

## A GÖDÖLLŐI-DOMBSÁG ÁLTALÁNOS BEMUTATÁSA

DEMÉNY Krisztina

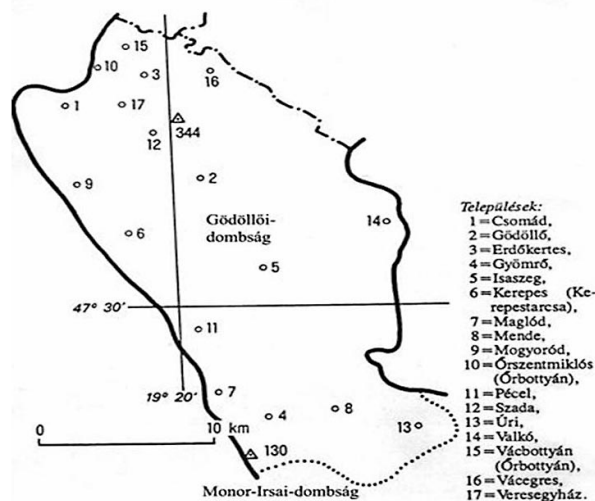
Budapesti Műszaki Főiskola Rejtő Sándor Könnnyűipari és Környezetmérnöki Kar Környezetmérnöki Intézet  
1034 Budapest, Doberdó u. 6., e-mail: demeny.krisztina@rkk.bmf.hu

**Kulcsszavak:** Gödöllői-dombság, természetföldrajz, természeti emlékek, tájalkotók, kultúrtörténeti emlékek

**Összefoglalás:** A Gödöllői-dombság a főváros közelében elhelyezkedő természeti és táji értékekben gazdag terület. A dombvidék egyes részei 1990 óta a gödöllői tájvédelmi körzet védettsége alatt állnak. Mind földtani, mind éghajlati, valamint növényföldrajzi szempontból és a talaj adottságok szerint is átmeneti jellegű vidék az alföldi és a középhegységi térszín között, köszönhetően a domborzati viszonyoknak. Változatossága megmutatkozik, abban is, hogy Magyarország egyik legerdősültebb területe, mivel királyi legelő, majd vadászterület volt. Magyarországon a táj sok helyen radikális változásokon ment keresztül az elmúlt évtizedek során. A felfokozott területhasznosítási igények következtében (pl. települések terjeszkedése, zöldmezős beruházások) a természetes környezet egyre jobban beszűkül. A társadalom igénye ugyanakkor egyre nagyobb az érintetlen környezet iránt. A Gödöllői-dombság a fővárosi agglomeráció közelségének köszönhetően egyre intenzívebb terhelés alatt áll. Gödöllőn és környékén egyre jobban érezhető a szuburbanizáció hatása, mivel már megindult a lakosság fővárosból való kiköltözése. A megnövekedett igényeknek néhány település csak úgy tud megfelelni, ha újabb és újabb területeket építenek be. Ennek eredményeként csökken a mezőgazdaságilag művelt területek aránya, ezzel szemben a beépítettség fokozódik. A területhasznosítási igények változása következtében a térszerkezet egyre tagoltabbá válik (új telkek kiosztása, autópályák építése, elaprózódó mező- vagy erdőgazdálkodás).

### Bevezetés

A Gödöllői-dombság MAROSI és SOMOGYI (1990) kistáj tipizálása szerint az Észak-magyarországi-középhegység nagytájhoz tartozik, ezen belül a Cserhát-vidék középtáj Gödöllői-Monori-dombság kistájcsoportjának északi részén helyezkedik el. Területe 550 km<sup>2</sup>, közigazgatásilag 16 település tartozik a dombvidékhez (1. ábra).



1. ábra A Gödöllői-dombság kistáj települései (MAROSI és SOMOGYI 1990)  
Figure 1. Settlements of Gödöllő Hillside (MAROSI and SOMOGYI 1990)

A kistáj 130 és 344 m közti tszf-i magasságú terület, amely DK felé fokozatosan lealacsonyodik (MAROSI és SOMOGYI 1990). Legmagasabb pontja, a Szada felett emelkedő Margita (344 m), melynek közvetlen környéke beépített kertvárosi övezet, legalacsonyabb pontja Gyömrő alatt található (130 m). Elhelyezkedése, földtani és klimatikus viszonyai alapján átmeneti zóna az Észak-magyarországi-középhegység és az Alföld között. A két nagytáj közé ékelődő önálló dombvidék.

### A földtani adottságok jellemzése

A dombvidék mélyszerkezetét a mélybe süllyedt mezozóos rögök határozzák meg (LÁNG 1967). A középidői kőzetek a dombvidék északi részéhez közel még uralják a térszínt, ezzel szemben a dombság felső harmadában csupán 2000 méteres mélységben lehet megtalálni, csak néhol bukkannak a felszínre (SZABÓ és TÓTHNÉ SURÁNYI 2003). A mai felszíni formák kialakulását a felső pliocéntól lehet számítani, ekkor a térség süllyedő szárazulat volt, zömmel dunai eredetű keresztrétegzett folyami homokkal töltődött fel, de a Kárpátokból érkező ősfolyók is hozzájárultak a feltöltődéshez (LÁNG 1967).

A terület ÉNy-i részére homokkő és kavics települt, amit az Alföld felé felső-pannoniai homokos-agyag követ, erre települ a fentebb említett Ős-Duna és mellékfolyói által lerakott folyóvízi üledék. Mindezt a pleisztocénban lösz és futóhomok borította be, a löszréteg DK felé vastagodik, egységesebb és nagyobb vastagságú, mint a Pécel-Isaszeg vonaltól északra. Ennek az egységnek a központi része emelkedett ki a legjobban, az előbb említett Pécel-Isaszeg vonaltól északra a dombvidék erősen tagolt, sakkáblaszzerűen összetöredezett és különböző mértékben emelkedett ki (MAROSI és SOMOGYI 1990).

### Éghajlati viszonyok

A térség éghajlata átmeneti, nem mondható sem alföldi jellegűnek, sem hegyvidékinek, az éghajlati elemek változatossága jellemző (LÁNG 1967). A kettősség alapvetően a dombvidék északi és déli része között figyelhető meg, ennek eredményeképpen sajátos mezoklíma alakult ki a térségben.

Az északi területek éghajlata mérsékelten hűvös – mérsékelten száraz, míg a déli 200 méter alatt fekvő területek klímája mérsékelten meleg – mérsékelten száraz. Az évi középhőmérséklet északon 9,5–9,7 °C, délen 9,7–10,0 °C. Az évi napfénytartam 1950 óra körül van, északon ez alatt, míg délen e feletti értékek tapasztalhatóak. Az évi csapadék mennyisége 600 mm (MAROSI és SOMOGYI 1990).

A térség legcsapadékosabb része a Gödöllő–Bag–Kistarcsa–Budapest–Rákospalota–Isaszeg–Pécel által határolt terület, míg a Monor–Zsámbok–Veresegyháza által határolt térség a legszárazabb az 50 éves csapadékadatok alapján. A legtöbb csapadék nyár elején hullik, amikor csekély a talaj fedettsége a szántóföldi kultúrák esetében, ezért jelentős eróziós károk alakulhatnak ki (SZABÓ és TÓTHNÉ SURÁNYI 2003).

### Vízrajz

A térség sűrű völgyhálózattal rendelkezik, a völgyek azonban szárazak vagy időszakosan szállítanak vizet, a vízfolyások vízjárása ingadozó, oka a felszínt nagy vastagságban fedő vizet áteresztő kőzetek (LÁNG 1967).

A dombvidék érdekessége, hogy vízválasztóként működik, legmagasabb pontjától – Margitától (344 m) – kiindulva, az isaszegi Kálvária hegyen, a péceli Bajtemetésen, a gombai Várhegyen keresztül Albertirsáig nyúló fő vonulata a vízválasztó. E vonaltól nyugatra a Dunába, keletre pedig a Tiszába tartanak a vízfolyások (HTTP1). A dombvidék vízgyűjtője a Duna bal parti patakjaira (Gombás-, a Sződ-Rákos-, a Mogyoródi-, a Szilas- és a Rákos-patak), a Galga jobb oldali vizeire (a Sósi-, a Némedi- és az Egres-patak) (VONA et al. 2005, 2006), illetve a Felső-Tápió forrásvidékére terjed ki. A vízfolyások vize többségében szennyezett, komoly gondot jelent vízminőségük megőrzése (MAROSI és SOMOGYI 1990). A térség meghatározó vízfolyása a Rákos-patak, vízgyűjtőterülete 152 km<sup>2</sup>, a patak hossza 37,5 km. A patak főága Gödöllőtől É-ÉNY-ra a Felső-Öreg-hegy és a Szabadi-hegy között ered. A patak vizét több helyen már régóta túvá duzzasztották (LÁNG 1967).

A kistáj területén számos tározó, mesterséges tó található, legnagyobb az Isaszegi-tó (16 ha) (MAROSI és SOMOGYI 1990). A Rákos-patak mentén valójában egy tórendszerrel beszélhetünk. A Gödöllő-Isaszegi tórendszer egyes csoportosításokban 10, más csoportosítások szerint 12 tóból áll. A Szent István Egyetemen végzett vizsgálat alapján a tavak öt tájökológiai egységbe sorolhatóak. Az első három tájökológiai egység erősen antropogén hatást tükröző horgásztó (1–9. tóig). A 10. tó egy önálló egységet képvisel, átmenet a tőzegbánya tavak és az épített tározók között. Az ötödik egység tavai (11–12. tó) a tőzegbányászat maradványtavai (KOMÁROMINÉ és BARDÓCZYNÉ 2006, FALUSI és PENKSZA 2006).

## Növényzet

A térség, mint hegylábi-dombvidéki régióink általában már az őskor óta lakott terület, ezért az erdőhasználat már nagyon korán megkezdődött. A korai fakitermelés következtében ma már ritkák a természetközeli erdők (FEKETE és VARGA 2006).

Jelenleg a dombvidék az ország egyik legerdősültebb területe (3. ábra). A tájra egyfelől jellemző az erdőterületek dominanciája, másfelől pedig az erdőtársulások élénk mozaikossága.

A mai erdőkép kialakulásában jelentős szerepe volt az évszázadokon át tartó erdőhasználatnak is, ugyanis a terület évszázadokon át királyi, illetve a kormány vadászterületeként elsősorban a vadgazdálkodás érdekeit szolgálta. Ezért az erdőhasználat változatos volt.

Az 1700-as években a dombság összefüggő, helyenként ligetes erdősséggel tagolt zárt erdőssége a Grassalkovich és Eszterházy család birtokában volt, a környező települések lakói az erdők fái között, cserjésekben és tisztásokon legeltettek, településenként 200–300 szarvasmarhát. Az erdőspuszták és fás legelők ekkor elsősorban még a lakosság állattartási igényeit szolgálták.

Az 1800-as évek elejére a kisparaszti legeltetés egyre inkább háttérbe szorult az uradalmi vadászati és legeltetési érdekekkel szemben, azért, hogy növeljék bevételüket, nagy erdőterületeket vágtek ki, a kivágott tölgyesek felújítására viszont már nem fordítottak gondot. Az 1800-as évek végén az erdőállomány zömét zárt és ligetes tölgyesek alkották, melyek mára teljesen eltűntek. A korábban hosszán tartó legeltetés hatására a talajtakaró elvékonyodott, felszínre került a futóhomok, a talaj vízgazdálkodása romlott.



2. ábra Vízmosság Isaszegen  
Figure 2. Gully in Isaszeg

Az 1900-as évek elejére a legeltetést felváltotta a vadászat évente több száz hektár erdőt vágta ki. Az újraerdősítések legkönnyebben csak tájjidegen fajokkal voltak megvalósíthatóak, ezért akácát, fekete diót, bálványfát, fekete fenyőt ültettek (FEKETE és VARGA 2006).

A térség potenciális eredeti erdőtársulásai a molyhos és cseres tölgyesek (*Quercetum pubescenti-cerris*); molyhos kocsánytalan tölgyesek (*Quercetum pubescenti-petraeae*); a pusztai, valamint gyöngyvirágos tölgyesek (*Festuco-Quercetum roboris*, *Convallario-Quercetum roboris*). Nyílt társulások között homokpusztai gyepek (*Festucetum vaginatae danubiale*) és a zárt homokpusztai rétek (*Astragalo-Festucetum sulcatae danubiale*) a jellemzőek (MAROSI és SOMOGYI 1990, PINTÉR et al. 1999., PENKSZA és SZERDAHELYI 2001., FALUSI et al. 2006., PENKSZA et al. 2007.). A degradált gyepekben a *Festuca pseudovaginata* gyepei is megtalálhatók (PENKSZA 2003a, 2003b, PENKSZA et al. 2007).

A medencékben hársas-tölgyes volt jellemző (*Dictamno Tiliatum Cordatae*) (FEKETE 1965), ma már csak Gödöllőnél fordul elő. A patak nélküli, mélyen bevágódott völgyekben gyertyános tölgyesek (*Quercus petraeae-Carpinetum*), a szárazabb déli lejtőkön a mézskedvelő tölgyesek (*Corno-Quercetum*) jellemzőek. A vízi, mocsári és lápi társulások is elterjedtek a források és tavak mentén (LÁNG 1967).

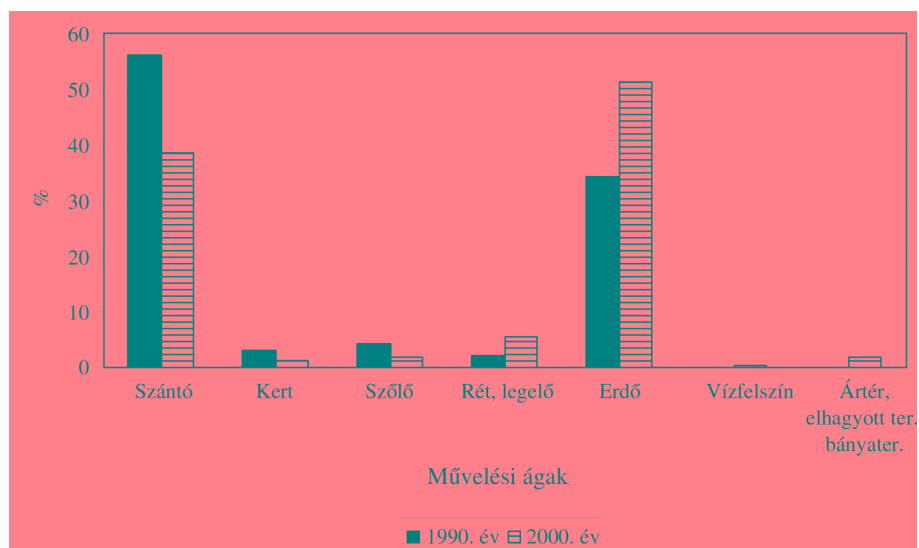
### Talajviszonyok

A terület talajviszonyai a földtani, éghajlati adottságoknak megfelelően sok átmeneti sajátosságot mutatnak az Észak-magyarországi-középhegység és az Alföld között.

A dombság nagyobbik részén a talajok alapkőzete lösz, valamint homok, illetve sok helyen a lösz keveredett a homokkal, ott löszös homokon indult meg a talajképződés. A kistáj uralkodó talajtípusai az egykori és a mostani erdőkben is az erdőtalajok, nagyobbrészt barna és rozsdabarna erdőtalajok. Az uralkodó erdőtalajok mellett sok átmeneti szelvény jellemző löszön, homokos löszön kialakult talajok esetén, régóta szántóföldi művelés alatt álló területeken. Kisebb területet foglalnak el a mélyebb fekvő területek réti talajai.

Eredeti, ép szelvény csak kis területen figyelhető meg, ennek oka az intenzív erózió, a táj Magyarország egyik legerodáltabb területe. Az erózió hatására nagy területen az eredeti erdőtalajok „A” és „B” szintje lekopott, ezért a felszínre a lösz került (STEFANOVITS 1956). A talajerózió a Gödöllői-dombvidék északi részén, a Vácegres–Gödöllő–Pécel–Mende vonalon igen erős. A vonalas erózió is nagy területen fellép (LÁNG 1967), amin belül az árkos erózió is gyakori (2. ábra).

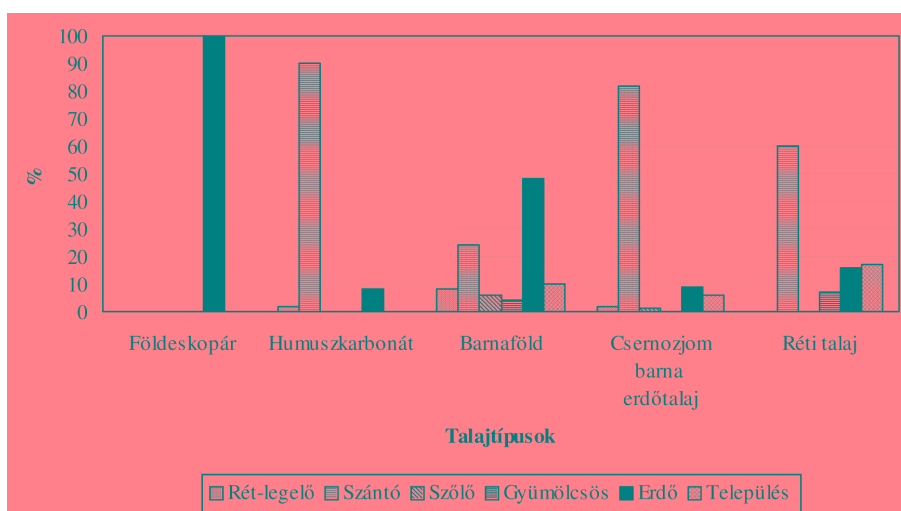
A térség jelentős része szántóföldi művelés alatt áll, ugyanakkor az erdős területek aránya kiemelkedően magas, az országos átlag feletti. A szántóföldi művelés alatt álló területeken a talajerózió veszélye fokozottan jelentkezik. A területhasznosítás a gazdaság átalakulásával párhuzamosan változott az 1990-es években (3. ábra).



3. ábra A Gödöllői-dombság területének művelési ágak szerinti megoszlása 1990 és 2000 között (MAROSI és SOMOGYI 1990, KSH 2000)

Figure 3. The division of Gödöllő Hillside according to agricultural activities between 1990–2000 (MAROSI and SOMOGYI 1990, KSH 2000)

A dombság 96%-án erdőtalajok jellemzőek. A barnaföldeknek kb. a felén erdő, a csernozjom barna erdőtalajok 82%-án szántó található (4. ábra).



4. ábra A Gödöllői-dombság művelési ág szerinti megoszlása a talajtípusok függvényében (MAROSI és SOMOGYI 1990)

Figure 4. The division of Gödöllő Hillside according to agricultural activities with respect to soil types (MAROSI and SOMOGYI 1990)

A réti talajok alárendeltebb szerepet játszanak, az összterület csupán 2%-át borítják, de 60%-ban szántóként hasznosulnak.

### Természeti értékei

A Gödöllői-dombság szívében a környezetvédelmi miniszter 4/1990. (VI. 18.) KöM rendelete értelmében hozták létre a Gödöllői Dombvidék Tájvédelmi Körzetet. A dombvidék és a tájvédelmi körzet határa nem fedi egymást. A tájvédelmi körzet nyolc település határát érinti. A terület természeti (Fóti Somlyó Természetvédelmi Terület, Gödöllői Királyi Kastélypark Természetvédelmi Terület) és kultúrtörténeti (Babat-pusztai Istállókastély, máriabesnyői templom, isaszegi történelmi emlékhely) értékekben való gazdagságának köszönheti védettségét.

A tájvédelmi körzet közel 12000 hektáron terül el. A dombvidék átmenti jellegének köszönhetően kialakult mezoklímá eredménye, hogy egyedülálló vegetáció alakult ki a területen. Két erdőtársulást is innen írtak le: a gyertyánelegyes mezei juharos-tölgyest (*Acer campestri-Quercetum robiris*) és a kislevelű hársas-tölgyest (*Dictamnno-Tilietum cordatae*). Ezen erdők a hűvös kontinentális erdősztyepp vegetáció képviselői, melyek az országban másol nem vagy csak egy-két helyen találhatóak meg.

A térség növény- és állatvilága gazdag- és sokrétű. Előfordulnak a középhegységekben gyakori fajok, mint a bükk (*Fagus sylvatica*), a hamvas éger (*Alnus incana*), a jankatarsóka (*Thlaspi jankae*), a szentlászló tárnics (*Gentiana cruciata*), sárgaárvacsalán (*Galeobdolon luteum*), a magyar bogáncs (*Carduus collinus*), a magyar repcesény

(*Erysimum odoratum*). Megtaláljuk a pannon alföld jellegzetes képviselőit is, pl. a homoki kikerics (Colchicum arenarium), a kései szegfűt (*Dianthus serotinus*), a báránypirosítót (*Alkanna tinctoria*). A terület zártságának köszönhetően vadállománya igen gazdag, leginkább azonban madárvilága ismert. Kiemelkedő a darázsölyv (*Pernis apivorus*), a holló (*Corvus corax*), a fekete harkály (*Dryocopus martius*), a jégmadár (*Alcedo atthis*), a gyurgyalag (*Merops apiaster*) és a kabasólyom (*Falco subbuteo*) (HTTP1).

A Gödöllői Dombvidék TK természeti értékeiről (növényzete, madár- és állatvilága) elmondható, hogy széleskörűen feltárt. SZÉNÁSI (1999a, b) a TK patakparti vegetációját és madárvilágát jellemezte; KISS (1997) a terület kételtű és hulló fajainak felmérését készítette el, BARTHA et al. (1991) a térség száraz gyepterületeinek ökológiai állapotfelmérését végezte el.

A területen két természetvédelmi területet hoztak létre. A dombvidék szegélyén „emelkedik” a Fóti-Somlyó, mely 1953 óta védett, területe 282 ha. Földtani felépítését tekintve igen változatos terület: piroxénandezit-tufa, mészkő, valamint löszös és homokos pannon üledék építi fel (HTTP2). A Fóti-Somlyó jó példa az alföldi és a középhegységi vegetáció találkozására. Délnyugati lankásabb oldalán homoki vegetáció figyelhető meg, ezt sziklai és lejtősztyepp vegetáció követi. Az északi, meredekebb lejtőn a középhegységi vegetációt a cseres tölgyesek, az alföldi vegetációt a tatárjuharos löszölgyesek képviselik (FEKETE és VARGA 2006). A Somlyó területén valaha a fokozottan védett déli sárkányfű is előfordult, de mára már kipusztult. Ugyanakkor magas a pannon, a pontusi és a szubmediterrán fajok száma. Geológiai és botanikai értékei mellett állatvilága is különleges figyelmet érdemel, különös tekintettel lepke állományának fajgazdagságára, több ritka lepke faj is megtalálható a Fóti-Somlyón. 1962-ben Szalkay József 650 nagylepke faj előfordulását rögzítette. A Frivaldszky Imre által balkáni expedíciója során leírt pontusi lepkefajnak, a fokozottan védett (eszmei értéke 100 000 Ft) zefír vagy fóti boglárkának (*Plebejus sephirus*) ez a legjelentősebb hazai lelőhelye. A Somlyón kívül csak Bulgária egyes vidékein található meg. Ritkaságnak számít a melegkedvelő, szubmediterrán zörgőlepke (*Rileyana fovea*) is. Továbbá a zoológiai értékek között megemlíthető, hogy a területen előfordul a pusztuló pannon gyík (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) is.

A térség természeti értékekben való gazdagsága mellett ugyanakkor a veszélyeztető tényezőket is számba kell venni. Problémát jelent az intenzív mezőgazdasági művelés, az erdők helyét mezőgazdasági tevékenység váltotta fel. A korábbi erdősítéseket tájidegen fajokkal (akác, bálványfa, fekete fenyő) oldották meg, a táj mikroklímájának megváltoztatása számos lepkefaj eltűnéséhez vezetett, néhány éve megkezdték a tájidegen fajok cseréjét. (HTTP2).

A Fóti-Somlyó sajátos természeti értékeinek megismerését segíti a 2003 májusára elkészült Fóti-Somlyó tanösvény. A tanösvény 3500 méter hosszú, 11 állomása van, a bejárást ismertető füzet segíti (HTTP3).

Gödöllő város szívében a környezetvédelmi és területfejlesztési miniszter 7/1998. (III. 18.) KTM rendelete értelmében hozták létre a Gödöllői Királyi Kastélypark Természetvédelmi Területet. A város jellegzetes és meghatározó tájképi eleme. A kastély és a park rekonstrukciója 1990-ben kezdődött, jelenleg is tart. A park kultúrtörténeti, tájképi értékei mellett zoológiai és botanikai értékekben is gazdag. Építészeti érték a még romos kerti pavilon és a már felújított pálmaház. Kultúrtörténeti szempontból meghatározó a

különböző parképítési „divatok”, melyek nyomai ma is láthatóak. Botanikai értékek közül a több száz éves fák (óriás mamutfenyő, erdei fenyő, páfrányfenyő, japán akác, valamint a kettős fehér vadgesztenyefasor) emelhetők ki. A kastély és a park gazdag természeti értékei mellett, meg kell még említeni idegenforgalmi vonzerejét is, ami az egyik leglátogatottabb történelmi emlékhely (HTTP2).

A természetvédelmi területek mellett egy sajátos természetvédelmi kategória, erdőrezervátum is található a területen. Az erdőrezervátum kialakítását mindenkor miniszteri rendeletben szabályozzák. A rezervátum két zónából áll: magterület és védőzóna. Az erdőrezervátumok magterülete fokozottan védett terület a természetvédelmi törvény szerint, a védőzóna pedig védett terület. 2000-ben a környezetvédelmi miniszter 14/2000. (VI. 26) KöM rendelete szerint létrehozták a Gödöllői Dombvidék Tájvédelmi Körzeten belül a 155,5 ha kiterjedésű (magterülete 44,5 ha, a védőzóna 111,0 ha) Nagy-Istrázsa-hegy Erdőrezervátumot, mely a kijelölt 63 erdőrezervátum egyike (HTTP4). A rezervátum unikális társulásai a gyertyánelegyes mezei juharos-tölgyes (*Acer campestri-Quercetum robiris*) és a kislevelű hársas-tölgyes (*Dictamnno-Tilietum cordatae*). A teljes állományt tekintve az erdőrezervátum 40%-a mezei juharos-tölgyes (*Acer campestri-Quercetum robiris*), 30%-a telepített erdő, 13%-a gyertyános-tölgyes (*Quercus petraeae-Carpinetum*), 15%-a melegkedvelő tölgyes (*Corno-Quercetum pubescenti-petraeae*), 1,5%-a vadföld és 0,5%-a pionír erdő (CZÖVEK 2007). Az erdőrezervátum kiterjedésére vonatkozóan már 2000-ben módosítási javaslatok születettek (CSÁKY 2000), amelyet akkor nem vettek figyelembe. A Szent István Egyetemen végzett erdő természetességi vizsgálat újra rávilágított a 2000-ben javasolt módosítások szükségességére. Megállapítást nyert, hogy az erdőrezervátum határai nincsenek megfelelően kialakítva (CZÖVEK 2007).

### **Kultúrtörténeti értékei**

A Gödöllői-dombság nevének említésekor általában a névadó város, és a város talán legismertebb, a város életét évszázadokon keresztül meghatározó Grassalkovich dinasztia uradalma jut az emberek eszébe. A térség azonban számos kiemelkedő táji értékkel rendelkezik.

A térség már az őskor óta lakott terület, évezredekre visszamenőleg megtalálhatók az emberi tevékenység nyomai. Ennek az emléket őrzi a valkói erdőben ma is jól látható hajdani szarmata-római védvonal „nyomai”, a „Csörsz árka”maradványai. E mellett földvárak, sáncok, kolostorok, és templomok maradványait rejti a védett terület (péceli Vár-hegy, valkói Szent Pál-hegy, kerepesi Kálvária stb.) (MIKLÓS 1982). Az Ördög-vagy Csörsz-árokknak nevezett sáncárokrendszer a kutatók számára régóta ismert. A sáncok Dunakeszi–Göd térségéből indulnak ki, és végigfutnak a Duna-Tisza-közén, majd a Tiszántúlon délre fordulnak, és Debrecent átszelve nagyjából egyenesen tartanak az Al-Dunáig. A sáncrendszer azonban nem egy védelmi vonalból áll, hanem több helyen egymással párhuzamosan futó sáncárokrendszerekből. Keletkezésének körülményeit azonban még ma is vitatják a szakemberek. Az árok a Gödöllői-dombság területén is jól kivehető. Légifelvételeken még a mezőgazdaságilag művelt területeken is látható. Az árok régészeti kutatása az 1960-as években kezdődött és a mai napig tart. A régészeti ásatások mellett a gödöllői Szent István Egyetem, Térinformatikai tanszékén folynak környezetrekonstrukciós és térképezési munkálatok az árok gödöllői szakaszával kapcsolatban.



A térség híres búcsújáróhelye a máriabesnyői templom, zarándokok ezreit a templom építéskor 1759-ben, különleges körülmények között talált Mária szobor vonzza. Néprajzi nevezetessége a kegyhely felé vezető úton található ún. „képes fák”, az öreg fákra a hívők szentképeket erősítettek. Babat-pusztán található az ún. Istállókastély, az 1820-ban klasszicizáló stílusban átépített kastély az elbeszélések szerint az egyik tüdőbeteg Grassalkovich lány gyógyítására szolgált, a kastélyban lévő juhistálló jótékony levegője révén. A kultúrtörténeti értékek közül kiemelhető még az isaszegi csata emlékműve, mely az 1848–1949-es forradalom és szabadságharc győztes csatájának állít emléket (HTTP2). Az emlékműtől (5. ábra) nem messze áll Isaszeg másik nevezetessége, a XII. században épült román stílusú öregtemplom (6. ábra), melyet a XV. században gótikus, a XVIII. században barokk stílusban építettek át. A templom ma műemléki védeltséget élvez.



5. ábra Az isaszegi csata (1849. április 6.) emlékműve  
 Figure 5. Monument of the Isaszeg battle (6<sup>th</sup> of April, 1849)



6. ábra Isaszeg középkori temploma  
 Figure 6. Medieval church of Isaszeg

A fentiekben röviden bemutatott természeti és táji (kultúrtörténeti) értékek feltárásában, megőrzésében és védelmében az állami szervezetek mellett kiemelkedő szerepet játszanak a térség civil szervezetei is. A civil szervezetek jelentős szerepet vállalnak a környezet- és természetvédelmi kérdések megoldásában.

### Irodalom

- BARTHA S., LENDVAI G., MOLNÁR E. 1991: A Gödöllői-dombvidék TK száraz gyepterületeinek bejárása, előzetes ökológiai állapotfelmérése és fiziognómiai minősítése. Magyar Madártani Egyesület. Budapest.
- CZÖVEK E. 2007: A Gödöllő, Nagy-Istrázsa-hegy erdőrezervátum természetességi vizsgálata. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- CSÁKY P. 2000: Országos Erdőrezervátum Program, hosszútávú fenntartási tervek, Nagy Istrázsa-hegy. Kézirat. Gödöllő.
- FALUSI E., PENKSZA K. 2006: Folyóvízi vegetációtérképezési módszer az EU Víz Keretirányelvnek tükrében. Tájökológiai Lapok 4: 233–240.
- FALUSI E., PENKSZA K., VONA M., MALATINSZKY Á., CENTERI CS., HELFRICH T. 2006: Signs of Environmental Change as Reflected by Soil and Vegetation on Semi-arid Sandy Areas in the Carpathian Basin. Water Management and Soil Conservation in Semi-Arid Environments. Marrakech, Morocco, May 14–19, 2006 (ISCO 2006). [CD:\7 Soil Degradation & Global Environments\Poster\T7P-Falusi-Environmental Changes-Hungary.pdf].
- FEKETE G. 1965: A gödöllői dombvidék erdővegetációja (Die Waldvegetation im Gödöllőerhügelland), Akadémia kiadó, Budapest.
- FEKETE G., VARGA Z. (szerk) 2006: Magyarország tájainak növényzete és állatvilága. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.
- KISS I. 1997: Kétlábú és hulló fajok felmérése a Gödöllői Dombvidék TK vizes élőhelyein. GATE Állattani és Ökológiai Tanszék, Gödöllő.
- KOMÁROMINÉ K. M., BARDÓCZYNÉ SZ. E. 2006: Tájökológiai-hidrológiai terepi vizsgálati módszerek alkalmazhatósága a Rákos-patak Gödöllő-Isaszegi törendszere példáján (metodikai kérdések). Tájökológiai Lapok 4: 249–253.
- KOVÁCS M. 1955: A Gödöllő-Máriabesnyő környéki rétek botanikai felvételezése ökológiai és gazdasági szempontok figyelembevételével. Agrártudományi Egyetem Agronom. Kar Kiadv. 1: 1–24.
- KOVÁCS M. 1957: A nógrádi flórajárás Magnocaricion társulásai. Bot. Közlem. 47: 135–155.
- KOVÁCS M. 1962: Die Moorwiesen Ungarns. Magyarország láprétegei. Akadémia Kiadó, Budapest.
- KSH 2000: Földhasználat Magyarországon a 2000. évben – településor adatok. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.
- LÁNG S. 1967: A Cserhát természeti földrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- MIKLÓS Zs. 1982: A Gödöllői-dombvidék várai. In: ASZTALOS I. (szerk.): Múzeumi Füzetek 21. szám. Petőfi Múzeum, Aszód.
- PENKSZA K., 2003a: *Festuca pseudovaginata*, a new species from sandy areas of the Carpathian Basin. Acta Bot. Hung. 45: 356–372.
- PENKSZA K. 2003b: A Kárpát-medence központi homokterületeinek *Festuca* fajai. III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Előadások összefoglalói pp. 381–385.
- PENKSZA K., VONA M., MALATINSZKY Á., CSONTOS P., CENTERI CS. 2007: Kárpát-medence középső homoki területén kialakult *Festuca pseudovaginata* gyepek cönológiai és talajtani vizsgálatai. V. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 377–384.
- PENKSZA K., SZERDAHELYI T. 2001: Néhány magyarországi *Festuca* faj taxonómiai kutatás; és a *Colchicum arenarium* W. et K. előfordulása a Gödöllői-dombvidéken. In: BORHIDI A., BOTTA D. Z. (szerk.): Ökológia az ezredfordulón III. Magyar Tudományos Akadémia, pp. 105–111.
- PINTÉR B., BRATEK Z., CSÁKY P., SZERDAHELYI T., S. TABA E., PENKSZA K. 1999: Adatok a Gödöllői-dombság flórajához és vegetációjához. Bot. Közlem. 86–87: 235–236.
- STEFANOVITS P. 1956: Magyarország talajai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- SZABÓ L., TÓTHNÉ SURÁNYI K. 2003: A Gödöllői-Monori dombság természetföldrajzi viszonyai és a termőföldvédelem. In: CSORBA P. (szerk.): Környezetvédelmi Mozaikok, tiszteletkötet Dr. Kerényi Attila 60. születésnapjára. Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen. pp. 230–242.
- SZÉNÁSI V. 1999a: A Gödöllői-dombság TK madárvilága.
- SZÉNÁSI V. 1999b: A Gödöllői-dombság TK patakmenti vegetációjának botanikai állapotfelmérése.
- VONA M., CENTERI CS., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., HELFRICH T. 2005: A talajtani és eróziós viszonyok jellemzése Galga menti láprét környezetében. Erdei Ferenc III. Tudományos Konferencia, Kecskemét, pp. 1087–1091.
- VONA M., PENKSZA K., KRSTÓF D., HELFRICH T., CENTERI CS. 2006: A galgahévízi láprét felszínborítási viszonyainak változása légifotók elemzése alapján. Tájékológiai Lapok 4: 407–416.
- HTTP1: <http://www.cuma.hu/szakkor/homepage/szakkor/tajkorzet1.html>
- HTTP2: [http://www.dinpi.hu/index.php?pg=menu\\_763/és/766/és/749](http://www.dinpi.hu/index.php?pg=menu_763/és/766/és/749)
- HTTP3: [http://www.greenfo.hu/hirek/print\\_hirek\\_item.php?hir=4533&PHPSESSID=4b0d7174307a58b13bae41b91eb999c7](http://www.greenfo.hu/hirek/print_hirek_item.php?hir=4533&PHPSESSID=4b0d7174307a58b13bae41b91eb999c7)
- HTT4: [http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/downloads/biomon/RENDELETEK2.doc](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/downloads/biomon/RENDELETEK2.doc)

## GENERAL DESCRIPTION OF THE GÖDÖLLŐ HILLSIDE

K. DEMÉNY

Budapest Tech Rejtő Sándor Faculty of Light Industry and Environmental Protection Engineering  
H-1034 Budapest, Doberdó u. 6., e-mail: demeny.krisztina@rkk.bmf.hu

**Keywords:** Gödöllő Hillside, physical geography, natural monuments, landscape elements, cultural monuments

The Gödöllő Hillside, near the capital of Hungary, is rich both in natural and landscape values. Some parts of the region have belonged to a landscape protection area since 1990. Thanks to the characteristics of the relief, this area accounts for a transitory region between a plain terrain and that of mountain ranges of medium heights due to geological, climatic, botanical, and soil features. Its diversity is present not only in physical but also in cultural geography since this area used to be one of Hungary's most densely covered woodlands, a royal pasture and a hunting area. The landscape of Hungary has changed radically in the past decades. As a result of increasing need for land (spreading of residential areas, greenfield investments etc.) the natural environment has been diminishing. On the other hand, the need of society for intact areas has increased, too. The Gödöllő Hillside bears big environmental stress because it is situated close to the Budapest agglomeration. In the recent years, the effects of suburbanisation manifest more significantly since the population has already started moving out of the capital city. The need for establishing new residential areas grew while cultivated lands are shrinking. Due to land use changes (new roads, houses, less agriculture and silviculture) the spatial structure becomes more and more fragmented.

## A HAZAI URBÁNUS TÉRSÉGEK ÉS A REKREÁCIÓS TEREK ÖSSZEFÜGGÉSEI

HEGEDŰS Veronika

Pécsi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola  
7624, Pécs Ifjúság útja 6., e-mail: hegevera@freemail.hu

**Kulcsszavak:** rekreáció, urbanizáció, urbánus terek, idegenforgalmi terek, rekreációs terek

**Összefoglalás:** A magyarországi urbánus tereket a bennük lejátszódó sajátos földrajzi folyamatok határozzák meg, jelentős területi eltéréseket eredményezve. A sajátosságok egyaránt adódnak a településszerkezet – történelem során bekövetkezett – változásaiból, a gazdasági, infrastrukturális és környezeti adottságokból és a társadalmi jellemvonásokból. Az urbánus terekben ezek a tényezők a „modernizált” életkörülmények kiteljesedését eredményezték. Ennek a folyamatnak a rekreációs terek és tevékenységek egyre fontosabb elemét képezik. Az urbánus terek területi különbségeihez igazodva a szabadidős terek megjelenési formái is jelentős eltéréseket mutatnak. A Dunántúlon és Észak-Magyarország területén, ahol jellemző a kis- és középvárosok dominanciája, inkább a település környéki aktív terek (települések közigazgatási határain kívüli terek) szerepe hangsúlyozható (pl.: Miskolc-Mályi, Sopron-Fertőrákos). Itt a rekreációs tevékenységek motivációját főként a természeti vonzerők képezik. Az Alföld térségében – ahol a nagyvárosok nagyobb szerephez jutnak – inkább a települések közigazgatási területein belül alakulnak ki a rekreációs zónák (pl.: Debrecen-Nagyerdő). Itt a motiváció oldaláról a kulturális- és speciális adottságok nagyobb szerephez jutnak. Természetesen ezeken a területeken nem hagyhatók figyelmen kívül a településföldrajzi sajátosságokból adódó rekreációs zónák (pl.: Nyíregyháza környéki bokortanyák) sem, ahol a természeti vonzerők motiváló szerepe erőteljesebben érvényesül. Az Alföld speciális jelenségei jórészt az egykori mezővárosi fejlődéssel magyarázhatók, amely folyamatok teljesen más irányba terelték annak urbanizációját. Az eltérő fejlődési pályához a helyi társadalom rekreációs igényei is igazodnak. Ezt bizonyítja a „második otthonok” és a hobbi tanyák dominanciája az említett területen.

### Bevezetés

A magyar településhálózat átalakulását a koncentrációs folyamatok mellett egyre erősödő dezurbanizációs jelenségek is jellemzik. Ezek különböző típusú urbánus terek kialakulásához vezetettek, amely terekben a helyi társadalom rekreációs igényeit kielégítő funkciók hangsúlyos szerepet kapnak.

A tanulmány egyik fő célja az elméleti alapfogalmak és összefüggések tisztázása, integrálása, ebből kiindulva Magyarország tértípusainak különböző szempontok szerint történő elhatárolása. A korábbi, főként idegenforgalmi térfelosztáson túlmenően a tanulmány a rekreációs jelenségeket és tereket az urbanizációs folyamatok rendszerében értelmezi.

A területi vizsgálatok elengedhetetlen feltétele a rendelkezésre álló statisztikai adatbázisok vonatkozó eredményeinek feldolgozása. Vizsgálataim során következetesen a KSH adatállományára támaszkodtam. A felhasznált adatokkal, véleményem szerint alátámasztható a vizsgált összefüggésrendszer.

A témával foglalkozó tudományterületek közül a szociológia, valamint a földrajz, mint tértudomány említésre méltó. A szociológia főként a téma társadalmi oldalának vizsgálatával foglalkozik, míg a földrajz tudománya lehetőséget ad térbeli tipizálásra. Ezt szem előtt tartva elemeztem a rendelkezésre álló külföldi – RUPPERT és MAIER

(1970), RUPPERT és SCHAFFER (1969), RUPPERT (1975), GRÄF (1981), CAPOT REY (1947), KIEMSTEDT (1967) – és hazai – MARTONNÉ E. K.(1992), KRAFTNÉ (1993) és CSORDÁS (1993) irodalmakat – a saját tapasztalatok mellett.

### **Anyag és módszer**

A jelen tanulmány egy kiterjedt kutatás részét képezi, mely a Pécsi Tudományegyetem Földrajzi Intézetének Turizmus Tanszékén zajlik. A felmérés célja, hogy feltérképezze a magyarországi urbánus térségeket, továbbá hogy ezeket tipizálja rekreációs funkcióik függvényében.

A kutatás első lépéseként a rendelkezésemre álló hazai és külföldi irodalmak alapján a fogalmi összefüggéseket vizsgáltam, illetve a Magyarországon jellemző területi-települési folyamatokat. Ezt követően tértem rá a konkrétumok elemzésére.

A munkám során a KSH Területi Számjelrendszerében (2003) szereplő településekből azokat válogattam ki, amelyek beleilleszthetők a Statisztikai Hivatal által használt urbanizációs hierarchiába. Az egyes csoportokat térképen ábrázolva, kirajzolódta a hazai urbánus térségek (1. ábra). A hierarchiába besorolt települések mindegyike esetén feltételeztem valamilyen szintű rekreációs funkciót (ez alapvető emberi szükséglet), amelyek az idegenforgalomhoz hasonló vonzerőkre épülnek (természeti-, kulturális- és speciális). Ezen tényezők települési szintű felmérése vonzerőleltár formájában (MAGYAR TURIZMUS ZRT. 1997) rendelkezésemre állt. Következő lépésként az urbánus terekbe tartozó települések listáját összevettem a Vonzerőleltárban megjelölt települési adottságokkal, továbbá idegenforgalmi statisztikákkal és ezekből igyekeztem következtetéseket levonni, illetőleg a rekreációs tevékenységre jellemző területi sajátosságokat megállapítani.

### **Az urbanizáció és a rekreáció elméleti összefüggései**

Az urbanizáció korunk jelensége, ami egyaránt jelenti a városiasodás és a város növekedés folyamatát (ENYEDI 1996). Ennek az átfogó társadalmi és gazdasági folyamatnak – melynek során átalakulnak a lakossági szokások és életkörülmények – a szinterei a települések.

A településeket különbözőképpen definiálhatjuk, ahogy tette ezt MENDÖL (1963), BELUSZKY (1999) és TÓTH (1988) is. A részletes definíciók megadása nélkül is megállapítható, hogy a fogalommagyarázatok a társadalmi, a gazdasági, infrastrukturális és környezeti adottságokat egy komplex egész elemiként értelmezik (BECSEI 1999).

Az urbanizációs folyamat térben és időben nem tekinthető állandósult folyamatnak, az állandó változásoknak köszönhetően a települések között sokirányú és szoros kapcsolatrendszer alakul ki. Ezzel magyarázható, hogy a településhálózaton belül létrejönnek sajátos urbanizációs szintek, melyekben a városok térszervező szerepe megkérdőjelezhetetlen. Az urbánus terek között kialakuló hierarchia legmagasabb fokán a konurbációk állnak, melyekre Magyarországon nem találunk példát. Ezt az agglomerációk követik (4 darab, összesen 143 településsel), majd az agglomerálódó térségek (szintén 4 darab 115 településsel) és legvégül a nagyvárosi település-együttesek (13 darab 116 településsel) (KSH 2003).

1. táblázat Magyarország urbánus tereinek tipizálása (KSH adatai alapján)  
 Table 1. Classification of Hungary's urbanised areas (based on CSO data)

Urbánus terek Magyarországon	Előfordulásuk száma	Az urbánus terekbe tartozó települések száma és típusa			
		Település összesen	Város	Nagyközség	Község
Konurbáció	–	–	–	–	–
Agglomeráció	4	143	28	23	92
Agglomerálódó térség	4	115	15	6	94
Nagyvárosi település-együttes	13	116	25	8	83

A rekreáció a „klasszikusan” értelmezett idegenforgalom helyett, döntően a helyben lakók igényeit kielégítő, a település arculatát és identitását építő folyamat. Fogalmába beleértjük a szellemi és fizikai teljesítőképesség újratermelését szolgáló valamennyi tevékenységet, a szabadidő eltöltésének módját, melynek ellátása a gazdaság valamely szegmensén keresztül történik. A rekreáció nem csupán a passzív, vagyis a szolgáltatások igénybevételét és ismeretek befogadását jelenti, hanem az aktív ön- és közművelődés folyamatát is (A KÖZÉP-MAGYARORSZÁGI RÉGIÓ REKREÁCIÓ STRUKTÚRATERVE 2002).

A szabadidő-eltöltés gazdasági és infrastrukturális háttérének megteremtése és működtetése a versenyképesség egyértelmű összetevője, ugyanakkor mindezek táji, ökológiai és természeti adottságokkal történő összehangolása elengedhetetlen. A rekreáció fogalmának sajátossága tehát, hogy a táj, a környezet, az infrastruktúra és a gazdaság kontextusában kell értelmezni (A KÖZÉP-MAGYARORSZÁGI RÉGIÓ REKREÁCIÓ STRUKTÚRATERVE 2002). A rekreáció egy összetett több tényezős „rendszer”, melynek legfőbb elemei a szabadidő, az emberi szükséglet, a motiváció, a megvalósuláshoz szükséges fizikai tér és az igényeket kielégítő kínálat.

## Eredmények és értékelés

### Területi-települési folyamatok és térszerkezeti adottságok

A 20. században főként a II. világháborút követően végbement társadalmi-gazdasági fejlődés eredményeként felgyorsult a városok fejlődése és átalakulása. Az 1960–70-es években a településpolitika és a területfejlesztés kiemelt feladatának tekintette a nagyvárosi hálózat és a megyeszékhelyek központi költségvetési támogatásokon keresztül fejlesztését. Ennek köszönhetően a főváros, a vidéki nagyvárosok és a megyeszékhelyek körül különböző földrajzi kiterjedésű és a gazdasági aktivitású, egymással funkcionális kapcsolatban élő település-együttesek, urbánus terek alakultak.

Az ország térszerkezete differenciált, a markáns eltérések a területileg eltérő természeti adottságokkal, településtörténeti-, társadalmi és gazdasági okokkal magyarázhatók.

Településhálózatunk problémás elemi között egyaránt említhetjük az aprófalvas és a városiasodott területeket. Az előbbi főként a Dunántúltra, valamint Észak-Magyarországra

jellemző, az utóbbi az ország teljes területén megjelenik. Városállományunk legfőbb problémája a főváros túlsúlya, a nagyvárosok (100 ezer fő feletti települések) hiánya és aránytalan elhelyezkedése (hangsúlyosabban jelennek meg az Alföldön), valamint a közép- és kisvárosi (50–100 ezer fő, 5–50 ezer fő) hálózat dominanciája, ami döntően a Dunántúlra jellemző (www.kkdsz.hu). Az említett térszerkezeti tényezők meghatározzák az urbánus terek területi elhelyezkedését (KŐSZEGFALVY 2004).

### **Magyarország urbánus tereinek meghatározása**

Magyarország legnagyobb városiasodott térsége Budapest, illetve a budapesti agglomeráció. Társadalmi, gazdasági, infrastrukturális adottságait illetően többszörös centrum-térségként funkcionál. Hozzá viszonyítva az ország egész területe „vidéki térségként” definiálható (CSATÁRI 2004).

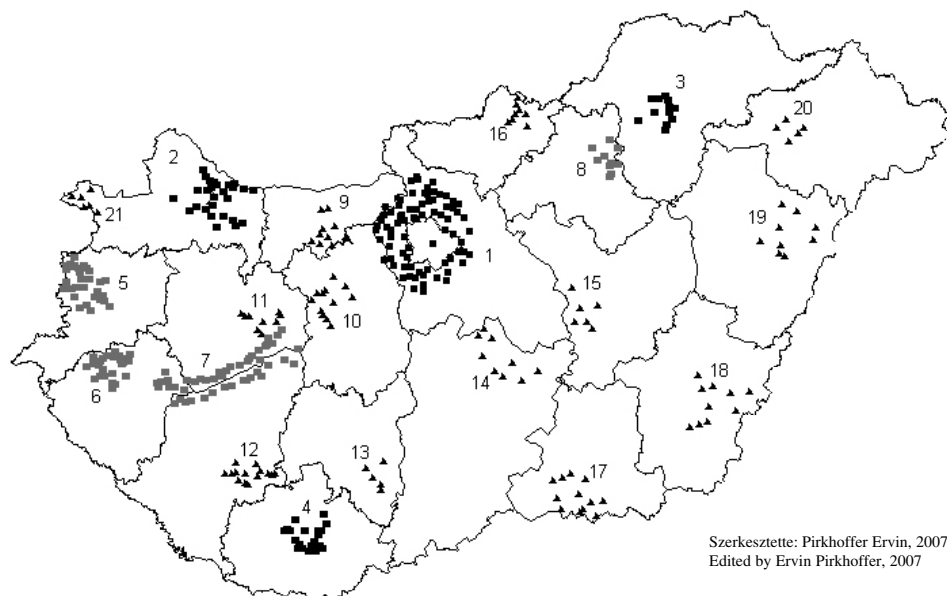
A budapesti agglomeráció mellett az ország legnagyobb városi térségei a nagyvárosok körül fejlődtek ki. Az előzőekben már említettek alapján nagyvárosok a százezer fő feletti települések. Magyarországon ebbe a kategóriába sorolható városok: Pécs, Székesfehérvár, Győr, Kecskemét, Nyíregyháza, Szeged, Debrecen, Miskolc. A nagyvárosaink köré szerveződő urbánus térségek sajátos települési viszonyaiknak, földrajzi elhelyezkedésüknek köszönhetően különböző települési csoportokba szerveződhetnek (agglomeráció, agglomerálódó térség, nagyvárosi település-együttes) (KŐSZEGFALVY 2004).

Az agglomerációba tömörülő települések Miskolc, Pécs és Győr központtal jöttek létre. Agglomerálódó térség hazánkban Zalaegerszeg, Szombathely, Eger és a Balaton vonzásában alakult ki. Zalaegerszeg esetében egy középváros köré szerveződött agglomerálódó térségről beszélhetünk, ami a város közvetlen földrajzi vonzásában elhelyezkedő, sűrű településszerkezetnek köszönheti létrejöttét. Sajátos vonással rendelkezik a szombathelyi urbánus tér, ami a településszerkezet kétpólusú jellegéből adódik. Központi szerepet tölt be Szombathely, illetve másodlagos centrum Kőszeg. Az egri térségbe mindösszesen 10 (KSH 2003) település sorolható be, azonban a települések közötti egyre elmélyülő kapcsolatrendszernek köszönheti agglomerálódó jellegét (KŐSZEGFALVY 2004).

A Balaton térsége sajátos részben urbánus, részben rurális területnek tekinthető. Napjainkban 41 település, 10 város és 31 község, nagyközség (KSH 2003) sorolható ide. Létrejöttét egyrészt az idegenforgalmi és rekreációs funkcióinak köszönheti, továbbá csomópont szerepe van az ország északi és déli területeit összekötő infrastrukturális hálózatokban.

Hazánk urbánus térségei az agglomerációkon és az agglomerálódó tereken kívül városi település-együttesek, amelyek Békéscsaba, Debrecen, Nyíregyháza, Kecskemét, Szeged, Szolnok, Sopron, Tatabánya, Székesfehérvár, Veszprém, Szekszárd, Kaposvár és Salgótarján vonzásában szerveződtek (KSH 2003). Közülük Debrecen, Kecskemét, Szeged, Nyíregyháza és Székesfehérvár nagyvárosi kategóriájú települések. A fennmaradó települések középvárosok (KŐSZEGFALVY 2004) (1. ábra).

Mind a budapesti, mind pedig a „vidéki” urbánus tereket a bennük lejátszódó sajátos földrajzi folyamatok határozzák meg. Ezek a táj védelme, az erőforrások kihasználása (pl.: víz, rekreációs források), lakó- és foglalkoztatási funkciók, illetve a „modernizált” életkörülményekkel jellemezhető tényezők (második otthon- és üdülő funkciók) kiteljesedéséig vezetnek (CSATÁRI 2004).



1. ábra Magyarország urbánus térségei (KSH 2003)

1. Budapesti agglomeráció 2. Győri agglomeráció 3. Miskolci agglomeráció 4. Pécsi agglomeráció
5. Szombathelyi agglomerálódó térség 6. Zalaegerszegi agglomerálódó térség 7. Balatoni agglomerálódó térség 8. Egri agglomerálódó térség 9. Tatabányai település-együttes 10. Székesfehérvári település-együttes
11. Veszprémi település-együttes 12. Kaposvári település-együttes 13. Szekszárdi település-együttes
14. Kecskeméti település-együttes 15. Szolnoki település-együttes 16. Salgótarjáni település-együttes
17. Szegedi település-együttes 18. Békéscsabai település-együttes 19. Debreceni település-együttes
20. Nyíregyházi település-együttes 21. Soproni település-együttes

Figure 1. Urbanised spaces in Hungary (KSH 2003)

1. Agglomeration of Budapest 2. Agglomeration of Győr 3. Agglomeration of Miskolc
4. Agglomeration of Pécs 5. Agglomeration generating area of Szombathely 6. Agglomeration generating area of Zalaegerszeg 7. Agglomeration generating area of Balaton 8. Agglomeration generating area of Eger 9. Settlement group of Tatabánya 10. Settlement group of Székesfehérvár 11. Settlement group of Veszprém 12. Settlement group of Kaposvár 13. Settlement group of Szekszárd
14. Settlement group of Kecskemét 15. Settlement group of Szolnok 16. Settlement group of Salgótarján
17. Settlement group of Szeged 18. Settlement group of Békéscsaba 19. Settlement group of Debrecen
20. Settlement group of Nyíregyház 21. Settlement group of Sopron

## Rekreációs terek lehatárolása

A rekreációs terek meghatározása során szükségszerű azok tudományos és területi-települési alapon történő vizsgálata egyaránt.

Az 1960-as évek második felében és az 1970-es évek első felében az urbanizációs folyamatok felerősödése (tömeges városba költözések), a szabadidő növekedése (öt napos munkahét általánossá válása) együtt járt a lakosság életszínvonalának emelkedésével, megteremtve a lehetőséget a társadalom számára, hogy mind nagyobb arányban vegyenek részt a belföldi, valamint a külföldi idegenforgalomban. Ehhez igazodva a hazai idegenforgalom is jelentős minőségi átalakulásokon esett át (OTK 1971, szálloda-építések stb.) (AUBERT 2007).



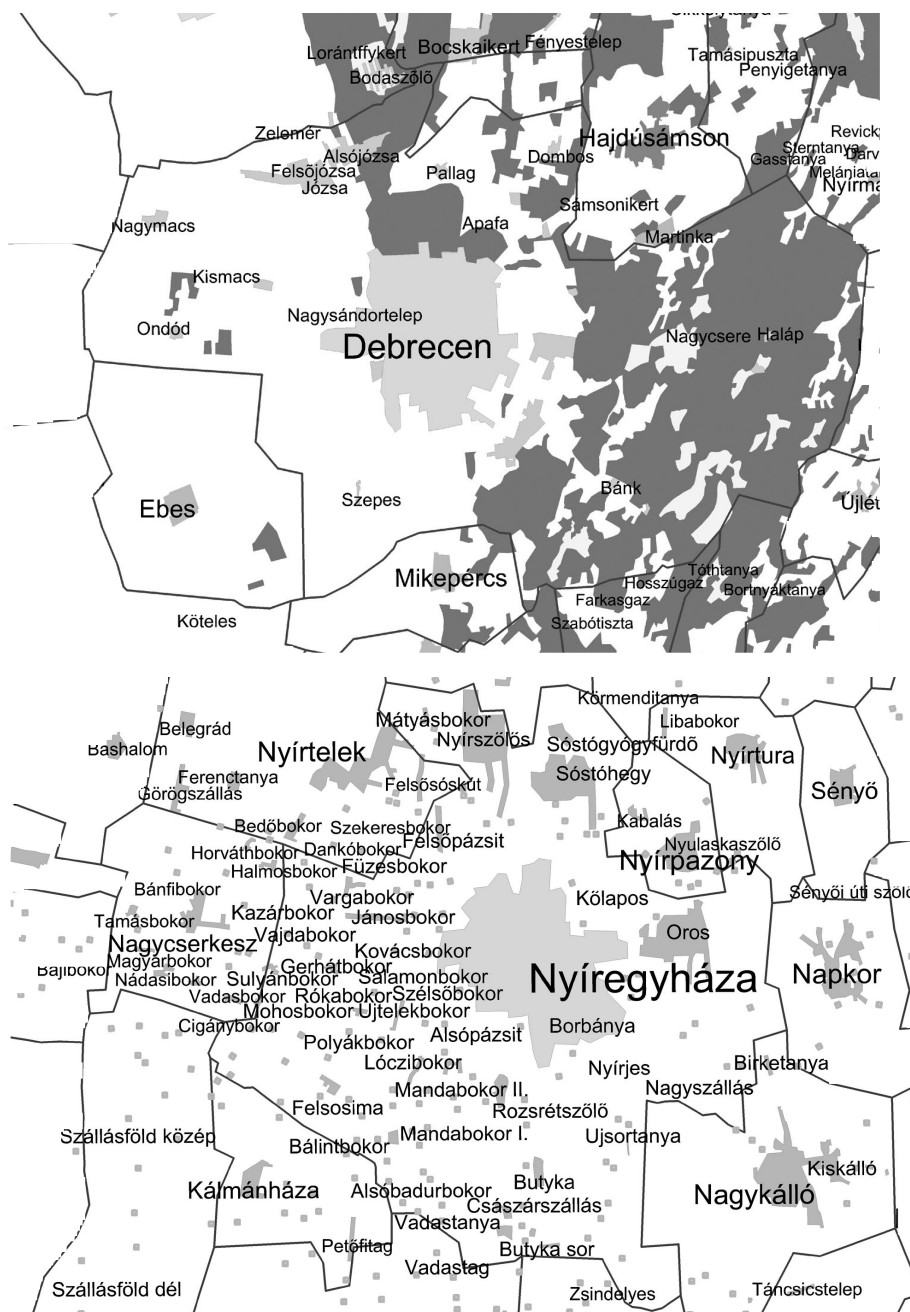
Az 1980-as évek gazdasági-recessziója és annak következményei ellenkező irányúra változtatták a folyamatot. A szabadidő eltöltésének igénye azonban továbbra is társadalmi szükséglet maradt (a társadalomban tudatosult az egészséges életmód, valamint az aktív pihenés iránti vágy). Ekkor kapott mind nagyobb szerepet a rekreáció (hétvégi pihenés, kirándulás stb.), hiszen a meglévő idegenforgalmilag frekvenciált térségek nem tudták lefedni az átfarmálódott igényeket. Szükségszerűvé vált a kínálat közelítése a kereslethez, a városi és a városkörnyéki rekreációs terek kialakítása.

Az említett folyamatok eredménye volt a városkörnyéki magántelkes zónák (zártkertek, hétvégi üdülőtelepek) bővülése, valamint a kiemelt idegenforgalmi körzetek tehermentesítése a rekreációs terek kiépítésével (KRAFTNÉ 1993).

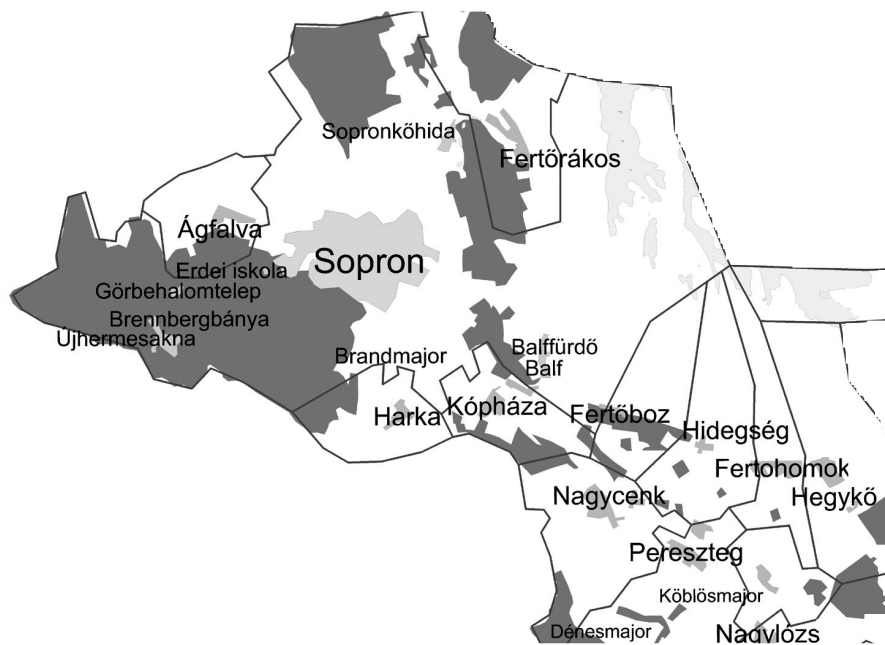
Hazánk településszerkezete, valamint az urbánus terekben lejátszódó sajátos földrajzi folyamatok (CSATÁRI 2004) indokoltá teszik a szabadidős terek több szempontú lehatárolását.

Elsőként érdemes a rekreációs tereket közigazgatási határokhoz való viszonya alapján vizsgálni. A települési rekreációs zónák (2. ábra) a települések közigazgatási határain belül jönnek létre (KRAFTNÉ 1993), így területi kiterjedésük korlátozott. Funkcióik alapján lehetnek épített rekreációs létesítmények (pláza, bevásárlóközpont, színház, mozi uszoda, sportkomplexum, kiállító terem stb.), mezőgazdasági termelőegységek (háztáji kertek) és közhasznú zöldterületek (parkok, sétányok stb.) (pl.: Sopron-Lővérek; Kaposvár-Deseda; Debrecen-Nagyerdő; Erdős puszták; Szombathely-Kámoni arborétum; Budapest-Citadella, Vár, Városliget; Nyíregyháza-Sóstó, bokortanyák; Miskolc-Lillafüred). Településhálózati sajátosságoknak köszönhetően főként a fejlett (dinamikusan fejlődő) nagyvárosokra jellemzőek (pl.: főváros, alföldi nagyvárosok).

A településkörnyéki rekreációs zónák, aktív terek a települések közigazgatási területén kívül, vonzáskörzetében alakulnak ki (KRAFTNÉ 1993). Méretük alapján nagyobb kiterjedésűek lehetnek (pl.: természetvédelmi területek, parkerdők, arborétumok stb.). Funkcióik alapján szintén lehetnek épített létesítmények (várak templomok, kilátók stb.), mezőgazdasági termelőegységek (zártkertek), üdülő- és pihenőhelyek („második otthonok”, szabadidős lakások, hobby tanyák), valamint közhasznú zöldterületek (vízparti üdülővezetek, erdők, tanösvények stb.), pl.: Pécs-Orfű, Abaliget; Kaposvár-Szena; Kaposújlak; Sopron-Fertőrákos, Nagycenk Balf; Szeged-Ópusztaszer; Budapest-Szentendre, Miskolc-Mályi. A településrendszer adottságaiból adódóan főként a Dunántúlon és Észak-Magyarországon dominánsak, ahol az aprófalvas és kisvárosias településszerkezetben a központi települések térszervező szerepe emelhető ki.



2. ábra Debrecen és Nyíregyháza közigazgatási határon belüli rekreációs terei (KOVÁCS G. szerk.)  
 Figure 2. Recreational areas of Debrecen and Nyíregyháza within the administrative border  
 (KOVÁCS, G ed.)



3. ábra Kaposvár és Sopron közigazgatási határon kívüli rekreációs terei (KOVÁCS G. szerk.)

Figure 3. Recreational areas of Kaposvár and Sopron outside of the administrative border (KOVÁCS, G ed.)

A rekreációs terek lehatárolását különböző tájértékelési módszerek segítségével is megtehetjük, sőt ennek szükségessége az urbanizációs folyamatok erősödése miatt indokolt. A gazdaságilag fejlett területeken a beépítettség jelentősen növekszik, párhuzamosan a művelés alól kivont területek nagyságával. A városiasodás következtében megváltozott a táj és az embere kapcsolata. Az egykori ember és természet munkakapcsolat leértékelődött. A rendelkezésre álló szabadidő jelentős részét a társadalom ma már főként rekreálódásra és üdülésre használja. Az ehhez szükséges terek kialakításában a csökkent termőértékű területek szerepe felértékelődött.

A szabadidős/üdülési alkalmazás során legalkalmasabbnak az eltérő természeti elemek találkozásának vonalait mondhatók. Megközelítésük általában jó, ugyanakkor klimatikus és környezeti változást is biztosítanak.

A szabadidős funkciók és terek meghatározása – tájértékelési módszerek szerint – több értékelési szempont alapján is lehetséges. KIEMSTEDT (1967) tipizálta a tereket és a tevékenységeket, azok terápiás értéke és a tevékenységhez szükséges anyagi ráfordítások mértéke alapján is.

2. táblázat Rekreációs terek tipizálása a rekreációs tevékenység terápiás értéke szerint, KIEMSTEDT (1967) alapján

Table 2. Classification of recreational areas based on the curative value of recreational activity, based on KIEMSTEDT (1967)

<i>Rekreációs tevékenységek terápiás érték szerint</i>	<i>Tevékenység</i>	<i>Hazai példák</i>
Dinamikus mozgással járó tevékenységek.	kirándulás, fürdőzés, túrázás, aktív sportok (hegymászás, korcsolya, golf), gazdálkodás hobby tanyákon	Órség, Szalajka-völgy, Zselic, Mecsek, Élményfürdők, Hencsei Golf Klub, Kecskemét környéki tanyarendszer
Dinamikus mozgással járó, kisebb energiaigényű tevékenységek.	kerékpározás, sétálás, természeti megfigyelések, csónakázás, evezés, lovaglás	Balaton part, Kányavári sziget, Természetvédelmi területek, Kaposvár-Deseda, Rába,
Statikus izomerő igényű tevékenységek.	síelés, sítúra	Északi-középhegység
Terápiás érték nélküli, közvetlen izommunkát igénylő tevékenységek.	napozás, kempingezés, horgászás	folyóink, tavaink partvidéke,
Terápiás érték nélküli, izommunkát közvetetten igénylő tevékenységek.	sportrendezvények látogatása, műemlékek megtekintése, színház, szabadtéri rendezvények, autózás, motorozás	történelmi és kulturális városaink

3. táblázat A rekreációs terek tipizálása a rekreációs tevékenységre fordított költségek alapján  
(KIEMSTEDT 1967)

Table 3. Classification of recreational areas based on the costs of recreational activity,  
(KIEMSTEDT 1967)

<i>Költségek</i>	<i>Tevékenységek</i>
Anyagi ráfordítás nélkül.	sétálás, kirándulás, szabadtéri fürdőzés, természetjárás
Csekély anyagi ráfordítással.	fesztiválok, szabadtéri rendezvények látogatása, második otthon használata, hobby tanyák használata
Egyszeri költségekkel.	kulturális programok, kerékpározás, korcsolyázás
Egyszeri ráfordítás mellett utóköltségekkel.	kempingezés, evezés
Jelentős anyagi ráfordítással.	horgászás, teniszezés, lovaglás, vitorlázás, golf

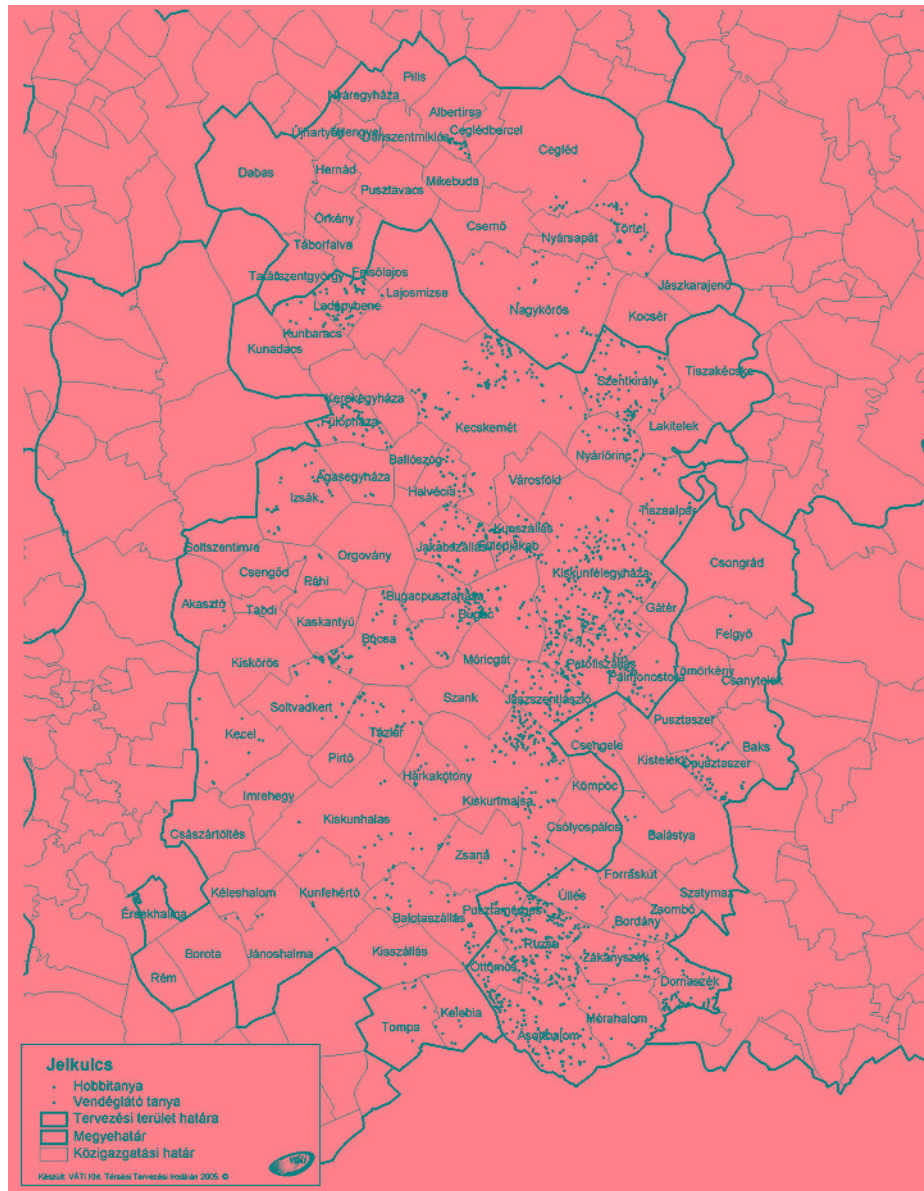
A különböző rekreációs terek kialakulását nem csupán a fentiekben már vizsgált gazdasági – fejlettségi tényezők befolyásolják, hanem az idegenforgalom számára nélkülözhetetlen vonzerők (kínálat) is. Ezek jelenléte területileg markáns eltéréseket mutat. Bár szubjektív jellege miatt a vonzerők felmérése nem hoz szignifikáns eredményeket, mégis szükséges azok meghatározása az ország egészére nézve.

A vonzerőleltárra (MAGYAR TURIZMUS ZRT. 1997) alapozott kínálati vizsgálat alapján a természeti adottságok kirajzolódó struktúrája egybevethető SOMOGYI (1987) megállapításaival, miszerint a vízpartok és a hegyvidéki területek lényegesen vonzóbb kínálatot biztosítanak az emberek számára. Vizsgálatom során a Balaton part, az Északi-középhegység, a Mecsek, a Kőszegi- és a Soproni-hegység, a Dunántúli-középhegység, Budapest, Debrecen, Nyíregyháza és Szeged természeti értékeit emelték ki a megkérdezettek. A természeti vonzerők vizsgálata során kell kitérni az Alföld területén sajátos tanyarendszerre, mint a térség rekreációs adottságára (CZENE és JÁVOR 2006).

A tanyás településforma az Alföldön jellemző „vidéki” településtípus. Főként a korábbi mezővárosokhoz kötődő, azok gazdasági és területfejlesztési jegyeit magukon viselő szórványok napjainkra nagy számban megszűntek vagy legalább is átalakultak. A tanyai lakosság száma drasztikusan lecsökkent (kb. negyedére), azonban a tanyák számának csökkenése lényegesen mérsékeltebb volt. Ez részben a tanyák funkcionális átalakulásával magyarázható. A tulajdonosok részben fenntartották az eredeti mezőgazdasági termelőegység jellegüket, másrészt fokozatosan jelentek meg bizonyos új funkciók (pl.: második otthon, üdülőtanya, hobby tanya) (4. ábra) (CSATÁRI 2000).

A vonzerőleltárban szereplő kulturális adottságok vizsgálata során arra a következtetésre jutottam, hogy azok területi elhelyezkedése és nagyságrendje egyrészt Magyarország történelmi múltjából eredő sajátosságokhoz (várak, kastélyok jelenléte, hagyományőrzés fontossága stb.), másrészt pedig a társadalmi igényekhez igazodik. Jelentős kulturális kínálat rajzolódott ki Győr, Eger, Szeged, Pécs, Veszprém, Szombathely, Kőszeg, Kaposvár és Budapest esetében.

A speciális adottságokon belül a gasztronómiai-, kulturális- és sportrendezvények, szakmai vásárok, fürdők, szabadidős- és kulturális intézmények valamint a helyi igények kielégítését célzó tematikus parkok (balatoni vitorlás versenyek, Balaton-átúszás, Mecsek



4. ábra Funcióváltást példázó homokháti tanyák, VÁTI Kht. (2005)

Figure 4. Farms of sandy areas demonstrating function change, Based on VÁTI Kht. (2005)

Rally, szombathelyi Savaria Táncverseny, Kaposmérő – Kassai Lovas-Íjász Egyesület, hencsei Golf Klub stb.) kínálati értékét figyeltem. Ennek alapján szintén kiemelkedett Budapest és a Balaton térsége. Pozitív értékelést kapott továbbá Szeged, Nyíregyháza, Eger, Szekszárd, Pécs, Szombathely, Zalaegerszeg, Székesfehérvár és Győr.

### Az urbanizációs és rekreációs folyamatok mérlege

A magyarországi urbánus tereket a bennük lejátszódó sajátos földrajzi folyamatok határozzák meg, jelentős területi eltéréseket eredményezve. A sajátosságok egyaránt adódnak a településszerkezet – történelem során bekövetkezett – változásaiból, a gazdasági, infrastrukturális és környezeti adottságokból és a társadalmi jellemvonásokból. Az urbánus terekben ezek a tényezők a „modernizált” életkörülmények kiteljesedését eredményezték. Ennek a folyamatnak a rekreációs terek és tevékenységek egyre fontosabb elemét képezik.

Az urbanizációs folyamatok hatására egyre növekszik a városi beépítések, illetve a művelés alól kivont területek aránya, ez kedvező hatást gyakorolt a szabadidő eltöltésére alkalmas terek kialakulásában.

A városiasodottság területi különbségeihez igazodva a szabadidős terek megjelenési formái is jelentős eltéréseket mutatnak. A Dunántúlon és Észak-Magyarország területén, ahol jellemző a kis- és középvárosok dominanciája, illetve a településhálózat nagyobb sűrűsége, inkább a települések közigazgatási határain kívüli aktív terek szerepe hangsúlyozható. Ezekben a területeken a rekreációs tevékenységek motivációját főként a természeti és a speciális vonzerők képezik. A kis- és középvárosok belterületein kialakult rekreációs zónák inkább a fizikális szükségletek (vásárlás, sportolás) kielégítését és napi szabadidő eltöltését teszik lehetővé a helyi lakosság számára.

Az Alföld térségében – ahol a nagyvárosok nagyobb szerephez jutnak – inkább a települések közigazgatási területein belül alakulnak ki a rekreációs terek (Debrecen-Nagyerdő). Ez döntően az egykori mezővárosi fejlődéssel magyarázható, ami teljesen eltérő irányba terelte az Alföld urbanizációját. Ehhez a fejlődési pályához a helyi társadalom rekreálódási igényei is igazodnak. A vonzerők tekintetében a kulturális és a speciális adottságok kapnak nagyobb hangsúlyt. A természeti adottságok közül a vizsgált területen kiemelt figyelmet érdemelnek a tanyák, mint az Alföld fejlődésének sajátos szórványképződményei. Napjainkra az egykori mezővárosok vonzásában kialakult – elsősorban mezőgazdasági tevékenységre specializálódott – tanyák jelentős funkcióváltáson mentek keresztül. Ezt bizonyítja a „második otthonok” és a hobbi tanyák dominanciája az említett területen. A homokháti szórványok esetében a tanyák kétharmadán visszaszorultak vagy teljesen megszűntek az elsődleges termelési funkciók. Helyükön hobbytanyák alakultak, amelyek a rekreációs funkciók erősödését jelzik.

A szabadidős terek tájértékelési szempontok szerinti felosztása során azt tapasztaljuk, hogy a hazai lakosság azokat a rekreációs tereket részesíti előnyben, ahol szabadidő eltöltése viszonylag kis anyagi ráfordítások mellett lehetséges, továbbá ahol jelentős energiaigényű dinamikus mozgással járó tevékenységeket folytathatnak. Így kerülnek előtérbe a kirándulásra, túrázásra alkalmas területek, valamint a gazdálkodási funkcióikat megőrzött hobby tanyák és zártkertek.

#### Irodalom

- A KÖZÉP-MAGYARORSZÁGI RÉGIÓ REKREÁCIÓ STRUKTÚRATERVE, 2002. Budapest.  
AUBERT A. 2007: Urbanizációs folyamatok és rekreációs életterek összefüggései. In.: CSORBA P., FAZEKAS I. (szerk.): Tájkutató – Tájökológia. Dialóg Campus Kiadó, Pécs.  
BECSEI J. 1999: Nagyvárosi fejlődés és falusi átalakulás. Ipszilon Kiadó, Békéscsaba.

- BELUSZKY P. 1999: Magyarország településföldrajza. Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs.
- CAPOT-REY M. 1947: Géographie de la circulation sur les continents. Coll. Géographie humaine, n. 20. Paris.
- CSATÁRI B. 2000: A vidéki sokszínűség és a magyar területfejlesztési kistérségek. In: Integrált vidékfejlesztés. V. Falukonferencia MTA RKK Pécs, pp. 441–450.
- CSATÁRI B. 2004: A magyarországi vidékiségről, annak kritériumairól és krízisjelenségeiről. Területi statisztika 44: 532–543.
- CSORDÁS L. 1993: Szabadidő-lakások az Alföldön. In: Tér és társadalom 7: 77–103.
- CZENE ZS., JÁVOR K. 2006: A tanyák: XXI. századi végváraink. Helyzetkép a homokháti tanyákról. Falu (különszám): 13–25.
- ENYEDI GY. 1996: Regionális folyamatok Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- GRÄF P. 1981: Freizeitwohnsitze und Kommunalpolitik. In: Archiv für Kommunalwissenschaften, 1. Hjbd, 86–100. Stuttgart.
- KIEMSTEDT H. 1967: Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung. – Beiträge zur Landespflege. Sonderheft 1. Stuttgart.
- KÓSZEGFALVY GY. 2004: A magyarországi településrendszer a 21. század elején, a városi-urbánus térségek. In: DÖVÉNYI Z. és SCHWEITZER F. (szerk.): A földrajz dimenziói. TIMP Kft., Pécs, pp. 23–31.
- KRAFTNÉ S. G. 1993: A városkörnyéki rekreációs övezetek kialakulása és környezeti problémái Magyarországon. Specima Geographica 3: 35–41.
- KSH Területi Számjelrendszere 2003. Budapest.
- MAGYAR TURIZMUS RT. 1997: Vonzerőleltár. Budapest.
- MARTONNÉ ERDŐS K. 1992: A miskolci városkörnyéki rekreációja. Földrajzi Közlemények 116: 143–162.
- MENDŐL T. 1963: Általános településföldrajz. Akadémiai Kiadó, Budapest, 576. p
- SOMOGYI S. 1987: Magyarország természeti adottságainak idegenforgalmi szempontú értékelése. Elmélet, módszer, gyakorlat. MTA FKI, Budapest.
- TÓTH J. 1988: Urbanizáció az Alföldön. Területi és Települési Kutatások 3. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CAPOT-REY M. 1947: Géographie de la circulation sur les continents. Coll. Géographie humaine, n. 20. Paris.

#### CORRELATIONS BETWEEN THE NATIONAL URBANISED AREAS AND THE RECREATIONAL SPACES

V. HEGEDÜS

University of Pécs, Faculty of Sciences, Doctor School of Geography  
7624-Pécs, Ifjúság u. 6. e-mail: hegevera@freemail.hu

**Keywords:** recreation, urbanisation, urbanised areas, tourism regions, recreational spaces

Hungarian urbanised areas are characterised by their unique geographical processes, resulting in significant spatial alterations. These characteristics can be derived from the changes – through history – of the settlement structure, economic, infrastructural and environmental features and the social characteristics. These features in the urbanised spaces resulted in the formation and completion of „modernised” life circumstances. Recreational areas and activities formed an increasingly important element of these processes. Oriented to the spatial differences of urbanised spaces, the presence of leisure areas also shows significant differences. In Transdanubia and Northern Hungary, where the dominance of small and medium sized cities is peculiar, more preferably the active areas around the settlement (areas outside the administrative boundary of the settlement) can be stressed (e.g. Miskolc-Mályi, Sopron-Fertőrákos). Here the motivation of recreational activities is mainly natural attractions. In the area of the Great Hungarian Plain (Alföld) – where greater cities maintain a considerable role – recreational zones are formed mainly within the administrative boundaries of the settlements (e.g. Debrecen-Nagyerdő). Here cultural and special features have a bigger role from the motivations. Of course the recreational zones deriving from settlement geographical specialities can not be left out of consideration where the motivational role of natural attractions (e.g. the small settlements around Nyíregyháza) is having a greater emphasis. The special features of the Great Plains can mainly be explained by their former development which significantly altered their urbanisation. The recreational needs of the local societies are oriented to this altered development. This is proved by the dominance of „second homes” and hobby farms in the mentioned areas.



## A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMENEK TÖRTÉNETE 1934–1939 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

PENKSZA Károly<sup>1</sup>, GYULAI Ferenc<sup>2</sup>, CENTERI Csaba<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Penksza.Karoly@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Földhasználati és Tájgazdálkodási Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

**Kulcsszavak:** természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1934-1939.

**Összefoglalás:** Az 1930-as években a védett területek alapításának üteme jelentősen felgyorsult. 1934-től a II. világháború kezdetéig eltelt közel hat év alatt több mint 400 védett természeti terület alapítása történt, míg az előtte eltelt huszonegy év alatt 300-nál kevesebbet hoztak létre. A természetvédelem története számos érdekességgel szolgál ebből az időszakból. Olyan területek kerültek jogi oltalom alá, amelyek később meghatározó szerepet játszottak élőhelyek és fajok védelmében vagy kiemelkedő számú látogatót fogadtak. A „hivatalos” természetvédelem kezdete (1872) óta olyan változások történtek a védett természeti értékek kezelésében, amelyek ismertetése elengedhetetlen a természetvédelem történetének áttekintéséhez a védett területek alapítása szempontjából. Jelenleg, előző cikkünk folytatásaként az 1934-es évtől a II. világháború kezdetéig eltelt időszakot tekintjük át. A közölt adatok az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkoznak.

### Előzmények

1872 (bolygónk első nemzeti parkja, a Yellowstone megalapítása) és 1933 között számos természeti területet nyilvánítottak védetté. Az 1872 és 1933 között eltelt 61 évben számos olyan eseményről számolhattunk be, amely egy ország vagy a Föld szempontjából egyedülálló volt (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007).

### Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul (HTTP1), amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra. Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek elérhetők a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján is (HTTP2). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk. A védett területek gyakran nem egybefüggők, hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli, és nem a több részből álló terület egységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több részterület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen dolgozatban nem állt szándékunkban a részterületeket elemezni.

Az IUCN adatbázisban elemzett adatok száma az 1934 és 1939 közötti időszakra vonatkozóan 411.

### Eredmények

1934. január 1. és 1939. szeptember 25. között 42 országban, összesen 23241754,7 hektáron 411 olyan új védett területet alapítottak, amelyek bekerültek az IUCN nyilvántartásába. Ezek IUCN kategóriák szerinti megoszlását az 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat Az 1934 és 1939 között alapított védett területek kategóriáinként  
Table 1. The number of protected lands by categories founded between 1934 and 1939

<i>IUCN kategória</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Ia vad terület	32
Ib szigorú természeti rezervátum	1
II nemzeti park	83
III nemzeti emlékmű	38
IV biotóp/védett fajok területe kezeléssel	145
V védett táj	52
VI védett erőforrás területkezeléssel	60
<b>Összesen:</b>	<b>411</b>

Összesen 42 országban történtek védetté nyilvánítások, de 24 országban csak egy vagy két területet jelöltek ki. A védett területek alapításának számát tekintve Németország járt az élen. Az egyes országok által alapított védett területek számának alakulását a 2. táblázatban tanulmányozhatjuk.

2. táblázat Az 1934 és 1939 között alapított védett területek országonként  
Table 2. The number of protected lands by countries founded between 1934 and 1939

<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>	<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Angola, Belorusszia, Burundi, Kamerun, Közép-Afrikai Közt.*, Csehország, Dzsibuti, Ecuador, Lettország, Litvánia, Malajzia, Ruanda, Tádzsikisztán, Uganda, Venezuela	1	Argentína	12
Kongó, Dánia, Grúzia, Görögország, India, Olaszország, Kazahsztán, Románia	2	Svédország	14
Chile, Dél-Afrikai Köztársaság	4	Sri Lanka	15
Brazília, Finnország	5	Mexikó, Szudán	16
Új-Zéland	6	Fülöp-szigetek	19
Oroszország	8	Észtország	20
Japán	11	Indonézia	30
		Kanada	35
		USA	74
		Németország	84
		<b>Összesen:</b>	<b>411</b>

\*Közt. = Köztársaság

Nem csak az országok hajlandósága volt eltérő a védett területek alapítására (2. táblázat), hanem az egyes években is eltérő adatokkal találkozunk. Míg 1934 és 1938 között évente 35-45 védett terület alapítására került sor – összesen az öt év alatt 220 kijelölés történt –, addig egyedül az 1939-es évben 191 alapítás volt. Az 1934 és 1938 közötti csak 1939-hez képest kisszámú a védett területek alapításának száma, gyakorlatilag folyamatos növekedésről van szó, 1934 előtt 30 alatti volt ez a szám.

### Néhány példa ismert védett területek alapítására (1934–1939)

Az ismertetett korszak első fontos eseménye volt az Iguazu Nemzeti Park megalapítása Argentínában (1934) (Brazília csak öt évvel később, 1939-ben alapított hasonló néven nemzeti parkot (1. ábra). Argentín oldalon 1909, brazil oldalon pedig 1916 óta folynak a védelemmel kapcsolatos próbálkozások. Az argentin oldalon húzódó területeket 1984-ben, míg a brazil oldalt 1986-ban vették fel a Világörökség listára.



1. ábra Az Iguazu Nemzeti Park látképe a brazil oldalról (Fotó: CENTERI Cs.)  
Figure 1. View of the Iguazu National Park from the Brazilian side (Photo by Cs. CENTERI)

Évezredekkel a fehér ember érkezése előtt a vízesések szent temetkezési helyként szolgáltak a „tupi-guarani” és a „paraguas” törzsek számára. Bár az 1541-ben erre járó spanyol Don Alvar Nuñez elnevezte a vízesést „Saltos de Santa Maria”-nak, a vízesés megtartotta ősi „tupi-guarani” nevét („iguacu” = nagy víz). A vízesés nevének kiejtéséről ma sincs megegyezés: Braziliában Iguacu, Argentínában Iguazú, míg Paraguayban Iguassu névre hallgat.

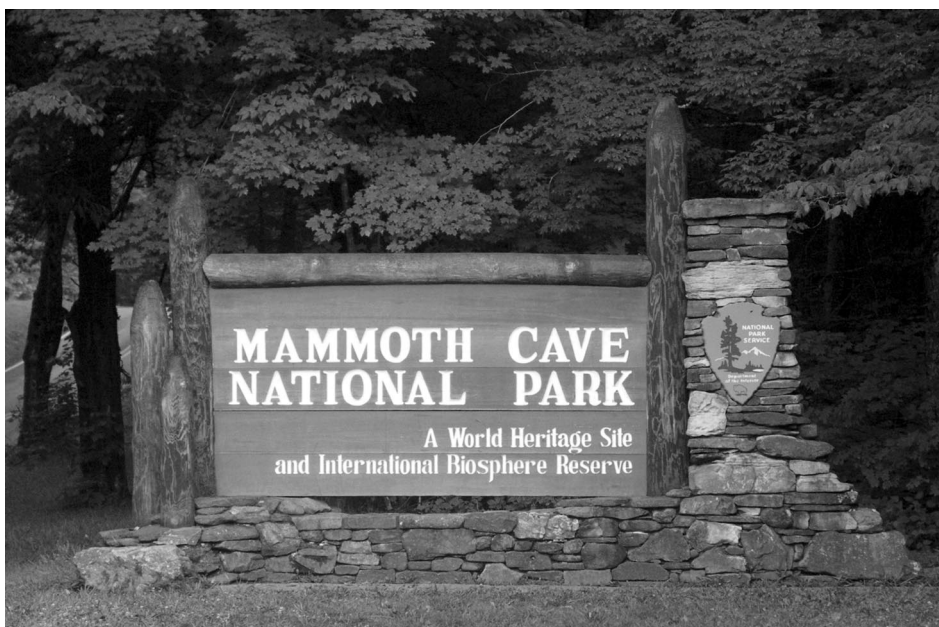
A nemzeti park egy hatalmas platón fekszik, amely egy 135 millió évvel ezelőtti bazaltömlés eredménye. A láva tektonikus töréseken és apróbb repedéseken keresztül került a felszínre, nem alakított ki vulkáni kürtöket, és összesen közel 1 millió km<sup>2</sup>-t

borított be a mai Brazília, Paraguay, Uruguay és Argentína területén. Az Iguacu folyó nem messze az Atlanti-óceántól, a Serra do Mar hegységben ered, 1300 m magasán. Onnan kb. 500 km-t utazik nyugatra, amikor beleömlik a Parana folyóba. A vízések ott alakultak ki mintegy 20 000 évvel ezelőtt, csak közben az erózió miatt a helyszín 28 km-rel följebb tolódott.

A helyszínen eddig 275 vízést számoltak össze, amelyek 3 km szélességben 80 m magasságból zuhannak alá. Valójában ez a 3 km csak 2700 m (ebből 800 m tartozik brazil fennhatóság alá), az átlagosan 72 m magasról induló vízések száma (150–270) pedig erősen függ a vízhozamtól, amely 300 és 6500 m<sup>3</sup>/s között változhat. A vízhozam változás az Itaipu-gát építésének köszönhető, amely nemcsak a vízhozamra, hanem a víz hőmérsékletre is jelentős hatással van. Időközben a természetvédelemben kiemelt víztani értékűként kezelik a vízéseket. Fontos történelmi esemény, hogy a gát építésénél elpusztult a „Sete Quedas” nevű vízrendszer, amelyen a becslések szerint 30-szor nagyobb vízmennyiség folyt át, mint jelenleg az Iguacun. A Sete Quedas vízrendszer jelenleg egy 1400 km<sup>2</sup> területű tó fedi.

A gát építésekor a környékbeli lakosság száma 35 000-ről 190 000-re duzzadt, ami azóta ugyan csökkent egy kicsit, de még mindig jelentős. A hármashatár (Argentína, Paraguay és Brazília) vonzza a vásárlókat az adókedvezmények miatt, de a turizmus is jelentős mértékben felfejlődött. Foz do Iguacuhoz közel nemzetközi repülőtér található, a városban pedig 160 hotel várja a látogatókat. Az argentin oldalon 1993-ban 530 300, a brazil oldalon 1994-ben 970 000 látogató lépett a nemzeti parkba.

1934-ben még két olyan nemzeti parkot is alapítottak, amely azóta felkerült a Világörökség listára: Mammoth Cave (2. ábra) és Great Smoky Mountain, mindkettő az USA



2. ábra A Mammoth Cave Nemzeti Park bejáratát jelző tábla (Fotó: CENTERI Cs.)  
Figure 2. Entrance sign of the Mammoth Cave National Park (Photo by Cs. CENTERI)

területén. Mindkét parknak világszinten kiemelkedő jellegzetessége van: a Mammoth Cave a világ legnagyobb feltárt barlangrendszere (eddig 530 km (!) a feltárt barlangrendszer hossza), a Great Smoky Mountain pedig a leglátogatottabb nemzeti park a világon (becslések szerint évi 10 millióan kíváncsiak rá)! A látogatók ilyen nagy, és folyamatosan növekvő száma kiemelt fontosságú tényező minden védett terület életében. Egyrészt ennyi látogató irányítása komoly feladat, másrészt ekkora embertömeg jelentős nyomást jelent a természetre, még akkor is, ha „csak” átautózik a parkon.

Összehasonlítás: a Mammoth Cave Nemzeti Parkban 530 km hosszú barlangjáratot tártak fel (felszíne 210 km<sup>2</sup>), a Great Smoky Mountain Nemzeti Parkban összesen 430 km az aszfaltozott utak hossza (a park területe 2106 km<sup>2</sup>). A Baradla-Domica barlangrendszer feltárt hossza összesen 23,9 km, azaz 22-szer férne el a Mammoth Cave-ben.

Az 1934-es év egyik érdekessége, hogy Finnországban alapítottak egy természeti rezervátumot, amely magánkézben volt. Az IUCN az előkelő Ib (szigorú természeti rezervátum) kategóriába sorolta, ami jelentős természeti értéket sejtet. Az alapítás példaértékű volt, jelenleg Finnországban 4760, magánszemély által alapított természeti rezervátum létezik (míg összesen 41 van állami tulajdonban).

### **További védett területek alapítása 1934 és 1939 között**

Japán az elsők között volt a védett területek alapítóinak sorában, hiszen 1902-ben létrehozta első védett területét, a Kominato Speciális Nemzeti Vadvédelmi Területet. Egy hosszabb szünet után, 1934-ben nyolc védett területet alapítottak, közel 850 000 ha területen. Ezek között volt a Fuji-Hakone-Izu Nemzeti Park, területén a méltán világhíres Fuji-heggyel. Ez Japán legmagasabb pontja, 3776 m. Ekkor alapították az Unzen-Amakusa, a Kirishima Yaku, az Akan, a Nikko Nemzeti Parkokat is, amelyek a Fuji-Hakone-Izu-hoz hasonlóan szintén egy vagy több vulkán területén fekszenek. Japán legnagyobb, 226 764 ha területű nemzeti parkját, a Daisetsuzan-t szintén 1934-ben hozták létre.

1934-ben még a következő országok alapítottak védett területeket: Fülöp-szigetek, Kazahsztán, Oroszország, Ruanda, Svédország, Kanada, Burundi, Kamerun és Indonézia. A területek egészen kicsitől (Fülöp-szigetek, Libmanan Nemzeti Park, 19 ha), a nagyig (Oroszország, Kronotszkij Állami Természeti Rezervátum, 1 142 000 ha) változtak.

1935-ben az USA alapította a legtöbb védett területet (44-ből 24-et), amelyek egy kivétellel mind állami parkok vagy nemzeti vadmenedékek voltak. Ugyanebben az évben fontos és előrelátó esemény volt a szudáni Dinder Nemzeti Park megalapítása. Jelenleg a park területe 1 millió hektár, amiből 277 300 ha pufferezóna, 650 000 ha pedig 1979 óta bioszféra rezervátum. Az utóbbi egésze magterületként funkcionál, de ennek 60%-a veszélyeztetett a mezőgazdasági tevékenység miatt. Az 1971 és 1977 közötti kutatás szerint az állatok száma 50%-kal csökkent (HTTP3). Egy másik felmérés szerint 1979 és 2004 között a parkban vadon élő fajok 80%-a szenvedett jelentős állománycsökkenést. A polgárháborúk már a 20. sz. elején jelentős kerékkötői voltak a szudáni természetvédelmi törekvéseknek (CARRUTHERS 1997).

1935-ben fontos vízi élőhelyet védtek meg az indonéziai Berbak Nemzeti Park megalapításával, bár itt is nagy az emberi nyomás: a szántóföldi termelés, a tüzelőfa és építőanyagok gyűjtése komoly veszélyt jelent a nemzeti parkra nézve.

Az 1936-ban alapított nemzeti parkok a következők:

- Cape Breton Highlands (Kanada),
- Corbett (India),
- Daisen-Oki, Towada-Hachimantai és Yoshino-Kumano (Japán),
- Cerro de Garnica, Cumbres del Ajusco, El Potosi, Gogorrón, Grutas de Cacahuamilpa, Insurgente Miguel Hidalgo y Co, Los Marmoles, Nevado de Toluca (Mexikó),
- Galapagos (Ecuador),
- Sudlon (Fülöp-szigetek).

1936-ban alapított egyéb területek besorolása: erdőpark, vadrezervátum, nemzeti erdő, nemzeti emlékmű, nemzeti vadmenedék, természeti rezervátum, védett táj, véd-erdő, tartományi park, menedék, látkép rezervátum, állami természeti rezervátum, állami park, szigorú természeti rezervátum és vízgyűjtő erdőrezervátum.

1937-ben az USA volt ez első, Argentína a második és Kanada a harmadik a védett területek alapításában. Több, azóta is jelentős vagy ismert védett területet hoztak létre ekkor. 1937-ben alakult a Lanín Nemzeti Rezervátum, a Los Alerces, a Los Glaciares és a Perito Moreno Nemzeti Park Argentínában; az Itaitaia Nemzeti Park Brazíliában; valamint a Gunung Api, a Mandor, a Nusakambangan és a Teluk Baron természeti rezervátumok Indonéziában. 1937-ben alapítottak több ismert nemzeti parkot is: Benito Juárez, Cofre de Perote, Lagunas de Chacahua és Pico de Orizaba (Mexikó); Hegyi zebra (Dél-Afrika), Henri Pittier (Venezuela), Aurora Memorial (Indonézia).

Az 1938-as év egyik meghatározó, történelmi eseménye volt, hogy Angola megalapította a Kameia nevű rezervátumot (1935-ben vadászati rezervátumként hozták létre, 1957-ben lett nemzeti park), amely 1 445 000 hektáros méretével a 36. helyen áll a nemzeti parkok nagyság alapján létrehozott világranglistáján (CENTERI 2006). Kanada három tartományi parkot, Chile egy természeti rezervátumot, Görögország két nemzeti parki magterületet, Mexikó két nemzeti parkot, Új-Zéland két tájképi rezervátumot és egy természeti rezervátumot, Svédország egy természeti rezervátumot, Tádzsikisztán egy állami természeti rezervátumot, Uganda egy természeti vadmenedéket hozott létre. Finnország, amely híres természetszeretetről (jelenleg az ország területének 9%-a védett valamilyen formában) három nemzeti parkkal és egy állami természeti rezervátummal gazdagította a világ védett területeinek számát. A finn védett területek kezelésének hatékonyságáról 2005-ben jelentettek meg tanulmányt (<http4>). 1938-ban Sri Lanka (elsősorban menedékek alapításával), USA (elsősorban nemzeti vadmenedékek és egyéb parkok alapításával) és Fülöp-szigetek (nemzeti parkok és vízgyűjtő erdőrezervátumok alapításával) jeleskedett a legnagyobb számban védett terület létrehozásával.

1939-ben történt a vizsgált időszak területalapításainak közel fele (191 a 411-ből). A könnyebb áttekinthetőség kedvéért az 1934 és 1939 között alapított védett területek típusait és előfordulásukat az egyes években, táblázatos formában összegeztük (3. táblázat).

3. táblázat. Az 1934 és 1939 között alapított védett területek típusai és előfordulása a vizsgált években  
 Table 3. Types of protected areas founded between 1934 and 1939 and their occurrence in the examined years

Védett terület megnevezése	1934	1935	1936	1937	1938	1939
Állami erdő	-	-	-	+	-	-
Állami park	+	+	+	+	+	+
Állami természeti rezervátum	+	+	+	-	+	+
Erdőpark	-	-	+	-	-	-
Erdőrezervátum	-	-	-	-	-	+
Fauna rezervátum	-	-	-	-	-	+
Fő védelmi terület	-	-	-	-	-	+
Közösségi legelő	-	-	-	-	-	+
Látkép rezervátum	-	-	+	+	+	+
Magán természeti rezervátum	+	-	-	-	-	-
Magánokirat által védett hely	-	-	-	+	-	-
Menedék (refuge)	-	+	-	-	-	-
Menedék (sanctuary)	-	-	+	-	+	+
Nemzeti bizottság parkja	-	-	-	+	-	-
Nemzeti élőhely	-	-	-	-	-	+
Nemzeti emlék	+	-	+	+	-	+
Nemzeti erdő	-	-	+	-	-	-
Nemzeti park	+	+	+	+	+	+
Nemzeti park magterület	-	-	-	-	+	+
Nemzeti rezervátum	+	-	-	+	+	+
Nemzeti tengerpart	-	-	-	+	-	-
Nemzeti természeti rezervátum	-	-	-	-	-	+
Nemzeti történelmi park	-	-	-	-	+	+
Nemzeti vadmenedék (refuge)	+	+	+	+	-	+
Park	-	-	+	-	-	-
Szigorú természeti rezervátum	-	-	+	-	+	+
Tájvédelmi terület	-	-	-	-	-	+
Tartományi park	+	+	+	+	+	+
Természeti emlék	-	-	-	-	-	+
Természeti rezervátum	+	+	+	+	+	+
Vadászati zóna	-	+	-	-	-	-
Vadgazdálkodási terület	-	-	-	-	-	+
Vadmenedék* (sanctuary)	-	-	-	+	-	-
Vadrezervátum*	-	-	+	-	-	+
Vadvilág** menedék	-	-	-	-	-	+
Vadvilág** rezervátum	+	-	-	-	-	-
Vándormadár menedék (sanctuary)	-	-	-	-	-	+
Vándormadár rezervátum	-	-	-	+	-	-
Véderdő	-	-	+	-	-	+
Védett táj	-	-	+	-	-	-
Védett természeti emlék	-	-	-	-	-	+
Vízgyűjtő erdőrezervátum	+	+	+	-	+	+

\*game, \*\*wildlife

1939-ben Németország járt élen a védett területek alapításában, 84 területet jelöltek ki, bár összesen mindössze 16 735 ha területen. Második helyen követte Kanada és Észtország 20-20 területtel, azonban míg Kanada 1 256 447 ha, addig Észtország mindössze 1,7 ha nagyságú területet vont védelem alá. Indonézia 19, Szudán pedig 15 területtel csatlakozott az alapítókhoz. Indonézia 326 094 ha-t, Szudán pedig legalább tízszer akkora, 3 311 279 ha-t tett védetté.

### Megvitatás

Az 1934 előtti időszakhoz képest megállapíthatjuk, hogy 1934 és 1939 között növekedett a védett területek alapításának a száma. Az 1913 és 1933 között eltelt 21 év alatt összesen 292, míg az 1934 és 1939 között eltelt 6 évben 411 védett területet hoztak létre az országok. A legtöbb védett terület alapítása a vizsgált időszak utolsó évében, 1939-ben történt, közel duplája az előző öt évben történtnek. A védett területek típusainak a száma is növekedett: 1913 és 1933 között 37, 1934 és 1939 között 42 különböző típusú védett területet alakítottak ki. 25 egyforma védett terület típus van a két időszakban. 1913 és 1933 között 12 olyan kategória létezett, amelyet nem jelöltek ki 1934 és 1939 között, amiből következik, hogy 17 olyan kategória van, amely a korábbi időszakban nem létezett. Minél több ország csatlakozik a védett területek alapításához, annál színesebb a kép, annál többféle típusúak és méretűek a területek.

### Irodalom

- CARRUTHERS J. 1997: Lessons from South Africa: War and Wildlife Protection in the Southern Sudan, 1917-1921. *Environment and History* 3: 299-322 (24).
- CENTERI Cs. 2006: A világ nemzeti parkjai. Gödöllő.
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4: 427-432.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA, K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913-1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 5-11.
- HTTP1: <http://www.iucn.org/>
- HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/>
- HTTP3: <http://sea.unep-wcmc.org/sites/pa/0154p.htm>
- HTTP4: <http://www.metsa.fi/mee>



THE BEGGINING OF NATURE CONSERVATION HISTORY CONCERNING  
THE DESIGNATION OF PROTECTED AREAS

K. PENKSZA<sup>1</sup>, F. GYULAI<sup>2</sup>, C. CENTERI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>SIU, Institute of Environment and Landscape Management,  
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Penksza.Karoly@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SIU, Institute of Environment and Landscape Management,  
Dept. of Land Use and Landscape Management  
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

**Keywords:** nature conservation, history, world, protected areas, 1934-1939

In the 1930's the rate of establishing protected areas has increased significantly. During the six years from 1934 until the beginning of the Second World War more than 400 protected natural areas were established, while in the previous 21 years less than 300 were founded. The history of nature conservation serves us numerous curiosities from this period. Areas with decisive importance in the life of biotopes and species that were receiving high number of visitors, had gradually been put under legal protection. From the beginning of official nature conservation (1872) such changes took place in the handling of the nature conservation areas that their introduction is inevitable for the overview of the nature conservation history from the point of view of their establishment. For the time being we continue our former article from 1934 and give an overview until the beginning of the Second World War. The published data apply to the areas classified by the IUCN.

## VÉDETT NÖVÉNYFAJOK EGYÜTTES ELŐFORDULÁSA SZÁRAZGYEPEKBEN

CSONTOS Péter<sup>1</sup>, ISÉPY István<sup>2</sup>, TAMÁS Júlia<sup>3</sup>, LŐKÖS László<sup>3</sup>

<sup>1</sup>MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Ktcs.

1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c., e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

<sup>2</sup>Eötvös Loránd Tudományegyetem, Botanikus kert, 1089 Budapest, Illés u. 25.

<sup>3</sup>Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár, 1476 Budapest, P.f. 222.

**Kulcsszavak:** cönológiai lépték, előfordulási valószínűség, koegzisztencia, szárazgyepek, sziklagyepek, táji lépték, védett növények

### Bevezetés

A növényfajok együttes előfordulásainak tanulmányozása, általánosabb értelemben a koegzisztenciális szerkezetek vizsgálata erős elméleti alapokon áll a hazai vegetáció-tudományban (JUHÁSZ-NAGY 1972, 1973, 1980, FEKETE és SZŐCS 1974, BARTHA és HORVÁTH 1987). Számos élőhely, illetve növénytársulás fajkoalícióinak tényleges feltárása is megtörtént (BABAI 1966, FEKETE és SZUKÓ-LACZA 1973, MATUS és TÓTHMÉRÉSZ 1990, BARTHA 1992).

Az ilyen jellegű kutatások operativizálásának egyik lehetséges útját abban látjuk, ha az eredmények a természetvédelem hatékonyabbá tételét segítik elő. Jelen esetben arra gondolunk, hogy a védett növényfajok visszatelepítési munkálatai közben gyakorlati problémát jelent az alkalmas élőhely kiválasztása. Egy-egy másodlagos élőhelyen a regenerálódás kellően előrehaladott fokán általában már megjelenik néhány olyan védett növényfaj, amely a megfeleltethető természetközeli vegetációra jellemző. Ugyanott más – egyébként nem is különösebben ritka – védett fajok viszont hiányoznak. Tipikus például szolgálnak erre a nyilvánvalóan másodlagos élőhelynek tekintendő kunhalmok. A magyar Alföld több kunhalmáról sikerült kimutatni a löszpuszták jellegzetes fajait, amelyek mellé esetenként egy-egy védett faj is csatlakozott (JOÓ 2003). Ugyanakkor például az *Ajuga laxmannii* vagy a *Prunus tenella* egyik kunhalmon sem fordult elő, aminek egyébként a legvalószínűbb oka a propagulum-limitáció. Ha pontos ismeretekkel rendelkeznénk arról, hogy a természetes élőhelyek körében a törpe mandula számára alkalmas életfeltételeket mely védett fajok indikálják a legjobban, akkor ezen ismeretek birtokában eldönthető lenne, hogy egy esetleges autópálya építés miatt mentendő állományát melyik kunhalomra, vagy más alkalmas termőhelyre telepítsük át. Meg kell jegyeznünk, hogy természetesen nem csak védett fajok lehetnek termőhely-indikátorok, de ezeket speciális érzékenyséjük miatt megfelelőbbnek tartjuk, mint ugyanazon élőhelyek tágabb körben is előforduló kísérőfajait.

Jelen dolgozatunkban ezért arra törekszünk, hogy előzetes, illetve szemelvény jellegű eredmények bemutatásával felhívjuk a figyelmet a védett fajok koegzisztenciális kapcsolatainak vizsgálatára, az ilyen kutatások fontosságára.

### Anyag és módszer

A témakör elméleti alapvetését adó munkák kiemelt szempontként kezelték a koegzisztenciális szerkezetek léptékfüggőségét. Ennek megfelelően a példaként szolgáló adatok összegyűjtésénél különböző léptékű cönológiai munkákra támaszkodtunk.

Az első, legnagyobb léptékű példát egy 57 cönológiai tabellát felölelő táblázat elemzése szolgáltatja. Tehát ebben az esetben olyan skálájú koegzisztenciák kimutatására nyílik lehetőség, amelyek az ország egy-egy nagyobb hegye, dombcsoportja, vagy kistáj-részlete léptékében jelennek meg. Felhívjuk a figyelmet arra, hogy a tabellák ilyen jellegű felhasználásának még nincs meg a kialakult gyakorlata, valamint módszertani nehézségek is felmerülhetnek, mivel az egyes művekben felhasznált cönológiai felvételek eredete nem követhető pontosan, így pl. az is előfordulhat, hogy néhány egyébként azonos felvétel két szerző művében is feldolgozásra került. A munkánk során figyelembe vett 57 tabella kárpát-medencei szárazgyepekben készült, cönológiai besorolásukat és az elemi cönológiai felvételeik számát az 1. táblázat tartalmazza. A tabellákkal kapcsolatos részletesebb adatok, és a korábbi elemzések ISÉPY és CSONTOS (1996), valamint ISÉPY (1998) közleményeiben olvashatók.

1. táblázat. A nagy térléptékű koegzisztenciák vizsgálatához felhasznált tabellák cönoszisztematikai megnevezése, és a figyelembe vett cönológiai felvételek darabszáma (cfsz).

Table 1. List of the phytosociological tables considered for the landscape scale evaluation of species co-existences. (cfsz= number of individual relevés in the table)

Sor- szám	Cönoszisztematikai megnevezés (földrajzi eredet)	cfsz	Sor- szám	Cönoszisztematikai megnevezés (földrajzi eredet)	cfsz
1	Asplenio ruta murariae- Melicetum ciliatae (Pilis, Kesztlőc: Penksza)	20	30	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Balaton-felvidék: Soó)	n.i.
2	Asplenio ruta murariae- (Gerecse: Seregélyes)	24	31	Cleistogeni-Festucetum Melicetum ciliatae sulcatae (Tétényi-fennsík, Diósd: Isépy)	11
3	Asplenio ruta murariae- Melicetum ciliatae (Gerecse: Seregélyes)	14	32	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Budai-hg. és Naszály: Zólyomi)	10
4	Asplenio ruta murariae- Melicetum ciliatae (Pilis: Szerdahelyi)	100	33	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Zempléni-hg., Sárospatak: Hargitai)	–
5	Asplenio septentrionali- Melicetosum ciliatae (Mátra: Kovács - Máthé)	9	34	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Szlovákia, Vihorlát: Michalko)	–
6	Minuartio-Festucetum pseudodalmaticae (Mátra: Máthé - Kovács)	6	35	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Nógrád: Máthé)	48

1. táblázat folytatás / Contd. Table 1.

<i>Sor- szám</i>	<i>Cönoszisztematikai megnevezés (földrajzi eredet)</i>	<i>cfsz</i>	<i>Sor- szám</i>	<i>Cönoszisztematikai megnevezés (földrajzi eredet)</i>	<i>cfsz</i>
7	Minuartio-Festucetum pseudodalmaticae (Zemplén: Simon)	39	36	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Szlovákia: Dostal)	–
8	Poëtum scabrae (Bükk, Szarvaskő: Zólyomi)	12	37	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Mátra: Máthé - Kovács)	14
9	Poëtum scabrae (Börzsöny, Nagy-Mána: Zólyomi)	6	38	Chrysopogono-Caricetum humilis (Balaton-felvidék: Soó)	5
10	Poëtum scabrae (Visegrádi-hg., Vadállókövek: Török)	80	39	Chrysopogono-Caricetum humilis (Balaton-felvidék: Soó)	n.i.
11	Poëtum scabrae (Visegrádi-hg., Prédikálószték: Török)	40	40	Chrysopogono-Caricetum humilis (Vértes: Isépy)	5
12	Poëtum scabrae (Visegrádi-hg.: Dobolyi)	20	41	Chrysopogono-Caricetum humilis (Balaton-felvidék: Debreczy)	66
13	Poëtum scabrae (Börzsöny: Szujkó-Lacza)	5	42	Chrysopogono-Caricetum humilis (Tétényi-fennsík, Diósd: Isépy)	9
14	Poëtum scabrae (Mátra, Mátrafüred: Máthé - Kovács)	9	43	Chrysopogono-Caricetum humilis (Pilis, Fehér-szirt, Kesztölc: Penksza)	15
15	Festuco-Brometum (Budai-hg.: Zólyomi)	15	44	Chrysopogono-Caricetum humilis (Budai-hg., Tétényi-fennsík: Zólyomi)	10
16	Festuco-Brometum (Vértes: Isépy)	5	45	Chrysopogono-Caricetum humilis (Szlovákia, Vihorlát: Michalko)	–
17	Festuco-Brometum (Bakony, Vértes és Keszthelyi-hg.: Isépy)	10	46	Chrysopogono-Caricetum humilis (Szlovákia: Dostal)	–
18	Festuco-Brometum (Budai-hg., Nagy-Szénás: Tamás)	5	47	Seseleo-Festucetum pallentis (Budai-hg., Pilisszentiván: Babai)	10
19	Seslerietum sadlerianae (Budai-hg.: Zólyomi)	15	48	Seseleo-Festucetum pallentis (Budai-hg., Zólyomi)	5 5
20	Seslerietum sadlerianae (Pilis, Naszály: Zólyomi)	5	49	Seseleo-Festucetum pallentis (Vértes: Isépy)	10 10
21	Seslerietum sadlerianae (Budai-hg. és Naszály: Zólyomi)	16	50	Seseleo-Festucetum pallentis (Szlovákia, Vihorlát: Michalko)*	–
22	Seslerietum heufflerianae (Bükk: Zólyomi)	15	51	Seseleo-Festucetum pallentis (É-Kárpátok: Klika)*	23 23
23	Stipo-Festucetum pallentis (Budai-hg., Csiki-hegyek: Zólyomi)	5	52	Seseleo-Festucetum pallentis (Vértes: Isépy)	25
24	Sedo-Festucetum dalmaticae (Villányi-hg., Harsányi-h.: Simon)	5	53	Seseleo-Festucetum pallentis (Tétényi-fennsík: Isépy)	12

1. táblázat folytatás / Contd. Table 1.

Sor- szám	Cönoszisztematikai megnevezés (földrajzi eredet)	cfsz	Sor- szám	Cönoszisztematikai megnevezés (földrajzi eredet)	cfsz
25	Sedo-Festucetum dalmaticae (Villányi-hg., Tenkes, Máriagyüd: Kun)	5	54	Seseleo-Festucetum pallentis (Budai-hg.: Zólyomi)	15
26	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Velencei-hg.: Fekete)	10	55	Seseleo-Festucetum pallentis (Balaton-felvidék: Soó)	5
27	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Pilis, Fehér-szirt, Kesztlőc: Penksza)	15	56	Seseleo-Festucetum pallentis (Budai-hg., Pilisszentiván: Mészáros-Draskovits)	20
28	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Balaton-felvidék: Soó)	5	57	Seseleo-Festucetum pallentis (Budai-hg., Pilisszentiván: Mészáros-Draskovits)	25
29	Cleistogeni-Festucetum sulcatae (Mecsek: Horváth)	–			

n.i. (nem ismert) = a közleményben nem szerepeltek cönológiai felvételek, csak konstancia értékek;

\* = a szlovákiai állományok cönológiai megítélése nem azonos a hazaiakéval

A második példában a kistajak léptékénél jóval kisebb, de a cönológiai felvételek méretét jelentősen meghaladó, 250 m×250 m-es rácshálóból származó adatokat mutatunk be. A rácsháló felvételezése kimondottan a védett fajok elterjedésének felmérését célozta, és a Budai-hegység északi dolomitvidékén (Kutya-hegy és környéke) került kivitelezésre. A felvételezés körülményeinek részletes leírását CSONTOS és LŐKÖS (1992) munkája ismerteti.

A példák harmadik csoportját különböző szerzők szárazgyepi felvételeit tartalmazó cönológiai tabelláiból vettük. Ezekben az esetekben tehát a ko incidenciák a kvadrátnagyságoknak megfelelő területegységekre (leggyakrabban 2 m×2 m-re) vonatkoznak. A felhasznált munkák referenciáit az eredmények tárgyalásánál szerepeltetjük a megfelelő helyeken.

A fajnevek megadásánál SIMON (2000) munkáját követtük.

## Eredmények

A hegy- és dombvidéki kistájrészletek vegetációjából kibontható koegzisztenciák nyolc fajpárra vonatkozó eredményeit a 2. táblázat tartalmazza.

Figyelemre méltó a *Dianthus plumarius* ssp. *regis-stephani* és a *Thalictrum minus* ssp. *pseudominus* erős kapcsoltsága, a számítások szerint várható 2–3 közös előfordulást jóval meghaladóan kilencszer fordultak elő ugyanazon cönológiai tabellákban. Kiemelendő még a *Seseli leucospermum* feltűnően gyakori koegzisztenciája a *Festuca pallens*-szel és a *Paronychia cephalotes*-szel.

Az utóbbi két példa azt is jól illusztrálja, hogy a koegzisztenciák információértéke nem feltétlenül szimmetrikus a két szereplő fajra nézve. Esetünkben a *S. leucospermum* jelenléte csaknem 100%-os indikátornak tekinthető a *F. pallens* meglétére vonatkozóan, de fordított irányban ugyanez a reláció már nem áll fenn. A *S. leucospermum* és a *Paronychia* viszont kölcsönösen jó indikátorai egymásnak. Ez a természetvédelem szempontjából például azt jelenti, hogy ha *S. leucospermum* egyedek áttelepítésére keressünk megfelelő helyszínt, akkor annak kiválasztásában az említett két faj közül elsősorban a *Paronychia* jelenlétével jellemezhető területeket kell figyelembe vennünk.

Fontos annak felismerése is, hogy az ilyen eredmények mindig csak egy-egy régióra vonatkozóan érvényesek az adott fajpárokra. A *Seseli leucospermum* – *Paronychia cephalotes* pár esetében ez teljesen nyilvánvaló, hiszen a magyar gurgolya endemikus növényfajunk, míg az ezüstaszott áréája elnyúlik a Kaukázusig, illetve déli irányban a Márvány-tengerig (BORHIDI 1966). Tehát más földrajzi tájakon csak újabb vizsgálatokkal lehet biztosítani a kívánt eredményt.

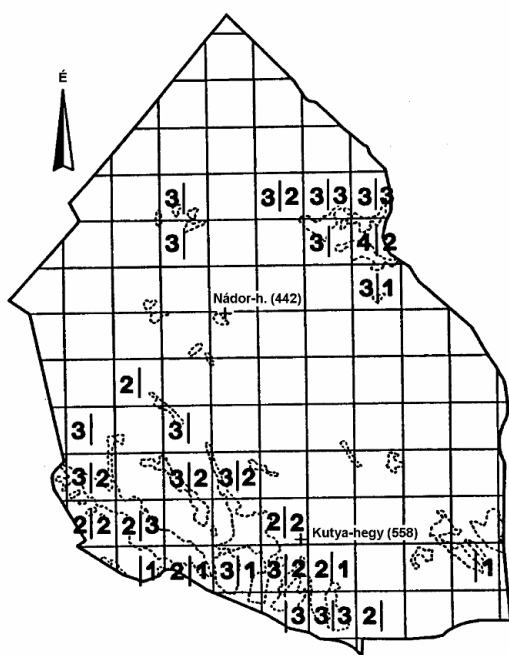
2. táblázat. Védett fajok elemi és együttes előfordulási adatai 57 db szárazgyepi cönológiai tabella alapján. (A felhasznált cönológiai tabellák adatait az 1. táblázat ismerteti.)

Table 2. Occurrence rate of some protected species and the probability of co-existence of their pairs based on 57 phytosociological tables from dry grasslands.

(See Table 1 for some details of the phytosociological tables.)

A vizsgált védett fajpár két tagjának (A és B) megnevezése		A-faj előfordulási száma és valószínűsége ( $P_A$ )	B-faj előfordulási száma és valószínűsége ( $P_B$ )	Az együttes előfordulás megfigyelt és (számított) értéke
Védett faj - A	Védett faj - B			
<i>Adonis vernalis</i>	<i>Iris pumila</i>	24 (0,421)	23 (0,404)	<b>16</b> (9,7)
<i>Adonis vernalis</i>	<i>Stipa pulcherrima</i>	24 (0,421)	13 (0,228)	<b>8</b> (5,5)
<i>Dianthus plumarius</i> ssp. <i>regis-stephani</i>	<i>Thalictrum minus</i> ssp. <i>pseudominus</i>	11 (0,193)	13 (0,228)	<b>9</b> (2,5)
<i>Festuca pallens</i>	<i>Jovibarba globifera</i> ssp. <i>hirta</i>	33 (0,579)	38 (0,666)	<b>25</b> (22)
<i>Festuca pallens</i>	<i>Seseli leucospermum</i>	33 (0,579)	15 (0,263)	<b>14</b> (8,7)
<i>Paronychia cephalotes</i>	<i>Seseli leucospermum</i>	14 (0,246)	15 (0,263)	<b>9</b> (3,7)
<i>Pulsatilla grandis</i>	<i>Stipa pulcherrima</i>	15 (0,263)	13 (0,228)	<b>6</b> (3,4)
<i>Pulsatilla grandis</i>	<i>Adonis vernalis</i>	15 (0,263)	24 (0,421)	5 ( <b>6,3</b> )

A 250 m×250 m-es rácshálóval nyert eredmények közül a *Paronychia cephalotes* és a *Jovibarba globifera* ssp. *hirta* koegzisztenciáját mutatjuk be (1. ábra). Látható, hogy egy nagyobb dolomitterületre vonatkozóan e két faj közös előfordulásai jóval gyakoribbak, mint azt a véletlen egybeesések alapján várnánk ( $P_{\text{Jovi.}} = 0,240$ ;  $P_{\text{Paron.}} = 0,198$ ; számított együttes gyakoriság  $P_{\text{sz.koegz.}} = 0,047$ ; megfigyelt együttes gyakoriság  $P_{\text{m.koegz.}} = 0,167$ ). A számításokból adódó 4,5-nyi közös prezencia helyett a terepi adatok szerint 16 olyan négyzet volt, amelyből mindkét faj előkerült. Ez a korreláció a két faj tömegességére vonatkozó adatokban is kifejeződik (1. ábra).



1. ábra. A *Jovibarba globifera* ssp. *hirta* (baloldali számjegy) és a *Paronychia cephalotes* (jobboldali számjegy) előfordulásai a Budai-hg. északi dolomitvidékének egy részterületén. A négyzetháló celláinak oldalhosszúsága 250 m (1= 1–10, 2= 11–100, 3= 101–1000 és 4= 1001–10000 egyed.)

Figure 1. Occurrences of *Jovibarba globifera* ssp. *hirta* (left-side figures) and *Paronychia cephalotes* (right-side figures) in a dolomite area of the Budai Mts, Hungary. Size of the grid cells is 250 m by 250 m. (Species abundances are marked as follows: 1= 1–10, 2= 11–100, 3= 101–1000 and 4= 1001–10000 individuals.)

Az elemi cönológiai felvételek léptékében vizsgálva a védett fajok együttes előfordulásait a 3. táblázatban a háborítatlan és a regenerálódó dolomitsziklagyepekre vonatkozóan mutatunk be a vártnál erősebben kötődő fajpárokat a Budai-hegység Nagy-Szénás csoportjának gyepeiben készült, 2 m×4 m-es kvadrátok felvételei alapján.

A táblázatból kitűnik, hogy azonos számú felvétel vizsgálata alapján a háborítatlan gyepekben több egymást pozitívan jelző védett fajpárt sikerült kimutatnunk, mint a regenerálódó gyepekből. Ez alátámasztja azt a gyakorlati tapasztalatot, hogy a védett fajok lassabban foglalják el jellegzetes helyüket az adott társulás vegetációjának szerkezetében, és megerősíti azt az elképzelésünket, hogy ez a folyamat gyorsítható lenne, ha az előbb érkező faj indikáló szerepét figyelembe véve, a kolonizációban lassúbb társ megtelepedését aktív természetvédelmi beavatkozással elősegítenénk.

Itt térünk ki röviden annak megemlítésére, hogy az aktív természetvédelemnek az a módja, ami a védett fajok szándékos, közvetlen megsegítésén, azaz „pozitív diszkriminációján” alapul, ma még meglehetősen ritka hazánkban. Jóval elterjedtebbek azok a módszerek, amelyek a nem kívánt fajok eltávolításán alapulnak (HORÁNSZKY 1996,

3. táblázat. Védett fajok számított és tapasztalt együttes előfordulásai dolomitsziklagyepekben.  
(TAMÁS 2001, ined. cönológiai felvételei alapján.)

Table 3. Predicted and realized co-existences of some protected species in dolomite grasslands  
(based on unpubl. relevés of TAMÁS 2001).

A vizsgált védett fajpár két tagjának (A és B) megnevezése		Az együttes előfordulás számított értéke ( $P_A \times P_B$ )	Az együttes előfordulás megfigyelt értéke ( $P_{A \cdot B}$ )	Vegetációtípus
Védett faj - A	Védett faj - B			
<i>Dianthus plumarius</i> ssp. <i>regis-stephani</i>	<i>Jovibarba globifera</i> ssp. <i>hirta</i>	0,64	0,8	Festuco-Brometum erecti archimetricum
<i>Draba lasiocarpa</i>	<i>Paronychia cephalotes</i>	0,64	0,8	Festuco-Brometum erecti archimetricum
<i>Draba lasiocarpa</i>	<i>Scabiosa canescens</i>	0,48	0,6	Festuco-Brometum erecti archimetricum
<i>Paronychia cephalotes</i>	<i>Scabiosa canescens</i>	0,48	0,6	Festuco-Brometum erecti archimetricum
<i>Coronilla vaginalis</i>	<i>Jurinea mollis</i>	0,16	0,2	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Draba lasiocarpa</i>	<i>Erysimum odoratum</i>	0,36	0,6	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Draba lasiocarpa</i>	<i>Jovibarba globifera</i> ssp. <i>hirta</i>	0,24	0,4	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Erysimum odoratum</i>	<i>Jovibarba globifera</i> ssp. <i>hirta</i>	0,24	0,4	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Jovibarba globifera</i> ssp. <i>hirta</i>	<i>Pulsatilla grandis</i>	0,16	0,2	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Linum tenuifolium</i>	<i>Seseli leucospermum</i>	0,24	0,4	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Linum tenuifolium</i>	<i>Phyteuma orbiculare</i>	0,16	0,2	Seseli leucospermi-Festucetum pallentis
<i>Coronilla vaginalis</i>	<i>Seseli leucospermum</i>	0,04	0,2	Tíz éves regenerálódó zárt dolomitsziklagyep
<i>Linum tenuifolium</i>	<i>Thalictrum minus</i> ssp. <i>pseudominus</i>	0,24	0,4	Tíz éves regenerálódó zárt dolomitsziklagyep
<i>Onosma arenaria</i>	<i>Scabiosa canescens</i>	0,16	0,4	Tíz éves regenerálódó zárt dolomitsziklagyep
<i>Allium sphaerocephalon</i>	<i>Erysimum odoratum</i>	0,16	0,2	Tíz éves regenerálódó nyílt dolomitsziklagyep



BALOGH et al. 2006, SZÖLLŐSI és KALAIPOS 2006), vagy az élőhelyek bizonyos típusú rendszeres kezelésétől várják a pozitív változást (KÁLLAI 2004, KENÉZ et al. 2007, MALATINSZKY 2004), és eközben a védett fajok állományainak megerősödését azok „önerejére” bízzák. Ezzel a szemlélettel összhangban a védett fajok szándékos kiültetését sokan egyenesen flórahamisításnak tekintik. Véleményünk szerint azonban a megfelelő körültekintéssel és tudományos megalapozottsággal végzett ilyen kiültetések egyáltalán nem okoznak kárt, sőt, éppen ellenkezőleg, biztosíthatják jelentős botanikai értékek megőrzését (KERESZTY és GALÁNTAI 1994, 2001).

A szélesebb cönológiai merítés érdekében a 4. táblázatban még néhány további szárazgyep társulásból is bemutatunk hasonló módon pozitívan asszociálódó fajpárokat.

4. táblázat. Védett fajok számított és tapasztalt együttes előfordulásai különböző szárazgyepekben, irodalmi források alapján.

Table 4. Predicted and realized co-existences of some protected species in dry grasslands based on literature references.

A vizsgált védett fajpár két tagjának (A és B) megnevezése		Az együttes előfordulás számított értéke ( $P_{A \times B}$ )	Az együttes előfordulás megfigyelt értéke ( $P_{A, B}$ )	Társulás megnevezése	Irodalom
Védett faj - A	Védett faj - B				
<i>Adonis vernalis</i>	<i>Pulsatilla grandis</i>	0,16	0,40	Chrysopogono-Caricetum humilis	VOJTKÓ 2002
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	<i>Jurinea mollis</i>	0,16	0,40	Polygalo-Brachypodietum pinnati	VOJTKÓ 2002
<i>Dianthus giganteiformis</i> ssp. <i>pontederiae</i>	<i>Polygala major</i>	0,48	0,60	Polygalo-Brachypodietum pinnati	VOJTKÓ 2002
<i>Scabiosa canescens</i>	<i>Stipa eriocaulis</i>	0,16	0,20	Cleistogeno-Festucetum rupicolae	PENKSZA et al. 1995
<i>Ajuga laxmannii</i>	<i>Allium moschatum</i>	0,188	0,375	Cariceto humili-Artemisietum albae	PENKSZA et al. 2002
<i>Ajuga laxmannii</i>	<i>Convolvulus cantabrica</i>	0,14	0,375	Cariceto humili-Artemisietum albae	PENKSZA et al. 2002
<i>Allium moschatum</i>	<i>Convolvulus cantabrica</i>	0,188	0,375	Cariceto humili-Artemisietum albae	PENKSZA et al. 2002
<i>Iris pumila</i>	<i>Ranunculus illyricus</i>	0,163	0,286	<i>Gagea bohemica</i> előfordulásai bazalttufán	BAUER et al. 2002

4. táblázat folytatása / Contd. Table 4.

A vizsgált védett fajpár két tagjának (A és B) megnevezése		Az együttes előfordulás számított értéke ( $P_A \times P_B$ )	Az együttes előfordulás megfigyelt értéke ( $P_{A,B}$ )	Társulás megnevezése	Irodalom
Védett faj - A	Védett faj - B				
<i>Iris pumila</i>	<i>Linum tenuifolium</i>	0,160	0,300	Diplachno-Festucetum sulcatae	FEKETE 1956
<i>Cotoneaster matrensis</i>	<i>Spiraea media</i>	0,046	0,111	Inulo ensifoliae-Seslerietum hungaricae	VOJTKÓ 1996–97
<i>Dianthus giganteiformis</i> ssp. <i>pontederae</i>	<i>Pulsatilla grandis</i>	0,034	0,114	Campanulo-Festucetum pallentis	VOJTKÓ 1996–97
<i>Centaurea sadleriana</i>	<i>Pulsatilla grandis</i>	0,076	0,225	Pulsatillo-Festucetum rupicolae	LESS 1998
<i>Pulsatilla grandis</i>	<i>Stipa tirsia</i>	0,048	0,175	Pulsatillo-Festucetum rupicolae	LESS 1998
<i>Inula oculus-christi</i>	<i>Vinca herbacea</i>	0,106	0,175	Pulsatillo-Festucetum rupicolae	LESS 1998
<i>Dianthus giganteiformis</i>	<i>Jurinea mollis</i>	0,040	0,200	Serratulo radiatae-Brometum pannonicum	BORHIDI és DÉNES 1997
<i>Adonis vernalis</i>	<i>Ranunculus illyricus</i>	0,200	0,267	Festucetum sulcatae danubiale	BORHIDI 1956
<i>Daphne cneorum</i>	<i>Ranunculus illyricus</i>	0,044	0,133	Festucetum sulcatae danubiale	BORHIDI 1956
<i>Pulsatilla pratensis</i> ssp. <i>nigricans</i>	<i>Scabiosa canescens</i>	0,067	0,200	Festucetum vaginatae arrabonicum	BORHIDI 1956

Látható, hogy például az *Adonis* – *Pulsatilla* fajpár a kisebb léptékű esetben szorosabb kapcsolatot mutat, mint amit a 2. táblázat nagyobb térléptékű elemzésében tapasztaltunk.

Szintén érdekes az *Ajuga laxmannii*, *Allium moschatum* és *Convolvulus cantabrica* fajhármas viselkedése. Az adatok azt jelzik, hogy az *Allium* és a *Convolvulus* együttes megléte igen jó garanciát jelent az *Ajuga laxmannii* megtelepedésének (megtelepítésének) sikerességére nézve. Intenzív adatgyűjtéssel vélhetően további 3–4-fajos koalíciók felismerésére nyílna lehetőség, azonban jelen tanulmány keretében erre terjedelmi okból sem vállalkozhatunk.

Az eddig elmondottak alapján legalábbis elvben lehetségesnek tűnik, hogy a felvázolt megközelítési módot használva, egy áttelepítendő védettnövény-populáció számára megtaláljuk a megfelelő tájegységet, azon belül a szűkebb élőhelyi környezetet, és szerencsés esetben a befogadásra alkalmas növénytársulást is. Egy adott szárazgyep társulás állományainak kiterjedése azonban rendszerint néhány tíz és néhány száz négyzetméter között változik, így nyitva marad az a kérdés, hogy egy ilyen területen belül konkrétan hol próbáljuk megtelepíteni célnövényünket. Mely növényfajok tőszomszédsága volna a legkedvezőbb a számára? Védett növényfaj kisléptékű koegzisztenciális kapcsolatainak feltárásával tudomásunk szerint eddig csak BABAI (1966) foglalkozott, aki a *Botrychium lunaria* élőhelyét vizsgálta meg 5×5, 10×10 és 20×20 cm-es mikrokvadrátokban. Kitűnően megtervezett és pontosan végrehajtott vizsgálataiból azonban csak a környező vegetáció domináns fajaival mutatott kapcsolatokra lehetett következtetni. Ez arra mutatott, hogy a *B. lunaria* a fücsomók és lappangó sás telepekkel átfedésben nem nagyon él meg, viszont e domináns fajok csomói közötti hézagokban előszeretettel telepszik meg.

A vizsgált élőhely kísérőfajai és különösen a *Botrychiumon* kívüli más védett fajai vonatkozásában BABAI elemzései azért nem lehettek informatívak, mert a használt kvadrátméret mellett csak a leggyakoribb fajokra nézve gyűlt össze statisztikailag értékelhető mennyiségű adat. Ez felveti azt a módszertani kérdést, hogy vajon a 20×20 cm-es, vagy ennél is kisebb kvadrátok-e a legmegfelelőbbek a ritka fajok koegzisztenciáinak társuláson belüli vizsgálatához. A válasz megadásához további vizsgálatok szükségesek, amelyek során célszerűnek látszik a 20×20 cm-esnél nagyobb, de a cönológiai felvételek kvadrátnagyságánál kisebb, pl. 1×1, vagy 0,5×0,5 m-es kvadrátok kipróbálása.

Egy másik út lehetne a védett fajok betelepítésére alkalmas mikrokörnyezet kiválasztására az, ha a fajok életmenetének, autökológiai szerepének (pl. fenofázisok dinamikája, csírázásökológiai tulajdonságok) tisztázására fordítanánk több figyelmet, és e tudás birtokában végeznénk a természetvédelmi beavatkozásokat. Sajnos a védett fajok többségéről (néhány kivételtől eltekintve, pl. CZIMBER 1992, MOLNÁR és BOKROS 1996, KALAPOSI 1998) ilyen ismeretekkel alig rendelkezünk.

### Összefoglalás

Jelen munkában védett fajok együttes előfordulásaival (koegzisztenciáival) foglalkozunk, a Kárpát-medencei szárazgyepek körében. Elgondolásunk szerint egyes védett fajok megléte jelezheti számunkra azt, hogy a kérdéses területen további, hasonló igényű védett fajok is megjelenhetnek, illetve megtelepíthetők, így a koegzisztenciákra vonatkozó információkat természetvédelmi célokra is fel lehet használni. A vizsgált jelenséget háromféle területnagyságra vonatkozó példák segítségével mutatjuk be. A táji léptékű elemzéshez cönológiai táblázatok konstancia oszlopainak adatait használtuk fel. Egy köztes léptékben, 250 m×250 m-es négyzetekben előforduló védett fajokat vizsgáltunk. Végül, cönológiai felvételek adatai alapján számoltuk ki a védett fajok várható és megfigyelt koegzisztenciáinak értékeit. Összesen 41 védett fajpár adatait mutatjuk be. Javasoljuk a módszer kipróbálását olyan esetekben, amikor egy védett faj veszélyeztetett populációjának kényszerű áttelepítése érdekében kell alkalmas befogadó termőhelyet találnunk.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Szerdahelyi Tibornak és Vojtkó Andrásnak a kéziratához fűzött jobbító észrevételeikért.

## Irodalom

- BABAI Á. 1966: Cönológiai és tájökológiai vizsgálatok a *Botrychium lunaria* (L.) Sw. kis-szénási lelőhelyén. Acta Biologica Debrecina 4: 3–15.
- BALOGH Á., PENKSZA K., BENÉCSNÉ BÁRDI G. 2006: Kísérletek a selyemkóróval fertőzött természetközeli gyepek mentesítésére I. Tájökológiai Lapok 4: 385–394.
- BARTHA S. 1992: Preliminary scaling for multi-species coalitions in primary succession. Abstracta Botanica 16: 31–41.
- BARTHA S., HORVÁTH F. 1987: Application of long transects and information theoretical functions to pattern detection I. Transects versus isodiametric sampling units. Abstracta Botanica 11: 9–26.
- BAUER N., MÉSZÁROS A., GALAMBOS I. 2002: A *Gagea bohemica* (Zauschn.) Schoult. et Schoult. élőhely-választásának vizsgálata. Kitaibelia 7: 215–223.
- BORHIDI A. 1956: Die Steppen und Wiesen im Sandgebiet der Kleinen Ungarischen Tiefebene. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 2: 241–274.
- BORHIDI A. 1966: The variability range of *Paronychia cephalotes* (M. B.) Bess. and new data to the knowledge of South-European *Paronychia* species. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 12: 33–40.
- BORHIDI A., DÉNES A. 1997: A Mecsek és a Villányi-hegység sziklagyep társulásai. Studia phytologica jubilaria, Pécs, pp: 43–93.
- CZIMBER, GY. 1992: Adatok a konkoly (*Agrostemma githago* L.) hazai előfordulásáról és biológiájáról. In: CZIMBER GY. A Szigetköz szegetalis gyomvegetációja. Akadémiai doktori értekezés, Mosonmagyaróvár, pp: 36–43.
- CSONTOS, P., LÖKÖS, L. 1992: Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hg. dolomitvidékén. - Szünbotanikai alapozás, természetvédelmi területek felméréséhez. Bot. Közlem. 79: 121–143.
- FEKETE G. 1956: Die Vegetation des Velenceer Gebirges. Anns hist.-nat. Mus. natn. hung. 7: 343–362.
- FEKETE G., SZŐCS Z. 1974: Studies on interspecific association processes in space. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 20: 227–241.
- FEKETE G., SZUIKÓ-LACZA J. 1973: Interspecific correlations of plant species at increasing block sizes, in an oakwood. Acta Biol. Acad. Sci. Hung. 24: 31–42.
- HORÁNSZKY A. 1996: Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. Természetvédelmi Közlemények 3–4: 5–19.
- ISÉPY I. 1998: Diverzitás-vizsgálatok hazai száraz és félszáraz gyepekben. Kitaibelia 3: 75–80.
- ISÉPY I., CSONTOS P. 1996: Comparison of 24 grassland communities in the Carpathian-Basin with the emphasis on their role in nature conservation. Proceedings of the „Research, Conservation, Management” Conference, Aggtelek, Hungary, 1–5 May, 1996, Vol. 1, pp: 309–317.
- JOÓ K. 2003: Kunhalomkutatások (a Csipő-halom vegetációja). Tájökológiai Lapok 1: 87–96.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1972: A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek. Bot. Közlem. 59: 1–6.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1973: A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek, 2. rész. Elemi beszkálzás a florális diverzitás szerint. Bot. Közlem. 60: 35–42.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1980: A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek, 3. rész. Florális diverzitás: elemek. Bot. Közlem. 67: 185–193.
- KALAPOS T. 1998: A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) Pilis-tetői populációjának dinamikája, pp: 41–54, in: CSONTOS P. (szerk.) Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest.
- KÁLLAI SZ. 2004: Áttekintés és ökológiai célú vízpótlás javaslat a Tóvár Tájvédelmi Körzet területén. Tájökológiai Lapok 2: 211–218.
- KENÉZ Á., SZEMÁN L., SZABÓ M., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L. 2007: Természetvédelmi gyephasznosítási terv a Pénzesgyőr-Hárskúti hagyásfás legelő élőhely védelmére. Tájökológiai Lapok 5: 35–41.
- KERESZTY Z., GALÁNTAI M. 1994: Hazai védett növényfajok ex-situ konzervációja. Bot. Közlem. 81: 141–155.
- KERESZTY Z., GALÁNTAI M. 2001: A *Crambe tataria* Sebeők és rádi állományának ex-situ konzervációja. Bot. Közlem. 88: 117–129.

- LESS N. 1998: A Délkeleti-Bükk lejtősztyeppréjtjei. *Kitaibelia* 3: 23–35.
- MALATINSZKY Á. 2004: Botanikai értékek és tájgazdálkodási formák kapcsolata a Putnoki-dombságban. *Tájökológiai lapok* 2: 65–76
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. 1990: The effect of grazing on the structure of a sandy grassland. In: KRAHULEC, F., AGNEW, A. D. Q., AGNEW, S. and WILLEMS, J. H. (eds) *Spatial processes in plant communities*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp: 23–30.
- MOLNÁR E., BOKROS SZ. 1996: Studies on the demography and life history of *Taraxacum serotinum* (Waldst. et Kit.) Poir. *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 453–464.
- PENKSZA, K., BENYOVSZKY, B. M., ÖTVÖS, E., ASZTALOS, J. 1995: Phytosociological studies of the cliff Fehérszirt, near Keszthely, Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 39: 71–95.
- PENKSZA K., KÁDER F., SÜLE SZ. 2002: Vegetációtanulmány a Balatonalmádi Megye-hegyről (gyeptársulások vizsgálata). *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* 19: 7–24.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója, harasztok virágos növények, (4., átdolgozott kiadás), Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZÖLLŐSI T. I., KALAPOS T. 2006: Removal experiment of *Ailanthus altissima* on the „Fóti Somlyó” hill, Hungary, and subsequent changes in the vegetation. 1st European Congress of Conservation Biology, 22–26 August, 2006, Eger - Hungary. *Book of Abstracts*, pp: 80–81.
- TAMÁS J. 2001: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Ph. D. értekezés, ELTE, Budapest, 140 pp.
- VOJTKÓ A. 1996–97: The vegetation of the Bükk plateau (NE Hungary) II. The grassland communities of the limestone and dolomite rocks. *Acta Bot. Hung.* 40: 239–270.
- VOJTKÓ A. 2002: A váci Naszály sziklagyepjeinek cönológiai vizsgálata. *Bot. Közlem.* 89: 161–181.

#### CO-EXISTENCE OF PROTECTED PLANT SPECIES IN DRY GRASSLANDS

P. CSONTOS<sup>1</sup>, I. ISÉPY<sup>2</sup>, J. TAMÁS<sup>3</sup>, L. LŐKÖS<sup>3</sup>

<sup>1</sup>MTA-ELTE Research Group in Theoretical Biology and Ecology,

Pázmány P. stny. 1/c. Budapest, H-1117, Hungary, e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

<sup>2</sup>Botanical Garden of the L. Eötvös University, Illés u. 25., Budapest, H-1089, Hungary;

<sup>3</sup>Botanical Department of the Hungarian Natural History Museum,

P.O. Box 222., Budapest, H-1476, Hungary

**Key words:** phytosociological scale, probability of occurrences, species co-existence, dry grasslands, rock grasslands, landscape scale, protected plants

The paper discusses co-existence of protected plant species growing in dry grasslands of the Carpathian Basin. Our approach is based on a hypothesis that the presence of a rare, protected species on a habitat can be considered as indicator for potential presence of some further rare species (having similar ecological requirements). Based on this „indicator hypothesis” we also believe that the given habitat can successfully support transplanted populations of the indicated species. So thus, this approach can be used for nature conservation operations, when species from threatened habitats need to be transplanted into a safe place. For demonstration purposes, the paper shows examples for co-existence of protected species at three different spatial scales, as follows: at landscape scale, at the scale of a 250 m by 250 m grid system survey and at the level of phytosociological relevés. In each case realised rates of co-existences and predicted rates of co-existences were compared (based on occurrence probabilities of individual protected species). Altogether, values related to 41 species pairs are listed in tables. Advantages and limitations of the proposed method are discussed.

## TÁJVÉDELEM, HAGYOMÁNY, HELYI TÁRSADALOM (A TÁJHASZNÁLAT AKTUÁLIS KÉRDÉSEI EGY MECSEKI APRÓFALU PÉLDÁJÁN)

MÁTÉ Gábor

MTA Néprajzi Kutatóintézet  
1014 Budapest, Országház u. 30., e-mail: mategab@gmail.com

**Kulcsszavak:** tájvédelem, hagyomány, néprajz, tájhasználat, Kárász, Mecsek

**Összefoglalás:** A táj- és természetvédelem célja a táj természeti és kulturális elemeinek, értékeinek megőrzése és kezelése. Kárász községben végzett kutatásaim azt mutatják, hogy ez a törekvés nem a helyi lakosság körében, hanem más társadalmi közegben, magasabb döntéshozatali szinten fogalmazódik meg. A 20. század első felében a táj védelme helyi viszonylatban közvetett formában volt jelen. A közösség egyensúlyra törekedett, ami megnyilvánult társadalmi, gazdasági és természeti szinten egyaránt. Ennek alapjai a társadalmi kötöttségek mellett a nagyobb autonómia, a szokásjog szélesebb érvénye és a közös tulajdonlás voltak. A kollektívizálás társadalmi és tájhasználati téren is gyökeres változást hozott. Napjaink individualizálódott helyi társadalmában a „hagyományos” szellemi és természeti értékek megmentése anakronisztikusnak tűnik. A táj használata szélsőséges, amit a szigorú előírások és a védelem mellett a piacorientáltság jellemez. A természet- és értékvédelem által védett területek és a rájuk vonatkozó előírások országos, világméretű konfliktusok lecsapódásaként jelennek meg a tájban, amely az emberi aktivitás csökkenése következtében egyre inkább „kiüresedik”. A tájhasználat múltbéli sajátosságai fontos összefüggésekre mutatnak rá a tájvédelem és a vidéki lakosság viszonyrendszerének kérdésében, elsősorban a tulajdonlás, a munkaszervezés és az erőforrások kihasználásának terén.

### Bevezetés

Tájaink mai képe, állapota egy hosszú történeti folyamat, emberi és természeti erők kölcsönhatásának eredményét tükrözi. Az utóbbi ötven év két lényeges eszmei áramlatot szült: a természet védelmének szükségességét és a hagyományos értékek, a kulturális jelenségek „megmentésének” igényét. Előbbi főként ökológiai alapokon áll, utóbbi pedig alapvetően régmúlt történeti korok gazdálkodásbeli és tájképpel harmonizáló tárgyi (pl. gazdasági épületek, táji elemek) elemeinek védelme, újjászervezése érdekében alakult. E két kérdéskör mérlegelése fontos a táj sokszínűségének és értékeinek megőrzése szempontjából. Vizsgálatuk jelentőségét mutatja, hogy a tájak tudományos, gazdasági, ökológiai és szellemi értékeinek elismerése és megőrzése érdekében Európa – s ezen belül Magyarország – külön egyezményben (Európai Táj Egyezmény) foglalt állást.

Mindezekkel összhangban tanulmányomban egy szélesebb körű, a tájhasználat egészével foglalkozó kutatás gazdálkodás- és társadalomtörténeti, valamint ökológiai szempontból aktuálisnak vélt kérdéseit vizsgálom. A helyi lakosság tájhasznosításának és a táj védelmének viszonyrendszerével, ennek történetiségével (20. század első fele), valamint jelenleg tapasztalható ellentmondásaival foglalkozom. Munkámban sort keríték a hagyományos tájhasználat fogalmának, és a kifejezés problematikuságának bemutatására is. Következtéseimet hangsúlyozottan közösségközpontú látószögökből foglalkozom meg.

### Anyag és módszer

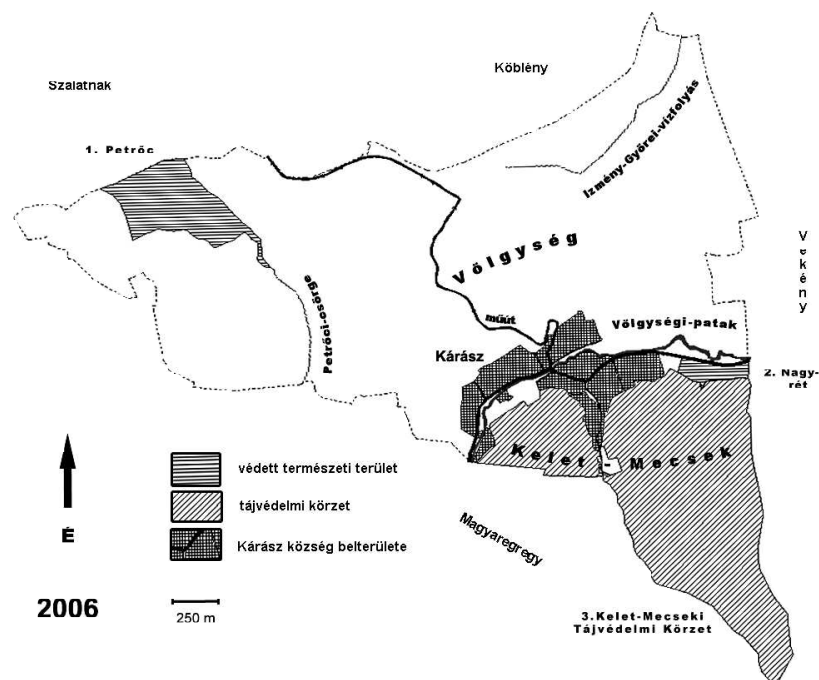
A tájökológia a természet térbeli elrendeződésének sokszínűségét, a táji heterogenitás működését, valamint az ember helyének és lehetőségeinek meghatározását vizsgálja (CSORBA 2004). A táj kutatásának interdiszciplináris jellege folytán a vizsgálatokban a néprajztudomány is érintett. Elsősorban a társadalmi csoportok, közösségek szerepkörét, a tájban végzett munka, illetve a tájátalakítás történeti változékonyságát, a társadalmi és gazdasági viszonyok tájra gyakorolt hatását vizsgálja. A néprajz és a tájökológia közös nevezőjének az emberföldrajz összetett szemléletmódját tekintem.

Anyaggyűjtésem – a néprajztudomány gyakorlatát követve – alapvetően a helybeli lakosokkal és a tájhasználatban érintett szereplőkkel történt beszélgetéseken alapult. Saját gyűjtéseim mellett (2004–2006) Andrásfalvy Bertalan (1966) néprajzi gyűjtéseinek jegyzetanyagát is felhasználtam. Ezt kiegészítették a tereptapasztalatok, a földfelszínre és a vegetációra vonatkozó saját megfigyelések. A tájhasználat történeti dokumentumaiként a Baranya Megyei Levéltár úrbéri rendezéssel kapcsolatos iratait, a hivatalos statisztikákat (KSH), valamint katonai és kataszteri térképeket használtam, melyek a jelenkorra vonatkozó ismeretek történeti összefüggéseit világították meg. Szakirodalmi vizsgálódásaim a térségre vonatkozó természet- és társadalomtudományi munkákra, valamint a néprajztudomány tájhasználatával és hagyománnyal kapcsolatos elméleti irodalmára irányultak.

### Földrajzi elhelyezkedés és a település adottságai

Kárász a Mecsek hegység északi peremén fekvő aprófalu. Lakossága 2005-ben 369 fő volt, mely 1962 óta folyamatosan csökken. A község három földrajzi kistáj találkozásánál települt, északra a dombsági jellegű Völgység, délre a hegységi jellegű Keleti-Mecsek nyugatra pedig a Baranyai-Hegyhát emelkedettebb dombsora húzódik.

Klímája mérsékelten meleg és mérsékelten nedves. Az évi átlagos napfénytartam 2000–2050 óra, a középhőmérséklet 10,0 °C, a csapadék évi összege 710 és 730 mm között ingadozik (FAZEKAS 2004). A településhatárban a domborzati tagoltságnak és az emberi tevékenység hatásának megfelelően három jól elhatárolható térszínnel, a Völgységi-patak völgyével, a Mecsekkel és a helyi lakosság által Hegyhátnak nevezett térséggel találkozunk (1. ábra). A falunak teret adó Völgységi-patak völgyében a patakpartra korlátozódó őshonos társulások mellett gyümölcsösök és kerti földek (intenzív mezőgazdasági területek), valamint kaszálórétek vannak. A mecseki területeket főként erdészeti kezelésben lévő extrazonális bükkösök és gyertyános tölgyesek uralják, egykori legelőterületei kőkény és galagonya cserjéssé váltak. A hegyháti (földrajzilag Völgység) térségben túlnyomóan szántóföldeket, leromlott szőlő- és gyümölcsöskerteket, cserjésedő legelőket és akácerdőket találunk.



1. ábra Kárász védett területei  
Figure 1. Conservation areas of Kárász

## Eredmények és értékelés

### A helyi társadalom és a tájvédelem

Kárászon az első, emlékezetben is fellelhető, tájhasználatot aktívan érintő intézkedés a kenderáztatás korlátozása volt. Az országos rendelkezés alapja a természetes vizekben – így a Völgységi-patakban is – az áztatás (rothadás) következtében, oxigénhiány miatt fellépő halpusztulások megakadályozása volt. A kenderáztatást az 1894-es XII. t.c. korlátozta, amit az 1925-ös 77.777-es rendelet módosított, enyhített (LUKÁCS 1929). Az első tágabb hatályú, a helyi lakosságtól független kezdeményezés a Kelet-Mecsek Tájvédelmi Körzet létrehozásakor történt (1977), mely a Völgységi-pataktól délre fekvő mecseki erdőterületeket érintette. A védett területek köre azóta tovább bővült. Védettséget élvez a határ északnyugati szegletében fekvő petróci gyepterület (korábban szántók és legelők), valamint a falu legnagyobb kaszálórétje, a Nagy-rét. Védett továbbá a Völgységi- és Petróci-patak, amit mindkét esetben ökológiai szempontok (ökológiai folyosó), és a patakmeder beavatkozás-mentessége indokol. A településhatárnak ma megközelítőleg 40%-a védett.



A sokszínűség, illetve táji értékek védelme az előbb vázolt törekvéseket megelőzően közvetett formában volt jelen. A kollektivizálás előtt (1961) fennálló – hagyományosnak nevezett – helyi gazdálkodási rend, területhasználat alapköve a viszonylagos egyensúly biztosítása volt, melynek gazdálkodásbeli és munkaszervezeti, társadalmi, továbbá természeti vonatkozásai ismerhetők fel.

Egyensúlyra, kiszámíthatóságra volt szükség a gazdálkodás, a megélhetés egyéni szintjén. A két világháború között a létbiztonság alapját a „több lábon állás” (mezőgazdaság, fuvarozás, erdőmunkák, háziipar), a megbízható, helyhez alkalmazkodó állat- és növényfajták (bonyhádi szarvasmarha, helyi gyümölcs- és zöldségfajták) tartása, illetve tenyésztése, a vegetációs időszak teljesebb kihasználása (korai, nyári, őszi fajták), a gyűjtögetés jelentette.

Egyensúlyra törekedett a közösség az erdők és legelők hasznosításakor is, melyet a közös tulajdonlás szavatolt. Használatukat a Legeltetési Társulat, valamint az Erdőbirtokosság szabályozta. Sajátos módon, a helyi jogszokások és állami törvények értelmében működtek. A gazdasági érdekek érvényesítése mellett (állandó faértékesítés, bérbeadás, haszon elosztása) kedvezményt biztosítottak a rászorulóknak (rőzsehordás, alomszedés), valamint azoknak, akiknek munkája a közösség érdekeit szolgálta (pl. a bognárok licit nélküli favásárlása). A legelő a földnélküliek számára volt különösen fontos, akik takarmány hiányában kizárólag ezen nevelhették fel szarvasmarhájukat. Az állatszám korlátozásával és a legelők időszakos változtatásával a társulat a túllegeltetés ellen is lépéseket tett. Az erdők használatára a falu összes családjának lehetősége volt, azzal a megkötéssel, hogy a rész nem alanyi jogon, hanem teleknagyság alapján járt. Az eltérő birtokviszonyok következtében fellépő egyenlőtlenségeket a jogrészek adás-vétele kiegyenlítetté tette. A közösség számára fontos, házépítéshez szükséges sárgaföldet (agyagos lösz), követ a közös területről bányászhatták ki, ellenszolgáltatás nélkül. Az intenzív piaci árutermelésbe a 19. és a 20. század fordulóján, elsősorban az istállózó állattartás révén kapcsolódott be a falu, amely azonban – az erőforrások szűkössége folytán – nem eredményezett nagyarányú vagyoni különbségeket.

Mindezek fölött, a társadalmi meghatározottság függvényében mondható ki végül, hogy a gazdálkodásban nagyon fontos elem volt a természeti, vagyis az életadó feltételek megbecsülése. A tájhoz történő viszonyulás tehát az értékeknek és céloknak nem a mai alapállását tükrözi, mégis, vagy talán éppen ezért fogalmazható meg az, hogy a védelem bizonyos elemei jól működtek. Mindez összhangban van Andrásfalvy Bertalan megállapításával, miszerint „az ember életvitelével, megmaradásához szükséges javak biztosításával nemcsak szegényíti, rontja a természetet, a biodiverzitást, hanem gazdagíthatja is.” (ANDRÁSFALVY 2006).

A helyi gazdálkodásnak – a török kiűzése óta figyelemmel kísért – folyton alakuló rendszere azzal akadályozta meg a térség tájökológiai állapotának romlását, hogy helyben hagyta a felszíni adottságnak megfelelő növénytársulást vagy azt a vízhatásnak, erózióknak, kedvezőtlen talajviszonyoknak leginkább ellenálló kultúrvegetációvá alakította át. Kárászon a patakok menti sásos égerligetek helyén többnyire kaszálórétek, magas-körös társulások keletkeztek. A zárt gyeptakaró továbbra is nedvesen maradt, megőrizve ezzel a völgyek talajtani, mikroklimatikus adottságait. A szántók a jobb adottságú, laposabb dombhátakon, a legelők a magasabb vagy meredekebb, nehezen megközelíthető határrészekén alakultak ki a természetes erdőtakaró egy részének kiirtása révén. Az állatállomány nyíltabb, de erdők között fekvő legelőkön vagy a laza lomb-koronaszintű,

vegyes fafajokból álló, ún. legelőerdőkben legelt. A meredekebb legelőrészeket jellemzően fásan (legelőerdőknek) hagyták, mely az állatállomány takarmány-ellátása terén (legkorábban itt sarjadt a fű, valamint a makk és vadgyümölcs-termés miatt) és az erózió ellen is jó szolgálatot tett. A délies domboldalakon szőlő- és gyümölcsöskertek alakultak. Fazekas Imre (2005) szerint ezáltal kivételes ökológiai értékeket képviselő, ember által alakított, de önfenntartásra nem képes rendszerek alakultak ki. Szerepük főként a biológiai sokszínűség megőrzésében van, miközben hozzájárulnak egyes fajok elterjedésének, migrációjának biztosításához (FAZEKAS 2005). Az emberi tevékenység mérséklődése, a kertművelés és az állattartás visszaesése miatt az érintett területeken mára a szukcesszió igen előrehaladt.

A falu határában, részben a közösségi kontrol miatt tarvágás, túllegeltetés, egyéb, az egész falut sújtó (ökológiailag és gazdaságilag káros) környezeti visszahatás a 20. század első felében nem következett be. Ez azért volt lehetséges, mert a gyors haszon-szerzés lehetőségét a rögzült társadalmi- és birtokviszonyok mellett helyi intézmények (Legeltetési Társulat, Erdőbirtokosság, Község) is korlátozták. A diverzitásnak gyakorlati szerepe volt, a természeti sokszínűség kiterjesztése az ember életlehetőségeit szilárdította. Ebben a közegben mély természet- és tájismeret formálódott ki. A mindennapi munkavégzés, a gyakorlati, tapasztalati ismeretek, a hiedelmek, az élmény- és mondanvilág együttesen töltötték meg a tájat, a falun kívüli világot. Így valóban a tájvédelmi egyezményben megmentésre – még mindig – váró, a sokszínűség alapját képező kulturális jelenségek és értékek alakultak ki.

A kollektivizálással a magán és közösségi birtoklás korábbi formái átalakultak. A mélyreható társadalmi és mentális változások a tájhasználat átalakulásában, a gazdálkodás új rendjében fizikailag is megnyilvánultak.

A helyi szövetkezetek megalakulásával (Kárász, Magyaregregy, Szászvár stb.), majd egyesülésével, továbbá az erdők állami tulajdonba vételével piacérdekelte gazdasági üzemek keletkeztek. A helyi adottságok sokoldalú használata helyett – fokozatosan – a szelektív tájhasználat (szántóföldi növénytermesztés) és az értékesíthetőség szempontjai érvényesültek. Ezek eredményeként leépült az állattenyésztés, visszaszorult a gyümölcs-termesztés és a szőlőművelés, egyedül az erdő (döntően akác) nyert teret. A térbeli aktivitás az elmúlt ötven év alatt lényegesen csökkent, ami a dűlőutak, gyalogutak és víznyerő helyek használatában nyomon követhető (MÁTÉ 2006). Ezzel a helynevek kialakulásának és továbbélésének alapja is változott.

A kárpótlás óta (1991) a természeti erőforrásokat önálló hatáskörrel és tulajdonnal rendelkező, egymástól független szereplők (egy magángazda, a volt termelőszövetkezet, a vadásztársaság, turisták, szőlőtulajdonosok stb.) használják. A mezőgazdaságban a tájkielégés térbeli keretét nem a településhatár, hanem a gazdaságos üzemméret szabja meg. A tájhasználat kikerült a faluközösség kontrolja alól. A táj nem közvetlenül az önellátást szolgálja, a természetű növényféléket és vetésterületüket, valamint az állatok fajtáját és számát az éppen aktuális piaci feltételek szabják meg. Ez kedvezőtlen a helyi adottságok és a környezet állapotának szempontjából. Jó példa erre a helyi méhészkedés és a vadászat változó gazdasági szerepköre.

A 20. század első felében a helyi méhészek legfeljebb családjuk, szomszédságuk igényeit elégítették ki lévén, hogy általában három-négy méhcsaládjuk volt. A megélhetésből űzött méhészkedés ezen a szinten messze túlmutat, hatvan-nyolcvan méhcsalád már valódi méhlegelőt igényel. Egyes méhészek ma erről maguk is gondoskodnak. A méh-

legelőt mézélő növények magjainak szórása révén terjesztik ki, olykor tudatosan saját területükön túl is. Ezzel jelentősen nő az invázív fajok elterjedtsége (aranyvesszőfajok, selyemkóró). Ugyanez a folyamat játszódik le a vadak intenzív etetésekor is. Az etetésre szánt takarmányokban a szántóföldről származó özönnövények magjai is jelen vannak. A mecseki területekre legtöbbször így kerülnek be a rivális gyomok. Etetésre azért van szükség, mert a jelenlegi vadállomány nagyobb annál, amit a természet eltartóképessége megenged.

A tájvédelem kérdése szorosan összefügg a jogi szokások és hagyományok életerejével, valamint az országos jogalkotás érvényre jutásával. A tételes jog előretörése előtt (19. század vége) a népi jogszokások határozták meg a hétköznapokat és a táj hasznosítását (ANDRÁSFALVY 2004, TÁRKÁNY SZÜCS 2003). A folyamatos állami beavatkozás eltüntette a „fent” és a „lent” jogalkotásának eltérő (ám egymással kölcsönhatásban lévő) gyakorlatát (TÁRKÁNY SZÜCS 2003). A tágabb érvényű helyi jogrendszer hatálya és emléke leszűkült. Ugyanakkor a szokásjog alapján működik például még ma is a gyalogutak használata. A helyi szokások érvényének továbbéléséről vall továbbá, hogy sok helyen nincs kerítés a telkek, a kerti földek, de néhol közvetlenül a házak mögött sem. A természetvédelmi törekvések a tételes jog térnyerésének – a különösen a 20. század második felére felerősödő – folyamatában eleve késve jelentkeztek. Szükségességük – talán újszerűségük miatt is – leginkább értetlenkedést vált ki a helyiek körében. Ez azért van, mert a természeti értékek védelme (főként a területi alapú korlátozás) nehezen magyarázható, egyfajta absztrakciónak számít, hiszen a védelmet kiváltó ökológiai és egyéb kérdések csak összefüggésrendszerben értelmezhetők problémaként.

A védett területek közelsége kétségtelen, hogy a turizmus szempontjából előnyöket jelent. A tájvédelem a természet érintetlenségének mintegy védjegyeként jelenik meg. Az utóbbi másfél évtized tapasztalatai azonban azt bizonyították, hogy a megélhetést nem lehet a turizmusra alapozni. Annak ellenére sem, hogy Kárász a Keleti-Mecsek térség egyik leglátogatottabb faluja. A turisztikai piacon rendkívül nagy a verseny, a vendégforgalom mértéke pedig erőteljesen változó, az idegenforgalom csak jövedelemkiegészítés szempontjából meghatározó. Az elmúlt tizenöt év demográfiai adatai bizonyítják, hogy az, nem elégséges a népesség helyben történő megtartásához.

A tájvédelem (tilalmazás) hatálya a helyi gazdálkodásban korábban fontos területeket (Mecsek, Völgységi-patak partja) érint. Lényeges tevékenységek csak engedéllyel, vagy egyáltalán nem folytathatók. A Tájvédelmi Körzethez tartozó területeken külön kezelési terv határozza meg a természetvédelmi célokat és az erdőművelés módját, a védett természeti területeken (Petróc, Nagy-rét) a művelési ág megváltoztatása tilos, a Petróci-csörge és a Völgységi-patak menti magas-sásos és fűz-, valamint éger ligeteket pedig „megőrzendőnek” írja elő a helyi rendezési terv, ami a gyakorlatban a mederalakító tevékenységek és a fakitermelés tiltását jelenti.

A helyzet azért ellentmondásos, mert a védett területek tulajdonosainak, kezelőinek a természetvédelmi elvek érvényesítése mellett gazdasági szereplőkként is helyt kell állniuk. Ez érvényes a Nemzeti Parkra is. A tájhasználói gyakran kompromisszumokra kényszerülnek, az elvek végrehajthatósága pedig csorbul. A földhasználatot viszont szigorú megkötések szabályozzák. Erre példa a tájhasználat korábbi rendszerének megfelelő – és épp a sokszínűséget erősítő – erdei legelők kérdése. A Mecsekre egykor jellemző erdei legelők ugyanis nem használhatók korábbi formájukban és funkciójuk szerint. Nincs olyan köztudott tájhasználati kategória, mely megengedné az erdők legelőként

történő hasznosítását. Bizonyos erdősültségi arány fölött a legelő erdőnek minősül, így üzemtervezni kell. Problémát jelent, hogy az agrártámogatási és vidékfejlesztési támogatások célja, formája, nagysága évről-évre változik, így a művelés jellegének vagy ágának változtatására ösztönöz. Egyik ciklusban a gyepek fenntartása (legeltetése, kaszálása), másokban az erdőtelepítés kifizetődő. Az elérni kívánt környezeti állapot és a táj ökológiai egyensúlya egy elképzelt piramis csúcsán áll. Ezt a piramist gazdasági, társadalmi, természeti, nevelési, környezettudati stb. szintek, elemek alkotják. Ha valamelyik elem hiányzik, akkor az egész képződmény deformálódik, ellentmondások tapasztalhatók. Ez gyakorlatban azt eredményezi, hogy az értékek védelme nem hatékony. Ilyen ellentmondás a természet- és tájvédelmi előírások szokásjoggal ellenkező hatása is. Ezt egy kárászi lakos a következőképpen jellemezte: „...itt minden védett, csak egyszer a Homo Mecsekiensist is le kéne védeni valakinek” (Mezei Attila). Az ilyen típusú vélemények a gyakorlatban ritkán járnak együtt valós konfrontációval. A rendelkezések betartása ugyanis függ az azt ellenőrző szerv hozzáállásától, lehetőségeitől, és ami talán még meghatározóbb, a haszonvétel igényétől. Az élettér összeszűkülése és az aktivitás csökkenése miatt, továbbá az érdekvédelmi szervek hiányában széleskörű ellenkezés nem tapasztalható a folyamattal szemben, de a településhatárból élő vagy ahhoz valamilyen haszonvétel terén kötődő – sokféle, de kevés számú – szereplő körében ez rendre megfogalmazást nyer.

### A „hagyományos” tájhasználat

A tájkarakter központi elemei az ember alkotta értékek, hagyományos elemek melyek védelme a természethez hasonlóan éppúgy szükséges. Magyarországon ez is a természetvédelem feladata. A tájvédelem mellé főként azért kívánkozik a hagyomány kérdésének szemrevételezése, mert mindkettő „átment” valamit, jelen esetben kultúránk, agrártörténetünk egy szeletét. A hagyományos kifejezés mára széles körben teret nyert a táj hasznosításával foglalkozó tudományokban (tradicionális vagy hagyományos gazdálkodás, -tájszerkezet, -tájhasználat formájában) így fogalmi minőségében is áttekintésre érdemes. Vizsgálata azért is lényeges, mert a hagyományos gazdálkodási formáknak az ösztönzése irányelvként jelentkezik a tájak kezelésében (pl. természetvédelmi vagyongazdálkodás).

Szilágyi Miklós (2000) álláspontja szerint a 19. század közepe és a földkisajátítások között eltelt közel száz esztendő tekintve a paraszti mentalitás, a paraszti eszközkészlet változása, valamint az újítások adaptációja esetében alkalmazható a „hagyományos” kifejezés.

Kárászi vizsgálataim alapján viszont a tájhasználatban erről azért nem beszélhetünk, mert miközben bizonyos elemek funkciójukat megőrzik, a tájhasználat rendszerének egészét mindig az aktuális igények és lehetőségek szabják meg. Egy korszakot sem nevezhetünk ki hagyományosnak, filmkockaként nem merevíthetjük ki egyetlen időszakot sem, ugyanis a rendszer a mindenkori társadalmi, gazdasági követelményeknek megfelelően alakul. A szóhasználat által felvetett kérdéseket a következő gondolatokban összegzem:

- a) A tájhasználat történeti korszakait és választóvonalait a különböző tudományos megközelítések és hagyományról alkotott elképzelések határozzák meg. Az eltérő értelmezések miatt olykor több tájtörténeti korszak is – párhuzamosan – „hagyományosként” élhet.

- b) A határkiélés bizonyos stratégiai kortól függetlenül állandósulhatnak. Kárászon és a környező falvakban ilyen tájkiélési forma a lappangó, ám mindig jelen lévő orrvadászat, aminek gyökerei feltehetően a kései feudalizmus közös erdőbirtoklásáig nyúlnak vissza.
- c) Egyes hasznosítási formák a táj elemeiben, mozaikjaiban hagyományozódnak. A közösen használt erdei legelők, a szállások és az istállóspajták is az állattartás időrendben egymást követő, jelentősebb történeti korszakainak helyszínei voltak. Funkciójuk és kiterjedtségük az idők során változott, azonban a 20. század első felében még egyidejűleg használatban voltak. A tradíció fogalmának alkalmazása az egyes elemek esetében azért problematikus, mert mindhárom elem más-más gazdálkodás-történeti korszakra utal.
- d) Tradíció alatt általában mindenki a saját maga által, gyermekkorában megélt tapasztalatokat értheti.

A felvázoltak tanulsága az, hogy a hagyományos tájhasználat fogalma csak megfelelő történelmi kontextusba helyezve és nem abszolutizált kategóriaként értelmezhető. Hasonlóan azon elméleti reflexiókhoz, melyek bizonyos kulturális elemek, rétegek régi és új, hagyományos és modern ellentétpárjait, illetve azok történetiségét fedték fel a népi kultúra, a népzene, az irodalom vagy a népművészet tárgykörében (HOFER 1994, VOIGT 1988). A kérdéskör sokkal bonyolultabb a múlt és a jelen, vagy a hagyományos és a jelenlegi gazdálkodás pusztá szembeállításánál. Tényként jegyezhetjük azonban, hogy a kollektívizálás a föld tulajdonlásának gyökeres megváltoztatásával a társadalomban és a tájhasználat terén is gyökeres átalakulást hozott. Így a hirtelenszerű, több generáció által is szemmel kísért változások leírására a hagyományos és modern tájhasználat dichotómiája széles körben, általánosan érvényre jutott.

### Megvitatás

Környezetünk átalakulása egyre nyomatékosabban veti fel a meglévő természeti és ökológiai értékek védelmének és megmentésének igényét. Kárászon végzett vizsgálataim azt mutatják, hogy ennek szükségessége legtöbbször nem helyi, hanem ösztársadalmi érdekként fogalmazódik meg, hatásai (előnyei és hátrányai) pedig leginkább a vidéken élő emberek, a falvak – és főként egyes társadalmi csoportok – hétköznapjait érintik.

A lokális múlt megismerése nem az ideáltípus keresése, hanem a táj „működésének” megértése miatt fontos. Optimális tájhasználati formák tudományos meghatározása során nem hagyható figyelmen kívül a helyi társadalom, amely amellet, hogy helyben él, fontos tapasztalatokkal és példákkal is szolgál. Különösen akkor, amikor a természet- és tájvédelem valamint a vidékfejlesztés irányelvei is részben a gazdálkodás „hagyományos” formáinak ösztönzésében, a vidék szellemi örökségének megújulásában határozzák meg a jövő irányvonalait (pl. a közelmúltban lezárult AVOP vidékfejlesztési pályázat esetében). Ezek az értékek viszont más társadalmi közegben, és az erőforrások felhasználásának más szintjén keletkeztek, hiszen a faluhatár erőforrásai főként a falun belül felmerült igényeket elégítették ki. A belső élésvöld kiélésének különféle praktikumai, sajátos hasznosítási formái (részes aratás, felesben művelt földek, kölcsönös segítségnyújtás stb.), a közösen használt földterületek, valamint a szokásjog tágabb hatálya

egyfajta térbeli és szociális keretet jelentettek a megélhetéshez. A társadalmi kérdések, belső konfliktusok nagy része a falu hatásköréhez tartozott és a falu határán belül rendeződött el. A helyi társadalom szövege a téveszesítéssel átfurmálódott.

A tradicionalitás, a „hagyományos” gazdálkodás jelenleg csak színező elem (téli szánkózás, állatsmogatás). A piac működése és logikája sokkal erősebben hat, mint bármikor korábban. A hullámszerűen változó piaci viszonyok és a pályázati rendszer az egyes szereplők elkülönülését eredményezik a gazdálkodásban. A tájhasználat tehát szegregálódik. A kultúrtájak értékvesztésének megakadályozása érdekében mozgósítható források inkább a konzervációt erősítik.

A természetvédelem megjelenése, annak térfoglalása egy országos (sőt világméretű) konfliktusnak, a nooszféra és a bioszféra közötti kölcsönhatásnak a visszacsatolása, amely a felsőbb döntéshozatali szinteken meghatározott elvek érvényesítésével halad. Pedig kárász vizsgálataim, valamint Andrásfalvy Bertalan megállapítása szerint a területek védelmével bármely részét is ragadjuk ki az ember hatóköréből éppen az emberi tevékenység által létrehozott tájat, tájképet, földfelszín és vegetációt próbáljuk rögzíteni (ANDRÁSFALVY 2003). Európa tájainak életerejét is éppen az az életmód adja, amely létrehozta őket (DOWER 1994).

#### Irodalom

- ANDRÁSFALVY B. 2003: A népi gazdálkodás táj- és földfelszín-alakító tevékenységének nyomairól és azok megőrzéséről. A tájkép-védelem kérdései Magyarországon. In: VISY Zs. (szerk.): Régészeti emlékek kutatása és gondozása a 3. évezred küszöbén. Pécsi Tudományegyetem Bölcsészettudományi Kar Ókortörténeti- és Régészeti Tanszék Régészeti Szemináriuma, Pécs, pp. 167–171.
- ANDRÁSFALVY B. 2004: Hagyomány és környezet. In: ANDRÁSFALVY B., DOMOKOS M., NAGY I. (szerk.): Az idő rostájában. Tanulmányok Vargyas Lajos 90. születésnapjára. III. kötet. L'Harmattan, Budapest, pp. 117–138.
- ANDRÁSFALVY B. 2006: Biofilia, az élő természettel való kapcsolat. In: SELMECZI KOVÁCS A. (szerk.): Lélek és élet. Ünnepi kötet S. Lackovits Emőke tiszteletére. Veszprém Megyei Múzeumi Igazgatóság, Veszprém, pp. 134–138.
- CSORBA P. 2004: Tájökológia. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- DOWER M. 1994: Kultúrtáj – Mi az, és miért fontos? In: Kultúrtáj – történeti táj – műemlékvédelem. Nemzetközi tudományos tanácskozás. Budapest – Keszthely, 1993. június 7–11. Országos Műemlékvédelmi Hivatal, Budapest, pp. 25–30.
- FAZEKAS I. 2005: Táj történet, élőhelyek, növényzet és állatvilág. In: Fazekas I. (szerk.) A komlói térség természeti és kultúrtörténeti öröksége. RegioGRAFO Bt., Komló, pp. 123–164.
- HOFER T. 1994: Változó paraszti műveltség és a róla alkotott elképzelések. In: LACZKÓ M. (szerk.): A tudománytól a tömegkultúráig. Művelődéstörténeti tanulmányok 14. MTA Történettudományi Intézete, Budapest, pp. 167–190.
- LUKÁCS K. 1929: A kenderáztatás hatása a halaszvizek állatvilágára. Halászat 30: 47–48.
- MÁTÉ G. 2006: A térbeli aktivitás történeti vizsgálata a táj antropogén morfológiai elemeinek segítségével Kárász település példáján. In: Berta P., Hoppál M., Vargyas G. (szerk.): Etno-lore. A Magyar Tudományos Akadémia Néprajzi Kutatóintézetének Évkönyve 23: 103–135.
- TÁRKÁNY SZÜCS E. 2003: Magyar jogi népszokások, Akadémiai Kiadó, Budapest
- THÉRON D. 1994: A kultúrtáj védelme Európában. In: Kultúrtáj – történeti táj – műemlékvédelem. Nemzetközi tudományos tanácskozás. Budapest – Keszthely, 1993. június 7–11. Országos Műemlékvédelmi Hivatal, Budapest, pp. 38–43.
- SZILÁGYI M. 2000: Hagyomány és újítás a népi gazdálkodásban. In: Veres L., Viga Gy. (szerk.): Herman Ottó Múzeum Évkönyve, Herman Ottó Múzeum, Miskolc, 39: 461–480.
- VOIGT V. 1988: Bevezető. A megváltozó hagyomány (A XVIII. század képének megértéséhez.). In: HOPP L., KÜLLÖS I., VOIGT V. (szerk.): A megváltozott hagyomány. Folklor, irodalom, művelődés a XVIII. században. ELTE Folklore Tanszék, Budapest, pp. 7–37.

---

LAND CONSERVATION AND „TRADITIONAL” LAND USAGE  
AT A VILLAGE IN MECSEK MOUNTAINS

G. MÁTÉ

Hungarian Academy of Sciences, Institute of Ethnology  
1014-Budapest, Országház u. 30. e-mail: mategab@gmail.com

Keywords: land conservation, tradition, ethnography, land usage, village Kárász, Mecsek Mountains

Land conservation aims to defend and extend environmental and cultural values. According to my research carried out in Kárász this effort is not forming on local but on higher levels. In the first half of the 20<sup>th</sup> century the protection of land, in local respect, took place in an indirect way. The community of Kárász tried to maintain the balance and it was manifested in social, economic and nature spheres as well. The base for that, besides social bounds, was bigger autonomy, big independence in the field of law and common properties. The establishment of farmer's co-operative societies has a dissolving effect on both the society and land usage too. In today's individual society keeping alive traditional values and elements that had been evolved among different circumstances may seem anachronistic. Land usage goes to extremities, has to comply with strict environmental rules and market centred more than ever before. Conservation of nature and cultural values appear locally as the outcome of country and world problems in the land getting emptier. The significances of land usage in the past point out essential relations in the networks of land protection and country population, primarily in the allocation of labour, resources and ownership.

## AZ ERDŐ NÖVEKEDÉSÉNEK VIZSGÁLATA TÉRINFORMATIKAI ÉS FOTOGRAMMETRIAI MÓDSZEREKKEL KARSZTOS MINTATERÜLETEN

ZBORAY Zoltán

Honvédelmi Minisztérium Térképészeti Közhasznú Társaság, Felmérő Osztály, Fotogrammetriai Alosztály  
1024 Budapest, Szilágyi Erzsébet fasor 7–9., e-mail: zboray.zoltan@topomap.hu

**Kulcsszavak:** karszt, famagasság, légifelvétel, digitális felületmodell

**Összefoglalás:** Az erdő növekedését, a famagasságok változásának vizsgálatát ma már korszerű térinformatikai megoldások támogatják. A távérzékelés és a digitális fotogrammetria módszereinek alkalmazásával nagy területről nagy mennyiségű magassági adat mérhető. Ezen adatok a terep felszínének magasságán túl a tereptárgyak – erdős területen a fák – magasságát is tartalmazzák. A magasságkülönbségekből famagasság térkép, különböző időpontok felületmodelljeinek összehasonlításával növekedési térkép készíthető. Vizsgálatainkat a Bükk-hegység egy kiválasztott 100 km<sup>2</sup>-es mintaterületén végeztük 1965 és 2004 években készült légifelvételek alapján. A fotogrammetria módszereivel előállítható magassági adatok a domborzat, valamint erdős területen a fák magasságának mérésére is alkalmazható. A légifelvételek átfedő területein automatikus magasságmérések lehetségesek, amiből egységes felületmodell állítható elő. A digitális felületmodellekből számított famagasság-térképek az erdőgazdálkodás területén jól kiegészíthetik a manuális műszeres vagy terepi méréseket. A termőhelyek különbözőségéből eredő növekedésmentek ismeretében mód nyílt a karsztokon végzett optimalizációs vizsgálatok kiterjesztésére. A magasságváltozások és az ortofotók összehasonlítása alapján, a mintaterületen az átlagos famagasság és az erdőterületek növekedésére következtethetünk.

### Bevezetés

A karsztos területek felszínére vonatkozó kutatásokat ma már széles körű térinformatikai megoldások támogatják, melyben a légifelvételek, a fotogrammetria alkalmazása is egyre nagyobb teret hódít. A Bükk-fennsík területén végzett karsztmorfológiai vizsgálatokban a fotogrammetria alkalmazása tette lehetővé a terület karsztformáinak részletesebb és pontosabb felmérését, a valós adatokon alapuló morfológiai és morfometriai következtetések bemutatását (ZBORAY és KEVEINÉ BÁRÁNY 2004).

A légifelvételek alapján jól nyomon követhetők az erdőben bekövetkezett változások is. A vizuális interpretáción túl a fotogrammetria módszereinek alkalmazásával a légifelvételek további elsődleges magassági információforrások lehetnek, ami alapján lehetséges a famagasságok meghatározása és a növekedés vizsgálata.

A famagasságok meghatározása korábban kizárólag terepi mérésekkel volt megvalósítható. Nagy magasságú fák mérésénél már több méteres eltérések is gyakoriak voltak. Légifényképekről történő famagasság mérésre tett kísérletet BÁN (1996), melyben lombos és lombtalan (lombfakadás előtti) légifelvételeket készített a vizsgált területéről, fotogrammetriai eljárással (planigráf) határozta meg a fák csúcsainak és gyökfőinek tengerszint feletti magasságát, a kettő különbségéből pedig számította a famagasságot. A módszer hátránya kétségtelenül a kis elemszámban rejlik, nagy területek felmérése ilyen módszerrel igen időigényes feladat.

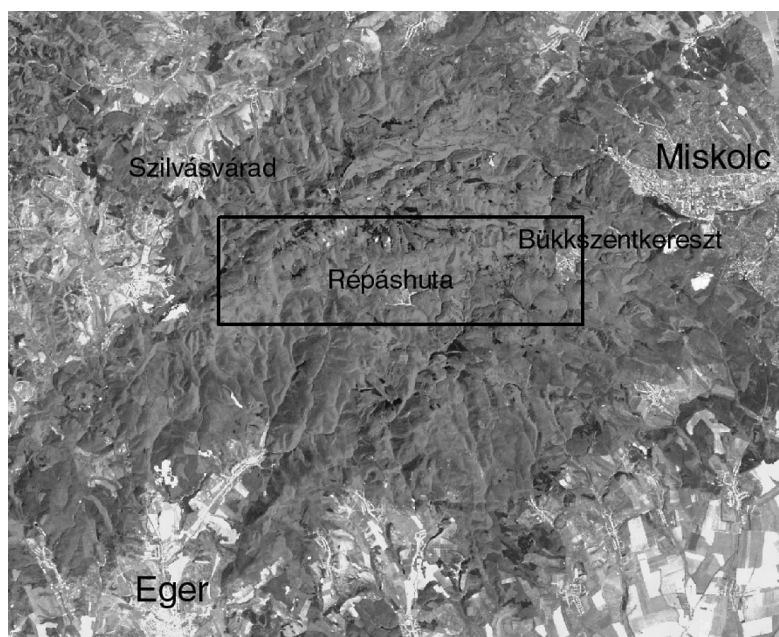
A famagasság mérése lehetséges műholdfelvételekből előállított térmodellen is. LANDSAT és SPOT adatok alapján DONOGHUE et al. (2004) vizsgálataiban – terepi



mérésekkel összehasonlítva – a famagasság eltéréseiben a négyzetes középhiba 1,5 méternek adódott. Napjaink legkorszerűbb magasságmérései lézeres műszerekkel történnek, magyarországi elterjedésüket azonban a módszer igen magas költségei hátráltatják.

### Anyag és módszer

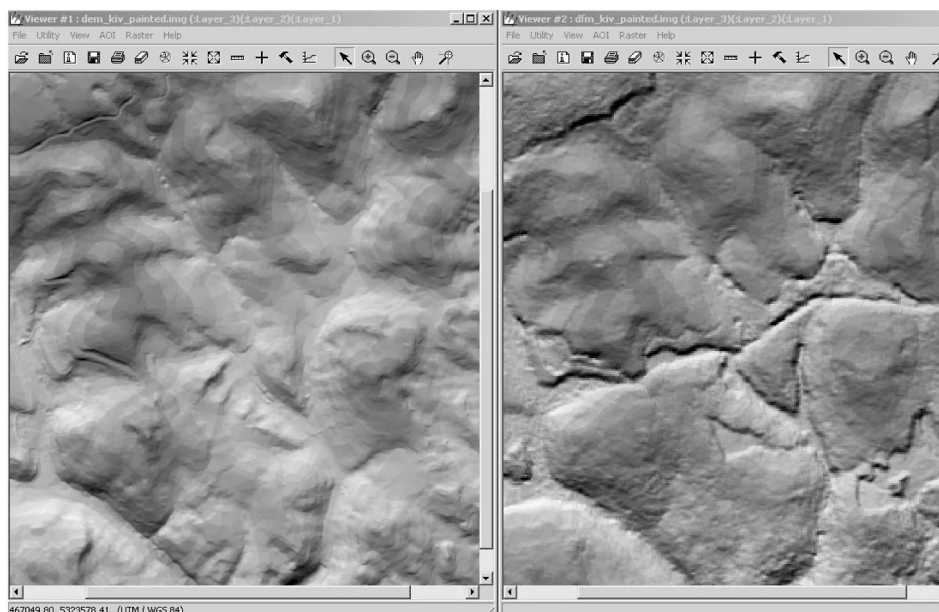
Jelen munkánkban a Bükk-hegység egy 100 km<sup>2</sup>-es területét vizsgáltuk (1. ábra).



1. ábra A mintaterület elhelyezkedése LANDSAT műholdfelvételen  
Figure 1. Location of the study area on the LANDSAT satellite image

A katonai térképészet a korábbi térképfelújítási programokhoz kapcsolódóan a Bükk-hegységről 1956, 1965, 1975, 1987-88 években végzett légifelméréseket, változatos (1:20000-1:60000) méretarányokkal. A terület 2004-ben ismételt felmérésre került 1:30000 méretarányal. A 2004-es állapottal történő összehasonlításhoz az 1965 nyarán készült felvételeket választottuk, melyek hasonló méretarányal (1:32000) készültek. A felvételek feldolgozásához az alapot a 2004-es felvételekből készült ortofotók, valamint GPS-szel mért terepi illesztőpontok képezték.

A térinformatikai rendszerekben egyre nagyobb teret hódítanak a digitális fotogrammetriai munkaállomásokon előállított felületmodellek. A felületmodell hipszometrikus képén – a domborzatmodellel összehasonlítva – megfigyelhetők a fakivágások az utak mentén, valamint a nagyobb területeket érintő végvágások helyei. Az adatok megjelenítésére, elemzésére az *ERDAS IMAGINE* képfeldolgozó szoftvert használtuk (2. ábra).



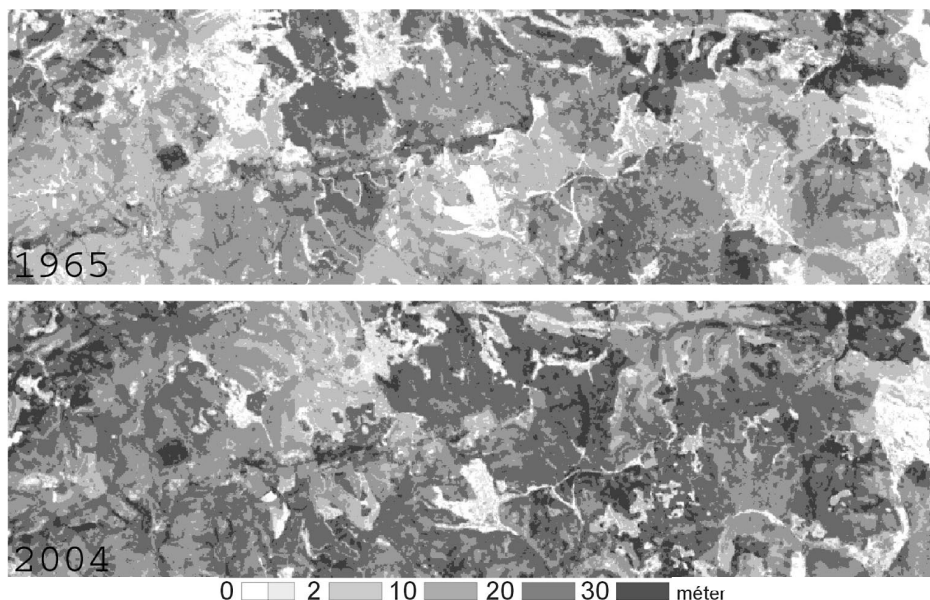
2. ábra A domborzatmodell (balra) és felületmodell (jobbra) hipszometrikus képe  
Figure 2. Digital elevation model (left) and surface model (right) with hue function

A digitális felületmodell a domborzat magasságán túlmenően a természetes és mesterséges objektumok magasságát is magában foglalja. A felületmodell elkészítése a tájékozott légifelvételek átfedő területein lehetséges (sztereo párok), mely során a feldolgozó szoftver (SOCET SET) azonos pontokat keres a modellterületen (autokorreláció), megméri a magasságot, és az előre definiált rácssűrűséggel számolva (10 méter) tovább lép, és ismételt magasságot mér. Az elkészült felületmodell tehát automatikusan mért magassági adatok összessége, melyben erdős területen a lombkoronaszintben mért magasságok is megtalálhatók. Amennyiben rendelkezésre áll a terület domborzatmodellje, úgy az adatok különbségéből számítható a fák magassága. Különböző időpontokból vett felületmodelleket összehasonlítva pedig következtethetünk a fák magassági adatainak változására, a változások területi elhelyezkedésére.

A felületmodell előállítása – a fotogrammetriai munkafolyamat részeként – tehát automatikus. További előnye, hogy archív felvételek feldolgozásával több évtizedre visszatekintve is adatot szolgáltat a fák magassági viszonyairól. Az általunk előállított digitális felületmodell megbízhatóságával kapcsolatban TANÁCS (2006) részletesen foglalkozott. Vizsgálataiban terepen mért famagasságokat hasonlított össze a felületmodell magassági adataival. Megállapításai szerint a felületmodell és az abból előállított famagasság-térkép – zárt erdőterületek esetén – összhangban áll a terepi mérésekkel, továbbá a famagasságok területi viszonyairól is több információt ad, mint a jelenleg hozzáférhető erdészeti adatbázisok.

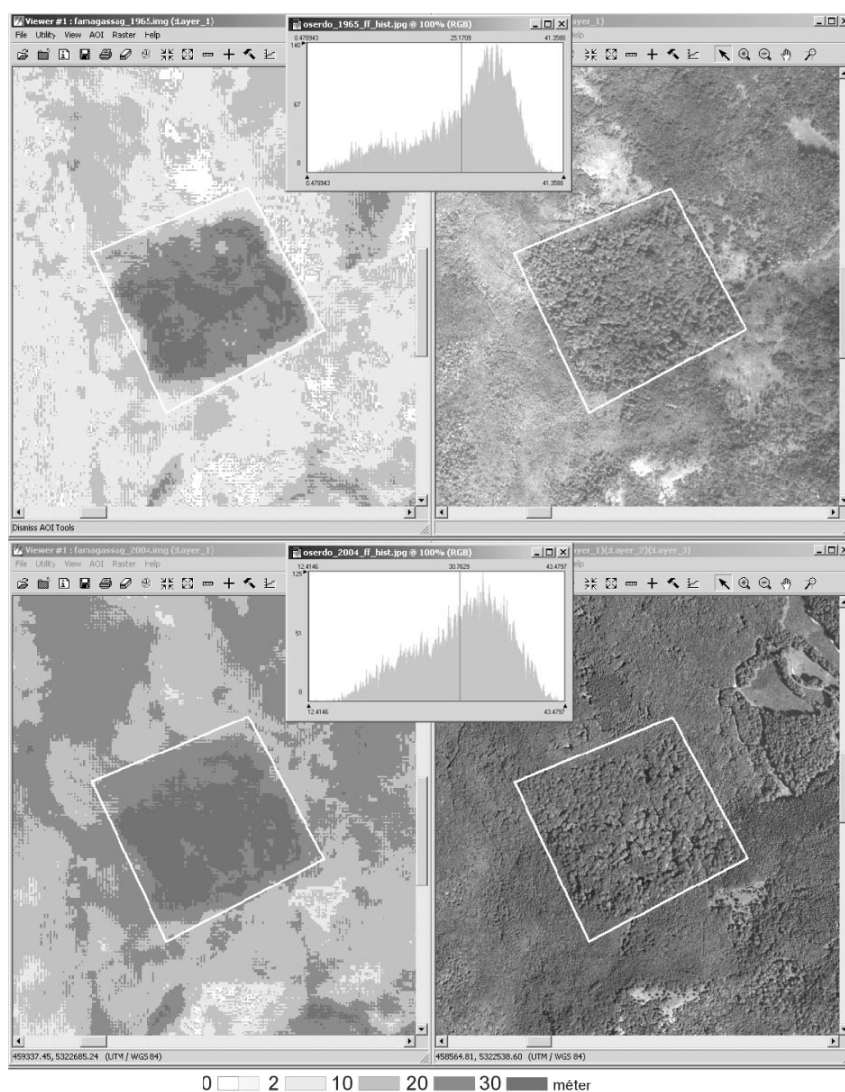
### Eredmények és értékelés

A mintaterületről rendelkezésre álló domborzatmodell, és a fotogrammetrai eljárással készült felületmodell magasságkülönbségeiből digitális famagasság térképeket készítettünk (3. ábra). Jól látható a települések területe, középen Répáshuta, a kép jobb szélén Bükkszentkereszt nagyságrendileg 0 (nulla) magassággal, melyek egykoron az erdőirtások területén alakultak ki. A magassági adatok számszerűsítése nélkül is szembevetőd, hogy összességében véve növekedett a területen található erdők magassága (és ezzel párhuzamosan a kora), ami elsősorban a Nemzeti Park megalakulásának, és a fenntartható erdőgazdálkodásnak köszönhető (KEVEINÉ BÁRÁNY 2003).



3. ábra A mintaterület famagasság térképe 1965 és 2004 évekből  
 Figure 3. The height of the forest in 1965 and 2004

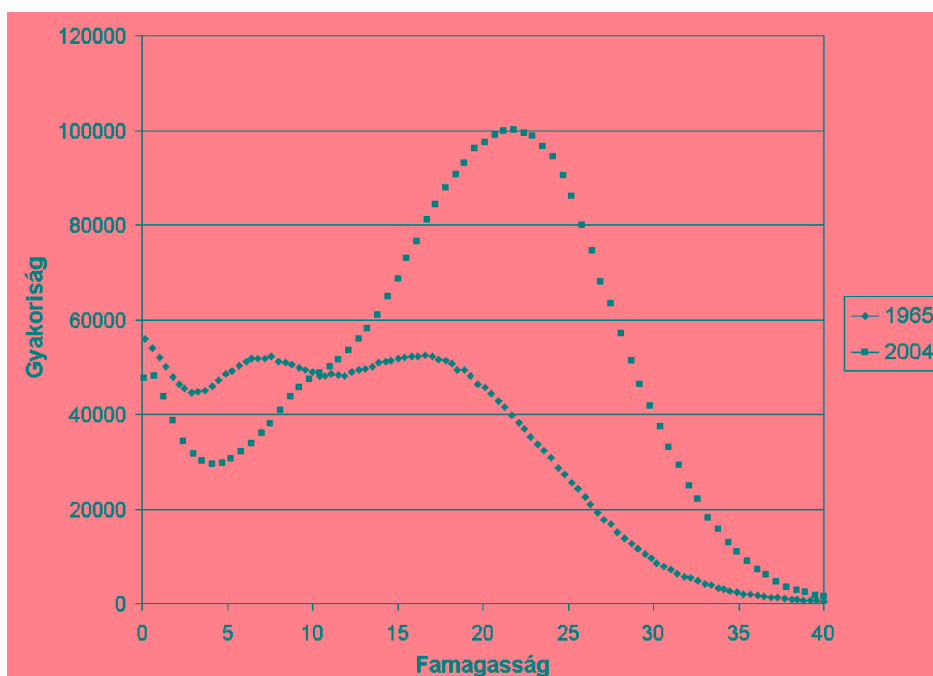
A Bükk-fennsík DNy-i részén különös figyelmet érdemel egy 27 hektáros szigorúan védett terület az Őserdő, ahol már közel 200 éve nem folyik erdőgazdálkodás. Az 1965-ös légifelvételen látható, hogy a magas fák szigetszerűen emelkednek ki a környező területekből. Ez a famagasság-térképnél is jelentkezik. A 2004-es állapot már kevésbé kontrasztos, az Őserdő körüli erdők megközelítették az erdőgazdálkodás alól kivont terület magasságát. A két időpontból vett famagasság térképen a magasabb fák elhelyezkedésének a struktúrája az Őserdőben hasonló képet mutat, a famagasságok azonban láthatóan növekedtek. A területen belüli magassági adatok hisztogramjait elemezve kiderül, hogy az átlagos famagasság több mint 5 méterrel, a famagasságok módusza (leggyakoribb előfordulás) 3 méterrel, a legnagyobb famagasságok 41 méterről 43 méter fölé emelkedtek (4. ábra).



4. ábra Az Őserdő területén bekövetkezett famagasság változások (balra), torzításmentes légifelvétel, ortofotó (jobbra), valamint az Őserdőn belüli magassági adatok hisztogramjai az 1965-ös (fent) és 2004-es (lent) állapotok szerint

Figure 4. Changes of tree heights in the „Őserdő” (left), aerial image without distortions, orthophoto (right), and the elevation data histograms of this area in 1965 (above) and 2004 (below)

A famagasság térképek alapján megszerkesztettük a magasságok gyakorisági görbéit (5. ábra). A gyakorisági értékek alapján az erdővel borított területek aránya 2004-re 7%-os növekedést mutat. A legnagyobb famagasságok összhangban vannak a bükk fatermési tábláinak átlagos maximális értékeivel (120 éves állomány: 40 m). A grafikont elemezve

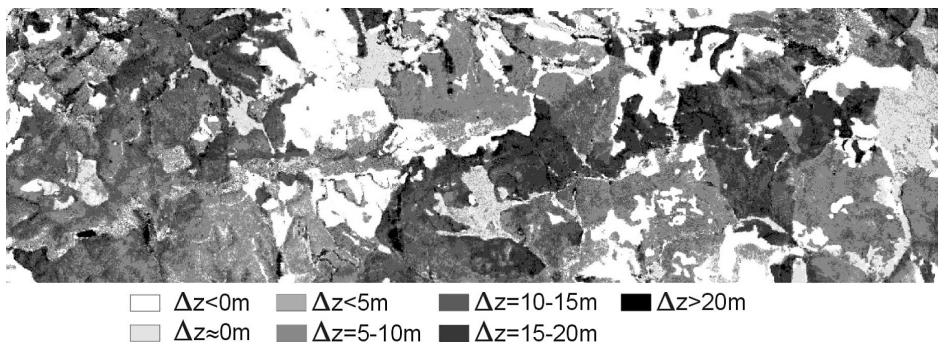


5. ábra A famagasságok gyakorisági értékei 1965 és 2004 években  
 Figure 5. Frequency distribution of the tree heights in 1965 and 2004

megállapítható, hogy 1965-ben egy idősebb (15–20 méteres) valamint egy fiatalabb (5–10 méteres) állomány volt domináns, míg 2004-re ez a két maximum egy kétszer akkora értékű egyetlen maximumban egyesült. Ez alapján következtethetünk arra, hogy a II. világháború utáni ipari mértékű erdőirtások helyén az újratelepített erdők 2004-re utolérték a II. világháború előtt telepített állományok magasságát.

A két időpontból készített felületmodellek magasságkülönbségei a fák növekedésmentéről – negatív érték esetén az 1965–2004 közötti fakivágásokról – ad átfogó képet. 39 év távlatában a mintaterület 78%-án maradt érintetlen az erdő (zömmel a terület nyugati része), 22%-án (2040 ha) történt fakitermelés (6. ábra). A növekedésmentben tapasztalható eltérések több tényező együttes következménye, ami függ a fák korától (az idősebb fák kisebb mértékben növekednek, mint a fiatalabbak, ezért ismernünk kell a telepítés idejét), a termőhelyi viszonyok (döntően a talaj, az éghajlat, valamint a domborzat) különbözőségétől, amiben kis területen belül is igen nagy eltérések mutatkozhatnak.

Az erdőszeti adatok és a növekedésment ismeretében következtethetünk a termőhelyi viszonyokra, azonos faj és kor esetén pedig a termőhelyi típusok rendszerezhetők, tipizálhatók. Termőhelyi adatok feldolgozását, értékelését végezte KEVEINÉ BÁRÁNY et al. (2003) az Aggteleki Nemzeti Park területén, mely bizonyította, hogy a vizsgált erdők egy része nem felel meg a karsztos táj ökológia viszonyainak.



6. ábra A fák növekedésmenete, 1965-2004

Figure 6. Changes in tree heights (logging  $\Delta z < 0$ , constant  $\Delta z \approx 0$ , increase  $\Delta z > 0$ ) 1965–2004

#### Irodalom

- BÁN I. 1996: Erdészeti alkalmazott biomatematika. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BONDOR A. 1986: A Bükk. A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának erdészeti kismonográfia sorozata, Akadémiai Kiadó, Budapest.
- DONOGHUE D., WATT P., COX N., DUNFORD R., WILSON J., STABLES S., SMITH S. 2004: An evaluation of the use of satellite data for monitoring early development of young Sitka spruce plantations forest growth. *Forestry* 77: 383–396.
- KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2003: Táj szerkezet és tájváltozás vizsgálatok karsztos mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 1: 145–151.
- KEVEINÉ BÁRÁNY I., BOTOS, Cs., BÓDIS, K. 2003: Erdő optimalizációs vizsgálatok az aggteleki karszton. *Karsztfeljődés VIII, BDF Természetföldrajzi Tanszék, Szombathely.*
- KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2004: A karsztökológiai rendszer szerkezete és működése. *Karsztfeljődés IX, BDF Természetföldrajzi Tanszék, Szombathely.*
- TANÁCS E. 2006: Terepmodellből származtatott famagasság térkép felhasználhatóságának vizsgálata karsztos területen. II. Magyar Tájökológiai Konferencia, Debrecen.
- ZBORAY Z., KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2004: Domborzatértékelés a Bükk-fennsíkon légifelvétel felhasználásával. *Karsztfeljődés IX, BDF Természetföldrajzi Tanszék, Szombathely.*

#### EXAMINATION OF FOREST GROWTH WITH GIS AND PHOTOGRAMMETRY METHODS ON KARST AREAS

Z. ZBORAY

War Department Topographic Public Co., Dept. of Appraising  
H-1024 Budapest, Szilágyi Erzsébet fasor 7–9., e-mail: zboray.zoltan@topomap.hu

**Summary:** The most common form of land use in Hungarian karsts is forestry. The rate of tree growth in the forest is of utmost importance for forest management, but it is also useful for monitoring purposes. In this study author reviews the possible uses of digital surface models derived from aerial photos in investigating tree growth rates. Two digital surface models were created of a 100 km<sup>2</sup> study area in the Bükk Mountains, Hungary by using air photography from the years 1965 and 2004. Tree growth maps were created by extracting the areas' digital elevation models from these surface models. The results suggest that these digital maps could help for the field measurements in the future.

## TELEPÜLÉSI KÖRNYEZETVÉDELMI PROGRAMOK TÁJÖKOLÓGIAI ÖSSZEFÜGGÉSEI

TIRÁSZI Ágnes, KONKOLYNÉ GYURÓ Éva

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Környezet és Földtudományi Intézet  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky út 4., e-mail: tiraszia@emk.nyme.hu

**Kulcsszavak:** tájfunkciók, földhasználat, tájjelleg, tájlesztés

**Összefoglalás:** Jelen tanulmányban a 2005. évben elkészített települési környezetvédelmi programok kapcsán szerzett tapasztalatokról számolunk be. Vizsgálataink azt mutatják, hogy a települések elhelyezkedésétől, a táji adottságtól függetlenül, számos olyan helyi környezetállapotot érintő probléma merül fel, amelyek alapvetően tájökológiai, illetve tájkaraktert érintő kérdések. Ezek kezelése minimálisan kistáj léptékű megoldásokat kíván, nem orvosolhatók pusztán települési szinten. Az elkészült programok alapján ismertetjük azokat az átfogó, több területen megjelenő, a tájökológiai és a tájkaraktert egyaránt érintő témaköröket, amelyek kezelése nem pusztán a helyi környezetet javítja, hanem a táj ökológiai állapota és a tájkarakter szempontjából is pozitív hatású, támogatja továbbá a lakosság helyi potenciálra épülő megélhetését, jövedelemszerzését is a környezetbarát tájhasználati rendszer erősítésén keresztül.

### Bevezetés

A nemzeti, a megyei és a települési környezetvédelmi programok készítéséről a környezet védelmének általános szabályairól szóló 1995. évi LIII. törvény intézkedik, létrehozva ezzel a környezetpolitika megvalósításának egy új eszközét, a környezeti programtervek hierarchikus rendszerét (ÖKO 1998). A települési programok készítésének célja a Nemzeti Környezetvédelmi Programban, valamint a megyei programokban meghatározott feladatok helyi érvényesítése, a jó környezetállapot megőrzése és a települési környezeti problémák és konfliktusok operatív kezelése. Jóllehet a törvény vázlatosan megfogalmazza a települési környezetvédelmi program tartalmi követelményeit, számos módszertani kérdés nyitott marad, elsősorban a területi hierarchia különböző szintjein megfogalmazott célok és feladatok egymásra épülését tekintve. A programkészítési folyamat a törvény kihirdetését követően vontatottan haladt előre, elsősorban a kistelepüléseken az önkormányzatok forráshiánya miatt. Ezért a KÖVICE (Környezetvédelmi és Vízügyi Céltámogatás) Zöld Forrás programja 2003-tól lehetővé tette a kistelepülések önkormányzatai számára környezetvédelmi programok elkészítésére vissza nem térítendő támogatás pályázati úton történő elnyerését. Jóllehet a vonatkozó törvény előírásai alapján lehetséges, hogy több település közösen fogalmazzon meg kistérségi környezetvédelmi programot, a tapasztalatok azt mutatták, hogy az önkormányzatok jellemzően településenként önállóan készítették el a programokat, főként az operativitás erősítése érdekében.

2005-ben a Zalai-dombságon, a Balaton-felvidéken és a Mátra északi térségében lévő, összesen 8 kistelepülés környezetvédelmi programját készítettük el. Jóllehet a falvak eltérő földrajzi kistájakon találhatóak, a programkészítés során számos olyan környezeti problémát feltártunk, amelyek megoldása hasonló tájökológiai megközelítést, illetve megoldásokat kíván.

## Anyag és módszer

A környezetvédelmi programok készítésénél a törvényi háttér és a vonatkozó útmutatók figyelembevételével készítettük az állapotfeltárást, a környezetállapot és folyamatok, illetve hatások értékelését, és a célrendszer felállítását a környezeti elemeknek megfelelő bontásban. Felismertük, hogy számos olyan veszélyeztető tényező, illetve degradációs folyamat létezik, amelyek nemcsak egy-egy környezeti elemet, hanem a táj egészét érintik, amelyeket továbbiakban a települési környezetvédelmi programok tájökológiai elemeinek tekintünk.

A feltárt tájökológiai és tájkaraktert érintő problémákat tájfunkciókhoz kapcsoltuk, mivel a tájak sokrétű szolgáltatásokat, javakat nyújtanak a társadalom számára, melyek jelentős ökológiai, társadalmi-kulturális és gazdasági értéket képviselnek (CONSTANZA 1997, DE GROOT et al. 2002).

A táj funkcióinak három fő csoportja különíthető el: a produkció, a termelés, terület és nyersanyag szolgáltatása az emberi használat számára, a reguláció, a környezeti szabályozás (légtér és klímaszabályozás, talajvédelem, vízháztartás szabályozása) és élőhelyvédelem, illetve a rekreáció a jóléti és a kulturális funkció (BASTIAN 1996, KONKOLYNÉ GYURÓ 2002, LARS és DE GROOT 2005).

Jelen tanulmányban ismertetjük a vizsgált községekben megjelenő főbb tájökológiai és tájjelleget érintő problémákat. Kiindulásként a helyi szakemberekkel és érintettekkel készített interjúk és a tervelőzmények alapján érték- és problémaleltárt készítettünk. Majd az egyes funkcionálisan is elkülönülő tájszerkezeti egységekkel (beépített terület, szőlőhegyek, intenzív agrárfelszínek, erdők), illetve tájelemekkel (természeti és kulturális örökség elemei) való kapcsolatrendszer problémamátrixba foglaltuk. Ezután bemutattuk a problémák kezelését célzó tervjavaslatokat, amelyekről nyilvánvalóvá vált, hogy többségük nem pusztán egy környezeti elemet érint, hanem ezek többszörös hasznú intézkedések, így befolyásolják a táj sokrétű, termelő, ökológiai, társadalmi-kulturális funkcióit.

## Eredmények

### Tájökológiai és tájjelleget érintő problémák

Az tájökológiai és tájjelleget érintő problémakörökbe az intenzív mezőgazdasági tájhasználatot (szántó- és szőlőművelés), a gondozás felhagyását, az erdők, fásítások, úmenti sávok eltérő minőségi, mennyiségi problémáit, valamint a vízrendszer átalakítását, a roncsolt felszíneket és a kulturális és épített örökségeket érintő változásokat soroltuk, melyeket a következőkben mutatjuk be.

### Intenzív mezőgazdasági tájhasználat

A mezőgazdaságilag hasznosított területeken a természeti, táji adottságoktól függetlenül az intenzív szántóterületek kedvezőtlen hatásai jelentkeznek. A szántó művelési ág, átlagosan 37%-os aránya mindhárom érintett térségben az országos átlag alatti, de a domb és hegyvidékeken viszonylag magas. Emellett megfigyelhető a korábbi táblahatárokat



jelölő, utakat, vízfolyásokat kísérő cserje- és erdősávok, gyepes mezsgyék eltűnése, ami a táblaméret növekedésével járt együtt. A nagytáblás, homogén szántók megjelenése a tájjelleg változását vonta maga után. A termőhelyi adottságokat sokszor figyelmen kívül hagyó intenzív szántóművelés több tájökölógiai problémát okoz. Tagoló zöldsávok hiányában a nagy kiterjedésű homogén szántók kedvezőtlenül befolyásolják a vízháztartást, fokozott erózióknak és deflációnak kitéttek. Negatívan hatnak az élővilágra is, hiszen rontják a tájban a természetes élőhelyek közötti koherenciát. Az élőlények terjedési folyamatai akadályozottak a csatornává alakított vízfolyásokat kísérő területeken is a természetközeli part menti vegetáció hiányában. Az intenzív tájhasználat a településekhez tartozó szőlőhegyeket is érinti, ahol a szőlő- és gyümölcsstermelés még részben fennmaradt. A meredek domboldalokon a jellemzően hegy-völgy irányú művelés miatt, talajtakarás hiányában fokozott erózióveszély áll fenn. Az intenzív gazdálkodás további hátrányaként említhető a korábban szőlők között levő gyepes, cserjés foltok, extenzív gyümölcsösök megszüntetése.

### Felhagyott és gondozatlan területek

Az intenzív tájhasználat mellett több esetben a művelés hiánya okoz környezeti problémákat, amelyek mind ökológiailag, mind a tájkaraktert tekintve kedvezőtlenek. A mezőgazdaság tájhasználatban betöltött szerepének csökkenésével a területfelhagyás, a parlagosodás értéke, az extenzív műveléssel fenntartható élőhelyeket, nem ritkán természetvédelmi oltalmat élvező, illetve Natura 2000 területekként kijelölt gyepeket és vízfolyásokat kísérő sávokat érint.

Az állattartás visszaszorulásával párhuzamosan mind nagyobb mértékűvé válik a gyepek és a szántók parlagosodása. Így mind az állati, mind a növényi eredetű helyi termékek termelése visszaszorul. A parlagokon és a vízfolyások, főként a Zala mentén erőteljes gyomosodás, inváziós fajok (*Solidago canadensis*) terjedése figyelhető meg.

A szőlő- és gyümölcsstermesztésnek a Zalai dombokon és a Balaton-felvidéken egyaránt hagyománya van, ahol ma a művelés felhagyása mind nagyobb területet érint (1. ábra). Jóllehet a művelés megszűnésének pozitív hatása az állandó talajborítottság révén a talajok erózió elleni védelme, és a természetes vegetáció, olykor ritka fajok visszatelepülése. Ugyanakkor a gyomosodás, a cserjésedés és a foltokba telepített akác elterjedése negatív folyamat a biodiverzitás és a tájjelleg megőrzése szempontjából is.

### Erdők, fásítások és utakat kísérő sávok problémái

A vizsgált községek átlagosan 39%-os erdőaránya megfelel az ország magasabb erdő-sűrűségű tájainak. Az erdőterület csökkenése a 19. század elejétől napjainkig egyes településeken mintegy 25–28%-os (KSH, 1988), míg más esetekben a nem honos fajokkal végzett fásítások megjelenése természetvédelmi szempontból nem kívánatos folyamatok. Az erdőterületek egy része felhagyott szőlők helyén telepített és a nagytáblás szántók által izolált foltokban található, tájidegen fajokból (*Robinia pseudoacacia*, *Pinus nigra*) álló ültetvényerdő, amelyek nem segítik a táji ökológiai hálózat működését, de szerepük nem elhanyagolható a helyi klímaszabályozásban, a talaj és a vízvédelemben. A honos fajú erdőkbe beszivárgó és terjedő akác-sarjak rontják a jó természetességű élőhelyek állapotát.



1. ábra Elhagyott szőlők és gyümölcsösök  
 Figure 1. Abandoned vineyards and orchards

Az utak menti sávok, mind külterületen, mind a településeken átvezető utak mentén (2. ábra) esetenként gondozatlanok. Itt a zöldsávok hiánya, a padkák kezeletlensége és helytelen kialakítása miatt nem érvényesül a por-, szélfogó és zajcsökkentő hatásuk, így a légszennyezésnek legerősebben kitett közlekedési területeken nem mérsékelik a környezeti ártalmakat. Továbbá a gondozatlan, gyomosodó útszegélyek pollenterhelést is jelentenek. Az utak menti zöldsávok a biodiverzitás védelme, a fajok mozgásának szempontjából is kulcsfontosságúak, de vizuális, esztétikai szerepük révén formálják a településképet. A vizsgált falvakban a táji hagyományokat őrző útsorfák eltűnése, a történeti településkaraktert torzító fajok, főként örökzöldek térhódítása figyelhető meg.

### Átalakított vízrendszer

A vizsgált földrajzi tájakon a 19. és 20. századi vízrendezések, lecsapolások és vízfolyás-szabályozások okoztak kedvezőtlen változásokat az élőhelydiverzitást tekintve (3. ábra). A vízrendezések révén bár növekedett a mezőgazdasági termőterület, jelentősen csökkent azonban az ártéri erdők és a vízfelszín kiterjedése, csökkent a vizekhez és a galériaerdőkhöz kapcsolódó tájhasznosítás jelentősége. A vízháztartás átalakult, a vízvisszatartó kapacitás csökkent, gyors lefolyás és szélsőséges vízjárás tapasztalható. Módosult a helyi klíma is, szárazodás jelentkezett. A vizes élőhelyek kis területre szorultak vissza, a keletkezett holtágak leromlottak, a folyók, patakok és tavak esetében a természetközeli partszakaszok hossza csökkent.



2. ábra Örökzöld útmenti fásítások (Zala-megye)  
Figure 2. Evergreens along roadways (Zala County)



3. ábra Agresszív gyomok terjedése vízfolyások mentén  
Figure 3. The spread of aggressive weeds along streams

### Roncsolt felszínek

A roncsolt, degradált felszínek a korábbi bányászati tevékenység és a hulladéklerakás következményei. Az érintett települések esetében mára már a korábbi bányászati tevékenység, a kő, kavics, homok és agyagkitermelés megszűnt. A felhagyott bányafelszíneket részben visszahódította a természet, részben illegális hulladéklerakóként működnek.

További problémát jelent a működő, műszaki védelem nélküli hulladéklerakók felszámolása, ahol egyes esetekben komoly bűzhatás jelentkezik, valamint a kisebb mennyiségű illegális hulladéklerakások, melyek elhanyagolt, kezeletlen útszéli árkokban, cserjések szegélyein és vízfolyások mentén jellemző. A hulladékkihelyezések több esetben sérülékeny területeken található (ártéri területeken, homokbányagödörben), ahol a szennyezők bemosódása, illetve tovaterjedése veszélyeztet.

### A táj kulturális örökségének veszélyeztetettsége

A kistelepüléseken az előregedésből és elvándorlásból adódóan lakóépületek üresednek meg, és a lakásállomány egy része felújításra szorul. Több helyen fennmaradtak a lakóépülethez csatlakozó gazdasági épületek, azonban az állattartás visszaszorulása miatt legtöbb esetben funkciójukat elvesztették. Ugyanakkor új építkezéseknél és az épületek felújításakor a helyi építészeti stílus elvesztése figyelhető meg, a hagyományos stílustól eltérő, település- és tájképi szempontból is kedvezőtlen épületek jelennek meg. Kivételt ez alól a vizsgált településeink közül egyedül a Balaton-felvidéki Nemzeti Parkhoz tartozó Mindszentkállya jelent. A pincék és présházak leromlása (4. ábra) és stílustalan átalakítása a szőlőhegyeken is nyomon követhető, ahol a szőlőhegyek jellegzetes képe átalakul. Az elhagyott, gazdátlan épületek más célú, pl. üdülési hasznosítása különböző mértékű.



4. ábra Fennmaradt romos, átalakított présház példája  
Figure 4. Example of a survived old ruined, modified press house

A vizsgált települések bel- és külterületén számos egyedi tájérték maradt fenn, köztük kultúrtörténeti és történelmi emlékek, templomok, képoszlopok, utak menti kőkeresetek, haranglábak, kerekeskutak. A táj egyedi kulturális értékei szellemi és történelmi információt hordoznak, mégis túlnyomórészt leromlott állapotúak. Gondozatlanságuk nem kizárólag forráshiányra vezethető vissza, sajnálatos módon tükrözik a közömbösséget, az érdektelenséget és a tájhoz való kapcsolat, kötődés elenyészését.

A tájökölógiai és tájjelleget érintő degradációk és veszélyeztetések típusait, és az egyes tájszerkezeti egységekhez, tájelemekhez való kapcsolatukat az 5. ábra szemlélteti. A problémamátrix szemléletesen mutatja a tájszerkezeti egységekben, tájelemeknél mutatkozó degradációkat és veszélyeket, amelyek az egyes tájfunkciókra is hatnak. Ezáltal megfogalmazhatók azok a célkitűzések és feladatok, amelyek révén a problémák jelentős része mérsékelhető, és a mátrixban jelölt negatív kapcsolat megszüntethető, illetve pozitív irányba fordítható.

### **Tájökölógiai és tájjelleget érintő célkitűzések**

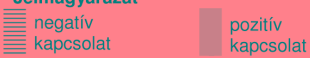
A problémaeltár felállítása után a célkitűzéseket írtuk le. A táji diverzitás fenntartása és növelése, valamint az intenzív tájhasználat mérséklése és degradációk felszámolása érdekében megfogalmazott célokat és azok ökológiai és táji hatásait a következőkben mutatjuk be. Ezek között a következőkben említjük az intenzív, homogén mezőgazdasági táblák tagolását, a meglévő mozaikos tájszerkezet fenntartását, a művelés, gondozás elhagyása által érintett, illetve kedvezőtlen hasznosítású területeken a művelési-ág váltás lehetőségét, valamint a vizes élőhelyek rehabilitációját, roncsolt felszínek helyreállítását és az épített örökség megóvását.

### **Zöldsávok létesítése szántókon és utak mentén**

A nagytáblás homogén szántók tagolása zöldsávokkal mind ökológiai, mind esztétikai szempontból kívánatos. A zöldsávok létesítése, nem jár együtt számottevő termés kieséssel, viszont pozitív hatású a termelvények mennyiségére és minőségére is, hiszen a sávok a talaj és a levegő kiszáradását megakadályozzák, és alkalmasak a por megkötésére. A helyi klíma kedvező alakítása az időjárási szélsőségek mérséklésben is megmutatkozik (KONKOLYNÉ GYURÓ 1998). A nagytáblás térszerkezet tagolása, a fasorok, mezővédő erdősávok, cserjesávok létesítése a vízháztartást és a talajok állapotát előnyösen befolyásolja, továbbá az élővilág-védelemnek is hatékony eszköze. A táplálkozó és menedékhegyek kialakításával a biológiai sokféleség növekszik és az összeköttetés nélküli erdőfoltok és vízfolyások menti vizes élőhelyek közötti ökológiai folyosóhálózat is helyreállítható. A zöldfolyosók az ökológiai folyosók speciális típusát alkotják, amelyek jóllehet mesterségesen létesítettek, jótékony hatásúak az élővilág terjedési folyamataira (GYULAI 1996).

Az élővilág védelme tekintetében az utak menti, kül- és belterülethez kapcsolódó zöldsávok szerepe is hangsúlyozandó, hiszen ezek zöldfolyosóként az ökológiai hálózat kapilláris elemeit alkotják. Kívánatos lenne a szakemberek által tervezett fásítás, a tájidegen örökzöldek visszaszorítása, a fasorok kiegészítése cserjesávokkal. A táj hagyományos útsorfáinak alkalmazása és külterületen, a szántókat tagoló és a vízpartokat kísérő természetközeli fás vegetációsávok jelentősen hozzájárulhatnak a táj- és településkarakter rehabilitációjához, növelve ezáltal a táj attraktivitását, rekreációs potenciálját.

Tájökológiai és tájjelleg szempontjából degradált, veszélyeztetett, illetve degradációt okozó, veszélyeztető tájszerkezeti egységek, tájelemek	Degradációk és veszélyeztetések típusai																		
	Légszennyezés	Pollenterhelés	Helyi klíma módosulása	Defláció	Erózió	Talajszennyezés	Vízszennyezés	Élelmiszerek vegyi szennyezése	Kedvezőtlen vízháztartás	Természetközeli vízparti sávok hiánya	Táj- és biodiverzitás csökkenése	Gyomosodás, spontán beerdősülés	Élőhelyek kapcsolatának hiánya	Alacsony erőssétség	Tájszerkezet átalakulás, mozaikos tájszerkezet megszűnése	Táj hagyományokat őrző úsorrák eltűnése	Helyi termékelőállítás, állattartás megszűnése	Épületek álagrommása, épített örökség és településjelleg eltűnése	Tájjelleg elvesztése
Nagyfáblás, intenzív szántók																			
Felhagyott szántók, gyepek																			
Tájidegen fásítások																			
Utak menti kezeletlen sávok																			
Intenzív szőlők és gyümölcsösök																			
Felhagyott szőlők és gyümölcsösök																			
Átalakított vízrendszer és vízparti területek																			
Roncstól felszínek, depóniák																			
Települések belterülete, külterületi épületek																			
Táj örökség egyedi elemei																			

**Jelmagyarázat**  
  
 negatív kapcsolat      pozitív kapcsolat

5. ábra A környezeti programokban megjelenő tájökológiai és tájjelleg érintő degradációk, veszélyeztetések és a tájszerkezeti egységek, tájelemek kapcsolatrendszere

Figure 5. Degradations and threats related to landscape ecological and landscape character questions occurred in the environmental programmes and their relationship with the landscape structural units and landscape elements

### Mozaikos tájszerkezet fenntartása a szőlőhegyeken

A települések külterületein, a szőlőhegyek kertségeiben részben fennmaradt mind a kisparcellás, mind a nagytáblás intenzív szőlő- és gyümölcsstermelés. Ugyanakkor, főként a településektől távolabbi, meredek lejtőoldalakon látványos az egykor változatos, mozaikos szőlőhegyi tájszerkezet átalakulása, a tradicionális szőlő- és kertművelés felhagyása. A környezetkímélő szőlő- gyümölcs, zöldség és gyógynövény termesztés elterjedése segíthet e területek megőrzésében. Ezáltal fennmaradhat a helyi termékfeldolgozás (pl. aszalás, pálinkafőzés), így az élővilágvédelem és a megélhetés szempontjából is kedvező tájszerkezet és tájhasználat is megőrződhet, illetve visszaállítható.

Az állandó erózióveszély a termőréteg takarásával, gyepesítéssel, lehetőség szerint szintvonal irányú szőlőműveléssel mérsékelhető, és a szőlőterületek közötti gyepes, cserjés foltok és gyümölcsösök kialakításával és fenntartásával az élőhelydiverzitás is javul. A felhagyott szőlők, idős gyümölcsösök közé ékelődött kisebb gyepfoltok ritka fajok élőhelyeivé váltak, amelyek a természetvédelmi szakemberek együttműködésével megkímélendők.

A hagyományos szőlőhegyi művelés és életforma megőrzése, több ökológiai probléma kezelése mellett a táj jellegének megőrzése érdekében is fontos (6. ábra). A településekhez tartozó szőlőhegyek továbbá szellemi és kulturális információt hordoznak, aminek fenntartása a falusi turizmus és borturizmus révén képzelhető el. Ez a helybeliek megélhetését támogatja és a rekreációt elősegíti.



6. ábra Hagyományos kisparcellás szőlőhegyi művelés a zalai dombokon  
Figure 6. Traditional vineyards of small parcels on Zala Hills

### **Művelési-ág váltás kedvezőtlen hasznosítású területeken, területfelhagyások mérséklése**

A termőhelyi adottságok jobb figyelembe vétele, a környezetbarát földhasználati módok elterjesztése kulcsfontosságú a sérülékeny, nitrátérzékeny vagy erózió által veszélyeztetett területeken. Ez helyenként művelési-ág váltást igényel, erdősítések, gyepesítések megvalósítását, ami egyaránt érintheti az intenzív szántóterületeket, illetve a parlagosodó szántókat, gyepeket, felhagyott szőlőket és gyümölcsösöket. Ezáltal több környezeti elem állapota javítható, de ugyanakkor a mozaikos tájszerkezet kialakításával együttesen növekszik a biológiai- és a tájdiverzitás. A földhasználati diverzitás visszaállítása a helybeliek mezőgazdálkodási tevékenységét és a helyi termékek előállítását is segíti a kapcsolódó agrárkörnyezetvédelmi és vidékfejlesztési támogatások révén.

Az alulhasználat okozta problémák, a gyomosodás mérséklése a szántók, az értékes gyepek és a vízfolyások parti sávja mentén támogatja a fajgazdagság megőrzését. A kezelés fenntartásával a táj esztétikai és rekreációs értéke is növekszik, a hagyományos gazdálkodási formák (pl. legeltetés) és tradicionális szőlő- és kertművelés felelevenítése nyomán pedig a helyi művelési ismeretek is megőrződnek.

### **A vízrendszer, vizes élőhelyek rehabilitációja**

Vizes élőhelyek rehabilitációjával lehetséges a lecsapolások okozta kedvezőtlen ökológiai hatások mérséklése. A vízrendszer rehabilitációjával a helyi klíma- és vízháztartás szabályozása, kiegyenlítettebb vízjárás és a víz megtartása érhető el. A víztároló szerepű élőhelyek, holtágak helyreállítása, a vízfolyások renaturalizációja révén a biológiai és a táji változatosság is növekszik és a tájjelleg kedvezőtlen irányú változása is mérsékelhető. A vizes élőhelyek helyreállításával a turisztikai és rekreációs érték emelkedik, a rehabilitált holtágak üdülési céllal hasznosíthatók, továbbá a környezeti nevelés színleivé válhatnak.

### **Roncsolt felszínek helyreállítása, hulladéklerakások megszüntetése**

A jelentősebb méretű bányagödrök, hulladéklerakók rekultivációja jelentős forrásigényük miatt térségi programok révén valósíthatók meg. A roncsolt felszínek felszámolásával és rendezésével a további illegális hulladékkihelyezések elkerülhetők, ezáltal a környezeti elemek állapota javul, a talaj- és vízszennyezések megszüntethetők, a degradált élőhelyek helyreállíthatók, vagy újak létrehozhatók. A tájsebek felszámolása, illetve az illegális hulladéklerakással leginkább veszélyeztetett felszínek gondozása segíti a táj esztétikai értékének javítását és a tájjelleg megőrzését.

### **A kulturális örökség megőrzése**

A táj, és településjelleg megóvása érdekében gondoskodni kell a falvak belterületi építményeinek, külterületi gazdasági épületeinek és egyedi tájértékeinek megóvásáról.



A kulturális örökség megóvása azonban nem egyszerűen az építmények helyreállítását jelenti, hanem az épületek egymással és környezetükkel alkotott együttesének fenntartását, ami a helybeliek gazdálkodási tevékenységének erősítésével lehetséges.

Több esetben az elhagyott, funkció nélküli épületek hasznosítása turisztikai céllal is elképzelhető, illetve javasolt. Ez a turizmus által időszakosan terhelt térségekben lehetőséget ad a látogatottság térbeli és időbeli széthúzására, ezáltal a környezetterhelés csökkentésére. A jellegzetes táji építészeti stílust őrző lakó- és gazdasági épületek megóvása érdekében javasoljuk a tájjelleghez alkalmazkodó építési megoldások alkalmazását, ami település- és tájéssztétikai szempontból is előnyös, és hozzájárul az építési és gazdálkodási hagyományok megőrzéséhez és a tradicionális építési módok ismeretének fennmaradásához.

A táj egyedi értékeinek állagmegóvása és környezetrendezése, valamint a zavaró, tájidegen építmények átalakítása, takarása fontos feladat a táj esztétikai értékének javítása és megőrzése szempontjából.

Az 7. ábra a környezeti programokban foglalt tájökölógiai és tájkaraktervédelmi célkitűzések pozitív hatásait mutatja. Ebből kitűnik, hogy a javasolt változtatások megvalósításával lehetőség van több negatív kapcsolat pozitívvá alakítására, illetve a meglévő pozitív viszony erősítésére. Látható, hogy a javasolt célkitűzések elérése egyszerre több probléma kezelésére is pozitív hatású lehet.

### Megvitatás

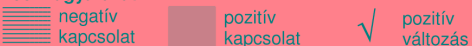
A települési környezeti programkészítés vitathatatlan előnye a helyi érdekeltség, ami a problémákban való érintettség miatt hatékony megvalósítást predesztinál. Sok nehézséget okoz azonban a problémák feltárása és a célok megvalósítása terén, az a tény, hogy a környezetdegradációk jellemzően nem közigazgatási határokhoz, sokkal inkább tájakhoz köthetők. Megfigyelhetjük, hogy a fennálló problémák jelentős része, illetve azok mérséklésére javasolt célkitűzések nem csupán az egyes környezeti elemek állapotának javítására hatnak, de érintik a tájszerkezet átalakulásának, a tájjelleg elvesztésének kérdésköreit, és vizuális, esztétikai vonatkozásuk is van.

A problémamátrix felállítása jól szemlélteti az egyes területeken jelentkező degradációs folyamatok és veszélyeztető tényezők kapcsolatát, és segítségével érzékeltethetők a javasolt változtatások várható kedvező hatásai. Nyilvánvalóvá vált, hogy a tájökölógiai és tájkaraktert érintő problémák nagy része az egyes tájfunkciók kiegyensúlyozatlansága révén keletkeztek (pl. a termelő funkció kizárólagos prioritásából adódnak az intenzív mezőgazdaság kedvezőtlen hatásai). Vizsgálataink megerősítik, hogy mindhárom funkciócsoportot egyaránt figyelembe kell venni, mindegyikük megfelelő érvényesítése révén biztosítható a jó környezetminőség.

Emellett a települési környezetvédelmi programok tájökölógiai jelentősége számottevő a természeti rendszerek és a táj identitásának megőrzése, a pozitív antropogén beavatkozások terén. A programok tervezésének és a célok megvalósításának kistáj-szintű koordinálása jelentősen segítené a pozitív hatások elérését főként a vidéki térségekben.

7. ábra A tájökölógiai és tájkarakter-védelmi célkitűzések pozitív hatásai  
 Figure 7. Positive effects of landscape ecological and landscape character preservation objectives

Tájökölógiai és tájjelleg szempontjából degradált, veszélyeztetett, illetve degradációt okozó, veszélyeztető tájszerkezeti egységek, tájelemek	Degradációk és veszélyeztetések típusai																		
	Légszennyezés	Pollenterhelés	Helyi klíma módosulása	Defláció	Erózió	Talajszennyezés	Vízszennyezés	Élelmiszerek vegyi szennyezése	Kedvezőtlen vízháztartás	Természeti közeli vízparti sávok hiánya	Táj- és biodiverzitás csökkenése	Gyomosodás, spontán beerdősülés	Élőhelyek kapcsolatának hiánya	Alacsony erdősültség	Tájszerkezet átalakulás, mozaikos tájszerkezet megszűnése	Táj hagyományokat őrző útsorfák eltűnése	Helyi termékelőállítás, állattartás megszűnése	Épületek állagromlása, épített örökség és településjelleg eltűnése	Tájjelleg elvesztése
<b>Zöldszávok létesítése szántókon és utak mentén</b>																			
Nagytáblás, intenzív szántók			✓	✓	✓	✓	✓	✓											
Utak menti kezeletlen sávok	✓	✓	✓																
<b>Szőlőhegyeken a mozaikos tájszerkezet fenntartása</b>																			
Intenzív szőlők és gyümölcsösök					✓	✓	✓	✓									✓		✓
Felhagyott szőlők és gyümölcsösök											✓	✓					✓	✓	✓
<b>A vízrendszer, vizes élőhelyek rehabilitációja</b>																			
Nagytáblás, intenzív szántók			✓						✓										✓
Átalakított vízrendszer és vízparti területek			✓						✓	✓	✓		✓					✓	✓
<b>Művelési ág váltások (erdősítések, gyepezítések) kedvezőtlen hasznosítású területeken, területfelhagyások mérséklése</b>																			
Nagytáblás, intenzív szántók		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓	✓		✓		✓
Felhagyott szántók, gyepek		✓									✓	✓							✓
Felhagyott szőlők és gyümölcsösök											✓	✓							✓
<b>Roncsolt felszínek helyreállítása, depóniák megszüntetése, rendezése</b>																			
Roncsolt felszínek, depóniák						✓	✓			✓									✓
<b>A kulturális örökség megőrzése</b>																			
Felhagyott szőlők és gyümölcsösök																	✓	✓	✓
Települések belterülete, külterületi épületek																			✓
Táj örökség egyedi elemei																	✓	✓	✓

**Jelmagyarázat**  
  
 negatív kapcsolat    pozitív kapcsolat    pozitív változás

**Irodalom**

- BASTIAN O. 1996: Bestimmung von Landschaftsfunktionen als Beitrag zur Leitbild-entwicklung. Beitrag zum BTUC Workshop 'Die Leitbildmethode als Planungsmethode' BTUC Actuelle Reihe. 8/96. pp. 67–79.
- COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.
- DE GROOT R. S., WILSON M. A., BOUMANS R. M. J. 2002: A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services; *Ecological Economics* 41: 393–408.
- GYULAI I. 1996: Ökológiai folyosók, zöld folyosók. Tisztázatlan fogalmak a biológiai változatosság megőrzésének stratégiájában. *Természet Világa* II. Különszám, pp. 41–43.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 1997: Fásor és Sövénytelepítési Útmutató. Készült az Országos Jubileumi Fásítási Program keretében. Soproni Egyetem. Környezetvédelmi Tanszék.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 2002: Tájípusok fő karaktervonásainak meghatározása, tájjelleg-indikátorok azonosítása tekintettel a természeti, a humán tényezőkre kölcsönhatásaikra és történeti változásaikra. KÖM-KGI, Budapest.
- KONKOLYNÉ GYURÓ É. 2003: Környezettervezés. Mezőgazda kiadó, Budapest.
- KSH. 1988. FÖLDTERÜLET: Községsoros adatok 1895–1984. Budapest.
- LARS, H., DE GROOT, D. 2005: Analysis of landscape functions: typology and sustainability indicators. First Phase Report. Contribution to SENSOR module 3, WP 3.2. Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University.
- ÖKO RT. 1998: Útmutató a települési környezetvédelmi programok készítéséhez. Szakmai irányító: Gergely Erzsébet. Az Európai Unió által finanszírozott HU 9402-01-01-L4 számú Phare projekt. Budapest.
1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól.

## PÁZSITGYEP FENNTARTÁS HENGERKÉSES ÉS ROTÁCIÓS FŰNYÍRÓKKAL

KULIN Balázs, GYÖRGY Attila, ZSIGÓ Gábor, SZEMÁN László  
Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Gyepgazdálkodási Tanszék,  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: bal1200@citromail.hu

**Kulcsszavak:** hengerkés, rotációs fűnyíró, nyírási magasság, tápanyag ellátás

**Összefoglalás:** A termés alakulását és a gyeperjesítményét az 5 cm magasra nyírt pázsiton a fűnyíró hatása nem akadályozta egyik kezelés esetében sem. A termésváltozások tendenciájukban hasonlóan alakultak, de az élettani fejlődési sajátosságoknak a sierrablen műtrágyák jobban megfeleltek. Az adatok azt bizonyítják, hogy a hengerkéses fűnyíróval röviden tartott gyeper kevesebbet terem minden kezelésben, tehát hatással van a műtrágyázás érvényesülésére. A két fűnyíró hatását összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy a magasabbra nyírt fű kezdetben fejlődési előnybe kerül a rövidebbre vágott fűnél, de a megfelelő szinten tartott tápanyagpótlással a fű képes pótolni az elvesztett asszimilációs felületét és ez a későbbiekben kiegyenlített termésalakításban is mérhetően megjelenik. A hengerkéses fűnyíró kedvezőbb vágási felülete gyorsabb gyógyulást és továbbfejlődést biztosít a fűnek, míg a rotációs kasza okozta roncsolásos sérülések lassítják a fű regenerációját. A két nyíráshatásának összehasonlításából az állapítható meg, hogy a két sierrablen műtrágya hatástartama a júniusi kiadási időpont eredményeként tartósan érvényesül, amit a parkfű fajok borításnövekedése igazol. Ugyanakkor megállapítható az is, hogy a hagyományos műtrágya nem ad olyan tartós hatást, amit a parkfű fajok alacsonyabb borítása is bizonyít. A hengerkéses fűnyíróval rövidebbre nyírt pázsit esetében a muharfélék jól mutatják a fű magasságának hatását. A rövidebb fűben magasabb a borítása és azt nem befolyásolja az alkalmazott műtrágya formája. A pillangós gyepalkotók is mutatják a nyírási magasság hatását, ugyanis a rotációs fűnyíró után a gyeperben magasabb a pillangósok borítása, mint a rövidebbre nyírt pázsitban. A műtrágyák hatásnak érvényre jutását a gyeper borításán keresztül az alkalmazott nyírási magasság egyértelműen meghatározta.

### Bevezetés

A gyepek, nemcsak a mezőgazdaságban játszanak szerepet, mint rét és legelő hasznosítású területek, hanem épített környezetünkben is részei a mindennapi életnek, mint nyírással fenntartott pázsit- vagy urbanizációs-gyepek. A gyeper alapvető meghatározása azt jelenti, hogy a területet sűrűn borítják a lágyszárú növények. A létesítési célnak megfelelő rendszeres nyírással fenntartott gyeperet nevezzük pázsitgyepnek (GRUBER 1964, HESSAYON 2002, SZEMÁN 2006).

A gyeperet ma már géppel nyírjuk, ezen gépek vágószerkezete három alapelv szerint működhet:

- hengerkéses: vízszintes tengelyen orsó alakban elhelyezett késekkel a henger palástján,
- körkéses: függőleges tengelyre szerelt, vízszintesen működő, korong alakú vágószerkezet, más néven turbónyíró, propellernyíró,
- terpesztett ujj alakú vágószerkezetű (ollószerűen működő) kaszálógépek.

A finomlevelű, apró, tömött pázsit nyírására főként a hengerkéses nyírógépek valók. Ezek fordulatszámától függ a méterenkénti vágások száma. Minél apróbbra és egyenletesebbre kívánjuk a gyeperet nyírni, annál nagyobbak kell lennie a vágás frekvenciájának. A gépek különböző magasságú tarló hagyására állíthatók be. Ha kevés a fordulatszám és életlen a kés, a nyírt felület nem lesz egyenletes, hanem hullámos. A hengerkéses fűnyírók voltak a világon a legelsőek, a legjobbakkal, és a legdrágábbakkal ma is ezek közül kerülnek ki.

A körkéses nyírópengék, inkább a valamivel magasabb, kevésbé finom pázsitok levágására valók. Ezeknél függőleges tengely forgatja a rászertelt korongot, illetve a rajta levő sarlószerű késeket. Fordulatszama percenként 2000. Működés közben a korong felszívja (felállítja) a fűleveleket, és utána a kések a beállított magasságra levágnak őket. Nyírásnál, több más szempont mellett az egyszerre maximálisan eltávolítható nyesedék a legfontosabb, azaz egyszerre a fű 1/3-át távolítsuk el így még marad elegendő leveles szár a továbbfejlődéshez és kerülhető a gyökérdepresszió (SZEMÁN 2006).

#### **A gyepek alkotó fajok rövid jellemzése:**

**Angol perje (*Lolium perenne* L):** Lazabokrú alfű. Magról könnyen telepíthető. Gyorsan kikel és nagyobb vetőmag adag esetében, elnyomja a többi társnövényét, ezért megritkulhat a pázsit. Jól tűri, sőt igényli a taposást és a jó tápanyagellátást. Takarmány és parkfű fajtáit nemesítik. Könnyen zombékosodik, csomósodik, ezért rendszeres hengerezést igényel. Hengerezés után a földhöz nyomott szárcsomói legyökereznek, így a fenntartási technológia biztosítja hosszú életét és tartósságát a gyepekben. Pázsitok és sportgyepek fontos összetevője. A nagyobb minőségi elvárású parkgyepekből hiányzik, de a sportgyepek fontos eleme. A 3–5 cm magas nyírást viseli el, ettől rövidebbre vágva kiritkul.

**Réti perje (*Poa pratensis* L):** A réti perje sűrűn gypesedő, tarackos alfű. Az egyik legértékesebb park- és sportgyep alkotó faj, amelyet takarmány és urbanizációs célokra egyaránt nemesítenek. Magról nehezen telepíthető, lassú, elhúzódó kelésű növény. A minőségi pázsitok gypalkotója. Napfény igényes, ezért árnyékos helyekre nem való. A nyírás magassága 2,5–5 cm. Az elmúlt időben több vizsgálat igazolja, hogy az enyhén kéklő perje a (*Poa humilis* Ehrh. Ex Hoffm) is gyakori faj a vetett gyepeinkben (PENKSZA 2000a, 2000b, PENKSZA és BÖCKER 1999/2000, PENKSZA és K. SZABÓ 2005). A fajt természetes vegetáció elemeként is vizsgálták (K. SZABÓ et al. 2004). Különböző területekről származó tövek molekulárisvizsátát is elvégezték (GYULAI et al. 2003).

**Vörös csenkesz (*Festuca rubra* L):** A vörös csenkesznek több alfaja ismert, aminek nemesítéssel sok fajtáját állították elő. A tarackos vörös csenkesz a *Festuca rubra*, az alapfaj. Sűrűn gypesedő, a sport és pázsitgyepekben széleskörűen alkalmazott csoport. A csomós vörös csenkesz a *Festuca commutata*, nem tarackos változat, de jól tűri a mély nyírást ezért golfpályákon is fontos gypalkotó. Az indásodó változat a *Festuca trichophylla*, elterjedése folyamatban van úgy park-, mint sportgyepekben.

A vörös csenkesz jól tűri az árnyékot, ezért a parkgyepek elengedhetetlen alkotó eleme. Egy ritmusban fejlődik a réti perjével, vagyis egyszerre érik el nyírás magasságot és így a napfényes helyeken a réti perje, az árnyékosabb részekben pedig a vörös csenkesz szaporodik el. Az átmenet fokozatos és nem okoz díszértékbeli ritmustörést. A minőségi pázsitok nélkülözhetetlen eleme. Nyírás magassága 2,5–5 cm, de a csomós változat a rövidebbre vágást is jól tűri.

Telepített gyepek N-műtrágyázás szintjére vonatkozóan BENYOVSZKY és PENKSZA (2002) végzett vizsgálatokat. Természetes gyepekben történő pázsitfű összetétel vizsgálatának eredményeit SZENTES et al. (2007a, 2007b), CENTERI et al. (2007) foglalja össze.

A nyírás magasság és a minőség meghatározó, a pázsitgyep állapotára, mert ez teszi a gyepek pázsitává. A kiskert tulajdonosok számára forgalmazott gépek közül a GARDENA gyártmányú, kanyargó nevű rotációs- és a suhanó nevű hengerkéses kaszaszerkezetű fűnyírót állítottuk az összehasonlító kísérletbe.

Célunk a kísérletben a két fűnyíró munkájának összehasonlítása volt. A tápanyag-ellátás fontos a pázsitgyepen, mert a folyamatos nyesedék eltávolítása megterheli a növényeket, és az asszimiláló felület pótlására szükséges, hajtásfejlesztéshez sok tápanyagra van szükségük. A megfigyelések, a botanikai összetétel változására, és növényborítás, a pázsitgyep talajtakarásának alakulására irányultak.

A Scotts cég szabályozott tápanyagleadású, hosszú hatástartamú műtrágyáinak alkalmazásával, és a hagyományos ammóniumnitrátos gyorshatású műtrágyával biztosítottuk a folyamatos tápanyag utánpótlást. Vizsgáltuk a műtrágya terméshozamra, színre, fajösszetételre, borításra gyakorolt hatásait is.

A szabályozott tápanyag leadás a fű számára egy egyenletes tápanyag utánpótlást tesz lehetővé ezáltal egyenletesebb növekedést és jobb stressztűrést elérve. A hagyományos műtrágyák, a füvek gyökereinek azonnal hozzáférhetővé válnak ami hirtelen szín és növedék változást eredményez, de a csapadékkal gyorsan mélyebb rétegekbe mosódnak szennyezve a környezetet, talajvizet, valamint abban a rétegekben már nem hozzáférhető a gyepnek másrészt elpárolognak (BEARD 1964).

### Anyag és módszer

A kísérlet célja: A Scotts cég által Magyarországon forgalmazott „Sierrablen gyepfenntartáshoz” ( 27N+5P+5K+2MgO hatóanyagú ) tartóhatású, szabályozott tápanyag leadású műtrágya bemutató jellegű kísérletbe állítása, és a minőségi állapotot befolyásoló hatásának ellenőrzése, nem öntözött park típusú pázsitgyepen, a hagyományos ammóniumnitrát műtrágyakezeléssel összehasonlítva.

Valamint a Gardena cég által Magyarországon forgalmazott *Kanyargó* (rotációs késes elektromos 1300 W teljesítményű 38 cm vágásszélességű) és a *Suhanó* (hengerkéses 30 cm vágásszélességű kézi erővel hajtott) fűnyírók összehasonlító kísérletbe állítása, és a gyep fiziológiájára gyakorolt hatásának vizsgálata öntözött park típusú pázsitgyepen.

A kísérletet: Öntözetlen vagy alkalmanként öntözött, 2000. 10. 2-án telepített pázsitgyep területen állítottuk be Gödöllőn, az egyetemi botanikus kertben.

A kezeléseket 10 m<sup>2</sup> területű parcellákon végeztük kezelésenként két ismétlésben, a parcellák között körben 50 centiméter széles elválasztó sávokkal (1 ábra).

A nyírást 7 db parcellán a *Kanyargó* fűnyíróval 5 cm magas pázsittartás, 7 cm magasság elérésekor, illetve 7 db parcellán *Suhanó* kézi fűnyíróval 2,7 cm magas tartás 4,5–5 cm magasság elérésekor. Várhatóan heti gyakorisággal végeztük.

Adatokat és megfigyeléseket a:

- zöldhozam mérés,
- hajtás sűrűség azaz denzitás becslés,
- botanikai borítás változás mérés,
- foto dokumentáció készítésével végeztünk.

A kísérleti pázsitgyep területének tápanyag ellátási előzményei:

*A terület talaj és termesztés viszonyai*

- 1998-ban feltört ősgyep,
- 1999-ben napraforgót termesztettek,
- 2000-ben a telepítésig gyommentes ugaron volt tartva.

Telepítés előtt a talaj nem kapott sem, szerves, sem szervesetlen tápanyagkiegészítést.

*Telepített növényfajok*

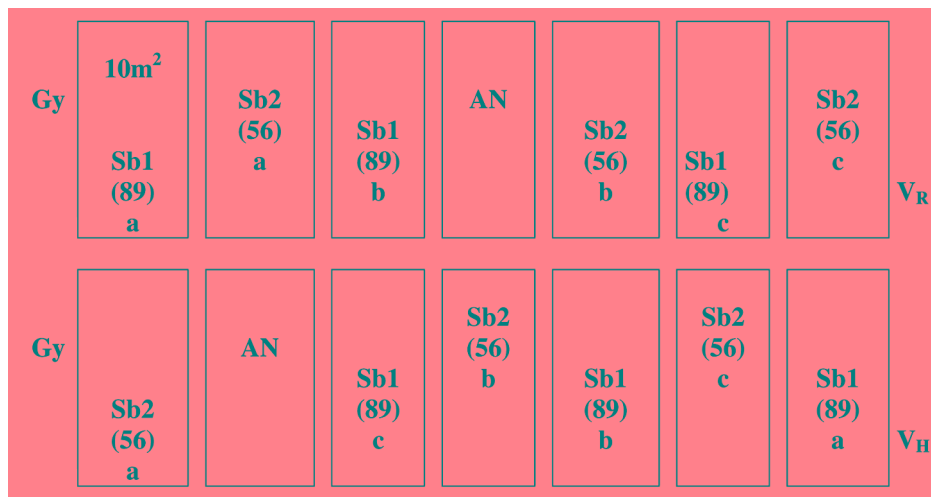
- A pázsittelepítéshez Sport keverék jelű kereskedelmi fűmagkeverékét használták fel 40 gram /m<sup>2</sup> vetőmag adag kijuttatásával.
- A keverék faji összetétele:  
angolperje */Lolium perenne/* 20%,  
réti perje */Poa pratensis/* 10%,  
vörös csenkesz */Festuca rubra/* és,  
felemáslevelű csenkesz */Festuca heterophylla/* 70% volt.

*Telepítés*

A terület előkészítést a szántás utáni tereprendezés, a szintezés és a tömörítő hengerezés jelentette, majd a teljes területet bevetették a fűmaggal. A talajtömörítő hengerezéssel elérték, hogy a talajfelszín lépésállóvá vált, vagyis rálépve a cipő már nem süllyedt bele a talajba, így egyenletes vetés mélységet tudtak biztosítani a telepített növények számára.

**Fenntartási jellemzők**

- a pázsitot 2000. október 10-én telepítették,
- 2001-ben általános pázsit ápolási eljárásokkal tartották fenn,
- 2002-ben további megfigyeléseket végeztek a területen, de tápanyagot továbbra sem kapott a terület,
- pázsitnyírás és tápanyagkezelés elrendezési vázrajz,
- telepítésideje: 2000. 10. 02.,
- parcella méret: 4,0 × 2,5 m = 10 m<sup>2</sup>
- elválasztó sávok 0,5 m szélesek,
- a kísérlet beállítási ideje: 2006. június 18.



1. ábra Pázsitgyep parcellák  
Figure 1. The plots of lawn

## KEZELÉSEK

### Ajánlott termékadag műtrágyából

Scotts szabályozott tápanyag leadású műtrágyakezelések 2006.

**Sb1** = Sierrablen (27+5+5) Sb (8–9 hónap hatástartam)  
termék 60g/m<sup>2</sup> hatóanyag 160 kgN/ha

**Sb2** = Sierrablen (28+5+5) Sb (5–6 hónap hatástartam)  
termék 50g/m<sup>2</sup> hatóanyag 140 kgN/ha

**AN** = ammóniumnitrát (34%) kontrol  
termék 3×15 g/m<sup>2</sup> hatóanyag 150 kg/ha

V= vágás – nyírás

**VR** = Nyírás 5 cm magasan rotációs „GARDENA kanyargó” rotációs kaszaszerkezetű, elektromos fűnyíró

**VH** = Nyírás 2,7 cm magasan hengerkéses „GARDENA suhanó” hengerkéses kézi fűnyíró

Gy = Gyepszellőztetés



## **Az alkalmazott fűnyíró gépek jellemzői**

### **Suhanó hengerkéses fűnyíró**

Munkaszélesség 30 cm. Kb. 100 m<sup>2</sup> gyepfelületig ajánlott. Vágási magasság 12–42 mm között állítható. Súly: 10 kg.

Precíziós vágás – mintha csak ollóval vágta volna; csendes, könnyen jár és könnyű tolni, ha rendszeresen nyírjuk a gyepet, és egyszerre nem kell 40 mm-nél magasabb fűvet vágni. Érintésmentes vágási technika: (kés-henger (a henger palástján elhelyezkedő pengék) nem érintkezik az alsó késsel). Edzett, tapadásmentes kés-henger minőségi acélból és csiszolt alsókés a tiszta vágásért. Fokozatmentesen, állítható vágómagasság. Nagy, speciális profillal rendelkező kereknek köszönhetően könnyen vezethető. A tolórúd az egyszerű szállítás és a helytakarékos tárolás érdekében visszahajtható. Fűgyűjtő kosárral és nélküle is működtethető, ha a nyesedéket, mulcsnak a tarlón kívánjuk hagyni.

### **Kanyargó, rotációs kaszaszerkezetű, elektromos fűnyíró**

Motor: 1300 Watt. Vágási szélesség: 38 cm. Tagolt, nagyobb kertekhez ajánlott. Központi magasságállítás 5 fokozatban 20–70 mm között. Fűgyűjtő kosár gyűjtőtérfogata: kb. 38 l. Súly: 18,4 kg.

A kormánykerékkel és tolórúddal felszerelt fűnyíró, extra fordulékony, ezáltal kényelmes és fáradtságmentes fűnyírást biztosít. A kormánykerék és a szabadalmaztatott kormány hajtómű könnyű irányíthatóságot és mozgékonytágot biztosít.

Nagy teljesítményű elektromos motor kés-fékező rendszerrel és nagy húzóerővel. A tolórúd fokozatmentes magassági beállításának köszönhetően alkalmazkodik minden testmagassághoz. Az oldalra dönthető tolórúd miatt a fűgyűjtő kosár egyszerűen levehető és visszatehető. Az összecusukható rúd kényelmes szállítást, és helytakarékos tárolást tesz lehetővé.

A kormány kényelmes biztonsági kapcsolóval és elektromos indítóval van ellátva. A kormánykerék praktikus állaskapcsolóval van a tolórúddal rögzítve, így alkalmas mind egyenetlen talaj, mind gyepcsíkok pontos nyírására. Mozgatható „flick-flack” kábelvezető, illetve kábelfeszülésgátló. Az első kerek állítógombokkal rögzíthetőek. Kerek: csúszócsapágyazottak. Ház: ütészálló műanyag.

## **Eredmények és megvitatásuk**

A zöld hozam alakulásának értékelése a kísérleti adatok alapján

A pázsitot, a fű növekedési ritmusától függően, rendszeres nyírással tartottuk fenn. A pázsit magassága a rotációs fűnyírónál 5, illetve a hengerkéses esetében 2,7 cm volt.

A pázsit nyírását május elején kezdtük.

A nyírással, csak a növényzet 30%-át távolítottuk el, tehát, 7–8, illetve 4–5 cm magasság elérésénél nyírtuk a gyepet. A nyírt fűszálon így mindig maradt legalább 2–3 levél is.

A nyírást akkor igyekeztünk végezni, amikor a leggyengébb fejlődésű növényzet is belépett a nyírási magasságba és a legfejlettebb még nem lépett ki belőle. Ez sajnos, munkaszervezési okokból, csak nehezen lett volna kivitelezhető az egész idény folyamán, így előfordult, hogy a gyepek már kiléptek, a fentebb említett mérettartományból. Ezt figyelembe vettük a zöld hozam mérésénél, és a heti rendszerességgel végzett nyírást tartottuk szem előtt.

A nyírást minden alkalommal és minden parcellán fűgyűjtős fűnyíróval végeztük. Parcellánként mértük a zöld hozamot a táblázatban megjelölt alkalommal és rendszerességgel, de vettünk mintát a beszáradási tényező megállapításához is. Az adatokból megállapítottuk, hogy a beszáradási tényező alapján számított szárazanyag súly tendenciájában nem módosította volna a kezelésként mért termés alakulását, ezért a táblázatban és az ábrán a zöldtömeg súlyát tüntettük fel, illetve ábrázoltuk.

A műtrágyázásra június 18-án került sor. A zöld tömegméréseket, a kezelést követő második nyírást idején kezdtük. Az adatgyűjtéshez 10 alkalommal végeztünk méréseket. Az adatok az ábrán és táblázatokban láthatók.

### **A kanyargó fűnyíróval vágott terület gyephozamának alakulása**

A kanyargó nevű rotációs kaszaszerkezetű fűnyíróval fenntartott területen a termés alakulását a tápanyag ellátás határozta meg.

A legnagyobb termést a Sierablen 8–9 hónap hatástartamú műtrágya biztosította. A termés ingadozás az időjárás hatásait jelzi. Tendenciájában a termés 3,98 kg/parcella értékkel indul, ami 3980 kg/ha átszámított termésnek felel meg, és ez fokozatosan csökken, míg augusztusban eléri a mélypontját 0,24 kg/parcella, és az őszi időjárás hatására ismét enyhe növekedésnek indul, majd 0,4 kg/p terméssel zárul.

A sierrablen 5–6 hónapos hatástartamú műtrágyázás alkalmazásával a termés kevesebb volt 2,7 kg/p az induláskor, de kiegyenlítettebb csökkenést mutat a hozam alakulása és a zárásnál valamivel magasabb 0,42 kg értéket adott, mint a hosszabb hatástartamú társa. A nyári időjárás okozta hullámvölgy ebben az esetben is megfigyelhető, amit az őszi termésfokozódás követett.

A hagyományos ammóniumnitrát kezelés után, közel akkora volt, mint az Sb1 kezelés esetében, tehát megelőzte az Sb2 kezelés első termését, de a csökkenés a vegetációs idő folyamán erőteljes és az augusztusi mélypont után nem fokozódik a termése az őszi kedvezőbb időjárás hatására sem. A kimerült tápanyagszint nem biztosította az erőteljes fejlődést ebben az esetben.

A szabályozott tápanyag leadású műtrágyák, kedvezőbb terméshozam alakulást mutattak, ami segítette áthidalni a nyári aszályos időszakot a tartalék képzésével. Az elcsúsztatott kijuttatási idő, kedvező hatást gyakorolt a gyepekre, szemben a tanszéken folytatott korábbi évek eredményeivel, ahol az augusztusi időszakra leesett a szabályozott tápanyag leadású műtrágya hatása is, ha azt április végén, május elején vagy még korábban juttatták ki. A hagyományos műtrágyázás nem tudott lépést tartani a fű igényével, és csak többszöri műtrágyázással érhető el jobb eredmény.

A termés alakulását és a gyepek teljesítményét az 5 cm magasra nyírt pázsiton a fűnyíró hatása nem akadályozta egyik kezelés esetében sem. A termésváltozások tendenciájukban hasonlóan alakultak, de az élettani fejlődési sajátosságoknak a sierrablen műtrágyák jobban megfeleltek.

### **A suhanó, hengerkéses fűnyíró hatása a zöldségtermés alakulására**

A hengerkéses fűnyíróval 27 mm magas gyepet tudunk fenntartani. A termését az jellemzi, hogy a Sb1 kezelés és a AN2 kezelés hozama csaknem megegyezik az első termés mérése idején. Az Sb2 kezelés valamivel a két kezelés értéke alatt maradt. Később a termés csökkenés kiegyenlítő hatást mutat, mert az Sb2 kezelés, a végén ugyanúgy, mint a kanyargó fűnyírónál, meghaladja valamivel az Sb1 kezelés értékeit. Az évi összesített termésben azonban az utóbbi vezet.

Az ammóniumnitrát kezelés hatására, a termés erősebben csökken, de a nyári aszályos időben történő visszaesést egy kismértékű növekedés követi az őszi folyamán. Az élettani hatás tehát érvényesül, de a növényeknek nincs akkora tartalék tápanyagszintje, hogy eredményes pázsitfenntartást és növekedést biztosítsunk.

Az adatok azt bizonyítják, hogy a hengerkéses fűnyíróval röviden tartott gyep kevesebbet terem minden kezelésben, tehát hatással van a műtrágyázás érvényesülésére.

A gyep ennek ellenére nem mutatott degradációt, tehát ezt a magasságot is eredményesen tarthatjuk, ha megfelelő tápanyag ellátási szintet biztosítunk a fűféléknek, és a rendszeres nyírással mentesítjük a gyepet a rendszertelen vágás stressz hatásától.

A magasabbra nyírt területhez viszonyított, terméseszkökenés a tápanyagellátás kezdetén az időegységére eső termés hiányából származik, amit a mély nyírás idézett elő. A későbbi időszakban a fű alkalmazkodott a nyírási magassághoz, és a besűrűsödő gyep újonnan fejlődött hajtásai már elérik termésben azt a szintet, amit a magasabbra nyírt pázsitgyep biztosít.

A két fűnyíró hatását összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy a magasabbra nyírt fű kezdetben fejlődési előnybe kerül a rövidebbre vágott fűnél, de a megfelelő szinten tartott tápanyagpótlással a fű képes pótolni az elvesztett asszimilációs felületét és ez a későbbiekben kiegyenlített termésalakításban is mérhetően megjelenik. A hengerkéses fűnyíró kedvezőbb vágási felülete gyorsabb gyógyulást és továbbfejlődést biztosít a fűnek, míg a rotációs kasza okozta roncsolásos sérülések lassítják a fű regenerációját.

### **A pázsitgyep növényborítás alakulása kezelésként**

Az ammóniumnitrát és sierrablen műtrágyákkal kezelt kísérleti parcellákon vizsgáltuk a rotációs és a hengerkéses kaszaszerkezetű fűnyírók hatását a pázsit minőségére a tápanyag ellátással kölcsönhatásban.

A növényborítási adatokat havonta gyűjtöttük. Az eredményeket az 1–6. táblázatok tartalmazzák. Az adatok összesítése a 7–8. táblázatban található.

A táblázatokban az egyes növénycsoportokat külön tüntettük fel és értékeltük a borítatlan terület változását is. Az első botanikai felvételt a tápanyagkezelés előtt végeztük, így értékelhető volt a kiindulási állapot.

A vizsgálati céloknál kiemelt fontosságot kapott az egynyári fűfélé- és az allergén gyomok megjelenésének, elterjedésének megfigyelése a gyep növényállományában.

A nyírási magasság fűnyírónként eltérő volt, tekintetbe véve a gépekhez ajánlható pázsitmagasságot. A nyírást heti gyakorisággal, minden parcellán azonos időben végeztük.

### A rotációs fűnyíró hatása a botanikai borítás alakulására

Az 5 cm magas nyírás megfelelőnek bizonyult a pázsitgyep fenntartásához. A pázsitalkotó fűfaj a nyírás hatására borításnövekedéssel, sűrűsödéssel válaszolt, ami 50%-ról a sierrablen műtrágyák esetében 70%-ra míg a kontrollként használt ammóniumnitrát esetében 65%-ra növekedett. Az „Sb1” Sierrablen (8–9) (1. táblázat) hatástartamú műtrágya hatására a növekedés ugrásszerű és két hónap után kiegyenlített, de növekedő.

Az „Sb2” Sierrablen (5–6) hónap (2. táblázat) hatástartamú műtrágyakezelés hatására a lassú kezdés után 10%-os növekedést tapasztaltunk, majd ismét lelassult a botanikai borítás erősödése.

Az „AN” ammóniumnitrátos kezelésnél (3. táblázat) az ugrásszerű növekedést a következő két hónapban stagnálás jellemezte, vagyis a csökkenő hatóanyagszint, már nem tudta tovább fokozni a pázsitfajok további borítás növelését 65%-nál.

A kísérleti területen a borítatlan terület a kezelés megkezdésekor 15–20% között változott. Az Sb1 kezelésnél a kiindulási 20% borítatlan terület, erős ütemben csökkent, és az utolsó felvételezésnél elérte a 3%-t. A növényzet egyértelműen záródott. Az Sb2 kezelésnél 15%-ról csökkent a borítatlan terület 5%-ra. A csökkenés üteme követhető, de nem éri el az Sb1 kezelés nagyságát, bár szignifikáns különbséget nem lehet kimutatni.

Az ammóniumnitrát esetében 12%-ról 10%-ra csökkent a borítatlan terület nagysága. Itt a tápanyaghatás a gyors növényi továbbfejlődésben, a növekedésben nyilvánult meg és nem a besűrűsödés lett a jellemző.

A gyomfűvek borítását a betelepült évelő szálfűvek, és az egyéves muharfélék alkotják. Esetünkben meghatározó a muharfélék megjelenése a gyeppen, mert ez összefügg a fenntartás minőségével, a nyírott pázsit sűrűsége által meghatározott mikroklímával. A gyengébb borítású fűben a talaj felmelegszik, és kedvező feltételeket biztosít a magról kelő egyeveseknek. A kései tápanyagellátás lehetővé tette, hogy a tavaszi időszakban a muharfélék kelése meginduljon. Különösen a sérült foltok adtak erre jó lehetőséget. Később a muhar nem szaporodott, hanem alkalmazkodott a nyíráshoz és széles bokrokat nevelt. A két sierrablen kezelésnél nem nőtt jelentősen a borítása, és megállt 3% körüli borítási értéken. A hagyományos nitrogén esetében 2-ről 7%-ra tudtuk bonitálni a borításnövekedést. Ez is arra utal, hogy a borításnövekedés nem járt együtt kellő mértékű sűrűsödéssel, így a nyírások utáni mikroklimatikus viszonyok jobban kedveztek a muharféléknek.

A pillangósok állandó kísérői a pázsitban is a fűféléknek. Az adatok azt mutatják, hogy az alkalmazott műtrágya hatóanyaga nem szorul ki a gyeptől teljesen. Különös, hogy az S1 kezelésnél a kiinduló 10% borítás stagnál, és nem változik, az S2 kezelésnél 30% csökkenést mutat és ettől valamivel többet hagyományos műtrágya esetében. A beállási szint viszont 10% körül ingadozik, az utolsó adat felvételezés idején.

Az egyéb növények, amelyek betelepültek az évek folyamán a gyepebe, szintén a vizsgálat tárgyát képezték. Kiinduláshoz képest minden esetben tapasztaltuk a kétszikűek borításának csökkenését. Sokkal szemléletesebb azonban az utolsó mért adat, ahol szinte kiegyenlítődik a kétszikűek borítása, a 8–10% borítási szinten való beállással. A kísérletet megelőző két évben a területen nem volt tápanyagkiegészítés, csak a nyírás volt rendszeres, így az extenzív fenntartás kedvezett a kétszikűek betelepülésének, ugyanakkor jó megfigyelési lehetőséget biztosított a kezeléseket követően a változásokra.

1. táblázat A botanikai összetétel változása Sierrablen 8–9 hónap hatástartamú műtrágya kezelés hatására rotációs fűnyíró alkalmazása mellett, 5 cm nyírási magasságon (borítás %-ban)  
 Table 1. The change of botanical composition affect Sierrablen 8–9 months fertilizer using rotation mower 5 cm cutting high (cover %)

	<i>SB(89)mj</i>	<i>SB(89)jn</i>	<i>SB(89)jl</i>	<i>SB(89)au</i>
Parkfű	50	60	65	70
Gyomfűvek	5	6	9	8
Pillangósok	12	11	11	11
Egyéb gyom	13	10	10	8
borítatlan	20	13	5	3

2. táblázat Botanikai összetétel változása Sierrablen 5-6 hónap hatástartamú műtrágya kezelés hatására rotációs fűnyíró alkalmazása mellett, 5 cm nyírási magasságon (borítás %-ban)  
 Table 2. The change of botanical composition affect Sierrablen 5-6 months fertilizer using rotation mower 5 cm cutting high (cover %)

	<i>SB(56)mj</i>	<i>SB(56)jn</i>	<i>SB(56)jl</i>	<i>SB(56)au</i>
Parkfű	50	55	65	70
Gyomfűvek	3	5	6	6
Pillangósok	16	15	10	10
Egyéb gyomok	15	14,8	14	9
Borítatlan terület	15	10,2	5	5

3. táblázat A botanikai összetétel változása Ammóniumnitrát (34%) műtrágya kezelés hatására rotációs fűnyíró alkalmazása mellett, 5 cm nyírási magasságon (borítás %-ban)  
 Table 3. The change of botanical composition affect ammoniumnitrate fertilizer using rotation mower 5 cm cutting high (cover %)

	<i>AmNitrát(mj)</i>	<i>AmNitrát(jn)</i>	<i>AmNitrát(jl)</i>	<i>AmNitrát(au)</i>
Parkfű	50	60	65	65
gyomfűvek	3	3	6	8
Pillangósok	16	11	9	9
Egyéb gyom	18	16	10	8
Borítatlan	12	10	10	10

A hengerkéses suhanó márkanevű, kézi tolással működtetett fűnyíróval, 27 mm magasságú pázsitgyeget tartottunk. Vizsgáltuk, hogy a rövidebb nyírási magasság milyen befolyást gyakorol a pázsit minőségére a rotációs fűnyíróval magasabbra vágott területhez képest.

A parkfű fajok borítottság változása azt mutatja, hogy ebben az esetben is 70%-ra nőtt (4–6. táblázat) a sierrablen műtrágyák alkalmazásának hatására a fedettség, a hagyományos kezelésnél viszont a borítás nem nőtt csak 60%-ig és az utolsó felvételezésre már 55% értékre csökkenést (6. táblázat). Itt valószínűsíthető a tápanyagszint kimerülése a talajban, a gyorsabb felvehetőség és intenzívebb gyepnövekedés hatására, mivel a rövidebbre nyírt gyepek intenzívebben pótolja az elvesztett asszimiláló felületét.

A borítatlan terület változása, már erősebb fűnyíró hatást mutat. A szabályozott tápanyag leadású műtrágyák, borítatlan terület alakulása hasonló a rotációs fűnyíró után mért értékekhez, míg a hagyományos nitrogén műtrágyakezeléssel a kezdeti csökkenés után visszaállt a kiindulási állapot, azaz 15% értéken zárult a kísérlet, ami a nitrogén tápanyag hiányt jelzi a rövidebb fűben. Gyakorlatilag a borítatlanság növekedése megegyezik a parkfű borítás csökkenésével.

A gyomfűvek közül a muharfélék borítása itt is jelentős volt. A rövidebb fűben nagyobb borítási értéket kaptunk, mint a rotációs fűnyíró 5 cm nyírási magassága után. Az alacsonyabb gyeptakaró kedvezőbb mikroklímát biztosít a muharfélék keléséhez, mint a magasabb fű. A hagyományos N műtrágyázott terület különlegessége, hogy a borítási értéke megegyezik a sierrablen műtrágyák borítási értékeivel, holott a borítatlan terület megnövekedett. Ez azzal magyarázható, hogy az ott található gyepek borítása kezdetben növekedett és csak később csökkent, ami még nem kedvezett a muharnak. A fűfaj borítás csökkenés idején már nem volt kedvező a talaj felmelegedése a gyomfű keléséhez és elszaporodásához.

A rotációs fűnyíró után mért alacsony gyomfű borítása és a hengerkéses után kapott növekedése, a rövidebb fűmagasság hátrányos hatását igazolja, az alkalmazott parkfű fajták esetében.

A gyepalkotó pillangósok egyértelmű csökkenést mutatnak, mindhárom esetben. Az utolsó mért borítási adat 5% körül van, ami nem okozott különbséget, a szabályozott tápanyag eladású és a gyors hatású nitrogén alkalmazása között. Ez arra utal, hogy az elhúzó hatás nem fejt ki olyan drasztikus hatást, hogy kipusztuljon a pillangósfaj, a rövidentartás, viszont nem árnyékolja ki a növényeket.

A hengerkéses fűnyíró alkalmazása után mért érték kisebb, mint a rotációs fűnyíró után kapott eredmény, ezért a pillangósborítás változása és iránya, a rövidre nyírási hatásaként fogadható el. A különlegesség itt is az, hogy a különböző kezelésekhöz, különböző borítású kiindulási területek tartoznak, ezért a csökkenés nagysága, és üteme eltérő, de a végeredmény szinte megegyező.

Az egyéb gyomok jelenléte a gyepekben itt is fontos esztétikai befolyással bír. A szabályozott tápanyag leadású műtrágyák, egyenletes csökkenést idéztek elő a gyom borítottságban és 10% körüli értékre álltak be. Az ammóniumnitrátos kezelés hatására a gyomok borítás csökkenése megfordult és ismét növekedésnek indult.

Különösen szembevetendő az apró szulák borításnövekedése. Ez arra utal, hogy feltételezéseink szerint a hagyományos nitrogén műtrágyából van kimosódás, ami a fű gyökerezési mélysége alá kerül, viszont a szulák mélyebben gyökerezve eléri azt, és fokozott növekedéssel reagál a tápanyag ellátásra, emellett a fű viszont tápanyaghiányba kerül.

4. táblázat A botanikai összetétel változása Sierrablen 8-9 hónap hatástartamú, műtrágyakezelés hatására, hengerkéses fűnyíró alkalmazása mellett, 27 mm nyírási magasságon  
 Table 4. The change of botanical composition affect Sierrablen 8-9 months fertilizer using pushreelmower 2,7 cm cutting high

Borítás kategória	Borítási % felvételezési időnként			
	SB(89)mj	SB(89)jn	SB(89)jl	SB(89)au
Parkfű	50	55	60	70
Gyomfűvek	2	5	9	10
Pillangósok	16	13	5	5
Egyéb gyom összesen	16	15,5	15	10
Borítatlan	14	13,5	11	5

5. táblázat A botanikai összetétel változása, Sierrablen 5-6 hónap hatástartamú műtrágya kezelés hatására, hengerkéses fűnyíró alkalmazása mellett, 27mm nyírási magasságon  
 Table 5. The change of botanical composition affect Sierrablen 5-6 months fertilizer using pushreel mower 2,7 cm cutting high

Növények	Kezelések			
	SB(56)K.	SB(56)l.	SB(56)2.	SB(56)3.
Parkfű	55	60	65	70
Gyomfűvek	3	5,6	8,6	10,6
Pillangósok	11	11	5,4	5,4
Egyéb gyom	16	13,4	12	9
Borítatlan	15	10	9	5

6. táblázat A botanikai összetétel változása Ammóniumnitrát (34%) műtrágya kezelés hatására hengerkéses fűnyíró alkalmazása mellett, 27 mm nyírási magasságon  
 Table 6. The change of botanical composition affect ammoniumnitrate fertilizer using pushreel mower 2,7 cm cutting high

Növények	Kezelések			
	AmNitrát(mj)	AmNitrát(jn)	AmNitrát(jl)	AmNitrát(au)
Parkfű	50	55	60	55
Gyomfűvek	6	6	11	11
Pillangósok	11	11	9	6
Egyéb gyom	18	16	10	13
Borítatlan	15	12	10	15

7. táblázat Kanyargó, rotációs fűnyíró, zöldtermés összesítő  
Table 7. Rotational mower, total greengrow, Gödöllő, 2006

Nyírás	Sb1 össz. term. kg	Sb1 átlag term. kg/p	Sb1 kg/nap	Sb2 Össz. term.	Sb2 átlag term.	Sb2 kg/nap	ANI átlag term.	ANI kg/nap	Nyírás gyako- riság napok	Nyírási idő
1-9									7	06.06.28.
10	11,94	3,98	0,56	8,1	2,7	0,39	3,89	0,56	7	06.07.05.
11	4,28	1,43	0,2	2,48	0,83	0,12	1,06	0,15	7	06.07.12.
12	0	0		0	0		0		9	06.07.21.
13	2,68	0,89	0,15	2,5	0,83	0,14	0,74	0,12	6	06.07.27.
14	0	0		0	0		0		12	06.08.08.
15	3,54	1,18	0,15	3,16	1,05	0,13	1,1	0,14	8	06.08.16.
16	0	0		0	0		0		7	06.08.23.
17	3,36	1,12	0,16	3,26	1,09	0,16	0,94	0,13	7	06.08.30.
18	1,96	0,65	0,09	1,84	0,61	0,09	0,38	0,05	7	06.09.06.
19	0,74	0,24	0,03	1,13	0,38	0,05	0,20	0,04	8	06.09.14.
20	1,06	0,35	0,05	1,32	0,44	0,06	0,26	0,04	7	06.09.21.
21	1,2	0,40	0,06	1,32	0,44	0,06	0,20	0,03	7	06.09.28.
22	1	0,40	0,06	1,26	0,42	0,06	0,18	0,02	7	06.10.05.
	31,76	10,57		26,37	8,79		8,95			

8. táblázat Suhanó, hengerképes fűnyíró, zöldtermés összesítő  
Table 8. Pushreel mower, total greengrow

Nyírás sor- száma	Sb1 össz. term. kg	Sb1 átlag term. kg	Sb1 kg/nap	Sb2 Össz. term.	Sb2 Átlag term.	Sb2 kg/nap	ANI átlag term.	ANI kg/nap	Nyírási gyako- riság napok	Nyírási idő
1-9									7	06.06.28.
10	10,18	3,39	0,48	9,18	3,06	0,43	3,32	0,47	7	06.07.05.
11	2,78	0,93	0,13	2,66	0,89	0,13	0,7	0,1	7	06.07.12.
12	0	0	0	0	0	0	0	0	9	06.07.21.
13	2,64	0,88	0,15	2,84	0,95	0,17	0,58	0,10	6	06.07.27.
14	0	0	0	0	0	0	0	0	12	06.08.08.
15	2,26	0,75	0,09	1,86	0,62	0,08	0,56	0,07	8	06.08.16.
16	0	0	0	0	0	0	0	0	7	06.08.23.
17	2,1	0,7	0,1	2,5	0,83	0,12	0,48	0,07	7	06.08.30.
18	2,38	0,79	0,11	2,24	0,75	0,11	0,52	0,07	7	06.09.06.
19	0,74	0,25	0,03	0,8	0,27	0,03	0,18	0,02	8	06.09.14.
20	1,04	0,35	0,05	1,3	0,43	0,06	0,18	0,03	7	06.09.21.
21	0,96	0,32	0,05	1,22	0,41	0,06	0,20	0,03	7	06.09.28.
22	1,2	0,33	0,05	1,32	0,44	0,06	0,22	0,03	7	06.10.05.
	26,28	8,69		25,92	8,65		6,94			



### Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani mindazoknak, akik segítettek, mind a gyakorlati munkában, mind pedig a dolgozat formai elkészítésében. A Gardena cégnél Tóth Lászlónak amiért rendelkezésünkre bocsátották a gépeket és együtt működött velünk a kísérletek során. Tóth M. Jánosné tanszéki munkatársnak a kísérletek végzése során nyújtott gyakorlati segítségéért.

### Irodalom

- BEARD J. B. 1964. Effects of ice, snow and water covers on Kentucky bluegrass, annual bluegrass and creeping bentgrass. *Crop Sci.* 4: 638–640.
- BENYOVSZKY B. M., PENKSZA K. 2002: A N-műtrágyázás optimális szintje a kedveltség szempontjából egy isaszegi lólegelőn. *Növénytermelés* 51: 509–512.
- GRUBER F. 1964: Pázsitok-gyepszőnyegek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HESSAYON D. G. 2002: Pázsit és Gyepszőnyeg. Park Könyvkiadó, Budapest.
- CENTERI CS., MALATINSZKY Á., VONA M., BODNÁR Á., PENKSZA K. 2007: State and sustainability of grasslands and their soils established in the atlantic-mountain zone of Hungary. *Cereal Research Communications* 35: 309–312.
- GYULAI G., SZEMÁN L., PENKSZA K., KISS J., SZABÓ Z., HESZKY L. 2003: Új kékperje (*Poa humilis*) genotípusok klónozása és molekuláris jellemzése. *Gyepgazdálkodás* pp. 78–80.
- K. SZABÓ ZS., PAPP M., PENKSZA K., NYAKAS A. 2004: Eltérő vízellátottságú homoki élőhelyek *Poa* taxonjainak összehasonlító morfológiai vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 2: 259–265.
- PENKSZA K. 2000a: A Dél-Tiszántúl új taxonjai, különös tekintettel a *Poaceae* család tagjaira. *Crisicum* 3: 73–78.
- PENKSZA K. 2000b: Adatok Magyarország pázsitfű flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 5: 298.
- PENKSZA K., BÖCKER R. 1999/2000: Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. *Bot. Közlem.* 86-87: 89–93.
- PENKSZA K., K. SZABÓ ZS. 2005: A *Poa humilis* Ehrh. Ex Hoffm., mint egy gyakori gyepalkotó fajunk ismeretéről és taxonómiai helyzetéről. *Növénytermelés* 54: 301–306.
- SZEMÁN L. 2006: Települési környezetkultúra. Gödöllő.
- SZENTES SZ., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.
- SZENTES SZ. TASI J., PENKSZA K. 2007: Gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dunántúli-középhegység néhány természetes gyepében. *AWETH* 3: 127–149.
- [www.gardena.hu](http://www.gardena.hu)  
[http://www.gardena.com/INT/HU/hu/content/experience/a\\_03\\_HUhu.jsp](http://www.gardena.com/INT/HU/hu/content/experience/a_03_HUhu.jsp)  
[www.scotts.hu](http://www.scotts.hu)

TURF MAINTENANCE WITH GARDENA PUSHREEL AND ROTATIONAL MOWERS.

B. KULIN, A. GYÖRGY, G. ZSIGÓ, L. SZEMÁN

Szent István University, Agricultural and Environmental Faculty,  
Department of Turf  
2100 Gödöllő, Páter k. u. 1. e-mail: bal1200@citromail.hu

**Key words:** lawn, reel mower, rotational mower, cutting height, nutrition supply

**Summary:** The subject of the dissertation: research of the different cutting mechanism mowers. The different fertilizing technologies on the park type of lawn, which is not or just sometimes irrigated. The aim of the experiment: Work with GARDENA lawn mowers on the land and examine what effect has on the grass. The effect of Gardena lawn mowers on the grass. The dissertation presents, the experiment with different types of SCOTT artificial fertilizers the influence of different cutting height, and the spread of weeds in the turf. The growing energy and density difference in between the air and not air turf. The dissertation presents the different cutting height makes different combination of botanical species, it supports by the measured informations. The green color of the turf is depending on the nutrition and the influencing time of SCOTT fertilizers. The AN lost earlier the effect for the color, but the long lasting fertilizer helps the green color look more aesthetic.

HAZAI *ORCHIS MILITARIS* ÉLŐHELYEK ORCHIDEA-  
MIKORRHIZA GOMBÁINAK VIZSGÁLATA

OUANPHANIVANH NOÉMI, ILLYÉS ZOLTÁN, RUDNÓY SZABOLCS, BRATEK ZOLTÁN

Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar, Biológiai Intézet,  
Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C., e-mail: ouanoe@freemail.hu**Kulcsszavak:** orchidea mikorrhiza, specifikáció, *Epulorhiza*, protokorm

**Összefoglalás:** Munkánk során az *Orchis militaris* szimbionta gombáinak azonosítása mellett a vizsgált élőhelyek szimbionta gomba közösségeinek összetételét is tanulmányoztuk. A szimbiontákat mikorrhizált gyökérszakaszokból és *in situ* csíráztatott protokormokból a sejtmagi ITS-régió szekvenciája alapján azonosítva azt tapasztaltuk, hogy az *Orchis militaris* a szimbionta gombák négy csoportjával is mikorrhizálódik (*Epulorhiza* I. és II., *Ceratobasidium* és *Sebacina*), így feltételezzük, hogy a sokféle szimbionta gombával való kompatibilitás az egyik döntő tényező a vizsgált orchideafaj széles elterjedtségében.

A vizsgált élőhelyek szimbionta gomba közösségeinek elemzése alapján kezd körvonalazódni, hogy a lápréteken a legnagyobb a szimbionta gombák diverzitása. Stresszhatásra (például bolygatás, szárazság) a szimbionta közösségek egyre szegényebbé válnak; a vizsgált száraz illetve másodlagos élőhelyekről szinte kizárólag *Epulorhiza* II. szimbionta gombákat tudunk kimutatni, melyek közül több típus először került elő orchideákról.

Az *Orchis militaris* csíranövényeinek és kifejtett egyedeinek szimbiontáit összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy a vizsgált faj egyedfejlődésének kezdeti szakaszában csak *Epulorhiza* II. szimbionta gombákkal mikorrhizálódik, míg kifejtett egyedek esetében a lehetséges szimbionták sora bővül.

### Bevezetés

Az *Orchis militaris* (vitészkosbor) az Orchidaceae család (kosborfélék) egyik hazai képviselője; eurázsiai-euroszibériai elterjedésű faj, mely hazánkban is gyakori. Igen változatos azon élőhelyek sora, ahol megtelepedhet (MOLNÁR V. 1999): a sokféle elsődleges társulás mellett bolygatott helyeken, így felhagyott bányákban, szőlőkben, kubikgödörökben, útbevágásokban, és vasúti töltések oldalában is megjelenhet, akár többzetes egyed számmal (BARINA 2000).

Az *Orchis militaris*-nak a többi orchideához hasonlóan igen apró (0,3–14 µg) magjai vannak (BRATEK et al. 2001), melyek szinte egyáltalán nem tartalmaznak raktározott tápanyagot, ezért mikorrhiza kapcsolat nélkül nem tud kifejlődni a magból a csíranövény. Feltételezzük, hogy a szimbionta gombák az orchideák életciklusa során folyamatosan cserélődnek; a különböző korú orchideaegyedek számára más és más gombák lehetnek az ideális szimbionta partnerek (RASMUSSEN 2002).

Az orchidea szimbionták többsége morfológiai alapon a *Rhizoctonia* forma-genusba tartozik. Léteznek anamorf (ivartalan) és teleomorf (ivaros) alakjaik is, melyek többségét sikerült egymásnak megfeleltetni; a legfontosabb anamorf-teleomorf nemzetségpárok a következők (BRATEK et al. 2001): *Ceratorhiza* - *Ceratobasidium*, *Moniliopsis* - *Thanatephorus*, *Epulorhiza* - *Tulasnella* és *Sebacina*. Az *Epulorhiza* nemzetségen belül a *Sebacina*-k mellett két alcsoportot lehet elkülöníteni trópusi orchideákból származó izolátumok alapján (MA et al. 2003), melyeket *Epulorhiza* I. és *Epulorhiza* II. csoportként említenek; az *Epulorhiza* I. csoport ivaros megfelelői a *Tulasnella*-k, míg az *Epulorhiza* II. csoport teleomorf megfelelőit még nem sikerült azonosítani.

Az orchid szimbiózis specifikusságára vonatkozóan ellentmondásos eredményeket találtunk (WARCUP 1971, MASUHARA et al. 1993, PERKINS et al. 1995). Terepi vizsgálatok alapján valószínűnek tűnik, hogy a fotoszintetikus képességüket veszített, obligát módon mikorrhizálódó orchideák specifikus kapcsolatban állnak szimbionta gombáikkal (TAYLOR és BRUNS 1999), de fotoszintetizáló orchideák esetében is születtek igen szűk mikorrhiza diverzitásról tanúskodó eredmények (MCCORMICK et al. 2004). A kapcsolat specifikussága valószínűleg az egyedfejlődés folyamán is változik: a fejlődés korai, obligát szakaszában feltehetően specifikusabb kapcsolat áll fenn a partnerek között, mint később, amikor már fakultatívvá válik a kapcsolat.

Kísérleteink során az *Orchis militaris* szimbionta gombáinak vizsgálatát végeztük el több élőhelyen, kifejlett egyedek gyökerét és a faj csíranövényeit (protokorm) feldolgozva. Vizsgálataink célja az volt, hogy megnézzük, van-e kapcsolat a vizsgált orchidea széles elterjedtsége és szimbionta gombáinak diverzitása között. Kutatásaink során néhány egyéb orchideafajt is vizsgálva (*Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris*) arra is próbáltunk fényt deríteni, hogy a vitézkosbor különböző típusú vizsgált élőhelyein van-e különbség a szimbionta gomba közösségek összetételében. Emellett a különböző vizsgálati módszerek lehetővé tették, hogy az *Orchis militaris* szimbiontáit különböző fejlettségi stádiumokban (csíranövény és kifejlett egyed) összehasonlítsuk, és megvizsgáljuk, hogy a vitézkosbor mikorrhizációja változik-e az egyedfejlődése folyamán.

## Anyag és módszer

### Vizsgált élőhelyek

Kutatásaink során természetközeli és másodlagos, valamint üde és száraz élőhelyeket választottunk vizsgálati területként.

Természetközeli élőhelyként három területet vizsgáltunk: az ócsai láprét-sztyepprért komplexum és a Kunpeszér melletti „Peszéradacsi rétek” orchideákban igen gazdag, üde élőhelyek. Harmadik természetközeli élőhelyként az Érd határában elhelyezkedő Kakukk-hegyet választottuk, mely egy xero-mezofil gyep. Másodlagos élőhelyként felhagyott bányákat, illetve szőlőket választottunk. Ezek közül a tokodaltároi Gete-alji homokbányában üde és száraz területek is találhatóak. A bányába sok orchideafaj települt be a felhagyás óta (BARINA 2000). A Pusztavámhoz közeli egykori szénbányát (Cica-homok, Oroszlány), mely száraz élőhely, csak később hagyták fel, így itt kevesebb orchideafaj él. Felhagyott szőlőként a mogyorósbányai Öreg-hegyet és a Sárisáp melletti (közigazgatásilag Tokodhoz tartozó) Puszta-szőlőt vizsgáltuk, melyek szintén száraz élőhelyek.

### Szimbionta gombák izolálása

A szimbionta gombák izolálását kifejlett orchideaegyedekből gyökérszegmens technikával végeztük. A földlabdával együtt begyűjtött bimbós vagy virágzó orchideaegyedek gyökérzetének egy részét (vagy kis növények esetén az egész gyökérzetet) a rátapadt föld lemosása után 1 cm hosszú darabokra vágtuk, majd 0,1% AgNO<sub>3</sub>-oldatban 1–3 percig felületileg sterilizáltuk őket. Ezután a gyökérszegmenseket hosszában kettévágtuk, és a gombák felszaporítására alkalmas burgonyakeményítő táptalajra (PDA) helyeztük.

A táptalajon kinövő gombákat izoláltuk, és tiszta tenyészetet hoztunk létre belőlük.

Az izolálás nehézségei miatt (VÉRTÉNYI és BRATEK 1996) abszolút etanolba is eltettünk gyökérmintákat a szimbionta gombák molekuláris azonosításához.

Az *in situ* csíráztatásos módszerrel csíranövények szimbiontaikat vizsgáltuk; ennek során kb. 600–1000 *Orchis militaris* magot szórtunk 4×8 cm-es malomipari szitaszövet darabokra, majd a szitaszövetet egy diakeretbe rögzítve a talajba ástuk. Egy vegetációs periódus elteltével a diakereteket kiástuk; a szitaszövet 80 µm-es lyukátmérője nem engedi, hogy az orchideamagvak kiessenek belőle, viszont a szimbionta gombák hifái be tudnak hatolni a magvakhoz, és indukálhatják csírázásukat. Csírázást csak abban az esetben tapasztalhatunk, ha egy megfelelő gomba szimbiózisra lépett az orchideamagvakkal.

12–12 diakeretet helyeztünk ki három élőhelyen. Kunpeszéren 2006. április 4-től szeptember 27-ig, Tokodaltárón 2006. április 15-től október 20-ig, Mogyorósbányán pedig 2006. április 15-től november 6-ig voltak a talajban az orchidea magok.

### Szimbionta gombák azonosítása molekuláris biológiai módszerrel

A szimbionta gombák azonosítását a nukleáris DNS ITS-régiójának szekvenciája alapján végeztük (GARDES et al. 1991). Az ITS1 és ITS2 régiók (internal transcribed spacer) a riboszómák 18S, 5,8S és 25/28S alegységeit kódoló gének közé ékelődnek be. Nem kódoló régiók, viszonylag nagy variabilitásuk faj- illetve nemzetségszintű azonosítást tesz lehetővé.

A folyamat első lépéseként DNS-t vontunk ki izolált, burgonyakeményítő tápoldatban felszaporított gombatorzsból, vagy közvetlenül az *Orchis militaris* szimbionta gomba által kolonizált részből (gyökér vagy protokorm). A minták kis mennyisége miatt bizonyos esetekben a DNS feltárását gyöngymalmos módszerrel végeztük az anyagvesztés elkerülése végett. Ennek során egy speciális Eppendorf-csőbe egy üvegyöngyöt és kevés kvarchomokot tettünk a minták mellé, majd kétszer 1,5 percig rázattuk 30/sec frekvenciával. Ezután 600–750 µl CTAB-lízispuffert öntöttünk rá (2% CTAB, 100 mM Trisz-HCl, 4 M NaCl, 20 mM EDTA), majd a továbbiakban KÁRÉN et al. (1997) protokollját követtük.

Az azonosítás következő lépése az nrITS-régió felszaporítása volt polimeráz láncreakcióval (PCR) (KÁRÉN et al. 1997). A felszaporításhoz izolált gombatorzsek esetében ITS1 és ITS4 primereket használtunk (WHITE et al. 1990), míg a gyökér- és protokorm-DNS kivonatok esetében a fentiek mellett a gombaspecifikus ITS1F és Basidiomycota-specifikus ITS4B primereket is használtuk (GARDES és BRUNS 1993). A sikeres PCR termékeket tisztítási lépés után szekvenáltuk, a szekvenáló reakcióhoz ITS1 és ITS4 primereket használtunk.

### Szekvenciák elemzése

A szekvenciák kromatogramjait ellenőriztük és javítottuk a Chromas program felhasználásával, majd az NCBI adatbázis Blast programjával megkerestük a hozzájuk legközelebb álló szekvenciákat. A szimbionta gombákból kapott szekvenciáink mellé az EMBL adatbázisából csoport-azonosítóként választottunk néhány gombafajt, illetve a közeli, nem faji rangon szereplő orchidea szimbionta szekvenciákból is kiválasztottunk néhányat. A kapott szekvenciákat az EMBL adatbázisba a következő hivatkozási számokkal helyeztük le: AM697948, AM711604-AM711623.

A saját és kiválasztott szekvenciák felhasználásával törzsfát készítettünk; a fa szerkesztését 1000 véletlenszerű ismétlést (bootstrap) figyelembe véve, a MEGA 3.1 programcsomag „Maximum parsimony” algoritmusának felhasználásával végeztük.

### Eredmények és megvitatásuk

Összesen 21 szimbionta gombát sikerült kimutatnunk, melyek közül 16 *Orchis militaris*-ből, 4 *Epipactis palustris*-ből, egy pedig *Dactylorhiza incarnata*-ból származott. A kimutatott szekvenciák többségét közvetlen molekuláris módszerekkel azonosítottuk (gyökérmintából vagy protokormokból vonva ki DNS-t): a gyökerekből izolált 62 gombatörzsből csak a morfológiai alapon szimbiontának tűnőket azonosítottuk molekuláris módszerekkel is, ily módon négy szimbionta gombát tudtunk azonosítani.

A szimbionta gombáinkat, csoportazonosítókat és közeli szekvenciákat tartalmazó molekuláris törzsfa az 1. ábrán látható.

#### **Az *Orchis militaris*-ből kimutatott szimbionta gombák**

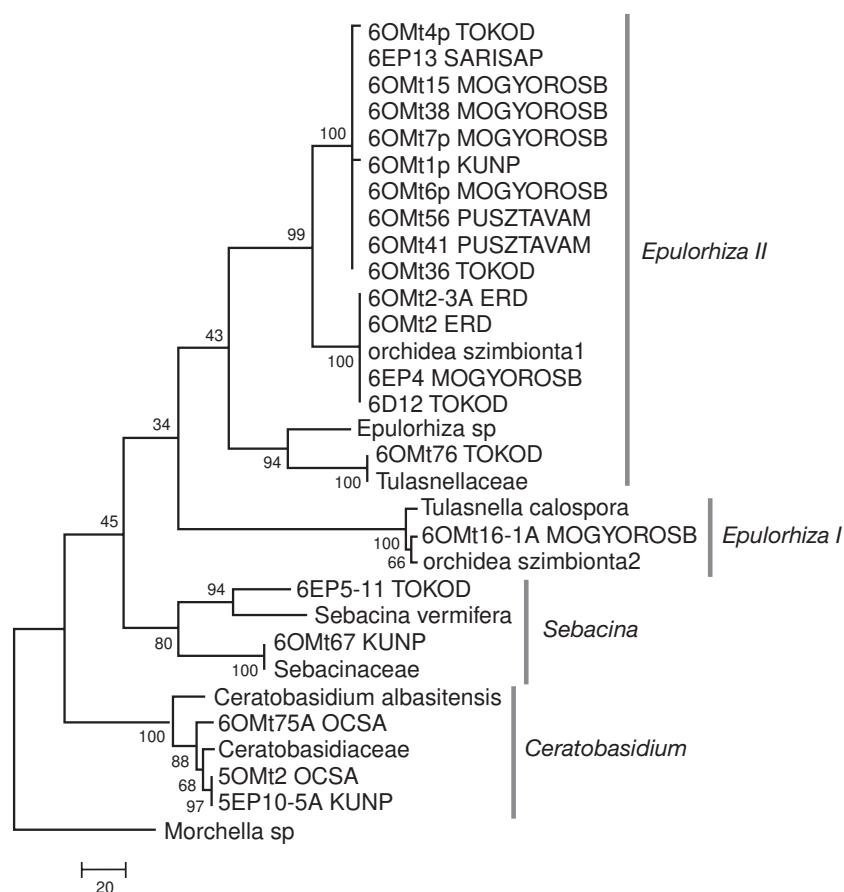
Az *Orchis militaris*-ből kimutatott 16 szimbionta gomba szekvencia között az orchidea szimbionták négy nagy csoportjának (*Epulorhiza* I., *Epulorhiza* II., *Sebacina* és *Ceratobasidium*) is vannak képviselői, tehát az *Orchis militaris* tág szimbionta spektrummal rendelkezik. Feltételezzük, hogy ez a tulajdonság fontos tényező lehet az *Orchis militaris* széles elterjedtségében.

A kimutatott szimbionták több, mint kétharmada az *Epulorhiza* II. csoportba tartozik; a csoporton belül határozottan elkülönülő 6OMt76 számú minta hasonlít legjobban az irodalmakban fellelhető *Epulorhiza* II. szimbionta szekvenciákhoz (MA et al. 2003, BIDARTONDO et al. 2004), míg a csoport többi szekvenciájához ILLYÉS et al. (2006a) bükk-hegységi *Orchis purpurea* szimbionta szekvenciája áll a legközelebb. Más hasonló publikált orchidea szimbionta szekvenciát nem találtunk, tehát úgy tűnik, hogy vizsgálataink során az orchidea szimbiontáknak egy olyan csoportját mutattuk ki, melyet eddig orchideákból nem izoláltak.

Az *Epulorhiza* II. gombák mellett más szimbionta csoportokat, nemzetségeket is kimutattunk. *Tulasnella* (*Epulorhiza* I.) szimbiontát csak egy esetben kaptunk, a mogyorósbányai felhagyott szőlőből; ez érdekes adat, ugyanis korábbi adatok alapján (ILLYÉS et al., 2006b) *Tulasnella* csoportba tartozó gombákat elsősorban nedves, sőt vizes (úszólápi) élőhelyekről sikerült kimutatni. A *Ceratobasidium* nemzetség képviselőit csak Ócsáról tudtuk kimutatni, *Sebacina* szimbionta gombát pedig Kunpeszéről begyűjtött *Orchis militaris* egyedekből tudtunk azonosítani.

1. ábra. „Maximum parsimony” eljárással készült konszenzus törzsfá orchideaminták gyökeréről és csíranövényekből kapott *Rhizoctonia* forma-genushoz tartozó szekvenciák és referenciák bevonásával. A törzsfá elgyökereztetéséhez kívülálló fajként egy bangó (*Ophrys scolopax*) gyökeréről izolált *Morchella* (*Ascomycota*) fajt használtunk (ILLYÉS et al. 2006b). A skála a nukleotidcserék számát jelöli. Az elágazásoknál feltüntetett számok 1000 véletlenszerű ismétléssel generált bootstrap támogatottsági értékek. A referencia szekvenciák EMBL adatbázisban található hivatkozási számai a következők: *Ceratobasidium albasitensis* – AJ427398, *Ceratobasidiaceae* – AY634128, *Epulorhiza* sp. – AJ313458, orchidea szimbionta1 – AJ313458, orchidea szimbionta2 – AJ549130, *Sebacina vermifera* – AF202728, *Sebacinaceae* – AY634117, *Tulasnella calospora* – AY373298, *Tulasnellaceae* – AY634130

Figure 1. Maximum parsimony phylogram based on fungal nrITS sequences originated from orchid roots and protocorms. Outgroup is a *Morchella* sp. strain isolated from *Ophrys scolopax* root (ILLYÉS et al. 2006b). Scale bar indicates number of substitutions per site. Bootstrap values (% of 1000 replications) are indicated by the nodes. Reference ITS sequences used for identification of clades are accessible in EMBL at the following numbers: *Ceratobasidium albasitensis* – AJ427398, *Ceratobasidiaceae* – AY634128, *Epulorhiza* sp. – AJ313458, orchidea szimbionta1 – AJ549121, orchidea szimbionta2 – AJ549130, *Sebacina vermifera* – AF202728, *Sebacinaceae* – AY634117, *Tulasnella calospora* – AY373298, *Tulasnellaceae* – AY634130



### A vizsgált élőhelyek szimbiota gomba közösségeinek összetétele

Az üde és száraz élőhelyek szimbiota gombáit összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy a száraz élőhelyeken egy kivétellel csak *Epulorhiza* II. szimbiota gombák fordulnak elő, míg az üde élőhelyeken sokkal több szimbiota gomba előfordul (1. táblázat): az *Epulorhiza* II. szimbioták mellett több *Ceratobasidium*-ot és *Sebacina*-t is ki tudtunk mutatni. A természetközeli és másodlagos élőhelyek szimbiotáit összevetve szintén markáns különbségek figyelhetők meg a két élőhelytípus között. Természetközeli élőhelyeken viszonylag diverz szimbiota közösséget tudtunk megfigyelni (*Epulorhiza* II., *Ceratobasidium* és *Sebacina* szimbiotákat), ezzel szemben másodlagos élőhelyekről döntő többségében *Epulorhiza* II. szimbiotákat, és egy-egy *Epulorhiza* I. és *Sebacina* gombát tudtunk kimutatni.

1. táblázat. A különböző élőhelytípusokról kimutatott szimbiota gomba izolátumok száma

Table 2. Orchid mycorrhizal fungal isolates detected at different types of habitats

Természetközeli, üde		Másodlagos, üde	
Kunpeszér	<i>Ceratobasidium</i> (1) <i>Sebacina</i> (1) <i>Epulorhiza</i> II. (1)	Tokodaltáró	<i>Epulorhiza</i> II. (2) <i>Sebacina</i> (1)
Ócsa	<i>Ceratobasidium</i> (2)		
Természetközeli, száraz		Másodlagos, száraz	
Érd	<i>Epulorhiza</i> II. (2)	Mogyorósbánya	<i>Epulorhiza</i> I. (1) <i>Epulorhiza</i> II. (5)
		Pusztavám	<i>Epulorhiza</i> II. (2)
		Sárisáp	<i>Epulorhiza</i> II. (1)
		Tokodaltáró	<i>Epulorhiza</i> II. (2)

Eredményeinket összegezve látható, hogy mind a természetközeli és másodlagos, mind az üde és száraz élőhelyek elkülönülnek szimbiota gomba közösségeik összetételét tekintve. A legnagyobb szimbiota diverzitást a természetközeli, üde élőhelyeken tapasztaltuk, hiszen a két vizsgált láprétről három szimbiota gomba nemzetség képviselőit is ki tudtuk mutatni (*Epulorhiza* II., *Ceratobasidium* és *Sebacina*). Ezt a megfigyelést, miszerint a lápréteken sokféle szimbiota gomba megtalálható, megerősítik ILLYÉS et al. (2006b) adatai is, ahol több láprétet megvizsgálva mindenütt (így Ócsán is) nagy szimbiota diverzitást tapasztaltak.

Másodlagos és száraz élőhelyeken egyaránt azt tapasztaltuk, hogy az *Epulorhiza* II. csoport szimbiota gombái dominálnak a vizsgált élőhelyeken. Az *Orchis militaris* mellett *Dactylorhiza incarnata*-ból és *Epipactis palustris*-ből is sikerült kimutatnunk ezt a gombacsoportot; feltételezzük, hogy az *Epulorhiza* II. csoport olyan élőhelyeken jellemző, melyek valamilyen stresszhatásnak vannak kitéve (például szárazság, bolygatás). Emellett Érdén és Kunpeszéren is találtunk *Epulorhiza* II. szimbiota gombákat, ami arra utal, hogy ez a gombacsoport nem csak bolygatott élőhelyeken él, de valószínű, hogy a természetközeli élőhelyeken háttérbe szorul a többi gombacsoporttal szemben.

Az említett dominancia viszonyokra hatással lehetnek a természetvédelmi célú kezelések is (Ócsán kaszálás, Kunpeszéren legeltetés), melyeknek a természetközeli



élőhelyek kismértékű bolygatásán keresztül akár a magas orchidea szimbiota diverzitás kialakításában és fenntartásában is szerepük lehet.

### Csíránövények és kifejlett *Orchis militaris* egyedek szimbiotáinak vizsgálata

*In situ* csíráztatott protokormokból csak *Epulorhiza* II. szimbiotákat tudtunk kimutatni, míg kifejlett egyedek esetén az előbbi szimbiota csoport mellett más gomba taxonokat, így *Epulorhiza* I., *Ceratobasidium* és *Sebacina* gombákat is ki tudtunk mutatni. Öt protokorm vizsgálata alapján úgy tűnik, hogy az *Orchis militaris* egyedfejlődésének kezdeti, obligát szakaszában elsősorban *Epulorhiza* II. szimbiota gombákkal mikorhizálódik, míg később az elfogadható szimbioták sora bővül. Az irodalmi adatok mellett (ZETTLER et al. 2005) az is alátámasztja eredményeinket, hogy bár Kunpeszéről tudtuk kimutatni a legtöbb szimbiota nemzetséget, a csíránövényekből ezen az élőhelyen is csak *Epulorhiza* II. szimbiotákat kaptunk.

### Köszönetnyilvánítás

Ezúton mondunk köszönetet Barina Zoltánnak, az MTM Növénytár munkatársának és Máté Andrásnak, a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársának a terepi munkánk során nyújtott segítségükért.

### Irodalom – References

- BARINA Z. 2000: Felhagyott homokbányák florisztikai vizsgálata I. *Kitaibelia* 5: 313–318.
- BIDARTONDO M. I., BURGHARDT B., GEBAUER G., BRUNS T. D., READ D. J. 2004: Changing partners in the dark: isotopic and molecular evidence of ectomycorrhizal liaisons between forest orchids and trees. *Proceedings of the Royal Society* 271: 1799–1806.
- BRATEK Z., ILLYÉS Z., SZEGŐ D., VÉRTÉNYI G. 2001: Az orchidea-típusú mikorrhiza képződésének és működésének egyes kérdései. *Botanikai Közlemények* 88: 185–193.
- GARDES M., BRUNS T. D. 1993: ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes – application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular Ecology* 2: 113–118
- GARDES M., WHITE T. J., FORTIN J. A., BRUNS T. D., TAYLOR J. W. 1991: Identification of indigenous and introduced symbiotic fungi in ectomycorrhizae by amplification of nuclear and mitochondrial ribosomal DNA. *Canadian Journal of Botany* 69: 180–190.
- ILLYÉS Z., ESZÉKI E., OUANPHANIVANH N., GARAY T., HALÁSZ K., GEÖSEL A., LUKÁCS N., BRATEK Z. 2006a: Conservation methods of hungarian native orchids and identification of symbiotic mycorrhizal fungi. 1st European Congress of Conservation Biology, Eger, 2006. augusztus 22–26. Book of Abstracts: p. 119.
- ILLYÉS Z., GARAY T., OUANPHANIVANH N., BRATEK Z. 2006b: Orchidea-szimbiota gombák ökológiai diverzitása vizes élőhelyeken. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4–6. Előadások és poszterek összefoglalói. p. 91.
- KÁRÉN O., HÖGBERG N., DAHLBERG A., JONSSON L., NYLUND J. E. 1997: Inter- and intra-specific variation in the ITS region of rDNA of ectomycorrhizal fungi in Fennoscandia as detected by endonuclease analysis. *New Phytologist* 136: 313–325.
- MA M., TAN T. K., WONG S. M. 2003: Identification and molecular phylogeny of *Epulorhiza* isolates from tropical orchids. *Mycological Research* 107: 1041–1049.
- MASUHARA G., KATSUYA K., YAMAGUCHI K. 1993: Potential for symbiosis of *Rhizoctonia solani* and binucleate *Rhizoctonia* with seeds of *Spiranthes sinensis* var. *amoena* *in vitro*. *Mycological Research* 97: 746–752.
- MCCORMICK M. K., WIGHAM D. F., O'NEILL J. 2004: Mycorrhizal diversity in photosynthetic terrestrial orchids. *New Phytologist* 163: 425–438.

- MOLNÁR V. A. 1999: *Orchis militaris* L. In: FARKAS S. (szerk.): Magyarország védett növényei . Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 309.
- PERKINS A. J., MASUHARA G., MCGEE P. A. 1995: Specificity of the associations between *Microtis parviflora* (*Orchidaceae*) and its mycorrhizal fungi. *Australian Journal of Botany* 43: 85–91.
- RASMUSSEN H. N. 2002: Recent developments in the study of orchid mycorrhiza. *Plant and Soil* 244: 149–163.
- VÉRTÉNYI G., BRATEK Z. 1996: Talajlakó orchideák mikorrhizaképző gombáinak izolálása és annak nehézségei. *Mikológiai Közlemények* 35: 31–36.
- TAYLOR D. L., BRUNS T. D. 1999: Population, habitat and genetic correlates of mycorrhizal specialization in the 'cheating' orchids *Corallorhiza maculata* and *C. mertensiana*. *Molecular Ecology* 8: 1719–1732.
- WARCUP J. H. 1971: Specificity of mycorrhizal association in some Australian terrestrial orchids. *New Phytologist* 70: 41–46.
- WHITE T. J., BRUNS T. D., LEE S., TAYLOR J. W. 1990: Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In: INNIS M. A., GELFAND D. H., BRINSKY J. J., WHITE T. J. (szerk.): *PCR Protocols: A Guide to Methods and Applications*. Academic Press, San Diego, USA, pp. 315–322.
- ZETTLER L. W., PISKIN K. A., STEWART S. L., HARTSOCK J. J., BOWLES M. L., BELL T. J. 2005: Protocorm mycobionts of the Federally threatened eastern prairie fringed orchid, *Platanthera leucophaea* (Nutt.) Lindley, and a technique to prompt leaf elongation in seedlings. *Studies in Mycology* 53: 163–171.

#### ORCHID MYCORRHIZAL FUNGAL DIVERSITY OF *ORCHIS MILITARIS* HABITATS

N. OUANPHANIVANH, Z. ILLYÉS, S. RUDNÓY, Z. BRATEK

Eötvös Loránd University Faculty of Science, Institute of Biology  
 Department of Plant Physiology and Molecular Plant Biology  
 1117 Budapest, Pázmány Péter lane 1/C  
 e-mail: ouanoe@freemail.hu

**Keywords:** orchid mycorrhiza, specificity, *Epulorhiza*, protocorm

We have investigated the symbionts of *Orchis militaris* and the fungal communities at some of the habitats of *Orchis militaris*. Symbiotic fungi were identified from orchid roots and from *in situ* germinated protocorms by molecular methods, based on the sequence of nrITS region. Four genus-like taxa of orchid mycorrhizal fungi could be identified from *Orchis militaris*: *Epulorhiza* I, *Epulorhiza* II, *Ceratobasidium* and *Sebacina*. This high fungal diversity can be in connection with *Orchis militaris* ability to live at diverse habitats.

Assaying the fungi at some of the *Orchis militaris* habitats, the highest symbiotic fungal diversity was found at wetlands while dry and/or disturbed habitats showed the poorest diversity, only or mainly with *Epulorhiza* II symbionts.

Comparing the symbionts of adult *Orchis militaris* plants and protocorms, we discovered, that the protocorms were infected only with *Epulorhiza* II fungi, while adult plants lived in symbiosis with more genera of orchid mycorrhizal fungi.

## ANALYSIS OF SPATIAL AND TEMPORAL CHANGES OF THE ZOOPLANKTON FAUNA IN THE RÁCKEVE-SOROXSÁR DANUBE ARM

MÉSZÁROS Gergely<sup>1</sup>, VADADI-FÜLÖP Csaba<sup>2</sup>, UDVARI Zsolt<sup>3</sup>, HUFNAGEL Levente<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Doctoral School of Biology, correspondence course  
H-2314 Halásztelek, Csatár György utca 15/4, Hungary  
E-mail: meszarosgergo@freemail.hu

<sup>2</sup>Eötvös Loránd University  
H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny 1/C, Hungary

<sup>3</sup>Szent István University, Doctoral School of Biology  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary

<sup>4</sup>Corvinus University of Budapest, KTK,  
H-1118 Budapest, Villányi út 29–43, Hungary

**Keywords:** zooplankton, RSD, fauna, state characterization

**Abstract:** The section of the Ráckeve-Soroksár Danube arm (RSD) can be divided based on the Cladocera and Copepoda fauna well. Strong dividing lines, however, cannot be drawn only based on hydromorphological aspects, just as considering the above mentioned two faunas. For example, in the middle section of the arm there are no exclusively characteristic species. This fact is obvious as the river stretch here offers the most various habitats. The upper section can be separated well from the middle one and, the lower section is sharply separated from the other two sections. Though numerous sources of pollution have ceased, the number of species shows a decreasing tendency. A possible reason for this is eutrophication. Statistical analyses also reinforce the existence of spatial and temporal changes.

### Introduction

The Ráckeve-Soroksár Danube arm (RSD) ranks among the most significant water bodies in Hungary. It is the second biggest arm in the Hungarian section of the Danube. The RSD arm diverges from the main arm on the left at the 1642 river kilometres under the Budapest Southern Railway Bridge and flows back into the main Danube direction at the 1586 river kilometres. The arm is 58 km long. The water surface is 14 km<sup>2</sup> and the body of water is around 40 million m<sup>3</sup>. As it can be found close to the capital, it has always had an important role in transportation, economy and industry (Csepel Iron and Metal Works, Csepel Motor Works). In spite of its importance, scientific investigations of the RSD arm have begun rather late. Though examinations were carried out in the 19<sup>th</sup> century, they focussed mainly on technical tasks because of the flood prevention work that was in progress at that time. The first remarkable survey was made in 1954. BERINKEY and FARKAS (1953) studied the nutrient that was available for fishes. During the next decades, comprehensive surveys slowly have begun concerning especially biological, ecological and hydrological aspects. A detailed review of zooplankton investigations in the RSD arm is presented in authors' previous publication (VADADI-FÜLÖP and MÉSZÁROS 2007) and a complex ecological review and evaluation of the RSD arm is also performed in a study (VADADI-FÜLÖP et al. 2007), therefore these topics will not be dealt with hereby.

Studies discussing the RSD arm divide it traditionally into upper, middle and lower sections. However, strong dividing lines cannot be drawn between the sections, and section borders are often different in the literature. Division for sections is based mainly on hydrological and hydromorphological characteristics. The three sections show significant differences since the river bed is widening from the north to the south and current velocity is decreasing.

In the current study authors compare the three sections with regard to the zooplankton fauna. Authors attempt to answer the question to what extent the zooplankton fauna is different in the externally well divided three river sections. The zooplankton components were investigated based on temporal changes, because since the 1970's considerable effects – both positive and negative – have been modifying the fauna composition in the river. Authors' goal was not to make artificial borders, but to demonstrate and analyse the existence of spatial and temporal changes with the help of statistical methods.

### Materials and Methods

The zooplankton fauna has been analysed from the end of the 1960's up till current times. As few quantitative data are available, this work is dealing only with qualitative data (presence – absence). Authors set up a zooplankton faunistic database based on data from literature and own measurements. Charts were made with data classified according to sampling time (1960–1970 and 1990–2000) and sampling sites: river sections (upper, middle, lower) and settlements. Data were analysed by various statistical methods (ordination, cluster analysis) and using Past Program (HAMMER and HARPER 1999–2005) during statistical analysis. Names of species are given according to GULYÁS and FORRÓ (1999, 2001).

There was no opportunity for a more precise classification, since not all the publications present usable data. Valuable information about the zooplankton fauna of the 1960's and 1970's could be gained from the publications of BOTHÁR (1973), GULYÁS and TYAHUN (1974), GYÖRBÍRÓ (1974) and TYAHUN (1977). For the years 1990–2000 authors used data from the publications presented by GULYÁS (1997) and JUST et al. (1998). In addition, authors could make good use of own surveys (Mészáros 2005, VADADI-FÜLÖP 2006–2007, not published). Authors decided to use this classification because the data we could use and evaluate are mainly in accordance with these two aspects (spatial and temporal) and moreover, they can be the basis for a clear comparison. While analysing, authors had to leave out the Rotatoria taxa, because only one survey of them was carried out in 1995–1996 (GULYÁS 1997, JUST et al. 1998). Authors had no ground for comparison, though it was a comprehensive investigation as 36 taxa were found at 5 sampling sites. It has to be mentioned that GYÖRBÍRÓ in 1974 (not published) partly examined the Rotatoria fauna at 4 sampling sites, but it cannot be compared with the study mentioned above. Therefore, only Copepoda and Cladocera are presented in the analyses. As for Copepoda fauna so far only two species of Harpacticoida suborder have been found in this section of the Danube yet they are not described in the comparison as most of the studies do not deal with them. Ostracoda is also ignored for the same reasons.

The ecological requirements of the species and their description are presented in accordance with the works of GULYÁS and FORRÓ (1999, 2001) and EINSLE (1993). Figure 1 shows the sampling sites and other important features.

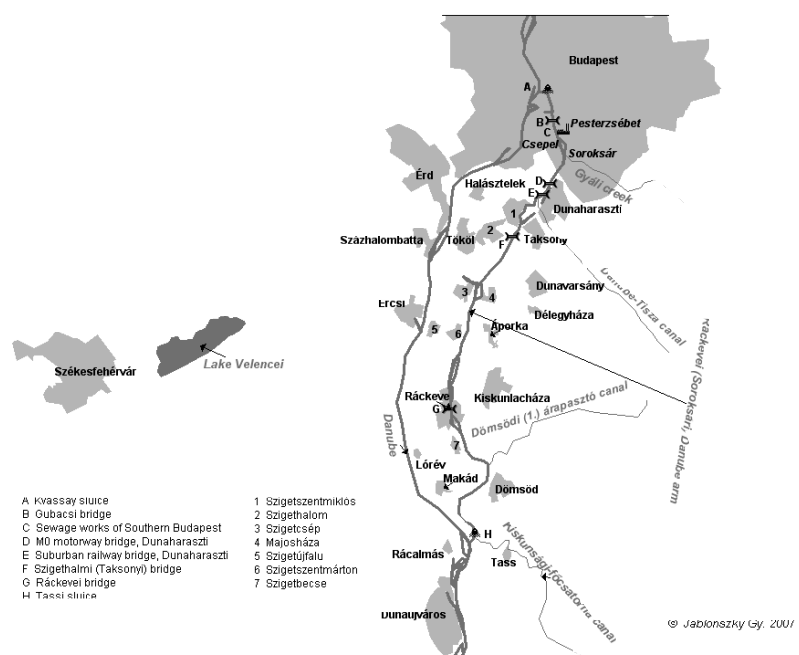


Figure 1. Map of the RSD with waters flowing into it, sampling sites and important establishments.

1. ábra. A RSD térképe a mintavételi helyekkel, befolyó vizekkel és fontosabb létesítményekkel.

## Results and Discussion

In the RSD arm authors managed to reveal 64 different Copepoda and Cladocera species on the basis of own examinations and literature data. 59 out of these species can be found in the lower section located between Ráckeve and Tass, 37 species can be observed in the stretch extending between Szigethalom and Ráckeve. In the upper section, between Szigethalom and Kvassay sluice 41 species were described. Out of the 64 species in question 25 can be found in all the sections above. One of Copepoda species, *Graeteriella unisetigera* (GRAETER, 1908) has not been found so far anywhere else in Hungary (GULYÁS and FORRÓ 2001). The habitat of this species is in subsoil waters, caves, wells, interstitial waters and it is highly abundant in Central Europe. In 1974 GYÖRBÍRÓ presented this species in all the three sections of the RSD arm but his results were not published.

In Table 1 authors revised the species investigated on the basis of literature data. Next to the species the years of their presence in the RSD arm can be seen. On the right, the river sections where the species were described can be found.

Table 1. The zooplankton fauna in the RSD arm and its temporal spatial changes  
 1. táblázat A RSD zooplankton (*Copepoda*, *Cladocera*) faunája, illetve annak időbeli és térbeli megoszlása.

	1960–1970	1990–2000	lower	middle	upper
<i>Oxyurella tenuicaudis</i> (Sars, 1862)	+	-	+	-	-
<i>Alonella exigua</i> (Lilljeborg, 1853)	-	+	-	-	+
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1850)	-	+	-	-	+
<i>Anchistropus emarginatus</i> Sars, 1862	+	+	+	-	-
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Bosmina coregoni</i> Baird, 1857	+	+	+	-	+
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler, 1862	+	+	+	+	+
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	+	-	+	-	+
<i>Sida crystallina</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+	-
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	-	+
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+
<i>Daphnia hyalina</i> Leydig, 1860	+	+	+	-	-
<i>Daphnia longispina</i> O. F. Müller, 1785	+	+	+	+	+
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)	+	+	+	+	+
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1848)	+	-	+	+	-
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	+	-	+	-	-
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+	+
<i>Moina macrocopa</i> (Straus, 1820)	+	-	+	-	-
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	+	+	+	+	+
<i>Moina rectirostris</i> Leydig, 1860	+	-	+	+	-
<i>Monospilus dispar</i> Sars, 1862	+	-	+	-	-
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	-
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> (P. E. Müller, 1867)	+	+	+	-	+
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	+	-	+	-	-
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Macrothrix laticornis</i> (Fischer, 1848)	+	-	+	-	+
<i>Macrothrix hirsuticornis</i> (Norman & Brady, 1867)	-	+	-	+	+
<i>Iliocryptus sordidus</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	-	-
<i>Iliocryptus agilis</i> Kurz, 1878	+	+	-	+	+
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)	+	+	+	+	+
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Leydigia leydigi</i> (Schoedler, 1863)	+	+	+	-	+
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+	+
<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird, 1850	+	+	+	-	+
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	+	+	+	+	+
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird, 1843)	+	+	+	+	-
<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	+	+	+	+	+
<i>Alona intermedia</i> Sars, 1862	+	+	+	+	-

Contd. Table 1./1. táblázat folytatása

	1960–1970	1990–2000	lower	middle	upper
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	+	+	+	-	-
<i>Alona rectangula</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	+	+	+	+	-
<i>Macrocyclops fuscus</i> (Jurine, 1820)	+	-	+	-	-
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	+	+	+	+	+
<i>Eucyclops macruroides</i> (Lilljeborg, 1901)	+	-	+	-	-
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars, 1863)	+	-	+	+	-
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	+	+	+	-	+
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	+	-	+	-	+
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin, 1875	+	+	+	+	+
<i>Graeteriella unisetigera</i> (Graeter, 1908)	+	-	+	+	+
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	+	-	+	+	-
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	+	-	+	+	+
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	+	+	+	+	+
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	+	-	-	-	+
<i>Cryptocyclops bicolor</i> Sars, 1927	+	-	+	-	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	+	-	+	+	+
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)	+	+	+	+	+
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars, 1863)	-	+	+	+	-
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	+	+	+	-	+
<i>Eurytemora velox</i> (Lilljeborg, 1853)	-	+	+	-	+
<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch, 1838)	-	+	+	-	-

In the following part, the 3 RSD arm sections are described on the basis of Copepoda and Cladocera fauna and then on the basis of spatial and temporal changes.

The upper section: It is located between the Kvassay sluice and Szigethalom village, where the river bed is the narrowest (80–200 m) and the shallowest (average water depth is 2–3 m). The highest current velocity can be observed here. However, this velocity is substantially lower as compared with the main arm of the Danube. The reason for it is that the floating alluvial deposit from the Danube settles here and considerable amounts of mud can be observed. The inadequate quality of water derived from the main arm has the severest effect here. In addition, several sources of pollution emitted by industrial establishments transform the water quality even worse. Three islands are situated here: Molnár, Czuczor, and Dunaharaszti-Taksony, but their island-like character is hardly dominant, because of the large amounts of mud.

According to these examinations and literature data, 41 species can be identified in the upper river section. It is extremely remarkable that merely 3 of the 41 species can be regarded as typical for this river stretch (*Alonella exigua*, *Alonella nana*, *Diacyclops bicuspidatus*). *Alonella exigua* can be described as a species closely confined to reedgrass and its sparse existence can be announced mainly in peaceful, hidden places and creek. There is no record of its presence in the RSD arm in the 1960's and 1970's. In the meantime, based on our survey it can be stated that *Alonella exigua* is relatively common both in the main and side arms at Dunaharaszti. *Alonella nana* is the most

resistant Cladoceran and is presented in a large variety of waters. Its size makes the species capable of living in every place where detritus occurs. In spite of the fact that this section of the RSD arm has the most sources of pollution it must be mentioned that *Alonella nana* is announced to be sensitive to pollution. The third species, *Diacyclops bicuspidatus* prefers waters that are rich in organic substance.

Further species that can be found in this river section: *Bosmina longirostris* is a species of the highest abundance in small, eutrophic lakes, on the other hand it avoids polluted waters. *Disparalona rostrata* lives in detritus accumulated in soft, deep mud. *Pleuroxus aduncus* is cosmopolitan and is the inhabitant of eutrophic waters. *Acanthocyclops vernalis* is a copepod of high abundance all over Central Europe. Upon these facts we can come to the conclusion that the upper river stretch of the RSD is the most polluted, but the rate of pollution is not extreme as e.g. *Bosmina* and *Alonella* species avoid highly polluted waters.

According to the species described hereby, the water in the upper section is moderately–highly polluted, where the signs of advanced eutrophication can be observed as the species described here like eutrophic waters. *Leydigia leydigi* must be mentioned as a species that has adapted so much to the circumstances with oxygen deficiency that even haemoglobin is present in its lymph.

Taking temporal changes into consideration when investigating Cladocera and Copepoda fauna, an interesting conclusion can be stated: based on the available data we can state the presence of 30 different species in the upper section and they were announced both in the 1960's – 1970's and 1990's. There are only 7 species of them that were described only in the 1960's in this section of the RSD arm, 5 species belong to Copepoda subclass and only 2 belong to Cladocera order. One of them is the rather scarce *Leptodora kindtii*, the only representative of Leptodoridae in Hungary. This species has considerable sizes (6-7 mm) that make it a real giant among Cladocera. Studying the needs and the habitats of these species we can see that they are the same more or less even nowadays. *Mesocyclops leuckarti* for example is the inhabitant of mainly eutrophic lakes, *Diacyclops bicuspidatus* likes waters rich in organic substance. *Macrothrix laticornis* lives mainly in the muddy bottom sediment of puddles and small lakes or among vegetation. Authors have already described the needs and habitat of *Alonella exigua* and *Alonella nana*. In the 1990's these two species were announced in the upper section just as *Macrothrix hirsuticornis* that can be described as the inhabitant of the shore zones of the most various waters. The occurrence of *Thermocyclops oithonoides* is the most remarkable fact in this river section. It can be observed mainly in large stagnant waters, needs oxygen and shows meso-oligotrophy. In any case it is strange that an oxygen demanding species was stated in this river stretch.

On the whole, if the species presented above are examined in accordance with temporal changes, authors cannot see any considerable differences between the conditions in the years 1960–1970 and 1990–2000. There are no significant changes in fauna composition. This fact is worth mentioning as numerous sources of pollution have ceased since the 1960's and in addition, the importance of transportation has declined on this waterway. Therefore, water in the main arm of the Danube seems to determine the water quality in the upper section of the RSD arm such as 40 years ago.



**Middle section:** It is located between Szigethalom and Ráckeve (22–38 rkm). This section is deeper (2,5–3 m) and wider (average bed width 350–400 m). The shorelines here are in the original state. On the shore several *Typha* species dominate but extended sedge (*Carex*) and sparse reeds (*Phragmites*) are characteristics of this stretch. This section is of great importance in respect of spawning. In addition, unique floating bogs can be found here.

In the middle section the number of species is the lowest (only 37 described species). It is interesting that there are no species exclusively characteristic of this section. All of the species here can be found either in the upper or the lower section and some species can be observed in both. This fact means the transient feature of the middle section. It is conspicuous that *Ceriodaphnia quadrangula* can be observed in this river stretch as this species is sensitive to pollution and eutrophication. The occurrence of *Moina micrura* is pleasing. This species contrasted with the other *Moina* species exists in cleaner waters that are less polluted by organic substance. In spite of this fact it was described in the river section both in the 1960's and 1990's. These facts show that the effect of pollution is less dominating and self-purification process can be considerable in this section.

We can observe bigger differences in temporal examinations rather than in comparing the species composition of this section with that of the other two sections. There are 7 species described in the 1960's, but they are not presented in the 1990's. In contradiction to this, there are only 2 species present only in the 1990's. *Eucyclops macrurus* lives sparsely and likes waters that are rich in vegetation. Therefore, in spite of the fact that this species was not identified in the 1990's, it has probably not vanished from the RSD arm as its vital conditions have not declined. *Grabtoleberis testudinaria* – also presented in the RSD arm in the 1960's – is the inhabitant of the coastal phytoid zone of larger lakes and rivers. Its presence has been announced in many places, but it likes mainly the acidic, poor water of swamps. *Mesocyclops leuckarti* also can be found on the checklist of the 1960's, though it is the inhabitant of eutrophic waters, while *Moina micrura* prefers clean waters. In spite of these facts, both of them were described in the middle section of the RSD arm. It is worth mentioning that *Mesocyclops leuckarti* was presented in all the three sections in the 1960's. It has to be remarked that in 2007, during authors' investigations this species could have been observed in a side-arm of the RSD arm. *Megacyclops viridis* was also presented only in the 1960's. Though this species is cosmopolitan and common everywhere, in the 1990's it was not described in the sections of the RSD arm. The tendency is similar for *Graeteriella unisetigera*. Literature data show its occurrence in the three sections of the RSD arm in the 1960's, but it was not announced in the 1990's. It is really interesting that this species exists in subsoils and in the water of caves, wells i.e. in places where the water is rich in oxygen and gets little light. Probably its occurrence is unique and sparse. *Thermocyclops oithonoides* was described in the middle section only in the 1990's. This species demanding oxygen prefers extended, stagnant waters and shows meso-oligotrophy. *Macrothrix hirsuticornis* is not confined to oxygen so much even it is a characteristic of sodic waters. It is the inhabitant of a great variety of waters mainly in the coastal zone covered by vegetation or it occurs close to the river bed.

Based on the above mentioned facts it can be stated that the middle section cannot be sharply separated from the other two river sections considering the fauna composition as there are not any species exclusively found in it. It has to be added that the middle section offers the most various habitats. Large, open body waters can be found here as well as hidden creeks and – as the shores are partly in the original state – a great variety of coastal vegetation extends. This is why all species can find their vital conditions in the middle river section.

When examining temporal changes, the situation is different. Seven species were described in the 1960's and they were not found in the 1990's. Most of them are of high abundance. Though they are not really specific, some of them are really worth mentioning. E.g. some of the 7 species are definitely the inhabitants of eutrophic waters and in other waters that are rich in oxygen (caves, wells). Other species can be found in the most different waters.

Therefore we can come to the conclusion that some species have vanished not because of changing water quality, but because the other, less sensitive, cosmopolitan species have displaced them slowly.

Lower section: The lower river section located between Ráckeve and Tass sluice (0–22 rkm) has a bed width of 300 m and water depth of 3,5–6 m. The body of water is 20–25 million m<sup>3</sup> that adds up to 50–55% of the whole water body of the RSD arm. The current velocity is very low (even current in the opposite direction was observed) and it can be regarded as a stagnant water. The water quality is the most favourable, mostly suitable for fishing.

According to literature, the lower section has got the highest number of species. Since the 1960's 56 different species have been recorded. There are 13 species that exist or existed only in this section. This number can be regarded as significant. *Anchistropus emarginatus*, *Monospilus dispar*, *Ectocyclops phaleratus* also belong to the group above. In accordance with the guide (GULYÁS and FORRÓ 1999, 2001) all the three species are scarce, so their presence in this river stretch is really special. *Ectocyclops phaleratus* lives mainly in small waters while *Anchistropus emarginatus* and *Monospilus dispar* like stagnant waters and waters with low current velocity. *Ceriodaphnia pulchella* likes clean, small waters that are free of pollution based on organic matter content. Eutrophication is the biggest problem in the RSD arm so the presence of *Ceriodaphnia pulchella* is very important as this species restricts eutrophication. The fact that the three species above and *Ceriodaphnia pulchella* can be found in the lower section means that the water quality is favourable.

*Daphnia hyalina* is reported as an inhabitant of deep, moderately calcareous lakes, reservoirs and shallow lakes with large surface.

*Alona guttata* was also presented exclusively in the lower section. This fact is of great interest as this species is resistant and common so much that it was identified even in the collected water of hollow trees. In most cases, however, *Alona guttata* can be observed in the vegetation of reeds or in muddy circumstances with reed grass. A lot of places of this kind can be found in the other two sections so its exclusive presence in the lower section is unusual. *Oxyurella tenuicaudis* likes habitat that is quiet and rich in vegetation, where the water is smaller, swamps are characteristic and lives in the

submerged vegetation. Based on the data from literature its presence only in this river section is surprising.

So far *Cryptocyclops bicolor* and *Eucyclops macruroides* - the representatives of Copepoda – have been announced mainly in lakes and small waters.

Comparing the fauna composition in the lower section with those in the other two sections one can see remarkable differences as for the 13 species living only in the lower section. In addition, there are scarce species among them and many of them like clean, unpolluted water. Moreover, *Ceriodaphnia pulchella* is definitely described by literature as an eutrophication restrictive species. Another similarity of species is that most of them are the inhabitants of stagnant water or water of low current velocity. This reflects the present conditions entirely i.e. the lower section of the RSD arm can be regarded as a stagnant water.

When considering temporal comparison even more significant differences must be mentioned. In the 1960's 18 species were pointed out and they were not described in the 1990's. On the other hand, only three species were described during the investigations in the 1990's. All these three species (*Thermocyclops oithonoides*, *Eurytemora velox*, *Ectocyclops phaleratus*) belong to Copepoda. *Eurytemora velox* definitely has been the member of the home fauna for 15 years. Its first occurrence was reported from Szigetköz in 1992. *Ectocyclops phaleratus* – scarce species, *Thermocyclops oithonoides* – oxygen demanding species, the inhabitant of bigger, stagnant waters, show meso-oligotrophy.

Going on with the analysis of Copepoda – based on literature – one can find 10 species described in the 1960's in the RSD arm and not identified in the 1990's. *Mesocyclops leuckarti* – presented mainly in eutrophic waters – has not been reported recently. This fact may give a reason for optimism to some extent. *Megacyclops viridis* and *Acanthocyclops vernalis* are common species. Similarly, it is surprising that *Alona guttata* was described in 1960's and it has not been reported since then. *Graeteriella unisetigera* was described in the 1960's in both the middle and lower section. Probably only few of them were found. *Cyclops strenuus* is highly resistant and is able to adapt well to pollution and the changes of conditions. Therefore, probably the stock of them existing in this river section was not small yet their presence was not announced in the 1990's. It has to be remarked that the absence of some species does not mean that they have vanished, but it may be a mistake when taking samples as scarce species do not always occur in samples. *Macrothrix laticornis* was the representative of Cladocera in the 1960's. On the basis of literature it is the habitant of puddles, smaller lakes, shallow water. Relatively few places of this kind exist in the lower section, so this species – just as some others – has been displaced from its habitat. Probably the same happened to *Ceriodaphnia pulchella*. It is the habitant of clean, smaller waters and restricts eutrophication. So the absence of this species is unfortunate. Whereas, *Simocephalus serrulatus* was identified only in this river stretch. It lives in smaller waters (lakes, puddles, creeks, ditches) and prefers to stay in vegetation, where the water contains colloidal organic substance.

To sum up, it can be stated that the lower section of the RSD arm is definitely different from the other two ones as numerous species can be observed only in this river stretch. Although in the course of time the number of species has decreased, it is still different from the middle and upper sections of the RSD arm.

### Statistical analysis

Authors attempted to explore the spatio-temporal changes of the zooplankton community with multivariate statistical methods. Cluster analysis and non-metric multidimensional scaling (NMDS) were performed using Euclidean distance in both cases. The results of the former methods were compared to verify their efficiency. We considered examining the spatial and temporal patterns meaningful simultaneously, thus it can be answered whether the spatial or the temporal changes are larger. The similarity patterns of the main sampling sites were also carried out with the same methods.

The dendrogram of the sections and the 1960–1970's respectively 1990–2000's is presented in *Figure 2*, based on cluster analysis. For comparison, the zooplankton fauna of the river Danube is represented with the water bodies of Szigetköz and without Szigetköz. It is evident that the river Danube isolated from the RSD. The result, that the fauna of the lower section is similar to the one of the 1960–70's, likewise the fauna of the upper section is similar to the one of the 1990–2000's is interesting. The middle section is near to the latter group. The transient character of the middle section was already apparent by the review of the species since no taxa were found existing only here. Particularly great similarity showed the 1960-1970's with the lower section on the grounds of their zooplankton fauna. The same result can be observed on the NMDS ordination (*Figure 3*), the middle section is located between the other two sections. The fauna of the Danube without the water bodies of Szigetköz is closer to the RSD which can be interpreted by the species living in the Szigetköz area, namely there are many rare species not occurring in the RSD. According to the results, there are differences between the sections and decades based on the zooplankton fauna that is the fauna of the upper section is similar to the fauna of our days and recent past, whereas the lower section shows greater similarity to the 1960–1970's. One reason for this phenomenon may be that most species occur at the lower section and in the 1960-1970's more species were detected in the water, whereas numerous taxa were found only in that time at the lower section. Consequently, the above-mentioned isolation of the lower section seems to be supported by statistics. To summarize the results we can appoint that greater difference exists between the two temporal intervals respectively between the sections, than between the spatio-temporal changes based on the zooplankton community.

The main sampling sites, where sufficient number of surveys were conducted for making correct conclusions, were also classified. Sampling sites were the following ones: Kvassay sluice (Kv), Soroksár (Sor), Dunaharaszti (Dh), Szigethalom (Szh), Majosháza (Maj), Ráckeve (Ráck), Dömsöd (Döm), Tass (Tass). The fauna of the three sections are represented as references (*Figure 4, Figure 5*). Our results showed that the fauna of the lower section is very similar to that of Ráckeve, which were sharply isolated from the other sampling sites and were characterized by the highest number of species. The sampling sites of Soroksár, Dunaharaszti and the upper section formed one group while the associating Kvassay sluice and Majosháza, which from the ulterior belongs actually to the middle section. As a matter of fact Majosháza and Kvassay sluice proved to be more isolated on the ordination diagram (*Figure 5*). The former is the bound of the upper and middle section, thus its position is not so surprising. Least species were found by Majosháza and Kvassay sluice and these were relatively common species. The upper section is characterized by many common, pollution-resistant species. The third main group is the middle section, however, it contains the sampling sites of Tass and Dömsöd

as well. Neither several common species nor many rare species are living here. To sum up the statements, the three typical sections seem to be isolated in point of the sampling sites, though, some deviation exist.

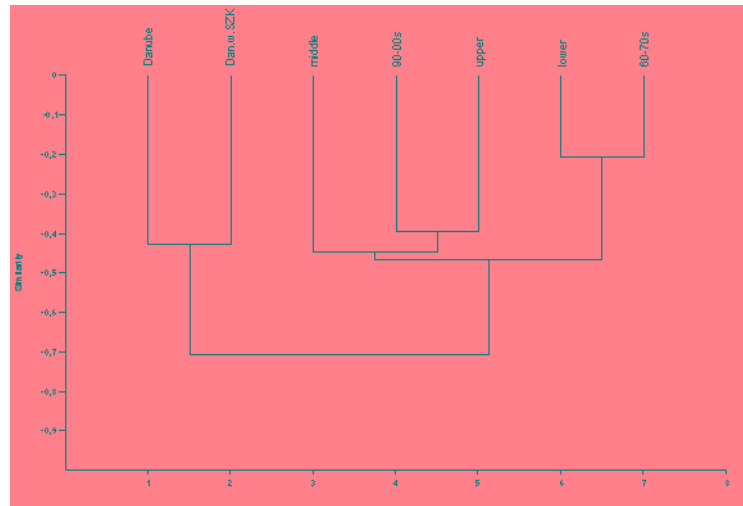


Figure 2. Dendrogram of the sections and sampling dates (Euclidean distance)  
2. ábra A szakaszok és mintavételi időpontok dendrogramja (euklidészi távolság)

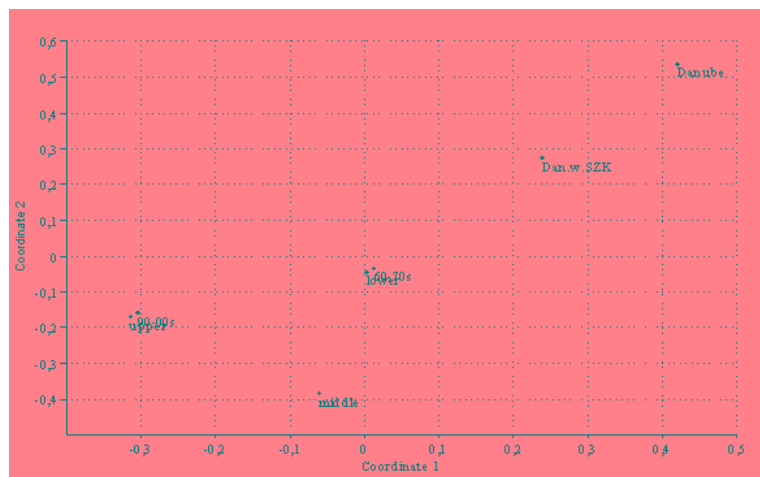


Figure 3. The NMDS ordination of the sections and sampling dates (Euclidean distance)  
3. ábra A szakaszok és mintavételi időpontok NMDS ordinációja (euklidészi távolság)

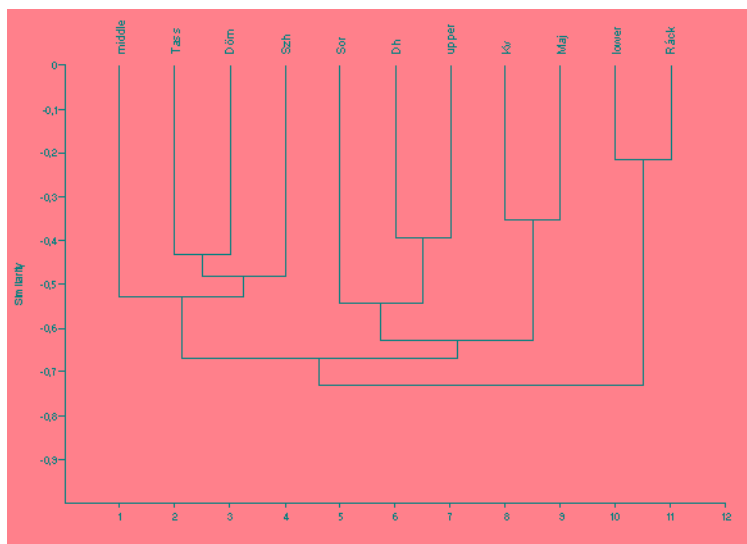


Figure 4. Dendrogram of the sampling sites (Euclidean distance)  
4. ábra A mintavételi helyek dendrogramja (euklidészi távolság)

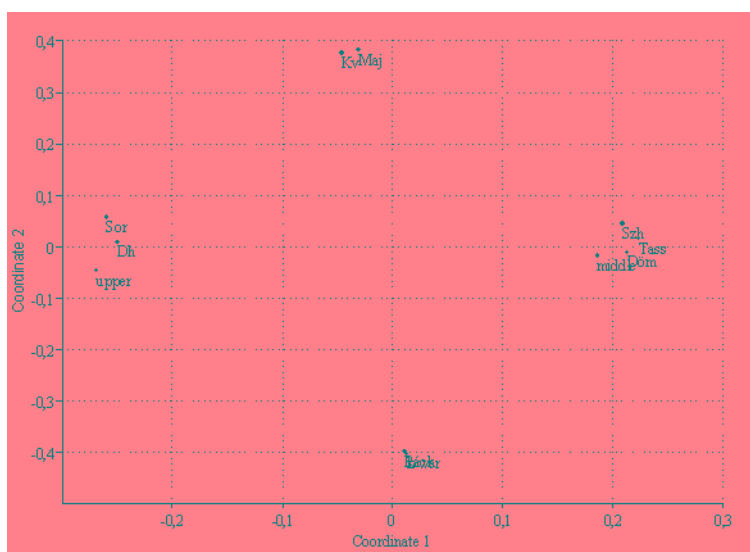


Figure 5. The NMDS ordination of the sampling sites (Euclidean distance)  
5. ábra A mintavételi helyek NMDS ordinációja (euklidészi távolság)

#### Acknowledgements

We wish to express our gratitude to Emőke Bardóczy-Székely for her help and support, György Jablonszky for creating the map of the RSD and Pál Gulyás for making some publications available for us.

## References

- BERINKEY L., FARKAS H. 1956: Haltáplálék vizsgálatok a Soroksári-Dunaágban. Állattani Közlemények 45: 45–58.
- BOTHÁR A. 1973: Crustacea-Planktonuntersuchungen im Donauarm von Soroksár. Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös Nominatae (Danubialia Hungarica) 65: 129–144.
- EINSLE U. 1993: Crustacea, Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. In: SCHWOERBEL, J., P. ZWICK (eds.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Bd. 8, Heft 4, Teil 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- GULYÁS P., THYAHUN SZ. 1974: Adatok a Ráckevei Duna-ág kistrák faunájához. Hidrológiai Közöny 54: 240–245.
- GULYÁS P. 1997: Untersuchungen des Rotatoria- und Crustacea-Planktons an der Donaustrecke unterhalb Budapest sowie im Donauarm Ráckevei-Soroksári Duna (RSD). 32. Konferenz der IAD, Wien-Österreich 1997. Wissenschaftliche Referate pp. 265–270.
- GULYÁS P., FORRÓ L. 1999: Az ágascsapú rákok (*Cladocera*) kishatározója, 2. bővített kiadás. In: Vízi Természet- és Környezetvédelem, 9. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet: 1–237.
- GULYÁS P., FORRÓ L. 2001: Az evezőlábú rákok (*Calanoida* és *Cyclopoida*) alrendjeinek kishatározója, 2. bővített kiadás. In: Vízi Természet- és Környezetvédelem, 14. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet: 1–198.
- GYÖRBFÍRÓ T. 1974: A Ráckevei-Soroksári Duna halgazdálkodása. Budapest.
- JUST I., SCHÖLL F., TITTIZER T. (eds.) 1998: Versuch einer Harmonisierung nationaler Methoden zur Bewertung der Gewässergüte im Donauarm am Beispiel der Abwasser der Stadt Budapest. Umweltbundesamt, Berlin.
- THYAHUN SZ. 1977: Populatiodynamische Untersuchungen der Mesofauna in den Laichkrautbeständen des Donauarms von Soroksár. Opuscula Zoologica Budapest 13: 83–106.
- VADADI-FÜLÖP CS., MÉSZÁROS G. 2007: A Ráckevei-Soroksári Dunával kapcsolatos zooplankton és makrogerinctelen kutatások áttekintése. Hidrológiai Közöny (in press).
- VADADI-FÜLÖP CS., MÉSZÁROS G., JABLONSKY GY., HUFNAGEL L. (2007): Ecology of the Ráckeve-Soroksár Danube a review. Applied Ecology and Environmental Research 5: 133–163.

A RÁCKEVEI-SOROKSÁRI DUNA ZOOPLANKTON (*COPEPODA*, *CLADOCERA*)  
FAUNÁJÁNAK TÉR-IDŐBELI VÁLTOZÁSAI

G. MÉSZÁROS<sup>1</sup>, Cs. VADADI-FÜLÖP<sup>2</sup>, ZS. UDVARI<sup>3</sup>, L. HUFNAGEL<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Biológiai tudományi Doktori Iskola, levelező szak  
2314 Halásztelek, Csatár György utca 15/4., e-mail: meszarosgergo@freemail.hu

<sup>2</sup>Eötvös Loránd Tudományegyetem, TTK, 1117 Budapest, Pázmány Péter stny 1/C.

<sup>3</sup>Szent István Egyetem, Biológiai tudományi Doktori Iskola, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>4</sup>Budapesti Corvinus Egyetem, KTK, 1118 Budapest, Villányi út 29–43.

**Kulcsszavak:** zooplankton, RSD, fauna, állapot-jellemzés

**Összefoglalás:** A Ráckevei – Soroksári Duna-ág három szakasza a *Cladocera* és a *Copepoda* fauna alapján jól elkülöníthetőek. Statisztikai módszerekkel kimutattuk, hogy különbség tapasztalható az egyes szakaszok között csakúgy mint a 1960–1970-es évek és a 1990–2000-es évek faunája között. Azonban csakúgy, mint hidromorfológiai szempontok alapján, a kistrák fauna összetétele szerint sem húzhatóak meg élesen a határok. A középső szakaszon például egyetlen olyan faj sincs, ami csak itt volna megtalálható. Ez a szakasz azonban a legváltozatosabb élőhelyeket kínálja, így ezen nem is lehet csodálkozni. A felső szakasz már jól elkülöníthető, az alsó pedig élesen elkülönül a másik kettőtől. Az időbeni vizsgálatok pedig azt az eredményt adták, hogy ugyan sok szennyezőforrás megszűnt, a fajok száma mégis csökkenő tendenciát mutat, aminek valószínűleg az eutrofizáció az oka.

## A „MAGAS TERMÉSZETI ÉRTÉKŰ” MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEK LEHATÁROLÁSA MAGYARORSZÁGON

BARNÁNÉ BELÉNYESI Márta<sup>1</sup>, PODMANICZKY László<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Térinformatika Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Belenyesi.Marta@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SzIE-Gödöllő, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

**Kulcsszavak:** magas természeti értékű terület, érzékeny természeti terület, térinformatika

**Összefoglalás:** Az Európai Unióban a „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek és gazdálkodási rendszerek koncepciója (High Nature Value farmland, HNV) az elmúlt 15 évben fejlődött ki, és szorosan kötődik ahhoz a célhoz, hogy a környezeti érdekeket közösségi politikákba integrálják. A HNV gazdálkodási ötlete bizonyos területek folyamatos művelésben tartásának biztosításával, speciális gazdálkodási rendszerek fenntartásával, e területek hosszú távú kezelésével összeköti a biodiverzitás, valamint a természeti és vidéki értékek megőrzését. E területek lehatárolása jelenleg zajlik az Európai Unió tagállamaiban. Munkánk során az EU módszertani ajánlásait figyelembe véve, hazai adatbázisokra építve elvégeztük e területek lehatárolását Magyarországon. A lehatárolás eredményét összevetettük a jelenlegi védelmi és agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer kategóriáinak területeivel, hiszen az Európai Unió e rendszereket jelöli meg a HNV területek megőrzésére. A területi összevetés eredményei jól mutatják, hogy az EU-ban érlelődő újabb természetvédelmi-mezőgazdasági politikai irányvonal szempontjai a magyar szakemberek körültekintő munkájának köszönhetően az agrár-környezetvédelmi kifizetési rendszer felépítésébe annak kezdeteitől beépültek.

### Bevezetés

A 6. Környezeti Akcióprogram (6<sup>th</sup> Environmental Action Programme, 2002–2012) keretein belül az EU elkötelezte magát amellyel, hogy 2010-ig megállítja a biodiverzitás csökkenését. E cél teljesítésének egyik kulcsfontosságú feltétele a fent említett „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek lehatárolása a pán-európai régióban. A HNV területek aránya a művelt területekhez képest az EU agrár-környezetvédelmi indikátorainak egyike lett. A témában tehát másfél évtizede folynak kutatások, az elmúlt néhány évben pedig jeles természetvédelmi, környezetvédelmi szervezetek (EEA, UNEP, IUCN) és a kutatások térinformatikai háttérét biztosító Közös Kutatóközpont (JRC) kísérletet tettek-e területek konkrét lehatárolására (ANDERSEN et al. 2003a,b). Jelenleg a szakemberek a lehatárolási módszer tökéletesítésén dolgoznak, azt azonban már világossá tették, hogy e területek megőrzését mindenek előtt a Natura 2000 szabályozás, a Kedvezőtlen Adottságú Területek támogatása, és az agrár-környezeti kifizetések biztosítják (HOOGVEEN et al. 2004, IUCN 2000).

A HNV területek lehatárolása – amint azt később látni fogjuk – földhasználati, madárvédelmi és gazdasági (extenzív gazdálkodási rendszerek) alapokon nyugszik. Elmélete nagymértékben összecseng az Érzékeny Természeti Területek koncepciójának elméletével, és éppen ezért fontosnak tartottuk e két rendszer összehasonlító elemzését elvégezni (1. táblázat).

Az Érzékeny Természeti Területek fogalma a magyar természetvédelmi politikában a nyolcvanas évek legvégén jelent meg a brit Környezetileg Érzékeny Területek (Environmentally Sensitive Areas, ESA) mintájára. Ez a rendszer Európában (különböző orszá-



gokban különféle elnevezéssel) már évtizedek óta, hazánkban négy éve működik az agrár-környezetgazdálkodási támogatási forma keretein belül. A rendszer elindítása igen nagy jelentőségű a jogi oltalom alatt nem álló, de természetvédelmi szempontból különleges értéket képviselő mezőgazdasági rendszerek megőrzésében, fejlesztésében, mivel e területeken többnyire olyan életközösségek, fajok találhatók, melyek fennmaradása csak jól körülhatárolt művelési módszerek segítségével őrizhető meg. A fajok és életközösségek védelme mellett az Érzékeny Természeti Területek nagymértékben hozzájárulnak a hagyományos, extenzív, tájegységhez kötődő gazdálkodási formák megőrzéséhez, a tájfajták természetési feltételeinek biztosításához.

Az ÉTT-k támogatását az a tény is indokolja, hogy az ezeken a területeken működő mezőgazdálkodási rendszerek gyakran közgazdasági szempontból kevésbé hatékonyak, vagy munkaerő-igényesebbek, mint az intenzív rendszerek, így a hozzájuk kötődő természeti értékek létét a kedvezőtlen gazdasági körülmények következtében történő termelésfeladás, a művelési ág megváltoztatása, vagy az intenzívebb fölhasználatra történő áttérés veszélyezteti (MÁRKUS et al. 1998).

2002-ben a NAKP keretein belül 11, 2003-ban újabb 4 modellterületen indult meg az ÉTT program hazánkban, de ezek mellett más, tervezett területre is készültek már programtervek. A területek tervezésének, kijelölésének, létesítésének és működtetésének rendjét az Európai Unióban a 1257/1999 tanácsi rendelet, Magyarországon a 2/2002 (I.23.) KÖM-FVM. rendelet szabályozza. Emellett a 746/96 számú EU szabályozás az EU tagországok feladatai közé sorolja az agrár-környezetvédelmi programok monitorozását (pénzügyi, szociológiai, környezeti monitoring) is (GRÓNÁS et al. 2006)

Ezeknek a követelményeknek a teljesítéséhez elengedhetetlen olyan eszközök használata, amelyek naprakészen alkalmazhatók a területhez, helyhez kötött információk gyűjtésére, tárolására, feldolgozására, elemzésére és megjelenítésére. Mindezen igényeket a térinformatikai eszközök (Geographical Information Systems, GIS) alkalmazása képes maradéktalanul kielégíteni. A térinformatikai szoftverek – amellet, hogy az adatok rendszerezésében is jól használhatók – segítséget nyújtanak a területhez kötött különböző típusú információk, adatok közötti összefüggések gyorsabb felismeréséhez. Mivel a térinformatikai adatbázisokban tárolt attribútumok határozzák meg az ilyen típusú elemzések tematikáját, a GIS rendszerek alkalmazása képezheti a fő kapcsolatot a távérzékelés és egyéb tudományterületek (ökológia, mezőgazdaság, geológiai stb.) között (KRISTÓF 2006). Éppen ezért a térinformatikai szoftvereknek a magyar ÉTT rendszer tervezésében, kialakításában is kezdettől nagy szerepük volt. Ugyancsak térinformatikai alapokon nyugszik a HNV területek lehatárolása, e területek biodiverzitás-megőrzésben alapvető szerepet játszó védemi és agrár-környezetvédelmi programok kiterjedésének felmérése, vizsgálata.

A munka során a célkitűzésünk az volt, hogy elvégezzük az Érzékeny Természeti Területek és a „Magas Természeti Értékű” területek közötti általános, elméleti összefüggések feltárását, majd az Európai Unió aktuális módszertani ajánlásait figyelembe véve, hazai adatbázisokra alapozva lehatároljuk a Magas Természeti Területeket hazánkban. Célunk volt továbbá a lehatárolás eredményei alapján e területek európai lehatárolási metodikájának kritikai elemzése.

## Anyag és módszer

### Európai előzmények

A „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek aránya a hasznosított mezőgazdasági területhez képest” nevű 26. számú IRENA indikátor az EU egyik agrár-környezeti indikátoraként funkcionál. A „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek kijelöléséről az első módszertani tanulmányt az Európai Unió 2003-ban tette közzé (ANDERSEN et al. 2003a, 2003b). Ebben a HNV területek három típusát jelölik meg:

- 1. típus: jelentős természetközeli vegetációval rendelkező területek,
- 2. típus: dominánsan alacsony ráfordítással fenntartott, vagy mozaikos (félig természetes és művelt területek váltakozása) területek, sok kis tájeglemmel,
- 3. típus: ritka madárfajok fennmaradását, európai vagy világjelentőségű populációk, illetve azok részeinek fennmaradását támogató mezőgazdasági területek.

A területek lehatárolásában 3 fő szempont játszott szerepet:

- felszínborítási adatok (CORINE 100) az 1. és 2. típusú területek lehatárolásánál,
- gazdálkodási rendszer tipológia (Farm Accountancy Network Data, FADN) az 1. és 2. típusú területek lehatárolásánál,
- védett mezőgazdasági területhez kötődő madárfajok elterjedése a 3. típusú területek lehatárolásánál.

A JRC szakemberei kétféle szelekciót végeztek:

- minimum szelekció, amelynek eredménye csak azokat a CORINE kategóriákat tartalmazza, amelyek valószínűleg csak HNV területeket fednek le
- maximum szelekció: mindazokat a CORINE kategóriákat is tartalmazza (a minimum mellett), amelyek részben is tartalmazhatnak művelt HNV területet

A leválogatás eredményét Magyarország területére a 1. ábra szemlélteti (a sötét területek jelzik a potenciális HNV területeket).



1. ábra a) Az 1. és 2. típusú potenciális HNV területek a CORINE alapú minimum leválogatás szerint

b) Az 1. és 2. típusú potenciális HNV területek a CORINE alapú maximum leválogatás szerint

(ANDERSEN 2003a)

Figure 1. a) 1. and 2. type of HNV areas in case of minimum selection. Selection based on CORINE landcover database b) 1. and 2. type of HNV areas in case of maximum selection. Selection based on CORINE landcover database (ANDERSEN 2003a)

E lehatárolás óta sor került a CORINE 100 felszínborítási adatbázis frissítésére (CORINE 2000), valamint ezzel párhuzamosan egyes HNV „tesztországok” (Franciaország, Hollandia) visszajelzései arra utaltak, hogy szükség van a lehatárolási kritériumok további specifikálására, abból a célból, hogy elérjék a megfelelő pontosságot a további szakpolitikai javaslatok meghozatalához. A tervek szerint a lehatárolás két vonalon fut a továbbiakban: európai és nemzeti szinten. A tagországok nemzeti szintű adatbázisai azt a célt szolgálják majd, hogy pontosítsák és ellenőrizzék az európai szintű adatbázisok alapján végzett lehatárolás eredményét, és kimutassák annak korlátait.

### Az ÉTT és HNV területek közötti általános összefüggések feltárása

Az Érzékeny Természeti Területek kijelölésének természetvédelmi alapjai és a „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek lehatárolásának az Európai Unió által kialakított módszertana alapján szembeötlő a két rendszer közötti hasonlóság, mely szemléltetésére az 1. táblázatban összefoglaltuk a két rendszer legfontosabb jellemzőit. E hasonlóságra két okból szeretnénk felhívni a figyelmet: egyértelmű, hogy az EU-ban érelődő újabb természetvédelmi-mezőgazdasági politikai irányvonal szempontjai a magyar szakemberek körültekintő munkájának köszönhetően az agrár-környezetvédelmi kifizetési rendszer felépítésébe annak kezdeteitől beépültek. Éppen ezért jutottunk arra a következtetésre, hogy a hazai ÉTT rendszert nem csak a HNV területek biodiverzitásának megőrzésében szerepet játszó programok között kellene szerepeltetni, hanem bizonyos kategóriái a rendszer kijelölésének is alapját is kell, hogy képezzék.

1. táblázat Az ÉTT és HNV rendszer főbb jellemzőinek összehasonlító táblázata (BALDOCK és BEAUFOY 1993, 1995; ANDERSEN 2003a, 2003b; 1996. évi LIII. Tv., MÁRKUS és NAGY 1995)

Table 1. Comparative table of ESA and HNV system (BALDOCK és BEAUFOY 1993, 1995; ANDERSEN 2003a, 2003b; 1996. LIII. Tv., MÁRKUS and NAGY 1995)

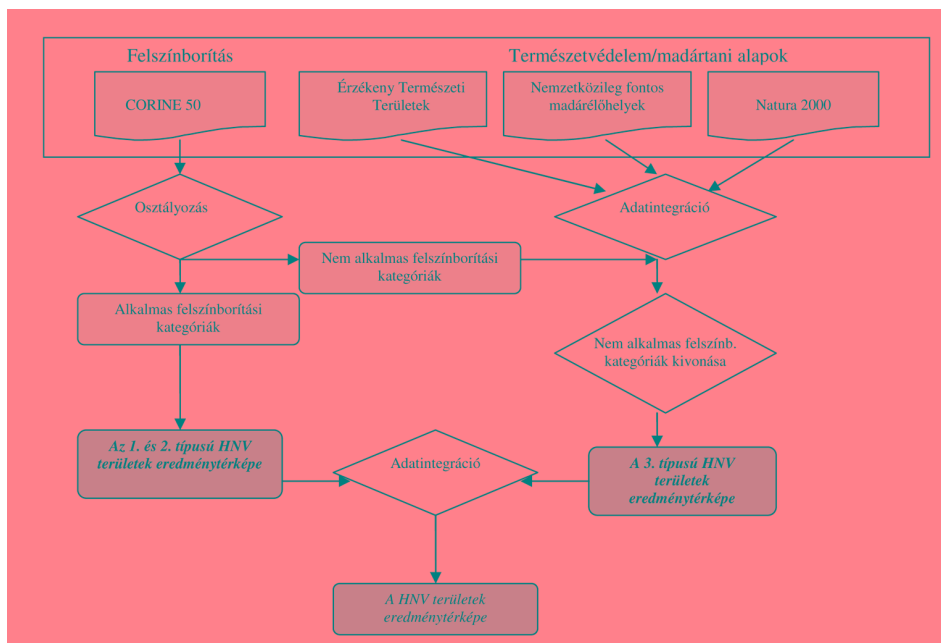
	<i>Érzékeny Természeti Terület</i>	<i>Magas természeti értékű mezőgazdasági terület</i>
Definíció, és célok	Az Érzékeny Természeti Terület olyan extenzív művelés alatt álló terület, amely a természetkímélő gazdálkodási módok megőrzését, fenntartását, ezáltal az élőhelyek védelmét, a biológiai sokféleség fennmaradását, a tájképi és kultúrtörténeti értékek megóvását szolgálja	A „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek azokat az európai területeket jelentik, ahol a mezőgazdasági hasznosítás a fő (általában a domináns) földhasználati forma, és ahol ez a mezőgazdasági hasznosítás támogatja a nagy faj- és élőhely diverzitást, az európai természetmegőrzési szempontok alapján fontosnak ítélt fajok jelenlétét, vagy mindkettőt
Legfontosabb közös jellemző	A természeti értékek fennmaradását az adott helyen folytatott mezőgazdasági gyakorlat negatív vagy pozitív irányban befolyásolja, ezért annak megváltoztatásának, VAGY fenntartásának támogatása elengedhetetlenül szükséges	

1. táblázat folytatása  
Contd Table 1.

	<i>Érzékeny Természeti Terület</i>	<i>Magas természeti értékű mezőgazdasági terület</i>
Legfontosabb különbség	A HNV területeken nem fókuszálnak direkt formában tájképi és kultúrtörténeti értékek megővésére	
Érintett területek általában	Természetvédelmi szempontból értékes extenzív, illetve hátrányos helyzetű mezőgazdálkodási rendszerek, azok a területek, ahol jelen vannak e rendszerekhez kötődő indikátorfajok, valamint agrárjellegű Európai jelentőségű Madár-élőhelyek (IBA-k) és védett területek részei	Jelentős természetközeli vegetációval bíró területek, dominánsan alacsony ráfordítással fenntartott, vagy mozaikos terület, sok kis tájellemmel, ritka madárfajok fennmaradását, európai vagy világméretű populációk illetve azok részeinek fennmaradását támogató mezőgazdasági területek
Érintett mezőgazdasági területek konkrétan	Mezőgazdasági művelés alatt álló területek, az erdők kivételével, (Magyarországon különösen a rét, legelő, nádas, halastó művelési ágú termőföldeken, illetve a hagyományos és természetkímélő módon hasznosított, valamint a nem megfelelő hasznosítás által veszélyeztetett, illetve jelentős természeti érték előfordulási helyeként ismert szántó, szőlő, kert, gyümölcsös, fásított terület művelési ágú földrészleteken)	Mezőgazdasági művelés alatt álló területek, az erdők kivételével. A lehatárolható területek tagországokként (azok mezőgazdasági jellemzőitől függően) változhatnak (pl. az EU legújabb koncepciója szerint a rizsföldek csak Spanyolországban, Portugáliában, Olaszországban és Magyarországon kerülhetnek be a lehatárolásba. (JRC 2006)
Eszközök (A HNV területek esetében várhatóan)	Rendeletben rögzített, általános illetve területspecifikus gazdálkodási előírások érvényesítése	EU-szintű rendeletekben és direktívákban megfogalmazott előírások érvényesítése, azaz: Natura 2000 védelem: madárvédelmi és élőhelyvédelmi direktíva területeinek védelme; kedvezőtlen adottságú területek támogatása; agrár-környezetvédelmi programok indítása és működtetése a tagországokban

### A „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek lehatárolása

A magyarországi HNV területek lehatárolását az Európai Unió módszertani ajánlását figyelembe véve, azt bizonyos mértékben módosítva, hazai adatbázisokra építve végeztük. A lehatárolás lépéseit az alábbi ábra mutatja:



2. ábra A „Magas Természeti Értékű” területek lehatárolásának módszertani lépései  
 Figure 2. Methodological steps of delineation of HNV areas

### Az 1. és 2. típusú HNV területek leválogatásának módszere

Az Európai Unió által javasolt CORINE 100 adatbázis helyett a CORINE 50 adatbázist alkalmaztuk az 1. és 2. típusú területek kijelölésére, mely részletes tematikus felbontásának köszönhetően jóval kifinomultabb lehatárolást tett lehetővé. A CORINE 50 adatbázis 4. – és bizonyos esetekben 5. – szintű kategóriáinak besorolását a CORINE 50 hivatalos nomenklatúrája (www.fomi.hu), Szabó és munkatársai által felállított, a kategóriák agrár-környezeti vonatkozásait bemutató összefoglaló táblázata (SZABÓ és SZILVÁCSKU 2003), valamint a Természetvédelmi Hivatal munkatársainak segítségével végeztük.

A vizsgálatból a következő CORINE kategóriákat zártuk ki:

- mesterséges felszínek (111, 112, 121, 123, 124, 131, 132, 133, 141, 142),
- erdők (311, 312, 313),
- átmeneti erdős-cserjés területek (324) közül az alábbiak: 3241, 3244, 3245,
- homokos területek, dűnék, tengerpartok (331) kategória Magyarországon előforduló részei: 3313,
- csupasz sziklák (332),
- folyóvizek, vízi utak, állóvizek (511, 512).

A CORINE 50 adatbázis alapján az alábbi felszínborítási kategóriákat jelöltük „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területté (2. táblázat).

2. táblázat Az 1. és 2. típusú „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek lehatárolása a CORINE 50 felszínborítási adatbázis alapján  
Table 2. Delineation of 1. and 2. type of HNV areas based on CORINE Land cover categories

<i>CORINE 3.szint</i>	<i>CORINE 4. és 5. szint</i>	<i>Terület</i>
2.1.1. Nem-öntözött szántóföldek	2.1.1.2. Kistáblás szántóföldek	1 418 005 ha
2.1.3. Rizsföldek	2.1.3.1. Rizsföldek	10 877 ha
2.2.1. Szőlő	2.2.1.1.2. Kistáblás szőlők	79 186,6 ha
2.2.2. Gyümölcsösök, bogyósok	2.2.2.6. Fűzfa ültetvények	2 691,3 ha
2.3.1. Intenzív legelők és erősen degradált gyepterületek	2.3.1.1. Intenzív legelők és erősen degradált gyepek bokrok és fák nélkül 2.3.1.2. Intenzív legelők és erősen degradált gyepek fákkal bokrokkal 2.3.1.2. Intenzív legelők és erősen degradált gyepek	282 172 ha 117 117,6 ha
2.4.2. Komplex művelési szerkezet	2.4.2.1. Komplex művelési szerkezet épületek nélkül 2.4.2.2.1. Komplex művelési szerkezet szórt elhelyezkedésű épületekkel 2.4.2.2.2. Tanyák	91 281,7 ha 97 776,5 ha 57 837,5 ha
2.4.3. Elsődlegesen mezőgazdasági területek jelentős természetes növényzettel	2.4.3.1. Mezőgazdasági területek túlsúlyban szántókkal és jelentős természetes vegetációval 2.4.3.2. Mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval 2.4.3.3. Mezőgazdasági területek túlsúlyban szórt megjelenésű természetes vegetációval 2.4.3.4. Mezőgazdasági területek kis tavak jelentős részarányával és szórt természetes vegetáció előfordulásával 2.4.3.5. Mezőgazdasági területek állandó kultúrák jelentős előfordulásával, és szórt megjelenésű természetes vegetációval	31 827,3 ha 21 954,6 ha 11 788,36 ha 46 ha 18 365,7 ha
3.2.1. Természetes gyepek, természetközeli rétek	3.2.1.1. Természetes gyepek fák és cserjék nélkül 3.2.1.2. Természetes gyepek fákkal és cserjékkel	442 997,8 ha 105 921,1 ha
3.2.4. Átmeneti erdős-cserjés területek	3.2.4.3. Spontán cserjésedő-erdősödő területek	79 387,1 ha
3.3.3. Ritkás növényzet	3.3.3.1. Ritkás növényzet homokon vagy löszön 3.3.3.2. Ritkás növényzet kőzetkibúvásokon 3.3.3.3. Ritkás növényzet szikes területeken	418,3 ha 305,3 ha 8 488,9 ha
4.1.1. Szárazföldi mocsarak	4.1.1.1. Édesvízi mocsarak 4.1.1.3. Szikes mocsarak	81 466,5 ha 32 794,2 ha
4.1.2. Tőzeglápok	4.1.2.1. Tőzeglápok kitermelés alatt 4.1.2.2. Természetes tőzeglápok bokrok és fák szórványos előfordulásával	1 364,7 ha 10 333,7 ha

A felszínborítási kategóriák közül különös gondot okozott az átmeneti erdős-cserjés területek (324) alkategóriáinak besorolása. A CORINE 100 alapján végzett korábbi HNV lehatárolás (ANDERSEN et al. 2003) az egész kategóriát „Magas Természeti Értékű” területnek sorolta (maximum leválogatásban). Figyelembe véve azonban az EEA szempontjait, valamint azt, hogy erdőterületek nem vesznek részt az elemzésben, a TvH szakembereinek megkérdezése után döntöttünk úgy, hogy a „fiatalos erdők és vágásterületek” (3241), „csemetekertek, erdei faiskolák” (3244), és a „károsodott erdők” (3245) kikerülnek az elemzésből. A spontán cserjésedő-erdősödő területek vizsgálatban tartását az MME a CORINE 50 kategóriáit agrár-környezeti vonatkozásban elemző leírása indokolta, mely szerint: „Nagyon sok helyen előforduló élőhelytípus, ahol a művelés felhagyása miatt különböző gyorsasággal megindul a visszaerdősülés. A kialakuló növényi formáció sokfélesége miatt változatos életteret adhatnak, számos védett fajnak élőhelyül szolgálva. Azonban a sokszor értékesebb élőhely átalakulása miatt (felhagyott természetes gyeppek) természetvédelmi szempontból ritkán jelentenek kedvező állapotot. Ilyenkor visszaszorításuk, a folyamat megállítása vagy lelassítása alapvető fontosságú.” (SZABÓ és SZILVÁCSKU 2003). Két új kategória is bekerült az elemzésbe a Corine 100 adatbázissal történt leválogatáshoz képest: az állandóan öntözött szántóterületek (212) és a rizsföldek (213) kategóriája. Területi kiterjedésük nem túl jelentős (állandóan öntözött szántók: ~36 600, rizsföldek: ~10 800 ha), de az öntözött szántók – amelyek általában nagytáblás szántók – is lehetnek jelentős madár élőhelyek (elsősorban táplálkozóhelyek), a rizsföldek pedig kifejezetten jelentős pihenő- és táplálkozó helyként szolgálnak a madaraknak. A leválogatás eredményét a 3. ábra szemlélteti.

### A 3. típusú HNV területek leválogatásának módszere

Szakmai körökkel történt egyeztetések után (Természetvédelmi Hivatal munkatársai, Magyar Madártani Egyesület munkatársai) született meg az a döntés, hogy a 3. típusú HNV területek lehatárolásához a Nemzetközi Jelentőségű Madárélőhelyek (IBA), és a Natura 2000 területek, és az Érzékeny Természeti Területek „kiemelten fontos” kategóriájába tartozó területek, valamint a jelenleg is futó ÉTT pilot területek nyújtsák az alapot. Az ÉTT-k kijelölésben történő szerepeltetését az alábbiak indokolják:

„Érzékeny természeti terület az olyan extenzív művelés alatt álló terület, amely a természetkímélő gazdálkodási módok megőrzését, fenntartását, ezáltal az élőhelyek védelmét, a biológiai sokféleség fennmaradását, a tájképi és kultúrtörténeti értékek megővését szolgálja.” (Tvt. 53§ (3) c.,)

„Kiemelten fontos ÉTT: azok a területek, ahol nemzetközi viszonylatban is kiemelkedő természeti, táji és kultúrtörténeti értékek fordulnak elő, amelyek fennmaradása középtávon (5–10 év) is kétséges a természetkímélő gazdálkodás támogatása nélkül” (2/2002. (I. 23.) KöM–FVM rendelet 3§ (3) a.)

Az alaptérképeket raszteres formába történő konverzió után (100\*100 méteres pixelméret) egyesítettük, majd az így kapott fedvényből kivontuk a felszínborítás alapján „nem HNV” kategóriába sorolt területeket, így jutottunk el a 3. típusú HNV területek eredménytérképéhez (4. ábra), amely a Natura 2000 területek, Érzékeny Természeti területek és az IBA-k esetében a 2. táblázatban felsorolt felszínborítási kategóriák mellett tartalmazta még az alábbiakat:

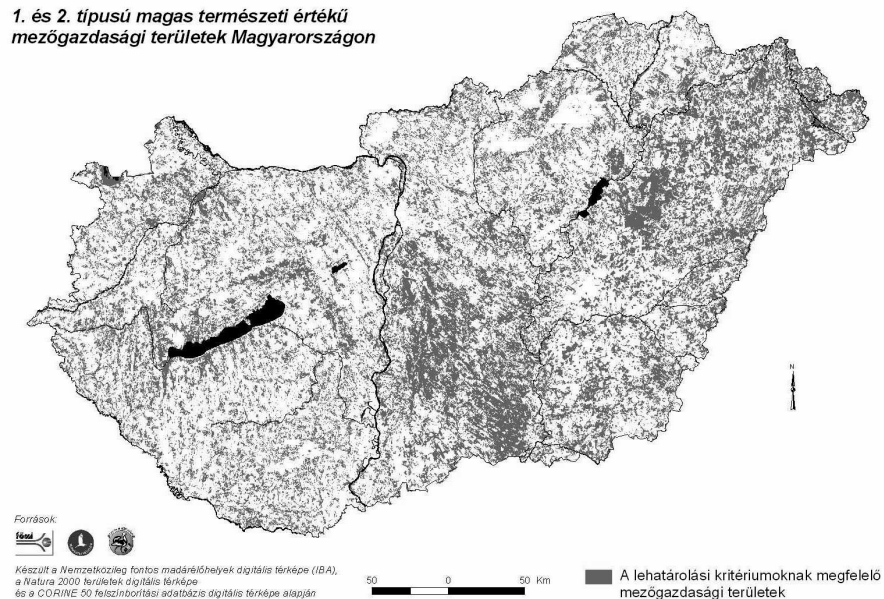
- Nagytáblás szántók (2111)
- Állandóan öntözött szántóterületek (2121)
- Nagytáblás szőlők (2211)
- Gyümölcsfa ültetvények (2221)
- Bogyós ültetvények (2222)
- Komló ültetvények (2223)

A két részeredmény digitális, raszteres fedvényét integráltuk, így jutottunk el a végső eredménytérképhez (5. ábra).

### Eredmények

A fenti módszer alapján összesen 3979331 hektár jelölhető „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területt ma Magyarországon, amelyből 3026000 hektár sorolható az 1. és 2. típusú, és csaknem 2206000 hektár a 3. típusú HNV területek közé. A különböző típusú területek között természetesen átfedés található.

*1. és 2. típusú magas természeti értékű  
mezőgazdasági területek Magyarországon*



3. ábra 1. és 2. típusú „Magas Természeti Értékű” területek Magyarországon



**3. típusú magas természeti értékű  
mezőgazdasági területek Magyarországon**

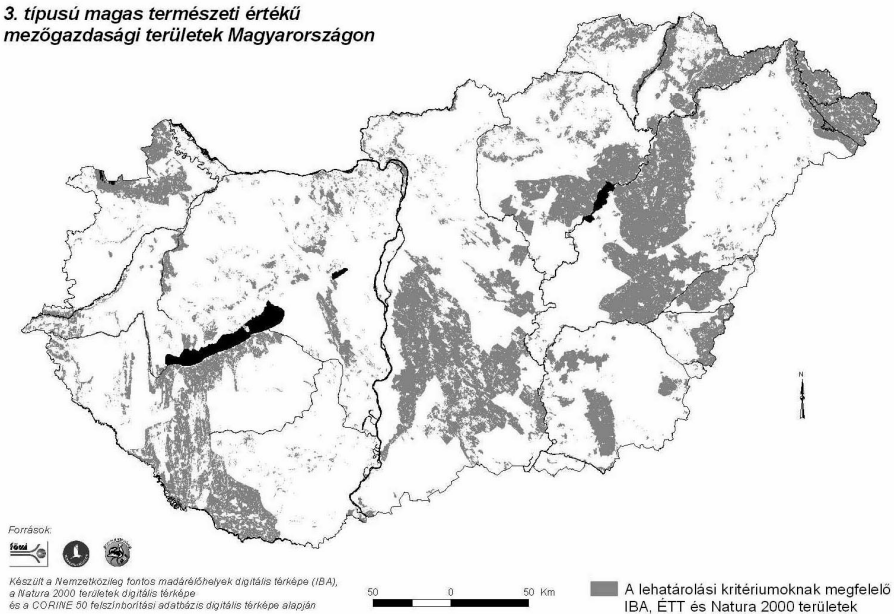
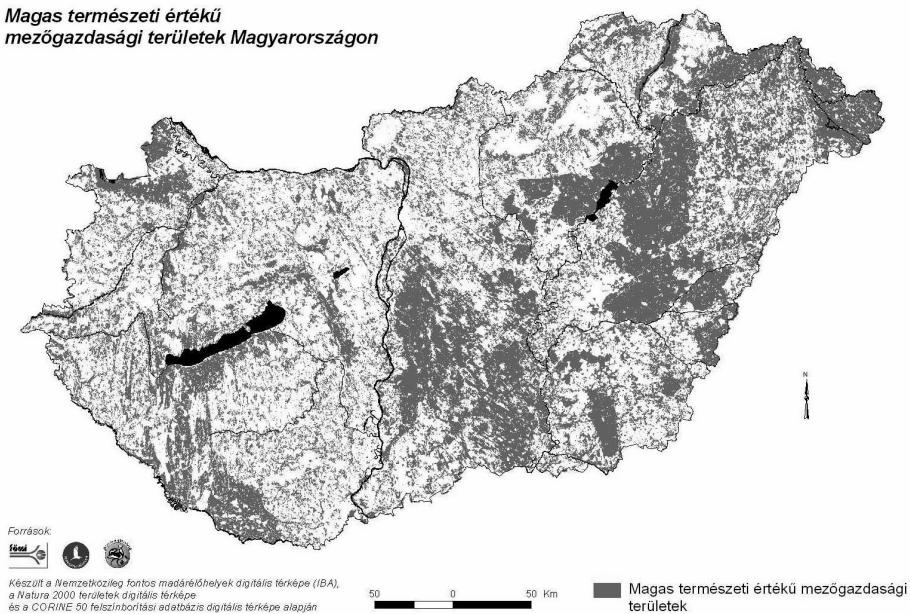


Figure 3. High Nature Value areas in Hungary. Type 1. and 2.

4. ábra 3. típusú „Magas Természeti Értékű” területek Magyarországon

Figure 4. High Nature Value areas in Hungary. Type 3.

**Magas természeti értékű  
mezőgazdasági területek Magyarországon**



5. ábra „Magas Természeti Értékű” területek Magyarországon

Figure 5. High Nature Value areas in Hungary

### A „Magas Természeti Értékű” területek összevetése természetvédelmi és agrár-környezetvédelmi területi adatokkal

Utalva a bevezetőben leírtakra, a „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek biodiverzitásának védelmét (azok pontos lehatárolása után) az Európai Unió előzetes ajánlása alapján az alábbi eszközök együttes alkalmazásával érhetjük el a leghatékonyabban:

- természetbarát gazdálkodási módok támogatás az agrár-környezeti programok keretein belül (különös tekintettel az Érzékeny Természeti Területek programjára),
- jogi oltalom (hivatalos természetvédelmi területek),
- az ökológiai hálózatok kiterjedésének pontos ismerete,
- Natura 2000 védelem,
- kedvezőtlen adottságú területek támogatása.

Éppen ezért tartottuk fontosnak, hogy megvizsgáljuk: a lehatárolás eredményét milyen mértékben fedik le a fenti védelmi, illetve agrár-környezeti kategóriák Magyarországon. A vizsgálathoz a térképek egy részét a TvH Természetmegőrzési Főosztálya (Natura 2000, NÖH, Jogi oltalom alatt álló területek) és a TvH Agrár- és Birtokügyi Főosztálya (ÉTT), valamint a Magyar Madártani Egyesület (MME) bocsátotta rendelkezésünkre. A Kedvezőtlen Adottságú Területek térképét a SZIE KTI munkatársai készítették. A területszámítás raszteres adatok alapján történt, 100\*100 méteres pixelméret alkalmazásával, ebből kifolyólag az eredmények kismértékben eltérhetnek a pontosabb vektoros fedvényekből számítható területnagyságtól.

Az erdővel nem borított jogi oltalom alatt álló területek igen nagy százaléka (83%) található HNV területen, ezen belül további bontásban az arányok a következők: a nemzeti parki területek 85%-a, a tájvédelmi körzetek 81%-a, a természetvédelmi területek 72%-a került be a HNV lehatárolásba (3. táblázat).

3. táblázat A védett területek „Magas Természeti Értékű” területekkel való átfedése  
Table 3. Overlapping areas: Protected areas – High Nature Value areas

		Átfedő terület (ha)	%*	%**	%***	%****
Jogi oltalom alatt álló területek	Nemzeti parkok	240308	29,1	49,3	53,8	84,5
	Tájvédelmi körzet	116444	14,1	37,6	26,1	81,0
	Természetvédelmi terület	13299	1,6	44,7	3,0	71,8
<b>Összesen</b>		<b>370051</b>	<b>44,7</b>	<b>–</b>	<b>82,8</b>	<b>–</b>
Nem HNV		76727	9,3		17,2	
Erdő		380191	46,0			
<b>Mindösszesen</b>		<b>826969</b>	<b>100</b>		<b>100,0</b>	

\*% A jogi oltalom alatt álló területek HNV-re eső része az összes ÉTT százalékában

\*\*% A jogi oltalom alatt álló területek HNV-re eső része az egyes kategóriák százalékában

\*\*\*% A NEM ERDŐ jogi oltalom alatt álló területek HNV-re eső része az összes NEM ERDŐ védett terület százalékában

\*\*\*\*% A NEM ERDŐ jogi oltalom alatt álló területek HNV-re eső része az egyes kategóriák erdővel nem borított területeinek százalékában

A Nemzeti Ökológiai Hálózattal (NÖH) való átfedés eredménye azt mutatja, hogy az erdővel nem borított ökológiai hálózati elemek csaknem háromnegyede (74,5%) „Magas Természeti Értékű” területre esik. További bontásban megállapítható, hogy a magterületek és folyamatos folyosók 75%-a, a megszakított folyosók 62%-a, a pufferterületek csaknem 80%-a, a rehabilitációs területeknek pedig 93%-a található HNV területen (4. táblázat).

4. táblázat Az ökológiai hálózat „Magas Természeti Értékű” területekkel való átfedése  
Table 4. Overlapping areas: National Ecological Network – High Nature Value areas

	Átfedő terület (ha)	% <sup>*</sup>	% <sup>**</sup>	% <sup>***</sup>	% <sup>****</sup>
Ökológiai hálózat					
magterület	647478	21,65	38,88	35,93	75,59
folyamatos folyosó	170836	5,71	41,40	9,48	62,16
megszakított folyosó	144854	4,84	53,37	8,04	75,22
pufferterületek	379583	12,69	59,23	21,06	79,51
rehabilitációs területek	601	0,02	65,11	0,03	93,18
<b>Összesen</b>	<b>1343352</b>	<b>44,91</b>	<b>-</b>	<b>74,55</b>	<b>-</b>
Nem HNV	458675	15,33		25,45	
Erdő	1189063	39,75			
<b>Mindösszesen</b>	<b>2991090</b>	<b>100,00</b>	<b>-</b>	<b>100,00</b>	<b>-</b>

%\* Az NÖH HNV-re eső része az összes NÖH százalékában

%\*\* A NÖH HNV-re eső része az ökológiai hálózat egyes kategóriáinak százalékában

%\*\*\* Az erdővel nem borított NÖH HNV-re eső része az összes erdővel nem borított

Az erdővel nem borított NÖH HNV-re eső része az egyes kategóriák erdővel nem borított területeinek százalékában

Az erdővel nem borított Kedvezőtlen Adottságú Területek (KAT) 69%-a került be a HNV lehatárolásba. A 19. cikkely területeinek 71%-a, a 20. cikkely területeinek 67%-a, a két cikkely átfedő területeinek 73%-a található HNV területen (5. táblázat).

5. táblázat A Kedvezőtlen Adottságú Területek „Magas Természeti Értékű” területekkel való átfedése  
Table 5. Overlapping areas: Less Favoured Areas – High Nature Value areas

	Átfedő terület (ha)	% <sup>*</sup>	% <sup>**</sup>	% <sup>***</sup>	% <sup>****</sup>
Kedvezőtlen Adottságú Területek					
19. cikkely területei	224995	8,41	62,29	11,81	71,43
20. cikkely területei	879339	32,87	46,64	46,16	67,51
19. és 20. cikkely átfedő területei	210107	7,85	49,07	11,03	73,07
<b>Összesen</b>	<b>1314441</b>	<b>49,14</b>	<b>-</b>	<b>69,00</b>	<b>-</b>
Nem HNV	590543	22,08	-	31,00	-
Erdő	769894	28,78	-		
<b>Mindösszesen</b>	<b>2674878</b>	<b>100,00</b>	<b>-</b>	<b>100,00</b>	<b>-</b>

%<sup>\*</sup> A kedvezőtlen adottságú területek HNV-re eső része az összes HNV százalékában

%<sup>\*\*</sup> A kedvezőtlen adottságú területek HNV-re eső része az egyes kategóriák százalékában

%<sup>\*\*\*</sup> A NEM ERDŐ kedvezőtlen adottságú területek HNV-re eső része az összes NEM ERDŐ KAT százalékában

%<sup>\*\*\*\*</sup> A NEM ERDŐ kedvezőtlen adottságú területek HNV-re eső része az egyes kategóriák erdővel nem borított területeinek százalékában

Az Érzékeny Természeti Területek esetében – mint láttuk – az „igen fontos” kategória, és a pilot területek a lehatárolás alapját képezték. Figyelembe véve az ÉTT rendszer indításakor kijelölt területei kategóriák összességét, azok erdővel nem borított területeinek együttesen 78%-a esik HNV területre. A „fontos” ÉTT-k 60%-a, a „lehetséges” ÉTT-k 45%-a található HNV területen (6. táblázat).

6. táblázat Az Érzékeny Természeti Területek „Magas Természeti Értékű” területekkel való átfedése  
Table 6. Overlapping areas: Environmentally Sensitive Areas – High Nature Value areas

			Átfedő terület (ha)	%*	%**	%***	%***
Érzékeny Természeti Területek	Igen fontos ÉTT minta	Igen fontos ÉTT	1101597	34,2	74,1	41,5	90,5
			329685	10,2	86,5	12,4	94,4
	Fontos ÉTT	Fontos ÉTT minta	412317	12,8	45,8	15,5	59,2
			27773	0,9	83,8	1,0	89,7
	Lehetséges ÉTT	Lehetséges ÉTT minta	100174	3,1	37,5	3,8	45,7
			654	0,0	75,9	0,0	76,0
		Egyéb minta	118341	3,7	76,9	4,5	83,9
<b>Összesen</b>			<b>2090541</b>	<b>64,9</b>	<b>–</b>	<b>78,7</b>	<b>–</b>
nem HNV erdő			564591	17,5	–	21,3	–
			567521	17,6	–	–	–
<b>Mindösszesen</b>			<b>3222653</b>	<b>100</b>	<b>–</b>	<b>100,0</b>	<b>–</b>

%\* Az Érzékeny Természeti Területek HNV-re eső része az összes ÉTT százalékában

%\*\* Az Érzékeny Természeti Területek HNV-re eső része az egyes kategóriák százalékában

%\*\*\* A NEM ERDŐ Érzékeny Természeti Területek HNV-re eső része az összes NEM ERDŐ ÉTT százalékában

\*\*\*\* A NEM ERDŐ Érzékeny Természeti Területek HNV-re eső része az egyes kategóriák erdővel nem borított területeinek százalékában

### Következtetés, javaslatok

Szakértői vélemények szerint (Magyar Madártani Egyesület, Természetvédelmi Hivatal szakemberei) az általunk végzett HNV lehatárolás igen jó közelítéssel tartalmazza azokat a területeket, amelyek „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területnek tekinthetők ma Magyarországon. A CORINE 50 felszínborítási adatbázis alkalmazása a lehatárolás során mindenképpen indokolt, különösen azért, mert megkülönbözteti a kisparcellás és nagyparcellás művelési módokat a szántók és a szőlők esetében. Az, hogy a kisparcellás és a nagyparcellás művelés megkülönböztetésre kerül a kategorizálásnál igen fontos szempont, mivel a kisparcellás művelés mellett a madarak állománya sokkal nagyobb, mint a nagyüzemi, intenzív táblákon (BÁDONYI 2006). Ráadásul a kisüzemi szántók mintegy keretbe fogják a komplex művelési szerkezetű, szórvány gyepekkel, természetes vegetációval elegyes mezőgazdasági területeket. Egy olyan átalakuló szerkezetű országban, mint Magyarország, leginkább a kisparcellás szántók, a szórvány gye-

pek eltűnése és a kisparcellás szőlők megszűnése fogja meghatározni azoknak a gyakoribb madárfajoknak a sorsát is, amelyek megőrzéséhez a HNV területek hozzájárulhatnak.

A tematikailag részletesebb CORINE 50 adatbázis használatának jelen vizsgálatban a szántók (211) és a szőlők (221) mellett a gyümölcsösök-bogyósok (222), az intenzív legelők és erősen degradált gyepterületek (231), valamint az átmeneti erdős-cserjés területek (324) alkategóriáinak besorolása esetén volt jelentősége.

Nem jelentett változást a részletesebb CORINE 50 alkalmazása a kategorizálásnál a jelentős természetes növényzettel rendelkező elsődlegesen mezőgazdasági területek, a természetes gyepek, természetközeli rétek, a ritkás növényzet, a szárazföldi mocsarak, valamint a tőzeglápok szempontjából, ezeknek az alkategóriái mind a „minimum” lehatárolásban maradtak, akár csak az EEA által végzett CORINE 100-on alapuló lehatárolás esetében.

Az Európai Unió korábbi HNV lehatárolás-módszertana a nem öntözött szántóföldeket kizárta a „minimum” lehatárolásból, és a „maximum” lehatárolásba sorolta. Ez a fajta megközelítés nem veszi figyelembe azt a tény, hogy a nagyüzemi extenzív szántók bizonyos területei fontos élőhelyei egyes rendkívül értékes madárfajoknak (pl. Magyarországon a tűzoknak, parlagi sasnak, kerecsensólyomnak stb.), azaz nem lehet egyértelműen besorolni a szántóföldeket. Az Európai Unió újabb HNV lehatárolás-módszertannal foglalkozó tanulmánya (EEA 2006) már konkrét pán-európai adatbázisok felhasználását javasolja abból a célból hogy ezt a „hibát” kiküszöböljék: Natura 2000 területek, nemzetközi jelentőségű madárelőhelyek (IBA), „növényfajok és élőhelyek megőrzése szempontjából fontos területek” (Important Plant Areas, IPA), a legfontosabb lepkeélőhelyek adatbázisa (Prime Butterfly Areas, PBA), és a Ramsari területek vizsgálatba vonását szorgalmazzák.

A lehatárolás természetvédelmi alapjait nyújtó területi kategóriák újragondolása különösen fontos. A „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek hazai kijelölése során mindenképpen figyelembe kell venni a korábban különféle módszerekkel, szakmai szempontból igen jól indokolható módon lehatárolt, eltérő természetvédelmi jellegű területi kategóriák határait. A Natura 2000 hálózat, a védett és védelemre tervezett területek, a NÖH és az ÉTT mind olyan „természetvédelmi” kategória, amely több változó alapján, a valós természeti értékek figyelembe vételével került meghatározásra. Ezek a területeken a távérzékeléssel azonosított mezőgazdasági művelés alatt álló területek mindenképpen kiérdemlik a HNV kategóriát. A Kedvezőtlen Adottságú Területek hazai lehatárolása nem tartalmaz direkt módon természetvédelmi szempontokat, ezért a HNV lehatárolásba nem tartom célszerűnek bevonni, jelentősége a kijelölt HNV területeken alapvetően csak a gazdálkodók támogatásában van.

Ily módon az Unió által történő Top-Down (felülről jövő) megközelítés helyett valódi Bottom-Up, azaz a helyi adottságokon, értékeken alapuló (alulról építkező) lehatárolás történik, ahol pán-európai és helyi adatbázisok egyaránt részt vesznek a vizsgálatban.

A CORINE 50 adatbázis nincs kész minden EU tagországban, de az általunk felvázolt módszer a CORINE 2000 felszínborítási fedvény alkalmazásával is ugyanilyen módon megvalósítható, természetesen az eredmény nem lesz annyira kifinomult, mint a CORINE 50 alkalmazása esetén. Véleményünk szerint, miután a tagországok szolgáltatják a – bizonyos feltételeknek nyilván megfelelő – helyi szintű természetvédelmi adatai-

kat a HNV területek lehatárolásáért felelős európai szervezeteknek (EEA, JRC), azok el tudják végezni a lehatárolás további lépéseit (a pán-európai természetvédelmi adatokkal való egyesítést, és a HNV területek azonosítását a CORINE 2000 felszínborítási adatbázis segítségével).

Vizsgálatainkban nem esett szó a gazdasági adatok szerepéről a HNV területek lehatárolásában, holott az EU módszer ezeket is alkalmazza az extenzív gazdálkodású területek lehatárolására. Ez a fajta megközelítés is nagyon fontos a mezőgazdasági területek természeti értékének megítélése szempontjából, hiszen a gazdasági adatok nyomon követése egyúttal lehetővé teszi az extenzifikációs törekvések figyelemmel kísérését, ily módon becsülhetővé válik a „Magas Természeti Értékű” mezőgazdasági területek arányának változása is. Ezt támasztja alá az EEA legújabb HNV vonatkozású munkáinak összefoglalója is (EEA 2006), mely szerint francia tapasztalatok alapján elmondható, hogy mezőgazdasági statisztikai adatok vizsgálatával (Farm Structure Survey, FSS) meglehetősen jó közelítéssel becsülhető a HNV területek elhelyezkedése. Éppen ezért fontos, hogy a jövőben ezirányú kutatásokat is végezzünk.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a szakmai köröknek, hogy támogatták munkánkat: Különösen köszönjük a Földmérési és Távérzékelési Intézetnek, a Természetvédelmi Hivatalnak (a hivatal jelenleg Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság néven működik a Környezetvédelmi- és Vízügyi Minisztériumon belül) és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnek, hogy kutatásainkhoz az adatbázisokat biztosították.

#### Irodalom

- ANDERSEN E. (szerk.) 2003a: Developing a high nature value farming area indicator. Final report. EEA. Koppenhága.
- ANDERSEN E. (szerk.) 2003b: Developing a high nature value farming area indicator. Annexes. EEA. Koppenhága.
- BALDOCK, D., BEAUFOY, G. 1993: Nature conservation and the new direction in the EC Common Agriculture Policy: the potential role of EC policies in maintaining farming and management systems of high nature value in the Community, Report of the Ministry of the Agriculture, Nature Mangement and Fisheries, the Netherlands, IEEP, London-Arnhem. In: ÁNGYÁN J. et al. (szerk.): 2002: Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 310–316 p.
- BÁDONYI K. 2006: A hagyományos és a kémilő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. Tájökológiai Lapok 4: 1–16.
- EEA Briefing 2006: A környezetvédelem integrálása az EU mezőgazdasági politikájába. Értékelés. 2006/1. 4 p.
- GRÓNÁS V., CENTERI CS., MAGYARI J., BELÉNYESI M. 2006: Agrár-környezetgazdálkodási programok hatása a kijelölt mintaterületek földhasználatára és természeti értékeinek védelmére. Tájökológiai Lapok 4: 277–289.
- HOOGVEEN Y., PETERSEN J-E., BALAZS K., HIGUERO I. 2004: High nature value farmland. Characteristics, trends and policy changes. EEA report. Koppenhága.
- IUCN 2000: Agricultural Biological Diversity. Discussion Paper. Intergovernmental Conference „Biodiversity in Europe”. Riga, Latvia, 20–23 March 2000.
- KRISTÓF D. 2006: Úrfelvetel-alapú idősoros változsvizsgálat a Szigetközben és a Csallóközben. Tájökológiai Lapok 4: 179–193.
- MÁRKUS F., NAGY SZ. 1995: A mezőgazdasági és természetvédelmi politika összehangolásának lehetőségei Magyarországon: különös tekintettel a Környezetileg Érzékeny területek rendszerének hazai bevezetésére. WWF Magyarországi képviselete, Budapest. WWF-füzetek: 10: 24.

- MÁRKUS F., NAGY SZ., TÓTH SZ. 1998: Környezetileg Érzékeny Területek és az agrárhasználat összehangolása a Balaton-Felvidéki Nemzeti Park térségében. Georgikon Napok, Keszthely. 281–293 p.
- SZABÓ B., SZILVÁCSKU ZS. (szerk.) 2003: Az ÉTT folytatása területi kiterjesztésének vizsgálata az EU jogharmonizációs feladatok tükrében. Kutatási zárójelentés. Budapest.
1996. évi LIII. Törvény a természet védelméről.
- 2/2002. (I.23.) KöM-FVM együttes rendelet az Érzékeny Természeti Területekre vonatkozó szabályokról <http://www.fomi.hu>: A Földmérési és Távérzékelési Intézet honlapja

#### DELINEATION OF HIGH NATURE VALUE AREAS IN HUNGARY

M. BARNÁNE BELÉNYESI<sup>1</sup>, L. PODMANICZKY<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SzIU-Gödöllő, FAES, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Geographical Information Systems

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Belenyesi.Marta@kti.szie.hu

<sup>2</sup>SzIU-Gödöllő, FAES, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Department of Environmental Economics

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Podmaniczky.Laszlo@kti.szie.hu

**Keywords:** high nature value areas, environmentally sensitive areas, GIS

In the European Union the concept of High Nature Value (HNV) farmlands and farming methods has developed for the past 15 years and it is in tight connection with the goal of integrating environmental interests into EU policies. Idea of HNV farming links together protection of biodiversity, conservation of rural and natural values by keeping agricultural areas under long-term cultivation and supporting special farming systems. These areas are currently under delineation in the member states of the European Union. We completed the designation of Hungarian HNV areas by considering, and to a certain degree modifying, the European Union's methodological recommendation, based on national data bases. Results had been contrasted with spatial location of areas protected, or currently supported by certain agri-environmental payments, because these systems are assigned as conservation tools of HNV areas. Results are reassuring, showing that new nature conservation and agricultural policy of the EU were taken into consideration by Hungarian experts during agri-environmental payment system formulation.

## ÉLŐHELYCSOPORTOK KIALAKÍTÁSA TÁJI SZINTŰ ÖSSZEHASONLÍTÁSHOZ I.

NAGY Anita<sup>1</sup>, MALATINSZKY Ákos<sup>1</sup>, PÁNDI Ildikó<sup>1</sup>, KRISTÓF Dániel<sup>2</sup>, PENKSZA Károly<sup>1</sup>

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,

<sup>1</sup>Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék,

<sup>2</sup>Térinformatikai Tanszék

2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: ebeng@freemail.hu

**Kulcsszavak:** élőhely-térképezés, Á-NÉR, C-NÉR, élőhely-kombinációk

**Összefoglalás:** Az élőhely-térképezés során azt a célt tűztük ki, hogy a vizsgált mintaterületeken élőhelyek szintjén térinformatikai módszerek segítségével táji összehasonlítást tudjunk végezni. Ehhez az élőhely osztályozási módszer kategóriái szerinti térképeket alkalmaztuk. Az így kapott térképek a területek leírására, jellemezésére alkalmasak. Ugyanakkor sok hazai, különösen alföldi régióban élőhely csoportok, komplexek kerülnek ábrázolásra. Ekkor az élőhely-kombinációk nagy száma található meg, ami viszont nehezen alkalmazható statisztikai elemzésekre. Jelen munkában négy eltérő alföldi és egy dombsági területek jellemzését adjuk meg a rendelkezésre álló összes élőhely-típus alapján. Majd bemutatjuk a statisztikai elemzéshez szükséges élőhely kategória összevonásokat. A térképezés során kialakult 393 élőhely-kombinációt 31-re szűkítettük, amely rendszer természetközeli élőhelyek (12 db.), természetközeli – természetközeli bolygatott élőhelyek (10 db.), bolygatott élőhelyek (8 db.) és agrár élőhelyekből (1 db) épül fel.

### Bevezetés

Több éve végzünk élőhely-térképezést és élőhelytérkép alapú természetességi értékeléseket különböző területeken (NAGY et al. 2005, NAGY és PENKSZA 2006). Élőhely-térképezési tapasztalataink felhasználásával, a természetességi vizsgálatok kiegészítéseként azt a célt tűztük ki, hogy a vizsgált mintaterületeken élőhely-szinten térinformatikai módszerek segítségével táji összehasonlítást végezzünk. Az egymástól eltérő területek élőhely-alapú, térinformatikai módszerekkel támogatott összehasonlításának nagy szerepe van a tájban végbemenő folyamatok, táji jellemzők feltárásában. A meglehetősen nagy körülményt igénylő, több szakaszból álló munka első lépéseként a térképezett területeken előforduló élőhelyeket, élőhely-kombinációkat egységes rendszerbe foglaltuk. Ebben a formában térinformatikai elemzésre az adatok kevésbé alkalmasak. Ez csak a kategóriák összevonásával, egyszerűsített kategóriarendszer kialakításával oldható meg. Jelen munkában négy eltérő alföldi és egy dombsági területen keresztül mutatjuk be a leíró élőhelytérképek információ tartalmát, és adunk kategóriarendszert térinformatikai statisztikai elemzési lehetőségekhez.

### Az élőhely-térképezés céljai

Az élőhely-térképezés leggyakrabban egy terület jellemzése, dokumentálása céljából történik. Az ilyen, általában helyszínspecifikus jelkulccsal rendelkező élőhely-térképek előnye, hogy részletgazdagon és pontosan mutatják be a térképezett tájrészletet, de ugyanakkor más tájrészletekkel nehezen összehasonlíthatók (KUN és MOLNÁR 1999).



A térképezés egy másik célja lehet különböző területek összehasonlítása. Ideális esetben az összehasonlítani kívánt területeket egyazon személy térképezi, elkerülve ezáltal a térképezők közötti nagyfokú heterogenitást.

Hazánkban eddig legátfogóbb élőhely-térképezés, a 2002-ben indult „Magyarország növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése“ (MÉTA-program) hazánk teljes területének felmérését tűzte ki célul, amihez több, mint 200 hazai botanikus részvételére volt szükség. Ehhez azonban nélkülözhetetlen volt a terepi munka megkezdése előtt az egységes térképezési szemlélet kialakítása és a terepi munka szabványosítása mellett egy, az egész országban terepen jól használható, egységes élőhelyosztályozási rendszer létrehozására (BÖLÖNI et al. 2003, MOLNÁR et al. 2003, MOLNÁR et al. 2007).

Élőhely-térképezés történhet egy adott terület különböző időpontbeli állapotainak összehasonlítása, monitorozása céljából is (KUN és MOLNÁR 1999).

Hazánkban ezek közül a legismertebbek például a Keleméri Mohosokról (ZÓLYOMI 1931, CZENTHE 1985), a Bátorligeti lápról (ZÓLYOMI 1934, valamint STANDOVÁR és TÓTH 1991), a Baláta-tóról (BORHIDI és JÁRAI-KOMLÓDI 1959 majd BORHIDI et al. 1992), és a Fóti-Somlyóról (FEKETE és KOVÁCS 1982, SEREGÉLYES 1995) készült megismételt térképezések. Az alföldi régióban BAGI (1997, 1998) munkái meghatározóak, ahol a terület mozaikosságát is figyelembe vevő ábrázolási módokat dolgozott ki.

### Az élőhely-térképezés típusai

A hazai biodiverzitás-monitorozó programok mintavételi módszereibe beépült NÉR (Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) alrendszerei közül az Á-NÉR (Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) mintegy 116 élőhely-kategóriát különböztet meg, valamint megadja a kategóriák részletes jellemzését (FEKETE et al. 1997). A természetközeli élőhelyek mellett ugyancsak ismerteti a degradált területek élőhelyeit, az agrár élőhelyek típusait, továbbá az ipari területeken, településeken és utak mentén kialakult élőhelyeket is.

A C-NÉR (növénycönológia szempontú osztályozás) – ami 560 kategóriával dolgozik –, használata akkor ajánlott, ha az Á-NÉR-nél részletesebb tipizálásra van szükség (FEKETE et al. 1997). Ekkor azonban a természetes élőhelyek hangsúlyosabban vannak szerepeltetve, mint a degradált élőhelyek.

A T-NÉR (A hazai élőhelyek társulástani alapú, hierarchikus listája) a növénytársulástani besoroláson alapuló törzsadattár, mely az országot lefedve, öt hierarchiaszinten összesen 647 típust tartalmaz (FEKETE et al. 1997).

Hidrobiológusok számára szükségesnek bizonyult az előzőhöz hasonló, hierarchikus felépítésű, kódolt víztér-tipológiai törzsadattár, a V-NÉR létrehozására, mely négy hierarchiaszinten összesen 81 típust tartalmaz, és elsősorban a természetes szárazföldi vizeket osztályozza (FEKETE et al. 1997).

2002-ben a már fent említett MÉTA-térképezéshez (2002–2005) az Általános Élőhely-osztályozási Rendszer átdolgozására, valamint a kategóriaszám csökkentésére volt szükség, azaz egyes Á-NÉR élőhelyek összevonása, mások felbontása, új kategóriák bevezetése, illetve egyes kategóriák jelentésének megváltoztatása is megtörtént (BÖLÖNI et al. 2003). Mivel a program a hazai természetes növényzeti örökség felmé-

rését célozta meg, a féltermészetes élőhelyek összevontan, míg az agrár és egyéb, nem természetes élőhelyek nem szerepelnek az új, mindössze 83 élőhelyet tartalmazó mmÁ-NÉR listában.

### Anyag és módszer

Az öt vizsgálati terület élőhely-térképezését 2003–2007 közötti időszakban végeztük. Az élőhely-térképezések során összesen 1059 élőhely-foltot különítettünk el. Minden folthoz meghatároztuk az Á-NÉR kódot/kódokat (FEKETE et al. 1997), részletes fajlistát adtunk meg, valamint a folt fő jellemvonásait alapul véve élőhely-jellemzéssel láttuk el.

Az élőhely-térképezés során alapvető probléma, hogy sok esetben egy élőhely-foltban több, 4-6 élőhely fordul elő, különösen igaz ez a szikes területekre. Élőhely-kombinációk alkotta élőhelyfoltok összehasonlítása azonban táji szinten – a nagyszámú variáció miatt – nem végezhető el. Annak érdekében, hogy az egymástól eltérő mintaterületek az előforduló élőhelyek alapján, táji szinten is összehasonlíthatóvá váljanak, az élőhely-kombinációk egyszerűsítésére volt szükség. További kérdés volt, hogy milyen mértékben szükséges egyszerűsíteni az élőhelykombinációkat, hiszen a túlzott egyszerű-sítés lényeges információvesztéssel járhat.

### Eredmények és értékelés

#### **A mintaterületek jellemző élőhelyeinek általános bemutatása, mint a leíró jellegű élőhely-térképezés eredményei**

##### *Vésztő – Mágorpuszta*

A Holt-Sebes Körös mentén húzódó Mágorpuszta különleges értéke hogy a szikes puszták mellett megtalálhatók a holtágak, vízállásos területek, ligeterdők és a löszgyepek jellegzetes társulásai is. A terület háromnegyedére alapvetően a szikes élőhelyek jellemzőek, melyek mozaikos megjelenésük által rendkívüli változatosságot mutatnak. A szikesek között a legjellemzőbb az ürmöspuszta és a szikes rét, sziki legelők és ecsetpázsitos kaszálók váltakozásában. Az ürmöspuszta-szikes rét-padkás szikes hármaskomplexe szintén gyakori. A szikes élőhelyek között elszórtan alföldi mocsárrétek és alföldi sztyepprétek is megjelennek. A vízhatás eredményeként a Holt-Sebes Köröst követve tölgy-kőris-szil és fűz-nyár ligeterdők, hínaras és mocsaras élőhelyek alakultak ki. A művelt területek a terület alsó peremén, a Ny-i, DNy-i részen fordulnak elő, arányuk a vizsgált terület felét teszi ki. A felhagyott gyümölcsösök és szántók helyét általában természetközeli gyepek, sűrű bozótosok vagy az akác hódította meg. A tájidegen elemek aránya nem számottevő (PENKSZA 2005).

##### *Ecsegpuszta*

A terület nagy részét szikes puszták uralják, melyek a Berettyó szabályozása által, az ártéri gyepek kiszáradását követően alakultak ki. A vizsgált mintaterületekhez képest a lehatárolt élőhely-foltokon belül a mozaikosság kisebb mértékű. Ecsegpuszta nagy részén szikes élőhelyek jellemzőek, gyakori az ürmöspuszta és a szikes rétek mozaikos

megjelenése. Több foltban másodlagos, jellegtelen származékgyepeket és kiszáradó mocsarakat találhatunk. A Hortobágy–Berettyó hatása – a szomszédos vizsgálati terület-hez viszonyítva – kevésbé érezhető, de a mélyebb részeken és a holt medrek fenékén megtalálhatók a szikes mocsarak és a nádas-gyékényes élőhelyek. A ligeterdők aránya kicsi. A művelés alatt álló területek Ecsegpusztán teljesen szétszórtan helyezkednek el, alakjuk szabálytalan. Az akác és az egyéb tájidegen fafajok, valamint a sűrű bozótos, cserjés területek alig néhány foltban fordulnak elő (PENKSZA 2004a).

#### *Hortobágy-Berettyó vidéke*

A vizsgálati terület Ecsegpusztá felett helyezkedik el, de a szikes jelleg kivételével teljesen más képet mutat. Ennek oka a Hortobágy-Berettyó hatása. A mintaterületet kettészelő folyó meanderei értékes élőhelyeket fognak közre. A vizenyős területeken természetközeli szikes-mocsaras részek húzódnak. A folyót ligeterdők és hírnas-gyékényes-mocsaras élőhelyek kísérik. A vizes területeket nádas-harmatkásás foltok jellemzik. A ligeterdőkben néhol tájidegen facsoportok és kiszáradó másodlagos mocsarak, sásosok is megjelennek. A medertől távolabb vízállásos és szikes rét foltok váltakoznak, jelentősek az üde ecsetpázsitos kaszálók. A szikes jelleget a terület több mint negyedén szikes rétek, szikes ürmöspuszták és szikes mocsarak mozaikja őrzi. A szárazabb részeken kiszáradó mocsaras élőhelyek és felhagyott gyümölcsösök is jellemzőek. A mezőgazdasági tevékenység a terület felén, összefüggő táblákban van jelen. Nagyobb tájidegen facsoportokat önállóan ritkán, inkább a ligeterdőbe ékelve találunk (PENKSZA 2005).

#### *Kis-Sárrét (Biharugra, Geszt, Zsadány, Mezőgyán)*

A Kis-Sárrét a Körös-Maros Nemzeti Park egyik legváltozatosabb és legértékesebb területi egysége. Megtalálhatóak itt a vizes, mocsaras területek mellett az üde rétek, legelők, szikesek és a száraz löszgyep is. Az élőhely típusok közül a legnagyobb arányban a szikesek komplexei, ezek közül is az ürmöspusztá-szikes rét jellemzőek. A sziki legelőt a nedvesebb részeken ecsetpázsitos kaszáló váltja fel. A vizes területeken szép mocsár-rétek, ligeterdők, nádas-mocsaras-szikes foltok alkotta mozaikok alakultak ki. Több foltban változatos, fajgazdag, jó állapotú nádas-gyékényes-magassásos vegetáció jellemző. A szárazabb térszínekre – a terület DNy-i részén – alföldi sztyepprétek települtek. Tájidegen fajok alkotta facsoportokat összefüggően nem, inkább egymástól elszigetelt foltokban találunk. Az akácok sokszor gyomos gyepekkel és cserjés foltokkal együtt jellemzőek. A mezőgazdasági tevékenység ezen a területen is jelen van, de a parcellák közé kisebb sávokat, szigeteket alkotva természetközeli élőhelyek ékelődnek (PENKSZA et al. 2006).

#### *Veresegyház környéke (Váckisújfalu, Galgamácsa, Vácegres)*

Az előzőekben bemutatott mintaterületektől nagyban különbözik Veresegyház-környéke. A különbözőségek alapvetően az eltérő természetföldrajzi viszonyokban, valamint az erősebb antropogén hatásban keresendők. A Galga-völgy és a Gödöllői dombság által meghatározott terület élőhelyeit tekintve igen változatos képet mutat. A terület nagy részén mezőgazdasági művelést folytatnak. A természetközeli élőhelyeket erdők, száraz gyepes és mocsaras területek alkotják. A falvakat mezőgazdasági parcellák övezik, melyek a vizsgált terület nagyjából felét teszik ki. A D-i DNy-i részen felhagyott szántók és gyümölcsösök, gyomos parlagok húzódnak. A Veresegyház-környékére egykor

jellemző természetes növénytársulások közül a cseres-tölgyes élőhelyek viszonylag nagy területi kiterjedéssel, a vizsgált terület negyedén jellemzőek, nagyjából összefüggő foltot alkotva. A molyhos tölgyes és gyertyános tölgyes élőhelyek jóval kisebb kiterjedésben vannak jelen. A szántók és a lakott területek környékén nagy arányban jellemzőek az akácok, kisebb foltokban egyéb tájidegen facsoportok. A felhagyott szántók helyére néhány foltban természetközeli gyepek települtek, de az értékes szárazgyepek is megjelennek. A ligeterdők és mocsári társulások elszórta, kis foltokban jellemzőek (PENKSZA 2004b).

### Az összevont élőhely kombinációk

Első lépésben az élőhely-kombinációkat Á-NÉR főkategóriákra (A, B, stb.) szűkítettük. Ezzel kellően kisszámú variációt kaptunk ugyan, de a vizsgált területek élőhelyeinek mozaikos jellege teljesen elveszett. Azért, hogy a területek élőhelyeinek mozaikossága kifejeződjön, a foltokhoz tartozó élőhely-kombinációkból a két, esetenként három leginkább jellemző élőhely kiemelésével élőhely csoportokat hoztunk létre. Az élőhely-csoportok létrehozásánál a foltok jellemzését és az előforduló fajokat is figyelembe vettük. Törekedtünk továbbá arra, hogy csoportosításunk a lehető legkisebb információvesztéssel járjon.

A vizsgált területeken 393 élőhely-kombinációt különítettünk el. Az ebből összevont leegyszerűsített, a térinformatikai módszerekkel végzett táji szintű élőhely-összehasonlításokhoz szükséges egységes élőhely-kombinációkat az 1. táblázat tartalmazza. Az élőhelyleírásokból jól látszik, hogy legtöbbször a mocsaras-vizes élőhelyek, a másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek, a cserjés foltok és a tájidegen facsoportok jelennek meg a természetközeli élőhelyek mellett. Az összesen 31 élőhely-kombinációból álló rendszer természetközeli élőhelyek (12 db), természetközeli-bolygatott élőhelyek (10 db), bolygatott élőhelyek (8 db) és agrár élőhelyekből (1 db) épül fel. A vizsgálati területek élőhely-foltjainak ezen élőhely-csoportok szerinti besorolása térképes alkalmazásban jól szemlélteti az öt terület főbb jellemvonásait, különbségeit. A rendszerezett élőhely-csoportok által lehetőség nyílik továbbá az ugyanolyan élőhely-kombinációval rendelkező foltok megjelenésből adódó tulajdonságainak (szomszédosság, alak, terület stb.) területenkénti összehasonlítására, mely vizsgálataink következő lépése.

1. táblázat. Élőhely-kombinációk táji szintű élőhely-összehasonlításokhoz  
Table 1. Habitat combinations for habitat comparisons at landscape level

Összetett Á-NÉR kód*	Élőhely-csoportok leírása
<b>AB</b>	Hínaras, mocsaras mozaikok
<b>BB</b>	Mocsarak
<b>BF</b>	Mocsaras, szikes élőhelyek váltakozásából kialakult komplexek
<b>BJ</b>	Liget- és láperdő és mocsaras foltok váltakozása
<b>BO</b>	Mocsarak és másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek mozaikja

1. táblázat folytatása

<i>Összetett Á-NÉR kód*</i>	<i>Élőhely-csoportok leírása</i>
<b>BRS</b>	Mocsaras területek tájidegen facsoportokkal, telepített erdészeti faültetvényekkel vagy/és sűrű cserjés foltokkal
<b>DD</b>	Üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok
<b>DF</b>	Szikes élőhelyek és üde rétek, rétlápok váltakozása
<b>FF</b>	Szikes élőhelyek mozaikja
<b>FO</b>	Szikesek és másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek mozaikja
<b>FRS</b>	Szikes élőhelyek tájidegen facsoportokkal, telepített erdészeti faültetvényekkel vagy/és sűrű cserjés foltokkal
<b>HH</b>	Zárt száraz/félszáraz gyepek
<b>HOR</b>	Zárt száraz/félszáraz gyepek és másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek és/vagy sűrű cserjések mozaikjával
<b>JJ</b>	Liget- és láperdők
<b>JO</b>	Liget- és láperdők és másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek váltakozása
<b>JP</b>	Liget- és láperdők cserjés foltokkal
<b>JS</b>	Liget- és láperdők és tájidegen facsoportok vagy telepített erdészeti faültetvények alkotta komplexek
<b>KK</b>	Üde lomboserdők
<b>KRS</b>	Üde lomboserdők sűrű cserjése állományok és/vagy tájidegen facsoportok, telepített erdészeti faültetvények mozaikjával
<b>LL</b>	Zárt száraz lomboserdők
<b>LRS</b>	Zárt száraz lomboserdők és sűrű cserjés állományok vagy/és tájidegen facsoportok vagy telepített erdészeti faültetvények
<b>MM</b>	Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések
<b>OO</b>	Másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek
<b>OP</b>	Másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek és cserjés élőhelyek
<b>OS</b>	Másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek, gyepek és tájidegen facsoportok vagy telepített erdészeti faültetvények mozaikja
<b>PS</b>	Cserjések és tájidegen facsoportok vagy telepített erdészeti faültetvények mozaikja
<b>PP</b>	Természetközeli, részben másodlagos gyeperdő mozaikok
<b>RR</b>	Másodlagos, illetve jellegtelen származékérdők, ligetek
<b>RS</b>	Tájidegen facsoportok vagy telepített erdészeti faültetvények és másodlagos, illetve jellegtelen származékérdők, ligetek
<b>SS</b>	Tájidegen facsoportok vagy telepített erdészeti faültetvények
<b>TT</b>	Agrár élőhelyek

\* = a lista csak a vizsgálati területeken előforduló élőhely-csoportokra terjed ki.

## Irodalom

- BAGI I. 1997: A vegetációtérképezés elméleti kérdései. Kandidátusi Értekezés. József Attila Tudományegyetem, Szeged.
- BAGI I. 1998: A Zürich-Montpellier fitocönológiai iskola lehetőségei és korlátai a vegetáció dokumentálásában. *Tilia* 6: 239–252.
- BORHIDI A., JÁRAI-KOMLÓDI M. 1959: Die Vegetation des Naturschutzgebiets des Baláta-Sees. *Acta bot. Hung.* 5: 259–320.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: Élőhelyismereti Útmutató. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CZENTHE B. 1985: A Keleméri Mohos-tavak cönológiai viszonyai. *Bot. Közlem.* 72: 89–101.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FEKETE G., KOVÁCS M. 1982: A Fóti Somlyó vegetációja. *Bot. Közlem.* 69: 19–31.
- KUN A., MOLNÁR ZS. (szerk.) 1999: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhely-térképezés. Scientia Kiadó, Budapest.
- MOLNÁR et al. 2007: A grid based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: MÉTA Módszertani és Adatlap-kitöltési Útmutató. Kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- NAGY A., BALOGH Á., PENKSZA K. 2005: Összehasonlító élőhely vizsgálatok dél-tiszántúli és veresegyházi területeken a természetességi állapotok alapján. IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete. pp. 307–311.
- NAGY A., PENKSZA K. 2006: Élőhely-értékelési lehetőségek dél-tiszántúli és veresegyházi területeken természetességi mutatók alapján. *Tájökológiai Lapok* 4: 115–125.
- PENKSZA K., NAGY A., VONA M., MALATINSZKY Á. 2006: Élőhely-térképezés. Körös-Maros Nemzeti Park Kis-Sárrét területi egysége. Szarvas.
- PENKSZA K. 2004a: Élőhely-térképezés. Dévaványa, Ecsegpuszta (O5x5\_051) területen. SVeresegyház.
- PENKSZA K. 2004b: Veresegyház, Váckisújfalu, Galgamácsa, Vácegres élőhely-térképezése. Szarvas.
- PENKSZA K. 2005: Élőhely-térképezés. Vésztő – Mágor Természetvédelmi Terület. Szarvas.
- SEREGÉLYES T. és S. CSOMÓS Á. (1995): Hogyan készítsünk vegetációtérképeket. *Tilia* 1: 158–169.
- STANDOVÁR T., TÓTH Z. 1991: Vegetation of the Bátorliget mire reserve. In: MAHUNKA S. (ed.): *The Bátorliget nature reserve – after forty years*. MTM, Budapest, I: 57–118.
- ZÓLYOMI B. 1931: A Bükkhegység környékének Shagnum lápjai. *Bot. Közlem.* 28: 89–121.
- ZÓLYOMI B. 1934: Bátorliget növényföldrajzi térképe (előadás-kivonat). *Bot. Közlem.* 31: 282.

## DEVELOPMENT OF HABITAT GROUPS FOR COMPARISONS AT LANDSCAPE LEVEL I.

A. NAGY<sup>1</sup>, Á. MALATINSZKY<sup>1</sup>, I. PÁNDI<sup>1</sup>, D. KRISTÓF<sup>2</sup>, K. PENKSZA<sup>1</sup>

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,

<sup>1</sup>Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology,<sup>2</sup>Dept. of Geoinformatics

H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: ebeng@freemail.hu

**Keywords:** habitat mapping, Á-NÉR, C-NÉR, habitat combinations

**Summary:** During habitat mapping authors had an aim to make a comparison of habitats found in the studied areas at landscape level with the help of GIS methods. Maps with categories of the habitat classification system were used for this purpose. Resulting maps are suitable for describing and characterising the areas. However, in several Hungarian regions (especially in the Hungarian Great Plain) it is habitat groups and complexes that are typified. In these cases a large number of habitat combinations can be found, which is hardly applicable for statistical analyses. Four different areas of the Great Plain and one of a hilly territory are described in the current work based on all of the habitat types. This is followed by the habitat category contracts necessary for statistical analyses. The 393 habitat combinations that evolved during mapping were narrowed onto 31, which system is built up by habitats in a close to nature state (12 categories), habitats among close to nature and disturbed state (10 cat.), disturbed habitats (8 cat.) and agrarian habitat (1 cat.).

## A VÁROSI TALAJOK OSZTÁLYOZÁSA, AZ ANTROPOGÉN HATÁS INDIKÁTORAINAK ELKÜLÖNÍTÉSE SZEGED TALAJTÍPUSAINAK PÉLDÁJÁN

PUSKÁS Irén, FARSANG Andrea

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6723 Szeged, Egyetem u. 2–6., email: puskasiren@freemail.hu

**Kulcsszavak:** Szeged, városi talajok, talajosztályozás, nehézfémek

**Összefoglalás:** A városi talajok nagymértékben eltérő jellemzőkkel rendelkeznek, mint a természetes talajok. Ez a fő kialakító, illetve módosító tényezőjüknek, az emberi beavatkozásnak köszönhető. A mintavételek 2005 tavaszán történtek, Szeged város területén, 15 talajszelvény szintjeiből. A szelvények mellett a feltalaj (0–10 cm, 2–4 m<sup>2</sup>) mintázására is sor került. A feltalajból nehézfém koncentráció (Co, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr) meghatározása történt. Céljaink között szerepelt a természetes talajoktól eltérő diagnosztikai tulajdonságok (durva vázrész, humuszmenyiség, humuszminőség, nitrogéntartalom, pH(H<sub>2</sub>O, KCl), karbonát-tartalom, nehézfém koncentráció) vizsgálata, illetve a szelvények besorolása egy már meglévő városi talajosztályozási rendszerbe.

### Bevezetés

Az utóbbi évtizedeket a drámai népességnövekedés, az intenzív mezőgazdaság, a kémiaiák használata, az ipar, az infrastruktúra folyamatos fejlődése és a városi területek folyamatos növekedése jellemezte. Mára a városi területek – világléptékű expanziójuk révén – egyre nagyobb területeket tudhatnak magukénak a mezőgazdasági és a természetes talajok rovására. Az eddigi kutatások főként a természetes talajokra helyezték a hangsúlyt, azonban az emberi tevékenységek talajmódosító hatásának előretörésével elengedhetetlen az antropogén talajok, azon belül a városi talajok vizsgálata is. A talajok nehézfém-tartalmára vonatkozóan számos vizsgálat folyt hazai mezőgazdasági területeken és természetes vegetációkban (KOVÁCS et al. 1992a, 1992b, 1993a, 1993b, 1994a, 1994b, 1996a, 1996b, PENKSZA et al. 1993, TURCSÁNYI et al. 1992, 1994a, 1994b).

Városi talajok változatos morfológiája ellenére definiálhatók: olyan nem mezőgazdasági jellegű, urbán vagy szuburbán térségben elhelyezkedő, emberi tevékenység hatására módosult talajok, melyek egy több mint 50 cm vastag, olyan felszíni réteggel rendelkeznek, amelyet felszíni keveredés, feltöltés vagy szennyeződés eredményezett (BLOCKHEIM 1974).

Az urbanizációnak, illetve a városi környezetnek a természetes talajtakaróra gyakorolt módosító hatását SIMPSON (1996), CRAUL és KLEIN (1980), PATTERSON (1976) az alábbiakban foglalták össze:

- A talajok eltűnése (lefedés, elszállítás, lepusztulás stb.).
- Vertikális és horizontális változékonyság csökkenése.
- A talaj szerkezetének átalakulása: a legtöbb városi talaj zavart, áthelyeződött. Ez részben vagy egészen lerontja a talaj szerkezetét, csökkenti a pórussteret és növeli a térfogatsűrűséget. A városi talajok különböző nyomóerőknek vannak alávetve, melyek tömörödöttséget eredményeznek.
- A talaj vízháztartásának módosítása, szellőzésének korlátozása.
- A szerves anyag lebomlási sebességének, és a növények számára felvehető tápanyagok mennyiségének megváltoztatása. Jellemző az alacsony szervesanyag-tartalom,

mely nem kedvez az aggregációnak, és a talajorganizmusok aggregációt befolyásoló tevékenységét is lecsökkenti.

- A felszín csökkenésének, károsodásának negatív hatása a vegetációra: a növényzet fokozottan érzékeny a feltöltésre, tömörödöttségre, erózióra.
- A talaj kémhatásának megváltoztatása.
- A talaj szennyezése: szerves- és szervesetlen szennyezők felhalmozódása.

Mindezek következtében a városokban csorbul a talaj multifunkcionalitása, azaz képtelen maradéktalanul ellátni a természetes talajok nagy részére jellemző funkciókat (STEFANOVITS et al. 1999). Az eredeti funkciók gyengülésével azonban új, a természetes talajokra nem jellemző funkciók jelennek meg, hiszen a város otthont ad a közlekedésnek, az iparnak, a kereskedelemnek, a hulladéklerakóknak, a lakó-, illetve egyéb épületeknek és a parkoknak stb. (BLUME 1989). Így elengedhetetlen, hogy az emberi tevékenység hatására módosult városi talajokról, antropogén jellegüket indikáló paramétereikről minél több ismeretet szerezzünk.

A kutatási célkitűzéseink a következőkben foglalhatók össze:

- A szegedi talajok antropogén bélyegeinek, a természetes talajoktól eltérő diagnosztikai tulajdonságaiknak bemutatása, elemzése.
- A város talajainak csoportosítása, osztályozása a már meglévő talajosztályozási rendszer segítségével.
- A mérési eredmények és a területi elhelyezkedés összefüggésrendszerének bemutatása, térbeli különbségek megvilágítása.

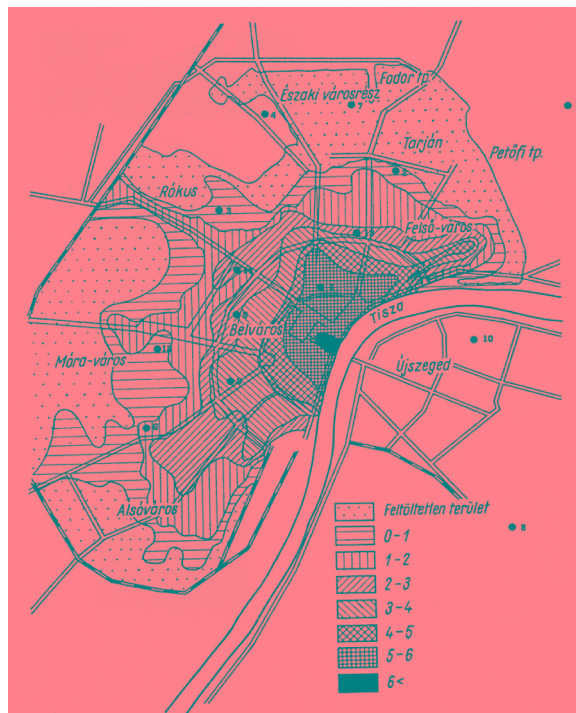
### Anyag és módszer

Magyarország legalacsonyabb (84 m körüli) tengerszint feletti magasságú nagyvárosában, Szegeden az antropogén talajfejlődés az alábbi természetes talajtípusokon indulhatott meg: a Tisza jobb partján – a várostól nyugat északnyugati irányba – löszös üledéken jó minőségű csernozjom talajok jöttek létre. Az újszegedi részen alluviális üledéken képződött nehéz mechanikai összetételű nyers öntés talajok alakultak ki. Szeged déli területein (gyálaréti, szőregi, szentmihálytelki városrészek) a réti talajok a jellemzőek, míg a várostól északkeletre a rossz vízgazdálkodású, tömörödött szerkezetű szolonyeces réti talajok dominálnak.

Az 1879. évi árvízkatasztrófát követően az árvízmentesítés mindkét formája megvalósult: megépült a körtöltés és a város eredeti térszínét is lényeges mértékben feltöltötték (1. ábra). A feltöltés vastagsága a belvárosban, a közúti híd környékén a legnagyobb, ott még a 6 métert is meghaladja (ANDÓ 1979).

A mintavétel 2005 tavaszán a város területén, 15 talajszelvény szintjeiből történt, törekedve az egyenletes eloszlásra és térbeli lefedettségre (1. ábra, 1. táblázat). E mellett a szelvényeknél a feltalaj (0–10 cm, 2–4 m<sup>2</sup>) mintavételére is sor került nehézfém koncentráció meghatározása céljából. Fontosnak tartottuk, hogy lehetőleg minél több típusú városi talajból szedjünk mintát, hogy a különböző emberi tevékenységek talajra gyakorolt hatását érzékeltetni tudjuk.





1. ábra A város feltöltésének vastagsága az 1879. évi árvízét követően (méterben) (ANDÓ 1979)  
 Figure 1. The thickness of landfill in the city after 1879 flood (in meter) (ANDÓ 1979)

1. táblázat Mintavételi szelvények  
 Table 1. Sampling profiles

Mintavételi szelvények száma	Mintavételi szelvények helyszíne
1.	Tisza L.krt.
2.	Budapesti krt.
3.	Rókusi krt.
4.	Vértói út
5.	Hajnóczy utca
6.	Petőfi S. sgt.
7.	Trencsényi út
8.	Makai út
9.	Nemes Takács út
10.	Fürj utca
11.	Mars tér
12.	Remény utca
13.	Sándor utca
14.	Rába utca
15.	Füge sor

Az elvégzett vizsgálatok, illetve az alkalmazott vizsgálati módszerek a következők:

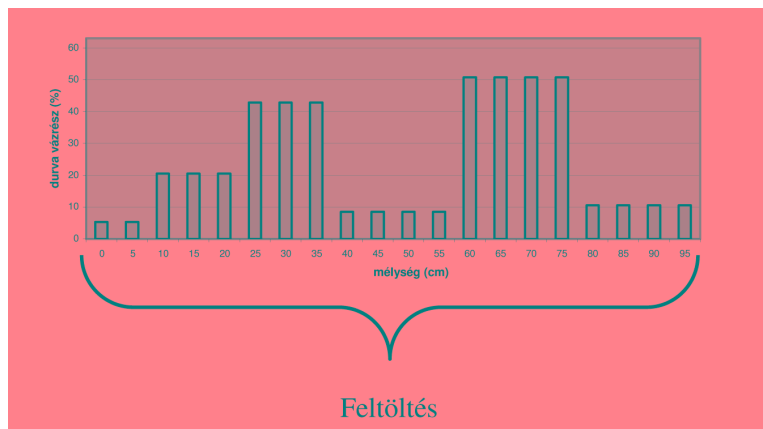
- durva vázrész,
- kémhatás (pH H<sub>2</sub>O, pH KCl, Radelkis típusú digitális pH mérővel),
- humusz koncentráció (kénsavas-kálium-dikromátos oxidációval),
- humuszminőség (Hargitai-féle humusz-stabilitási koefficienssel),
- karbonát tartalom (Scheibler-féle kalciméterrel),
- nitrogéntartalom (Gerhardt Vapodest 20 nitrogéndeszilláló készülékkel),
- nehézfém (Co, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr) koncentráció: az „összes” fémtartalmat királyvizes feltárással AAS technika segítségével határoztuk meg.

Kiegészítő vizsgálatként megtörtént a talajok összes nitrogén-tartalmának meghatározása (STEFANOVITS et al. 1999).

## Eredmények és megvitatásuk

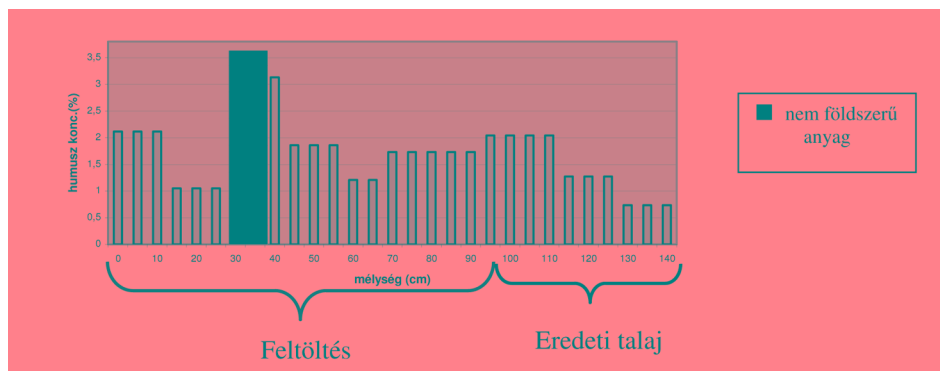
### Talajtani alaptulajdonságok értékelése

A durva vázrész mennyiségét alapvetően meghatározta a feltöltés mennyisége és minősége. A minimális mértékű feltöltéssel rendelkező területeken a durva vázrész mennyisége igen csekély. A legmagasabb durva vázrész tartalommal rendelkező szelvények (4., 6., 8., 9.) a város azon részein helyezkedtek el, ahol intenzívebb és főként törmelékből álló feltöltések zajlottak (2. ábra).



2. ábra: Az antropogén eredetű durva vázrész tartalom (%) (4. szelvény, Vértói út)  
Figure 2. Antropogenic coarse material content (%) (Profile 4., Vértói street)

Humuszkoncentráció: Azok a szelvények (4., 6., 11., ), amelyek teljes egészében feltöltésből állnak rapszodikus ingadozást mutatnak a feltöltött rétegek humusztartalmától függően. A jelentős vastagságú feltöltés mellett az eredeti eltemetett talajsintekkel is rendelkező szelvényeknél viszont megfigyelhető, hogy amint véget ér a feltöltés és megjelenik az eredeti talaj A szintje, a humusztartalom fokozatosan csökken és a természetes talajszelvényeknek megfelelő csökkenő tendenciát mutat (3. ábra).



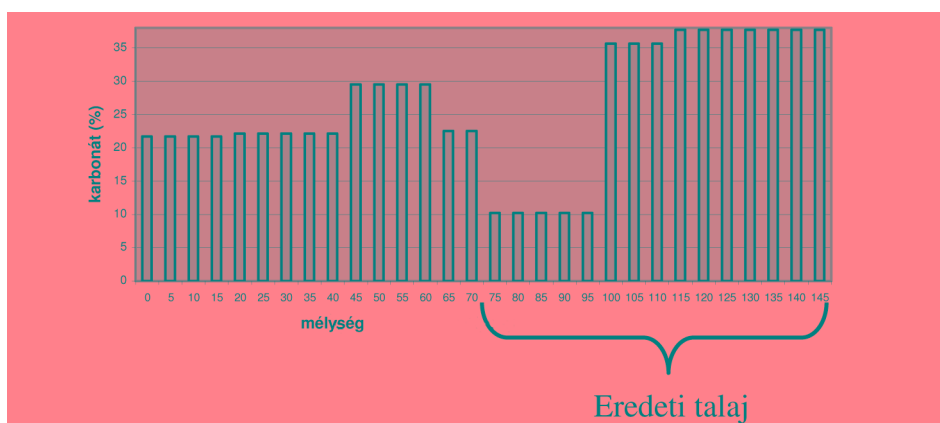
3. ábra: A szelvény humusz koncentrációja (%) (3. szelvény, Rókusi krt.)  
 Figure 3. Organic material content of the profile (%) (Profile 3., Rókusi boulevard)

A szerves anyag mennyiségi vizsgálata mellett sor került a minőségi értékelésre is, hiszen gyakorlati szempontból fontos, hogy ismerjük a nagy molekulájú, jól humifikált, magas kondenzációs fokú, ennél fogva a talajok tápanyag-szolgáltatásában és a talaj-szerkezet kialakításában lényeges szerepet játszó humuszanyagok arányát az olyan szerves anyagokéhoz képest, amelyek még nem humifikáltak, nyers, kalciumhoz nem kötöttek. A humuszminőség meghatározása a humuszstabilitási koefficiens (K) értékének meghatározásával történt. A feltöltött szintekre igen alacsony K érték jellemző, vagyis a nem humifikált, nyers humuszanyagok, a fulvósavak vannak túlsúlyban. A zavart szintek mellett természetes talajszintekkel is rendelkező szelvények esetében a természetes szintek magasabb K értékkel rendelkeznek, azaz e talajokban a jobb minőségű huminok és huminsavak dominálnak.

A nitrogéntartalom szelvénybeli eloszlása teljesen azonos képet mutat a humusztartalommal, mivel a talaj szerves anyagának nitrogéntartalma viszonylag állandó, ezért a nitrogén eloszlása a talajszelvényben megegyezik a szerves anyag eloszlásával.

A szelvények nagy része közepesen nagy, illetve nagy mésztartalommal rendelkezik, mely értékek kialakulásában a talajképző kőzet nagy szerepet játszik. A nagy mésztartalommal azok a szelvények rendelkeznek, melyek a magas mésztartalmú feltöltött rétegek mellett olyan természetes alapkőzettel (pl. lösz) is rendelkeznek, amely magas karbonát tartalommal bír. Minden olyan szelvénynél, amely eredeti talajszinteket is tartalmaz, megfigyelhető a karbonát tartalom fokozatos emelkedése a talajképző kőzet felé (4. ábra). Ennek oka az egykori kilúgozódás, mely során a karbonátok felső talajszintekből a mélyebb szintekbe vándoroltak vagy a talajképző kőzetben halmozódtak fel.

A minták pH-jára ( $H_2O$ , KCl) a gyengén lúgos, lúgos tartomány jellemző. Egyértelmű a kapcsolat a talaj mésztartalma és a pH között: a magas mésztartalom bázikus kémhatást idéz elő. A vizes és KCl-os pH különbsége jelzi a savanyúsági hajlamot, mely azokban a rétegekben volt jelentős, ahol a karbonát tartalom a kilúgozódás következtében jelentősen lecsökkent.



4. ábra: A szelvény karbonát tartalma (%) (12. szelvény, Remény utca)  
 Figure 4. Carbonate content of the profile (%) (Profile 12., Remény street)

A durva vázrész megnövekedett mennyisége, az alacsony humuszkoncentráció, illetve nitrogéntartalom, a gyenge humuszminőség, a magasabb karbonát tartalom és ahhoz kapcsolódó megemelkedett pH értékek mind az emberi befolyás következtében módosult talajokról árulkodik. A fenti diagnosztikai talajparaméterek egyértelműen indikálják a városi talajok antropogenitását: egyrészt koncentrációjuk megváltozásával, másrészt szelvénybeli eloszlásuk módosulásával.

### Nehézfém tartalom vizsgálata

A városi talajok a szennyezőanyagok gyűjtőmedencéjévé válva kiváló indikátorai a környezeti szennyezőknek, s mivel a városokban élő emberek egészsége erősen függ a városi talajok állapotától, fontos a feltalajok nehézfém koncentrációjának meghatározása is. A feltalajok átlagos fémtartalma sehol nem haladta meg a B szennyezettségi határértéket. A maximális értékeket tekintve viszont az antropogén eredetű fémek (3. táblázat) néhány forgalmasabb mintavételi helyen meghaladták a határértéket (2. táblázat).

2. táblázat A feltalajok nehézfém tartalmának (ppm) és a szennyezettségi határérték összehasonlítása (B érték: az a koncentráció amely felett a talajt szennyezettnek minősíthetjük)

Table 2. The comparison of heavy metals content (ppm) of topsoils and the threshold value (B value: the concentration above which the soil can be declared contaminated)

	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Szennyezettségi határérték (B)	30	75	75	40	100	200
Szegedi városi talajok átlagos nehézfém tartalma	3,6	53,6	44,2	32,2	45,7	197,3
Szegedi városi talajok maximális nehézfém tartalma	8,5	69,2	88,2	43,7	136	227,8
Szegedi városi talajok minimális nehézfém tartalma	0,2	40,8	25,7	16,6	22,7	136,8

3. táblázat A mért fémek FF átlagértéke

Table 3. The mean values of the enrichment factors of measured metals

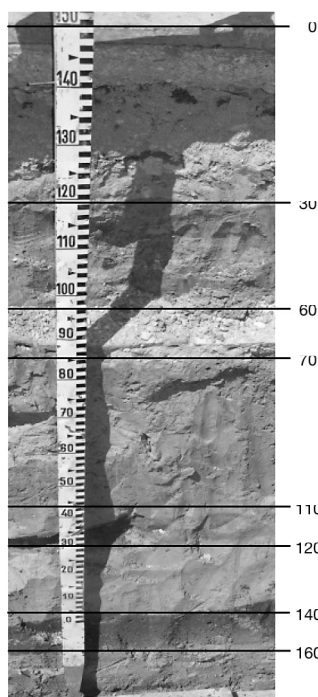
<i>Fémek</i>	<i>FF átlagértékek</i>
Cu	3,2
Ni	1,8
Pb	6,9
Zn	4,9
Co	1,01
Cr	0,7

A talajok finom (2 mm alatti), illetve a durva vázrész (2 mm felett) tartalmának nehézfém koncentrációjából következtetni lehet a fém antropogén, illetve litogén eredetére. Ha talajfrakció elemtartalmának és a durvaanyag elemtartalmának hányadosa, vagyis az ún. feldúsulási faktor (FF) 1 körül vagy 1 alatt váltakozik, akkor az elem tartalma egyértelműen a kiindulási alapkőzet elemtartalmára vezethető vissza (litogén eredet). Ellenben ha ez a hányados 1 felett található, akkor az elem dúsulás külső forrásból történt, ami antropogén szennyezésre utal (HINDEL és FLEIGE 1989). Az általunk vizsgált fémeknél is megfigyelhető, hogy a feldúsulási faktor a Cu, Ni, Pb, Zn esetében jóval meghaladva az 1-et, ami antropogén eredetre vall. Ezzel szemben a Cr és Co 1 körüli értéke a litogén eredetnek köszönhető.

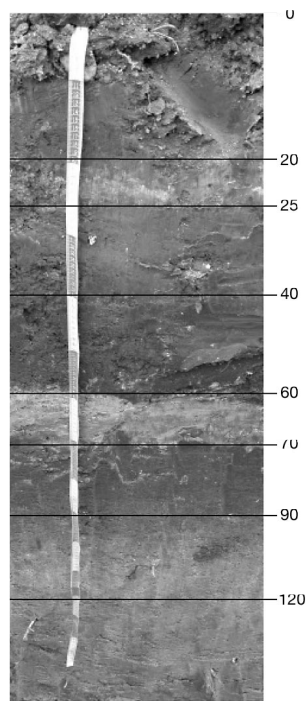
### Városi talajok osztályozása

A városi talajok sokfélesége folytán igen heterogén osztályozási rendszerek alakultak ki, hiszen e talajokat sokféle tényező együttes hatása eredményezi. Az általunk vizsgált talajszelvényeket a Lehmann-féle osztályozás (LEHMANN 2004) alapján kategorizáltuk, mivel szelvényeink ennek a rendszernek voltak leginkább megfeleltethetők. A következőkben néhány típusra jellemző példaszelvények kerülnek bemutatásra. Az 5. ábrán látható szelvény a Sealic városi talajtípusba sorolható, mivel felszíni lefedett réteggel rendelkezik. A felszíni borítás alatt az eredeti talajszelvény nem ismerhető fel, mivel az éles átmenetekkel rendelkező szelvény teljes egészében antropogén beavatkozás (feltöltés) eredménye. Ennek megfelelően jelentős durva vázrész tartalom, szinten-ként ingadozó alacsony humusz koncentráció, szintén váltakozó magas karbonát tartalom, illetve ez utóbbinak köszönhetően magasabb pH adódott.

A 6. ábrán látható a külső városrészből, egy földút alól származó szelvény az Epi-compact típusúhoz sorolható, mivel egy kompakt felszínnel rendelkezik, mely a nyomóerők hatására egy felső antropogén kérget eredményez. A szelvény felső részén 60 centiméteres feltöltés található, alatta pedig az eredeti talajszintek jelennek meg. E kettőséget bizonyítják a szelvény diagnosztikai tulajdonságai is. A feltöltött rész rétegei között az átmenet éles, míg a természetes talajszintekre elmosódott átmenet jellemző. A feltöltött szakasz jelentős durva vázrésszel, szabálytalan ingadozású humuszkoncentrációval, illetve karbonát tartalommal bír. Ellenben a természetes talajszintek egyáltalán nem ren-



5. ábra Sealic városi talaj (Tisza L. krt.)  
Figure 5. Sealic urban soil (Tisza L. boulevard)



6. ábra Epicompactic városi talaj (Füge utca)  
Figure 6. Epicompactic urban soil (Füge street)

delkeznek durva vázrésszel, humuszkoncentrációjukra a szabályos csökkenő, míg a karbonát tartalmukra szabályosan növekvő tendencia a jellemző. Szeged város talajtípusaira a bemutatottakon kívül még példát találunk endocompanic, urbihumic, pestic, technic városi talajtípusra is.

#### Irodalom

- ANDÓ M. 1979: Szeged város település-szintje és változásai az 1879. évi árvízkatasztrófát követő újjáépítés után, Hidrológiai Közlöny 6: 274–276.
- BLUME H. P. 1989: Classification of soils in urban agglomerations. *Catena* 16: 269–275.
- BOCKHEIM J. G. 1974: Nature and properties of highly disturbed urban soils, *Soil Sci. Soc. Am Philadelphia, Pennsylvania*.
- CRAUL P. J., KLEIN C. J. 1980: Characterization of streetside soils of Syracuse, *Metria* 3, New York.
- HINDEL R., FLEIGE H. 1989: Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen un Böden, *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft* 59: 389–394.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., PENKSZA K., KASZAB L., SZÓKE, P. 1992a: Heavy metal accumulation by ruderal and cultivated plants in a heavily polluted district of Budapest. In: MARKERT B. (ed.): *Plants as biomonitors for heavy metal pollution of the terrestrial environment*. VCH Publisher Inc., Weinheim – New York – Basel – Cambridge pp. 495–505.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., KASZAB L., KOLTAY A., PENKSZA K., NAGY L. 1992b: Element content of ruderal weeds used as accumulating indicators in some industrial districts of Hungary. *International symposium on ecological approaches of environmental chemicals. Internat. Symp., Debrecen, Hungary, GSF-Bericht* 4: 249–253.

- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KASZAB L., SZŐKE P. 1993a: Multielement-Analyse der Arten eines Waldsteppen-Waldes in Ungarn. *Phytocoenologia* 23: 257–267.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., SZŐKE P., PENKSZA K., KASZAB L., KOLTAY A. 1993b: Heavy metal content in cereals in industrial regions. *Acta Agr. Hung.* 42: 171–183.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G. 1994a: Bioindication of heavy metal loading in areas with heavy industry. *Proceed. Internat. Symp. on Envir. Contam. in Central and Eastern Europe, Budapest*, pp. 477–479.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KASZAB L., TÓTH S., SZŐKE P. 1994b: Comparative investigation of the distribution of chemical elements in an *Aceri tatarico-Quercetum plant* community and in stands of cultivated plants. - In: Markert, B. (ed): *Environmental sampling analysis*. pp. 435–442.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., SILLER I., KASZAB L. 1996a: Multielement-analysis of a montane beech forest in Hungary. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 25: 147–152.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., PENKSZA K., NAGY J. 1996b: Comparison of the element content of the components of forests as well as grassmoors and meadows evolved in the sites of the forests. – In: *New perspectives in the research of hardly known trace elements and their role in life processes. Proceedings of the 7. International Symposium Budapest*, pp. 21–30.
- LEHMANN A. 2004: Proposal for the consideration of urban soils within the WRB (World Reference Base for Soil Resources). In: KRASNILIKOV P. V. (ed.): *Soil Classification, Petrozavodsk, Russia*.
- PATTERSON J. C. 1976: Soil compaction and its effects upon urban vegetation. *Better Trees for Metropolitan Landscapes Symposium Proc. USDA Forest Serv. Gen. Tech. Rep. NE-22*
- PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KOVÁCS M. 1993: A siroki Nyírjes-tó tőzegmohalápjának elemkatasztere. *Bot. Közlem.* 81: 29–41.
- SIMPSON T. 1996: Urban soils. In: McCall G. J. H., de Mulder E. F. J., Marker B. R. (eds): *Urban Geoscience. AGID Special Publication Series, No 20.* 35–60. A.A. Balkema, Rotterdam – Brookfield.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: *Talajtan, Mezőgazda Kiadó Budapest*.
- TURCSÁNYI G., KOVÁCS M., BÜTTNER S., PENKSZA K. 1992: Element content of the roots of beech in the stemflow and interstem areas. In: Bohac, J. (ed): *Proceed. VI-th International Conference Bioindicators Deterioration Regionis. Ceske Budejovice*, pp. 129–135.
- TURCSÁNYI G., KOVÁCS M., BÜTTNER S., PENKSZA K., GUELY M., CZINEGE E. 1994a: Several contamination of soils by heavy metals near Gyöngyös, Hungary. *Proceed. Internat. Symp. on Envir. Contam. in Central and Eastern Europe, Budapest*, pp. 515–517.
- TURCSÁNYI G., PENKSZA K., SILLER I., FÜHRER E., TÓTH S., KOVÁCS M., BÜTTNER S. 1994b: Sampling in the stemflow and throughfall areas of forests. In: MARKERT, B. (ed): *Environmental sampling analysis*. pp. 449–464.

CLASSIFICATION OF URBAN SOILS, DIFFERENTIATION OF THEIR ANTROPOGENIC  
DIAGNOSTIC PROPERTIES ON THE EXAMPLE OF SOILS IN SZEGED

I. PUSKAS, A. FARSANG

University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
H-6723 Szeged, Egyetem u. 2-6., e-mail: puskasiren@freemail.hu

**Keywords:** Szeged, urban soils, soil classification, heavy metals

Urban soils have greatly different characteristics than natural ones. This is caused by their main influencing and altering factor, the anthropogenic interference. We collected the soil samples from the horizons of 15 profiles in Szeged during the spring of 2005. Besides sampling soil profiles, topsoil samples (0–10 cm depth, 2–4m<sup>2</sup>) were also taken. Heavy metal concentration (Co, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr) was determined from these samples. The aims of this study were the examination of diagnostic properties (coarse material, heavy metal content, organic matter content, quality of organic matter, pH (H<sub>2</sub>O, KCl), carbonate content, nitrogene content) different from natural soils and the categorization of the profiles according to an existing urban soil classification system.

## VÍZFOLYÁS SZAKASZOK – MIKROKLÍMA SZAKASZOK

LOKSA GÁBOR

Szent István Egyetem Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2003 Gödöllő Péter Károly út 1.  
loksa.gabor@kti.szie.hu

**Kulcsszavak.** mikroklimatológia, felszínhatás, árnyékhátas, anyag- és energiaforgalom, vízfolyás szakaszok

**Összefoglalás:** A vízfolyások esetében különböző szakaszokat szokás megkülönböztetni. Ennek alapján a munka egy példán keresztül elemzi az egyes szakaszok mikroklíma vonatkozásait és ezen vonatkozások rendszerbe szedésével az egyes szakaszokhoz tartozó mikroklímátikus szakaszok rendszerere állítható fel. A különböző vízfolyás szakaszok értelmezése és megkülönböztetése céljából elengedhetetlen az adott szakaszhoz tartozó légkörfizikai állapot ismerete és felhasználása.

### Bevezetés

A vízfolyások vízgyűjtő területe esetében alapvető ismérv a szakaszjelleg, mind domborzati, mind hidrológiai, mind pedig hidraulikai értelemben. A szakaszoltság az előbb említettek közvetlen következményeképpen is, meg önmagában is fennáll a vizsgált térség levegője fizikai vonatkozásait tekintve. Ezek a klimatikus vonatkozások a mikroklíma tárgykörébe tartoznak. Természetesen ezen szakaszok mikroklímái a víztér és az azt szegélyező területek anyagi, alaki, és borítottsági viszonyai mellett függenek az egész vízgyűjtőt magában foglaló nagyobb térség klímájától is, vagyis a terület (legtöbb esetben a hegy-, és dombvidék szabdaltságából adódó) mezo- és makroklímától. Felvetődik a kérdés, hogy a korábbiakban már említett szakaszoltság mellé miért szükséges még egy újabb struktúra felállítása. Arról van szó, hogy a vizsgált terület kezelése és hasznosítása szempontjából a víztér és az azt szegélyező terület klímára gyakorolt hatásai pontosan a szakaszjelleg eltérései okán hoznak létre és tartanak fenn légkörfizikai különbségeket, amelyek figyelmen kívül hagyása a terület állapota, fejlődése, természeti értékei megőrzése szempontjából súlyos hiba. Jelen munka pontosan ezen „jelentéktelen elhanyagolásnak” tekintett szemléleti probléma okán szeretne egy példát bemutatva a megfelelő szempontokat értelmezve és rendszerbe szedve. A terület kezelése során a különböző élőhely rekonstrukciós, konzervációs, továbbá vízfolyás revitalizációs, stb. programok esetében megkerülhetetlen a klimatikus helyzetek differenciált értelmezése. A terület hasznosítása során is átgondolandóak a klimatikus kérdések akár a tervezett tevékenységek eredményessége, akár a megvalósítandó beruházások állaga, időtállósága érdekében.

A vázolt mikroklíma elemzést a Börzsöny hegység egyik kis vízfolyása, a Morgó-patak esetében mutatjuk be, amely elemzés a konkrét földrajzi helyhez kötődésen túl támpontot adhat más vízfolyások ilyen értelmű megközelítéseihez. A klimatikus kérdések tárgyalásakor sokszor úgy tűnik, hogy pusztán csak a levegőről, annak fizikai tulajdonságairól, folyamatairól van szó. A mikroklíma vizsgálatok bizonyítják a leg szembetűnőbben azt az amúgy alapvető tényt, hogy a felszín és a felette lévő levegő állapota között szoros kölcsönkapcsolat van, amely azt jelenti, hogy a levegőben lezajló folyamatok okai jelentős részét a felszín állapotában és viszont kell keresnünk.



### Anyag és módszer

Egy terület mikroklímája megítélése esetében az azt kialakító tényezőket kell áttekinteni, amelyek általánosan nézve:

- a mikroklíma terében lévő felszín,
- a mikroklíma terét határoló felületek,
- a mikroklíma terében lezajló energiaforgalmi folyamatok,
- a mikroklíma terét magában foglaló nagyobb térség klímája.

Esetünkben egy kis vízfolyásról lévén szó, a víz szerepét, az azzal összefüggésben a területen lévő növényzet és az azt kísérő domborzati viszonyokat kell megvizsgálunk (SZÁSZ 1988, SZÁSZ és TŐKEI 1997).

**A mikroklíma terében lévő felszín** tekintetében a patakmeder és annak környéke érdekes. A patakban lévő víz mennyisége, a patakmeder anyaga és a vízfelület nagysága játszik szerepet a víztér hőfizikai hatásainak megítélésekor. A felszínt jelen esetben a víz és a vízfénék jelenti, ahol a napsugárzás energiájának elnyelésében a víz, továbbá az anyagától és érdessége mértékétől függő vízfénék, míg az elnyelt energia tározásában a víz tömege függvényében veendő figyelembe.

**A mikroklíma terét határoló felületek** tekintetében a patakmedret szegélyező növényzet és domborzat érdekes. Ezek határozzák meg azt a mechanizmust, hogy a mikroklíma tere és az azt magában foglaló nagyobb térség között milyen mértékű anyag- és energiaforgalmi folyamatok játszódhatnak le. A határoló felületek tehát a felszín meghatározta mikroklíma stabilitása szempontjából döntőek.

**A mikroklíma terében lezajló energiaforgalmi folyamatok** tekintetében elsősorban a víztérben lezajló energia-felszabadító és energiaelnyelő folyamatok érdekesek. Minden olyan folyamat, amely termikus, biotikus vagy antropogén eredetű és növeli, illetve csökkenti a víztér hőenergiáját, számba veendő körülmény.

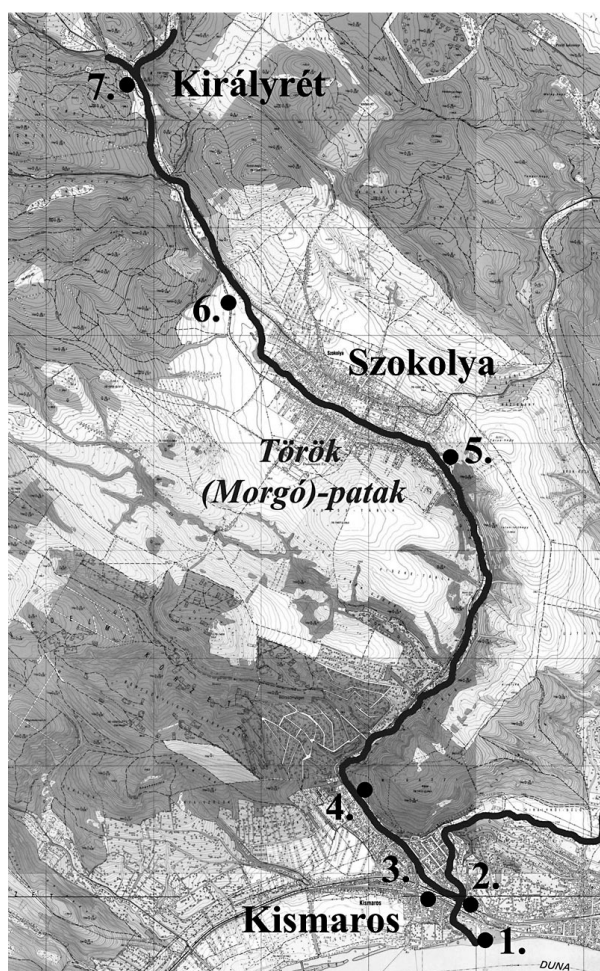
**A mikroklíma terét magában foglaló nagyobb térség klímája** a már említett határoló felületeken megjelenő anyag- és energiaforgalmi folyamatok lehetséges jellege miatt érdekes. Az említett jelenségek földrajzi szélességek szerint, természeti tájtípusonként, de még ugyanazon tájtípuson belül, annak jellege függvényében is erősen változnak (SZÚRÓCZKI és TŐKEI 1988).

### Eredmények

**Mikroklíma-kategóriák a Morgó-patak esetében** (1. ábra).

#### Hegyvidéki felső (szurdok) szakasz

A patak ezen szakaszán a teret sziklafalak szegélyezik, amelyek sugárzaskorlátozást jelentenek a víztér vonatkozásában. Ez a korlátozottság a szurdok égtáji irányítottasága szerint alakul, de mindenféleképpen időben erősen korlátozott közvetlen napsugárzás éri el a vízteret. A sziklafalak ugyanakkor jó sugárzáselnyelők és hőtározók, a szűk völgy tere hőmérsékleti helyzete alakulásában meghatározó szerepet játszanak. A szurdok égtáji irányítottaságától függően (vagyis hogy a szurdok helyzete miként viszonyul a



1. ábra A Morgó-patak vízgyűjtő területe a Börzsöny hegységben  
 (1. Hegyvidéki felső (szurdok) szakasz, 2. Hegyvidéki alsó (völgyi) szakasz,  
 3. Síkvidéki szakasz, 4. Települési szakasz)

szurdokot magában foglaló nagyobb térségen, a hegyvidéken tapasztalható uralkodó szélirányhoz) alakul a szurdok cirkulációs helyzete. A nagyobb részt a sziklafalak, kisebb részt a víztér (vízhozama függvényében) irányította mikroklíma stabilitása a szurdokban előforduló légáramlások erősségétől függ. A szurdok lejtéséből eredő légmozgáson kívül ha egyéb légmozgás nem bontja fel a kialakult hőmérsékleti és légnedvességi helyzetet, akkor közvetlen napsugárzás behatolása esetén száraz, meleg – akár szélsőségesnek is mondható – klíma, míg árnyékolt esetben a sziklafalak tárolta hőenergia függvényében folyamatosan hűlő, légnedvességben gyarapodó klímával kell számolnunk, ahol ez az átmenet meglehetősen gyors. A klíma „szélsőséges” voltát, vagyis a besugárzás-árnyékoltság szabta szakaszosságot csak erősíti a növényzet gyér volta, illető-

leg hiánya. Az előbb említettek nyári időszakra, pontosabban magasabb napállás időszakra vonatkoznak. Télen, kis napállás idején égtáji elhelyezkedéstől függően akár folyamatosan árnyékolt helyzet is lehet. Ezen helyzetben hóval borítottsággal párosulva folyamatosan fagyos, tartósan szélsőséges klíma lesz a jellemző, amelyet a víztér részben vagy egészben való befagyása erősíthet (LOKSA és KÁLLAI 2005).

### **Hegyvidéki alsó (völgyi) szakasz**

A patakot ezen szakaszon egy széles völgy kíséri, ahol változó vastagságú talajon változó sűrűségű erdőterület helyezkedik el. A növényzet, jelen esetben a fák képezik a szakaszon belül a sugárzáskorlátozó momentumot, amely a növények fejlettségétől függően a szurdok szakaszhoz képest hosszabb besugárzási időtartamban biztosítják az energiaellátást. A cirkulációs viszonyok tekintetében a növényzet tompító hatását, vagyis a víztér és az erdőn át szűrődő gyenge napsugárzás kialakította kiegyenlített hőmérsékletű, magas relatív páratartalmú klíma stabilnak tekinthető. A víztér hőkiegyenlítő szerepe a patak ezen szakasza klímájában erőteljesen tetten érhető. A szakasz magas páratartalmi helyzete fenntartásában a víztér párolgása mellett a kiterjedt és sűrű növényzet is szerepet játszik. A téli időszakban, amikor a fák lombozata nem állja útját a sugárzásnak, akkor ez a viszonylagos stabilitás a napsugárzás behatolása függvényében szakaszossá és egy kissé, a lombos időszakhoz képest szélsőségesebbé válik. Ilyenkor a légmozgások is erőteljesebben vannak jelen a felszín közelében, amely folyamat viszont csökkenti a szélsőségeket. (LOKSA és KÁLLAI 2005)

### **Síkvidéki szakasz**

A hegyvidék közvetlen, tömbszerű részét elhagyva széles, nyílt, kislejtésű, vagy teljesen sík térfelszínen található ez a szakasz. Mikroklímáról kizárólag a patakot közvetlenül szegélyező növényzónában, esetünkben magas bokorfüzes, cserjés, esetenként ligeterdő területen és a víztér felett beszélhetünk. A víz mennyisége függvényében jelentkezik ezen keskeny vonalban hőmérsékleti és légnedvességi kiegyenlítettség. A mikroklíma nem stabil, mert a patakot körülvevő sík területen akadály nélküli a légmozgás, így a környező területekről származó, nappal magasabb éjjel alacsonyabb hőmérsékletű, valamint nappal és éjjel is egyaránt szárazabb levegője szabad beáramlása ezt erőteljesen gátolja. Esetünkben a patakmeder és az azt kísérő keskeny fás, bokros sáv mélyebben fekszik a környező sík területekhez képest, amely gyenge légmozgás estén némileg erősítheti a patakmeder környezetében a mikroklímát. Nyáron a síkvidéken az aktív mezőgazdálkodás alkalmával a természetű növények állománya magassága függvényében az előbb említett légmozgások némileg korlátozottak, a vehetációs időszakon kívül azonban hiányzik ezen korlátozó hatás.

### **Települési szakasz**

A patak ezen részén szinte végig nyílt, fáktól alig kísért szakaszokat találunk, ráadásul több helyen burkolt mederben. A patak ezen szakaszán a víztér mikroklíma alakító szerepe a legkisebb, mivel burkolt a meder, amely a víz szennyezettsége függvényében

jelentős hőfizikai hatást fejt ki. A terület nyíltságából adódik a jelentős légmozgás lehetősége, a beépítettség függvényében a lég-, és hőszennyezés is szerepet játszik a víztér mikroklímát alakító hatásának korlátozásában. Ezen szakasz esetében a patakmeder természetközeli vétele kedvezne a víztér mikroklíma befolyásoló hatásának erősödésének, mindezt csak fokozná a patakmedret kísérő bokrok, fák telepítése.

### **A patak egész hossza tekintetében**

Valamennyi szakasz vonatkozásában a víztér mikroklímára gyakorolt hatása a vízteret elérő napsugárzáson kívül a víz mennyiségétől, szennyezettségétől (vagyis sugárzás elnyelő képességétől) és a mederfenék anyagától (homokos, köves), színétől, potosabban annak hőfizikai tulajdonságaitól függenek. Az sem mindegy, hogy a víznek milyen a sebessége vagy éppen a meder esésből fakadóan hogyan változik a víz sebessége. A víz minél lassabban mozog annál inkább képes erőteljesebb hőkiegyenlítő szerepet játszani. A csupasz talajfelszín mindig szélsőséesebb hőmérsékleti helyzetet kalakulását segíti szemben a növényzettel borított, tehát árnyékolt és intenzívebb nedvességforgalommal bíró felszínhez képest. Nem hagyható figyelmen kívül az évszakos jelleg sem, hiszen a különböző évszakokban maga a napsugárzás beesési szöge is változik, továbbá a területen lévő növénytakaró más módon és mértékben árnyékol. Mindezek figyelembevételével válik teljessé a mikroklíma szakaszosságáról alkotható képünk.

### **Értékelés**

A vízfolyások vízgyűjtő területek esetében a mikroklíma is mozaikos jelleget mutat. A mozaikosság elméleti megközelítése és értelmezése azzal lesz teljes, hogy a terület bejárása során feltárt szakaszok esetében valamennyi szakaszon mikroklíma méréseket végzünk, és ezen mérések eredményeit rendeljük hozzá a már korábban említett vízfolyás szakaszokhoz. A mérés eredményessége azonban a megfelelő műszer és mérési program megválasztása mellett döntően attól függ, hogy hol választjuk ki a mérés helyeit. Az előbb vázolt szempontok és konkrét földrajzi helyhez kötött elemzés pontosan ezen helykiválasztásban kíván segítséget nyújtani azzal, hogy rendszerbe szedi a felszín-légkör kapcsolat alapján figyelembe veendő momentumokat, azok jellegét és érdemi hatásait. Csak az a mikroklíma mérési program eredményez a kítűzött célnak megfelelő adatokat, amely a vízgyűjtő terület valamennyi, a klímára ható momentuma alapján való reális helykiválasztáson alapszik. Fontos továbbá az is, hogy a méréseket mikor, milyen gyakorisággal végezzük. Ne egy találomra kiválasztott időben, hanem az évszakosságot követve ideális esetben folyamatosan mérjük, de ha ez nem lehetséges, akkor legalább évszakonként az évszakra leginkább jellemző időszakban 5–10 napon át folyamatosan célszerű mérni. A levegő hőmérséklete, páratartalma felszínközeli és 2 m-es magasságban való mérése mellett a napsugárzás mérése is szükséges. Az össz (globál) sugárzás mellett a fotoszintetikusan aktív sugárzás, a felszín által visszavert (reflex), illetőleg a felszín általi kisugárzás mérése is fontos, ezzel ugyanis a teljes sugárzási mérleg meghatározható. Ennek a mérésnek is alapja a megfelelő helykiválasztás a mikroklíma terét alkotó felszínborítás függvényében (LOKSA 2004, SZÚRÓCZKI és TÓKEI 1988).

Az EU vízkeretirányelveiben is jelentős figyelem irányul a mikroklíma kérdéseire, amelyekről csak nagyon kevés konkrét adattal rendelkezünk, ezért szükséges az ezirányú igen értékes mérés és adatgyűjtés kellő mélységű elvi megalapozása.

#### Irodalom

- LOKSA G. 2004: Meteorológia a tájökológia szolgálatában. Tájökológiai Lapok 2: 29–33.
- LOKSA G. 2004: A táji sokféleség megjelenése az agrometeorológiai mérő és előrejelző tevékenységben, I. Magyar Tájökológiai Konferencia 2004. szept. 17–19. Szirák Konferenciakötet p. 8.
- LOKSA G., KÁLLAI SZ. 2005: Kis vízfolyások, ökológiai folyosók mikroklíma vonatkozásai az Apátkúti-patak példáján bemutatva. Hidrológiai Közlöny 85: 86–88.
- SZÁSZ G. 1988 Agrometeorológia általános és speciális. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZÁSZ G., TŐKEI L. 1997: Meteorológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZÚRÓCZKI Z., TŐKEI L. 1988: Táj- és Kertépítészeti Meteorológia Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem. Budapest.

#### WATER-COURSE SECTIONS – MICROCLIMATE SECTIONS

G. LOKSA

Szent István University, Institute of Environmental Management  
Department of Natural conservation and Landscape Ecology  
H-2003 Gödöllő Péter Károly út 1., e-mail: loksa.gabor@kti.szie.hu

**Keywords:** microclimatology, surface effect, shadow effect, material and energy transport, water-course sections

**Summary:** In case of water-courses, different sections are usually distinguished. Based on it, in this study the microclimatic changes of individual sections are analysed and system of microclimatic sections belonging to the individual sections is established by bringing these references to one system. Knowledge and use of atmospheric physical condition belonging to the given section is essential to interpret and to distinguish the different water-course sections.

## MŰTRÁGYA NITROGÉN HATÁS PÁZSIT ÉS SPORTGYEPEKEN

GYÖRGY Attila, KULIN Balázs, ZSIGÓ Gábor, SZEMÁN László

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Gyepgazdálkodási Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: atilagy@citromail.hu

**Kulcsszavak:** sportgyep, műtrágya nitrogén hatás, növény állomány borításának változása, igénybevétel tőrés, önfelújító képesség.

**Összefoglalás:** Vizsgáltuk a sportgyepek tápanyag ellátási lehetőségeit. A Ferencvárosi Torna Club labdarugó pályáján tápanyag ellátási kísérletet állítottunk be. A kísérlet célja a tápanyag ellátás lehetőségeinek és hatás-tartamának megfigyelése és értékelése volt hagyományos, valamint a szabályozott hatóanyag leadású Scotts műtrágyák azonos dóziszú de különböző kijuttatási idejű összehasonlító vizsgálatával. A kísérlet adatgyűjtési módszere az alkalmazott műtrágyák hatásidejének minőségi és mennyiségi vizsgálata volt, a gyep színintenzitásának, tömörségének, növény állomány borítási értékének változásán keresztül, a gyep faji összetétel arányára gyakorolt hatásuk figyelembe vételével. A felhasznált műtrágyák: Szabályozott N-P-K tápanyag leadású műtrágyák: Sportmaster (26+5+11) hatástartam 2–3 hónap, Sierrablen (28+5+5) hatástartam 5–6 hónap, Sierrablen (27+5+5) hatástartam 8–9 hónap. Hagományos műtrágya: Ammóniumnitrát  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (N: 34%), hatástartam rövid és gyors. A vizsgálati adatok értékelése alapján megállapítható, hogy a gyep zöld színének változását, a szín tartósságát, vagyis az esztétikai értékét, a műtrágya hatásideje meghatározza, a gyep tömörségét vagy sűrűségét, vagyis a minőségét, a gyepalkotó fajokon kívül elsősorban a nitrogénhatás tartóssága határozza meg, a növényállomány borítása a tápanyag-ellátás függvényében növekszik, faji összetétele, pedig a tartamhatástól függően változik.

### Bevezetés

A létesítési célnak megfelelő rendszeres nyírással fenntartott gyepet SZEMÁN (2006) szerint pázsitgyepnek nevezzük. A GRUBER (1964) és HESSAYON (1995, 2002), BEARD (1964, 1973) szerinti meghatározás, hogy a durva füvekből álló növényzet a gyep, a finomszálú füvekből álló pedig a pázsit, nem tartható, mert szinte ugyan az a néhány fűfaj szerepel az urbanizációs gyepekben. Csak a fenntartás technika színvonalától függően más-más pázsitminőséget tudunk belőlük létrehozni, ami a minőségét tekintve, a ráfordítástól függően, akár évente is változhat.

A létesítés és fenntartási céloktól függően a pázsitgyepek esetében beszélhetünk sportgyepekről, parkgyepekről, talajvédő gyepekről, kerti- és vadvirágos díszgyepekről. A gyep, mint meghatározás, tehát nem jelenti a területborítás gyengébb minőségét.

A pázsitgyepek egy különleges formája a sportgyep, mert a különböző sportok elvárásainak megfelelően fenntartott és nyírott pázsitfű fajokat vagy fajtákat még a sport igénybevétel is próbára teszi. A pázsitfű fajok alkalmazhatósága, arány összetétele és használat tőrése, valamint önfelújító képessége a sport célok elvárásainak megfelelően meghatározott.

A sportgyep minőségének fenntartásában, fontos szerepe van a tápanyag ellátásnak, a hatóanyagok egyenletes és folyamatos időtartamú biztosításának. A hagyományos nitrogén ellátás mellett és helyett a Scotts szabályozott hatástartam idejű műtrágyáknak nő a szerepe. Elmondhatjuk, hogy itt a műtrágya szemcse szinte már, mint egy műtrágyázó eszköz működik, és teszi lehetővé a tudományos alapon megtervezett tápanyag biztosítás folyamatosságát a gyep igényei szerint, a környezetvédelmi célok maradék-

talán megvalósításával együtt. Telepített gyepek N-műtrágyázás szintjére vonatkozóan BENYOVSZKY és PENKSZA (2002) végzett vizsgálatokat. Természetes gyepekben történő pázsitfű összetétel vizsgálatának eredményeit SZENTES et al. (2007a, 2007b), CENTERI et al. (2007) foglalja össze.

A hajtás és gyökérnövekedéshez elengedhetetlen a nitrogén megfelelő szintű jelenléte a talajban. GRUBER (1964) szerint nyírásonként  $1\text{g/m}^2$  nitrogén hatóanyag szükségletet számíthatunk, ez azonban már nem egy klasszikus elv, mert a túlzott nitrogén adag kimosódással és környezet szennyezéssel jár, ugyanakkor a gyökérszónából kikerül a nitrogén. Ezért fontos a Scotts szabályozott tápanyag leadású műtrágyák alkalmazása, mert egyrészt a gyökérszóna szintjében biztosítja a tápanyag folyamatos jelenlétét, másrészt a pázsitfű növekedése közben felveszi a nitrogént és annak nincs ideje kimosódni.

A sportpályák között jelentős eltérések vannak az igénybevétel tekintetében. Ebből kifolyólag a növény tápanyag-igényét a használat módján és intenzitásán túl a fajta-összetétel határozza meg. A gyepműtrágyát gyártó cégek egymástól különböző típusú és tápanyag-leadású műtrágyákat gyártanak és forgalmazznak. Minden egyes gyepnek, testre szabott trágyázási programot kell kidolgozni, valamint különböző trágyaféleségeket kell kombinálni egymással. A kínált trágyák egymástól különböznek, trágyafajtájuk, hatóanyag tartalmuk, valamint arányuk tekintetében.

SZEMÁN (2006) szerint a trágyázási időpontok gyakoriságának számát, a használat módja és intenzitása határozza meg. A téli vegetációs szünet után, erőteljes növekedés beindulásával kell számolni, ez márciustól májusi tart. Azok a felületek, melyek a téli szünet és/vagy a téli használat következtében erősen leromlottak, tönkrementek, ekkor igénylik az első trágyázást.

A sportgyepek legnagyobb igényét tápanyag tekintetében, június-augusztus hónapokban igénylik. Csekély igénybevételnek kitett területek, augusztus végén, szeptember elején, kapják az utolsó tápanyag mennyiséget. Szeptember végétől N-tartalmú trágyát nem célravezető használni, mert a téli nyugalom előtt álló fűvet erős növekedésre készítené.

A kísérleti területet biztosító FTC labdarugó pálya növényzetét kevés angolperje, réti perje, vezérnövény jellegű tarackos tippán és egynyári perje alkotta, de előfordult még csillagpázsit is a gyepekben. BARCSÁK (2004) szerint, a réti perje nagyon nehezen telepíthető, ezért nagy hozzáértéssel kell a társítást és telepítést elvégezni, mert ha a termése 1 cm-nél mélyebbre kerül, nehezen fog kikelni. Emellett gyakori egy újabban felfedezett faj, a kéklő perje, amely faj minden ruderális területen terjed (PENKSZA 2000a, 2000b, PENKSZA és BÖCKER 1999/2000, PENKSZA és K. SZABÓ 2004, 2005, GYULAI et al. 2003). Figyelembe kell venni még a botanikai vizsgálat eredményét, mely eltérő fajtájú füveket, gyomnövényeket és pillangósokat mutatott ki.

### Anyag és módszer

A Szie MKK Gyepgazdálkodási Tanszék és a Scotts B.V. Magyarországi Képvisellete együttműködésében, tápanyag ellátási kísérleteket állítottunk be a Ferencvárosi Torna Club üllői úti stadion center pálya gyepterületén.

A vizsgálat célját jelentette a hagyományos ammóniumnitrát hatóanyagú műtrágya kiváltási lehetőségének elemzése Scotts gyártmányú, szabályozott tápanyag-leadású,

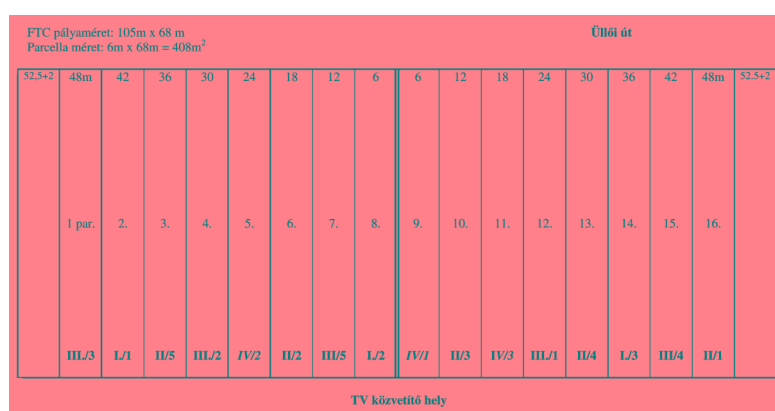
különböző, tartós hatásidejű műtrágyák alkalmazásával. A pálya nyírását és öntözését a fenntartó végezte a tervezett programápolási agrotechnika és sport elvárások szerint.

A kísérlet sávos, több ismétléses, az esztétikai elvárásokat is kielégítő mintázatot adó elrendezésű volt, mely az 1. ábrán, nyomon követhető.

FTC pályaméret: 105m x 68 m

### Üllői út

Parcella méret: 6 m x 68 m = 408 m<sup>2</sup>



### TV közvetítő hely

1. ábra. Szórásonkénti elrendezési vázrajz FTC  
Figure 1. Line drawing on dispersal scheme

A hároméves tartamkísérlet alatt vizsgáltuk:

- 1) a gyepek zöld színének alakulását, amiből következtetni lehetett a nitrogén hatástartam alakulására,
- 2) a gyepek borítás változását és tömörségének, vagyis a négyzet deciméterenkénti hajtás szám alakulását,
- 3) az igénybevétel túrét, a gyepsérülés után az önfelújító képesség, a rekuperatív potenciál elemzésén keresztül.

A Scotts által forgalmazott sportműtrágyák, különböző hatástartalommal kerülnek a fogyasztóhoz. A kísérlet során használt Scotts által forgalmazott sportműtrágya típusok, a hatástartam (hónap) tekintetében az alábbiak voltak:

- |                                |                                   |
|--------------------------------|-----------------------------------|
| – Sm (2–3)                     | Sportmaster (26+5+11) 2–3 hónapos |
| – Sb (8–9)                     | Sierrablen (27+5+5) 8–9 hónapos   |
| – Sb (5–6)                     | Sierrablen (28+5+5) 5–6 hónapos   |
| – SbP                          | Sierrablen Plusz (15+0+29)        |
| – CN /konvencionális nitrogén/ | Ammóniumnitrát (34%)              |



### Kezelések (2004)

Az indulás évében homogenitásról nem nagyon lehet beszélni, mert a pálya gyepje eltérő képet mutatott e tekintetben és ezt a mérési eredmények is alátámasztották. A pályát kontroll csíkok kihagyásával keresztben kezeltük. A kezelések hatására sötétebb sávok jelentek meg a pályán, ami az esztétikai hatást, nyírás nélkül is fokozza. A parcellák mérete 68 m x 6 m volt.

#### A műtrágya kezelések ideje:

- Első kezelés – Sierrablen (27+5+5) 8–9 hónap hatástartam, 85 g/m<sup>2</sup> – a kiszórás ideje egyszer, 2004. március második fele.
- Második kezelés – Sierrablen (28+5+5) 5–6 hónap hatástartam, 82g /m<sup>2</sup> – a kiszórás ideje kétszer, 2004. március második fele és a következő adag július végén.
- Harmadik kezelés – Sierrablen (26+5+11) 2–3 hónap hatástartam 89 g/m<sup>2</sup> – a kiszórás ideje háromszor, 2004. március második fele, június, augusztus közepe.
- Negyedik kezelés- Sierrablen (15+0+29) téli idényzáró műtrágya, g/m<sup>2</sup> – a kiszórás ideje egyszer, 2004. szeptember végén.
- Kontrol adagban: konvencionális nitrogén műtrágya, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (34%).

### Kezelések (2005)

A három kezelési időpont, a következően alakult: 2005. április 12, június 07. és augusztus 30.

**Sierrablen** (27+5+5) 8–9 hónapos hatású műtrágya kijuttatása, parcellánkénti felbontásban:

- **I/1** (2) Sierrablen 8-9 egyszer kijuttatva 225 kgN hatóanyag/ha.
- **I/2** (8) Sierrablen 8-9 egyszer kiadva 300 kgN hatóanyag/ha
- **I/3** (14) Sierrablen 8-9 két adagban (összesen **300 kgN/ha** hatóanyag); Sportmaster 2–3 (26+5+11): Első: **225 kgN/ha** (április 12.); Második: **75 kgN/ha** (augusztus 30.)

**Sierrablen** (28+5+5) 5–6 hónapos hatástartalmú kezelés, két részletben kapta meg, évi 224kgN hatóanyagot, kijuttatása, parcellánkénti felbontásban:

- Első és második kezelés ideje: április 12. és augusztus 30.
  - **II/1** (16) Sierrablen 5–6 (2x400kgSb) **2x112 kgN** hatóanyag = **224 kgN/ha /év**
  - **II/2** (6) Sierrablen 5–6 (1xSb650kg/ha)+(1xSb420 kg/ha július végén), **182 kgN/ha + 118 kgN/ha = 300 kg**
  - **II/3** (10) Sierrablen 5-6 (1xSb600 kg/ha + (1xSb200 kg/ha) **168 kgN/ha +56 kgN/ha= 224 kgN/ha/év.**
  - **III/1** (12) Sportmaster 2–3 (26+5+11) 225 kgN/ha; (75 kgN/ha-ápr10 + 75 kgN/ha; jún. 10. + 75 kgN/ha augusztus 10); 3xSm228 kg/ha; Három szórási időpont (április 12., június 07. és augusztus 30.), és azonos mennyiség: **9,3 kg/p (22,8 g/m<sup>2</sup>)**
  - **III/2** (4) Sportmaster 2–3 (26+5+11), (75 kgN/ha+ 75 kgN/ha + 75 kgN/ha + 75 kgN/ha =300 kgN/ha); 4x228kg/ha műtrágya; Négy szórási időpont (április 12, június 07, július 21. és augusztus 30.), és azonos mennyiség: **9,3kg/p (22,8 g/m<sup>2</sup>)**
  - **III/3** (1) Sportmaster 2–3 (26+5+11) 90 kgN/ha, április 12; **14,3 kg/p 35g/m<sup>2</sup> Sierrablen Plus** (15+0+29) 75 kgN/ha + 150 kgK/ha- augusztus 30. (1x SbP 500 kg/ha).

- ⊙ Első és a második kiszórás ideje: ápr. 12.-Sm **14,3 kg/p**; aug. 30-SP **20,4 kg/ha**
- ⊙ Harmadik: **9,3 kg/ha** színvesztéstől függő kiszórási idő.

**Sportmaster 2–3** hónapos hatástartalmú (26+5+11) 75 kgN/ha, ideje a színvesztéstől függően.

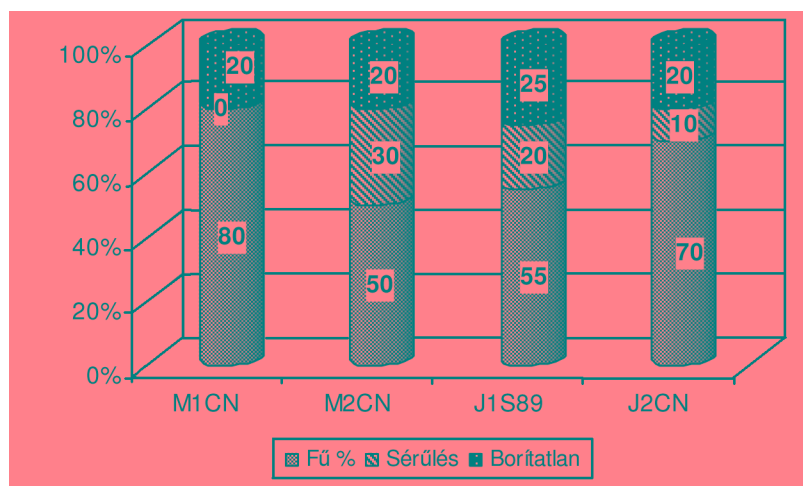
#### **Kísérleti Kezelések (2006)**

- Nyolc –kilenc hónapos tartamkezelés, parcellánként, ideje május 11.
  - I/1 (2) Sierrablen 8–9 (27+5+5) egy kezelés; 100 kgN/ha; 37 gx408=15,09 kg/p
  - I/2 (8) Sierrablen 8–9 (27+5+5) egy kezelés; 150 kgN /ha; 55,5 gx408=22,6 kg/p
  - I/3 (14) Sierrablen 8–9 (27+5+5) egy kezelés; 200 kgN/ha; 74 g x 408=30,19 kg/p
- Öt-hat hónapos tartamkezelés, parcellánként, ideje május 11.
  - II/1 (16) Sierrablen 5–6 (28+5+5) egy kezelés; 100 kgN/ha; 35,7 gx408=14,6 kg/p.
  - II/2 (6) Sierrablen 5–6 (28+5+5) egy kezelés; 150 kgN/ha; 53,6 g x 408=21,9 kg/p
  - II/3 (10) Sierrablen 5–6 (28+5+5) egy kezelés; 200 kgN/ha; 71,4 x 408=29, 13 kg/p
  - II/4 (13) Sierrablen 5–6 (28+5+5); 100 kgN/ha + SbPlusz (15-0-29) 50 kgN/ha  
Két kezelés: Sb (5–6) 35, 7 g x 408=14,6 kg/p; ideje: május  
SbP 33,3 g x 408=13,6 kg/p; ideje: augusztus
  - II/5 (3) Sierrablen 5–6 (28+5+5) 150 kgN/ha + SbPlusz 50 kgN/ha (ö200 kgN)  
Két kezelés: Sb (5–6) 53, 6 g x 408=21,9 kg/p; ideje: májusSbP 33,3 g x 408=13, 6 kg/p; ideje: augusztus
- – III/1 (12) Sportmaster 2–3 (26+5+11); 100 kgN=2x50 kg  
Kiszórás ideje: május – július; Két kezelés: 19, 2 gx408=7,8 kg/p kétszer
- III/2 (4) Sportmaster 2–3 (26+5+11); 150 kgN=2x75 kg  
Kiszórás ideje: május – július; Két kezelés: 28,8 g x 408=11, 8 kg/p kétszer
- III/3 (1) Sportmaster 2–3 (26+5+11), 200 kgN=2 x 100 kg  
Kiszórás ideje: május–augusztus; Két kezelés: 38,5 g x 408=15,7 kg/p kétszer
- III/4 (15) Sportmaster 2–3 (26+5+11); 195 kgN=3 x 65 kg  
Kiszórás ideje: május, július, augusztus; Három kezelés: 25 x 408=10,2 kg/p
- III/5 (7) Sportmaster 2–3 (26+5+11); 130 kgN=2 x 65  
Kiszórás ideje: május–július; Két kezelés: 25x 408=10,2 kg/p kétszer
- Sierrablen Plusz (15+0+29): 65 kgN=1x65, kiszórás ideje: május–augusztus  
Egy kezelés: 43,3 x 408=17,7 kg/p egyszer
- Hagyományos kezelés SbP-vel kiegészítve
  - IV/1 (9) AN1 ammóniumnitrát (34%); kiszórás ideje: május–július  
100 kgN/ha=2x50 kg; 15 gx408= 6,1kg/p kétszer
  - IV/2 (5) AN2 ammóniumnitrát (34%); kiszórás ideje: május–július  
100 kgN/ha= 2 x 50; 15 g x 408= 6,1 kg/p kétszer
  - Sierrablen Plusz (15-0-29); kiszórás ideje: augusztus  
50 kgN/ha=33 g x 408=13,5 kg/p egyszer
  - IV/3 (11) AN3 ammóniumnitrát (34%); kiszórás ideje: május–júliu –augusztus  
200 kgN=3 x 65; 20 g/m<sup>2</sup> x 408=8,2 kg/p háromszor.

## Eredmények és megvitatásuk

### Igénybevétel túrés, önfelújító képesség és a növényborítás változása a Scotts műtrágyázás hatására, az első kísérleti év után.

Az igénybevétel túrés fontos elvárás a sport gyepeken. A futballpályákon nemcsak az esztétikai elvárások megvalósulását, hanem a sport feltételek kielégítését is jelenti, a megfelelő simaságú, sűrű fűtakaró. A borítást a fű talajfedésével jellemeztük, a borítatlan terület a gyeptermezők természetes úton kialakult egyenetlen ritkaságát mutatta, míg a sérülés a kitaposott foltokat az erőszakos kiszakadásokból eredő borítatlanságot jelzi. A sérült foltokra jellemző, hogy a sérülés mértékétől függően az ott lévő fű, a gyökérzetéről képes helyreállítani a borítást, míg a borítatlan területen csak a növény betelepülésével, a kedvező vagy kedvezőtlen körülmények alakulásával változik a helyzet. Ha a sérült folton kipusztul a gyeptermező, akkor növeli a borítatlan terület nagyságát. Az 2. ábra szemlélteti, hogy a hagyományos nitrogén műtrágya hatására, hogyan alakult a borítatlan és a sérült részek aránya.



2. ábra. A konvencionális nitrogén kezelés hatása 2004-ben

Figure 2. Effect of conventional nitrogen treatment in 2004

Jelmagyarázat: M1=május első fele; M2=május második fele; J1=július első fele;

J2= július második fele; CN= konvencionális nitrogén.

A pálya növény borítás változását folyamatosan megfigyeltük. Az idényvégéről kiemeltük a legjobb borítást és az utolsó mérkőzést követő sérülések felmérése után a regeneráció ütemét.

A Sierrablen (27+5+5) 8–9 hónapos hatású műtrágyával értük el a legnagyobb növényborítást, ami elsősorban a nagyadagú nitrogén hatóanyag egyszerre történő kijuttatása miatt következhetett be. A 100% borítás azt jelenti, hogy a fűszálaktól nem lehetett látni a talajfelszínt és rálépve a sportoló mindig a fűre lépett. A sérülések a fű széttapasztól származnak és a terhelés megszűnésével helyre áll a borítás vagy nőhet a borí-

tatlan terület nagysága. A sérülési állapot 15% borítatlanságot eredményezett, ami 10 nap múlva csökkent, de kialakult 5% borítatlan terület a fű pusztulása miatt, majd ez tovább csökkent és a következő 10 nap alatt a sérült gypesedő, fiatal füves foltok 1%-ot míg a nem gypesedő, borítatlanná váló foltok 2%-nyi értéket mutattak.

A Sierrablen (28+5+5) 5–6 hónapos hatású műtrágyával a nyírás után tapasztaltuk 5% borítatlanságot, ami az alacsonyabb nitrogén dózis alkalmazásából ered. A sérülékenysége is nagyobb volt a gypnek, így 25%-ra becsülhető a sérülésből eredő talaj feletlenség.

A rendelkezésre álló nitrogén készlet hatása megfigyelhető, mert nem tud olyan gyorsan reagálni a sport, okozta borítás csökkenés regenerációjával a gyp. A növényborítás %-os változásának eredményei a 3. ábrán kialakult hullámhegy–hullámvölgyhatásból is követhetők. A kezeléseket közelebb kell egymáshoz vinni ott, ahol erős a sport miatti taposási igénybevétel. A terhelés után a füvesedés megindult és a sérült foltok lecsökkentek 15%-ra, a borítatlan terület, pedig némi emelkedést mutatott, majd 10 nap múlva vissza állt az eredeti állapothoz közeli helyzet, vagyis a sérülésből származó foltok 5%-a kezdett még gypesedni és a borítatlanság is beállt az 5% kiindulási értékre.

A Sportmaster (26+5+11) 3–4 hónapos hatású műtrágyával 15% volt a borítatlan terület a kis műtrágya adag miatt. A sérülés 25% lett, ami 20 nap alatt lecsökkent 5% körüli értékre, mivel a gyenge tápanyag szint nem tette lehetővé a gyorsabb fejlődést a fűben.

Nem csökkent a borítatlan terület sem. Pozitív hatásként értékelhető viszont, hogy nem romlott a gyp borítása és nem nőtt a borítatlan terület nagysága sem. A kiadagolás idejétől függően itt is megfigyelhető a besűrűsödés és a borításnövekedés, majd csökkenése. A közben kapott convenciónális nitrogén kitolja a hatást. A gyakoribb kijuttatással az egyenletes borítást meg lehet tartani.

A borításnövekedés nem olyan erős ütemű, mint a magasabb adagú nitrogén hatóanyaggal kezelt hosszabb hatás idejű Sierrablen készítményeknél.

A hagyományos  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  hatóanyagú műtrágya háromszor 20 kg adagjára nem sűrűsödött be a gyp és még maradt közel 20% borítatlan terület. Ez maga után vont a nagyfokú sérülékenységet is, mert a sérülési érték elérte a 30%-ot, de ezt követően fokozatosan csökkent és 20 nap múlva már csak 10% körüli értéket mutatott. Nem nőtt viszont a borítatlan terület aránya, bár várható lett volna. A növényzet alkalmazkodott az időszakos sérüléshez és az ezt követő regenerációhoz a tavaszi mérközések alatt és ezért követte ezt a ritmust.

A növényállomány változásával kapcsolatban a Sierrablen 8–9 hónapos hatástartalmú kezelésnél, egyszerre adtuk ki az egész évi 224 kgN hatóanyagot, ezért a borítás erősebben növekedett, mint a többi kezelésnél. A köztes nitrogénkezelés kissé megnyújtotta a hatást, de július–augusztusban már megfigyelhető, hogy csökken a borítás, kimerül a nitrogén készlet. A sport igénybevétel és a gyakori nyírás erősen megterheli a gypet, és nem tudja megőrizni a kialakult borítását.

A januári kezelés után csak a kitavaszkodást követő generatív fázisból eredő besűrűsödés okozta borításemelkedés figyelhető meg. A májusi kezelés után erős fellendülés tapasztalható, de aztán visszaáll a kiindulási állapot, ami egyébként a nem igénybe vett pázsitgyepeknél nem jellemző. Az augusztusi kezelésnél ismét nő a gyp borítása, de mivel a fű növekedési erélye ilyenkor már nem erős, nem érte el a tavaszi értéket.

Gyakoribb és nagyobb adagú nitrogénnel ez az ingadozás kiegyenlíthetőbb, de számolni kell a kimosódási veszéllyel, és a durvább szálú fű kevésbé fedi a nyírott gyep talaját, ezért nem biztos, hogy jobb lenne a gyep sport minősége.

### Növényborítás változása a Scotts műtrágyázás hatására, a 2005-ös kísérleti évben.

A minták elemzéséből kitűnik, hogy milyen arányban változott a hajtásszám, a borítás, a kijuttatott műtrágya hatóanyag függvényében. A parcellánként és parcellán belül is több helyről származnak az adatok (négy helyről), ezek átlagai adták az adatként szolgáló értékeket. A két különböző időpontban vett hajtásszámok eltéréseket mutatnak. Az értékek emelkedését és csökkenését, magyarázni lehet a kijuttatott hatóanyag mennyiségével.

A 1. táblázat tartalmazza az alkalmazott műtrágya típusokat, valamint feltüntetve a mintavétel időpontjait is. Ha figyelmesen elemezzük az első időpont adatait, rögtön szembetűnnek az eltérések.

1. táblázat. Parcellánkénti hajtásszám alakulás az Sb 8–9, 5–6 és az Sm 2–3 típusnál Budapest, FTC 2005

Table 1. Number of shoots per parcels for Sb 8–9, 5–6 and Sm 2–3 types

Parcella	Sorszám	8	14	2	6	10	16	12	4	1
	Kezelés	I / 1	I / 2	I / 3	II / 1	II / 2	II / 3	III / 1	III / 2	III / 3
Műtrágya típus		Sb89	Sb89	Sb89	Sb 56	Sb56	Sb56	Sm23	Sm23	Sm23
Hajtásszám (db/dm <sup>2</sup> )	05. 07. 28	395	395	392	450	412	305	404	424	422
		428	318	345	388	372	318	380	460	480
	05. 10. 28	258	305	313	286	265	213	185	285	295
		312	288	320	257	274	270	233	270	280

Ezeknek az eltéréseknek egyszerű magyarázata van, konkrétan az, hogy a tavaszi kezelés úgy mond „megindította” a gyepet, amire intenzívebb hajtásképződéssel válaszolt, emelkedett a borítás %-os üteme, de mindennek előtt, meg kell említeni az öntözés és nyírás rendszerességét, ami az eredmény hatékonyságát elősegítette.

Javasolt, a műtrágya típusok parcellánkénti hajtásszámának az elemzése, hiszen ennek hatására a denzitás jelentősen alakult. Az első időpontból származó hajtásszámok, lényeges fölényt mutatnak, a második időpontban gyűjtött adatokkal szemben, mert a nyári kezelés után a gyep ismét visszaállt, csökkentve a hajtásszámainak alakulását, ez azonban a borításra nem volt negatív hatással. A Scotts Sierrablen és Sportmaster típusaival jobb hatást lehet elérni, a lassúbb tápanyag leadásuknak köszönhetően, hiszen a gyep nincs „éhezésnek” kitéve, szemben a CN műtrágyával. Itt bizonyosságot nyert a

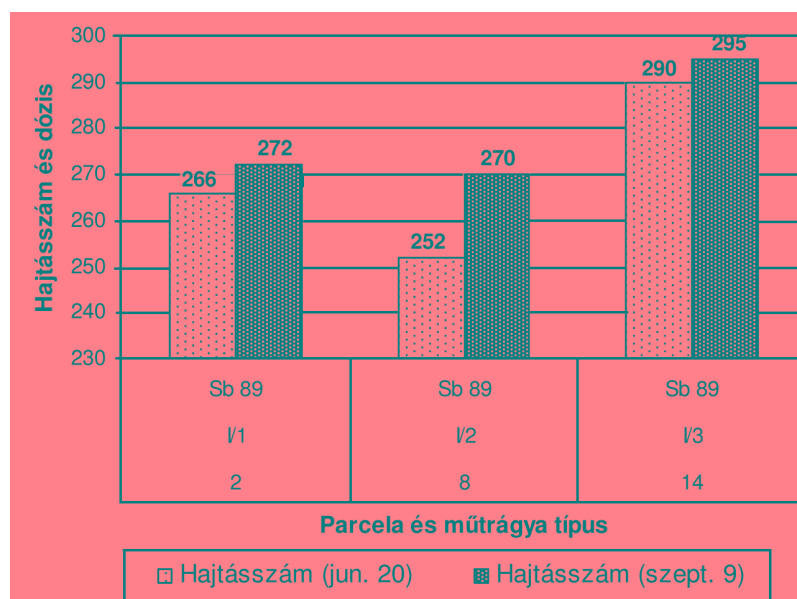
jobb hatás, mert szignifikánsan is igazolhatóak az eredmények. Az Sb 8–9 és Ammóniumnitrát hatástartama között szignifikáns különbség mutatkozik, akárcsak az Sb 8-9 és az Sm 2–3 hatástartama között. Ennek magyarázata egyszerű, ugyanis az Sm 2-3 tartamhatása hullámzó, ezzel szemben az Sb 8–9 tartamhatása kiegyenlített. Ezt a szignifikáns különbséget a már bemutatott *1. grafikon* is igazolja. A jó hatás titka a nagyobb, egyszerre kijuttatott nitrogén hatóanyagban rejlik.

A többi értéket elemezve, visszacsatlakozom a fent említett álláspontomhoz, miszerint a tavaszi és nyári kezelésekből fakadó hajtásszámok eltérnek egymástól, és ebből kifolyólag a borítás is változik.

### Növényborítás változása a Scotts műtrágyázás hatására, a 2006-os kísérleti évben.

A 2006-os kísérleti év adatai közül érdemes elemezni, a felhasznált parcellák hajtásszám alakulását, mert a hatóanyagtól függően vagy attól függetlenül alakulnak.

A Sierrablen (27+5+5) 8–9 hónapos típusnál (3. ábra) a kezdő májusi kezelés megindította a hajtásszám képződést, így a borítottság növekedett. Az itt mért hajtásszámok az elején még tartották a kívánt eredményt, majd csökkenés kezdett kibontakozni. Ez két dologgal magyarázható, egyrészt azzal, hogy a műtrágya szemcsék tápanyag készlete kezdett lemerülni, ami természetesen kevesebb leveles hajtást eredményezett, másodsorban, pedig a fokozott igénybevétel is közrejátszott.



3. ábra. Az Sb 8–9 hajtásszám alakulása (2006)  
Figure 3. Number of shoots for Sb 8–9 type

A Sierrablen (28+5+5) 5–6 hónapos típus esetében az eredmények és a hullámvölgyek igazolták a kezelési idő – lemerülés, igénybevétel elméletét. A parcellákon belüli értékek, az első és a második kezelés utáni adatok eltérő értékeket mutatnak.

Az Sb 5–6 és az Ammóniumnitrát szignifikáns különbsége itt is megmutatkozik igazolván a szabályzott tápanyagleadás pozitívumait, akárcsak az Sm 2–3 esetében.

A Sportmaster (26+5+11) 2–3 hónapos típusnál, az egyes parcellánál a megnövekedett hajtásszámot a kezelésenkénti nagyobb mennyiségű hatóanyaggal lehet indokolni, majd ez megváltozik, és előtérbe kerül a szabályzott tápanyagleadás, ami megmagyarázza a későbbi magasabb hajtásszámot.

A vizsgálati adatok összefoglaló értékelése alapján megállapítható, hogy:

- a gyepek zöld színének változását, a szín tartósságát, vagyis az esztétikai értékét, a műtrágya hatásideje meghatározza, ami függ a kijuttatás idejétől is,
- a gyepek tömörségét vagy sűrűségét, vagyis a minőségét, a gyepalkotó fajokon kívül elsősorban a folyamatos nitrogénhatás tartóssága határozza meg,
- a növényállomány borítása a tápanyag-ellátás függvényében növekszik, faji összetétele, pedig a tartamhatástól függően változik.

Összegezve a sport igénybevételű, gyakran taposott és nyírt gyepről megállapítható, hogy a rövidebb hatóidejű műtrágyákat gyakrabban alkalmazva, kiegyenlítettebb hatást adhatnak, mint az egyszeri vagy kétszeri kiadagolású hosszabb hatásidejűek. A borításra gyakorolt hatásuk a Scotts műtrágyáknak jobb, mint a hagyományos műtrágyáknak. A hatásideő tekintetében a rövidebb hatásideő határhoz kell igazítani a kezelés ismétlését

### Irodalom

- BARCSÁK Z. 2004: Biogyep – gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BEARD J. B. 1973: Turfgrass: Science and Culture.
- BEARD J. B. 1964. Effects of ice, snow and water covers on Kentucky bluegrass, annual bluegrass and creeping bentgrass. *Crop Sci.* 4: 638-640.
- BENYOVSZKY B. M., PENKSZA K. 2002: A N-műtrágyázás optimális szintje a kedveltség szempontjából egy isaszegi lólegelőn. *Növénytermelés* 51(4): 509-512.
- CENTERI CS., MALATINSZKY Á., VONA M., BODNÁR Á., PENKSZA K. 2007: State and sustainability of grasslands and their soils established in the atlantic-mountain zone of Hungary. *Cereal Research Communications* 35: 309–312.
- GRUBER F. 1964: Pázsitok-gyepszőnyegeket. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GYULAI G., SZEMÁN L., PENKSZA K., KISS J., SZABÓ Z., HESZKY L. 2003: Új kékperje (*Poa humilis*) genotípusok klónozása és molekuláris jellemzése. *Gyepgazdálkodás* pp. 78–80.
- HESSAYON D. G. 2002: Pázsit és Gyepszőnyeg. Park Könyvkiadó, Budapest.
- HESSAYON D. G. 1995: Pázsit és gyepszőnyeg. Park Könyvkiadó, Budapest.
- K. SZABÓ Zs., PAPP M., PENKSZA K., NYAKAS A. 2004: Eltérő vízellátottságú homoki élőhelyek *Poa* taxonjainak összehasonlító morfológiai vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 2: 259–265.
- PENKSZA K. 2000a: A Dél-Tiszántúl új taxonjai, különös tekintettel a *Poaceae* család tagjaira. *Crisicum* 3: 73-78.
- PENKSZA K. 2000b: Adatok Magyarország pázsitfű flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 5: 298.
- PENKSZA K., BÖCKER R. 1999/2000: Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. *Bot. Közlem.* 86–87: 89–93.
- PENKSZA K., K. SZABÓ Zs. 2005: A *Poa humilis* Ehrh. Ex Hoffm., mint egy gyakori gyepalkotó fajunk ismeretéről és taxonómiai helyzetéről. *Növénytermelés* 54: 301–306.
- SZEMÁN L. 2006: Település környezet kultúra. Gödöllő.

SZENTES SZ., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.

SZENTES SZ., TASI J., PENKSZA K. 2007: Gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dunántúli-középhegység néhány természetes gyepében. *AWETH* 3: 127–149.

#### EFFECT OF FERTILIZER NITROGEN ON TURF AND SPORTSGRASS

A. GYÖRGY, B. KULIN, G. ZSIGÓ, L. SZEMÁN

Szent István University, Agricultural and Environmental Sciences  
Department of Grassland Management  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: atilag@citromail.hu

**Key words:** sportsgrass, effect of fertilizer nitrogen, plant coverage, employment tolerance, quality regeneration.

The study elaborates the nutrients-supply problems of the 'FTC' football pitch and presents the results and methods of the comparative study for the conventional and the Scotts' controlled release fertilizers. The main objective of the experiment is the investigation of the release period for fertilizers taking into account the colour and density of the grass, the plant coverage and the composition of species.

Nutrients applied:

- controlled release fertilisers: Sierrablen 8-9, Sierrablen 5–6, Sportmaster 2–3 and
- conventional fertilisers: Ammonium nitrate

The results of the study lead to the following conclusions:

- The changes of the green colour of the grass and the longevity of the colour i.e. its aesthetic value is determined by the release period of the fertiliser.
- The density and the quality of the grass among the species constituting the grass is mainly influenced by the lasting period of Nitrogen.
- The plant coverage increases at the pace of the nutrients-supply, the diversity of species depends on the effects of the components.



## A FENNTARTHATÓSÁG ÚTVESZTŐI

Lezajlott a Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának három bizottsága – a Növénytermesztési-, a Növényvédelmi-, és a Talajtani és Agrokémiái Bizottság – által védnökölt hatodik Alpok-Adria Tudományos Tanácskozás 2007. április 30. és május 5. között az ausztriai Obervellachban, melynek címe és témája: „Environmental consequences of sustainability” volt.

A több éves hagyományon alapuló tanácskozás újra egy tudományosan igen aktualitás témakört vitatott meg, jelentős nemzetközi és hazai részvétellel. A közel 300 résztvevő között magyar, horvát, bosnyák, szerb, cseh, szlovák, szlovén, litván, belga, osztrák, dél-afrikai és indiai kutatók, egyetemi tanárok voltak jelen; még társszerzőként norvég, kínai, és ausztrál tudományos szakemberek is szerepeltek.

A fenntarthatóság napjainkban széleskörűen használt fogalomként vált. De bármely fenntartható – vagy fenntarthatónak vélt – rendszer változatos, sokrétű és nem minden esetben kiszámítható hatással van környezetünkre. Nem véletlenül választotta jelmondatául a konferencia szervezőbizottsága a régi magyar közmondást, miszerint – a pokolba vezető út is jószándékkal van kiköveztve. A tudományos tanácskozás célja lényegében a fenntarthatóság örvén elkövetett vagy elkövethető hibák áttekintése volt. A plenáris előadásokon és több különböző szekcióban kerültek bemutatásra a témával kapcsolatos legújabb kutatási eredmények, irányvonalak és megoldási javaslatok.

A konferenciát Wilhelm Pacher, Obervellach polgármestere nyitotta meg. Ezt követték a key note előadások, amelyeket Németh Tamás az MTA Agrártudományok Osztályának elnökhelyettese, Vlado Kovačević professzor, a konferencia tudományos tanácsának tagja, illetve Jolánkai Márton, a szervezőbizottság tagja tartott. Az öt plenáris előadás (Várallyay György, Birkás Márta, George Hofman, Vlasta Stekauerová, Takácsné György Katalin) áttekintést adott a talaj, a víz, a környezet fenntarthatósága, valamint az emberi tevékenységek vélt és valós hatásainak területéről.

A plenáris előadásokat követően a konferencia munkája szekcióüléseken folytatódott. Összesen nyolc előadási és két poszter szekció igyekezett keretet adni az igen nagyszámú tudományos munka bemutatásának. A „Soil I.” szekcióban, amelynek vezetését Ivica Kisić és Marko Josipović látta el a fenntarthatóság kérdéskörének bio-geo-kémiai és talajtani területeit tekintették át. A Milan Mesia és Rajkainé Végh Krisztina által elnökölt „Soil II” szekció a talajok és a termőhelyek anyagforgalmi kérdéseivel, valamint folyamataival foglalkozott. A „Land use and tillage” szekciót Daniel Jug és Tóth Zoltán vezette. E szekció fogta össze a talajművelés és a földhasználat kérdéseit. A Kismányoky Tamás és Takácsné Hájos Mária által vezetett „Plant” szekció egy igen széles terület – a növénytermesztés és a kertészet agrotechnikai problémakörét vizsgálta. Az „Environment and rural development” szekcióban Bamnczerowskiné Pelyhe Ilona és Centeri Csaba irányításával áttekintették a környezetgazdálkodás és a vidékfejlesztés számos – fenntarthatósági okokból fontos területét. A Hárs Titanilla és Viliam Nagy által elnökölt „Water” szekció egyrészt a vízgazdálkodás, másrészt az ökoszisztémák vízforgalmának területén végzett kutatások eredményeit foglalta össze. A növénykórtan, herbológia és entomológia kérdéskörének előadásaira a „Plant protection” szekcióban került sor, amelynek elnöklétét Vlatka Rozman és Nádasy Miklós látták el. Külön szakmai élményt jelentett az Alpok-Adria konferenciasorozat történetében először szervezett gazdasági és társadalomtudományi szekció (Economy and society), amelynek irányítását Ružica Lončarić és Takácsné György Katalin végezték.

A két poszter szekcióban (Hoyk Edit és Rátonyi Tamás, illetve Pepó Péter és Schmidt Rezső elnöklétével) közel 197 tudományos dolgozat bemutatására került sor. A poszterek bemutatása komoly szakmai élményt jelentett a résztvevőknek. A konferencia szervező bizottsága – bátorítandó a poszterbemutatókat – eltérően a helytelen nemzetközi gyakorlattól, nem diszkriminálta a tablón bemutatott anyagokat, azokat az előadásokkal egyenértékűnek ismerte el, és egyidejűleg megkülönböztetés nélkül publikálta a konferencia kiadványában. Az utóbbi évek hagyományának megfelelően a konferencia Hidvégi Szilvia által szerkesztett proceedings kötetének kiadása és gondozása a Cereal Research Communications tudományos folyóirat 2007. évi 2. lapszámában történt. A dinamikus növekvő IF értékű referált nemzetközi tudományos folyóirat nagyban hozzájárul a fiatal tudós generáció munkájának nemzetközi megismertetéséhez.

A konferenciának a karintiai Obervellach (1. ábra), az Alpok több mint 2000 méter magas csúcsai által határolt, barátságos hangulatú, igazi alpesi kisváros adott otthont.



*1. ábra* Az ausztriai Obervellach adott otthont a konferenciának  
*Figure 1.* Obervellach in Austria gave home for the conference

A városka vezetése és idegenforgalmi hivatala nagy szakértelemmel és minden téren kimagasló adottságaival nyújtott kényelmet a tanácskozás résztvevőinek. A hagyományokhoz híven a tanácskozás szervezői közös, a kapcsolatokat erősítő ünnepi vacsorával, illetve szakmai és kulturális kirándulással zárták a konferenciát.

JOLÁNKAI MÁRTON  
Szent István Egyetem, Gödöllő

#### IV. MAGYAR TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIAI KONFERENCIA – MŰHELYTALÁLKOZÓ

Tokaj, 2007. március 29–31.

A konferenciát és műhelytalálkozót a Magyar Biológiai Társaság Környezet- és Természetvédelmi Szakosztálya rendezte, a szervezésbe bevonva a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságot, a Magyar Tudományos Akadémia Miskolci Akadémiai Bizottság Biológiai Szakbizottságát és a Debreceni Egyetem Ökológia Tanszékét.

A konferencia témái a „Gyepterületeink védelme: kutatás, kezelés, rekonstrukció és gazdálkodás” problémakört igyekeztek áttekinteni és megvitatni. A műhelytalálkozó céljaként jelölték meg a rendezők a tapasztalatok és ötletek hatékony cseréjét a hazai gyepekkel foglalkozó szakemberek között.

A 2 napos szakmai program az előző esti nyitó fogadást követően előadásokkal, vitákkal és posztterek bemutatásával zajlott. A szakmai-tudományos előadások és posztterek 3 szekcióba csoportosultak:

- gyepegzálkodás, agrár-környezetvédelem, tájhasznosítás,
- füves területek rekonstrukciója, rehabilitációja, természetvédelmi kezelése,
- gyepterületek szerepe a Natura 2000 területek, illetve fajok védelmében.

Az első szekció bevezető előadását Nagy Géza professzor tartotta a Debreceni Egyetemről, bemutatva a gyephasználat sokoldalúságát és hazai helyzetét. A 3 szekcióban 23 előadás hangzott el, felölve a védett növények áttelepítésének tapasztalataitól, a természetvédelmi célú gyeptelepítéseken át, a különböző kezelési módszerek hatásáig nagyon sok témát.

A szekciókhoz poszterbemutató is társult. A nagy létszámban megjelent szakmai közönség az 1. szekcióhoz kapcsolódóan 8 posztert tanulmányozhatott, melyek közül 4 a Hevesi-sík ÉTT természetvédelmi szempontú monitorozásáról szólt. A 2. szekcióban 9 posztert mutattak be. Ezek elsősorban a természetvédelmi kezelések hatásaival foglalkoztak. A 3. szekcióban bemutatott 6 poszter különböző védett területeken folyó munkákat reprezentált.

A szervezők 57 oldalas kiadványban adták közre az előadások és posztterek összefoglalóit.

Feltétlenül ki kell emelni, hogy a remekül szervezett nyitó fogadás és a következő napon egy szép tokaji pincében rendezett, borkóstolóval egybekötött vacsora kiváló alkalmakat teremtett a konferencia-teremben megkezdett viták és szakmai beszélgetések folytatásához.

Sajnálatosan kevesen vettek részt a műhelytalálkozón olyan szakemberek, akik nem a nemzeti parkok és természetvédelmi egyesületek munkatársai. A tapasztalatok kölcsönös átadása és az igazi eszmecsere érdekében szükséges és hasznos lenne a résztvevők körének bővítése.

TASI JULIANNA  
Szent István Egyetem Gödöllő

ÖSSZEFOGLALÓ A NEMZETKÖZI FENNTARTHATÓ  
MEZŐGAZDÁLKODÁS KONFERENCIÁRÓL  
(TEMESVÁR, ROMÁNIA)

INTERNATIONAL SCIENTIFIC SYMPOSIUM MANAGEMENT OF DURABLE  
RURAL DEVELOPMENT (TIMISORA, ROMANIA)

A konferencia 2007. május 24–25-én került megrendezésre Temesváron. A helyszín a következő volt: Banat's University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Timisoara, Faculty of Farm Management.

A konferencia az alábbi szekciókba szerveződött:

Agricultural Management, Marketing and Consultancy – 68 előadás

Rural Tourism – 26 előadás

Economy and Rural Development – 46 előadás

Agricultural financing, Accounting and Legislation – 38 előadás

A résztvevők Romániából, Szerbiából, Csehországból, Magyarországról, Horvátországból, Norvégiából és Németországból érkeztek.

A nagyszámú jelentkezők miatt előadás és poszter szekciókat is indítottak a meghirdetett témakörökben. Az előadások jó betekintést engedtek a kelet-közép európai fenntartható mezőgazdasággal foglalkozó szakemberek témaköreibe. Értékes tapasztalatokat szerezhettünk az Európai Unióhoz frissen csatlakozott Románia vidékfejlesztéssel foglalkozó kutatóinak az EU-val szemben támasztott várakozásainak. Sok előadás témája volt a csatlakozás, a 2007–2013-as EU-s vidékfejlesztési program, valamint a támogatási források, támogatási mechanizmusok alkalmazhatóságának lehetőségei és nehézségei a frissen csatlakozott államok nemzeti vidékfejlesztési programjaiban.

Hazánkat a Szegedi Tudomány Egyetem, Szent István Egyetem, Kecskeméti Főiskola, Budapesti Gazdasági Főiskola, Pécsi Tudomány Egyetem, Pázmány Péter Katolikus Egyetem, Corvinus Egyetem 36 kutatója, oktatója és PhD hallgatója képviselte.

A konferencia résztvevőinek lehetősége nyílt a Lucari Sciintifice folyóiratban a poszter és szóbeli előadásait megjelentetni.

VONA MÁRTON  
Szent István Egyetem  
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

THE AGRI-ENVIRONMENTAL FOOTPRINT PROJECT

INTERNATIONAL RESEARCHES AT THE DEPARTMENT OF  
ENVIRONMENTAL ECONOMICS, SZENT ISTVAN UNIVERSITY\*

*\*The aim of the series is to give information for the wider professional public about the multitude of ongoing international research activities at our Department.*

European Union Member States are obliged to monitor and evaluate the environmental, agricultural and socio-economic impacts of their agri-environmental programmes. The evaluation process aims to determine the extent to which policy objectives are being fulfilled, and to identify any changes necessary to bridge the gap between policy aims and outcomes. However, there is little consensus on how to monitor and validate the benefits of agri-environmental schemes (AESs) successfully. Critically, there are no agreed methodologies for tracking the environmental consequences of changing agricultural practices, or the benefits of particular agri-environmental policy measures.

The three-year Agri-Environmental Footprint project funded by EU Framework 6 (STREP SSPE-CT-2005-006491) was launched in April 2005 to meet this challenge. The main objective of the project is to develop a common methodology for environmental assessment of European agri-environment schemes.

The research consortium consists of 8 partners from 7 countries as follows:

- UK: University of Reading, (co-ordinator), (S. Mortimer, J. Park, K. Haysom, A. Mauchline),
- Ireland: National University of Ireland Dublin (G. Purvis, G. Louwagie, G. Northey),
- Ireland: Teagasc (Irish Agriculture & Food Development Authority) (J. Finn),
- Germany: Institute für ländliche Strukturforschung, Johann Wolfgang Goethe Universität Frankfurt (K. Knickel, N. Kasperczyk),
- Hungary: Szent Istvan University (J. Angyan, K. Balázs, L. Podmaniczky),
- Greece: Agricultural University of Athens (L. Louloudis, G. Vlahos, S. Christopoulos),
- Finland: MTT Agrifood Research (J. Peltola, J. Aakkula, L. Kröger, A. Yli-Viikari),
- Denmark: Royal Veterinary and Agricultural University (J. Primdahl, H. Vejre, L. Kristensen, J. P. Vesterager).

The Agri-Environmental Footprint Index (AFI) is based on multi-criteria analysis methods and has been constructed as a customisable approach to any agri-environmental context within the EU25. It is a farm-level index that aggregates the measurement of agri-environmental indicators.

It is envisaged that a client (for instance a policy maker) will commission evaluators to apply the AFI methodology to a particular type of agriculture, or to a given agri-environmental scheme or mechanism to measure its effectiveness. The evaluators will follow a prescribed AFI methodology involving consultation with both stakeholders and a technical panel; the overall outcome being a quantitative index measuring environmental impact at the level of individual farms. A higher AFI score indicates greater or improving environmental quality and thus reduced negative impact. Farm level impact scores can be aggregated at a regional level to track temporal change and/or to provide comparisons of the success (or otherwise) of the chosen scheme or mechanism.

For further information please visit the project website: [www.footprint.rdg.ac.uk](http://www.footprint.rdg.ac.uk).

KATALIN BALÁZS  
Szent István University  
Department of Environmental Economics

## NEMZETKÖZI KONFERENCIA – COST 634 AKCIÓPROGRAM

„SOIL AND HILLSLOPE MANAGEMENT USING SCENARIO ANALYSIS  
AND RUNOFF-EROSION MODELS: A CRITICAL EVALUATION  
OF CURRENT TECHNIQUES”

FIRENZE – OLASZORSZÁG – 2007. MÁJUS 7–9.

<http://www.fi.cnr.it/irpi/cost634/index.html>

A szakemberek információcseréjét segítő COST akcióprogramok közül a 634-es a talajvédelemmel foglalkozó szakembereket tömöríti magába. 2007. május 7-e és 9-e között Firenzében került sor a konferenciára. Az akcióprogramot irányító bizottság május 6-án ülésezett. A témakört feldolgozó előadások 7-én reggel 9:00 órakor kezdődtek, és két napig tartottak. A harmadik napon tanulmányúton vettek részt a szakemberek, amely 22:30-kor ért véget. A konferencián a szóbeli előadások mellett a kutatók posztereken is bemutathatták eredményeiket. A poszter szekcióhoz (a nemzetközi konferenciákon néhány éve megszokott módon) tartozott egy rövid szóbeli előadás is.

A konferencián a következő szekciókban hangzottak el előadások:

Session 1. Models and scenario analyses at farm and catchment scales.

Session 2. Evaluation of model performance: field calibration and validation.

Session 3. Transfer of models to uninstrumented areas.

Session 4. Land use modification and model response: changes in flux connectivity and response times.

Session 5. Tolerable soil loss: a) Modernizing the concept, b) What parameters determine limits?

Session 6. Models to support environmental policy objectives: Scenario analyses.

A tanulmányutat a Bilancino-vízgyűjtőbe szervezték a harmadik napon. A terepi útmutatót a következők készítették: Lorenzo Borselli, Paola Cassi, Dino Torri, Fabrizio Ungaro, Giuliano Rodolfi, Samanta Pelacani, Lorenzo Sulli.

A terepi útmutató letölthető a következő helyről:

[http://www.fi.cnr.it/irpi/cost634/field\\_trip\\_guide\\_cost634\\_florence2007.pdf](http://www.fi.cnr.it/irpi/cost634/field_trip_guide_cost634_florence2007.pdf)

Az első megálló a Bilancino nevű mesterségesen duzzasztott tónál volt. Itt ismerkedtek meg a résztvevők a Bilancino-vízgyűjtő általános természetföldrajzi viszonyaival (földtan és geomorfológia, víztan, talajtan, éghajlat). Bemutatták a BABI-projekt keretében készített erozivitás, erodibilitás és talajvesztés-becslő térképeket és beszámoltak az infestruktúra fejlesztések hatásairól.

A második megállónál az épülő Poggiolino és Bollone alagutakat, valamint az E35-ös út új nyomvonalát tekinthették meg a szakemberek. A 2010-re tervezett út eddigi építése (a nagy mennyiségű föld mozgatása és a terület egyengetése) nagy kiterjedésű területen változtatta meg a környező tájat. A Firenzei Egyetem kutatója, Giuliano Rodolfi mutatta be részleteiben az építkezés tájra gyakorolt hatását. A talajeróziós folyamatokhoz kapcsolódó előrejelzések elemzését és az eróziós viszonyok változását mutatta a 3. megállónál Lorenzo Borselli és Paola Cassi.

A konferencia kiváló lehetőséget nyújtott a szakemberek találkozására, valamint az érintett témakörök bemutatására és megvitatására.

DR. CENTERI CSABA  
Szent István Egyetem  
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék



1. ábra A terület bemutatása a Bilancino mesterséges tavánál

INTERNATIONAL CONFERENCE – COST 634 ACTION PROGRAM

„SOIL AND HILLSLOPE MANAGEMENT USING SCENARIO ANALYSIS  
AND RUNOFF-EROSION MODELS: A CRITICAL EVALUATION  
OF CURRENT TECHNIQUES”

FLORENCE – ITALY – 7–9. MAY 2007.  
<http://www.fi.cnr.it/irpi/cost634/index.html>

COST action programs help information exchange of scientists. The COST 634 program includes professionals from the field of soil protection. From 7<sup>th</sup> to 9<sup>th</sup> of May, 2007 the conference was organized in Florence. The MC committee had its meeting on the 6<sup>th</sup> of May. Oral presentations started at 9:00 a.m., on the 7<sup>th</sup> of May and finished on the 8<sup>th</sup> of May. On the third day the participants were taking part on a field trip that ended at 22:30. At the conference the authors presented not only oral but poster presentations, too. Poster section included a short oral part, following the international trends.

Oral presentations were given in the following sessions:

Session 1. Models and scenario analyses at farm and catchment scales.

Session 2. Evaluation of model performance: field calibration and validation.

Session 3. Transfer of models to uninstrumented areas.

Session 4. Land use modification and model response: changes in flux connectivity and response times.

Session 5. Tolerable soil loss: a) Modernizing the concept, b) What parameters determine limits?

Session 6. Models to support environmental policy objectives: Scenario analyses.



*Figure 1.* Oral section with the participants

Field trip was organized in the Bilancino Watershed on the 3<sup>rd</sup> day. The field trip guide was prepared by Lorenzo Borselli, Paola Cassi, Dino Torri, Fabrizio Ungaro, Giuliano Rodolfi, Samanta Pelacani, Lorenzo Sulli.

The field guide can be downloaded as pdf from the following site:  
[http://www.fi.cnr.it/irpi/cost634/field\\_trip\\_guide\\_cost634\\_florence2007.pdf](http://www.fi.cnr.it/irpi/cost634/field_trip_guide_cost634_florence2007.pdf)

View on the construction site of Poggiolino and Bollone tunnels and the new branch of the motorway E35. Motorway tunnels and viaducts are and will impact over fairly large areas. It will involve landscape reshaping, earth moving, and land leveling. The impact on the environment of this infrastructure was described by Giuliano Rodolfi, the researcher of the University of Florence. The scenario analysis related to soil erosion processes was shown in details during the stop 3 by Lorenzo Borselli and Paola Cassi. The conference provided an excellent opportunity for the meeting of professionals, furthermore to present and discuss the themes.

DR. CSABA CENTERI  
Szent István University  
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology