

„a Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0.A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint a részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése” tárgyában létrejött szerződéshez kapcsolódva

A FITOBENTON ÉLŐLÉNYCSOPORT ZÁRÓJELENTÉSE

II. ÁLLÓVIZEK

Megbízó: ÖKO Környezeti, Gazdasági, Technológiai, Kereskedelmi, Szolgáltató és Fejlesztési Zártkörűen Működő Részvénytársaság



Vezető szakértő: Ács Éva

Szakértők:

Borics Gábor

Fehér Gizella

Kiss Keve Tihamér

Reskóné Nagy Mária

Stenger Kovács Csilla

Tóth Adrienne

Várbíró Gábor

2009. március 6.

Tartalomjegyzék

<i>I. Ökológiai szakértői feladatok a vízgyűjtő-gazdálkodási tervekhez kapcsolódva a KEOP-projekt 5. feladatához kapcsolódva</i>	1
I. 1. A korábban tavakra kidolgozott minősítési módszerek átalakítása az új állóvíz tipológiára. Az állóvizekre vonatkozó minősítési rendszer további kiegészítése	1
I. 2. Állóvizekre javasolt TDIL, IBD, SCIL indexek tesztelése a 2005-2007 (2008) -as monitoring-eredmények alapján, szakértői javaslat az 5 osztályos, EQR alapú minősítési rendszerre, a tipológia biológiai validációja	4
A tipológia biológiai validálása.....	4
Referencia állapothoz közeli víztestek és a referencia állapotra vonatkozó koncentrációk.....	7
A referencia viszonyok megadása.....	8
<i>II. Az intézkedések tervezését segítő ökológiai szakvélemények készítése a KEOP-projekt 8. feladatához kapcsolódva</i>	9
II.1. Szakirodalmi áttekintés	9
Tájhasználat, mint kulcsfontosságú ismeret.....	9
Referencia állapot meghatározása –általános megközelítés.....	10
Általános bevezetés.....	11
Indikátor szervezetek alkalmazása tavakban.....	12
Dánia.....	13
Észtország.....	14
Írország.....	15
Olaszország.....	15
Pán európai.....	16
Alkalmazott kovaalga alapú minősítő módszerek.....	18
Anglia.....	18
Antarktisz.....	19
Ausztria.....	20
Belgium.....	20
Csehország.....	20
Dánia.....	21
Finnország.....	22
Grönland.....	22
Írország.....	22
Kanada.....	25
Magyarország.....	25
Mexikó.....	27
Németország.....	27
Skócia.....	28
Spanyolország.....	29
USA.....	29
Újzéland.....	31

Szerves terhelés – az alga heterotrófia szerepe a bentonikus összetételben	33
Biodiverzitás.....	34
Speciális vizek – speciális megközelítés	34
Holtágak.....	34
Kis szikes tavak	35
II. 2. A releváns szennyezők, valamint a tavi bevonatlakó kovaegyüttesek összetétele. Az eltérések bemutatása és elemzése. A megbízhatóság bemutatása. A hazai adatok alapján levonható következtetések.	36
II. 2. 1. A tápanyagformákon (TP, TN, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N) alapuló CCA analízis I.	37
II. 2. 2. Tápanyagformákon (TP, PO_4^{3-} -P, TN, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N) alapuló CCA (7., 8. táblázat) analízis II.	40
II. 2. 3. A tavak abiotikus paraméterein (Ca^{2+} , HCO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-}) alapuló CCA analízis	41
II. 3. Javaslat a terhelések fő paramétereire az állóvizek fontosabb típusai esetében	44
II. 3. 1. Foszfor formák.....	44
II. 3. 2. Nitrogén formák.....	47
II. 3. 3. Abiotikus paraméterek	49
II. 4. A biológiai szempontból releváns komponensek tesztelése, melyek a fitobenton esetében elsősorban a trofitással és szaprobitással összefüggő paraméterek: a hazai állóvíz adatbázis alapján a foszfor és nitrogén terhelések hatásának vizsgálata, ezek összefüggése a kovaalga indexekkel.	51
A jó/közepes állapot határa a legfontosabb típusokra.....	52
II. 5. Referencia állapothoz közeli víztestek és a referencia állapotról vonatkozó koncentrációk	54
II. 6. A Velencei-tóról készült tanulmány	54
II. 7. A Fertőről készült tanulmány	76
II. 8. A víztestek ökológiai állapotának minősítése a biológiai adatok alapján a területi szakemberek (KÖFE, KÖVIZIG) bevonásával	77
III. Irodalomjegyzék.....	78

I. Ökológiai szakértői feladatok a vízgyűjtő-gazdálkodási tervekhez kapcsolódva a KEOP-projekt 5. feladatához kapcsolódva

I. 1. A korábban tavakra kidolgozott minősítési módszerek átalakítása az új állóvíz tipológiára. Az állóvizekre vonatkozó minősítési rendszer további kiegészítése.

Előjáróban le kell szögeznünk, hogy a 2005-2007-es monitoring adatok elégtelennek bizonyultak a tavi minősítés tesztelésére és továbbfejlesztésére. Gyakorlatilag Magyarországon csak a Balaton és a Velencei-tó esetében rendelkezünk elegendő mennyiségű adattal, ez viszont elégtelen a megbízhatóan működő indexek kifejlesztéséhez. A VKI hatálya alá eső tavak esetében legalább 3 éven keresztül tartó (évente minimum 2, de inkább 3 alkalommal, egy-egy tó esetében több ponton elvégzett mintavételre), célirányos adatgyűjtésre van szükség ahhoz, hogy elegendő adat álljon rendelkezésünkre a tavi minősítés véglegesítésére. A biológiai adatokat minden esetben kémiai adatgyűjtéssel is ki kell egészíteni, a vegetációs periódusban elvégzett havi mérésekkel. Ennek ellenére megpróbálkoztunk az adatok bizonyos fajta elemzésével.

Az 1. táblázatból kitűnik, hogy a kovaalga indexek szorost összefüggést mutatnak a tápanyag formákkal. A pirossal jelölt korrelációk rendkívül erősnek bizonyultak azaz a szignifikancia szint $p < 0.0002$ volt. De a fekete boldval kiemelt korrelációk is még szignifikánsnak bizonyultak $p < 0.02$. Mivel a korrelációk ennyire erősek voltak, olyan indexet, indexeket próbáltunk kiválasztani, mely a legszorosabb korrelációt mutatják a N és P formákkal (és lehetőleg minél több fajt használjanak fel az index kiszámolásához) így a leginkább alkalmasak a későbbi elemzésekre és az ökológiai állapot becslésére.

1. táblázat: A tavi (TDIL és SCIL) és a folyóvízi kovaalga indexek valamint a fajszám, diverzitás és egyenletesség korrelációja a P és N formákkal. (piros: $p < 0,0002$ és fekete bold $p < 0,02$).

	TP	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P	Felhasznált fajok aránya
Adatszám (n)	n=145					n=86	
Fajszám	-0.27	-0.36	-0.36	-0.11	-0.27	-0.25	
Shannon diverzitás	-0.11	-0.21	-0.27	-0.04	-0.18	-0.11	
Egyenletesség	0.03	-0.03	-0.13	0.01	-0.05	0.02	
TDIL	-0.30	-0.37	-0.44	-0.19	-0.21	-0.22	60-80%
SCIL	-0.28	-0.36	-0.45	-0.06	-0.22	-0.24	60-80%
SLA	0.26	0.36	0.40	0.19	0.22	0.21	
DESCY	-0.09	-0.17	-0.35	-0.25	-0.21	-0.01	
LMA	-0.35	-0.34	-0.41	-0.10	-0.24	-0.31	
SHE	-0.31	-0.25	-0.33	-0.17	-0.14	-0.26	
WAT	-0.18	-0.17	-0.21	-0.07	-0.12	-0.11	
TDI	0.26	0.27	0.18	0.13	0.16	0.21	
%PT	0.20	0.14	0.17	0.06	0.10	0.16	
GENRE	-0.28	-0.26	-0.27	-0.11	-0.20	-0.22	
CEE	-0.35	-0.39	-0.43	-0.16	-0.29	-0.28	
IPS	-0.32	-0.33	-0.35	-0.16	-0.23	-0.25	>80%
IBD	-0.32	-0.34	-0.40	-0.19	-0.23	-0.27	>80%
IDAP	-0.30	-0.31	-0.41	-0.10	-0.25	-0.27	
EPI-D	0.37	0.36	0.39	0.15	0.25	0.31	>80%
DI_CH	0.21	0.21	0.34	0.25	0.19	0.15	
IDP	0.29	0.34	0.43	0.10	0.19	0.22	
LOBO	-0.35	-0.26	-0.14	0.08	-0.15	-0.42	
SID	0.37	0.37	0.35	0.15	0.27	0.33	
TID	0.32	0.35	0.25	0.12	0.22	0.30	
MIL	-0.36	-0.38	-0.44	-0.19	-0.25	-0.28	

Az 1. táblázatból jól látható, hogy a TDIL hazai tavi index igen szoros korrelációt mutat mindegyik tápanyagformával. De mivel az index még fejlesztésre szorul (fajkészletének bővítésére) így még két indexet választottunk ki, hogy a későbbi elemzések még biztosabb lábakon álljanak. Ez a két index: az IBD és EPI-D indexek.

A három index segítségével multimetrikus indexet hoztunk létre: MIL (Multimetric Index for Lakes = (TDIL+IBD+EPI)/3). Az így kiszámolt index jobb korrelációkat mutat az egyes tápanyagformákkal (1. táblázat), a MIL használatával jelen pillanatban biztosabb hazai tavaink ökológiai állapotának becslése.

A multimetrikus index kiszámolásához a három indexet azonos skálára (1-20) kell hozni, ahol 1 jelzi a legrosszabb 20 a legjobb állapotot.

Ehhez a következő egyenletek szükségesek:

$$\text{TDIL}(1-20): \quad a = 3,8 * b + 1$$

$$\text{EPI-D (1-20):} \quad a = 20 * b - 4,75$$

$$\text{IBD (1-20):} \quad a = 4,75 * b - 8,5$$

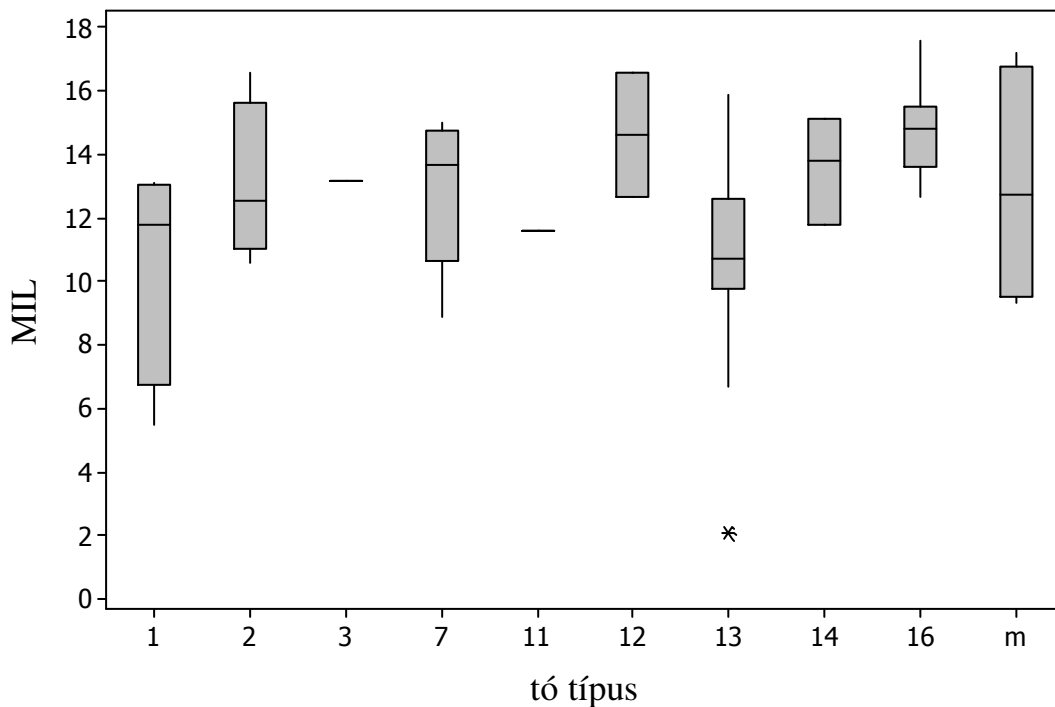
Ahol b a kiszámolt indexek eredeti értéke az eredeti skálán.

A Balaton (16-os típus) esetében a három éves intenzív vizsgáklataink alapján MIB (Multimetric Index for Balaton) index-et hoztunk létre, melyet a TDIL és az IBD átlagából képeztünk. Értékei ugyanazok, mint a MIL-nek és az EQR is ugyanúgy számolódik. A Velencei-tó szikes területe (8. típus) esetében a több évtizedes vizsgálataink eredménye alapján az ökológiai állapotának megítélésére az IBD és a SCIL index együtt javasolható, mivel az IBD index a tavat érő tápanyagterhelésre, a SCIL pedig a szikes jellegre érzékeny. Az IBD és a SCIL indexek közül azt az index értéket kell figyelembe venni, amelyik jobb értéket ad. Az EQR-t itt is úgy határozzuk meg, ahogy a MIL esetében.

I. 2. Állóvizekre javasolt TDIL, IBD, SCIL indexek tesztelése a 2005-2007 (2008) -as monitoring-eredmények alapján, szakértői javaslat az 5 osztályos, EQR alapú minősítési rendszerre, a tipológia biológiai validációja.

A tipológia biológiai validálása

Az előző fejezetekből egyértelműen kiderült, hogy számos olyan tó típusunk van, melyeknek tápanyag terheltsége természetes állapotban is jelentős. Ezért a MIL index osztályhatárainak és az EQR határok megállapításánál ezt is figyelembe kellett vennünk. A MIL index boxplotján kitűnően látszik, hogy a típusokra jellemző mediánok alapján jól elkülöníthetők azok a csoportok, melyeknél osztályhatár módosításra van szükség (1 ábra).



1. ábra: A MIL (Multimetric Index For Lakes) index boxplotja a típusokra jellemző index értékekkel (m = mesterséges).

A legmagasabb medián értékekkel a 12-es és a 16-os típus rendelkezik (1. ábra), ezen csoportok esetében javasoljuk a legmagasabb osztályhatárok megválasztását (2.táblázat). A 7-es és 14-es típusok mediánja már alacsonyabb, a mediánok közti különbség a 12-es 16-os típus esetén egy, ezért a határértékeket eggyel csökkentettük. Ugyanezt az eljárást ismételtük meg az 1-es, 2-es és mesterséges típusoknál is. A legalacsonyabb határértékeket pedig a 13-as típusnál állapítottuk meg. A tűrhető és rossz (P/B) határát csak egyszer csökkentettük 4, 8-ról 3, 8-ra és ezt tartottuk meg az összes természetesen is terhelt állóvíz típusok esetén is. A 6. és

8. típusban a Velencei-tavi monitoring eredményeit vettük alapul. Az indexek határértékeit úgy állapítottuk meg, hogy a lehetséges maximum (20) és minimum (1) közötti értéket 5 egyenlő részre osztottuk, illetve a fentebb leírt korrekciókat (index érték csökkentéseket) alkalmaztuk az adott típusokban. A MIL index értékeinek felhasználásával az EQR alapú minősítés a következőképpen adható meg:

$$\text{EQR} = \text{MIL} / \text{MIL max}$$

2. táblázat: Az állóvizek típus-specifikus osztályhatárai (Mr = a min-sít rendszer megbízhatósága)

Tó típusa	leírás	Index	index H/G	index G/M	index M/P	index P/B	EQR H/G	EQR G/M	EQR M/P	EQR P/B	Mr
1	Szerves – kis terület – sekély – bent vízfelület – időszakos	MIL	14,2	10,4	6,6	3,8	0,71	0,52	0,33	0,19	low
2	Szerves – kis terület – sekély – bent vízfelület – állandó	MIL	14,2	10,4	6,6	3,8	0,71	0,52	0,33	0,19	low
6	Szikes – kis terület – sekély – bent vízfelület – állandó	IBD	16,2	12,4	8,6	3,8	0,81	0,62	0,43	0,19	medium
7	Szikes – kis terület – sekély – nyílt vízfelület – állandó	MIL	15,2	11,4	7,6	3,8	0,76	0,57	0,38	0,19	low
8	Szikes – közepes terület – sekély – nyílt vízfelület – állandó	IBD SCIL	16,2	12,4	8,6	3,8	0,81	0,62	0,43	0,19	medium
12	Meszes – kis terület – sekély – bent vízfelület – állandó	MIL	16,2	12,4	8,6	4,8	0,81	0,62	0,43	0,24	low
13	Meszes – kis terület – sekély – nyílt vízfelület – állandó	MIL	13,2	9,4	5,6	3,8	0,66	0,47	0,28	0,19	low
14	Meszes – kis terület – közepes mélység – nyílt vízfelület – állandó	MIL	15,2	11,4	7,6	3,8	0,76	0,57	0,38	0,19	low
16	Meszes – nagy terület – közepes mélység – nyílt vízfelület – állandó	MIB	16,2	12,4	8,6	3,8	0,81	0,62	0,43	0,19	high
m	mesterséges	MIL	14,2	10,4	6,6	3,8	0,71	0,52	0,33	0,19	low

Megjegyzendő, hogy a Velencei-tó (6-os és 8-as típus) esetében van elegendő adat ahhoz, hogy akár „high level” is lehetne a minősítés, azonban magának az indexeknek a finomításához nincs elég adat, ez rontja le a minősítés szintjét.

Referencia állapothoz közeli víztestek és a referencia állapotra vonatkozó koncentrációk

Leválogottuk azokat a mintvételi helyeket, melyeknek a három index valamelyike szerint (legalább az egyik index alapján= REF1; n=21) kiváló az ökológiai állapota. Aztán egy erősebb szűrést alkalmaztunk, ahol legalább két index is ezt támasztja alá (REF2; n=6). Ezenkívül a Fertő és a Velencei-tó esetében figyelembe vettük a SCIL indexet, mely alapján ezek a mintvételi helyek nem érték el a kiváló állapotot. A referencia helyek meghatározása azonban még így sem volt egyértelmű figyelembe véve a tájhasználatot és a hidromorfológiai módosításokat. Továbbá a kiváló helyek tápanyagtartalmát vizsgálva nem különülnek el a jó állapotú helyekétől. Így két víztest maradt, mint potenciális referencia hely: Balaton Siófoki-medence és a Lipóti-morotva tavak. Mivel azonban a Lipóti-morotva a vízpótlási rendszer megépülése óta időről időre Duna vizet is kap a vízpótló rendszeren keresztül, így nem tekinthetjük referencia helynek.

Összességében elmondható, hogy a referencia állapot és a referencia állapotnak megfelelő koncentrációk a jelenlegi adatbázis és tudás alapján nem állapíthatók meg.

A referenciaviszonyok megadása

Állóvizek esetében a referencia viszonyok megadása mindössze a Velencei-tó két típusa és a Balaton esetében volt lehetséges. Ez is csak annak köszönhető, hogy a KVvM megbízásából a Székesfehérvári Felügyelőség koordinálásában évek óta folyik a Balaton és a Velencei-tó monitorozása, így ennek a két tónak az esetében rendelkezünk annyi megbízható bentonikus kovaalgák vizsgálatán alapuló adattal, hogy a referencia feltételeket meg tudtuk határozni. A többi típus esetében nem tudunk referencia viszonyokat definiálni, amely tény aláhúzza egy kiterjedt tavi project indításának a szükségességét.

Típus kód	A típusok hidro-geo-morfológiai és kémiai jellemzői	A figyelembe vett index lehetséges értéke referenciális állapotú állóvíz esetén.	A fitobenton esetén figyelembe vett minőségi jellemző referenciális állapotú állóvíz esetén.
6	Szikes – kis területű – sekély – benőtt vízfelületű (nyílt vízfelület <33%) (1 db) Velencei-tó nádas-lápi terület Német tisztás	A vegetációperiódusban gyűjtött minták átlagos IBD index értéke meghaladja a 16,2-t.	A <i>Staurosira construens</i> relatív egyedszáma eléri az 5%-ot, de nem haladja meg az 50%-ot.
8	Szikes – közepes területű – sekély – nyílt vízfelületű (nyílt vízfelület >33%) (1 db) Velencei-tó nyílt vizes terület (Fürdető, Agárd)	A vegetációperiódusban gyűjtött minták átlagos index értéke meghaladja a 16,2-t. Az IBD és a SCIL indexek közül azt az index értéket kell figyelembe venni, amelyik rosszabb értéket ad.	A jó állapotra utaló kovaalga fajok: <i>Achnanthydium minutissimum</i> , <i>Encyonema lacustre</i> , <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> , <i>Diatome tenuis</i> , <i>Ctenophora pulchella</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>calcareum</i> , <i>Campylodiscus clypeus</i> és a planktonból kiülepítő <i>Chaetoceros muellerii</i> . Az <i>Achnanthydium minutissimum</i> mennyisége ősszel visszaszorul, az <i>Encyonema lacustris</i> és a <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>calcareum</i> pedig kissé előretör. A jó állapothoz hozzátartozik, hogy a nádbevonatban az <i>Achnanthydium minutissimum</i> nyáron elérje a 40%-os dominanciát.
16	Meszes – nagy területű – közepes mélységű – nyílt vízfelületű (nyílt vízfelület >33%) (1 db) Balaton (Keszthelyi-, Szigligeti-, Szemesi-, Siófoki-medence)	A vegetációperiódusban gyűjtött minták átlagos MIB index értéke meghaladja a 16,2-t. Az indexet a TDIL és az IBD átlagából képezzük.	A déli parton az <i>Achnanthydium minutissimum</i> mellett a <i>Staurosira grigorszkyi</i> a domináns kovaalga a bevonatban, emellett számtalan <i>Fragilaria</i> sensu lato faj relatív egyedszáma is eléri az 5%-ot. Az északi parton az <i>A. minutissimum</i> mellett a <i>Nitzschia dissipata</i> és a <i>Cymbella exigua</i> a két leginkább domináns faj. A balatoni bevonat jó állapotra vonatkozó legjellegzetesebb fajai a <i>Staurosira grigorszkyi</i> , <i>Achnanthydium minutissimu</i> , <i>Achnanthydium biasolettianum</i> , <i>Nitzschia dissipata</i> , <i>Pseudostaurosira elliptica</i> , <i>Cymbella exigua</i> , <i>Encyonopsis minuta</i> , <i>Navicula cryptotenella</i> , <i>Staurosirella pinnata</i> , <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> , <i>Gomphonema supertergestinum</i> . A fitoplanktonból gyakran kiülepít a bevoantba a <i>Cyclotella ocellata</i> .

II. Az intézkedések tervezését segítő ökológiai szakvélemények készítése a KEOP-projekt 8. feladatához kapcsolódva

II.1. Szakirodalmi áttekintés

Tájhasználat, mint kulcsfontosságú ismeret

A környezettudományi kutatásokban illetve a menedzsmentben nagyon fontos az, hogy egy adott geográfiai régióban a víztestet ért antropogén hatások mennyiségileg is ki legyenek fejezve. Ennek érdekében az USA-ban geoinformációs rendszert fejlesztettek ki a Nagy-tavak vízgyűjtőjén, amely 86 változót tartalmazott, ezeket a változókat 5 különböző osztályba sorolták (DANZ et al. 2007), mint a mezőgazdaság, a légköri ülepedés, a sűrűség, a tájhasználat és a pontforrásos szennyezések. Meg kell értenünk a kapcsolatot az emberi bolygatás és az ökoszisztéma válasza között, hogy ezt felhasználhassuk az elkövetkezendő ökológiai minősítések és a környezeti döntések során, mind regionális mind, pedig lokális skálán. Ezek a hatások átfednek mind térben és időben, és kumulatív hatást fejtenek ki. Mivel a biológiai összetétel ehhez a többszörös stressz tényezőhöz kapcsolódik, a társulás szerkezet a legfontosabb érzékelője a környezet állapotának és még érzékenyebb a bekövetkező változásokra. Tehát jóval többről van szó annál, mint hogy a biológiai vizsgálatot egy egyszerű paraméter méréssel helyettesíthetnénk. Tapasztalati kapcsolat van a környezeti tényezők és a biológiai szervezetek között, amely pedig lehetővé teszi, hogy megértsük az emberi tevékenység hálózatos hatásainak milyen hatása lesz az ökológiai állapotra nézve.

Az ökológiai minősítő rendszer kidolgozására ezért számos esetben figyelembe vették a víztest környéki tájhasználatot. Ezt több példa is mutatja. BÖHMER et al. (2004) makrogerinctelen indikátor szervezeteken alapuló minősítő rendszer kifejlesztéséhez használtak tájhasználati indexet (1). A tó környéki területeket öt csoportba osztották: lakott területek, szántóföldek, legelők, erdők és egyéb típusok. A számítás menete a következő:

$$(1) \quad \text{Tájhasználati index (Land Use Index)} = \text{a legelő \%} + 2 * \text{szántóföld \%} + 4 * \text{lakott terület \%} - a .$$

BRAZNER et al. (2007) vizenyős területek emberi bolygatásra adott válaszát vizsgálták több élőlénycsoporton keresztül. A környező területek használatát, az emberi hatásokat ők is figyelembe vették egy úgynevezett HDI indexen keresztül. Ez az index a mezőgazdaságról, a légköri kiülepedésről, az emberi populációsűrűségről, a tájhasználatról és a pontforrásokról szóló adatokon keresztül veszi figyelembe a bolygatást. KIRETA et al. (2007) az emberi

bolygatás indikátoraként alkalmazták a kovaalgákat. Arc View segítségével 200 változót gyűjtöttek össze, amelyeket hét kategóriába soroltak: mezőgazdaság, légköri ülepedés, tájhasználat és beépítettség, népsűrűség, pont és nem pontforrásos szennyezések, partvonal módosítás és talaj. Az első hat emberi bolygatást reprezentál, s ezekkel kiválóan korreláltak a biológiai minősítő rendszerek.

Referencia állapot meghatározása –általános megközelítés

Ha a víztest antropogén hatások által bolygatatlan, akkor referencia állapotról beszélhetünk. A referencia állapot meghatározáshoz különböző megközelítéseket alkalmaznak: (i) paleolimnológiai analízisek, (ii) emberi tevékenység által legkevésbé bolygatott helyek azonosítása és jellemzése (iii) történelmi adatok felhasználása, (iv) modellezés vagy (v) szakértői becslés vagy (vi) ezek kombinációja. A referencia állapot megállapítása azonban problémákba ütközik, hiszen számos esetben az adatok hozzáférhetősége limitált vagy a variabilitásuk igen nagy. Az is kérdéses, hogy meddig kell visszamenni ahhoz, hogy megtaláljuk azt a minimálisan befolyásolt állapotot, amit referencia állapotnak tekinthetünk. Jelenlegi tanulmányok azt mutatják, hogy nagyon nehéz megtalálni ezt az állapotot (SØNDERGAARD et al. 2005; TAYLOR et al. 2006).

Ha tudjuk a hatás-válasz kapcsolatot, akkor meg tudjuk határozni azt a legkisebb hatást, ami a referencia állapot határa lehet. Az egyes minőségi elemek különböző szerepet játszanak a referencia állapot meghatározásában. Általános elv, hogy a hidromorfológiai és a fizikai, kémiai állapot nem lehet rosszabb annál, mint amit a biológiai elemek – a különböző élőlénycsoportok - jeleznek, hiszen ezek az összes hatást integrálják (NÖGES & NÖGES 2006).

A referencia állapotok meghatározása egyes élőlénycsoportok alapján a különböző álló és folyóvízi típusokra, és az egyes élőlénycsoportok különböző válaszainak vizsgálata a különböző hatásokra kiemelt feladat. Az ugyanolyan típusokat azonos referencia állapottal kell jellemezni és hasonló ökológiai válaszokat kell adniuk az őket ért hatásokra. Ezért kell gyűjteni a fent említett 5 élőlénycsoport adatai mellett az abiotikus adatokat (pl. tipológiai változók, alkalinitás, Pt szín, TP, klorofill-a, pH) is. Az ECOFRAME projectben több ország hasonló típusú tavainak adataival rendelkeztek (a változók szélesebb skáláján tudtak dolgozni), így még precízebb, típus-specifikus kapcsolatot és referencia állapotot tudtak meghatározni a kovaalgák kivételével az egyes élőlénycsoportokra. Az adatok heterogenitását próbálták csökkenteni különböző standardizálásokkal (pl. taxonómiai nevek – szinonimák rendezése), de ez nem sikerült teljes mértékben, pl. a mintavételek esetében az egyes országok

eltérő mintavételi módszerei miatt, ami egy hátul ütője a több országot átfogó adatelemzéseknek (SOLHEIM et al. 2008).

Jelenleg nincsen általánosan elfogadott európai elv, hogy mi az elfogadható eltérés a referencia állapottól. És az sem világos, hogy mi a jó és közepes állapot határa. A dán megközelítés szerint pl. típustól függően a referencia állapottól 25%-kal vagy 15%-kal való eltérés még megengedett (ANDERSEN et al. 2004). Franciaországban ökológiai távolság indexet fejlesztettek ki (EDI) annak vizsgálatára, hogy az adott kovaközösség mennyire esik távol az adott folyótípuson belüli természetes állapotútól (TISON et al. 2008), de általánosabban elterjedt a környezeti változók szerint kategorizálni a helyeket és a stresszorhatásoknak kitett közösségek összetételét valamilyen statisztikai módszerrel (pl. SOM) hasonlítani a referencia közösségéhez (pl. GRENIER et al. 2006)

Általános bevezetés

A legtöbb állóvízben (alapvetően a litorális zónában) a rögzülten élő algaközösségek jelentik az autochton szerves anyagok egyik fő forrását és domináns szerepet töltenek be az elsődleges termelésben. Még azokban a tavakban is, amelyeknek relatíve kicsi a litorális zónája a perifiton szerepe a tó teljes szén-áramában lényeges lehet (LOWE 1996). Az intenzív fotoszintézis alapja az, hogy a tápanyagok megtartása és újrahasznosítása sokkal nagyobb mértékű az egymáshoz aggregálódott, rögzült alga-mikróba-aljzat közösségekben, mint a planktonban (WETZEL 1996). Részben ez a nagy tápanyag megtartás és újrahasznosítási képessége, részben pedig az aljzathoz (epifiton esetében a makrofitonból, epipszammon, epipelon esetében az intersticiális víztérből) történő tápanyagfelvétel nagy aránya (de még kis mértékben az epifiton esetében a kőből is) teszi nehezzé az összefüggések feltárását a víztest és a tavi bevonat fajúeloszlása között. Pl. epifiton esetében az aljzathoz szorosan rögzülő fajok a makrofitontól a foszforigényük 60 %-át is képesek fedezni (WETZEL 1996). A vastag bevonat a víztesttől szinte független tápanyagciklussal rendelkezik, és még abban az esetben is elsősorban a makrofitontól veszi fel az epifiton a tápanyagok nagy részét, ha a nyílt vízben jelentős mennyiségben vannak jelen ezek az anyagok. Egész egyszerűen azért, mert a komplex alga-baktérium közösségekben belül és a közösség irányába a diffúzió nagyon lassú ahhoz képest, hogy milyen jelentős az itt élő szervezetek anyagcsere igénye (WETZEL 1996). Tovább bonyolítja a helyzetet, hogy ha a tóban bőven van növényi tápanyag, a fitoplankton mennyisége olyan sok lehet, hogy árnyékolhatja a bevonatot, így az fénylimitálttá válhat (LOWE 1996). A bevonat belsejében elszaporodnak olyan kovaalgák, melyek képesek heterotróf módon is táplálkozni (*Nitzschia*, *Navicula* fajok), így a bevonat összetétele már

elsősorban a fényviszonyokra reflektál, mintsem a tápanyag-ellátottságra (TUCHMAN 1996). Valószínűleg ez a körülmény is hozzájárulhat ahhoz, hogy nagyon ellentmondásos eredmények szülessenek a tavi bevonat tápanyagkínálatot indikáló szerepéről. Ezek szép összefoglalását olvashatjuk LOWE (1996) munkájában. Itt idézi többek között HANSSON-t és FAIRCHILD & SHERMAN-t, akik szerint a bevonat egyértelműen reagál a vízoszlop tápanyag tartalmára, sőt KANN & FALTER (idézet ugyanitt) szerint a bevonat a fitoplanktonnál korábban jelzi az eutrofizációt. Ugyanakkor más vizsgálatok tisztán bemutatják, hogy a perifiton réteg kémiai összetétele jelentősen különbözik a vízoszlop kémiai összetételétől, különösen az epipelon esetében. Többek között RIBER & WETZEL (idézet LOWENÁL) is egyértelműen bebizonyították, hogy az epipelon jelentős szerepet játszik az üledékhez kötött foszfor felszabadításában, ezáltal biztosítja önmaga számára a foszforellátást.

Indikátor szervezetek alkalmazása tavakban

A VKI bevezetések tudásunk nagyon korlátozott volt az egyes indikátor csoportokról, illetve az indikátor-hatás kapcsolatáról a különböző európai tó típusokban. A tudás egy részét olyan EU projectekből sikerült megszerezni (SOLHEIM et al. 2008), mint amilyen az ECOFRAME(<http://www.eugris.info/displayProject.asp?ProjectID=4212&Aw=ECOFRAME&Cat=Project>), amely sekély tavak ökológiai állapotának becslésre létrehozott project volt, s amely sajnálatos módon adathiány miatt a bentonikus kovaalgákat nem tartalmazta (MOSS et al. 2003).

A másik jól ismert project a REBECCA (<http://www.rbm-toolbox.net/rebecca/>) volt, amelyben sok pán-európai adatot használtak fel, hogy típus specifikus eredményeket kapjanak. Fitoplanktonra, makrofitára, makrogerinctelenekre és halakra is sikerült kimutatniuk az eutrofizáció és a savasodás hatását. A kovaalgák ebből a vizsgálatból is kimaradtak. A vizsgált élőlénycsoportok különböző válaszokat adtak a különböző típusú tavakban függően a tó lúgosságától, huminsav tartalmától és vízmélységétől. A határértékeket a válaszgörbék alapján állapították meg, amelyek alkalmasak voltak az osztályhatárok azonosításához és interkalibrációjához. Ezek az elemzések nem tartalmazzák a hidromorfológiai módosítások és a klímaváltozás hatását, valamint a különböző hatások csökkentésére adott válaszokat.

A különböző európai országok gyakori, összehasonlítható tó típusait öt különböző geográfiai interkalibrációs csoportba sorolták (északi, közép/balti; atlanti, alpesi és mediterrán). A rendelkezésükre álló adatokból kapott válaszgörbék nem-lineárisok voltak, ezért alkalmasnak bizonyultak a jó/közepes osztályhatárok elkülönítésére. Sok tipikusan nem-

lineáris modell S-alakú, ezért világosan meghatározhatók a határértékek. Az hogy megtaláljuk az optimális módszert és azonosítsuk a határértékeket, függ az adathalmaz minőségétől és mennyiségétől, valamint attól, hogy milyen trendet mutatnak az eredmények. Egy alternatív megoldás, hogy a határértékeket valószínűségi analízissel határozzuk meg, ahol összehasonlítjuk az egyes csoportokba tartozó helyek paramétereinek mennyiségi eloszlását (SOLHEIM et al. 2008).

A vízi ökoszisztéma tápanyag növekedése bizonyos komponensek dominanciáját eredményezheti, mellyel csökkenti az eredendően diverz táplálékhálózati struktúrát és funkciókat. Ahhoz, hogy a vízi ökoszisztémák kritikus tápanyag ellátását azonosítsuk, olyan vizsgálatokat kell végezni, amelyek meghatározzák, hogy mi az a kritikus szint, ami az egyes élőlénycsoportok (pl. gyakoriságának, borítottságának) drasztikus csökkenését vagy növekedését okozza (SCHEFFER et al. 2001; SOLHEIM et al. 2008).

Dánia

Dániában az TP-t választották ki, mint kulcsváltozót, ami jól indikálja a víz minőségét, mivel az TP elsődleges meghatározója számos biológiai változónak. Az ökológiai indikátorok kiválasztása azon alapult, hogy mennyire érzékenyek az eutrofizáció során bekövetkező folyamatokra.

A tavakat a típus besorolás során alkalinitás, mélység, terület és szalinitás alapján csoportosították, amelyek lényeges paramétereknek és befolyásoló tényezőknek tartottak (SØNDERGAARD et al. 2005). Dániában azokat a tavakat vették figyelembe, amelyeknek a mérete nagyobb volt, mint 1 ha. A legtöbb tó alkalikus, eutróf, nagy tápanyagtartalommal. Jellemzően síkvidékiek. 200 m tengerszint alatti magasságon fekszenek. A kis és a nagy alkalinitású tavak elkülönítésére az alkalinitás értékét $0,2 \text{ meq l}^{-1}$ -ben határozták meg. Az átlagos mélységnél, pedig a 3 m volt a sekély és mély tavak elválasztásnak határa. 80 mS m^{-1} -nél magasabb vezetőképességű vagy $140 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}^{-}$ tartalomnál magasabb Cl^{-} tartalmú sós tavakat nem vontak be a vizsgálatokba. Így Dániában 709 db, különböző típusú tavat vontak vizsgálat alá.

A jól definiált referencia állapot hiányában a tavakat csoportosították alkalinitás és vízminőség szerint, és sorba állították az TP gradiens mentén, hogy teszteljék az előzetesen meghatározott osztályhatárok alkalmasságát. Sekély tavakra, 0-25, 25-50, 50-100, 100-200, és $200 \mu\text{g l}^{-1}$ feletti TP szinten húzták meg a határt. Minden egyes TP kategóriában az TP értékek mediánját vették figyelembe. Csak nagyon kicsi különbségeket tapasztaltak az alacsony és magas alkalinitású tavak TP tartalma között, és csak közepes variációt a mély és a

sekély tavak között. Több indikátort is alkalmaztak és az indikátorok átlagának értékével definiálták az osztályhatárokat és precíz EQR határértékeket határoztak meg 0-1 között. A legnagyobb kihívás és probléma természetesen az volt, hogy az egyes osztályokon belül az indikátorok nagy variabilitást mutattak. Az osztályhatárokat megpróbálták felállítani és kifejleszteni egy módszert, amellyel az EQR határokat lehet meghatározni. Ez nagyon fontos, ha jövőbeni interkalibrációs feladatokra gondolunk. A sekély tavaknál az TP, klorofill-a, Secchi- mélységnél adták meg az egyes osztályhatárokat. Meghatározták a kiváló/jó és jó/közepes osztályok mediánjának hányadosát, hogy kifejezzék a relatív változását az indikátoroknak az egyes TP osztályok között. Az EQR határok 0-0,2-0,4-0,6-0,8 (1 kiváló).

Megnézték, hogy az egyes TP osztályokban, hogyan változik az TN értéke. Szorgalmazzák az TN szerinti csoportosítását is a tavaknak, hiszen nagyon fontos szerepe van a nitrogénnek pl. az alámerült makrofitonok mennyiségében. Megállapították, hogy a legjobb eredményt akkor kapják, ha az indikátorok átlag értékeit határozzák meg (SØNDERGAARD et al. 2005).

A dán rendszer tehát nem használ referencia állapot koncepciót, hanem vízminőségi osztályhatárokat állapít meg az TP skálán. Külön a mély és külön a sekély tavakra. Kémiai és biológiai indikátorokat használ úgy, hogy az egyes értékeknek veszi a mediánját, és ezek szerepelnek az egyes TP kategóriákban. A dán megközelítés lényege, hogy nemzeti minőségi osztályokat hoz létre, amely elérhető adatok statisztikai eloszlásán alapul, ami hozzáférhető az országban vagy a régióban. Nem-parametrikus statisztikai összegzést használnak, pl. medián, percentilis, amelyek, robosztus indikátorai a tipikus értékeknek, adatoknak.

Észtország

Észtországban is, ahogy jellemzően a legtöbb európai országban hiány van biológiai monitoring adatokból. Első lépésként így fel kellett állítaniuk egy TP alapú előzetes klasszifikációs sémát. Második lépésként pedig validálni kellett az egyes osztályhatárokat a biológiai indikátor szervezetek segítségével, melyek érzékenyek az TP szint változására. Az olaszországi módszert követték. Két sekély, polimiktikus tavat vizsgáltak, melyeknek az TP tartalma $>20 \mu\text{g l}^{-1}$. Ezért a TP_{ref} -et megszorozták 1,4 és 1,8-cal, hogy megállapítsák a kiváló /jó és jó/közepes állapotok határait (NÖGES & NÖGES 2006).

Írország

A referencia helyek azonosítására 76 oligotróf és mezo-oligotróf tavat vizsgáltak, melyeknek az TP tartalma 0-19 $\mu\text{g l}^{-1}$ közötti volt. Kovaalga alapú paleolimnológiai vizsgálatot végeztek, és azt találták, hogy csak nagyon kicsi vagy egyáltalán nem volt változás az állapotukban (LEIRA et al. 2006) a régmúlthoz képest.

Olaszország

Az elő-alpesi tavak ökológiai állapotának meghatározására, az olaszországi rendszer megállapít egy TP háttér koncentrációt a morfoedafikus index (PERMAZZI et al. 2003) alapján, ami referencia állapotként szolgál. Az TP referencia érték megállapításához rendelkezésükre állt viszonylag nagy mennyiségű adat Európából és Észak-Amerikából, amelyeket nem ért antropogén foszforterhelés.

$$\log \text{TP}_{\text{ref}} = 1,48 + 0,33 \pm (0,09) \log \text{MEI}_{\text{alk}}$$

$$\text{MEI}_{\text{alk}} = \text{alkalinitás hosszú távú átlaga (meq l}^{-1}\text{) / átlagos mélység (m)}$$

(A MEI alk és TP ref közötti kapcsolatot 43 tó alapján határozták meg [VIGHI & CHIAUDANI 1985] Németországból, Kanadából, Olaszországból és az USA-ból, hogy minél szélesebb skálán mozogjanak az egyes morfometriai paraméterek, mint pl. az átlagos mélység, 4,8-313 m között változott. A kémiai adatokra is hasonlóan: alkalinitás 0,04-2,86 meq l^{-1} között változott.)

A tavak hosszú távú TP adatait összehasonlították a referencia TP koncentrációjával. Hónapokra is bontották, hogy az évszakos vízminőségi kritériumokat is meg tudják határozni és a későbbiekben a szezonális hatását ki tudják zárni a vízminőségi becslés során. Abban az esetben, ha az TP szint 20%-kal meghaladja a természetes koncentrációt, akkor oligo–mezotróf vízről beszélnek (természetes TP szint $< 20 \mu\text{g l}^{-1}$), ha 40%-kal haladja meg, akkor mezo-eutróf tóról. Vannak olyan kevésbé érzékeny tavak, melyek természetesen eutrófok, ekkor ez az érték természetes TP + 80%. Az EQR értékek a következők lettek: 0.83 illetve 0,74 azokra a tavakra melyeknek a referencia TP tartalma $< 20 \mu\text{g l}^{-1}$. 0,71 és 0,56, amelyeknél a TP $> 20 \mu\text{g l}^{-1}$.

Pán európai

A REBECCA projectben ugyan a referencia állapot és osztályhatárok nem a bentonikus kovaalgákon alapulnak, a módszer egy példa lehet a hazai rendszer kidolgozásához.

Minden potenciális referencia tóra összegyűjtötték a klorofill-a adatokat, a tengerszint feletti magasságot, a felszínét, az átlagos mélységét, az alkalinitást, a Pt szint és a geográfiai régiót. A típus specifikus klorofill-a koncentráció meghatározásához ugyanazon típuson belül vették az összes tó klorofill adatainak mediánját és a 0.75 és 0.90 percentilisnél definiálták a kiváló/jó állapot határát. A referencia koncentrációk természetesen tótípustól függően változtak. A legmagasabb klorofill-a adatok a nagyon sekély, nagy alkalinitású és huminanyag tartalmú tótípusoknál jellemző, míg a legkisebb értékek a mély, kis alkalinitású, igen áttetsző vizeknél (CARVALHO et al. 2008). A klorofill és az TP között erősebb kapcsolat volt, mint a klorofill és a TN között, amit azzal magyaráztak, hogy a P az, ami általában limitálja tavakban a fitoplankton növekedését. A sekély tavakban a fény is lehet limitáló faktor az elsődleges termelők számára, ha a tó eutróf vagy állandóan felkeveredik (SOLHEIM et al. 2008).

3. táblázat: A különböző országok tó típusaira vonatkozó osztályhatárok és EQR értékek.

Ország	Tó típus	paraméterek	módszer	osztályhatárok	EQR határok
Dánia	Síkvidéki, alkalikus, nagy tápanyagtartalmú tavak	TP (Klorofill-a Sechi-mélység)	Vízminőségi osztályhatárok alkalmazása	0-25 $\mu\text{g l}^{-1}$	0,2 (kiváló/jó) 0,4 (jó/közepes) 0,6 0,8
				25-50 $\mu\text{g l}^{-1}$	
				50-100 $\mu\text{g l}^{-1}$	
				100-200 $\mu\text{g l}^{-1}$	
				> 200 $\mu\text{g l}^{-1}$	
Olaszország	Elő-alpesi tavak <20 $\mu\text{g l}^{-1}$ alatti tavak esetén >20 $\mu\text{g l}^{-1}$ feletti	TP	Referencia koncepció	15% vagy 25%-os eltérés (kiváló/jó)	0,83 0,74 0,71 0,56
				20% -os eltérés kiváló/jó	
			Referencia koncepció	40%-os eltérés jó/közepes	
				40%	
				80%	
Észtország	Sekély, polimiktikus	TP	Referencia koncepció	>20 $\mu\text{g l}^{-1}$ feletti tavak 40% 80%	
Írország	Sekély, rövid retenciós idejű, magas produktivitású tavak	TP	Vízminőségi osztályhatárok alkalmazása	0-19 $\mu\text{g/l}$ referencia állapotú lehet	

Alkalmazott kovaalga alapú minősítő módszerek

Anglia

KING et al. (2000a) 17 angliai tóban parti kövek bevonatát vizsgálták és kerestek összefüggést a bevonat algaösszetétele (minden előforduló algacsoportot figyelembe véve) és a környezeti változók között. Újdonság volt az elemzéseikben, hogy nemcsak a kovaalgákat, hanem a többi algát is bevonták a transfer függvények kifejlesztésébe. Vizsgálataikban az összes foszfor és a kalcium ion koncentrációja volt a fő változó, ami meghatározta a fajösszetételt. Elemzéseikbe azért vonták be a többi algát is, mert szellemes kísérlettel (agarral töltött virágcserepek külső oldalán kialakult bevonatot vizsgálták, az agarhoz különböző koncentrációkban adagoltak foszfátot) igazolták, hogy tápanyag gazdag közegben a kovaalga dominált bevonat zöldalga és cianobaktérium dominált felé tolódik el, vagy legalábbis nő az utóbbiak mennyisége, a kovaalgák közül pedig a *Nitzschia* fajoké (KING et al. 2000b). Ugyancsak ez a munkacsoport keresett arra választ, hogy mekkora a térbeli heterogenitás a parti kövek bevonatában. Ennek a kérdésnek a megválaszolásához egy oligotrófikus és egy mezotrófikus tóban 12-12 helyről 5-5 ismétlésben gyűjtöttek bevonatot és a mintákat külön-külön dolgozták fel. Az ismétlésben vett 5-5 minta nagy hasonlóságot mutatott, így a minták kompozit mintaként való kezelése megfelelő módszer (KING et al. 2002a). Az évszakos variabilitás kérdésének a megválaszolásához oligo-, mezo- és eutrófikus angliai tavak epilitionját vizsgálták havonkénti gyűjtésekkel (KING et al. 2002b). Eredményeik azt mutatták, hogy az epilitikus algaközösségek oligotrófikus tavakban relatíve állandók, de a trofitás növekedésével növekvő évszakos változékonyságot tapasztalhatunk. Nagyobb tápanyag ellátottságú tavakban nyáron a zöldalgák és cianobaktériumok a domináns szervezetek térfogatukat tekintve, míg oligotrófikus tavakban egész év során a kovaalgák maradnak dominánsak. Ennek oka szerintük az, hogy nyáron, amikor a víztestben a fitoplankton mennyisége miatt kevesebb a felvehető tápanyag és a legelő szervezetek száma is nagyobb, a kovaalgák kevésbé versenyképesek, csökken a mennyiségük, míg a cianobaktériumoké és zöldalgáké nő. Ez a következetesen végigvitt vizsgálatsorozat tette lehetővé, hogy megfogalmazzanak egy ajánlást a tavi bevonat gyűjtésre vonatkozóan az ökológiai állapot értékeléséhez (KING et al. 2006). Az ajánláshoz összefoglalták a témára vonatkozó legfontosabb megállapításokat. Az aljzat kérdésében az irodalomban fellelhető adatmennyiség még nem elégséges és nagyon ellentmondásos is. Felhívták a figyelmet arra, hogy az üledékfelszínen kialakult algaközösség összetételét inkább a pórusvíz kémiai tulajdonságai szabják meg, nem a víztesté. Emellett az üledékfelszínen gyakran domináns

kovaalga szervezetek a kisméretű *Fragilaria* sensu lato fajok, melyek jobban elviselik a rossz fényellátottságot, viszont rossz indikátorai a vízminőségnek, mivel toleránsak a tápanyag koncentráció széles spektrumával szemben. Véleményük szerint a gyűjtés idejét nehéz egyértelműen meghatározni, az adott régiótól függ. Az aljzat típusát viszont úgy kell megválasztani, hogy az adott tó litorális régiójára leginkább jellemző aljzat legyen. Ahol a kő van többségben, ott kőről, ahol az nem reprezentatív, ott makrofitonról, de az összehasonlításnál fontos, hogy ugyanolyan típusú aljzat legyen.

SAYER (2001) felhívta a figyelmet a felmerülő problémákra a kovaalga alapú modellekkel kapcsolatban, sekély tavakban. 30 főként sekély (<3m) tóból származó mintát gyűjtöttek, a tavak éves átlagos TP tartalma 25 - 646 $\mu\text{g l}^{-1}$ volt. Egy újdonság, hogy a múzeumokban eltárolt 1867-1816 között gyűjtött magasabb rendű növényi herbáriumokon (szubmerz és emerz makrofiták) lévő kovaalgákat is megvizsgálták. Fúrások alapján nagy különbségeket találtak a sekély és mély tavak között. A szél miatti állandó felkeveredés gondot okoz, bioturbáció is sokkal kifejezettebb és kovaalga vázak oldódása és összetörése is sokkal jellemzőbb a sekély tavi üledékekben. A másik, hogy ezek a sekély tavak mezőgazdasági területek környezetében vannak, így a nitrogén is fontos változó lehet, ami a kovaalga-TP kapcsolatot befolyásolhatja. Továbbá a sekély tavak sokféle, heterogén élőhelyet nyújtanak az algák számára. Ennek eredményeképpen az üledékben található fajok különböző szubsztrátumokról származnak. Számos faktor van, ami még befolyásolja a kovaalga közösségeket pl. a szubsztrát stabilitása, legelés és mikroélőhely hatások. A nem planktonikus fajok, mint pl. a kisebb *Fragilaria* fajok úgy tűnik, hogy sokkal érzékenyebbek az élőhely hozzáférhetőségre, mint a foszforra (SAYER 2001). Paleolimnológiai tanulmányban rámutattak arra, hogy az elmúlt században az angliai tavaknak magas volt a tápanyagtartalmuk, ehhez P és TP kovaalga modelleket használtak (BARKER et al. 2005) és a módszert alkalmasnak találták arra, hogy a tápanyag (P) koncentráció növekedése előtti állapotot definiálják (BENNION 1994).

Antarktisz

A tápanyagok és a vele kapcsolatban álló változók (ammónium, klorofill-a) lényeges hatással vannak a kovaalga összetétel variációjára (JONES & JUGGINS, 2005).

Ausztria

Osztrák Alpok környéki tavakban POULICKOVA et al. (2004) vizsgálatai során Rott trofikus indexét (T_R), van Dam trofikus indexét (T_V) és Schönfelder által kidolgozott transzfer függvény indexét (T_S) hasonlította össze, melyek során jó korrelációt kapott az indexek és a víz foszfor koncentrációja között. Felhívja a figyelmet, hogy a szubsztrátum jelentősen befolyásolhatja a kovaalga alapú vízminősítést, eredményei azt mutatták, hogy a fajösszetétel jelentősen különbözött az egyes aljzatokon. A kő esetében azt találta, hogy nagy a fajösszetétel variabilitása, emiatt nehéz reprezentatív mintát gyűjteni. Az üledékfelszínen kialakuló bevonat egyaránt tartalmaz élő, epipelikus fajokat, epifitonból kimosódott fajokat, planktonból és metafitonból kiüledett fajokat, melyek mennyisége és aránya sokkal inkább függ a fizikai tényezőktől (pl. hullámozás), mint a kémiai változóktól.

Belgium

A kovaalgák súlyozott indikátor-értékeinek használata (VAN DAM et al. 1994) a belga tavak esetében problematikus (DENYS 2004). 186 állóvizet vizsgáltak, üledékről és növényről vettek mintát és környezeti változókkal szemben vizsgálták őket. Figyelembe vették a tó térfogatát, a vízkémiai változókat, a trofitási állapotot és a szerves terhelést. Megállapították, hogy ez a módszert csak nagy körültekintéssel és óvatosan lehet használni állóvizekben és főként csak olyan állapotú tavak esetén, amelynek nagy az érzékenységek (DENYS 2004). Ezt követően kicsi, rétegzetlen, alkalikus, tápanyagban gazdag tavakra súlyozott átlagon alapuló pH modellt fejlesztettek. A pH a modellben a pH 3,4-9,3 között változott. Ez viszonylag robosztus és jól sikerült modell, míg egy kevésbé precíz modellt a nátriumra fejlesztettek ki. Fontosabb tényezők, amik a kovaalga összetételt befolyásolták a DIC (oldott szerves szén) és a pH voltak. A COD (kémiai oxigén igény) csak azokon a helyeken volt jelentős hatással az összetételre, amelyek nem voltak savasak (DENYS 2006).

Csehország

A biomonitoring előkészítésére 3 különböző trofitást jelző (vízfolyásokra kifejlesztett) kovaalga indexet teszteltek különböző szubsztrátumokon (kő, növény, üledék) sekély tavakban. A vízminősítést nem befolyásolta a szubsztrát típusa. A VAN DAM (1994) index bizonyult a legjobbnak a cseh tavak trofitási állapotának becslésére (KITNER & POULÍČKOVÁ 2003).

Dánia

Az összes foszfort és a vízmélységet találták a leginkább meghatározó változónak BRADSHAW et al. (2002) 29 Dán tóban elvégzett vizsgálatuk során. A pontosabb optimum becslés érdekében a gyűjtést megelőzően már 12 hónapon keresztül mérték a környezeti változókat és ezzel korreláltatták az üledékfelszíni kovaalga összetételt.

BRADSHAW et al. (2006) 20 dániai tó üledékét vizsgálták abból a célból, hogy megállapítsák, hogy az elmúlt 200 évben a tájhasználat hatására hogyan változott a tápanyag ellátottság (kovaalgák TP optimuma alapján becsülve), illetve, hogy elegendő-e a 200 évvel ezelőtti adatokhoz „visszanyúlni” a referencia állapot meghatározásához. Eredményeik szerint a vizsgált tavakban (köszönhetően azoknak az erőfeszítéseknek, amiket a tápanyag-ellátottság csökkentésére tettek) mára az 1800-as évek szintjére csökkent a tápanyag-ellátottság, viszont a fajgazdagság és a diverzitás nem állt vissza a régi értékre, mivel az eutrofizáció időszakában sérült az ökoszisztéma, melynek során csökkent a biodiverzitás. Megállapították, hogy a referencia állapot becsléséhez sokkal régebbi adatokat kellene vizsgálni, mivel 200 évvel ezelőtt már intenzív tájhasználat folyt a tavak vízgyűjtőjén. (A referencia állapot meghatározásához valószínűleg évezredek, nem pedig évszázados skálán kellene a kovaalga-összetételt vizsgálni).

A perifiton klorofill tartalmát vizsgálták kemény szubsztráton VADEBONCEUR et al. (2006) és azt tapasztalták, hogy pozitívan korrelált a vízoszlopban lévő TP mennyiséggel, de a klorofill mennyisége az üledéken lévő bevonatban nem volt szignifikáns kapcsolatban az TP-ral. A klorofill mennyisége 100x nagyobb volt az üledéken, mint a kemény szubsztráton. Ez utóbbin és makrofítán a perifiton klorofill produktivitása hasonló volt. Az epipelonnak helyspecifikus produktivitása 5x, 10x nagyobb volt, mint a perifitoné kemény szubsztráton. Azokban a tavakban, ahol alacsony vagy közepes a produktivás és nagy mennyiségű fény áll rendelkezésre az alga közösségnek, megjósolhatóan nagy különbségek mutatkoznak az egyes helyek és szubsztrátumok között. A klorofill önmagában nem elegendő indikátora az elsődleges termelésnek, nem reprezentálja az alga közösségeket, hogy hogyan járulnak hozzá az elsődleges termeléshez. Az eredmények arra világítanak rá, hogy mennyire fontos a szubsztrátumok relatív gyakorisága és a térbeli eloszlása amelynek meghatározó szerepe van a litorális zónában, mind a tápanyag, mind az energia ciklusban.

Finnország

WECKSTRÖM et al. (1997) Finnország északi részén 37 tó üledékének felső 1 cm-ében vizsgálták meg a kovaalgák eloszlását és a súlyozott átlag modell alapján néhány potenciális pH és hőmérséklet indikátor kovaalga fajt találtak. Felhívták a figyelmet arra is, hogy a víztest pH-ja és a bevonat belsejében mérhető pH között jelentős különbség lehet, mivel a vízből felvett hidrogénkarbonát ionból az algák a fotoszintézisük során felhasználják a széndioxidot és a fennmaradó OH⁻ ion emeli a bevonat belsejében a pH-t.

KAUPILLA & VALPOLA (2003) paleolimnológiai módszerrel becsülték a tó tápanyagtartalmát, TOC és TP modellt fejlesztettek.

Grönland

A főinokkal korellált leginkább a kovaalga összetétel, elkülönültek a sós- és édesvízű tavak, a magasabb területen fekvők illetve azok, amelyeknek Mg²⁺ tartalmuk magasabb volt. Még a legnagyobb vezetőképességű helyeken sem találtak tipikusan szikes fajokat, csak olyanokat, amelyek toleránsok és képesek elviselni a magasabb vezetőképességet is. A valódi sós rendszerek határa, egy olyan határ, mely valódi ökofiziológiai határ az élőlények számára is, a 3 g l⁻¹. A szubsalin kategória: 0,5-3 g l⁻¹ közötti (HAMMER 1986). Ezt figyelembe véve, a Grönlandon megvizsgált tavakból 44 tó édesvízű, 9 szubsalin és csak egy volt sós tó. Magas sótartalmú, alkalikus vizekben a kovaalga vázak fel tudnak oldódni és ez problémát jelenthet a paleolimnológiai vizsgálatokban. Megadtak egy kovaalga oldódási indexet, melynek segítségével megállapították, hogy tavaik üledékében a kovavázak megőrződése jó, habár vannak tendenciák, amelyek vezetőképesség növekedést mutatnak (RYVES et al. 2002).

Írország

Írországban már 1993-ban TP és P modelleket használtak, hogy megpróbálják definiálni a bolygatás előtti tápanyag koncentrációt (ANDERSON et al. 1993). 12 tipológiai osztályt különböztettek meg: alkalinitás (kicsi, közepes, nagy), mélység (sekély, mély) és méret (kicsi, nagy) szerint. 2004-ben 32 különböző trofitású tóban végeztek vizsgálatot. Kapcsolatot kerestek a kovaalga összetétel és kilenc környezeti változó között. Kanonikus korrespondencia analízist végeztek és azt kapták, hogy az alkalinitás, a klorofill-a, zavarosság és víz színe voltak a legmeghatározóbb tényezők. Az alkalinitás és a szín a geológiával és a tájhasználattal vannak kapcsolatban. A kovaalgák és a Desmidiáles fajok általában jóval gyakoribbak voltak az oligo- és mezotróf tavakban. A meglévő diatóma indexek csak gyenge indikátorai voltak a trofitási állapotnak ezért modellt fejlesztettek, amelyben 84 taxonnak

adták meg a tolerancia és indikátor értékeit a TP, TN és klorofill-a-ra. Ezek a perifiton közösségen alapuló modellek alkalmasak egy biomonitorozási séma megalkotására.

A tavak állapotának becslésekor kanonikus korrespondencia analízist, WA-t alkalmaznak és megpróbálják kapcsolatba hozni a vízkémiát a fosszilis kovaalga adatokkal. Ezek a paleorekonstrukciós módszerek általánosan elfogadottak a tavak környezeti állapotának becslésére és a vízminőség monitorozására. Magának az alga taxonnak a túlélési ideje a perifitonban lehetővé teszi, hogy integrálja a környezetben bekövetkező változásokat egy közepes időbeli skálán. A fosszilizálódott vázak megmaradnak az üledékben, így alkalmasak arra, hogy sok éven át detektáljuk a változásokat.

VKI javaslatai alapján közel 600 olyan tó van Írországbán, amelyek monitorozására szükség van. Ezek olyan tavak, melyeknek a felszíne meghaladja az 1 ha-t. A perifiton alapú monitorozási programok alkalmasak az írországi tavak monitorozására, mivel ezek nagyon sekélyek, rövid a retenciós idejük és nagy változások következhetnek be a vízoszlopban nagyon rövid idő alatt. Ezeknek a sekély tavak hullámvásznak kitett, köves, litorális területeinek nagyon fontos primer producensei a bentonikus algák, sőt az egész tó primer produktójának legnagyobb részét képezik. A bentonikus algákra ható legfontosabb tényező a trofitási állapot, a tápanyag koncentráció, ami természetesen összefüggésben van a tájhasználattal. Nagy regionális különbségek vannak az egyes tavak esetében az elektromos vezetőképességben, az alkalinitásban, illetve az összes oldott anyagban, amelyek kapcsolatban vannak a trofitási állapottal, hiszen jól tükrözik a tájhasználat mintázatát. Az alkalinitással kapcsolatban lévő tényezőket elsősorban a geológia és a tájhasználat befolyásolja. Az olyan tavak melyek meszes területen fekszenek Nyugat-Írországbán sokkal produktívabbak, mert tápanyaglefolyás jellemző a nagyon intenzív mezőgazdasági vagy legeltetett területekről. A kevésbé produktív tavak, pedig alacsony tápanyag tartalmú legelőkkal párosulnak. Az TP volt a legjobb indikátora a tavi perifiton produktójának. Írországbán a kovaalga modellek alkalmasak a tavak biomonitorozásra és ezek jobban jelzik a tavak trofitálásában bekövetkező változások trendjeit, mintha egyszerűen a vízoszlopból kémiai változókat mérnének (DENICOLA et al. 2004).

Írországbán néhány tó esetében valóban beszélhetünk referenciaállapotról, habár azt tudni kell, hogy a referenciahelyek általában oligotrófok vagy mezo-oligotrófok és a vízgyűjtőjükön nincsen intenzív mezőgazdasági termelés. Az eutrofizáció a legközönségesebb módon a foszfor hozzáférhetőség növekedésével alakul ki. De a nitrogén is okozhat ilyen gondokat az ír ökorégióban. A tó foszfor tartalmának növekedése számos dolognak tulajdonítható, pl. a különböző ipari és nem ipari szennyvizek bevezetésének, a mezőgazdaság intenzív

növekedésével a diffúz mezőgazdasági forrásoknak. A megvizsgált 492 írtó 18 %-a 2001 és 2003 között eutróf vagy hipertróf állapotban volt. Észak-Írország 600 tavának, több mint 50%-a 1980 és 1990 között eutrófnak bizonyult, nagy valószínűséggel tehát az ír ökorégióban ezek a tavak természetesen magas produktivitással rendelkeznek. Az ír ökorégió 6 tavaára multiproxi paleolimnológiai vizsgálati módszer alkalmaztak (TAYLOR et al. 2006). Az egyes tavakról mindenféle helyi információt és fizikai karaktert megadtak erre a 6 tóra, a vízgyűjtőt, a tengerszint feletti magasságot, az átlagos mélységet, a tó területét, a tó tipológiai típusát és a körülötte levő területről a következőket: mennyi lakott, mennyi erdő, mennyi legelő és mezőgazdasági terület, tőzeg illetve egyéb terület van. A mikrofoszfátok 3 csoportját alkalmazták a vizsgálatokhoz: kovaalgákat, Cladocerákat, pollent és spórákat, hogy rekonstruálják a történelmi víz minőségét és a vízgyűjtő állapotát. Egy kovaalga alapú TP modellt dolgoztak ki, ahol a tréning szett 73 tavat tartalmazott. Az TP 0-675 $\mu\text{g l}^{-1}$ között változott, átlag 33 $\mu\text{g l}^{-1}$, mediánja pedig 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ volt. Volt olyan tó, amelyben azt figyelték meg, hogy a trofítási állapot többé-kevésbé stabil maradt, habár viszonylag magas volt azoknak a területeknek a százaléka, ahol a földhasználat mértéke nem növekedett, illetve alacsony intenzitáson maradt. (TAYLOR et al. 2006).

2006-ban DENICOLA et al. (2006) további vizsgálatokat végeztek 32 írtóban. Tovább vizsgálták a tápanyag hatását a bentonikus alga közösségekre. Ennek két általános megközelítése lehet:

1. módszer: megkeresni a kapcsolatot a perifiton közösség és a tápanyag koncentrációk között, amelyhez kanonikus korrespondencia analízist és súlyozott átlag módszert alkalmaznak, amelyek segítségével modellt fejlesztenek és meghatározzák az indikátor fajokat.

2. módszer: a vízoszlophoz való tápanyag adagolással (laboratóriumban) vagy tápanyag adagoló szubsztrátum kihelyezésével vizsgálják a perifitonban bekövetkező taxonómiai változást kísérletes módszerrel.

A módszerek kombinálása a bentonikus alga közösségek és a tápanyagok közötti kapcsolatnak még jobb megértéséhez vezethet. Megvizsgálták, hogy a perifiton közösségen belül mik azok a tulajdonságok melyek a leghatékonyabb jelzői lehetnek a tápanyag hozzáadásnak. Pl. alga gyakoriság, taxonómiai összetétel, az alganövekedés formája vagy a méretspektrum. Foszforkezeléssel jelentősen nagyobb alga térfogatokat tapasztaltak, mintha nitrogénnel kezelték volna a tenyészeteket, vagy semmivel sem. Ha mindkét tápanyagot hozzáadták, akkor jelentősen módosult a taxonómiai összetétel.

Kanada

Az összes nitrogén tartalmat találták Kanada Ontario tartományában 55 tó felszíni üledékének kovaalga összetételét vizsgálva a leginkább meghatározó változónak CHRISTIE & SMOL (1993). Egy tó 20 cm-es fúrásmagjának kovaalga összetételéből (centiméterenként elemezve azt) becsülték a tó összes nitrogén koncentrációjának a változását az elmúlt 200 év során. Az eredményeket összevetették a vízgyűjtőn az emberi tevékenység következtében a tájhasználatban bekövetkezett változásokkal és három jól elkülönülő zónát találtak. A 3. (legrégebbi) zóna kovaalgái kis összes nitrogén koncentrációt jeleztek, majd a vasútépítés, erdőirtás, farmok létesítése megindulásával (2. zóna) jelentősen nőtt a tóba jutó tápanyagok mennyisége. Később újra erdősítettek és az autópálya építések miatt a vízgyűjtő mérete is csökkent (1. zóna), ezzel párhuzamosan ismét csökkent a tóba jutó növényi tápanyag mennyisége. Fontos megállapítása volt a vizsgálatnak, hogy habár a TN értéke visszaállt a régi értékre, a kovaközösség összetétele nem lett olyan diverz, mint egykor volt, ami felhívja a figyelmet a biodiverzitás megőrzésének a fontosságára, az ökoszisztémák biotikus sérülékenységére.

1999-ben 224 kanadai, ontariói tóból vettek mintát. Az újonnan kifejlődő epilítikus algabevonatok a sekélyvízi litorális régióban lehetnek a legérzékenyebbek az UV sugárzásra. Főként olyan események után, mint befagyás vagy az erős hullámvészelenyírja a bevonatot. A bentonikus összetétel struktúrájára és funkciójára is hatással lehet az UV sugárzás a sekély litorális zónában, de ez a hatás szezonális és a mélységgel csökken (WEIDMAN et al. 2005). Habár ez alapkutatói eredmény, figyelembe vehető a gyakorlati minősítő rendszerek kidolgozása során.

Magyarország

Az első bevonatlató kovaalgákon alapuló ökológiai állapotbecslés csak 2005-ben (ÁCS et al. 2005) jelent meg, melyben a szerzők a Velencei-tó hosszú távú adatsorait elemzik a VKI tükrében. Az IBD, az IPS és az IDG folyóvízi kovaalga indexeket tesztelték a tavon. Szignifikáns negatív összefüggést találtak az indexek és a víz TP tartalma között.

LAKATOS (pl. LAKATOS et al. 2006) kidolgozott egy új minősítő módszert, mely tavakban és folyókban is jól használható az ökológiai állapot értékelésére. Egyedüli hátránya a VKI szerinti alkalmazásának, hogy nem taxonómiai paramétereket vizsgál, holott az EU VKI előírja, hogy a vizsgált élőlénycsoportok fajösszetételének és mennyiségi viszonyainak a megállapításán keresztül kell elvégezni a minősítést. LAKATOS új vízminősítő eljárása alapjainak lerakása messzire nyúlik vissza. Különböző trofitású kis vízterekben növe

gyékényről gyűjtött bevonat vizsgálatának eredményéről számol be (LAKATOS 1978b) abból a szemszögből, hogy hogyan függ össze a biotekton összetétele a trofitással. A Balaton nád-perifitonjának kémiai összetételét elemezte (LAKATOS & BÍRÓ 1991) és összehasonlította a nád és kőbevonat összetételét és mennyiségét (előbbit az egyes algacsoportok aránya és a heterotróf szervezetek, utóbbit az a-klorofill és a száraz tömeg alapján). Kimutatta, hogy a balatoni nádbevonat jelentős részét kovaalgák alkotják, a klorofill tartalomban pedig jelentősen csökkenő tendenciát talált a keszthelyi öböltől a fűzfői felé haladva, különösen nyáron. (LAKATOS et al. 2001). Balatoni és Velencei-tavi zöld nád és avas nád bevonatának elemtartalmát összehasonlítva a nád elemtartalmával szignifikáns pozitív korrelációt talált a zöld nád esetében, míg az avas nádnál nem talált összefüggést (LAKATOS 1983). A Balaton recens fenéküledékének vizsgálatát TAMÁS és UHERKOVICH méltó követőjeként VÖRÖS (VÖRÖS et al. 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006) folytatta. Megállapította, hogy a fitobentosz biomasszájában nyugat-kelet irányú csökkenés figyelhető meg a Balatonban, valamint a déli parton nagyobb biomasszák mérhetőek. A balatoni fenéküledék legtömesebb faja a *Fragilaria construens*, de egyéb *Fragilaria* fajok is nagy számban fordulnak elő (pl. *F. brevistriata*, *F. leptostauron* var. *marty*). A kovaalgák mellett a cianobaktériumok mennyisége is jelentős (biomasszájuk 10% körüli), ezek egyértelműen a fenéküledék önálló tagjai, nem pedig a planktonesőből származnak. A fitoplankton és a fitobentosz együttes produkciója alapján a déli part sekély vizeit hipertróf jellegűek. A fitobentoszban élő kovaalgák extracelluláris poliszacharidjainak mennyisége a keresztiszelvények mentén nem mutatott egyértelmű változást.

A Velencei-tó vízminőségével kapcsolatban az 1960-as évek elejéig csak néhány publikációban találunk adatokat (SÉDI 1936, DONÁSZY 1953). BERCZIK (1961, 1967) makrozoobentosz vizsgálataival a tó különböző víztájainak eltérő minőségére mutatott rá. Az első rendszeres, vízhygiénés szempontból értékelt vizsgálatokat SCHIEFNER & GREGÁCS (1964) végezték. A tó eutrofizálódásának a tanulmányozása, alapos biológiai és kémiai vizsgálata 1969-től kezdődött. Az ezekre alapuló és FELFÖLDY (1972) által megfogalmazott víztáj csoportosítás és általános vízminőség jellemzés ma is kiindulási alapként szolgál. A Velencei-tó perifiton kutatását a 70-es évek elején kezdte el LAKATOS (1975, 1976, 1978a), aki eredményei alapján felhívta a figyelmet a tóban zajló bentonikus eutrofizáció jelenségére és jelentőségére is. A Velencei-tó nádbevonatának algáit - a tó különböző vízminőségű területein - először BARTHA és LAKATOS vizsgálták 1978-ban (LAKATOS & BARTHA 1989). Ez nagy lépést jelentett, mivel a vizek minőségi állapotának pontosabb feltárásához és a változások nyomon követéséhez - különösen a sekély tavakban - nagyon fontos a perifiton

megismerése. Hosszabb szünet után 1988-ban kisebb-nagyobb kihagyásokkal folytatódott a Velencei-tó bevonatlakó algáinak vizsgálata (LAKATOS & ÁCS 1990, LAKATOS et al. 1991, ÁCS et al. 1991, 1994, 2001, ÁCS & BUCZKÓ 1994b, BUCZKÓ & ÁCS 1997, 1998), melynek célja egyrészt a tó különböző területein a nádbevonat algaszervezeteinek mennyiségi és minőségi elemzése, másrészt az elmúlt 20 évben, a tó nádbevonatában bekövetkezett változások megismerése volt algológiai szempontból. LAKATOS et al. (1998) a kis-balatoni védőrendszer nádas területén vizsgálták a bevonat összetételét és elemtartalmát. Növekvő tendenciát állapítottak meg a bevonat foszfortartalmában, ami mutatja a bevonat fontos foszfor visszatartó szerepét. Később ezeket a vizsgálatokat a Tisza-tóra (Kiskörei tározó) is kiterjesztette (KISS et al. 2003). Megállapította, hogy az algaközösség összetétele nagyobb mértékben reflektál az adott mintavételi hely környezeti tulajdonságaira, mint az aljzatul szolgáló növény típusára. Az emergens makrofitonon kialakuló algaközösség időben relatíve stabil. A Kiskörei-tározóban a bevonat hamu tartalma nagyobb volt, mint a Kis-Balatonon. 2007-ben új tavi kovaalga indexet (TDIL) fejlesztettek ki (STENGER-KOVÁCS et al. 2007) a magyarországi tavakra. A TDIL alapvetően olyan síkvidéki, sekély, állandó, meszes vagy meszes- enyhén szikes hidrogeokémiájú tavainkra alkalmazható, melyeknek a vezetőképessége nem haladja meg $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$ -t. A TDIL index értékei nem mutattak jelentős különbséget a Balaton különböző aljzatain (STENGER-KOVÁCS & PADISÁK, in press). Még ugyanebben az évben szikes, magasabb vezetőképességű nagy tóra (Velencei-tó, Fertő) szikes kovaalga indexet fejlesztettek (ÁCS 2007). A különböző szubsztrátumokról vett minták elemzésével megállapították, hogy csak a kolonizáció utáni érett bevonat alkalmas a vízminőségi monitorozásra, melyet zöld és avas nádról is vehetünk. Ősszel a dekompozíciós folyamatok miatt az avas nád azonban már nem javasolható (ÁCS et al. 2007).

Mexikó

DAVIES et al. (2002), 31 vulkanikus, magashegyi, mexikói tó recens fenéküledékének kovaalga vizsgálata során az elektromos vezetőképességet találta a bevonat kovaalga összetételét leginkább meghatározó környezeti változónak.

Németország

Németországban nagy hagyománya van a tavi bentonikus kovaalga vizsgálatoknak. HOFMANN (1994) leírta az alapjait a tavi bevonatlakó algák, – mint a trofikus és szaprobikus állapot indikátorszervezetei – használatának. Véleménye szerint a fajösszetételbeli különbség a kövön és növényen nem okoz az indexekben jelentős változást. Később (HOFMANN 1999)

új indexet is készített (Trofikus index: TI) a pontosabb besoroláshoz, melyet aztán a továbbiakban mások is használtak az országban (pl. SEELE et al. 2000), majd később beépült a nemzeti monitorozó programba is (SCHAUMBURG et al. 2004). Megállapították, hogy a németországi tavakra kifejlesztett kovaalga index jól alkalmazható (SCHAUMBURG et al. 2004), a litorális zóna trofitási állapotának a mintavétel előtti utolsó néhány hetét reprezentálják. Végül tovább fejlesztették (SCHAUMBURG et al. 2005) és kidolgoztak a tavakra egy tavi kovaalga indexet (DI_{seen}), melynek egyik eleme (modulja) a TI, másik modulként referencia indexet (referencia faj arányt, RAQ) számolnak, majd a két modul segítségével számolják ki a tavi kovaalga indexet (DI_{seen}). Nem választottak ki egy konkrét aljzattípust a gyűjtésekhez, hanem típus specifikus természetes aljzatokról végzik a gyűjtéseket. Az első projekt eredményeket összegző cikkükben (SCHAUMBURG et al. 2004) még a gyűjtés gyakoriságára azt javasolják, hogy 3-szor egy évben, tavasszal, nyáron és ősszel, de a protokollban (SCHAUMBURG et al. 2005) már kifejezetten hangsúlyozzák, hogy téli és tavaszi aspektusok nem megfelelőek az értékelésre, vagyis a nyári és őszi gyűjtést ajánlják. Az aljzatra vonatkozóan ugyancsak változott az álláspontjuk, követ, valamint üledékfelszín javasolnak. A mintákat olyan helyen kell gyűjteni, ahol legalább 30 cm a vízmélység és nyílt vízi a terület, távol a makrofiton állománytól.

Ezenkívül, a kovaalgákra és olyan környezeti paraméterekre, amelyek a legjobban korreláltak az alga összetétellel, transzfer modelleket fejlesztettek ki (DIC, pH, TP, TN [összes nitrogén], Cl^- , DOC/TP). A litorális kovaalga adatok és a környezeti változók ismeretében ezek a modellek alkalmasak voltak a biomonitorozásra a Közép-európai síkvidéki régióban. A további paleolimnológiai, paleoklimatikus kutatásokban javasolják a DOC/TP arány vizsgálatát, mely jó indikátora lehet az oligotrofizálódásnak, hiszen egy ez közvetlen jele a klíma és a vegetáció változásának (SCHÖNFELDER et al. 2002).

Skócia

BENNION et al. (2004) paleolimnológiai tanulmányában a fúrásokból származó mintákban jelentős kovaalga florisztikai eltéréseket találtak. A kovaalgák jó indikátorai voltak a tápanyagban való gazdagodásnak ezekben a tavakban. Összesen 18 tavat vizsgáltak, viszonylag széles trofitási gradiens mentén. TWINSPAN statisztikai módszert alkalmazták, hogy megadják a referencia kovaalga közösségeket az egyes tó típusokra (2 csoportot sekély tavakra [mezotróf és mezo-eutróf] és két csoportot mély tavakra). Kovaalga összetételt befolyásoló kulcsfaktor a vízmélység és a produktivitás (TP) volt. TP modellt készítettek, hogy ennek segítségével becsüljék az eutrofizációt. Megállapították, hogy nagyon nehéz

megtalálni azokat a minimálisan befolyásolt vizeket, amelyek alkalmasak lehetnek referencia helyekként. Ez főként a síkvidéki sekély tó típusokban okoz gondot. Az ordináció, a cluster-analízis és a modell jó módszer volt arra, hogy jellemezzék az egyes tótípusokat és definiálják az ökológiai és kémiai referencia állapotokat és megbecsüljék az attól való eltérést. Számos nagy mély tó esetén az állapot viszonylagosan állandó volt 1850-től napjainkig, azaz az TP tartalom $10 \mu\text{g l}^{-1}$ alatt volt. Mindegyik sekélyebb víz jelenleg mezotróf és az évek folyamán különböző mértékben nőtt a tápanyag tartalmuk. A jelenlegi eutróf és hipertróf tavak 30-100 illetve $100 \mu\text{g l}^{-1}$ feletti TP tartalmazznak. Egyes helyek javulást mutatnak, amikor a kovaalga alapján becsült TP mennyisége csökkent. Nagyon nehéz olyan síkvidéki tavakat találni, amelyek csak minimálisan bolygatottak. Főként olyan sekély tavakról van szó, amelyeknek vízgyűjtője terhelt. Minden egyes tótípusra meg kellene határozniuk a referencia állapotot.

Spanyolország

BLANCO et al. (2004) hat különböző vízminőségű spanyolországi tó esetében vizsgálták a kovaalgák indikátor szerepét a tavak trofikus és szaprobikus állapotának meghatározásában. Szubmerz makrofiton szákról gyűjtöttek mintát júliusban, és szignifikáns korrelációt találtak az összes nitrogén koncentráció és az OMNIDIA által számolt IPS és IBD indexek értékei között. Az összes foszfor koncentrációval kisebb korrelációs koefficiens értékeket kaptak. Az általuk vizsgált tavakban az összes nitrogén koncentrációja $0.38- 3.75 \text{ mg l}^{-1}$, az összes foszfor koncentrációja pedig $30- 446 \mu\text{g l}^{-1}$ közötti tartományba esett. Eredményeik azt mutatták, hogy az epifitikus kovaalgák vizsgálata és az OMNIDIA program által számolt kovaalga indexek jól használhatók tavi ökoszisztémák biológiai monitorozása során is az ökológiai állapot becslésére, noha az indexeket alapvetően folyóvizekre fejlesztették ki.

USA

REAVIE et al. (2006) kovaalga alapú, súlyozott átlagon alapuló transzfermodellt fejlesztettek ki a Nagy-tavakra. 170 adatot használtak fel ehhez. Megállapították, hogy a kovaalga közösség egy adott helyen alkalmas a vízminőség megítélésére, világosan válaszol az antropogén bolygatásra, erős indikátora a bolygatásnak és egy hatásos eszköz a döntéshozatalban. A következő javaslatokat teszik a jövőbeli fajalapú transzfer modellek kifejlesztéséhez: először is hasonlítsuk össze a mért és a kovaalga alapján becsült adatokat, amely egy alkalmas eszköz lehet arra, hogy ellenőrizzük a modell működését. Azoknál a mintáknál, ahol a megfigyelt illetve a mért vízminőség között jelentős különbség van, a mintákat távolítsuk el a modellből, mert ott feltehetően probléma van a domináns taxonnal.

KIRETA et al. (2007) a modellel kapcsolatosan további vizsgálatokat végeztek. Speciális összetétellel jellemezték az egyes élőhelyeket és tótípusokat, azért, hogy meghatározzák azokat a nem antropogén tényezőket, amelyek befolyásolhatják a modellt. Tanulmányuk alátámasztja, hogy a tó vagy élőhely típus és annak fizikai tulajdonságai is befolyásolhatják a modellt, bár ezt ki lehet küszöbölni robosztus kalibrációs technika alkalmazásával. Többféle modellt készítettek, egyet az összes tavi adatra, a többit, pedig külön-külön az egyes tavakra illetve típusokra. A legrobosztusabb modellt az első esetben kapták, amikor minden tavat bevontak a vizsgálatba.

BRAZNER et al. (2007) vizenyős területek emberi bolygatásra adott válaszát vizsgálták több élőlénycsoporton keresztül. A kovaalgák és a kétéltűek valamint a halak illetve a makrovegetáció egyező állapotot mutattak. A kovaalgák esetén Shannon diverzitást számoltak, ezen kívül funkcionális csoportokat vizsgáltak, mint a mozgékony fajok aránya, planktonikus fajok aránya. Lange-Bertalot és TDI indexeket számoltak, valamint *Stephanodiscus* fajok %-át, az *Achnanidium minutissimum* %-ot, *Staurosirella* %-ot, *Pseudostaurosira*, *Cocconeis* illetve *Planorbulina* fajok %-át külön kiemelték. Tehát összetételi és 4 funkcionális kovaalga csoporton alapuló kovaalga adatokat gyűjtöttek 65 vizes területről.

REAVIE et al. (2008) egyszerű és többváltozós (multimetrikus) kovaalga indexeket teszteltek a Nagy-tavakon. 14 különböző változót definiáltak a fajösszetétel autökölógiai és funkcionális tulajdonságai alapján és ezeket építették be az indexbe. A GIS rendszer segítségével kapcsolatba hozták a mezőgazdasággal, a tájhasználattal és a légköri ülepedéssel. A változókat két fő csoportba sorolták, az egyik a stressz tényezőket tartalmazó csoport, a másik, pedig a természetes változók csoportja. A stressztényezők alatt az antropogén tényezőket értették, amelyeknek lehetséges vagy realizált hatása van a vízminőségre, mint pl. a mezőgazdaság, városfejlesztés. A természetes változókon olyan tényezőket értettek, amelyeknek nincsen antropogén komponense, pl. a térbeli koordináta vagy vízhőmérséklet. A multimetrikus index akkor működik ideálisan, ha korrelál az emberi bolygatással, de nem korrelál más tényezőkkel. Ahhoz, hogy egy robosztus kovaalga-alapú modellt ki lehessen fejleszteni 5 változót vettek figyelembe: TP, klorofill-a, összes lebegő anyag, szerves részecskék és klorid, melyek sorrendben az eutrofizáció, a tápanyag növekedés, zavarosság és az utakról bemosódó sók indikátorai. A következő paramétereket vették figyelembe (zárójelben a feltételezett válaszreakció):

1. diverzitás (bolygatás hatására csökken)

2. domináns taxonok részesedése (a bolygatás hatására a stresszt jobban bíró fajok fognak kompetitív előnybe kerülni és dominánssá válni)
3. a mozgékony kovaalgák részesedése (ezen fajok részesedése megnő, ha bolygatás hatására a fényhez való hozzájutás limitált pl. üledék kerül a bevonatra vagy a víz átlátszósága csökken).
4. planktonikus fajok részesedése (eutrofizáció során a részesedésük megnő a bevonatban)
5. TP-ra toleráns kovaalga fajok részesedése
6. arafid, monorafid, birafid kovaalgák részesedése (planktonban-üledékben, epifitonban, minden perifitikus környezetben jellemzőek)
7. nitrogén fixálók illetve a heterotróf algák részesedése (A nitrogén fixálók mennyisége csökken, míg a nitrogén heterotróf szervezeteké növekszik, amikor a szerves illetve a szervetlen nitrogén mennyisége megnő a vízben.
8. klorid toleráns fajok (utakról bemosódó sók növekedésével a gyakoriságuk megnő)

Minden paraméter kapott egy súlyszámot, a multimetrikus indexet úgy számolták ki, hogy ezt a 14 különböző paramétert összesorozták a súlyukkal, majd pedig összegezték. Néhány paramétert amelyeket tradicionálisan az antropogén hatás jelzőiként fognak fel a biológiai monitoring során végül kivettek a multimetrikus indexből. A Nagy-tavak esetén a kovaalga diverzitás csak kevésbé használható, mint bolygatás-jelző paraméter. Funkcionális és a taxonómiai csoportok használata jóval értelmezhetőbbnek tűnt. Nagyon sok változót vettek figyelembe de nem sikerült egy hatékony, robosztus multimetrikus indexet kifejleszteniük. A szerzők nem javasolják ezt a fajta megközelítést a jövőben. Azt javasolják, hogy az egyes paramétereket csak a saját független ökológiai értelmében vizsgáljuk, ahelyett, hogy multimetrikus indexbe olvasztanánk őket.

A paleolimnológiai módszer alkalmasságát és annak a hibáit is megvizsgálták (KÖSTER et al. 2004). Szezonális mintázatot tapasztaltak a kovaalga összetételben, amelyet sokkal inkább a tó rétegzettsége, mint a nitrát, a szilícium vagy a foszfor határozott meg.

Újzéland

KILROY et al. (2006) új-zélandi hegyvidéki kis tavacskák/lápok (összesen 20 tó) üledékének vizsgálata során a vezetőképességet, a pH-t és az oldott humin anyagok által előidézett barna színt találta a bevonat kovaalga összetételét leginkább meghatározó környezeti változónak.

4. táblázat: Tavak kovaalga alapú ökológiai állapotbecsléséhez használt módszerek és a kovaalga összetételt leginkább meghatározó paraméterek az egyes országokban.

ország	Kovaalga alapú ökológiai állapotbecsléshez alkalmazott módszerek	A kovaalga összetétellel szoros összefüggést mutató változók
Anglia	Transzfer modellek Múzeumi herbáriumok	TP, DIC, TN és Ca ²⁺
Ausztria	Folyóvízi kovaalga indexek Transzfer függvény	TP
Belgium	Transzfer modellek	pH, DIC, COD
Csehország	Kovaalga index	TP
Dánia	Transzfer modellek Perifiton klorofill-a tartalma	TP, vízmélység
Déli-sarki tavak		Ammónia, klorofill-a
Finnország	Transzfer modellek	TP, TOC
Grönland	Transzfer modellek	f ⁻ ionok
Írország	Transzfer modell Laboratóriumi kísérletek	Szín, alkalinitás, zavarosság, klorofill-a, TP, TN
Kanada	Transzfer modellek	UV sugárzás, TN
Magyarország	TDIL, SCIL indexek	TP, vezet ⁻ képesség
Mexikó	Transzfer modellek	vezet ⁻ képesség
Németország	Több modulós tavi kovaalga indexek (TI, Di _{seen} , RAQ) Transzfer modellek	DIC, pH, TP, TN, Cl ⁻ , DOC/TP
Skócia	Transzfer modellek	TP, vízmélység
Spanyolország	Folyóvízi kovaalga indexek Transzfer modellek	TN
USA	Multimetrikus index Funkcionális csoportok	TP, klorofill-a, Összes lebeg ⁻ anyag, Cl ⁻
Újzéland	Transzfer modellek	Vezet ⁻ képesség, szín, pH

Szerves terhelés – az alga heterotrófia szerepe a bentonikus összetételben

Fakultatív alga heterotrófia akkor alakul ki, amikor fénylimitáció van a tóban pl. a tó jéggel fedett vagy a fitoplankton vagy más vízi makronövényzet árnyékol az eutróf rendszerben. Kisebb térbeli skálán nézve ezek a sejtek az élő bevonat legalján helyezkednek el, a szerves tápanyagokhoz való hozzáférésük a víztestből kevésbé lehetséges, hiszen számos más algasejt beárnyékolja, befedi őket. A heterotróf fajok tehát sötétség esetén kerülnek előnybe és válhatnak dominánssá az autotróf szervezetekkel szemben, akik csak fény jelenlétében képesek fotoszintetizálni, szerves anyagaikat felépíteni. Számos olyan példát lehet mondani, amikor fénylimitáció lép fel és olyan mikrohabitatok alakulnak ki, amelyek oldott szerves anyagban gazdagok.

A heterotrófia másik esete az, amikor ezek a mikroalgák magasabbrendű növényekhez tapadnak, és ezek a növények biztosítják számukra a szerves anyag nagy mennyiségét, ugyanis a „gazdaszerkezetből” táplálkoznak. Vannak olyan algák, amelyek a detrituszhoz kapcsolódnak, melyek igen jelentős oldott szerves szénforrást jelentenek számukra, mint pl. a vízbe hullott levelek, fadarabok és a szerves üledék. Ezekben az esetekben fotoorganotróf vagy kemoorganotróf metabolizmus alakul ki. A kis mennyiségű fény és a kevés hozzáférhető szerves oldott tápanyag a bevonat alján lévő algasejteket arra indukálja, hogy heterotróf metabolizmusra térjenek át, tehát ez egy fontos túlélési stratégia a perifiton alján élő sejteknek. Néhány bentonikus kovaalga - amelyek főként a *Navicula* és *Nitzschia* nemzetséghez tartoznak - képes lebontani olyan szilárd, szerves anyagokat, mint pl. az agart, a hidrolizált kazeint és a szerves foszfátot. Ezek az algák extracelluláris enzimet választanak ki, amely segítségével bontják a szerves anyagot vagy képesek felhasználhatóvá tenni más sejtek által kiválasztott váladékot (STEVENSON et al. 1996).

A *Nitzschia frustulum* és a *Mayamea atomus* is jól ismert heterotróf algák, amelyek bizonyos körülmények között más szervezeteket használnak tápanyagforrásként. A bevonatban lévő nitrogén fixáló algák mennyisége csökken, míg a nitrogén heterotróf szervezeteké pedig növekszik a stressz növekedésével, amikor is a szerves illetve a szerves nitrogén mennyisége megnő a vízben (REAVIE et al. 2008).

Biodiverzitás

A biodiverzitásról általánosságban azt olvashatjuk, hogy a rendszer stabilitásának csökkenése a biodiverzitás csökkenését eredményezheti (SOLHEIM et al. 2008; REAVIE et al. 2008). Azonban számos tanulmány kimutatta már, hogy a fajgazdagság nem mutat szignifikáns kapcsolatot a trofitási állapottal, illetve annak megváltozásával. Ugyanis rendkívül magas fajdiverzitást találtak magas TP és TN tartalmú tavakban, mint ahogy mezotróf helyeken is. De magas diverzitást jelentettek Észak és Közép-Európa oligotróf tavaiból is. Finnországi tavaknak, amelyeknek szintén nagy a diverzitása, magas DOC és alacsony DIC és TP tartalmúak. Kimutatták, hogy a közepesen alacsony TP nem csökkenti a fajdiverzitást a Közép-európai tavakban és azt is, hogy a közepes stressznek köszönhető a legnagyobb a bevonat diverzitás (ÁCS & KISS 1993b). Ezen kívül azokban a disztróf mocsarakban, ahol alacsony a DIC és a pH, nagyon alacsony lehet a kovaalga diverzitás (SCHÖNFELDER et al. 2002).

Speciális vizek – speciális megközelítés

Holtágak

A felszínen úszó vízi növényzet csökkentheti a fény behatolásának mértékét holtágakban, majdnem mindegyikben anoxikus viszonyok uralkodnak magas P, N és K tartalommal. Ezekben cianobaktériumok és számos kovaalga dominál, olyan fajok, melyek mixotrófok, képesek sötétben is növekedni és toleránsak a nagyon alacsony oxigén koncentrációval szemben. Dél-amerikai sekély tavakon végzett kutatások azt mutatják, hogy a vízi növényvel való borítottság fontos tényező lehet az alga összetétel kialakulásában. A sekély tavakban és holtágakban mért változók jelentősen különböznek, a holtágak gyakran az egész tanulmányozási időszak alatt anoxikusak voltak és a humin savak koncentrációja is nagyobb volt. A sekély tavakban a környezeti paraméterek változása nagyobb volt, kimondottan a tápanyagok, vezetőképesség és a lebegő anyagok tekintetében, mint a holtágakban. A P, N, K⁺ nagyobb koncentrációi a holtágakban a vízi növényzet lebontásából is származhatnak (IZAGUIRE et al. 2004). Az olyan területeken, melyeknek jellemzője a jelentős mennyiségű makrofita és a kisebb kiterjedésű nyílt vízi terület, az emberi tevékenység következtében megváltozhatnak a hidrológiai viszonyok és a vízkémiai tulajdonságok. Ez a makrofita arányának és a produktivitásnak a növekedését, a perifiton számára alkalmas területek csökkenését okozhatja. Ennek következtében mind a makrofita állományban mind a perifiton

fajösszetételében változás állhat be (McCORMICK & STEVENSON 1998). Az ilyen típusú élőhelyeken is javasolják a perifiton index kifejlesztését, amely a biológiai sértetlenséget és az TP hozzáférhetőséget indikálja, mivel a perifiton alkalmazása, mint az ökológiai állapot kifejezője eredményes és hatékony a helyreállítási munkák eredményének kimutatására (McCORMICK & STEVENSON 2002).

A paleolimnológiai vizsgálatok gyakorlati jelentőségére világít rá SAYER & ROBERTS (2001). Angliában egy elterelt folyó (Trent) mentén kialakult holtágak recens és fosszilis fenéküledékét vizsgálták. Kiválasztottak egy „háborítatlan”, tiszta vizű holtágot és megvizsgálták minden évszakban a fitoplanktonjának, makrofiton állományán kialakult bevonatának (epifiton) és az üledékfelszínen kialakult bevonatnak (epiliton) a kovaalga összetételét. Ebből tudtak következtetni arra, hogy az üledékfelszínre melyik évszakban honnan ülepszik a legtöbb kovaalga (a planktonból, vagy a makrofiton bevonatából kihullva). Majd fúrásmintát vettek egy „zavart” (tápanyagdús) holtágból, amelyről a folyóelterelés történetéből tudták, hogy 1972 előtt még „zavartalan” volt. Ennek a fúrásnak a kovaalga összetételét hasonlították össze a zavartalan holtág recens epipelonjával, feltételezve, hogy ehhez hasonló lesz a zavartalan időszak összetétel, vagyis milyenné kellene helyreállítani a holtágot, melyek azok az élőhelyek, amiket ismét létre kell hozni ahhoz, hogy megadják a lehetőséget a zavartalan ökoszisztéma kialakulásához (természetesen a „többlet tápanyag” utánpótlás megszüntetésével párhuzamosan).

Kis szikes tavak

Ökológiai szempontból ez az élőhelytípus többszörös stresszt jelent az élőlényeknek. A nyár végére a legtöbb kiszárad (néhány tó kiszáradása a mezoklimatikus ciklusokhoz [10-12 év] kapcsolódik; PADISÁK 1998), az állandó vízborítás inkább kivétel, mint jellemző. Amikor van víz a tómederben, a víz vezetőképessége 3000 és 30000 $\mu\text{s cm}^{-1}$ közötti, a Secchi átlátszóság pedig csak néhány cm a szerves, felkevert apró, lassan ülepedő részecskéknek valamint a bennük található még nem pontosan specifikált kolloidális jellegű anyagoknak köszönhetően. A sekélyesség miatt a napi hőingadozás igen nagy lehet. E tavak jól ismert pihenőhelyei a vándorló madaraknak, melyek hozzájárulnak a foszfortartalom növeléséhez. Ezek az élőhelyek kis diverzitásúak (PADISÁK et al. 2006), a fajok aszerint szelektálódnak, hogy mennyire képesek elviselni ezt a többszörös stresszt jelentő állapotot. A kompetitív képesség szerepe valószínűleg ezen stresszfaktorok mellett elhanyagolható, az élőlény közösség összetétele fizikai (abiotikus) kontroll alatt áll (GARCÍA et al. 1997).

A szikes tavak és a szikes tavakban élő kovaalgák kiváló indikátorai a hidrológiai és klimatikus változásoknak a Föld száraz- és mérsékelt száraz területein. Ehhez azonban részletes tudásra van szükség az egyes szikes fajok ökológiájáról és elterjedéséről. Habár rengeteg irodalom van az édesvízi fajok toleranciájáról és ökológiai igényeiről, ezek szikes rendszerekben kevésbé ismertek. Kelet-Afrikában pH modellt, Afrikában, illetve Észak-Amerikában szalinitás modellt fejlesztettek. A szalinitás és a pH világosan mutatja, hogy a kovaalga összetétel a sósvíz típusa jelentősen befolyásolja. A többszörös stressz leírására, értelmezésére azonban jóval több mintára van szükség, mint más típusú tavak esetén (JUGGINS et al. 1994).

II. 2. A releváns szennyezők, valamint a tavi bevonatlakó kovaegyüttesek összevetése. Az eltérések bemutatása és elemzése. A megbízhatóság bemutatása. A hazai adatok alapján levonható következtetések.

A minták leválogatása és a teljes adatsor összeállítása utána egyértelművé vált, hogy egységes mindenre kiterjedő vizsgálatot nem lehet végezni, mivel az egyes mintavételi helyekhez nem volt meg minden fizikai kémiai paraméter. Ezért három különböző adatsort hoztunk létre, melyek egyenként, a bevonat kovaalga közösségeire nézve legfontosabb fizikai és kémiai paramétereket tartalmazták.

A három adatsor alapján 3 különböző kanonikus korrespondenciaelemzést végeztünk. Az adatok transzformálására ($\log(x+1)$) a FITOPAC (Shepherd, 1996) szoftvert, a CCA analízishez pedig PC-ORD version 3.0 (McCune & Mefford, 1997) szoftvert használtunk.

Az első CCA 145 mintavételi hely tápanyagformáit tartalmazta, mint az TP, TN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$. A második elemzésbe bevontam az $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ adatokat is, de ezek jóval kevesebb mintavételi ponton álltak rendelkezésünkre, így ez az elemzés csak 87 mintavételi hely tápanyag formáin alapult. A harmadik elemzésben a tavak abiotikus paraméterei (Ca^{2+} , HCO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-}) és a kovaalga közösségei közötti összefüggést kerestük. Feltételezve, hogy ezek az adatok kevésbé változnak, az adathiányt más időpontban végzett mérések adataival (pl. Ősze-szék) vagy adatainak átlagával (Szelidi-tó) pótoltuk. Átlagértékeket főként a Balaton és a Velencei-tó esetén alkalmaztunk, ahol a többihez képest viszonylag sok adat állt rendelkezésünkre a szakértők saját adataiból. A monitoringból származó adatok elvileg éves átlagokon alapulnak, ami sok esetben csak egy minta mérését vagy 2-3 minta mérési átlagát jelenti. Ez az elemzés 196 tavi minta alapján készült.

A környezeti változók és a bevonat adat párok természetesen egymást kölcsönösen csökkentették. Hiszen hol valamely környezeti változó hiányzott, hol pedig a bevonat minták

bizonytalan határozása miatt kerültek ki az elemezendő mintavételi helyek közül. A bevonat mintákból ezen kívül kikerültek – előzetes vizsgálatok (Stenger-Kovács és Padisák, submitted) alapján- az iszapról vett minták adatai is, így az adattábla csak nádról, kőről és mesterséges aljzatról (üveglapról) származó mintákat tartalmaz.

II. 2. 1. A tápanyagformák (TP, TN, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N) alapuló CCA analízis I.

A Pearson korreláció a tápanyagformák és a kovaalga összetétel között erős volt mindkét tengelyre nézve (0,796 és 0,723), amely jól indikálja az erős kapcsolatot az egyes tápanyagformák és fajösszetétel között. Monte Carlo teszttel (99 permutációt tartalmazott) a szignifikancia szint $p \leq 0,01$ adódott, mely statisztikailag erős szignifikáns összefüggést támaszt alá és bizonyítja, hogy az eredmény nem véletlenszerű. Az adatok variabilitásának magyarázatául kanonikus koeficiens használtunk, mely megmutatja minden egyes környezeti változó hozzájárulásának fontosságát. Intra-set korrelációt is számoltunk, mely a lehetséges korrelációt mutatja meg a tápanyagformák és a tengelyek között megőrizve a szoros kapcsolatot a biológiai és a kémiai paraméterek között. Alátámasztva ez utóbbit Pearson-korrelációt számoltunk (5. táblázat).

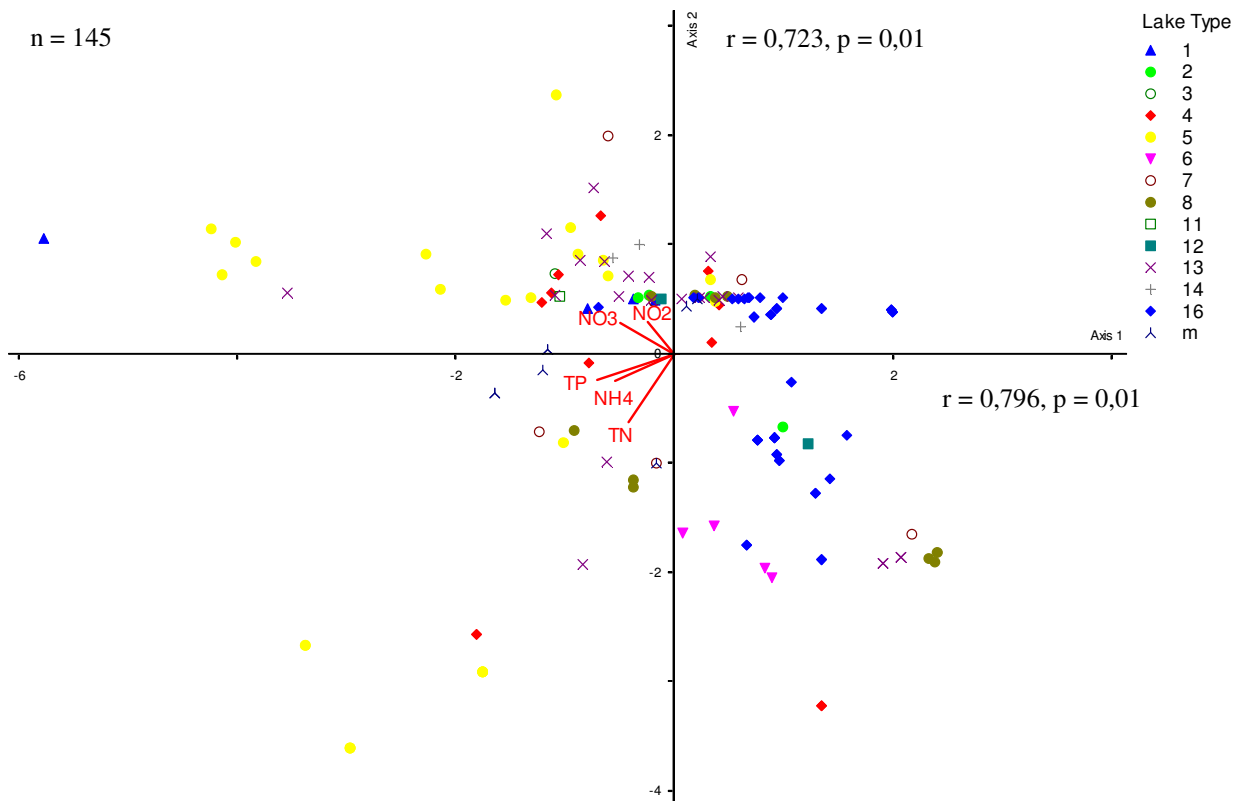
5. táblázat: A CCA eredményeinek összefoglaló táblázata (n=145)

	1. tengely	2. tengely
Pearson korreláció (fajösszetétel : tápanyagok)	0,796	0,723
Monte Carlo teszt p (sajátérték)	0,01	0,01
Korreláció (fajösszetétel : tápanyagok)	0,02	0,01

6. táblázat: Kanonikus koefficiens és a tápanyagformák intra-set korrelációi az első és második tengelyre (n=145)

változó	Kanonikus koefficiens		Korrelációs koefficiens (intra-set)	
	1. tengely	2. tengely	1. tengely	2. tengely
TP	-0,892	0,021	-0,841	-0,252
TN	0,269	-1,138	-0,502	-0,671
NH ₄ ⁺ -N	-0,488	0,14	-0,649	-0,264
NO ₂ ⁻ -N	-0,210	0,208	-0,293	0,322
NO ₃ ⁻ -N	-0,332	0,822	-0,588	0,316

Mind a kanonikus koefficiens mind az intra-set korreláció azt mutatja (6. táblázat), hogy az első tengelyen az TP a legfontosabb környezeti változó. Jól látható, hogy az első tengely bal oldalán helyezkednek el a kiemelkedően magas TP tartalommal rendelkező tavaink, melyek főként az 5 tipológiai típusba tartoznak (2. ábra). A fajok, mely az első tengely bal oldalával, azaz a növekedő TP tartalommal mutatták a legnagyobb korrelációt a *Nitzschia supralitorea*, *Nitzschia clausii* és a *Fistulifera saprophila* voltak. Az első tengely jobb oldalán lévő tavak TP tartalma balról jobbra haladva csökken. Itt olyan tavak találhatóak, mint a Velencei-tó (7. és 8. típus), Szelidi-tó (7. típus), Holt-Szamos (13. típus) és a Balaton (16. típus). A tengely ezen oldalával legszorosabb korrelációt mutató, azaz az alacsonyabb TP tartalmat jelző fajok az *Achnanthydium minutissimum*, *Cymbella exigua* és *C. lacustris* voltak.



2. ábra: A CCA analízis eredményét mutató biplot. A különböző színű jelek a tavak és mintavételi helyeik megfelelő típusát jelzik (m= mesterséges)

A második tengellyel az TN mutatott igen szoros kapcsolatot. Megkülönböztethetünk olyan helyeket (második tengely felső része), melyek TN tartalma viszonylag kicsi, de ebből a felvehető nitrogénforma sok (Szelidi-tó, Szívós-szék). De vannak olyan helyek is (második tengely alsó része) melyek nagy TN tartalommal rendelkeznek de ebből a felvehető forma ($\text{NO}_3^- \text{N}$) kis mennyiségben van jelen (ezek a 4. és 5. típusból kerültek ki [Bába-szék, Böddi-szék]). A második tengely alsó részéhez asszociálódó fajok az *Navicula cincta*, *Nitzschia clausii* és az *Amphora veneta*. A második tengely felső részéhez pedig az *Encyonopsis minuta*, *Cyclotella ocellata* és a *Pseudostaurosira brevistriata* kötődött szorosan.

II. 2. 2. Tápanyagformákon (TP, PO_4^{3-} -P, TN, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N) alapuló CCA (7., 8. táblázat) analízis II.

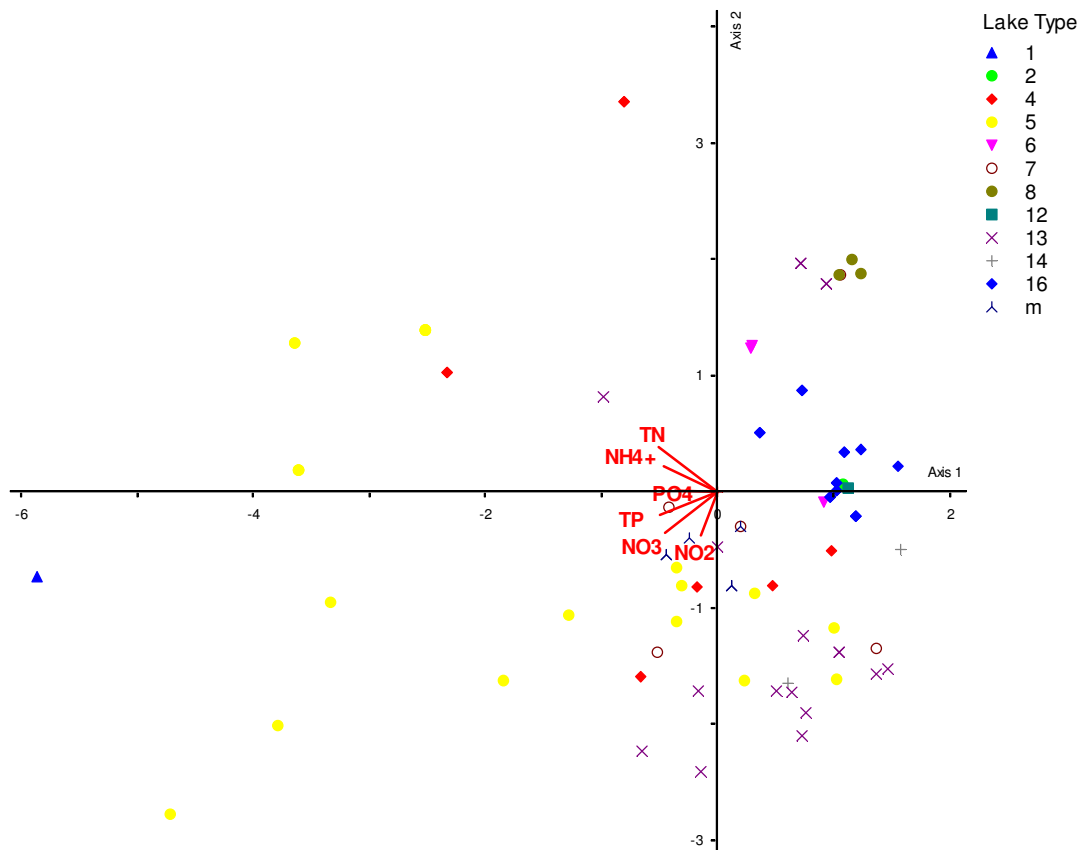
Az PO_4^{3-} -P tartalmat is bevonva az előzőekben megállapítottak tulajdonképpen nem változtak. Az elemzés ugyanis azt mutatja, hogy a PO_4^{3-} -P szerepe jóval jelentéktelenebb az TP vagy TN, NO_2^- -N, NO_3^- -N szerepénél.

7. táblázat: A CCA eredményeinek összefoglaló táblázata (n=87)

	1. tengely	2. tengely
Pearson korreláció (fajösszetétel : tápanyagok)	0,868	0,878
Monte Carlo teszt	0,01	0,01
Korreláció	0,01	0,01

8. táblázat: Kanonikus koeficiens és a tápanyagformák intra-set korrelációi az első és második tengelyre (n=87)

változó	Kanonikus koeficiens		Korrelációs koeficiens (intra-set)	
	1. tengely	2. tengely	1. tengely	2. tengely
TP	-0,741	-0,412	-0,744	-0,244
PO_4^{3-} -P	-0,021	-0,192	-0,573	0,018
TN	-0,638	1,097	-0,793	0,478
NH_4^+ -N	-0,446	0,469	-0,720	0,277
NO_2^- -N	-0,507	-0,22	-0,229	-0,464
NO_3^- -N	-0,31	-1,108	-0,698	-0,439



3. ábra: A CCA analízis eredményét mutató biplot. A különböző színű jelek a tavak és mintavételi helyeik megfelelő típusát jelzik (m= mesterséges)

Mindkét tápanyag analízist nézve azt mondhatjuk, hogy az 5 (kis, nyíltvízű, időszakos szikesek) 8. (Velencei-tó nyílt vízi része) 16. (Balaton) és 13. (sekély holtágak) típusok külön csoportokat képeznek, azaz sajátos tápanyag tartalommal és ennek megfelelően sajátos kovaalga összetétellel jellemezhetők (3. ábra).

II. 2. 3. A tavak abiotikus paraméterein (Ca^{2+} , HCO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-}) alapuló CCA analízis

A Pearson korreláció az abiotikus és a kovaalga összetétel között erős volt mindkét tengelyre nézve (0,891 és 0,837), amely jól jelzi az erős kapcsolatot az egyes abiotikus paraméterek és a fajösszetétel között. Monte Carlo teszttel (99 permutációt tartalmazott) a szignifikancia szint $p \leq 0,01$ adódott, mely statisztikailag erős szignifikáns összefüggést támaszt alá és alátámasztja, hogy az eredmény nem véletlenszerű (9. táblázat).

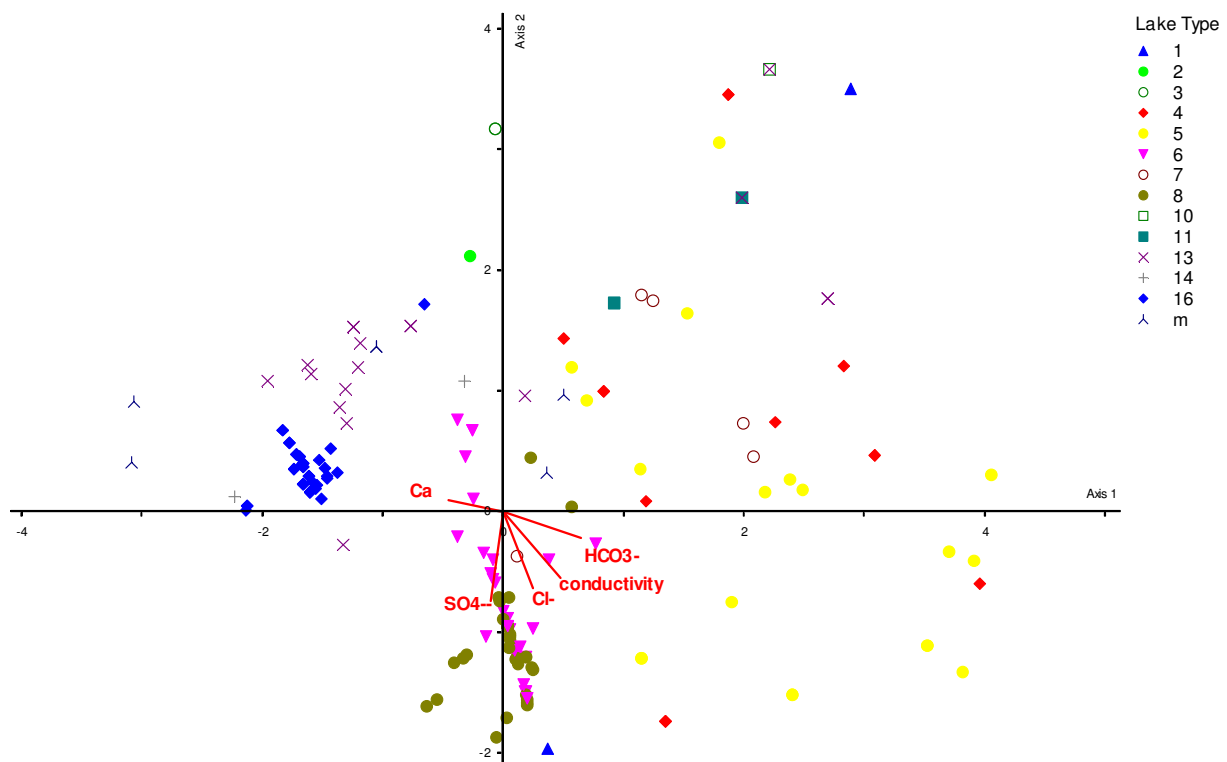
9. táblázat: A CCA eredményeinek összefoglaló táblázata (n=196)

	1. tengely	2. tengely
Pearson korreláció (fajösszetétel : tápanyagok)	0,891	0,837
Monte Carlo teszt p (sajátérték)	0,01	0,01
Korreláció (fajösszetétel : tápanyagok)	0,01	0,01

Az intra-set korreláció azt mutatja (10. táblázat), hogy az első tengelyen a HCO_3^{2-} és ezt követően a vezetőképesség a legfontosabb környezeti változók, melyek alapvetően meghatározzák a kovaalga összetételt. Míg a második tengelyen a SO_4^{2-} foglalja el az első helyet. Sajátos csoportot képeznek azon tavaink, melyekben a vezetőképesség mellett a HCO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} is meghatározó szerepet játszik. Ezek a 6. és 8. típusoz tartozó tavi mintavételi helyek (azaz a Velencei-tó nyílvízi és benőtt vízfelületű részei). A nagy vezetőképességgel és nagy HCO_3^- tartalommal rendelkező 4. és 5. típusoz tartozó tavak (kis, időszakos szikesek) SO_4^{2-} tartalmukban jelentősen különbözhetnek. A nagy Ca^{2+} tartalommal jellemezhető két másik tipológiai típus is jól elkülönülő csoportokat alkot, ezek a 16. (Balaton) és 13. (sekély holtágak) típusok (4. ábra). Az első tengellyel pozitív korrelációt mutat a *Nitzschia supralitorea*, *N. clausii* és a *Navicula cincta* és negatív a *Cymbella exigua*, *Cyclotella ocellata* és az *Encyonopsis minuta*. A második tengellyel negatív kapcsolatot mutat a *Nitzschia dissipata*, *Cyclotella ocellata*, és *Cymbella exigua*. A *Nitzschia supralitorea*, *Craticula halophila* és a *Navicula cincta* pedig szoros pozitív kapcsolatot mutat ezzel a tengellyel.

10. táblázat: Kanonikus koeficiens és az abiotikus paraméterek intra-set korrelációi az első és második tengelyre (n=196)

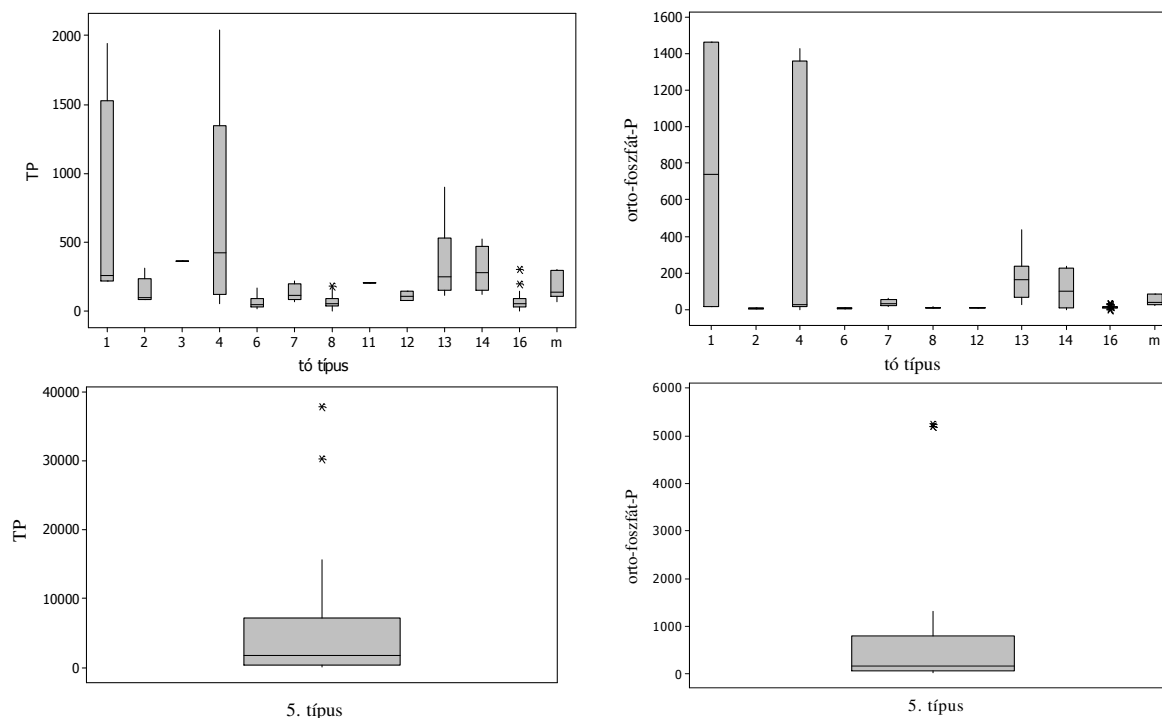
változó	Kanonikus koeficiens		Korrelációs koeficiens (intra-set)	
	1. tengely	2. tengely	1. tengely	2. tengely
Ca ²⁺	-0,233	0,322	-0,657	0,114
HCO ₃ ²⁻	1,213	0,858	0,927	-0,269
Cl ⁻	-0,617	-0,264	0,352	-0,775
SO ₄ ²⁻	-0,235	-0,694	-0,149	-0,902
vezetőképesség	0,504	-0,879	0,676	-0,670



4. ábra: Az abiotikus környezeti tényezőkön alapuló CCA analízis eredményét mutató biplot. A különböző színű jelek a tavak és mintavételi helyeik megfelelő típusát jelzik (m= mesterséges)

II. 3. Javaslat a terhelések fő paramétereire az állóvizek fontosabb típusai esetében

II. 3. 1. Foszfor formák



5. ábra : A jellemző TP és az PO_4^{3-} -P tartalmak az egyes állóvíz típusokon belül (mértékegység: $\mu\text{g l}^{-1}$; jelölések: számok - a tó tipológiai típusának száma, m = mesterséges)

Az előző fejezetből is egyértelműen kiderült, hogy az TP az egyik olyan paraméter, mely jelentősen befolyásolja a tó vizének mind a kémiai mind az ökológiai állapotát. Az 5. típus TP tartalma jelentősen meghaladja a többiét (5. ábra). De jól tudjuk, hogy ez az TP tartalom természetes forrásból (madarak ürüléke) származik. Ezért itt a magas TP tartalom nem szennyezést indikál. Ehhez hasonló a helyzet a 4. típusal is (5. ábra). Még viszonylag nagy mennyiségű TP-t mutatnak holtágaink (13-14. típus) és az 1-es típus is, mely szintén természetes okokhoz vezethető vissza (5. ábra). A foszfor nagyobb koncentrációi ugyanis a holtágakban és a benőtt vízfelületű víztestekben a vízi növényzet lebontásából is származhatnak (Izaguirre et al., 2004). A vízi növények jelenléte tehát fontos tényező lehet az alga összetétel kialakulásában, mely több oldalról (P, N, K^+ és szervesanyag forrás illetve fénylimitáló funkciót is betölthet) is módosíthatja az összetételt (Borics et al., 2008; Izaguirre et al., 2004). Az 1-es, 4-es, 5-ös, 13-as és 14-es típusok esetén ezek nagy része a primer

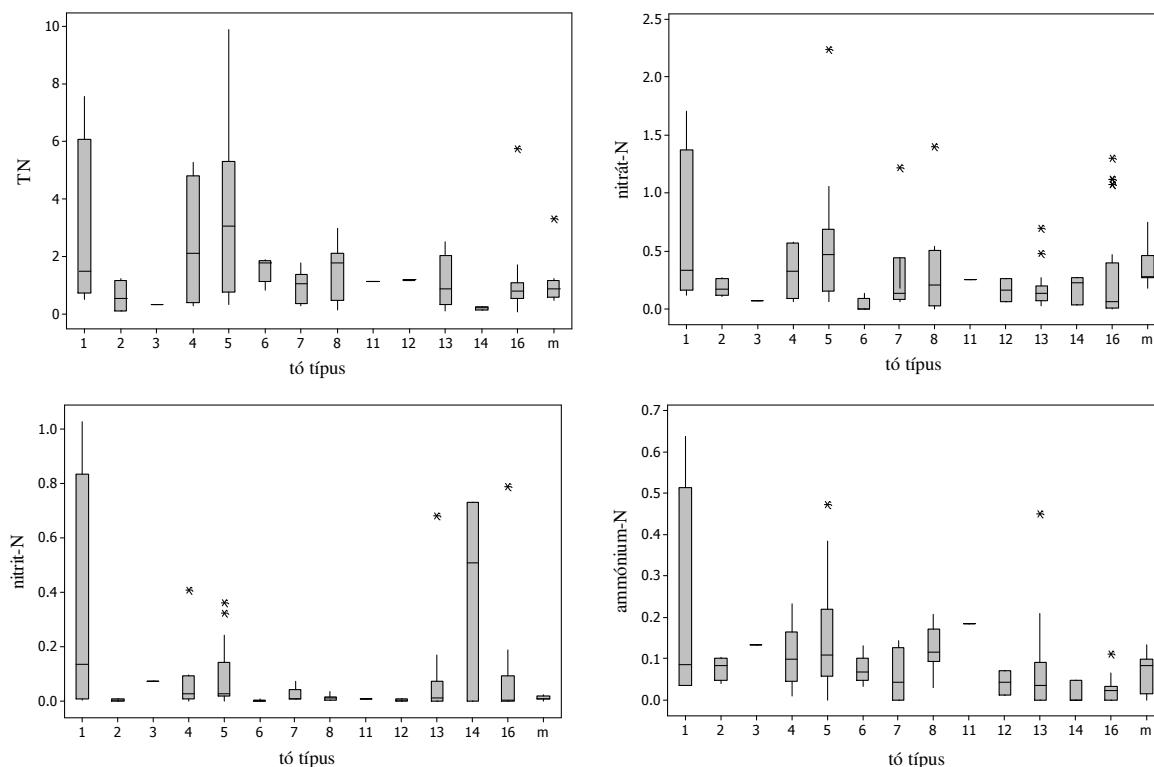
producensek számára közvetlenül felvehető ortofoszfát-foszfor formájában van jelen. Bizonyos esetekben hasznosítják a szerves kötésben lévő foszforsavat is. Az TP mérését és az TP alapú kovaalga modellek használatát alátámasztja az is, hogy szerves foszforvegyületek oldott állapotban eutrofizálódott felszíni vizekben is előfordulnak, ahol koncentrációjuk a szerves, oldott foszfátokét túllépheti. A két foszforforma, ami együttesen jelen van az TP-ban, együtt befolyásolhatja a kovaalga összetételt. De azt sem kell elfelejteni, hogy a foszfor a vizekben túlnyomóan nem biológiailag aktív, hanem oldhatatlan formában van jelen. Ily módon a szerves rezervoárok és biomassza továbbá a vízben oldott foszfor közötti anyagcsere nagy mennyiségű inaktív foszfor, mint háttér előtt játszódik le. Az inaktív foszforral lejátszódó esetleges kis mértékű foszforcseré (oldódás, kicsapódás, adszorpció, deszorpció) ezeket az anyagáramokat jelentősen befolyásolhatja. **A leghelyesebb természetesen a biológiailag hozzáférhető foszfor (BAP) alkalmazása lenne, ezt azonban még olyan jól kutatott vizek, mint a Balaton esetén is csak becsülni lehet.**

11. táblázat: Az TP és PO₄³⁻-P relevanciái az egyes tó típusokban. (***)kiegészítő és sokkal bővebb tanulmány készült, melyet a későbbiekben mutatunk be).

Tó típusa	TP releváns	TP természetes forrásból származik
1		+
2	+	
3	Kevés adat	Kevés adat
4		+
5		+
6	+***	
7	+	
8	+***	
9	***	***
10	Nincs adat	Nincs adat
11	Kevés adat	Kevés adat
12	Kevés adat	Kevés adat
13		+
14		+
15	Nincs adat	Nincs adat
16	+	
mesterséges	+	

A 100 µg l⁻¹ TP alatti (*megkapott előzetes határérték javaslat*) mediánú tó típusok közül csak 4 darabot lehet találni a 2-es, 6-os, 8-as és a 16-os. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy az egyes tótípusok esetén más-más határértékeket kell megállapítani, illetve vannak olyan helyek, melyek magas TP tartalma nem indikálja a víztest rossz ökológiai állapotát. Az TP és PO₄³⁻-P relevanciáit az egyes tó típusokban az 11. táblázat tartalmazza.

II. 3. 2. Nitrogén formák



6. ábra: A jellemző TN, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N és NH₄⁺-N tartalmak az egyes állóvíz típusokon belül (mértékegység: mg l⁻¹;jelölések: számok - a tó tipológiai típusának száma, m = mesterséges)

A CCA analízis alapján már tudjuk, hogy a legfontosabb szerepe a kovaalga összetétel kialakulásban a N formák közül az TN-nek és majd a NO₂⁻-N, NO₃⁻-N-nek van. Az NH₄⁺-N szerepe elhanyagolható. A legnagyobb TN és NO₃⁻-N értékek az 1-es, 4-es, 5-ös típusok esetén vannak. Ezek közül csak a 4-es és 5-ös típus TP mediánja haladja meg a 2 mg l⁻¹ (megkapott előzetes határérték javaslat) határértéket. Medián alapján az 1-es, 6-os, 8-as típus is elég magas TN értékeket képvisel. Már a fent elmondottak alapján tudjuk, hogy a vízi növények jelenléte, dekompozíciója megnövelheti a víz N tartalmát és módosíthatja a kovaalga összetételt (Izaguirre et al., 2004; Borics et al., 2008;). Ezek a folyamatok az 1-es, 4-es, 6-os típusok esetén lényegesen lehetnek. A 4. és 5. típusnak az ideérkező madárkolóniák ürüléke jelentős terhelést jelent, a mellettük lévő mezőgazdasági területekből származó N terhelés valószínűleg elhanyagolható ehhez képest. A szennyvizek és műtrágyák a többi típus esetén is jelentősen növelhetik a N mennyiségét és ezáltal az alga produktíót, így mindenképpen fontos szerepük van. A rendelkezésemre álló adatok alapján a NO₃⁻-N-re

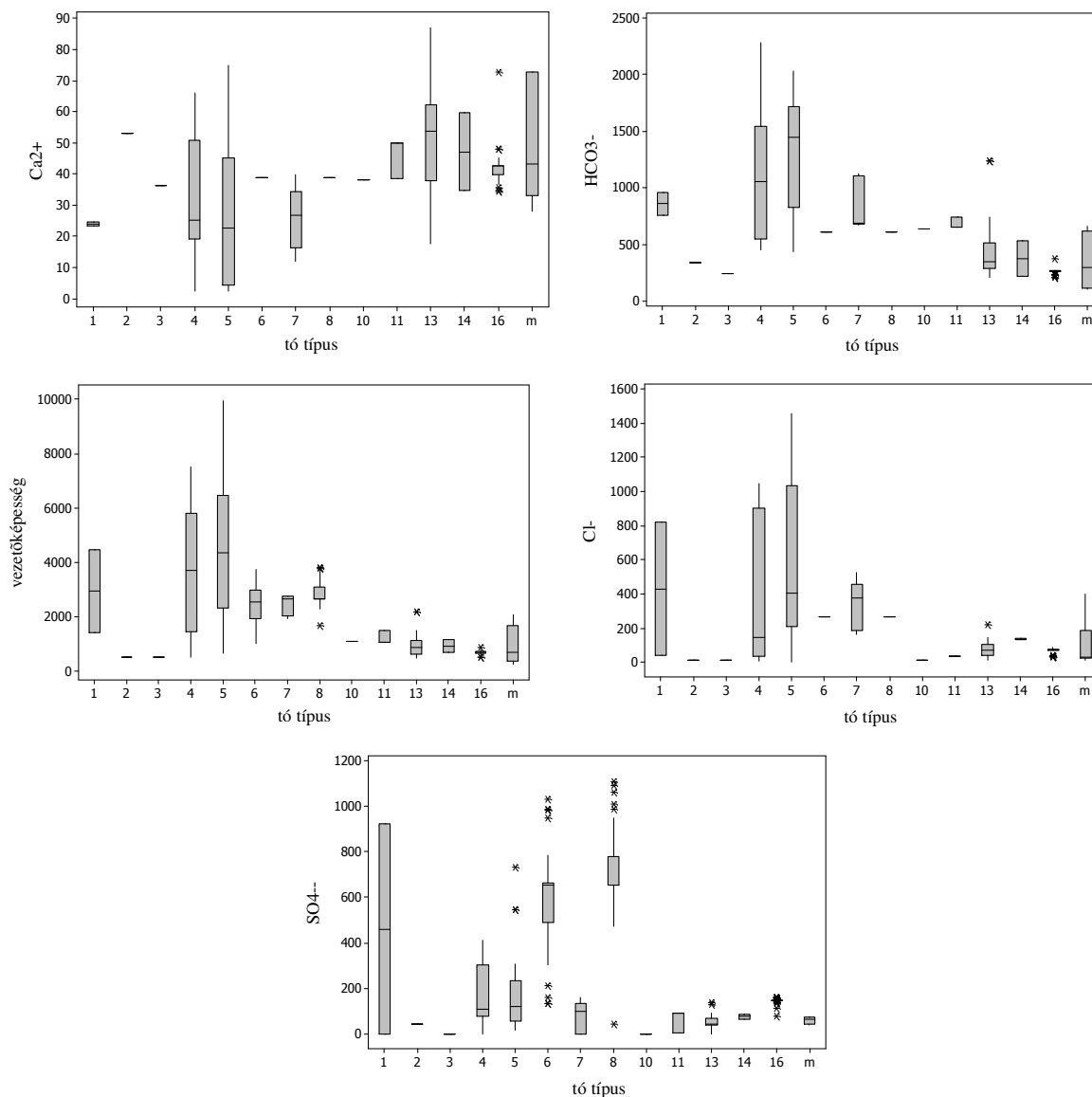
vonatkozó határérték (1 mg l^{-1}) túl magasnak bizonyult, ugyanis az összes típus mediánja jóval ezen határérték alatt van.

A NO_2^- -N tartalom kimagaslóan magas az 1-es és 14-es típus esetén. A 0.01 mg l^{-1} (megkapott előzetes határérték javaslat) határértéket csak ezen tavak NO_2^- -N tartalmának mediánja haladja meg. Ezekben a tavakban a természetesen kialakuló anoxikus viszonyok is okozhatják, hogy a nitrifikáció nem megy teljesen végbe és ezáltal magasabb nitrit koncentrációt tapasztalunk. A N formák relevanciáit az egyes tó típusokban az 12. táblázat tartalmazza.

12. táblázat: Az TN / NO_2^- -N / NO_3^- -N relevanciái az egyes tó típusokban. (***)kiegészítő és sokkal bővebb tanulmány készült, melyet a későbbiekben mutatunk be)

Tó típusa	TN / NO_2^- -N / NO_3^- -N	TN / NO_2^- -N / NO_3^- -N
1	+	+
2	+	
3	Kevés adat	Kevés adat
4		+
5		+
6	+***	+
7	+	
8	+***	
9	***	***
10	Nincs adat	Nincs adat
11	Kevés adat	Kevés adat
12	Kevés adat	Kevés adat
13	+	+
14	+	
15	Nincs adat	Nincs adat
16	+	
mesterséges	+	

II. 3. 3. Abiotikus paraméterek



7. ábra: A jellemző Ca²⁺, HCO₃²⁻, Cl⁻ és SO₄²⁻ tartalmak (mértékegység: mg l⁻¹) és vezetőképesség értékek (mértékegység: μS cm⁻¹) az egyes állóvíz típusokon belül (jelölések: számok - a tó tipológiai típusának száma, m - mesterséges)

A tavak abiotikus paramétereit tekintve az 1-es, 4-es, 5-ös, 7-es tó típusok igen speciális karakterűek. A többi csoportkéhoz képest kisebb a Ca²⁺ de nagyobb a HCO₃²⁻, Cl⁻ tartalmuk (7. ábra). A Ca²⁺-ot helyettesítő kation főként a Na⁺. Kiemelkedő SO₄²⁻ tartalmúak a 6-os és 8-as típusok (Velencei-tó). Az 1-es típus SO₄²⁻ tartalma esetén is tapasztalhatunk ilyen magas értékeket (7. ábra). Vezetőképesség tekintetében (csökkenő sorrendben) 4-es, 5-ös, 1-es, 8-as,

7-es, 6-os típusok nagy vezetőképességű szikes tavak. A tavak ionösszetételének és vezetőképességének megőrzése lényeges, tekintve hogy ezen paraméterek is befolyásolják a kovaalga összetétel kialakulását (lásd. CCA analízis). Mivel a vizek Cl^- és SO_4^{2-} tartalma szennyezésből is származhat, illetve a vezetőképesség is növekedhet, itt is meg kell különböztetnünk és figyelembe venni, hogy természetes állapotában is ilyen a víztest ion tartalma vagy szennyezés következménye (13. táblázat.)

13. táblázat: A vezetőképesség és a HCO_3^{2-} , Cl^- és SO_4^{2-} relevanciái az egyes tó típusokban (***)kiegészítő és sokkal bővebb tanulmány készült) [A 3. táblázat magyarázata: +/+ jel azt jelenti: hogy fontos mérendő paraméter, de nem a szennyezés szempontjából, hanem hogy a természetes állapotát megőrizzük a tónak. A +/- jel: vizsgálandó paraméter, a szennyezés indikátora lehet.]

Tó	Vezetőképesség	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^{2-}
1	+/+	+/+	+/+	+
2	+/-	+/-	+/-	+
3	Kevés adat	Kevés adat	Kevés adat	Kevés adat
4	+/+	+/+	+/+	+
5	+/+	+/+	+/+	+
6	+/+ ***	+/+ ***	+/+***	+
7	+/+	+/+	+/+	+
8	+/+ ***	+/+ ***	+/+***	+
9	***	***	***	***
10	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat
11	Kevés adat	Kevés adat	Kevés adat	Kevés adat
12	Kevés adat	Kevés adat	Kevés adat	Kevés adat
13	+/-	+/-	+/-	+
14	+/-	+/-	+/-	+
15	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat	Nincs adat
16	+/-	+/-	+/-	+
m	+/-	+/-	+/-	+

II. 4. A biológiai szempontból releváns komponensek tesztelése, melyek a fitobenton esetében elsősorban a trofitással és szaprobitással összefüggő paraméterek: a hazai állóvíz adatbázis alapján a foszfor és nitrogén terhelések hatásának vizsgálata, ezek összefüggése a kovaalga indexekkel.

14. táblázat: A tavi (TDIL, SCIL) és a folyóvízi kovaalga indexek valamint a fajszám, diverzitás és egyenletesség korrelációja a P és N formákkal. (piros: $p < 0,0002$ és fekete bold $p < 0,02$).

	NH4+ -					PO4--- P	Felhasznált fajok aránya
	TP	TN	N	NO2- N	NO3- N		
	n=145					n=86	
Fajszám	-0.27	-0.36	-0.36	-0.11	-0.27	-0.25	
Shannon diverzitás	-0.11	-0.21	-0.27	-0.04	-0.18	-0.11	
Egyenletesség	0.03	-0.03	-0.13	0.01	-0.05	0.02	
TDIL	-0.30	-0.37	-0.44	-0.19	-0.21	-0.22	60-80%
SCIL	-0.28	-0.36	-0.45	-0.06	-0.22	-0.24	60-80%
SLA	0.26	0.36	0.40	0.19	0.22	0.21	
DESCY	-0.09	-0.17	-0.35	-0.25	-0.21	-0.01	
LMA	-0.35	-0.34	-0.41	-0.10	-0.24	-0.31	
SHE	-0.31	-0.25	-0.33	-0.17	-0.14	-0.26	
WAT	-0.18	-0.17	-0.21	-0.07	-0.12	-0.11	
TDI	0.26	0.27	0.18	0.13	0.16	0.21	
%PT	0.20	0.14	0.17	0.06	0.10	0.16	
GENRE	-0.28	-0.26	-0.27	-0.11	-0.20	-0.22	
CEE	-0.35	-0.39	-0.43	-0.16	-0.29	-0.28	
IPS	-0.32	-0.33	-0.35	-0.16	-0.23	-0.25	>80%
IBD	-0.32	-0.34	-0.40	-0.19	-0.23	-0.27	>80%
IDAP	-0.30	-0.31	-0.41	-0.10	-0.25	-0.27	
EPI-D	0.37	0.36	0.39	0.15	0.25	0.31	>80%
DI_CH	0.21	0.21	0.34	0.25	0.19	0.15	
IDP	0.29	0.34	0.43	0.10	0.19	0.22	
LOBO	-0.35	-0.26	-0.14	0.08	-0.15	-0.42	
SID	0.37	0.37	0.35	0.15	0.27	0.33	
TID	0.32	0.35	0.25	0.12	0.22	0.30	
MIL	-0.36	-0.38	-0.44	-0.19	-0.25	-0.28	

Jól látható, hogy a kovaalga indexek szoros összefüggést mutatnak a tápanyag formákkal. A pirossal jelölt korrelációk rendkívül erősnek bizonyultak azaz a szignifikancia szint $p < 0.0002$ volt. De a fekete boldval kiemelt korrelációk is még szignifikánsnak bizonyultak $p < 0.02$. Mivel a korrelációk ennyire erősek voltak, olyan indexet, indexeket próbáltunk kiválasztani, mely a legszorosabb korrelációt mutatják a N és P formákkal (és lehetőleg minél több fajt használjanak fel az index kiszámolásához) így a leginkább alkalmasak a későbbi elemzésekre és az ökológiai állapot becslésére. Az újonnan fejlesztett multimetrikus index (MIL) jobb korrelációkat mutat az egyes tápanyagformákkal (14. táblázat), a MIL használatával jelen pillanatban biztosabb hazai tavaink ökológiai állapotának becslése.

A jó/közepes állapot határa a legfontosabb típusokra

A határ megállapításához két külön csoportot képeztünk. Az egyikben csak a jó ökológiai állapotú mintavételi helyek tartoztak a másikba csak a közepes ökológiai állapotúak. Az ökológiai állapot megállapítása a MIL index és annak típus specifikus határértékei alapján történt. A két csoportot alkotó adatok átlagát, átlagától való eltérését (15. táblázat) figyelembe véve állapítottuk meg az egyes tápanyag formákra vonatkozó határértékeket. Az TP és az NH_4^+ esetén a jó és közepes állapot átlagértékei jelentősen elkülönülnek egymástól így a jó állapot átlagához hozzáadtuk az átlagtól való eltérését (SD) és ezt az értéket választottuk a jó és közepes állapot határának. Az TN és NO_3^- a esetén ahol a SD jelentős, az átlagok közepes távolságának meghatározásával. A NO_2^- koncentrációk esetén a jó és közepes állapotú helyek igen hasonlóan bizonyultak, e paraméter esetében nem lehetett elkülöníteni az osztályhatárt. Mivel állóvíz típusonként nem áll rendelkezésre még elegendő adat a határértékek kiszámolására így kompozitként kezeltük azon mintavételi helyeket, ahol az előző fejezetben leírtak alapján az adott tápanyag forma relevánsnak bizonyult. Az így kiszámolt határértékeket a 16. táblázat tartalmazza. A határértékek megállapításánál nagyon nagy a bizonytalanság az adathiányok (megfelelő statisztikai analízis nem alkalmazható) és a kémiai paraméterek bizonytalansága miatt, minősége és megbízhatósága alacsony (low) kategóriába sorolható.

15. táblázat: A MIL index alapján jó vagy közepes állapotúnak bizonyult mintavételi helyek tápanyagformáinak átlaga és az átlagtól való eltérése (SD).

		jó	közepes
TP	átlag	94.5	490.9
($\mu\text{g l}^{-1}$)	SD	56.5	484.0
TN	átlag	1.0	1.7
(mg l^{-1})	SD	0.5	1.3
NH ₄ ⁺	átlag	0.04	0.15
(mg l^{-1})	SD	0.03	0.16
NO ₂ ⁻	átlag	0.10	0.11
(mg l^{-1})	SD	0.13	0.15
NO ₃ ⁻	átlag	0.24	0.54
(mg l^{-1})	SD	0.20	0.37

16. táblázat: A javasolt jó és közepes osztályhatárok az egyes tápanyagformákra a biológiai validálás után

Tó típusa	TP ($\mu\text{g l}^{-1}$)	TN (mg l^{-1})	NH ₄ ⁺ -N (mg l^{-1})	NO ₂ ⁻ -N (mg l^{-1})	NO ₃ ⁻ -N (mg l^{-1})
1			Nem releváns		
2	151	1,4	0,07	-	0,4
4			Nem releváns		
5			Nem releváns		
6	151	1,4	0,07	-	0,4
7	151	1,4	0,07	-	0,4
8	151	1,4	0,07	-	0,4
12			Kevés adat		
13	Nem releváns	1,4	0,07	-	0,4
14	Nem releváns	1,4	0,07	-	0,4
16	151	1,4	0,07	-	0,4
m	151	1,4	0,07	-	0,4

II. 5. Referencia állapothoz közeli víztestek és a referencia állapotra vonatkozó koncentrációk

Leválogottuk azokat a mintvételi helyeket, melyeknek a három index valamelyike szerint (legalább az egyik index alapján= REF1; n=21) kiváló az ökológiai állapota. Aztán egy erősebb szűrést alkalmaztunk, ahol legalább két index is ezt támasztja alá (REF2; n=6). Ezenkívül a Fertő és Velencei-tó esetében figyelembe vettük a SCIL indexet, mely alapján ezek a mintvételi helyek nem érték el a kiváló állapotot. A referencia helyek meghatározása azonban még így sem volt egyértelmű figyelembe véve a tájhasználatot és a hidromorfológiai módosításokat. Továbbá a kiváló helyek tápanyagtartalmát vizsgálva nem különülnek el a jó állapotú helyekétől. Így két víztest maradt, mint potenciális referencia hely: Balaton Siófoki-medence, Lipóti morotva tavak. Összességében azonban elmondható, hogy a referencia állapot és a referencia állapotnak megfelelő koncentrációk a jelenlegi adatbázis és tudás alapján nem állapíthatók meg.

II. 6. A Velencei-tóról készült tanulmány

A Velencei-tó tipológiai besorolása

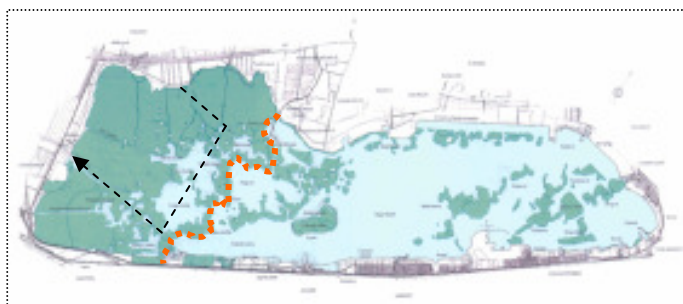
A 2007-ig elkészült hazai víztest kijelölés, ami minden tavat egy víztestnek tekintett. A korábbi elemzésekkel egyértelműen bizonyítottá vált, hogy a Velencei-tó „egy tó egy víztest” elvre épülő tipológiai besorolása nem fogadható el, egyedi jellegéből eredően, legalább két víztestre osztható. Ezért az új tótipológiai besoroláshoz határvonalat húztunk a Velencei-tó nádas, lápi területe és a nyílt vizes területe között. A két víztestet elválasztó, határvonal az átmeneti, barna vizeket szeli ketté. A Velencei-tó térképére rátekintve is, látszik, hogy legalább 2-3-4 hidromorfológiailag eltérő víztájból áll.

6

1. nyugati nádas-úszólápos terület,
2. átmeneti víztájak

9

3. nyílt vizes térség a Velence-szigetig
4. Fürdető, ami ma is a legeutróbb terület.



Az elválasztás ténye további kérdéseket vet fel a monitorozás gyakorlatával kapcsolatban. A határ olyan területeket is érint, ahol a vízminőséget pontosan nem ismerjük. Ezt pótolva, a tó korábban vizsgált területeihez hasonlóan, elemzéseket, célvizsgálatokat a jövőben el kell végezni!

A tavak tipológiai besorolása 2008 elején átdolgozásra került. A *Velencei-tó* a besorolás új szempontjai (a tavak felületének kiterjedése, átlagmélysége, tengerszint feletti magassága, hidrogeokémiai jellege, nyílt vízfelületének aránya és vízborítása) szerint *két víztestből áll*. Ezek:

1. ***Velencei-tó nádas-lápi terület*** – 6-os típus kód alapján szikes / kis területű / sekély / benőtt vízfelületű / állandó vízborítottságú
2. ***Velencei-tó nyílt vizes terület*** – 9-es típus kód alapján szikes / közepes területű / sekély / nyílt vízfelületű / állandó vízborítottságú

A tó vizének és a mederüledékének minősége szerint is két nagy területre osztható. Ezek a lápi jelleget őrző Madárrezervátum Természetvédelmi Területének (most tip/6) és a kotort, üdülőtó területének (most tip 9) vizei. (Az osztályozás alapjául a víz esetében az MSZ 12749 komponensköreinek éves átlagértékei, az üledék esetében pedig a tápanyag- és szervesanyag tartalom szolgált.)

Felföldy 1972-ből ismert osztályozását tekintve, ma négy terület az, ami emlékeztet tó rekreáció előtti öt kémiai és biológiai szempontból eltérő víztáj típusra:

1. a rekreációból kimaradt sötétbarna vizek (pl. Császár-öböl, Német-tisztás);
2. az átmeneti táj (Lángi-tisztás, Vendel-tisztás, Mély-víz);
3. a kotort területre eső, nagy nyílt vizek (üdülőtó) szürke vizei (Hosszú-tisztás, Nagy-tisztás, Kajak pálya);
4. kotort területre eső, nagy nyílt vizek (üdülőtó) zöld vizei (Fürdető).

Kapcsolódási pont az elérendő ökológiai célállapot és potenciál meghatározásához szükséges referencia-állapotot leírásához.

A Velencei-tó vízgyűjtője

A vízgyűjtő heterogén, domborzatilag egyaránt megtalálható a hegységi, a dombsági és a síksági jelleg. Felszínének legnagyobb része szántó (52%), jelentős részben erdő (26%) rét és legelő (10%), kisebb részben található szőlő és gyümölcsös, valamint nádas, mocsaras terület és parlag-föld. Hatékony lefolyás általában tavasszal, hóolvadáskor és tartós nagy csapadék esetén tapasztalható. A Velencei-tó vízgyűjtője az alábbi három részvízgyűjtőre tagozódik:

1. Császár-víz vízgyűjtője (383 km²)
2. Vereb-Pázmándi-víz vízgyűjtője (105 km²)
3. Közvetlen vízgyűjtőjének kis vízfolyásai (114,4 km²)

A Vértes-hegységre eső részvízgyűjtő karsztos, a csapadék jelentős része a talajba, a kőzetek közé beszivárog, a lefolyás a Velencei-tó felé ezért minimális. A legnagyobb mértékű, állandó vízutánpótlást a tározók (Zámolyi és Pátkai tározó) közbeiktatásával a Császár-víz vízgyűjtője adja. A többi vízfolyás vízhozama időszakos és csapadékfüggő. Közülük legjelentősebb a Kápolnásnyéknél található Vereb-Pázmándi vízfolyás.

A Velencei-tó nádas-lápi területe

Típus kód: 6.

Területe: 9,4 km²

Vízgyűjtője: 383 km²

A Velencei-tó vízminőségét, ökológiai állapotát a vízgyűjtő vize (mennyiségtől és minőségtől függően) alakítja (RESKÓNÉ et al. 2001). A legtöbb víz a Császár-víz vízgyűjtőjéről a ***Velencei-tó nádas-lápi területén át***, kerül a tó nyílt vizes területeire. A Császár-víz minősége rossz, mivel a tározókban eutróffá vált, tápanyaggal, növényi biomasszával terhelt vizét szállítja, ami a tó kb. 1/3-ad részét kitevő nyugati medence nádas, úszólápos, csatornákkal szabdaltságra érkezik. Mivel a Császár-víz medre mélyen bejut a nádas-lápi területre, vize erős terhelést jelent a közelében lévő vizek minőségére (ld. Császár-öböl). Továbbhaladva elkeveredik, a lebegőanyagoktól megszabadul, tápanyagait a szűrőmező felhasználja, végül

Velencei-tó vízzé válik. Magas vízállás mellett (szabályozási szint: 130-170cm az Agárdi vízmércénél) a nádas szűrőmező jól működik, ilyenkor a vízgyűjtőről növényi tápanyagoktól mentes, jó minőségű víz jut a nyílt vizes területekre. Ezért mondta Felföldy, hogy a Velencei-tó vize a lápban keletkezik.

A tavi ökológiai állapot megőrzésének kulcsa a nádas-lápi terület állapotának megóvásában, .természeti értékeinek megőrzésében van.

Az összefüggő nádasok között huminanyagoktól sötét, természetes állapotukban fenékgig átlátszó (1-1,5 m mély) vizek találhatók, amelyek minősége egymástól kismértékben eltér, de a nyílt vízhez képest a pH értéke, oldott oxigén és oldott só tartalma mindig is alacsonyabb.

A nádas-lápi terület vizeinek laboratóriumi mérésekkel való ellenőrzése 2005-ig a Császárárból, Német- és a Lángi-tisztáson történt rendszeresen, más víztereken helyszíni mérések eredményei állnak rendelkezésre.

A helyszíni mérések adatainak statisztikai elemzése alapján a nádas-lápi területen 3 vízminőségben eltérő térség/víztáj található:

1. *Császárárból, Kúti-csapás közepe, Kúti-csapás eleje, Német-tisztás*
2. *Német-árbó, Fekete-víz, Felsőéri-tisztás, Dinnyés-Kajtor csatorna, Alsóéri-tisztás*
3. *Lángi- tisztás, Vendel-tisztás, Nagy-tó*

A víztájak jellemzése:

1. Császárárból, Kúti-csapás, Német-tisztás

A területek közötti hasonlatosságot a víz áramlása szabja meg.

A **Császárárból** képviseli a nádas-lápi területnek azt a részét, ahova a Császár-vízen keresztül a vízgyűjtő vize érkezik. Itt a vízáramlás már nagymértékben lelassul. Az üledék laza szerkezetű, sok növényi maradványt tartalmaz. A szerves anyag bomlása következtében erős kénhidrogén- és mocsár szag veszi körül. A tó leginkább eutróf területe. Az algák szaporodása az üledékfelszínen feltűnően nagy mértékű lehet. Alacsonyabb vízállásnál az úszólápok mozgása miatt nehezen közelíthető meg.

A **Német-tisztás** térségét ugyancsak a mély, laza, magas víztartalmú (kb. 90%), sok bomló szerves anyagot tartalmazó, kénhidrogén szagú, döntően anaerob üledék jellemzi, de itt az

üledék minősége a benne élő, vagy a felszínét borító algák és más mikroszkópikus méretű élőlények tömegétől sajátos. A tó e része egy igen érzékeny, szulfurétum jellegű lápi terület. Háborítatlan állapotának, unikális természeti értékeinek megőrzése az ott élő vízi szervezetek védelme és a Velencei-tó vízminőségének megóvása miatt is fontos. A szulfurétumok élőlényei (baktérium-alga-vízigerinctelenek) a víz-üledék határon biztosítják a jellegzetesen kénforgalomra épülő ökoszisztéma működését, ahol az üledékfelszín benövő algagyep vagy algabőr határt képez az anaerob üledék és a víztér között, emellett fotoszintetikus aktivitásából eredően oxigénnel látja el környezetét (RESKÓNÉ & BORSODI 2003). Az így kialakult mikrohabitat igen gazdag élőlényközösséggel bír. Ez teszi mássá, sajátossá a nádas-lápi területet, sőt ez áll a megmaradt mozaikossága háttérében is.

Nagyobb mértékű vízáramlás esetén, ami lehet természetes, de ember okozta hatás is, a bevonat könnyen megsérül és felszakadozva a víz színére úszik. Hatására a természetes módon kialakult habitat megváltozik, a víz minősége igen rövid időn belül átalakul. Az algabőr felszakadásával az üledékfelszín alól tetemes mennyiségű kénhidrogén szabadul fel és a víz oldott oxigénjével oxidálódva elemi kénkiválás jön létre.



A víz oldott oxigénje elfogy, anoxikussá, redukttá válik. A tetemes mennyiségű elemi kén a vizet sárgává, zavarossá teszi, az oxigénhiány drasztikus változásokat okoz. A magasabb rendű élőlények képességeik és lehetőségeik szerint vagy elmenekülnek, vagy elpusztulnak.

Az I. térség vizei közül (Császár-öböl, Kúti csapás közepe, Kúti csapás eleje, Német-tisztás) anaerobia és redukttó állapot leginkább a Kúti-csapás környékét jellemezi. A 8 feletti pH értékek a víz szikesedő jellegére hívják fel a figyelmet, ami ezen a területen a botanikai értékeket veszélyezteti.

A víz minősége a Német-tisztás 10 éves átlagával jellemezve 1996-2005 között, összehasonlítva a tőle nyugati irányban található Kúti-csapás vizével:

Német-tisztás	pH	fajl.vez.kép.	oxigén	red.ox.pot.	secchi	Megjegyzés
		µS/cm	mg/l	mV	dm	
Medián	8,17	2214	3,66	83	9*	
Átlag	8,22	2236	4,16	76	9*	Időszakos
Szórás	0,54	673	3,22	142	3	kénkiválás
Relatív szórás	0,07	0,3	0,77	2	0	*: fenéig átlátszó
Maximum	9,61	4207	12,35	373	15**	** : magas vízállás
Minimum	7,09	1040	0,01	-363	3	
Kúti csapás közepe						
Medián	7,82	1715,33	0,97	11,00	7,00	
Átlag	7,99	1951,56	2,39	-6,85	7,42	
Szórás	0,56	707,51	2,94	166,82	2,93	
Relatív szórás	0,07	0,36	1,23	-24,34	0,39	
Maximum	9,58	4068,00	16,53	400,00	15,00	
Minimum	6,74	1042,00	0,00	-468,00	1,50	

A térségre jellemző kiváló-jó vízminőség javasolt határértékei

(a medián/átlag/relatív szórás, szakértői becslés figyelembe vételével)

Referencie hely: Német-tisztás					
	pH	fajl.vez.kép.	oxigén	red.ox.pot.	secchi
		µS/cm	mg/l	mV	dm
Kiváló	6,5-8,0	1000-2500	3,0-4,0	70-80	9-10
Jó	8,0-8,5	2500-2800	2,5-3,0 3,5-4,0	50-70	8-9

A víz fizikai jellemzői: aranybarna szín, fenéig átlátszó, planktonban szegény, bakteriális aktivitás kicsi, kénhidrogén szag minimális, kénkiválás nincs.

2. Német-öböl, Fekete-víz, Felsőéri-tisztás, Dinnyés-Kajtor csatorna, Alsóéri-tisztás

A **Német-öböl** a Német-tisztástól keleti, ill. déli irányba eső, sötét vizes, közepesen oxigénhiányos terület", egyben a sötét vizes" vízterek határvonala. A vízgyűjtő vize ide közvetlenül már nem jut el. Dél-keleti irányban haladva az oldott sók mennyisége egyre inkább közelít a nyílt vizekéhez. A fajlagos vezetőképesség értékei magasabbak voltak, mint az I. térségben. Az oldott oxigén tartalom értékei szerint a víz kora tavaszi oxigénellátottsága szinte kivétel nélkül jó. Planktonikus eutrofizálódás előfordul.

Mérőhely erről a területről nincs.

3. Lángi- tisztás, Vendel-tisztás, Nagy-tó

A nádas-lápi és a kotort terület közötti átmeneti táj mintavételi helye a **Lángi-tisztás**. Stabil vízminősége egyaránt hordozza a lápi és a nyílt vizek sajátosságait is. Bentikus és planktonikus élőlényegyüttese gazdag. Üledékét ugyancsak a növényi eredetű, bomló szerves anyagok túlsúlya jellemzi. A víz minősége, ezáltal az üledéke is közelít a nyílt vízi térségekéhez, átlátszósága 6 dm körüli, a víz minősége a stabil, az élőlényközösség diverz, összetételében mind a lápi, mind a nyílt vizek sajátosságai fellelhetők. A fizikai-kémiai jellemzők változékonysága kicsi. Planktonikus eutrofizálódás hosszan tartó kis vízállás idején megfigyelhető.

A víz minősége a Lángi-tisztás 10 éves átlagával jellemezve 1996-2005 között:

	pH	fajl.vez.kép.	oxigén	red.ox.pot.	secchi	
Lángi-tisztás		µS/cm	mg/l	mV	dm	Megjegyzés
Medián	8,72	2846	8,34	83	6	
Átlag	8,78	2888	8,51	84	6	
Szórás	0,39	465	2,11	100	3	
Relatív szórás	0,04	0	0,25	1	0	
Maximum	9,71	4165	20,73	405	20	Kénkiválás ritkán
Minimum	7,50	1206	2,26	-146	3	fordul elő

Mederrendezés előtt ezek is sötétbarna, tiszta vizek voltak. A kotrással a Lángi-tisztás, Nagy-tó, Rigya, Mély-víz térsége agyagtól sárgás, átlátszatlan területekké változtak. Az eutrófikus barna vizek helyét zavaros, egyik típusba sem sorolható vízminőség foglalta el.

Az **algabőr** mellett az aljzaton élő bevonat másik formája az **algagyep** (*Vaucheria dichotoma*), ami a rekreáció előtt elterjedt volt. Pusztulását a víz átlátszóságának csökkenése okozta. Nagy fényigénye miatt a nyílt vizes területeken csak ritkán fordul elő (pl. 1999). A *Vaucheria* a planktonikus eutrofizálódást fékező biológiai szerepe mellett mechanikailag is megakadályozta a víz felkeveredését, és a nagytermetű, felszínre bukkanó hinarasok kialakulását. A harmadik formája a **sztromatolit jellegű, kocsonyás cianobaktériumok** (*Aphanothece* fajok) tömeges megjelenése. A Velencei-tóban, főleg a barna vizű nádas tisztások széltől óvott vizének fenekén, élő, szabad szemmel látható telepeket alkotó kocsonyás, alaktanilag jól elkülöníthető két cianobaktérium faj él az *Aphanothece stagnina* (Spreng) és az *Aphanothece bullosa*. Az *Aphanothece stagnina* (Spreng) élénkzöld borsónyi telepeit korábban három helyen írták le a tóban, közülük a Német-tisztás és a Császár-öböl üledékében 1997-1998-tól ma is fellelhető. A tó egyes tisztásain (Gallér, Mély-víz, Tizedes-tanya) ma is megtalálható, a mederfelszínét valósággal kibéleli azt. Nagyobb mennyiségben a VITUKI munkatársai észlelték először 1972-ben. Fejlődését a víz átlátszósága nem befolyásolja, a Kajakpálya üledékében is gyakori.

Korábbi adat a VITUKI méréseiből ismert.

Évek	Fajlagos vezetőképesség átlaga ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			
	1973	1974	1975	1976
Átlag	2024	2112	1920	1781

A térségre jellemző kiváló-jó vízminőség javasolt határértékei

Referencie hely: Német-tisztás					
	pH	fajl.vez.kép.	oxigén	red.ox.pot.	secchi
		$\mu\text{S}/\text{cm}$	mg/l	mV	dm
Kiváló	7,5-8,8	1500-2800-	6,0-8,5	–	7-10
			5,5-6,0		
Jó	8,8-9,3	2800-3000	8,5-9,0	–	5-7

A víz fizikai jellemzői: sárgás-barna szín, átlátszóság 6 dm körüli, planktonban gazdag, fajokban diverz.

A tó nádas-lápi területe nagy része természetvédelmi terület (Madárrezervátum Természetvédelmi Terület)

Velencei-tó nyílt vizes területe

A Velencei-tó teljes felületének közel kétharmada a nagy nyílt vizekkel (tisztásokkal) rendelkező, kotort területekhez tartozó üdülőtó. A vízminőségi jellemzők értéke (pl. pH, oldott só tartalom, oldott ox.) keleti irányba haladva nő. A sótartalom növekedésének oka a térségben végrehajtott mélykotrásokra vezethető vissza, ami a tó legszikesebb mederüledékét bolygatta meg (vö.: VITUKI fajl. vez. k.) eredményeivel. A tó középső területe (szürke vizek) stabil vízminőséggel rendelkezik. A keleti medencébe folyó Vereb-Pázmándi vízfolyás jelentős terhelést jelent a Fürdetőre, így ez a Velencei-tó leginkább eutróf medencéje (zöld vizek).

Mintavételi helyek: Agárdi Hosszú-tisztás (Agárd móló), a Kajak pálya és a Fürdető. Vízük átlátszósága csak magasabb vízállás idején emelkedik 30-40 cm fölé, a fénynek a huminanyagok és a plankton alkotó szervezetek mellett, az üledékből származó kolloidális méretű agyagszemcsék is útját állják. 1997-1999 között, a víz jobb átlátszóságára visszavezethetően az üledék felszínén sokhelyütt algagyep alakult ki. A Kajak pálya erősen kikotort, 3-3,5 m-es vízmélysége miatt az üledék szervesanyagban gazdag, nádrizómákkal telt, nádas-lápi területnél leírt telepes cianobaktériumok előfordulása vegetációs időszakban

gyakori.

A víz minősége a Hosszú-tisztás (Agárd móló) és a Fürdető 10 éves átlagával jellemezve 1996-2005 között:

Hosszú-tisztás	pH	fajl.vez.kép.	oxigén	red.ox.pot.	secchi	Megjegyzés
		$\mu\text{S/cm}$	mg/l	mV	dm	
Medián	8,89	3111	8,41	120	4	
Átlag	8,91	3190	8,60	129	4	
Szórás	0,32	339	1,82	87	2	
Relatív szórás	0,04	0	0,21	1	0	
Maximum	9,84	4189	16,40	327	16	
Minimum	8,11	1911	4,61	-86	2	
Fürdető						
Medián	8,92	3172	8,63	152	4	
Átlag	8,93	3220	9,07	146	4	
Szórás	0,42	348	2,36	95	2	
Relatív szórás	0,05	0	0,26	1	0	
Maximum	9,92	4237	26,37	392	15	
Minimum	6,40	2010	3,32	-3	2	

Korábbi adat a VITUKI méréseiből ismert.

Évek	Fajlagos vezetőképesség átlaga ($\mu\text{S/cm}$)						
	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Átlag/ Agárd	2300	2270	2380	2075	1987	2134	2112
Átlag/Fürdető	2417	2271	2187	2214	2006	2094	2163

A térségre jellemző kiváló-jó vízminőség javasolt határértékei

Referencie hely: Német-tisztás					
	pH	fajl.vez.kép.	oxigén	red.ox.pot.	secchi
		$\mu\text{S/cm}$	mg/l	mV	dm
Kiváló	8-8,8	<3000	8-9 7-8	–	>5
Jó	8,8-9,5	3000-3500	9-10	–	3-5

A víz fizikai jellemzői: szürkés, zöldes szín, átlátszóság 5 dm körüli, planktonban gazdag, fajokban diverz.

Javaslat a Velencei-tó jó ökológiai állapotára (potenciáljára) vonatkozó főbb kémiai határértékekre

A víztestek ökológiai állapotának meghatározására országosan elfogadott módszer kidolgozása folyamatban van. Az fizikai, kémiai jellemzők helyszíni mérésekre alapozott határértékei, eddigi mérések, tapasztalatok alapján hozott tág javaslatok.

A **laboratóriumi mérésekre épülő** vízminőségi határértékek a már elkészült tervezetekben szereplő a kémiai értékelés szempontjaira épül. „Javaslat a tavak jó ökológiai állapotára (potenciáljára) vonatkozó kémiai határértékek” (László Ferenc) tervezetben szereplő „Síkvidéki állandó vízborítású kis tavak”, valamint „Síkvidéki tározók” kategóriájában megállapított határértékek.

Vízminőségi határértékek – síkvidéki állóvizek– Velencei-tó:

Komponens	Síkvidéki állandó vízborítottságú kis tavak	Síkvidéki tározók	<u>Nádas-lápi ter.</u> <u>6.</u>	<u>Nyílt vizes ter.</u> <u>9.</u>
Oxigén telítettség (%)	70 - 130	70 -130	–	–
BOI ₅ (mg/L)	6	6	3-3,5	3-3,5
KOI _{Cr} (mg/L)	22	22	75-80	75-80
KOI _{ps} (mg/L)	8	8	20-25	20-25
NH ₄ -N (mg/L)	0,1	0,1	–	–
NO ₂ -N (mg/L)	0,01	0,01	–	–
NO ₃ -N (mg/L)	1	1	1	1
Összes-N (mg/L)	2	2	2	2* (2,5 a jell.)
Összes-P (mg/L)	0,1	0,1	<0,1	<0,1

Jelentős eltérés csak az oxigénháztartás jellemzőiben van.

A Velencei-tó nádas-lápi területének vízminőségét, ökológiai állapotát befolyásoló tényezők

Természetes hatások

Klimatikus tényezők: hőmérséklet, csapadék, szél, áramlási viszonyok

A klimatikus hatások közül legszámotevőbb a **csapadék** mennyisége. Néhány jellemző adat: A térség éghajlata mérsékelten meleg és száraz. Az évi napos órák száma kb. 2000, ebből nyáron 800, télen 200 óra valószínűsíthető. Az évi csapadék átlaga 580-600 mm, a vegetációs időszakra eső 330-340 mm.

Mint szemiasztatikus-tó, a Velencei-tó ha nem is gyakran, de korabeli leírások szerint 100 évente kiszárad. Majdnem ezt éltük meg 1989-1994 között, amikor a tó vízszintje a meleg

nyarak és a csapadékhiány miatt erősen csökkent. A jelenség 2000-2004 között kísértetiesen ismétlődött (ld. kép). Ekkor vízpótlásra nem volt szükség.



1993.

A vízhiánnyal egyidőben kezdődő vízminőségromlás a tó egészén kedvezőtlen ökológiai változásokat indított el. A náddal borított nyugati területen megszűnt a nádasok vízborítottsága, mindenütt látszottak a sókiválás nyomai, a nádas állapota leromlott.



2004.

A vízszintcsökkenés nyomai.

A vízhiány hatására megfigyelhető betöményedés hatását 1991-1993 között a tó nem tudta egyensúlyban tartani, ökológiai állapota felborult, sérült.

2000-2003 között hasonló klimatikus hatások mellett, az ökológiai állapot stabil maradt.

A kettő közötti különbség a leengedett tározott víz bevezetésének körülményeiben kereshető.

Áramlási viszonyok, szél keltette vízmozgások:

A Velencei-tó esetében a Balatonéhoz hasonló tólengésről nem lehet beszélni, bár említésre méltó víztömeg-áthelyeződés nélkül, szél keltette víz- és hullámszerű mozgások megfigyelhetők.

A Velencei-tóban az ÉNy-ÉÉNy-i szelek okoznak számottevő vízmozgást. Az uralkodó szélirány merőleges a tó hossz tengelyére, így nagyléptékű hosszirányú áramlások nem alakulnak ki a tavon. Érdeemes megjegyezni, hogy az 1990-es évek végétől a déli irányból

feltámadó erős szélmozgás is megfigyelhető volt. A szél hatása a nagyobb víztereken érvényesül elsősorban, a zárt nádasokban a hirtelen keletkező vízszint kilendüléseken kívül az áramlási sebesség 1 cm/s alatti. Tartós szél esetében jelentős vízforgalom zajlik a nádason keresztül is. A nagy nyíltvízi területeken (Gárdonyi Nagy-tisztás) széllel tartó áramlások alakulnak ki, amelyek alsó visszaáramlás nélkül, teljes függélyben átmozgatják a vizet. A nádasok miatt sokhelyütt köröző áramlások alakulnak ki.

A tó délnyugati felében jelentősebb felkeveredést még az erősebb, mértékadó szelek is csak nagyon mérsékelten okoznak.

Antropogén hatások, tápanyagterhelés, lehetséges intézkedések

A tó körüli települések szennyvizét körcsatornába gyűjtik, az agárdi szennyvíztelepen tisztítják, majd a tisztított szennyvizet a Dinnyés-Kajtori csatornába vezetik. Így a tóba közvetlen szennyvíz bevezetés nincs. A terhelést a lefolyással érkező anyagok jelentik. A tó vízgyűjtőjén ipari tevékenység nincs, figyelemre méltó szennyezés nem éri a tavat.

A tározott víz nagy mennyiségű hozzáférhető szerves anyaga egyes vélemények szerint nem veszélyes a Velencei-tóra, mivel szubsztrátumot jelent a nádas baktérium flórájának deszulfurizáló, denitrifikáló és defoszforizáló munkájukhoz. Ez a vélekedés ma már nem állhatja meg a helyét! A Velencei-tó unikális, úszólápos, szulfurétum jellegű nádas területét víztisztítási célra fehasználni téves elgondolás, azon túl az EU VKI törekvéseinek is ellene szól azzal, hogy a Velencei-tó tipológiailag is önálló víztestként nyilván tartott nádas-lápi területét (6) nem a jó ökológiai állapot irányába mozdítja. A VGT egyik feladata éppen az, hogy a tározók rossz minőségű trofikus vizét még a tóba való bevezetés előtt vízminőség javító beavatkozásoknak vessék alá. Nagyon hasznos lenne erre egy nádas szűrőmező, ami a formált szerves anyag kiszűrését még a bevezetés előtt elvégezné.

A Velencei-tó vízpótlására épített tározók vizének leengedési módja (vízbevezetés módja, sebessége) is szorosan összefügg a tóban kialakuló változásokkal. Ez elsősorban a nádas, lápos területet érinti, de közvetve kihat az egész tóra. Ennek példáját láttuk 1990-1993 között, amikor a tó vízszintjének gyors ellensúlyozására a tározók teljes vízkészletét leengedték. Az alacsony vízszint mellett az úszólápos szűrőfunkciója alig működött. Hatására a tó ökológiai állapota romlott (ld. vízpótlás időszakának leírása).

A **tározott víz leengedési sebessége, bevezetésének iránya** meghatározó a nádas-lápi terület (főleg az I. térség) ökológiai állapotában. Az üledékfelszín borító algabőr részleges felszakadása a tó természetes folyamataihoz hozzá tartozik, a felszakadással lokálisan kialakuló anaerobia aránylag rövid időn belül elmúlik. A tározott víz gyors (500-1000 l/sec feletti) bevezetésével olyan áramlási viszonyok alakulnak ki, amik a sérülékeny, könnyen felszakadó algabőrt felszakítják. Az ilyenkor felszabaduló kénhidrogén oxidálódásával nagy területre kiterjedő anaerobia, kénkiválás olyan mértékű lehet, hogy azt a tó nádas-lápi területe egy vegetációs periódus során képtelen regenerálni: egy május-júniusi rosszul kormányzott vízeresztés hatására a tó e része egész évre anaerob lehet.

Vízgyűjtőről érkező terhelés csökkentésének lehetőségei

- A tározók vízminőségének javítása: VGT keretén belül lehetséges;
- a rossz minőségű tározott víz vízminőségjavító kezelése: VGT keretén belül lehetséges. történhet pl. a Császár-víz természetes medrére telepített nádas szűrőmezővel. Azonban semmi esetre sem lehet megoldás az, hogy a Császár-víz vizét megosztva északra tereljék és ott a korábbi próbálkozásokból maradt bevezető csatornákon a tóba vezessék. Az igaz, hogy a nádas-lápos terület szűrő, tápanyag eltávolító funkciója ezt elméletileg indokolhatná, de a tó ökológiai állapotának védelme szempontjából nem lenne szerencsés. Bár tudjuk, hogy a leghatékonyabb tápanyag eltávolítást az úszólápok végzik, az északi oldal azonban annyira sekély, hogy ott úszólápok nincsenek, vagy alig vannak. A víz ezért gyorsan elérne a tó mélyebb vizű területeire, ahol a Császár-öbölben megfigyelt jelenségeket okozna (trofitás növekedés, bakteriális aktivitás, feliszapolódás növekedése, szukcessziós folyamatok gyorsulása). A korábbi sókiválások oldásával a sókoncentrációt is növelné.
- vízbevezetésének körülményei: a Császár-víz eredeti medrén át a tározott víz bevezetési sebességét 300-500 l/sec között kellene tartani.

A Velencei-tó védettségéről

A Velencei-tó nádas-lápi területe természetvédelmi szempontból védett.

A PR oldalról álljon itt egy részlet az úszólápok védelméről az 1997. 05. KTM Hírlevél nyomán:

Leltár készült a tó védett ritkaságairól, a víz természetes szűrőjeként működő úszólápokról.

E szerint a felszínen szőnyegként lebegő, náddal, vízínövényekkel benőtt szigetek közül 390ha-t foglalnak el a ma is élő úszólápok, mintegy 100 ha-nyi területet tesznek ki azok, amelyek átmeneti állapotúak, 150 ha-t pedig amelyek úszóláp jellegüket már elvesztették.

A természeti ritkaságok pusztulásának oka nem az aszályos időszak, hanem az évtizedeken át helytelenül végzett nádaratás volt, amelynek során a nehéz kombájnok újra meg újra lenyomták a lebegő szigeteket, s azok idővel a mederhez tapadtak.

A vízminőség-védelem szempontjából kiemelt fontosságú úszólápok, valamint a tó természetes környezetének megóvása érdekében 1995 óta úgynevezett egységes nádaratást alkalmaznak a tónál. A módszer célja, hogy minél nagyobb felületről minél kíméletesebben, lehetőleg jágról takarítsák be a nádat...

A Víz Keretirányelv védett területként definiálja és tartja számon az alábbiakat:

- gazdasági szempontból fontos vízi állatfajok védelmére kijelölt területek,
- az üdülési (rekreációs) célra kijelölt területek,
- tápanyag-érzékeny területek,
- az élőhelyek és állatfajok védelmére kijelölt területek (pl. NATURA 2000),
- emberi fogyasztásra szánt víz kivételére a meghatározott módon kijelölt területek.

A felsoroltak közül az élőhelyek és állatfajok védelmére kijelölt és az üdülésre védett területekkel érdemes lenne foglalkozni a jövőben.

Melléklet a Velencei-tóról írt tanulmányhoz az MSZ 12749 szerinti mérések éves átlag értékei alapján

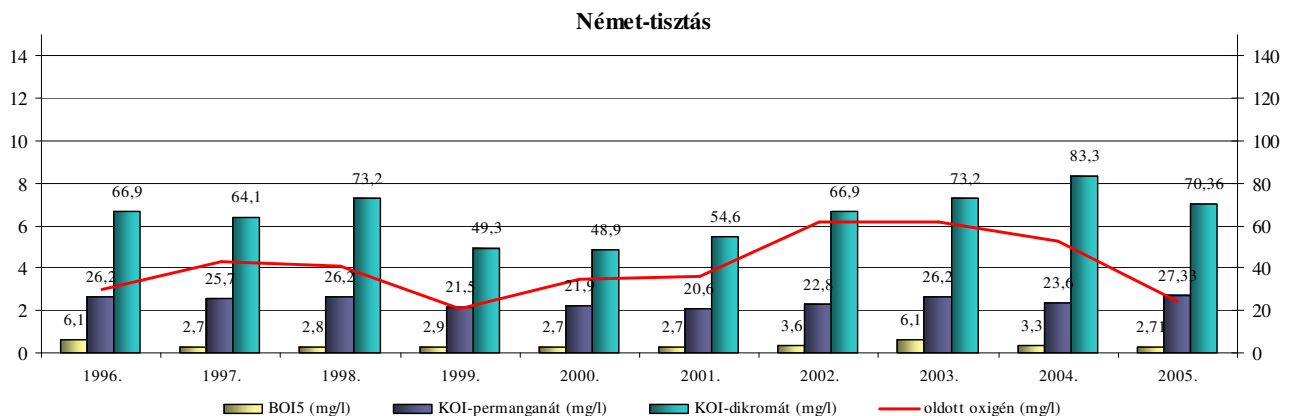
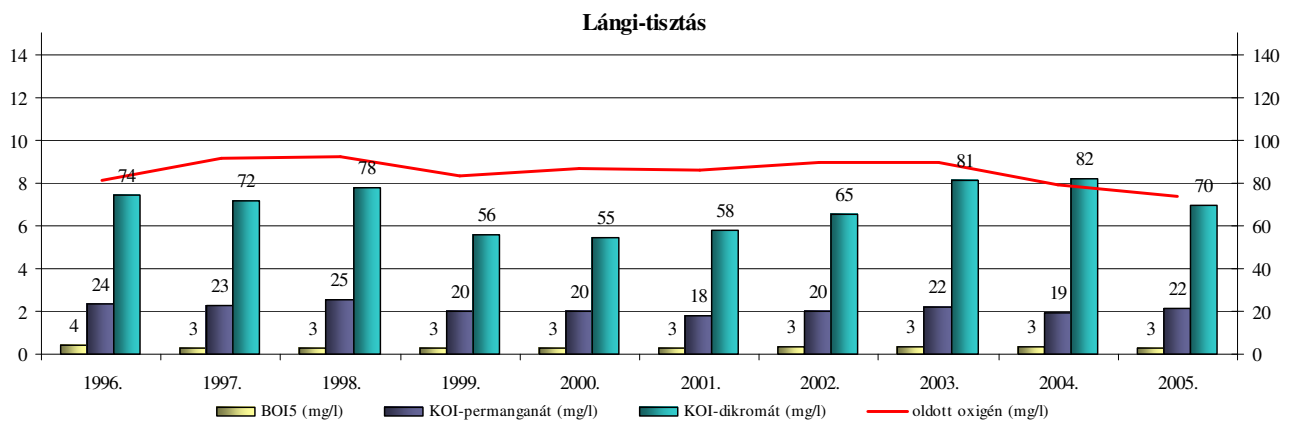
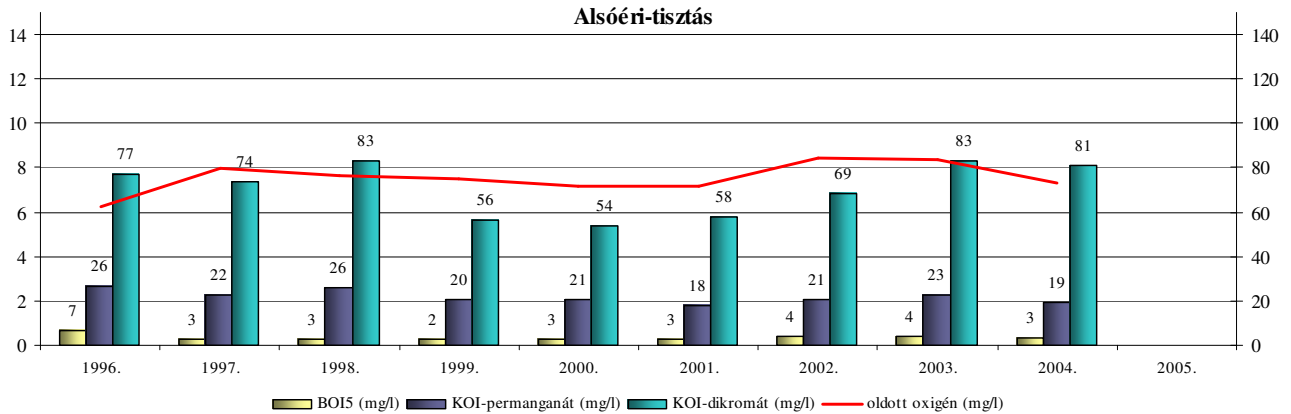
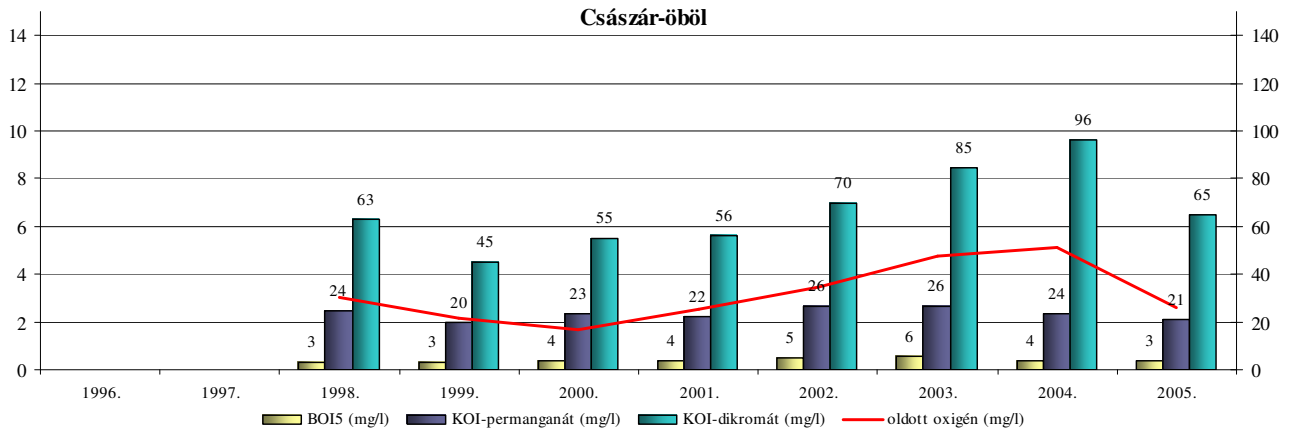
Ábrák:

A csoport vízminőségi jellemzőinek alakulása a Velencei-tó egyes víztájain 1996 és 2005 között

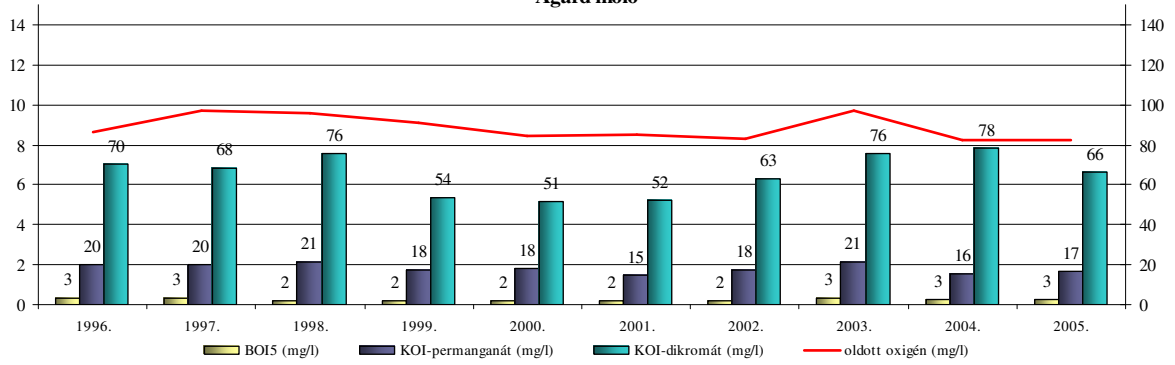
B csoport vízminőségi jellemzőinek alakulása a Velencei-tó egyes víztájain 1996 és 2005 között

E csoport vízminőségi jellemzőinek alakulása a Velencei-tó egyes víztájain 1996 és 2005 között

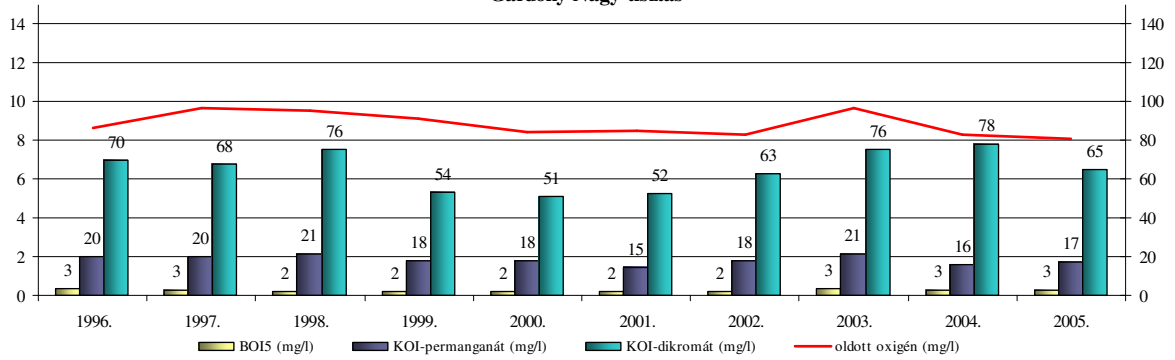
„A” csoport jellemzői



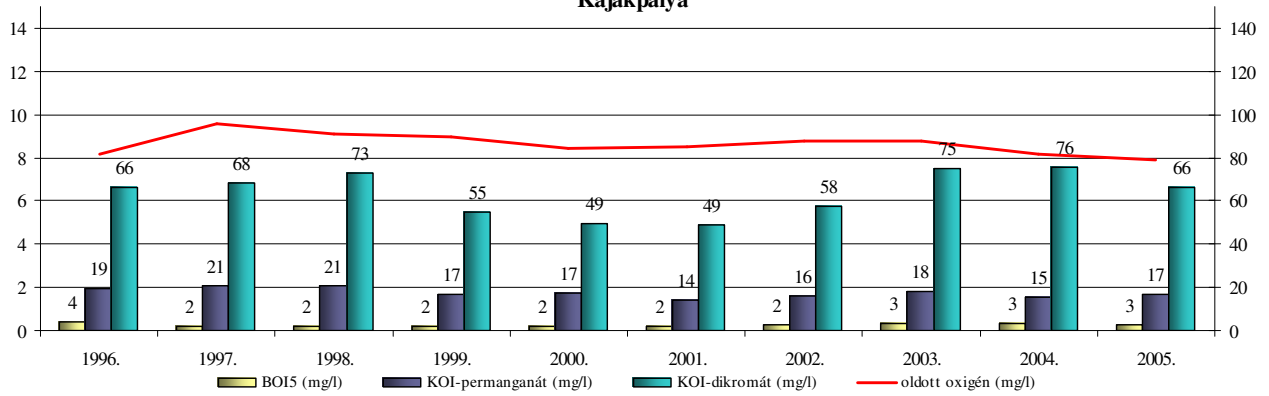
Agárd móló



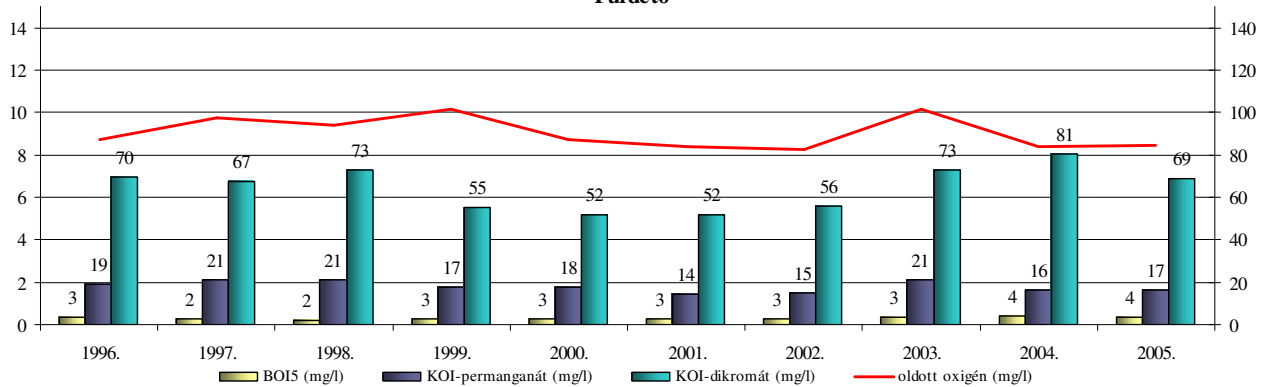
Gárdony Nagy-tisztás



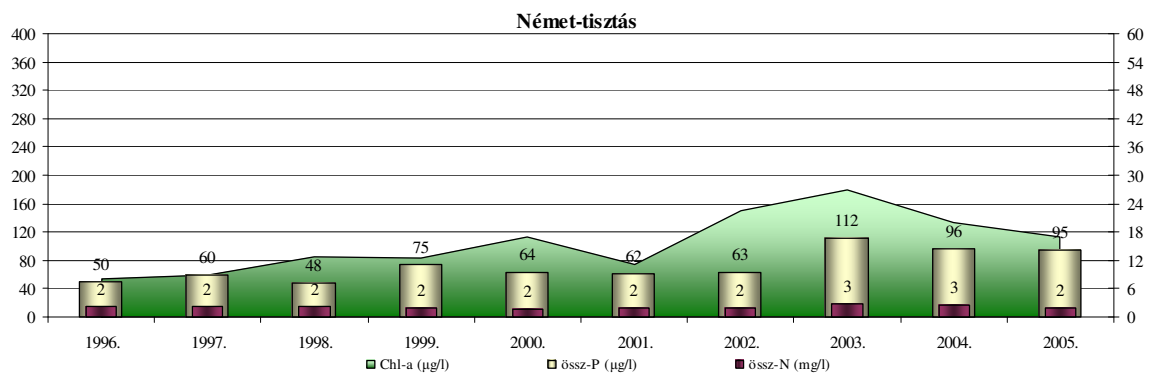
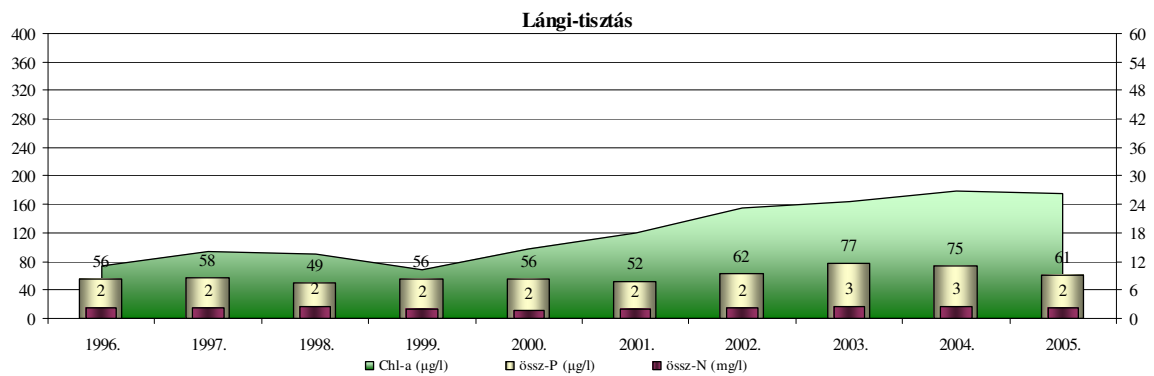
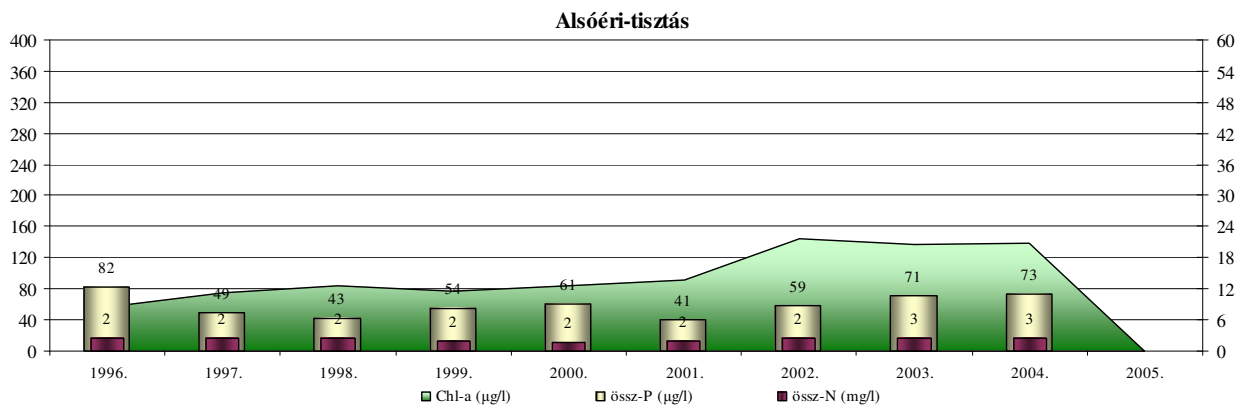
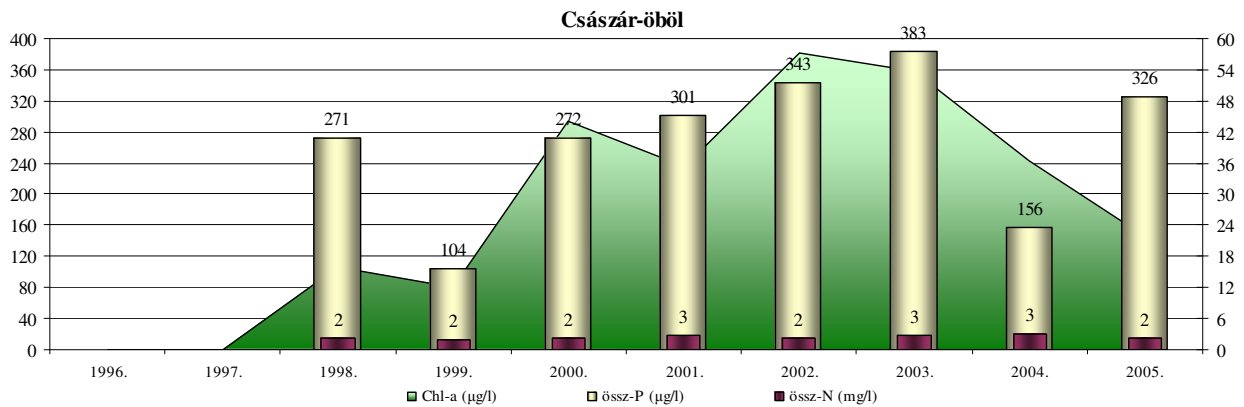
Kajakpálya

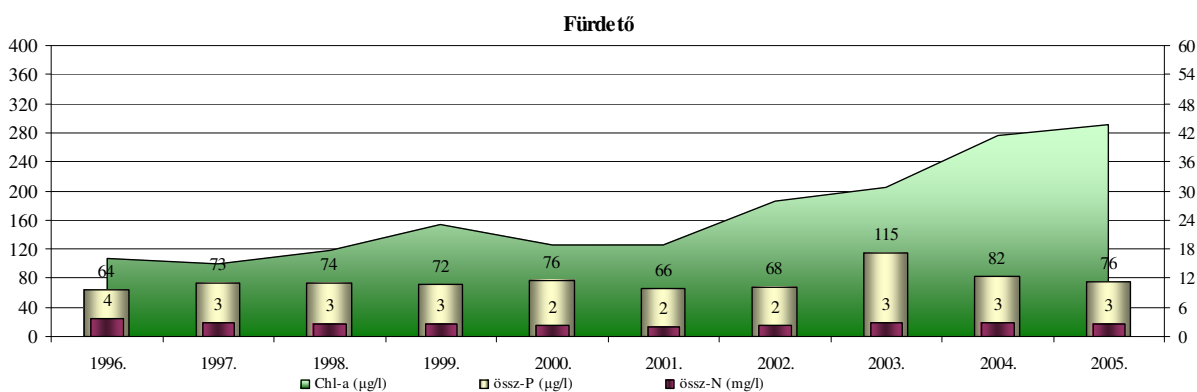
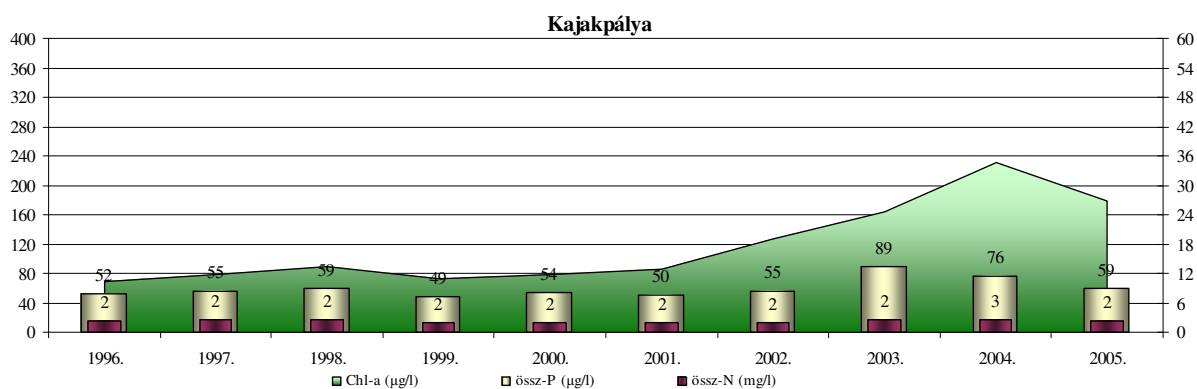
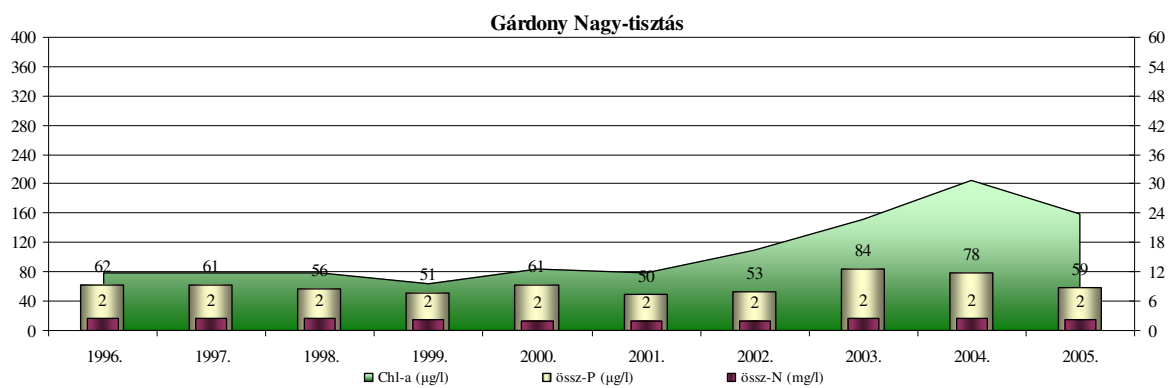
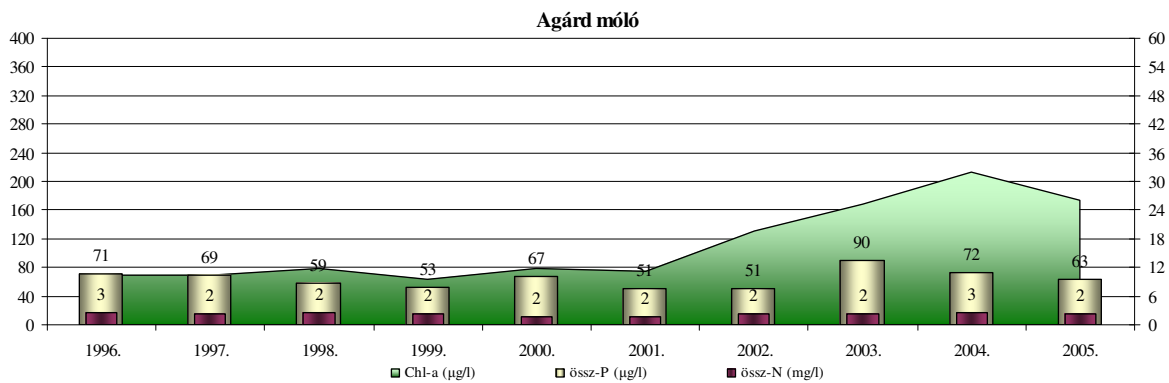


Fürdető



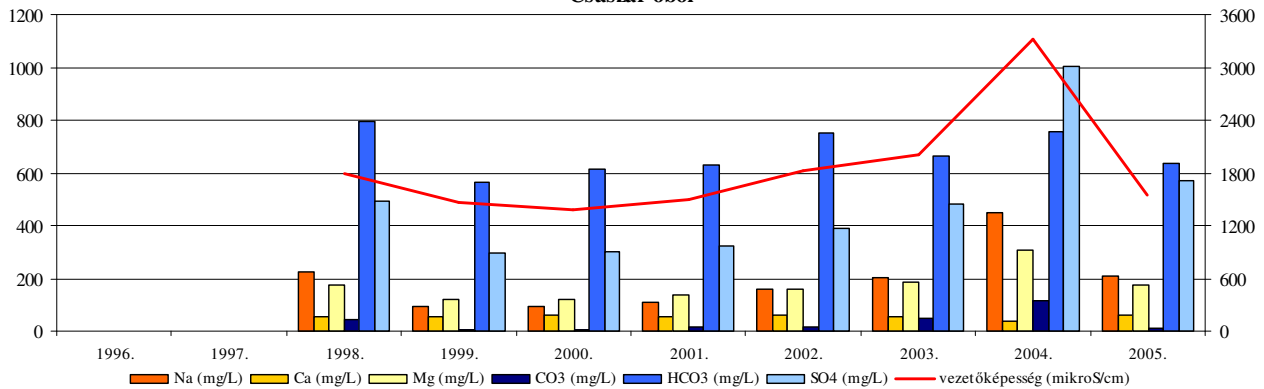
„B” csoport jellemzői



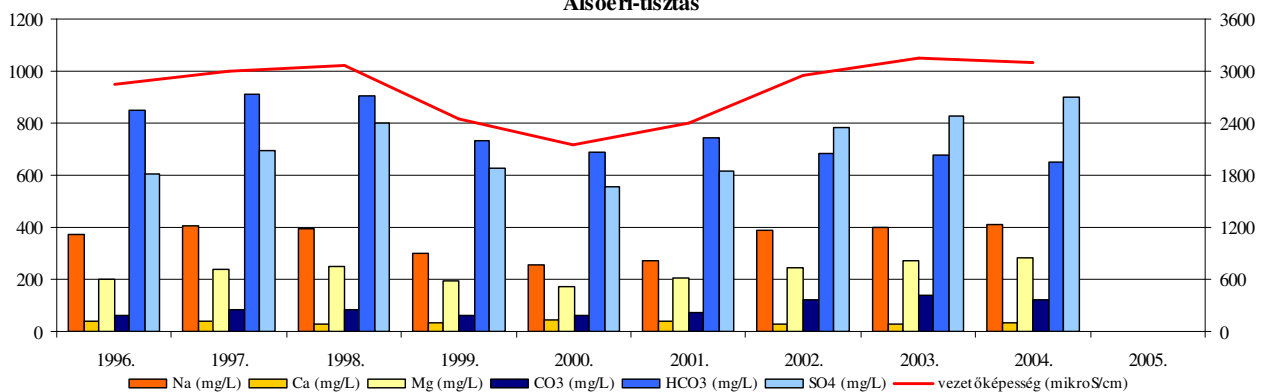


„E” csoport jellemzői

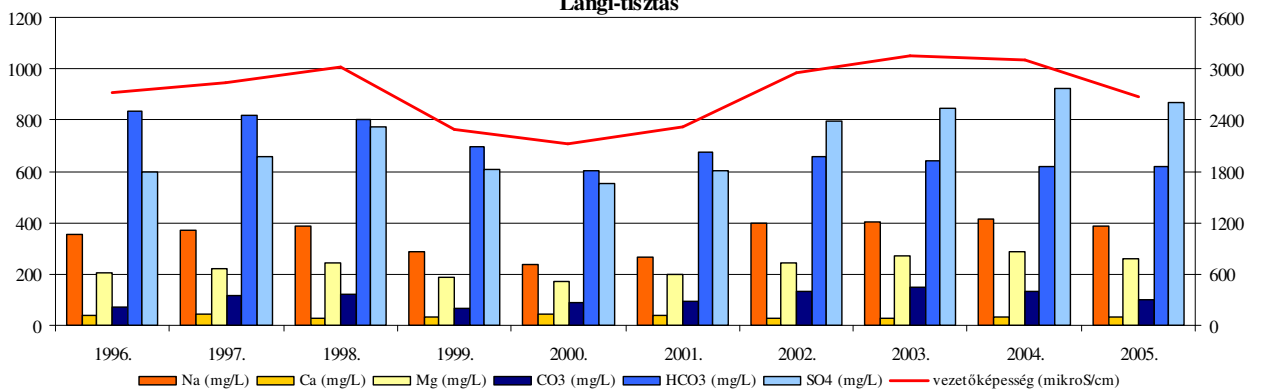
Császár-öböl



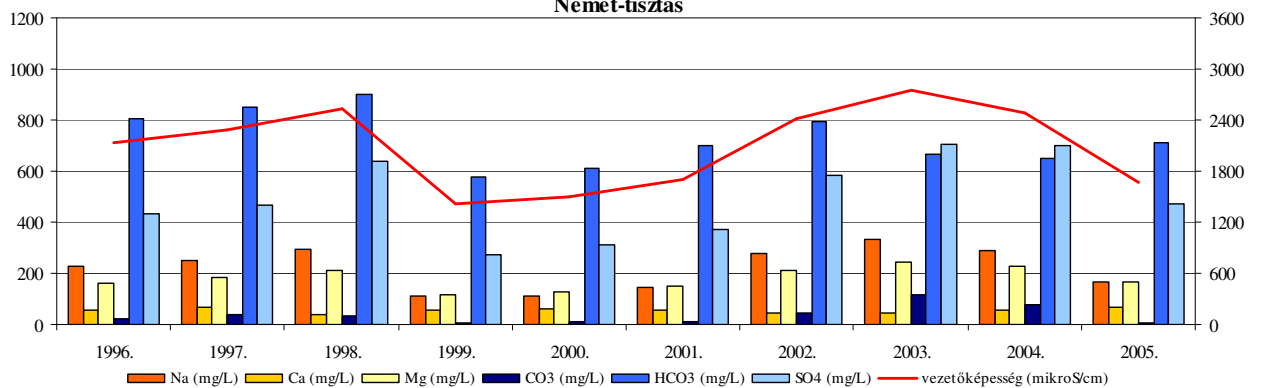
Alsóéri-tisztás



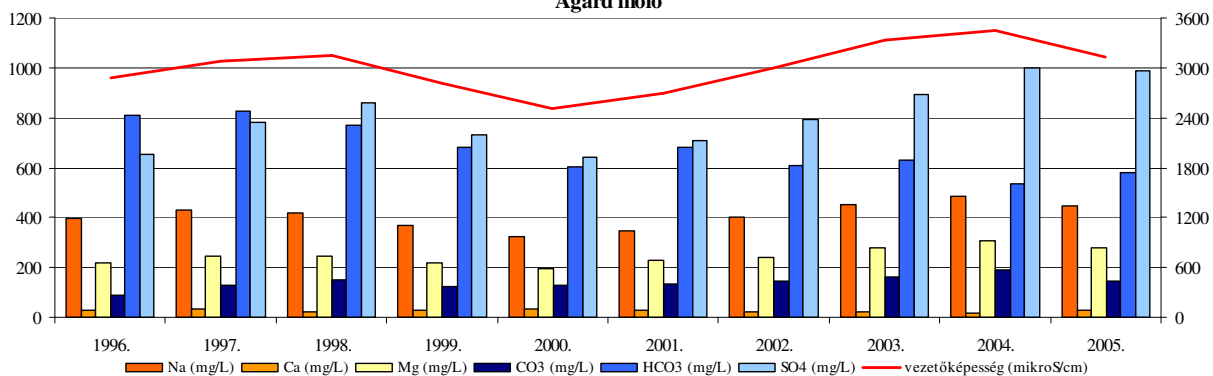
Lángi-tisztás



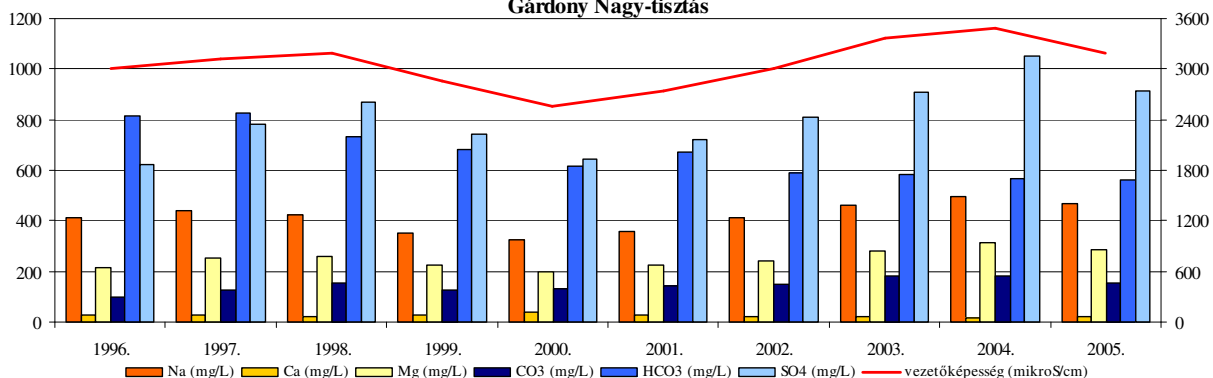
Német-tisztás



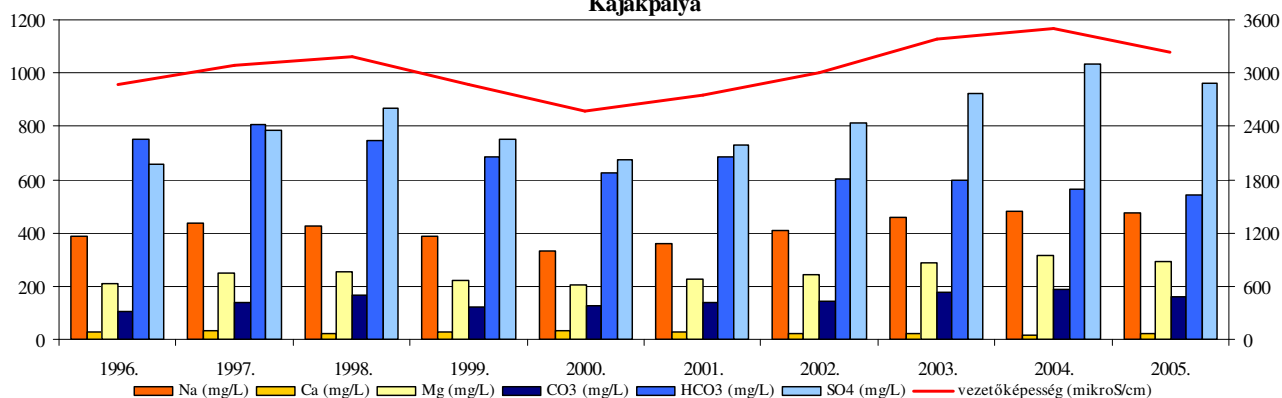
Agárd móló



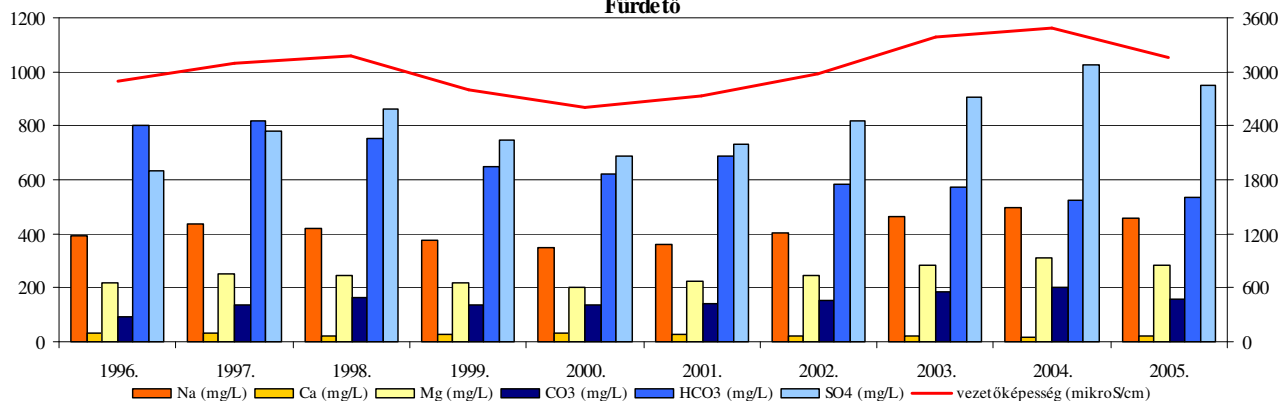
Gárdony Nagy-tisztás



Kajakpálya



Fürdető



II. 7. A Fertőről készült tanulmány

A Fertő-tó a besorolás új szempontjai (a tavak felületének kiterjedése, átlagmélysége, tengerszint feletti magassága, hidrogeokémiai jellege, nyílt vízfelületének aránya és vízborítása) szerint a 8-as típushoz tartozik, mint típusának egyetlen hazai képviselője.

Magyarországi rész: Szikes – közepes területű – sekély – benőtt vízfelületű – állandó vizű

Típus kód: 8

Bár egy országhatár miatt egy tavat ilyformában kettészelni nem lehet, a típus a hidromorfológiai állapotnak megfelel. A későbbiekben a VKI szerinti vízkészlet gazdálkodás, vízgyűjtő gazdálkodás mindenképpen szinkronban kell, álljon a tó országhatáron kívül eső részének kezelésével.

A Fertő-tó esetében az egyetlen hazai mérőpont (Fertőrákos) eredményei alapján különösen fontos a tórész növényi-tápanyagterhelésének (P) megoldása. A „*Javaslat a tavak jó ökológiai állapotára (potenciáljára) vonatkozó kémiai határértékek*” (László Ferenc) tervezethez viszonyítva a Fertő-tó Fertőrákos mérőpontról származó adatokat, az alábbi, megállapítás tehető:

Vízminőségi határértékek – síkvidéki állóvizek:

Komponens	Síkvidéki állandó vízborítottságú kis tavak	Síkvidéki tározók	Fertő-tó Fertőrákosnál Éves átlagok és medián alapján
Oxigén telítettség (%)	70 - 130	70 -130	87
BOI ₅ (mg/L)	6	6	3,8-4,3
KOI _{Cr} (mg/L)	22	22	55,7
KOI _{ps} (mg/L)	8	8	13,2-14,5
NH ₄ -N (mg/L)	0,1	0,1	0,52-0,61
NO ₂ -N (mg/L)	0,01	0,01	0,01
NO ₃ -N (mg/L)	1	1	0,23-0,28
Összes-N (mg/L)	2	2	1,9-2,1
Összes-P (mg/L)	0,1	0,1	0,14-0,21

Jelentős eltérés az oxigénháztartás és a tápanyagháztartás jellemzőiben van.

A Fertő-tó esetében az egyetlen hazai mérőpont (Fertőrákos) eredményei alapján különösen fontos a tórész növényi-tápanyagterhelésének (P) megoldása.

Annak eldöntésére, hogy a mérőpont referencia helynek megfelel-e, a rendelkezésre álló adatsor birtokában nehéz válaszolni. A kérdés eldöntéséhez a későbbiekben érdemes lenne a VIZIG munkáját a KTVF eredményeivel integrálni.

Védettség

A Fertőrákosi-öböl idegenforgalmi szempontból jelentős területe a tó magyarországi szakaszának.

A Fertő-táj nemzetközi elismertségét bizonyítja, hogy az 1970-es években magyar és osztrák része egyaránt tájvédelmi körzet lett. 1979-ben az UNESCO MAB programja keretében Bioszféra Rezervátummá nyilvánították, 1989-től pedig a Ramsari egyezmény nemzetközi jelentőségű vízi élőhelyei között is számon tartják.

II. 8. A víztestek ökológiai állapotának minősítése a biológiai adatok alapján a területi szakemberek (KÖFE, KÖVIZIG) bevonásával

A területi szakemberek bevonásával történt egyeztetés utáni változtatásokat a **S149_Biológiai minosites_osszes LW.xls** táblázat tartalmazza.

III. Irodalomjegyzék

- Ács, É., Reskoné N. M., Szabó, K., Taba, Gy. & Kiss, K.T. 2005. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velencei – Recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica* 47: 211-223.
- Ács, É. 2007. A Velencei-tó algáinak tér- és időbeli változása, kapcsolata a tó ökológiai állapotával. *Acta Biologica Debrecenica Supplementum Oecologica Hungarica* 17: 9-111.
- Ács, É., Borsodi, A. K., Kiss, É., Kiss, K. T., Kröpfl, K., Szabó, K. É., Vladár, P., Várbíró, G., Zárny, Gy. 2007. Comparative examinations of biofilms on different substrata in a shallow sodic lake: combining analytical chemistry, community level physiological profiling and microscopy. *Aquatic Ecology* 41: pp. 11.
- Andersen, J. H., Conley, D. J., Hedal, S. 2004. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the Water Framework Directive in practice. *Marine Pollution Bulletin* 49: 283-290.
- Anderson, N. J., B. Rippey & C. E. Gibson, 1993. A comparison of sedimentary and diatom-inferred phosphorous profiles: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. *Hydrobiologia* 253: 357-366.
- ANZECC 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Vol. 1. paper 4. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) Agricultural and Resources Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ) Canberra, ACT Australia.
- Barker, P.A., Pates, J. M., Payne, R. J. Healey, R.M. 2005. Changing nutrient levels in Grasmere, English Lake District, during recent centuries. *Freshwater Biology* 50: 1971-1981.
- Bennion, H., 1994. A diatom-phosphorous transfer function for shallow, eutrophic pond sin southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391-410.
- Bennion, H., Fluin, J., Simpson, G. L. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41: 124-138.

- Blanco, S., L. Ector & E. Bécares, 2004. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie Milieu* 54 (2-3): 71-79.
- Borics, G., Krasznai, E., Várbíró, G., Abonyi, A., Grigorszky, I., Szabó, S. 2008. Néhány Tisza-menti holtág jellegzetes fitoplankton asszociációi. *Hidrológiai Közlöny* 88: 34-36.
- Borics, G., Tóthmérész, B., Grigorszky, I., Padisák, J., Várbíró, G., Szabó, S. 2003. Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. *Hydrobiologia* 502: 145-155.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C. K., Biss, R., Hering, D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* 34: 416-432.
- Brazner, J. C., Danz, N. P., Niemi, G. J., Regal, R. R., Trebitz, A. S., Howe, R. W., Hanowski, J. M., Johnson, L.B., Ciborowski, J. J. H., Johnston, J. M., Reavie, E. D., Brady, V. J., Sgro, G V. 2007. Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: A multi-assemblage approach. *Ecological Indicators* 7: 610-635.
- Carvalho, L., Solimini, A., Philips, G., van der Berg, M. Pietiläinen, O. P., Lyche Solheim, A., Poikane, S., Mischke, U. 2008. Chlorophyll reference conditions for European lake types used for intercalibration of ecological status. *Aquatic Ecology*
- Danz, N., Niemi, G., Regal, R., Hollenhorst, T., Johnson, L., Hanowski, J., Axler, R., Ciborowski, J., Hrabik, T., Brady, V., Kelly, J., Morrice, J., Brazner, J., Howe, R., Johnston, C., Host, G. 2007. Integrated measures of anthropogenic stress in the U. S. Great Lakes Basin. *Environmental Management* 39: 631-647.
- DeNicola, D.M., Eyto, E. Wemaere, A., Irvine, K. 2004. Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes. *Journal of Phycology* 40: 481-495.
- DeNicola, D.M., Eyto, E., Wemaere, A., Irvine, K. (2006): Periphyton response to nutrient addition in 3 lakes of different benthic productivity. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 616-631.
- Denys, L. 2004. Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* 4: 255-275.

- Denys, L. 2006. Calibration of Littoral Diatoms to Water Chemistry in Standing fresh waters (Flanders, Lower Belgium): Inference models for historical sediment assemblages. *Journal of Paleolimnology* 35: 763-787.
- EC Parliament and Council (2000): Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxembourg.
- García, C. M., R. García-Ruiz, M. Rendón, F. X. Niell & J. Lucena, 1997. Hydrological cycle and interannual variability of aquatic community in a temporary saline lake (Fuente de Piedra, Southern Spain). *Hydrobiologia* 345: 131-141.
- Hammer, U. T. 1986. Saline lake ecosystems of the world. In: H. J. Dumont (ed) *Monographiae Biologicae*. Jung, Dordrecht, pp.616.
- Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., DeCelles, S. J., Vander Borgh, M. A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators* 2: 325-338.
- Hofmann, G. 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30. pp. 241.
- Izaguirre, I., O'Farrel, I., Unrein, F., Sinistro, R., dos Santos Afonso, M., Tell, G. 2004. Algal assemblages across a wetland, from a shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Paraná River, South America). *Hydrobiologia* 511: 25-36.
- Jones, V. J., Juggins, S. 1995. The construction of a diatom-based chlorophyll-a transfer function and its application at three lakes on Signy Island (maritime Antarctic) subject to differing degrees of nutrient enrichment. *Freshwater Biology* 34: 433-445.
- Juggins, S., Battarbee, R. W., Fritz, S. C., Gasse, F. 1994. The CASPIA project: diatoms, salt lakes, and environmental changes. *Journal of Paleolimnology* 12: 191-196.
- Kauppila, T., Valpola, S. E. 2003. Response of a shallow boreal lake to recent nutrient enrichment – implication for diatom-based phosphorus reconstructions. *Hydrobiologia* 495: 47-58.
- Kireta, A. R., Reavie, E. D., Danz, N. P., Axler, R. P., Sgro, G. V., Kingston, J. C., Brown, T. N., Hollenhorst, T. 2007. Coastal Geomorphology and lake variability in the Laurentian Great Lakes: implications for a Diatom-based monitoring tool. *Journal of Great Lakes Research* 33: 136-153.

- Kelly, M. G., King, L., Jones, R. I., Barker, P. A., Jamieson, B. J. 2008. Validation of diatoms as proxies for phytoplankton when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610: 125-129.
- Kitner, M., Poulíčková, A. 2003. Littoral diatoms as indicators for eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509: 519-524.
- King, L., Barker, P., Jones, R. I. 2008. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology* 45: 425-442.
- Köster, D., Racca, J. M. J., Pienitz, R. 2004. Diatom-based inference models and reconstructions revisited: methods and transformations. *Journal of Paleolimnology* 32: 233-246.
- Leira, M., Jordan, P., Taylor, D., Dalton, C., Bennions, H., Roses, N., Irvine, K. 2006. Assessing the ecological status of candidate reference lakes in Ireland using palaeolimnology. *Journal of Applied Ecology* 43: 816-827.
- McCormick, P. V., Stevenson, R., J. 2002. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology* 34: 726-733.
- McCune, B., Mefford, J. 1997. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. MjM Software Design, Oregon. 47 p.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Van De Bund, W., Collings, S.E., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, J. M. R., García-Criado, F., Gross, E. M., Gyllström, M., Hansson, L-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jens-Peder, J., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M. R., Nõges, P., Nõges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczula, W., T.H.M. Peeters, E., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E., Wilson, D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507-549.
- Nõges, P., Nõges, T. 2006. Indicators and criteria to assess ecological status of the large shallow temperate polymictic lakes Peipsi (Estonia/Russia) and Võrtsjärv (Estonia). *Boreal Environmental Research* 11: 67-80.

- Padisák, J., 1998. Sudden and gradual responses of phytoplankton to global climate change: case studies from two large, shallow lakes (Balaton, Hungary and the Neusiedlersee Austria/Hungary). In D. G. George, J. G. Jones, P. Puncochar, C. S. Reynolds and D. W. Sutcliffe (eds.), *Management of lakes and reservoirs during global change*: 111-125, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, Boston. London.
- Padisák, J., É. Ács, G. Borics, K. Buczkó, I. Grigorszky, Cs. Kovács, J. Mádl-Szőnyi & É. Soróczki-Pintér, 2006c. A Víz Keretirányelv és a vízi habitatdiverzitás konzerváció biológiai vonatkozásai. *Magyar Tudomány* 167: 663-669.
- Permazzi, G., Chiaudani, G. 1992. Ecological quality of surface waters. Quality assessment schemes for European Community lakes. European Communities, EUR 14563 EN: 1-124.
- Permazzi, G., Dalmiglio, A., Cardoso, A. C., Chiaudani, G. 2003. Lake management in Italy: the implications of the Water Framework Directive. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 41-59.
- Pouličková, A., M. Duchoslav & M. Dokulil, 2004. Littoral diatom assemblages as indicators of lake trophic status: A casestudy from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* 39: 143-152.
- Reavie, E. D., Axler, R. P., Sgro, G. V., Danz, N. P., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Brown, T. N., Hollenhorst, T. P., Ferguson, M. J. 2006. Diatom-based weighted-averaging transfer function for Great Lakes coastal water quality: relationship to watershed characteristics. *Journal of Great Lakes Research* 32: 321-347.
- Reavie, E. D., Kireta, A. R., Kingston, J. C. 2008. Comparison of simple and multimetric diatom-based indices for Great Lakes coastline disturbance. *Journal of Phycology* 44: 787-802.
- Reskóné N. M., Borsodi A. K. (2003): Long-term investigations on the changes of the MPN values of bacterial communities participating in the sulphur cycle in Lake Velencei, Hungary. *Hydrobiol.* 506: 549-557.
- Reskóné N. M., Ponyi J., Szitó A., Kiss G., Ács É., Borsodi A. (2001): A Velencei-tó biológiai állapota. *Hidrol. Közl.* 81: 448-451.

- Ryves, D. B., McGowan, S., Anderson, N. J. 2002. Development and evaluation of a diatom-conductivity model from lakes in West Greenland. *Freshwater Biology* 47: 995-1014.
- Sayer, C. D. 2001. Problems with application of diatom-total phosphorous transfer functions: examples from a shallow English lake. *Freshwater Biology* 46: 743-757.
- Schaumburg, J., C. Schranz, G. Hofmann, D. Stelzer, S. Schneider & U. Schmedtje, 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302-314.
- Scheffer, M., Carpenter, S. R., Foley, J. A., Folke, C., Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J., Steinberg, C. E.W. 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northern German lakes and rivers. *Journal of Phycology* 38: 66-89.
- Seele, J., Mayr, M., Staab, F., Raeder, U. 2000. Combination of two indication systems in pre-alpine lakes – diatom index and macrophyte index. *Ecological Modelling* 130: 145-149.
- Sgro, G. V., Reavie, E. D., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Ferguson, M. J., Danz, N. P., Johansen, J. R. 2007. A Diatom Quality Index from a Diatom-based Total –Phosphorus inference Model. *Environmental Bioindicators* 2: 15-34.
- Sheperd, G. J. 1996. Fitopac I: manual do usuário. Departamento de Botanica, Univeridade Estadual de Campinas. 95 p.
- Solheim, A. L., Rekolainen, S., Jannicke Moe, S., Carvalho, L., Phillips, G., Ptacnik, R., Penning, W. E., G.Toth, L., O’Toole, C., I.Schartau, A-K., Hesthagen, T. 2008. Ecological threshold in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive (WFD) implementation: synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquatic Ecology* 42: 317-334.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P., Amsinck, S. L. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616-629.

- Stenger-Kovács, C., Buczkó, K., Hajnal, É., Padisák, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*. 589: 141-154.
- Stenger-Kovács, C., Padisák, J. (in press). Kovaalga összetétel a Balaton különböző aljzatain. *Hidrológiai Közlöny*.
- Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. 1996. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. The ecological roles of algal heterotrophy in benthic assemblages. Academic Press, London. 311-316.
- Taylor, D., Dalton, C., Leira, M., Jordan, P., Chen, G., León-Vintró, L., Irvine, K., Bennion, H., Nolan, T. 2006. Recent histories of six productive lakes in the Irish Ecoregion based on multiproxy paleolimnological evidence. *Hydrobiologia* 571: 237-259.
- U.S. EPA 2003. Strategy for water quality standards and criteria: setting priorities to strengthen the foundation for protecting and restoring the nation's waters. Office of Water (4305T), EPA-823-R-03-010: 1-48.
- Vadeboncoeur, Y., Kalff, J., Christoffersen, K., Jeppensen, E. (2006): Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 379-392.
- van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms and ecological indicator values of freshwater diatoms from Netherland. *Netherland Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- Vighi, M., Chiaudani, G. 1985. A simple method to estimate lake phosphorous concentrations resulting from natural background loadings. *Water Research* 19: 987-991.
- Weidman, R. P., Turner, M.A., Goldsborough, L. G. (2005): Limitations on the effect of ultraviolet radiation on benthic algae in a clear boreal forest lake. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 820-831.