

A TÁJFOGALOM JELENTŐSÉGÉRŐL

ESSZÉ

TÓTH ALBERT

Tessedik Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Mezőtúr

Gróf Teleki Pál rektori tanév-megnyitó beszédét a Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen, 1937-ben, „A tájfogalom jelentőségéről” címmel tartotta meg. Előadását a Budapesti Szemle 1937. évi novemberi száma közölte.

Ez a nagyformátumú, iskolát teremtő földrajztudós a következő szavakkal indokolta előadásának témaválasztását. „Az egyetemi életnek ilyen kimagasló ünnepén egy geográfus, úgy gondoltam, leghelyesebben arról beszélhet, azt nyújthatja közönségének, karitásainak, az ifjúságnak és az egyetem barátainak, amivel a földrajz bölcséleti világképünk és józan életrendünk kialakulásához hozzájárulhat.”

A tájfogalom jelentőségéről beszélni jelenleg is időszerű feladat. Mind gyakrabban tapasztaljuk a tájszemlélet, a tájban való gondolkodás hiányát. Sokszor még a legelembb tájismeret hiányosságait is tetten érhetjük.

Újabban a táj-fogalom erősen devalválódik. Alig használjuk, helyette egyszerűen csak helyet, térséget, területet – jobb esetben vidéket, divatos szóhasználattal pedig régiót mondunk. Ezekben a jellegtelen kifejezésekben éppen a nem kellő ismeret, s az ebből következő gyökértelenség, a kötődés nagyfokú hiánya érhető tetten. Eltűnőben vannak szép, a táji lényegét tükröző földrajzi (település, határ, dűlő, stb.) neveink is. Helyette egyszerűen csak kódszámokat használunk: K 4-es dűlő, R 7-es tábla, stb. Pedig mennyire kifejező a Nyíregyháza szomszédságában fekvő Rozsrétszőlő település neve, mint ahogyan a határnevek közül a Hattyas-fenék, Csíkos-ér, Mirhó-lapos, Kúpnád-sziget, Kenderáztató-derék, Kiritó-hát, Igarió-lapanyag s talán a legszebb nevek egyike a Pázsitrét-róna. A róna szavunk egyébként vízrajzi fogalom volt eredetileg: olyan vizenyős, zsombékos terület, amely a csordák, gulyák, ménesek áthajtását tette lehetővé egyik szigetről a másikra. (A rónát a mezővel egyetemben Veres Péter a tíz legszebb szavunk közé sorolta.)

Jelenlegi írásomban nem az egyes tájdefiníciók kritikájára törekedtem. Sokkal fontosabbnak tartom, hogy a tájfogalom védelme értelmében a figyelmet a vele kapcsolatos legfontosabb összefüggésekre, értelmezésekre, lényegi kérdésekre irányítsam.

A legújabb közleményekben, szakmai anyagokban is – az előzőekben említett tájfogalom devalválódás ellenére – mind gyakrabban fordulnak elő a tájjal kapcsolatos értelmezési nehézségek, zavarok. A problémát inkább abban látom, hogy nem pusztán a fogalom feledésbe merüléséről van szó csupán, hanem a tájjal kapcsolatos fogalmak pontos használatával, azok lényegi – tartalmi összefüggéseivel.

Divatba jött a tájjal kapcsolatos fogalmak használata, anélkül, hogy ez a gondolkodásban, a szemléletben, s még inkább a gyakorlatban is egyértelműen visszatükröződjön. Említhetném a vidékfejlesztés, a területfejlesztés, területrendezés megannyi esetét.

Ennek során a felerősödő regionalizmus következtében, az érdekütközések végkimeneteleként, a szerves táji összetartozás figyelmen kívül hagyásával részleges, olykor a pillanatnyi politikai érdekek is megfelelő eltorzult programok születnek.

Különösen gondot jelent a tájjal kapcsolatos, jobbára újonnan keletkezett, vagy újra értelmezett fogalmak egyre bővülő köre. Az egyik legújabb szakmai dokumentum (Környezet- és Természetvédelmi Lexikon, Budapest, Akadémiai Kiadó, 2002) 28 szócikkben foglalkozik a tájfogalommal.

Ezek egy része már régóta használt, kiforrott, viszonylag egyértelműen értelmezhető fogalom: pl.: tájegység, tájféldrajz, tájfásítás, tájtörténet, tájseb, stb. A gondot leginkább azok a fogalmat jelentik, amely jobbára a legutóbbi időben terjedtek el, jelentek meg, mind a szakirodalomban, mind pedig a köznyelvi szóhasználatban, pl.: tájérzékenység, tájtipológia, tájrehabilitáció, tájrekonstrukció, tájökológia, tájhasználati konfliktus, táji szintű biodiverzitás, stb.

A táj az egyik legnehezebben értelmezhető fogalom. Inkább érezzük, mintsem értjük lényegét. Ha az ember és a táj kapcsolatát próbáljuk boncolgatni, rögtön rájövünk, hogy mennyi, szinte zavarba ejtően sok megközelítése van e témának.

Abban viszont a legtöbb táj kutató egyetért, hogy a táj nem más, mint a természet és a társadalom különös kölcsönhatásának ellentmondásos egysége. Egyrészt a társadalom anyagi életfeltétele, másrészt magas rendű vizuális-esztétikai kvalitások hordozója. Éppen ezért az ember és a természet kölcsönhatásainak tárgyasult – az ember alakította – anyagi világban manifesztálódott története.

Abban is adott az egyetértés, hogy a természet által kialakított és a társadalmi igényeknek megfelelően átalakított földfelszín, a talaj, a víz, a növényzet, az állatvilág, az ember és az ember által létrehozott mesterséges tájlemek és létesítmények együttes megjelenése, amely a szüntelenül egymásra hatás következtében állandóan fejlődik és változik. Másként fogalmazva: a táj a társadalmi igényeknek megfelelően a bioszférából nooszférává (antroposzféra, technoszféra) átalakított, emberiesített természet, emberi környezet.

A táj önálló, sajátos természeti, földrajzi, ökológiai és kultúrkörnyezeti egység, amely a szomszédos, más karakterű (tájjellegű) területektől megkülönböztethetően elkülönül (CHOLNOKI 1910, TELEKI 1937, MENDÖL 1947, MÖCSÉNYI 1968, HORTOBÁGYI 1975, GHYMESSY 1978, TÓTH 2000, GYÓRI-NAGY 2001).

Minden tájat csak múltjának beható elemzésével érthetünk meg. A fentebb idézett értelmezések – mondhatni tájdefiníciók – egy igen lényeges vonatkozásra mégsem világítanak reá kellőképpen: az ember szerepére. Márpedig a táj az ember által létezik, a táj antroposzociocentrikus fogalom (MÖCSÉNYI 1968). RÉTHY (1998) szerint: „a tájba nőtt bele az ember, majd a társadalom. Már akkor is voltak tájak Földünkön, amikor még nem létezett rajta ember”. Ez csak abban az esetben igaz, ha a tájat természeti tájként értelmezzük, amely a történelmi őskorban, mint földrajzi környezet megegyezett a természeti környezettel. A történelmi fejlődés során azonban az ember mind jobban beavatkozott a földrajzi környezetbe, s ennek következtében azt egyre inkább emberi (társadalmi) környezetté alakítja. Ma már a természeti táj annyira átalakult, hogy a Föld jelentős részein csak maradványai találhatók.

A természet ember általi, történetileg is végig követhető humanizálása vezetett el a tájak létrejöttéhez. Az ember a Föld adott felszínének gazdag, igen bonyolult, szövevényes, térben és időben változatos valóságát elemeire bontva vizsgálja ugyan, de nem ele-

meiben szemléli azt, hanem annak helyileg változó, jellegzetes egyéni megjelenési formáiban, képeiben, a tájakban.

A tájban vannak, benne érvényesülnek olyan elemek, jelenségek, erők, amelyeket ismerünk, amelyeket jobbra meg is értünk, de vannak olyanok is, amelyeket csak sejtünk, sőt olyanok is – és nyilvánvalóan nem kevés –, amelyekről még sejtelmünk sincs. Pedig a táj hozzánk nagyon közelálló valami, otthonunk, életszínterünk (TELEKI 1937).

A tájfogalom értelmezésének egyik lehetősége a kultúrákörtudományi megközelítésben rejlik. Az európai műveltségek történeti változatait kutatva el kell térnünk a civilizációs sablonoktól, s a kultúrát mint tájviszonyt szemlélve figyelmünket a műveltség táji alapjaira kell irányítanunk. Azonban a táji alapokat sem csak az ember és a táj viszonyának elméleti síkján kell vizsgálnunk, hanem ökológiai rendszerként, amelyben az emberi kultúrákörtudomány is csak egy fajközösség, amelyik azonos természeti-társadalmi környezetben él. Ezért tájviszonyának valamennyi változata térben és időben lényegi egyezést mutat. Természet- és társadalomkörnyezeti viszonyát ugyanazon kommunikációs jelrendszerek változatával fejezi ki. Így a kultúrákörtudomány „szerves emberi csoport”, ezért ökológiai is jelentősége van. (Az ember kettős lény.) A zömmel közös származás, a reális szaporodóképesség biztosítja az illető embercsoport időbeni folytonosságát. Ezáltal van múltja, jelene és jövője valamennyi emberi közösségnek.

Mindezek mellett, a biológiai-genetikai jegyek hosszú távú tartamossága fenntart egy ugyanilyen szigorú folytonosságú kultúrát is. Ez a kultúra helyezi el az emberi közösséget a tájba, a tájhaza más lakóinak együttélési rendszerében. A kultúra mint tájviszony hosszú távú, stabil kapcsolat az éltető tájjal (GYÖRI-NAGY 2001).

A tájfogalomnak ezzel a sajátos értelmezésével – akár mondhatnánk kultúrákörtudományi megközelítésével már Gróf Teleki Pálnál is találkozunk. Ez a nagyformátumú, iskolát teremtő geográfusa letűnt századunknak a tájkutatást tartotta munkássága központi kérdésének. A már említett rektori tanévnyitó beszédben a tájfogalom jelentőségéről is beszélt. Többek között a következőt mondta: „A táj nemcsak kép. A táj típusos teremtő élet is, amely hegyet, növényzetet, embert, testet, lelket, gondolatot, érzést, munkát formál, – újat teremt és világot gazdagít“.

Teleki Pál tájértelmezésében különös hangsúlyt kap maga az emberi lényeg. Az „embert, testet, lelket, gondolatot, érzést“ formáló tájban az ember és a körülötte élő világ legmélyebb, legsajátosabb kapcsolata fogalmazódik meg. Ez a viszony szövi a különböző természeti, társadalmi és szellemi részelemeket a tájban valami egészen különös szerves egységgé! Ennek révén válhat a tájjelem élő, azt megszakítatlanul forduló igényeinek megfelelően átalakító ember értékeket teremtő és gazdagító szereplővé. Ezért is tekinthető a táj antropozociocentrikus fogalomnak.

A száraz, bármennyire is tényszerű – de az emberi lényegét nélkülöző tájdefiníció sohasem lehet teljes. „Mi tudjuk, hogy a táj ennél jóval több. Számunkra tele van szeretettel és lélekkel. És mindenütt ott lebeg a hely szelleme, amely mindegyikünk számára mást és mást jelent. Legtöbbször nem is tudjuk megmagyarázni; talán nem is kell, csak szeretettel kell élni benne, – ebben a soha meg nem ismétlődő életünkben” (RÉTHY 1998).

A táj és az ember kölcsönviszonya a történelem során igen ellentmondásosan alakult. Adott időben és adott helyen ennek a kemény ütközésekben is megnyilvánuló kapcsolatnak a végső kimenetelét végül is az döntötte el, hogy az ember miként viszonyult a táj jellegét alapvetően meghatározó természeti elemekhez.

Kár szépíteni: az emberiség úgy jött létre, hogy nem sokkal születése után már szembefordult szülőanyjával, a természettel. Igaz, ősi eleink, mint a későbbi „természeti népek” – akár a gyér, kisszámú településeik, akár kezdetleges eszközeik vagy termelési módjuk folytán – előbb még csak könnyen gyógyuló sebeket ütöttek a bioszféra testén. Az igazi változás jóval későbbre, a történelmi időkre vagy még inkább az újkor ipari forradalmának időszakára tehető. Ámbár már egyes ókori civilizációk természetbe történő beavatkozásainak is volt máig ható, a tájat gyökeresen átalakító következménye. Ennek tudható be, hogy az öntözés másodlagos szikesítő hatására az egykori virágzó agrárkultúr-vidékek, pl. Mezopotámia egyes tájai természetlenné degradálódtak. A Földközi-tenger hajós népei erdőt pusztító tájbeavatkozásai során vakító fehér kopárrá tették a Dalmát partvidéket.

Alföldünk sokat vitatott tájproblémája, az egyre rapszodikusabban jelentkező árvi-zek gyakori megismétlődése, és a hegyi tájakon bekövetkezett nagymérvű erdőirtás kapcsolata sem újkeletű jelenség. Mivel ezt szakemberi körben is többen tagadják, ezért is tanulságos lehet Gróf Széchenyi István 1846-ban íródott, ezzel összefüggésbe hozható vélekedése.

„Sokan a Tiszavölgy mindinkább elaljasodását legfőképp az erdők általános elpusztításának tulajdonítják, mellyhez képest a meztelen hegyekről leszakadó föld és porond mind erősebben betöltené a lapályban folyó és alig hömpölygő vizek medreit. És ebben alkalmasint igazuk van. Tegyen tehát e tekintetben is minél előbbi rendet a törvényhozás.” (SZÉCHENYI 1846).

A tájproblémák világméretű jelentkezése során napjainkban pedig elérkeztünk oda, hogy az egész emberiség első számú gondja, megoldandó jövőbeni feladata: a bioszféra válsága, az ökológiai krízis. E világválság tüneteivel naponta találkozunk. Ha tetszik, ha nem, mindig abba a felismerésbe botlunk, hogy a természeti gyökereitől elszakadt, saját táját nem ismerő ember szükségképpen esik egyik gondolati csapdából a másikba. Az emberiség a természet elleni harcban született, és ez a „militans szellem” egész gondolkodásmódját átjárja (JUHÁSZ-NAGY 1993).

Ezért hangzott még akár tegnap is oly ismerősen Micsurin hírhedt – Liszenkó által is sokat hangoztatott – jelmondata: „Nem várhatunk könyöradományt a természettől: amit akarunk, el kell ragadnunk tőle”. Csakhogy ettől az elragadástól már nem esik messze a tájakat végzetesen tönkretévő, kifosztó rablógazdálkodás gyakorlata. Naponta igazolódni látszik Jékely Zoltán költői tétele: „az ember ősi szerződését a Természettel megszegte”.

A további teendő alapvetően csak egy lehet: újra-, és végiggondolni a természet és az ember viszonyát. Csak így lehet valóság-hű tájismeretre is szert tenni. Valljuk be: e feladat nehézségein mindnyájan, s méltán rettenhetünk meg. A naponta látott-hallott katasztrófákkal, rémségekkel amúgy is annyira telített mai ember – félő – inkább elfordul ezektől a neki túl sokszor megfoghatatlan bonyodalmaktól, és ezek ilyen-olyan tisztázását legszívesebben „hivatásos gondolkodók” csapatára bízva. Csakhogy e tisztázás jellege pontosan olyan, hogy mindenki közreműködésére számít, kinek-kinek a saját szerepvagy hatáskörében (JUHÁSZ-NAGY 1993).

A természet- és tájálakítás végző kimenetelét alapvetően mindig az érdekek harca döntötte el. Az „egymás ellen álló érdekek” küzdelméből vagy egy szerencsés – egyben szükségszerű – kompromisszum született, vagy pedig a táj roncsolódása, jellegének megváltozása, avagy éppen végzetes tönkretétele következett be. Ez történhetett a helyi

és a nagyobb tájegységi, a pillanatnyi és távlati, az ökológiai és gazdasági érdekek ütközése szintjén egyaránt.

Az előbbieken más jelzett probléma abból is adódott, hogy „a neoklasszikus közgazdászok a természeti erőforrásokat gyakorlatilag teljesen kihagyták a modelljükből, s egyedül a munkára és a befektetett tőkére összpontosítottak“ – ahogyan írja 1997-ben Repetto.

Amennyiben viszonyukat az adott tájjal, a létező természettel tisztességesen, morálisan is rendezni akarjuk, célszerű figyelembe venni a nagy világfórumok, köztük az Európa Tanács 1130/1990. sz. ajánlását is. E szerint: „az ökológia és a gazdaság közötti kapcsolatot új alapokra kell helyezni, alárendelve az utóbbit az előbbinek, és számításba venni azt a tényt, hogy a természeti élőhelyek és a környezet termelési tényezők, amelyeknek ára van, és amelyeket sürgősen figyelembe kell venni a piacgazdaságban.”

Különösen veszélyes, ha egy táj sorsát kiélezett hatalmi harc, avagy a közvetlen politikai beavatkozás dönti el. A trianoni döntés végzetes következménye is éppen abban rejlik, hogy Európa legegységesebb nagytáját darabjaira szaggatta. Megbontotta azt a tökéletes rendet, amely a Kárpát-medencét földrészünk legegységesebb nagytájjává tette. Megszüntette a hegykoszorú és az alföldi tájak szerves kapcsolódását. Kettéosztotta annak egyedülálló, egységes vízrendszerét, széthasította városvonalait, szétzúzta közlekedési hálózatát, nem is beszélve az ennek nyomán keletkezett demográfiai és etnikai kérdésekről.

A Kárpát-medence egyedülálló táji sajátosságát, karakterét BULLA és MENDÖL (1947) így fogalmazza meg: „Az Európa szívében helyet foglaló Kárpát-medence földrajzi egységessége ennek a területnek minden más európai tájtól különböző, sajátos képe nem a földrajztudomány műhelyében mesterségesen kikristályosított elmélet és elképzelés, hanem a természet erőinek nagyszerű harcából megszületett, mindenki által érzékelhető, szemmel látható tény. A nagy medence egysége, földrajzi összhangja a tények kényszerítő erejével jelenik meg a terület legkülönbözőbb fajta (szerkezettani, geológiai, morfológiai, növényzeti, gazdasági) térképes ábrázolásán. Igazi iskolapéldája a tájegységnek. Benne a különböző tájalkotó és tájformáló tényezők: a föld szerkezete, domborzata, éghajlata, vízhálózata, növénytakarója és mindezek felül, de mindezekkel együtt az ember kultúrát teremtő, műtáját alakító tevékenysége olyan egységbe olvadtak és forrtak össze, amelyhez hasonló Földünkön egy sincs.”

A politika helyileg is idézhet elő olyan helyzetet, amelynek következtében a tájban kialakult harmonikus rend felborul, s a táj jellegéhez igazodó gazdálkodást felváltó, a táj tönkretételét előidéző állapot következik be.

Ez a folyamat ment végbe az Alföldön a tanyavilág megszüntetésével. A tanya, ez a sajátos, történelmileg szervesen az alföldi tájadottságból keletkezett tájelem az 1950-es években bekövetkezett politikai változások hatására az Alföld egyes térségeiben viharos sebességgel felszámolódott.

Ennek az említett időszaknak volt minden képzeletet felülmúló „dicsőséges tette“ a hortobágyi szikes puszták, birkajárások, gyapottermő rónává varázsolása, tájidegen gyomfákkal való beerdősítése.

A táj adottságainak figyelmen kívül hagyása, annak értelmetlen hasznosítása napjainkban is tetten érhető. Az egész világon eltűnőben lévő, s így különösen kiemelt értéket jelentő vizes élőhelyek is (mocsár- és lápmaradványok, zsombékosok, turjánok), amelyek az Alföldön kisebb foltokban mozaikosan maradtak fenn, rendre áldozatul

esnek egy-egy mohó vállalkozásnak. Helyüket kereskedelmi- vagy ipari telephelyek foglalják el, vagy éppen a „gabona-program“ pillanatnyi érdeke miatt lecsapolták őket. Holott „az ember beavatkozásának a természet és a víz saját világán belül kell maradnia“ – figyelmeztetett a reformkor egyik legnagyobb vízmérnöke, az alföldi paraszti származású Beszédes József. Az ősgyepék feltörése, a folyó menti puhafás ligeterdők (nyárasfüzesek) letarolása, a kunhalmok megcsonkítása és széthordása is ennek a pusztító gyakorlatnak a részét képezik. Pedig ezek pótolhatatlan értékek. Egy tiszai-, körösi-, marosi hullámtérre hiába telepítünk nemesnyárust, abból soha sem lesz természetes erdővegetáció. A feltört ősgyep hasznavehetetlen ugarrá változik, a kunhalmok úttöltésként széthordott anyaga, kultúrrétege örökre elveszett. A Kárpát-medence, s benne az Alföld olyan értékek őrzőhelye, ami világ-összehasonlításban is a kitüntetett tájak közé sorolja. Éppen ezért kellene jobban őrködnünk, hogy ezek a kivételes értékek még generációk során, hosszú távon is fennmaradhassanak.

A táj védelme, értékeinek oltalmazása azonban nem történhet annak beható ismerete nélkül. Ha valaki nem ismeri a tájat, azt értéke szerint nem is becsülheti, hozzá érzelmileg nem kötődik, s ennek hiányában beavatkozásaival, tetteivel könnyen kárt okozhat, pusztíthat.

Egy táj alapos megismerése nem könnyű feladat. Kellő alázat és tapasztalat nélkül soha nem is sikerülhet. Széll Mihály pákász még ismerte a Nagy-Sárrét mocsárrengetegét: Egy határperben 1799-ben tanúként a következőket vallotta: „a Berettyónak valóságos folyását onnan állítja bizonyosnak, hogy midőn a többi vizeken fáradozván a Berettyóra is elértek, szemeivel látta, hogy az mozogván folydogált.“

Erről a hajdani, alföldi vizes tájról írta Jókai Mór, hogy „ez a mocsár-és lappvilág volt erős menedéke a magyarságnak tatár és török pusztítás ellen, s egyúttal ígérlet földje a szabad vallásgyakorlásnak. Ide se lovas hadakkal, se ágyukkal, se misszionáriusokkal nem lehetett behatolni.” Példák sokasága igazolja, hogy a tájat nem ismerő idegen könnyen rajtavesztett.

Ugyanakkor a tájat ismerő és a tájtalakítás lehetőségeit megtaláló ember számára az adott korban még képtelenségnek számító dolgok is hamar teljesülhettek. Jó példa erre a haza bölcsének, Deák Ferencnek a tévedése is. A kiemelkedő képességű, nagy formátumú államférfi még azt állította 1839. december 6-án egy parlamenti vitában: „Én azt hiszem, hogy Debrecen-Pest közötti vonalra nézve alig van valaki a karok és rendek között, aki velem együtt - tekintve hazánk ezen részének geográfiai helyzetét - álomnak ne tartaná, hogy valaha vasút létezhessen.” Ezzel szemben az ármentesítő munkának köszönhetően az 1846-ban meglévő 35 km-nyi vasútvonal hossza 1867-re már 2285 km lett. Közben 1858-ig megépült a Debrecen-Nyíregyháza közötti pályaszakasz, amely 1860-ig Miskolcon át elérte Kassát is.

Különösen az alföldi tájat nehéz igazából megismerni. Pedig ahogyan Széchenyi István mondta, itt „tömrdek a lappangó kincs“. A meglévő, de rejtőzködő érték. Az alföldi táj vélt egyhangúsága a bizzar nagyformák szegénysége, a csábító látványosság hiánya könnyen ahhoz az ítélethez vezethet, hogy a síksági tájak unalmasak, ridegek, értékszegények. Különösen igaz lehet ez a téves megállapítás a pusztára, amihez gyakran társul a kietlen, sivár, a mikroformák rendkívüli gazdagsága ellenére éktelen, kihalt s az ehhez hasonló jelzők sokasága. Petőfi Sándor: A golya című versében ennek az ellenkezőjét állítja:

„És ne mondja senki, hogy a puszta nem szép!
 Vannak szépségei,
 De azokat, mint a szemérmes lyány arcát,
 Sűrű fátyol fedi;
 Jó ismerősei, barátai előtt
 Leteszi fátyolát,
 S rajta vesz merően a megbűvölt szem, mert
 Tündérekisasszonyt lát.”

Jelentősen befolyásolja a tájról szerzett ismereteinket, a róla alkotott nézeteinket, s mi több, a hozzá való viszonyunkat, hogy a tájat milyen kiterjedésből, dimenzióból szemléljük. Petőfi Sándornak még nem adatott meg, hogy bármilyen légi járművel madártávlatból szemlélhesse meg szeretett Alföldjét. Hogy ne csak gondolatban, hanem a valóságban is reá mosolyogjon a felhők közeléből a „Dunától a Tiszáig nyúló róna képe“. Radnóti pilótájának viszont:

„Ki gépen száll fölébe, annak térkép e táj,
 s nem tudja, hol lakott is Vörösmarty Mihály.”

Ellenben Petőfi Sándor tudja azt, amit a tájat bármilyen dimenzióból is néző, de nem látó, rajta luxus kocsival csak átsuhanó ember soha meg nem érhet. Ő még gyalog járt. „A gyorsszékérrel egy óranegyeddel elébb értem a Tisza hídjához, s ez alatt gyönyörködve néztem jobbra balra a tájat, mely a kiöntés által hasonlíthat Amerika őserdeihez regényességben” – írja 1847. május 14-én híres III. úti levelében. Majd így folytatja: „Gyönyörű tavaszi nap van. Az útfélen itt-ott egy-egy pacsirta emelkedik fölfelé dalán, mint fonalán a pók. Néhány lépésnyire az úttól csillog egy kis tó, szélén sötétzöld káka és világoszöld sás; mellette bíbicek nyargalásznak búbos fejeikkel, s a tó közepén nagyokat lép hosszú, piros lábaival a melancholikus gólya.”

Tájökológiai és etológiai is tökéletes leírás, hibátlan élőhely ismertetés. Mint ahogyan más helyütt:

„A csárdánál törpe nyárfaerdő
 Sárgul a királydinyés homokban....”

avagy:

„Ott tenyészik a bús árvalányhaj
 S kék virága a szamárlenyeérnek...”

költői sorok is biztos tájismeretről, ha úgy tetszik, tökéletes társulástani tudásról vallanak.

Az Alföldön még a legkisebb térszintkülönbség is a táj jellegének megváltozásához vezethet. Alig néhány centiméteres magasságkülönbség már történelmileg eldöntötte, hogy az ember mely árvízmentes hátat ülte meg, hozta létre rajta településeit; mely szintet vont be a szántóföldi művelésbe, avagy rétként, mocsárként vagy lápként mit hasznosított. Ezt a térszint-tagoltságot, sajátos alföldi „emeletességet“, s az ehhez kapcsolódó agroökológiai megalapozottságú tájhasznosítást veretes szavakkal jellemzi Györffy István a Nagykunsági Krónikában: „Ahol máma zöld akácok között apró tanyák fehér-

lenek, ott kövér fűvű legelőmezőkön címeres szarvú fehér marhák rázták a kolompot, ahol a legelő szárazabb szikesbe csapott át, apró tippanos fűvét juhnyájak borotválták. Ahol a lábnyom vagy szekérút eleveszett a haragos-zöld rétbé, ott a konda bányászott...”.

Az is lényeges másságot mutat, ha csupán néhány méternyire emelkedünk a táj fölé. Elég, ha csak egy kunhalom tetejéről vagy egy árvízvédelmi töltésről szemléljük a körülöttünk elterülő tájat. Nem is beszélve arról az élményről, amikor hason fekve táruel élnek egy kamillamező vagy padkás-szikes pusztaság.

A „szintkülönbségnek” más értelme is van. Amikor a kapáló vagy arató ember „földközélelől” volt kapcsolatban a tájjal, akkor neki még egy pacsirtafészek is magóvándó „tájelem” volt. (Nehogy rálépj egy fészekre is - szólt a felnőtt ember intelme gyermekéhez.) A kombájn vagy a traktor légkondicionált fülkéjéből ez már teljesen más viszonylat. Onnan fentről már nincs sem fészek, sem kisnyúl, sem földillat, sem talajrepedés, sem szarkaláb. Egy száz- és ezer éveki létező viszony alakult át gyökeresen pár évtized alatt.

Hibát követnénk el, ha a táj értékei közül figyelmen kívül hagynánk a tájképi s a vele szoros kapcsolatban álló esztétikai kvalitásokat. A művészet – s kiváltképpen a festészet és az irodalom – képes leginkább megragadni a tájban rejlő esztétikumot. Éppen ezért az sem lehet véletlen, hogy az alföldi táj igazi értékeit elsőként festők, írók, költők ismerték fel. „Aki a táj lelkét akarja megismerni, forduljon az irodalomhoz” – ajánlja Szabó Zoltán, a „Szerelmes földrajz” írója. Majd így folytatja: „az Alföld az egyetlen nagy magyar tájegység, melynek tudjuk a születésnapját: 1844. október 5. Ezen a napon jelent meg Petőfinek Az alföld című verse a Honderűben. Az Alföldet nem a gólya, hanem a költő hozta.”

Az alföldi táj rejtőzködő lényege és szépsége jelenik meg Markó, Kurucz, Szegvári, Baranyó, Chiovini, Tornyai s mások ecsetje nyomán is. A tájlíra ugyanezt szavakban teszi. Az agrárközgazdász Erdei Ferenc lírai esszéjében megindítóan ír a tiszai rétek, kubikok, holtágak romantikus világáról: „és külön a holtágak bűbája. Síma vizük szelíden tükrözi a partmenti fákat, s e tükörben mintegy megpihelve szépül meg a világ.” Sinka, a fekete bojtár a szeghalmi Mágor-pusztán számtalanszor megélte a példátlan szépségű alföldi hajnalok és alkonyok varázslatát. Versében erről így vall:

„Hajnalban, ahogy elfogyott a bor,
hangtalan örömmel kelt a falka,
A napnak vidult ... még láttam egy ideig,
aztán a lila köd eltakarta.”

Végezetül térjünk még vissza Gróf Teleki Pál gondolatához. Az „embert, testet, lelkét, gondolatot, érzést, munkát” formáló táj magasrendű morális viszonyok és érzelmek hordozója, gerjesztője is.

Ha csak az ember tájformáló szerepét hangsúlyozzuk egyoldalúan, hibát vétünk. Legalább annyira fontos az a viszonzthatás is, ami az ember sorsát, jellemét alakítja. Nem véletlenül vallja Móricz a Túr-vidékéről: „Istvándi volt az én jellemformáló kohóm.”

Ugyanerről a Szatmár-beregi tájról a kortárs és barát Ady ezt írja egyik publicisztikai munkájában: „Bölcs világ ez, legmagyarabb világa a világnak. Itt az emberek nem ha-

zudnak akarattal, ha keserű a szájuk köpnek, ha viszket a tenyerük ütnek. Ez itt a magyar föld az első honfoglalóké, magyar, tehát véres, szomorú, fáradt, sivár, de harcos, de szép, de elpusztíthatatlan...! Ez a tájék Magyarország dagasztó tekenője.”

Kovács Imre sem így írta volna meg a Néma forradalmat, ha nem ismerte volna vele-jéig a Sárköz, az Ormánság, a Körös-vidék, a Tisza-mente, a Hortobágy egykori vízjárta tájait, embereinek konok, kemény küzdelmét az életben maradásért. Arany János vers-remekeiben is szüntelenül tetten érhető a szülővárosát övező szalontai kopár szik, és a toportyánt nevelő sárréti mocsarak gazdag élményanyaga.

Igazolható az a tétel is, hogy az „Értől az Oceanig” valóban vezet út. Ady Endre az Ér-lapályától, az „Ős dicsőségű Kraszna-árok”-tól jutott el a fényes Párizsig, a világhírű szobrásszá vált Finta Sándor, az egykori „kisbojtár” a Berettyó menti Ecseg-pusztáról Rodin műterméig, Rio de Janeiro-ig, New-York-ig.

A Korda-fivérek útja a türkevei tanyavilágból, Pusztatúrpásztóról - ahogyan ők mondják - „a pusztáról a földi paradicsomból” vezetett Londonig, Hollywoodig. A jellemüket megedző, helytállásra, küzdelemre megtanító végtelen látóhatárú vidék, a paraszti környezet nagyban hozzájárult ahhoz, hogy a világ filmgyártásának mértékadó, mondhatni megalapító nagyságaivá válhattak.

Valamennyiük esetében fontos szerepet játszott az a kontrasztos különbség, ami az elindító, jellemalakító táj és a sikerek városa között markánsan megnyilvánult. Valami olyasmire lettek képesek, amit Szabó Zoltán is életelveként vallott: „A dolgokat a valóságos értékük szerint tudom értékelni, vagyis fontosnak tartom a fa árnyékának formáját, a szelet, mely a bokrokat fésüli, a látóhatárt, mely azt veszi körül, aki magánosan sétál alkonyati órákban a búzaföldek között, a folyó vizének fecsegését a parti kövekkel, szóval mindazt, ami maradandó, ami örök, ami elhozza a szívnek a békét, az elmének a nyugalmat, a léleknek a szeretet, az embernek a hazáját.”

Írásomat Gróf Teleki Pál idézett gondolataival kezdtem; illő, hogy azzal is fejezzem be. Abban a szerencsében részesített a sors, hogy Vele ugyan nem találkozhattam, de gondolatait, szellemiségét tudós professzoraim közvetítették. Különösen hálás vagyok Kádár László professzor Úrnak, mint Teleki Pál egykori tanítványának és munkatársának, hogy a tájfogalom irányába terelte érdeklődésemet, s velem azt megszerettette.

Teleki Pál már 35 évvel az első nagy világkonferencia előtt (Stockholm, 1972) így beszélt idézett előadásában: „Világunk, a földfelszín, korlátolt, egyszeri, egyéni és a kapcsolatok sűrűsödésével emberileg is egyetlen nagy tájjá lesz. A XIX. század végétől kezdve s főleg ma, nem éljük már egyes nagy tájak világtörténelmét, hanem az egész Földét.

Ebben a nagy forrongásban mindent meg kell tennünk, hogy magunkat és különösen az ifjú nemzedéket segítsük a kiút felé.

Ezért helyeztem az előadásaimban mindig több súlyt a nevelésre, megértésre, mint a tárgyi tanításra, a vizsgákon több súlyt az általános képzettségre, az általános műveltségre és az elmélyülésre, mint a tárgyi tudásnak holt elemeire, élettelenül megtanulható adatokra. A földrajz nekem nem önmagáért való és nem is „hasznos tárgy” hanem esz-köz magasabb szellemi és erkölcsi célok elérésére.”

Látnoki gondolatok és örökös pedagógiai intelmek!

Irodalom

- BULLA B., MENDÖL T. 1947: A Kárpát-medence földrajza. Egyetemi Nyomda, Budapest. pp. 6-11.
- CHOLNOKI J. 1910: Az Alföld felszíne. Földrajzi Közlemények: 83.
- GHYMESSY L. 1984: A tájpotenciál (Táj, víz, ember, energia) Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GYÓRFFY I. 1984: Nagyunsági Krónika, IV. kiadás, Karcag.
- GYÓRI-NAGY S. 2001: Kultúrókológia, Gödöllő. pp. 50-51.
- HORTOBÁGYI T. 1980: Agrobotanika. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1993: Természet és ember (Kis változatok egy nagy témára) Gondolat Kiadó, Budapest.
- LÁNG S. (szerk.) 2002: Környezet- és Természetvédelmi Lexikon II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MÖCSÉNYI M. 1967: A táj és zöldterület fogalmi problémái a táprendezés nézőpontjából. Műszaki Egyetem, Budapest.
- PETŐFI S. 1987: Útirajzok, Helikon Kiadó 1987, Gyomaendrőd. p. 30.
- REPETTO R. 1992: A természeti kincsek gazdasági értékeiről. Tudomány 8: 62-67.
- RÉTHY Zs. 1998: Az ember és a táj. Crisicum: 11-17.
- SZABÓ Z. 1988: Szerelmes földrajz, II. kiadás, Szépirodalmi Kiadó.
- SZÉCHENYI I. 1846: Eszmetöredékek, különösen a Tisza-völgy rendezését illetőleg, Pesten.
- TELEKI P. 1937: A tájfogalom jelentőségéről (Rektori tanév-megnyitó beszéd a Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen) Budapesti Szemle, 1937. évi nov. füzet: 6-10.
- TÓTH A. 2000: A mikrorelief és a tájhasznosítás kapcsolata a Nagy-Sárréten. Nyíregyháza.

AZ EURÓPAI ÉS A MAGYARORSZÁGI SZARVASGOMBA TERMESZTÉS IRÁNYAI ÉS LEHETŐSÉGEI AZ ALTERNATÍV MEZŐGAZDASÁGBAN. EURÓPAI TECHNIKÁK, MAGYAR TÖREKVÉSEK

GÓGÁN ANDREA¹, KISS CSILLA¹, SZEGŐ DÓRA², DIMÉNY JUDIT¹

¹ Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Kertészeti
Technológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

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

Kulcsszavak: szarvasgomba termesztés, *Tuber* spp., *Terfezia terfezioides*.

Összefoglalás: A szarvasgombák az ókortól kezdve nagy becsben tartott gasztronómiai kuriózumoknak számítanak. Számos, elsősorban európai országban (Franciaország, Olaszország, Spanyolország és Magyarország) nagy hagyományokra tekint vissza e gombák felkutatása, kereskedelme, fogyasztása. Emellett termesztésük is megindult, a legkiterjedtebb kutatások a francia szarvasgomba (*Tuber melanosporum*) és a burgundiai, vagy más néven Fragno-i szarvasgomba (*Tuber uncinatum*) termesztésével foglalkoznak, ezek technológiája kidolgozottnak tekinthető. Más, hasonlóan értékes fajokkal, mint például a nagyspórás szarvasgomba (*Tuber macrosporum*) és a kései szarvasgomba (*Tuber borchii*) is folynak kutatások. Magyarországon a termesztés szempontjából több faj is szóba jöhet, ezek közül említést érdemel a burgundiai szarvasgomba (*Tuber uncinatum*), a nagyspórás szarvasgomba (*Tuber macrosporum*), a kései szarvasgomba (*Tuber borchii*) és az elsősorban a Kárpát-medencében előforduló homoki szarvasgomba (*Terfezia terfezioides*).

Bevezetés

A szarvasgomba – vagy más néven trifla – fogyasztása ismereteink szerint a bibliai időkre nyúlik vissza és a mediterráneum egyes területeire volt jellemző (HOLLÓS 1911). A középkortól bizonyítható az északibb európai országokban a fekete szarvasgombák egyre szélesebb körű gasztronómiai felhasználása, mely elsősorban a korabeli francia és magyar szakácskönyvekben követhető nyomon.

A Kárpát-medencében az első írásos említés a szarvasgombáról a trencsényi bíró 1588-as rendeletében található (HOLLÓS 1911). LIPPAY JÁNOS Posoni Kert című művében a nyári szarvasgomba tartósításáról ír (LIPPAY 1664). A Magyarországon előforduló fehér szarvasgombáról (*Choironomyces meandriformis*) MÁTYUS 1787-ben megjelent művéből, az Ó- és Új Dietetikából értesülhetünk. A XIX. század közepén PÁK DIENES nemcsak a különböző szarvasgomba fajokról, hanem az azokat kereső kutyák kiképzéséről is tesz említést Vadászattudomány című könyvében (PÁK 1829).

Ezekben az időkben Franciaországban a francia szarvasgomba mesterséges termesztése is elindult, Magyarországon azonban HOLLÓS és SZEMERE kiemelkedő tudományos munkássága ellenére sem indult meg a XX. század végéig. Az utóbbi években kiemelkedő érdeklődés mutatkozik Magyarországon is a szarvasgombák ültetvényes termesztése iránt. Jelen dolgozat ezért az európai tapasztalatok és az eddigi hazai törekvéseken keresztül igyekszik bemutatni a magyarországi lehetőségeket.

Kutatási és termesztési áttekintés

A Magyarországon XIX század végén már tudományos érdeklődéssel is fordultak a szarvasgomba felé. Az első jelentős munka e témakörben GRESCHIK VIKTOR nevéhez fűződik, aki 12 szarvasgombafajt írt le a Magas-Tátrából (GRESCHIK 1898). A kor méltán világhírűvé vált tudósa, HOLLÓS LÁSZLÓ, akire francia szerzők napjainkban is hivatkoznak, Magyarország földalatti gombái címmel megjelent könyvében többek között foglalkozik a Kárpát-medencében megtalálható szarvasgombafajokkal, azok élőhelyeivel, termesztési lehetőségeivel. Nevéhez fűződik az első szarvasgomba-térkép megalkotása, melyen a nyári (*Tuber aestivum*) és a fehér szarvasgomba (*Choironomyces meandriformis*) előfordulását jelöli a korabeli Magyarország területén. 52 földalatti gombafaj meghatározását is közzétette (HOLLÓS 1911).

A két világháború után SZEMERE LÁSZLÓ élesztette újjá a szarvasgomba kutatását. Munkáit német és magyar nyelven publikálta, ezzel elősegítette a magyar kutatási eredmények nemzetközi elérhetőségét. A HOLLÓS által kitaposott ösvényen haladva a Magyarországon ismert földalatti gombafajok számát 86-ra emelte (SZEMERE 1970).

SZEMERE halála után az ELTE Növényélettani Tanszékén folytak tovább a kutatások. A Tanszék 90-es évek óta végzett munkájának eredménye többek között a piroshúsú szarvasgomba (*Tuber magnatum*) előfordulásának első hazai adata, emellett jelentősen megnőtt az ismert termőhelyek száma a gazdaságilag fontos fekete szarvasgombák (*Tuber* spp.) és a homoki szarvasgomba esetében is. BRATEK és munkatársainak dolgozata 31 ritka gombafaj adatait közli, melyek közül 16-ot a Kárpát-medencében, 18-at pedig a mai Magyarország területén még nem írtak le (BRATEK et al. 2001b, BRATEK és HALÁSZ 2001). Bratek és munkatársai munkájának nyomán sor került számos, Magyarországon elterjedt földalatti szarvasgomba faj talajigényének meghatározására is (BRATEK et al. 1992, 2001a).

Szerbiában a fekete szarvasgombafajok elterjedését MARJANOVIAE térképezte fel (MILENKOVIC és MARJANOVIAE 2001), számos Kárpát-medencei adattal. HALÁSZ és munkatársai 2003-ban dunántúli kutatásaik során 36 ismert földalatti gombafaj 109 adatát ismertették a lelőhely leírásával együtt (HALÁSZ et al. 2003).

A termesztés hagyományai

Az 1800-as évek elején a TALON testvérek gyors sikereket értek el a szarvasgomba mesterséges termesztésében. Az úgynevezett közvetlen vagy más néven természetutánzó módszerrel, melynek lényege, hogy szarvasgombát termő tölgyfa alá makkot vetnek, majd a kihajtott csemetéket felszedik és szétültetik, a tájhasználat egy új irányának alapjait fektették le (HOLLÓS 1911).

Ezt követően a század végéig a hagyományos francia vidéki gazdálkodásban a triflaktértek létrehozása és ápolása széles körben elterjedtté vált. Ennek egyik oka az 1800-as évek második felében az egész Európán végigseprő, főleg a francia borvidékeket alapjaiban megrázó filoxéravész, mely eredményeként egész szőlőültetvények mentek tönk्रे. Ezek helyén aztán kiváló lehetőség adódott a szarvasgomba ültetvények létrehozására. Európa más területein a termesztés ekkor még nem indult meg.

A két világháború a francia szarvasgomba termesztésben is komoly károkat okozott. Az újbóli fellendülés az ötvenes években szerveződő egyesületeknek, majd a hatvanas években meginduló termesztési kutatásoknak köszönhető. Az elmúlt évtizedekben lezajlott termesztéstechnológiai fejlesztéseknek eredményeként ma már több európai országban folyik szarvasgomba termesztés.

Termesztésbe vont fajok Európában

A világon mintegy 1000 földalatti gombafaj él, azonban csak tucatnyi tekinthető gazdaságilag és gasztronómiailag értékesnek. Ennek egy nagy csoportja a *Tuber* nemzetség, termesztésüknek elsősorban Európában vannak hagyományai. A két legfontosabb, Európában termesztett faj a périgord-i vagy másnéven francia szarvasgomba (*Tuber melanosporum*) és a isztriai szarvasgomba (*Tuber magnatum*). Emellett kisebb jelentőségű, de termesztett fajok a burgundiai szarvasgomba (*Tuber uncinatum*) (CHEVALIER és FROCHOT, 1997, 2003), a nagyspórás szarvasgomba (*Tuber macrosporum*) és a kései szarvasgombával (*Tuber borchii*) is történelem kísérletek (ZAMBONELLI et al., 2000). Ez utóbbiak nagyrészt ma még természetes élőhelyeken gyűjtik (OLIVIER 2000). A jelentősebb szarvasgombafajok átlagos árát az 1. táblázat foglalja magába.

1. táblázat A különböző szarvasgomba fajok árai (Anonymus 2000, Lefevre és Hall 2001, Olivier 2000)

Table 1. Price of different truffle species (Anonymus 2000, Lefevre és Hall 2001, Olivier 2000)

Faj	Ár (US \$/kg)
Francia szarvasgomba (<i>Tuber melanosporum</i>) (Európában termesztett)	300–450
Francia szarvasgomba (<i>Tuber melanosporum</i>) (USA-ban termesztett)	770
Francia szarvasgomba (<i>Tuber melanosporum</i>) (Új-Zélandon termesztett)	1450
Isztriai szarvasgomba (<i>Tuber magnatum</i>)	>1000
Burgundiai szarvasgomba (<i>Tuber uncinatum</i>)	100–180
Nyári szarvasgomba (<i>Tuber aestivum</i>)	50–100
Kínai szarvasgomba (különböző fajok)	50–120

A világ leghíresebb, Európában a legnagyobb területen termesztett szarvasgombája a francia, vagy másnéven périgord-i szarvasgomba (*Tuber melanosporum*) (LEFEVRE és HALL 2001). Mivel ez a legelterjedtebb és legnépszerűbb szarvasgomba faj, termesztésével sokan foglalkoznak.

Elterjedési területe Európában a déli részekre korlátozódik, megtalálható Északkelet-Spanyolországban, Dél-Franciaországban, Észak-Olaszországban, Portugália, Jugoszlávia és Bulgária egyes területein is előfordul. Magyarországon eddig még nem találták meg. Általában déli kiettségű, könnyen melegedő lejtőkön, alacsony termőképességű, meszes, enyhén alkalikus talajon él (CHEVALIER és POITOU 1990). Természetes élőhelyein 600–900 mm csapadék esik, főként ősszel és tavasszal, azonban a jó terméshez nyári

csapadékra is szükség van (DELMAS 1978). Leggyakrabban mogyoró (*Corylus avellana*), komlógyertyán (*Ostrya carpinifolia*) (főként Olaszországban) és tölgy fajok (*Quercus* spp.) a természetes és a mesterségesen mikorrhizált gazdanövények. A szarvasgomba ültetvényeken a termés ritkán haladja meg a hektáronkénti 40 kg-ot, azonban egyes években elérheti a 100 kg-ot is. Az évenként eltérő termésmennyiség oka az időjárás változékonysága, melyre a szarvasgomba igen érzékenyen reagál. Az azonban elfogadott tény, hogy a francia szarvasgomba mennyisége az elmúlt években drasztikusan csökkent, a 19. századi 1000 tonnáról (DELMAS 1978; PEER 1980; ROCCHIA 1992) a jelenlegi 40–150 tonnára (OLIVIER 2000), mely magában foglalja a természetes élőhelyeken gyűjtött és a termesztett gomba mennyiségét is.

Újabb technológiák

Átfogó áttekintést kapunk a szarvasgombák termesztéstechnológiájának fejlődéséről SOURZAT munkáiból (SOURZAT 2001). Chevalier részletesen kifejti az általa, illetve az INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) által kidolgozott különböző mikorrhizálási technikákat (CHEVALIER 2001a). Véleménye szerint az utóbbi években nem történt jelentős előrelépés a francia szarvasgomba (*Tuber melanosporum*) termesztéstechnológiájának fejlesztésében, nincs megbízható adat az isztriai szarvasgomba (*Tuber magnatum*) termesztésére vonatkozólag sem, azonban a burgundiai szarvasgomba (*Tuber uncinatum*) termesztéstechnológiáját feltérképező kutatások sikerei eredményeként kidolgozásra került a fajnak megfelelő technológia (CHEVALIER 2001b).

Franciaországban évente mintegy 300 000–400 000, francia szarvasgombával (*Tuber melanosporum*) mikorrhizált csemetét állítanak elő (LEFEVRE és HALL 2001).

Olaszországban Marche vidékén ez a szám 60–80000 darab, azonban ennek 65–70%-a *Tuber melanosporum*-mal, 15–20%-a *Tuber magnatum*-mal, 10–15%-a pedig *Tuber aestivum*-mal mikorrhizált. Komoly próbálkozások történnek a *T. borchii* termesztésének fejlesztésére is. Ezen a vidéken mintegy 1700 hektárt hasznosítanak, mint természetes szarvasgomba élőhely vagy szarvasgomba ültetvény (GREGORI et al. 2001).

Emellett a francia és az isztriai szarvasgombának nem megfelelő területeken nyári szarvasgomba (*Tuber aestivum*) és kései szarvasgomba (*Tuber borchii*) kísérleti ültetvényeket hoztak létre, előbbieket mogyoró (*Corylus avellana*) és tölgy (*Quercus* spp.) gazdanövényekkel, utóbbiakat fenyőfajokkal (*Pinus* spp.) (TANFULLI et al. 2001; VINAY és PIRAZZI 2001).

Kísérleti ültetvényeket hoztak létre Monferrato térségében is, vizsgálva a különböző termesztési technikák (sorközművelés, fattyazás, mulcsozás) hatását a nyári szarvasgomba (*Tuber aestivum*) terméshozamára (FERRARA et al. 2001).

BELLOLI és munkatársai részletesen leírják az általuk Fragno-i fekete szarvasgomba néven említett burgundiai szarvasgomba (*Tuber uncinatum*) olaszországi viszonyokra adaptált termesztéstechnológiáját (BELLOLI et al., 2001).

Spanyolországban jelenleg 2000 ha körül van a fekete szarvasgomba (*Tuber melanosporum*) ültetvények területe, melyek egyrészt állami és uniós támogatásokkal hozták létre, hiszen a szarvasgomba ültetvények a jelenleg támogatott árpa bevételeinek a háromszorosát tudják produkálni (ESTRADA CASTANO és DOÑATE PEIRO 2001, COLINAS et al. 2001).

LEFEVRE és HALL szerint a szarvasgomba termesztésben még számos kérdés maradt megoldatlan, még a legrégebben termesztésbe vont és nagy hagyományokkal rendelkező francia szarvasgomba (*Tuber melanosporum*) esetén is, de különösen az újabban termesztésbe vont fajoknál (LEFEVRE és HALL 2001).

A szarvasgomba termesztés hazai törekvései

A francia tapasztalatokról írt SZÉKELY MIHÁLY 1882-ben megjelent cikkében, szorgalmazva a magyarországi szarvasgomba termesztést. Hasonlót indítványozott SZŐTS KÁROLY is, javasolta átvenni a TALON testvérek természetutánzó módszertét a következőket tanácsolva: „tölgymakkot vessetek, ha szarvasgombát akartok aratni” (SZŐTS 1905).

Magyarországon valószínűleg KONDOR VILMOS erdőmester volt az első, aki a fent említett módszerrel ültetvényt hozott létre 1901-ben Litkén (SZEMERE 1959).

A szarvasgombák termesztését HOLLÓS és SZEMERE is támogatta, utóbbi az Erdért támogatásával nyári szarvasgomba ültetvényt hozott létre Somogyfajszon. Erről részletesen beszámol 1970-ben megjelent könyvében (SZEMERE 1970).

MAKARÉSZ nemcsak a nyári szarvasgomba termesztését, hanem más, Magyarországon őshonos fajokét is sürgette, mint például a téli szarvasgomba (*Tuber brumale*) és a homoki szarvasgomba (*Terfezia terfezioides*), (MAKARÉSZ 1982).

A szarvasgomba termesztésének lehetőségeit egyértelműen jelzi az újabban feléledő érdeklődés és az utóbbi időben megjelenő, komoly szakmai értéket képviselő cikkek és tanulmányok, melyek legtöbbször a francia példákon alapulnak (CHEVALIER és FROCHOT 1997, BRATEK és BENE 2003).

A hazai termesztésbe bevonható, tájhasználati jelentőséggel bíró szarvasgomba fajok

Burgundiai szarvasgomba (*Tuber uncinatum*):

Termőidő hazánkban: leginkább júliusban és október-novemberben gyűjthető (BAGI et al. 2000). Hazai természetes élőhelyein neutrális vagy gyengén alkalikus talajokon terem, melyek többnyire magas mésztartalommal rendelkeznek, erősen kötöttek, arányos alacsony humusztartalommal (BRATEK et al. 2001a). Érdekes, hogy a hazai populációknál magasabb talajkémhatás és mésztartalmakat jeleztek a francia vizsgálatok (CHEVALIER és FROCHOT, 1997). Nálunk a kontinentális klímahatású területeken, a jobb talajvízellátottságú részeken bőségesen terem. Kiválóan alkalmas lehet a mély fekvésű, akár szikesedő talajú területeken, tölggyel törtéző erdősítésekre. Franciaországban kialakult termesztési technológiái ismertek (CHEVALIER és FROCHOT, 1997; BRATEK és BENE, 2003).

Nagyspórás szarvasgomba (*Tuber macrosporum*):

Termőidő hazánkban: szeptembertől februárig (BAGI et al. 2000). Talajigényeit elsősorban az erősen kötött bázikus talajok jellemzik. Hazai élőhelyeinek túlnyomó többsége patak völgyekben és folyópartokon, sokszor ideiglenes vízborított részeken található.

Árterek fásításában, galéria erdők létrehozásában kiemelkedő szerepe lehet. Termesztéstechnológiájának kidolgozása Franciaországban és hazánkban is folyamatban van (BEAUCAMP, BRATEK szóbeli közlés). Kiemelkedő organoleptikus tulajdonságai folytán piaci felfutása várható.

Késői szarvasgomba (*Tuber borchii*):

Termőidő hazánkban: augusztustól márciusig (BAGI et al. 2000). Mésztelen, alacsony kémhatású talajok jellegzetes gombája. Nálunk a hegyvidéken jellemzőbb, de nem túl gyakori faj. A kisméretű termőtest és összetéveszthetősége más apróbb *Tuber* fajokkal kontraindikálják termesztésbe vonását hazánkban, bár Olaszországban kiterjedt kutatások folynak e téren (TANFULLI et al. 2001; VINAY és PIRAZZI 2001).

Homoki szarvasgomba (*Terfezia terfezioides*):

Termőidő hazánkban: augusztustól novemberig (BAGI et al. 2000). Kizárólag akácokban, többnyire mésztelen, alkalikus homoktalajokon terem. Elterjedése elsősorban a Kárpát-medencére korlátozódik és a Duna által lerakott homoki területeket követi (KIRÁLY és BRATEK 1992a, KIRÁLY et al. 1992b, BRATEK et al. 1996). A hazai gasztronómiában komoly megbecsülést szerzett, ennek ellenére bevezetése az európai piacokra még várat magára. Termesztéstechnológiájának kidolgozására már történtek próbálkozások (BRATEK et al., 1998a, 1998b).

Távlatok

Várható, a magyar mezőgazdaságban is, más EU országokéhoz hasonlóan az intenzíven művelt mezőgazdasági területek visszaszorulása, melynek folytán az alternatív földhasználati lehetőségek, így a szarvasgomba termesztés is előtérbe kerülhet (COLINAS et al. 2001). A fenn említett fajok lehetőséget biztosítanak a triflakterek hazai széleskörű elterjesztésére, a messze ki nem elégített európai kereslet ellátására. Azonban nem lehet cél a kizárólagos exporttermelés. Szükség van a szarvasgomba hazai fogyasztási szokásokba történő bevezetésére és azon tévhit eloszlatására, miszerint ez a gomba elérhetetlen árú luxuscikk.

A triflakterek kialakításában elsődleges a természetes élőhelyek lemintázása, melyre a korábbi hazai kutatások alapot biztosítanak. A triflakterek hazai térhódítása szerepet kaphat a gazdaságilag és társadalmilag elmaradott régiók fejlesztésében és kíméletes, a természettel harmonizáló tájhasználatot tesz lehetővé.

Köszönetnyilvánítás

Megköszönjük dr. Bratek Zoltánnak az útmutatást és a szakmai segítséget, valamint a kézirat lektorálását.

Irodalomjegyzék

- ANONYMUS 2000: The Mushroom Grower's Newsletter. Klamath Falls. Oregon. 9(4).
- BAGI I., BEREZ B., BRATEK Z., HALÁSZ K. 2000: A leggyakoribb hazai szarvasgombák termőideje az eddigi adatok szerint. Fekete gyémánt 1(2): 11.
- BELLOLI S., BOLOGNA F., GREGORI G., ZAMBONELLI A., 2001: Il tartufo di Fragno (*Tuber uncinatum* CHATIN): ecologia a coltivazione. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs 7: 367–371.
- BRATEK Z., KIRÁLY I., LÁNG F. 1992: R-spectra of some hypogeous mushrooms. Micologia e Vegetazione Mediterranea 7(1): 95–102.
- BRATEK Z., JAKUCS E., BÓKA K., SZEDLAY GY. 1996: Mycorrhizae between black-locust (*Robinia pseudoacacia*) and *Terfezia terfezioides*. Mycorrhiza 6: 271–274.
- BRATEK Z., RUDNÓY SZ., PARÁDI I. 1998a: Artificial mycorrhizal infection of black locust (*Robinia pseudoacacia*) by *Terfezia terfezioides* under greenhouse conditions. Second International Conference on Mycorrhizae. July 5–10., Uppsala (Sweden), Abstract pp. 33.
- BRATEK Z., RUDNÓY SZ., PARÁDI I., LÁNG F. 1998b: Natural habitats and preliminary studies on cultivation of *Terfezia terfezioides*. Sixth International Mycological Congress Jerusalem (Israel), August 23–28., Abstract pp. 161.
- BRATEK Z., BAGI I., PARÁDI I., J. VIKOR 2001a: Differentiation among truffle species based on habitat preferences. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs 4: 193–195.
- BRATEK Z., ALBERT L., BAGI I., PÁLFY B., TAKÁCS T., RUDNÓY SZ., HALÁSZ K. 2001b: New and rare hypogeous fungi of Carpathian basin. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs, 2: 55–56.
- BRATEK Z., HALÁSZ K. 2001: A Kárpát-medence földalatti gombái. In II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. Magyar Biológiai Társaság & Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest, 2001. november 20–22. - Előadások Összefoglalói, pp. 51–55.
- BRATEK Z., BENE F. 2003: Tanácsok a burgund szarvasgomba ültetvényes termesztéséhez (francia tapasztalatok nyomán). Fekete Gyémánt 4 (4): 13–17.
- CHEVALIER G. 2001a: Le plant mycorrhize I.N.R.A.: passe, present, avenir. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs. 6: 300–303.
- CHEVALIER G., 2001b: Du congrès de Spoleto a celui d'Aix-en Provence: les avancées en matière de recherches sur la truffe et la trufficulture en France. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs. pp. 11–15.
- CHEVALIER G., POITOU N., 1990: Facteurs conditionnant l'utilisation optimale des plants mycorrhizes artificiellement par la truffe. In: Proceedings of the 2nd International Congress on Truffles. M. Bencivenga & Granetti (eds). Spoleto Univ., Perugia, pp. 409–413.
- CHEVALIER G., FROCHOT H. 1997: La Truffe de Bourgogne. Éditions PÉTRARQUE, Levallois-Perret Cedex.
- CHEVALIER G., FROCHOT H. 2003: A burgundiiai szarvasgomba. Szemelvények. Fekete Gyémánt 4 (4): 86–92.
- COLINAS C., BONET J.-A., FISHER C. C. 2001: Truffle cultivation an alternative to agricultural subsidies. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs, 7: 332–333.
- DELMAS, J. 1978: *Tuber* spp. In: The biology and cultivation of edible mushrooms. Chang S. T. and Hayes W. A. (eds). Academic Press, New York. pp. 645–681.
- ESTRADA CASTANO J. M., DOÛATE PEIRO M. 2001: Estado de la trufficultura en España. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs, 7: 334–336.
- FERRARA A. M., PALENZONA M., LO BUE G. 2001: Osservazioni preliminari sull'incidenza di alcune pratiche colturali in una tartufoia impiantata a *Tuber aestivum* Vitt. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs, 7: 382–386.

- GREGORI G. L., SACCHI A., SPEZI D. 2001: Tartuficoltura nelle Marche. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs, 7: 340–344.
- GRESCHIK V. 1898: A Magas Tátra szarvasgombái A magyarországi Kárpát-Egyesület Évk. 25. 95–102.
- HALÁSZ K., PINTÉR ZS., BRATEK Z. 2003: Földalatti gombák a Nyugat-Dunántúlról. Fekete Gyémánt 4(4): 4–12.
- HOLLÓS L. 1911: Magyarország földalatti gombái, szarvasgombaféléi. (Fungi hypogaei Hungariae.). K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- KIRÁLY I., BRATEK Z. 1992a: *Terfezia terfezioides* a common truffle in Hungary. Micologia e Vegetazione Mediterranea 7(1): 4.
- KIRÁLY I., BRATEK Z., ALBERT L., LUKÁCS Z. 1992b: A homoki szarvasgomba /*Terfezia terfezioides*/. Mikol. Közl. 31(1): 49–54.
- LEFEVRE CH. K., HALL I. R. 2001: The status of truffle cultivation: a global perspective In: Proceedings of the Vth Congress on Hazelnut. Ed. S. A. Mehlenbacher, Acta Hort. 556, ISHS 2001.
- LIPPAY J. 1664: Pisoni Kert. vol. II. Szarvasgomba. Bécs, pp. 216–217.
- MAKARÉSZ L. 1982: A földalatti szarvasgombák termesztéséről. Mikol. Közl. 21(1): 47–50.
- MÁTYSUS I. 1787: Ó- és Új dietetika. Posony, 1787–1793. 8^o, 6: 482–485.
- MILENKOVIC M., MARJANOVIĆ. 2001: Current results on *Tuber* spp. research in Yugoslavia. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs. 4: 218–222.
- OLIVIER J.M. 2000: Progress in the cultivation of truffles. In: Mushroom science XV: Science and cultivation of edible fungi, Vol. 2. Van Griensven L.J.L.D. (ed.). Balkema, Rotterdam, Netherlands, pp. 937–942.
- PÁK D. 1829: Vadászattudomány. Budán pp. 100–10.
- PEER E. 1980: On the trail of the truffle. Geo 2(5): 112–113.
- ROCCHIA J. M. 1992: Truffles: the black diamonds and other kinds. Barthelemy, Avignon, France.
- Sourzat P. 2001: Evolutions technologiques et ecologiques de la trufficulture en France et notamment dans le departement du Lot. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs. 7: 419–423.
- SZÉKELY M. 1882: A szarvasgomba (*Tuber cibarium* v. *melanosporum*) s annak előjövetele, tenyésztése és értékesítése. Erdészeti Lapok, pp. 766–772.
- SZEMERE L. 1959: A föld alatt termő gombák ismeretének felújítása. Az Erdő, 1959. szept., pp. 354–357.
- SZEMERE L. 1970: Föld alatti gombavilág. Mezőgazdasági kiadó, Budapest.
- SZÓTS K. 1905: A szarvasgomba tenyésztése. Erdészeti Lapok. pp. 582–594.
- TANFULLI M., GIOVAGNOTTI E., DONNINI D., BACIARELLI F. L. 2001: Analisi della micorrizazione in tartufige coltivate di *Tuber aestivum* Vittad. e *Tuber borchii* Vittad. Impiantate da oltre 12 anni ambienti pedoclimatici diversi. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs 8: 480–484.
- VINAY M., PIRAZZI R. 2001: Realta`ed esigenze per la coltivazione di *Tuber borchii* Vittad. e *Tuber aestivum* Vittad. nell'Italia Centrale. Actes du V^e Congrès International, Science et Culture de la Truffe et des autres Champignons Hypogés Comestibles. 4 au 6 mars 1999, Aix-en-Provence, France, Federation Française des Trufficulteurs 7: 425–430.
- ZAMBONELLI A., IOTTIL M., ROSSI I., HALL I. 2000: Interactions between *Tuber borchii* and other ectomycorrhizal fungi in a field plantation, Mycological Research. 104: 698–702.

TRENDS AND POSSIBILITIES OF THE EUROPEAN AND HUNGARIAN TRUFFLE
CULTIVATION IN THE ALTERNATIVE AGRICULTURE. EUROPEAN TECHNIQUES,
HUNGARIAN INITIATIVES

A. GÓGÁN¹, CS. KISS¹, D. SZEGŐ², J. DIMÉNY¹,

¹Szent István Egyetem, Faculty of Agriculture and Environmental Management,
Department of Horticultural Technology, H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
²ELTE Department of Plant Physiology, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.

Key words: truffle cultivation, *Tuber* spp. *Terfezia terfezioides*

From the ancient times truffles are valued as precious gastronomic delicacies. Mainly in European countries (e.g. France, Italy, Spain and Hungary) there is a tradition of truffle collection, trade and consumption. Besides this, research on truffle cultivation has already started. Wide scale researches have been elaborated on the technologies of black truffle (*Tuber melanosporum*) and of burgundy truffle (*Tuber uncinatum*). Investigations are being carried out on the cultivation of other, similarly valuable truffle species, such as *Tuber macrosporum* and *Tuber borchii*. In Hungary numerous truffle species are considered be suitable for cultivation, such as *Tuber uncinatum*, *Tuber macrosporum*, *Tuber borchii* and *Terfezia terfezioides* which mainly occurs in the Carpathian basin.

TÁJSZERKEZET ÉS TÁJVÁLTOZÁS VIZSGÁLATOK KARSZTOS MINTATERÜLETEN

KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA

Szegedi Tudományegyetem Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék
6722, Szeged, Egyetem u.2. Pf. 653. E-mail: keveibar@earth.geo.u-szeged.hu

Kulcsszavak: tájszerkezet, karsztökológiai rendszer, erdőgazdálkodás

Összefoglalás: A modern tájkutatások a táj jelenlegi potenciáljait vizsgálják a jövőbeni tájhasznosítás megvalósítása szempontjából. Különösen fontos ez a kutatás a környezet-érzékeny területeken, ahol a környezeti hatások gyors változásokat okoznak. A tanulmány karsztos mintaterületen mutatja be a tájszerkezet antropogén hatásra bekövetkezett változásait, különös tekintettel az erdőgazdálkodásra.

Bevezetés

A tájökológiai kutatások alapvető célja az alapstruktúrák (pl. genetikus tájtypus, tájhasználati típusok) feltárása a társadalmi hasznosítás lehetőségeinek meghatározása céljából. A tájak különbözőségei a szerkezethez kötődő funkcionális különbségeket tükrözik. A szerkezet változásait a működés megváltozása követi és fordítva. A tájszerkezet vizsgálatokhoz a kutatók többsége a környezeti problémák megoldási javaslatának kidolgozása során jutott el (OLSCHOWY 1979, MAROSI 1980, MIKLÓS 1984).

A táj térben és időben változik, sokszínű, szerkezeti elemei fragmentálttá teszik. A táj mozaikos mintázatában a tájfoltok viszonylag homogén elemek. Természetes körülmények között a növénytársulások és állatok populációi alkotnak foltokat, azonban az antropogén tevékenység mellett igen sok fél-természetes és mesterséges foltot hozott létre. Az ökotonok választják el egymástól az antropogén hatás alatt álló és természetes foltokat, s egyidejűleg szegélyhatásuk révén kiegyenlítő szerepet töltenek be a földdinamikában. Ez a szegélyhatás a tájökológiai tervezésnek (pl. puffer zónák kijelölése) fontos elemét képezi (KEVEINÉ BÁRÁNY 2000). A tájfoltok háromdimenziós rendszere mindenütt jelen van a tájban, és időben változik. Osztályozásuk fontosságát csak az utóbbi időben kezdték felismerni a kutatók (FORMAN 1995). A földdinamika feltárása a lehatárolást követően a foltban végbemenő változások vizsgálatával történik. A gyors változások a különböző hasznosítású foltok határainál mennek végbe. A tájnak az u.n. stratégiai pontjain más és más a be- (input) és kimenet (output) lehetősége. Ezért a foltok alakjának célszerű megváltoztatása a tájtervezés egyik feladata. Azokon a foltokon, amelyeken az ember drasztikus változásokat okozott a hasznosítás során, a szukcesszióban is lényeges változás következik be. A szukcesszió változás bármilyen folttypust kialakíthat. A foltok egymás között átjárhatók és általában növekednek. Az optimális földdinamika kialakítása elősegíti a természetes erőforrások megfelelő kezelését, a fenntartható hasznosítást, a megőrzést és visszaállítást (WHITE 1994). A tájszerkezet-kutatások a különböző genetikájú tájak vizsgálatánál más-más célt tűznek ki. A karsztokon a kutatás célja a tájmegőrzés.

A karsztrendszerekben végbemenő változások okát a felszíni folyamatokban kell keresni. A felszíni jelenségek, mint pl. a talajerózió (JAKUCS 1971, ZÁMBÓ 1986), a talajoknak a karsztkorrózióban betöltött szerepe (JAKUCS 1971, ZÁMBÓ 1970, BÁRÁNY-KEVEI 1987) csak az utóbbi néhány évtizedben foglalkoztatja a kutatókat. Mellőzött a karsztos vegetáció dinamikájának hatás-vizsgálata (KEVEINÉ BÁRÁNY 1985, BÁRÁNY-KEVEI és HORVÁTH 1996) és a mikrobák korróziós hatékonyságának értékelése is (JAKUCS 1980, BÁRÁNY-KEVEI 1983, DARABOS 2000). Ritkán találkozunk a karsztos területek hasznosításával és annak a karsztfolyamatokra gyakorolt hatásával foglalkozó tanulmányokkal (PFEFFER 1990, WILLIAMS 1999), s keveset foglalkoznak a szakemberek a globális klímaváltozásoknak a karsztos ökoszisztéma folyamataira gyakorolt hatásával.

A karsztos táj kutatásban az utóbbi évtizedekben a környezeti tényezők karsztra gyakorolt hatásának vizsgálata került előtérbe. A környezeti hatások analitikus vizsgálata a karszterületeken azért indokolt, mert a karsztos kőzetek speciális, más kőzettípusoktól eltérő tulajdonságokkal rendelkeznek és nagyon sérülékenyek. A vízvezető, víztározó és vízzadó képesség a karsztos kőzetek egyik legfontosabb, az ember számára kedvezőnek minősíthető tulajdonsága. Egyúttal azonban ez a legnagyobb veszélyforrás is, mivel a szennyező anyagok a beszivárgó vízzel hamar bejutnak a karsztvízrendszerbe, ronthatják annak minőségét, de esetenként az évmilliók alatt kialakult barlangi formakincs pusztulását is eredményezhetik. A földfelszínnek csupán 10%-án találunk karsztos kőzeteket, jelentőségük ennek ellenére igen nagy, mivel a világ lakosságának vízellátását 25%-ban karsztvízből oldják meg. Ez a tény már önmagában is indokolja a fokozott érzékenységet, háromdimenziós határfelületű karsztok sokirányú vizsgálatát.

Anyag és módszer

A karsztökológiai rendszer kutatása a klasszikus geomorfológiai módszerek (szedimentológiai analízis, morфомetriai vizsgálat, stb.) mellett használja mindazokat a társtudományi módszereket, amelyek a tájökölógiai alrendszerek megismeréséhez szükségesek. Ezért a klimatológia (mikroklíma mérések), talajtan (szelvény vizsgálat, frakció analízis, ionok meghatározása, nehézfém-tartalom vizsgálat) és a botanika (növényterképezés, borítási százalék meghatározása, ökológiai indikátorok szerinti vizsgálat) kutatási módszereit használtam fel a vizsgálatok során. A karsztökológiai rendszer tényezői közül kiemelten foglalkoztam a talaj-, a mikroklíma- és a növényzet változásaival, s a vizsgálatok analitikus eredményeit a földrajzi környezetbe integrálva használtam fel.

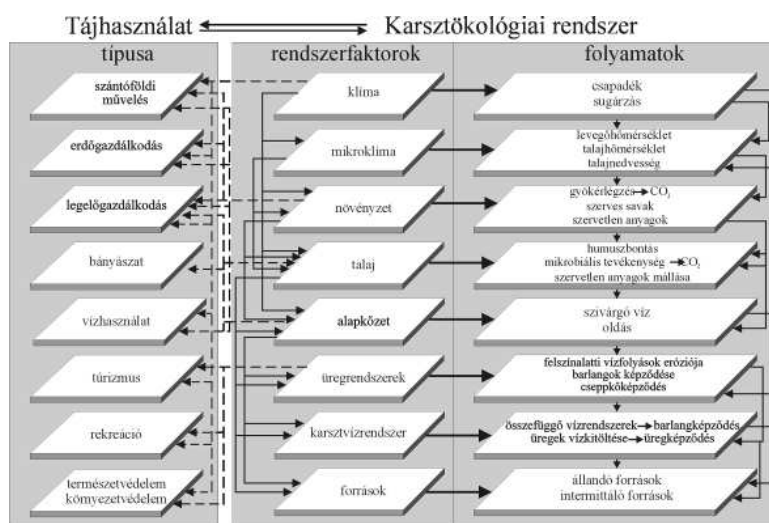
A tájváltozás vizsgálatoknál térinformatikai módszereket is alkalmaztunk. A Bükk hegység Nagy-fennsíkján az 1992-ben készült Landsat műhold felvételt értékeltük. A műholdfelvételnek osztályozásához az ERDAS IMAGINE 8.5 képfeldolgozó és képelemző szoftvert használtuk. A feldolgozás során irányított klasszifikációval (Supervised Classification) készítettük el a tematikus térképet. Ehhez szükség volt tanulóterületek (Signature Editor) kiválasztására. Olyan területeket választottunk ki, ahol biztosak voltunk a növényfedettség milyenségében (minden egyes tanulóterületnek egyedi karakterisztikája van az egyes sávokban). Azok a pixelek (területek), amik nem esnek egybe a tanulóterületekkel, az osztályozás során az ún. legkisebb távolságok (minimum distance) módszerével kerültek osztályozásra. Ez azt jelenti, hogy a vizsgált pixel a spekt-

rumban a legközelebbi tanulóterület osztályát kapja meg Számszerűsítettük az egyes vegetáció típusok területének nagyságát, százalékos arányát.

Eredmények

Napjaink karsztkutatói a karsztok egész rendszerének a feltárását célozzák. A karsztok háromdimenziós határfelületén az antropogén hatások mind vertikálisan, mind horizontálisan hatnak. A kutatások ezért kiterjednek az atmo-, hidro-, pedo- és bioszféra vizsgálatokra is, mivel ezeknek a szféráknak az állapota jelentős hatással van a karsztfejlődésre.

A karsztok ökológiai rendszere (BÁRÁNY-KEVEI 1998a, 1998b) egy olyan strukturális és dinamikus rendszer, amelyben az abiogén elemek a kőzet, a víz, a talaj, a mikro- és makroklima, biogén elemek a mikro- és makro-flóra, valamint az ember. A rendszer működését az abiogén és biogén tényezők kölcsönhatása, illetve a kölcsönhatás során keletkezett anyag és energia forgalom biztosítja, szerkezetét az elemek vertikális és horizontális elrendeződése szabja meg. Specifikuma a sérülékenysége, a folyamatok gyors lefutása, valamint háromdimenziós határfelülete (1. ábra).



1. ábra A karsztökológiai rendszer

Figure 1. Karstecological system

A tájszerkezetet a karsztokon a növényzet mellett a talajfoltok alapján vizsgáltuk. A Bükk-hegység Nagy-fennsíki mintaterületén a növényzet és talajok foltossága szembevetendő annak ellenére, hogy genetikailag itt egy homogén tájról van szó (KEVEINÉ BÁRÁNY 2000). A Bükk-hegység nagy részét – a középhegységi jellegnek megfelelően – mezofil bükkösök, elegyes és sziklai erdők, valamint mészkérülő erdők borítják (SIMON 1992). A domináns bükkerdőkön kívül fenyőerdők is találhatóak a mintaterületen. A talajok a növényzethez hasonlóan szintén nagy változatosságban jelennek meg.

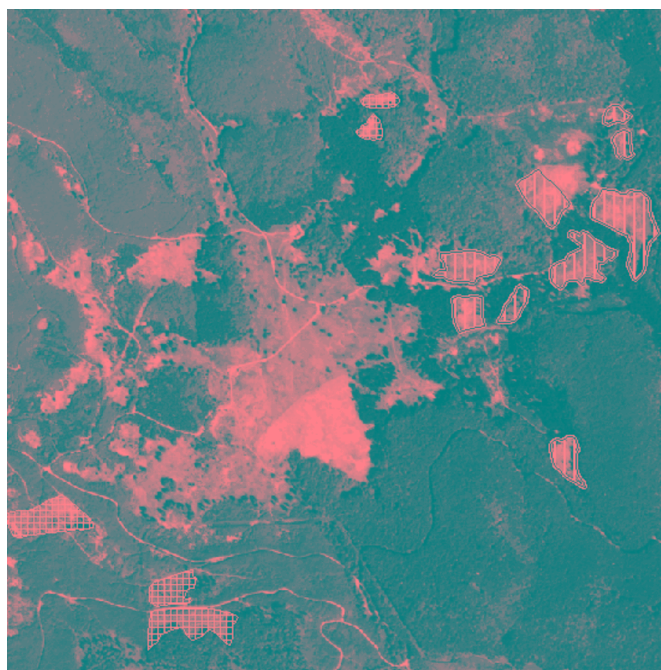
Legnagyobb kiterjedésben rendzina talajokat találunk itt, de a fenyvesek alatt savanyú barna-, és podzolos barna erdőtalajok is gyakoriak, ami a talajdinamika megváltozásának az eredménye.

A Bükk-hegység erdőterületein 1514-től állami gazdálkodás folyt 1945-ig. 1880-ig jelentős volt a legeltetés és erdőirtás, az erdők kora a fiatalabb kor irányába tolódott el. 1935-ben már törvénycikk rendelkezett az erdőkről, amely kimondta, hogy kerülni kell az olyan beavatkozást, amely a természetes jelleget megváltoztatja. 1945 után, az államosítást követően túl nagy volt a kitermelés, különösen a hegység nyugati részén végvágások voltak. A 60-as évektől a 80-as évekig a túlzott kitermelés lecsökkentette az idős faállományt. 1977-től, a Nemzeti Park megalakulását követően a természetközeli, fenntartható erdőgazdálkodás került előtérbe (az 1989-es tulajdonviszony változások az erdőterületek felaprózódásához vezettek, erdeinknek ma 70%-a gazdasági, 29%-a védett, 1%-a közjóléti funkciót tölt be). A fakitermelésnek biztosítania kell az erdei ökoszisztéma diverzitását és egyensúlyát. Ez a termőhely megfelelő kiválasztását igényli. Újabb fenyőtelepítés nem lehetséges, csak a rontott erdők felújítása történhet luc-, duglász-, vörös- vagy jegenyefenyő ültetéssel, amelyek kitermelését követően az őshonos fajok telepítését kell szorgalmazni. Tarvágás csak ott alkalmazható, ahol az idős állomány másként nem újítható fel, s a terület nagysága nem haladja meg az 5 hektárt. A vágásérettség korát a bükkösökben 100–120, a tölgyesekben 120–140 évre kell felemelni. A Bükk-hegység nyugati részén van olyan terület, ahol közel egykorúak a fák, ami azt jelenti, hogy egy időben érik el a vágásérettséget, s az egyensúlymegbomlás megakadályozására meg kell hosszabbítani a fák életkorát 130 évre. Ez természetesen tájésztétikai szempontból is igen fontos. Általában a gyertyános tölgyesekben 15–20, a bükkösökben 25–30 évig elhúzódik egy felújítás. Igen fontos feladat a rekreációs és üdülési funkció fenntartása.

A térinformatikai vizsgálathoz a Nagy-fennsík egy részletét választottuk ki. A Bükk-hegység egészéhez képest itt viszonylag nagy területet borít füves vegetáció (14%). A műholdfelvételen (2. ábra) jól elkülöníthetőek a kopár felszínek (2%), amelyek leginkább a Nagymező területén ismerhetők fel (ZBORAY és KEVEINÉ BÁRÁNY 2002). A terület legnagyobb részén (mintegy kétharmadán) bükkerdő található, 35%-a idősebb, 32%-a fiatalabb telepítésű, elegyes állomány a terület 10%-át foglalja el. A minta-területen tájidegen fenyőerdők (7%) keverednek a bükkerdővel. A fenyőerdők területi részesedése az elmúlt közel 10 évben jelentősen változott. A 2000-es felvételeken a kitermelt fenyőerdők területe 16,5 ha, a bükk erdőké 9,5 ha volt.

Értékelés

A terepfelvétel során a bükkösök mellett nagyszámban fordultak elő fenyőerdő-, illetve bükkelegyes fenyőerdő-, gyertyános-, mészkerülő-, és karsztbokor erdő foltok. Ezek a társulások a sziklagepek és kaszálórétek mellett igen változatos ökológiai viszonyokat tükröznek. A korábbi hasznosítás (erdőkitermelés, legeltetés stb.) hozta létre a mai tájfoltokat (3. ábra). A növényzet és a talajok előfordulása alapján 3 folt típust különítettem el, amelyek a következők:



2. ábra A kivágott bükk- (négyzetes rácsháló) és fenyőállomány foltjai (függőlegesen vonalkázott rácsháló) a Nagy-Fennsík központi területének 2000. májusában készített ortofotóján

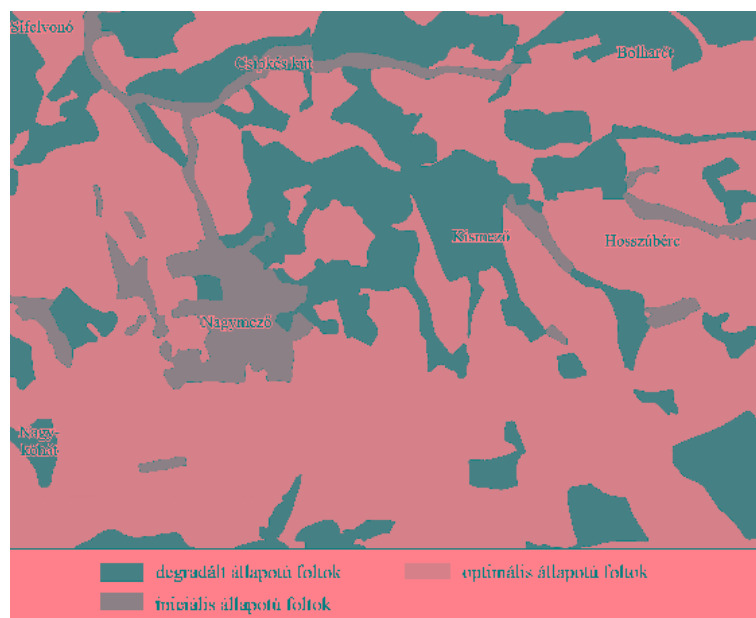
Figure 2. Cutted down beech (with square pattern) and pine patches (with perpendicular pattern) on the orthophoto of Nagy-Fennsík, which is measured in May 2000.

- degradációs stádiumban lévő folt (karsztidegen, vagy degradált ültetett erdők),
- kezdeti vagy iniciális stádiumban lévő folt (irtásrétek),
- optimális stádiumban lévő folt (tölgyesek és bükkösök).

Degradációs foltok ott találhatóak, ahol fenyőerdő foltok és fenyő csemetekertek foglalják el a természetes növényzet helyét. Ez az erdőtípus nem felel meg a tengerszintfeletti magasságnak, vagy a kitettségnek, többnyire telepített erdő. Leginkább ezeken a foltokon van szükség erdő rehabilitációra. Ezek az erdők (köztük különböző nagyságú fenyves foltok) stabilak, de a talaj és a többi erdő állapotának megtartása szempontjából kedvezőtlenek. A cseres tölgyeseket gyakran ott találjuk, ahol az adottságok a mészkedvelő fajok számára kedvezőek.

Iniciális (azaz fejlődésük kezdeti szakaszán lévő) foltok tekinthetők a füves területek, amelyek korábban erdősültek voltak. Ezeknél a területeknél a szélsőséges mikroklíma akadályozza a vissza-erdősülést.

Optimális állapotot képviselnek a bükk és gyertyán foltok. Ezek megfelelnek a táj ökológiai adottságainak, s ezek képviselik a klimatikus erdőtípust is a területen. A foltok stabilak, fenntartásuk feltétlenül indokolt. A degradációs és csökkentértékű foltokra is ezt az erdőtípust kell kiterjeszteni.



3. ábra A Bükk-fennsíki karsztos mintaterület foltmintázata
 Figure 3. Patches pattern of Bükk-Plateau (Nagy-Fennsík)

Sok tényező befolyásolja itt a növényzet és a talajok állapotát. A kitettség differenciálja mindkettőt. A szárazságkedvelő fajok a déli kitettségben, a nedvesebb miliót igénylő fajok az északi kitettségben találhatók. A déli kitettségben a melegkedvelő tölgyesek és karsztbokr erdők telepedtek meg. A lejtőkategóriák vonatkozásában is változatos a terület, csupán a délkeleti (mezőgazdasági művelés alatt álló) foltokon kicsi a lejtése a területnek.

A foltok stabilitása összefüggésben van a folt területének és kerületének arányával. Arra kell törekedni, hogy minél kisebb legyen ez az arány. Ha megvizsgáljuk a Nagy-fennsíkon kiválasztott mintaterület mintázatát, megállapíthatjuk, hogy az nem túl kedvező, mert a tájidegen növényzet és az alattuk kialakult talajok foltjai csipkézettek, így nagy hosszúságban érintkeznek a különböző ökológiai állapotú foltok.

Összességében megállapítható, hogy a tájszerkezet megváltozása arra utal, hogy az antropogén beavatkozás megváltoztatta az ökológiai egyensúlyt. A karsztokon a fenntartható erdőgazdálkodást kell szorgalmazni, ahol az erdőgazdaságnak az őshonos fajokat kell visszatelepíteni, mivel csak így tartható fenn a természetközeli állapot és a karsztrendszer egyensúlya.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a T035020 sz. OTKA és KAC pályázatok támogatásával készült.

Irodalom

- BÁRÁNY-KEVEI I. 1983: Some data about the composition of flora in karst dolines. *Acta Geographica Universitatis Szegediensis*. Tomus XXIII. Szeged. pp. 179–187.
- BÁRÁNY-KEVEI I. 1985: A karsztdolinák talajainak és növényzetének sajátosságai. *Földrajzi Értesítő* 34: 195–207.
- BÁRÁNY-KEVEI I. 1987: Tendencies to change in the compositions of the karstic soil and the vegetation in the dolines in the Hungarian bükk Mountain. *ENDINS*. Mallorca, pp. 87–93.
- BÁRÁNY-KEVEI I. 1988a: Geoecological system of karsts. *Acta Carsologica*. Krasoslovni Zbornik, 27: 13–25.
- BÁRÁNY-KEVEI I. 1988b: The geo-ecology of three Hungarian karsts. *Cave and Karst Science*, England, 25: 113–117.
- BÁRÁNY-KEVEI I., HORVÁTH A. 1996: Survey of the interaction between soil and vegetation in karstecological system /at Aggtelek, Hungary/. *Acta Geographica Szegediensis*, 35: 81–87.
- DARABOS G. 2000: Karst corrosion - specifically regarding the role of the soil-micro-organisms. - in. BÁRÁNY-KEVEI I., GUNN J. (ed.): *Essays in the Ecology and Conservation of Karst*. pp. 54–59.
- JAKUCS L. 1971: A karsztok morfogenetikája. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- JAKUCS L. 1980: A karszt biológiai produktum. *Földrajzi Közlemények* 28: 331–339.
- FORMAN R.T.T. 1995: *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge Univ. Press.
- KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2000: Természetvédelem- a klíma-talaj-növényzet rendszerének változása és a karsztok. *ÖKO* 10: 49–59.
- MAROSI S. 1980: Tájékutatói irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények. MTA FKI, Elmélet – Módszer – Gyakorlat, Budapest.
- MIKLÓS L. 1984: Spatial organization of the Landscape. Research Riport. No. 103., Roskilde Univ.
- OLSCHOWY G. 1979: Landschaftsökologische Kriterien der Planung. *Landschaft + Stadt*, 11. (1).
- PFEFFER K. H. 1990: Wissenschaftliche Informationen zu Karst-Ökosystemen- eine wichtige Aufgabe für praxisorientierte Forschungen und Planungen. - *Tübinger Geographische studien*. pp.1–35.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok és virágos növények. Tankönyvkiadó, Budapest.
- ZÁMBÓ L. 1970: A vörösgyagok és a felszíni karsztosodás kapcsolata az Aggteleki-karszt délnyugati részén. *Földrajzi Közlemények*. 18: 281–293.
- WHITE W. B., 1988: *Geomorphology and Hydrology of Karst Terrains*. Oxford University Press, Oxford.
- WILLIAMS P.W. 1993: *Karst Terrains. Environmental Changes and Human Impact*. Catena Supplement 25.
- ZÁMBÓ L. 1986: A talajhatás jelentősége a karszkorróziós fejlődésben. Kandidátusi értekezés, (kézirat), Budapest.
- ZBORAY Z., KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2002: Tájökológiai vizsgálat karsztos mintaterületen műholdfelvételek és térinformatikai módszerek segítségével. *Karsztfejlődés*. Szombathely. VII. pp. 147–159.

INVESTIGATIONS OF LANDSCAPE STRUCTURE AND LANDSCAPE CHANGE
ON KARSTIC AREA

I. K. BÁRÁNY

University of Szeged, Department of Climatology and Landscape Ecology
6722 Szeged, Egyetem u. 2. Pf. 653. e-mail: keveibar@earth.geo.u-szeged.hu**Keywords:** landscape structure, karstecological system, silviculture

The recent landscape ecological researches study the landscape potentials from the point of view of the possibilities of different uses in the future. The above mentioned research is especially important on those sensitive areas, where the various environmental effects cause rapid changes. The study represents the changes in karst landscape structure due to human impact with special regard to silviculture in Bükk Mountain.

AGROGEOLOGIAI ÉS KÖRNYEZETFÖLDTANI VIZSGÁLATOK A DUNA-TISZA KÖZI HÁTSÁG HOMOKTERÜLETÉN

KUTI LÁSZLÓ – KERÉK BARBARA

Magyar Állami Földtani Intézet
1143 Budapest, Stefánia út 14.
e-mail: kutil@mafi.hu, kerekb@mafi.hu

Kulcsszavak: Duna-Tisza közti hátság, homokterület, területhasználat, öntözhetőség, érzékenység

Összefoglalás: A vizsgálat a Duna-Tisza közti hátság homokterületeire terjedt ki, melynek során agrogeológiai és környezetföldtani térképek segítségével különböző szempontból értékeltük a területet. A felszíni-felszínközeli képződmények rövid ismertetése után az agrogeológiai értékelés két szempontra terjedt ki: az egyik területhasználati, a másik öntözhetőségi szempont. A környezetföldtani értékelést is végeztünk, hogy megállapítsuk a terület szennyeződés-érzékenységét.

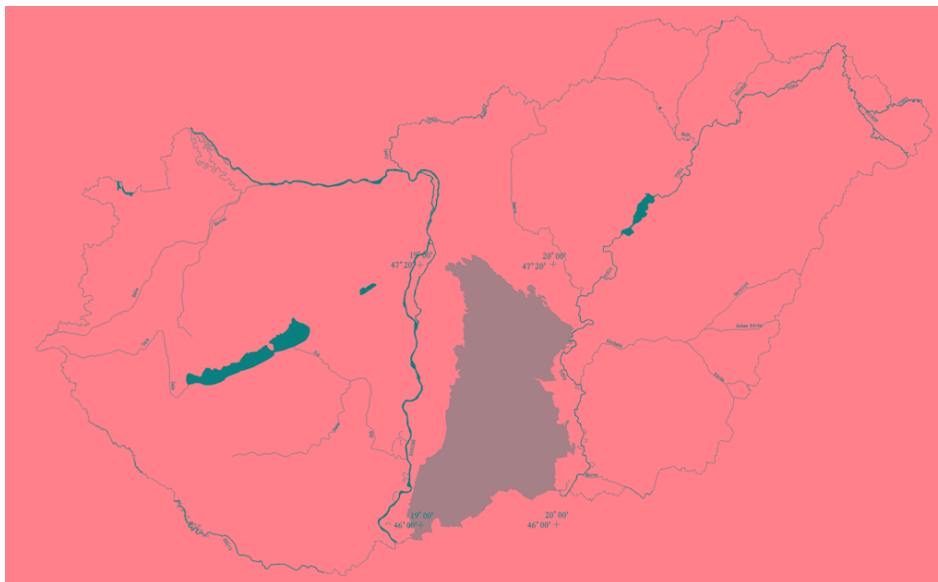
Bevezetés

Az Alföldön, a Duna és a Tisza által határolt területen található Magyarország egyik legkiterjedtebb homokvidéke, a Duna-Tisza közti hátsági homokpuszta (1. ábra). Ezen a vidéken a homok egy részleteiben is nagyon változatos felszín keletkezését tette lehetővé, amely nemcsak az élővilágra, hanem az emberi tevékenység jellegére is hatással volt. Az erdőkkel, szikes pusztákkal tarkított homokterületen sem a domborzati viszonyok, sem a talaj minősége nem tette lehetővé a gabonatermesztésre alapozott mezőgazdaságot, ezért egy sajátos, családi termelésre alapozott szőlő-, gyümölcs-, zöldségtermesztés és állattenyésztés alakult ki (PÉCSI 1967). Ugyanakkor e táj az ország egyik legérzékenyebb, legérzékenyebb területe. E kettősség megnehezítette feladatunkat. Részint el kellett végeznünk azt az agrogeológiai értékelést, amelyik a terület mind racionálisabb használatát segítené, részint el kellett készítenünk azt a környezetföldtani értékelést, mely meghatározza a területhasználat szükséges korlátait. E feladatot a területről készült földtani, agrogeológiai és környezetföldtani térképek átfogó értékelésével oldottuk meg.

Anyag és módszer

Az Alföld komplex földtani térképezése során 1971–78 között tártuk fel a Duna-Tisza közti hátság területét, egy előre megtervezett másfél kilométeres rácsháló mentén telepített-, 10 méteres mélységű fúrások hálózatával. A terepi felvétel 1:25000-es méretarányú térképlapokon történt, a térképeket 1:100000-es méretarányban szerkesztettük meg, és atlaszok formájában 1:200000-es méretarányban adtuk ki (RÓNAI 1985).

A terepen feldolgozott fúrások mintaanyagát és a fúrásokból vett talajvizet részletes laboratóriumi vizsgálatoknak vetettük alá. A mintákból szedimentológiai, ásvány-kőzet-tani és geokémiai vizsgálatok készültek.



1. ábra A vizsgált terület elhelyezkedése

Figure 1. Location map

Az így rendelkezésünkre álló adattömeg feldolgozása tette lehetővé az Alföld földtani térképsorozatának megszerkesztését (KUTI 1981; KUTI és KÖRÖSSY 1986, 1989, 1991), majd az adatok agrogeológiai, környezetföldtani szempontú feldolgozásával, a terület agrogeológiai, környezetföldtani értékelését.

Munkánk során az értékelést csak a homokos területekre terjesztettük ki, figyelmen kívül hagytuk a löszös felszínű területeket, valamint azokat is, ahol nem eolikus üledékek alkotják a felszíni-felszínközeli képződményeket. Ugyanakkor egyértelműen a homokvidékhez tartozónak tekintettük azokat a területeket, ahol az egykori homokos felszín fölött a holocén során vékony tavi eredetű üledékréteg, pl. agyagos homok vagy mészszipa fejlődött ki, s amelyek sok esetben a geokémiai folyamatok hatására elszikestek.

A felszíni-felszínközeli képződmények

A Duna-Tisza közti hátság a pleisztocén közepétől épülő felszíni-felszínközeli üledék-együttesének végső arculatát a holocénben lezajló folyamatok rajzolták meg.

A pleisztocén során a homokhátságtól nyugatra lévő Duna-völgy területén a Duna a pleisztocén közepétől, különösen a melegebb, nedves „inter” időszakokban rakta le változatos vastagságú (5–30 m) és változatos szemcseösszetételű kavicsból, homokos kavicsból, kavicsos homokból, homokból álló durva üledék összetétét. Ebből az üledék-együttesből fújta ki a pleisztocén „glaciális” időszakaiban fúvó, uralkodóan északnyugati szél a felszín közelében lerakódott homokszemcséket, és telepítette át a Duna-Tisza közti

hátságra (MIHÁLTZ 1953, 1967, MOLNÁR 1961, 1963, 1966) sokszor 10 méteres vastagságot is meghaladó rétegben.

A pleisztocén glaciális időszakaiban rakódott le a Duna-Tisza közti hátság másik eolikus képződménye a lösz is (KRIVÁN 1953), amelynek vastagsága a futóhomokhoz hasonlóan helyenként meghaladhatja a 10 métert. Így a terület felszínén illetve a felszín közelében – az uralkodó széliránynak megfelelően ÉNy–DK irányú buckákba, vonulatokba rendeződve – futóhomok, illetve lösz, valamint ezek különböző arányú keverékei, löszös homok, homokos lösz található. Ahol e képződmények kifejlődése nem ér el nagy vastagságot, ott általában 2–3 méteres rétegekben sűrűn váltakozva települtek.

A futóhomokbuckák és löszvonulatok közötti laposokban időszakos vagy állandó vizű tavak alakulhattak ki, melynek üledékei alkotják e terület felszíni fiatal képződményeit, az agyagos kőzetlisztet, a homokos agyagot, a kőzetlisztes agyagot, a mésziszapot illetve néhol a tőzeget. E finom üledékek egyes laposokban a szikesítő folyamatok hatására elszikesedtek (KUTI et al. 1998).

A korábbi pleisztocén felszín maihoz hasonló voltának bizonyítékai a lemélyült fúrások különböző mélységeiben megjelenő tavi képződmények (agyag, homokos agyag, tőzeg).

Eredmények

A Duna-Tisza közti homokpuszta agrogeológiai értékelése

A terület agrogeológiai értékelésénél a talaj-alapkőzet-talajvíz rendszer azon tulajdonságait, és azokat az e rendszerben lezajló folyamatokat vizsgáljuk, amelyek döntő hatással vannak az adott terület mezőgazdasági művelésére, illetve talajainak alakulására. Jelen esetben a területhasználat lehetőségein túl, a vizsgált terület öntözhetőségére koncentráltunk.

Területhasználat

Területhasználati szempontból (2. ábra) más az agrogeológiai helyzete azoknak a homokterületeknek, ahol nagy vastagságú (10 m-t is meghaladó) homokréteg van, és más azoké, ahol a 2–5 m-es felszíni homokréteg alatt valamilyen finom üledék, (lösz, agyag, stb.), vagy fosszilis talajszint található. Ez utóbbiak ugyanis kedvezően befolyásolják a felszíni homokok tápanyag-, illetve vízgazdálkodását.

Ezt figyelembe véve, területhasználati szempontból azok a területek minősíthetők a legjobbaknak, ahol a felszíni vékony (max. 2–4 m) homokréteg alatt lösz jelentkezik. Külön emeli e területek értékét, ha a lösz felszínén egy fosszilis talajréteg található. Hasonlóképpen jónak minősíthetők azok a területek, ahol a homokfelszín alatt max. 2–4 m mélységben egy eltemetett talajszint van. Közepes minőségűek azok a területek, ahol a felszíni homokréteg alatt 4 méternél mélyebben települt a lösz. Rossznak minősíthetők azok a területek, ahol a felszíni homokréteg vastagsága eléri, vagy meghaladja a 8–10 métert. Tovább rontja e területek értékét, ha a homokfelszín és a talajvízszint között egy mészakumulációs réteg, vagy más vízzáró réteg alakult ki. Legrosszabbnak viszont azokat a területeket minősíthetjük, ahol a homokréteg fölé mésziszap, vagy szikes képződmény települt.

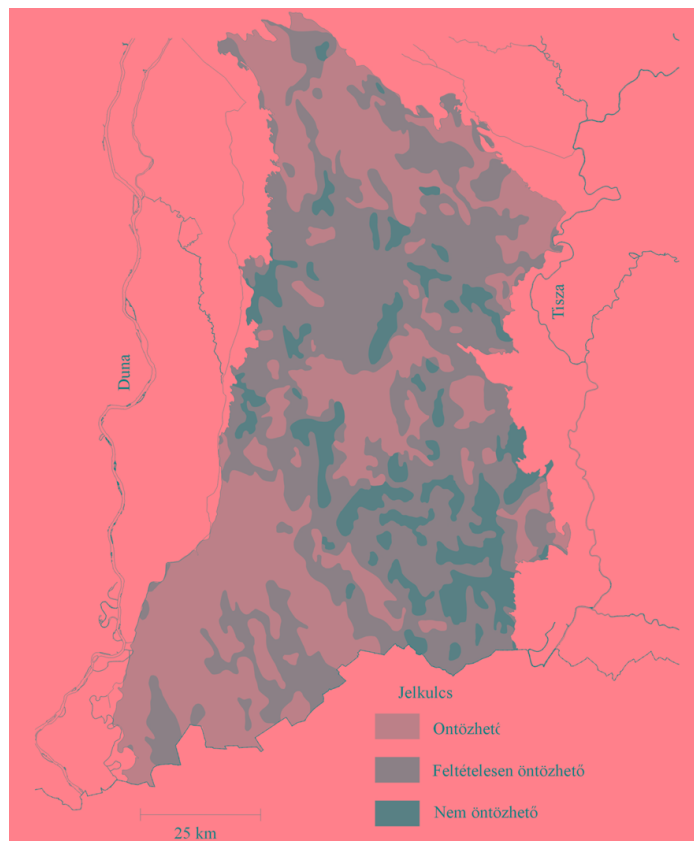


2. ábra Agrogeológiai területértékelés
 Figure 2. Landuse evaluation based on agrogeology

A területek öntözhetősége

A vizsgált terület öntözhetőségének vizsgálatát (3. ábra) a felszíni-felszínközeli képződmények kőzetkifejlődése, a talajvíz mélysége, áramlása, kémiai jellege, összes oldott anyag tartalma, a benne található nátrium-ion mennyisége, valamint a talajvíztartó és a kapilláris zóna anyagának összehasonlító értékelésével végezzük el. A minősítés során kijelöljük a földtani szempontok alapján öntözésre alkalmas területeket, továbbá azokat, ahol csak különös figyelemmel, az előírások szigorú betartásával lehet öntözni, illetve azokat, ahol az öntözés nem ajánlott, mert nagyobb kárt okozhat, mint amennyi a haszon (KUTI és MIKÓ 1989).

A minősítés kiinduló alapja a talajvíz felszín alatti mélységének és összes oldott anyag tartalmának az összevetése úgy, hogy a talajvíz mélységét négy mélységközzel vesszük figyelembe: 0–1 m, 1–2 m és 2–4 m közötti valamint a 4 m-nél mélyebb vízszint. Az összes oldott anyag tartalom értékeket három csoportba osztjuk: 0–500 mg/l, 500–1000 mg/l és 1000 mg/l-t meghaladó értékek és eszerint vizsgáljuk.



3. ábra Öntözhetőség földtani okok alapján

Figure 3. Irrigableness based on geology

Figyelembe vesszük továbbá a talajvíztartó réteg és a kapilláris zóna kőzeteinek kapilláris vízemelő képességét is.

A kapilláris emelkedés a kőzetlisztekben a legnagyobb mértékű és a legrövidebb ideig tartó. Az agyagokban jelentősen kisebb mértékű, lassú és folyamatos. A homokokban egy kismértékű gyors emelkedés után gyakorlatilag beáll a kapilláris vízszint.

Mindezek alapján megállapítottuk, hogy a homokokon 1 m fölötti vízszintnél és 500 mg/l-t meg nem haladó összes oldott anyag tartalom esetén fenntartásokkal ugyan, de lehet öntözni. 1–2 m közötti vízszintnél, 500 mg/l-nél kevesebb összesó tartalom mellett, és 2–4 m közötti vízszintnél 500–1000 mg/l közötti összes oldott anyag tartalommal különösebb feltételek nélkül is megengedett az öntözés. Kőzetlisztek esetében 1–2 m közötti vízszint és 1000 mg/l-nél kevesebb összes oldott anyag tartalomnál tilos az öntözés. 2–4 m közötti vízszintnél és 500 mg/l-nél kevesebb összes oldott anyag tartalom esetén is csak bizonyos feltételek mellett szabad öntözni.

Az agyagoknál 2–4 m közötti vízmélységnél és 500–1000 mg/l közötti összes oldott anyag tartalom előfordulásakor nincs különösebb akadálya az öntözésnek (1. táblázat).

1. táblázat A területek öntözhetőségének minősítése földtani okok alapján
Table 1. Irrigableness based on geology

	<500 mg/l			500–1000 mg/l			>1000 mg/l		
	homok	kőzet- liszt	agyag	homok	kőzet- liszt	agyag	homok	kőzet- liszt	agyag
<1 m	B	A	A	A	A	A	A	A	A
1–2 m	C	A	B	B	A	B	A	A	A
2–4 m	C	B	C	C	B	C	B	B	B
>4 m	C	C	C	C	C	C	C	C	C

A: nem öntözhető, B: fenntartásokkal öntözhető, C: öntözhető

A gyorsabban áramló talajvíz kedvezően befolyásolja a homokos területek öntözhetőségi minősítését, ugyanis itt további javító tényezőként szerepel. 1–2 m közötti vízmélységnél 1000 mg/l fölötti össz sótartalomnál is lehet megfelelő óvatossággal öntözni, 2–4 m közötti vízszintnél pedig 1000 mg/l-t meghaladó összes oldott anyag tartalom előfordulásakor is szabad öntözni, ha a talajvíz gyorsan áramlik.

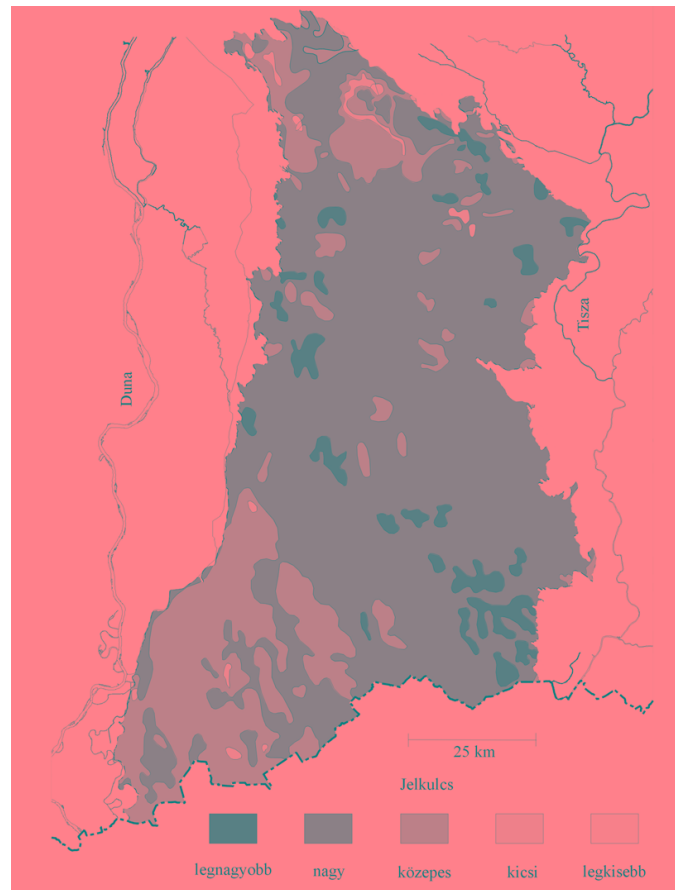
A minősítés során figyelembe vesszük még a talajvízben jelen lévő nátrium-ion mennyiségét is, ugyanis ez, ha sok van belőle a vízben komoly talajkárosító tényezővé válhat. Az összes kation 40%-ánál nagyobb arányú jelenléte a vízben már minden esetben magában hordozza a szikesedés veszélyét.

A Duna-Tisza közti homokpuszta környezetföldtani értékelése

Egy homokterület környezetföldtani minősítése szempontjából alapvető fontosságú, hogy megállapítsuk szennyeződés-érzékenységet (4. ábra), melyet a talajvíz fölötti rétegek átteresztő képességének és a talajvíz mélységének összevetésével oldhatunk meg. E megoldás lényege, hogy egy területen minél rosszabb vízáteresztő képességű üledékek vannak, és minél mélyebben van a talajvíz, az annál kevésbé érzékeny a szennyeződésre. Az így kialakított jelkulcs öt érzékenységi fokozatot tartalmaz, a nem érzékenytől az érzékenyig.

A talajvíztükör feletti rétegek vízáteresztő képességét a Rónai A. által bevezetett módszerrel (RÓNAI et al. 1969), az „agyagossági fok”, vagyis az agyag és finomkőzetliszt szemcseosztálynak (0,00–0,02 mm) az egész szemcsehalmazban képviselt összesített százalékaránya meghatározásával állapítjuk meg. Azaz minél kevesebb az adott üledék finom anyag tartalma, annál jobb vízáteresztő képességű. Ez a meghatározás azért is kedvező és használható, mert a finom szemcsék aránya, megoszlása nemcsak a vízáteresztő képességre, de a kapilláris vízemelésre, a maximális víztartó képességre, tehát vízháztartásra vonatkozóan is tájékoztatást ad.

Attól függően, hogy a talajvízszint fölötti üledékegyüttes az „agyagossági fok” alapján egységesen vízzáró, víztartó vagy vízáteresztő, illetve az üledékegyüttest alkotó rétegekben ezek milyen kombinációban (vastagság, a felszínhez és egymáshoz viszonyított helyzet) jelennek meg a következő kategóriákat alakítottuk ki:



4. ábra Szennyezés-érzékenység
Figure 4. Vulnerability based on geology

1. vízáteresztő (pl. ha a talajvízig egységesen homok van, vagy a homokrétegben csak egy vékony víztartó réteg található),
2. gyengén vízzáró (pl. ha a homokban vékony vízzáró réteg található),
3. közepesen vízzáró (pl. ha a homokban egy vastag, vagy több vékony vízzáró réteg található),
4. erősen vízzáró (pl. ha a talajvízig egységesen vízzáró réteg található, vagy a felszínen vastag vízzáró réteg van).

Ezek után az így meghatározott vízáteresztő kategóriákat kombináltuk a talajvíztükör felszín alatti mélységével, amelynél az 1 m fölötti, az 1–2 m és a 2–4 m közötti valamint a 4 m alatti mélységkategóriákat vettük figyelembe (2. táblázat).

2. táblázat A területek érzékenysége
Table 2. Sensitivity of the area

talajvíz mélység (m)	vízáteresztő	gyengén vízzáró	közepesen vízzáró	erősen vízzáró
<1	1	2	2	3
1–2	1	2	3	4
2–4	1	3	4	5
>4	3	4	5	5

5: nem érzékeny → → → → 4 → → → → 3 → → → → 2 → → → → 1: érzékeny

Az áteresztő képesség és a talajvíz mélység kombinációjából így kialakuló érzékenységi skálán 5-ös számmal jelöltük a környezetföldtani szempontból legbiztonságosabb, nem érzékeny területeket, és 1-sel a legkevésbé biztonságos, érzékeny területeket. A két szélső érték közötti átmenetet jelzi a további három érték (4-es, 3-as, 2-es), melyeknek érzékenységi értéke attól függ, hogy a skála melyik végéhez vannak közelebb.

A Duna-Tisza közti homokhátság agrogeológiai, környezetföldtani értékelése

A vizsgált terület földtani-vízföldtani viszonyait ábrázoló térképek kombinációival megszerkesztett tematikus eredménytérképek segítségével osztályoztuk a különböző agrogeológiai és környezetföldtani tényezőket, majd ezeket összevetve elvégeztük a terület, illetve a terület meghatározó részeinek értékelését, minősítését.

Mindezek alapján mezőgazdasági termelésre legalkalmatlanabbak azok a homokterületek, ahol 10 métert elérő vagy meghaladó homokréteg van a felszínen, és a talajvíz is nagy mélységben található. Ez utóbbi tényező egyébként növeli a terület öntözhetőségének lehetőségét, különösen azért, mert itt a talajvíz összes oldott anyag tartalma is csekély. Így ahol megoldható az intenzív öntözés e területek is mezőgazdasági művelés alá vonhatók. Ugyanakkor megfelelő gazdaságossági számításokat kell végezni, hogy ez megéri-e. Legalkalmatlanabb kategóriába kell sorolnunk azokat a területeket is, ahol a felszínen mészszip, vagy elszikesedett képződmény található. Itt gyakorlatilag értelmetlen földművelési tevékenységet folytatni. Homokterületek közül agrogeológiai szempontok alapján azok a legkedvezőbbek, ahol a felszíni homokréteg alatt 2–6 méter mélységben löszréteg található, ugyanis ez javítja a felette lévő homok víz- és tápanyag-gazdálkodási tulajdonságait. Hasonlóképpen kell minősítenünk azokat a homokokat, ahol karakteres eltemetett talajsztint található a felszín alatt.

Környezetföldtani szempontból legérzékenyebbek azok a területek, ahol a nagyvastagságú felszíni homokrétegben 4 méternél följebb van a talajvíz szintje. Legkevésbé érzékenyek azok a területek, ahol a talajvíz fölött vastag, rossz vízáteresztő tulajdonságú réteg található. Ez lehet egy eltemetett tó finom üledéke, vagy akár egy eltemetett talajsztint is.

Mindezekből látszik, hogy a Duna-Tisza közti homokhátságon vannak olyan homokos területek, melyek mezőgazdasági hasznosítása nem gazdaságos, ugyanakkor környezetföldtani szempontból is nagymértékben problémásak. Igaz viszont, hogy ezek a területek olyan természeti értékeket hordoznak, hogy legnagyobb részüket természetvédelmi oltalom alá helyezték, kivonva minden gazdasági tevékenység alól.

Köszönetnyilvánítás

Jelen dolgozat az OTKA T 37731 számú pályázat kutatásaihoz kapcsolódva készült, köszönjük a támogatást.

Irodalom

- KRIVÁN, P. 1953: Die Erdgeschichtlichen rhythmien des pleistozänzeitalters. Ungarische Geologische Anstalt, Budapest, Vorgetragen auf dem Ungarischen Alföld-Kongress am 27. September 1952, pp. 79–90.
- KUTI L., KÖRÖSSY L., SZEPESHÁZY K. 1981: Az Alföld földtani atlasza. Kecskemét MÁFI, Budapest, p. 11, [19] térkép
- KUTI L., KÖRÖSSY L. 1986: Az Alföld földtani atlasza. Dabas. MÁFI, Budapest, p. 11, [19] térkép
- KUTI L., KÖRÖSSY L. 1989: Az Alföld földtani atlasza. Dunaiújváros–Izsák.. MÁFI, Budapest, p. 11, [19] térkép
- KUTI L., MIKÓ L. 1989: Öntözésre alkalmas területek vízföldtani kritériumai az Alföld ÉK-i részén — Az MHI VIII. országos vándorgyűlésének kiadványa, pp. 114–124.
- KUTI L., KÖRÖSSY L. 1991: Az Alföld földtani atlasza. Kiskunhalas. MÁFI, Budapest, p. 11, [19] térkép
- KUTI, L., TÓTH, T., PÁSZTOR, L., FÜGEDI, U. 1998: Analysis of Regional Soil Salinization by GIS — Proceedings of the International Symposium on sustainable management of salt affected soils ecosystem, Cairo, Egypt, pp. 106–122.
- MIHÁLTZ I. 1953: A Duna-Tisza köze déli részének földtani felvétele. A MÁFI Évi Jelentése az 1950. évről, pp. 113–138.
- MIHÁLTZ I. 1967: A Dél-Alföld felszínközeli rétegeinek földtana. Földtani Közlöny XCVII, pp. 136–144.
- MOLNÁR B. 1961: A Duna-Tisza közti eolikus rétegek felszíni és felszín alatti kiterjedése. Földtani Közlöny XCI, pp. 300–315.
- MOLNÁR B. 1963: A délalföldi pliocén és pleisztocén üledékek tagolódása nehézsúly-összetétel alapján. Földtani Közlöny XCIII, pp. 97–107.
- MOLNÁR B. 1966: Pliocén és pleisztocén lehordási területváltozások az Alföldön. Földtani Közlöny XCVI, pp. 403–413.
- PÉCSI M. (szerk.) 1967: A Dunai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 358.
- RÓNAI A., BOCZÁN B., KILÉNYI É., WEIN GY., SZÉLES M. 1969: The Geological Atlas of the Great Hungarian Plain. Szolnok. MÁFI, Budapest, p. 15, [21] térkép
- RÓNAI A. 1985: A Alföld negyedidőszaki földtana. Geologica Hungarica. Series Geologica 21., MÁFI, Budapest.

ENVIRONMENTAL AND AGROGEOLOGICAL RESEARCH
ON THE SANDY AREA OF THE DANUBE-TISZA HILLY REGION

L. KUTI–B. KERÉK

Geological Institute of Hungary
H-1143 Budapest, Stefánia út 14.
e-mail: kutil@mafi.hu, kerekb@mafi.hu

Keywords: Danube-Tisza Hilly Region, sandy area, landuse, irrigableness, vulnerability

One of the most expanded sandy areas in Hungary is situated in the area bordered by the River Danube and Tisza, at the Great Hungarian Plain. This is the sandy steppe of the Danube-Tisza Hilly Region, where the sand made the formation of a very variable surface possible. This fact determines the flora, the fauna and also the characteristic of human activity. On the sandy area, variegated by forests and salt-affected soils, neither the relief nor the quality of the soil made the agriculture based on the cultivation of grain crops possible. Therefore a special, family-based cultivation was formed with growing of grape, fruits and vegetables, and with animal husbandry. At the same time, this region is one of the most volatile and sensitive areas of Hungary. This duality makes our work more difficult. On the one hand we have to complete the agrogeological evaluation that helps the more rational usage of the area, on the other hand we also have to create the environmental geological evaluation which determines the necessary limits of the area-utilisation. This task was solved by the comprehensive evaluation of geological, agrogeological and environmental geological maps prepared about the area. Separated maps were created about the geological formations of the target area, the rock development of the surface-near surface sediments, the permeability, the calcium-carbonate content, the depth of the groundwater, the depth of the groundwater under the Sea level, the total soluble salt content and the chemical type of the groundwater. With the help of the maps, the different agrogeological and environmental geological factors were marked by a scale from 1 to 5 (1 is the worse and 5 is the best mark), than comparing these marks the evaluation is performable and recommendation can be given for the protection and the usage.

A VÁLI-VÍZ VÖLGYÉNEK JELLEGZETES ÜDE FÁTLAN ÉLŐHELYEI

MJAZOVSZKY ÁKOS¹, TAMÁS JÚLIA², CSONTOS PÉTER³

¹Budai Nagy Antal Gimnázium, 1221 Budapest, Anna u. 13–15.

e-mail: biologia@aramszu.net

²Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár, 1476 Budapest, Pf. 222.

e-mail: tjuli@bot.nhmus.hu

³MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Ktcs., 1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

Kulcsszavak: Á-NÉR, magassásrét, magterjesztési mód, mocsásrét, nádas, ökológiai indikátor értékek, természetvédelmi érték

Összefoglalás: Dolgozatunkban a Váli-víz mentén előforduló Á-NÉR élőhelytípusok közül az alföldi mocsásrét (D4), a zárt nádasok (B1; itt a vízparttól távolabb eső állományok) és a magassásrét (B5) jellemzésével foglalkoztunk. Mindhárom élőhelytípusban cönológiai felvételeket készítettünk, majd ezek alapján csoporttömeg számítás alkalmazásával többféle ökológiai indikátor-érték szerint jellemeztük az élőhelyeket. A cönológiai felvételek fajkészletei közötti hasonlóságokat Sørensen-indexszel mértük.

A kistájra jellemző erős antropogén hatás a három vizsgált élőhelyen is megmutatkozott. Az alföldi mocsásrétken, ahol a kvadrátonkénti fajszám 22 és 36 között változott, a fajkészlet zömét a tágtűrűsű zavarástűrő fajok tették ki. Ezek egy része a rétgazdálkodáshoz kapcsolódó ún. felülvetés nyomán szaporodhatott el (pl. *Festuca pratensis*, *Trifolium repens*, *T. pratense*). A kaszálórétke jobb fajai csak kis borítási értékekkel és alacsony konstanciával fordultak elő. A vízparttól távolabb található, zárt nádasokban összesen 52 fajt jegyeztünk fel, ami számottevően, tizenkilencel meghaladja a korábban vizsgált vízparti nádasokból kimutatott fajok számát. A fajszámnövekedést elsősorban a szárazabb élőhelyek felől betelepülő igénytelenebb fajok eredményezték (pl. *Agropyron repens*, *Calamagrostis epigeios*, *Galium mollugo*, *Urtica dioica*, *Vicia cracca*, stb). Ezek a fajok azonban nem váltak a „szárazföldi” nádasok jellegzetes fajaivá, hanem csak esetlegesen bukkantak fel egyik-másik állományban, konstanciájuk minden esetben alacsony maradt. Ezt számszerűen is megjeleníti az élőhelyen belüli kvadrátpárokra kapott nagyon alacsony átlagos hasonlóság (mindössze 0,19, Sørensen -indexszel mérve). A nem zsombékoló magassásrétken csak 30 fajt figyeltünk meg, és a kvadrátonkénti fajszám is nagyon alacsony, 5 és 13 közötti érték volt. A degradált jelleg magyarázatául leginkább a területek időnkénti feltörése képzelhető el. Ez alól csak a Kajászótól délre felvételezett állomány képezhet kivételt, ahol az *Eriophorum angustifolium* is előfordult.

Bevezetés

Hazánk területének jelentős része intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló, csekély lejtőszögű síkság, illetve lankás dombvidék. Ezek a helyeken az állandó emberi jelenlét és gazdálkodás szinte teljesen megszüntette a potenciális vegetációt. A főleg agrár jellegű kistájak, a települések, azok közvetlen környezete: a parlagok, rétek, szántók, kertek ritkán keltik fel a botanikus ökológusok figyelmét. Pedig ezek az élőhelyek több okból is jelentős odafigyelést érdemelnének. Egyrészt mivel az ország területének nagyobbik hányadát teszik ki, másrészt azért, mert itt is találhatunk jelentős ökológiai és botanikai értékeket, harmadrészt pedig azért, hogy felismerjük azokat a művelési ágakat, melyek összeegyeztethetőek a kistájak biológiai sokféleségét megőrző, vagy azt újrateremtő természetvédelemmel. Ebből a szempontból nagy jelentőségűek az ökológiai folyosókként is funkcionáló, a kultúrtájon áthaladó patakok (GALLÉ et al. 1995), illetve az

általuk kialakított, gyakran vízjárta, nehezebben hasznosítható sávok, ahol a környező agrár élőhelyeknél sokkal változatosabb vegetációval és élővilággal találkozhatunk, hiszen itt találunk otthonra az onnan kiszoruló fajok is. A lágymű- és fűszárú inváziós növények terjedésében is jelentős szerepet játszanak a patakok (BALOGH et al. 1994, BALOGH 2001). A víz áramlása elősegíti propagulumaik terjedését, valamint, ha a patak partját nem kaszálják vagy legeltetik intenzíven, de néhány évenként erősen megbolygatják (kotorják), az jó lehetőséget teremt állományaik kialakulásához.

A részletesen kutatott vegetációjú hazai patakok közé tartoznak a Balaton-felvidéki Aszófői-séd (KOVÁCS és FELFÖLDY 1958) és a Pécsely-patak (KOVÁCS és FELFÖLDY 1960), valamint a Vas megyei Ablánc-patak (KOVÁCS et al. 1998).

Bizonyos patakparti társulásokról, mint például a Glycerio-Sparganium csoport tagjai és a Filipendulo-Geraniumum, országos áttekintések jelentek meg (KOVÁCS 1962, 1963).

Más, főleg fűszárú fajok által dominált, a patakpartokon is jelentős borítással rendelkező társulásoknak nagyobb folyóink mentén elhelyezkedő állományait mérték fel részletesen. A Duna kisalföldi, majd Budapest környéki szakaszán ZÓLYOMI (1934, 1937, 1958), a Szentendrei-sziget déli részén pedig ZSOLT (1943) vizsgálta átfogóan a növényzetet. A legnagyobb folyamunkat övező növényzet leírásának szintézise KÁRPÁTI és KÁRPÁTI (1958a, 1958b, 1968) tolla által látott napvilágot. Új adatokkal szolgáltak a közelmúltban a Duna Gemenc környéki szakaszáról KEVEY és TÓTH (1992) kutatásai, valamint a bősi vízerőmű beindítása miatt a természetvédelem fókuszába került Szigetközről KEVEY (1993) dolgozata. A főváros közigazgatási területén belül elhelyezkedő Háros-sziget egyedülállóan jó állapotban megmaradt vegetációját is többen vizsgálták (GERGELY 1994, GERGELY és SZALAI 1997, SZALAI és GERGELY 1997, SZALAI 1996, 2000, MJAZOVSKY 1995, 2001a). TIMÁR (1950, 1954) és BODROGKÖZY (1965, 1966) tanulmányozta és írta le a Tisza árterének növényzetét és annak botanikai értékeit, KOVÁCS és MÁTHÉ (1967) az Ipolyét, KOVÁCS és TAKÁCS (1998) pedig a Rába alsósózlónoki szakaszát.

A nagy – több négyzetkilométeres kiterjedésű – területen végzett növényzeti, ökológiai és élőhely-vizsgálatok végzéséhez dolgozták ki a tájleptéki vegetációkutatás különböző módszereit (SCHWABE 1989, 1991). A Váli-víz partján végzett kutatásainkhoz az utóbbi években kidolgozott, és folyamatosan csiszolódó hazai tájleptéki vegetációkutató módszert, az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozó Rendszert, az Á-NÉR-t használtuk (FEKETE et al. 1997), mely társulások helyett élőhely-kategóriákkal jellemzi az adott területeket. E munka során merült fel annak az igénye, hogy a felbukkanó Á-NÉR kategóriákat részletesebben is dokumentáljuk. Első lépésként a közvetlenül a vízparti sávban leggyakoribb élőhelyeket: a tavak zárt nádasait és gyékényeseit (B1), tavi harmatkásásokat, békabuzogányosokat, tavi kákásokat, mételykórós mocsarokat (B2) és a fűz és nyárligeteket (J4) jellemeztük cönológiai felvételekkel és a taxonok legfontosabb indikátor-értékeinek (T, W, R, TVK, Raunkiaer-féle életforma) elemzésével (MJAZOVSKY és TAMÁS 2002). Jelen publikáció ugyanennek a területnek a patakparttól kicsit távolabb (mintegy 20–50 m távolságban) található jellegzetes, természeteshez közeli állapotban lévő élőhelyeit, a vizektől távolabbi zárt nádasokat (B1), a nem zombékoló magassárréteket (B5) és az alföldi mocsárréteket (D4) mutatja be hasonló szemszögből.

Anyag és módszer

A Váli-víz általunk vizsgált 10 kilométeres szakasza a Niklfeld-féle közép-európai flóratérképezési háló szerint a 8577-es, 8677-es és a 8678-as cellákba esik (NIKLFELD 1971). Ez hazánk tájbeosztásában két kistájat érint: az Alcsútdoboz és Vál közötti szakasz az Etyeki-dombságon, míg a Vál és Baracska közötti szakasz a Váli-víz síkján terül el (MAROSI és SOMOGYI 1990).

Az Etyeki-dombság 200–250 m tengerszint feletti magasságban, a Gerecse déli előterében helyezkedik el, geomorfológiai szempontból eróziós-deráziós dombság, ahol a Váli-víz széles, saját hordalékával feltöltött, majdnem teljesen sík völgyben folyik. A kistáj túlnyomó része mezőgazdaságilag hasznosított, úgynevezett kultúrsztyep, mely a mérsékelt meleg és mérsékelt hideg, valamint a mérsékelt száraz és száraz éghajlat határán helyezkedik el. Területhasznosítása: belterület: 4,6%, szántó: 71,8%, kert: 1,7%, szőlő: 5,2%, rét, legelő: 1,2%, erdő: 13,1%, vízfelszín: 0,2%, ártér, elhagyott terület, bányaterület: 2,2%, a fentiekből védett terület: 0,25%.

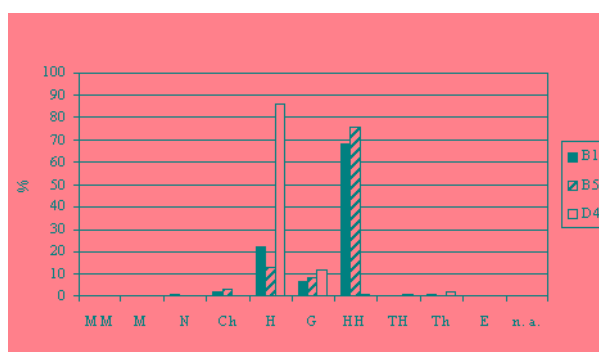
A Váli-víz síkja 106–185 m tengerszint feletti magasságban, a Mezőföld északi részén helyezkedik el. Geomorfológiailag a kistáj lösztakarta eróziós halomvidék, mely enyhén tagolt síksági képet nyújt. A patak itt féloldalasan kiemelt rögök között, az északnyugat-délkeleti völgymedencék egyikében folyik. Ez a kistáj éghajlat szempontjából mérsékelt meleg és száraz. Területhasznosítása: belterület: 6,6%, szántó: 84,6%, kert: 0,3%, szőlő: 0,8%, rét, legelő: 3,2%, erdő: 2,3%, vízfelszín: 0,6%, ártér, elhagyott terület, bányaterület: 1,6%, a fentiekből védett terület: 0,3%.

A Váli-víz legfontosabb vízjárási adatai Baracsánál: legkisebb víz: -9 cm, legnagyobb víz: 333 cm, kisvízkor 0,01 m³/s, közepes vízkor 0,45 m³/s, nagyvízkor pedig 45 m³/s a vízhozam. Árvizek tavasszal és nyár elején, kisvizek ősszel szokásosak. A vízminőség II. osztályú. A patak partján löszös üledéken kialakult réti öntéstalaj, tőle távolabb löszön képződött mészlepedékes csernozjom található. Az ártéren 60–80%-ban rétek, 15–25%-ban szántók és mintegy 5%-ban erdők helyezkednek el. A patakpartok árvízvédelmi kezelése ma a települések belterületére eső szakaszok növényzetének évente egy-két alkalommal történő kaszálására korlátozódik, de a korábbi évtizedekben rendszeres volt a kotrás, mivel az azóta jelentősen visszaesett vértesi bányászat során kiemelt karsztvizet itt vezették le.

Az általunk vizsgált Á-NÉR kategóriák mindegyikében 5–5 cönológiai felvételt készítettünk (1. táblázat). A kvadrátok helyének kiválasztásakor ügyeltünk arra, hogy azok jellegzetesek és amennyire csak lehet homogének legyenek. A nádasokban és a magasásréteken 4 × 4 m-es, a mocsárréteken 2 × 2 m-es kvadrátokat alkalmaztunk. A fajok meghatározásához SIMON (1992) és PENKSZA (2000) munkáit használtuk. A fajok borítását Braun-Blanquet módszerrel becsültük meg (JAKUCS 1991). A felvételekből nyert adatokat Á-NÉR kategóriánként cönológiai táblázatokban foglaltuk össze, melyek a fajok becsült borítási értékein kívül tartalmazzák az öt felvétel alapján számított konstanciát, a taxonok legfontosabb ökológiai indikátor-értékeit (T, W, R, TVK, Raunkiaer-féle életforma), illetve a flóraelem szerinti besorolásukat (SIMON 1992). A terepen kapott cönológiai adatokkal csoporttömeg-számítást végeztünk (JAKUCS 1991), hiszen ezek a valós viszonyokat a fajlista alapján végzett számításoknál sokkal jobban tükrözik. Az így nyert eredményeket százalékos értékekre konvertáltuk, majd ökológiai indikátor-értékeként grafikusán ábrázoltuk. A hőklíma-adatok értékelésekor az eredetileg

I. táblázat A cönológiai felvételek adatai
Table 1. Basic data of the phytosociological samples.

A cönológiai felvétel száma	A kvadrát mérete	A kvadrát helye	A felvétel napja
B1/1	4 x 4 m	Alcsútdoboz határában N: 47° 25,068' E: 18° 36,578'	2002. 06. 09.
B1/2	4 x 4 m	Alcsútdoboz határában N: 47° 24,995' E: 18° 36,710'	2002. 06. 09.
B1/3	4 x 4 m	Kajászó határában N: 47° 18,743' E: 18° 44,092'	2002. 06. 25.
B1/4	4 x 4 m	Baracsától délre N: 47° 15,295' E: 18° 47,635'	2002. 06. 25.
B1/5	4 x 4 m	Kajászó határában N: 47° 18,756' E: 18° 44,008'	2002. 09. 11.
B5/1	4 x 4 m	Alcsútdoboz határában N: 47° 24,991' E: 18° 36,736'	2002. 06. 09.
B5/2	4 x 4 m	Alcsútdoboz határában N: 47° 25,002' E: 18° 36,718'	2002. 06. 09.
B5/3	4 x 4 m	Vál és Kajászó között N: 47° 18,809' E: 18° 43,989'	2002. 06. 25.
B5/4	4 x 4 m	Vál és Kajászó között N: 47° 18,672' E: 18° 44,141'	2002. 06. 25.
B5/5	4 x 4 m	Kajászó határában N: 47° 18,671' E: 18° 44,129'	2002. 06. 25.
B4/1	2 x 2 m	Alcsútdoboz határában N: 47° 25,003' E: 18° 36,560'	2002. 06. 09.
B4/2	2 x 2 m	Alcsútdoboz és Tabajd között N: 47° 24,946' E: 18° 36,773'	2002. 06. 09.
D4/3	2 x 2 m	Alcsútdoboz és Tabajd között N: 47° 24,800' E: 18° 36,965'	2002. 06. 09.
D4/4	2 x 2 m	Alcsútdoboz és Tabajd között N: 47° 24,361' E: 18° 37,354'	2002. 06. 09.
D4/5	2 x 2 m	Tabajd határában N: 47° 24,076' E: 18° 37,693'	2002. 06. 09.



I. ábra Raunkiaer-féle életforma-kategóriák megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban. Jelölések: B1 – zárt nádasok; B5 – nem zombékoló magassásrétek; D4 – alföldi mocsárrétek; n. a. – nincs adat.

Figure 1. Percentage share of Raunkiaer's life-form categories (based on species cover)

in the studied vegetation types: B1 – reeds; B5 – sedge (Magnocaricion) meadows;

D4 – lowland swamp meadows; n. a. – data not available.

betűkkel jelzett altípusokat jelen feldolgozás során nem különböztettük meg. A felvételek közötti hasonlóságok kvantitatív kimutatására a Sørensen-indexet használtuk.

Eredmények és megvitatásuk

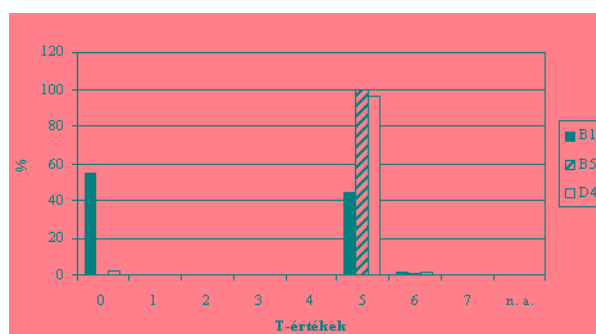
A cönológiai adatgyűjtés során összesen 106 edényes növényfajt találtunk. Ezek közül a jelenleg hatályos természetvédelmi törvény szerint védett a *Cirsium brachycephalum* (1. fotó) és az *Eriophorum angustifolium*, valamint korábban védett volt az *Iris pseudacorus* is. Megemlítendő még az *Oenanthe fistulosa* előfordulása, amelyre Kajászó közelében bukkantunk (kvadráton kívül).

A vizsgált élőhelyek közül az alföldi mocsárréteket (D4) találtuk a legfajgazdagabbnak (Függelék, D4/1–5 felvételek). Itt összesen 62 faj fordult elő, kvadrátonként 22 és 36 között. IV-es és V-ös konstanciaértékekkel a legjellegzetesebb fajok: *Achillea asplenifolia*, *Alopecurus pratensis*, *Galium verum*, *Ranunculus acris*. Az időnként előforduló háborgatás miatt egyes tágtűrűsű fajok elszaporodása is megfigyelhető, melyek közül a leggyakoribbak: *Agropyron repens*, *Plantago lanceolata*, *Taraxacum officinalis*, *Trifolium pratense*. Veszélyesen terjedő özöngyomokkal itt nem talákoztunk.

A Raunkiaer-féle életformák megoszlását vizsgálva (1. ábra) feltűnő a hemikriptofitonok igen magas aránya (85,8%). A Váli-víz partján vizsgált mocsárrétek szinte összes nagy borítással bíró faja (*Arrhenatherum elatius*, *Centaurea jacea*, *Dactylis glomerata*, *Galium verum*, *Pastinaca sativa ssp. pratensis*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba officinalis*, *Trifolium pratense*, *Vicia cracca*) ebbe a kategóriába tartozik. Jelentős még a geofitonok borítása (11,2%), melyért főleg az *Agropyron repens* és a *Cirsium arvense* felelős. Kis számban előfordulnak még kamefitonok, hidrofitonok, hemiterofitonok és terofitonok, de részesedésük a csoporttömegeből elhanyagolható.

A hőháztartást (2. ábra) tekintve az általunk vizsgált alföldi mocsárrétek összes valamirevaló borítási értékkel bíró faja a lomberdő klímába tartozik (95,9%). Mindössze néhány, a csoporttömegeből igen kis mértékben részesedő taxon szubmediterrán (*Bromus erectus*, *Cirsium canum*, *Festuca rupicola*, *Galium aparine*, *Medicago sativa*, *Tragopogon dubius*), valamint egy, a *Cichorium intybus* mediterrán.

A W-értékeket ábrázolva (3. ábra) kitűnik, hogy a többi Á-NÉR kategóriával össze-



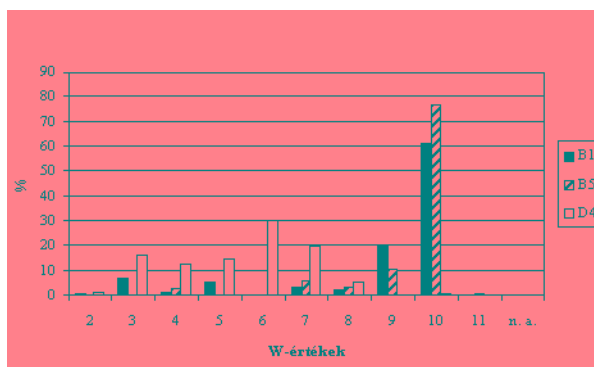
2. ábra A Zólyomi-féle T-értékek megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban (jelölést lásd 1. ábra).

Figure 2. Percentage share of relative temperature requirement categories (based on species cover) in the studied vegetation types (see Fig. 1. for abbreviations).

hasonlítva az alföldi mocsárrétek a legszárazabbak, így nem csoda, hogy egyes, noha igen alacsony borítási értékekkel (1%) bíró fajok, a száraz területek kedvelői közül kerültek ki: *Bromus erectus*, *Daucus carota*, *Festuca rupicola*, *Galium mollugo*. A mérsékelt száraz élőhelyeket kedvelők között már jelentős csoporttömeeggel (16,1%) bírót is megfigyelhetünk: *Agropyron repens*, *Allium scorodoprasum*, *Galium verum*, *Vicia angustifolia*. Sok növény tartozott a mérsékelt üde (*Cirsium arvense*, *Crepis biennis*, *Helictotrichon pubescens*, *Vicia cracca*) és az üde (*Arrhenatherum elatius*, *Trifolium repens*) területek jellegzetes növényei közé (12,5%, illetve 14,8%), de a legnagyobb arányban mégis a mérsékelt nedves (*Centaurea jacea*, *Dactylis glomerata*, *Pastinaca sativa* ssp. *pratensis*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense*) és a nedves (*Achillea asplenifolia*, *Festuca pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) élőhelyeket kedvelők fordultak elő kvadrátjainkban (30,1%, illetve 19,4%). A mérsékelt vizes vidékek fajai (*Alopecurus pratensis*, *Symphytum officinale*) még viszonylag sűrűn találkozhattunk (5,3%), de kimondottan vizes, igen vizes, vagy vízi élőhelyeket preferálókat csak elvétve színesítették a fajlistát (*Calystegia sepium*, *Phalaroides arundinacea*, *Phragmites australis*, *Polygonum amphybium*).

Savanyú és gyengén savanyú talajokat kedvelő növényeket egyáltalán nem találtunk a Váli-víz mentén végzett vizsgálataink során (4. ábra), a közel semleges talajt kedvelők azonban az alföldi mocsárréteken érték el legnagyobb (17,7%) borítási értékeiket (*Trifolium pratense*, *Vicia cracca*). A legnagyobb csoporttömegeket (46,6%, illetve 35,7%) adó taxonok az enyhén meszes talajt kedvelték (*Achillea asplenifolia*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Galium verum*), vagy közömbösen viselkedtek a talaj kémhatásával szemben (*Agropyron repens*, *Alopecurus pratensis*, *Centaurea jacea*, *Cirsium arvense*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba officinalis*, *Symphytum officinale*); míg meszes, vagy bázikus talajt kedvelőnek mindössze a jelentéktelen csoporttömeget bíró *Daucus carota* bizonyult.

Valamivel fajszegényebbek voltak a Váli-víz völgytalpának egyes részeit borító összefüggő, de a vízparttól elszakadva előforduló „szárazföldi” zárt nádasok (B1), ahol az öt kvadrátban összesen 52 fajra bukkantunk (Függelék, B1/1–5 felvételek). Itt az egyes kvadrátokban 7 és 22 közötti fajszámok fordultak elő. Figyelemre méltó, hogy



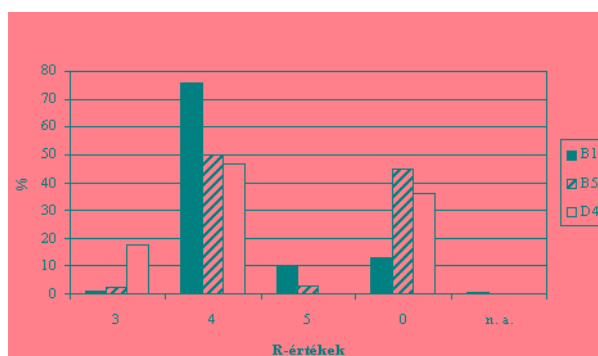
3. ábra A Zólyomi-féle W-értékek megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban (jelölést lásd 1. ábra).
 Figure 3. Percentage share of relative moisture requirement categories (based on species cover) in the studied vegetation types (see Fig. 1. for abbreviations).

mennyivel egyhangúbbak az ugyanebbe az Á-NÉR-be tartozó, közvetlenül vízparti helyzetű nádasok (MJAZOVSKY és TAMÁS 2002), ahol szintén 5 kvadrátban hasonló kvadrátonkénti fajszám (8–20) mellett mindössze 33 faj fordult elő. A vízi nádasok esetében egyébként még a zavartalan kifejlődésű, az értékes lápi csalánt őrző állományok sem bizonyultak fajgazdagnak (KÁRPÁTI 1962). Az általunk vizsgált „szárazföldi” nádasokban mindössze a *Phragmites australis* volt jelen az összes cönológiai felvételben, IV-es konstanciát egyik kísérőfaj sem ért el. Magasabb borítási értékekkel egyes kvadrátokban kitűntek: *Agropyron repens*, *Calystegia sepium*, *Carex acutiformis*, *Eupatorium cannabinum*, *Urtica dioica*. Két adventív fajjal találkoztunk: *Stenactis annua* és *Xanthium italicum*, azonban ezek egyike sem tartozik a veszélyes, agresszívan terjedő fajok közé. Sem borításuk (A–D = +), sem gyakoriságuk (K = I) nem volt számottevő.

Az általunk vizsgált szárazabb, zárt nádasokban feltűnő a hemikriptofitonok és a hidrofitonok igen magas aránya: az ebbe a két életforma-kategóriába tartozó taxonok alkotják növényzetüknek 89%-át (1. ábra). A legfontosabb hemikriptofitonok: *Calamagrostis pseudophragmites*, *Symphytum officinale*, *Urtica dioica*; a legjelentősebb hidrofitonok pedig a *Phragmites australis* és a *Carex acutiformis*. A geofitonok (6,8%) közül mindössze az *Agropyron repens* méltó említésre. Fásszárúakat, valamint hemiterofitonokat és terofitonokat találtunk ugyan a kvadrátokban, de borítási értékük minimális volt. A nádra felfutó, jellegzetes hálózatos szerkezetet biztosító növényfajok közül a *Calystegia sepium* és a *Solanum dulcamara* (1. kép) fordult elő nagyobb mennyiségben.

A nádasok növényeinek jelentős része (44%) a lomberdő klímába tartozik (*Calystegia sepium*, *Carex acutiformis*, *Eupatorium cannabinum*, *Symphytum officinale*, *Urtica dioica*) (2. ábra). Az a néhány taxon, amely a szubmediterrán lomberdőkbe tartozik, borítási értékei alapján nem számottevő. A vegetációban uralkodó szerepű *Phragmites australis* (54,3%) a T-érték vonatkozásában közömbös.

Nádasok növényzetét vizsgálva nem meglepő, hogy a legnagyobb borítási értékekkel rendelkező fajok W-értékei igen magasak (3. ábra). Többségük a vizes (19,8%) és igen vizes (60,8%) élőhelyek növényei közül kerül ki (*Calystegia sepium*, *Carex acutiformis*, *Eupatorium cannabinum*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Solanum dulcamara*, *Stachys palustris*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*), melyek



4. ábra A Zólyomi-féle R-értékek megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban (jelölést lásd 1. ábra).

Figure 4. Percentage share of relative soil (chemical) reaction requirement categories (based on species cover) in the studied vegetation types (see Fig. 1. for abbreviations).

között nemcsak a nádasok, hanem más, magas vízigényű élőhelyek tipikus fajai is felbukkannak. Ezek mellett a kvadrátokban szép számmal akadtak kevésbé vízigényes növények is, melyek aránya jóval magasabb volt, mint a szintén a Váli-víz mentén, de közvetlenül a vízparton felvételezett nádasokban (MJAZOVSKY és TAMÁS 2002). Míg a kifejezetten száraz területek növényeinek (*Galium mollugo*, *Calamagrostis epigeios*) borítása elhanyagolható volt, a mérsékelten száraz területek növényei (*Agropyron repens*, *Calamagrostis pseudophragmites*) összesen már 6,9%-ot tettek ki. A mérsékelten üde (1%) és üde (5,6%) területek növényei közül a *Chenopodium album*, a *Vicia cracca* és az *Urtica dioica* érdemel említést. A nedves és mérsékelten vizes élőhelyek növényeinek (*Carex hirta*, *Cirsium canum*, *Deschampsia caespitosa*, *Lysimachia nummularia*, *Ranunculus repens*, *Symphytum officinale*) összborítása is számottevő volt (5,4%).

Talajreakció szempontjából a Váli-víz partján elhelyezkedő szárazabb, zárt nádasok növényei egységesek (4. ábra). A csoporttömeg-számítás adatait figyelembe véve 75%-uk az enyhén meszes talajt kedveli. Ide tartoznak a legjelentősebb borítással rendelkező fajok (*Carex acutiformis*, *Phragmites australis*, *Urtica dioica*). A semleges kémhatású talajt előnyben részesítő fajok (*Potentilla reptans*, *P. anserina*, *Sambucus nigra*, *Vicia cracca*) borítási értékei elenyészőek, míg sok faj nem rendelkezik speciális igényvel a talajkémhatással szemben.

Legfajszegényebbeknek a völgytalp talán legnedvesebb részeit borító nem zombékoló magassásrétek (B5) mutatkoztak (Függelék, B5/1–5 felvételek; 2. fotó). Itt összesen 30 fajra bukkantunk. Az egyes kvadrátokban igen alacsony, 5 és 13 közötti volt a fajszám. Mindössze az egyébként alacsony borítási értékekkel (A–D = +1) bíró *Carex vulpina* konstanciája érte el a IV-est. Ennek oka, hogy ezek az állományok egyrészt nagyon fajszegények, másrészt a szinte monodomináns sásfajok nem egyeztek meg minden kvadrátban. Ezt tükrözik a felvételekben a *Carex acutiformis*, a *C. gracilis* és a *C. riparia* 5-ös A–D értékei is. Egyetlen kísérő, vagy gyomfaj sem rendelkezett számottevő borítási, vagy konstanciaértékekkel. Az adventív fajok itt is hiányoztak. Ha az itt tapasztaltakat összevetjük a KOVÁCS (1957) által feldolgozott Magnocaricion társulások adataival, akkor a Váli-víz mentének magassásréteit meglehetősen degradáltaknak kell tekintenünk. Az egyedüli kivétel a valamivel fajgazdagabb Kajászó határában felvételezett állomány (5 sz. kvadrát), amelyben az *Eriophorum angustifolium* is előfordult. A gyapjúsás fajok megjelenése általában a gazdag kifejlődésű magassásrét állományokban figyelhető meg (KOVÁCS 1957), olykor azonban kevésbé jellegzetes területeken is megjelenhetnek (PENKSZA 1991), ha a hidrológiai viszonyok megengedik.

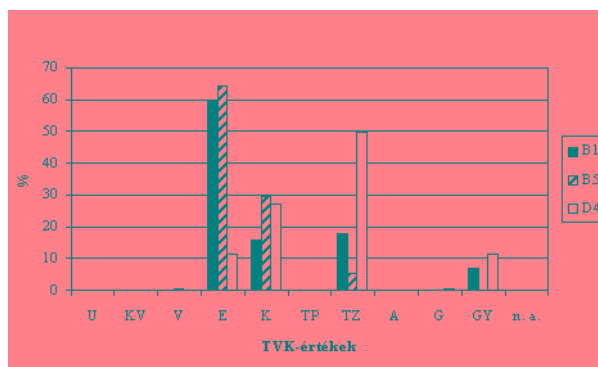
A Raunkiaer-féle életforma kategóriák megoszlása nagyon hasonlított a nádasok esetében tapasztaltakhoz, noha itt fanerofitonokat, hemiterofitonokat és terofitonokat egyáltalán nem találtunk (1. ábra). Még szembetűnőbb volt azonban a hidrofitonok túlsúlya (75,6%), mely abból adódott, hogy a legnagyobb borítási értékekkel bíró fajok egészében (*Carex acutiformis*, *C. riparia*, *Lysimachia vulgaris*), vagy részben (*Carex gracilis*, *C. vulpina*) hidrofiton jellegűek. Ezt színezte a néhány kamefiton (*Lysimachia nummularia*), hemikriptofiton (*Deschampsia caespitosa*, *Eupatorium cannabinum*) és geofiton (*Carex gracilis*, *Iris pseudacorus*) faj.

A nem zombékoló magassásréteket szinte kizárólag a lomberdő klímába tartozó fajok alkotják (99,5%), a néhány tajga, vagy mediterrán területre jellemző faj borítási értéke minimális (2. ábra).

A B5-ös Á-NÉR kategóriában a növények magas vízigénye (3. ábra) még a nádasokénál is kifejezettebb (BORHIDI et al. 2000). A legnagyobb csoporttömeget (77,1%) az igen vizes élőhelyek növényei adják (*Carex acutiformis*, *C. gracilis*, *C. riparia*). Jelentős még a nedves (*Deschampsia caespitosa*, *Molinia coerulea*), mérsékelt vizes (*Lysimachia nummularia*) és vizes (*Eupatorium cannabinum*, *Lysimachia vulgaris*) termőhelyek növényeinek borítása is. A szárazabb élőhelyek fajainak (*Agropyron repens*, *Poa pratensis*, *Serratula tinctoria*) borítási értéke kicsi, vagy elhanyagolható.

A Váli-víz mentén vizsgált nem zombékoló magassásréteg állományok növényei a talajreakció szempontjából az alföldi mocsárrétegre emlékeztetnek (4. ábra). A növények többsége (49,7%) itt is az enyhén meszes talajt kedveli (*Carex acutiformis*, *Lysimachia nummularia*); de majdnem ugyanekkora borítást (44,6%) tesznek ki azok a fajok is, melyek a talaj kémhatásával szemben indifferens viselkedésűek (*Carex gracilis*, *C. riparia*, *Deschampsia caespitosa*, *Lysimachia vulgaris*). Ezek mellett igen csekély, szinte elenyésző volt a közel semleges (2,6%), vagy a meszes, bázikus talajt kedvelők (3%) csoporttömege.

A Váli-víz völgyének általunk vizsgált szakaszán a szárazabb nádasok és a nem zombékoló magassásréteg növényzete a természeteshez közeli állapotokat tükrözi, míg az alföldi mocsárréteg esetében jelentős mértékű degradáció tapasztalható (5. ábra). A B1-es és a B5-ös Á-NÉR-ekben többségben vannak a természetes állapotokra utaló fajok, és a D4-esekben is a csoporttömeg több mint egyharmadát ezek teszik ki (SIMON 1984, 1988). Érdekes, de nem váratlan jelenség, hogy a víztől távolodva romlik a terület természetvédelmi állapota. Noha unikális, illetve fokozottan védett fajokat egyáltalán nem találtunk, és a védett fajok közül is mindössze kettő, a *Cirsium brachycephalum* és az *Eriophorum angustifolium* került elő, a társulásalkotó és a kísérő fajok magas aránya mindenképpen említésre méltó. A természetes állapotokra utaló fajok (V+E+K+TP) csoporttömeg-számítás alapján a B1-es Á-NÉR-ben 75,2%, a B5-ösben 94,3%, a D4-esben pedig 38,8%. Az alföldi mocsárréteg esetében tapasztalt alacsonyabb természetvédelmi

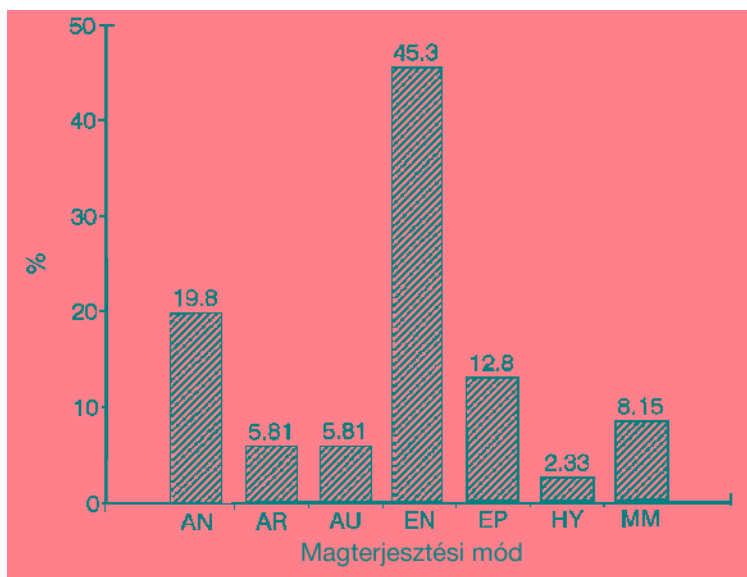


5. ábra A természetvédelmi-érték kategóriák megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban (jelölést lásd 1. ábra).

Figure 5. Percentage share of the species' nature conservation values (based on cover data) in the studied three vegetation types. Abbreviations: U – unique or rare species; KV – strictly protected species in Hungary; V – protected species in Hungary; E – native species predominating in plant communities; K – native associated species; TP – natural pioneer species; TZ – disturbance tolerant native species; A – adventive species; G – cultivated species; GY – weeds.

értéket minden bizonnyal az okozza, hogy ezeket néhány évtizeddel ezelőtt helyenként hosszabb-rövidebb ideig szántóként hasznosították, illetve a fajkészletet felülvétellel módosították. Erre utal több "TZ" besorolású faj, például a *Trifolium repens* és a *Festuca pratensis* nagy borítási értéke. Feltételezhető azonban, hogy az állományok könnyen regenerálódhatnak, mivel a kistáj erősen mozaikos hasznosítása a propagulumok elérhetősége szempontjából kedvező, s ugyanakkor a nedves élőhelyek számos fájának van hosszú ideig életképes talajbeli magbankja (CSONTOS 2001). A propagulumokkal történő megtelepedés képességének részletesebb megmutatására elkészítettük a felvételezett alföldi mocsárrétek fajkészletében megjelenő magterjesztési típusok diagramját (6. ábra), CSONTOS et al. (2002) adatbázisának felhasználásával. A szél, vagy állatok útján történő terjedés az összes eset mintegy 78%-át teszi ki. Ezen belül az endozoochoria 45,3%-os részesedése rendkívül magasnak mondható, ami e növényközösség adaptálódását jelzi az évezredes tájhasználati módhoz. A chorológiai telítettség („CT”; CSONTOS et al. 2002) átlagon felüli 1,51-es értéke szintén a fajok jó mobilitására utal.

Ha az általunk felvett 15 kvadrátból alkotható párokra kiszámítjuk a Sørensen-indexet, egy hasonlósági félmátrixot kapunk (2. táblázat; PRÉCSÉNYI 1991), melynek elemzése alapján kimutatható, hogy az azonos Á-NÉR-be sorolt felvételek általában jobban hasonlítanak egymásra, mint a különböző Á-NÉR-be tartozók. A zárt nádasok (B1) Sørensen-indexeinek átlaga 0,19; a nem zombékoló magassárréteké (B5): 0,22; az alföldi mocsárréteké (D4) pedig 0,50. Ezzel szemben a különböző élőhelyek kvadrátjainak összehasonlításából nyert értékek átlagai minden esetben 0,2 alatt maradnak: B1–B5:



6. ábra A Váli-víz mentén előforduló alföldi mocsárrétek (D4) fajkészletében megfigyelhető magterjesztési típusok százalékos megoszlása. (AN= anemochor, AR= anthropochor, AU= autochor, EN= endozoochor, EP= epizoochor, HY= hydrochor és MM= myrmecochor)

Figure 6. Percentage share of seed dispersal types found in the species pool of the lowland swamp meadows of the Váli-víz valley.

0,167; B1–D4: 0,108; B5–D4: 0,047. Szembetűnő azonban, hogy abszolút értéküket tekintve az egyazon Á-NÉR-ből kiválasztott kvadrát párok között számított hasonlósági értékek sem túl magasak, sőt a B1 és a B5 esetében meglehetősen alacsonynak mondhatók.

A Sørensen-index a tömegességi viszonyokat nem tükrözi, kizárólag az összehasonlított kvadrátok fajkészletén alapul a számítás. Az egy élőhelyhez tartozó különböző felvételek nagyfokú eltérését magyarázhatja egyrészt az egyes felvételek viszonylag alacsony fajszáma, ami által már néhány (főleg kísérő-) faj eltérése is komoly különbségekhez vezethet. Ugyanakkor figyelembe kell vennünk azt is, hogy az Á-NÉR besorolás élőhely-típusokat különböztet meg, és ezért egy Á-NÉR kategória több növénytársulást is magába foglal, így például a nem zombékoló magassásrétek esetében a felvételezett állományok uralkodó sásfajai is különböztek. Ha nem faji szinten, azaz taxonómiai besorolásokkal osztályoznánk, hanem fiziognómiai csoportokat vizsgálnánk, a magassásrétek minden bizonnyal igen hasonlóknak mutatkoznának.

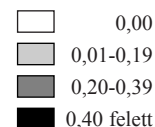
Bár az egyes Á-NÉR kategóriák elég jelentősen különböző élőhelyeknek felelnek meg, ennek ellenére számos olyan faj van, amely a nedves környezetben többféle termőhelyen is előfordul, s így két vagy több Á-NÉR kategóriából is kimutatható. Ezek többnyire tág tűrőképességű fajok, amelyek az összehasonlított élőhelyeken eltérő mennyiségekben találhatóak meg.

A nádasoknak és a nem zombékoló magassásréteknek, valamint a nádasoknak és az alföldi mocsásréteknek 17–17, míg a nem zombékoló magassásréteknek és az alföldi mocsásréteknek 10 közös faja van. A mindhárom Á-NÉR kategóriában előforduló 8 faj:

Á-NÉR	Kvadrát	B1					B5					D4				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
B1	1	–	0,24	0,15	0,20	0,22	0,27	0,17	0,17	0,27	0,19	0,29	0,18	0,30	0,44	0,14
	2		–	0,10	0,33	0,18	0,32	0,21	0,32	0,16	0,15	0,04	0,10	0,10	0,11	0,00
	3			–	0,14	0,27	0,00	0,00	0,17	0,22	0,10	0,09	0,06	0,17	0,07	0,07
	4				–	0,07	0,18	0,07	0,07	0,06	0,06	0,07	0,04	0,12	0,09	0,00
	5					–	0,21	0,00	0,31	0,32	0,19	0,09	0,06	0,00	0,07	0,00
B5	1					–	0,38	0,13	0,18	0,08	0,00	0,11	0,21	0,12	0,06	
	2						–	0,20	0,25	0,22	0,05	0,07	0,00	0,00	0,00	
	3							–	0,25	0,11	0,05	0,00	0,06	0,00	0,00	
	4								–	0,42	0,13	0,06	0,10	0,06	0,06	
	5									–	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	
D4	1										–	0,36	0,41	0,38	0,44	
	2											–	0,60	0,51	0,58	
	3												–	0,52	0,67	
	4													–	0,53	
	5														–	

2. táblázat A cönológiai felvételek páronkénti összevetéséből (Sørensen-index) származó hasonlósági értékek félmátrixa. Az alsó félmátrixban az adatokat 4 kategóriában csoportosítva színkód jelöléssel is ábrázoltuk.

Table 2. Semimatrix of similarity values obtained from pairwise comparison of the phytosociological relevés. The comparisons were based on Sørensen index. In the lower semimatrix the same similarity values are shown in four categories indicated by different levels of shading.



Agropyron repens, *Calystegia sepium*, *Cirsium canum*, *Lysimachia nummularia*, *Phragmites australis*, *Poa pratensis*, *Polygonum amphibium*, *Symphytum officinale*. Mivel ezek a fajok egyik Á-NÉR kategóriához sem hűek, vagyis bármelyikben felbukkanhatnak, de általában egyikben sem nagy konstanciával, ezért a hasonlóság-számításkor „zaj” szerűek.

A kistájra jellemző erős antropogén hatás a három vizsgált élőhelyen is megmutatkozott. Az alföldi mocsárréteken, ahol a kvadrátonkénti fajszám 22 és 36 között változott, a fajkészlet zömét a tágtűrésű zavarástűrő fajok tették ki. Ezek egy része a rétgazdálkodáshoz kapcsolódó ún. felülvetés nyomán szaporodhatott el (pl. *Festuca pratensis*, *Trifolium repens*, *T. pratense*). A kaszálórétek jobb fajai csak kis borítási értékekkel és alacsony konstanciával fordultak elő. A vízparttól távolabb található, zárt nádasokban összesen 52 fajt jegyeztünk fel, ami számottevően, tizenkilencel meghaladja a korábban vizsgált vízparti nádasokból kimutatott fajok számát. A fajszámnövekedést elsősorban a szárazabb élőhelyek felől betelepülő igénytelenebb fajok eredményezték (pl. *Agropyron repens*, *Calamagrostis epigeios*, *Galium mollugo*, *Urtica dioica*, *Vicia cracca*, stb). Ezek a fajok azonban nem váltak a „szárazföldi” nádasok jellegzetes fajává, hanem csak esetlegesen bukkantak fel egyik-másik állományban, konstanciájuk minden esetben alacsony maradt. Ezt számszerűen is megjeleníti az élőhelyen belüli kvadrátpárokra kapott nagyon alacsony átlagos hasonlóság (mindössze 0,19, Sørensen -indexszel mérve). A nem zombékoló magassárréteken csak 30 fajt figyeltünk meg, és a kvadrátonkénti fajszám is nagyon alacsony, 5 és 13 közötti érték volt. A degradált jelleg magyarázatául leginkább a területek időnkénti feltörése képzelhető el. Ez alól csak a Kajászótól délre felvételezett állomány képezhet kivételt, ahol az *Eriophorum angustifolium* is előfordult.

Irodalom

- BALOGH L., TÓTHMÉRÉSZ B., SZABÓ T. A. 1994: Patakkísérő invázió gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombat-hely térségében. BDTF Tudományos Közleményei 9, Természettudományok, 4: 73–99.
- BALOGH L. 2001: Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary) – In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (eds.) Plant invasions: Species Ecology and Ecosystem Management, pp. 185–198. (szerk.), Backhuys Publishers, Leyden.
- BODROGKÓZY GY. 1965: Die Vegetation des Theiss-Wellenraumes II. Vegetationsanalyse und Standortökologie der Wasser- und Sumpfpflanzenzönosen im Raum von Tiszafüred. Tiscia, 1: 5–31.
- BODROGKÓZY GY. 1966: Die Vegetation des Theiss-Wellenraumes III. Auf der Schutzdammstrecke zu Szeged durchgeführten fitozönologischen Analysen und ihre praktische Bewertung. Tiscia, 2: 47–66.
- BORHIDI A., CSETE S., CSIKY J., KEVEY B., MORSCHHAUSER T., SALAMON-ALBERT É. 2000: Talaj és természetes növényzet. Bioindikáció és természetesség a növénytársulásokban – in: VIRÁGH K., KUN A. (szerk.) Vegetáció és dinamizmus. MTA-ÖBKI, Vácrátót, pp. 159–194.
- CSONTOS P. 2001: A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS P., TAMÁS J., TOBISCH T. 2002: A magyar flóra magterjesztési mód adatbázisának bemutatása, elemzési példákkal: a szociális magtartás típusok értékelése. In: SALAMON-ALBERT É. (szerk.) Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. PTE Növénytan Tanszék, Pécs, pp. 557–569.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozó Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

- GALLÉ L., MARGÓCZY K., KOVÁCS É., GYÖRFFY GY., KÖRMÖCZY L., NÉMETH L. 1995: River valleys: Are they ecological corridors? *Tiscia*. 29: 53–58.
- GERGELY A. 1994: A Háros-sziget botanikai értékei – in: SIMON, T. (szerk.) Természeti kincsek Dél-Budán. A Tétényi-fennsík és a Háros-sziget növény- és állatvilága, természetvédelme, 1990–1994. Zöld Jövő – Cserépfalvi Kiadó, Budapest, pp. 52–68.
- GERGELY A., SZALAI Z. 1997: Az aljnövényzet és a mikrodomborzat összefüggése egy ártéri ligeterdőben. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997. június 26–29. Előadások és posztterek összefoglalói, p. 70.
- JAKUCS P. 1991: Társulások felvételezése, a társulástabella készítése. in: HORTOBÁGYI T. és SIMON T. (szerk.) Növényföldrajz, társulástan és ökológia, Tankönyvkiadó, Budapest, p. 216.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V. 1958a: A hazai Duna-ártér erdőtípusai. *Erdő*, 8: 307–318.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V. 1958b: Elm-ash-oak grove forests (*Querceto-Ulmetum hungaricum*) turning into poplar dominated stands. *Acta Agronomica Acad. Sci. Hung.* 8 (3–4): 267–283.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V. 1968: Die zöologische Verhältnisse der Donauwälder in Ungarn. *Verhandlungen der Zoologisch Botanischen Gesellschaft in Wien*. Bécs, 108: 165–179.
- KÁRPÁTI I-né 1962: Az *Urtica kioviensis* előfordulása és termőhelyi viszonyai a Soroksári Duna-ágban. *Bot. Közlem.* 49(3–4): 329–330.
- KEVEY B. 1993: A Szigetköz erdeinek összehasonlító cönológiai vizsgálata. Kandidátusi értekezés, kézirat, MTA kézirattára, Budapest.
- KEVEY B., TÓTH I. 1992: A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercus robori-Carpinetum*). *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* 6. Pécs, p. 27–40.
- KOVÁCS J. A., CSANAKI SZ., MIHOLICS L., MOLNÁR ZS. 1998: Az Ablánc-völgy botanikai állapotfelmérése. *Kanitzia*. 6: 25–56.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B. 1998: Az Alsószőlősi Rába-völgy botanikai értékei. *Kanitzia*, 6: 89–110.
- KOVÁCS M. 1957: A nógrádi flórajárás *Magnocaricion*-társulásai. *Bot. Közlem.* 47(1–2): 135–155.
- KOVÁCS M. 1962: Übersicht der Bachröhrichte (*Glycerio-Sparganium*) Ungarns. *Acta Bot. Hung.*, 8: 109–144.
- KOVÁCS M. 1963: A *Filipendulo-Geranietum palustris* hazai állományainak áttekintése. *Bot. Közlem.*, 50: 157–165.
- KOVÁCS M., FELFÖLDY L. 1958: Vegetáció-tanulmányok az Aszfóti-Séd mentén. *Annal. Biol. Tihany*, 25: 137–163.
- KOVÁCS M., FELFÖLDY L. 1960: Vegetáció-tanulmányok a Pécsely-patak mentén. *Annal. Biol. Tihany*, 27: 75–83.
- KOVÁCS M., MÁTHÉ I. 1967: Die Vegetation des Inundationsgebietes der Ipoly. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 13 (1–2): 133–168.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 103–107; 715–718.
- MJAZOVSKY Á. 1995: A mikrodomborzat és aljnövényzet összefüggése a Háros-szigeten. Szakdolgozat. Kézirat. ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tsz., Budapest.
- MJAZOVSKY Á. 2001: A Háros-sziget kvantitatív florisztikai értékelése. *Természetvédelmi Közlemények*, 9: 59–74.
- MJAZOVSKY Á., TAMÁS J. 2002: A Váli-víz leggyakoribb higrofil növényzeti típusainak jellemzése. *Folio Historico-naturalia Musei Matrensis*. 26: 85–103.
- NIKL FELD H. 1971: Bericht über die Kartierung der Flora Mitteleuropas. *Taxon* 20 (4): 545–571.
- PENKSZA K. 1991: A checklist of vascular plants for two localities at Esztergom, Hungary. *Abstracta Botanica* 15: 63–65.
- PENKSZA K. 2000: A *Festuca javorkae* Majovsky és a *Festuca wagneri* Degen, Thaisz et Flatt jellemzése, és a tőlevelek morfológiája alapján készült szálaslevelű *Festuca* fajok (*Festuca ovina* csoport) határozókulcsa. *Kitaibelia*. 5: 275–278.
- PRÉCSÉNYI I. 1991: A növénytársulások struktúrája. in: HORTOBÁGYI, T. és SIMON, T. (szerk.) Növényföldrajz, társulástan és ökológia (szerk.), Tankönyvkiadó, Budapest, p. 216.
- SCHWABE A. 1989: Vegetation complexes of flowing-water habitats and their importance for the differentiation of landscape units. *Landscape Ecology*, 2: 237–253.
- SCHWABE A. 1991: Perspectives of vegetation complex research and bibliographic review of vegetation complexes in vegetation science and landscape ecology. *Excerpta Botanica* 28 (sect. B): 223–243.
- SIMON T. 1984: A Bugaci Bioszféra Rezervátum edényes flórájának természetvédelmi értékelése. *Abstracta Botanica* 8: 95–100.
- SIMON T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. *Abstracta Botanica*, 12: 1–23.

- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZALAI Z. 1996: Soil and vegetation pattern in relationship with microrelief (the case of Háros Island, Budapest) – in: THISSEN, F. (ed.) Land, Sea and Human Effort. Abstract Book, IGC, Utrecht, p. 458.
- SZALAI Z. 2000: Szennyezőanyagok hatása ártéri környezetre. PhD disszertáció, kézirat, MTA FKI-ELTE, Budapest.
- SZALAI Z., GERGELY A. 1997: Szennyező anyagok hatása természeteshoz közeli ártéri ökoszisztémákra a mikrodomborzat függvényében. Földrajz - hagyomány és jövő c. konferencia előadásának kivonatai, Budapest, 1997. május 20–23. p. 63.
- TIMÁR L. 1950: A Tiszameder növényzete Szolnok és Szeged között. Ann. Biol. Univ. Debrecen. 1: 72–145.
- TIMÁR L. 1954: A Tisza hullámterének növényzete Szolnok és Szeged között. Bot. Közlem. 45(1–2): 85–98.
- ZÓLYOMI B. 1934: A Hanság növényközvetkezői. (Die Pflanzengesellschaften des Hanság.) Vasi Szemle. 1: 146–174.
- ZÓLYOMI B. 1937: A Szigetköz növénytan kutatásainak eredményei. Bot. Közlem. 34: 169–193.
- ZÓLYOMI B. 1958: Budapest és környékének természetes növénytakarója. – in: PÉCSI, M (szerk.): Budapest természeti képe Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 511–642.
- ZSOLT J. 1943: A Szent-Endrei sziget növénytakarója – Index Horti Botanici Universitatis Budapestinensis, 6:3–18.

CHARACTERISTIC HERBACEOUS VEGETATION TYPES FROM WET HABITATS
OF THE VÁLI-VÍZ VALLEY, HUNGARY.

MJAZOVSKY, Á.¹, TAMÁS, J.² & CSONTOS, P.³

¹Budai Nagy Antal Gimnázium,

H-1221 BUDAPEST, Anna u. 13–15. e-mail: biologia@aramszu.net

²Hungarian Natural History Museum, Department of Botany,

H-1476 Budapest, P.O. Box 222. e-mail: tjuli@bot.nhmus.hu

³MTA-ELTE, Res. Group in Theoretical Biology and Ecology,

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

Keywords: nature conservation, plant traits, reeds, sedge meadows, seed dispersal, swamp-meadows

The present paper discusses the geobotanical characterization of lowland swamp-meadows, reeds in „terrestrial“ situation and sedge (*Magnocaricion*) meadows that occur in the „Váli-víz“ valley. The codes in parentheses correspond to the Hungarian habitat classification system. Phytosociological samples were taken in the three vegetation types, then their characterization were made by using the species' ecological indicator values. Similarities between the species pools of phytosociological relevés were measured by the Sørensen -index.

Since the studied region suffers a medium to high level antropogenous effect all the three vegetation types proved to be more or less disturbed. In case of the lowland swamp-meadows the species number per quadrat varied between 22 and 36, and the majority of the species were members of the disturbance tolerant group with wide ecological amplitude. Some of them, like *Festuca pratensis*, *Trifolium repens*, *T. pratense* owe their abundance to over-sowing, an often applied grassland management practice in the region. Species with botanical value, like *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus spp.*, *Sanguisorba officinalis*, etc. were rather infrequent in these meadows with low abundance. In the *Phragmites australis* stands of „terrestrial situation“ (without contact to the river side of the Váli-víz) altogether 52 species occurred in the relevés. This number is considerably higher than that of the river side stands in which 33 species were listed. The increased species number in the terrestrial reeds was resulted by immigration of opportunistic members of the dryer habitats (e.g. *Agropyron repens*, *Calamagrostis epigeios*, *Galium mollugo*, *Urtica dioica*, *Vicia cracca*, etc). However, these species did not become constant members of the terrestrial reeds, but instead they appeared occasionally and their constancy value always remained low. This vegetation pattern is reflected numerically by the low (0.19) value of average Sørensen -similarity between relevé-pairs of the studied reeds. In the *Magnocaricion* stands altogether 30 species were registered and the species number per quadrat varied between 5 and 13. Considering these figures the tall sedge stands are the most species poor from the studied three vegetation types of the „Váli-víz“ valley. Their degraded status could probably be related to occasional trials of using these meadows for crop production. The only exception is the stand at village Kajászó, where the highest species number was detected and where the protected *Eriophorum angustifolium* was found.

Függelék. A Váli-víz völgyében készített cönológiai felvételek.
Appendix. Phytosociological samples from the Váli-víz valley.

T	W	R	TVK	Életforma	Fajok	Felvétel száma:		B1/1	B1/2	B1/3	B1/4	B1/5			B5/1	B5/2	B5/3	B5/4	B5/5			D4/1	D4/2	D4/3	D4/4	D4/5		
						Összborítás:		90	100	100	100	100	A-D	K	A-D	K	100	95	85	100	100	A-D	K	95	100	100	100	100
						A-D	K						A-D	K						A-D	K							
5k	7	4	K	H	Achillea asplenifolia																1-2	V	2	1	2	2	1	
5k	5	0	TZ	H	Achillea millefolium																1	I		1				
5	3	0	GY	G	Agropyron repens	3	I	3						+	I	+					+3	IV		+	2	3	+	
5	8	4	E	H	Agrostis stolonifera	+	II		+		+																	
5a	3	4	K	G	Allium scorodoprasum																1	IV	1	1	1		1	
5	8	0	E	H	Alopecurus pratensis																+2	IV		1	+	2	+	
5	5	4	TZ	H	Anthriscus sylvestris																1	I		1				
5a	5	4	TZ	H	Arrhenatherum elatius																1-3	IV	2	3	3	1		
5k	3	4	K	H	Astragalus cicer																1	I			1			
5	9	0	TZ	Th	Bidens tripartita	+	I				+																	
5a	6	0	K	H	Briza media																1	I	1					
6a	2	4	E	H	Bromus erectus																1	I	1					
5	3	0	TZ	Th	Bromus mollis																+	I		+				
5	10	0	K	HH	Butomus umbellatus	1	I				1																	
5	2	4	TZ	H	Calamagrostis epigeios	1	I					1																
5	3	0	K	H	Calamagrostis pseudocanescens	2	I			2																		
5	9	0	K	H	Caltha palustris									+	I													
5	9	4	K	HH	Calystegia sepium	1-3	III	2	1		3			1	I						+	I			+			
5a	10	4	E	HH	Carex acutiformis	3	I					3		5	III	5		5	5							+		
5	10	0	K	G-HH	Carex gracilis									5	I				5									
5a	7	0	GY	G	Carex hirta	+1	II	1		+											+	I			+			
5a	10	0	E	HH	Carex riparia	1	I		1					+5	III	1	5		+									
5	9	4	K	H-HH	Carex vulpina	+1	II	1	+					+1	IV		+	+	1	+								
5a	6	0	TZ	H	Centaurea jacea																1-3	III	3			1	1	
0	5	0	TZ	TH(Th)	Cerastium fontanum																+1	IV	+	+	1		+	
	5		GY	Th	Chenopodium album	1	I				1																	
7	5	4	GY	H(Th)	Cichorium intybus																+1	II			1		+	
5	4	0	GY	G	Cirsium arvense	1	II	1				1									+2	II		2		+		
6k	8	4	K	TH-H	Cirsium brachycephalum	1	I				1																	
6k	7	0	K	G	Cirsium canum	1	II			1	1		1	I					1		1	II	1		1			
5a	6	4	K	G	Colchicum autumnale																+	I	+					
5a	4	0	K	Th	Crepis biennis																1	II		1	1			
5a	6	4	TZ	H	Dactylis glomerata																1-2	V	1	2	2	1	1	
5a	2	5	TZ	Th-TH	Daucus carota																+	II	+				+	

Függelék folytatása A Váli-víz völgyében készített cönológiai felvételek.
Appendix contd. Phytosociological samples from the Váli-víz valley.

T	W	R	TVK	Életforma	Fajok	Felvétel száma:					A-D	K	B5/1 100	B5/2 95	B5/3 85	B5/4 100	B5/5 100	A-D	K	D4/1 95	D4/2 100	D4/3 100	D4/4 100	D4/5 100	
						Összborítás:																			
5a	7	0	GY	H	Plantago major	+	I																		
5	3	4	E	H	Poa angustifolia													1	I	1					
5	6	0	K	H	Poa pratensis	+	I	+										1-2	V	1	2	1	2	1	
5	11	0	K	G-HH	Polygonum amphibium	+	I											+	I		+				
5a	7	3	GY	H	Potentilla anserina	1	I	1																	
0	6	3	TZ	H	Potentilla reptans	+	I	+															1		
5	7	0	TZ	H	Ranunculus acris	+	I														+	1	1	1	
5k	4	3	TZ	H	Ranunculus polyanthemus																				
5	8	0	TZ	H	Ranunculus repens	+-1	II	+															1		
5	5	0	TZ	H	Rumex acetosa																				
5a	5	3	GY	MM-M	Sambucus nigra	1	I			1															
5	7	0	K	H	Sanguisorba officinalis	+	I	+																	
6a	10	4	K	HH-G	Schoenoplectus lacustris	1	I																		
5	9	0	E	HH-G	Scirpus sylvaticus																				
5	4	3	TZ	H	Serratula tinctoria																				
5	3	4	K	H(Ch)	Silene vulgaris																				
5a	10	4	K	HH	Sium latifolium	1	I																		
5	9	4	TZ	Ch(N)	Solanum dulcamara	2	I																2		
0	5	0	GY	H	Sonchus arvensis	+	I																		
5	11	0	K	HH	Sparganium erectum	+	I																		
5	10	5	K	H	Stachys palustris	1	I																1		
0	8	4	TZ	Th	Stenactis annua	+	I																		
5a	8	0	K	H	Symphytum officinale	1	III	1	1	1															
0	5	0	GY	H	Taraxacum officinalis																				
6k	4	0	TZ	TH	Tragopogon dubius																				
5	6	3	TZ	H	Trifolium pratense																				
5a	5	0	TZ	H	Trifolium repens																				
5	10	4	E	HH	Typha angustifolia	+	I																		
5	10	4	E	HH	Typha latifolia	+	I																		
5	5	4	TZ	H	Urtica dioica	+-3	II			3															
5	9	0	K	H-HH	Veronica anagallis-aquatica	+	I																		
				GY	Th	Veronica arvensis																			
5	3	4	GY	Th	Vicia angustifolia																				
5	4	3	TZ	H	Vicia cracca	1	I	1																	
				GY	Th	Xanthium italicum	+	I																	
Kvadrátonkénti fajszám											19	14	7	23	8										
												11	5	5	11	13									

HAZAI TALAJERODÁLHATÓSÁGI ÉRTÉKEK MEGHATÁROZÁSÁNAK FONTOSSÁGA A TALAJVESZTESÉG TOLERANCIA ÉRTÉKEK TÜKRÉBEN

CENTERI CSABA¹, PATAKI RÓBERT²

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezetgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: ccs@fau.gau.hu

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezetgazdálkodási Intézet, Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: rpataki@svr-sun.ktg.gau.hu

Kulcsszavak: talajerodálhatóság, talajveszteség tolerancia, modellezés

Összefoglalás: Mezőgazdasági területeink nem mindig részesülnek megfelelő kezelésben, termékenységük sok esetben jelentős mértékben romlik a használat során. A talajpusztító tényezők közül az egyik legjelentősebb az erózió. A talajpusztulás mérésére alkalmas modellek egyik legfontosabb bemeneti paramétere a talajerodálhatósági tényező. Jelen esetben ennek a tényezőnek a fontosságát vizsgáljuk a talajveszteség tolerancia értékek alkalmazásának és fontosságának tükrében.

Bevezetés

Az Egyesült Államok területén a huszadik század elején már előrehaladott talajvédelmi kutatások folytak, amelyek eredményei az 1950-es években széleskörben ismertté váltak. Ekkora tehető a hazai talajvédelmi kutatások fellendülése is. A múlt század robbanásszerű technikai fejlődésének egyik szükségszerű következménye a személyi számítógépek és a kapcsolódó programok fejlődése. Ezzel párhuzamosan az egyes tudományágak egyre gyakrabban számítógépes alkalmazásokra támaszkodtak a nagyobb adatbázisok könnyebb kezelése, a gyorsabb munkavégzés, a szélesebb körű tájékoztatás és a színvonalasabb megjelenítés reményében. A legősibb eróziós modell, amelyet 10 000 parcellás mérés adathalmazainak adatai alapján szerkesztettek, az WISCHMEIER és SMITH (1978) Egyetemese Talajvesztési Egyenlete (Universal Soil Loss Equation, továbbiakban: USLE). Ez volt az alapja a ma használatos modern, folyamat alapú, nagy bemeneti adatigényű eróziós modelleknek (EUROSEM, EPIC, WEPP, EROSION2D, RUSLE, stb.). Az első talajveszteség becslés óta folyik a vita arról, hogy hol van a megengedhető talajveszteség kategóriájának határa, mekkora az a talajveszteség, amit megengedhetünk egy adott területen anélkül, hogy belátható időn belül elveszítenénk a legértékesebb talajsziinteket, vagy esetleg az egész talajtakarót. A toleranciértékek pontos meghatározásához azonban minél precízebb talajveszteség becslésre van szükség, amelyhez elengedhetetlen a bemeneti paraméterek pontosítása.

A talajerodálhatósági mérések

Az USLE egyenletet egyik kulcsfontosságú paramétere a K tényező, azaz a talaj erodálhatóságának mértéke. Hazánkban a talajvédelmi tervezés 1962 ősze óta alkalmazza (ERŐDI et al. 1965) az USLE modellt.

Az 1. táblázat tartalmazza azokat az amerikai talajtípusokat és K tényezőiket, amelyekben a minimum szükséges 20 éves vizsgálatokat elvégezték a K tényező mérése érdekében.

1. táblázat A kísérleti úton kapott talajtani K értékek (USA) (Wischmeier és Smith 1978)
Table 1. K factors based on research (USA) (Wischmeier és Smith 1978)

Dunkirk silt l.**	Geneva, N.Y.	0,69	Noneoye silt l.	Marcellus, N.Y.	0,28
Keene silt l.	Zanesville, Ohio	0,48	Cecil s-y l.	Clemson, S.C.	0,28
Shelby l.	Betheny, Mo.	0,41	Ontario l.	Geneva, N.Y.	0,27
Lodi l.	Blacksburg, Va.	0,39	Cecil c. l.	Watkinsville, Ga.	0,26
Fayette silt l.	LaCrosse, Wis.	0,38	Boswell fine s-y l.	Tyiler, Tex.	0,25
Cecil s-y c. l.	Watkinsville, Ga.	0,36	Cecil s-y l.	Watkinsville, Ga.	0,23
Marshall silt l.	Clarinda, Iowa	0,33	Zaneis fine s-y l.	Guthrie, Okla.	0,22
Ida silt l.	Castana, Iowa	0,33	Tifton loamy s.	Tifton, Ga.	0,10
Mansic c. l.	Mays, Kans.	0,32	Freehold loamy s.	Marlboro, N.J.	0,08
Mexico silt l.	Mc Credie, Mo.	0,28	Bath flaggy silt l.*	Arnot, N.Y.	0,05
Austin c.	Temple, Tex.	0,29	Albia gravelly l.	Beemerville, N.J.	0,03
Hagerstown silty c. l.	State College, Pa.	0,31	* a felszín köves, 5 cm vastag réteget eltávolítottak		

l. = loam, c. = clay, s = sand

Talajtani és meliorációs szakembereink ezekben az időkben mind behatóbban foglalkoztak talajaink K értékének meghatározásával, bár ezirányú rendszeres kísérletekről és azok eredményeiről nem számoltak be (STEFANOVITS 1966). ERŐDI et al. (1965) az egyes fizikai talajféleségekre vonatkozóan ad meg értékeket (2. táblázat).

2. táblázat Becsült hazai K értékek (Erődi et al. 1965)
Table 2. Estimated Hungarian K factors (Erődi et al. 1965)

Talajok megnevezése	K tényező	Talajok megnevezése	K tényező
Savanyú k. agyag	0,10	Meszes k. vályog	0,33
Meszes k. agyag	0,19	Savanyú k. homok	0,43
Savanyú k. vályog	0,27	Meszes k. homok	0,50

k. = kémhatású

STEFANOVITS (1966) a Mezőgazdasági Mérnöktovábbképző Intézet talajvédelmi tanfolyamán a következő K tényező értékek hazai alkalmazására tesz javaslatot (3. táblázat).

3. táblázat Hazai talajtani K értékek (Stefanovits 1966 szerint)
Table 3. Estimated Hungarian K factors (Stefanovits 1966)

Fizikai féleség	Genetikai talajtípus				
	Földes kopár	Humusz karbonát	Csernozjom	Barna föld	ABET
Homok	0,45-0,55	0,40-0,50	0,35-0,45	0,35-0,45	0,40-0,50
Homokos vályog	0,50-0,60	0,40-0,50	0,35-0,45	0,30-0,40	0,30-0,40
Vályog	0,50-0,60	0,40-0,50	0,30-0,40	0,25-0,35	0,25-0,35
Agyagos vályog	0,45-0,53	0,35-0,45	0,25-0,35	0,25-0,35	0,25-0,35
Agyag	0,40-0,50	0,30-0,40	0,25-0,35	0,25-0,35	0,30-0,35

ABET = agyagbemosódásos barna erdőtalaj

STEFANOVITS (1966) táblázata előremutató, hiszen többféle befolyásoló hatásra is felhívja a figyelmet azzal, hogy nemcsak az egyes fizikai féleségekre, hanem azok talajtípusonkénti megoszlására ad meg K tényező értékeket.

A táblázatoknál minden esetben megfigyelhető a mértékegységek hiánya. Ezek az eredeti, amerikai táblázatokban sem szerepeltek. Az említett szerzők becslései nem hazai, hanem amerikai mérésekre hagyatkoznak.

1981-ben jelent meg az USLE amerikai mértékegységeinek SI mértékegységre való váltásáról egy leírás a Journal of Soil and Water Conservation című szaklapban (FOSTER et al. 1981). Ebben a szerzők levezetik az átváltás lépéseit és felhívják a figyelmet a korábban történt átváltási hibákra. A mértékegységek alapos vizsgálata alapján a következőket állapítják meg:

- az amerikai K tényezők maximálisan 1 értéket vehetnek fel,
- a K tényező amerikai [$t^*acre^*h^*hundreds\ of\ acre^{-1}*foot-tonf^{-1}*inch^{-1}$]-ről SI mértékegységre [$t^*ha^*h^*ha^{-1}*MJ^{-1}*mm^{-1}$] való átváltása úgy történik, hogy az amerikai értéket megszorozzuk 0,1317-el,
- az előző pontból az következik, hogy az SI mértékegységben kifejezett K tényező értéke maximálisan 0,1317 lehet.

A saját méréseken alapuló K tényező értékeket SI mértékegységekben közöljük.

A megengedhető talajvesztés mértéke

A talajvédelmi tervezés csak akkor nyugszik reális alapokon, ha a talajviszonyok lehető legmélyebb ismeretére épül (STEFANOVITS 1966). Sajnos a rendszerváltás utáni években mind a talajtani, mind a talajvédelmi kutatások száma jelentősen lecsökkent. Emiatt a rohamosan fejlődő, talajvédelemmel kapcsolatos modellek növekvő „bemeneti adat” igényét egyre kevésbé tudjuk kielégíteni. Ugyanez a helyzet a talajképződés ütemének körülbelüli becslésével is. Ez lenne az alapja annak, hogy meg tudjuk mondani, mennyi talajvesztés tolerálható adott körülmények között. A tolerancia érték (T) meghatározása nélkül megkérdőjelezhetővé válnak a meghatározott talajvesztés becslési kategóriák.

A T érték meghatározása számos tényező függvénye, azonban logikusan a megfelelő növényborítással rendelkező területek problémái eltörpülnek az év jelentős részén fedetlenül álló szántóföldek problémáihoz képest. A szántóterületeken megengedhető talajvesztesség mértékének egyik alapköve a képződő talaj mennyiségének ismerete lenne. E nélkül nehéz T határértékeket felállítani, ami nehezíti a talajerózió által gyengén, közepesen vagy erősen sújtott területek kijelölését is.

Valószínűleg SMITH (1941) volt az első, aki szükségesnek ítélte a megengedhető talajvesztesség fogalmának bevezetését. Kijelentette, hogy a megengedhető talajvesztesség maximális ütemének meg kellene egyeznie a talajtermékenység kialakulásának ütemével, illetve még optimálisabb lenne több időt hagyni a talajtermékenység kialakulásához.

A megengedhető talajvesztés koncepciójának továbbfejlesztéseként SMITH és WHITT (1948) azt mondja: „Minden olyan talajvesztést el kell kerülni, ami csökkenést okoz a talaj termékenységében”. Szerintük a talaj szervesanyag tartalma az elsődleges meghatározója a talajtermékenységnek, ezért a talajvesztesség értékeit a szervesanyag tartalom csökkenésével állították szembe.

HAYES és CLARK (1987) szerint a gyakorlati határ megállapításához a talajerózió ütemét kell figyelembe venni. A „Fayette silt loam” talajon $3 \text{ t}^* \text{ acre}^{-1}$ -ben határozzák meg a farmeroknak javasolható T értéket, ami kb. $7 \text{ t}^* \text{ ha}^{-1}$ -nak felel meg.

A kutatók szerint azonban a $3 \text{ t}^* \text{ acre}^{-1}$ sokszorosan meghaladja természetes mállási folyamatok által keletkezett talajanyag képződésének ütemét. Itt nem a már keletkezett talajanyagban lezajló folyamatok hatására keletkező talaj mennyiségéről beszélnek.

A megengedhető talajvesztés volt a központi téma az „USDA AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE”, a „SOIL CONSERVATION SERVICE” és egyes egyetemi tanszékek részvételével folyó tanácskozáson 1956-ban. A tanács javasolta, hogy: „az 5 tonna per acre talajvesztesség fölötti értéket egyetlen esetben se haladja meg a megengedhető talajvesztesség értéke” (ez $11 \text{ t}^* \text{ ha}^{-1}$), mert egy tonna talajban kb. 2 USD-nek megfelelő foszfor és nitrogén műtrágya van, és 10 USD/acre-t meghaladó veszteséget egyetlen farmer sem engedhet meg magának. Ugyanakkor a tanács arra az elhatározásra jutott, hogy a T érték meghatározása sokkal alapvetőbb megfontolás tárgyát kell, hogy képezze, mint a műtrágya ára vagy a terményekért kapott bevétel.

SMITH és WISCHMEIER (1962) a következőket írták: „A talajvesztesség T értéke mind fizikai, mind gazdasági tényezők figyelembe vételével történik. A koncepció az, hogy olyan szintre szorítsuk a talajvesztéséget, amely lehetőséget ad a talajtermékenység gazdaságos fenntartására”. Ez a nézőpont jut kifejezésre a WISCHMEIER és SMITH (1978) által szerkesztett „Mezőgazdasági Kézikönyv”-ben is: „a talajvesztési T érték azt fejezi ki, hogy mi az a maximális talajvesztesség érték, ami a magas szintű termékenység fenntartását gazdaságilag és korlátlanul biztosítja”.

1977-ben a „SOIL CONSERVATION SOCIETY” megállapította, hogy a talajvastagság a T érték egyik legpregnansabb befolyásolója és az erősebben erodált talajok T értékét $1 \text{ t}^* \text{ acre}^{-1}$ értékkel alacsonyabban állapította meg.

MCCORMACK et. al. (1982) szerint „a jelenlegi T értékek az „A” genetikus talajszint képződésének ütemén alapulnak, amit módosítanak a talajvastagsággal vagy a növényi gyökerek számára elérhető talajvastagság egyéb minőségi paramétereivel”.

HALL et. al. (1985) szerint a megengedhető talajveszteség felső határaként $11 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ értéket fogadhatunk el, mivel optimális körülmények között ennyi a potenciálisan elérhető maximális talajképződés.

A leírtakból látható, hogy nem született általánosan elfogadott koncepció a talajveszteség T értékének becslésére. Egyelőre azokra a becslésekre támaszkodhatunk, amelyek a geológia oldaláról, gazdasági szempontból vagy az adott állapot értékeléséből indulnak ki.

A talajképződés üteme

A talajképződés ütemének mérése igen bonyolult, így itt is főleg becslésekre hagyatkozhatunk. Az egyik legmegbízhatóbb módszer, ha ismerjük a jégkorszak végének vagy az utolsó löszhullásnak a körülbelüli időpontját. Ha olyan sík területről beszélünk, ahol feltételezhetően nem volt növénymentes felszín a jégkorszak óta, akkor már csak a képződött talajréteg vastagságát kell lemérni és elosztani az eltelt évek számával. Sajnos ilyen mérések lebonyolítása meglehetősen aprólékos ismeretanyagot igényel az elmúlt időszak felszínborítására vonatkozóan. A lejtős területeken (ahol a legfontosabb lenne) sem tudunk megbízhatóan becsülni, hiszen nem ismerjük sem a talajképződéssel egyidőben lepusztuló talaj mennyiségét, sem a talajtakarás mértékének éves bontását (BARCZI et al. 1995). Ettől függetlenül történnek becslések, amelyek $0,04$ és $11 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ között változnak. Minek köszönhető ez a tág intervallum?

A „Musokotwane Environment Resource Centre for Southern Africa” szerint a talajképződés üteme $1 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ alatt marad. Ennek megfelelően 100 és 1000 év közé teszik egy cm feltalaj képződéséhez szükséges idő mennyiségét (HTTP1). Indoklással nem szolgálnak. Az Oregoni Állami Egyetem 2000 évi őszi kurzusán az „Emberi hatások az ökoszisztémára” című óráján 2,5 cm talaj képződéséhez szükséges időt 200–1000 évre becslik, de megjegyzik, hogy az átlagos érték a Föld bolygón $1 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ körül lehet, tehát megegyezik a dél-afrikai becsléssel (HTTP2). Alaszkai megfigyelések szerint (NEIL 1982) egy moréna képződése után kb. 15 évvel alakul ki felismerhető talajképződés. További 250 év szükséges egy vékony, felszíni réteg kialakulásához. Összesen 2000 év alatt alakulhat ki egy teljes talajszelvény. NEIL szerint a talajképződést befolyásoló tényezők elemzése alapján, Alaszka területén 80–100 év alatt képződik 2,5 cm, mezőgazdasági művelésre alkalmas talaj. Ez megfelel $2 < \text{t*acre}^{-1}\text{*év}^{-1}$ (azaz $5 < \text{t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$) talajképződésnek. HAYES és CLARK (1987) idéznek geológusokat, kiknek becslése szerint 30 méter mészkőnek kell felaprózódnia és mállani ahhoz, hogy 30 cm talajanyag keletkezzen és kb. 1000 évnek kell eltelnie a folyamat lezajlásához. Ausztrál becslések szerint Új Dél Walesben a „Viktória-alföldön” a talajképződés üteme $0,03 \text{ mm*év}^{-1}$, azaz $0,04 \text{ t*év}^{-1}$ (HTTP3). Ez jóval alatta marad a fenti becsléseknek. Magyar becslések is történtek a talajképződés ütemére vonatkozóan. Itthon az átlagértékek $1,5$ és $3,5 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ között változnak. STEFANOVITS (1966/b) becslése szerint a talajképződés üteme $1,5$ – $2 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$. Az irodalmi adatok alapján $2 \text{ t*ha}^{-1}\text{*év}^{-1}$ nagyságú talajképződéssel számoltunk. Ez természetesen függ a felszínborítás (pl. növénytakaró) minőségétől, tehát amint erre vonatkozóan adatok születnek, azokat fel lehet használni a tervezésben.

Anyag és módszer

A talajerodálhatóság méréséhez a mesterséges esőztetés módszerét választottuk. A K tényező mérésére csak egységes előkészítés után alkalmas az adott parcella. Az előkészítést a WISCHMEIER és SMITH (1978) szerzőpáros USLE kézikönyve alapján végeztük el. E szerint a vizsgálandó területet fekete ugar állapotban kell tartani, a növénymaradványokat minél alaposabban el kell távolítani, a kialakuló felszíni kérget fel kell törni. A kritériumoknak megfelelően kiválasztott mintaterületeken vizsgált talajtípusok a következők voltak: csernozjom barna erdőtalaj, földes kopár, rozsdabarna erdőtalaj, mészlepedékes csernozjom, fekete nyirok, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, Ramann-féle barna erdőtalaj. Az esőztetést a Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi Karának Pannon R-02-es berendezésével hajtottuk végre (CSEPINSZKY et al.). A mintaterületek a Balaton-vízgyűjtőn helyezkedtek el. Összesen négy település vonzáskörzetében hét talajtípust került vizsgálatra. Ezek közül egy mintaterület bemutatására kerül sor jelen tanulmányban.

A K tényező számítása

Mivel az intenzitás, a lejtőhossz, a lejtőhajlás és a talajvesztés nagyságát mértük, a P és C minden esetben konstans (=1) volt, ezért már csak alkalmaznunk kellett az egyenletet a K tényező értékének kiszámítására: $K = A \cdot R^{-1} \cdot L^{-1} \cdot S^{-1}$.

Statisztikai elemzések

Az egyes talajtípusok K tényezőjére vonatkozó statisztikai vizsgálatokat varianciaanalízissel végeztük el. Az analízis során az intenzitás, a talajtípus és a K tényező hatását vizsgáltuk. Külön elemzések készültek a K tényezők talajtípusoktól és intenzitástól való függésére vonatkozóan is.

A térképek készítése és a fölhasznált programok

Az adatok térinformatikai feldolgozásához ERDAS Imagine 8.3 (transzformálások, ellenőrzés), Able Software R2V (digitalizálás), Arc/Info 7.3 (modellezés, ellenőrzés) és ArcView 3.1 (megjelenítés) programok lettek felhasználva.

Eredmények

A területről az összes lefolyó zagyot összegyűjtöttük (ez látható a „Lefolyás” oszlopban „mm”-ben megadva), az esőztetés folyamatidejének rögzítése mellett mértük, minimum 1 napig üleptettük, majd a zagymintákat szárítottuk (4. táblázat „Talajvesztés” oszlopa).

4. táblázat Példa a lefolyásmérésekre
Table 4. Sample for runoff measurements

Kód	Lefolyás [ml]	Idő [min]	Talaj-vesztés [g]	Kód	Lefolyás [ml]	Idő [min]	Talaj-vesztés [g]
6110301	16650	4,2	346,29	6110403	17790	1,9	550,28
6110302	16300	3,4	301,98	6110404	4820	2,3	85,28
6110303	19290	3,7	410,12	6110501	18660	1,4	616,66
6110304	3580	2,1	45,31	6110502	17700	1,0	712,25
6110401	17530	2,3	560,34	6110503	17250	1,2	723,9
6110402	18680	1,9	569,9	6110504	6790	4,8	162,2

Az egyes talajtípusok K tényezői közötti különbség statisztikai vizsgálatánál körültekintően kellett eljárni a számos befolyásoló tényező miatt. Öt intenzitáscsoportot alakítottunk ki. A statisztikai elemzésekhez ezeket, a különböző intenzitások mellett mért K tényező értékek használtuk fel, hiszen ezeknek a mérési körülményei hasonlítottak a legjobban. A K tényezők összehasonlításához azon adatokat használtunk, amelyeknél a mért talajvesztés olyan esőztetésekből származott, ahol minden esetben állandó vízzel volt a parcellán, és már megindult a lefolyás.

A K tényezőt minden olyan esetre kiszámoltuk, ahol volt talajvesztés mérés. A mért talajvesztés és csapadékintenzitás segítségével számított erodálhatósági értékek adataiból az ide vonatkozó nemessándorházi terület értékeiből közöljük az utolsó ismétlés adatait (5. táblázat).

Az 5. táblázatban közölt adatok meglepően kis értékek tűnhetnek az amerikai és általában a nemzetközi szakirodalomban közölt K tényezőkhöz szokott szemnek. Ebben az esetben a kicsiny érték a „t*h*MJ⁻¹mm⁻¹” mértékegységnek köszönhető.

Ezt a mértékegységet azért kellene előnyben részesítenünk, mert első látásra megkülönböztethető minden más mértékegységben (legyen ez USA, metrikus vagy egyéb SI) közölt K tényezőtől, így a mértékegység közlésének elmaradása esetén sem lehet szó félreértésről. Márpedig az eddig közölt példákban is látható, hogy a mértékegységeket nem mindig írják ki a szerzők.

5. táblázat A K tényező számításának lépései
Table 5. Steps of K factor calculations

Kód	Intenz. [mm*h ⁻¹]	Tal. vesz. [t*ha ⁻¹]	Idő-kum. [sec]	Eső menny. [mm]	EI ₃₀ = E*I _{max30}	K=A*R ⁻¹ *L ⁻¹ *S ¹ [t*h*MJ ⁻¹ mm ⁻¹]
140101	37	0,32	2560	26,31	24,90	0,002
140102	37	0,76	2990,85	30,74	29,09	0,003
140103	37	1,21	3309,6	34,02	32,19	0,005
140104	37	1,23	3411	37,90	36,29	0,004
140201	31,6	0,31	594	5,21	4,12	0,009
140202	31,6	0,65	928,65	8,15	6,44	0,013
140203	31,6	0,95	1237,5	10,86	8,58	0,014
140204	31,6	0,98	1388	12,18	9,62	0,013
140301	41,2	0,40	332,9	3,81	4,08	0,012
140302	41,2	0,79	546,4	6,25	6,70	0,015
140303	41,2	1,19	758,05	8,68	9,29	0,016
140304	41,2	1,23	896	10,25	10,98	0,014
140401	61,5	0,50	221,1	3,78	6,39	0,010
140402	61,5	0,96	363,55	6,21	10,51	0,012
140403	61,5	1,40	504,6	8,62	14,59	0,012
140404	61,5	1,45	633,55	10,82	18,32	0,010
140501	92,5	0,56	131,9	3,39	9,11	0,008
140502	92,5	1,12	219	5,63	15,12	0,010
140503	92,5	1,65	292,55	7,52	20,20	0,011
140504	92,5	1,80	427	10,97	29,49	0,008
140601	130	0,63	94,2	3,40	13,42	0,006
140602	130	1,17	144,3	5,21	20,56	0,008
140603	130	1,78	205	7,40	29,20	0,008
140604	130	2,02	341,75	12,34	48,68	0,006

LS minden esetben 0,8

Az esőztetés egyik fő célja az volt, hogy kimutassa az egyes talajtípusok közötti különbségeket. A varianciaanalízis szerint a vizsgált hét talajtípus K tényezője szignifikánsan különbözik egymástól. A hazaihoz hasonló értékeket mértek más országokban is. LOCH (1998) Chernozem (FAO) talajra számolt K tényezője 0,024 [t*h*MJ⁻¹mm⁻¹] lett, míg saját mérések szerint a mészlepedékes csernozjom K tényezője 0,018 [t*h*MJ⁻¹mm⁻¹] lett. Ugyanakkor LOCH (1998) Chernozemhez hasonló adatokat mért nagyobb agyagtartalmú talajokon is, míg saját, nagyobb agyagtartalmú, magyar barna erdőtalajon történő mérések alacsonyabb K tényezőket eredményeztek. Ehhez képest LOCH (1998) 5–6-szoros értékeket közöl ausztrál talajokra. Az eddigiekből kitűnik, hogy a talajtípusok összehasonlítása nehézkes. A mérések alapján számított K tényezők összegyűjtése után a becslült értékekkel való összehasonlítást végeztük a talajvesztés térképi ábrázolásának segítségével.

A mintaterületek 1:10 000-es méretarányú térképeinek elkészítése az USLE alapján

Az USLE használatához szükség volt az egyes tényezőkhöz tartozó térképek elkészítése ArcView „shape file” formájában. Ez a K és a C tényezők esetében poligonokat, azaz foltokat eredményezett a térképeken, amelyekhez hozzá lehetett rendelni az általuk képviselt talaj, illetve növényfajta értékeit. A K tényező térképen a talajtípusokhoz tartozó értékek a saját, mért talajvesztés értékek alapján számított K tényezők szerint lettek meghatározva. A C tényező térképéhez az adatokat az EOVS térképeken szereplő növényborítás szolgáltatja. Ezek tartalmazzák a vízenyos területeket (sás, nád, tavak, stb.), az erdőket, gyepet, szántókat, településeket és utakat. Az ábrázolt vegetáció az USLE használati útmutatójában közölt értékeknek megfelelően kapta meg a C tényezőjét. Az L és S tényező alapját a szintvonalak, magassági pontok és vízfolyások segítségével elkészített domborzatmodell adta. Az R és P tényező konstans (=1) volt az egész területre.

Az alapadatok alapján készített térképek összeállítása után a „shape” fájlokat „grid”-d ké kellett konvertálni, az egyes térképek adatainak összeszorzására csak „grid” formában kerülhet sor. A végeredmény térképen „grid”-enként leolvasható a talajvesztés mértéke $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ -ben. Egy „grid” 10 10 méter területű.

Az USLE modell hazai alkalmazása során 10 és 15 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ közötti megengedett talajvesztés adatokkal találkozhatunk a szakirodalomban. A tág intervallum valószínűleg az amerikai $t \cdot acre^{-1}$ adatok $t \cdot ha^{-1}$ adatokra való átváltásának bizonytalanságának köszönhető. Az amerikai szakirodalomban kétféle megközelítést találjuk a tolerálható talajvesztés mértékének meghatározására. Az „Előzmények” fejezetben leírtaknak megfelelően 11 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ az a talajvesztés, amelyet a gazdálkodó a műtrágyavesztés szempontjából még megengedhet magának. Ha ennél nagyobb mennyiségű talaj vész el, akkor ezzel párhuzamosan annyi műtrágya mosódik le, ami gazdaságtalanul teszi a gazdálkodást. A másik, ennél sokkal nyomósabb érv, hogy az optimális körülmények között történő talajképződés ütemét 11 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ -re becslik. Ennek megfelelően 11 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ -nél húztuk meg a tolerálható talajvesztés határát.

Ha a kiszámított talajvesztés 0 és 11 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ között van, akkor a modell készítői szerint nincsen szükség talajvédő beavatkozásokra. Sajnos a talajképződés üteme a legóvatosabb becslések szerint is csak 1,5–3,5 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ (nem optimális körülmények, hanem szántóföldi művelés alatt). A térképen a 0–2 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ között becsült talajvesztést fehér színnel jelöltük. Ezek a területek a talajvesztés és a talajképződés üteme feltételezhetően kiegyenlítik egymást, így nincs szükség talajvédelemre, hosszútávon fenntartható a gazdálkodás.

A fenntarthatóság szempontjából legizgalmasabb a szürke színnel jelölt 2 és 11 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ kategória. Ezek a területek az USLE modell hazai adaptációja szerint a gazdák nem kötelezhetők talajvédő művelésre, bár a talajképződés körülbelüli ütemének ismeretében belátható, hogy a tolerálható érték többszörösen meghaladja a képződés ütemét.

Azokat a területeket, ahol a modell 11 $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ fölötti talajvesztést becsült, fekete színnel jelöltük, ezzel jelölve azokat a területeket, ahol szükség van talajvédő művelésre.

A nemessándorházi mintaterület eróziós viszonyainak jellemzése

A K tényező pontos meghatározásának fontosságát a talajvesztésget becsülő térképek kimeneti adatai közötti különbségek támasztják alá leginkább. Nemessándorháza területén a 42-334 számú, M = 1:10 000-es méretarányú EOVS térképszelvény területén dolgoztunk. Két térkép készült a talajerózió becslésére. Az egyik a becsült K tényezővel, a másik az általunk mért talajvesztés alapján számított K tényezővel számolt. A két térkép kategóriáinak százalékos megoszlásának alakulását a 6. táblázatban láthatjuk.

6. táblázat: A talajvesztés kategóriáinak százalékos eloszlása
Table 6. Percentage distribution of soil loss categories

Becsült K tényezők alapján		Mért K tényezők alapján	
Kategóriák	%	Kategóriák	%
0-2 t*ha ⁻¹ *év ⁻¹	41,2	0-2 t*ha ⁻¹ *év ⁻¹	54,3
2-11 t*ha ⁻¹ *év ⁻¹	22,2	2-11 t*ha ⁻¹ *év ⁻¹	28,7
11 < t*ha ⁻¹ *év ⁻¹	36,6	11 < t*ha ⁻¹ *év ⁻¹	17,0
Összesen:	100	Összesen:	100

A 6. táblázat adatai alapján a települések, utak és felszíni vizek 21,678%-ot fednek le az egész térképlap (24 km²) területéből.

A 0–2 t*ha⁻¹*év⁻¹ kategóriába eső terület a becsült K tényezők esetében 13,1%-kal kevesebb, mint a mért adatoknál („Nemessándorháza eróziós térképe a mért K értékekkel” című térkép). Ha a becsült K tényezővel futtatjuk a modellt, akkor alábecsüljük azon területek nagyságát, ahol talajvédelem nélkül is folytathatunk fenntartható művelést.

A 2–11 t*ha⁻¹*év⁻¹ kategória esetében a mért K tényezővel becsült talajvesztés kb. 6%-kal nagyobb az USLE egyenlet alapján talajvédő művelés nélkül művelhetőnek ítélt terület nagysága.

A 11 t*ha⁻¹*év⁻¹ fölötti kategória a becsült K tényezők esetében közel 20%-kal nagyobb területet borít. Itt is indokolatlanul nagy területet jelölünk ki, ha a becsült értékek alapján számolunk.

Összefoglalás

A kutatás célja az volt, hogy a vizsgálatra kijelölt talajtípusok K tényezőjét meghatározzuk a mesterséges esőztetés módszerével úgy, hogy a hasonlóságok és különbségek kimutathatók legyenek. Az előkészítés az USLE egyenlet alkotói által előírtaknak megfelelően folyt. A kísérlet során nyert talajvesztés adatok lehetőséget adtak arra, hogy a talajtípusok K tényezőjét ki lehessen számolni, és össze lehessen hasonlítani. A variancia analízis szerint a hét vizsgált talajtípus különbözőképpen áll ellen az eső pusztító energiájának.

Az összehasonlító elemzések kimutatták, hogy a korábban becsült és a jelenleg mért K tényező értékek között akkora különbségek vannak, amelyek lényegesen megváltoz-

tatják a talajveszteség előrejelzés során kapott értékeket. Az M=1:10 000-es térképek szerkesztése során az USLE egyenlet segítségével körvonalazódtak azon területek, amelyek a szántóföldi művelésre alkalmasak, nem alkalmasak, illetve azon területek, ahol talajvédő eljárást kellene bevezetni az egyenlet javaslata ellenére. A T értékek hatása attól függően változott, hogy a becsült vagy a számított K tényezővel számolt az USLE egyenlet.

Javaslatok

Az Amerikai Egyesült Államok Illinois államában 98 ún. „talajvédelmi körzet” található. Az állam által 1980-ban elfogadott lépcsőzetes T érték csökkentő tervet mindegyik körzet elfogadta. Ebben az állt, hogy 2000. január elsejével a talajveszteség mértékét olyan szintre csökkentik, ahol eléri a talajképződés ütemét, tehát fenntarthatóvá válik a talajhasználat (HTTP 4.). Bár jelenleg hazánkban egy ilyen lépés nehezen elképzelhető, talán ez lenne szükséges a talaj fenntartható művelésének érdekében. Természetesen ehhez nagyrésztben központi szabályozásra volna szükség. A hazai talajvédelmi politika egyelőre nem teremt meg az alapokat egy ilyen szabályozás bevezetéséhez. Az EU csatlakozás idejére már valószínűleg nagymérvű változásokat kell bevezetnünk. Jelenleg készül az EU talajvédelmi politikáját szabályozó rendelet, amely drasztikus változásokat helyez kilátásba a talajvédelem kutatása és szabályozása terén. Ezek minden tagállam részére kötelezőek lesznek.

Irodalom

- BARCZI A., CZINKOTA I., GENTISCHER P. 1995: Talajtani és eróziós hatások kimutatása a természetes növénytakaró változása kapcsán, a kesztölci Fehér-szirt példáján. *Agrokémia és Talajtan* 44: 515-520.
- CSEPINSZKY B., JAKAB G., JÓZSA S. 1999: Szimulált csapadék, beszívárgás és talajveszteség. *XLI. Georgikon Napok Keszthely. Agrárjövők Alapja a Minőség.* 1999. szeptember 23–24. Keszthely, pp. 424–429.
- ERŐDI B., HORVÁTH V., KAMARÁS M., KISS A., SZEKRÉNYI B. 1965: Talajvédő gazdálkodás hegy- és dombvidéken. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, p. 403.
- FOSTER G. R., MCCOOL D. K., RENARD K. G., MOLDENHAUER W. C. 1981: Conversion of the USLE to SI metric units. *J. of Soil and Water Cons.*, pp. 355–359.
- HAYES O. E., CLARK N. 1941: Cropping systems that help control erosion. *Bull. 452. Wisconsin Soil Conservation Comm., Soil Conservation Service, and the Univ. of Wisconsin Agricultural Exp. Station, Madison*
- LOCH R. J., SLATER B. K., DEVOIL C. 1998: Soil erodibility (Km) values for some Australian soils. *Austr. J. Soil Res.* 36: 1045–1055.
- MCCORMACK D. E., YOUNG K. K., KIMBERLIN L. W. 1982: Current criteria for determining soil loss tolerance. In *determinants of Soil Loss Tolerance, Spec. Publ. No. 45. Am. Soc. Agron., Madison, Wisc.*
- MOLDENHAUER W. C. 1999: személyes közlés
- NEIL D. T. 1982: Soil Formation. *Alaska Science Forum, Article #531*
- STEFANOVITS P. 1966: Talajvédelmi tervek talajtani megalapozása. *Agrokémia és Talajtan, Tom. 15., No. 2.*
- SMITH D. D. 1941: Interpretation of soil conservation data for field use. *Agr. Eng.* 22: 173–175.
- SMITH D. D., WHITT D. M. 1948: Evaluating soil losses from field areas. *Agr. Eng.* 29: 349–396, 398.
- SMITH D. D., WISCHMEIER W. H. 1962: Evaluating soil losses from field areas. *Agr. Eng.* 14: 109–148.
- STEFANOVITS P. 1966: *Mezőgazdasági Mérnöktovábbképző Intézet talajvédelmi tanfolyama.*
- U. S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE – SOIL CONSERVATION SERVICE 1956: *Joint conference in slope-practice. Washington D. C.*
- WISCHMEIER W. H., SMITH D. D. 1978: Predicting rainfall erosion losses. *USDA Agriculture Handbook 537 p. 58.*

HTTP1. <http://www.sardc.net/imercsa/Programs/CEP/Pubs/CEPFS/CEPFS01.htm>

HTTP2. <http://www.orst.edu/instruction/bi301/erosion.htm>

HTTP3. <http://www.netc.net.au/enviro/fguide/soiloverview.html>

HTTP4. <http://hermes.ecn.purdue.edu/cgi/convwqtest?lw-2.il.ascii>

IMPORTANCE OF DETERMINING HUNGARIAN SOIL ERODIBILITY VALUES IN CONNECTION WITH THE SOIL LOSS TOLERANCE VALUES

CS. CENTERI¹, R. PATAKI²

¹Szent István University Faculty of Agriculture and Environmental Management
Institute of Environmental Management, Department of Nature Conservation
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: ccs@fau.gau.hu

²Szent István University, Faculty of Agriculture and Environmental Management,
Institute of Environmental Management, Department of Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: rpataki@svr-sun.ktg.gau.hu

Keywords: soil erodibility, soil loss tolerance, modelling

Soil is a non-renewable natural resource. Researches, made for examining soil for protection purposes are vital for survival of this very thin, superficial layer of our Mother Earth and in the first place for human kind. A wide range of erosion models, most of them combined with GIS, varying in purpose and details are available for predicting soil loss.

The Universal Soil Loss Equation (USLE) is statistical summaries of average annual soil loss data from plot studies in the United States. The equation has been worked out on the basis of over 10 000 plot-years data taken on erosion plots in the USA. Incorporating the USLE equation into a GIS model makes it possible to calculate soil losses for larger areas.

Local measurements proved some estimated Hungarian erodibility data from literature to be too high. This resulted higher predicted soil loss, too. Local measurements might reduce overestimation in soil loss prediction and prove USLE to be more proper than before.

This paper investigates the role of local rainfall simulations for calculating the soil erodibility factor of the USLE. Maps with various analysis dependents on estimated soil loss tolerance values show necessity of measurements on soil erodibility, soil formation rate and soil loss tolerance.

FEHÉR AKÁC (*ROBINIA PSEUDOACACIA* L.) FAÁLLOMÁNYOK VIZSGÁLATA ALJNÖVÉNYZETÜK ÖSSZETÉTELE ALAPJÁN

TOBISCH TAMÁS¹, CSONTOS PÉTER², RÉDEI KÁROLY¹, FÜHRER ERNŐ¹

¹Erdészeti Tudományos Intézet, 1023 Budapest, Frankel Leó út 42-44.

e-mail: tobischt@erti.hu

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

Kulcsszavak: Duna-Tisza köze, erdőtüpus, főkoordináta elemzés, Kisalföld, Nyírség,

Összefoglalás: Jelen tanulmányban három magyarországi tájegység: a Kisalföld, a Duna–Tisza köze és a Nyírség, valamint az olaszországi Pizai-dombság akácosait hasonlítottuk össze 82 cönológiai felvétel lágyszárú vegetációjára vonatkozó adatai alapján. A hazai állományok, – amelyeknek egy részét még FELFÖLDY (1947) írta le – a domináns lágyszárúak alapján, vizuális becsléssel *Poa angustifolia*, *Bromus sterilis*, *Anthriscus cerefolium*, *nudum*, *Chelidonium majus*, *Urtica dioica*, valamint *Clematis* és *Humulus* típusba sorolhatók. A bináris adatok alapján elvégzett főkoordináta elemzés eredményei, az állományoknak a felvételi helyek szerinti csoportosulását tükrözték. Az akácok típusok azonban nem voltak felismerhetők. Az olasz állományok, bár önálló csoportot képeztek, a vártnál kisebb mértékben különböztek el a hazaiaktól. Kvantitatív adatok használata esetén a földrajzi régiók egybemosódtak az ordinációs diagramon. A vizuális becsléssel elkülönített típusokat szintén nem, vagy nem egyértelműen lehetett felismerni. Kivételt képezett az *Urtica dioica* típus, amely viszonylag jól elkülönült. A vizsgált hazai földrajzi régiók fajkészletük relatív vízigénye, talajreakció szerinti igénye és relatív nitrogénigénye alapján nem mutattak szignifikáns eltéréseket, azaz nem igazoltak vissza termőhelyi különbségeket. A relatív nitrogénigény tekintetében mindhárom régióban megmutatkozott a nitrofil fajok magas részesedése, ami általában jellemző az akácok állományokra.

Bevezetés

Az egzota fásszárú fajok közül vitathatatlan, hogy térfoglalását tekintve Magyarországon a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) bizonyult a legsikeresebbnek. Számos erdészeti szempontból kedvező tulajdonsága mellett (KERESZTESI 1965), ezt elsősorban a talajjal szembeni viszonylagos igénytelensége és szárazságtűrése (FÜHRER 1997), ugyanakkor mégis gyors növekedése és aránylag nagy fahozama eredményezte (RÉDEI 1997). Ültetvényeit kezdetben az alföldfásítás és a mozgó homoktalajok megkötése céljából létesítették (MAGYAR 1960), de napjainkra az ország minden megyéjében megtalálhatók erdei. Ma a hazai erdőterület 21,6%-át borítja az akác, és ezzel megelőz minden más fafajt (ÁESZ 2002).

Az akácokkal kapcsolatban botanikai szempontból gyakran felvetődik, hogy aljnövényzete szegényes, uniform és általában néhány nitrofil, ökológiai viselkedését tekintve gyom jellegű lágyszárú által dominált. Ezt a véleményt támasztja alá a leírt faciesek egy része (*Urtica dioica* fac., *Bromus sterilis* fac.; FELFÖLDY 1947), viszont más faciesekben vagy az erdőtipológiából ismert néhány további állománytípusban a domináns, névadó lágyszárú egyáltalán nem sorolható a gyomfajok közé (MAJER 1962, 1968, KESZTHELYI et al. 1995). Ha pedig a hazai akácok erdőtüpusokat egyéb, jelentősebb térfoglalással bíró, honosított fajok erdőtüpusaival hasonlítjuk össze, megállapítható, hogy az akácok

aljnövényzete változatosabb (KESZTHELYI et al. 1995). Talán a legszembetűnőbb ez a különbség legelterjedtebb tűlevelű egzotánk, a feketefenyő esetében, amelynek aljnövényzete rendkívül szegényes (BORHIDI 1956, TAMÁS 2001, 2003). Mindez arra utal, hogy az akácok aljnövényzetéről csak részletes vizsgálatok alapján lehet véleményt alkotni.

A fentiek figyelembevételével úgy gondoljuk, hogy az akácok változatosságának megítéléséhez a jelenlegi ismeretek alapján csak részben adható válasz. Olyan botanikai vizsgálatok, amelyekben nagyobb tájaink akác állományait széles körben kutatták volna, eddig nem készültek. Egyik fő célkitűzésünk ezért az, hogy széleskörű adatgyűjtés és többváltozós módszerek segítségével, a lágyszárú szint alapján összehasonlítsuk hazai akác állományainkat. Emellett vizsgálatainkkal azt is meg szeretnénk állapítani, hogy az aljnövényzet szempontjából milyen mértékben különböznek hazai akácainktól a geográfiailag igen távol eső, olaszországi akác állományok.

Anyag és módszer

Vizsgált állományok, adatgyűjtés

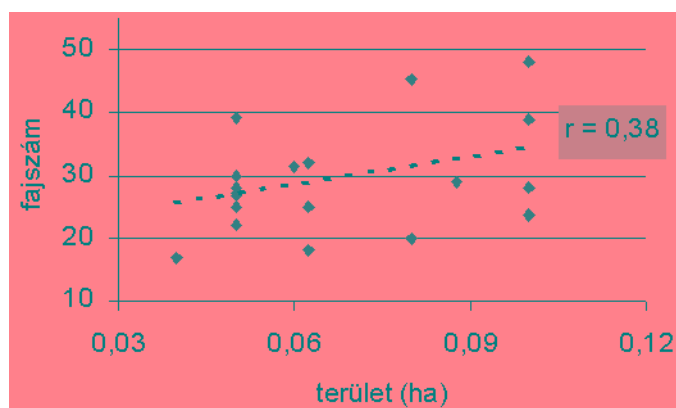
Jelen tanulmányban több, különböző forrásból származó, akác állományokban gyűjtött adatsort elemeztünk. Az adatok egy csoportja (20 cönológiai felvétel) FELFÖLDY LAJOSTÓL származik. Ezek a felvételek különböző nyírségi állományokban készültek (Debrecentől DK-re, a Pac-erdőben; FELFÖLDY 1947). FELFÖLDY az általa vizsgált akácokban állományonként húsz 5 × 5 m-es kvadrátban készített cönológiai felvételt, majd az adott állományt a húsz felvétel alapján jellemezte. A fajok borítását A–D skálát alkalmazva becsülte meg. Az általa vizsgált állományokat felvételei alapján három típusba (faciesbe) sorolta: *Bromus sterilis*-, *Urtica dioica*- és *Poa angustifolia*-típus.

Az alapadatok második, egyben legnagyobb csoportját azok a felvételek képezik, amelyeket TOBISCH vett fel 2002-ben a Kisalföldön, a Duna–Tisza közén, valamint a Nyírségben az Erdészeti Tudományos Intézet hosszúlejárható kísérleti területein az ERDŐ+FA projekt keretében. Ez utóbbi felvételek készítéséhez – a kutatás egyéb célkitűzései miatt – különböző méretű (0,04–0,1 ha) mintavételi parcellákat alkalmaztunk. Adatainkat ennek figyelembevételével értékeltük ki. A parcellák geográfiai elhelyezkedésük alapján reprezentálják a nyírségi, valamint a Duna–Tisza közeli jó növekedésű (félszáraz – üde, félnedves típusok) akác állományokat. Minden kvadrátban a lombkorona és a cserjeszint záródását, valamint a lágyszárú fajok borítását becsülte meg százalékban kifejezve.

A feldolgozott adatok harmadik csoportját olasz felvételek képezik (BERTACCHI et al. 2001), amelyek a Pisai dombság akácosaiban készültek BRAUN-BLANQUET (1932) iskolájának módszerével. A kvadrátméret 50 és 150 m² között változott.

Az eltérő kvadrátméretnek gyakorolt hatását TOBISCH felvételei és az olaszországi adatok esetében külön is megvizsgáltuk. Felmérésünk szerint a TOBISCH által vizsgált állományokban a fajszám – terület összefüggés viszonylag gyenge ($r=0,38$; $p<0,05$ szinten nem szignifikáns; 1. ábra). Az olasz adatok esetében pedig a fajszám és terület között negatív korrelációt tapasztaltunk ($r=-0,29$; $p <0,05$ szinten nem szignifikáns).

A továbbiakban ismertetésre kerülő vizsgálatainkban csak a lágyszárúak adatait vetjük figyelembe. A fajok nevezéktana SIMON (2000) munkáját követi.



1. ábra A mintavételi terület mérete és az aljnövényzet fajszáma közötti összefüggés hazai akácosokban.
Figure 1. Species area relationship in the herb-layer vegetation of the studied Hungarian black locust stands.

Az adatok feldolgozása

Az adatok kiértékeléséhez összesen 82 cönológiai felvétel adatait vettük figyelembe (1. táblázat). Az adatok feldolgozása során azokat a fajokat, amelyek csak egy állományban fordultak elő, és borításuk az előfordulás helyén 5% alatti volt, kihagytuk az elemzésből. A tavaszi és a nyári aszpektus adatait kombináltan alkalmaztuk. Az akácos állományokat *a priori* osztályoztuk geográfiai elhelyezkedésük szerint. A Nyírség esetében, ahol a két adatállomány felvételezése között csaknem 60 év telt el, a mintavételezés időpontját is figyelembe vettük.

1. táblázat A vizsgált akácosok *a priori* osztályozása a földrajzi hely és a felvételezés időpontjának figyelembevételével.

Table 1. *A priori* groups of relevés considering their geographical origin and year of sampling.

Osztályok	Rövidítés	Cönológiai felvételek		
		időpontja	száma	sorszáma
FELFÖLDY nyírségi felvételei	FL	1943	20	1–20
Kisalföld	KA	2002	5	78–82
Duna–Tisza köze	DT	2002	32	33–50, 64–77
Nyírség	NY	2002	13	51–63
Pisai dombság	PD	1999	12	21–32

A különböző geográfiai elhelyezkedésű akácosok textúráját főkoordináta elemzéssel vizsgáltuk a SYN-TAX 5.0 programcsomag segítségével (PODANI 1993). Az ordináció eredményét *a priori* osztályozásunkkal valószínűségi ellipszisek alkalmazásával hasonlítottuk össze $\alpha=0,05$ szinten (MARDIA et al. 1979, LAGONEGRO és FEOLI 1985). Meg kell említeni azonban, hogy a valószínűségi ellipszisek alkalmazásának az összes feltétele ritkán teljesül, ezért a legtöbb esetben, így a jelen tanulmányban is, csak az eredmények szemléletes megjelenítésére használják (PODANI 1997). A főkoordináta elemzéshez

bináris, valamint kvantitatív adatokat használtunk. A mintavételi helyek különbözőségét mind a két esetben euklidészi távolsággal számítottuk ki. Kvantitatív adatok esetében FELFÖLDY (1947), valamint BERTACCHI et al. (2001) A–D skálán felvett adatait százalékos borítottsági adatokká konvertáltuk JAKUCS (1981) szerint. Az adatokat ebben az esetben terjedelem szerint standardizáltuk (PODANI 1993).

A különböző termőhelyeken tenyésző hazai akácokat az aljnövényzet által indikált termőhelyi sajátosságok szerint is összehasonlítottuk. Ehhez a lágyszárúak bináris adatait vettük alapul. A bináris, florisztikai adatokat tartalmazó hely – faj adatmátrixot össze-szoroztuk az aljnövényzet relatív ökológiai mutatóit tartalmazó faj – relatív ökológiai mutató mátrix-szal (FEOLI 1984). Az előbbi mátrixban a hely nem egy állományt, hanem egy a priori létrehozott osztályt jelent. A faj – relatív ökológiai mutató mátrix a hely – faj mátrixhoz hasonlóan szintén bináris, amelyben egy oszlop egy relatív ökológiai indikátor egy értékének felel meg. A mátrix-szorzás eredménye egy hely – relatív ökológiai mutató mátrix, amelynek i -edik oszlopában és j -edik sorában lévő x_{ij} szám megadja az i -edik osztályban a vizsgált mutató j -edik értékével rendelkező fajok számát. Ezt az értéket a jobb összehasonlíthatóság miatt elosztottuk az adott osztály fajainak a számával. Így végeredményben az osztályokat relatív gyakorisági eloszlásokkal jellemezzük, amelyek megadják az adott relatív ökológiai mutató adott értékével rendelkező fajok arányát. Az elemzésekhez a fajok BORHIDI-féle relatív nedvességigény (WB) és talaj-kémhatás-igény (RB), valamint relatív nitrogénigény (NB) értékeit használtuk (BORHIDI 1993). A gyakorisági eloszlásokat homogenitás vizsgálattal hasonlítottuk össze.

Eredmények és megvitatásuk

Vizsgálataink összesen 180 faj adatain alapulnak, amelynek túlnyomó többségét gyomok alkotják. A legnagyobb konstanciával ($c=V$, ill. $c=IV$) a jellegzetes, akácokra jellemző lágyszárúak rendelkeztek (*Bromus sterilis*, *Urtica dioica*, *Galium aparine* és *Anthriscus cerefolium*).

A bináris adatok alapján készült főkoordináta elemzésen a mintavételi parcellák többé – kevésbé a mintavétel helye (Pisai dombság, Kisalföld, Duna–Tisza köze, Nyírség) szerint csoportosulnak. Érdekes azonban, hogy az olasz felvételek elkülönülése nem olyan mértékű, mint az a távoli földrajzi elhelyezkedésük alapján várható lenne. Másik érdekesség, hogy a kisalföldi parcellák a Duna–Tisza közi parcelláktól eltávolodva a nyírségek közelébe kerülnek az ordinációs diagramon.

Az eredmények értékelésekor figyelembe kell vennünk, hogy az euklidészi távolság bináris formájának használatakor a fajok közös prezenciái, illetve közös abszenciái egyforma hangsúlyt kapnak két mintavételi terület távolságának kiszámításakor. Az olasz állományok viszonylag kismértékű elkülönülése arra utal, hogy a vizsgált hazai állományok fajkészlete rendkívül heterogén. Ez a nagyfokú heterogenitás ugyanis azt eredményezi, hogy a viszonylag fajszegény pisai dombsági, valamint nyírségi állományok a Duna–Tisza közi akácokkal összevetve egymáshoz viszonylag hasonlókká válnak elsősorban a közös abszenciák miatt. Ugyanakkor vannak olyan fajok is, amelyeknek közös prezenciái növelik a hasonlóságot a magyarországi és az olasz állományok között (pl. *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Brachypodium sylvaticum*, *Dactylis glomerata*, stb).

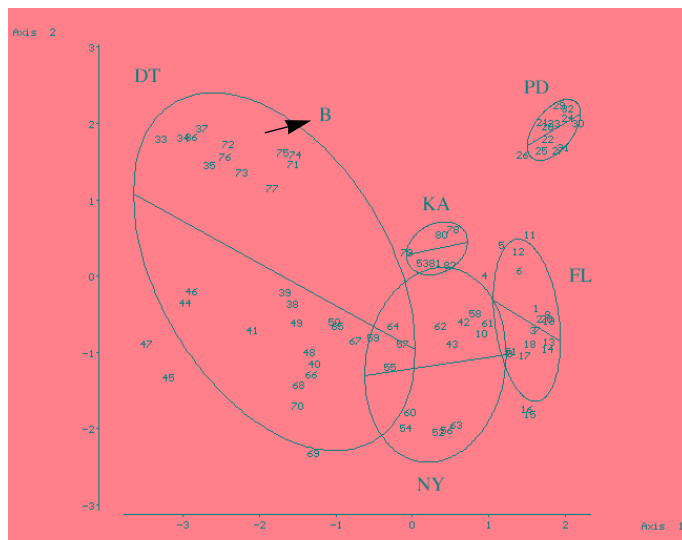
A Kisalföld és a Nyírség (idesorolva most FELFÖLDY felvételeit is) viszonylagos hasonlósága szintén azzal magyarázható, hogy ezen térségek állományai viszonylag fajszegények a rendkívül heterogén Duna–Tisza közti (DT) állományokhoz viszonyítva. Így a DT állományokkal összevetve a közös abszenciák miatt egymáshoz viszonylag hasonlókká válnak ezek az állományok is. A savanyú homoktalajokkal rendelkező Nyírség akácosainak fajszegénységét részben a savanyú termőhely magyarázhatja. Ezt látszik igazolni a vizsgált kisalföldi állományok fajszegénysége is, mivel ezek talajának felső rétege szintén savanyú.

A Duna–Tisza közti felvételek két nagy csoportra különülnek. Az összes többi állománytól élesen elhatárolódnak a Ballószög és Szentkirály községhatárában lévő akácok. Ezt nagy valószínűséggel a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) nagymérvű elszaporodása okozza, amely minden parcellában megtalálható, és a térségben is hevesen terjedő gyom (KAZINCZI et al. 1999). Emellett a *Chenopodium album*, a *Cynoglossum officinale* és az *Ambrosia artemisiifolia* konstanciája is igen magas (c=V) az összes többi akácos állományhoz viszonyítva. A Duna–Tisza közti akácokban gyakori fajok még a *Silene alba* subsp. *longifolia*, *Cannabis sativa*, valamint a *Celtis occidentalis*.

A nyírségi területekre (a FL felvételeket is idesorolva) rendkívül jellemző a *Chelidonium majus* (Fr.=100%), amely a DT, valamint a KA állományokból teljes mértékben hiányzik. Ugyancsak jóval gyakoribb a *Stellaria media*, *Agrostis stolonifera*, valamint a *Poa pratensis* a nyírségi állományokban ha a Duna–Tisza közti, vagy a kisalföldi állományokhoz viszonyítjuk (FL felvételeket ebben az esetben nem idesorolva). A FELFÖLDY (1947) által vizsgált állományok leválása a nyírségi akácoktól elsősorban a *Ballota nigra*, *Poa angustifolia*, valamint a *Leonurus cardiaca* fajokra vezethető vissza. Ezek a fajok FELFÖLDY (1947) kutatásai idején az általa vizsgált akácokban igen gyakoriak voltak (pl. *Ballota nigra* esetében a Fr.=100%), az általunk tanulmányozott állományokra viszont kevésbé voltak jellemzőek (pl. a *Ballota* gyakorisága csak Fr.=7,7%). Jelen vizsgálatból azonban nem derül ki, hogy a felvételezés tér- vagy időbeli különbségei okozzák-e a nyírségi területek (FL és NY) között észlelt florisztikai különbséget.

Összefoglalva megállapítható, hogy a hazai akácok igen változatosak a légyszárú szint fajkészletét tekintve. A főkoordináta elemzés alapján klasszikus értelemben vett akácos típusokat nem lehet elkülöníteni. Nem ismerhetők fel az ordinációs diagramon viszonylag hasonló légyszárú fajkompozícióval rendelkező, a térben ismétlődő akácos csoportok (erdőtípusok, ld. MAJER 1962). Ugyanakkor figyelemreméltó, hogy a FELFÖLDY (1947) által három különböző típusba (*Poa angustifolia*, *Bromus sterilis* és *Urtica dioica* faciesek) sorolt állományok nem különülnek el élesen.

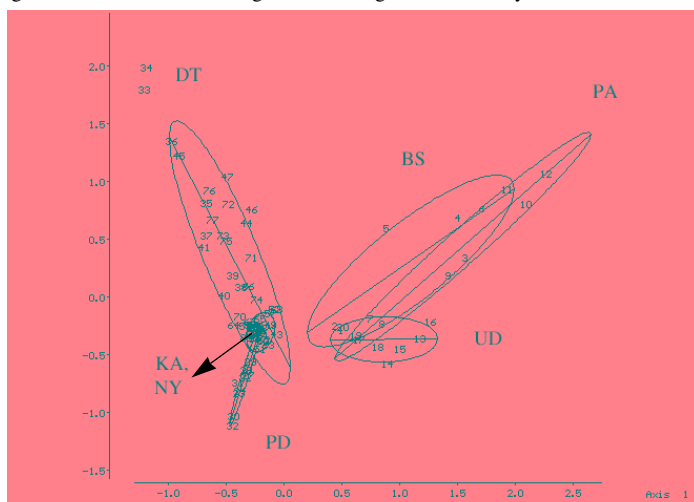
Az akácok tipizálása során azonban nem minden fajt vesznek egyforma súllyal tekintetbe. A típusokat a legnagyobb borítású, illetve a leggyakoribb (tipikus) fajok alapján állapítják meg. Elképzelhető, hogy egyszerűen ez az oka annak, hogy amennyiben a légyszárú fajok viselkedését csak bináris adataik alapján jellemezzük, nem ismerhetők fel egyértelműen jól körülhatárolható típusok. Ugyanakkor az olasz állományok viszonylagos hasonlóságában is szerepet játszhatott, hogy a légyszárúak tömegességét nem vettük figyelembe. Mindezek miatt szükséges, hogy olyan módszerrel is elvégezzük az állományok többváltozós összehasonlítását, amely a fajok kvantitatív adatain alapul (3. ábra).



2. ábra Akácok aljnövényzetének fajösszetétele alapján készített főkoordináta elemzés a valószínűségi ellipszisek feltüntetésével ($\alpha=0,05$), amelyek *a priori* meghatározott osztályokat határolnak. Az 1. tengely az összvariancia 17,49%-át, a második 10,33%-át magyarázza. Jól megfigyelhető, hogy a Ballószög ill. Szentkirály községhatárban fekvő (az ábrán B-vel jelölt) akácok elkülönülő csoportot alkotnak.

A rövidítéseket az 1. táblázat tartalmazza.

Figure 2. Principal coordinates analysis of black locust relevés, based on the floristic composition of the herb-layer. The probability ellipses indicate the relevé groups listed in Table 1. The first and the second axes hold 17.49% and 10.33% of the total variance, respectively. The isolated group of relevés (marked „B”) originated from the surroundings of Ballószög and Szentkirály. See Table 1. for abbreviations.



3. ábra Akác állományok lágyszárú szintjének borításvizsgálata alapján készített főkoordináta-elemzés valószínűségi ellipszisek ($\alpha=0,05$) feltüntetésével. Az első tengely az összvarianciának 10,02%-át, a második 7,05%-át magyarázza. Ennél az elemzésnél FELFÖLDY felvételeit faciesekre bontva kezeltük: BS – *Bromus sterilis* facies; PA – *Poa angustifolia* facies; UD – *Urtica dioica* facies; a többi rövidítés az 1. táblázatban található.

Figure 3. Principal coordinates analysis of black locust stands based on the cover data of the herb-layer species with indication of the probability ellipses ($\alpha=0.05$). The 1st and the 2nd axes hold 10.02% and 7.05% of the total variance, respectively. For this analysis FELFÖLDY's data were treated at the facies-level: BS – *Bromus sterilis* facies; PA – *Poa angustifolia* facies; UD – *Urtica dioica* facies; see Table 1. for further abbreviations.

A kvantitatív adatokon alapuló főkoordináta elemzés diagramján már kevésbé ismerhetők fel az a priori meghatározott osztályok. A KA és NY állományok igen kompakt csoportot képeznek, amely a DT állományok alkotta csoportba kerül teljes egészében. A kisalföldi, valamint a nyírségi akácok alkotta csoport nagyfokú kohéziója arra utal, hogy kvantitatív lágyszárú adataik alapján ezek az állományok nem nagyon különböznek egymástól. Ezzel szemben a Duna–Tisza közti állományok változatosságát jelzi az ezeket határoló valószínűségi ellipszis elnyújtottsága. Az elnyújtottság háttérben elsősorban a Szentkirály, Ballószög, valamint Kéleshalom községhatárban fekvő állományoknak a többi akácostól való különbözősége áll. Ezt főként az *Asclepias syriaca*, valamint az *Ambrosia artemisiifolia* viselkedése magyarázza. Ezek a fajok ugyanis az említett állományokban érik el borításuk maximumát.

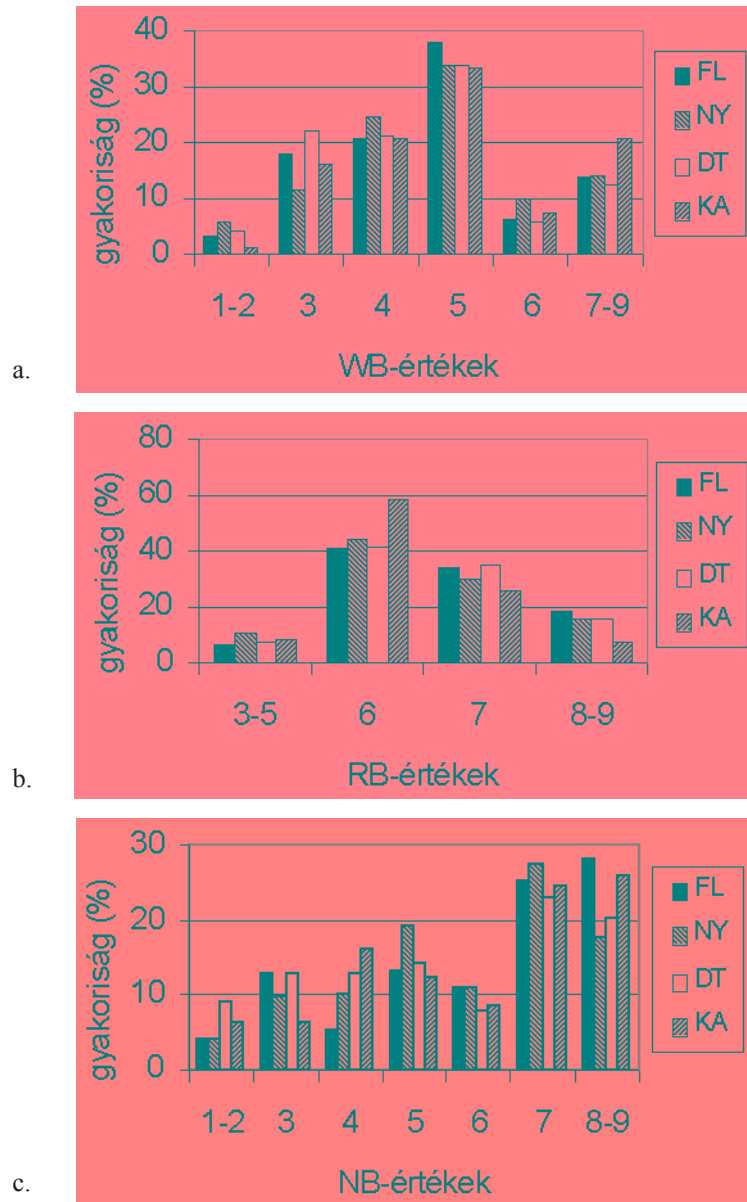
FELFÖLDY (1947) felvételei a fentebbi főkoordináta elemzés eredményeihez hasonlítva jóval kevésbé kompakt csoportot alkotnak. Az ordinációs diagramon ezeket a felvételeket három alosztályba soroltuk a szerző által meghatározott típusok (faciesek) szerint. Az egyes alosztályokat külön – külön valószínűségi ellipszisekkel határoltuk. Ezek alapján az *Urtica dioica* típus viszonylag jól elkülönül a többitől, bár van átfedés mind a *Bromus sterilis*, mind a *Poa angustifolia* típusal. Ez utóbbi két típus azonban az ordináció szerint igen nehezen választható szét.

A FL felvételek valószínűleg nem csupán a florisztikai különbségek alapján válnak el a többi hazai felvételtől. A fajok borítását ugyanis FELFÖLDY (1947) lényegesen durvább módszerrel (A–D skála alkalmazásával) becsülte meg, így ezek a felvételek a borításban jelentkező viszonylag kisebb változásokra kevésbé érzékenyek. Biztosan állítható, hogy részben az eltérő becslési metodikának köszönhető a FL felvételek leválása a többi hazai felvételtől. Ugyanakkor kétségtelen, hogy florisztikai szempontból is markáns különbségek vannak FELFÖLDY (1947) és TOBISCH felvételei között. Ezek elsősorban a *Poa angustifolia* viselkedésének tulajdoníthatók, amelynek borítása egyes FL felvételekben igen magas, viszont TOBISCH felvételeiben nem számottevő.

Érdekes megfigyelni, hogy a pisai dombság akácjai kvantitatív adatok esetében sem válnak el a magyar állományoktól olyan mértékben, mint az a geográfiai távolság alapján várható volna. A főkoordináta elemzés szerint vannak olyan magyar felvételek, amelyek jobban különböznek egymástól, mint más magyar és az olasz felvételek. Ez ismét a hazai, azon belül is a Duna–Tisza közti akácok nagyfokú változatosságára vezethető vissza.

Az egyes a priori létrehozott osztályok között a különböző termőhelyi igényekkel rendelkező fajok gyakorisági eloszlása nem tér el szignifikánsan egyik vizsgált termőhelyi tényező esetében sem (4. ábra). Ez azt jelenti, hogy a bináris adatok elemzésével nyert ordinációs diagramon az egyes osztályok elkülönülése nem az egyes földrajzi régiók termőhelyeinek eltérő adottságaival magyarázható.

Az aljnövényzet fajainak vízigénye alapján készült gyakorisági eloszlás (4/a. ábra) arra utal, hogy a vizsgált akácok viszonylag változatosak a talaj vízellátottsága szempontjából, bár a szárazabb termőhelyeket jelző növények frekvenciája magasabb. Érdekes, hogy a talajnak az akácok lágyszárú szintje által indikált pH-értéke nem különbözik a nyírségi és kisalföldi savanyú, valamint a Duna–Tisza közti meszes talajok között (4/b. ábra). Ugyanakkor a várakozásnak megfelelően igen jellegzetesek a különböző nitrogén igényvel rendelkező fajok relatív gyakorisági eloszlásai (4/c. ábra). A vizsgált földrajzi régiók akácjainak mindegyikében a nitrofil növények magas frekvenciája a jellemző.



4. ábra A különböző ökológiai igényekkel rendelkező fajcsoportok relatív gyakorisági eloszlása akácós állományokban. Jelmagyarázat: ld. feljebb.

a: A fajok talajnedvesség-igény szerinti megoszlása ($\chi^2=11,122$; $df=15$);

b: A fajok talajreakció-igény szerinti megoszlása ($\chi^2=11,463$; $df=9$);

c: A fajok nitrogénigény szerinti megoszlása ($\chi^2=17,457$; $df=18$).

Figure 4. Relative frequencies of species groups with different ecological characters in black locust stands of the studied geographical regions. Abbreviations are the same as in previous figures.

a: Relative frequencies based on the species' water requirements ($\chi^2=11,122$, $df=15$);

b: Relative frequencies based on the species' soil reaction requirements ($\chi^2=11,463$, $df=9$);

c: Relative frequencies based on the species' nitrogen requirements ($\chi^2=17,457$, $df=18$).

Az egyes földrajzi régiók (Kisalföld, Duna–Tisza köze, Nyírség) akácosai között jelentkező viszonylag markáns fajösszetétel-beli különbségek tehát nem vezethetők vissza különböző termőhelyi adottságokra. A geográfiai távolság és a florisztikai rokonság között sem egyértelmű a kapcsolat. Ha ugyanis e két változó szorosan korrelálna, a KA állományoknak erősebben kellene DT állományokhoz kapcsolódniuk, valamint az olasz állományoknak sokkal jobban el kellene különülniük a bináris adatok alapján végzett ordináció diagramján (2. ábra).

Az eredményeket összegezve megállapítható, hogy többváltozós statisztikai módszerek alkalmazásával a vizsgált akácosokat nem lehet egyértelműen csoportosítani, illetve típusokba sorolni. Ennek egyfelől az lehet az oka, hogy vizsgálatainkból kimaradtak a szélsőségesen száraz, illetve igen száraz típusok. A száraz (*Poa angustifolia*) típusok pedig csak FELFÖLDY (1947) felvételeiben voltak képviselve. Ezek azonban csak igen kismértékben különböztek a szintén általa felvételezett félszáraz – üde (*Bromus sterilis*) típustól. A szélsőségesen száraz és az igen száraz típusok elhagyása hozzájárulhatott ahhoz, hogy igazán markáns különbségek a vizsgált állományok között csak ritkán voltak észlelhetők.

Az általunk vizsgált akácosok zöme a domináns lágyszárúak alapján „ránézésre” félszáraz – üde (*Bromus sterilis*, *Anthriscus cerefolium*, *nudum*), illetve félnedves (*Chelidonium majus*, *Urtica dioica*, *Clematis* – *Humulus*) típusba sorolható. Ezek a típusok azonban többváltozós módszerekkel nem különíthetők el. Az aljnövényzet kvantitatív adatainak részletes elemzése szerint a különböző típusok lágyszárú szintje a domináns fajokban nem nagyon különbözik. A vizsgált akácosok közötti különbséget több esetben az határozta meg, hogy néhány, elterjedőben lévő gyom (*Asclepias syriaca*, *Ambrosia artemisiifolia*) milyen mértékben tudott betörni azokba.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton köszönjük HORÁNSZKY ANDRÁSNAK a terepi munkákkal kapcsolatos tanácsait és útmutatásait, valamint PUNKA HEDVIGNEK az adatok számítógépre vitelében nyújtott közreműködését.

Irodalom

- ÁESZ 2002: Magyarország erdőállományai, 2001. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- BERTACCHI A., LOMBARDI T., ONNIS A. 2001: *Robinia pseudoacacia* in the forested agricultural landscape of the Pisan Hills (Italy). In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M. (eds): Plant invasions: Species Ecology and Ecosystem Management. Backhuys Publishers, Leiden, pp: 41–46.
- BORHIDI A. 1956: Feketefenyveseink társulási viszonyai. Bot. Közlem. 46: 275–285.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartási típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa, Pécs.
- BRAUN-BLANQUET J. 1932: Plant sociology. McGraw-Hill Book Company, Inc., New York and London.
- FELFÖLDY L. 1947: Növényzociológiai és ökológiai vizsgálatok nyírségi akácosban. Erdészeti Kísérletek 47: 59–86.
- FEOLI E. 1984: Some aspects of classification and ordination of vegetation data in perspective. Stud. Geobot. 4: 7–21.
- FÜHRER E. 1997: Az akác ökológiai jellemzése. In: RÉDEI K. (szerk.): Az akáctermesztés kézikönyve. Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest, pp. 17–23.
- JAKUCS P. 1981: A társulások felvételezése, a társulástabella készítése. In: HORTOBÁGYI T. és SIMON T. (szerk.): Növényföldrajz, Társulástan és Ökológia. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 199–202.

- KAZINCZI G., MIKULÁS J., HORVÁTH J., TORMA M., HUNYADI K. 1999: Allelopathic effects of *Asclepias syriaca* roots on crops and weeds. *Allelopathy Journal* 6(2): 267-270.
- KERESZTESI B. (szerk.) 1965: Akáctermesztés Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KESZTHELYI I., CSAPODY I., HALUPA L. 1995: Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 3. A KTM kiadása, Budapest.
- LAGONEGRO M., FEOLI E. 1985: The use of ellipses of equal concentration to analyse ordination vegetation patterns. *Stud. Geobot.* 5: 143–165.
- MAGYAR P. 1960: Alföldfásítás I.-II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAJER A. 1962: Erdő- és termőhelytipológiai útmutató. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- MAJER A. 1968: Magyarország erdőtársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MARDIA K. V., KENT J. T., BIBBY J. M. 1979: *Multivariate Analysis*. Academic Press, London.
- PODANI J. 1993: SYN-TAX version 5.0. User's Guide. Scientia, Budapest.
- PODANI J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest.
- RÉDEI K. 1997: Akácok növekedése, nevelésük irányelvei. In: RÉDEI K. (szerk.): *Az akáctermesztés kézikönyve*. Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest, pp. 55–66.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- TAMÁS J. 2001: A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 75-85.
- TAMÁS J. 2003: History of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62(2): 147–158.

COMPARISONS OF BLACK LOCUST (*Robinia pseudoacacia* L.) STANDS BASED ON THE HERB-LAYER VEGETATION

T. TOBISCH¹, P. CSONTOS², K. RÉDEI¹, E. FÜHRER¹

¹Forest Research Institute, H-1023 Budapest, Frankel Leó út 42-44.
e-mail: tobischt@erti.hu

²Loránd Eötvös University, Department of Plant Taxonomy and Ecology
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

Keywords: Danube Tisza interfluve, forest type, Kisalföld, Nyírség, PCA,

Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) stands were compared based on 82 phytosociological relevés originated from three regions of Hungary and one from Italy (Kisalföld, Danube Tisza interfluve, Nyírség and Pisa hills). The Hungarian stands - part of them were described by FELFÖLDY (1947) - showed synphysiognomic similarity to the *Poa angustifolia*, *Bromus sterilis*, *Anthriscus cerefolium*, *Chelidonium majus*, *Urtica dioica*, *Clematis* *Humulus* and *nudum* types, based on the dominant species in the herb-layer. Principal coordinates analysis based on binary data grouped the relevés according to their geographical origin. However, the types with different herb-layer composition could not be recognised on the ordination scattergram. The Italian stands formed a separated group in the ordination space, though their segregation from the Hungarian relevés were less than expected. When quantitative data were used neither the geographical regions nor the herb-layer types could be distinguished on the ordination scattergram. The only exception was the *Urtica dioica* type relevés what formed a compact group. In species traits analyses the studied Hungarian geographical regions did not differ when water requirement, soil reaction and nitrogen requirement were considered. The nitrogen requirement analysis showed a high rate of nitrophilous species in all the three regions indicating the nitrogen-rich soil of the black locust stands.

TARTALOMJEGYZÉK

Tanulmányok és eredeti közlemények:

TÓTH ALBERT: A tájfogalom jelentőségéről	1
GÓGÁN ANDREA, KISS CSILLA, SZEGŐ DÓRA, DIMÉNY JUDIT: Az európai és a magyarországi szarvasgomba termesztés irányai és lehetőségei az alternatív mezőgazdaságban. Európai technikák, magyar törekvések	11
KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA: Tájszerkezet és tájváltozás vizsgálatok karsztos mintaterületen	21
KUTI LÁSZLÓ – KERÉK BARBARA: Agrogeológiai és környezetföldtani vizsgálatok a Duna-Tisza közti hátság homokterületén	29
MJAZOVSKY ÁKOS, TAMÁS JÚLIA, CSONTOS PÉTER: A Váli-víz völgyének jellegzetes üde fátlan élőhelyei	39
CENTERI CSABA, PATAKI RÓBERT: Hazai talajrodálhatósági értékek meghatározásának fontossága a talajvesztés tolerancia értékek tükrében	57
TOBISCH TAMÁS, CSONTOS PÉTER, RÉDEI KÁROLY, FÜHRER ERNŐ: Fehér akác (<i>Robinia pseudoacacia L.</i>) faállományok vizsgálata aljnövényzetük összetétele alapján	69

INDEX

A. TÓTH:	1
A. GÓGÁN, CS. KISS, D. SZEGŐ, J. DIMÉNY: Trends and possibilities of the european and hungarian truffle cultivation in the alternative agriculture. European techniques, hungarian initiatives.	11
I. K. BÁRÁNY: Investigations of landscapestructure and landscapechange on karstic area	21
L. KUTI, B. KERÉK: Environmental and agrogeological research on the sandy area of the Danube-Tisza Hilly Region	29
Á. MJAZOVSKY, J. TAMÁS, P. CSONTOS: Characteristic herbaceous vegetation types from wet habitats of the Váli-víz valley, Hungary	39
CS. CENTERI, R. PATAKI: Importance of determining Hungarian soil erodibility values in connection with the soil loss tolerance values	57
T. TOBISCH, P. CSONTOS, K. RÉDEI, E. FÜHRER: Comparisons of black locust (<i>Robinia pseudoacacia L.</i>) stands based on the herb-layer vegetation	69

TÁJVÉDELMI FELADATOK A LÉTAVÉRTESI MOSONTA-KERT PÉLDÁJÁN I. (PROBLÉMAFELVETÉS)

FAZEKAS ISTVÁN – CSORBA PÉTER

Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
4010 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: ifazekas@delfin.klte.hu

Kulcsszavak: kultúrtáj, Világörökség, tájhasználat-történet, népi építészet

Összefoglalás: A hazai tájvédelem az utóbbi években számos nemzetközi sikert ért el. Különösen figyelemre méltó, hogy több tájunk került a Világörökség listájára. A magyar tájvédelem – összhangban az európai tendenciákkal – elsősorban kultúrtáj védelmet jelent, ami sokkal összetettebb feladat, mintha a cél „csupán” a természetközeli maradvány élőhelyek védelme volna. Hajdú-Bihar megye DK-i részén, Létavértes határában található az ún. Mosonta-kert. Az elsősorban homoki szőlőparcellákkal hasznosított zártkerti terület egy részét 1988-ban a Hajdúsági Tájvédelmi Körzet C-zónájához kapcsolták. 1999-ben egy szőlőspajta műemléki védelmet is kapott. Ez a védettségi szint nem biztosítja a sajátos mikrotáj fennmaradását. Az eddigi lépések nem akadályozzák meg, legfeljebb lassítják a földhasználati szerkezet és az egyedülállóan archaikus népi építészeti emlékek megőrzését. Cikkünk – az itt olvasható első részében – a tájhasználat történetével, a jelenlegi helyzetével, és a szükséges beavatkozás foratókönyvével foglalkozik.

Bevezetés

Az utóbbi években a hazai tájvédelem néhány eseménye igen széles nyilvánosságot kapott. 2003 májusában a Tihanyi-félsziget Európa-diplomában részesült, 2002-ben Tokaj-Hegyalja egy része, 2000-ben a Fertő-tó vidéke, 1999-ben pedig a Hortobágy került fel a Világörökség listájára. Úgy tűnik, hogy ezek a magyarországi fejlemények szinkronban vannak az európai tájvédelem jelentőségének látványos növekedésével (ASHWORTH és GRAHAM 1997, VOS és MEEKES 1999). Mintha ez egyszer nemcsak hosszabb-rövidebb fáziskéséssel követnénk az európai tendenciákat, hanem az itthoni eredmények beleillenek a kontinensünkön tapasztalható tájkezelési, tájvédelmi törekvésekbe (GIORGIS 1995, WASCHER és JONGMAN 2000).

A magas tájvédelmi rangot kapott tájaink kivétel nélkül kultúrtájak, vagyis működésüket és megjelenésüket tekintve is meghatározó szerepet játszik az emberi terület-használat. Bár az intenzív szőlőművelés, az évszázados legeltetés, a sajátos stílusú beépítés jelentős mértékben módosította az egykori tájszerkezetet, a tájalkotó tényezők eredeti kapcsolatrendszerét, mégis ezeket a kultúrtájakat az antropogén jelenléttel együtt tartjuk védendő értéknek. A tájban élő ember harmonikus, esztétikai fogalmakkal is jól leírható kapcsolata emeli ezeket a tájakat különleges értékűvé (BERÉNYI 2001, FRISLID és JUNG 2002, PEDROLI 2000, WO i leb...1997).

Világörökségnek 1972 és 1995 között építészeti és természeti objektumokat nyilvánítottak. A kultúrtáj kategóriát csak 1995-ben hozták létre. Jellemző, hogy az öt kontinens 29 világörökségi kultúrtája közül 20 Európában található (<http://whc.unesco.org>). Így Európa nyugodtan nevezhető a kultúrtájak kontinensének. A legtöbb európai kultúrtáj tradicionális mezőgazdasági jellegével érdemelte ki ezt a rangot. Feltűnő, hogy há-

rom szőlővidék is szerepel a listán: Duero-völgy észak Portugáliában, a Cinque Terre Olaszországban a Ligur-tengerparton és persze Tokaj-Hegyalja. Ezen kívül a Duna wachau áttörési szakaszán ugyancsak tájmeghatározó szerepe van a szőlőművelésnek. A szoros kapcsolat nem véletlen, hiszen a teraszozó szőlőművelés jelentős tájformálással jár, aminek fenntartásához igen komoly ismeretekkel kell rendelkezni az adott helyszínek domborzati, talajtani, mikroklimatikus és hidrológiai jelenségeiről, folyamatairól. A szőlőművelés fenntartása sokkal jobban próbára teszi a természet és az ember kapcsolatát, mint a szántóföldi gazdálkodás. Egy terjedelmes, a táj egész habitusát meghatározó teraszrendszer kialakításához, működtetéséhez igen nagyfokú kreativitásra van szükség, és a sikert csak valóban kifinomult alkalmazkodás teszi lehetővé. A siker záloga az évszázados tapasztalat, s ez olyan tudás, ami erősen kötődik a helyhez, ami nemigen kamatoztatható a szomszédos tájegységben, sőt néha még a szomszédos völgyben, a szomszédos hegyoldalon sem. Nem csoda, hogy az ilyen tájakhoz az ember erősebben ragaszkodik, a hely szelleme – a *genius loci* – sokkal könnyebben kimutatható. A közösségi erőfeszítést igénylő teraszrendszerek, öntözőművek üzemeltetése (pl. az ázsiai fél-sivatagi medencék hordalékkúpjain kialakított ún. karézok) komoly hatást gyakorolt a társadalmi berendezkedésre és a településszerkezetre is (CSORBA 1998, BÄTZIG 1991).

Persze a kiemelkedő értéket képviselő európai kultúrtájak listáján vannak egyéb mezőgazdasági ágak által uralt tájak is – pl. a svédországi Öland-sziget déli része inkább a legelőgazdálkodás hagyományos tájhasználati relikta miatt kapta meg ezt a világörökség rangot. Nagy Britannia pedig az ún. Blaenavon Ipari Tájjal szerepel a listán. Többségében mégis komplex hasznosítású tájak szerepelnek a felsorolásban: pl. Hallstatt-Dachstein Salzkammergut vidéke Ausztriában, a Loire-völgy egy szakasza Franciaországban, Aranjuez környéke Spanyolországban, vagy pl. az olaszországi Costiera Amalfitana táj. Van a kultúrtáj kategórián belül egy kifejezetten tájépítészeti értékcsoporthoz is – ide sorolták be a csehországi Lednice-Valtice kastélypark-együttest, csakúgy, mint a német Dessau-Wörlitz-i királyi kerteket, és Lengyelországban a Kalwaria Zdrzydowska parkját és zarándokhelyet.

Több tájvédelmi szakmunka hangsúlyozza, hogy a világörökséggé nyilvánított területek sok esetben nem igazán nagy kiterjedésű tájak, sőt néha csak tájrészletek (WASCHER 2000). Kontinensünkön a nagytájak közül talán az olasz Toszkána, a dél-francia Languedoc-Roussion és a spanyol Andalúzia képviseli leginkább azt a tájvédelmi szintet, amely célként lebeg az európai tájvédelem szeme előtt. Úgy tűnik, hogy ezek a kultúrtájak képesek saját belső erőforrásaikból alkalmazkodni a változó gazdasági körülményekhez. Népségmegtartó erejük nem csökken, a lakosságszám az utóbbi 15 év alatt stabilizálódott. Az idegenforgalom mellett a gazdasági élet egyéb ágai sem jelentéktelenednek el annyira, mint Európa számos más turisztikailag frekventált táján.

Az Európai Tájjegyzmény

Vannak olyan európai akciók, amelyek itthon még nem értek el sikereket. Hazánk, pl. meghirdetése, 2000 októbere óta, még előzetes egyetértési nyilatkozattal sem támogatja az Európa Tanács (The Council of Europe) által kibocsátott Európai Tájkonvenciót (European Landscape Convention). Igaz, hogy ennek a fogadtatása Európa-szerte is meglehetősen ellentmondásos. Hozzánk hasonlóan „kivár” az aláírással Ausztria,

Németország, Hollandia, Lengyelország és Nagy Britannia is. Nem hivatalos álláspont szerint az egyezmény szövegével sok illetékes nálunk sem ért egyet. Folyik ellenben egy javított változat megszövegezése, amely, remélhetően nagyobb támogatást fog kapni. Minden esetre Norvégia, Moldova és Írország már 2002-ben azzal dicsekedhetett, hogy ők már a hazai ratifikáción is túl vannak, s jó példával elől járva közelebb került a cél, amikor – legalább 15 ország ratifikációja esetén – a tájegyvezmény életbe léphet. (Az Európa Tanácsnak jelenleg 43 tagja van. Önálló tagország Vatikánváros és Monaco kivételével a többi törpeállam – Andorra, Liechtenstein és San Marino, – de kulturális kötődése miatt kelet felé túllépve a szokásos természetföldrajzi határokat Örményország, Azerbajdzsán és Grúzia is. Nem tagja viszont a szervezetnek Fehéroroszország.)

A vita és a módosító javaslatok ellenére nem valószínű, hogy a szóban forgó Európai Tájegyvezmény szövegéből kimaradhat néhány kulcsgondolat. Pl. az, hogy:

„A táj hozzájárul a helyi kultúra formálásához és alapvető tényezője Európa természeti és kulturális örökségének, elősegíti az emberi jólét és az európai identitástudat erősítését.”

Vagy, hogy:

„A táji környezet mindenütt fontos összetevője az élet minőségének; városokban és vidéken, természetközeli és leromlott környezetben, magas esztétikai értéket képviselő és szokványos tájakban egyaránt.”

Talán kicsit a döntéshozók támogatásának elnyerése érdekében fogalmaz így a konvenció:

„A táj fontos kulturális, ökológiai környezeti és társadalmi szerepet tölt be ... amelynek védelme (landscape protection) kezelése (landscape management) és tervezése (landscape planning) munkahelyeket teremtő tevékenység.”

Az összesen 8 oldalas dokumentum szerint az egyezmény alap gondolatának megszületését az a felismerés gyorsította, hogy Európaszerte aggasztó mértékben növekszik az ipar, a bányászat, a lakóhelyi beépítések, a szállítási- és kommunális infrastruktúra, az idegenforgalmi beruházások miatt alapvetően átformált tájak száma. A Németország által évtizednyi előkészítő munka után 2002-ben összeállított Fenntartható Fejlődés Nemzeti Programja, pl. 2020-ra a jelenleg napi (!) 129 m² új beépítést szolgáló területigényt 30 m²-re szeretné leSORÍTANI (Perspectives for Germany 2002). A német program a „terület-újrafelhasználásban” (land recycling) látja a megoldás kulcsát, azaz radikálisan gátat vetnének a zöldmezős beépítéseknek, helyette a más célra hasznosított, de jelenleg funkciót veszített felszínnek (pl. raktárterületek) új célra történő felhasználását szorgalmazzák, akár anyagi ösztönzőkkel is.

Az Európai Tájegyvezmény alapvetően a társadalmi jólétet, egyéni megelégedettséget, biztonságérzetet kívánja szolgálni, és nem a hajdani természetes tájak eredeti képének visszaállítását. Az ésszerű kompromisszumra törekvés, az ún. kultúrtájokban történő gondolkodás volt az a pont, ahol a tájökölógusok megfelelő partnerek voltak a Tájegyvezmény megalkotásában (AHERN 1999, TRESS ET AL. 2003).

A tájvédelem Európa-szerte reneszánszát élő szakterület, amelynek fő feladata, hogy az elméleti alapvetéseket átültesse a gyakorlati megoldásokba. A tájvédelem mindennapos gondjait egy Debrecenhez közeli védett zártkert példáján igyekszünk bemutatni.

A Mosonta-kert elhelyezkedése

Hajdú-Bihar megyében, Létavértes északi külterületén, a Dél-Nyírség peremén találjuk a Mosonta-hegy szőlőskertjét, amely – etnográfusaink szerint – az alföld népi építészetének egyik – országosan alig ismert – kincses szigete (1. ábra).



1. ábra A Mosonta-kert elhelyezkedése

(Hajdú-Bihar megye tájbeosztása Marosi S. – Somogyi S. 1990 alapján)

1=Hajdúsági Tájvédelmi Körzet, 2=Létavértes belterülete, 3=Létavértes külterülete, 4=Mosonta-kert

Figure 1. The location of the Mosonta-garden (landscape taxonomy according to Marosi S – Somogyi S. 1990)

1= Hajdúsági Landscape Protection Area, 2=Inner area of Létavértes, 3=Outskirts of Létavértes,
4=Mosonta-garden

A 11,5 hektáros zártkert homokbuckái között megbújó kicsiny nádtetős szőlőspajtákban középkori lakóházaink világa sejlik föl (DÁM 1979).

Műemléki védetség alatt 1999 óta egy szőlőspajta áll, a védetté nyilvánítást azonban további 24 pajta esetében kezdeményezte a Kulturális Örökségvédelmi Hivatal Debreceni Regionális Irodája. A Hortobágyi Nemzeti Park figyelmét ugyancsak felkeltette a táj sajátos szépsége, ezért a Mosonta-kert központi részének kb. 120 méternyi dűlőszakaszát (Átok-dűlő) 1988-ban a Hajdúsági Tájvédelmi Körzet „C” (bemutató) zónájához kapcsolta (GYARMATHY 1996).

A táj természeti jellemzői (értékei)

A jelenlegi felszín kialakulása a würm glaciális idején zajlott le. A Tisza, a Szamos, a Kraszna, és a Bodrog vízrendszeréhez tartozó néhány folyó (Latorca, Ung és Laborc) a Dél-Nyírség keleti peremére szállították hordalékukat. A hordalékkúpából az északi szél a könnyebben mozgatható porfrakciót Bagamértől és Álmosdtól keletre, Nagylétától D-DK-i irányban rakta le. A mai Ér helyén folyó ős-Tisza a lehulló port árterületéről folyamatosan elszállította, így az Ér felől meredeken eső löszfal alakult ki. A löszköpeny vastagsága az Érmelléken eléri a 20–30 métert. A kialakuló löszhát lassan elzárta a Latorca, Ung és Laborc dél felé folyásának útját, és azok vizét délnyugat-nyugati irányba terelte. Ennek megfelelően alakult a terület homokbuckáinak fő csapásiránya. A Bagamértől Monostorpályiig terjedő területet jellemzi, hogy a – nép által hegyeknek nevezett – homokbuckák 10 km hosszúságot is elérő vonulatokba rendeződnek (TOKAI 1992). Különösen jól látszanak az I. katonai felmérés idején készült térképlapon (2. ábra). A terület leghosszabb buckavonulata a Daru-hegy – Lápos-hegy – Mosonta-hegy ÉK–DNY-i vonulata, melynek Bagamérig nyúló ÉK-i szakasza természetvédelmi oltalmat kapott. A würm felső-pleniglaciálisban a Szatmár-Beregi-síkság megsüllyedése miatt, a folyásirányát megváltoztató Tisza a Latorcával az Unggal és Laborccal együtt végleg elhagyta a területet. A folyóvízi utánpótlását elvesztett terület élővíz nélküli, láposodó holtmedrekkel és buckaközökkel tarkított területté vált. A Daru-hegy-Mosonta-hegy buckavonulattól délre a Konyári-Kálló (Kék-Kálló), északra pedig a Villongó-ér gyűjti össze a terület – elsősorban a tavaszi hóolvadás idején jelentősebb – csapadékvizeit.

A szél a buckavonulatokat szélbarázdákkal és maradékgerincekkel szabdalta fel, az egykori folyóvölgyekbe pedig egy másik homok felhalmozódási forma, a garmadák nyomultak be. Az eolikus tevékenység következtében lefolyástalanná váló völgyzakszakokban láprétek és időszakos állóvizek, ún. nyírvizek jöttek létre. Ilyen a Kék-Kálló völgyében a – jelenleg fokozottan védett – Daru-láp, a Nagyléta belterületét keletről határoló Lápoldal, valamint a Mosonta-hegy déli előterében egykor elterülő Mosonta-tó. Az utóbbi neve valószínűleg a szláv eredetű mocsár, mocsári jelentésű *me_no*, *me_na*, *m_eno*, *m_en* szavakból származik és etimológiailag rokonítható a Moson előtagú hazai településneveinkkel.

A változatos morfológiai adottságok változatos mikroklímát, talaj és vízviszonyokat, valamint ehhez kapcsolódóan sokszínű biocönózisokat eredményeztek. A területen a két jellegzetes és egyben szélső élőhelytípus a száraz homokpuszták és a nedves nyírvíz-laposok szinte teljes szukcessziós sora megtalálható (BUKA et al. 1999):

- A buckaközi mélyedések láprétjei, amelyek sok hűvös és nedves klímát kedvelő növényt megőriztek.
- A lápok beerdősülésének jellegzetes stádiumai: a nyír- és fűzlápok.
- A buckaközi mélyedések zárótársulásaként megjelenő tölgy-kőris-szil ligeterdők.
- A buckaközi mélyedések kissé magasabb – a buckaoldalakra is felhúzódó – térszínein megjelenő gyöngyvirágos tölgyesek.
- A buckatetői homoki gyeptársulásai.
- A buckatetői beerdősülésével létrejött száraz homoki tölgyesek, melyek kiterjedt tisztásain igen fajgazdag, zárt homoki gyepek alakultak ki.

Ennek, az Alföld hajdani, erdőspusztai képét még némileg őrző területnek a védelmére hozták létre 1988-ban (és bővítették 1993-ban) a Hajdúsági Tájvédelmi Körzetet 24 egymástól elkülönült mozaikban, összesen 5680 hektáron (napjainkra 7000 hektár feletti a Tájvédelmi Körzet területe). A nagyfokú fragmentáció oka az elmúlt évszázadok tájátalakító tevékenysége miatti élőhelyvesztés. Az 1800-as évek végi nyírvízmentesítés és a XX. század utolsó harmadának csapadékszegénysége következtében általánossá vált a tájegység kiszáradása, a talajvíz lejjebb szállása. Az erdőirtás, illetve állomány-átalakítás (akác, nemesnyár, fenyőtelepítés), az egykori láprétek, gyepek beszántása, valamint a beépítések miatt az eredeti természet szigetszerű maradványfoltokra zsugorodott össze (BUKA et al. 1999).

A tájhasználat alakulása

Létavértes három kistáj határán fekszik (1. ábra). Északi külterületei a Dél-Nyírséghez, a Konyári-Kállótól délre, délkeletre eső területei az Érmelléki löszös háthoz, a nyugatra elterülő pedig a Berettyó-Kálló közéhez tartoznak. Így közigazgatási területén a történelem során az eltérő természeti adottságokhoz alkalmazkodó változatos tájhasználat alakulhatott ki.

A település első szántóterületei a jó termőtalajú, déli irtványföldeken jöttek létre. Nagyléta déli, érmelléki területeinek döntő részét azonban a XV. századig tölgyerdő borította. A mai országhatáron túl lévő Bihardiószeg határában található Egyed-erdő ennek a maradványa. A településtől északra egy 1242-es országleírás, és egy 1415-ös okirat is nehezen járható lápos, mocsaras területeket említ (TOKAI 1992).

A XV. században a település lakosainak száma gyorsan növekedett, és elérte az 1000 főt. Ez új, a korábbiaknál nagyobb kiterjedésű szántóföldek kialakítását tette szükségessé az érmelléki löszös területeken. Mindeközben a település szomszédságában megindult a kisebb falvak lakosságának elvándorlása, a pusztásodás. A település 1486-ban mezővárosi címet kapott.

A XVI. században a szántóföldi gabonatermesztéssel szemben a legeltető állattenyésztés és a rétgazdálkodás került előtérbe. Amíg korábban elsősorban a település belterületét déli oldalról közvetlenül határoló gyept hasznosították legeltetéssel, addig a XVI. századtól az északra fekvő, homokos területeket kezdték intenzívebben közös legelőként használni. A település északi területein, erdei tisztásokon szarvasmarhát és ökröt legeltettek. A juhtartás csak később, a XVIII. századtól növekedett meg erőteljesen. Így ekkoriban a Mosonta-hegy környéki alacsony fűhozamú homoki gyepek használata még nem volt jelentős (TOKAI 1992).

A XVII. századi törökdúlások idején, de leginkább a törökök kiűzéséhez kapcsolódó harcok során a népességszám rendkívül lecsökkent. 1692-ben egy kamarai összeírás három év óta lakatlan, puszta helynek nyilvánította. Ugyanez a dokumentum tudósít arról, hogy a településnek „elegendő termékeny földje van, makktermő erdői vannak, de nincs szőlőhegye” (TOKA 1992).

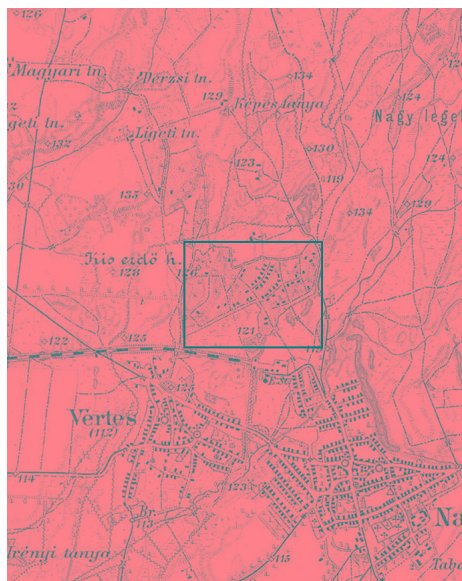
A XVIII. század eleji újratelepülés során a visszatérő őslakókkal együtt szilágysági román telepesek is érkeztek Nagylétára, s a lélekszám 1755-re pedig már elérte az 1900 főt. A művelt szántóföldek aránya a század közepére 26% (kb. 3100 hektár) körül alakult. A szántóföldi művelésbe vont területek nagysága a továbbiakban (közel 100 évig)

nem nőtt jelentősen, helyette a belterjesség (trágyázás) irányába történt elmozdulás. Az átlagos szántóméret 8 hektár körül alakult. A korábbiakhoz képest növekedett a kukorica vetésterülete, és ezzel összefüggésben a haszonállatok száma.



2. ábra A terület ábrázolása az I. katonai felmérés (1782–1785) térképén (Colonne XXV. Sec.19.)

Figure 2. The sample area on the map of the I. military survey (1782–1785) (Colonne XXV. Sec. 19.)



3. ábra A terület ábrázolása a III. katonai felmérés (1872–1884) térképén (5068/1 szelvény)

Figure 3. The sample area on the map of the III. military survey (1872–1884) (section No: 5068/1)

A nagy számú román lakosság megjelenésével a juhtenyésztés lett a korábbiaknál jóval nagyobb jelentőségű. A XVIII. század utolsó harmadára 250–300 szarvasmarha és 450–500 juh számára kellett a településen biztosítani a legeltetést. Az első katonai felvétel idején készült térképen a Mosonta-kert helyén még alacsonyabb fűhozamú – vélhetően juhok legeltetését szolgáló – gyepeket láthatunk (2. és 4. ábra).

A XVIII. században kezdődött, és vált magas színvonalúvá a dohánytermesztés. Az adóírásokból kiderül, hogy szinte kivétel nélkül minden parasztcsalád foglalkozott a településen dohánytermesztéssel. Az 1720-as években alakították ki az első szőlőskertet (Cserekert) a település jó termőtalajú, déli területein. A tölgyerdőből irtványként létrehozott szőlőskertben a jobbágycsaládok háromnegyede jutott átlagosan 360 m² szőlőhöz. Amíg azonban a dohányt piacra, a szőlőt elsősorban saját használatra termelték.

A tájhasználat az 1820–1840-es évek között vett újabb jelentős fordulatot. Nagyléta akkori földesura – az Ausztiában élő Mandel Lajos báró – Irinyi Jánost (a neves feltaláló édesapját) fogadta fel uradalmi felügyelőnek. Irinyi erőteljesen fejleszteni kezdte a majorsági gazdálkodást. Töltések építésével felduzzasztotta a Kék-Kálló vizét a Lápoldalon, és vízimalmot létesített rajta. Így a Lápoldal és az időszakosan vízállásos Moson-



4. ábra Tájhasználat a XVIII. század végén (1780 körül)
 1=Nagyléta, 2=Vértes, 3=Mosonta-tó, Mosonta-rét,
 4=Mosonta-hegy, 5=Lápcoldal (a XVIII. századig
 kaszáló hasznosítású, később uradalmi szántó)
 Figure 4. Land use at the end of the 18th century (cca 1780)
 1= Nagyléta, 2=Vértes, 3=Mosonta-lake and
 meadow, 4= Mosonta-hill, 5= „Swamp-side”=
 hayfield until the 18th century and arable land later



5. ábra Tájhasználat napjainkban
 1=Nagyléta, 2=Vértes, 3=Mosonta-kert,
 4=Kossuth-kert, 5=Bocskai-kert
 Figure 5. Land use today.
 1=Nagyléta, 2=Vértes, 3=Mosonta-garden,
 4=Kossuth-garden, 5=Bocskai-garden

ta-tó összefüggő, tartósan vízállásos területté vált (4. ábra). Az uradalom juhállományát megnövelte, és nemes fajtájúra cserélte. Ekkor honosodott meg a lucernatermesztés is a településen. A hagyományos gabona és dohánytermelés mellett nőtt a kukoricaföldek nagysága. Kiterjedt a burgonya vetésterülete, mivel ez szolgáltatja az alapanyagot az uradalmi szeszgyárnak. Nagy mennyiségben kezdtek dinnyét termelni (TOKAI 1992).

Az 1840-es évekre lassan kevés lett az uradalomnak a művelhető föld, ezért megpróbált a jobbágyok rovására újabb területeket szerezni. Így került sor a jobb minőségű – településhez közeli – közös használatú legelők egy részének uradalomhoz kapcsolására, valamint a jobbágyok útbaeső földjeinek, káposztáskertjeinek elvételére. Így a jobbágyok által művelt szántóterület átlagos nagysága 8 hektárról 5,5 hektárra csökkent. A kisajátított földek helyett cserébe a korábbi homoki „hátas és kopár fekvése miatt szántóföldként, avagy kaszálóként teljességgel hasznavehetetlen” legelőknél alakított ki az uradalom új úrbéres földeket. Ennek érdekében sor került az addig ugyancsak közös használatú homoki legelők uradalmi tulajdonba vételére is. A legelőként hasznosítható földek nagyságát telkenként 4,6 hektárban maximálta az uradalom ezen a területen. Sőt, mindezek tetejében az uradalom elperelte a jobbágyoktól az 1720-as években kialakított cserekerteri szőlőket is (TOKAI 1992). Azaz a közös használatú homoki legelők feltörésére és művelésbe vonására lényegében kényszerből került sor. Ekkor jött létre a Mosonta-„hegy” oldalában az első szőlőskert: az Öregkert, vagy másnéven a Mosonta-kert. A lakosság nehezen nyugodott bele a földesúri döntésbe, és 1837-től több ízben indítottak rendezési pert az uradalommal szemben. Ám mindkét fél számára elfogadható megegyezésre csak 1863-ban került sor, melynek egyik fontos eredménye volt, hogy az uradalom 585 hektárnyi „hasznavehetetlennek számító homokhegyet” ingyen a településnek adományozott, azaz legalább a földesúr részére többé nem kellett adót fizetni az itteni földek műveléséért. Ez erős lökést adott a további szőlőskertek kialakításához az egykori homoki gyepeken (TOKAI 1992).

Az 1890-es évek nyírvíz-lecsapolása, az erek csatornázása következtében a vízállásos területek, láprétek többnyire szántóföldeknek adták át a helyüket.

A vizsgált területen napjainkban folytatott tájhasznosítás szerkezete (5. ábra) lényegében véve megegyezik a XIX. század utolsó harmadában kialakulttal.

A Mosonta-kert szőlőkultúrája (gazdálkodás és a népi építészet emlékei)

A nagyobb arányú szőlőtermesztés az 1800-as évek második felében indult meg a település északi, homokos területein. Ekkor alakultak ki azok a szőlőskertek (Mosonta-kert, Kossuth-kert, Bocskai-kert) melyek napjainkig őrzik a paraszti gazdálkodás és építészet hagyományait. A legnagyobb szőlőskert közülük a Mosonta-kert.

A Mosonta-kertet folyondárral átszőtt akác sor és vizesárok vette körül és védte is egyben. A hajdan teljesen lezárt kertbe ma is kapukon keresztül juthatunk be. A kertség egykor bírót választott, illetve kerülőt alkalmaztak, aki egész évben a szőlőskertben lakott, valamint a szüret idejére csősz fogadtak fel. Feladatuk a kertség rendjének betartatása, ellenőrzése volt (PATAKY 2001).

A XIX. században a Mosonta-kert a bakator nevű szőlőjéről és ízes fehérboráról volt ismert helyben. A századvégi filoxéra a homoktalaj miatt itt nem okozott nagy kárt, de

a XX. század elején a fagy kipusztított sok szőlőt. A létai szőlősgazdák főleg kedvtelésből, saját használatukra borázkodtak, bár a fölösleget gyakran felvásárolták a borkereskedők (PATAKY 2001).

A szőlőskertek népi építkezését jelentősen befolyásolta az a tény, hogy az itt emelt hajlékok csak ideiglenes lakásul szolgáltak. Voltak ugyan, akik huzamosabb ideig itt tartózkodtak, sőt ma is találkozhatunk teljes életvitelre berendezkedett kintlakóval is (DÁM 1979).

A szőlőskertek legjellegzetesebb – a munkálkodás és a rövid tartózkodás – építményei a pajták (6. ábra).



6. ábra A Mosonta-kert Átok-dűlőn fekvő egyik szőlőspajtája
Figure 6. Wineyard-barn in the Mosonta-garden (Átok-balk)

Pajták sora épült fel a felosztott, hátra felfutó 25–50 méter hosszú szőlőskertek völgybejáratainál, alkalmazkodva a dombok, völgyek adta mozgalmasságon. Az 1870–80-as években több mint 40, napjainkra pedig mintegy 220 építménnyel találkozhatunk a területen. A dűlők mentén az építmények elhelyezését mindenki egyénileg oldotta meg. Ezért aztán előfordulnak itt háttal vagy oldalt álló pajták, cserepes és nádfedelű, pincés és pince nélküli változatban.

Szőlőspajtát természetesen nem mindenki épített szőlőföldjére. Itt is érvényesült az a társadalmi differenciálódás, amely a település belterületének építkezésében is nyomot hagyott. Pajtát csak a nagyobb szőlőterülettel rendelkező, gazdagabb réteg épített, többnyire a nagygazdák és a középparasztok (DÁM 1979). Az építkezés tavasszal történt, melyhez építőmestert nem is fogadtak, hanem a tulajdonos saját maga, családja, rokonsága, barátai és szomszédai segítségével építkezett. A dűlőnként 2–3 – nagyrészt ma is használt, téglával bélelt, fakávás, gémes vagy kerekcs-fedeles – kutat ugyancsak közösen ásták a szőlőtulajdonosok (PATAKY 2001).

A pajták többféle alaprajzzal, nagysággal, és tetővel készültek. Koruk változó, legtöbbször 100–150 éves, de sokukat átépítették, felújították. Egyedül a Pelei-pajta építési ideje biztos (1860). Az alkalmazott építőanyagok minőségére, az építés menetére kevesebb gondot fordítottak, mint a lakóházak, vagy más állandóan lakott építmények esetében. Lehetőleg a táj adottságai által nyújtott könnyen beszerezhető és olcsó építőanyagokat használták fel: agyagos föld, vályog, homok, fa, nád, szalma, kukoricakóró, égetett téglák, cserép. A legrégebbi pajták falainál gyakran fölfedezhető az úgynevezett paticsfal, míg a századfordulótól inkább a vályogfal került előtérbe. A szőlőkunyhók építésénél a talaj előkészítésére nem fordítottak olyan gondot, mint a lakóházak esetében. A vályogtéglát a kiásott és – alapozás nélkül – ledöngölt földre helyezték (PATAKY 2001).

A leginkább elterjedt a kétszobás pajta. Ebben az egyik helyiség az ablak nélküli „pitar”, tüzelőhellyel (tüzelőpadkás szabadkéménnyel), amely egyben a borház és a tárolóhely is. A másik helyiség a melegebb és alvóhelyül szolgáló ház vagy szoba. A földbe vájt pincébe a borházból lépcsőn lehet lejutni. A pincét téglafallal és boltozással alakították ki. A boltozatot vastagon befedték földdel és befűvesítették, így kívülről kicsiny dombhátként kapcsolódnak az épülethez hátul, vagy oldalt (PATAKY 2001).

A leggyakoribb tetőfedő anyag a nád. A XIX. század végén még általános volt a zsindeletető és a zsuptető is. A pajták gyakori díszje az eredeti, szép tölgyfaajtó. A régi szőlőkunyhókban nincs mai értelemben vett ablak. Ezt egy 15–20 cm átmérőjű lyuk helyettesíti, amely inkább a kémlelőnyílás szerepét tölti be. A XIX–XX. század fordulóján épült pajtákban már kisméretű üveggel borított, nem nyitható ablakok jelentek meg (PATAKY 2001).

A pajták belső képét, berendezését meghatározza a funkció. A borház általában zsúfolásig tele van hordókkal és munkaeszközökkel, míg a szobában a faluban lévő lakóházból kikerült régi parasztbútorokkal találkozhatunk. A pajták mind nyílt tüzelésűek, kemencét soha nem építettek, mivel az építményt télen egyáltalán nem lakták és így fűtésre sem volt szükség. A pajtákba csak áprilisban a szőlőművelés kezdetén költöztek ki elsősorban az idősebb férfiak, aki gyakran, kisebb megszakításokkal egészen a szüret végéig kint tartózkodtak. Nők csak a szőlőkötözés és a szüret idején laktak a szőlőkunyhóban (DÁM 1979, ANGYAL 2000, PATAKY 2001).

Tájvédelmi problémák

Adva van tehát egy különleges tájhasználati és népi építészeti érték, amelynek magterülete már most, számos épülete pedig remélhetőleg rövidesen jogi védelmét élvez.

Mindeközben a hagyományos paraszti szőlőművelés folyamatos visszaszorulásának lehetünk tanúi a területen. A szőlőskertek részben betelepülnek, részben veteményeskertté alakulnak. Elhagyott pajták, kipusztuló szőlők, egyre gyakrabban feltűnő fóliás zöldségtermesztés, burgonya- és tormaföldek, napraforgó- és kukoricatáblák a kényszer-szülte gazdálkodás jelei. A hétvégi házakká átalakított egykori szőlőspajták merőben új funkcióival együtt járnak a hagyományokat nélkülöző építészeti megoldások. A tájidegen anyagok és színek, formátlan hozzáépítések, elbontások és teljes átépítések veszélyeztetik a népi építészet emlékeit és csúfítják a tájképet (PATAKY 2001).

Önmagában tehát sem a nemzeti park – döntően az élő természeti értékek és élőhelyeik védelmére irányuló – tevékenysége, sem pedig a Kulturális Örökségvédelmi Hivatal Debreceni Regionális Irodájának – a népi építészeti emlékek megőrzésére irányuló – eddigi erőfeszítései sem voltak képesek megállítani ezt a tájhasználati konfliktust. Napjainkra azonban mindkét hatóság részéről – a tájvédelmi körzet területkezelője, valamint a népi műemlékek felügyelője szóbeli közlése szerint – megfogalmazódott az a gondolat, hogy a természet és műemlékvédelem még nem elegendő, szükség van a hagyományos gazdálkodás védelmére is. Hiszen ez a tájhasználat hozta létre a kertséget, és alakította ki sajátos környezetét és építészetét. A természet szépsége, a táji adottságokhoz alkalmazkodó hagyományos gazdálkodás és a népi építészet emlékeinek együttes megőrzése jelenthetik e területen a tájvédelem komplex feladatát.

Saunders D. és Biggs S. (2002) az ausztrál mezőgazdasági tájak fenntarthatóságával kapcsolatban, a következő lépések megtételét látja szükségesnek az eredményes tájvédelemhez.

Jövőkép	– Fel kell vázolni az elérendő célt: azaz hogyan képzeljük el az adott táj ökológiai, gazdasági és társadalmi jövőjét. Ennek kialakításához nélkülözhetetlen a helyi lakosok véleménye és az adott politikai-gazdasági keretek ismerete.
Akadályok	– Meg kell határozni az elképzelt jövőkép elérését jelenleg gátló környezeti, társadalmi és gazdasági akadályokat.
Tájműködés	– Az ökológiai tájszerkezet működésének tisztázása, ill. annak megállapítása, hogy a jelenlegi funkcionális rendszert mára milyen változások érték?
Tájformálás	– Meg kell határozni, hogy milyen konkrét változtatásokra volna szükség a kitűzött cél elérés érdekében?
Ökológiai értékmentés	– A legsürgősebb feladat a táji rendszer még meglévő, nélkülözhetetlen ökológiai elemeinek értékmentő védelme.
Tájtervezés	– A tájalakítási terv elkészítése az ökológiai erővonalak, és a tájhasználat igényei alapján.
A tájalakítás kivitelezése	– A konkrét változtatások megvalósításának szervezési, költség- és időigényének tisztázása.

Megvalósítás	– Megvalósítás, a legjobb helyi ökológiai és humán adottságok felhasználásával, az érdekeltek és az érdeklődő szakértők bevonásával
Értékelés és működtetés	– Az eredmények ellenőrzése, a kezelők visszajelzéseinek nyomon követése.
Az eredmény kommunikációja	– A szakma és a széles közvélemény tudósítása a történekről és az eredményekről.

A fenti tájvédelmi munkaprogram megvalósítását, realitását a Mosonta-kertre nézve tanulmányunk következő részében fogjuk bemutatni.

Irodalom

- AHERN J. 1999: Spatial Concepts, Planning Strategies and Future Scenarios: A Framework Method for Integrating Landscape Ecology and Landscape Planning. In: Klopatek, J.M., Gardner, R.H. (Eds.) *Landscape Ecological Analysis*, Springer V. pp. 175-201.
- ANGYAL L. (szerk.) 2000: Hajdú-Bihar évszázadai – Hajdú-Bihar Megye Önkormányzata, Debrecen.
- ASHWORTH G.J., GRAHAM B. 1997: Heritage, Identity and Europe *TESG, Journal of Economic and Social Geography* Vol. 88: 4. pp. 381–388.
- BÄTZIG W. 1991: Die Alpen Entstehung und Gefährdung einer europäischen Kulturlandschaft – Beck Verlag, München.
- BERÉNYI I. 2001: Kultúrtáj-kutatás európai dimenzióban, Földrajzi Konferencia, Szeged.
- BUKA L., GYARMATHY I., PAPP L. 1999: Hajdúsági Tájvédelmi Körzet, Daru füzetek, HNP, Debrecen.
- CSORBA P. 1998: Ázsiai tájak. Tájökológiai értékelés, Kossuth Egyetemi Kiadó
- DÁM L. 1979: A hajdú-bihari szőlőskertek népi építkezése in. Szöllősi Gy. szerk. Hajdú-Bihar népi építészet, Debrecen. pp. 266–281.
- European Landscape Convention – European Treaty Series No. 176. Council of Europe
- FRISLID R. é.n. : Cultural landscapes of Norway, Landbruksforlaget
- GIORGIS S. 1995: Rural landscapes in Europe: principles for creation and management. – Council of Europe, Planning and Management Series No.3.
- GYARMATHY I. 1996: A Hajdúsági Tájvédelmi Körzet természetvédelmi kezelési terve – Debrecen. <http://whc.unesco.org/exhibits/cultland/landscape.htm>
- JUNG G. (Herausgeber) 2002: Kulturlandschaftsgeschichte – Oldenburger Geoökologische Studien
- PATAKY E. 2001: Az Öregkert dűlőiben – a létavértesi Mosontakert népi építészet és műemlékvédelme – Létavértes.
- PEDROLI B. (Ed./Hrsg.) é.n. : Landscape – Our Home Lebensraum Landschaft – Essays on the Culture of the European Landscape as a Task – Indigo, Zeist Freies Geistesleben, Stuttgart.
- Perspectives for Germany. Our Strategy for Sustainable Development 2002. www.nachhaltigkeitsrat.de
- SAUNDERS D.A., BRIGGS S.V. 2002: Nature grows in straight lines – or does she? What are the consequences of the mismatch between human-imposed linear boundaries and ecosystem boundaries? An Australian example – *Landscape and Urban Planning* 61: pp. 71–82.
- TOKAI Gy. 1992: Nagyléta földje és népe – Vámospércs.
- TRESS B., TRESS G., VAN DER VALK A., FRY G. (Eds.) 2003: Interdisciplinary and Transdisciplinary Landscape Studies: Potential and Limitations – Delta Series 2. Wageningen
- VOS W., MEEKES H. 1999: Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future – *Landscape and Urban Planning* 46: pp. 3–14.
- WASCHER D., JONGMAN R. 2000: European landscapes. Classification, assessment conservation. Technical Report Draft version – European Environmental Agency
- WASCHER D.M. (Ed.) 2000: The Face of Europe – Policy Perspectives for European Landscapes – ECNC Technical reports series, Tilburg
- Wo i leb... Kulturlandschaften in Österreich, Ein Projekt im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Kulturlandschaft“ – Stadtmuseum Linz-Nordico

THE ROLE OF LANDSCAPE CONSERVATION IN THE LÉTAVÉRTES
MOSONTA-KERT

I. FAZEKAS, P. CSORBA

University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography
H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: fazekas@delfin.klte.hu

Keywords: cultural landscapes, World Heritage, landuse history, folk architecture

The Mosonta-hegy vineyard is found in the northern outskirts of Létavértes, E-Hungary (Fig. 1.) Tiny thatched grape-barns hidden among the sand dunes of the 11.5 hectare private allotment (Fig. 6.) The greater volume vine-growing started in the second half of the XIX. century here (Figs. 4., 5.). Those vineyards which still preserve the peasant husbanding and architectural traditions today, were established at that time. Some of the former grape-barns converted into week-end houses, with their entirely new functions, accompany the architectural solutions lacking in tradition.

Up until now the Hortobágy National Park Management has connected merely a single, approximately 120 metre vineyard sections display zone of the Hajdúság Landscape Conservation District in 1988.

Protection of nature and historical buildings alone is not sufficient, protection of the traditional husbanding is also necessary. Combined preservation of the beauty of nature, the traditional husbanding adapting to the regional fundamentals and the folk architecture, represents the complex landscape protection task in this area.