A MAKROFITONOK SZEREPE A TÁPANYAG- ÉS SZERVESANYAG-TERHELÉSEKRE ÖSSZEFOGLALÁS

(Dr. Pomogyi Piroska biol. tud. kand., a szakértő csoport vezetője)

A vízi- és mocsári makrofitonok vízi anyagforgalomban betöltött szerepe kutatásának óriási nemzetközi és hazai szakirodalma is van. Ezek a kutatások különösen az 1970-es évektől, a UNESCO MAB program keretei között teljesedtek ki. A hazai kutatások ekkor elsősorban a tavakra: a Balatonra (Kis-Balatonnal), a Fertőre, a Velence-tóra fókuszáltak, de később intenzívvé vált a holtágak kutatása is (a folyóvizeké e tekintetben kevésbé).

Munkacsoportunk 3 tagjának is kapcsolódik korábbi, vagy jelenlegi kutatási témája is ehhez a kérdéshez.

A vízi anyagforgalommal kapcsolatos 1983 előtti kutatási eredményeket *Pomogyi (1983 és az ott idézett irodalom)* feldolgozta kandidátusi értekezésében. A mocsári-, szubmers lebegő és -gyökerező, valamint az emerz lebegő és -gyökerező növények funkcionális csoportjaira bontva, a szakirodalomban található makro- és mikroelemtartalmak szélső értékeit feltüntető táblázatot az ***1. Mellékletben*** csatoljuk.
A későbbi kutatási eredményeket, ill. a szervesanyag-tartalomra vonatkozókat *Szalma (2003)* és *Lukács (2008)* PhD értekezése tárgyalja bővebben. Jelen feladathoz készült összefoglalójukat a ***2. Mellékletben*** csatoljuk.

A vízi- és mocsári növények elemakkumulációjával kapcsolatban összefoglalóan azt lehet röviden elmondani, hogy az elsősorban a termőhely felvehető elemtartalmától függ – természetesen a kiterjesztett Liebig-féle minimum-törvénynek megfelelően –, amennyiben más limitáló tényező nincs.

A makrofitonok számára a geokémiai környezet felvehető elemtartalma mindig magasabb, mint pl. a fitoplankton számára, ugyanis aktívan tudják mobilizálni az utóbbiak számára már felvehetetlen tápanyagkészletet is. Ez a gyökerezőknél egyértelmű: a gyökérsavak feltárnak olyan frakciókat is, amelyek nem vízoldhatóak, de a lebegő növények nagyobb része is képes ilyen szerepet játszó járulékos gyökereket kifejleszteni (és tápanyagfeltáró szerves savakat kiválasztani), amelyek a rögzítésben kevésbé játszanak szerepet.
Ezzel a tápanyagfeltáró tevékenységükkel jelentősen visszahatnak a hidrogeokémiai környezetük felvehető tápanyagkészletére is. A nádnövény pl. képes arra is, hogy pl. foszforban relatíve szegény termőhelyen feltárja a fenéküledék/talaj mobilizálható P-készletét és ezzel növeli a víz biológiailag hozzáférhető P-koncentrációját is (mintegy „kipumpálja” azt a víztérbe). Ez természetesen a többi tápelemre is érvényes. Ha az egyes fajok számára a hidrogeokémiai környezet nem az éppen szükséges arányban tartalmazza a tápelemeket, akkor a növények képesek diszkriminatív módon előnyben részesíteni azt a tápelemet, ami az igényeihez képest kisebb arányban áll rendelkezésre, így annak feltárását szabályozni.
Ugyanakkor gyakorta előfordul az is, hogy egyfajta raktározó mechanizmuson keresztül a növények a feleslegben lévő tápelemből a szükségletüknél nagyobb mennyiséget vesznek fel és akkumulálnak, így kikapcsolják azt egy időre a biogeokémiai ciklusból.

Ezeket a folyamatokat lehet fel-, és kihasználni a növényekkel történő szennyvíztisztításban is, akár békalencsés (lebegő-hinaras), akár gyökérzónás tisztító-berendezésekben is.

A tápanyaggal való ellátottság mértéke, a hiány-, vagy ellenkezőleg: a bőség, elsősorban a makrofitonok fajlagos biomasszájában nyilvánul meg: hiány esetében az kisebb, míg bőség esetében nagyobb. Hogy mihez képest? – azaz mi a viszonyítási alap, arra már nehezebb válaszolni. Arra már kevesebb irodalmi adat van – de az tág határok között mozog –, hogy mi a vízi- és mocsári növények maximális biomasszája.
Balatoni-, kis-balatoni adatok vannak arra is, hogy a vízmélység- és hőmérséklet fontos tényezők (természetesen alapvető környezeti tényezők). De ha figyelembe vesszük azt pl, hogy a békalencsék átlagos friss biomasszája 2-3 kg/m^2 körül van és a Kis-Balatonon mértek 20 kg/m^2 felett is 120 cm körüli vízben, akkor belátható, hogy erre a kérdésre sem könnyű az egyértelmű válasz.

Hazai körülmények között a hidrogeokémiai környezet felvehető tápanyagkészlete általában elegendő ahhoz, hogy a vízi és mocsári növények bármely vízfolyásban és állóvízben elérjék a szakirodalmi adatokból becsülhető átlag-biomasszát – ha az elsődleges termeléshez szükséges egyéb létfontosságú ökológiai tényezők, mint pl. a hőmérséklet, a fény és az idő megfelelő „mennyiségben” rendelkezésre áll. Azaz azt lehet mondani, hogy a makrofitonok elsődleges termelését nálunk nem a tápelemkészlet limitálja. Ez még a hegyvidéki vízfolyásainkra, sőt forrásainkra is érvényes (v.ö.: forrásmohák): ha van elegendő fény, akkor ott megjelennek a makrofitonok. A fajösszetételben lehetnek különbségek (ld. ***2. Melléklet***), de azokban is jelentős átfedések is lehetnek.

A 2008. évi esettanulmány-bejárások során is több példa volt arra is, hogy hegyvidéki kisvízfolyásnál a legfelső szakaszon (pl. Török-patak mellékvízfolyásán, a Szén-patakon), a letermelt erdő miatt a korábbi forrásláp helyén olyan mocsári növényzet alakult ki, mintha valamely alföldi-, vagy mélyártéri mocsárban jártunk volna.

De az erdő bizonyítja azt is, hogy nem lehet a tápanyag limitáló tényező, mivel akkor maga az erdő sem tudna felnőni.

A teljesen termőréteg nélküli váztalajokon vagy sziklákon általában nincs a VKI hatálya alá tartozó vízfolyás vagy állóvíz, így ott ez a kérdés nem értelmezhető. Meg lehet azonban jegyezni: hogy a magasabbrendű növények az ilyen helyeken is előfordulnak (ha nem is víziek általában), sőt éppenséggel a mállásban részt vevő fontos talajképző tényezők is.

Végső soron összefoglalva megállapítható, hogy hazai viszonyok között, ahol pl. lényeges klímazónák vagy magassági zónák ténylegesen nincsenek, a hidrogeokémiai környezet potenciálisan felvehető tápelemkészlete akkora, hogy – amennyiben minden más alapvető ökológiai feltétel rendelkezésre áll –, a vízi és mocsári növényzet „átlagos” biomasszájához (átlagos szervesanyag-termeléséhez) az elegendő.

Vannak szakirodalmi adatok ugyan arra, hogy vízi és/vagy mocsári növények indikálhatnak akár kémai elemet, akár tápanyag-, akár szervesanyag-terhelést, de ezek főleg külföldi, jelentősen eltérő hidrogeokémiájú körülmények között születtek, részben pedig nem eléggé bizonyítottak.

Károsnak a makrofitonok tápanyagakkumulációs képességét ***nem lehet tekinteni***, ugyanis erre alapul számos szennyvíztisztító módszer. A növényeknek pontosan azt a képességét kihasználva, hogy optimális fény- és hőmérsékleti körülmények között, ha elegendő idő áll rendelkezésre, akkor fajlagosan óriási biomasszát képesek előállítani, azaz intenzívebb a

szervesanyagtermelésük. Ez az élet egyik fontos kiindulási láncszeme, ezért a növények arra vannak berendezkedve, hogy ne egykönnyen lehessen elsődleges termelésüket korlátozni.

Ily módon megállapítható, hogy jelenlegi tudásunk szerint felelősséggel nem lehet azt mondani, hogy a vízi- és mocsári makrofitonok fajösszetétele és/vagy biomassza-jellemzői alapján a hazai víztípusoknak megfelelő típusspecifikus tápanyag-jellemzőket, elvárásokat meg lehetne fogalmazni. A ***2. Mellékletben*** ismertetett néhány társulás elsősorban síkvidéki állóvizekre jellemző, de közöttük is vannak átfedések. És külön kiemelendő, hogy nem fajok, hanem cönotaxonómiai egységekről (pl. társulásokról), ahol egyik vagy másik faj hiányozhat is, ill. helyettesíthetik egymást.

1. Melléklet

VÍZI ÉS MOCSÁRI NÖVÉNYEK ELEMTARTALMA A NEMZETKÖZI SZAKIRODALOM ALAPJÁN

ELEMENT CONTENT OF THE WATER'S AND WETLAND'S MACROPHYTES BY THE INTERNATIONAL LITERATURE

(P. POMOGYI, 1983.)

Elem Element parameter	konc. conc.	**F**ajszám Number of species	MOCSÁRI NÖVÉNYEK Wetland's macrophytes
hamu/ash	%	22	1-23,33
N	%	33	0,01-4,7
P	%	38	0,01-2,76
Ca	%	38	0,02-5
Na	%	27	0,002-1,01
K	%	36	0,01-6,8
Mg	%	38	0,02-1,22
Si	%	16	0,05-9,19
Al	%	13	0,001-4,0
S	%	17	0,05-2,19
Cl	%	15	0,28-4,33
Fe	%	29	0,001-6,75
Mn	%	30	0,003-0,72
Zn	ppm	25	4-860
Cu	ppm	21	0,25-300
B	ppm	18	0,6-100
Ni	ppm	4	0,08-0,6
Co	ppm	3	0,03-14,5
Ag	ppm	-	-
Sr	ppm	5	5-107
Ba	ppm	2	1
Hg	ppm	-	-
Sn	ppm	-	-
Pb	ppm	3	0,5-42
As	ppm	1	8
Rb	ppm	1	12
Zr	ppm	-	-
V	ppm	3	1,1-12,8
Mo	ppm	6	0,24-14,5
Ti	ppm	3	0,3-208
Cr	ppm	3	0,5-10,8

1. melléklet

VÍZI ÉS MOCSÁRI NÖVÉNYEK ELEMTARTALMA A NEMZETKÖZI SZAKIRODALOM ALAPJÁN

ELEMENT CONTENT OF THE WATER'S AND WETLAND'S MACROPHYTES BY THE INTERNATIONAL LITERATURE

(P. POMOGYI, 1983.)

Elem Element parameter	konc. conc.	**F**ajszám Number of species	Submers lebegô hínár Submerged floating macrophytes	**F**ajszám Number of species	Submers gyökerezô hínár Submerged rooted macrophytes
hamu/ash	%	4	4,5-54	12	9,47-12
N	%	6	1,33-7,72	17	0,86-6,01
P	%	6	0,1-1,42	23	0,03-1,38
Ca	%	7	0,18-12,3	21	0,25-20
Na	%	6	0,08-2	18	0,1-3,5
K	%	6	1,3-6,7	20	0,99-6,77
Mg	%	6	0,2-1,57	21	0,05-2,2
Si	%	2	0,88-5,0	4	0,12-2,54
Al	%	3	0,08-0,76	10	0,02-2,5
S	%	3	0,24-1,22	11	0,15-0,85
Cl	%	2	0,19-0,26	8	0,24-3,44
Fe	%	6	0,013-2,91	18	0,005-3,35
Mn	%	7	0,0087-6,9	18	0,006-8,8
Zn	ppm	6	25-1000	15	4-1000
Cu	ppm	6	1,9-200	15	2-750
B	ppm	5	6,5-64	9	16,2-170
Ni	ppm	2	0,5-0,7	4	0,2-19
Co	ppm	3	7,6-14	2	0,2-0,44
Ag	ppm	1	0,3-38	1	0,06
Sr	ppm	1	56-174	3	16-580
Ba	ppm	1	50	1	63
Hg	ppm	1	6-8,9	3	0,49-0,85
Sn	ppm	1	0,07-7	1	0,9
Pb	ppm	3	1,5-33 X	4	1,1-8
As	ppm	1	1,4-971	1	4
Rb	ppm	1	16-22	1	17
Zr	ppm	1	18-26	1	28
V	ppm	3	0,35-60	4	0,28-82
Mo	ppm	2	1,1-90	4	1,9-3,5
Ti	ppm	3	18X-90	4	7,9-157
Cr	ppm	2	1,5-4,8X	3	0,5-5460X

x: friss súlyra vonatkoztatva

VÍZI ÉS MOCSÁRI NÖVÉNYEK ELEMTARTALMA A NEMZETKÖZI SZAKIRODALOM ALAPJÁN

ELEMENT CONTENT OF THE WATER'S AND WETLAND'S MACROPHYTES BY THE INTERNATIONAL LITERATURE (P. POMOGYI, 1983.)

Elem Element parameter	konc. conc.	**F**ajszám Number of species	Emers lebegô hínár Emergent folating macrophytes	**El**em Element parameter	konc. conc.	**F**ajszám Number of species	Emers gyökerezô h. Emergent rooted macrophytes
hamu/ash	%	6	9,9-35,6	hamu/as	%	13	5,1-19,95
N	%	6	1,66-6,54	N	%	18	0,42-6,33
P	%	6	0,03-1,95	P	%	22	0,03-1,18
Ca	%	6	0,50-14,3	Ca	%	20	0,29-3,48
Na	%	4	0,19-1,87	Na	%	18	0,01-3,63
K	%	6	0,38-6,38	K	%	22	0,8-5,37
Mg	%	6	0,21-2	Mg	%	20	0,09-1,24
Si	%	2	0,41-5,35	Si	%	10	0,05-5,01
Al	%	1	0,11	Al	%	12	0,01-0,61
S	%	3	0,06-0,69	S	%	14	0,06-0,68
Cl	%	3	1,07-4,52	Cl	%	10	0,16-4,42
Fe	%	5	0,08-1,71	Fe	%	16	0,01-1,88
Mn	%	5	0,075-6,41	Mn	%	18	0,004-0,7
Zn	ppm	6	42-923	Zn	ppm	13	16-447
Cu	ppm	4	5-110	Cu	ppm	15	2-60
B	ppm	1	4,9	B	ppm	12-	2,3-94
Ni	ppm	2	9-23,8	Ni	ppm	7	0,1-4,8
Co	ppm	-	-	Co	ppm	4	0,02-35
Ag	ppm	-	-	Ag	ppm	4	0,2-2,35
Sr	ppm	1	80	Sr	ppm	8	4-186
Ba	ppm	1	782	Ba	ppm	4	36-77
Hg	ppm	1	0,53-0,67	Hg	ppm	4	1,5-3,5
Sn	ppm	-	-	Sn	ppm	4	2,8-133
Pb	ppm	2	5,2-198	Pb	ppm	7	0,19-14,1
As	ppm	-	-	As	ppm	4	1,6-23
Rb	ppm	1	54	Rb	ppm	4	12,6-33
Zr	ppm	-	-	Zr	ppm	4	11-29,6
V	ppm	-	-	V	ppm	7	0,34-80
Mo	ppm	-	-	Mo	ppm	7	0,04-1,8
Ti	ppm	1	135	Ti	ppm	7	2,2-91
Cr	ppm	-	-	Cr	ppm	4	0,2-73

x: friss súlyra vonatkoztatva

A táblázat összeállításához felhasznált fontosabb irodalom:

Abo-Rady (1980); Best (1977); Boyd (1978); Dovbnyja (1979); Dykyjová (1979) és az ott látható irodalom; HO (1979a,b,c); Jakubovszkij és mtsai (1975); Kadukin és mtsai (1982); Kárpáti I. és mtsai (1980); Kárpáti V. és mtsai (1980); Kárpáti V. - Pomogyi (1979); Kovács (1975);Podani és mtsai (1979); Making....,(1976); Pomogyi,(1978) és az ott látható irodalom; Prentki és mtsai (1978); Raghi-Atri és Bornkam, (1979); Ráth,(1982); Smart, (1980);Varenko és Csujko, (1971); Vierssen, (1982.)

2. Melléklet

Vízinövények

(*A vízinövények és az egyes víztípusok közötti összefüggések a szakirodalmi adatok tükrében*)

Köztudott, hogy a vízinövények, mint indikátor szervezetek, környezetük változását tökéletesen jelzik (Cairns, J. 1974, DeLange 1976, Arts 2002). A kérdés itt az, hogy mit indikálnak? Alig vitatható, hogy a (vízi)növények térbeli, időbeli és mennyiségi reprezentáltságát ténylegesen kialakító -„a priori" hatóképesnek tekinthető tényezők száma szinte végtelen. Ezek közül csak kevés, egy–egy konkrét esetben pedig, általában egy vagy legfeljebb néhány tényező, bizonyul hatóképesnek. Ebből következik, hogy „csak azokat a kulcsfaktorokat érdemes figyelembe venni, melyek adott előfordulási mintázat létrejöttéért vagy megváltozásáért ténylegesen felelősek, bármilyen jelentéktelennek tűnő mozzanat is legyen az" (Juhász–Nagy 1970 in: Dévai (szerk) 1992).

Növény és élőhelye elemforgalmáról, a tápanyag limitációról, a fajok elterjedését meghatározó élettelen környezeti tényezők kapcsolatárról óriási számú publikáció áll rendelkezésünkre. Végeláthatatlan az olyan kísérleteknek a sora, amelyek egy elem hatását igyekeznek felderíteni egy fajra tekintve. A téma átfogó szintézisét Schultrope (1967), Hutchinson (1975) Wetzel (1983a, 1983b), Lachavanne (1985), Symoens (1988) illetve Barendregt és Bio (2003) művei tartalmazzák.

Lachavanne (1985) a vízinövények elterjedését és abundanciáját vizsgálta svájci tavakban, a különböző élőhelyek tápanyag-ellátottsága alapján. Az élőhelyek szukcessziós fejlődését alapul véve, tehát a feltöltődésből és tápanyag ellátottságuk növekedéséből adódó, „kolonizációs", „virágzó" és „regresszív" stádiumokat különített el. Az oligotróf vizek fajszegény vízinövény állományait, kolonizációs stádiumnak tekintette. A mezo-eutróf, vízinövényfajokban gazdag élőhelyeket „virágzó" stádiumnak (blooming stage), míg a hipertróf élőhelyeket, melyek szintén fajszegények, regresszív stádiumnak nevezte el. Az ultra-oligtróf tavak vízi növényzeteként *Nitella* sp., *Chara sp., Ranunculus sp, Potamogeton gramineus és P. praelongus vízinövény* fajokat említette meg. A mezotróf tavak növényzetéhez, a *Potamogeton gramineus, P. perfoliatus, P. filiformis, P. lucens, P. pusillus, Nymphaea alba* fajokat sorolta. Az eutróf tavak esetében, *Potamogeton pectinatus, P. perfoliatus, P. crispus, P. lucens, Myriophyllum spicatum, Ceratophyllum demersum, Zannichellia palustris*, a hipertróf tavaknál, *Najas marina, Nuphar luteum és Potamogeton crispus* fajokat említette.

A különböző mértékű szerves szennyezést a hydatophyton fajok - teljesen természetes módon - különféleképpen tolerálják. Bizonyos fajok a szerves szennyezés hatására eltűnnek (kipusztulnak), míg mások képesek bizonyos mértékig elviselni azt. Ennek alapján történő csoportosítást az 1. táblázat foglalja össze, kiegészítve a fajok szaprobiológiai indikátor értékeikkel és Pietsch (1982) oldható szervesanyag (CSV-Mn=KOI-Mn) érték-tartományaival.

1. táblázat Szerves szennyezés hatása a hazai hínárfajokra (Felföldy 1990. alapján), és szaprobiológiai indikátor (Gulyás 1983) - és KOI-Mn (Pietsch,1982) értékei. (Rövidítések: s=szaprobiológiai zóna, S=szaprobitás-index, a=alfa-mezoszapróbikus, b=béta-mezoszapróbikus, o=oligoszapróbikus, *KOI=kémiai oxigénigény: 1=<2,5 mg/l, 2=2,5–6 mg/l, 3=6,1–12,5 mg/l, 4=12,6–25 mg/l, 5=>25 mg/l)*

sp.	Elviseli	¦Eltűnik¦	**s**	**S**	**KOI-Mn**
Callitriche platycarpa Kütz.	+		**o**	**1.3**	2 - 3
Ceratophyllum demersum L.	+		**b**	**1.90**	2 - 4
Ceratophyllum submersum L.	+		**b?**	**2.00**	3 - 4
Hottonia palustris L.		+	**o?**	1.31	1 - 2
Hydrocharis morsus-ranae L.		+	**o-b**	**1.51**	2 - 3
Lemna gibba L.	+		**b**	**2.00**	4 - 5
L. minor L.	+		**b**	**2.25**	1 - 5
L.trisulca L.		+	**b**	**2.00**	3 - 4
Myriophyllum spicatum L.	+		**b**	**1.81**	1 - 4
M. verticillatum L.		+	**o-b**	**1.70**	1 - 4
Najas marina L.		+	**o-b?**	1.71	2 - 3
Nymphoides peltata (Gmel.) Ktze.	+		**o-b?**	1.71	2 - 3
Nymphaea alba L.	+		**b**	**2.00**	1 - 4
Nuphar lutea(L.) Sm.	+		**b**	**1.90**	1 - 5
Polygonum amphibium L.		+	**o-b**	**1.75**	1 - 4
Potamogeton brechtoldii Fieber.	**+(?)**		**o?**	1.30	1 - 2
P. crispus L.	+		**b**	**1.81**	2 - 4
P. lucens L.		+	**o**	**1.40**	2 - 3
P. natans L.	+		**b**	**2.00**	1 - 5
P. pectinatus L.	+		**a-b**	**2.60**	2 - 4
P. perfoliatus L.	+		**o-b**	**1.71**	2 - 3
Ranunculus fluitans Lam.	**+(?)**		**o**	**1.30**	2 - 4
R. trichophyllus Chaix.	**+(?)**		**o-b**	**1.70**	2 - 4
Spirodella polyrhiza (L.) Schleid.		**+(?)**	**b**	**2.00**	2 - 4
Stratiotes aloides L.		+	**b?**	2.20	4 - 5
Trapa natans L.		+	**o-b**	**1.51**	2
Utricularia australis R.Br..		+	**o-b**	**1.51**	2 - 3
Utricularia vulgaris L.			**b**	**1.81**	3
Wolffia arrhiza (L.) Wimm.	+		**b**	**2.20**	4 - 5
Zannichellia palustris L.		+	**o-b**	**1.51**	1 - 3

A táblázatból látható, hogy a feltüntetett 30 faj közül, több mint a fele a szerves szennyezést eltűri, míg 12 faj az élőhelyről eltűnik ennek hatására. Felföldy adatai "mint általában" a szerves szennyezésre tér ki, nem ad, nem is adhat pontos információt a szennyezés milyenségére.

Toivonen és Huttunen (1995) 57 finnországi tóban előforduló vízinövény fajok összetételét hasonlította össze, adott ökológiai grádiensek (átlagos mélység, pH, konduktivitás, Secchi átlátszóság, vizek színe és táplálék-ellátottsága) mentén történő változásokkal. Az

eredményeket hagyományosan TWINSPAN (Hill 1979) programmal klasszifikálta. Eredményei azt mutatták, hogy a hipertróf (ez esetben, magas foszfor és nitrogén koncentrációjú és konductivitás értékű) élőhelyeken a *Lemna* és *Nuphar* fajok dominanciája volt a jellemző. Az eutróf tavak esetében a *Myriophyllum verticillatum, Potamogeton obtusifolius, Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis* fajok alkalmankénti előfordulásáról írt. A tiszta vizű, mezo-eutróf tavakban domináló fajok, a *Potamogeton gramineus, Ranunculus peltatus és a Myriophyllum alterniflorum* voltak. A barna vizű mezotróf tavakban *Myriophyllum alterniflorum* és *Utricularia vulgaris* fajok fordultak elő tömegesen. Az oligotróf tavakban magas abundancia értékkel szerepeltek az *Equisetum fluviatile* és a (szintén) *Nuphar luteum* fajok.

Arts (2002), áttekintő munkájában hangsúlyozza, hogy a különböző geográfiai régiók eltérő vagy hasonló fiziko-kémiai adottságú, mészben szegény vizű élőhelyek vízinövény társulásainak degradálódását, az élőhelyek elsavanyodása, a trófia növekedése és/vagy az ellúgosodás okozhatja. Külön csoportba sorolja a „víz savasságát" elviselő vízinövényeket. Meghatározza azoknak a fajoknak a körét, melyek eutróf vagy lúgos vizű élőhelyeket preferálva, ott nagyobb gyakorisággal fordulnak elő.

Heegaard et al. (2001) 574 észak-írországi tó, 21 kémiai paraméterének és a vízi makrovegetáció közötti kapcsolatát vizsgálták. Megállapították, hogy mind a 21 paraméter, valamely faj esetében, mint ható tényező szerepelhet.

Hasonló probléma érhető tetten, Murphy (2002) Észak-Európa, – itt beleértve Angliát, Írországot, Skóciát, Skandináviát, Hollandiát, Fehér-Oroszországot, Lengyel-, Francia- és Németország északi részét is -, mészben szegény vizű, alacsony vagy magas táplálék-ellátottságú élőhelyek vízinövény együtteseinek, élőhely szerinti csoportosításáról szóló áttekintésében, vagy Srivastava et al. (1995), Khedr és El-Demerdash (1997), Vestegaard és Sand-Jensen (2000), Riis et al. (2000), Jarvie et al. (2002) és Lukács (2008) szerzők publikációiban is.

A makrofitont (egyedsűrűség és összetétel) a tavak ökológiai állapotában általában kulcsindikátoraként tartják számon, mivel a makrofitonok élőhelyet biztosítanak sok más vízi szervezet számára. A makrofitonok érzékenyek a hidromorfológiai (vízszintingadozások) és kémiai terhelésekre (eutrofizálódás), és a hatások mennyiségileg jól érthetők. A minőségi kapcsolatok tekintetében az ismereteink korlátozottak. A REBECCA projectben (Heiskanen és Solimini, 2005) elvégzett integrált adatelemzések első eredményei azt jelzik, hogy a makrofiton közösséget a fényáteresztő képesség, a vízmélység, a tápanyag terhelés és a táplálékhálózat kombinációja irányítja (Duel et al. 2007). Penning (2008ab) és G-Tóth (2008) eredményeik alapján meghatároztak 48 fajt, amelyek a teljes európai állóvízi VKI-s adatsorból a tápanyagtartalommal szemben jó indikációs képességűnek bizonyultak. Ugyanakkor hangsúlyozzák, hogy regionális (országok közötti) szinten hatalmas különbségek vannak az eredményekben. (Megjegyezzük, hogy Magyarország nem küldött adatokat az elemzéshez.)

Barendregt és Bio (2003) ugyanakkor hét esettanulmányon keresztül bizonyította, hogy a háttérváltozók közül nem lehet egy-két tényezőt kiválasztani az általános értelemben vett hatásértékeléskor. Szerintük is minden egyes fajnak megvan az általa preferált háttérváltozója. Így adott területen legkevesebb néhány jellegzetesen összekapcsolódó tényező csoportot lehet csak kiemelni a makrofita közösségek modellezésekor. Ezeket két nagyobb csoportba lehet sorolni. Az első csoportba tartoznak azok a változók, amelyek a növények fiziológiai tulajdonságain keresztül képesek befolyásolni azok elterjedését. Olyan elemek tartoznak ide, mint a talajtípus, a vízmélység, a vízszélesség, a sótartalom. Ezek a tényezők csak nagyobb

földrajzi léptékben változnak. Egy egyszerű modellben egyesítve ezt a csoportot a taxonómiai faj alatti kategóriák (subspecies, varietas, forma) létezésének jelentős része meg is magyarázható (Bootsma and Wassen, 1996; Riis et al., 2000). A kettesszámú csoportba tartoznak a fizikai és kémiai tényezők, azok a változók, amelyeket a növény adott időpontban leginkább „érezni" képes. Ez párhuzamba állítható azzal a nézettel, amelyek az aktuális lokális termőhelyi viszonyokat helyezik előtérbe a növények előfordulása szempontjából (Sklar et al., 2001).

A fentiekből rögtön szembetűnik, hogy:

1. a vízinövény fajok populációi, az élőhelyek táplálék-ellátottsága szempontjából (is) eltérően viselkednek,
2. kizárólagosan csak tápanyag-ellátottság alapján történő csoportosításuk nem ad vagy nem adhat kellően értelmezhető élőhely-kategóriákat,
3. a tápanyag limitációról kapott eredmények között földrajzi (regionális) különbségek állnak fent, ami miatt az eredmények nem egyértelműen átültethetőek,
4. kizárólag hidrobotanikailag megfelelően értelmezhető és operatívan használható funkcionális csoportok alapján lehet értelmezni adott faj populációinak ökológiai igényét.

Hazai viszonyok között az ECOSURV adatsor fajkészletbeli és környezeti háttéradatainak együttes elemzése alapján (Lukács et al. ined.) a korábbiakhoz teljes mértékben hasonló és azt igazoló funkcionális csoportok különíthetőek el:

I. Áramló vizek:
I.1. Áramló vizek hínárjai (békaszőlős, süllőhínáros, tündérfátylas hínár)
II. Állóvizek
II. 1. Eutróf állóvizek hínárjai (sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár)
[Felszín alatti vizektől függő vizes (vagy vízi) élőhelyek]
II. 2. Polihumózus (disztróf) állóvizek hínárjai (tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános, békaliliomos (láptavi) hínár)
II. 3. Szikes vagy szikesedő állóvizek hínárjai (víziboglárkás, tófonalas, tüskéshínáros, csillárkamoszatos hínár) (Szalma, 2003)

Mocsári növények

A mocsári növények vizek víztestek mocsarak parti zónájának trofitástól független, gyakran mésztartalmú, néha gyengén sós vagy alkalikus édesvizekkel öntözött, illetve talajvizek által átitatott talajú termőhelyeit népesítik be.

A mocsári növények vízderítő tulajdonsága már régóta ismert. Ezeknél a fajoknál ezt a hatást a terjedelmes, mind vízszintes, mind függőleges irányban fejlődő rizómájuk és gyökérrendszerük biztosítja. A hatás a szerves vegyületek abszorpciójában, a gyökérzónában feldúsult oxigén hatására bekövetkezett igen élénk mikroorganizmus-tevékenységben nyilvánul meg (Binddleston et al. 1991). A szennyvízkezelésben használt fajok viszonylag népes táborát sorolhatjuk fel. Az ide tartozó fajok: *Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris, Juncus effusus, Juncus conglomeratus, Carex ssp, Iris pseudacorus, Typha latifolia, Typha angustifolia, Glyceria maxima, Phalaris arundinacea, Acorus calamus, Mentha aquatica, Nasturtium officinale*.

Telepített nádas talajszűrőkben végbemenő nitrogén eltávolítás sztochasztikus szimulációjáról Gampel, T (2000) számol be. Az aktív talajrétegben, a növények szennyvízzel részben vagy teljesen telített gyökérzónájában élő mikroorganizmus közösség bontja le az érkező szennyező anyagokat. A nád állandó gyökérzetcseréjével biztosítja a talaj vízvezető-képességének fennmaradását. A növényzet oxigént juttat a gyökérzónába, az aerob baktériumok ezt használják, mint biofilmet. A gyökér körül aerob, távolabb anaerob terek, együtt un. matrix-szerkezet alakul ki. Ha ez a matrix-szerkezet meg van, akkor alacsony oxigén bevitel is elegendő a nitrogén eltávolítás hatásfokának növeléséhez. Armstrong (1990) a növényből ill. a légkörből a talajba jutó oxigén értékét megközelítőleg 12 g/m^2 /d-nek határozta meg.

Jellemző, hogy egy szennyvízkezelésben használt gyökérzónás tisztító rendszer napi átlag bemenő BOI értéke 5200 mg/l, a kimenő derített folyadék BOI-értéke 20 mg/l (!). További, ehhez a témához csatlakozó eredményeket Ebeling (1985), Gersberg (1982), Bucksteeg (1985), Conn (1984) munkáiban találhatunk.

A fentiek alapján rögtön szembetűnik, hogy a mocsári növények tápanyag ellátottság szempontjából nem vagy nehezen értelmezhetőek, de ez nem azt jelenti, hogy nem indikálnak jellemző élőhelyeket. A mocsári növények élőhely-típusai a vízinövények funkcionális csoportjaival összerendelhetők. Ezt táblázatban összegezve mutatjuk be.

Vízinövény élőhelyek	**Mocsári növény élőhelyek és társulások**
Eutróf állóvizek hínárjai (sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár)	**Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákás:** *Phragmitetum communis* *Typhetum angustifoliae* *Typhetum latifoliae* *Alismato-Eleocharitetum* *Eleocharetum palustris*
Polihumózus (disztróf) állóvizek hínárjai (tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános, békaliliomos (láptavi) hínár)	**Nádas úszólápok, lápos, tőzeges nádasok és télisásosok:** *Phragmitetum communis* *Typhetum angustifoliae* *Schoenoplectetum lacustris* *Thelypteridi-Typhetum* *Cladietum mariscii* *Acoretum calami* *Glycerietum maximae* *Butomo-Alismatetum plantaginis-aquati* *Oenantho aquaticae-Rorippetum amphibiae*
Szikes vagy szikesedő állóvizek hínárjai (víziboglárkás, tófonalas, tüskéshínáros, csillárkamoszatos hínár) (Szalma, 2003)	**Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak** *Bolboschoeno-Phragmitetum* *Bolboschoenetum maritimi* *Schoenoplectetum tabernaemontani*

Irodalomjegyzék

Armstrong, J. and Armstrong, W. (1990): Light-enhanced convective throughtflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel. New Phytol. 114: 121-128.

Arts, G. H. P. 2002: Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalinisation. – Aquatic Botany 73: 373-393.

Barendregt, A., Bio, A.M.F. 2003: Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. – Ecological Modelling 160: 205–217.

Biddlestone,A.J.; Gray,K.R.; Thurairajan,K. (1991): Journal of Biotechnology,17.3. pp.209-220

Bootsma, M.C. & M.J. Wassen. 1996. Water quality of fen vegetation types in three European lowland mires. Vegetatio 127: 173-189.

Bucksteeg, 1985. K. Bucksteeg, Erste Erfahrungen mit 12 Sumpfpflanzenkläranlagen. In: First Experiences with 12 Helophyte BedsKorr. Abw. 5 (1985), pp. 376–385

Cairns, J. (1974): Indicator species US. The Concept of Community structure as an index of pollution. – Water Resources Bull. 10 (2): 338-347.

Conn, W. M.(1984): Water Eng. Manag., 10.

De Lange, L. (1976): Indicative value of macrophytes for assessment of water quality. – Acta Bot. Neerl. 25 (6): 504.

Dévai, Gy.(Szerk.) (1992): Vízminőség és ökológiai vízminősítés. - Acta Biol. Debr. Hung. 7-240.

Duel, H., Groot, S., Boorman, D. 2007: Relationships between biological quality elements and physico-chemical pressures: validation and practical use of relationships. Synthesis Report D18. Rebecca project.

Ebeling,W.(1985) : Corresp. Abwasser.5. 32

ELBAZ-POULICHET, F. - NAGY A. - CSERNYI T. - POMOGYI P. (1997.): Biogeochemistry of Trace Metals (Mn, Sr, Rb, Ba, cu. Zn. Pb and Cd) in a River-Wetland-Lake System (Balaton Region, Hungary). Aquatic Geochem. 2. 379-402.

Gampel T. (2000): Gyökértéri szennyvíztisztítók hazai üzemeltetési tapasztalatai. MHT XVIII. Országos Vándorgyűlés I. kötet. Veszprém 2000.

G.-Tóth, L. Poikane, S., Penning, W.E., Free, G., Mäemets, H., Kolada, A., Hanganu, J. 2008: First step in the Central-Baltic intercalibration excercise on lake macrophytes: where do we start? – Aquatic Ecology 42: 265-275.

Gulyás, P. (1983): KGST Biológiai módszerek. Vízügyi Hidrobiológia 12.

Heegaard, E., Birks, H. H., Gibson, C. E., Smith, S. J., & Wolfe-Murphy, S. (2001): Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. – Aquatic Botany 70: 175-223.

Hill, M.O., Bunce, R.G.H. & Shaw, M.W. (1975). Indicator species analysis, a divisive polythetic method of classification and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. – Journal of Ecology 63: 597-613.

Hutchinson, G. E. 1975. A Treatise of Limnology. III. Limnological Botany. Wiley-Interscience, New York, London, Sydney, Toronto.

Khedr, A.H.A., El-Demerdash, M.A., 1997: Distribution of aquatic plants in relation to environmental factors in the Nile Delta. – Aquatic Botany 56: 75–86.

Lachavanne, J. -B. (1985): The influence of accelerated eutrophication on the macrophytes of Swiss lakes: Abundance and distribution. - Verh. Internat.Verein. Limnol.22: Stuttgart, .2950-2955.

Lukács B.A. 2008: Felső-Tisza-vidéki holtmedrek hínár- és mocsárinövényzetének összehasonlító elemzése. Ph.D. dolgozat.

Lukács B.A., Gulyás G., Juhász P., Kiss B., Müller Z., Tóthmérész B. (ined): Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Pannonic ponds in Hungary: the use of macrophytes in ecological status monitoring.

Murphy, K. J. 2002: Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. – Aquatic Botany 73: 287-324.

Penning, W.E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008a: Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophycation in European lakes. – Aquatic Ecology 42: 237-251.

Penning, W.E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008b: Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. – Aquatic Ecology 42: 253-264.

Pietsch, W., 1982. Makrophytische Indikatoren für ökochemische Beschaffenheit der Gewässer. In Breitig, G. & W. Tümpling (eds.) Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Bd 2. Gustav Fischer Verlag, Jena, 67–88.

POMOGYI P. (1983.): Kis-balatoni tömegesen előforduló hínárfajok tápanyagforgalma és annak kapcsolata a vízminőségvédelemmel. Kandidátusi ért., Keszthely, -113.

POMOGYI P. – MÁTYÁS K. – KORPONAI J. – SÜLE GY. – SZIMANDEL D. (2003.): A Zala torkolati szelvény negyedszázados terhelés-változásai, a Kis-Balaton Védőrendszer szerepe annak alakulásában. NYUDUVIZIG Jelentés 2003. augusztus. Keszthely. –77.

Riis, T., Sand-Jensen, K., Vestergaard, O ., 2000: Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. – Aquatic Botany 66: 255–272.

Sklar, F.H., Fitz, H.C., Wu, Y., Van Zee, R., McVoy, C., 2001: The design of ecological landscape models for Everglades restoration. – Ecological Economics 37: 379–401.

Srivastava, D. S., Staicer, C. A. & Freedman, B. (1995): Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. – Aquatic Botany 51: 181-196.

Symoens, J. J. (ed.) 1988: Handbook of vegetation science 15/1. Vegetation of inland waters. Kluwer Academic Publishers

Szalma, E. (2003): Vízinövények életformája és élőhelyeik szerinti csoportosítása. Doktori (PhD) értekezés, Debrecen, 1-143

Toivonen, H. & Huttunen, P. (1995): Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 smal lakes in southern Finland. – Aquatic Botany 51: 197-221.

Vastergaard, O. & K. Sand-Jensen, 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. – Aquatic Botany 67: 85–107.

Wetzel, R. G. 1983a: Limnology. 2nd Edition. Saunders, Philadelphia.

Wetzel, R. G. 1983b: Periphyton of freshwater ecosystems. Dr. W. Junk Publishers, The Hague. Developments in Hydrobiology 17.

Kiegészítések

Definíciók

Vízi makrovegetáció: Egy vízi ökológiai rendszerben a vízhez kötött életmódú vízi (hínár)- és mocsári makrofitonok összessége.

Makrofiton (többes szám: makrofita vagy makrofitonok): Szabad szemmel látható, többnyire edényes növény, függetlenül rendszertani hovatartozásától. Hazai vizekben a magasabbrendű (virágos) növényeket, a páfrányokat és zsurlókat, a lombos- és májmohákat, a nagytermetű algákat tekintjük makrofitonnak.

Hínár (hydatophyton): Vízhez kötött életmódú, víz alatt, vagy vegetatív szerveikkel a víz felszínén élő növények, melyet további (al)típusokra oszthatunk tovább, ezek lehetnek:
Submers gyökerezők: az aljzathoz gyökérzettel rögzült, víz alatt élő növények, melyeknek legfeljebb generatív szervei emelkednek a víz színe fölé.
Submers lebegők: az aljzathoz gyökérzettel nem rögzült, esetleg támasztó gyökérszálakat fejlesztő, víz alatt élő növények, melyeknek legfeljebb generatív szervei emelkednek a víz színe fölé.
Emers gyökerezők: az aljzathoz gyökérzettel rögzült, a víz felszínére terült levélzetű növények, melyekre gyakran heterophyllia (a vízbeni és a víz feletti levelek morfológiai különbözősége) jellemző.
Emers lebegők: az aljzathoz gyökérzettel nem rögzült, a víz színén úszó vagy a vízből csak kevéssé kiemelkedő vízinövények.

Mocsári növény (helophyton): Vízhez kötött életmódú, vegetatív szerveivel is a vízből magasan kiemelkedő makrofita.

Életforma: a növények morfológiai bélyegeiben is megnyilvánuló, a vegetációs periódus utáni kedvezőtlen körülmények átvészelésére kialakult adaptáció.

Hínárok esetében:
Hydrophyton (Raunkiaer 1934, Den Hartog és Segal 1964, Schuyler 1984, Best 1988, Cook C.D.K 1990),
Hydro-Therophyta (HyTh), Hydro-Hemikryptophyta (HyH), Hydro-Kryptophyta (HyG)(Raunkiaer 1934, Szalma 1998, Szalma 2003)

Mocsári növények esetében:
Therophyta, Hemikryptophyta, Kryptophyta (*Raunkiaer 1934) stb.*

Növekedési forma: (a species architectura), a vegetációs periódus alatt (a növény számára kedvező időszak alatt!) működő habitus, mely a nagyvonalakban azonos architektúrájú, morfológiájú növényi típusokat jelenti (Szujkó-Lacza in: Bagi 1993).
Ezek típusai:

Lemnoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Riccielloid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).

Ceratophylloid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Utricularoid típus: (Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964).
Hydrocharoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Stratiotid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Elodeoïd típus: (Borhidi, 2003, Den Hartog and Segal 1964).
Parvopotamoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964).
Magnopotamoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964).
Natopotamoid típus: (Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964).
Myriophylloid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Batrachioid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Nymphoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964, Barkman 1988, Bagi 1994).
Trapoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964).
Vallisnerioid típus: (Borhidi, 2003, Den Hartog and Segal 1964).
Isoëtoid típus: (Borhidi, 2003, Hogeweg and Brenkert 1969, Den Hartog and Segal 1964).
Herbid típus: (Hogeweg and Brenkert 1969),