



Ács Éva<sup>1</sup> – Borics Gábor<sup>1</sup> – Boda Pál<sup>1</sup> – Csányi Béla<sup>1</sup> – Duleba Mónika<sup>1</sup>  
 – Engloner Attila<sup>1</sup> – Erős Tibor<sup>2</sup> – Földi Angéla<sup>3</sup> – Grigorszky István<sup>4</sup>  
 – György Ágnes Irma<sup>1</sup> – Kiss Keve Tihamér<sup>1</sup> – K. Szilágyi Enikő<sup>5</sup>  
 – Lukács Balázs András<sup>1</sup> – Nagy-László Zsolt<sup>6</sup> – Pozderka Virág<sup>3</sup> – Sály Péter<sup>2</sup>  
 – Szalóky Zoltán<sup>1</sup> – Szekeres József<sup>1</sup> – Trábert Zsuzsa<sup>1</sup> – Várbíró Gábor<sup>1</sup>

■ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Dunakutató Intézet ■ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet ■ ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola  
 ■ DE Hidrobiológiai Tanszék ■ Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság ■ PTE Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola

# Magyarország felszíni vizeinek ökológiai állapotértékelő módszerei

Az EU Víz Keretirányelv (VKI) előírja vizeink ökológiai állapotának rendszeres monitorozását, célja felszíni vizeink vonatkozásában a jó ökológiai állapot/potenciál elérése [1]. A VKI 5 élőlénycsoport vizsgálatát írja elő kötelezően, melyek a 1.) vízben lebegve élők (fitoplankton), illetve 2.) felülethez rögzült algák (fitobentosz), 3.) vízi makroszkopikus gerinctelenek (makrozoobentosz), 4.) vízi makroszkopikus növények (makrofiton) és 5.) a halak. A VKI megszületése előtti időszakhoz képest ez nagy előrelépés, mert korábban alapvetően a vízkémiai változók és a fitoplankton szervezetek szaprobiológiai indikációs sajátosságai és a klorofill-tartalma alapján minősítettek. Amíg a kémiai változók csak az adott pillanatban jellemzik a vizet, az élőlények hosszabb időn keresztül ott élnek a vízben, a környezeti hatásokra fajösszetételük, mennyiségi viszonyaik megváltozásával reagálnak.

Magyarországon 2003-ban indult el a VKI-val kapcsolatos munkák, először elkészült a VKI szerinti 5 osztályos biológiai minősítés módszerére vonatkozó javaslat [2], majd 2005-ben az ECOSURV projekt keretében mintegy 400 hazai vízfolyásból gyűjtött mennyiségi minta alapján, az új módszer segítségével megtörtént ezen vizek ökológiai állapotának értékelése és minősítése [3,4]. 2007-ben a Környezetvédelmi Felügyelőségek részvételével elindult a VKI előírásai szerinti országos monitorozás, 2009-re elkészült az ország 1. Vízügyi Gazdálkodási Terve (<http://www2.vizeink.hu/>), melyben Magyarország 551 VKI hatályos víztestét (484 vízfolyását és 67 állóvizét) minősítették. Az újonnan kidolgozott ökológiai állapotértékelő módszerek többsége sikerrel szerepelt a nemzetközi interkalibrációban, ami azt jelentette, hogy az EU szakértői által elfogadott, a VKI valamennyi elvárásának megfelelő módszereket sikerült kidolgozni [5,6]. A módszerek felülvizsgálatát és a víztestek minősítését 6 évente ismételt el kell

végezni, így 2015-ben a 2. Vízügyi Gazdálkodási Terv elkészítésére is sor került (<http://www.vizeink.hu/>). Előrelépést jelentett, hogy azokra a víztípusokra is kidolgoztak módszereket és megállapítottak határértékeket, melyekre korábban adathiány miatt nem volt lehetőség (pl. szikes tavak), emellett tovább finomodtak a minősítési mérőszámok (metrikák) határértékei is. A jelen cikkben a 2015-re kidolgozott ökológiai állapotértékelő módszerek elvét ismertetjük, élőlénycsoportonként.

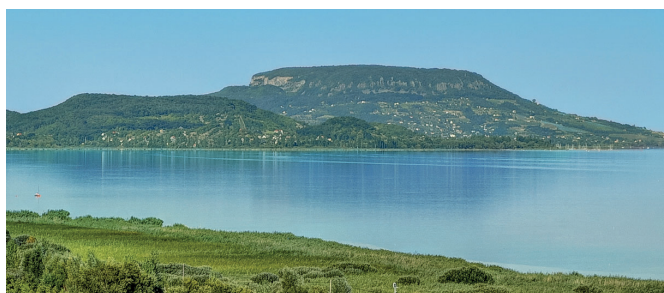
## Az ökológiai minőségi hányados

Az ökológiai állapotértékelő rendszerek alapja a pontos taxonómiai ismeret, így a kifejlesztett metrikákban, alkalmazott indexekben minden élőlénycsoportnál vizsgálni kell a fajösszetételt, illetve megjelennek a mennyiségi elemek is, ilyen lehet a relatív vagy abszolút egyedszám, illetve az a-klorofill tartalom. Az így kapott indexekből ökológiai minőségi hányadost (EQR) számolunk, ami a megfigyelt és a referenciális állapot hányadosa, 0 és 1 közé eső szám. A vizsgált víztest ökológiai állapota annál jobb, minél közelebb esik az EQR értéke az 1-hez. Referenciális állapotnak a referenciális helyeken (ahol nincs vagy minimális az emberi hatás) talált közösségek ökológiai állapotát, összetételét tekintjük. Ennek hiányában a VKI megengedi, hogy az ún. LDS (least disturbed sites), azaz legkevésbé zavart élőhelyek közösségeihez viszonyítsuk a megfigyelt állapotot. Mindezeket a viszonyításokat minden vízfolyás- és állóvíztípusban el kell végezni, azaz az ökológiai állapotértékelő módszereket típusspecifikusan kell elkészíteni.

## Ökológiai állapotértékelő módszerek

### Fitoplankton

A Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelően a felszíni vizek ökológiai állapotértékelése során a fitoplankton három jellemző paraméterét kell figyelembe venni; ezek a biomassa, a taxonómiai (faj) összetétel, valamint a vízvirágzások gyakorisága és intenzitása. E jellemzők mindegyikét számszerűsíteni kell, határértékkel kell jellemezni és olyan mérőszámokká alakítani, melyek alkalmasak arra, hogy azokat összevonva egyetlen számértékkel tudjuk jellemezni a vizek állapotát.





### A fitoplankton biomasszán alapuló mérőszámának kialakítása

A fitoplankton biomassza mérőszámaként (ahogyan az az EU valamennyi országában történik) a fitoplankton a-klorofill-tartalma alapján képzett metrika szolgál. Első lépésben határértékeket kell megállapítani valamennyi víztípusra, majd e határértékek figyelembevételével a megfelelő algoritmus alkalmazásával az a-klorofill-értékeket 0 és 1 közötti számmá kell alakítani. Ez úgy kell történnie, hogy az ökológiai állapot kategóriái szabályos osztályközökkel különüljenek el egymástól, azaz kiváló: 0,8; jó: 0,6; mérsékelt: 0,4; gyenge: 0,2; rossz: < 0,2.

A határértékek megadását nehezíti, hogy a hazai tavak egyike sem tekinthető érintetlennek, így valódi referenciaként egyik sem szolgálhat. A határértékek megadása referenciális állapotú tavak hiányában pusztán statisztikai alapon történhetett, az adott típuscsoportba tartozó tavak, illetve folyók vegetációperiódusbeli átlag a-klorofill-értékeinek leíró statisztikai (adott percentilisek) alapján.

Ahhoz, hogy a határértékeket multimetrikus indexek részévé tegyük, 0 és 1 közötti számokká kell alakítanunk. Ennek módja az, hogy az osztályhatárokat jelentő 0,2, 0,4 stb. értékeket az adott változóra (jelen esetben az a-klorofillra) kidolgozott határértékek függvényében ábrázoljuk, majd megfelelően illeszkedő regressziót alkalmazva (ami egyszerű esetben lehet lineáris, de nagyobb valószínűséggel polinomiális) megadjuk az egyenes, illetve görbe egyenletét. A kapott függvény alkalmazásával már bármely a-klorofill-érték 0 és 1 közé eső értékékké alakítható.

### A fitoplankton összetételén alapuló mérőszám kialakítása

A fitoplankton összetétele alapján számos mérőszám számolható (diverzitás-metrikák, taxonarányok stb.). Az elmúlt évtizedek tapasztalatai alapján azonban igazolódott, hogy e mérőszámok alkalmazhatósága erősen megkérdőjelezhető, mivel nem adnak határozott választ a terhelésekre [7, 8]. A fitoplankton-összetétel másik mérőszám csoportját az ún. érzékenységi-tolerancia metrikák képezik. A fajok autökológiai sajátosságai alapján kidolgozott érzékenységi és/vagy toleranciaértékek többnyire csak abban a régióban használhatók, ahol kidolgozták őket. Az élőlényközösségek állapotát nemcsak a fajok szintjén értékelhetjük, hanem egy magasabb szerveződési szinten, az asszociációk szintjén is. Erre azok után nyílt lehetőség, hogy [9] kidolgozták a fitoplankton-asszociációknak egy, a [10] fitocönológiai rendszeréhez hasonló rendszerét. A szerzők 31 fitoplankton-asszociációt (funkcionális csoportot) különítettek el. Ismertették e funkcionális csoportok elemeit és értékelték azokat a környezeti háttérmutatókat, melyek egy-egy ilyen csoport kialakulásához vezetnek. Ezen elméleti alapok figyelembevételével tettek javaslatot egy, a fitoplankton funkcionális csoportjain alapuló minősítési rendszer kidolgozására [11] a tavak, ill. [12] folyók esetén. A módszer lényege az, hogy ismerve a fitoplankton funkcionális csoportjainak környezeti igényét, és ismerve egy adott álló- és folyóvíztípusra jellemző fizikai, kémiai és biológiai változók mintázatát, becsülhető, hogy egy adott funkcionális csoport jelenléte a természetes állapotú víztérben milyen mértékben kívánatos (magasabb F érték), illetve nem az (alacsony F érték). Amennyiben nagy számban volna referenciális állapotú, vagyis érintetlen tavunk vagy vízfolyásunk az adott típusban, az értékelés természetesen történhetne a jellemző algacsoportok arányának figyelembevételével. Ilyen vizek híján azonban a funkcionális csoportokhoz rendelt F

értékek megadásakor csak historikus adatokra és szakértői becslésre lehet támaszkodni.

Az F értéke típusfüggő, azaz az asszociációk értékelése típusonként más és más lehet. Tehát ugyanaz a taxon más és más F értékkel szerepelhet különböző víztípusokban, attól függően, hogy jelenlétiük kedvező (eredeti természetes állapotra jellemző), vagy éppen kedvezőtlen folyamatokat indít az adott víztérben. Lásunk erre rögtön egy példát. A Balaton esetében a bő tápanyagkínálatot igénylő taxonok negatívabb értékelést kaptak, mint ugyanazon taxonok a holtmedrekben és egyéb, természetes állapotukban is eutróf állóvizekben. Az olyan alacsony tápanyagkínálatot (oligotróf) és sőtartalom kedvelő (oligohalin) taxonok, mint amilyeneket a *Coscinodiscophyceae* és *Mediophyceae* osztályba tartozó kovaalgák között találhatunk, kiváló állapotot jeleznek mélyebb oligotróf tározóinkban (magas F érték), de szikeseinkben „nem kívánatosak”, és ezért e típusokban alacsony F értéket kaptak.

Az egyes funkcionális csoportok F értékének, valamint relatív gyakoriságának ismeretében Q indexet képezzünk (I), ami a fitoplankton-kompozíció alapján számolt mérőszám.

$$Q_k = \sum_{i=1}^s (p_i F), \quad (\text{I})$$

ahol  $s$  az adott mintában található fajszám,

$p_i$ :  $i$  faktor értékű kodonok (funkcionális csoportok)

relatív gyakorisága (biomassza-alapon),

$F_i$  az adott kodon faktorsúlya 1 és 9 között.

A kapott Q elméleti maximuma 9. A gyakorlatban 7,95 volt a legmagasabb érték, ezért ezzel az értékkel osztva a Q értéket 0 és 1 közötti EQR értéket kapunk. Erre az EQR-re állapítottunk meg határértékeket. A Q indexre javasolt határértékek kialakítása részben az adott F értékű csoportok mintán belüli arányait figyelembe véve történt, szakértői becslés alapján, részben pedig a növényi tápanyagok és tóhasználat alapján javasolt kombinált terhelésre adott válasz alapján.

A Q értékének csökkenése többnyire az eutrofizációt és egyben a szaprobitás emelkedését is jelezheti. A szikesek (természetes állapotukban nagy sőtartalommal,  $\text{Na}^+$ - és  $\text{HCO}_3^-$ -iondominanciával jellemezhető vizek) esetén azonban a faktorértékeket úgy becsültük, hogy a Q index csökkenése a sőtartalom csökkenését is jelzi. Vagyis amíg a legtöbb víztípus esetében a sőtartalom-növekedés kedvezőtlen folyamatokat jelent az adott víztérben, a szikes tavak esetében ez fordítva érvényes.

A Q index értékeit az a-klorofill-érték esetén leírt módon alakítottuk át azonos osztályközökkel (0,2; 0,4 stb.) jellemezhető határértékeké.

### A mérőszámok egyesítése

Tekintettel arra, hogy a biomasszán alapuló mérőszámok robusztusabb metrikának tekinthetők [13] (vagyis értéküket kevésbé befolyásolják a mintavétel és mintafeldolgozás módszereinek bizonytalanságai), e mérőszámok a nemzetközi gyakorlatban is nagyobb hangsúlyt kapnak. Ez az értékelés során úgy juttatható érvényre, hogy a mérőszámok egyesítése során a biomassza és kompozíciós mérőszámok normalizált értékeit nem egyszerűen átlagoljuk, hanem súlyozott átlagot képezzünk (II):

$$HPI = \frac{2NChl - a + NQ}{3}, \quad (\text{II})$$

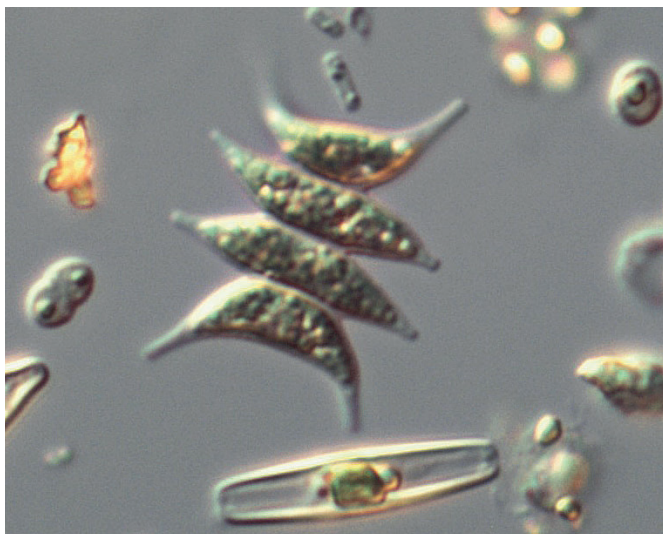
ahol HPI: magyar fitoplankton index, (angol akronima),

$NChl - a$ : az a-klorofill-tartalom normalizált mérőszáma,

$NQ$ : a fitoplankton taxonómiai összetételén alapuló normalizált mérőszám.



FITOPLANKTON



Ezt a súlyozást alkalmaztuk a vízfolyások, valamint a meszes és szerves tavak típusaiban. A szikesek esetén, ahol a trofitásnak kisebb a szerepe, és a kiédesülés az, ami a vizeket fenyegeti, ezért az a-klorofill-metrika szerepét úgy csökkentettük, hogy a mérőszámok egyesítésekor a normalizált metrikákat átlagoltuk (III):

$$HPI = \frac{2NChl - a + NQ_{ki}}{2} \quad (III)$$

Az így kialakított mérőszámok jelzik a vizek aktuális ökológiai állapotát. Tekintettel arra, hogy a fitoplankton szezonális szukcessziója során annak biomasszája és összetétele jelentős mértékben változik, a minősítés a vegetációperiódusban gyűjtött minták aktuális értékeinek átlagai alapján történik (IV):

$$HPI_{Éves} = \frac{\sum_i^N HPI}{N}, \quad (IV)$$

ahol:  $HPI_{Éves}$ : a fitoplankton index éves értéke,  
 $HPI$ : a magyar fitoplankton-index aktuális értéke,  
 $N$ : mintaszám.

#### A vízvirágzások mérőszáma

A Víz Keretirányelv a fitoplankton biomassza és összetétel mellett a vízvirágzások erősségét és intenzitását is olyan indikatív jellemzőként említi, amit az ökológiai állapotértékelés során figyelembe kell venni. A vízvirágzások gyakoriságának és intenzitásának beépítése a fitoplankton alapján végzendő ökológiai állapotértékelésbe valóban indokolt, ám e jellemző figyelembevételét jelentős mértékben nehezíti, hogy a vízvirágzásnak nincs általánosan elfogadott, egzakt definíciója [14]. Jelen esetben egy EU-ajánlásnak [15] megfelelően úgy jártunk el, hogy ha a cianobaktériumok biomasszája meghaladja 10 mg/L-es értéket, az aktuális HPI értékét 0,2-del csökkentjük. Meg kell jegyezzük azonban, hogy a 10 mg/L-es cianobaktérium biomassza kellően magas ahhoz, hogy a fitoplankton egyéb mérőszámai, így az a-klorofill- és a kompozíciós metrika is eleve közepes vagy annál rosszabb ökológiai állapotot jelezzenek. Így a metrika beépítése a hazai fitoplankton-alapú ökológiai állapotértékelésbe nem feltétlenül jelent érezhető előrelépést.

#### Fitobentosz

A Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelően a felszíni vizek ökológiai állapotértékelése során a fitobentosz esetében a legtöbb tagország a bevonatban élő kovaalgák taxonómiai összetétele és

relatív mennyisége alapján minősít. Egyre többen fogalmazzák meg azt a véleményt, hogy a fitobentosszal történő állapotértékelés során nem szerencsés kihagyni a nem-kovaalgákat [16], különösen igaz ez a tavak esetében, ahol nem ritkán a bevonat több mint fele nem tartozik a kovaalgák közé [17]. Ennek ellenére a tagországok közül csak Ausztria, Csehország, Németország és Norvégia minősítésében találhatóak nem-kovaalga elemek [18]. Ennek elsősorban módszertani okai vannak (a nagyszámú fonalas szerveződésű taxon miatt nehéz definiálni az egyed fogalmát, kevés a megfelelő határozókönyv, más minta-előkészítés és mikroszkópos háttér szükséges a kovák és nem-kovák, vagy másként fogalmazva a kovaváz, illetve az ún. lágyszálak vizsgálatához stb.).

A hazai folyóvízi mintavételi és értékelési módszer a nemzetközi interkalibrációban elfogadott és interkalibrált módszer. A vízfolyások esetében a fitobentosz-adatok értékeléséhez a nemzetközi gyakorlatban általában az erre a célra kifejlesztett OMNIDIA [19] program használható. Az értékelésben használt indexek és pontszámok a taxonok relatív abundancia-értékei alapján különböző terhelések (szerves szennyezés, növényi tápanyagkínálat, sótartalom, savasodás) szempontjából jellemzik a mintát. Elméleti alapja, hogy minden kovaalga fajnak van egy tűréshatára és optimuma az általuk preferált környezeti feltételekre vonatkozóan, mint például tápanyagok, ionösszetétel és -mennyiség, szerves szennyezés és savasság, így szennyezések hatására azok a fajok fognak elszaporodni, amelyek optimumai megfelelnek a kérdéses szennyező szintjének. Ennek megfelelően bizonyos fajok intoleránsak egy vagy több szennyező megemelkedett szintjére, míg mások a vízminőség széles skáláján előfordulhatnak. Vizeinkben gyakran a szerves és szervesen terhelések együttesen jelentkeznek, így egyes típusokban az IPS (Specific Pollution Sensitivity Index, [20]), SI (Austrian Saprobic Index, [21]) és TI (Austrian Trophic Index, [22]) indexek átlagolásával képzett multimetrikus indexet képeztünk (V):

$$IPSITI = (IPS+SI+TI)/3. \quad (V)$$

Az így kialakított index jobb korrelációt mutatott a vízkémiai változókkal, ezért a minősítés során ezzel számolunk [5]. Az EQR számításához az LDS-helyeket a referencia-feltételek alapján választottuk ki. Az LDS-t külön, minden kovatípusban elkülönítettük úgy, hogy minden esetben csak a természetes vizeket vettük figyelembe, valamint csak olyan víztesteket, ahol a vízgyűjtőn nincs jelentős pontszerű szennyezőforrás. A kémiai határértékek alapján további leválogatást végeztünk. Referenciális határértékek az így leválogatott LDS-ek indexértékeinek 5. percentilisést tekintettük, a kiváló/jó határának pedig a 10. percentilisést. A jó/közepes határának a toleráns és érzékeny fajok relatív egyedszámának átcsapási pontjához tartozó értéket tekintettük, majd a fennmaradó részt 3 egyenlő részre osztottuk, ezt kivonva a jó/mérsé-

FITOBENTOSZ





kelt értékéből kaptuk a közepes/tűrhető, majd ebből kivonva a tűrhető/rossz határértékét. Az EQR-t normalizálással határoztuk meg.

Állóvizek esetében csak részben használhatóak az OMNIDIA program által számolt indexek. Mivel hazai állóvizeink mind vízforgalmukat, mind pedig vízkémiai jellemvonásaikat tekintve igen különbözőek, az egyes típusokban sokszor igen különböző módszereket kellett alkalmaznunk a metrikák kialakítása során. Így például a szikes tavak esetében a sótartalom változását jelző metrikák fokozott szerephez jutnak. Az időszakos vízü kis szikes tavak esetében a természetes módon (vízi madarak miatt) bekövetkező növényi tápanyagtartalom-növekedés miatt nem lehet trofitásfüggő metrikát alkalmazni, itt csak olyan metrikát választhatunk, mely a sótartalom változását jelzi. Amíg a legtöbb víztípus esetében a sótartalom-növekedés kedvezőtlen folyamatokat jelent az adott vízterben, a szikes tavak esetében ez pont ellenkezőleg, a sótartalom csökkenése a szikes állapotának az el-tűnését (kiédesülését) jelzi.

A meszes vízkémiai karaktert mutató tavaink mintavételi és értékelési módszere a nemzetközi ökológiai interkalibrációban elfogadott és interkalibrált módszer. Ezeknek az állóvizeknek az esetében (a Balaton kivételével) a minősítéshez három indexből képzett multimetrikus indexet használunk. A MIL (Multimetric Index for Lakes) indexet három index segítségével számoljuk (VI):

$$MIL = (TDIL_{(1-20)} + IBD + EPI-D) / 3. \quad (VI)$$

Az IBD (Indice Biologique Diatomées, [23, 24, 25]) és az EPI-D (Eutrophication Pollution Index Diatoms, [26]) indexeket az OMNIDIA program számolja és értékük 1 és 20 között változik. A TDIL (Trophic Diatom Index for Lakes, [27]) kiszámolása egyedileg készített segédprogram segítségével történhet, értéke 1 és 5 közé eső szám. A MIL kiszámolásához a (VII) egyenlet szerint igazítjuk 1 és 20 közé esővé a TDIL értékeit:

$$TDIL_{(1-20)}: a = 3,8 \cdot b + 1. \quad (VII)$$

A Balaton Közép-Európa egyik legkülönlegesebb tava, így a minősítés során egyedileg kell eljárni. A Balaton esetében az indexből a TDIL kimarad, itt a MIB (Multimetric Index for Balaton) az OMNIDIA program által számolt IBD és EDI-D indexek átlaga. A Balaton az egyetlen olyan vízünk, ahol a referencia-feltételeket paleolimnológiai módszerekkel sikerült meghatározunk. Korponai János és Braun Mihály 2006-os siófoki (Siófok 2006 jelzetű mag) fúrásának 17–21 cm közötti szakaszát tekintettük a tó zavartalan állapotának, mivel a VKI céljainak megvalósítása érdekében a zavartalan állapotot a mezőgazdaság intenzifikálása, vagy az iparosodás előtti korszakhoz viszonyítva lehet meghatározni. Ennek a rétegnek a domináns fajait tekintettük referenciális fajoknak.

Az időszakos vízforgalmú, kis szikes tavak esetében halobitás (H) indexet számolunk [28] alapján, majd az indexet a (VIII) egyenlettel 1 és 20 közé eső számmá alakítjuk (ahol 1 az index legrosszabb, 20 a legjobb értéke):

$$H = 0,19 \cdot x + 1. \quad (VIII)$$

Az állandó vízü szikes tavak esetében a halobitás változása mellett a trofitás változása is fontos hatással van a víztest ökológiai állapotára, ezért ezekben a típusokban a halobitás-index mellett trofikus indexet is számolunk. A MISL (Multimetric Index for Sodic Lakes) index a fentebb leírt H index és az OMNIDIA program által számolt IBD index alapján kalkulálható a (IX) egyenlet alapján:

$$MISL = (H + IBD) / 2. \quad (IX)$$

Az LDS-helyeket és az EQR-t a vízfolyásoknál leírt módon határoztuk meg.

### Makrofiton

A felszíni vizek makrofitonok alapján végzett hidrobiológiai minősítése a német Referencia Index [29, 30] alapján dolgoztuk ki. A hazai makrofita módszertan kidolgozása során figyelembe vettük a [31, 32] szabványok előírásait, illetve azokat az alap statisztikai szabályokat, amelyek az adatok gyűjtésére, mintavételi egységek számára és a randomitásra vonatkoznak. A módszertan jelen formában alkalmas a VKI alapján rendszeresített rutin mintavételi eljárások, folyamatos monitoringrendszerek vizsgálatainak elvégzéséhez. Ugyanakkor más célú feladatok esetén (nem VKI alapmonitorozás) lehetőség van a módszer bizonyos eleminek változtatására (mintavételi egységek száma, mérete). Ennek előnye, hogy így egyszerű, részletesebb, átfogóbb vizsgálatok elvégzése is kivitelezhető.

A vizsgálat tárgyát a vízi makroszkopikus növények képezik, amelyeket vízi makrofitonoknak hívunk. Egy sokat hivatkozott definíciójuk szerint a vízi növények azok a növények, amelyek a megfigyelés pillanatában, a vízben pusztán szemmel észrevehetőek és meghatározhatóak [33]. A szigorú értelemben vett tudományos vizsgálatok többségében azonban [34] definíciója által meghatározott fajokat szokás vizsgálatba vonni, mindig megemlítve, ha esetleg szűkített vagy bővített fajkészlettel dolgozunk. A [34] hivatkozás megfogalmazásában a vízi növények olyan autotróf élőlények, amelyek a generatív ciklusukat is képesek úgy végig vinni, hogy vegetatív részeik teljesen a víz alá merültek, vagy a víz által támasztottak (úszó levelek), vagy, bár általában alámerültek, de szárazra kerülésük, a vegetatív részeik elhalásával egyidejűleg, ivaros szaporodást indukál.

A mintavétel során a kijelölt mintavételi sávban (transzszekt) található összes makrofiton faj nevét fel kell írni, illetve egy ötfokozatú növény mennyiség indexet kell minden egyes fajhoz becsülni. Eszerint 1 = ritka, szálszerű előforduló faj; 2 = ritka, de már kisebb csoportokban megjelenő faj; 3 = a felmérendő sávban gyakori, de nem alkot összefüggő telepeket; 4 = nagy kiterjedésű, sűrű állományokkal rendelkezik, de csak a felmérendő sáv egy kisebb részén; 5 = a teljes sávban folyamatosan nagy mennyiségben, összefüggő telepeket alkotó faj.

### A Referencia Index számolása és minősítése

A terepi adatsorból egy táblázat segítségével kiválasztjuk az adott víztest típusban indikátorértékkel rendelkező fajokat. A víztest ökológiai minősítése csak ezen fajok alapján történik, amelyeket három indikációs csoportba: A) referenciális állapotú élőhelyeken tömeges, C) zavart helyeken tömeges vagy B) referenciális és zavart élőhelyeken is tömeges lehet. Az indikációs csoportba történő besorolás irodalmi adatok [35, 36, 37] és szakértői becslés alapján történt. A besoroláskor figyelembe vettük a fajok szociális magatartástípusait, a vízigény-, sóigény- és növényi tápanyagértékszámokat is [38]. A folyó- és állóvíztípusok csoportosítása a 2. Vízyűjtő Gazdálkodási Tervben készített víztest típusok biológiai validálása, illetve a közös makrofiton fajkészlet és a diverzítási jellemzők alapján történt [39].

A minősítés során az ordinális skálán jellemezhető terepi adatokat arányskálára konvertáljuk [40]. Az így kapott fajabundancia-adatokból Referencia Indexet (RI) [41] számolunk a X. képlet szerint:



$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} \cdot 100 \quad (X)$$

ahol RI = referencia-index;

$Q_{Ai}$  = az A csoportba tartozó fajok „mennyisége”;

$Q_{Ci}$  = a C csoportba tartozó fajok „mennyisége”;

$Q_{gi}$  = mind a három csoport fajainak „mennyisége”;

$n_A$  = az A csoport fajainak száma;

$n_C$  = a C csoport fajainak száma;

$n_g$  = (A+B+C) teljes fajszám.

Az RI érték -100 és 100 közötti tartományba esik, a VKI által megkövetelt 0 és 1 közé eső minősítési értéket (EQR) a (XI) egyenlet segítségével kapjuk meg.

$$EQR = \{(RI + 100) \cdot 0,5\}/100 \quad (XI)$$

**Makrozoobentosz**

A VKI biológiai elemei közül a makrogerinctelen fauna vagy makrozoobentosz mintavételi és értékelési módszere a nemzetközi interkalibrációban elfogadott és interkalibrált módszer. Ezért alkalmas a VKI követelményeinek megfelelő monitoring és állapotértékelés kivitelezésére az adott vízgyűjtő-gazdálkodás tervezési és végrehajtási ciklusban.

A vizsgálatok objektumai a makroszkopikus vízi gerinctelenek, melyek jelenlétük, tömegességi adataik, állományaik eloszlása révén jól jelzik (indikálják) a vízterek ökológiai állapotát, annak természetességét, illetve emberi beavatkozások hatására bekövetkező degradációs folyamatait. Rendszertani hovatartozásuk meghatározása néhány csoport kivételével nem okoz nagy problémát, a fajok többségének környezeti igénye jól ismert, bioindikációs jelentőségük tehát széles körben érvényesül [42]. A mintavételi és feldolgozási eljárásuk a multihabitat típusú mintavételen alapszik [43]. A mintavételi helyet a vizsgálat céljának megfelelően kell kiválasztanunk úgy, hogy az az adott víztestre, és a víztest adott szakaszára reprezentatív legyen. A hazai gyakorlatban alkalmazott jelenlegi minősítési rendszer (HMMI – Multimetrikus Makrozoobentosz Indexcsalád) 2011-ben a nemzetközi interkalibráció keretén belül, a VKI kompatibilitás követelményének megfelelően, a Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek által üzemeltetett Mérőközpontok vizsgálata alapján került kidolgozásra. Az interkalibrációs eljárás során az egy ökorégióba tartozó országok ökológiai állapotértékelő módszereiket összehasonlítva meghatározták a közös interkalibrációs típusokban a kiváló-jó, valamint a jó-mérsékelt ökológiai állapot határát. Ez lehetővé teszi a jövőben, hogy az egyes terhelések hatását jelző ökológiai állapotváltozás ezekben a víztípusokban összehasonlítható legyen az azonos ökorégióba tartozó tagországok közös víz-

típusai esetében. Az interkalibráció lezárult eredményeit az Európai Bizottság Határozatban teszi közzé, amely minden tagország számára kötelezően végrehajtandó joganyag [44,45].

A Multimetrikus Makrozoobentosz Indexcsalád (HMMI) (1. táblázat) kifejlesztésénél elsődleges szempont volt, hogy megfeleljen a VKI követelményeinek. Olyan multimetrikus indexeket tartalmaz, amelyekben szerepelnek a közösségre jellemző abundancia-, diverzitási, tolerancia- és funkcionális viszonyokat leíró metrikák is, így megfelelően jelzik az adott víztér állapotát.

Az indexek alapján egyértelműen öt kategória különíthető el (kiváló-jó-közepes-gyenge-rossz) a VKI előírásainak megfelelően. A kiváló-jó határ megállapítása valódi referenciahelyek híján LDS-helyekhez tartozó metrikák variabilitásán alapul. A határértékek megállapítása a biológiai elemeken alapul az egyes biológiai validált víztértípusokban.

**Halak**

A halak monitorozása és a halakon alapuló ökológiai állapotértékelés nem volt előírt feladat a Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek munkaprogramjában, ugyanakkor a VKI előírja a halak alapján történő állapotértékelést is. A súlyos adat és módszertani hiányt pótlandó, 2015-ben rohamtempóban kezdődött meg és zárult le sikeresen egy országos léptékű halállomány felmérés, amelynek keretében 420 mintavételi ponton történt meg a halállomány összetételének standardizált protokoll szerinti felmérése. Emellett elkészült egy olyan minősítési index család, amely a VKI más biológiai elemein alapuló minősítési indexekhez hasonlóan víztípus specifikus és igazoltan stresszor-specifitást mutat számos környezeti terhelésre (pl. kémiai jellegű terhelések hatása, tájhasználatban mutatkozó változások, hidromorfológiai beavatkozások hatásai). Ez az indexcsalád a vízfolyásokra került kidolgozásra. A multimetrikus makrozoobentosz indexnél részletezett öt vízfolyástípusra külön index áll rendelkezésre. A 0 és 1 között változó EQR értéke annál magasabb, minél inkább a természetes és a terhelésektől mentes állapotot tükrözi a halállomány összetétele. Az indexek a halállomány szerkezetének és funkcionális (ún. trait) jellemzőinek (továbbiakban halközösségi változók) a vízfolyástípusonként különböző referenciaértékektől való eltérését számszerűsítik a 0 és 1 között mozgó (EQR) skálán. Az egyes indexeknél az adott típusban a környezeti terhelésekkel leginkább korreláló 9–11 halközösségi változó különböző mértékben súlyozva és egyetlen számmá ötvözve jellemzi a halállomány állapotát, figyelembe véve például a típusra jellemző őshonos fajok jelenlétét, bizonyos táplálkozási csoportok vagy például az inváziós, idegenhonos fajok relatív mennyiségi viszonyait. Az EQR értéke alapján egy adott víztest az öt vízminőségi osztály egyikébe sorolható: rossz (EQR értéke 0,0–0,20), gyenge (0,21–0,40), mérsékelt (0,41–0,60), jó (0,61–0,80), kiváló (0,81–1,0). A Magyar Multimetrikus Hal In-

1. táblázat. A Multimetrikus Makrozoobentosz (HMMI) indexcsalád

Index rövidítése	Indextípus neve
HMMI_m	Multimetrikus Makrozoobentosz Index – hegyi vízfolyások típusaira
HMMI_sc	Multimetrikus Makrozoobentosz Index – dombvidéki kis és közepes vízfolyások típusaira
HMMI_lc	Multimetrikus Makrozoobentosz Index – dombvidéki nagy vízfolyások típusaira
HMMI_sl	Multimetrikus Makrozoobentosz Index – síkvidéki kis és közepes vízfolyások típusaira
HMMI_ll	Multimetrikus Makrozoobentosz Index – síkvidéki nagy és nagyon nagy vízfolyások típusaira
HMMI_to	Multimetrikus Makrozoobentosz Index – tavakra



dexet [Hungarian Multimetric Fish Index – HMMFI] még független adathalmazon kell tesztelni és alá kell vetni az EU interkalibrációs eljárásának, hogy az EU által teljes mértékben elfogadott indexszel minősíthessük vízfolyásainkat a halállomány ökológiai állapota alapján. ●●●

**Köszönetnyilvánítás.** A szerzők köszönik Dr. Buczkó Krisztinának a paleolimnológiai vizsgálatok során nyújtott segítségét és a kézirat átnézését, valamint a BO/00513/13 számú MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatását.

#### IRODALOM

- [1] European Union, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities (2000) L327, 1–73.
- [2] Szilágyi F, Ács É., Borics G., Halasi-Kovács B., Juhász P., Kiss B., Kovács Cs., Kovács T., Lakatos Gy., Müller Z., Padisák J., Pomogyi P., Szabó K., Szalma E., Tóthmérész B., Az ökológiai minősítés kérdései. In: Somlyódy L. & Simonffy Z.: A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére, MTA Vízgazdálkodási Csoport és BME VKKT közös munkabeszámolója, 2006, kézirat.
- [3] Szilágyi F, Ács É., Borics G., Halasi-Kovács B., Juhász P., Kiss B., Kovács T., Müller Z., Lakatos G., Padisák J., Pomogyi P., Stenger-Kovács C., Szabó KÉ., Szalma E., Tóthmérész B., Application of Water Framework Directive in Hungary: Development of Biological Classification Systems. Water Science and Technology (2008) 58, 2117–2125.
- [4] Van Dam H., Stenger-Kovács Cs., Ács É., Borics G., Buczkó K., Hajnal É., Soróczki-Pintér É., Várbíró G., Tóthmérész B., Padisák J., Implementation of the European Water Framework Directive: Development of a system for water quality assessment of Hungarian running waters with diatoms. Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers (2007) 17, 339–364.
- [5] Várbíró G., Borics G., Csányi B., Fehér G., Grigorszky I., Kiss K.T., Tóth A., Ács É. Improvement of the ecological water qualification system of rivers based on first results of the Hungarian phytobenthos surveillance monitoring. Hydrobiologia (2012) 695, 125–135.
- [6] Kelly M., Urbanic G., Ács E., Bennion H., Bertrin V., Burgess A., Denys L., Gottschalk S., Kahlert M., Karjalainen S-M., Kennedy B., Kosi G., Marchetto A., Morin S., Picinska-Faltynowicz J., Poikane S., Rosebery J., Schoenfelder I., Schoenfelder J., Varbiro G., Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. Hydrobiologia (2014) 734, 125–141.
- [7] Borics G., Görgényi J., Grigorszky I., László-Nagy, Z., Tóthmérész, B., Krasznai, E., Várbíró, G., The role of phytoplankton diversity metrics in shallow lake and river quality assessment. Ecological Indicators (2014) 45, 28–36.
- [8] Bolgovics Á., Ács É., Várbíró G., Kiss K. T., Lukács B. A., Borics G., Diatom composition of the rheoplankton in a rhithral river system. Acta Botanica Croatica (2015) 74,2 DOI: 10.1515/botcro-2015-0028
- [9] Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S., Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. (2002) 24, 417–428.
- [10] Braun-Blanquet J., Pflanzensziologie. Springer, Wien, 1951.
- [11] Padisák J., Borics G., Grigorszky I., Soróczki-Pintér E., Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia (2006) 553(1), 1–14.
- [12] Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., Krasznai E., Szabó S., Kiss K.T., A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers (2007) 17(3–4), 465–486.
- [13] Carvalho L., Poikane S., Solheim A. L., Phillips G., Borics G., Catalan J.C., De Hoyos S., Drakare B. J., Dudley M., Jarvinen C., Laplace-Treytore K., Maileht C., McDonald U., Mischke J., Moe G., Morabito P., Noges T., Ott A., Pasztaleniec B., Skjelbred, Thackeray S. J., Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. Hydrobiologia (2013) 704(1), 127–140.
- [14] Borics G., Felszíni vizek fitoplankton alapú ökológiai állapotértékelése. Violet-BT (2015) 95.
- [15] Carvalho L., McDonald C., Hoyos C., Mischke U., Phillips G., Borics G., Poikane S., Skjelbred B., Solheim A.L., Van Wichelen J., Cardoso A. C., Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. Journal of Applied Ecology (2013) 50(2), 315–323.
- [16] Kelly M., King L., Ní Chatháin B., The conceptual basis of ecological-status assessments using diatoms. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy (2009) 109B(3), 175–189.
- [17] Ács É., A Velencei-tó bevonatlakó algáinak tér- és időbeli változása, kapcsolata a tó ökológiai állapotával. (Spatial and temporal change of epiphytic algae and their connection with the ecological condition of shallow lake Velencei-tó (Hungary). Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica 17, Hydrobiological Monographs (2007) 1, 9–111.
- [18] Kelly M., Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive. Eur. J. Phycol. (2013) 48(4), 437–450.
- [19] Lecoate C., Coste M., Prygiel J., OMNIDIA version 5.2 software for diatom-based water quality assessment. 2008, CD-ROM.
- [20] CEMAGREE, Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1982. 218.
- [21] Rott E., Hofmann G., Pall K., Pfister P., Pipp E., Indikatorlisten für aufwuchsalgen in Österreichischen fließgewässern. Teil. 1: Saprobielle Indikation. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 1997.
- [22] Rott E., Pipp E., Pfister P., van Dam H., Orther K., Binder N., Pall K., Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 1999.
- [23] Lenoir A., Coste M., Development of a practical diatomic index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In: Rott, E. (ed.) 2nd Workshop on Algae for monitoring Rivers, Innsbruck 18–19 Sept. 95, Studia Student. G.M.B.H, Innsbruck, 1996.



[24] Prygiel J, Coste M., Mise au point de l'Indice Biologique Diatomée, un indice diatomique pratique applicable au réseau hydrographique français. L'Eau, l'Industrie, les Nuisances (1998) 211, 40–45.

[25] Prygiel J, Coste M., Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. Agences de l'eau, Cemagref, Douai, 2000.

[26] Dell'Uomo A., Assessment of water quality of an Appenine river as a pilot study. In: Whitton, B. A., Rott, E (eds) Use of Algae for Monitoring Rivers II. E. Rott, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 1996. 65–73.

[27] Stenger-Kovács Cs., Buczkó K., Hajnal É., Padišák J, Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDL) developed in Hungary. Hydrobiologia (2007) 589, 141–154.

[28] Ziemann H., Kies L., Schulz C-J., Desalinization of Running Waters. III. Changes in the Structure of Diatom Assemblages Caused by a Decreasing Salt Load and Changing Ion Spectra in the River Wipper (Thuringia, Germany). Limnologia (2001) 31, 257–280.

[29] Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S., Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologia (2004) 34, 283–301.

[30] Schaumburg J., Schranz C., Hofman G., Stelzer D., Schneider S., Schmedtje U, Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. Limnologia (2004) 34, 302–314.

[31] EN 14184. Waterquality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters. European Standard. European Committee for Standardization, Brussels.

[32] EN 15460. Waterquality – Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes. European Standard. European Committee for Standardization, Brussels.

[33] Holmes N.T.H., Whitton B.A., Macrophytes of the River Wear: 1966–1976. Naturalist (1977) 102, 53–73.

[34] Den Hartog C., Segal S., A new classification of water-plant communities. Acta Botanica Neerlandica (1964) 13, 367–393.

[35] Lukács B.A., Dévai Gy., Tóthmérész B., Aquatic macrophytes as bioindicators of water chemistry in nutrient rich backwaters along the Upper-Tisza river (in Hungary). Phytocoenologia (2009) 39, 287–293.

[36] Lukács B.A., Dévai Gy., Tothmérész B., Small scale macrophyte-environment relationship in an oxbow-lake of the Upper-Tisza valley (Hungary). Community Ecology (2011) 12, 259–263.

[37] Lukács B.A., Sramkó, G., Molnár, V.A., Plant diversity and conservation value of continental temporary pools. Biological conservation (2013) 158, 393–400.

[38] Borhidi A., Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higherplants in the Hungarian Flora. Acta Botanica Hungarica (1995) 39, 97–181.

[39] Lukács B. A., Tóthmérész B., Borics G., Várbíró G., Juhász P., Kiss B., Müller Z., G-Tóth L., Erős T., Hydrophyte and helophyte species in conservation planning of standing waters in the Pannonian Ecoregion (Hungary). Limnologia (2015) 53, 74–83.

[40] Engloner A., Alternative ways to use and evaluate Kohler's ordinal scale to assess aquatic macrophyte abundance. Ecological Indicators (2012) 20, 238–243.

[41] Engloner, A.I., Szalma, E., Sipos, K., Dinka, M., Occurrence and habitat preference of aquatic macrophytes in a large river channel. Community Ecology (2013) 14:243–248.

[42] Hering, D., O. Moog, L. Sandin & P.F.M. Verdonschot, Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia (2004) 516, 1–20.

[43] AQEM Consortium, ASTERICs: AQEM/STAR Ecological river classification system, Version, 4.0.2; 2006.

[44] Várbíró G., Deák Cs., Borics G., Krasznai E., Current issues in ecological water qualification: Developing multimetric macroinvertebrate index on lowland, small and medium sized watercourses – a case study. Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica (2010) 21, 254.

[45] Várbíró, G., Fekete, O., Ortmann-Ajkai, A., Ficsor, M., Cser, B., Kovács, K., Kiss, G., Czirik, A., Horvai, V., Deák, Cs., Developing a multimetric macroinvertebrate index on mountainous, small and medium sized water bodies. Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica (2011) 26, 220.

MADÁRTÁVLATBÓL (SCHÄFFER LÁSZLÓ FELVÉTELE)



# HUNGARIAN CHEMICAL JOURNAL

LXX. No. 11. November 2015

CONTENTS

<i>Theoretical methods in the physical chemistry of water</i>	342
<b>ANDRÁS BARANYAI</b>	
<i>Water in the atmosphere</i>	344
<b>TAMÁS WEIDINGER and PÉTER TASNÁDI</b>	
<i>The role of riverbank filtration in drinking-water supply</i>	350
<b>ZSUZSA LÉVAI and GÁBOR MÉZES</b>	
<i>Drinking water quality and control in Hungary</i>	353
<b>MÁRTA VARGHA</b>	
<i>Past and present of carbonated water production.</i>	
<i>The spirit in the bottle</i>	358
<b>ISTVÁN BÁNFFI and ISTVÁN SZABÓ</b>	
<i>Lukewarm and thermal springs of Budapest: history of their exploitation</i>	361
<b>JUDIT MÁDL-SZÖNYI and ANITA ERŐSS</b>	
<i>Chemical oxidation methods in water treatment</i>	367
<b>TÜNDE ALAPI, ANDRÁS DOMBI, ZSUZSANNA LÁSZLÓ, and KRISZTINA SCHRANTZ</b>	
<i>Heterogeneous catalysts in water purification.</i>	
<i>An outlook in view of future water purification technologies</i>	370
<b>ZSOLT PAP and KLÁRA HERNÁDI</b>	
<i>Evaluation techniques for the assessment of the ecological status of Hungarian surface waters</i>	374
<b>ÉVA ÁCS, GÁBOR BORICS, PÁL BODA, BÉLA CSÁNYI, MÓNKA DULEBA, ATTILA ENGLONER, TIBOR ERŐS, ANGÉLA FÖLDI, ISTVÁN GRIGORSZKY, ÁGNES IRMA GYÖRGY, TIHAMÉR KISS-KEVE, ENIKŐ K. SZILÁGYI, BALÁZS ANDRÁS LUKÁCS, ZSOLT NAGY-LÁSZLÓ, VIRÁG POZDERKA, PÉTER SÁLY, ZOLTÁN SZALÓKY, JÓZSEF SZEKERES, ZSUZSA TRÁBERT, and GÁBOR VÁRBÍRÓ</b>	