

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 mocsásrétteken, 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 kaszálóréttek 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 magassásrétteken 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. Ezeken 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 újratelepítő természetvédelemmel. Ebből a szempontból nagy jelentőségűek az ökológiai folyósként 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 alsósözönöki 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%.

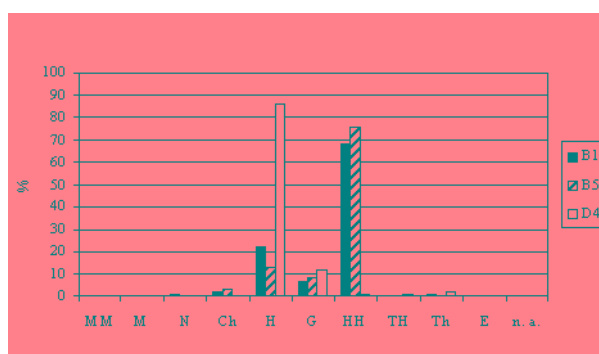
A Váli-víz síkja 106–185 m tengerszint feletti magasságban, a Mezőföld északi részén helyezkedik el. Geomorfológiailag a kistáj lösztakarta eróziós halomvidék, mely enyhén tagolt síksági képet nyújt. A patak itt féloldalasan kiemelt rögök között, az északnyugat-délkeleti völgymedencék egyikében folyik. 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 ábráztuk. 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

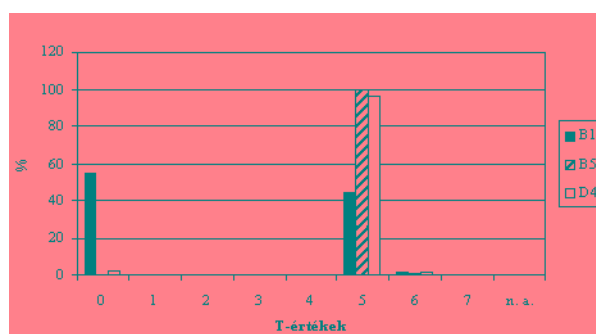
A cönológiai adatgyűjtés során összesen 106 edényes növényfajt találtunk. Ezek közül a jelenleg hatályos természetvédelmi törvény szerint védett a *Cirsium brachycephalum* (1. fotó) és az *Eriophorum angustifolium*, valamint korábban védett volt az *Iris pseudacorus* is. Megemlíthető még az *Oenanthe 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-



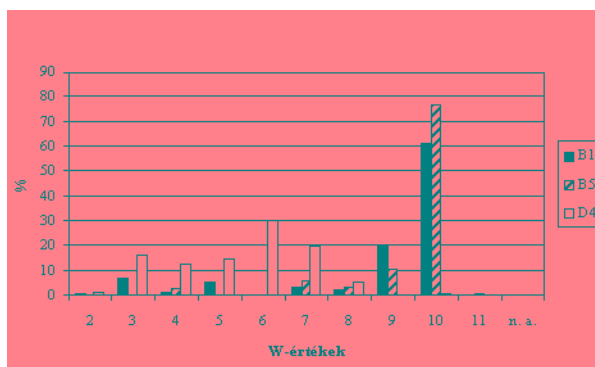
2. ábra A Zólyomi-féle T-értékek megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban (jelölést lásd 1. ábra).

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 fajaiával (*Alopecurus pratensis*, *Symphytum officinale*) még viszonylag sűrűn találkozhattunk (5,3%), de kimondottan vizes, igen vizes, vagy vízi élőhelyeket preferálók 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).

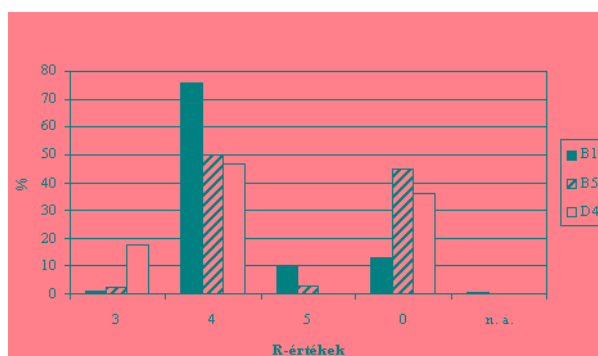
Figure 3. Percentage share of relative moisture requirement categories (based on species cover) in the studied vegetation types (see Fig. 1. for abbreviations).

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 mérsékelt száraz területek növényei (*Agropyron repens*, *Calamagrostis pseudophragmites*) összesen már 6,9%-ot tettek ki. A mérsékelt üde (1%) és üde (5,6%) területek növényei közül a *Chenopodium album*, a *Vicia cracca* és az *Urtica dioica* érdemel említést. A nedves és mérsékelt 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 gypjúsás 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.

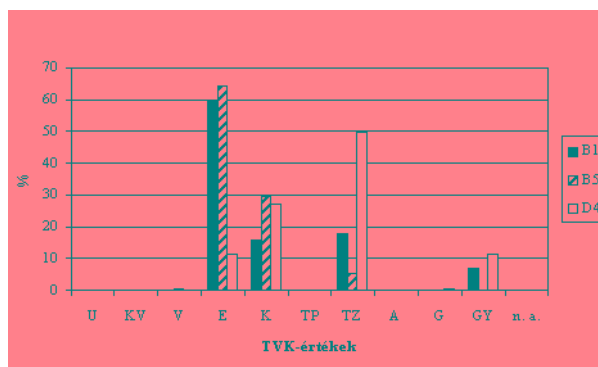
A Raunkiaer-féle életforma kategóriák megoszlása nagyon hasonlított a nádasok esetében tapasztaltakhoz, noha itt fanerofitonokat, hemiterofitonokat és terofitonokat egyáltalán nem találtunk (1. ábra). Még szembetűnőbb volt azonban a hidrofitonok túlsúlya (75,6%), mely abból adódott, hogy a legnagyobb 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 magassásréti állományok növényei a talajreakció szempontjából az alföldi mocsárrétekre 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 magassásréti növényzete a természeteshez közeli állapotokat tükrözi, míg az alföldi mocsárrétek 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 mocsárrétek esetében tapasztalt alacsonyabb természetvédelmi

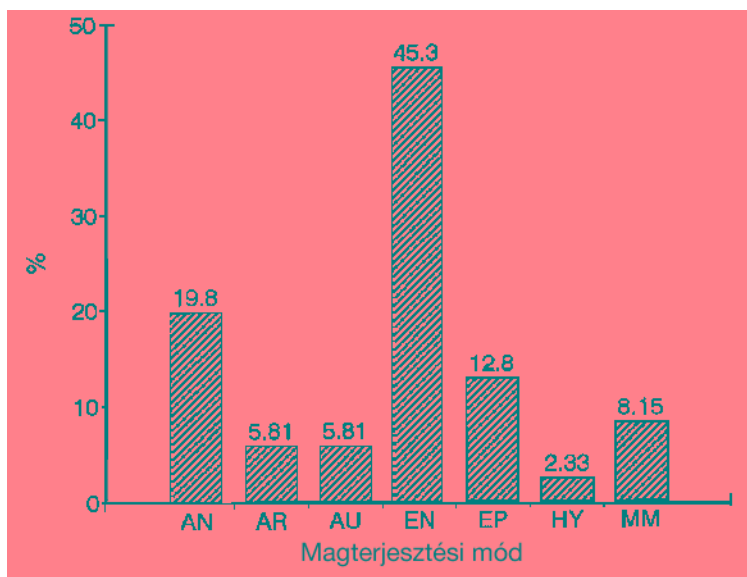


5. ábra A természetvédelmi-érték kategóriák megoszlása a vizsgált Á-NÉR típusokban (jelölést lásd 1. ábra).

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 felvételzett 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 zsombékoló 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.

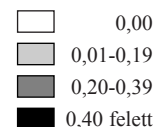
Bár az egyes Á-NÉR kategóriák elég jelentősen különböző élőhelyeknek felelnek meg, ennek ellenére számos olyan faj van, amely a nedves környezetben többféle termőhelyen is előfordul, s így két vagy több Á-NÉR kategóriából is kimutatható. Ezek többnyire tág tűrőképességű fajok, amelyek az összehasonlított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

A nádasoknak és a nem zsombékoló magassásréteknek, valamint a nádasoknak és az alföldi mocsásréteknek 17–17, míg a nem zsombékoló 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 Standort-ökologie 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 poszterek 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 zöologischen 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 Alsószőlőki 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 Aszfófi-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.
- MJAZOVSZKY Á. 1995: A mikrodomborzat és aljnövényzet összefüggése a Háros-szigeten. Szakdolgozat. Kézirat. ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tsz., Budapest.
- MJAZOVSZKY Á. 2001: A Háros-sziget kvantitatív florisztikai értékelése. *Természetvédelmi Közlemények*, 9: 59–74.
- MJAZOVSZKY 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		100	95	85	100	100		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																					
5	9	4	K	HH	Calystegia sepium	1-3	III	2	1		3			+	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			
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	+				+

