

FELSZÍNI VIZEK FITOPLANKTON ALAPÚ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE

BORICS GÁBOR

MTA ÖK Duna-kutató Intézet Tisza-kutató Osztály, Debrecen

2015

A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült.

TARTALOMJEGYZÉK

ELŐSZÓ	4
1. A biológiai módszerek szerepe a vizek minősítésében és ökológiai állapotértékelésében.....	6
1.1. A biológiai módszerekről általában	6
1.2. A biológiai módszerek típusai	7
1.3. A biológiai módszerek alkalmazásának előnyei.....	8
2. A fitoplankton általános jellemzése	12
2.1. A fitoplankton fogalma és típusai	12
2.2. A fitoplankton taxonómiai összetétele	13
2.3. A fitoplankton funkcionális egységei	17
2.4. A fitoplankton szukcessziója	30
2.5. A fitoplankton vertikális rétegződése	31
2.6. A fitoplankton horizontális különbségei	32
3. A vizeket érő terhelések	34
3.1. Stressz, illetve diszturbancia	34
3.2. A terhelések típusai.....	37
3.2.1. Hidromorfológiai beavatkozások	37
3.2.2. Biológiai hatások	38
3.2.3. Szerves terhelések	38
3.2.4. Növényi tápanyagterhelés	39
4. A fitoplankton lehetséges mérőszámai	45
4.1. Trofikus kategóriák	45
4.2. A növényi tápanyagtartalom és a fitoplankton taxonómiai összetétele	47
4.3. A diverzitás, mint az ökológiai állapot lehetséges mérőszáma	50
4.4. A fitoplankton jellemző állapota	52
5. Az Európai Unió Víz Keretirányelve (EU VKI)	55
6. Ökológiai állapotértékelés a fitoplankton alapján	57
6.1. Álló- és folyóvizek tipológiája.....	57
6.2. A hidromorfológiai típusok validációja fitoplankton alapján	60
6.3. Az ökológiai állapotértékelés mérőszámainak kialakítása	61
6.3.1. Tavak ökológiai állapotértékelése a fitoplankton-biomasszában alapuló mérőszámmal	62
6.3.2. Tavak ökológiai állapotértékelése a fitoplankton összetételén alapuló mérőszámmal.....	63
6.3.3. A mérőszámok egyesítése	66
6.3.4. Vízfolyások ökológiai állapotértékelése.....	67
6.3.5. A fitoplankton-biomasszában alapuló mérőszám kialakítása	68

6.3.6. A fitoplankton összetételén alapuló mérőszám kialakítása	69
6.3.7. A metrikák egyesítése.....	72
6.3.8. A vízvirágzások mérőszáma.....	73
7. Fitoplankton-mintavétel.....	76
7.1. Általános szempontok	76
7.2. Mintavételi gyakoriság tavak esetén.....	76
7.3. Mintavételi gyakoriság folyóvizek esetén	77
7.4. A vízterenkénti mintaszám	77
7.5. A mintavétel kivitelezése.....	79
7.6. A fitoplanktonminták tartósítása	79
7.7. A fitoplankton-mintavételi jegyzőkönyv	80
8. Mikroszkópos vizsgálatok	81
8.1. A fitoplankton mennyiségi jellemzése.....	81
8.2. Az egyedszám meghatározása.....	81
8.3. Az Utermöhl-módszer alkalmazása	81
8.4. A fitoplankton biomasszájának becslése.....	83
8.5. A klorofill-a-tartalom meghatározása	83
9. Az értékelőműszerekkel szemben támasztott szakmai és adminisztratív elvárások	84
10. Kitekintés	86
ZÁRSZÓ.....	89
IRODALOMJEGYZÉK	90

ELŐSZÓ

Felszíni vizeink évezredek óta ki vannak téve mindazon hatásoknak, melyek a társadalom fejlődése során elkerülhetetlenül jelentkeztek. A folyók, tavak hidromorfológiáját érintő változtatások mellett a pontszerű és diffúz terhelések, illetve a vízhasználatok (halászat, malomipar, vízi közlekedés, öntözés) érintették leginkább vizeinket. A 18. század végén induló ipari forradalom és az ezzel együtt jelentkező városiasodás ugrásszerűen megnövelte a vizekbe bocsátott kezeletlen szennyvizek okozta terheléseket, melyek komoly közegészségügyi és vízhasználati problémákat eredményeztek. Már a 19. század végén fölmerült az igény arra, hogy a vizek (elsősorban szerves) terhelése egzakt módon értékelhető legyen, támpontot adva azok használóinak. A 20. század első éveiben jelent meg a vizek szervesanyag-terhelésének minősítésére alkalmas biológiai értékelő módszer, Kolkwitz és Marsson szaprobiológiai rendszere (1909), amit számos egyéb eljárás követett, lehetőséget nyújtva a szerves és növényi tápanyagok, toxikus ágensek vagy a savasodás értékelésére. Az elmúlt évtizedek technológiai fejlődése a műszeres analitika terén is megmutatkozott. Mind az elméleti alapok, mind a mérőberendezések tekintetében olyan ugrásszerű változások zajlottak, melyek eredményeként mára már rutinszerűen végezhetőek azok az analitikai vizsgálatok, melyekkel 10^{-6} (ppm), illetve 10^{-9} (ppb) koncentrációtartományba eső szennyezők is kimutathatók. Jogosan merülhet föl a kérdés, hogy ha képesek vagyunk ilyen pontossággal megállapítani bizonyos szennyezőknek minősülő ágensek és egyéb összetevők koncentrációit a vizekben, miért is van szükség biológiai értékelő módszerekre. A válasz természetesen az, hogy a vízminősítés, illetve állapotértékelés során nem egyszerűen csak mérünk, hanem a mért értékeket igyekszünk egy adott tartományban elhelyezni, utalva ezzel arra, hogy az adott terhelés milyen hatással van a terhelt víz élőlényegyütteseire, mennyiben rontja az ökológiai állapotot vagy csökkenti a vízhasználatok lehetőségét. A vízhasználatok döntő része (ivóvíz-előállítás, halászat, öntözés stb.) közvetlenül érinti az élő rendszereket, ezért a biológiai módszerek alkalmazása nem megkerülhető. A biológiai (ezen belül az ökológiai) módszerek alkalmazásának újabb lendületet adott az a tény, hogy a vízről ma már nem mint iparcikkről, hanem mint ökológiai rendszerről gondolkodunk, s ez a gondolkodásmód az elmúlt évtizedekben már a törvényalkotás szintjén is megnyilvánult. Az Európai Unió vízpolitikájának új irányt adó EU Víz Keretirányelv (EC 2000) azt a célt fogalmazta meg a tagállamok számára, hogy a felszín alatti és felszíni vizeknek 2015-re jó kémiai és ökológiai állapotba kell kerülniük. Az ökológiai szemlélet egyben azt is jelenti, hogy a szükséges be-

avatkozások tervezése során nő az egyes szakterületek egymásra utaltsága, és szükséges a vízügyi ágazat különböző szakembereinek együtt gondolkodása.

Jelen kötet célja, hogy betekintést adjon a fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékelés elméleti alapjaiba, és bemutassa a módszerek lehetőségeit, valamint korlátait is. Az említettek miatt a vizek ökológiai állapotértékelése nem csupán annak a néhány tucat hidrobiológusnak a szívügye, akik e munkát hivatásszerűen végzik, hanem felhasználói szinten érinti mindazon szakembereket is, akik a vízminőségi kárelhárításokat irányítják, tavaink, vízfolyásaink mederkarbantartási munkálatait tervezik és irányítják, azaz a vízgazdálkodásban dolgozó mérnököket is. Tekintettel arra, hogy a kötet egy tágabb réteghez kíván szólni, nem bocsátkoztam az elméleti alapok mélyebb tárgyalásába, mert ezek részben fölöslegesek, részben pedig elriasztják az olvasót. Ugyanakkor szükségesnek véltem beépíteni olyan részeket is, melyek, jóllehet, az algológiában jártas olvasók számára triviálisnak tűnhetnek, a témában kevésbé jártas olvasónak kellő alapot adnak a gyakorlatban fölmerülő kérdések megértéséhez. A munka készítése során nem törekedtem irodalmi teljességre, pusztán azokat a fontosabb alapl munkákat, összefoglaló jellegű tanulmányokat, illetve az újabb, kifejezetten hazai vonatkozású közleményeket említettem meg, melyek az adott témában elmélyülni vágyó olvasó számára nyújtanak részletes betekintést.

1. A BIOLÓGIAI MÓDSZEREK SZEREPE A VIZEK MINŐSÍTÉSÉBEN ÉS ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSÉBEN

1.1. A biológiai módszerekről általában

Az élőlények különböző mértékben képesek tolerálni a környezetükben bekövetkező változásokat. Egyes tényezők értékei széles tartományban mozoghatnak anélkül, hogy az élő rendszer bármilyen reakcióját kiváltanák, míg más paramétereknél kisebb változások is jelentős következményekkel járhatnak. Amennyiben azonosítható egy adott élőlény vagy élőlényközösség válasza egy adott környezeti paraméter változására, a válasz alkalmas lehet arra, hogy a környezeti paraméter hatását értékeljük. A vízi élettérben számos olyan változás bekövetkezhet, amely érintheti az élőlényeket, illetve azok közösségeit. A vizek fizikai sajátságainak (hidraulikai sajátságok, hőmérséklet), az oldott komponensek koncentrációinak változásai vagy a meder hidromorfológiai tulajdonságaiban bekövetkező változások azok, amelyek leggyakrabban érintik a vízi élőlényeket. Az élőlények válasza a szerveződés különböző szintjeit érintheti (Friedrich és mtsai, 1996).

E szerint jelentkezhethet(nek):

- szövettani elváltozások, morfológiai deformitások,
- fiziológiai változások,
- viselkedésbeli eltérések,
- populációsintű mortalitás,
- érzékeny életstádiumok (pete-, lárvaállapot) mortalitásának növekedése,
- fajsámcsökkenés,
- dominanciaviszonyok eltolódása a közösségben,
- a közösség fajösszetételének megváltozása.

Ezek a változások alkalmasak arra, hogy biológiai módszerek alapját képezzék. Ehhez számszerűsíteniük kell őket, és határértékeket kell definiálnunk. Mindezeket követően ezek a módszerek részét képezhetik olyan monitorozó tevékenységnek, amivel nyomon követhetjük a vízi élettérben végbemenő változásokat, úgymint:

- az emberi tevékenységek integrált hatásait,
- a leggyakoribb terhelések (növényi tápanyagok, toxikus szerves és fémvegyületek, biológiailag bontható szerves anyagok) mértékét,
- egyes szennyező anyagok átalakulását,
- bizonyos szennyező anyagok hosszú távú hatásait (bioakkumuláció, biomagnifikáció)

- atmoszferikusan terjedő szennyezők elterjedését (száraz és nedves kiülepedésből adódó savasodás)
- hidrológiai beavatkozások hatásait,
- potenciálisan toxikus anyagok akut és krónikus hatását (kontrollált laboratóriumi körülmények között),
- környezetvédelmi kezelések, beavatkozások hatásait.

1.2. A biológiai módszerek típusai

Számos biológiai értékelőmódszert különböztethetünk meg attól függően, hogy az élő rendszerek milyen típusú válaszreakciójára épülnek, illetve hogy milyen típusú terhelés értékelésére irányulnak. Friedrich és mtsai (1996) munkája nyomán öt fontosabb megközelítés terjedt el a környezetvédelmi gyakorlatban.

1. Ökológiai módszerek

- természetes vízi ökoszisztémák vizsgálata,
- mesterséges aljzatokon kialakuló élőlényközösségek vizsgálata,
- indikátor taxonok jelenlétén, illetve abundanciáján alapuló vizsgálatok.

2. Fiziológiai és biokémiai módszerek

- oxigénprodukción és oxigénfogyasztás (ezek stimulációja és inhibíciója),
- élőlények légzésének és biomaszájuk növekedésének nyomon követése,
- enzimműködések tanulmányozása.

3. Élőlények vizsgálata kontrollált körülmények között

- toxikus (vagy kedvező hatású) ágensek vizsgálata kontrollált laboratóriumi körülmények között (toxicitásteszték és bioesszé- vizsgálatok),
- egy adott vízminta vagy szennyvíz konkrét élőlényre kifejtett hatásának vizsgálata (viselkedésbeli eltérések nyomon követése) in situ, azaz magában a vízi élettérben vagy mesterséges környezetben.

4. Biológiai akkumuláció

- kémiai összetevők akkumulációjának vizsgálata a vízi élőlényközösség adott elemében (passzív monitorozás),
- kémiai összetevők akkumulációjának vizsgálata az adott víztérbe kihelyezett élőlényben (aktív monitorozás).

5. Szövettani és morfológiai módszerek

- szövettani és morfológiai változások megfigyelése,
- korai életszakaszban (embrió, illetve lárvális) bekövetkező változások megfigyelése.

E módszerek között számos olyan található, melyek a vízminőség monitorozásával foglalkozó intézmények napi, rutinszerűen végzendő feladatai közé tartoznak (toxicitástesztek, ökológiai állapotértékelő módszerek), és olyanok is, melyek csak egy adott környezetben, illetve egy adott hatás értékelésére irányulnak (havária jellegű ritka események folytán végzett specifikus, biokémiai vagy embriológiai vizsgálatok). Az egyes módszerek lehetséges alkalmazásáról, előnyeiről és hátrányairól az 1. táblázat nyújt információt.

1.3. A biológiai módszerek alkalmazásának előnyei

Az elmúlt évtizedekben számos biológiai értékelőmódszert dolgoztak ki, melyek használhatósága mára már egyértelműen igazolódott, széleskörűen elterjedtek a napi vízminőség-védelmi gyakorlatban. A módszerek többségének részletei oly mértékben kidolgozottak, hogy azokat ma már nemzetközi szabványok is rögzítik.

A biológiai módszerek sikerének egyik legfontosabb összetevője a relatíve olcsó kivitelezhetőségük. A módszerek többségére (és különösképpen az ökológiai módszerekre) igaz az, hogy amennyiben a jól képzett szakemberek „előállításának” költségeit nem vesszük figyelembe, a módszerek kifejezetten olcsók. Eszközigénye, összevetve a mai elvárásoknak megfelelő analitikai kémiai vizsgálatok berendezés-, illetve eszközigényével, elhanyagolhatónak mondható. A biológiai vizsgálatok vitathatatlanul egyik legköltségesebb berendezése a mikroszkóp, ám ennek amortizációja jóval hosszabb időtartamot igényel, mint a műszeres analitikai berendezéseké, üzemeltetése pedig lényegében csak egy halogénizzó (újabbán led fényforrás) minimális áramfelvételét jelenti. A módszerek alkalmazásával a környezetállapot-értékelés költségei nagymértékben csökkenthetők. Jóllehet a költséges kémiai vizsgálatok elvégzése sok esetben nem kerülhető meg, a problémák feltárását követően tervezhető olyan monitorozó tevékenység, ami főként, vagy akár kizárólag csak biológiai módszereken alapul. Ennek különösen fontos szerepe van azon víztereknél, melyek pl. méretük miatt nem kerülhettek be a környezetvédelmi, illetve vízügyi szervezetek által üzemeltetett hivatalos monitorozó rendszerbe. Ezek állapotáról az évenkénti vagy többéves periódusokban végzett ökológiai módszerek alkalmazásával nyert információ a legköltségkímélőbb.

1. táblázat. A vízminőség-védelmi gyakorlatban alkalmazott biológiai módszerek jellemzői

	Ökológiai módszerek		Mikrobiológiai módszerek	Fiziológiai és biokémiai módszerek	Bioesszék és toxicitási tesztek	Élőlények kémiai analízise	Szövetteni és morfológiai eljárások
	Indikátor fajok elemzése	Társulásszintű megközelítés					
Alkalmazott élőlény-csoportok	Halak, algák, zooplankton-szervezetek, makrogerinctelenek, makrofitonok	Halak, makrogerinctelenek, makrofitonok	Baktériumok	Halak, makrogerinctelenek és algák	Halak, makrogerinctelenek, algák, zooplankton-szervezetek	Halak, puhatestűek, makrofitonok	Halak, makrogerinctelenek
A monitorozás és értékelés típusa	Alapállapot-felvétel, hatáselemzés, trend-monitorozás	Hatáselemzés, trend-monitorozás	Hatáselemzés, működésellenőrzés	Előrejelzés, hatáselemzés	Hatáselemzés, működésellenőrzés, előrejelzés	Hatáselemzés, trend-monitorozás	Hatáselemzés, előrejelzés
A terhelés típusa	Szerves és növényi tápanyagterhelés, savasodás	Szerves és növényi tápanyagterhelés, toxikus szennyvizek, hidromorfológiai beavatkozások	Egészségügyi kockázatokkal járó (bakteriális) terhelések	Szerves- és növényi tápanyagterhelés, toxikus anyagok	Szervesanyagterhelés, toxikus szennyvizek, növényvédőszer	Toxikus szennyvizek, növényvédőszer	Toxikus szennyvizek, növényvédőszer
Előnyök	Egyszerű, olcsó, berendezésiigénye csekély	Egyszerű, olcsó, berendezésiigénye csekély	Az emberi egészség szempontjából releváns, olcsó, berendezésiigénye csekély	Egyszerű és bonyolult eljárások is adottak, lehetőség van folytonos monitorozásra	Egyszerű, gyors, berendezésiigénye csekély, lehetőség van folytonos monitorozásra	Az emberi egészség szempontjából releváns	Érzékeny, egyszerű és bonyolult eljárások is adottak
Hátrányok	A mintavételi pont közvetlen környezetét jellemzi, alapos taxonómiai ismereteket igényel	Az eredményeket természetes folyamatok is jelentősen módosíthatják	A mikrobák gyors terjedése miatt az eredmények térbeli bizonytalansága nagy	Speciális ismereteket és berendezéseket igényel	Drága analitikai berendezéseket és gyakorlati szakértőket igényel	Drága analitikai berendezéseket és gyakorlati szakértőket igényel	Specifikus tudást és műszerigényt feltételez

A biológiai módszerek előnyei sokrétű voltukból is fakadnak. Vannak kifejezetten speciális módszerek, melyek egyetlen terhelés pontos, számszerű értékelését teszik lehetővé, míg akadnak olyanok is (az ökológiai módszerek többsége) melyek integrált módon jellemzik a vízterek állapotát.

A vízi élőlények ki vannak téve mindazon hatásoknak, melyek a vizeket, illetve adott vízi élőhelyeket érintik. Az élőlényegyüttesek összetételének elemzésével nemcsak a jelenlegi, hanem a korábbi események hatása is értékelhető. Az, hogy milyen távolra tudunk visszanyúlni az időben, természetesen függ a vizsgált élőlények életsiklusának hosszától. Mikroorganizmusok (baktériumok, algák, zooplankton szervezetek) esetén nem több mint 1-2 hét az az időtartam, melyre vonatkozóan a terheléseket illetően lehetnek információink. Hosszabb élettartamú csoportoknál, úgymint makrogerinctelenek, makrofitonok vagy halak, a vizsgálatok eredményei nem a mintavétel időpontjában tapasztalható pillanatképet rögzítik, hanem egy hosszabb (több hónapos vagy akár éves) periódusban bekövetkezett környezeti változások hatásait integrálják. (Biológiai módszerek alkalmazásával a környezet több ezer évvel ezelőtti változásai is föltárhatók, ez a terület azonban már a paleoökológia tudományához tartozik, ami mind mintavétel, mind pedig mintafeldolgozás és -értékelés tekintetében is speciális módszertani megközelítést igényel.)

A biológiai módszerek vitathatatlan előnyök ellenére sem szoríthatják háttérbe a vízminősítésben és ökológiai állapotértékelésben alkalmazott egyéb, fizikai és kémiai változók mérésén alapuló eljárásokat. A vízterek medermorfológiájára vonatkozó információk, vagy a vizek alapvető fizikai, illetve kémiai paramétereire (növényi tápanyagtartalom, vezetőképesség, pH, oldottoxigén-tartalom) az állapotértékelés elengedhetetlen mutatói. Mérésük egyszerű, s a bennük rejlő információ adott esetben ugyanúgy döntő fontosságú lehet egy környezeti káresemény megítélésére kapcsán, mint a biológiai módszerekkel kapott értékelések eredményei.

A különböző értékelési módszerek tehát nem kizárólagosak. Ahhoz, hogy átfogó képet kapjunk egy víztér állapotáról vagy a vízminőségről, különböző eljárások együttes alkalmazása szükséges. Ez természetesen nem jelenti azt, hogy minden vízminőségi monitorozásnál a módszerek garmadáját kellene alkalmaznunk. Erre vonatkozóan már részletesen kidolgozott útmutatók is rendelkezésre állnak. A Víz Keretirányelvben is megfogalmazódott, hogy egy adott víztér ökológiai állapotértékelése során első lépésként valóban egy átfogó, ún. feltáró monitorozást kell végezni. Ezt követően azonban az alkalmazott módszerek köre szűkíthető a konkrét problémát jelentő hatások értékelésére irányuló módszerek körére.

A biológiai módszerek a vizsgált biológiai anyag vagy az értékelni kívánt hatás tekintetében is sokrétűek. Mondhatnánk, hogy ezek között a fitoplankton alapján történő állapotértékelés csupán egy a sok közül, s ez részben így is van. Azonban ez az élőlénycsoport a vízi ökoszisztémában kitüntetett szerepe folytán kiemelkedő fontossággal bír az állóvizek és nagy vízfolyások minősítésében, ezért a fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékelés részleteinek ismerete mindazok számára fontos lehet, akik a vízminőség monitorozásához, értékeléséhez, illetve védelméhez kapcsolódó területen dolgoznak.

2. A FITOPLANKTON ÁLTALÁNOS JELLEMZÉSE

A biológiai értékelő módszerek között több olyan ismert, amelyekben planktonalgák mint tesztszervezetek előfordulhatnak. Ilyenek pl. a bioesszé-vizsgálatok, toxikológiai tesztek, fiziológiai vizsgálatok. A fitoplankton alapján történő állapotértékelés alatt azonban kizárólag az olyan ökológiai módszereket értjük, melyek a terepi minták feldolgozását követően, a fitoplankton mennyisége és minőségi összetétele alapján értékeli az adott víz ökológiai állapotát. A módszerek működésének, eredményeiknek vagy alkalmazásuk korlátainak megismeréséhez szükséges röviden áttekinteni a fitoplankton egyes típusait, taxonómiai jellemzőit, illetve a téma szempontjából fontos fitoplankton ökológiai ismereteket.

2.1. A fitoplankton fogalma és típusai

A fitoplankton fogalma alatt azon növényi mikroszervezetek összességét értjük, melyek életük egy részét vagy teljes életciklusukat a felszíni vizek aljzat nélküli tömegében tartózkodva töltik, és bár számos csoportjuk aktív helyváltoztatásra is képes, térbeli helyzetüket alapvetően a víz horizontális és vertikális áramlásai határozzák meg.

A fitoplanktonon belül számos típus különíthető el méretük, élőhelyük, illetve előfordulásuk alapján.

Méret tekintetében az alábbi kategóriákat különböztetjük meg:

Femtoplankton $< 0,2 \mu\text{m}$	vírusok (nem fitoplanktoncsoport)
Pikoplankton $0,2\text{--}2 \mu\text{m}$	egysejtű cianobaktériumok és eukarióta algák
Nanoplankton $2\text{--}20 \mu\text{m}$	az édesvízi fitoplankton szinte valamennyi csoportja
Mikroplankton $20\text{--}200 \mu\text{m}$	nagyobb méretű egysejtű eukarióta algák, illetve fonalas és egyéb koloniális formák
Mezoplankton $0,2\text{--}2 \text{mm}$	kivételesen nagyméretű kolóniák: <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Volvox</i>

Élőhely szerint elkülöníthető a tavi, más néven limnoplankton, illetve az áramló vizek planktonja, a rheoplankton. Ez utóbbi két további típusra bontható, a folyóvizek felső szakaszára jellemző ritroplanktonra és a nagy, lassú folyású folyók planktonjára, a potamoplanktonra.

A fitoplankton elemeinek csoportosítása aszerint is történhet, hogy életciklusuk mely szakaszát töltik a víz aljzat nélküli tömegében szuszpendált formában. E szerint elkülöníthetők az ún. euplanktonikus elemek, melyek teljes életciklusukat a víz aljzat nélküli tömegében lebegve töltik és a tichoplanktonikus elemek,

melyek olyan korábban rögzült életmódot folytató, ún. bevonatlakó algák, melyek valamilyen mechanikus hatás eredményeként leváltak az aljatról, és vízben szuszpendálva folytatják életciklusukat.

2.2. A fitoplankton taxonómiai összetétele

A tavaink és vízfolyásaink fitoplanktonját alkotó algaközösségek taxonómiai szempontból korántsem homogének. Szinte valamennyi algadivízióban megfigyelhetők planktonikus életformához adaptálódott formák. Kivételként csak a Rhodophyta (vörös moszatok) és Phaeophyta (barna moszatok) divíziók említhetők, melyek fajai között szinte kizárólag rögzült, bonyolultabb szerveződésű, telepes algákat találunk, s ezek is többnyire tengeriek. Az egyes algadivíziók részletes bemutatása messze meghaladja jelen kötet kereteit. A téma iránt érdeklődők számára magyar nyelven is hozzáférhető kézikönyvek állnak rendelkezésre (Kiss, 1998; Ács és Kiss, 2004). Az állapotértékelés során leggyakrabban előforduló csoportok rövid áttekintése azonban nem mellőzhető, ezért a továbbiakban ezeket mutatom be. Az áttekintés során a csoportok csupán azon jellemvonásait igyekeztem kiemelni, melyek a vizek minősítése és állapotértékelése szempontjából fontosak, úgymint méret, alak, ostorkészülék megléte, előfordulás, toxicitás, vízvirágzás kialakítása. A csoportok bemutatása a Kiss (1998) által javasolt taxonómiai rendszer alapján történt.

CYANOBACTERIA (Cianobaktériumok, más néven kéalgák)

Olyan fotoautotróf baktériumok, melyek fotoszintézise során oxigén szabadul fel. (Az oxigén felszabadulása azért fontos kitétel, mert ez különbözteti meg őket az ugyancsak fotoautotróf kénbaktériumoktól, melyek fotoszintézise során elemi kén képződik.) Morfológiai felépítésük tekintetében nagy változatosságot mutatnak. Akadnak közöttük egysejtű szervezetek, négy-nyolc sejtes kisebb cönóbiumok (sejttársulások), többtucatnyi sejt alkotta fonalas formák és több ezer sejtet számláló kolóniák is. Ennek megfelelően méret tekintetében is eltérőek, fajai a pikoplanktontól a mezoplanktonig valamennyi méretkategóriát lefedik. Jóllehet több fajuk ismert oligotróf (szűk tápanyag-kínálatú) vizekből, többségük a nagy növényi tápanyagtartalmú vizekből kerül elő. Számos csoportjuk a légköri nitrogén fixációjára is képes. Gázvakuólumaik segítségével vertikálisan is mozoghatnak, s így meg tudják választani a számukra (fény, hőmérséklet és növényi tápanyagtartalom tekintetében) optimális réteget a vízoszlopban. Szinte valamennyi nemzetségükre igaz, hogy adott esetben toxikus törzseik is kialakulhatnak. Vizeinkben a leggyakrabban ez a csoport okoz vízvirágzásokat a nyár végi időszakban, melyek akár toxikusak is lehetnek, komoly következményekkel mind a vízi

ökoszisztémára, mind pedig a vízhasználatra. Vizeink hipertróf állapota gyakran e szervezetek túszaporodásának eredményeként alakul ki.

CHLOROPHYTA (Zöldalgák)

A Chlorophyta divízió fajai között megtalálhatók a legprimitívebb egysejtű, pikoplankton mérettartományba eső növénykéék és a virágos növényekhez hasonló morfológiájú differenciált, bentikus formák. A tekintetben azonban, hogy melyek azok, amik a fitoplanktonban gyakorta előfordulnak, csupán négy csoport érdemel figyelmet: a Chlorococcales, Klebsormidiales, Phytomonadina és a Desmidiáles.

CHLOROCOCCALES

Ez a rend az édesvízi fitoplankton legfajgazdagabb csoportja. Az ebbe a csoportba tartozó szervezetek között találunk egysejtű és többsejtű szerveződésű fajokat is. A kolóniák változatos térbeli struktúrájúak lehetnek. Akadnak egyszerű cönóbiumok, lapos, szinte kétdimenziós formák, sejtláncok vagy csillagszerű kolóniák. A morfológiai változatosság sejtszinten is megnyilvánul. Vannak közöttük kokkoid (gömbszerű), elongált formák, csupasz sejtfalúak, illetve túszerű kitüremkedésekkel díszítettek. Más fajaik vastag kocsonyaburkot fejlesztenek. Méretük alapján többnyire a nanoplankton mérettartományba sorolhatók, bár kicsiny pikoplankton méretű fajaik is ismertek, a kolóniát alkotók pedig már a mikropilankton alsó mérettartományába tartoznak. Chlorococcales-dominancia az év bármely szakaszában kialakulhat tavainkban, de főként a vegetációs periódusban jelentkeznek nagy biomassájú és diverz populációi. Kisebb vizekben a nyár folyamán akár vízvirágzásokat is okozhatnak, hipertróf állapotot eredményezve.

KLEBSORMIDIALES

Ez a csoport korábban Ulotrichales néven volt ismert. Ez utóbbi név is sejteti, hogy a csoportra a fonális formák a jellemzőek. Több, korábban a Chlorococcalesek közé sorolt egysejtű, elongált szervezetről is igazolódott, hogy ebbe a csoportba tartoznak. A rend fajainak száma alig haladja meg a százat. Vizeinkben a Chlorococcalesekkel együtt fordulnak elő, többnyire csekély arányban. Méret tekintetében nano-, illetve mikropilanktonikusak. Vízvirágzás jellegű elszaporodásuk vizeinkre nem jellemző. Az ebbe a csoportba tartozó *Planctonema lauterbornii* egykor a Balaton fitoplanktonjának volt gyakori, többnyire szubdomináns eleme.

PHYTOMONADINA

Ebbe a csoportba tartoznak az ostoros zöldalgák. [Szükséges megjegyezni, hogy ostorral rendelkező ivarsejtek (rajzók) más zöldalgacsoportnál is előfordulhatnak, de e csoport esetén a vegetatív sejteknek is vannak ostoraik.] A cso-

portot korábban Volvocales rendnek nevezték, de mára igazolódott, hogy a szűkebb értelemben vett Volvocalesek mellett morfológiailag némiképp eltérő, egyéb ostoros szervezetek is előfordulnak a csoportban. Két, illetve négy ostor-készülékkel rendelkező nano-, illetve mikroplankton mérettartományú, egy- vagy többsejtes szervezetek. A legnagyobb koloniális formák (pl. a *Volvox* nemzetség fajai) a mezoplankton tagjai. Amellett, hogy fotoszintetizálnak, oldott szerves anyag felvételére is képesek, azaz mixotrófok. Gyakran fordulnak elő nagy szervesanyag-tartalmú vizekben, s ezekben akár dominánsak is lehetnek. Kisebb utótisztító tavakban, szerves anyaggal terhelt tavacskákból, holtmedrekben a nyári időszakban akár vízvirágzásokat is eredményezhetnek.

DESMIDIALES

A rend fajaira jellemző, hogy két szimmetrikus sejtfelelőből állnak, melyek jól látható módon elkülönülnek. Többnyire bevonatlakók, de jó néhány planktonikus fajuk is ismert. Korábban oligotróf, acidofil vizeket kedvelő algáknak tartották őket, de mára már kiderült, hogy számos fajuk kifejezetten az alkalikus eutróf vizek lakója. Nano-, illetve mikroplankton méretűek. A planktonra szinte kizárólag csak egysejtes formák jellemzőek, sejtláncokat a bevonatban találhatunk. Trópusi vizek planktonjában akár dominánsak is lehetnek, de mérsékelt övi vizekre ez nem jellemző.

CHRYSOPHYTA

A fitoplankton másik szintén jelentős csoportja a Chrysophyta divízió, melynek a Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Xanthophyceae és Raphidophyceae osztályaiban találunk fontos planktonfajokat.

XANTHOPHYCEAE

Ökológiai szempontból ez a csoport a legkevésbé releváns. Fajai között találunk ostoros szervezeteket, ostor nélküli koloniális formákat és egysejtű szervezeteket is. Méretük, morfológiájuk és ökológiai sajátosságuk alapján is a Chlorococcalesekhez állnak legközelebb. Az utóbbi évtizedek molekuláris taxonómiai eredményei igazolták, hogy jó néhány, korábban a Chlorococcales rendbe sorolt faj ebbe a csoportba tartozik. Fajai a fitoplanktonnak többnyire konstans, de kis gyakoriságú elemei. Tömeges előfordulásuk nem ismert.

CHYSOPHYCEAE

Ez a fajgazdag csoport morfológiailag és életmód tekintetében is változatos. Bár akadnak köztük rögzült formák, a fajok többnyire az édesvizek planktonjából kerülnek elő. Általában ostorosak, több csoportjuknál a sejtfallal kovainkrusztráció figyelhető meg. A nano-, illetve mikroplankton tagjai. A hideg boreális, illetve

szubboreális régió vizeiben gyakran domináns elemei a planktonnak. A csoport fajait korábban szinte kizárólag oligotróf szervezeteknek tartották, s ez a nézet még ma is föl-fölbukkan észak-, illetve nyugat-európai szerzők közleményeiben. Ismert azonban, hogy hazai, eutróf vizekben is gyakoriak, bár domináns előfordulásuk a vegetáció periódusban ritkának mondható. Többnyire humin anyagokban gazdag, kis vízterekben találhatunk Chrysophyceae fajok által uralt fitoplankton. A téli időszakban azonban, a jég alatt, páncélos ostorosokkal karöltve szinte minden hazai állóvízben dominánsak lehetnek. Mixotróf szervezetek, nemcsak oldott, de partikuláris szerves anyag felvételére is képesek (fagotrófia), ami szintén segíti, hogy extrémnek tekinthető élőhelyeken is dominánsak legyenek.

BACILLARIOPHYCEAE (kovaalgák)

A kovaalgák mind az édesvizek, mind pedig a tengerek planktonjának egyik legfontosabb csoportja. Alapvető morfológiai jellemvonásuk a kovahéj, amit két rész, egy ún. epivalva és egy hipovalva alkot. E héjak mérete és mintázata fontos faji bélyeg. Két rendjük különíthető el a kovahéj szimmetriája alapján. A Centrales rendbe sugaras szimmetriájú, többnyire planktonikus, míg a Pennales rendbe bilaterális szimmetriát mutató, általában bevonatlikó fajok tartoznak. Egysejtű és koloniális formák mindkét rendben előfordulnak. A nano- és a mikrop plankton elemei. Nagyobb kolóniáknál a kolónia tömege miatt nem képesek megmaradni a vízoszlopban. Alacsony fényigényüknek köszönhetően turbulens vizekben, pl. nagy folyók fitoplanktonjában dominánsak lehetnek. A potamális jellegű nagy folyóknál a legfontosabb planktontagok. E vizekben kedvező körülmények között vízvirágzást is okozhatnak. Folyóvizek rithroplanktonját gyakran szinte kizárólag a Pennales rendbe tartozó bentikus eredetű fajok alkotják.

RAPHIDOPHYCEAE

Nagyméretű (a mikrop plankton mérettartományba eső), egysejtű, kétostoros szervezetek. Ebben a csoportban egyetlen olyan genus van (*Gonyostomum*), melynek két faja hazai vizekben is előfordulhat. A boreális, szubboreális régió oligo-, mezotróf vizeiben gyakran okoznak vízvirágzásokat, melyek bőrirritációval járhatnak. Hazai vizekben kifejezetten ritkák, de ahol megjelennek, tömeges elszaporodásukkal is számolni kell, holtmedrekben akár vízvirágzást is okozhatnak. Hasonló morfológiai megjelenésükből adódóan összetéveszthetők bizonyos euglenofitonokkal, ezért elképzelhető, hogy hazai elterjedésük gyakoribb annál, mint ahogyan azt ma ismerjük.

EUGLENOPHYTA

Egysejtű, ostoros szervezetek. Méretük alapján a mikrop planktonba sorolhatók. Alapvetően szabadon úszó formák, de kedvelik a szilád-folyadék fázishatárban

való létet, ezért gyakran kerülnek elő makrofitonokban gazdag, kisebb vízterek planktonjából (metafitikus elemek), de asztatikus szikes vizekből is. Mixotróf módon táplálkoznak, azaz a fotoszintézis mellett szerves (oldott) anyagok felvételére is képesek. Egyes csoportjaikban szintest nem is található. E csoportjaikat a zoológia is tárgyalja. Az egyébként fotoautotrófnak tartott fajok között is előfordulhatnak szintelen (apoklorotikus) formák, olyan szerves anyagokban gazdag vizekben, mint pl. szennyvíztisztítók utótisztító tavai vagy lápok semlyékei. Holtágakban, láptavakban rendkívüli fajgazdagság jellemzi a csoportot. E vízterekben akár vízvirágzásokat is okozhatnak. Kisebb vízterek vérvörös elszíneződéséért gyakran e csoport egyik fajának (*Euglena sanguinea*) elszaporodása a felelős. Hipertróf vizekben is előfordulnak.

DINOPHYTA (Páncélos ostoros moszatok)

A divízióba szinte kizárólag egysejtű, két eltérő funkciójú ostorral rendelkező, planktonikus életmódot folytató ostoros szervezetek tartoznak. Nevüket apró lapocskákból álló sejtfalukról kapták, amit egy ún. egyenlítői barázda oszt két részre, epi- és hipothékára. A lapocskák száma, alakja és elrendeződése fontos faji bélyeg. Az édesvízi fajaik száma csekély, 100 körüli. Mixotróf táplálkozásúak. Hasonlóan a Chrysophyceae csoport egyes fajaihoz, partikulált szerves anyagot is képesek bekebelezni, azaz fagotrófok. Méret tekintetében a mikroplankton tagjai. Közöttük található az édesvízi fitoplankton legnagyobb egysejtű algái. Ostoraik segítségével képesek megválasztani a számukra ideális helyet a vízoszlopban. Ezzel is magyarázható, hogy rétegzett tavakban (mély oligotróf tavakban, de eutróf holtágakban is) gyakran domináns jelenlétükkel számolhatunk. Vízirágásokat kivételes esetekben okozhatnak.

CRYPTOPHYTA

A divízióba nano-, illetve mikroplankton mérettartományba eső egysejtű, két ostorral rendelkező, mixotróf szervezetek tartoznak. A sejtek enyhén lapítottak, a hátsó sejtvég irányába keskenyedők. Hozzávetőleg száz édesvízi fajuk ismert. Előfordulásuk mezotróf, illetve eutróf vizekben várható. Domináns előfordulásuk ismert mind tavakból, mind pedig vízfolyásokból. Vízirágás jellegű tömeges jelenlétük nem jellemző.

2.3. A fitoplankton funkcionális egységei

A fitoplankton egyik alapvető jellemvonása annak összetétele. Egy adott tó vagy folyó fitoplanktonját többnyire számos faj alkotja. Ez a fajegyüttes azonban nem egyszerűen csak random kombinációja a vízgyűjtő fajkészletének, hanem

olyan asszociációnak tekinthető, melyben hasonló toleranciájú, illetve környezeti igényű szervezetek fordulnak elő. Ez a hasonlóság az egyébiránt különböző rendszertani csoportba tartozó taxonok morfológiai sajátágaiban és biokémiai eszköztárában is megfigyelhető. Ennek oka az, hogy a környezeti feltételekhez történő adaptáció ún. konvergens evolúciós folyamatok során analóg struktúrák kialakulását eredményezte. Az algasejtek sűrűsége meghaladja a vizét, így értelemszerűen ki kellene üledjenek a vizek fotikus rétegéből. Ez ellen olyan adaptációs mechanizmusok fejlődtek ki filogenetikailag egyébként távoli csoportokban is, mint pl. az ostorkészülék, a víznél könnyebb anyagok felhalmozása (olajcseppek, gázvakuólumok), süllyedés csökkentéséért felelős kitüremkedések, túszerű képződmények kialakulása, vagy pl. a kolóniaképzés. Az alacsony fényintenzitáshoz történő adaptáció egyik lehetséges módja a testfelület/térfogat arányának növelése, ami ellaposodott vagy elongált túszerű formák kialakulását vonta maga után számos különböző csoportban. Ezek az analóg funkcionális sajátágok eredményezik azt, hogy a fitoplankton-asszociációi több fajból állnak és polifiletikusak. Az asszociációt alkotó fajok környezeti igényei jelentős mértékben átfednek, de az eltérések végül eredményezhetik azt, hogy egy hosszabb periódust követően (ami a fitoplankton esetén több hetet jelent) csupán néhány faj válik dominánssá, szélsőséges esetben pedig akár egyetlen faj uralta, monospecifikus asszociáció is kialakulhat. Ennek valószínűsége csekély, mert a pelágium mint élettér homogén volta csak látszólagos. A fontosabb környezeti változók, mint a fény, a hőmérséklet, a növényi tápanyagtartalom, áramlási viszonyok, predátor hatás mind térben, mind időben olyan változásokat mutatnak, melyek eredményeként órákon belül is változhat, hogy ki az éppen legsikeresebb kompetitor. Ez természetesen nem jelenti azt, hogy ezen társulás összetétele ne lehetne megjósolható.

A fitoplankton-ökológiával foglalkozó szakemberek régóta vizsgálják, hogy miként lehetne egy a makrovegetáció-kutatásban alkalmazott fitoszociológiai megközelítést alkalmazva jellegzetes algatársulásokat leírni. Ez azt jelenti, hogy pl. egy adott tó esetén a hidromorfológiai sajátágok (méret, mélység, mederalak) tengerszint feletti magasság, klimatikus sajátágok, tápanyagtartalom stb. ismeretében meg lehetne jósolni a fitoplankton taxonómiai összetételét. Ez a szándék találkozott azzal a céllal, hogy a tavak növényi tápanyagterheléséből adódó eutrofizáció számszerű formában legyen kifejezhető. Skandináviai tavakon végzett vizsgálatok alapján a 60-as években mintegy 12 algaasszociációt írtak le (Hutchinson, 1967), melyek bemutatását, lehetséges hazai előfordulását Felföldi (1981) ismertette.

Az elmúlt évtizedekben világszerte olyan mennyiségű információ gyűlt össze és vált elérhetővé a fitoplanktonnal foglalkozó szakemberek számára, ami teljesen szétzilálta a fitoplankton-asszociációk Hutchinson által javasolt rendszerét.

A makrobotanikában alkalmazott cönológiai megközelítéssel analóg próbálkozások helyett Reynolds és mtsai (2002) tettek javaslatot a fitoplankton-szervezetek újfajta csoportosítására. Elemezve az egyes algataxonok (fajok, illetve genuszok) környezeti háttérmentázatát, 31 ún. funkcionális csoportot alakítottak ki, melyeket betűkódokkal jelölnek. E funkcionális csoportok nem azonosak az asszociációkkal, mivel elvileg olyan taxonokat is magukba foglalhatnak, melyek bár ökológiai igényeik tekintetében szinte teljesen megegyeznek, de együttes előfordulásuk nem ismert.

Ezt követően egyéb funkcionális csoportok kialakítására is születtek javaslatok (Salmaso és Padisák, 2007; Kruk és mtsai, 2010), de vitathatatlanul a Reynolds és mtsai (2002) által kidolgozott koncepció az, melyet széleskörűen kezdett el alkalmazni a szakma mind elméleti ökológiai, mind pedig gyakorlati kérdések megválaszolása során. Tekintettel arra, hogy hazánkban a felszíni vizek ökológiai állapotértékelése részben a fitoplankton funkcionális csoportjai alapján képzett mérőszám figyelembevételével történik, fontosnak tartom az egyes csoportok rövid bemutatását Padisák (Padisák és mtsai, 2005, 2008) munkái alapján. A csoportokat (kodonokat) betűkkel jelölik.

Kodon A

Az **A** kodon jellemző képviselői Centrales fajok, melyek a *Cyclotella* vagy *Urosolenia* (régén *Rhizosolenia*) nemzetségbe tartoznak, pl. *Cyclotella glomerata*, *C. comensis*. E fajok elsősorban a magasabb szélességi öveken található közepes vagy nagyméretű tavak tavaszi planktonjának jellegzetes elemei, mely vizek általában lágyak, s különösképp foszforban igen szegények. Az ide sorolható fajok egysejtűek, térfogatuk a 10^3 – $10^4 \mu\text{m}^3$ tartományba tehető, tápanyagfelvételi affinitásuk (a szénfelvétel kivételével) igen magas. Bár a csoport jellemző élőhelyei a magas szélességi övön található tavak, a kodon szubkozmozopolita jellegét mutatja, hogy az amazóniai, hasonló élőhelyi adottságokkal jellemezhető Lago Batatában (Melo és Huszár, 2000) is kimutatták, ahol *Merismopedia* fajok és a *Peridinium umbonatum* (mindkettő **L₀**) mellett jelenik meg. Magyarországon e kodon megjelenésével csak mély, oligotrofikus kavicsbányatavakban kell számolni.

Kodon B és C

Mindkét kodon tagjai a kis-közepes tavakban fordulnak elő, a **B** alacsonyabb, a **C** magasabb trofitású tavakban, emiatt elkülönítésük sokszor problematikus, illetve gyakran keverten jelentkeznek. Az ide tartozó nagyméretű *Stephanodiscus* fajok (*S. rotula*, *S. neoastreae*) a kalciumban, illetve foszforban gazdag tavakra jellemzőek, ahol ko-dominánsként jelenhetnek meg olyan fajok, mint az *Asterionella formosa*, *Aulacoseira ambigua*, *A. subarctica*, *A. islandica*, *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*. A csoport fajai nagyméretűek (10^4 – $10^5 \mu\text{m}^3$), alakjuk nagy felület/térfogat arány fenntartását teszi lehetővé, aminek eredményeképp fényantenna-

ként működve árnyéktoleranciájuk jelentős. Populációdinamikájuk gyakran függ a szilícium-hozzáférhetőségtől. Csak megfelelően mély, átkevert rétegben tudnak az eufotikus régióban maradni, emiatt a csoport a rétegzettség beállására érzékeny. Kinetikus (sekély) tavakban e kodon tagjainak tekinthetjük a *Cyclotella comta* és a *C. ocellata* fajokat is, melyek a Balaton jellegzetes tavaszi fitoplankton-vegetációjának domináns elemei.

Kodon **D**

A D kodon diatómafajai jellemzően sekély, tápanyagban gazdag, jól átkevert, zavaros vizekben jellemzőek. Térfogatuk általában a $<10^3 \mu\text{m}^3$ tartományban van, növekedési rátájuk nagy. A Reynolds és mtsai (2002) által készített összefoglaló a *Nitzschia* spp., *Synedra* spp. és *Stephanodiscus hantzschii* mellett e csoportba sorolja a *Cyclotella ocellata* és *C. pseudostelligera* (újabban *Discostella pseudostelligera*) fajokat is, melyeket célszerűbb lenne a B/C kodonba átsorolni (nincs ugyanis kizáró körülmény arra nézve, hogy sekély tó ne lehetne alacsony trofitású, mégha igaz is, hogy a sekély tavak trofitása általában magasabb, mint a mélyeké). Hazai eutróf, sekély tavainkban – ha egyéb stressz körülmény nincs – e fajok tavaszi megjelenése az esetek döntő többségében jellemző.

Kodon **N** és **P**

E kodonok fajai diatómák és/vagy járommoszatok melyek vagy az alacsony szélességi öveken található tavak planktonjára jellemzőek, vagy a mérsékelt égövi tavak nyári planktonjára. A legjellemzőbb sajátosság a kevert réteg vastagságtól való nagymértékű függés. E keveredésnek kvázi-folyamatosnak kell lennie, s eredményeképp a kevert réteg vastagsága el kell hogy érje legalább a 2-3 m-t. Emiatt a kodonok tagjai sekély tavakra jellemzőek vagy olyan mély tavak epilimnionjára, ahol e keveredési kritérium teljesül. A **P** kodon tagjai (pl. *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis*) toleránsabbak a CO_2 , mint szénforrás kimerülésére, mint az **N** kodon (*Tabellaria* spp.) tagjai. Hazai vizeink nyári planktonképére jellemző az ún. meroplanktonikus (a mederfenéken élő, s onnan nap mint nap fölkeveredő) kovaalgafajok jelenléte (Padisák és Dokulil, 1994). A Fertőben ilyen a *Fragilaria construens*, a *Surirella peisonis*, a *Campylodiscus clypeus* és a *C. clypeus* var. *bicostatus*. A Balatonban a *Surirella robusta* var. *splendida*, a *Cymatopleura elliptica*, a *C. solea* és a *Stenopterobia pelagica* jellemzőek, mindkét esetben apró *Nitzschia* és *Navicula* fajok mellett. E fajok is e csoportokba oszthatók.

Az eddig említett diatómák mellett e kodonok jellemző tagjai bizonyos planktonikus járommoszatok, melyek nyári planktonban – aktív mozgásképesség hiányában – csak a fent leírt keveredési feltételek esetén képesek az eufotikus zónában maradni. Ezek közül a **P** kodon tagjai Reynolds és mtsai (2002)

besorolása szerint a vékony Closterium fajok (*C. aciculare*, *C. acutum* var. *variabile*) és néhány Staurostrum faj (*S. pingue*, *S. chaetoceras*). Nem szól érv amellet, hogy ne ebbe a csoportba soroljunk bizonyos kifejezetten nagy testű *Chlorococcales* fajokat (*Pediastrum duplex*, *P. simplex*, *P. boryanum*, *Coelastrum* spp.), tekintve, hogy a fenti habitat- kritériumokat ezek is igénylik. A *Cosmarium*, *Pleurotaenium*, *Staurodesmus* és *Xanthidium* fajok az **N** kodonba tartoznak. A diatóma, illetve járommoszat dominanciaaránya további vizsgálatokat igényel, mindenesetre valószínű, hogy a járommoszat-dominancia az Egyenlítő felé nő asszociáltnan a nagyobb besugárzás miatti jobb fényviszonyokkal, s azzal a fizikai jelenséggel, hogy az atelomixis (a felső vízrétegek napi rétegződése és éjszakai fölkeveredése) (Barbosa és Padisák, 2003) e vizekben a megfelelő felkeveredési viszonyokat mélységtől függetlenül biztosítja, feltéve, hogy a hőmérséklet napi ingadozása jelentős.

Az **N** és **P** kodonok algáinak fontos közös sajátága, hogy alakrezisztenciájuk (Padisák és mtsai, 2003) viszonylag kicsi, illetve ha nagy (hosszú *Aulacoseira granulata* fonalak), akkor egyéb okok miatt (Si-váz okozta nagy fajlagos tömeg) gyors a süllyedésük.

Kodon **T**

E kodon tagjai olyan fajok, melyek állandóan kevert, de ennek ellenére nem kifejezetten zavaros víztestekben fordulnak elő, jellemző képviselők (de csak ezen genuszok planktonikus fajai): *Binuclearia*, *Geminella*, *Mougeotia*, *Tribonema*, *Planctonema* s a *Closterium acutum* var. *variabile* és a *C. aciculare* is. A kodon megjelenése viszonylag ritka, de hazai vizeinkben is előfordulhat.

Kodon **S/S1, S2, S_N**

Az S kodon tagjai kivétel nélkül olyan fajok, melyek ún. fényadaptációs paramétere (I_k) alacsony, jól tűrik az önárnyékolást, s emiatt lényegesen nagyobb biomassa létrehozására képesek, mint az egyéb fajok. Ennek morfológiai alapja a fonalas jelleg: nagy felület/térfogat arányuk miatt e fajok igen jó fényantennák, alakrezisztenciájuk nagy – minthogy minden faj a Cyanoprokaryota csoportba tartozik – így jó a lebegőképességük is. Ugyancsak közös sajátásuk, hogy a felszíni vízvirágzások létrehozása (ún. neusztonszíneződés) még csendes időben sem jellemző rájuk. Az **S1** kodon leggyakoribb faja a *Planktothrix agardhii*, mely gyakran képez vízvirágzásokat, de mindvégig megmarad a planktonban, felszínre nem kerül. Általában kísérőfajokként jelennek meg a következők: *Limnothrix redekei*, *L. planktonica*, *Pseudanabaena limnetica*, *Planktolyngbya limnetica*, *P. contorta*. A csoport tagjai közül pl. a *Planktolyngbya* fajok mezotróf tavak állandó elemei is lehetnek, de hazai eutróf vizeinkben is rendkívül gyakoriak.

Az **S₂** kodon (*Spirulina*, *Arthrospira*, *Raphidiopsis*) alapvetően hasonló sajátosságokkal rendelkezik, igen alkalikus vizekben jellemző, és úgy tűnik, a tropikus-szubtropikus régión kívülre nem terjed. Elemei hazai vizekben többnyire csak szubdominánsak lehetnek.

Az **S_N** kodon létrehozását az tette szükségessé, hogy van néhány olyan, a légköri nitrogén megkötésére képes Nostocales rendbe tartozó faj, amely egyéb tulajdonságai tekintetében az **S** komplexumba lenne sorolható. A csoportba tartozik minden *Cylindrospermopsis* faj, valamint az *Anabaena minutissima* és hazai vizeinkből az *A. klebahnii*. A trópusi eredetű *Cylindrospermopsis raciborskii* az utóbbi évtizedekben terjedt el Magyarországon komoly vízvirágzásokat okozva, melyek súlyosságát fokozza a faj potenciális toxintermelő képessége.

Kodon **Z**

A **Z** kodon eredendően az autotróf pikoplankton elemeit foglalja magába (*Neocystis*, *Pseudodictyosphaerium*, *Choricystis*). Ahogy a pikoplanktonnal kapcsolatos tudásunk nő, úgy válik egyre nyilvánvalóbbá, hogy a pikoplankton besorolása nem lehetséges egyetlen csoportba. A kodon elemei többnyire más kodonok elemeivel együtt fordulnak elő. A probléma annyiban kerülhető meg, hogy a fitoplankton alapján történő állapotértékeléskor a **Z** kodon elemeit többnyire nem vesszük figyelembe, mivel a rutinszerűen alkalmazott mikroszkópos vizsgálatokkal mennyiségük nem becsülhető.

Kodon **X/X1, X2, X3**

Az **X** kodonba olyan fajok tartoznak, melyek térfogata a $10\text{--}10^3 \mu\text{m}^3$ közt változik, jellemzően azonban $10^2 \mu\text{m}^3$, növekedési rátájuk gyors.

Kodon **Y**

E csoportba a nagyobb ($10^3\text{--}10^4 \mu\text{m}^3$) flagelláták tartoznak, jellemzően *Cryptomonas* fajok. Ezek igen különféle élőhelytípusokhoz adaptálódtak, a zooplankton által végzett szűrésre érzékenyek, de azzal nagy szaporodási rátájuk révén lépést tudnak tartani.

Kodon **Y_{ph}**

E kodon az apróbb vizekben gyakran igen jellemző. Leválasztására az **Y** kodonról azért van szükség, mert mészvázának felépítéséhez szénforrásul HCO_3^- asszimilációra szorul, kizárólag enyhén lúgos vizekben fordulhat elő, mely egyébként az **Y** kodonra kevésbé jellemző.

Kodon **E**

A relatíve kisméretű, nem magas trofitású, e huminanyagokban gazdag vizek-

ben gyakran megfigyelhető a Chrysophyceae csoport (*Dinobryon*, *Mallomonas*, stb.) tagjainak a tavaszi, illetve kora nyári elszaporodása. A csoport fajai a hidrogénkarbonát mint alternatív szénforrás felhasználására nem képesek, így bázikus tavakból hiányoznak. Alacsony tápanyag-hozzáférhetőség esetén képesek mixotróf táplálkozásra.

Kodon F

A tiszta, oligo- és mezotrofikus vizek kora nyári fitoplanktonjának másik típusa. Az ide tartozó fajok általában nem mozgékonyak (kivéve *Pseudosphaerocystis*), nyálkaburokba ágyazott cönóbiumokat képeznek (*Oocystis*, *Coenochloris*, *Botryococcus*, *Elakatorthrix*). Fényigényük nagyobb, mint az E kodon tagjaié, toleránsak a mélyebb átkeveredésre, tápanyagterhelésre viszont – akárcsak az E fajai – többnyire szenszitivék.

Kodon G

Ebbe a csoportba az igen mozgékony, vertikális pozícióját könnyen szabályozó *Volvox* és *Eudorina* dominanciájú fitoplankton sorolható. Elemeiket jellegzetesen kisméretű, sekély, nagy tápanyagtartalmú (eutróf), nyugodt, makrofitonok által dominált, átlátszó vizekben találjuk, pl. folyómelléki tavakban, holtágakban, mesterséges dísztavakban.

Kodon J

E csoportba tartozik a legtöbb Chlorococcales faj. A sejt- vagy cönóbiumméret kicsi ($<10^3 \mu\text{m}^3$), az ülepedést tüskék (*Golenkinia*, *Micractinium*, *Tetrastrum staurogeniaeforme* stb.) jelenléte vagy alkalmas coenobiumforma (*Actinastrum*) lassíthatja. A sekély, tápanyagokban gazdag vizek jellemző fitoplanktonja, melyek mozgásban vannak annyira (pl. halak okozta bioturbáció), hogy e fajok elkerülhessék a kiülepedést. A csoport átmenetet képez az X1 kodon, valamint az S kodon között, utóbbiba való átmenet akkor következik be, ha a fény kritikus tényezővé válik.

Kodon K

Pikoplankton méretű sejteket tartalmazó Cyanoprokaryota kolóniák. Az *Aphanocapsa* és *Aphanothece* fajokon kívül egyéb olyan nemzetségek is ide tartozhatnak, melyek sejtjei gázvakuólumokat nem tartalmaznak. Emiatt a csoport nem határolódik el élesen az L₀ kodontól.

Kodon H/H1, H2

A H kodon eredetileg a Nostocales fajokat foglalta magában, azonban ezek egy csoportba sorolása két ok miatt problematikusá vált. Erős S hajlamuk miatt

bizonyos fajokat a már tárgyalt **S_N** kodonba kellett sorolni. Másik ok, mely a **H1/H2** szeparálást indokolja, hogy nem minden heterocitás nitrogénkötő faj asszociált jó tápanyag-ellátottságú vizekhez. A **H2** kodon az alacsonyabb trofitású, tiszta vizekben előforduló N-kötő fajokat (*Anabaena lemmermannii*, *Gloeotrichia echinulata*) foglalja magában, a **H1** a többi. Mindkét csoport tagjai felszíni vízvégzásokot okozhatnak.

A rétegzett tavak többségében a nyár folyamán az epilimnion tápanyagkészletei kimerülnek, a hipolimnion gazdagodik tápanyagokban, s ez jellegzetes, nyár végi fitoplankton-asszociációk kialakulásához vezet. Az **U**, **L_O**, **L_M** és **M** kodonok mindegyike ilyen. Közös jellemvonás a mozgékony, nagyméretű (tehát a zooplanktonszűrésre kevésbé érzékeny) fajok kiválogatódása.

Kodon **U**

E kodonnak valószínűleg egyetlen tagja az *Uroglena*, mely kolóniáinak térfogata a $10^5 \mu\text{m}^3$ -t közelíti, jellemzően oligo- vagy mezotrofikus vizekben fordul elő.

Kodon **L–L_O/L_M**

Az **L_O** kodon eredetileg a *Peridinium-Woronichinia* asszociációra utal, mely tipikusan a rétegzett oligo- és mezotróf tavak jellemző nyár végi fitoplankton-együttese. Az ennél magasabb trofitású vizekben – széles átfedéssel – megjelenhet egy másik Dinophyta-Cyanoprokaryota asszociáció, nevezetesen az **L_M**, mely *Ceratium-Microcystis* dominanciával jellemezhető. Gyakori, hogy nyár végére **H1–L_O–L_M** kevert asszociáció alakul.

Kodon **M**

E kodon foglalja magában azt a nyár végi asszociációt, melyre a *Microcystis* genus monodominanciája a jellemző. Ez az asszociáció sokszor különböző *Microcystis* fajok átfedő ökotípusainak fajra szinte határozhatatlan egyvelege. Az egyedi kolóniák mérete a $10^6 \mu\text{m}^3$ -t is elérheti, s vertikális mozgásuk – különösen alacsonyabb szélességi öveken – jellegzetes napi ritmusú.

Kodon **R**

A rétegzett, mezotróf, vagy annál alacsonyabb trofitású tavak sajátja, hogy bennük a metalimniont vagy a felső epilimniont lemezszerű rétegben népsítik be kromatikus adaptációra képes Cyanoprokaryota szervezetek (Padisák és mtsai, 2003). A csoport klasszikus képviselője a *Planktothrix* (*Oscillatoria*) *rubescens*, melynek érdekes sajátja, hogy a holomiktikus (teljesen átkeveredő) körülményeket nemhogy tolerálja, de még növeli is populációját. A fajt többnyire mély tavakból ismerjük, de 2013-ban hazai előfordulását is igazolták (Vasas és

mtsai 2013). Kisebb rétegzett tavakban a csoport egyéb fajai (*Planktothrix limosa*, *P. muogeotii*, *Planktolyngbya subtilis*) is képezhetnek metalimnetikus réteget. E vertikálisan jelentkező maximumokkal kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy a kisméretű, rétegzett tavainkban, a nyári időszakban akár a teljes vízoszlop is stabil lineáris rétegzettséget mutat, ami különösen kedvező lehetőséget teremt egyéb csoportok számára is mélyrétegi maximumok kialakítására. Megfigyelhető volt a jelenség pl. az E kodonba tartozó Chrysophyta szervezetek, az Y csoport cryptominadoid flagellátái, vagy a *Ceratium hirundinella* (Grigorszky és mtsai, 2003) esetén is.

Kodon V

Amennyiben rétegzett tó metalimnionjában hosszan tartó jelentős redox-potenciál- különbség alakul ki az aerob (oxikus) felső és az anaerob (anoxikus) alsó vízrétegek között (e tavak többnyire eutróf tavak), bíbor vagy zöld kénbaktériumok lehetnek a fő, úgyszintén lemezszerű rétegben előforduló primer producensek: ezek a V kodon tagjai. Szigorúan vett értelemben e taxonok nem tekinthetők növényi mikroszervezeteknek, mert jóllehet fotoautotróf szervezetek, de fotoszintézisük során nem oxigén, hanem kén szabadul fel, mivel elektrondonorként nem a víz, hanem a kénhidrogén szolgál. E baktériumok tehát obligát módon kötődnek a kénhidrogén jelenlétéhez, ami hazai eutróf rétegzett vizek meta-, illetve hipolimnionjában jelenhet meg nagyobb mennyiségben, továbbá ugyancsak megtalálható nyers szennyvizekkel terhelt csatornáknak és utótisztító tavakban.

Kodon W–W1/W2/W₅–Q

Olyan tavakban, melyek jelentős szervesanyag-terhelést kapnak (élelmiszeripari szennyvíz, hígtrágyás állattartás melléktermékei, háztartási szennyvíz utótisztító tavai, huminanyagok stb.) olyan algaflóra lehet jellemző, mely nehezen sorolható a fenti kodonokba. E tavakban a D, J és X1 kodonokba tartozó fajok és Y-ra jellemző Cryptophyta algák mellett jelen lehetnek Euglenophyta (*Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, *Trachelomonas*) fajok, a Volvocales rend tagjai, a Dinoflagellata csoport kisebb méretű *Peridinium*, *Glenodinium* és *Gymnodinium* fajai stb.

A W1 kodonba jelenleg a kisebb méretű *Peridinium*, *Glenodinium* és *Gymnodinium* fajok, illetve az *Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, kolóniás Volvocales (pl. *Gonium*) tartoznak, ez utóbbiak magasabb pH-értéket is tűrnek, gyakran előfordulnak humán eredetű szerves szennyezést kapó vizekben.

A W2 kodon tipikus faja a *Trachelomonas* (de egyéb Euglenophyta fajok is besorolhatók később ide). E csoport jellegzetessége, hogy egyébként jól aerált, makrofitonok által dominált nagy átlátszóságú vizekben, az üledékfelszín közelében vagy a metafitonban élnek, de gyakran sodródnak be a planktonmintákba.

A W₅ kodon tipikus képviselője a *Synura* (és feltehetően sok egyéb szilíciumpikkelyes flagellata, pl. *Mallomonas*). Előfordulási helyeik elsősorban olyan kvá-

zineutrális vizek, melyek organikus terhelést elsősorban természetes szárazföldi dekompozíciós termékek formájában kapnak.

A Q csoportot jelenleg egyedül képviselő *Gonyostomum* nemzetség fajai a *G. semen* és a *G. latum* hasonló, általában igen produktív vizekben fordul elő.

2. táblázat. A fitoplankton funkcionális csoportjainak (kodonjainak) néhány jellemző tulajdonsága

Kodon	Habitat	Jellemző fajok/képviselők	Tolerancia	Érzékenység
A	Tiszta, gyakran átkevert, alacsony alkálitású tavak	<i>Urosolenia (Rhizosolenia)</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	N- és P-deficiencia	pH-növekedés, C-deficiencia
B	Átkevert, kis-közepes méretű, mezotróf tavak	<i>Aulacoseira subarctica</i> , <i>A. islandica</i>	Fényhiány, zooplankton-szűrés	pH-növekedés
C	Átkevert, kis-közepes méretű, eutróf tavak	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Stephanodiscus rotula</i>	Fényhiány, C-deficiencia	Si-források kimerülése, rétegzettség beállása
D	Sekély, tápanyaggazdag, zavaros vizek, folyóvizek is	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia spp.</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Fényhiány, C-deficiencia	Si-források kimerülése, rétegzettség beállása
N	Mezotróf epilimnion	<i>Tabellaria</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Staurodesmus</i>	Tápanyag-deficiencia	Rétegzettség, pH-növekedés
P	Eutróf epilimnion	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Staurastrum pingue</i> ,	Enyhe árnyék- és C-deficiencia, zooplanktonszűrés	Rétegzettség, Si-kimerülés
T	Mély, jól kevert epilimnion	<i>Geminella</i> , <i>Mougeotia</i> , <i>Tribonema</i> , <i>Planctonema</i> , <i>Costerium aciculare</i>	Mérsékelt fényhiány, zooplanktonszűrés	Tápanyaghiány
S1	Zavaros, felkevert vizek	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnothrix redekei</i>	Erős fénylimitáltság, N-deficiencia, zooplanktonszűrés	Nagy átmosódási ráta (kis retencióidő), N-deficiencia
S2	Zavaros, felkevert, trópusi vizek	<i>Spirulina</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Raphidiopsis</i>	Erős fénylimitáltság, N-deficiencia, zooplanktonszűrés	Nagy átmosódási ráta (kis retencióidő), N-deficiencia
S _N	Meleg, felkevert vizek	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Anabaena minutissima</i>	Erős fénylimitáltság, zooplanktonszűrés	Nagy átmosódási ráta (kis retencióidő),
Z	Tiszta vízű epilimnion	<i>Synechococcus</i> , prokaryota egysejtű pikoplankton	Rétegződés	Zooplankton szűrése

Kodon	Habitat	Jellemző fajok/képvisezők	Tolerancia	Érzékenység
X3	Sekély, tiszta vizű, felkevert tavak	<i>Koliella</i> , <i>Chrysooccus</i> , eukarióta pikoplankton	Alacsony alkalitás	Zooplankton szűrése
X2	Sekély, mezotróf, felkevert tavak	<i>Plagioselelmis (Rhodomonas)</i> <i>Chrysochromulima</i>	Rétegződés	Zooplankton szűrése
X1	Sekély, eutróf, tápanyaggazdag, felkevert tavak	<i>Ankyra</i> , <i>Monoraphidium</i>	Rétegződés	Zooplankton szűrése, tápanyag-limitáltság
Y	Változatos, de ált. apró, tápanyaggazdag tavak	Nagyobb méretű mikroflagelláták, pl. <i>Cryptomonas</i>	Alacsony fény	Fagotróf predátorok
Y _{ph}	Apró, Ca- és tápanyaggazdag tavak, nem savas ph	<i>Phacotus</i>	Magas fény	Szűrés
E	Kis, oligotróf, bázisszegény tavak vagy tiszta, oldott szerves anyagban viszonylag gazdag tavak	<i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i> , <i>Synura</i>	Alacsony tápanyagszint (feltéve, hogy alternatív mixotrófia lehetséges)	CO ₂ -deficiencia
F	Átvilágított epilimnion	Kolóniás Chlorococcales (<i>Botryococcus</i> , <i>Pseudosphaerocystis</i> , <i>Coenpchlorys</i> , <i>Oocystis</i>)	Alacsony tápanyagszint	Tápanyagterhelés, fényhiány
G	Sekély, tápanyaggazdag, nyugodt vizek	<i>Volvox</i> , <i>Eudorina</i>	Erős megvilágítás	Tápanyaghiány
J	Sekély, tápanyaggazdag tavak, folyók	<i>Scenedesmus</i> , <i>Golenkinia</i> , <i>Tetrastrum</i> , <i>Crucigenia</i> , <i>Actinastrum</i> stb.	Fényhiány	Kiüledés
K	Sekély, tápanyaggazdag vizek	Aphanothece, Aphanocapsa	Rétegződés	Mély átkeveredés
H1	Eutróf vizek	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Alacsony N- és C-ellátottság	Erős keveredés, fénylimitáltság, foszforlimitáltság
H2	Nagy, mezotróf vizek	<i>Anabaena lemmermannii</i> , <i>Gloeotrichia echinulata</i>	Alacsony N-ellátottság	Erős keveredés, fénylimitáltság,
U	Oligo- és mezotróf nyári epilimnion	Uroglena	Alacsony tápanyag-koncentráció	Alacsony CO ₂ -hozzáférhetőség

Kodon	Habitat	Jellemző fajok/képviselek	Tolerancia	Érzékenység
L ₀	Mezotróf nyári epilimnion	<i>Peridinium, Wronichinia, Merismopedia</i>	Szegregált tápanyagbázis	Átkeveredés
L _M	Eutróf nyári epilimnion	<i>Ceratium, Microcystis</i>	Igen alacsony CO ₂ -hozzáférhetőség	Keveredés, fényhiány
M	Kis, eutróf, gyakran keveredő tavak	<i>Microcystis, Sphaerocavum</i>	Nagy besugárzás	Átmosódás, alacsony fény
R	Mezotróf, rétegzett tavak metalimnionja	<i>Planktothrix rubescens, P. mougeotii</i>	Alacsony fény, erős rétegzettség	Tápanyaghiány
V	Eutróf, rétegzett metalimnion	<i>Chromatium, Chlorobium</i>	Alacsony fény, erős rétegzettség	Instabilitás
W1	Kis, szervesanyag gazdag tavak	<i>Euglena, Phacus, Lepocinclis, Gonium, apró Peridinium, Glenodinium, Gymnodinium</i>	Magas BOI	Szűrés
W2	Sekély, mezotróf tavak	<i>Trachelomonas</i> , egyéb metafitikus szervezet	Magas BOI	Szűrés
W ₅	Sekély, mezotróf tavak, neutrális pH	<i>Synura</i>	Huminanyag	pH-növekedés
Q	Kis, huminanyaggal terhelt tavak	<i>Gonyostomum</i>	Magas huminanyag	Keveredés

Fontos látni, hogy az egyes csoportokhoz ökofiziológiai paraméterek rendelhetők, melyekkel egy víztér abiotikus jellemzőinek ismeretében az ott jellemző fő asszociációk prognosztizálhatók s fordítva, azok arányából következtetni lehet a habitat jellegére. A jelenleg ismert sajátságok és azok csoportasszociáltsága a következő.

3. táblázat. A fitoplankton funkcionális csoportjainak válasza az élőhely néhány tulajdonságára

Kodon	h_m	l^*	σ	[P]	[N]	[Si]	[CO ₂]	f	F
	< 3	< 1,5	< 8	< 10 ⁻⁷	< 10 ⁻⁶	< 10 ⁻⁵	< 10 ⁻⁵	> 40	
A	-	?	+	+	+	+	-	-	5
B	-	+	+	+	-	-	-	-	5
C	-	+	+	-	-	-	?	-	3
D	+	+	+	-	-	-	+	-	1
N	-	-	-	+	-	+/-	-	?	5
P	-	-	-	-	-	+/-	+	+	4
T	-	?	-	+/-	-	+	?	+	5

Kodon	h_m	I^*	σ	[P]	[N]	[Si]	[CO ₂]	f	F
	< 3	< 1,5	< 8	< 10 ⁻⁷	< 10 ⁻⁶	< 10 ⁻⁵	< 10 ⁻⁵	> 40	
S1	+	+	+	-	-	+	+	+	0,5
S2	+	+	-	-	-	+	+	+	0,8
S _N	+	+	-	-	+	+	+	+	0,5
Z	+	-	+	+	+	+	?	-	5
X3	+	-	+	+	-	+	-	-	5
X2	+	-	+	?	-	+	?	-	5
X1	+	-	+	-	-	+	+	-	2
X _{Ph}	+	-	+	-	-	+	-	-	4
Y	+	+	+	-	-	+	?	-	2
E	+	+	+	+	-	+	-	-	5
F	+	-	+	+	-	+	-	-	5
G	+	-	+	-	-	+	+	+	1,5
J	+	?	+	-	-	+	?	-	3
K	+	?	-	-	-	+	+	-	2
H1	+	-	-	-	+	+	+	+	0,5
H2	+	-	-	-	+	+	+	+	4
U	+	-	?	+	-	+	-	+	4
L ₀	+	-	-	+	-	+	-	+	5
L _M	+	-	-	-	-	+	+	+	1
M	+	-	-	-	-	+	+	+	0,5
R	+	+	-	-	-	+	?	+	3
V	+	+	-	-	-	+	-	-	2
W1	+	+	+	-	-	+	?	-	0,5
W2	+	+	+	-	-	+	?	?	4
W _s	+	+	+	-	-	+	?	+	1,5
Q	+	+?	+?	?	?	+	?	?	4

Változók:

h_m : a felszíni, átkevert réteg vastagsága (m);

I^* : átlagos napi besugárzás (mol foton m⁻² nap⁻¹);

σ : vízhőmérséklet (°C);

[P]: oldott reaktív foszforkoncentráció (mol L⁻¹);

[N]: oldott szerves N-koncentráció (mol L⁻¹);

[Si]: oldott reaktív szilíciumkoncentráció (mol L⁻¹);

f: a szűrő zooplankton (elsősorban kerekcsigák és kistrákok) által naponta átszűrt vízmennyiség a tó teljes víztérfogatának százalékában kifejezve);

- F: az adott csoporthoz a VKI minősítés lehetőségessé tétele érdekében rendelt súlyfaktor (0,5 és 5 közti tartományban, ahol <1,0 – rossz; 1,01–2,00 – tűrhető; 2,01–3,00 – közepes, 3,01–4,00 – jó és > 4 – kiváló vízminőséget jelent
- +: az adott csoport tolerálja a jelzett határértéket
- : az adott csoportnak nem jelent szelekciós előnyt, ha az adott változó a jelölt kategóriában van
- +/-: az adott csoport néhány faja tolerálja a jelzett határértéket
- ?: a csoport toleranciája gyanítható, de nem bizonyított

2.4. A fitoplankton szukcessziója

A modern vegetációkutatás kezdete óta ismert, hogy a növénytársulások összetétele időben korántsem állandó, hanem különböző irányú és dinamikájú változást mutat. A társulások összetétele és szerkezete direkcionális, random és ciklikus változást is mutathat. A direkcionális változásokat a növényökológia szukcesszióknak nevezi, ami a növényzet egy adott területen zajló meghatározott irányú, progresszív változása. Ez lehet a makroklíma megváltozása által irányított hosszú távú folyamat, ún. szekuláris szukcesszió, ami a vegetációövek átrendeződését eredményezheti, és lehet változatlan makroklíma mellett, rövidebb időskálán zajló, főként autogén folyamatok vezérelte, ún. biotikus szukcesszió. Jóllehet a terminológiát, a folyamatok leírását és a szukcessziót magyarázó modelleket is mind makrovegetációra dolgozták ki, ezek alapvetően a mikrovilágra, így a fitoplanktonra is értelmezhetőek. A fitoplankton szerkezetében egy vegetációperiódus alatt is jelentős változások mennek végbe. Az évről évre megismétlődő folyamatok ciklikus jellege miatt még néhány évtizede is kérdés volt, hogy e változások aszpektuális jellegűek-e, vagy valódi szukcesszióknak tekinthetőek (Felföldy, 1981). Mára már nyilvánvalóvá vált, hogy ez utóbbiról van szó. Odum (1969) az ökológiai szukcessziót mintegy 24, a rendszerek termodinamikai, szerkezeti, stratégiai stb. sajátosságaihoz köthető rendszerleíró változó trendjének megadásával jellemezte. A fitoplankton szezonális változásai során megfigyelt folyamatok mértéke és irányultsága nagymértékben megfelel az Odum által támasztott kritériumoknak, ezért nem kérdés, hogy a folyamatot mint szukcessziót kell kezelnünk. A fitoplankton szezonális szukcessziója többfázisú, iránya és kimenetele is megadható. Amennyiben a hidrometeorológiai körülmények azt lehetővé teszik, akár egy perzisztens klimaxasszociáció is kialakulhat, ami többnyire olyan kis fajszámú közösség, amit nagy kompetitív képességű fajok alkotnak. A fitoplankton (és zooplankton) szezonális szukcessziója során egymást követő mintázatok leírására és magyarázatára először 1986-ban került sor, mikor is Sommer és mtsai publikálták az ún. PEG modellt (Plankton Ecology

Group), amit a mély, rétegzett tavakra dolgoztak ki. A modellt azóta számos egyéb állóvíztípusra is tesztelték, és megállapítható, hogy a hazai sekély, polimiktikus, többnyire szélsőségesen eutróf tavakra nem alkalmazható.

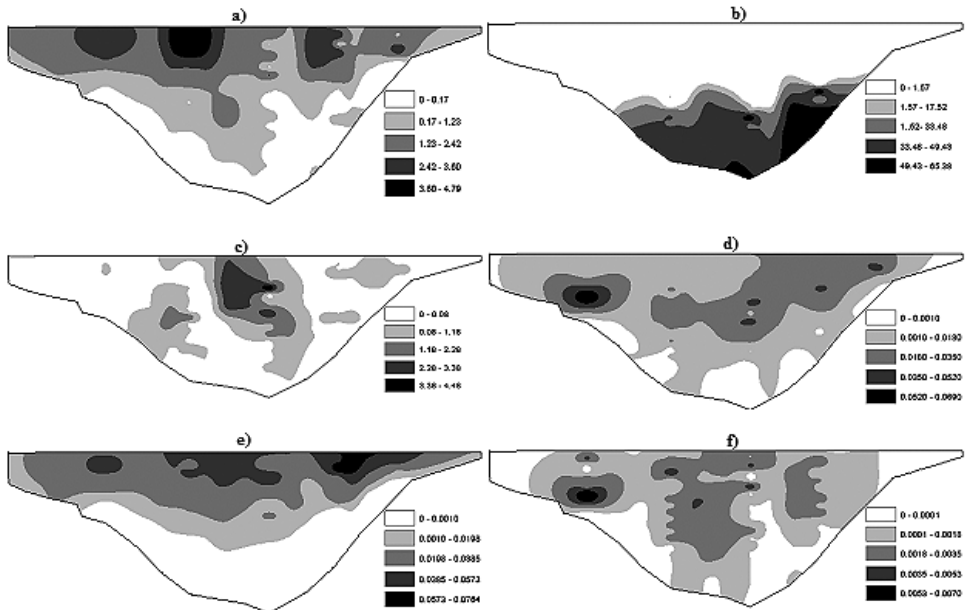
Amennyiben a nyár végi időszakban a magas légnyomással, zavartalan napsütéssel jellemezhető időszak több héten keresztül tartja magát, a fitoplankton akár ekvilibrum állapotba kerülhet, ami azt jelenti, hogy 2-3 faj dominanciája mellett egy nagy biomasszájú fitoplankton alakul ki mint klimaxasszociáció, s ez több héten keresztül fennáll anélkül, hogy jelentős szerkezeti vagy mennyiségi változás bekövetkezne. Ezek az asszociációk szinte kizárólag valamelyik cianobaktérium-csoport (S1, H1, Sn, M) dominanciáját jelentik, ami e csoportok potenciális toxicitása miatt mind magára a rendszerre, mind pedig a vízhasználatokra nézve, komoly kockázatot jelent.

2.5. A fitoplankton vertikális rétegződése

Az, hogy a mély tavak termálisan rétegzettek, közel két évszázada ismert a limnológusok körében (De la Beche, 1819). A rétegek többnyire stabilan elkülönülnek, és ez az elkülönülés a vizek egyéb kémiai és fizikai jellemzőiben is megfigyelhető. A rétegződés a tavak részleges vagy teljes felkeveredése eredményeként szűnik meg. A fölkeveredés mértéke, gyakorisága alapján számos típus különíthető el, melyek áttekintése jelen tanulmány kereteiben nem indokolt, márcsak azért sem, mert a rétegződési típusok és a keveredési mintázatok bemutatása ma már magyar nyelven is hozzáférhető (Padisák, 2005). Az utóbbi bő másfél évtized hazai kutatásai világítottak rá arra, hogy a vizek relatíve sekély volta nem jelenti azt, hogy ne lehetnének akár stabilan rétegzettek (Grigorszky és mtsai, 2003; Teszárné Nagy és mtsai, 2003; Borics és mtsai, 2011). A jelenség felismerése azért is fontos, mert a tavak fizikai és kémiai jellemzőinek vertikális grádiens mentén történő markáns változása a vizek élővilágának vertikális mintázatára is jelentős hatással van. A fitoplankton még a csupán múltó rétegzettséget mutató vizekben is jellegzetes rétegeket alkothat a vízoszlopban, a szélnek kevésbé kitett stabil termális rétegződést mutató, 4 méternél mélyebb holtmedreinkben és bányatavainkban pedig akár a teljes vegetációperiódusban is megfigyelhetők mélység szerinti különbségek mind az összetételben, mind pedig a biomasszában. A vizeink ökológiai állapotértékelése kapcsán e jelenségre nem mint érdekes kuriózumra kell tekinteni, hanem egy megoldandó problémára is, hiszen a korábbi környezetvédelmi és vízügyi gyakorlatban tavaink vízminősítése évtizedeken keresztül felszíni merített mintából történt. Mivel a jelenség jóval gyakoribb, mint ahogyan azt korábban véltük (Felföldy, 1981), ma már az 1-2 méter mélységű polimiktikus tavaknál is a teljes vízoszlop, vagy a fotikus réteg mintázását tartjuk elfogadhatónak.

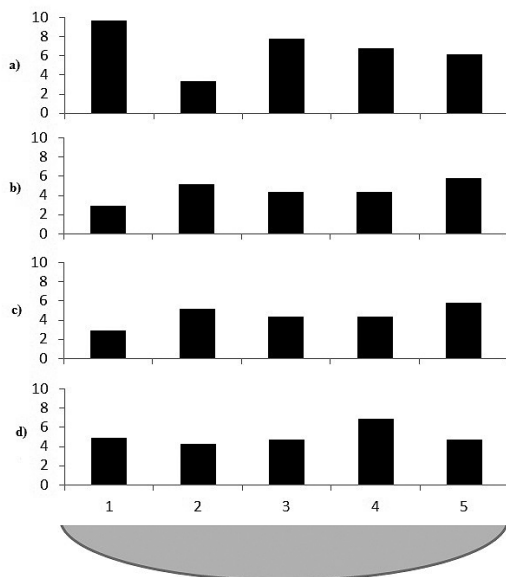
2.6. A fitoplankton horizontális különbségei

Régóta ismert jelenség, hogy a tavakban a fény, a tápanyagok mennyisége mélység függvényében változik, s ebből adódóan a fitoplankton is jellegzetes vertikális mintázatú. Az azonban, hogy egy vízterben horizontálisan is jelentős különbségek lehetnek mind a fitoplankton-összetételben, mind pedig a biomaszában, csak a távérzékelés elterjedésével kapott nagyobb hangsúlyt. Az óceánok, tengerek és nagyobb tavak esetén az algák mennyisége horizontálisan szinte mindig inhomogén. Ez nagyobb térbeli skálán főként a fény- és tápanyagviszonyokban megmutatkozó lokális különbségekkel magyarázható, míg kisebb skálán főként a szél által keltett vízmozgások, mint pl. a Langmuir-cirkuláció, vagy a seiche (tölengés) és az ahhoz kötődő, ún. torlódásos jelenségek idézik elő a horizontális különbségeket. A horizontális különbségek olykor kisméretű tavakban is megfigyelhetők. Borics és mtsai (2011) igazolták, hogy széltől védett holtmedrek fitoplanktonja nemcsak vertikálisan, de horizontálisan is heterogén, azaz határozott foltszerű elrendeződésű (1. ábra), aminek vélhető magyarázata az, hogy a felszíni rétegek lehűlése mind horizontális, mind vertikális áramlásokat indukál, melyek véletlenszerűen, lokálisan keverhetik a vertikális rétegeket.



1. ábra. Néhány algafaj és bíbor kénbaktérium vertikális eloszlása a Malom-Tisza-holtág egy keresztmetszében a) *Cylindropermopsis raciborskii*, b) *Thiopedia rosea*, c) *Aphanizomenon ovalisporum*, d) *Peridinium gatunense*, e) *Peridiniopsis elpatiewskyi*, f) *Ceratium hirundinella*.

A fitoplankton-összetétel és a biomassa horizontális különbségei nemcsak az állóvizekre jellemzőek. A vízfolyásokban, annak ellenére (vagy éppen azért) mert lotikus jellegűek, szintén nem homogén a fitoplankton térbeli eloszlása. A Tisza felső szakaszán (2006 nyarán), négy, egymást 500–1000 m távolságban követő keresztshelvényben végzett mintavétel eredményei igazolták, hogy a fitoplankton-biomassa egy adott shelvényen belül is jelentős különbséget mutat (2. ábra).



2. ábra. A fitoplankton-biomassa (mg l^{-1}) változása a Felső-Tisza négy egymást követő shelvényében. 1 és 5: bal, illetve jobb part közeli pontok, 3: mederközép, 2 és 4: köztes pontok.

A jelenség magyarázataként Istvánovics és Honti (2011) Szamoson végzett kutatásai adnak támpontot. A kutatócsoport igazolta, hogy számos planktonikus kovaalgafaj a folyómeder sekély, jó fényklímájú részein ideiglenesen bentoszban fordul elő, és intenzíven szaporodik. Ezekről a mederrészekről a véletlenszerűen érkező erősebb áramlatok ragadják magukkal a sejteket, jelentős térbeli eltéréseket eredményezve a biomasszában.

A fitoplankton horizontális inhomogenitása nemcsak elméleti jelentőséggel bír, hanem egy, a gyakorlatban, a mintavételek tervezésekor és kivitelezésekor is figyelembe veendő jelenség.

3. A VIZEKET ÉRŐ TERHELÉSEK

3.1. Stressz, illetve diszturbancia

Az ökológiai rendszereket számos hatás érheti, melyek időbeliségük alapján véletlenszerűen bekövetkező ritka események, adott periódussal jellemezhető hatások, illetve olyanok, melyek folyamatosan jelen vannak a rendszer életében. E hatások számos esetben úgy érintik a rendszereket, hogy azok egy adott változója a külső szemlélő számára negatív irányú változást mutat. Az ökológia szóhasználatában ezeket a hatásokat olykor stresszként vagy diszturbanciaként említik, sokszor annak igénye nélkül, hogy definiálnák, mit is értenek e fogalmak alatt. A létező definíciók többsége pedig vagy egy az ökológia szempontjából kezelhetetlen antropocentrikus szemléletet tükröz (értve ezalatt azt, amikor pl. stressznek tekintik azon hatásokat, melyek a szemlélő számára nemkívánatos irányba térítik a rendszert), vagy pedig úgy alakították ki őket, hogy egy másik ökológiai rendszerre már nem alkalmazhatók. Ilyen pl. Grime (2001) meghatározása, miszerint a stressz mindazon hatás, ami az organizmus forrásfelhasználását, növekedését, illetve szaporodását csökkenti. A stressz és diszturbancia fogalmi elválasztása azért is fontos, mert megnehezíti az ökológiai modellek közötti kapcsolatok felismerését és a modellek más élőlényegyüttesekre történő alkalmazásának lehetőségét. Amint azt a későbbiekben látni fogjuk, a fogalmak az ökológiai állapotértékelés kapcsán is előtérbe kerülnek, ezért nem kerülhető meg azok egzakt elhatárolása. Az általunk (Borics és mtsai, 2013a) javasolt definíció egy olyan modellre épül, mely a következő négy alapfeltételből indul ki.

1. Mind a stressz, mind pedig a diszturbancia magában kell, hogy foglalja a teljes folyamatot, a hatást, a fogadó rendszert és a rendszer válaszát is.
2. Irreleváns, hogy a kiváltott válasz a külső szemlélő által pozitívumként vagy negatívumként értékelhető.
3. A hatás frekvenciája ismert, és alapvető fontossággal bír.
4. Feltételezzük, hogy a rendszer leíró változói a rendszer ekvilibrium állapotában nem mutatnak lényeges változást.

A modell, ami alapján a két fogalom elhatárolható, azt vizsgálja, hogy mi történik a rendszerrel, ha különböző frekvenciájú és amplitúdójú hatások érik. E szerint számos kimenet képzelhető el. Alapesetben a rendszert érő hatások frekvenciája kicsi, így az adott változó akár jelentős kitérést követően is képes az ekvilibrium állapotra jellemző értéket fölvenni és megtartani mindaddig, míg újabb hatás éri. Azt az időintervallumot, mely alatt a rendszer visszatér az ekvilibriumállapotba, regenerációs időnek nevezzük. Amennyiben a rendszert

érő hatások frekvenciája változatlan amplitúdó mellett növekszik, akkor a rendszer nem képes regenerálódni, és a változó értéke egy alacsonyabb, illetve magasabb érték között változik. A frekvencia növekedtével a regeneráció szinte meg sem indul, így a rendszerváltozó szinte egy konstans értéken marad. Amennyiben a hatás amplitúdóját változatlan frekvencia mellett növeljük, elképzelhető, hogy a rendszer egyre távolabb kerül a kiindulási helyzettől, és egyre közelít egy olyan szélsőségesnek tekinthető érték irányába, amelynek elérése a rendszer létét veszélyezteti.

A modell alapján kézenfekvőnek tűnik elkülöníteni a két alaptípust:

1. Amikor a rendszert érő hatások frekvenciája alacsony, azaz a hatások a regenerációs időt meghaladó intervallumokban követik egymást.
2. A hatások frekvenciája nagy, azaz a hatások a regenerációs időn belül jelentkeznek. (Adott esetben a frekvencia olyan nagy is lehet, hogy azt már folytonos hatásként értelmezhetjük.)

Az első esetet definiálhatjuk diszturbanciaként, míg a második számút stresszként.

Ez a definíció a korábbi megközelítésekkel szemben számos előnnyel bír.

Mind a diszturbancia, mind pedig a stressz esetén a teljes folyamatot szemléli, a hatást, a fogadó rendszert és annak válaszát. Így elkerülhetők az olyan, gyakorta felbukkanó mondatok, hogy „a rendszert számos stresszhatás (vagy diszturbancia) érte, de az nem reagált”. Ezek során a priori feltételezik valamely hatásról, hogy az stresszt vált ki, vagy diszturbálja a rendszert függetlenül attól, hogy a rendszer mutat-e bármilyen reakciót.

Míg korábban élt az a nézet, hogy a stressz negatív, a diszturbancia pedig akár pozitív hatás is lehet, jelen definíció nem tesz ilyen különbséget. A szemléletváltás lényege, hogy az ökológiai rendszerre nem úgy tekint, mint egy, a társadalom (vagy lobbierdek) szempontjából valamilyen értéket hordozó, illetve szolgáltató rendszerre, melynek bizonyos kitüntetett rendszerleíró változóit adott határok közt kell tartani, s annak nemkívánatos irányba történő elmozdulása fogható fel stresszként vagy diszturbanciaként.

Az ökológiában számos olyan modellt dolgoztak ki, amely egy adott élőlénycsoport esetén nagyon jól alkalmazható, ugyanakkor nem adaptálható más rendszerekre. Grime (2001) teresztris növények adaptív stratégiáit leíró rendszere pl. stresszként tekint olyan tényezőkre, mint a hőmérséklet, a nedvesség, illetve a tápanyagtartalom, míg a fizikai hatásokat főként diszturbanciaként kezeli. Az általunk javasolt modell alapján hasonló következtetésre juthatunk, mivel a hőmérséklet, a víz és a tápanyagok is folytonosan ható tényezők, s így, amennyiben kiváltják a rendszer válaszát, stresszorként kezelhetők. Ez természetesen nem jelenti azt, hogy a fenti tényezők minden esetben stresszorok. Az általunk ja-

vasolt modell alapján elképzelhető olyan szituáció is, amikor a fenti tényezők nem stresszorként viselkednek, hanem diszturbanciát kiváltó hatásként, illetve fordítva. Mindez a frekvencia és a fogadó rendszer dinamikájának kérdése. Az egymást követő árhullámok pl. stresszhatásként értékelhetők a halfauna szempontjából, míg diszturbanciaként, amennyiben a bentikus kovaalgákra kifejtett hatását vizsgáljuk.

A környezet változása számos adaptációs mechanizmust vált ki a rendszerekből. A folyamatos, illetve nagy frekvenciájú hatások fiziológiai, populációs, illetve társulásszintű válaszokat indukálnak. A többszintű adaptáció egyik példája a fitoplakton alacsony fényintenzitáshoz történő alkalmazkodása. A mikroalgák egyedi szintű adaptációja során számos faj képes növelni a pigmenttartalmát, és megváltoztatni a pigmentkomponensek összetételét. A társulásszintű adaptáció során pedig a szelekció abba az irányba hat, hogy egyre inkább előtérbe kerülnek azok az algacsoportok, melyek kromatikus adaptációra képesek és/vagy sajátos alakjuknak köszönhetően képesek a fény nagyobb hatásfokkal történő hasznosítására.

Az adaptációs mechanizmusok csak akkor tudnak érvényre jutni, ha az egyedek, illetve populációk hosszabb időtartamon keresztül ki vannak téve a változásoknak, ezért hirtelen változásokhoz képtelenek alkalmazkodni. Természetesen elképzelhető olyan diszkrét esemény, ami a legérzékenyebb egyedek, illetve populációk eltűnését eredményezi, s így a társulás összetételének megváltozását vonja maga után, de ez nem tekinthető adaptációnak. Olyan események, mint pl. egy tó halfaunájának teljes pusztulása (Borics és mtsai, 2000), vagy akár a viharok (Scheffer, 1998) gyakran jelentkeznek a természetben, és gyakran eredményezik a rendszer elmozdulását egy alternatív stabil állapot irányába (Beisner, 2013). Fontos megjegyezni, hogy amennyiben egy élőlényegyüttes alkalmazkodott azokhoz az eseményekhez, illetve hatásokhoz, melyeket korábban stresszként értékeltünk, e hatások a későbbiekben már nem tekinthetők stresszoroknak. Ez esetben a rendszer számára e hatások megszűnése tekinthető stressznek vagy diszturbanciának. Chorus & Schlag (1993) igazolták, hogy a folytonosan átkeveredő tavaknál a nyugodt periódusok tekinthetők diszturbanciának.

A fentiekben egy, a hatások periodicitásán alapuló leegyszerűsített modell segítségével mutattam be azt, hogy mi a különbség a diszturbancia és a stressz között. E két, a rendszerek működését nagymértékben befolyásoló hatás (illetve válasz) elkülönítése azért is fontos, mert az ökológiai állapotértékelés tekintetében is vannak vonatkozásai. Értékelő módszerek kidolgozása során célunk az, hogy valamely terhelés hatását számszerű formában kifejezve jellemezzük a rendszer állapotát. Ilyen mérőszámokat (metrikákat) azonban csak stressz jellegű eseményekre lehet kialakítani, amit a hidrobiológiában többnyire a növényi tápanyag-, illetve szervesanyag-terhelés, savasodás, bizonyos hidromorfológiai beavatkozások,

vagy a nehezebben megfogható, de szintén folytonos terhelésként értelmezhető töhasználatok (pl. rekreáció, haltelepítés) idéznek elő.

3.2. A terhelések típusai

A terheléseket aszerint is csoportosíthatjuk, hogy az adott rendszer környezetének mely elemében történt a változás. Az ökológiai rendszerek esetén ezek leggyakrabban a kémiai összetétel, a közeg fizikai tulajdonságainak megváltozása, illetve bizonyos biológiai elemeket érintő, de a rendszer egészére hatással lévő események, mint pl. a halfauna manipulálása, úgymint túlhalászás és haltelepítés.

A vízi ökoszisztémákat, így az álló- és folyóvizeket a fent említettek mindegyike érintheti, azaz több stresszor együttes hatásával is számolni kell, s ez nagymértékben megnehezíti az ökológiai állapotértékelő módszerek kidolgozását, s azok alkalmazását is, gondolva itt az eredmények értelmezésére. A fitoplankton esetében pl. a növényi tápanyagtartalom növekedése az, ami leggyakrabban előtérbe kerül, de ez korántsem jelenti azt, hogy mindig is ez a terhelés van legdrasztikusabb hatással a fitoplankton összetételére. A szerves terhelések, a hidromorfológiai beavatkozások, vagy a trofikus kapcsolatokon keresztül érvényesülő közvetett hatások olykor szintén jelentős átrendeződést idéznek elő a fitoplankton összetételében és mennyiségében.

3.2.1. Hidromorfológiai beavatkozások

A hidromorfológiai beavatkozások fitoplanktonra gyakorolt hatása legeklatánabb módon a vízfolyásoknál jelentkezik. A nagy folyók vízgyűjtőjén kialakított medertározók nagy mennyiségű lebegőanyagot ülepítenek ki a vízből, ami mind a felvízi, mind pedig az alsó szakaszok fényklímáját pozitívan befolyásolja, hozzájárulva ezzel azok eutrofizálódásához. A medertározóknak ismert ezzel ellentétes irányba mutató hatása is. A duzzasztott szakaszon a vízáramlás sebessége olyan mértékben lecsökkenhet, hogy nemcsak a durva hordalék ülepszik ki a vízoszlopból, hanem a nagyméretű és a szilíciumtartalmuk miatt jelentős tömegű kovaalgák is. Ez a folyamat mintegy oligotrofizálja a vizet. A jelenség a Tisza magyarországi felső szakaszán, a Szamos-torkolat és Tiszalök közötti folyószakaszon figyelhető meg (Istvánovics és Honti, 2011). Számos egyéb olyan hidromorfológiai beavatkozás ismert, melyeknek komoly hatása van a fitoplankton összetételére és mennyiségi viszonyaira, de olyan értékelő módszert, amely ezek hatását kívánna jellemezni, még nem dolgoztak ki.

3.2.2. *Biológiai hatások*

Az ökológiában számos tapasztalat támasztja alá azt a nézetet, hogy a tápláléklánc alsó szintjeinek elemei főként alulról (a tápanyagok irányából), míg a fentebbi szintek inkább felülről (a fogyasztók felől) limitáltak. A fitoplankton elsődleges termelőként a legalsó szintet foglalja el a nyílt vízi ökoszisztémákban, ezért értelemszerűen főként a fény és a hozzáférhető tápanyagok irányából limitált. Jól ismert jelenség azonban, hogy a nagyméretű zooplanktonfajok képesek drasztikusan befolyásolni a fitoplankton mennyiségét, olykor egy eutróf állapotban lévő tó fitoplanktonját is képesek szinte teljesen „lelegetni”. (A hidrobiológia a tavak ezen állapotát „clear water phase”-nek, azaz tiszta vízű állapotnak nevezi.) A zooplankton mennyiségét és minőségét fölülről a víz halfaunájának összetétele és a halak mennyisége szabják meg. A halállomány manipulálásával közvetett módon tehát lehet a fitoplankton mennyiségét is szabályozni. A módszer nemcsak elméleti szinten működik, hanem átkerült a gyakorlatba is, és mára a tőrehabilitáció egyik meghatározó elemévé vált. Ennek ellenére olyan fitoplankton alapján működő módszer, ami a trofikus kapcsolatokon keresztül érvényesülő biológiai hatások intenzitását jeleznék, nem ismert.

3.2.3. *Szerves terhelések*

Szerves terhelések során a vizek nagy mennyiségű, többnyire könnyen bontható allochton szerves anyaghoz jutnak, ami értelemszerűen a vizek heterotróf anyagcseréjére, a lebontást végző szervezetekre van közvetlen hatással. A szerves terhelések biológiai konzekvenciáival foglalkozó tudományterület a szaprobiológia. Mivel a 19. század második felében a vizek állapotát elsősorban a kommunális eredetű szerves terhelések alakították, az első biológiai értékelő módszerek is a szerves terhelések mértékének megállapítását célozták. Ezért is írta Felföldy (1987), hogy „A biológiai vízminősítés bölcsőjét a szaprobiológia ringatta”.

Bár az algák fotoautotróf szervezetek, így létüket elsősorban a szerves tápanyagok és a fény határozzák meg, a fitoplankton mennyisége és összetétele a szerves terhelések hatására is jelentős mértékben megváltozik. Ennek számos magyarázata van. Az algák jelentős része mixotróf szervezet, azaz fakultatívan akár heterotróf módon is táplálkozhatnak. Egyes csoportjaik oldott, mások partikulált formában is képesek szerves anyag felvételére. Vannak fajok, melyek fényben szegény, ám könnyen metabolizálható, szerves anyagokban gazdag milióban színyanyagokat nem is tartalmaznak, azaz pusztán heterotróf módon táplálkoznak. Érthető, hogy a mixotrófiára képes szervezetek szerves terhelés esetén olyan előnyökhöz juthatnak, melyek lehetővé teszik intenzív szaporodásukat, s ezzel

a plankton összetétele látványosan megváltozik. A szerves anyagok nagy mennyiségű jelenlétének gyakori következménye a nemkívánatos bomlástermékek megjelenése a vízben. Ilyen pl. az ammóniumion, amelynek a pH- és a hőmérséklet növekedésével egyre nagyobb hányada mérgező, szabad ammóniaként van jelen a vízben, vagy az ugyancsak toxikus kénhidrogén, ami viszont savas kémhatás erősödése esetén figyelhető meg a vizekben. Ezek (és egyéb szerves molekulák) jelenlétét nem minden algaszervezet tolerálja, ami szintén megmutatkozik a fitoplankton összetételében. A szerves anyagok a vizek fényklímáját is jelentős mértékben befolyásolhatják. Ez különösen igaz a huminanyagokra, amelyek többnyire diffúz módon érhetik el a felszíni vizeket.

A szerves terhelések kimutatására és értékelésére kidolgozott szaprobiológiai rendszerek lényege az, hogy a vízi élőlények jelentős részére (makroszkopikus és mikroszkopikus méretűekre egyaránt) ún. szaprobiológiai indikátorértéket állapítanak meg, s ezen értékeket az adott mintában előforduló taxonok relatív gyakoriságával súlyozva összegzik. Így egyetlen számértékkel jellemzik a víz szaprobitását.

Bár a szaprobiológiai minősítések jelentős része makroszkopikus vízi gerinctelenek vizsgálatán alapult, Közép- és Kelet-Európa számos országában a merített vízminta planktonikus közösségeit értékelték. E mintákban érthető módon döntő részben algaszervezetek vannak jelen, így elkerülhetetlen volt, hogy valamilyeni gyakori algataxon szaprobiológiai indikátor értéket kapjon. Az indikátorértékeket szakértő csoportok időről időre átdolgozták, és bővítették a bevont fajok körét (Gulyás, 1998). A felszíni vizek biológiai vízminősítése hazánkban egészen a kétezres évek elejéig így zajlott, míg azt a Víz Keretirányelv követelményeinek megfelelő újabb módszerek föl nem váltották.

3.2.4. *Növényi tápanyagterhelés*

A hidrobiológia talán legjelentősebb felismerése a 20. században az volt, hogy a tavak, tengerek és nagy potamális folyók elsődleges termelésében bekövetkezett drasztikus növekedésért a növényi tápanyagok mennyiségének növekedése a felelős. Ez a mára már triviálisnak nevezhető tény korántsem volt egyértelmű. A vizeket terhelő szerves anyagokat a vízi ökoszisztéma rövid idő alatt ásványi anyagokká alakítja, így a szerves és szervesetlen terhelés szorosan kapcsolódik. A korábban használt terminológia nyelvén kifejezve, a szaprobitás növekedése óhatatlanul maga után vonja a trofitás növekedését – és *vica versa*.

Sawyer már 1947-ben fölhívta a figyelmet arra, hogy amennyiben a tavaszi cirkuláció idején, Wisconsin állam tavaiban, bizonyos kritikus tápanyag-koncentrációk (TP = 10 $\mu\text{g l}^{-1}$, TN = 300 $\mu\text{g l}^{-1}$) voltak mérhetőek, a vegetációs periódusban vízvirágzással lehetett számolni. Bár az ehhez hasonló sporadikus információ-

ók már sejtették, hogy a fitoplankton biomaszájának változásában döntő szerepük van a növényi tápanyagok mennyiségének, valóban meggyőző mennyiségű adattömeg azonban csak azt követően állt rendelkezésre, hogy a vizek klorofill-a-tartalmának mérésével egy, a fitoplankton-biomassza becslésének könnyen kivitelezhető módszere széleskörűen elterjedt. A 20. század második felében a terepi vizsgálatok már sejtették, de végül is a laboratóriumi, illetve tó szinten végzett tápanyag manipulációk igazolták megcáfolhatatlanul, hogy a fitoplankton leggyakrabban foszfor és nitrogén által limitált. [Egyes csoportjai olykor szilícium (kovamoszatok) vagy szén által (Chrysophyceae) is limitáltak lehetnek.] Az eutrofizáció (azaz a vizek növényi tápanyagtartalmának növekedése és az ezzel együtt járó elnövényesedés) globális problémává válása kényszerítette ki azokat a nagyléptékű kutatásokat, melyek eredményeként ma már jelentős ismereteink vannak a témát illetően. Sakamoto (1966), Dillon és Rigler (1974), valamint Vollenweider (1976) alapvető munkáit követően számos további közlemény látott napvilágot, melyekben a szerzők a tápanyagok (elsősorban az összesfoszfor) és a klorofill-a-tartalom közötti empirikus összefüggést igyekeztek leírni. Fontos megemlíteni, hogy a modelleket eredetileg növényi tápanyagterhelésre dolgozták ki (Vollenweider és Kerekes, 1980), de mivel ezek becslésére az esetek többségében nincs mód, a szerzők kénytelenek voltak a mért koncentrációkkal dolgozni.

A növényi tápanyagtartalom (az esetek döntő részében foszfor) és a fitoplankton-biomassza közötti összefüggés leírása többnyire olyan lineáris modell alapján történik, melynek mind a független, mind a függő változója logaritmikus formában van megadva:

$$\log(\text{Chl-a}) = a \times \log(\text{TP}) + b$$

ahol „a” a meredekség, TP az évi, vagy vegetációperiódus-beli átlagos összesfoszfor-tartalom, „b” pedig a regressziós egyenes függőleges tengelymetszete.

Az elmúlt negyven év legismertebb kutatásainak eredményei összegezhetőek oly módon, ha megadjuk a modellek paramétereit, a determinációs együtthatót (R^2) és egy jellemző tápanyagtartalomhoz rendelhető klorofill-a-koncentrációt (4. táblázat; Phillips, 2008 nyomán).

4. táblázat. Az összesfoszfor- és a klorofill-a-tartalom közötti összefüggés különböző kutatók eredményei alapján.
(A számított klorofill-a-mennyiség a $TP = 35 \mu\text{g l}^{-1}$ értékre vonatkozik.)

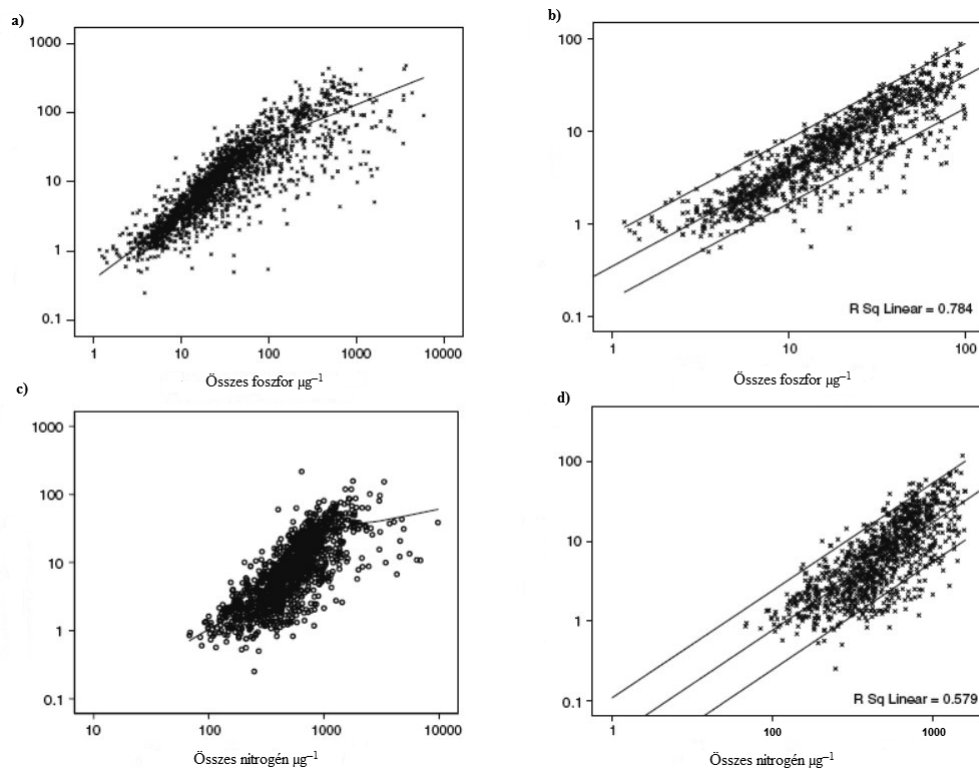
	Tengely metszet	Merekség	Regresszió mértéke R^2	Számított Chl-a
OECD (1982)	-0,432	0,79	0,77	5,4
Classen (1980) (OECD sekély tavak és tározók)	-0,268	0,720	0,76	6,3
White (1983)	-0,638	0,940	0,45	6,5
Phillips (2008) (mély tavak)	-0,286	0,776	0,65	8,2
Rast and Lee (1978)	-0,260	0,760	0,59	8,2
Prairie et al. (1989)	-0,390	0,874	0,69	9,1
Vollenweider (1976)	-0,432	0,910	0,76	9,4
Havens and Nürnberg (2004)	-0,156	0,738	0,60	9,6
Nürnberg (1996)	-0,250	0,799	0,64	9,6
Havens and Nürnberg (2004)	-0,240	0,813	0,59	10,4
Phillips (2008) (alkalikus sekély tavak)	-0,306	0,868	0,52	10,8
Dillon and Rigler (1974)	-1,136	1,449	0,92	12,6
Phillips (2008)	-0,455	1,026	0,78	13,5
Jones and Bachmann (1976)	-1,090	1,460		14,8
Phillips GL (2008) (kevésbé alkalikus sekély tavak)	-0,528	1,108	0,81	15,2
Seip et al. (2000)	-0,443	1,123	0,93	19,5

5. táblázat. Az összes nitrogén- és a klorofill-a-tartalom közötti összefüggés különböző kutatók eredményei alapján.
(A számított klorofill-a-mennyiség a $TN = 875 \mu\text{g l}^{-1}$ értékre vonatkozik.)

	Tengelymetszet	Merekség	Regresszió mértéke R^2	Számított Chl-a
Nürnberg (1996)	- 2,180	1,114	0,38	12,5
Prairie et al. (1989)	- 3,131	1,445	0,69	13,2
Prairie et al. (1989)	- 2,888	1,371		14,0
Phillips (2008) REBECCA adatbázis	- 2.828	1,355	0,58	14,4
Phillips (2008) (lakes N:P 10-17)	- 1,761	1,034	0,53	19,1
White (1983)	- 2,699	1,410	0,74	28,1
Prairie et al. (1989)	- 1,627	1,072		33,6

Amint az látható, jelentős különbségek adódnak a modellparaméterek, a regresszió mértéke és a becsült fitoplankton-biomassa tekintetében is. Ezek magyarázata az, hogy a szerzők különböző tópopulációkkal dolgoztak. A lineáris függvény merekségét alapvetően az határozza meg, hogy a vizsgálatba bevont

tavak mekkora hányadát teszik ki a foszforban szegény oligotrofikus rendszerek, illetve milyen széles az a tartomány, melyben az összefüggést vizsgálták. Különösen tanulságos a Phillips és mtsai (2008) által javasolt megközelítés, mivel az összefüggést ők tótipusok szerint adták meg.

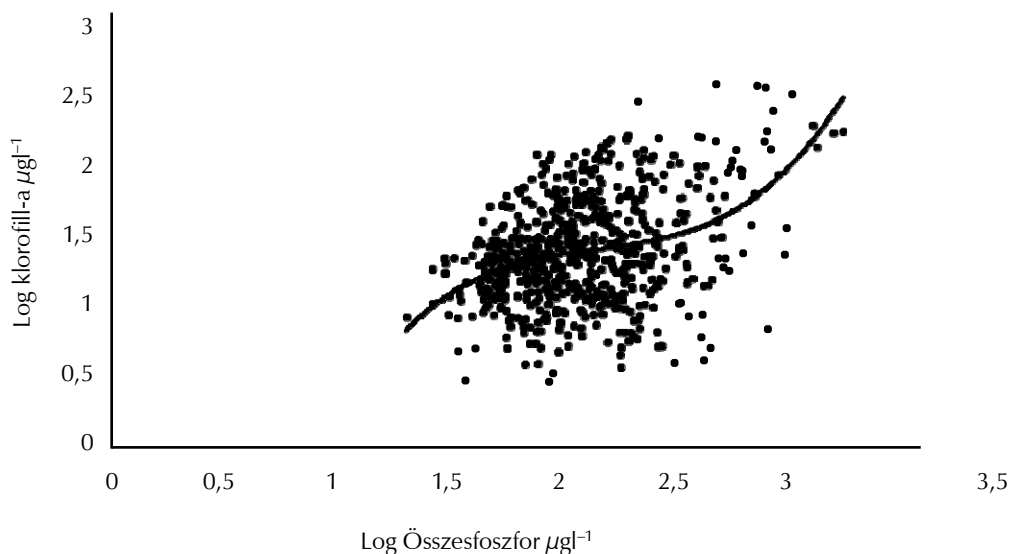


3. ábra. A növényi tápanyag-koncentrációk és a klorofill-a-tartalom közötti összefüggés Phillips és mtsai (2008) alapján: a), c): a teljes koncentráció-tartományon értelmezve; b), d): a lineáris modellek tartományában értelmezve.

A lineáris modell megadása előtt egy előzetes adatelemzést is végeztek ún. LOESS-technikát (Cleveland, 1979) alkalmazva, ami igazolta, hogy a növényi tápanyagtartalom és a fitoplankton-biomassza közötti kapcsolat alapvetően nem lineáris (3. ábra). Amennyiben a terhelés- (illetve koncentráció) tartomány kellően széles, az összefüggés egy kezdeti lineárisan növekvő, majd egy aszimptotikus kapcsolattal jellemezhető. Ez mind az összesfoszfor-klorofill-a, mind pedig az összes nitrogén-klorofill-a-kapcsolatnál igazolt. Fontos kiemelni azt a koncentrációértéket, ameddig a lineáris kapcsolat fennáll. Ez az összesfoszfor esetén $100 \mu\text{g}^{-1}$, az összes nitrogén esetén pedig $1700 \mu\text{g}^{-1}$. A fenti áttekintésben a foszfor jóval nagyobb szerepet kapott, mint az ugyancsak esszenciális nitrogén. Ennek oka az, hogy az empirikus modellekben a nitrogén-klorofill összefüggés kevésbé

szoros [a magyarázott varianciarányad (R^2) alacsony]. A nitrogén biogeokémiai ciklusa (a nitrogénfixáció, a denitrifikáció és nitrifikáció miatt) bonyolultabb, mint a foszforé, a nitrogénformák gyorsan, és a ritka mintavételek miatt nem követhető módon alakulnak egymásba. Mindazonáltal Reynolds (2006) szerint hozzávetőleg $100 \mu\text{gl}^{-1}$ ásványinitrogén-koncentráció fölött a fitoplankton már nem nitrogénlimitált. (Ugyanitt ortofoszfát-foszforra nézve ez $3 \mu\text{gl}^{-1}$ érték olvasható). Sas (1989) oldott nitrogénre szintén $100 \mu\text{gl}^{-1}$ értéket, összesfoszforra pedig $5\text{-}10 \mu\text{gl}^{-1}$ értékeket tart limitálóknak.

A fõnt bemutatott foszfor-klorofill-a empirikus modelleket számos bírálat érte. White (1989) jelezte, hogy a modellek számos olyan tó adatait is tartalmazzák, melyek valójában nitrogénlimitáltak. Amíg ezek benne maradnak a rendszerben, nagymértékben gyengítik a modellek prediktív erejét. Az összefüggés még a lineáris szakaszban, azaz a $0\text{-}100 \mu\text{gl}^{-1}$ összesfoszfor-tartományban is rendkívül nagy szórással jellemezhető. Az egyik legelfogadottabb, a Vollenweider-féle modell alapján pl. $100 \mu\text{gl}^{-1}$ évi átlagos összesfoszfor-tartalomhoz szélsőértékként $7,6$ és $76 \mu\text{gl}^{-1}$ klorofill-a-tartalom is tartozhat. Ugyancsak problémát jelent, hogy a kapcsolat a magasabb koncentrációtartományban már aszimptotikus jellegű, azaz a növényi tápanyagtartalom további növekedése már nem jár együtt a fitoplankton-biomassza emelkedésével. Fontos azonban megemlíteni, hogy a hazai sekély tavaink, illetve tározóink adatai alapján végzett elemzéseink azt igazolják, hogy bár a kapcsolat nagy szórással jellemezhető, de a magasabb koncentrációtartományban is várható klorofill-a-tartalom-növekedés (4. ábra).



4. ábra. A növényi tápanyag-koncentrációk és a klorofill-a-tartalom közötti összefüggés hazai állóvizeknél.

Jóllehet a modellek illusztratívák, vitathatatlan, nem kellően erősek ahhoz, hogy a mérnöki eszköztár részét képezzék. Kalff (2002) szerint e modellek erejét az növelheti, ha azok jól lehatárolt geográfiai területhez köthetők, és olyan egyéb változók is szerepet kapnak, mint a hidrológia, a geológia, a területhasználat, a tórmorfometria vagy a bióta. A modellek létező bizonytalanságai mellett az mindenképpen megállapítható, hogy a hazai állóvizeink magas növényi tápanyag-koncentrációjuk miatt kívül esnek azon tartományon, melyben a kapcsolat szoros és a lineáris modell meredeksége nagy. Ez a gyakorlat számára annyit jelent, hogy ezen állóvizeknél a tápanyagterhelés csekély mértékű csökkentése nem jár jelentős fitoplanktonbiomassza-csökkenéssel. Ugyanakkor az sem mondható, hogy a növényi tápanyagtartalom egy adott értéket követően már lényegtelen, azaz a víz tovább szennyezhető. Extrém tápanyag-koncentrációk mellett valóban megnő a kiugróan magas fitoplankton-biomassza kialakulásának lehetősége.

4. A FITOPLANKTON LEHETSÉGES MÉRŐSZÁMAI

4.1. Trofikus kategóriák

Már a hidrobiológia korai korszakában jelentkezett az az igény, hogy az állóvizeket produkcióbiológiai szempontok alapján csoportosítsák. Az elő trofikus skála mentén történő csoportosításra Naumann (1919) tett javaslatot. A korábban Weber (1907) által a lápok megkülönböztetésére használt oligotróf, illetve eutróf jelzőket Naumann a tavakra alkalmazta, és ezek mellett egyéb trofikus típusokat is definiált. Az ezt követő évtizedekben további számos olyan kategóriarendszert dolgoztak ki, melyek a tavakat trofikus állapotuk alapján igyekeztek leírni és tipizálni. A szakma által leginkább elfogadott trofikus kategóriákat egy, az OECD (1982) által finanszírozott átfogó kutatás szolgáltatta. A kutatási jelentésben mind a növényi tápanyagokra, mind pedig a klorofill-a-tartalomra nézve határértékek vannak megadva (6. táblázat), melyek az oligotróf, mezotróf, illetve eutróf állapotok elkülönítését szolgálják.

6. táblázat. A tavak trofikus típusai és a jellemző változókra megadott határértékek.

	Összesfoszfor ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Inorganikus nitrogén ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Klorofill-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Klorofill-a	Secchi átlátszóság (m)	Secchi átlátszóság (m)
	(éves átlag)	(éves átlag)	(éves átlag)	(max)	(éves átlag)	(min)
ultra- oligotrofikus	≤ 4	< 200	≤ 1	$\leq 2,5$	≥ 12	≥ 6
oligotrofikus	4–10	200–300	1–2,5	2,5–8	6–12	3–6
mezotrofikus	10–35	300–500	2,5–8	8–25	3–6	3–1,5
eutrofikus	35–100	500–150	8–25	25–75	3–1,5	1,5–0,7
hipertrofikus	> 100	> 1500	> 25	> 75	$< 1,5$	$< 0,7$

Hasonló táblázatok más kiadványokban is szerepelnek (Willén, 2000; Wetzel, 2001), ami azért nem szerencsés, mert növelik a tavak trofikus besorolása körüli bizonytalanságot. A magyarországi állóvizek trofikus állapotát ismerve Felföldy (1987) egy finomabb felbontású és engedékenyebb határértéket tartalmazó tipizálást javasolt (7. táblázat). A klorofill-a-határértékek mellett javaslatot tett a trofikus állapotok fitoplankton-egyedszám alapján történő tipizálására is.

7. táblázat. Határértékek hazai állóvizek trofikus értékelésére.

Trofikus kategóriák	Algaszám (millió ind. l ⁻¹)	Klorofill-a (µg l ⁻¹) aktuális
atrofikus	0	0
ultra-oligotrofikus	< 0,01	< 1
oligotrofikus	0,01–0,05	1–3
oligo-mezotrofikus	0,05–0,1	3–10
mezotrofikus	0,1–0,5	10–20
mezo-eutrofikus	0,5–1	20–50
eutrofikus	1–10	50–100
eu-politrofikus	10–100	100–200
politrofikus	100–500	200–800
hipertrofikus	> 500	> 800

Meg kell azonban jegyezni, hogy a fitoplankton-ökológia az utóbbi évtizedekben már mellőzi az algaegyedszámok alkalmazását, mivel az egyes fajok között akár 10^4 nagyságrendnyi eltérés lehet a térfogat, illetve biomassa tekintetében. A gyakorlatban ezért ma már kizárólag csak a fitoplankton ösztérfogata (biovolume) vagy összbiomasszája (amit úgy számolunk, hogy az algák sűrűségét 1-nek tekintjük) az elfogadható mutató.

A fitoplankton a folyóvizek ökológiai rendszerének is szerves részét képezi. Mennyisége a folyásirány szerint növekszik. A folyók alsó, ún. potamális szakaszán akár a tavakéhoz hasonló fitoplankton biomassa is kialakulhat, ezért a folyók trofikus állapotának jellemzése ugyancsak elengedhetetlen. A vízfolyások trofitás alapon történő osztályozásához Dodds és mtsai. (1998) javasoltak határértékeket (8. táblázat).

8. táblázat. Határértékek vízfolyások trofitás alapján történő osztályozásához (Dodds és mtsai, 1998). (A táblázatban szereplő értékek éves átlagokra vonatkoznak.)

	Összesfoszfor (µg l ⁻¹)	Összes nitrogén (µg l ⁻¹)	Klorofill-a (µg l ⁻¹)
oligotrofikus	< 25	< 700	< 10
mezotrofikus	25–75	700–1500	10–30
eutrofikus	> 75	> 1500	> 30

Fontos hangsúlyozni, hogy a vizek fent bemutatott, trofitás alapján történő osztályozása nem azonos azok ökológiai állapotértékelésével. A természetben

antropogén hatásoktól függetlenül is léteznek olyan tótípusok, melyek eu- vagy akár hipertrofikusak is lehetnek.

A biomaszabecslés leggyakrabban alkalmazott módszere a szűrt plankton-minta-szüredék klorofill-a-tartalmának meghatározásával végezhető. A módszer elve az, hogy a nyílt vízben az algák képezik az egyetlen klorofillal rendelkező mikroszkopikus csoportot, így a klorofill-a-tartalom mérése szoros kapcsolatot kell mutasson az algák mennyiségével. Az algabiomassza és a klorofill-a-tartalom azonban korántsem mutat szoros összefüggést, ugyanis az egységnyi tömegre (vagy térfogatra) eső klorofill mennyiségét számos tényező befolyásolja. A sejtek relatív klorofill-a-tartalma nagyobb a kisebb méretű sejteknél, növekvő populációkban, illetve fénylimitáció esetén. A klorofill-a-tartalom relatív aránya kisebb a nagy denzitású populációkban, illetve a nagyobb méretű algasejteknél. A környezeti tényezők mellett a taxonómiai pozíció is meghatározó lehet; ismert például, hogy a zöldalgák klorofill-a-tartalma nagyobb, mint más taxonoké. Mindezek miatt az algák biomasz-arányos klorofill-a-tartalma nagy szórást mutat, értéke 0,1%-tól egészen 9,7%-ig terjedhet (Vörös és Padisák, 1991).

9. táblázat. A trofikus kategóriák algabiomassza alapján történő elkülönítése (Dokulil, 2003 alapján).

Trofikus kategóriák	Algabiomassza (mg l ⁻¹)			
	Heinonen (1980)	Rosén (1981) Rott (1984)	Brettum (1989)	Willén (2000)
ultra-oligotrofikus	< 0,2		< 0,12	< 0,1
oligotrofikus	0,21–0,5	0,1–0,4	0,12–0,4	0–0,5
oligo-mezotrofikus	0,5–1,0		0,4–0,6	
mezotrofikus	1,0–2,5	0,5–5,0	0,6–1,5	0,5–1,5
mezo-eutrofikus			1,5–2,0	1,5–,5
eutrofikus	2,5–10	> 2	2,0–5,0	2,5–5,0
politrofikus			2,5–5,0	
hipertrofikus	> 10		> 5,0	> 5,0

4.2. A növényi tápanyagtartalom és a fitoplankton taxonómiai összetétele

A múlt század 20-as éveiben Pearsall angliai tavakon végzett vizsgálatai igazolták, hogy kapcsolat van a vízben oldott anyagok mennyisége és a fitoplankton összetétele között. A fitoplankton környezeti igényeivel kapcsolatos ismeretek bővülése eredményeként a 40-es években jelentek meg azok az indexek, me-

lyekkel a kutatók a vizek állapotát kívánták jellemezni. Az első indexek olyan arányszámok voltak, melyeket az egyes algacsoportokban megfigyelt taxonok számának hányadosaként állítottak elő. Az első ilyen mérőszámot Thunmark (1945) javasolta svéd tavak állapotának jellemzésére.

Chlorococcales-index *Chlorococcales/Desmidiáles*

Ezt követően Nygaard (1949) dániai tavakon végzett vizsgálatai alapján további négy mérőszámot javasolt:

Összetett index

(Cyanobacteria+Chlorococcales+Centrales+Euglenophyta)/Desmidiáles

Diatóma-index *Centrales/Pennales*

Cyanophyta-index *Cyanophyta/Desmidiáles*

Euglena-index *Euglenophyta/(Cyanophyta+Chlorococcales)*

Ezek valódi taxonómiai indexek, melyekben a mintában előforduló taxonok száma, s nem pedig azok mennyisége szerepel. Arra, hogy ezeket az indexeket miként lehet értelmezni a trofitás becslésekor, Höhne és Klose (1966) tett kísérletet.

10. táblázat. A taxonómiai indexek egyes trofikus kategóriákra javasolt határértékei.

	Cyanophyta	Chlorococcales	Diatoma	Euglena	Összetett
Oligotrofikus	0,1–0,3	1	0–0,2	0–0,1	1
Eutrofikus	0,3–3	1–1,25	0,2–3	0,1–0,4	1–5
Politrofikus	0,5–5	2,5–3,1	0,4–6	0,4–0,5	5–20

A taxonómiai indexeket több kritika is érte. Nygaard (1955) pl. maga sem találta alkalmazhatónak indexeit kanadai tavakra. A metrikákkal kapcsolatos problémák a taxonok autökológiai sajátosságainak nem kellő ismeretéből és metodikai hiányosságokból adódnak. Az utóbbi évtizedek kutatásai igazolták, hogy a korábban oligotrofikus indikátoroknak vélt Desmidiálesek a rend szintjén semmiképpen sem tekinthetők azoknak. Számos fajuk kifejezetten kedveli az eutróf vizeket. Ugyanez mondható el pl. a Diatóma-index kapcsán is, ahol a nevezőben szereplő Pennalesek nem tekinthetők oligotrofikus indikátoroknak, miként a Centralesek sem eutrofikusoknak. Az indexeket taxonszámok hányadosaként állítjuk elő, így, ha a nevezőben szereplő taxonból nem fordult elő egy sem a mintánkban, elvileg 0-val kellene osztani. Ez orvosolható úgy, hogy minimum 1 szerepeljen a nevezőben, ekkor valójában az index értéke megegyezik a számláló taxonszámával. A taxonok száma nem más, mint a legegyszerűbb diverzitásmetrika. A taxonszámra

a fitoplankton-ökológia, valamint a mikrobiális diverzitással foglalkozó irodalmak úgy tekintenek, mint egy rendkívül bizonytalan mérőszámra, aminek oka az, hogy értékét rendkívüli mértékben befolyásolja a mintavételi erőfeszítés és a mintafeldolgozás módja. Az indexek kidolgozásakor például a planktonháló elengedhetetlen kelléke volt az algológusok mintavételi eszköztárának. Az indexek valójában a hálóplanktonminta mikroszkópos feldolgozása során végzett „fajvadászat” eredményei. Az így előállított fajlistákban a nagyméretű taxonok óhatatlanul fölül reprezentáltak. Teljesen mást kapunk a merített planktonminták fordított mikroszkópos analízisével, jóllehet a taxonszám esetén még e módszert alkalmazva is jelentős eltérések lehetnek. A rendszereket ért kritikáknak köszönhetően Järnefelt (1952, 1956) egy teljesen más elvi alapokon nyugvó rendszert javasolt. Az egyes alfafajokat, attól függően, hogy milyen trofitású tavakban fordulnak elő, oligotrofikus és eutrofikus indikátorcsoportokba sorolta. Ez alapján két metrikát számolt; az egyik az adott vízben előforduló eutrofikus és oligotrofikus indikátorszervezetek számának hányadosa, míg a másik az adott csoportokba tartozó fajok osztérfogatának hányadosa. Ez utóbbi metrika elvét tekintve szinte azonos azokkal, melyeket ma korszerűnek tekint és a gyakorlatban is alkalmaz a szakma.

Az indikátorfaj-koncepció a múlt század közepétől nyert nagyobb teret. Folyamatosan jelentek meg az újabb és újabb listák az oligotróf, illetve eutróf indikátoroknak vélt fajokról (Teiling, 1955; Rawson, 1956; Palmer, 1969; Heinonen, 1980; Rosén, 1981; Kümmerlin, 1990). Valamennyi esetben jelentkezett azonban az a probléma, hogy maguk a listák és az azok alapján kalkulált indexek is csak arra a tópopulációra jellemzőek, melyekre az indexeket kifejlesztették. Az említett kutatók többsége skandináv, illetve észak-amerikai tavak vizsgálata alapján állította össze listáit, így azok teljesen alkalmatlanok voltak közép-, illetve dél-európai vizek értékelésére. Azt, hogy ezen indikátorlisták hazánkban teljesen használhatatlanok, mi sem szemlélteti jobban, mint az, hogy a listákban a Chrysophyceae fajok szinte mindegyike, mint oligotrofikus indikátor szerepel, ugyanakkor e fajok a hazai eutróf vizekben is (akár jelentős biomassza-részesedéssel) előfordulhatnak.

A pusztán indikátorfajokon alapuló metrikák korlátozott alkalmazhatósága miatt már a 80-as évektől kezdődően jelentek meg olyan próbálkozások, amelyek az algák mennyiségi viszonyait is igyekeztek figyelembe venni, azaz az indikátorfajok alapján képzett mérőszámokat kombinálták a biomasszával (Hörnström, 1981; Tremel, 1996; Brettum, 1989), illetve az összesfoszforral (Schönfelder, 1997).

Az indikátorfaj-koncepció legfrissebb eredménye a Phillips és mtsai (2012) által publikált, ún. Fitoplankton Trofikus index (PTI), amit 20 európai ország 1795 tavának (köztük számos hazai tónak) vegetációperiódusban gyűjtött mintái alapján adtak meg az egyes nemzetségekre. Jóllehet az adatbázis kellően nagy volt, a fajsintű analízishez azonban még ez sem tartalmazott minden esetben kellő számú adatot, illetve szembe kellett nézni azzal az örök problémával is,

hogy a különböző adatgazdák által nyújtott adatok taxonómiai megbízhatósága igen eltérő. Mindazonáltal a módszer legfőbb erénye az objektivitás, mivel alapja az adott taxon összesfoszfor-skála mentén való optimumának megadása. A módszer eredményeként tehát egy olyan indikátorértéket kaptak, mely jellemzi az egyes alganemzetségek összesfoszfor-optimumát. Ezt a metrikát több ország alkalmazza mint kompozíciós metrikát a tavak fitoplankton alapján történő állapotértékeléséhez.

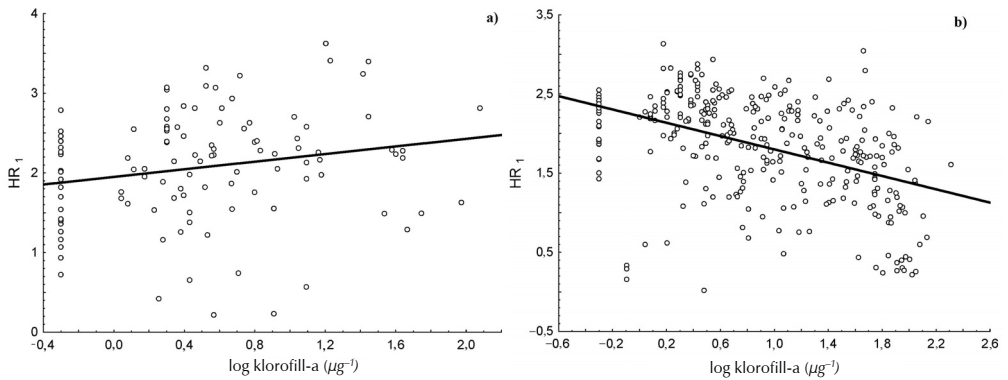
A valóban használható taxonómiai indexek kidolgozásának korlátja az, hogy nem állnak rendelkezésre olyan részletes autökológiai vizsgálatok, melyek segítenének abban, hogy képesek legyünk pusztán a fajok előfordulása és tömegességi viszonyai alapján jellemezni az ökológiai háttérváltozók finom mintázatát. Ehhez – amint azt a fenti példa is illusztrálta –, egy több ezer mintát tartalmazó „páneu-rópai” adatbázis elemzése sem nyújtott elegendő információt.

4.3. A diverzitás, mint az ökológiai állapot lehetséges mérőszáma

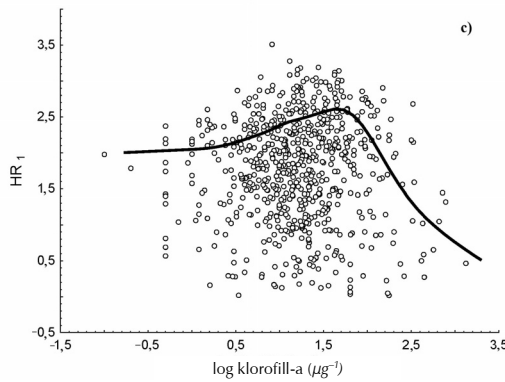
A diverzitás egyike a leggyakrabban használt mérőszámoknak, melyekkel egy társulást jellemezni lehet. Adott esetben a diverzitás mérőszámai jellemezhetik egy rendszer komplexitását, stabilitását vagy akár a működését, ezért gyakran alkalmazzák őket ökológiai állapotértékelésre. Valóban jó mérőszámként azonban csak akkor működnek, ha köztük, illetve valamilyen terhelésmutató között jól értelmezhető szoros kapcsolat áll fenn. Ilyen jellegű kapcsolat jól dokumentált a szerves terhelés mutatói és pl. vízi makrogerinctelen közösségek diverzitása között, ugyanakkor vitathatatlan, hogy a mikroszkopikus közösségeknél több olyan példa is ismert, amely a diverzitás mérőszámainak ökológiai állapotértékelésben betöltendő szerepét erőteljesen megkérdőjelezi. A bentikus algáknál például a közösség diverzitása ellentétes irányú változásokat mutathat szerves és szervetlen terhelések hatására. A planktonikus közösségeknél Sommer (1984) igazolta, hogy diverzitásukat sokkal inkább befolyásolja a források fluktuációja, semmint azok abszolút mennyisége. A 90-es évek elejétől kezdődően terepi megfigyelések sora igazolta, hogy a fitoplankton nagy diverzitásának fenntartásában főként a közeg fizikai sajátosságait befolyásoló közepes frekvenciájú diszturbanciáknak van szerepe (Padisák és mtsai, 1988, 1990, 1993). Részben ezzel is magyarázható, hogy a növényi tápanyagtartalom növekedésével a diverzitás korántsem mutat csökkenő tendenciát. Jeppesen és mtsai (2000) 71 dániai sekély tavon végzett átfogó vizsgálatukkal igazolták, hogy a 100–400 $\mu\text{g l}^{-1}$ összesfoszfor-tartományban (vagyis az eutróf-hipertróf tartományban) a legmagasabb a fitoplankton diverzitása. Ezzel szemben arra is számos példa akad az irodalomban, hogy a

növényi tápanyagtartalom emelkedésével a fitoplankton biomasszája jelentős mértékben növekszik, és ezzel párhuzamosan a mikroflóra jelentős mértékben elszegényedik. A fitoplankton-biomassza jelentős mértékű növekedése az olykor monospecifikus (egy faj okozta) vízvirágzások kialakulását is maga után vonja, ami egyértelműen diverzitáscsökkenést jelent. Ez utóbbiak a diverzitásnak, mint mérőszámnak az ökológiai állapotértékelésben játszott szerepét támasztják alá. A növényi tápanyagterhelés-diverzitás összefüggése nem kellően erős, emiatt az ökológiában a legtöbb élőlénycsoport esetén a produktivitás-diverzitás vagy biomassza-diverzitás összefüggését vizsgálják. Ez az összefüggés a legtöbb élőlénycsoport esetén unimodális (egypúpú) jelleget mutat (Chase és Leibold, 2002). A tavi fitoplankton esetén ez az unimodális jelleg igazolt (Skacelová és Leps, 2014). A vízfolyások azonban, attól függően, hogy felső szakaszú, ún. ritrális, vagy alsó szakaszra jellemző, ún. potamális típusba tartoznak, eltérő trendekkel jellemezhetők. Míg a ritrális folyóknál a diverzitás a biomassza növekedésével párhuzamosan növekvő tendenciájú, addig a potamális folyóknál csökkenő tendencia igazolható (5. ábra) (Borics és mtsai, 2014). A jelenség magyarázata az, hogy a ritrális vízfolyások alapvetően planktonban szegények, így azok fitoplanktonját a befolyók gazdagítják. Tekintettel arra, hogy e vízfolyások vízhozama relatíve csekély, a befolyók fitoplanktonja kevésbé hígul. E folyók fitoplanktonja gyakran eklektikusan kevert, változatos képet mutat. A fajok közti versengés szerepe részben a tartózkodási idő csekély volta miatt nem jelentős. A nagy potamális folyókat ezzel szemben egy fajösszetételében, funkcionális sajátágaiban homogénebb algaközösség, az ún. potamoplankton jellemezi. Ebben a közösségben a kompetitív interakciók jobban érvényesülnek, s így a biomassza növekedésével párhuzamosan egy folyamatos diverzitáscsökkenés is megfigyelhető.

Az 5. ábra alapján megállapítható, hogy a diverzitásmetriák felszíni vizek ökológiai állapotértékelésére csak igen korlátozott mértékben alkalmazhatók. A sekély tavakban az unimodális jellegű kapcsolat miatt alacsony értékek jellemezhetik mind a kis, mind a nagy biomasszájú állapotokat, ezért használatuk nem javasolható. Vízfolyásoknál azonban alkalmazásuk megfontolandó, azzal a szigorú kikötéssel, hogy minden vízfolyás esetén pontosan el kell végezni a tipológiai besorolást.



5. ábra. A fitoplankton-biomassza (\log klorofill-a (μg^{-1})) és a Shannon-diverzitás (HR_1) értékei közötti



összefüggés ritrális (a) és potamális (b) folyók, valamint tavak (c) esetén (Borics és mtsai, 2014 alapján).

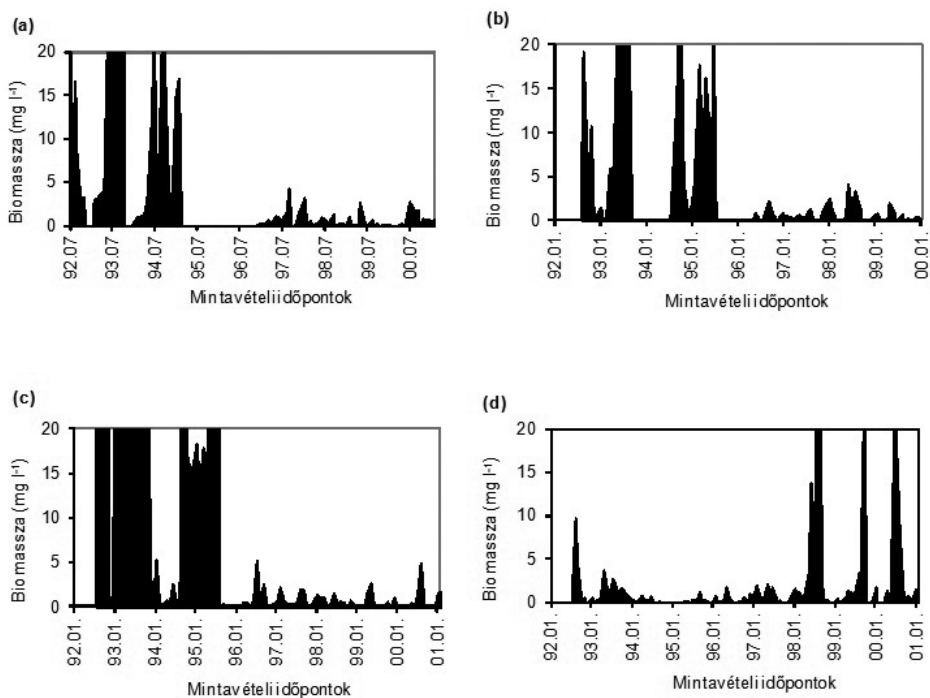
4.4. A fitoplankton jellemző állapota

A felszíni vizeket érő antropogén terhelések közül a növényi tápanyagok növekedése és a táplálkozási hálózat mesterséges manipulációja hatnak leginkább a fitoplankton mennyiségi és minőségi viszonyainak alakulására. A terhelések és a fitoplankton kapcsolata azonban nem szoros sem köznapi, sem statisztikai értelemben. E terhelések a fitoplankton-biomassza növekedésének kereteit tágítják, megteremtve a potenciális feltételeit a nagy biomasszájú fitoplankton-közösségek kialakulásának. Azonban az, hogy egy adott vízi ökoszisztéma „miként él e lehetőségekkel”, azaz kialakul-e olyan nagyságú fitoplankton-biomassza, mint amekora a növényi tápanyagtartalom alapján várható, az szezonális hatásoktól és az aktuális hidrometeorológiai helyzettől is függ.

A fitoplankton szezonális szukcessziója során a biomassza és a taxonómiai összetétel egyaránt markáns változásokat mutat. Nyomon követésük olyan gyakori mintavételt igényelne (minimálisan hetente), ami monitorozás szempontjára

ból kivitelezhetetlen, mert a szakértői kapacitás és az anyagi források is korlátozottak.

A 2000. év előtti hazai vízminőség-védelmi gyakorlatban többnyire havi mintavételi gyakorisággal történt a vizek állapotának követése. A vizsgálati eredmények ismeretében megállapítható, hogy hazai eutróf állóvizeink fitoplankton-biomasszájának változása jellegzetes éves ritmusú, kiugróan magas nyár végi maximumokkal (6. ábra). Ahogyan az korábban bemutatásra került, a fitoplankton összetétele is jelentősen változik az év folyamán. A nyár második felében legtöbb állóvizünk esetén főként cianobaktériumok (kékalgák) és a Chlorococcales rendbe tartozó zöldalgák dominanciájával jellemezhető, nagy biomasszájú közösségek alakulnak ki.



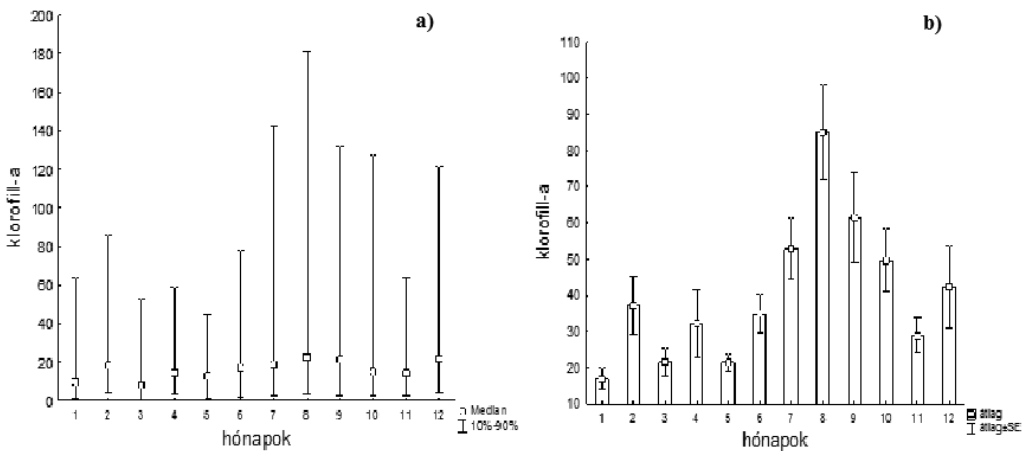
6. ábra. A fitoplankton biomasszájának változása 1992 és 2001 között sekély eutróf tavakban: a) Fancsika I, b) Fancsika II, c) Mézeshegyi-tó, d) Kati-tó (a 20 mg l⁻¹-nél nagyobb biomassza értéket nem jelenítettem meg)

A fentiek alapján megállapítható, hogy a fitoplanktonnak létezik olyan jellemző állapota, melynek pillanatképszerű rögzítése és értékelése a legtöbbet árul el egy állóvíz ökológiai állapotáról. A nyár végi állapot jellemzőként való megadása mellett szól, hogy vizeinkben ekkor találunk ún. ekvilibrum állapotban lévő fitoplanktont, melynek biomasszája és összetétele csekély mértékben változik (Padisák és mtsai, 2003). A domináns csoportok jelenlétéből pedig a környezeti háttérváltozók finomabb mintázatára is következtethetünk. A fentiekkel össz-

hangban Padisák és mtsai (2006) egy, a nyár végi ekvilibrum állapot vizsgálatán alapuló értékelőmódszerre tettek javaslatot. A módszer meghatározó elemei átkerültek a hazai napi gyakorlatba, az évi egyszeri mintavétel azonban nem volt tartható, mert az ekvilibrum állapot kialakulását jelentős mértékben zavarhatják meteorológiai események (viharok, tartós esőzések).

Mivel az aktuális nyár végi állapot nem feltétlenül tükrözi az ún. jellemző állapotot, a gyakorlat az, hogy a fitoplankton alapján történő állapotértékelést több, főként a vegetáció periódus közepén, illetve második felében gyűjtött – azaz nyári, illetve nyár végi – minták alapján végzik. Egy ilyen hosszabb időszak értékelésekor a kérdés az, hogy az értékelés milyen statisztikai mutatón alapuljon. Elképzelhető (és a fentiek miatt szakmailag is helyálló) a maximum alapján történő értékelés, de a középérték valamelyik mérőszáma is megfelelő lehet. Ez esetben a medián és az átlag az, ami szóba jöhet, mivel a módusz (mint a leggyakoribb érték) nehezen értelmezhető csupán négy-öt mintavétel alapján.

A medián és az átlag használatára egyaránt vannak példák az EU országokban. Meg kell azonban jegyezni, hogy míg az átlag érzékeny a szélsőértékekre (jelen esetben a kiugróan magas biomaszavértékekre), addig a medián erre teljesen érzéketlen (7. ábra). A medián alkalmazásával tehát előállhat olyan szituáció, hogy a vízünk annak ellenére kiváló vagy jó állapotú, hogy a nyár egyik rövid időszakában (egyetlen alkalommal) olyan erőteljes vízvirágzás alakul ki, melynek komoly, a vízhasználatokra és egyéb élőlényközösségekre is kiterjedő, negatív konzekvenciái vannak. A minősítések során ezért a mért változók átlagos értékeit tartjuk mérvadónak.



7. ábra. A fitoplankton-biomassza (klorofill-a) havonkénti változása hazai állóvizekben: a) a medián, valamint a 10-es és 90-es percentilisek, b) átlagok és a standard hiba mértéke.

5. AZ EURÓPAI UNIÓ VÍZ KERETIRÁNYELVE (EU VKI)

A felszíni vizek minősítését a lakossági, ipari és mezőgazdasági igények hívták életre a múlt század elején. A vízminősítő módszerekkel szembeni elvárás egy olyan kategorizálás volt, ami egyértelművé teszi, hogy az adott víz éppen milyen célra használható. A minősítési skálák (szaprobítási, trofitási) abszolút skálák voltak, melyek két elméleti végpontjaiként egy – hétköznapi nyelven szólva – kristálytiszta forrásvizet, illetve egy szerves és szervetlen anyagokkal agyonterhelt szennyvizet képzelhetünk el, az adott vizünk pedig a két pont között helyezkedik el. Ezt a szemléletet leginkább a merített vízminta analízisén alapuló trofitás- és szaprobítésértékelések tükrözik, ahol a minősítést végző személy olykor azt sem tudta, hogy a minta honnan származik (ez olyannyira igaz, hogy az akkreditált laborokban elvileg ez mindmáig így van, ezzel érték el, hogy az analízist végző személynek ne legyen preconcepciója a mérési eredményt illetően). Szigorú értelemben véve tehát valóban vízminősítés történt, ami csak közvetve utalhatott a víztér állapotára. Koncepcionális váltás a 2000-es évek elején történt, amikor az Európai Unió tagországai bevezették az EU Víz Keretirányelvét (EC 2000).

A Keretirányelv alapgondolata, hogy a víz nem pusztán kereskedelmi termék, hanem alapvetően örökség is, amit ennek megfelelően óvni kell. A Víz Keretirányelv előírásai szerint az Európai Uniótagállamaiban 2015-ig jó ökológiai és kémiai állapotba kell hozni minden felszíni és felszín alatti vizet, és fenntarthatóvá kell tenni a jó állapotot. A Keretirányelv különösen nagy hangsúlyt helyez az ökológiai állapot meghatározásának módjára. A szemléletváltás legfontosabb eleme, hogy a vizeket ökológiai rendszerekként kezeli. Nem egy abszolút értelemben vett vízminőség elérését célozza meg, hanem azt tűzik ki, hogy 2015-ig egy adott vízgyűjtő minden elemének (tavak, folyók) hidromorfológiai, kémiai és biológiai paraméterei csak csekély mértékben térjenek el azon értékektől, melyek egy ugyanolyan típusú érintetlen vízteret jellemeznek. A Víz Keretirányelv a vizek ökológiai állapotértékelése során négy biológiai elem vizsgálatát várja el, úgymint halak, makroszkopikus vízi gerinctelenek, fitoplankton, valamint víztípustól függően makrofitonok és/vagy bentikus algák. Ezeket az elemeket relatív skálán kell értékelni úgy, hogy referenciaként az érintetlen vízterek élőlényegyütteseinek szolgálnak. Valamennyi biológiai elem esetén, az adott csoport mennyiségi és minőségi összetétele alapján, mérőszámokat (metrikákat) kell képezni, és e mérőszámokra határértékeket kell megállapítani. A mérőszámokat ún. EQR (Ecological Quality Ratio) értékekkel kell végül jellemezni, melyek 0 és 1 közé eső számértékek, és 0,2-es osztásközökkel fednek le 5 minőségi osztályt (kiváló, jó, közepes, gyenge, rossz).

A fitoplankton esetén a VKI előírja, hogy legalább három metrikát kell képezni a fitoplankton biomasszája, taxonómiai összetétele, illetve a vízvirágzások intenzitása és gyakorisága alapján. E metrikák értékeit kell összevetni a referenciálisnak tekinthető érintetlen vizek mérőszámaival. Az összehasonlítások adott típuson belül történnek, ezért az ökológiai állapotértékelés első lépése a víztipológia kialakítása, mely alapján a felszíni vizek az adott típusokba sorolhatók.

6. ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉS A FITOPLANKTON ALAPJÁN

6.1. Álló- és folyóvizek tipológiája

A 19. század végén és a 20. század első harmadában a hidrobiológia kezdeti, ún. leíró szakaszában igazolódott, hogy a vizekben zajló biológiai folyamatokat, az élővilág összetételét alapvetően meghatározzák a vizek fizikai (medermorfológiai, hidrológiai) és kémiai (ionösszetétel, tápanyagtartalom) sajátosságai. Az a felismerés, hogy a hasonló fizikai és kémiai sajátosságokkal bíró vizek biológiai jellemzői is közös vonásokkal rendelkeznek, vezetett az első álló- és folyóvíztípusok (úgy mint sekély és mély tavak, ritrális és potamális folyók stb.) leírásához. Az irodalomban előforduló durva típusok hazai finomhangolására először Sebestyén Olga (1963) tett javaslatot. Egy bő évtized múlva Dévai (1976) közzölt olyan átfogó tipológiát, melyben felszíni vizek, tavak, folyók és források mellett felszín alatti vizek is helyet kaptak. Rendszerében a méret és mélység mellett a vízforgalom mérőszámainak és a makrovegetációnak is fontos szerep jutott. Javasolt tipológiájában több olyan típust is definiált, melyekbe időszakos kis vizeink tartoznak.

A Víz Keretirányelv hazai bevezetését követően első lépésként egy, a Keretirányelv konkrét elvárásainak megfelelő álló- és folyóvíz-tipológiát kellett alkotni. Az EU Víz Keretirányelve meghatározza azon leíró változók körét, melyekkel az ún. geográfiai, illetve hidromorfológiai típusok kialakíthatók. Magyarország felszíni vizeinek típusba sorolásakor, a kötelezően alkalmazandó leíró változók mellett (tengerszint feletti magasság, méret, mélység, mederanyag) a vízforgalmi típust is bevonták a változók közé. A mindezek alapján létrehozott tótipológia 17 állóvíz-típust, míg folyótipológiánk 24 vízfolyástípust tartalmaz.

11. táblázat. A hazai állóvíztípusok.

Típus kód	Tengerszint feletti magasság (m)	Vízkeimiai karakter	Méret (km ²)	Átlagos vízmélység (m)	Vízforgalom
1	< 200 m (síkvívdéki)	meszes	> 10	> 3–6	állandó
2	< 200 m (síkvívdéki)	szikes	> 10	< 3	állandó
3	< 200 m (síkvívdéki)	szikes	1–10	< 1	időszakos
4	< 200 m (síkvívdéki)	szikes	1–10	< 3	állandó
5	< 200 m (síkvívdéki)	szikes	< 1	< 3	állandó
6	< 200 m (síkvívdéki)	szikes	< 1	< 1	időszakos
7	< 200 m (síkvívdéki)	szerves	1–10	< 3	állandó
8	< 200 m (síkvívdéki)	szerves	< 1	< 3	állandó
9	< 200 m (síkvívdéki)	meszes	1–10	< 3	állandó

Típus kód	Tengerszint feletti magasság (m)	Vízkeimiai karakter	Méret (km ²)	Átlagos vízmélység (m)	Vízforgalom
10	< 200 m (síkvívidéki)	meszes	1–10	3–6	állandó
11	< 200 m (síkvívidéki)	meszes	< 1	< 3	állandó
12	< 200 m (síkvívidéki)	meszes	< 1	3–6	állandó
13	< 200 m (síkvívidéki)	szerves	> 10	< 3	állandó
14	< 200 m (síkvívidéki)	meszes	> 10	< 3	állandó
15	> 200 m (dombvívidéki)	meszes	> 10	< 3	állandó
16	> 200 m (dombvívidéki)	meszes	> 10	< 1	időszakos
17	< 200 m (síkvívidéki)	meszes	> 10	< 3	időszakos

12. táblázat. A hazai vízfolyástípusok.

Típus kód	Tengerszint feletti magasság	Geokémiai jelleg	Mederanyag	Vízgyűjtő méret	Mederesés
1	dombvívidéki-hegyvívidéki	szilikátos	durva	kicsi	nagy esésű (> 5‰) és közepes esésű (1–5‰)
2	dombvívidéki-hegyvívidéki	meszes	durva	kicsi	nagy esésű (> 5‰)
3	dombvívidéki-hegyvívidéki	meszes	durva	közepes	nagy esésű (> 5‰)
4	dombvívidéki	meszes	durva	kicsi	közepes esésű (1–5‰)
5	dombvívidéki	meszes	durva	közepes	közepes esésű (1–5‰)
6	dombvívidéki	meszes	durva	nagy	közepes esésű (1–5‰)
7	dombvívidéki	meszes	durva	nagyon nagy	közepes esésű (1–5‰)
8	dombvívidéki	meszes	közepes-finom	kicsi	közepes esésű (1–5‰)
9	dombvívidéki	meszes	közepes-finom	közepes	közepes esésű (1–5‰)
10	dombvívidéki	meszes	közepes-finom	nagy	közepes esésű (1–5‰)
11	síkvívidéki	meszes	durva	kicsi	kis esésű (< 1‰)
12	síkvívidéki	meszes	durva	közepes	kis esésű (< 1‰)
13	síkvívidéki	meszes	durva	nagy	kis esésű (< 1‰)
14	síkvívidéki	meszes	durva	nagyon nagy	kis esésű (< 1‰)
15	síkvívidéki	meszes	közepes-finom	kicsi	kis esésű (< 1‰)
16	síkvívidéki	meszes	közepes-finom	kicsi	nagyon kis esésű (< 0,1‰)

Típus kód	Tengerszint feletti magasság	Geokémiai jelleg	Mederanyag	Vízgyűjtő méret	Mederesés
17	síkvidéki	meszes	közepes-finom	közepes	nagyon kis esésű (< 0,1‰)
18	síkvidéki	meszes	közepes-finom	közepes	kis esésű (< 1‰)
19	síkvidéki	meszes	közepes-finom	nagy	kis esésű (< 1‰)
20	síkvidéki	meszes	közepes-finom	nagyon nagy	kis esésű (< 1‰)
21	síkvidéki	szerves	finom	kicsi	kis esésű (< 1‰) és nagyon kis esésű (< 0,1‰)
22	síkvidéki	szerves	finom	közepes	kis esésű (< 1‰) és nagyon kis esésű (< 0,1‰)
23	síkvidéki	meszes	durva	Duna méretű	kis esésű (< 1‰)
24	síkvidéki	meszes	közepes-finom	Duna méretű	kis esésű (< 1‰)

Síkvidéki: tengerszint feletti magasság (tfm) < 200 m; dombvidéki: tfm < 500 m; kicsi: 10–100 km²; közepes: 100–1000 km²; nagy: 1000–10 000 km²; nagyon nagy: > 10 000 km².

A fenti tó- és vízfolyástípusok kialakítása során első lépésben számba kellett venni a VKI által elvárt, relevánsnak tekinthető változókat. Némelyikük kategóriális változóknak tekinthető (mint pl. a víz, vagy a mederanyag geokémiai karaktere, az asztatikus jelleg), illetve olyan változók is akadnak, melyek folytonos értéket vehetnek föl; ezekre (től-ig határok alapján), kategóriák adhatók meg. E kategóriák variációja alapján számos elméleti típus alkotható. A vizek adatait tartalmazó adatbázis alapján végzett elemzést követően egy íróasztal mellől is megállapítható, hogy egy adott ország esetén valóban hány típus van. Az így kialakított tipológia egy felülről lefelé irányuló logika mentén áll elő, amit az angol szakirodalom ennek megfelelően top-down tipológiaként említ. Kérdés azonban, hogy az így létrehozott típusokba tartozó vizek mennyiben különbülnek el egymástól ökológiai sajátágaikban. Továbbá az is kérdés, hogy az egy típusba tartozó álló- és folyóvizek ökológiai szempontból homogénnek tekinthetőek-e. Ezeknek a kérdéseknek az eldöntése a biológiai adatok elemzésével történhet. A minősítési eljárásba bevont biológiai elemek vizsgálata alapján a különböző vizek szintén csoportosíthatók, és az így képzett csoportok valójában biológiai típusokként értelmezhetők. Az így aluról felfelé irányuló eljárás során képzett csoportokat bottom-up típusoknak nevezi az irodalom, magát a tipológiát pedig bottom-up tipológiának. Azt, hogy ez a két tipológia ne éljen külön életet, úgy lehet elérni, hogy konkrétan a

hidromorfológiai típusok relevanciáját vizsgáljuk, azaz a típusok homogenitását és egymáshoz való hasonlóságát és eltérését elemezzük a biológiai sajátágaik alapján. Ez a folyamat a hidromorfológiai típusok biológiai validációja. A VKI előírja, hogy a vizeket a típusokra kialakított, azaz típus-specifikus határértékekkel kell jellemezni. E határértékek kialakítása különös kihívást jelent, egyrészt az érintetlennek tekinthető vízterek csekély száma miatt, másrészt pedig amiatt, hogy egy típusban olykor nincs kellő számú víztér (egy típus egy tó, lásd Balaton), s így az adathiány hátráltatja az elemzéseket. A hidromorfológiai típusok biológiai validálása tehát elengedhetetlen. Ezt a VKI által javasolt valamennyi biológiai elem esetén el kell végezni. A biológiai validáció során típuscsoportokat hoznak létre, s ezek száma biológiai elemtől függően más és más lehet. Nem elvárás, hogy a különböző élőlénycsoportok által kijelölt típuscsoportok tökéletesen átfedjenek.

6.2. A hidromorfológiai típusok validációja fitoplankton alapján

A fitoplankton két legfontosabb sajátága a tömegességi viszonyait jellemző biomassa, valamint a fitoplankton összetétele, azaz a fajok, magasabb taxonómiai csoportok, illetve funkcionális csoportok relatív gyakorisága a mintán belül. A típusok validálása e jellemzők alapján végezhető el, az alábbiak szerint::

1. Az álló- és folyóvizeket első lépésben be kell sorolni a megfelelő hidromorfológiai típusba.
2. Ki kell emelni az adatbázisból a vegetációs periódus (5–10. hónapok) adatait, mert a fitoplankton szempontjából ez az, ami jelentőséggel bír.
3. Ki kell szűrni az erősen terhelt vizeket. (Ezt azért kell megtenni, mert egyébként nem a típusok közötti valós hasonlóságot mutatjuk ki vagy vetjük el, hanem a terhelésekre adott válaszok hasonló mértékét.)
4. Az egyes típusokat a klorofill-a-adatsorok alapján páronként össze kell hasonlítani. Ez a csoportok eltérő elemszáma és a normalitás hiánya miatt ún. nem paraméteres próbákkal történhet (pl. Kruskal-Wallis ANOVA és Man-Whitney-féle U-teszt). Az összehasonlítások ún. hasonlósági mátrix megadásával történnek.
5. A hasonlósági mátrix adatait és a fitoplankton összetételét figyelembe véve elvégezhetőek az összevonások. Ez utóbbi elemzése csoportképző eljárásokkal valósítható meg (klaszterelemzés, illetve egyéb ordinációs technikák).

A fenti lépéseket követve a 17 hidromorfológiai tótípus 6 típuscsoportba vonható össze (13. táblázat).

13. táblázat. A fitoplankton alapján képzett hazai állóvíz típusok.

Típus-kód	Tengerszint feletti magasság (m)	Vízkeimiai karakter	Méret (km ²)	Átlagos vízmélység (m)	Vízforgalom
1	< 200 m (síkvídek)	meszes	> 10	> 3–6	állandó
2	< 200 m (síkvídek)	szikes	> 10	< 3	állandó
3	< 200 m (síkvídek)	szikes	1–10	< 1	időszakos
4	< 200 m (síkvídek)	szikes	< 10	< 3	állandó
5	< 200 m (síkvídek, dombvidék)	meszes, szerves	1 < 1; 1–10; > 10	< 3	állandó
6	> 200 m (síkvídek)	meszes	> 10	> 3	állandó

Ugyanezen lépéseket alkalmazva a 24 vízfolyástípus 5 típuscsoportba került (14. táblázat).

14. táblázat. A fitoplankton alapján képzett hazai vízfolyástípusok.

Típus-kód	Tengerszint feletti magasság (m)	Geokémiai jelleg	Mederanyag	Vízgyűjtő méret	Mederesés
1	domb- és síkvídek	szilikátos és meszes	durva és közepesen finom	kicsi és közepes	kis, közepes és nagy esésű
2	domb- és síkvídek	meszes	durva	nagy és nagyon nagy	közepes és kis esésű (< 1%)
3	síkvídek	meszes	közepes-finom és finom	kicsi, közepes és nagy	kis (< 1%) és nagyon kis esésű (< 0,1%)
4	síkvídek	meszes	közepes-finom és finom	kicsi, közepes és nagy	kis esésű (< 1%)
5	síkvídek	meszes	közepes-finom	Duna méretű	kis esésű (< 1%)

6.3. Az ökológiai állapotértékelés mérőszámainak kialakítása

A Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelően a felszíni vizek ökológiai állapotértékelése során a fitoplankton három jellemző paramétereit kell figyelembe venni; ezek a biomassza, taxonómiai összetétel és a vízvirágzások gyakorisága és intenzitása. E jellemzők mindegyikét számszerűsíteni kell, határértékkel jellemezni, és olyan mérőszámokká alakítani, melyek alkalmasak arra, hogy azokat összevonva egyetlen számmal tudjuk jellemezni a vizeket.

6.3.1. Tavak ökológiai állapotértékelése a fitoplankton-biomasszában alapuló mérőszámmal

A fitoplankton-biomassza mérőszámként (ahogyan az az EU valamennyi országában történik) a vizek klorofill-a-tartalma alapján képzett metrika szolgál. Első lépés a határértékek megállapítása valamennyi típuscsoport esetén, majd e határértékek figyelembevételével, a megfelelő algoritmus alkalmazásával a klorofill-a-értékek 0–1 közötti számmá alakítása. Ez úgy kell történjen, hogy az ökológiai állapot kategóriái szabályos osztályközökkel különüljenek el egymástól, azaz: kiváló = 0,8; jó = 0,6 stb.

A határértékek megadását nehezíti, hogy egyik hazai tavunk sem tekinthető érintetlennek, így valódi referenciaként nem szolgálhatnak. A határértékek megadása referenciális állapotú tavak hiányában modellezés alapján, illetve az európai országok módszereinek összehangolásául szolgáló interkalibráció (lásd utolsó fejezet) eredményeinek figyelembevételével történt.

15. táblázat. A klorofill-a-koncentráció alapján javasolt osztályhatárok ($\mu\text{g l}^{-1}$) a hazai tótípusokra.

Tótípus	Kiváló	Jó	Közepes	Gyenge	Rossz
1. típus (LCB-GIG javaslat)	11	23	35	50	>50
2–5. típus (EC-GIG javaslat)	18	40	75	100	>100
6. típus (LCB-GIG javaslat)	8	15	30	50	>50

Ahhoz, hogy a fenti határértékeket multimetrikus index részévé tegyük, azokat 0 és 1 közötti számokká kell alakítanunk, mégpedig úgy, hogy az így kapott határértékek egyenlő osztálytartományokat jelöljenek ki (0,2; 0,4; 0,6; 0,8;). Az egyenleteket a következő táblázat tartalmazza. Az x helyébe a klorofill-a-koncentrációt helyettesítve kapjuk a normalizált klorofill-a-értéket.

16. táblázat. Az egyes tótípusok klorofill-a-határértékeinek normalizálásához használt formulák.

Tótípus	Formula
1. típus (LCB-GIG javaslat)	Ha $\text{kl-a} < 50 \mu\text{L}^{-1}$, $y = -0,0161 \cdot x + 0,9826$; Ha $\text{kl-a} > 50 \mu\text{L}^{-1}$, $y = -0,004 \cdot x + 0,4$
2., 3., 4., 5. típusok (EC-GIG javaslat)	Ha $\text{kl-a} < 150 \mu\text{L}^{-1}$, $y = -0,0000001 \cdot x^3 + 0,00005 \cdot x^2 - 0,0113 \cdot x + 0,9802$; Ha $\text{kl-a} > 150 \mu\text{L}^{-1}$, $y = 0$
6. típus (LCB-GIG javaslat)	Ha $\text{kl-a} < 100 \mu\text{L}^{-1}$, $y = 2 \cdot 0,000001 \cdot x^3 + 0,0004 \cdot x^2 - 0,0301 \cdot x + 1,0014$; Ha $\text{kl-a} > 100 \mu\text{L}^{-1}$, $y = 0$

6.3.2. Tavak ökológiai állapotértékelése a fitoplankton összetételén alapuló mérőszámmal

A fitoplankton összetétele alapján számos mérőszám számolható (diverzitás-metrikák, taxonarányok stb.). Ahogyan azt korábban már említettem, e mérőszámok alkalmazhatósága erősen megkérdőjelezhető, mivel nem adnak határozott választ a terhelésekre. A fitoplankton-összetétel másik mérőszámcsoportját az ún. érzékenységi- és tolerancia-metrikák képezik. Ezeknél megállapítható, hogy a fajok autökológiai sajátosságainak mélyebb ismerete híján a rájuk kidolgozott érzékenységi és/vagy toleranciaértékek geográfiailag erősen torzítottak: többnyire csak abban a régióban használhatók, ahol kidolgozták őket.

Az élőlényközösségek állapotát nemcsak a fajok szempontjából értékelhetjük, hanem egy magasabb szerveződési szinten, az asszociációk alapján is. Erre az után nyílt lehetőség, hogy Reynolds és mtsai (2002) kidolgozták a fitoplankton-asszociációknak egy, a Braun-Blanquet (1951) fitocönológiai rendszeréhez hasonló csoportosítását. Amint azt korábban bemutattuk, a szerzők 31 fitoplankton-asszociációt (funkcionális csoportot) különítettek el. Ismertették e csoportok elemeit, és értékelték azokat a környezeti háttérmintázatokat, melyek egy-egy ilyen csoport kialakulásához vezetnek. Ezen elméleti alapok figyelembevételével tettek javaslatot Padisák és mtsai (2006) egy, a fitoplankton funkcionális csoportjain alapuló minősítési rendszer kidolgozására. A módszer lényege az, hogy ismerve a fitoplankton funkcionális csoportjainak környezeti igényét és egy adott tótípusra jellemző fizikai, kémiai és biológiai változók mintázatát, becsülhető, hogy egy adott funkcionális csoport jelenléte a természetes állapotú tóban milyen mértékben kívánatos (magasabb F-érték; 17. táblázat), illetve nem az (alacsony F-érték). (Amennyiben nagy számban volna referenciális állapotú, vagyis érintetlen tavunk az adott típusban, az értékelés természetesen történhetne empirikus modell alapján. Azonban ilyen tavak híján a funkcionális csoportokhoz rendelt F-értékek megadásakor csak historikus adatokra és szakértői becslésre lehet támaszkodni. Az F-érték típusfüggő, azaz az asszociációk értékelése típusonként más és más lehet. Tehát ugyanaz a taxon különböző F-értékkel szerepelhet eltérő víztípusokban, attól függően, hogy jelenlétük kedvező (eredeti természetes állapotra jellemző) vagy éppen kedvezőtlen folyamatokat indikál az adott víztérben. Lássunk erre rögtön egy példát. A Balaton esetén a bő tápanyagkínálatot igénylő taxonok negatívabb értékelést kaptak, mint ugyanezen taxonok a holtmedreket és egyéb, természetes állapotukban is eutrófnak tekinthető állóvizekben. Az olyan alacsony tápanyagkínálatot és sótartalmat kedvelő (oligohalin) taxonok, mint amilyenek az A és B kodonokba tartozó kovaalgák, szikeseinkben „nem kívánatosak”, és ezért e típusokban alacsony F-értéket kaptak.

17. táblázat. A fitoplankton funkcionális csoportjainak értékelése (F 0–5) a hazai tótipusokban (1–16).

Kodon	Meszes tavak	Nagy sótartalmú tavak
A	9	1
B	9	1
C	5	1
D	7	3
N	9	3
P	5	5
T	5	3
S1	1	3
S2	1	3
SN	1	1
Z	9	9
X3	9	3
X2	9	3
X1	5	3
Y	7	1
YPh	1	1
E	7	1
F	9	3
G	3	3
J	3	5
K	7	9
H1	1	3
H2	1	3
U	9	1
LO	7	1
LM	5	1
M	1	1
V	5	9
W0	5	9
W1	5	9
W2	5	9
WS	7	1
Q	5	1
MP	7	9

Az egyes funkcionális csoportok F-értékének, valamint relatív gyakoriságának ismeretében egy ún. Q-indexet képezünk, amely a fitoplankton-kompozíció alapján számolt mérőszám.

A Q-index képzése:

$$Q_k = \sum_{i=1}^s (p_i F_i),$$

ahol: s az adott mintában található fajszám, p_i = i faktorértékű kodonok (funkcionális csoportok) relatív gyakorisága (biomassza alapon), F_i az adott kodon faktorsúlya 1 és 9 között.

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

18. táblázat. A Q-index határértékei meszes tavak esetén.

Osztály	EQR	Normalizált EQR
Kiváló	0,73	0,8
Jó	0,63	0,6
Közepes	0,5	0,4
Gyenge	0,2	0,2
Rossz	< 0,2	< 0,2

A Q-index normalizáláshoz használt formulák:

HA (EQR < 0,5001; $Y = -0,6667 \cdot \text{EQR}^2 + 1,1333 \cdot \text{EQR} + 0,016$;

HA (EQR < 1,0001; $y = -1,5398 \cdot \text{EQR}^2 + 3,5317 \cdot \text{EQR} - 0,9893$)

y pedig a normalizált Q-index értéke lesz, mely 0 és 1 közé eső szám.

19. táblázat. A Q-index határértékei szikes tavak esetén.

Osztály	EQR	Normalizált EQR
Kiváló	0,6	0,8
Jó	0,4	0,6
Közepes	0,3	0,4
Gyenge	0,2	0,2
Rossz	< 0,2	< 0,2

A Q-index normalizáláshoz használt formula:

HA (EQR2 < 0,2; y = EQR;

HA (EQR < 1001; y = 1,4612*EQR³ – 3,9199* EQR² + 3,8983*EQR – 0,4399)

A Q-indexre javasolt határértékek kialakítása az adott F értékű csoportok mintán belüli arányait figyelembe véve történt, szakértői becslés alapján.

A Q értékének csökkenése többnyire az eutrofizációt és egyben a szaprobitás emelkedését is jelezheti. A szikesek (természetes állapotukban nagy sótartalommal, Na⁺ és HCO₃⁻ iondominanciával jellemezhető vizek) esetén azonban a faktorértékek becslésénél a Q-index csökkenése a sótartalom csökkenését is jelzi. Vagyis amíg a legtöbb víztípus esetében a sótartalom-növekedés kedvezőtlen folyamatokat jelent az adott víztérben, a szikes tavak esetében ez fordítva érvényes.

6.3.3 A mérőszámok egyesítése

Tekintettel arra, hogy a biomasszán alapuló mérőszámok robusztusabb metrikáknak tekinthetők (Carvalho és mtsai, 2013) (vagyis értéküket kevésbé befolyásolják a mintavétel és -feldolgozás 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 a kompozíciós mérőszámok normalizált értékeit nem egyszerűen átlagoljuk, hanem súlyozott átlagot képezünk.

$$HLPI = \frac{2NChl - a \times NQ_{ki}}{3}$$

ahol *HLPI*: magyar tavi fitoplanktonindex (angol akronima)

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

NQ : a fitoplankton taxonómiai összetételén alapuló normalizált mérőszám.

Ezt a súlyozást alkalmaztuk az 1. (Balaton), a 2. (Velencei-tó), a 4., 5. (meszes és szerves tavak), illetve a 6. (3 m-nél mélyebb tározók) biológiai típusok esetén.

A 3. biológiai típusban (szikések) – ahol a trofitásnak kisebb a szerepe, és a kiédesülés az, ami a vizeket fenyegeti – a klorofill-a-metrika szerepét úgy csökkentettük, hogy a mérőszámok egyesítésekor a normalizált metrikákat átlagoltuk.

$$HLPI = \frac{NChl - a \times NQ_{ki}}{3}$$

Az így kialakított mérőszámok jelzik a vizek aktuális ökológiai állapotát. Tekintettel arra, hogy a fitoplankton szezonális szukcessziója során annak biomasz-szája és összetétele jelentős mértékben változik, a minősítés a vegetációperiódusban gyűjtött minták aktuális értékeinek átlagai alapján történik. Mivel mindkét mérőszám normalizált értékeit átlagoltuk, a két metrika egyesítése után kapott multimetrikus index (HLPI) határértékei az egyenlő terjedelmű osztályhatárokhoz igazodva 0,8; 0,6; 0,4; 0,2 lesznek.

$$HLPI_{\text{Éves}} = \frac{\sum_1^N HLPI}{N}$$

Ahol $HLPI_{\text{Éves}}$: a folyóvízi index éves értéke

HLPI: aktuális HLPI

6.3.4. Vízfolyások ökológiai állapotértékelése

A Víz Keretirányelv a vízfolyások ökológiai állapotértékelése során a fitoplanktont nem tekinti releváns biológiai elemnek. Ennek magyarázata részben az, hogy az irányelv megfogalmazásában azon nyugat-európai országok szakemberei vettek részt, amelyek (véltetően) nem rendelkeznek olyan vízfolyástípusokkal, melyekben a fitoplankton biomaszája a tavakéhoz hasonló mennyiségekkel jellemezhető. A hazai vízfolyások jelentős részéről ugyanakkor elmondható, hogy azok klorofill-a-tartalmuk alapján akár eutrófok is lehetnek. Ez a tény több évtizede ismert hazai szakmai körökben, így nem meglepő, hogy a vízügyi/kör-

nyezetvédelmi hatóságok már jóval a Víz Keretirányelv hazai alkalmazása előtt rutinszerűen végezték a folyók klorofill-a-tartalmának mérését, és fitoplanktonjának mikroszkópos elemzését. Mivel a nagy, potamális jellegű folyók esetén a bentikus közösségek mintavétele gyakran komoly nehézségekbe ütközik, a könnyen mintázható fitoplankton vizsgálata nemzetközi szinten is egyre több figyelmet kap. Bár a folyóvízi fitoplankton dinamikáját olyan, a tavak esetén kevésbé releváns tényezők is befolyásolják, mint a tartózkodási idő vagy a vízhozambeli, és az ezzel együtt járó lebegőanyag-tartalom-változások, alapvetően e vizekre is igaz, hogy a fitoplankton biomasszája évszakosan változik, és szukcessziója is követhető. A folyók ökológiai állapotértékelése a tavakéhoz hasonló mérőszámok alapján történik.

6.3.5. A fitoplankton-biomasszán alapuló mérőszám kialakítása

A folyóvízi fitoplankton biomasszájának jellemzésére a vizek klorofill-a tartalma alapján képezhető mérőszámot használjuk. Ennek kialakításakor a korábban bemutatott típuscsoportok klorofill-a-tartalmának leíró statisztikáit vesszük figyelembe. Megállapítjuk a határértékeket, majd ezeket a megfelelő formula alkalmazásával 0–1 közötti számmá alakítjuk. A határértékek megállapítása során az osztályhatárok a típuscsoportra jellemző klorofill-a-tartalom adott percentiliseiként lettek definiálva (kiváló: 50; jó: 75; közepes: 90; gyenge: 95; rossz: > 95). A jellemző statisztikák képzése előtt az elemzésekből kizártuk azon vízfolyásokat, melyek esetén jelentős tározói hatás vagy tavi befolyó jelenléte igazolható. A Dunánál az adatbázis ilyen jellegű szűkítésére nem volt lehetőség, ott a fenti percentilisek fölöttébb enyhe határértékeket jelöltek volna, ezért azokat a 23., 24. számú dunai típusok esetén szakértői becsléssel alakítottuk ki.

20. táblázat. Javasolt a-klorofill-határértékek (az adott kategória alsó határai) az egyes típuscsoportokba tartozó vízfolyásokra.

	Kiváló	Jó	Közepes	Gyenge	Roszs
1. Típuscsoport 1/2/3/4/5/8/9/11/12	2,7	5,6	10,5	15,5	> 15,5
2. Típuscsoport 6/7/10/14	5,9	10,0	18,3	27,6	> 27,6
3. Típuscsoport 13/15/16/18/19/21/22	4,2	8,7	18,5	28,0	> 28,0
4. Típuscsoport 20	6,0	10,0	18,0	28,0	> 60,0
5. Típuscsoport 23/24	15,0	30,0	45,0	60,0	> 80,0

A klorofill-a-értékeket a határértékek ismeretében a korábbiakhoz hasonlóan a megfelelő formulát alkalmazva normalizáltuk (21. táblázat).

21. táblázat. A klorofill-a normalizálásához használt formulák az egyes típuscsoportokban (ahol x : klorofill-a; y : a normalizált klorofill-a-mérszám, (értéke 0–1).

Típuscsoportok	A normalizáláshoz használt formula
1.	$y = 1,0478e^{-0,1018x}$
2.	$y = 1,0728e^{-0,0584x}$
3.	$y = 1,0109e^{-0,0558x}$
4.	$y = 1,0728e^{-0,0584x}$
5	$y = -0,0133x + 1$

6.3.6 A fitoplankton összetételén alapuló mérőszám kialakítása

A folyóvízi fitoplankton taxonómiai összetételén alapuló minősítése Borics és mtsai (2007) munkáján alapul. A tavi minősítéshez hasonlóan, itt is a fitoplankton egyes funkcionális csoportjai (kodonjai) kerültek értékelésre, mégpedig aszerint, hogy az adott típusú fitoplankton-asszociáció a környezeti feltételek milyen min-tázata mellett alakul ki, valamint ezek mennyire esnek közel ahhoz, amit egy természetes folyóvízi rendszer tud biztosítani.

A fitoplankton funkcionális csoportjainak Reynolds (2002) által publikált listája, illetve annak bővített változata (Padisák és mtsai, 2003) alapvetően a tavi fitoplankton-asszociációk bemutatására és jellemzésére irányul. A fitoplankton terminus jelen esetben a lehető legszélesebb értelemben veendő, vagyis a valódi planktonikus elemeken kívül beleértjük a fenékről fölkapart, illetve az élő bevonatról leszaggatott bentonikus fajokat is, melyek kisebb vízfolyások esetén még közepes vízhozam mellett is jelentős arányúak a merített mintákban. Ezek figyelembevétele semmiképp sem mellőzhető, éppen ezért szükségesnek tartottuk az eredeti listát három tichoplanktonikus kodonnal (csoporttal) kiegészíteni (Borics és mtsai, 2007).

- A T_B csoportba kizárólag a többnyire nagy testű, bentonikus Bacillariophyceae fajok tartoznak.
- A T_D csoport a bentonikus Desmidiales fajokat foglalja magában.
- A T_C csoportba kerültek a bentikus cianobaktérium-fajok.

Reynolds (2002) maga is előrevetítette, hogy a W_1 és W_2 csoportokat elképzelhetően tovább kell finomítani. Ezzel összhangban hoztuk létre a W_0 funkcionális csoportot, melybe az olyan, főleg ostoros szervezeteket foglaljuk bele, amelyek kifejezetten a nagy szervesanyag-tartalmú, olykor már szepikus viszonyokkal is jellemezhető állóvizekben fordulnak elő. E vizek természetes képviselői a rothadó növényzetű pangó vizek, mesterséges képviselőik pedig pl. a szennyvíz tisztítására szolgáló tőrendszerek.

22. táblázat. A súlyfaktorok megadása a folyóvízi fitoplankton-asszociációk sajátságai alapján.

Kodon	Folyó
A	4
B	4
C	4
D	4
TIB	5
TIC	2
TID	4
N	3
P	3
T	3
S1	0
S2	0
SN	0
Z	3
X3	3
X2	4
X1	3
Y	3
YPh	2
E	3
F	3
G	1
J	2
K	2
H1	1
H2	1
U	1
LO	1
LM	1
M	0
V	0
W0	0
W1	2
W2	3
WS	3
Q	1

A fitoplankton összetételének mérőszáma, a Q társulásindex a következő formula szerint adható meg:

$$Q_k = \sum_{i=1}^s (p_i F_i),$$

ahol: s az adott mintában található fajszám, p_i az egyes kodonok (funkcionális csoportok) relatív abundanciája (biomassza alapon), és F_i az adott kodon 0 és 5 közötti faktorértéke. A Q pedig a társulásindex.

A határértékek megadásakor az adott folyóvíztípus hidromorfológiai sajátosságai és különösen a víz becsült tartózkodási ideje voltak a meghatározó szempontok. (Ez utóbbi kiemelkedően fontos a folyók esetén, hiszen a nagy potamális folyók kivételével euplanktonikus elemekben gazdag fitoplanktonnal nem volna szabad találkozunk. Minél kisebb a vízfolyás, annál inkább a bentikus elemek dominanciája és magasabb indexértékek várhatók.) A hidromorfológia és a tartózkodási idő alapján három csoportot alakítottunk ki. Az indexekre vonatkozó határértékeknél azt számoltuk, hogy adott gyakoriságok esetén milyen az index értéke.

23. táblázat. A Q-index értéke alapján megállapított osztályhatárok.

Típuscsoport	Q-index				
	Kiváló	Jó	Közepes	Gyenge	Rossz
1	0,95	0,8	0,7	0,6	< 0,6
2	0,9	0,75	0,65	0,55	< 0,55
3	0,95	0,8	0,7	0,6	< 0,6
4	0,9	0,75	0,65	0,55	< 0,55
5	0,8	0,7	0,6	0,5	< 0,5

24. táblázat. A Q-index normalizálása (x helyébe az aktuális Q/Q_{max} azaz $Q/5$ helyettesítendő, y pedig a normalizált Q-értéket adja, amely így már 0 és 1 közé eső szám lesz).

Típuscsoportok	A normalizáláshoz használt formula
1.	$y = 1,3377 \cdot x^2 - 0,4252 \cdot x + 0,0451$
2.	$y = 1,205 \cdot x^2 - 0,1805 \cdot x - 0,0063$
3.	$y = 1,3377 \cdot x^2 - 0,4252 \cdot x + 0,0451$
4.	$y = 1,205 \cdot x^2 - 0,1805 \cdot x - 0,0063$
5.	$y = 0,7334 \cdot x^2 + 0,3253 \cdot x - 0,0137$

6.3.7. A metrikák egyesítése

A VKI előírásainak megfelelően élőlénycsoportonként egyetlen mérőszámmal kell jellemezni a vizeket. Ez azt jelenti, hogy az élőlények mennyiségi és minőségi jellemzői alapján kidolgozott mérőszámokat egyesíteni kell. Az egyesítés során úgy célszerű eljárni, hogy nagyobb hangsúlyt kapjon az a mérőszám, amelyik érzékenyebben reagál a terhelésekre. Vizsgálni kell tehát az összefüggést az egyes metrikák és a terheléssel kapcsolatos fizikai és kémiai paraméterek között. A kapcsolatot leggyakrabban lineáris regresszióval jellemzik, megadva a determinációs koefficiens (R^2) értékét. Magasabb R^2 értékek az a-klorofill-metrikákat jellemzik, ugyanakkor a Q metrika is több esetben szignifikáns (de gyenge) összefüggést mutatott. Éppen ezért a két metrikát a tavakhoz hasonlóan úgy különböző módon kombináltuk, majd újból vizsgáltuk azok kapcsolatát a terhelések mértékével. E vizsgálatok alapján az alábbi formula használata javasolható:

$$HRPI = \frac{2NChla + NQr}{3}$$

ahol $HRPI$: magyar folyóvízi fitoplanktonindex (angol akronim)

$NChla$: normalizált a-klorofill-metrika

NQ : normalizált folyóvízi fitoplankton-társulás metrika

Az így előállított index már elemszintű értékelést jelent, amivel a folyók aktuális állapota értékelhető. Tekintettel arra, hogy mindkét mérőszám úgy lett normalizálva, hogy értékeik 0–1 közé essenek, a két metrika egyesítése után kapott multimetrikus index ($HRPI$) határértékei az egyenlő terjedelmű osztályhatárokhoz igazodva 0,8; 0,6; 0,4; 0,2 lesznek.

A folyók ökológiai állapotát az adott évre is meg kell adni. Az állóvizeknél alkalmazott gyakorlatnak megfelelően itt is úgy kell eljárni, hogy az adott év vegetációperiódus-beli mintáit külön minősítjük, majd azok értékeinek átlagát képezzük.

$$HRPI_{\text{Éves}} = \frac{\sum_1^N HRPI}{N}$$

ahol $HRPI_{\text{Éves}}$: a folyóvízi index éves értéke

$HRPI$: aktuális $HRPI$

Mivel az aktuális értékek már normalizált formában vannak (0–1 közé eső

értékeként), további transzformációra már nincs szükség. A határértékeket valamennyi típusra Az $EQR = 0 - 1$ közötti intervallumban 0,2-es egyenlő osztályközökkel adjuk meg.

6.3.8. 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. Ha számba vesszük, hogy a vízvirágzásoknak milyen nemkívánatos mellékhatásai lehetnek, ez különösen akceptálható elvárás. Smayda (1997) nyolc olyan hatást említi, amely közvetve vagy közvetlenül érintve az ökológiai rendszer valamely elemét, annak mortalitását idézheti elő.

1. A nagy alगतөmeg, egyéb, táplálékul szolgáló fajokat kiszorítva, a szűrő szervezetek éhezését idézi elő, vagy túlzott fogyasztása esetén hiánybetegséget okoz.
2. Mechanikai irritációt okoz, elsősorban a halaknál (pl. túszerű kovaalgák).
3. A kocsonyás algák kopoltyúeltömődést okozhatnak, csökkenthetik a kopoltyú mucoid (kocsonyás) rétegének vastagságát (növelve a bakteriális infekció lehetőségét).
4. Anoxiát idéz elő.
5. A vizek NH_4^+ - tartalmát növelhetik, ami magas pH-n toxikus szabad ammóniává (NH_3) alakul.
6. Fikotoxinokat bocsáthat ki.
7. Allelopatikus hatást válthat ki (másodlagos bomlástermékek), melyek csökkenthetik az algákat legelő zooplankton szervezet(ek) vitalitását, reprodukív képességét.
8. Bizonyos dinoflagelláták okozta vízvirágzásokban maguk a dinoflagelláták viselkednek predátorként.
9. Egyéb, nem ismert hatások.

Ez a lista főként tengeri példákra alapszik, azonban ezek között számos jelenséget találhatunk, melyek édesvízi rendszerekben is gyakorta előfordulnak a vízvirágzások nemkívánatos hatásaként. Ezek között említhető az oxigéntartalom szélsőséges napi ingadozása, az ammóniumion (NH_4^+)-tartalom növekedése, a fikotoxinok (főként cianotoxinok) megjelenése vagy a mechanikai irritáció.

A fentiek miatt 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. Korábban a hazai terminológia

Felföldy (1984) javaslatát követve vízvirágzásnak (illetve neusztonszíneződésnek) csupán azt a jelenséget tekintette, ha a víz elszíneződését előidéző alगतömeg a vízfelszínen mint neusztón jelentkezik. Amennyiben az alगतömeg a szuszpenzióban marad, és nem jelentkezik a felszínen, planktonszíneződésről beszél. Ilyen jellegű elkülönítés a nemzetközi szakirodalomban nem található, ott többnyire definíció nélkül minden szokatlanul nagy alगतömeget „algal bloom”-ként, azaz vízvirágzásként kezelnek.

A „szokatlanul nagy alगतömeg” természetesen nem abszolút, hanem viszonylagos jelenség. Amennyiben egy ultraoligotróf tengerrészben, ahol az átlagos klorofill-a-tartalom hozzávetőleg $0,2 \text{ mg/m}^3$, a klorofill-a-tartalom 4 mg/m^3 -re emelkedik, a szakemberek már vízvirágzásról beszélnek. Hazai sekély állóvizeinkben a szakemberek még $80\text{--}100 \text{ mg/m}^3$ klorofill-a-tartalmat sem tekintenek vízvirágzásnak.

A vízvirágzás ökológiai szempontból elfogadható definícióját Carstensen és mtsai (2007) úgy fogalmazták meg, hogy vízvirágzás az, ha a klorofill-a-tartalom az adott pillanatban jelentősen meghaladja a szezonális mintázatra jellemző értéket. Tehát a vízvirágzást nemcsak típusspecifikusan, hanem „periódusspecifikusan” is értelmeznünk kell, azaz ugyanaz az érték vízvirágzást jelenthet pl. kora tavasszal, de jellemző értéknek tekinthető a nyári időszakban. Természetesen az, hogy mit tekintünk jelentős eltérésnek, általánosan elfogadott számítási mód híján, csak konszenzussal történhet.

A másik probléma a vízvirágzás mérőszámának alkalmazásakor az, hogy bizonyos tekintetben redundáns információnak tekinthető, mivel a fitoplankton-biomassza metrikában a klorofill-a-tartalom mint mérőszám már szerepel. A nagy biomassza eleve alacsony klorofill-a-EQR-t eredményez, amit a vízvirágzás mérőszáma csak megerősít.

Egy, az EU Víz keretirányelvének végrehajtását segítő tudományos program (WISER) keretében is kísérletet tettek arra, hogy a vízvirágzásnak egyfajta definícióját adják. Két megközelítést alkalmaztak: az egyik a cianobaktériumok relatív és abszolút mennyisége alapján igyekezett megközelíteni a problémát, míg a másik eljárás a fitoplankton diverzitását vizsgálva próbált egzakt definícióval szolgálni. Az a feltevés, miszerint a vízvirágzások során a diverzitás csökken, igaz, de az adatbázis elemzése mégsem adott megnyugtató választ. Azaz a nagy biomasszájú állapotok nem feltétlenül estek egybe a diverzitás minimumával. Ugyanez mondható el a cianobaktériumok relatív abundanciájáról. A kéalgák nagy relatív részesedése kis biomasszatartományban is megfigyelhető, másrészt jó néhány vízvirágzást nem a cianobaktériumok, hanem az euglenofitonok vagy a zöldalgák tömeges megjelenése okozza. Az egyetlen értékelhető javaslat a cianobaktériumok abszolút mennyisége kapcsán fogalmazódott meg (Carvalho és mtsai, 2013). E megközelítés nem ökológiai, hanem közegészségügyi alapon tör-

tént. Részben a WHO ajánlásait figyelembe véve, két olyan határértéket javasoltak, amely egyfajta vízvirágzási riasztási küszöbként értékelhető. Alacsony rizikót jelent 2 mg l^{-1} , míg magas kockázatot a 10 mg l^{-1} cianobaktérium-biomassza érték. Ezen értékek (mint fitoplankton-vízvirágzás metrikák) alkalmazását több európai uniós tagállam is megfontolásra érdemesnek tartja. Hazai alkalmazásukat nagymértékben megkérdőjelezi az a tény, hogy 2 mg l^{-1} cianobaktérium-biomassza akár $\sim 10 \text{ mg m}^{-3}$ klorofill-a-tartalom esetén is mérhető, azaz abban a tartományban is, ahol vizeink még kifejezetten jó állapotúak. A 10 mg l^{-1} -es cianobaktérium-biomassza pedig már kellően magas ahhoz, hogy a fitoplankton egyéb mérőszámai, így a klorofill-a- 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.

7. FITOPLANKTON-MINTAVÉTEL

7.1. Általános szempontok

Az ökológiai állapotértékelés során az első és vitathatatlanul legfontosabb lépés a mintavétel, hiszen nincs az a laboratóriumi mérési technika vagy statisztikai procedúra, amely egy elhibázott mintavétel során gyűjtött mintákból megbízható eredményeket állítana elő. Ezért egy adott víztér vizsgálatakor ismerni kell a víz típusát, s a hatályos protokollban előírt, rá vonatkozó mintavételi gyakoriságot, (esetleg térbeli elrendezést) és mintavételi technikát.

7.2. Mintavételi gyakoriság tavak esetén

Amint a korábbi fejezetekben olvashattuk, a planktonikus algák gyors életciklusú élőlények. Generációs idejük rövid, némely faj esetén órákban, többnyire azonban napokban mérhető. A populáció mérete néhány hét alatt több nagyságrenddel is növekedhet. Ugyanez azonban elmondható a populációméret csökkenéséről is, hiszen a kimosódás, a fényklíma megváltozása, vagy a szűrő szervezetek szintén ugrásszerű elszaporodása miatt az algák mennyisége rendkívül gyorsan csökkenhet.

Tény, hogy a felügyeletet végző hatóságok által üzemeltetett rendszeres monitorozás keretein belül nem valósítható meg olyan gyakori mintavétel, mellyel a fitoplankton időbeni mintázata nagy biztonsággal megadható lenne. A VKI éppen ezért pragmatikus módon, az ún. operatív monitorozás esetében évente 4–6 mintavételt javasolt: egyet tavasszal, a makrovegetáció kifejlődése előtti időszakban (április–május), 2–4-et a nyár folyamán, egyet az ekvilibrum időszakában, augusztus 15. és szeptember 15. között. Meg kell jegyezni, hogy a VKI érvényessége európai uniós direktívaként a teljes EU területére és valamennyi víztípusra kiterjed. Így a gyakoriságok és a lefedett időtartam megadásakor a geográfiai különbségekkel is számolni kell. Például az alpesi vagy észak-európai oligotróf tavakra jellemző tavaszi fitoplankton-biomasszacsup a minősítéskor nem mellőzhető. Tekintettel arra, hogy a minősítés során alkalmazandó határértékek kidolgozása Magyarországon és az Unió számos egyéb tagállamában egyaránt a június–szeptemberi időszak adatai alapján történt, ezért e négy hónap adatait kell figyelembe venni a minősítéskor, s így értelemszerűen a mintavételeknek is e periódusban kell történniük. Vitathatatlan, hogy a nyári időszakban gyűjtött, mindössze 4 mintán alapuló értékelés bizonytalansága jelentős, ez azonban nagymértékben csökkenthető, amennyiben az értékelés több év figyelembevételével történik. Carvalho és

mtsai (2013) munkája alapján legalább négy egymást követő év eredményei alapján kapunk megnyugtató választ tavaink ökológiai állapotáról.

7.3. Mintavételi gyakoriság folyóvizek esetén

Folyóvizekben a fitoplankton vizsgálata azoknál a dombvidéki és síkvidéki nagy, illetve nagyon nagy vízgyűjtőjű vízfolyásoknál indokolt, ahol jelentős mennyiségű fitoplankton-szervezet található. Akár a tavaknál, itt is fontos kérdés a mintavételek gyakoriságának meghatározása. Bár a vízfolyásoknál a fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékeléssel kapcsolatosan a nemzetközi tapasztalatok jóval szerényebbek, ismert, hogy a folyóvízi fitoplankton dinamikája, a rendszer jellegéből adódóan, még a tavinál is változatosabb. A biomasszában akár egy napon belül is lényeges különbségek mérhetők (Kiss, 1996). Ezt a variabilitást természetesen egy rutinszerűen végzendő monitorozási tevékenység nem képes lefedni. A finanszírozhatóság szempontjait szem előtt tartva a vízfolyások esetén is a vegetációperiódusra eső havi gyakoriságú mintavétel javasolható. A folyóvízi fitoplankton klorofill-a határértékei – akár csak a tavak esetén – a június–szeptemberi időszak adatain alapulnak, ezért a minősítéskor ezeket szükséges figyelembe venni. A vízjárási viszonyokat követve, kerülni kell a nagyvízi, illetve a közvetlen áradás utáni időszakot, mert az áradások teljesen átrendezhetik az algaállományt. A mintavételt az áradást követő 2-3 hét elteltével ajánlott végezni.

7.4. A vízterenkénti mintaszám

A fitoplankton-biomassza és -összetétel horizontális különbségei bizonyos víztereknél olyan mértékűek lehetnek, hogy nem lehet egyetlen minta alapján megbízható értékelést adni. Míg az időbeli bizonytalanságot mind a szakirodalmak, mind maga a Keretirányelv is kezelni próbálja azzal, hogy elvár egy adott mintaszámot, a térbeli különbségek kezelésére jóval kevesebb támpontot találunk. Hazai és nemzetközi tapasztalatok alapján (Carvalho és mtsai, 2013) igazolható, hogy a kisebb (néhány 10 ha területű) tavak esetén, amennyiben azok szélből nem árnyékolnak, és alakjuk sem elongált vagy dendritikus (mint ahogyan az a holtmedrek és a tározók esetén gyakran megfigyelhető), a tó közepén a fotikus rétegből gyűjtött egyetlen minta is jól reprezentálja a vízteret.

Nagyobb víztereknél, illetve az említett morfológiai sajátosságú kisebb víztereknél elővizsgálatok szükségesek. Ennek során úgy járunk el, hogy a tómeder morfológiai sajátosságainak, a makrovegetáció mintázatának figyelembevételével több ponton is végzünk gyűjtéseket, és az eltérő minősítési eredményt mutatókat java-

soljuk megtartandóaknak. A heterogenitás ellenőrzésének legegyszerűbb módja a kisebb állóvíztestek esetén a különböző pontokon történő Secchi-átlátszóság mérése. Csekély (5–10 cm) eltérés esetén az almintázás mellőzhető. A heterogenitást mutató kisebb víztereknél – amennyiben az eltérések megjelenítése nem indokolt – az almintákat egyesíthetjük, és egyetlen mintaként vizsgálhatjuk.

Az olyan nagy víztereknél azonban, mint a Balaton vagy a Tisza-tó, a méretből adódóan a tavat érő hatások tekintetében is jelentős heterogenitás feltételezhető, s ezek azonosítása és kezelése csak a minősítési eredményeknek az egyes tömegeknél történő figyelembevételével történhet.

A folyóvizek fényklímája, növényi tápanyagtartalma, egyes hidromorfológiai sajátosságai (mélység, sebesség) a folyásirány mentén jelentős mértékben változik, és ez érthető módon a fitoplankton mennyiségében és összetételében is kifejezésre jut. A vízfolyások ökológiai állapotértékelése során éppen ezért nem az egész vízfolyást, hanem annak az adott mintavételi ponttal jellemezhető szakaszát értékeljük. A horizontális különbségek tekintetében a vízfolyásoknál az a kérdés, hogy keresztszelvényben a fitoplankton mennyiségében, illetve összetételében van-e olyan szisztematikus különbség, amely a minősítés eredményét befolyásolja. A korábban bemutatott nagy folyók esetén a keresztszelvényben gyűjtött minták távolról sem homogének, ugyanakkor szisztematikus eltérés nem tapasztalható, ezért az értékelést a sodorból gyűjtöttek alapján végezzük. A sodorból több mintát is merítünk lehetőleg néhány perc időeltolódással. Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy pl. egy vödörbe öt percen keresztül, percenként egyliternyi mintát merítünk, s ha a vödör megtelt, abból az átlagmintából merítjük a vizsgálathoz használandó egy-két litert. Így kb. 500–600 m-es „folyószakasznyi” mintát gyűjtünk, ami homogenitását tekintve már elfogadható (Kiss és mtsai, 1996). A vízfolyások minősítése során a mintavételi pont helyének kijelölésekor figyelembe kell venni a csóvahasáznak nevezett jelenséget. Ez azt jelenti, hogy két vízfolyás találkozásakor (vagy akár egy kisebb vizet érintő szennyvíz-bevezetést követően) a két víztömeg csak jóval az összefolyás alatt keveredik tökéletesen. A keveredést lassítja, ha a vizek hőmérséklete jelentősen különbözik. A jelenség olykor szemmel is követhető, mint pl. a Tisza és a Szamos összefolyását követő folyószakaszon, ahol a Tisza gyakran hűvösebb, kékeszöld, fitoplanktonban szegény vize és a sárgásbarna, kovaalgákban bővelkedő Szamos, olykor kilométereken keresztül is élesen elválik. Ilyen esetekben a mintavételi pontot olyan távol kell az összefolyás alatt kijelölni, ahol csóvák elkülönülésével már nem kell számolni.

A horizontális eltérések mellett jóval ismertebb a mély tavak fitoplanktonjának vertikális rétegzettsége. E tavaknál csak a fotikus réteget mintázzuk, melynek mélységét a Secchi-átlátszóság alapján becsüljük (Secchi-átlátszóság $\times 2,5$). Ha a fotikus réteg vastagsága kisebb, mint 3 m, a mintát oszlopmintavevővel véte-

lezzük. Vastagabb réteg esetén, mélységi mintavevőt alkalmazva, méterenként mintázzuk a réteget. A méterenként gyűjtött almintákat egyetlen edénybe öntve keverjük, és ebből merítjük a kívánt mennyiséget.

A mintavételt sekély ($Z_{\max} < 3\text{m}$), jól átkevert állóvizekben olyan módon végezzük, hogy a gyűjtött minta a teljes vízoszlopot reprezentálja. Amennyiben a tó nem mélyebb három méternél, oszlopmintavevővel célszerű gyűjteni, így a legegyszerűbb integrált mintához jutni.

7.5. A mintavétel kivitelezése

Mivel a fotikus réteg vastagságának becslése a Secchi-átlátszóság alapján történik, ezért a mintavétel első lépéseként a Secchi-átlátszóság mérését kell elvégezni. Ez úgy történik, hogy a csónak árnyékos oldalán leengedjük a korongot, följegyezzük azt a mélységet, melynél eltűnik, majd fölhúzásakor azt is, amikor újból láthatóvá válik. A két mélység átlagát tekintjük a Secchi-átlátszóságnak.

Állóvizek esetén a mintavétel többnyire csónakból, oszlopmintavevővel történik. A Secchi-átlátszóság ismeretében az oszlopmintavevőt a kívánt mélységig eresztjük, majd zárjuk a talpszelepet. A vízoszlop kiemelését követően az oszlop tartalmát egy nagyobb térfogatú edénybe eresztjük úgy, hogy az ne zúduljon az edénybe, mert ez a háttérváltozók (oxigéntartalom) értékét befolyásolhatja. A kisléptékű horizontális különbségek elkerülésére mintavételi pontonként legalább három oszlopminta vétele szükséges. A homogenizálást követően a nagy térfogatú edényből $0,3\text{--}0,5\text{ dm}^3$ mintát átlátszó üvegebe töltünk. Ugyanebből a homogenizált mintából vesszük ki az 1 dm^3 térfogatú mintát klorofill-a-tartalom vizsgálatára.

Ismeretlen víztérnél a ritkábban előforduló szervezetek meghatározásának könnyítésére hálóplankton is gyűjthetünk, melyhez $10\text{ }\mu\text{m}$ -es lyukbőségű planktonhálót használunk. (A háló szemeinek tömődése miatt a $10\text{ }\mu\text{m}$ -nél kisebb méretű taxonok is megfoghatók.)

7.6. A fitoplanktonminták tartósítása

A fitoplankton mintát a helyszínen Lugol-oldattal (készítése: Németh, 1998) rögzítjük: 100 ml -hez kb. 10 csepp Lugol-oldatot csöpögtetünk (annyit, hogy a minta konyakszínű legyen). A mintákat a vizsgálat után formaldehidoldattal konzerválhatjuk úgy, hogy a mintában $\sim 4\%$ -os végkoncentrációt állítunk be. (A vizsgálat előtti formaldehydes rögzítés egészségügyi vonatkozásai miatt kerülendő.)

7.7. A fitoplankton-mintavételi jegyzőkönyv

A mintavétel során a helyszíni jegyzőkönyvben rögzítjük a mintavétel idejét és helyét, a meteorológiai viszonyokat, a mintavétel módját, jellegét (átlagminta, pontminta), az azonosításához szükséges adatokat, valamint az aktuális környezeti paramétereket.

8. MIKROSZKÓPOS VIZSGÁLATOK

8.1. A fitoplankton mennyiségi jellemzése

Az állomány mennyiségi jellemzésére a következő paraméterek mérése ad releváns információt: 1. *egyedszám (sejtszám)*; 2. *biomassza*; 3. *klorofill-a*.

Az algaegyedszám kapcsán számos probléma merül föl, ami részben az egyed definíciójából, részben az egyedek között lévő, olykor több nagyságrendnyi méretbeli különbségből adódik. Az algológiai gyakorlatban elfogadott konvenció szerint egyetlen egyednek tekintik a magányos sejtet és a sejt kolóniát vagy fonalat, tekintet nélkül az azokat alkotó sejtek számára. Látszólag pontosabb lehetne a sejtszám/ml érték, de épp az utóbbi fajok esetében igen nehéz a pontos sejtszámot meghatározni. Amennyiben a mintában sok a változó sejtszámú egyed, célszerű egy átlagértéket megadni, s ezt az eredményekkel együtt közölni. Fontos, hogy a lehető legpontosabban adjuk meg a sejtszám adatokat és az adott fajhoz tartozó különböző egyedek jellemző, átlagos méretét, mert ebből számoljuk a mennyiségi vizsgálatok eredményét reprezentáló nyers biomasszaértékeket.

8.2. Az egyedszám meghatározása

A mennyiségi meghatározás fordított mikroszkóppal, Utermöhl-féle módszerrel történik (Utermöhl, 1958, Lund és mtsai, 1958). A mikroszkóp a következő elvárásoknak kell megfeleljen: 10×-es, 20×-os, 40×-es és 100×-os nagyítású apochromát objektívek (a 40×-esnek legalább 0,7-es, a 100×-osnak 1,2–1,3-as legyen a numerikus apertúrája). Az okulárok lehetőség szerint nagy látószögűek legyenek, s legalább 10×-es nagyításúak. Nagyon fontos kiegészítést jelent, ha DIC-optikánk (Differential Interference Contrast) van, ez a 40×-es és 100×-os lencsékhez elegendő. A kondenzor is feleljen meg a 100×-os objektívnek, illetve magában foglalja a DIC-kondenzorelemeket is.

8.3. Az Utermöhl-módszer alkalmazása

Az Utermöhl-módszer lényege (MSZ EN 15460:2008), hogy az eredeti, Lugoldattal rögzített, tömörítés nélküli mintákat a speciális számlálókamrába öntjük, abban a mintát ülepedni hagyjuk. A teljes ülepedéshez a 2 ml-es kamráknál kb. 1 óra elegendő, a nagyobbaknál úgy kell számolnunk, hogy az ülepedés sebessége kb. 4 óra/cm. Amennyiben a fitoplankton egyedszáma nagyobb 15 000–20 000

ind/ml-nél, 2 ml-es kamra használatakor is hígítanunk kell a mintákat. Ehhez lugolos desztillált vagy csapvizet használhatunk. Az 1, illetve 0,5 ml-es kamrák esetén az ülepedés ideje ~1 óra. Meg kell azonban jegyezni, hogy ezek a kis térfogatú kamrák egy vastagabb, ragasztott fenéklemezzel rendelkeznek, ami zavaró lehet, amennyiben az objektív lencsét 0,17 mm vastagságú fedő-, illetve fenéklemezre tervezték. Az 5 ml-esnél nagyobb kamrák feltöltésénél egy speciális perforált töltőtoldatot használunk, hogy a minta körkörös keveredését megakadályozzuk, s az algák a lehető legegyszerűsebben eloszlásban ülepedjenek le. A színültig töltött kamrát vízszintes felületre helyezük. 10 ml-nél nagyobb mintatérfogatnál célszerű a lapos kamrával kombinált ülepítőkamrát használni, mivel a nagy folyadék réteg a vizsgálatokat megnehezíti. Amennyiben kombinált ülepítőkamra nem áll rendelkezésre, a mintát egy mérőhengerben előülepítjük, majd a fölösleget leöntve az ismert térfogatú tömörített mintát öntjük a megfelelő ülepítőkamrába.

Miután a minta leülepedett, a kamrát a fordított mikroszkóp tárgyasztalára helyezük, és a számlálást elvégezzük. Az okulárba számláló hálót helyezünk (legcélszerűbb egy 4 vagy 9 négyzetre, s nem többre osztott számlálóháló), ezzel jelöljük ki a vizsgálandó sáv szélességet. A 20–30 éve gyártott mikroszkópoknál a látótér sáv szélességét egy speciális, mozgatható vonalpárt magában foglaló okulárral állíthatjuk be. Ezek kis nagyításúak, és optikailag kevésbé jók. Ma mindenképp okulárháló alkalmazását javasoljuk, nélküle okulármikrométert használhatunk. A nemzetközi gyakorlatnak megfelelően

400 algaegyedet számlálunk meg, s közben meg is határozzuk azokat. Így maximum $\pm 10\%$ -os hibával dolgozunk.

A számolást általában 40-szeres objektívvel végezzük, mivel így szinte minden faj meghatározható (a 40 \times -es objektív használata miatt fontos, hogy az a lehető legjobb felbontóképességű legyen). (Természetesen a fajmeghatározást jelentősen segíti, ha előtte az élő mintát hagyományos rendszerű mikroszkóppal tanulmányoztuk. Szükség esetén, különösen a néhány μm -es méretű fajoknál, immerziós objektívet használunk.) A kamra méretét, a minta esetleges hígítását úgy választjuk meg, hogy egy kamraátmérő végigszámlálása során 130–150 egyedet találjunk. A fentebb említett hibahatár akkor tartható, ha legalább három, egymással $\sim 60^\circ$ -os szöget bezáró átmérőt számolunk végig. Ha a minta algákban gazdag, a számláló háló segítségével inkább keskenyebb látótérsávot számoljunk át, semmint a megvizsgált átmérők számát csökkentjük. Természetesen a sáv szélességet okulár mikrométer segítségével mindig pontosan lemérjük, hogy azt a végső számolásnál használhassuk. Így elérhető, hogy a három sávban kb. 400 egyedet számoljunk meg. Mivel a kamrákban az ülepedés nem egyenletes, mindig teljes sávokat kell számolni, még akkor is, ha közben már megtaláltunk 400 egyedet.

A mintában lévő nagy testű, kis egyedszámú fajokat vagy nagyobb kolóniát

alkotókat (pl. *Ceratium hirundinella*, *Microcystis aeruginosa*, *Botryococcus braunii*) kis nagyítású objektívvel, a teljes kamrafenék átvizsgálásával számláljuk meg.

Az algaszámot a kamra fenéklemezének felülete, a vizsgált sávok felülete, valamint a kamra térfogata és a számláláskor talált egyedszám ismeretében állapítjuk meg. Az értékét fitoplankton esetén általában ind/ml-ben adjuk meg (egyed/ml), az alábbi képlet segítségével:

$$\text{Algaszám} = \frac{r^2 \times \pi \times I}{2 \times n \times r \times a \times V}$$

ahol n: átszámolt átmérők száma

r: a kamra zárólapjának sugara (mm)

a: az átszámolt sáv szélessége (mm)

I: átszámolt területen (n r a) talált algák száma

V: a számlálókamra térfogata (ml)

8.4. A fitoplankton biomasszájának becslése

Az egyes taxonok fajlagos biomasszáját valamilyen egyszerű geometriai modellel való közelítéssel, a megfelelő lineáris méretekből számítjuk ki (Ács és Kiss, 2004; Németh, 1998). Egy-egy alga egyedszámát megszorozzuk annak térfogatával, majd az értékeket fajonként összegezve, megkapjuk az osztérfogatot. Az algák fajsúlyát 1-nek véve ez egyben a biomassza is, melyet általában mg/l-ben fejezünk ki. Mivel az algák mérete egy-egy populáción belül is változó lehet, a statisztikai megbízhatóság végett 10–50 egyed térfogatát határozzuk meg külön-külön, majd az adatokat átlagoljuk, és az adott faj átlagos térfogatértékével szorozzuk meg az egyedszámát.

Nagyon fontos, hogy az algák mérete még egy-egy víztérben is időről időre változik, így a nagyobb egyedszámú fajoknál minden mintában meg kell mérni a méretüket. A térfogat ismeretében a sűrűséget egységnyi tételezzük, a fajlagos biomasszáját tömegegységben fejezzük ki.

8.5. A klorofill-a-tartalom meghatározása

Az algaállomány mennyiségi becslésére a fotoszintetikus pigmentek térfogategységre vonatkoztatott mennyisége is alkalmas. A módszer elve, hogy az algasejtekből kivonjuk valamilyen extrahálószerrel a pigmenteket, és az extraktum sűrűségét fotometriásan határozzuk meg az MSZ ISO 10260:1993 szabvány szerint. Az eredményt $\mu\text{g l}^{-1}$ -ben (mg m^{-3} -ben) adjuk meg.

9. AZ ÉRTÉKELŐMÓDSZEREKKEL SZEMBEN TÁMASZTOTT SZAKMAI ÉS ADMINISZTRATÍV ELVÁRÁSOK

Az élőlényegyüttesek mennyiségi és minőségi mutatói alapján számos mérőszám (index, metrika) alakítható ki. Ha csak a fitoplanktonra gondolunk, ezen élőlénycsoport esetén is találkozunk a merített minta klorofill-a tartalmán, a fitoplankton biomasszáján, térfogatán, a taxonómiai összetételen, diverzitásán, a fajok toleranciáján, illetve érzékenységén alapuló indexekkel. Azt, hogy adott esetben melyiket alkalmazzuk, részben szakmai, részben adminisztratív szempontok szabják meg. A szakmai érvek amellett szólnak, hogy a választás alapja a vizsgált terhelésre adott válasz legyen, tehát azt a mérőszámot kell alkalmazni, amelyik adekvát módon jelzi a terhelés mértékét. Ez így is történik, amikor pl. hatásvizsgálatok kapcsán, egy adott területen lokális monitorozást végzünk.

A vizeink állapotának nagyobb régióra, esetleg országra kiterjedő, vagy akár európai szintű értékelését vagy azonos, vagy bizonyítottan hasonló eredményt mutató metrikák alapján kell végezni. Az, hogy ez valóban így is történjen, csak úgy lehetséges, ha a mérőszámok kidolgozása nem izoláltan, országonként más és más eljárást követve, hanem összehangolva, folyamatos szakmai diskurzusok eredményeként történik. Az Európai Unió a mérőszámok kidolgozásának és összehangolásának folyamatát úgy igyekszik segíteni, hogy egyrészt megteremti annak adminisztratív kereteit, másrészt támogatja az erre irányuló kutatásokat. Az adminisztratív keret a Biológiai Módszerek Interkalibrációja, ami valamennyi tagország részvételével, az Európai Bizottság kihelyezett igazgatóságaként működő kutatóközpont (JRC Ispra) irányításával történik. Tekintettel arra, hogy az EU tagállamai számos ökorégióba tartoznak (illetve számos állam több ökorégióba is), első lépésként ún. Geográfiai Interkalibrációs Csoportok (GIG) kerültek kialakításra. Ezekben belül elvárt a módszerek harmonizálása, interkalibrációja. A VKI csak azt írja elő, hogy egy adott élőlénycsoport esetén mely jellemző paraméterek alapján kell az értékelést végezni, de azt nem, hogy az adott jellemzőt (fitoplankton esetén a biomasszát, az összetételt, a vízvirágzások intenzitását és gyakoriságát) konkrétan milyen mérőszámmal kell értékelni. Így az a tagországok hatáskörébe tartozik. Az ökológiai értékelőmódszerek egészével szemben azonban fölállított, ún. megfelelési kritériumokat, melyek a következők:

1. Az állapotértékelő módszer öt minőségi osztályt kell tartalmazzon (kiváló, jó, közepes, gyenge, rossz).
2. Az osztályok elkülönítése a VKI mellékletében megfogalmazottak szerint történjen.
3. A módszernek tartalmaznia kell a biológiai elem valamennyi indikatív paraméterét, meg kell adni az egyes mérőszámok kombinációjának módját.

4. A módszer alkalmazható legyen az interkalibráció során megállapított, ún. közös víztípusok minősítésére.
5. A minősítés során a típusra jellemző, referenciálisnak tekinthető értékeket figyelembe kell venni.
6. Az értékelés eredménye EQR-érték formájában van megadva.
7. A mintavétel kellő információval szolgál a víztér állapotáról úgy térben, mint időben.
8. A mintavételi eljárásokkal az adott biológiai elem valamennyi (a VKI normatív definíciója által megfogalmazott) jellemző sajátossága monitorozható.
9. A mintafeldolgozás során végzett taxonómiai feltárás megfelelő precizitással és biztonsággal kell történjen!

Amennyiben a mintavétel, a módszer, a határértékek képzése stb. a felsorolt kritériumoknak megfelel, akkor az értékelő eljárás alkalmas arra, hogy más országok által használt módszerekkel összehangoljuk, azaz interkalibráljuk. Ennek első lépése, hogy az azonos Geográfiai Interkalibrációs Csoportba tartozó országok közös víztípusokat definiálnak, majd adatbázist hoznak létre, melyben a víztereket közös, egységes típusokba sorolják. A vizekre vonatkozó biológiai adatok alapján valamennyi ország, a saját értékelő eljárását alkalmazva, elvégzi a vízterek értékelését, majd az eredményeket összehasonlítja. A kiugróan eltérő eredményt adó módszer esetén kéri az adott ország szakembereit, hogy a határértékek áttekintését követően módosítsák azokat úgy, hogy a minősítés eredménye közelítse a társországokét. Ezt követően a GIG-ek egy olyan dokumentációt nyújtanak be az Európai Bizottság felé, melyben valamennyi tagállam értékelő módszere részletesen bemutatásra kerül, beleértve az interkalibráció eredményeit. Akkor, amikor az Európai Bizottság a Víz Keretirányelv végrehajtását vizsgálja, azt várja el, hogy a vízterek minősítési eredményeit tartalmazó dokumentációkban az elfogadott, interkalibrált módszerek által végzett ökológiai állapotértékelések eredményei szerepeljenek. Természetesen az újabb tudományos és szakmai ismeretek szolgálhatnak olyan érvekkel, melyek a módszerek változtatása mellett szólnak. Erre lehetőség van, de minden esetben fontos az új módszert összevetni a megfelelési kritériumokkal, az értékelés eredményeit pedig újból interkalibrálni kell.

A fentiek feltétlenül szükségesek ahhoz, hogy az ökológiai állapotértékelés folyamata átlátható legyen, az értékelés eredményei biztos alapokat adjanak a szükséges intézkedések és beruházások tervezéséhez, valamint az intézkedéseket követő változások értékeléséhez.

10. KITEKINTÉS

A tavak ökológiai állapotértékelésében a fitoplanktonnak kulcsszerep jutott nemcsak Magyarországon, de valamennyi uniós tagállamban. Mintavétele jóval egyszerűbb, mint a többi élőlénycsoportnál, és elenyésző az inváziós taxonok aránya, ami pl. a halaknál a minősítés eredményét érdemben befolyásolja. Ugyanakkor vitathatatlan, hogy a fitoplankton alapján történő állapotértékelésnek is vannak gyengéi, mint pl. a fitoplankton dinamikájához képest alacsony mintavételi frekvencia, a taxonok azonosításának nehézségei, vagy a kellő autökológiai ismeretek hiánya.

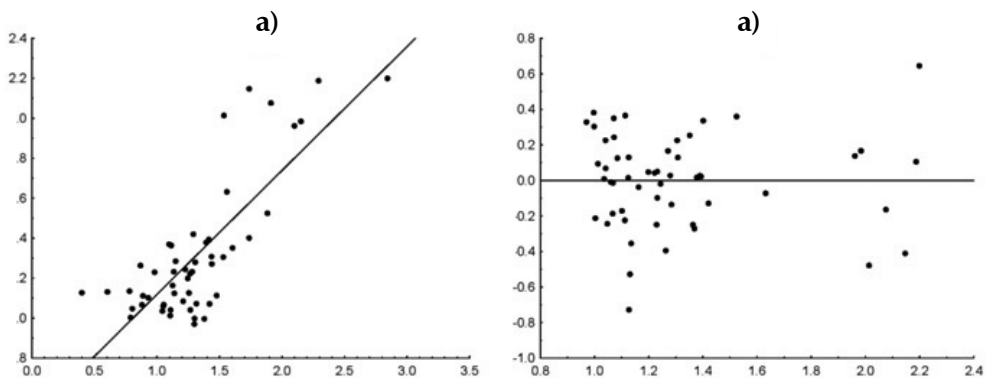
Az elmúlt évtizedekben olyan analitikai módszerek és eszközök jelentek meg, melyek alkalmazása lehetővé tette számos, korábban drágának és időigényesnek tartott eljárás rutinszerű kivitelezését. A késleltetett fluoreszcencia elvén működő berendezések használatával a fotoszintetikus pigmentek mennyisége közvetlenül a vízből is kimutatható, ami lehetővé tette a mérőműszerek online alkalmazását. A vízfolyások klorofill-a-tartalmát mérő, a késleltetett fluoreszcencia elvén működő műszerek pl. már több, Magyarországra belépő folyó határszélvényében kialakított mérőállomáson automatikusan, óránként rögzítik a fitoplanktonpigmentek mennyiségét. Ezek az adatok a folyók trofitásának már jóval megbízhatóbb forrását jelentik. A műszerek kereskedelmi hajókra szerelve, tavak, tengerek állapotáról nyújtanak információt. A műholdakra szerelt nagy felbontású távérzékelő kamerák színképelemző eljárásai ugyancsak alkalmasak arra, hogy megjelenítsék a tavak és óceánok fitoplanktonját.

A fitoplankton összetételének megadása jelenleg a taxonok morfológiai sajátosságai alapján történik, ami speciális tudást igényel. E hagyományos, morfológiai bélyegek azonosításán alapuló taxonómia mellett egyre inkább előtérbe kerülnek a molekuláris taxonómiai eljárások. A DNS-szekvenátorok új generációja olyan mértékben felgyorsította a DNS-molekula bázissorrendjének meghatározását, ami megteremtette a módszer széles körű alkalmazásának alapjait a tudomány számos területén, így a molekuláris taxonómia terén is. Ismert, hogy mind a növények, mind az állatok génállományában vannak olyan szakaszok, melyek minden egyedben megtalálhatók, de fajonként eltérőek. Ez alapján Hebert és mtsai (2003) javasolták, hogy az állatok esetén a mitokondriális citokrom c oxidáz enzim génje lehet az a DNS-szakasz, mely fajonként eltérő, s így bázissorrendje egy fajazonosítást segítő vonalkódként szolgálhat. Az edényes növények esetén jelenleg kloroplasztiszgéneket használnak fajok azonosítására. Az algák egyes törzsei, polifiletikus jellegükből adódóan, nagy biokémiai diverzitással rendelkeznek, ezért számos törzs esetén még nem eldöntött, hogy melyek a genom azon régiói, amelyek bázissorrendjének feltérképezése lehetővé teszi a fajok megbízható

azonosítását. Jelenleg már több olyan projekt fut, mely egy adott élőlénycsoport genetikai vonalkódolására irányul. Természetesen ahhoz, hogy a jövőben, pusztán molekuláris biológiai eljárással, megbízható fajlistákat tudjunk előállítani, a morpo- és molekuláris taxonómiai eredményeket össze kell simítani.

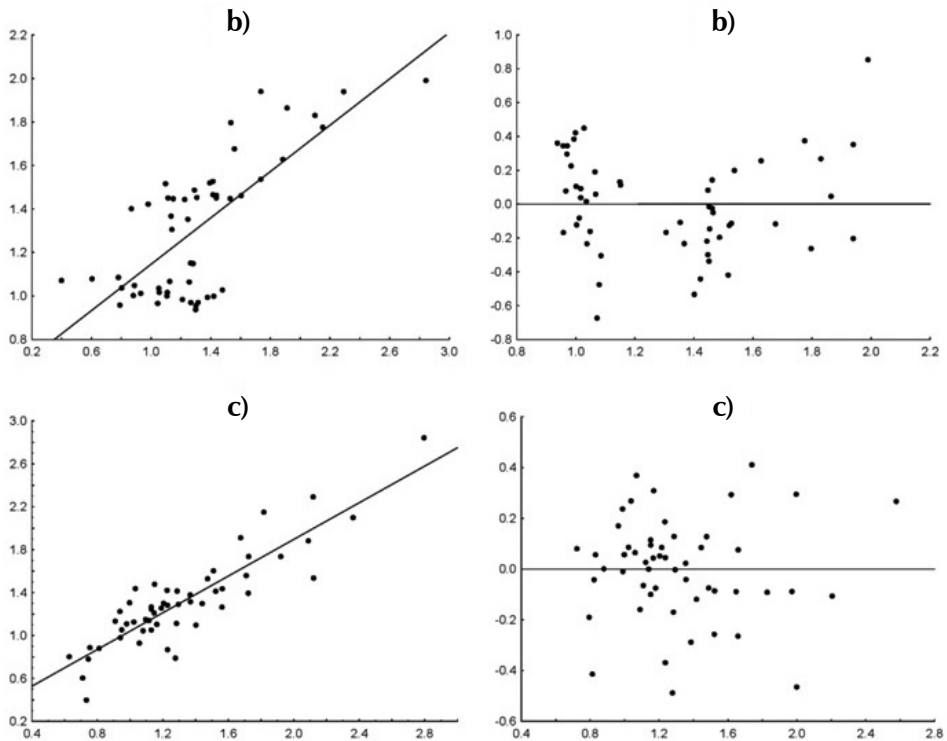
A taxonómia terén zajló előrelépések a vizek ökológiai állapotértékelését akkor segítik érdemben, ha ezzel párhuzamosan gyarapítjuk a fajok autökológiai sajátosságaira vonatkozó ismereteinket, azaz pontosan le tudjuk írni a fajok habitat-preferenciáját, a környezeti paraméterek megváltozására adott válaszát.

A fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékeléssel szemben természetes elvárás, hogy jelezze az antropogén hatások okozta nemkívánatos változásokat. Ahogyan az korábban bemutatásra került, hazai vizeink jelentős része olyan nagy növényi tápanyagtartalommal jellemezhető, mely tartományban a fitoplankton mennyisége és összetétele nem mutat markáns változást. Ez egyben azt is jelenti, hogy a képzett metrikák sem mutatnak szoros kapcsolatot a foszfor- és a nitrogén-koncentrációval. Ilyen esetben a megoldás az lehet, hogy az adott mérőszám (mint függőváltozó) és több, hatóképesnek tekinthető független változó kapcsolatát vizsgáljuk. Borics és mtsai (2013b) igazolták, hogy a vízmélység az összes nitrogén és az összesfoszfor, mint folytonos; és a tóhasználat (a halasítás alapján) mint diszkrét változó bevonásával olyan modell alkotható, mely segítségével a fitoplankton-biomassza jóval pontosabban becsülhető, mint a pusztán növényi tápanyagok mennyiségén alapuló modellekkel (8. ábra).



8. ábra. A mért és a modell által becsült értékek (log klorofill-a) közötti összefüggés, valamint a reziduumok a becsült értékek függvényében;

a) GLM (általánosított lineáris modell) $R^2 = 0,579$;



8. ábra (folytatás). A mért és a modell által becsült értékek (log klorofill-a) közötti összefüggés, valamint a reziduumok a becsült értékek függvényében;
 b) MRM (többszörös regressziós modell) $R^2 = 0,49$;
 c) ANN (neurális hálózatok alapján kidolgozott modell) $R^2 = 0,731$.

A több változón alapuló modellek használhatósága egyben azt is jelenti, hogy a változók megfelelő kombinációjával olyan összetett mérőszámokat lehet kialakítani, mellyel a fitoplankton mérőszámai már szoros összefüggést mutatnak. Az ilyen összetett mérőszámok bár illusztratívak, ugyanakkor az ökológiai állapot javítását szolgáló beavatkozások tervezésekor pontosan tudnunk kell, hogy a fitoplankton mennyiségét és összetételét kedvezőtlen irányba eltoló (és egy mérőszámba összevont) számos terhelési mutató melyikét kell elsőként csökkenteni ahhoz, hogy a kívánt pozitív változások jelentkezzenek.

ZÁRSZÓ

Jelen tanulmányban igyekeztem vázlatosan bemutatni a fitoplankton mint élőlénycsoport néhány, az ökológiai állapotértékelés szempontjából fontos jellemzőjét, továbbá mindazon eljárásokat, melyekkel számszerűsíthető az az információ, ami egy élőlényegyüttesből kinyerhető, s jellemzi magát a csoportot és élőhelyének állapotát. Az ökológiai állapotot reprezentáló mérőszámok rendkívül fontosak, hiszen ezek alapján nemcsak a szakemberek, de a döntéshozók vagy akár a környezetük állapota iránt érzékeny laikus érdeklődők is képet kaphatnak a környezet állapotáról. Ugyanakkor, még a legkörültekintőbben megalkotott mérőszám sem tudja helyettesíteni a mintákba belepillantó biológust, aki kellő tapasztalat birtokában, olykor néhány másodperc alatt is képes objektív képet alkotni az általa jól ismert víztér állapotáról.

IRODALOMJEGYZÉK

- Ács, É., Kiss, K. T., – 2004. Algológiai praktikum. – ELTE Eötvös kiadó. Budapest. 1–362.
- BARBOSA, F. A. R. & J. PADISÁK, – 2003. The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verh. Internat. Verein. Limnol. Stuttgart* 28: 1385–1395.
- BEISNER, B. E., D. T. HAYDON & K. CUDDINGTON, – 2003. Alternative Stable States in Ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 376–382
- BORICS, G., ABONYI, A., KRASZNAI, E., VÁRBÍRÓ, G., GRIGORSZKY, I., SZABÓ, S., DEÁK, Cs. & TÓTHMÉRÉSZ, B., – 2011. Small-scale patchiness of the phytoplankton in a lentic oxbow. *J. Plankton Research* 33: 973–981.
- BORICS, G., GÖRGÉNYI, J., GRIGORSZKY, I., LÁSZLÓ-NAGY, Zs., TÓTHMÉRÉSZ, B., KRASZNAI, E., VÁRBÍRÓ, G. 2014. THE ROLE OF PHYTOPLANKTON DIVERSITY METRICS IN SHALLOW LAKE AND RIVER QUALITY. *ECOLOGICAL INDICATORS* 45: 28–36.
- BORICS, G., GRIGORSZKY, I., SZABÓ, S. & PADISÁK, J., – 2000. Phytoplankton associations under changing pattern of bottom-up vs. top-down control in a small hypertrophic fishpond in East Hungary. – *Hydrobiologia* 424: 79–90.
- BORICS, G., NAGY, L., MIRON, S., GRIGORSZKY, I., LÁSZLÓ-NAGY Zs., LUKÁCS, B. A., G-TÓTH, L., VÁRBÍRÓ, G., – 2013b. Which factors affect phytoplankton biomass in shallow eutrophic lakes? *Hydrobiológia* 714: 93–104.
- BORICS, G., VÁRBÍRÓ, G., GRIGORSZKY, I., KRASZNAI, E., SZABÓ, S. & KISS, K. T., – 2007. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. – *Arch. Hydrobiologia. Suppl. 161/3-4, Large Rivers* 17: 465–486.
- BORICS, G., VÁRBÍRÓ, G., PADISÁK, J., – 2013a. Disturbance and stress – different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia* 711, 1–7.
- BRAUN-BLANQUET, J., – 1951, 1964. *Pflanzensziologie*. Springer, Wien.
- BRETTUM, P., – 1989. Alger som indikatorer pa vannkvalitet i norske innsjoer. *Planteplankton. NIVA, Postbox 33, Blindern. Oslo.*
- CARSTENSEN, J., HENRIKSEN, P., HEISKANEN, A.-S., – 2007. Summer algal blooms in shallow estuaries: definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnology and Oceanography* 52: 370–384.
- CARVALHO, L., POIKANE, S., LYCHE SOLHEIM, A., PHILLIPS, G., BORICS, G., CATALAN, J. ET AL., – 2013. Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia* 704: 127–140.
- CHASE, J. M., LEIBOLD, M. A., – 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature* 416: 427–430.
- CHORUS, I. & G. SCHLAG, – 1993. Importance of intermediate disturbances for the species composition in two highly eutrophic lakes with different condition of stratification. *Hydrobiologia* 249: 67–92.
- CLEVELAND, W. S., – 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American Statistical Association* 74: 829–836.

- DE LA BECHE, H. T., – 1819. Sur la profondeur et la température du lac de Genève. Lettre adressée au Prof. Pictet par Monsieur H. T. de la Beche. Bibliothèque Universelle 12: 118–126.
- DE MELO, S., & V. L. M. HUSZAR, – 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research* 22(1): 63–76.
- DÉVAI, GY., – 1976. Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. – *Acta Biol. Debrecina* 13: 147–161.
- DILLON, P. J., RIGLER F. H., – 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol Oceanogr* 28: 792–795.
- DOKULIL, M. T., – 2003. Algae as ecological bioindicators. In Markert, B. A.; Breure, A. M.; Zechmeister, H. G. *Bioindicators and Biomonitoring: Principles, Concepts, and Applications*; Elsevier: Amsterdam. 285–328.
- DODDS, W. K., JONES, J. R., WELCH, E. B., – 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32: 1455–1462.
- EC (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. – Official Journal of the European Communities, 22. December, L 327/1. European Commission, Brussels.
- FELFÖLDY, L., – 1981. A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. – *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest* p. 290.
- FELFÖLDY, L., – 1984. Hidrobiológia – szavakban. – *Vízügyi Hidrobiológia* 13, VIZDOK, Budapest, p. 250.
- FELFÖLDY, L., – 1987. A biológiai vízminősítés. 4. javított és bővített kiadás. VHB 16., Vízgazdálkodási Intézet. Budapest. 1–259.
- FRIEDRICH, G., CHAPMAN D. AND BEIM, A., – 1996. The use of biological material. Chapter 5 in *Water quality assessments-A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2. ed. UNESCO/WHO/UNEP 175–242.
- GRIGORSZKY, I., PADISÁK, J., BORICS, G., SCHNITCHEN, C. & BORBÉLY, G., – 2003. Deep chlorophyll maximum by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh in a shallow oxbow in Hungary. – *Hydrobiologia* 506–509: 209–212.
- GRIME, J. P., – 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Wiley, Chichester.
- GULYÁS, P., – 1998. Szaprobiológiai indikátorfajok jegyzéke. *Vízi Természet- és Környezetvédelem* 6, KGI, Budapest.
- HEBERT, P. D. N., CYWINSKA, A., BALL S. L. AND DE WAARD J. R., – 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceeding Royal Society London. Series B270*: 313–321.
- HEINONEN, P., – 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finish inland waters. *Publ. Water Res. Inst.*

- HÖHNE, E., KLOSE, H., – 1966. „Soziologische Methoden zur Erfassung des Trophiegrades.“ – *Limnologica* 4: 201–214.
- HÖRNSTRÖM, E., – 1981. Trophic characterisation of lakes by means of quantitative phytoplankton analysis. *Limnologica* 13: 249–361.
- HUTCHINSON, G. E., – 1967. A treatise on limnology II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- ISTVÁNOVICS, V. and HONTI, M., – 2011. Phytoplankton growth in three rivers: The role of meroplankton and the benthic retention hypothesis. *Limnol. Oceanogr.* 56: 1439–1452.
- JÄRNEFELT, H., – 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. – *Ann. Acaad. Sci. Fenn. A IV, Biol.* 18: 1–29.
- JÄRNEFELT, H., – 1956. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. XVI. *Annales Societatis Vanamo* 17: 1–201.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., SŘNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T. & LANDKILDEHUS, F., – 2000. Trophic Structure, Species Richness and Biodiversity in Danish Lakes. Changes along a Phosphorus Gradient. – *Freshwater Biology* 45: 201–218.
- KALFF, J., – 2002. *Limnology. Inland Water Ecosystems.* Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. pp. 592.
- KISS, K., T., SCHMIDT, A., ÁCS, É., – 1995. Fitoplankton-mintavétel gyakoriságának kérdése egy nagy eutrofikus folyóvízben, a Dunában. In: Bíró, P. (szerk.) XXXVII. Hidrobiológus Napok kötete, MTA Veszprémi Akadémiai Bizottság, 1995. pp. 79–82
- KISS, K. T., – 1996. Diurnal change of planktonic diatoms in the River Danube near Budapest (Hungary). – *Arch. Hydrobiol. Algal. Studies*, 80: 113–122.
- KISS, K. T., – 1998. Bevezetés az algológiába. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. 1–283. Kiss, K. T., Schmidt, A., Ács, É., 1996: Sampling Strategies for phytoplankton investigations in a large river (River Danube, Hungary). In Whitton B. A., Rott, E. (eds). *Use of algae for monitoring rivers II*, p. 179–185. Institut für Botanik, Universität Innsbruck ISBN 3-9500090-0-2.
- KOLKOWITZ, R. & M. MARSSON, – 1909. ÖKOLOGIE DER TIERISCHEN SAPROBIEN. BEITRÄGE ZUR LEHRE VON DER BIOLOGISCHEN GEWÄSSERBEURTEILUNG. INT. REVUE GES. HYDROBIOL. HYDROGR. 2: 126–152.
- KÜMMERLIN, R., – 1990. Plankton-Gemeinschaften als Bioindikatoren für Stehgewässer. *Ökologie und Naturschutz* 3: 227–241.
- KRUK, C., HUSZAR, V. L. M., PEETERS, E., BONILLA, S., COSTA, L., LURLING, M., REYNOLDS, C. S. AND SCHEFFER, M., – 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biol.* 55: 614–627.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C., LE CREN, E. D., – 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143–170.

- NAUMANN, E., – 1919. Nagra synpunkter angående limnoplanktons okologi med sarskild hansyn till fytoplankton. Sv. Bot. Tidskr. 13: 129–163.
- NÉMETH, J., – 1998. A biológiai vízminősítés kérdései. Vízi természetvédelem és környezetvédelem, 7. kötet. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest. 1–304. Kolkwitz, R. and Marsson, M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr., 2: 126–152.
- NÜRNBERG, G. K., – 1996. Trophic state of clear and colored, softand hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Lake Reserv Manage 12: 432–447.
- NYGAARD, G., – 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II.: The quotient hypothesis and some little known plankton organisms. Vidensk Danske. Selsk. Biol. Skr. 7: 1–293.
- NYGAARD, G., – 1955. On the productivity of five Danish waters. On the productivity of five Danish waters. Verb. int. Ver. Limnol. 12: 123–133.
- ODUM, E. P., – 1969. The strategy of ecosystem development. Science. 164: 262–270.
- OECD 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, assesment and control. Final Report, OECD cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate. – OECD, Paris, pp. 154.
- PADISÁK, J., – 2005. Általános limnológia. ELTE Eötvös kiadó, Budapest, 310.
- PADISÁK, J., – 2005. Általános limnológia: egyetemi tankönyv. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó, 310p. (ISBN:963 4637 21 3).
- PADISÁK, J., BORICS, G., FEHÉR, G., GRIGORSZKY, I., OLDAL, I., SCHMIDT, A. & ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z., – 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. Hydrobiologia 502: 157–168.
- PADISÁK, J., és BORICS, G., – 2008. Felszíni vizeink ökológiai állapotának minősítése a fitoplankton alapján. Kézirat.
- PADISÁK, J., CROSSETTI, L. O. & NASELLI-FLORES, L., – 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. – Hydrobiologia 621: 1–19.
- PADISÁK, J. & DOKULIL, M., – 1994. Meroplankton dynamics in a saline, turbulent, turbid shallow lake (Neusiedlersee, Austria and Hungary). – Hydrobiologia 289(1-3): 23–42.
- PADISÁK, J., GRIGORSZKY, I., BORICS, G. & SORÓCZKI–PINTÉR, E., – 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia 553: 1–14.
- PADISÁK, J., G-TÓTH, L. & RAJCY, M., – 1988. The role of storms in the summer succession of phytoplankton in a shallow lake (Lake Balaton, Hungary). – J. Plankton Res. 10: 249–265.
- PADISÁK, J., G-TÓTH, L. & RAJCY, M., – 1990. Stir-up effect of wind on a more-or-less stratified shallow lake phytoplankton community, Lake Balaton, Hungary. – Hydrobiologia 191: 249–254.

- PADISÁK, J., REYNOLDS, C. S. & SOMMER, U. (eds), – 1993. Intermediate Disturbance Hypothesis in Phytoplankton Ecology. *Developments in Hydrobiology* 81. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Reprinted from *Hydrobiologia* 249(1-3): 183-188.
- PALMER, C. M., – 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Phyco.* 15: 78–82.
- PEARSALL, W. H., – 1920. The aquatic vegetation of the English Lakes. *J. Ecol.* 3: 163–201.
- PHILLIPS, G., LYCHE SOLHEIM, A., SKJELBRED, B., MISCHKE, U., DRAKARE, S., FREE, G., JÄRVINEN, M., DE HOYOS, C., MORABITO, G., POIKANE, S. & CARVALHO, L., – 2012. A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*. doi:10.1007/s10750-012-1390-8.
- Phillips, G., O. P. Pietilainen, L. Carvalho, A. Solimini, A. Lyche Solheim & A. C. Cardoso, – 2008. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology* 42(2): 213–226.
- RAST, W, LEE, G. F., – 1978. Summary analysis of the North American (U.S.) OECD Eutrophication project: Nutrient load in-lake response relationships and trophic state indices. U.S. EPA-600/3-78-008.
- RAWSON, D. S., – 1956. Algal indicators of Trophic Lakes Types, *Lim. And. Oceanogr.*, 1,1,18–25. 18.
- REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. & MELO, S., – 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. – *J. Plankton Res.* 24: 417–428.
- REYNOLDS, C. S., – 2006. *Ecology of phytoplankton.* – Cambridge University Press, Cambridge, pp. 535.
- ROSÉN, G., – 1981. Phytoplankton indicators and their relation to certain chemical and physical factors. *Limnologia* 13: 263–290.
- SAKAMOTO, M., – 1966. The chlorophyll amount in the eutrophic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. *Bot. Mag. Tokyo.* 79: 77–88.
- SALMASO, N. & PADISÁK, J., – 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97–112.
- SAS, H. (ed.), – 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation. – *Acad. Ver. Richardz GmbH.* pp. 497.
- SAWYER, C. N., – 1947. *J. New Engl. Wat. WksAss.* 61, 109.
- SCHAEFFER, M., – 1998. *The Ecology of Shallow Lakes* London: Chapman and Hall.
- SCHÖNFELDER, I., – 1997. Eine Phosphor-Diatomeen-relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische. Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. *Dissertationes Botanicae* 283, J. Cramer, Berlin.
- SEBESTYÉN, O., – 1963. Bevezetés a limnológiába. *Akadémiai Kiadó, Budapest,* p. 234.
- SKÁCELOVÁ, O., LEPŠ, J., – 2014. The relationship of diversity and biomass in phytoplankton communities weakens when accounting for species proportions. *Hydrobiologia*, 724, 67–77 DOI: 10.1007/s10750-013-1723-2.

- SMAYDA, T. J., – 1997. Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography* 42: 1187–1158.
- SOMMER, U., – 1984. The paradox of plankton: fluctuations of phosphorus availability maintain diversity in flow-through cultures. *Limnol. Oceanogr.* 29: 633–636.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. AND DUNCAN, A., – 1986. „The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters.” *Archiv für Hydrobiologie* 106: 433–471.
- TEILING, E., – 1955. Some mesotrophic phytoplankton indicators. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 212–215.
- TESZÁRNÉ NAGY, M., MÁRIALIGETI, K., VÉGVÁRI, P., CSÉPES, E., BANCSEI, I., – 2003. Stratification analysis of the Óhalász ox-bow of the River Tisza (Kisköre Reservoir, Hungary). *Hydrobiologia* 506–509 (1–3): 37–44.
- THUNMARK, S., – 1945. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. *Fol. Limnol. Skand.* 3:1–66. TREMEL, B., – 1996. Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 323: 1–38.
- Tremel, B. – 1996. Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 323(2): 97–105.
- UTERMÖHL, H., – 1958. Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton- Methodik. – *Mitt. Int. ver. Theor. Angew. Limnol.* 9: 1–38.
- VÁSAS, G., FARKAS, O., BORICS, G., FELFÖLDI, T., SRAMKÓ, G., BATTÁ, G., BÁCSI, I., GONDA, S., – 2013. Appearance of *Planktothrix rubescens* Bloom with [D-Asp³ dha⁷] MC-RR in Gravel Pit Pond of a Shallow Lake-Dominated Area. *Toxins. (Basel)* 5: 2434–2455.
- VÖLLENWEIDER, R. A., – 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Schweiz Z Hydrol* 37: 53–84.
- VÖLLENWEIDER, R. A. & KERÉKES, J., – 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Progress in Water Technology* 12: 5–38.
- VÖRÖS, L. AND PADISÁK, J., – 1991. Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. – *Hydrobiologia* 215: 111–119.
- WEBER, C. A., – 1907. Aufbau and vegetation der Moore Norddeutschlands. *Bot. Jahrb.* 40. Beiblatt zu den Botanischen Jahrbuchern. 90: 19–34.
- WETZEL, R. G., – 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press 100635.
- WHITE, E., – 1989. Utility of relationships between lake phosphorus and chlorophyll a as predictive tools in eutrophication control studies *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 23: 35–41.
- WILLÉN, E., – 2000. Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. In Heinonen, Zsiglio, G. & van der Beken, A. (szerk.): *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*. Wiley & Sons, 58–80.

Felelős kiadó: MTA ÖK DKI Tisza-kutató Osztály

Felelős vezető: *Dr. Borics Gábor*



A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült.

Lektorálta:

Dr. Grigorszky István

Nagy-László Zsolt

© Dr. Borics Gábor

ISBN 978-963-89460-3-4

A kiadvány a Violet Bt. gondozásában jelent meg.



Nyomdai kivitelezés: Kapitális Nyomda, Debrecen



KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom prof. dr. Padisák Juditnak az elméleti, és prof. dr. Kiss Keve Tihamérnak a gyakorlati részek megírásában nyújtott segítségükért. Ugyancsak köszönöm dr. Grigorszky Istvánnak és Nagy-László Zsoltnak, hogy mint a könyv lektorai javaslataikkal, megjegyzéseikkel, kritikai észrevételeikkel nagymértékben segítettek, hogy a könyv stílusa, nyelvezte a témában kevésbé jártas olvasó számára is követhetőbbé és olvashatóbbá vált. Hálás vagyok Bodnár Gabriellának a kiadásban nyújtott segítségéért és a technikai téren végzett munkájáért. A kiadvány megjelenését a Magyar Tudományos Akadémia könyvkiadási pályázata támogatta.