER E. 2008: Biochemistry and secondary metabolites. In: NASH T. H. III (eds.): *Lichen biology*, 2nd ed.. Cambridge University Press, pp. 104–133.
- FARKAS E. 2007: *Lichenológia – a zuzmók tudománya*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 193 pp.
- FEIGE G. B., LUMBSCH H. T. 1995: Some types of chemical variation in lichens. *Crypt. Bot.* 5: 31–35.
- HAWKSWORTH D. L. 1976: Lichen chemotaxonomy. In: BROWN D. H., HAWKSWORTH D. L., BAILEY R. H. (eds.): *Lichenology: progress and problems*. The Systematics Association Special Volume, No. 8, Academic Press, London and New York, pp. 139–184.
- MOLNÁR K., FARKAS E. 2010: Current results on biological activities of lichen secondary metabolites: a review. *Zeitschrift für Naturforschung* 65C: 157–173.
- NYBAKKEN L., GAUSLAA Y. 2007: Difference in secondary compounds and chlorophylls between fibrils and main stems in the lichen *Usnea longissima* suggests different functional roles. *Lichenologist* 39: 491–494.
- NYLANDER W. 1866: Circa novum in studio Lichenum critericum chemicum. *Flora* 49: 198–201.
- SCIRPA P., SCAMBIA G., MASCIULLO V., BATTAGLIA F., FOTI E., LOPEZ R., VILLA P., MALECORE M., MANCUSO S. 1999: Terapia adiuvante con un preparato a base di zinco solfato e acido usnico delle lesioni genitali da Human Papilloma Virus (HPV) dopo trattamento chirurgico distruttivo. *Minerva Ginecologica* 51: 255–260.
- STOCKER-WÖRGÖTTER E. 2008: Metabolic diversity of lichen-forming ascomycetous fungi: culturing, polyketide and shikimate metabolite production, and PKS genes. *Natural Product Reports* 25: 188–200.
- STOCKER-WÖRGÖTTER E., ELIX J. A. 2002: Secondary chemistry of cultured mycobionts: formation of a complete chemosyndrome by the lichen fungus of *Lobaria spathulata*. *Lichenologist* 34: 351–359.

Természetvédelem az olajcsúcs után

Czúcz BÁLINT¹

Kivonat

Az elmúlt évtizedekben az emberiség sokkal gyorsabb ütemben fogyasztotta szénhidrogén-készleteit, mint amilyen ütemben új lelőhelyek kerültek felfedezésre. A világ eredeti kőolajkészletének közel a fele már elfogyott. Ennek megfelelően a világ teljes olajtermelése hamarosan el fog érni egy olyan szintet, ahol a kitermelés mértéke tovább már nem fokozható. Ez a tetőzési pont az úgynevezett „olajcsúcs” („peak oil”). Az olajcsúcs elérése várhatóan az emberiségnek mind a szándékos (tájhasználat), mind az externális (szennyezés) környezet-átalakító tevékenységén mély nyomot fog hagyni. Mindez a természetvédelmi szemlélet alapvető megváltozásához vezethet, melynek során a globálisról a lokális szintre és a konzervációról a fenntartható használatra helyeződik át a hangsúly. Mivel a poszt-fosszilis társadalomban az ökológiai rendszerek állapotának és szolgáltatásainak várhatóan újra növekvő jelentősége lesz, nem mindegy, hogy hogyan sikerül átvezetnünk ökoszisztémáinkat az átalakulási folyamaton. Ehhez pedig tudatos felkészülésre van szükség.

Bevezetés

Az ökológusok már jó ideje figyelmeztetik a társadalmat, hogy az állandó növekedés egy véges bolygón előbb-utóbb korlátokba ütközik majd és így nem tekinthető jó stratégiának (MEADOWS és MTSAI 1972, EHRENFELD 2005). Az elmúlt évtizedekben tapasztalt gyors gazdasági és technikai fejlődés számos olyan környezeti mellékhatással (pl. az éghajlatváltozás vagy a biológiai sokféleség eróziója) járt, melyek jelentős kockázatot jelentenek az emberi társadalom jövőbeli jólétére, sőt fennmaradására nézve. Egy kevésbé felismert, de nem kevésbé fenyegető kockázat az olajcsúcs (peak oil), amely az olcsó fosszilis energia korszakának a végét jelenti az emberiség számára (CAMPBELL és LAHERRERE 1998). A kifejezés a kőolaj kitermelésének csúcsára utal, azaz arra az előbb utóbb elkerülhetetlenül bekövetkező pontra, amikor ennek a véges készletekben rendelkezésre álló ásványi nyersanyagnak a kitermelése többé már nem lesz tovább fokozható. Ezt a pontot, mely hozzávetőleg a készletek felének elfogyasztása körül érkezik el a kitermelés ütemének elkerülhetetlen csökkenése fogja követni, mely még változatlan kereslet mellett is az árak emelkedését eredményezi (HIRSCH 2008). Ez a világgazdaság számára a kőolajfogyasztás tekintetében (és, mint majd látni fogjuk, valószínűleg az össz-energiafogyasztás tekintetében is) a növekedés határainak elérését jelenti. Mivel jelenleg az egész társadalmunk működése a bőségesen rendelkezésre álló olcsó energia (és mindenneelőtt a kőolaj) köré épül fel, így a forrás hiánya várhatóan drámai következményekkel fog járni a teljes modern nyugati civilizációra nézve.

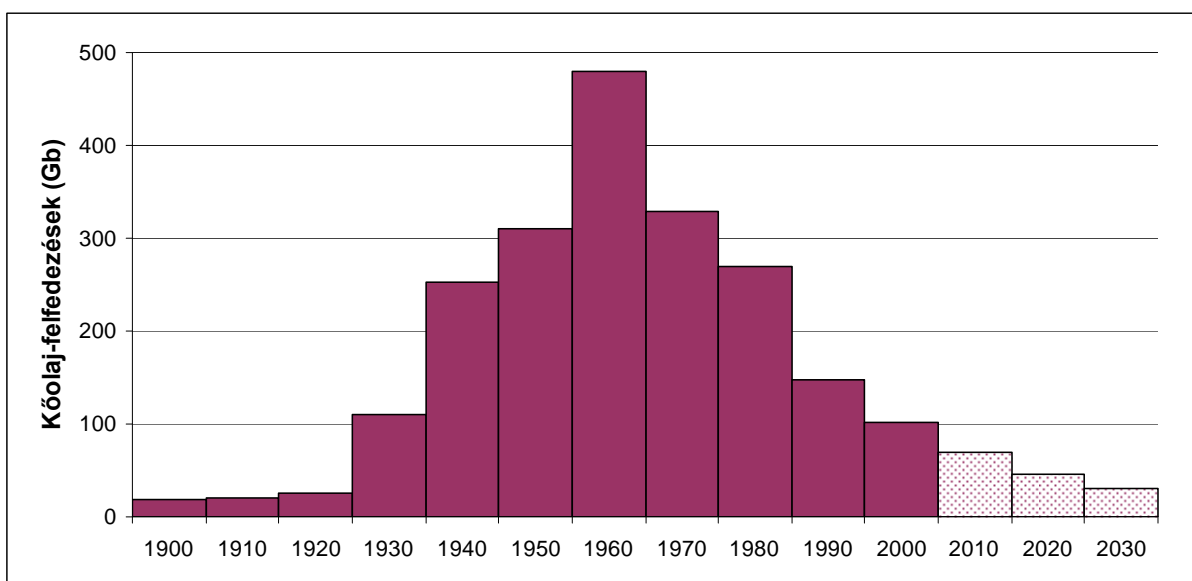
Az olajcsúcs

A legelső olajmezők még szinte közvetlenül a felszín alatt tartalmaztak jó minőségű (könnyű és „édes”) olajat, melyet szinte csak meg kellett találni és máris nagy nyomással, magától

¹ czucz@botanika.hu

ömlött az értékes folyadék a felszínre. Az elmúlt 150 év folyamán ezek a könnyen elérhető készletek már elfogytak, és a jelenlegi felfedezések már mind mélytengerekhez, sarkvidékekhez vagy egyéb kedvezőtlen adottságú helyekhez kötődnek. Még szomorúbb, hogy az egyre növekvő árak és erőfeszítések dacára az 1960-as évek eleje óta a felfedezések üteme összességében is csökkenésnek indult (CAMPBELL és LAHERRERE 1998, 1. ábra).

Egy kőolajmező kitermelése általában egy geológiailag meghatározott, többé-kevésbé harang alakú görbét követ. Ennek megfelelően a kitermelés üteme már jóval a mező teljes kimerülése előtt elkezd csökkenni. Az amerikai kőolajmezők kitermelési adatainak a tanulmányozásával M. K. Hubbert amerikai geofizikus egy olyan modellt szerkesztett, melynek segítségével 1956-ban sikeresen előre tudta jelezni az USA kontinentális kőolajmezőinek 1970-ben bekövetkezett tetőzését (HUBBERT 1956). Azóta a kőolajtermelő államok egy igen hosszú sora jutott túl saját kitermelési csúcán (WWI 2005), ami azt jelzi, hogy a globális olajcsúcs sem lehet már túlságosan messze.



1. ábra: Az elmúlt évtizedek kőolaj-felfedezései és a tendencia extrapolálása a jövőre (forrás: ASPO)

Bár az emberiség számos további energiahordozót is használ, de a kőolaj szerepe mégis kiemelkedő. A számos előnyös tulajdonsággal (pl. magas energiatartalom, könnyű kezelhetőség és szállíthatóság, viszonylag könnyű kitermelhetőség) rendelkező kőolajnak nincsenek igazán jó alternatívái (HIRSCH és mtsai 2005). A földgáz, például, egy viszonylag kézenfekvő helyettesítőnek tűnhet, de csak addig, amíg bele nem gondolunk, hogy legkésőbb néhány évtizeden belül ez a kémiaiilag hasonló, de sokkal nehezebben tárolható és szállítható energiahordozó is a kőolajéhoz hasonló jövő elé néz (ALEKLETT és CAMPBELL 2003). Más fosszilis alternatívák, mint a nem-konvencionális kőolajfélések (pl. extra nehéz kőolaj, kátrányhomok, olajpala) vagy a kőszén esetében a megfelelő nagyságrendben történő kitermelés és feldolgozás óriási környezeti problémákat okoz (és mindemellett nagy mértékben energia-igényes folyamat is) (SALAMEH 2003). Technológiai problémák és a kiváltandó kőolajmennyiség hatalmas volta miatt az atomenergia vagy a megújuló energiaforrások használhatósága is korlátozott (SALAMEH 2003, EWG 2006). A kőolaj korlátozott hozzáférhetősége a teljes emberi energia-infrastruktúra szempontjából komoly kockázatot jelent, mivel a további energiahordozók és nyersanyagok kitermelése, a feldolgozó

és szállítóhálózat fenntartása, és az alternatív energiarendszerek legyártása mind-mind nagyon sok kőolaj-alapú üzemanyagot és terméket igényel (HIRSCH és mtsai 2005)

Társadalmi-gazdasági berendezkedésünk kőolajfüggését legjobban az amerikai olajkitermelés tetőzése után kirobbant „olajválságok” tanulságai mutatják, ahol a kitermelés mindössze 5%-os megtorpanására a kőolaj ára közel négyszeresére szökött fel, amely számos fejlett gazdaságban recessziót indított el (HIRSCH 2008). Mindazonáltal, akkor még a világ számos részén álltak rendelkezésre olyan jelentős kőolajkészletek, melyek segítségével vissza lehetett térni az olcsó kőolaj korszakába. Ez a lehetőség ma már nem áll fenn. Ráadásul a világ kőolaj és energiafüggése csak fokozódott a 70-es évek óta. Példának okáért a modern amerikai mezőgazdaság és élelmiszeripar jelenlegi működése szerint minden egyes élelmiszer-kalória előállításához átlagosan 10 kalóriányi fosszilis energiát használnak el, amíg az az asztalra kerül (PFEIFFER 2006). A fosszilis szénhidrogének számos iparág (pl. műanyagipar, műtrágyagyártás, elektronika) számára nélkülözhetetlen alapanyagokat jelentenek. De legfőképpen üzemanyagként nélkülözhetetlen a kőolaj, mely jelenleg a világ teljes energiafogyasztásának a 43%-át, és a közlekedés energiaigényének 95%-át fedezi (IEA 2007).

A fosszilis energiahordozók kitermelése és felhasználása központi szerepet tölt be a modern nyugati társadalmak működésében. Ennek megfelelően a szénhidrogén-készletek méretének és kitermelhetőségének kérdésköre egyszerre tudományos és politikai kérdés is, mely egy komplex poszt-normális problémakört alkot (FUNTOWICZ és RAVETZ 1993), mely az éghajlatváltozás problémaköréhez hasonlóan egyszerre tekinthető tudományos és politikai kérdésnek. Nem csoda hát, hogy mind az olajcsúcs várható időpontja, mind pedig a várható következményei esetében erősen megoszlanak a vélemények. Amíg az állami és vállalati irányítás alatt lévő szervezetek rendszerint optimisták a rendelkezésre álló, kitermelhető készletek tekintetében, addig más, kritikusabb számítások szerint az olajcsúcs vagy az egészen közeli jövőben következik be, vagy akár már be is következett (BENTLEY és BOYLE 2008). Egy biztos: 2005 és 2008 között a világ olajkitermelése az árak folyamatos emelkedése és a jelentősebb exportáló országok ígéretei ellenére sem volt képes növekedni (gyakorlatilag konstans maradt), melyet a gazdasági válság kitörésekor egy jelentősebb visszaesés követett. A kőolaj árának emelkedése azonban több elemző szerint magának a válságnak a kialakulásában is jelentős tényező volt (HAMILTON 2009). Mindezek alapján az emberi történelem egy jelentős fordulópontjára érkeztünk, melynek várható társadalmi, gazdasági és környezeti hatásai komoly felkészülést igényelnek (HIRSCH és mtsai 2005).

Az olajcsúcs lehetséges hatásai az élővilágra

A fosszilis energiahordozók korlátozott hozzáférhetőségének minden bizonnyal sorsdöntő hatása lesz társadalmunk működésére, akár előbb, akár később következik is be a kitermelési csúcs. Mivel Földünk élővilága számára jelenleg az ember a legfontosabb környezet-alakító tényező, így az emberi tevékenységben bekövetkező változások nyilvánvalóan jelentős ökológiai következményekkel is fognak járni. És ezek az ökológiai következmények akár drámaiak is lehetnek az energiaforrásaiktól részben megfosztott emberi társadalom számára.

De mégis, milyen hatásai lehetnek az olajcsúcsnak az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra? Első megfontolásra azt gondolhatnánk, hogy a gazdaság energia-intenzitásának csökkenése egyértelmű és gyors megkönnyebbülést hozhat az emberi tevékenység káros környezeti hatásai által fenyegetett élővilág számára. A valóság azonban ennél várhatóan sokkal árnyaltabb lesz, és nagy mértékben az emberiség által az energiahányra válaszlépésként meghozott társadalmi döntésektől fog függeni. Ahol például a rövidtávú energiabiztonsági megfontolások felülírják az ökológiai és fenntarthatósági prioritásokat, ott ez hosszú távon katasztrofális környezeti következményekhez vezethet. Ilyen környezeti szempontból hosszú

távon meglehetősen problémás válaszlépés például a kanadai kátrányhomok-készletek kitermelése, mely az óriási külszíni fejtések okozta környezeti problémák mellett még, hatalmas energiafelhasználással, és így fokozott CO₂ kibocsátással is jár. Hasonló probléma számos más potenciális alkalmazkodási lépés, mint például az intenzív mezőgazdasági termesztéssel előállított bioüzemanyagok esetében is fellép.

Az olajcsúcs számos szektorban hozhatja a jelenlegi, energiaintenzív gazdálkodási gyakorlat gyökeres megváltozását, köztük a jelentős tájhasználati befolyással bíró mezőgazdaságban és erdőgazdaságban is. A helyi társadalmi sajátosságoknak és a lokális stratégiai döntéseknek megfelelően azonban e folyamat kimenetele egészen széles körben mozoghat a felhagyástól a túlhasználatig. Egyfajta általános tendenciaként elmondható az is, hogy a jelenlegi globalizációs folyamatok megfordulásával az emberi tevékenység és a társadalmi-gazdasági folyamatok sokkal lokalizáltabbakká fognak válni, aminek szintén jelentős ökológiai következményei lehetnek. Mindazokat az eddig említett mechanizmusokat, amelyeken keresztül az emberi energiahasználat változásai jelentős változásokat tudnak gyakorolni az ökológiai rendszerekre az **1. táblázatban** foglalom össze.

	Kedvező változások	Kedvezőtlen változások
Mezőgazdaság	termelés intenzitásának csökkenése	a művelt területek esetleges növekedése (pl. a „bio”üzemanyagok átmeneti térhódítása)
Erdészet	hagyományos művelési formák előtérbe kerülése	esetleges túlhasználat (pl. megnövekvő tűzifa-igény miatt)
Közlekedés és turizmus	csökkenő mobilitás és távolsági kereskedelem → kisebb inváziós (behurcolási) nyomás az alapvető szükségletek helyi megtermelése → növekvő táji diverzitás	csökkenő turisztikai jövedelmek a természetvédelem számára, a turisztikai hasznosíthatóság leértékelődése
Éghajlatváltozás (klímapolitika)	a kőolajból (és földgázból) származó CO ₂ kibocsátás csökkenése	a CO ₂ kibocsátás esetleges növekedése (a kőszénből és a nem-konvencionális szénhidrogének felhasználásából)
Természetvédelmi politika	növekvő figyelem a lokális fenntarthatóság felé	csökkenő érdeklődés a nagyskálájú problémák iránt, gyengülő nemzetközi programok és intézmények

1. táblázat: Az olajcsúcs legfontosabb várható ökológiai hatásai szektoronkénti csoportosításban (forrás: CZÚCZ és mtsai 2010)

Az ökoszisztéma szolgáltatások szempontjából még egy további fontos vetülete is van a várható változásoknak. Az elmúlt évszázadok folyamán a modern nyugati társadalmak tájhasználati folyamatosabban abba az irányba haladt, hogy maximalizálja bizonyos, a piac által különösen értékelt ellátó szolgáltatások („ökoszisztéma javak”) előállítását (MEA 2005). Mindehhez az eszközt a fosszilis energiával működtetett modern intenzív gazdálkodási technikák jelentették. Az ellátó szolgáltatások előretörésének azonban gyakran más, társadalmilag hasznos, közjavaknak tekinthető, de nem piacosítható szolgáltatások (mint pl. a megporzás, a talajmegtartás, a klímaszabályozás, vagy a tájképi szépség) háttérbe szorítása volt az ára. A modern nyugati természetvédelem (és részben a környezetvédelem is)

gyakorlatilag e piacon kívül rekedt közjavak intézményesített megóvása érdekében jött létre. Mindezek a tényezők azonban várhatóan gyökeresen megváltoznak egy alacsony energiafelhasználású társadalom esetében, és ez komoly kihatással lesz a természetvédelmi tevékenység céljára és szemléletére is. A ma jellemző felülről szervezett, egységes prioritások mentén irányított természetvédelmi tevékenység szétesésével a helyi öfenntartó közösségek fenntarthatósági célú tevékenysége válhat meghatározóvá. Ilyen folyamatokat a harmadik világ országaiban már ma is meg lehet figyelni (ROE és ELLIOTT 2005).

Kitekintés

A hanyatló olajkitermelés és a robbanásszerűen emelkedő kőolaj és földgáz-árak korszakát a társadalmi feszültségek és a gazdasági fluktuációk mellett jelentős környezeti hatások fogják kísérni. A meglegyetések elkerülése és a tudatos felkészülés érdekében előrelátó elemzésekre van szükség a várható hatások, a sérülékenység és az alkalmazkodási lehetőségek feltárása érdekében. Jóllehet az olajcsúcs a klímaváltozáshoz hasonló nagyságrendű kihívást állít az emberiség elé, mindeközéig sem a tudomány, sem a szakpolitikai döntéshozás nem foglalkozott érdemben ezzel a komplex és szerteágazó problémakörrel. Csak tudományosan megalapozott feltáró elemzésekre támaszkodó bölcs társadalmi döntések alapján reménykedhetünk egy nagyobb megrázkódtatástól mentes átmenetben a kőolaj utáni korszakba.

Irodalom

- ALEKLETT K., CAMPBELL C. J. 2003. The peak and decline of world oil and gas production. *Minerals and Energy – Raw Materials Report*, 18(1): 5-20.
- BENTLEY R., BOYLE G. 2008: Global oil production: forecasts and methodologies. *Environment and Planning B: Planning and Design* 35: 609–626.
- CAMPBELL C. J., LAHERRERE J. H. 1998: The end of cheap oil. *Scientific American* 278: 60-65.
- CZÚCZ B., GATHMAN J. P., MCPHERSON G. R. 2010: The impending peak and decline of petroleum production: an underestimated challenge for conservation of ecological integrity. *Conservation Biology* 24: 948-956.
- EHRENFELD D. 2005: The environmental limits to globalization. *Conservation Biology* 19: 318-326.
- EWG (Energy Watch Group) 2006: Uranium resources and nuclear energy. EWG-Series No. 1/2006. EWG, Berlin, 48 pp.
- FUNTOWICZ S. O., RAVETZ J. R. 1993: Science for the post-normal age. *Futures* 25: 739-755.
- HAMILTON J. D. 2009: Causes and consequences of the oil shock of 2007–08. *Brookings Papers on Economic Activity*, Spring 2009: 215–261.
- HIRSCH R. L. 2008: Mitigation of maximum world oil production: Shortage scenarios. *Energy Policy* 36: 881-889.
- HIRSCH R. L., BEZDEK R., WENDLING R. 2005: Peaking of world oil production: impacts, mitigation and risk management. Report to U.S. Dept. of Energy – Natl. Energy Technol. Lab. Science Applications International Corporation, San Diego, CA, 91 pp.
- HUBBERT M. K. 1956: *Nuclear Energy and the Fossil Fuels*. Publication No. 95. Shell Development Company, Exploration and Production Research Division, Houston, TX. 57 pp.
- IEA (International Energy Agency) 2007: *Key world energy statistics 2007*. IEA, Paris, 82 pp.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005: *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC, 160 pp.

- MEADOWS D. H., MEADOWS D. L., RANDERS J., BEHRENS W. W. 1972: *The Limits to Growth* Potomac Associates, Washington, DC, 205 pp.
- PFEIFFER D. A. 2006: *Eating Fossil Fuels: Oil, Food and the Coming Crisis in Agriculture*. New Society Publishers, Gabriola Island, BC, 144 pp.
- ROE D., ELLIOTT J. 2005: *Poverty-conservation linkages: A conceptual framework*. Poverty and Conservation Learning Group, International Institute for Environment and Development, London, UK. 12 pp.
- SALAMEH M. G. 2003: Can renewable and unconventional energy sources bridge the global energy gap in the 21st century? *Applied Energy* 75: 33-42.
- WWI (World Watch Institute) 2005: *State of the World 2005: Redefining Global Security*. Norton, NY, 107 pp.