



**Országos Tudományos Diákköri
Konferencia**



**A KIS- BALATON VÍZVÉDELMI RENDSZER HATÁSA A
BALATON EUTROFIZÁCIÓJÁRA**

Készítette: **Fekete Borbála**

Témavezető: **Kucserka Tamás** tanársegéd

**Pannon Egyetem Georgikon Kar,
Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék**

Keszthely, 2014

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	2
2. Célkitűzés.....	4
3. Irodalmi áttekintés	5
3.1. A Kis-Balaton múltja	5
3.2. Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer.....	7
3.2.1. KBVR I. ütem	7
3.2.2. KBVR II. ütem – A Nagy Projekt.....	9
4. A foszfor és a nitrogén körforgalma az élővizekben és szerepe az eutrofizációban ..	11
4.1. Foszfor	11
4.2. Nitrogén	13
4.3. Az eutrofizáció.....	15
4.4. A Balaton eutrofizálódása.....	18
5. Tápanyag vizsgálati módszerek	22
5.1. A Kis- Balaton üzem-mérnökség tevékenysége	22
5.2. A P, N valamint a klorofill-a tartalom meghatározása a vízmintákból	24
5.2.1. PO ₄ P és összes P tartalom meghatározása skalár elem-analizátorral	24
5.2.2. NO ²⁻ - N, NH ₄ -N és NO ³⁻ - N tartalom meghatározása	26
5.2.3. Klorofill-a tartalom meghatározása	28
6. Eredmények és értékelésük.....	30
7. Következtetések	39
8. Összefoglalás	41
9. Felhasznált irodalom.....	43
10. Köszönetnyilvánítás.....	46
11. Nyilatkozat.....	47

„A Balaton ábránd és költészet, történelem és hagyomány, édes-bús mesék gyűjteménye, különös magyar emberek ősi fészke, büszkeség a múltból s ragyogó reménység a jövőre.”

Eötvös Károly

1. Bevezetés

Hazánk egyik legértékesebb természeti kincse és turisztikai célpontja a Balaton. Vonzerejét kellemes hőmérsékletű, tiszta vize, kedvező éghajlati adottságai és a változatos szépségű táj jelenti. Az itt élő és ide látogató ember élvezheti a „Magyar Tenger” napról napra változó és megújuló szépségét, hűsítő vizét és természeti környezetét. A Balaton környezetünk szempontjából is nagy jelentőséggel bír, hiszen számos élőlénynek, köztük őshonos, ritka halaknak, ad otthont, valamint nagy víztömegének köszönhetően a környék egyedi mikroklímáját biztosítja.

Ahhoz, hogy ez az állapot fennmaradjon, folyamatosan figyelni kell a tó vizének minőségét, rendszeres méréseket kell végezni, hogy megállapíthassuk az esetleges szennyezések helyét, okát, mértékét és az általuk kiváltott hatásokat. A legnagyobb mértékű szennyezés természetesen antropogén eredetű lehet, és főként szennyvizekkel kerülhet a Balatonba. A tó legnagyobb természetes víztisztító rendszere a Kis-Balaton, ami egy mesterségesen átalakított wetland. Amikor az 1900-as évek elején a Kis-Balaton mocsarait a mezőgazdasági terület növelése érdekében lecsapolták, akkor a legnagyobb vízgyűjtő folyó, a Zala természetes szűrő nélkül torkolt a Balatonba. Az öntisztulási folyamatok így a Keszthelyi-öbölben zajlottak le, amiktől az öböl vize rendkívül szennyezett lett. Ide ömlött ugyanis Zalaegerszeg, Keszthely és a környező települések nem megfelelően tisztított szennyvize és a mezőgazdasági termelés során a folyóba jutott szennyezőanyagok is (JOÓ ÉS LOTZ, 1980).

Több évszázadon keresztül védte a Zala torkolati nádas a Keszthelyi-öböl vizét és vízminőségét, azonban 1863-ban a Sió zsilip megépítésével és a Balaton vizének lesüllyesztésével ez a nádas szárazra került. Ezáltal ez a természetes védelem is lecsökkent, nem tudta a vízgyűjtőről származó szennyező- és tápanyagokat kiszűrni a Zala vizéből (ALMÁDI ET AL., 2001).

A Keszthelyi-öböl iszaposodás megszüntetésének és a Kis-Balaton szabályozásának ügyében az 1960-as évekig előrelépés nem történt.

A Keszthelyi-öböl állapota rövid idő alatt megvalósítható, gazdaságilag elviselhető vízminőség javító intézkedéseket tett szükségessé. Erre a célra a legmegfelelőbb a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) kiépítése volt. Ez a projekt egyedülálló kísérlet arra, hogy megakadályozza a Keszthelyi-öböl vizének további romlását és elősegítse a Balaton vízminőségének javulását és

védelmét. Világszinten az egyik legnagyobb méretű wetland rekonstrukció a Kis-Balaton 1980-as évektől kezdődött visszaállítása. Az eredeti cél (Balaton vízminőségének védelme) megvalósulása mellett ez a terület Magyarország egyik legnagyobb természeti értékévé vált az ott megtelepedett madárfajok nagy száma és diverzitása miatt is (PADISÁK, 2005). A Kis-Balaton madarai közül megemlíthető többek között a nagy kócsag (*Egretta alba*), a cigányréce (*Aythya nyroca*), a kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*), és a rétisas (*Haliaetus albicilla*) is (www.1.).

A Kis-Balaton Védőrendszer rekonstrukciójának hatására nem csak a Balaton vízminősége javult, hanem a terület természetvédelmi értékei is sokkal jelentősebbé váltak.

A KBVR feladata, hogy a Zala vízgyűjtőjéből érkező víz átmenjen a maximálisan elérhető öntisztulási folyamatokon, vagyis a Balatonhoz hasonló minőségű vízzé válás még a Keszthelyi-öböl előtt megtörténjen. A KBVR kialakítása és szabályozása ebből a szempontból is rendkívül fontos. A beavatkozásokat, szabályzást természetesen csak vízminőségi vizsgálatok eredményeire alapozva tehetik meg. A Kis-Balatonból vett vízminták analízise a vízvédelmi tevékenység alapját képezi, ami nagyon fontos a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer megépítése és üzemeltetése során. Ezeket a vízminőségi vizsgálatokat Keszthelyen a Nyugat-Dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság Kis-Balaton Üzemeltetési Kézbesi (KÜM) végzi (ALMÁDI ET AL., 2001). A vizsgálati eredmények alapján következtetéseket vonhatunk le a KBVR működésének határfokáról és szerepéről a Balaton vízminőségének védelmében.

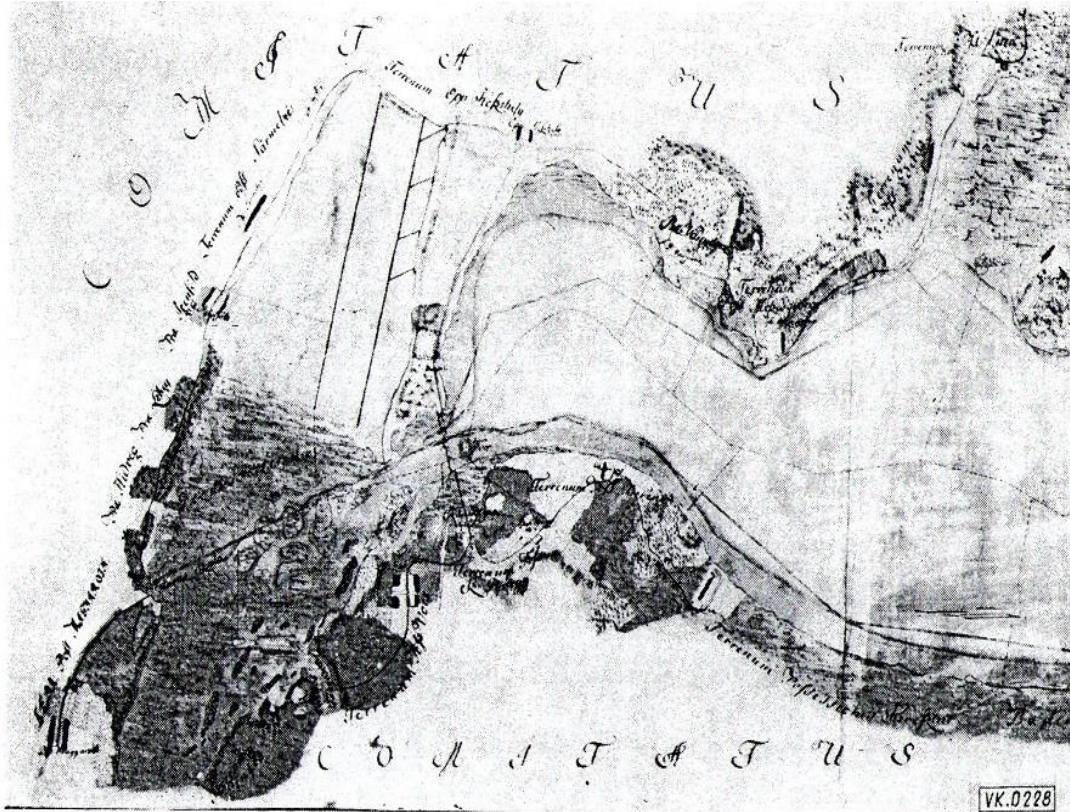
2. Célkitűzés

Célul tűztem ki, hogy értékeljem és bemutassam a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer szerepét a Balaton vízminőségének javulásában, különös tekintettel az eutrofizációra. Ehhez elengedhetetlen a Nyugat-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság Kis-Balaton Üzemművelésében végzett vízkémiai laborvizsgálatok bemutatása, amiket a Kis-Balaton mintavételi pontjairól vett vízmintákkal végeznek. A laborvizsgálatokat szakmai gyakorlaton szerzett tapasztalataim, megfigyeléseim és a vízvizsgálati szabványok alapján mutatom be, ezáltal szeretném megismertetni azt is, hogy ezen vizsgálatok miért fontosak a vízminőség-védelemben, és a vizsgált anyagok miképpen befolyásolják a vizek minőségét.

A Kis-Balaton tápanyag-visszatartásának és védelmi hatékonyságának meghatározására 2002 és 2013 között a Kis-Balatonban mért klorofill-a, nitrogén- és foszfor- tartalom értékeket illetve a Balatonban mért klorofill-a koncentráció értékeket használtam fel.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. A Kis-Balaton múltja



1. ábra Krieger Sámuel 1766-ban készített térképe a Kis-Balatonról és a Keszthelyi-öbölről (Forrás: Zala megyei Levéltár T1)

A 18. század végéig nem tettek különbséget a Balaton és a Kis-Balaton között, úgy gondolták, hogy a Zala egyből a Balatonba torkollik Balatonhídvégnél. Borsffay László T32-es kéziratos térképe és Bél Mátyás Somogy megyéről készített kézirata is bizonyítja, hogy a Kis-Balaton fogalma 1760-ban még ismeretlen volt. Krieger Sámuel 1766-ban készített térképén (1. ábra) a mai Kis-Balaton É-i része „hévízi mocsarak” néven szerepel és egy nádasokkal és szabad vízfelületekkel rendelkező mocsárnak ábrázolja, amiből szigetek emelkednek ki. Az I. katonai felmérés során, 1783-ban is a Kis-Balatont a Balaton szerves részének, öblének tekintették, bár ekkor már több volt a szabad vízfelület a Balaton vízszintjének megemelkedése miatt.

A 19. század elején jelentek meg először a „Kis-Balaton” és „Nagy-Balaton” kifejezések Bader József 1805-ben készített térképén. A Balaton vízszintje itt 2 méterrel alacsonyabb volt az 1783-hoz képest, így a Kis-Balaton magasabb részeinek jellege megváltozhatott. Kis-Balatonnak a térképen a

hídvégi híd és a tőle kb. 3 km-re lévő úgynevezett „Lik” közötti területet nevezte. A „Lik” akkoriban az a hely volt, ahol Zalavár, Hídvég és Vörs határa találkozott és ahol a köztudat szerint a Zala a Balatonba torkollott.

Az 1820-as években a Sió- szabályozások okán csökkent a nyílt vízfelület és több lett a mocsaras, ingoványos terület, a magasabb részek szárazra kerültek, ennek ellenére a „Lik” és Fenékpusztá közötti rész még mindig a Balaton részének tekintették. 1833-ban nevezték teljes egészében Kis-Balatonnak a Hídvég és Fenékpusztá között elterülő vízfelületet. 1863-ban adták át a Sió- csatornát, megkezdődött a Balaton vízszint- szabályozása, ezzel tovább süllyedt a Kis-Balaton vízszintje is (LOTZ, 1978). Az 1850-es években a Kis-Balaton nyíltvízi területei 14,21 km²-nyi területet foglaltak el (KÉZ, 1931). Az 1856-os II. katonai felmérés során is már Kis-Balatonként szerepel a térképeken, de itt már jóval több mocsaras rész és kevesebb nyílt vízfelületet ábrázoltak. Az egykor nyíltvizekkel tarkított lápos terület mocsárrá degradálódott, a szabad vízfelületek gyakorlatilag eltűntek. Az 1880 táján készült III. katonai felmérés térképein Fenékpusztá és Hídvég között már csak nádas-mocsaras területet ábrázoltak (LOTZ, 1978). 1890-ben a nyíltvízi területek 13,4 km² kiterjedésűek voltak, de 20 évvel később ez a még jelentős terület csak 2,4 km² -re zsugorodott (KÉZ, 1931).

1922-ben megalakult a Kis-Balaton Vízügyi társulat. Céljuk a Kis- Balaton teljes lecsapolása és a Zala mesterséges gátak közé szorítása volt. A csatornarendszer kialakításával megkísérelték a talajvízszintet csökkenteni, illetve szabályozni annak érdekében, hogy a területen mezőgazdasági tevékenységet lehessen folytatni (www.2.). Bízta abban, hogy a lecsapolás után a mocsár helyén búzát lehet majd termesztetni (MONSPART, 2004). Ezek a munkálatok az 1960-as évekig tartottak, eredményre azonban valójában nem vezettek. A szabályozási munkák "eredményeként" a Kis-Balaton magasabban fekvő részei szárazra kerültek. Vízbőlítást a terület csak a Zala árvizeikor kapott az 1920-as évekig, de ekkor a Zala árvédelmi töltéseivel gyakorlatilag a folyó árvizeit is kizárták a Kis-Balatonból (www.1.). Csak két kicsi, sekély vizű tavacska maradt meg: a Zalavári-víz és a Vörsi-víz, bár az 1950-es évekre ezek is kiszáradtak. Mindezek hatására a Keszthelyi-öböl vizének minősége rohamosan romlani kezdett (ALMÁDI ET AL., 2001).

A Keszthelyi- öböl eutrofizációja már 1870-es években elkezdődött, aminek első jele a hínárosodás volt. Jelentősebb változás volt az 1910-es években az iszapképződés és az öböl feliszapolódása. A következő két évtizedben az eutrofizálódást jelző növények a tóban elszaporodtak és kelet felé terjedtek, a tó vize elzöldült, fürdésre alig volt alkalmas. A mocsarak lecsapolásának hatására az elsődleges szervesanyag-termelés az 1960-as évekre a tízszeresére nőtt, vízvirágzások és halpusztulások jelezték, hogy sürgős beavatkozásra van szükség (LOTZ, 1978). Halpusztulások több alkalommal történtek és számos okra vezethetők vissza, többek között a szennyvizek befolyására,

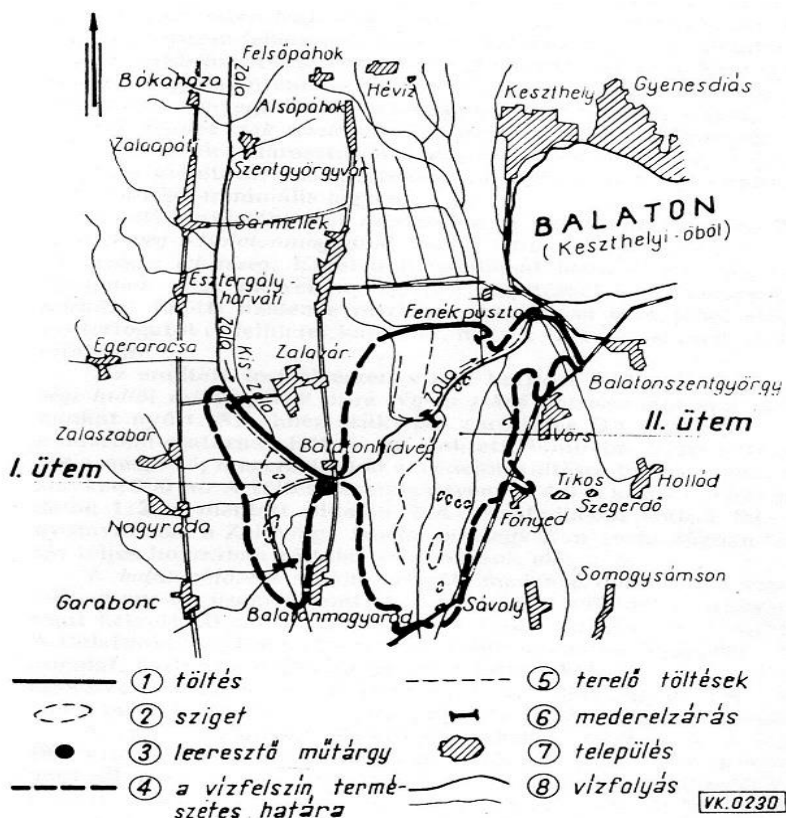
baktériumok és algák elszaporodására vagy különböző növényvédő és rovarirtó-szerek bekerülésére (MONSPART, 2004). A helyzetet még súlyosbították a Balatonba befolyó tisztítatlan szennyvizek illetve a hatalmas sertés-és szarvasmarhatelepekről vízmosással eltávolított hígtrágya is a mellékfolyásokból a Balatonba jutott. A szennyezést fokozta még a hat- hétszeresre növekedett műtrágya-használat és az ipari szennyvizek patakokba engedett hulladékvezei is (CSUPOR, 1983). 1974-ben a Nyugat- Dunántúli Vízügyi Igazgatóság a fenékpusztai vasúti híd fölött egy mérőszelvényt épített a Zalán. Ebben a mérőszelvényben 1975-től napi gyakorisággal vízhozam-, hordalék- és tápanyagméréseket végeztek a Zalából a Balatonba jutó szennyezés megállapítására. Ezek a vízvizsgálatok később teljes vízkémiai és biológiai vizsgálatokkal bővültek ki (JOÓ, LOTZ, 1980). Az alapkutatások azt igazolták, hogy elsősorban a foszfor és a nitrogén a felelős az eutrofizáció felgyorsulásáért. 1976-ban a Nyugat- Dunántúli Vízügyi Igazgatóság elkészítette a Zala vízgyűjtőjének vízminőség-védelmi tervét és javasolta a Kis-Balaton Vízvédő Rendszer kialakítását (ABÉRT, 1996).

3.2. Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer

3.2.1. KBVR I. ütem

A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer megépítésének fő célja az volt, hogy visszatartsa a Zala folyón érkező tápanyagok nagy részét, hogy azok ne juthassanak be a Balatonba. Olyan megoldást kerestek, amely távol tartja a Zala által szállított összes tápanyagot a Balatontól és az eutrofizációs folyamat már a Keszthelyi-öböl előtt végbemenjen. Erre a Kis- Balaton térségét találták a legalkalmasabbnak (2. ábra). Ha erre a mocsaras területre kiterítik a Zala vizét és azt elegendő ideig ott tartják, akkor a lebegő-, szerves és tápanyagok kiülepedhetnek vagy beépülhetnek a növényzetbe, így nem jutnak el a Balatonba (JOÓ ÉS LOTZ, 1980). A KBVR építését két ütemben tervezték meg. A KBVR első üteme 1981 és 1985 között épült meg, a Hídvégi- tó 1985 nyarán kezdte meg működését. Ez egy hipertróf állapotú tó, ami átlagosan 1,1m mély és 18 km² vízfelülettel rendelkezik (TÁTRAI ET AL., 2000). A KBVR I. üteme egy átfolyásos rendszerű tározó (Hídvégi-tó, Fenéki-tó), amelyben a víz haladási irányát terelőtöltések határozzák meg. Az első ütem keretében épült meg a Hídvégi-tó, a Völgyelzárás, ami a Zala völgyét zárja le, valamint az Alsó-tározó nyugati és északi végét lezáró Déli vízzáró-töltés és a Zalavári határoló-töltés. A Kis-Balatont délen és keleten természetes terepalakulások határolják, illetve a Balatonszentgyörgy-Nagykanizsa vasútvonal. A tározóban terelőtöltéseket építettek, hogy ezekkel biztosítsák a hosszabb tartózkodási időt és az egyenletes áramlást. A vízkibocsájtás a Kis- Balatonból, valamint a

duzzasztás zsilipek segítségével történik (VKKI, 2009). A hídvégi szűkületben kétnyílású duzzasztózsilip épült, ami a vizet a megfelelő szinten tartja. Azért, hogy a nyitott Zala-töltésen a víz ne tudjon közvetlenül a zsilip felé áramlani, több km hosszan terelő-töltést építettek a rendszer közepébe, melyet az áramló víz kénytelen megkerülni. Ebből a folyamatos áramlási részből leválasztottak egy úgynevezett kazettát önálló be-és kieresztő zsilippel. Ez a 3 km² –nyi rész rendkívüli vízszennyezés esetén lerekeszthető, és az ide terelt szennyezett víz tovább kezelhető (ALMÁDI ET AL., 2001).



2. ábra A Kis- Balaton rekonstrukció helyszínrajza (forrás: Jóó, Lotz, 1980)

A Kis-Balaton Üzemmnökség és a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet mérései alapján a Kis-Balaton körülbelül 80 000 t lebegő anyagot, 300 t foszfört, 250 t foszfátot, 850 t nitrogént és 2450 t nitrátot tartott vissza 1986 és 1997 között (TÁTRAI ET AL., 2000).

A Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer a Zala torkolatától, Esztergályhorváti térségig terül el. A Hídvégi- tó és a hozzá tartozó területek kiterjedése 21 km², amelyből a tározótér felülete üzemvízszintnél 18,46 km². Az Ingói- berek és a II. ütemben kialakításra kerülő „wetland” területe mintegy 54 km² lesz, ahol a változó vízszint és a jelentős növényborítottság miatt nyílt vízfelületek csak egyes részekben lesznek jellemzőek (VKKI, 2009).

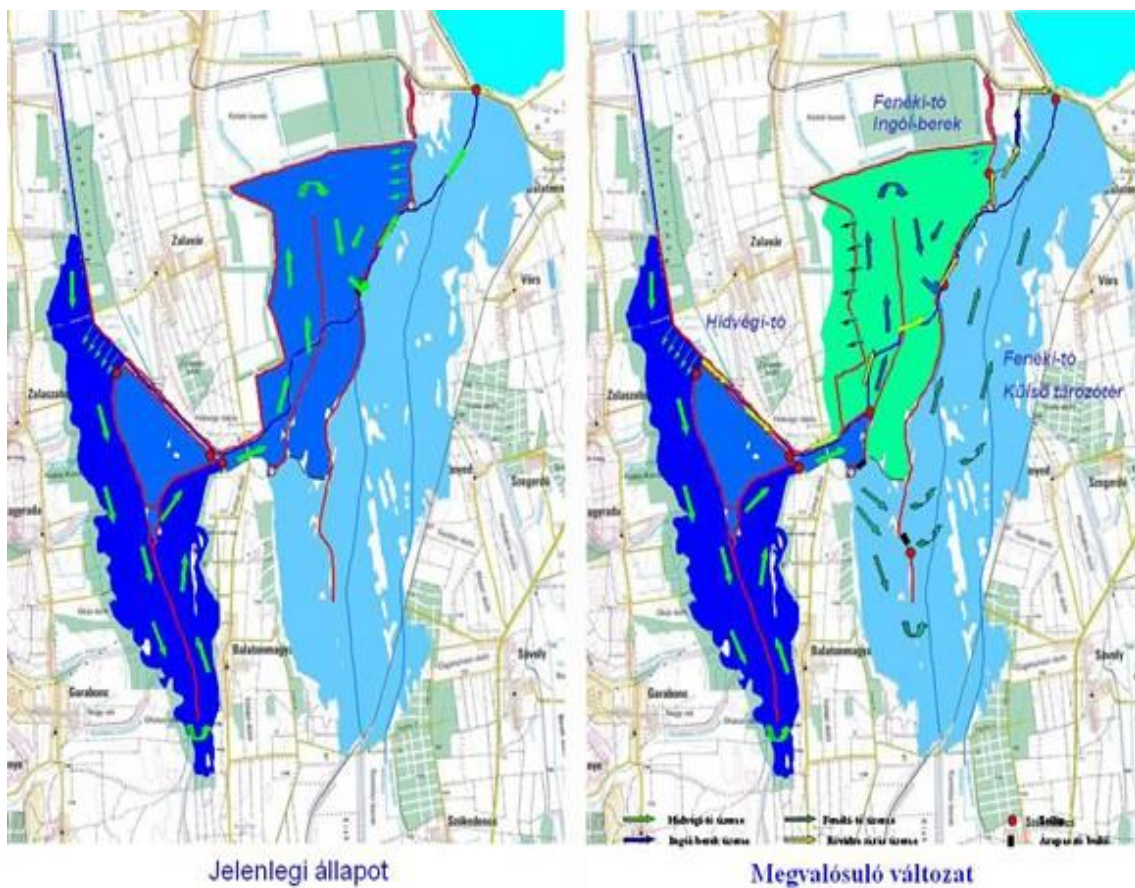
3.2.2. KBVR II. ütem – A Nagy Projekt

A Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer második üteme jelenleg is építés alatt áll. Tervezett területe mintegy 54 km² lesz összesen és a második ütem tározórésze összesen 64 millió m³ vizet fog tárolni (ABÉRT, 1996) (3. ábra). A II. ütemből egy 16 km² –es terület 1984-ben épült és 1992 óta kísérleti jelleggel üzemel. A víz duzzasztását és levezetését egy fix bukó biztosítja. A víz megjelenése ezen a területen visszafordította az eddigi kiszáradási folyamatot és a védőrendszeren átfolyó Zala vízminősége 1992 óta jelentősen javult (ALMÁDI ET AL., 2001). Ez a rész körülbelül 75%-nyi lebegőanyagot (legfőképpen fitoplankton eredetű) tart vissza, ami az első ütemből kerül át (TÁTRAI ET AL., 2000).

A védőrendszer alapvetően a Balaton vízminőségének megóvása érdekében épült, de egyúttal kialakult egy olyan természetvédelmi értékű terület, amelyet mára fokozott védelem alá helyeztek. Az 1986-ban létrehozott Kis- Balaton Tájvédelmi Körzetben megjelenő hatalmas vizes élőhely védelme érdekében a Ramsari egyezmény hatálya alá vonták a teljes védőrendszert a szegélyterületeivel együtt, azaz mintegy 147 km²-t. A KBVR a Balaton- felvidéki Nemzeti Park része is (ALMÁDI ET AL., 2001).

2004-ben a Kormány elfogadta és határozatba foglalta a KBVR II. ütemének megvalósítására és befejezésére tett javaslatot. A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer tervezési munkái 2007 elején kezdődtek el újra 75 % -ban a Nemzeti Fejlesztési Ügynökség és 25%-ban a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium finanszírozásával. A társadalmi és gazdasági helyzet is megváltozott, az üzemeltetési tapasztalatok és az új ismeretek következtében a kezdeti célok újakkal egészültek ki. A vízminőség-védelmi érdekek mellett az ökológiai és a természetvédelmi szempontok is jelentőssé váltak. Az új elvárások szerint a környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi szempontoknak egyaránt érvényesülniük kell. A II. ütem megépítésével a Balaton vízminőségének javítása, természetes vizes élőhelyek megőrzése és létrehozása, vízmélységi és vízminőségi monitorozás, biomonitorozás illetve árvízvédelmi feladatok valósulhatnak meg környezetvédelmi szempontoknak megfelelően (VKKI, 2009).

A II. ütem tervei alapján, a sikeres próbaüzem után 2014 decemberére befejeződhet az építkezés és a Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer teljes egészében végezheti feladatát (www.3.).



3. ábra A Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer végleges terve

(forrás: <http://www.felsofokon.hu/ornitologia/2012/04/23/elohelyvedelem-kis-balaton-ii-utem-kiepitesenek-befejezese>)

4. A foszfor és a nitrogén körforgalma az élővizekben és szerepe az eutrofizációban

A növényi tápanyagokat a vizekben elsősorban a nitrogén és foszfor oldott formában levő szervesetlen sói jelentik. A felszíni vizekben az algaszaporodást leggyakrabban a foszfor és a nitrogén mennyisége szabályozza. Azonban a nitrogén hiányát a mérsékelt és a meleg égvön a vizekben tenyésző nitrogénkötő kéalgák a légköri molekuláris nitrogén megkötésével kompenzálni tudják, ezért csak a foszfor az a tápelem, amelynek feldúsulása túlzott algásodáshoz vezethet (VÖRÖS, 2012).

4.1. Foszfor

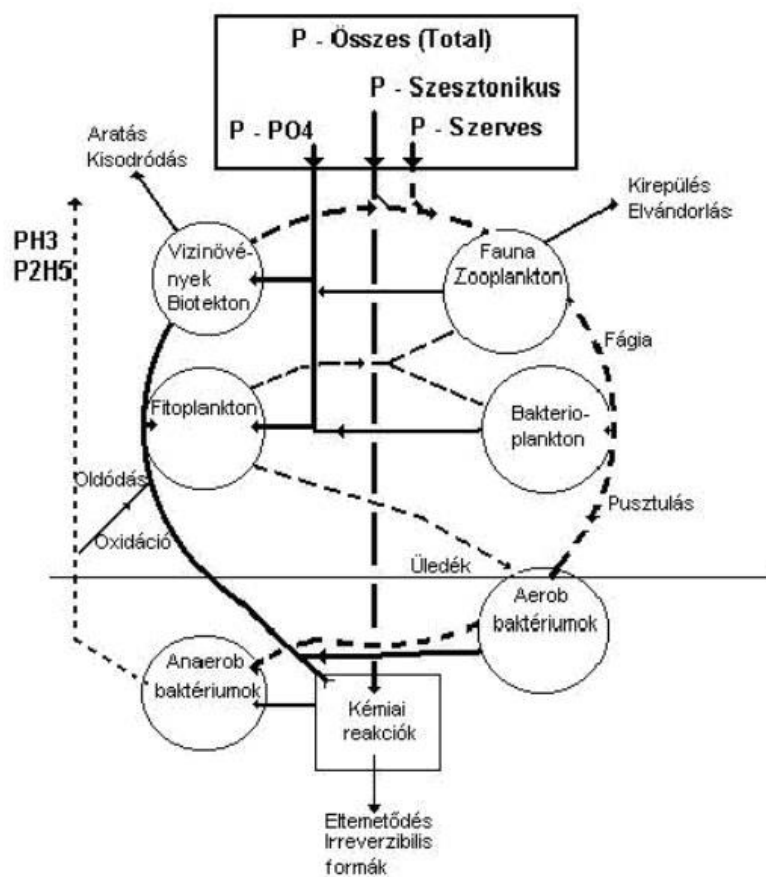
A foszfor alapvető építőeleme a fehérjéknek, növényi és állati szervezetek számára esszenciális elem. A legtöbb P az energiaigényes folyamatokhoz (pl. ATP szintézis) szükséges, illetve gyorsítja az egyedfejlődést. A foszforhiány a növények növekedését akadályozza, de feldúsulása esetén túlzott növényesedést, természetes vizekben eutrofizációt okozhat (MOHOSZ, 1995). A foszfor nagyrészt vízgyűjtőn át, vagy légköri ülepedéssel juthat be (PADISÁK, 2005). A vízben található foszfor-formák 3 fő csoportra oszthatóak: oldott ortofoszfát, szerves foszfor és diffúz eredetű üledékhez rögzült foszfor, melyek az összes foszfor (TP) 95-98%-át teszik ki (PLÓSZ, 2004).

A víz összes foszfortartalma oldott és partikulált frakciókból áll (TP= DP+PP). A DP frakcióba sorolhatók az élőlényekben található P formák és a talajokból bekerülő, illetve az elhalt szerves anyagokból származó foszfor. Az oldott frakció legfontosabb összetevői az ortofoszfát (PO_4^{3-}), polifoszfátok, szerves kolloidok és foszfát-észterek (PADISÁK, 2005).

A növények a következő formákban tudják felvenni: PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} . Azonban a foszforszennyezés mérésére a leghatékonyabb mérőszám az összes foszfor (TP) koncentrációja lehet (PLÓSZ, 2004).

A holt szerves anyagok aerob és anaerob baktériumok révén bomlanak le. Az aerob bomlás során keletkező foszfátok visszakerülnek az anyagforgalomba. A nádasokban és az üledék felső 4-8 cm-es részében az anaerob baktériumok tevékenysége a meghatározó. Az itt zajló mikrobiológiai folyamatok: denitrifikáció, kén-és foszfor redukció és metáncépződés. A bomlás során keletkező mocsárgáz-buborék anyagai részben visszaoldódnak vagy vissza oxidálódhatnak, a maradék pedig a légkörbe távozik. A víz biológiai tulajdonságai, a tó vagy mocsár geokémiai környezete, az élővilág, az üledék és az áramlási viszonyok együttese határozza meg a hatékony foszforeltávolítást,

a tó vagy mocsár ökológiai stabilitását és tűrőképességét. A foszfor a legfontosabb limitáló tápeleme a szervesanyag-termelésnek, de a felszíni vizekben legtöbbször csak nyomokban található biológiailag szabad foszfor. A bioszférában szinte kizárólag oxidált formában van jelen. A foszfor nem halmozódik fel az üledékben, csak a belső forgalom feldúsul, majd átalakul, és a foszfor távozik a rendszerből. A foszfor távozhat a vízi anyagforgalomból a növényzet learatásával vagy kisodródásával, az állatvilág elvándorlása vagy halászat útján, kibuborékolással, vagy az üledékben való eltemetődéssel (4. ábra) (PLÓSZ, 2004).



4. ábra A foszfor vízi körforgalma (forrás: Plósz, 2004)

Az üledékrészecskékben található szerves foszforformák mennyisége kapcsolatban van a vizek biokémiai oxigénigényben (BOI) mért szerves anyag tartalommal, amely viszont kifejezhető a szerves anyagok fogyasztásának mértékével, valamint a szuszpendált és a leülepedett üledékekben levő BOI mennyiségével. A foszfor-mérleg transzportfolyamataiban a szerves anyagok biológiai lebomlása során felszabadul a szerves kötésben levő foszfor, ami oldott foszfátformákat eredményez. A foszfor a növényi fotoszintézis, valamint a vízi életközösség légzési folyamatai

révén, vagy a hordalék részecskékhez kötött szerves foszfor felszabadulása és oldatba való átmenete során kötődik meg. Az előző folyamatok ellentétei is végbemehetnek, azaz az oldott foszfor adszorpciója és kötött formába való átmenete az üledékszemcséken, vagy a részecskék formájában található foszfor felkavarodása, illetve leülepedése. A kiülepedett részecskékhez kötött anorganikus foszforformák (PP) koncentrációját befolyásoló tényezők a szedimentáció, és a felkavarodás, valamint oldódási és adszorpciós folyamatok (PREGUN ÉS JUHÁSZ, 2012).

A vízben 10 mgm^{-3} koncentrációig nincs jelentősebb biológiai produkció, de 20 mgm^{-3} felett a fotoszintézis felgyorsul az elegendő tápanyag jelenlétében. A vízben jelenlévő nagy mennyiségben felhalmozódott tápanyag az algák gyors növekedését, a víz szagának, ízének romlását okozza. A fény az alsóbb vízrétegekbe nem tud lejutni, illetve az algák anaerob bomlása következtében a víz oldott oxigéntartalma csökken és kellemetlen gáztartalom szabadul fel (SZÜCS ET AL., 2009).

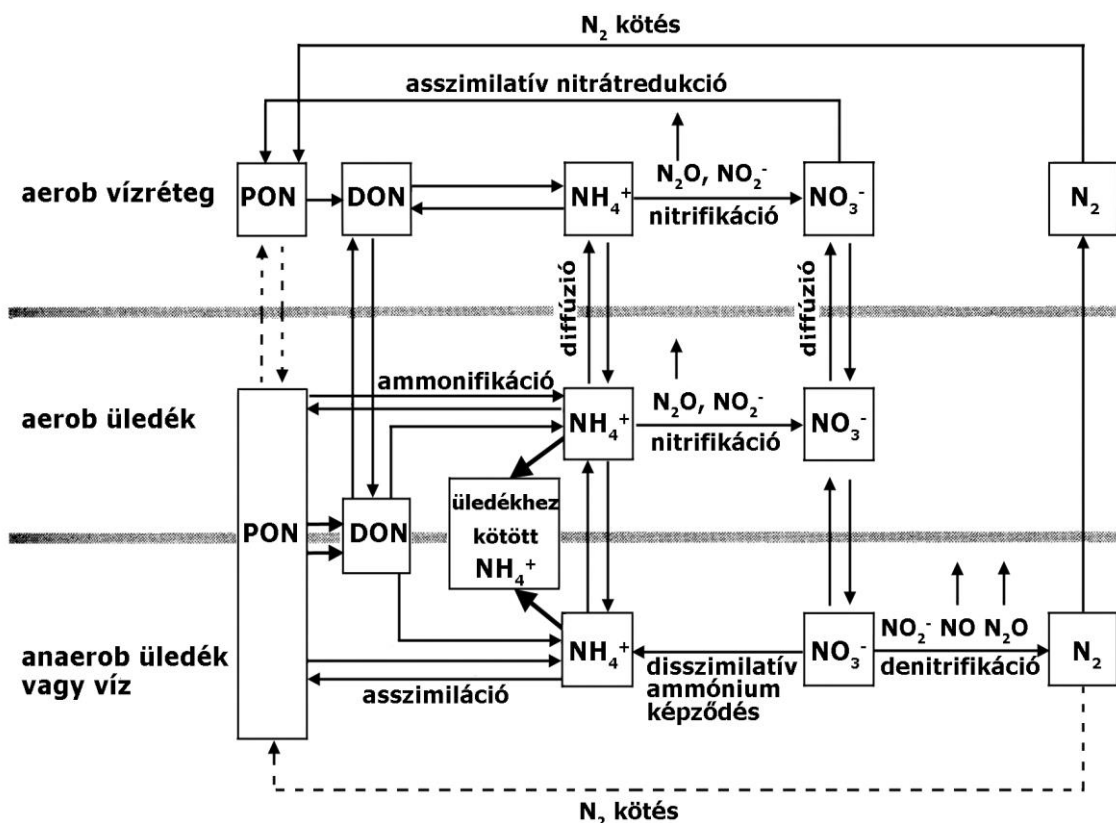
Ha a külső P-terhelés csökken, a fitoplanktonok válaszreakciója jelentősen késik. Ennek az az oka, hogy ilyenkor a tóban felhalmozódott, biológiailag hozzáférhető P készletnek kell előbb elfogynia ahhoz, hogy az algák elszaporodásának feltétele az újabb P feldúsulás legyen (PADISÁK, 2005.)

4.2. Nitrogén

A nitrogén a természetben rendkívül változatos formában és elég nagy mennyiségben fordul elő, szerves és szerves vegyületek sorát alkotja. A nitrogén a növényi fehérjeépítés és nukleinsavak másik nélkülözhetetlen eleme. A sok N jelenléte kedvez a fehérjeszintézisnek, a citoplazma gyarapodásnak, ami sejtosztódáshoz vezet (KERÉNYI, 1995). A foszforhoz hasonlóan a tó iszaprétegében, a lebegő szerves anyagokban és az élő szervezetekben kötött állapotban fordul elő. A nitrogén megkötésére csak néhány kékalga és más mikroorganizmus képes. A vízinövények számára a két legfontosabb vegyület a nitrát és az ammónium. A vízi nitrogén körforgalmat elsősorban a vízben zajló mikrobiológiai folyamatok határozzák meg (5. ábra) (MOHOSZ, 1995).

A nitrogén a vízben a következő formákban fordulhat elő:

- elemi nitrogén vízben oldva (N_2),
- Szabad ammónia (NH_3), ammónium-ion (NH_4^+) vagy ammónium-hidroxid (NH_4OH),
- nitrit (NO_2^-),
- salétromsav (HNO_3) savas vizekben,
- nitrát (NO_3^-),
- szerves nitrogén vegyületek (SZÜCS ET AL., 2009).



5. ábra Nitrogén ciklus (forrás: Padisák, 2005)

A nitrogén-ciklus első lépése a vizekben a nitrogén asszimilációja. Az eukarióta növények (algák és magasabb rendű növények) a nitrogén vízben oldott sóit képesek csak hasznosítani (ammónium, nitrit és nitrát sók). A biológiailag kötött nitrogén a szerves anyagok bomlása, ammonifikációja révén kerül a víztérbe ammónia formájában. A nitrogén egyik forrása a természetes eredetű szerves anyagok. A másik, jóval jelentősebb és nagyobb környezetterhelést jelentő mesterséges nitrogénforrások a tisztítatlan vagy részlegesen tisztított szennyvizek, valamint a mezőgazdasági eredetű diffúz források (pl. műtrágyák). A lebontó baktériumok a nitrogén egy részét felhasználják saját növekedésükhöz. A többi ammónia a nitrifikáció során nitritté, majd nitráttá alakul a nitrifikáló baktériumok segítségével (PREGUN ÉS JUHÁSZ, 2012). Ezekben a formákban hozzáférhetővé válik a vízinövények számára is és a felvétel után oxidálódik. A nitrát nitriten keresztül visszaalakulhat ammóniává anaerob körülmények között. A nitrát ion oldott oxigén hiánya esetén speciális baktériumok (*Pseudomonas*, *Denitrobacillus*, *Micrococcus*) segítségével elemi nitrogénné alakulhat könnyen oxidálható szerves anyagok jelenlétében (SZÜCS ET AL., 2009). A természetes vizekben a nitrogénformák feldúsulását a felszíni, vagy felszínhez közeli műtrágyázás, hígtrágyázás vagy más szerves-anyagok szennyezése okozhatja.

4.3. Az eutrofizáció

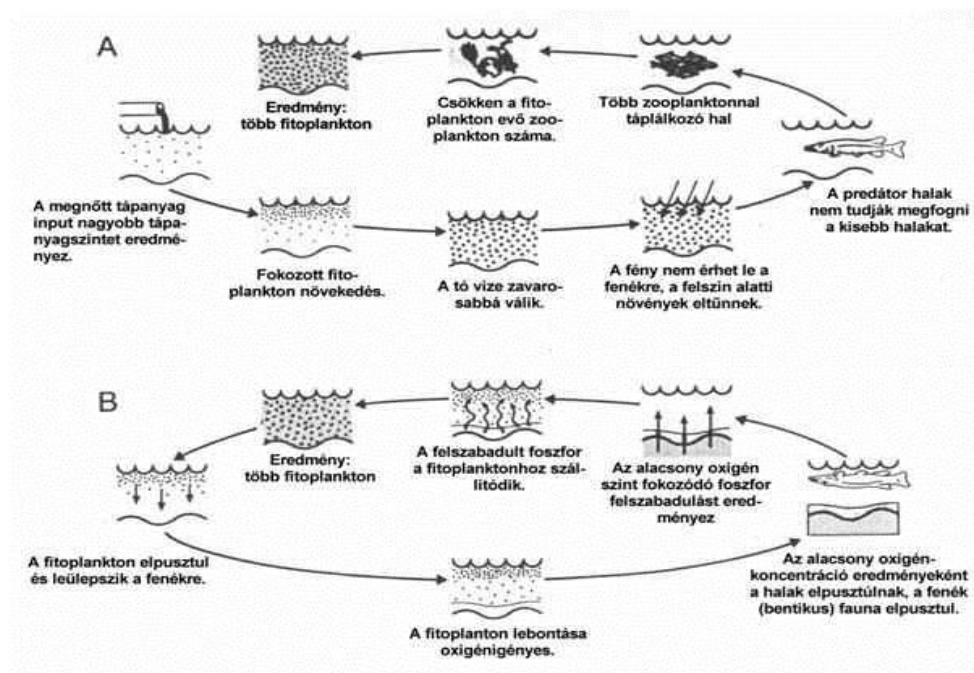
A trofitás a szerves anyagot létrehozó, ezzel a víz minőségét befolyásoló adottságok, jelenségek gyűjtőfogalma. Ezek a szerves növényi tápanyagok minőségére, mennyiségére és változására illetve a szerves anyagot építő fotoautotrofikus élőlények (algák, vízínövények) minőségére és mennyiségére vonatkozó jellemzők. Megkülönböztethetjük a potenciális és aktuális trofitás fogalmát. Egy adott víz trofitása az év különböző időszakaiban jelentősen eltérhet. Ez függ a vízben oldott növényi tápanyag-kínálattól, annak esetleges időbeni különbségétől, az évszakoktól, amikor a hőmérséklet, fénymennyiség számottevően különbözik. Az algaflóra általában jelen van és könnyen, gyorsan elszaporodhat, ha egyéb tényezők ezt lehetővé teszik. Potenciális trofitásnak nevezik, ha a növényi tápanyagkínálat mértékét, kiemelten az ásványi nitrogén és a foszfor mennyiségét jellemzik. Az aktuális trofitás az adott pillanatban kialakult trofitási szint, mely a termelés erősségével, a növények (algák, algaerült vízínövények) mennyiségével, a klorofill-koncentrációval jellemezhető.

A tó trofitását a trofitási skála alapján tudjuk meghatározni. Az oligotróf tavak növényi tápanyagokban szegények, szűken termők, klorofill-a tartalmuk kevesebb, mint 8 mg köbméterenként. Ezek kiváló vízminőségű tavak. A mezotróf tavakban csekély növényzet fordul elő, de ez nem gátolja a fürdözést vagy egyéb vízi tevékenységeket. A víz minősége jó, a határérték 8 mgm⁻³ és 25 mgm⁻³ között van. Ha a tó növényi tápanyagokkal jól ellátott és algában illetve más vízínövényekben jól termő, akkor eutróf állapotúnak nevezhetjük. A víz minősége közepes, fürdőzésre nem mindig alkalmas. A trofitás legmagasabb foka a hipertróf állapot, melynek határértéke 75 mg klorofill-a köbméterenként. A tóban ekkor akkora tápanyag felesleg van, aminek kihasználására a fényenergia már nem elég. A tó vízminősége rossz, fürdésre nem alkalmas. A különböző szintek között átmenetek lehetnek, de alapvetően ezeket az elnevezéseket alkalmazzák a tavak trofitásának meghatározására (www.4.).

A trofitás nem csupán egy éven belül változik, hanem hosszabb távon is. Növekedése az eutrofizálódás. Az eutrofiáció a természetes vizek tápanyagokban való feldúsulását jelenti. Az eutrofizálódás a trofitás emelkedését jelző biológiai reakció, ami mindig külső anyagok bejutásán múlik. Vagy közvetlenül növényi tápanyagok jutnak a vízbe, vagy a szerves anyagok lebomlásaként keletkeznek. Általában a kettő együtt jelentkezik, s okozza a potenciális trofitás növekedését, az eutrofizálódást. Az eutrofizálódásnak két formáját különböztethetjük meg: természetes és mesterséges eutrofizációt. A természetes eutrofizálódás alapvetően a tavakra jellemző, lassú természetes folyamat. A tó korának előrehaladtával a vízgyűjtőből bemosódó

szerves anyagok és a tóban termelődő szerves anyagok lebomlásának eredményeképpen a növényi tápanyag-koncentráció növekszik, s így a tó trofitásfoka is emelkedik. Ez általában a tavak feltöltődésével együtt járó jelenség, ami akár több tízezer évig is eltarthat, s a kiváltó okok miatt általában visszafordíthatatlan folyamat. A természetes eutrofizálódás a tó életében nem okoz drasztikus változásokat és az ember számára általában nem jelent gyors vagy kellemetlen vízminőség-változást. A természetes eutrofizálódás során a vízi ökoszisztéma fokozatosan alakul át, s a nyíltvízi életteret, ahol a plankton szerepe jelentős, lassan felváltja a parti régió élettere, ahol az algák és a rögzült hínárnövények szerepe kerül előtérbe, és végül eredményezi a tó mocsárrá alakulását, esetleg megszűnését.

Ezzel szemben a mesterséges eutrofizálódást alapvetően emberi tevékenység okozza, és legtöbbször rövid idő, akár néhány év alatt bekövetkező, drasztikus változásokat okoz. Ez a vízben zajló természetes életfolyamatok és vizet felhasználó ember szempontjából is kedvezőtlen, káros jelenség. A folyókba, tavakba, tengerekbe bejutó növényi tápanyagok (műtrágya-bemosódás, biológiailag tisztított szennyvíz) vagy a tisztítatlan szennyvizek lebomlásából származó, dúsuló nitrogén- és foszfor-vegyületek a víz potenciális trofitását növelik (PREGUN ÉS JUHÁSZ, 2012). A növényi tápanyagok feldúsulására bekövetkező biológiai reakció általában az algák, leggyakrabban a fitoplankton erőteljes szaporodását eredményezi. Gyakorivá válnak a vízvirágzások, azok minden kellemetlen kísérőjelenségével együtt. A mesterséges eutrofizálódás a folyóvizeket is érinti, hiszen a tavak általában a befolyók által szállított vizek hatására válnak az eutrofizálódás színterévé, ami drasztikus változásokat okoz. Legtöbbször csak a fitoplankton szaporodik el gyorsan (planktonikus eutrofizálódás), de jó néhány esetben a hínárnövények vagy a fonalasalgák inváziója is megfigyelhető (bentikus eutrofizálódás) (PADISÁK, 2005). Egyes algák tömeges elszaporodása a vizet zöldre, vagy vöröses árnyalatúra színezheti attól függően, hogy melyik faj szaporodott el. Leggyakrabban a kékalgák, ostoros algák és a kovaalgák néhány faja okozza a vízvirágzást, ami csendes, meleg időben a víz felszínén összefüggő szőnyeget képez. Ez az algaszőnyeg nemcsak a fénytől, de az oxigéntől is elzárja az alatta lévő víztömeget, ami akár a halak fulladásos elpusztulásához is vezethet (MOHOSZ, 1995) (6. ábra). A tó élete szempontjából ez a drasztikus változás, a növényeken túlmenően a vízi faunát is érinti, és jelentős változásokat eredményezhet. Legfőképpen a mesterséges eutrofizációnak volt káros a hatása, hogy a Balatonon az eutrofizálódással párhuzamosan jelentek meg a nagy halpusztulások, a gyakran fürdőzésre alkalmatlan vízminőségű időszakok, területek.



6. ábra Az eutrofizáció folyamata (forrás: Pregon és Juhász 2012)

Az eutrofizáció miatt csökken a biológiai sokféleség, a vízvirágzást okozó kéalgák anyagcsere termékei (cianotoxinok) halpusztulást és egyéb állatok mérgezését okozhatják. A nagy tömegben elszaporodó algák pusztulását oxigén hiány követi, ami ugyancsak halpusztulással jár. A vízkezelés költségei emelkednek, romlik az állóvizek környezeti és esztétikai állapota, a víz közegészségügyi szempontból kifogásolható, így üdülésre, sportolásra alkalmatlanná válik. Az eutrofizáció az ivóvíz-szolgáltatást is károsíthatja azzal, hogy az algák, különösen a kocsonyás burokkal bevont fajok a szűrőket eltömik és kellemetlen ízt illetve szagot kölcsönöznek. A kéalgák, azaz cianobaktériumok által termelt cianotoxinok nagyon mérgezőek lehetnek. A vízvezeték-hálózatba kerülő algák a heterotróf szervezetek számára táplálékul szolgálnak és szaporodásukat okozhatják, illetve lerakódhatnak tartályokban, csővezetékben. A fotoszintézissel kapcsolatos széndioxid felvétel növeli a víz pH értékét, és ezáltal növeli az ammónia toxicitását és rontja a klórozás minőségét (PREGUN ÉS JUHÁSZ, 2012).

Az eutrofizálódás megfékezésének megoldása input vagy output módszerek alkalmazásával lehetséges. Egyrészt csökkenteni kell a tápanyagoknak a tavakba, tározókba való bejutását, másrészt meg kell tisztítani a már eutrofizálódott tavakat. Az egyik legfontosabb eleme a védekezésnek a fejlett szennyvíztisztítási technológiák alkalmazása. A kommunális és ipari szennyvizekből a foszfortartalom 90%-ának eltávolítása után kellene eljuttatni a tisztított szennyvizet a befogadóba. Másrészt tiltatni, vagy hatósági úton limitálni kellene a mosószerek és más tisztítószerek foszfáttartalmát, ezzel csökkentve a szennyvíztisztító telepekre belépő szennyvizek és a

szennyvízszikkasztóból elszivárgó vizek foszfáttartalmát. A földhasználat szabályozása, a talajvédelem, illetve talajkímélő művelési technológiák alkalmazása is rendkívül fontos, mert ezzel megakadályozható lenne a tápanyagok kimosódása a talajból és a pontszerű forrásokból. Ha a tó már jelentős mértékben eutrofizálódott akkor output módszereket lehet alkalmazni a megmentésére és a folyamat visszafordítására. Ezek a módszerek költségesek, bonyolultak és nem mindig hatékonyak, vagy több hátránnyal is együtt járhatnak. Ha a tó sekély, akkor fenékkotrással lehet eltávolítani a felesleges tápanyagot a mederfenékről, ám ekkor a már kiüledett toxikus anyagok ismét szuszpenzióba kerülhetnek. Az algaszőnyeggel borított tavakról a túlburjánzott növényzetet el kell távolítani. Ez a beavatkozás azonban zavaró lehet a vízi életre, mert a magasabb rendű vízi vegetáció szerepe meghatározó jelentőségű a vizek öntisztulási folyamatában, emellett bonyolult és a nagyméretű tavakon még költséges is. A vízvirágzás ellen lehet herbicidekkel (gyomirtó szerek) és algicidekkel (algairtó szerek) védekezni vagy szabályozni a növényzet túlszaporodását, de egyúttal szennyezheti a vizet és fontos növényeket is kiirthat. Igen költséges és energiaigényes megoldás a levegőztetés a tavak és tározók oldott oxigéntartalmának növelése céljából (PREGUN ÉS JUHÁSZ, 2012).

4.4. A Balaton eutrofizálódása

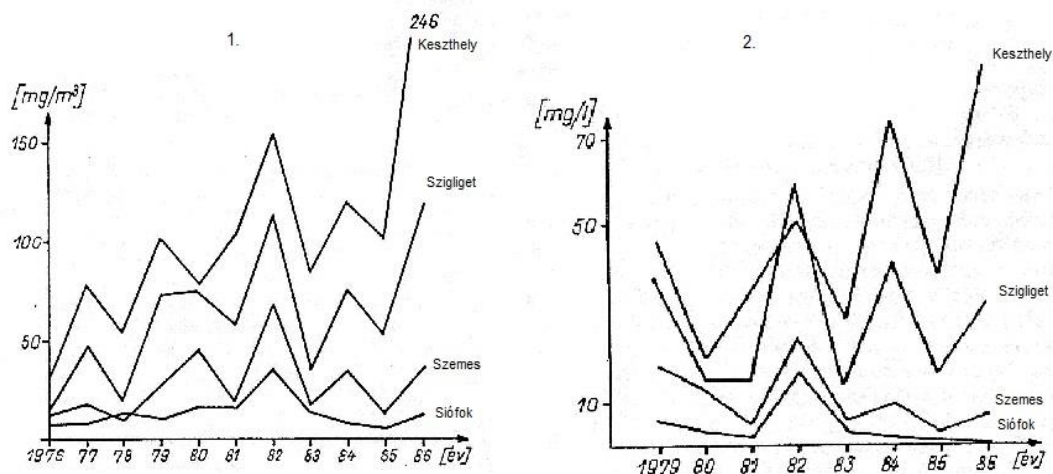
A Keszthelyi- öböl eutrofizációja már az 1870-es években elkezdődött, aminek első jele a hínárosodás volt. A Zala torkolati nádasa több évszázadon keresztül védte a Keszthelyi-öböl vizét és vízminőségét, azonban 1863-ban a Sió zsilip megépítésével és a Balaton vizének lesüllyesztésével ez a nádas szárazra került. Ezáltal ez a természetes védelem is lecsökkent, a nádas nem tudta a vízgyűjtőről származó szennyező- és tápanyagokat kiszűrni a Zala vizéből (ALMÁDI ET AL., 2001).

Az 1900-as évek elején a Kis-Balaton mocsarait a mezőgazdasági területek növelése érdekében lecsapolták és a legnagyobb vízgyűjtő folyó, a Zala természetes szűrő nélkül torkolt a Balatonba. Az öntisztulási folyamatok így a Keszthelyi-öbölben zajlottak le, amitől az öböl vize rendkívül szennyezett lett. Ide ömlött ugyanis Zalaegerszeg, Keszthely és a környező települések nem megfelelően tisztított szennyvize és a mezőgazdasági termelés során a folyóba jutott szennyezőanyagok is (JOÓ ÉS LOTZ, 1980.). Jelentős változás volt az 1910-es években az iszapképződés és az öböl feliszapolódása.

A következő két évtizedben az eutrofizálódást jelző növények a tóban elszaporodtak és kelet felé terjedtek, a tó vize elzöldült, fürdésre alig volt alkalmas. A mocsarak lecsapolásának hatására az elsődleges szervesanyag-termelés az 1960-as évekre a tízszeresére nőtt, vízvirágzások és halpusztulások jelezték, hogy sürgős beavatkozásra van szükség (LOTZ, 1978).

A tó eutrofizációja az 1960-as években kezdett felgyorsulni, aminek első jele a hínárnövények tömeges elszaporodása volt. Az algásodás már az 1970-es években elkezdődött, és 1982-re minden addigi mértéket meghaladóvá vált. A folyamat a 70-es évek végétől vált súlyos problémává, a tó vizében az algák mennyisége nyár végére egyre nőtt és egyre nagyobb mértékű vízelszíneződéseket okozott.

A legjelentősebb problémát okozó faj, a süveges kékmoszat (*Cylindrospermopsis raciborskii*) a tóban nem őshonos, de nyár végére olyan állapotok alakultak ki a vízben, amelyek elősegítették számára, hogy minden más algát kiszorítva tömegesen elszaporodhasson (GORZÓ, 1987) (7. ábra). Az alga túlszaporodás a vízben nemcsak látványnak kellemetlen, de bizonyos esetekben az arra érzékeny embereknek irritációk alakulhatnak ki. Ha az algák toxinokat termelnek, az további gazdasági és egészségügyi problémákat is okozhat a víz felhasználáskor, például az ivóvízként történő hasznosításnál (TAKÁCS ÉS KÓBOR, 2007).

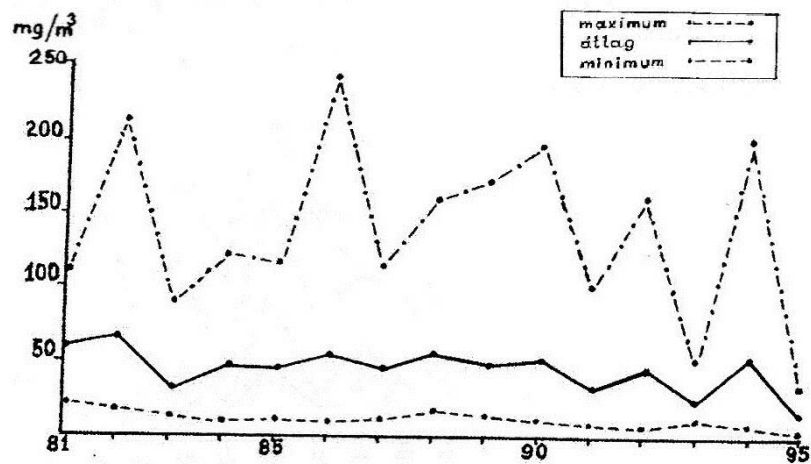


7. ábra Klorofill- a koncentráció maximumok (1) és kékalga biomassza maximumok (2) alakulása a Balaton négy medencéjében 1975 és 1986 között (forrás: Gorzó, 1987)

1972-ben busákat telepítettek a Balatonba az eutrofizáció elleni védekezés biológiai eszközeként. Minden tanulmány elfogadta, hogy a fitoplankton táplálékot fogyasztó fehér busa testszöveteiben viszonylag jelentős mennyiségű foszfor és nitrogén akkumulálódik, és ez halászattal kikerülhet a

Balaton tápanyag forgalmából. A telepítések nyomán hatalmas busa-biomassza halmozódott fel a tóban, de az eutrofizáció folyamatát nem tudta megfékezni (GÖNCZY, 2012).

Az 1980-as évekig a Zala évente 100 tonna foszfort szállított a Keszthelyi-medencébe, amely érték jelentősen és gyorsan harmadára csökkent az eutrofizálódást csökkentő nagyberuházások hatására. Az algák közel egy évtizedes késéssel reagáltak erre a változásra, az üledékben felhalmozódott és lassan kiürülő belső tartalékok miatt (VÖRÖS, 2012). 1994-ig évenként változó mértékben ismétlődött a vízvirágzás 1995-ig, amikor váratlanul alacsony értékre esett vissza (VIRÁG, 1997) (8. ábra).



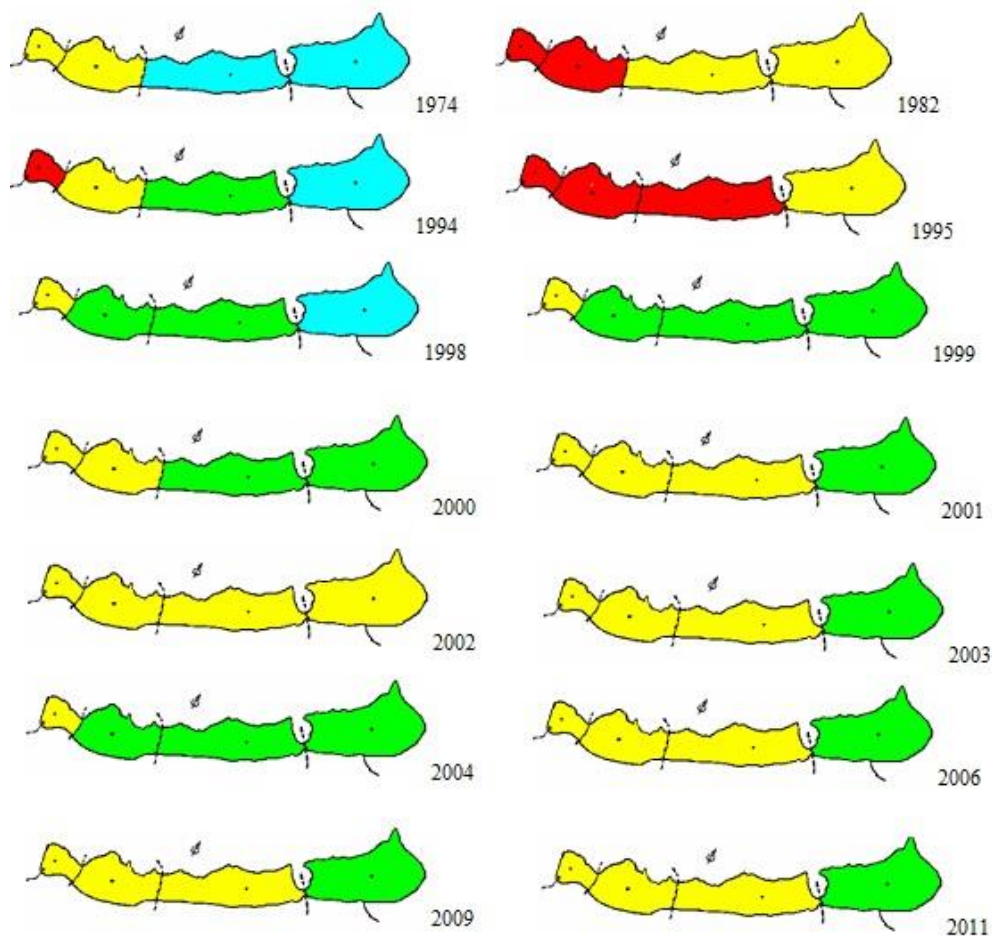
8. ábra Klorofill- a mennyisége a Keszthelyi- medencében (forrás: Virág, 1997)

A 78/2008. (IV. 3.) Kormányrendelet előírásai szerint, cianobaktérium dominancia esetén egy természetes víz 50 mgm^{-3} klorofill-a koncentrációt meghaladó algamennyiség felett nem alkalmas fürdésre (az OECD által ajánlott határérték ennél megengedőbb, 75 mg klorofill-a köbméterenként).

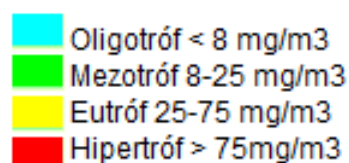
Az eutrofizálódást csökkentő nagyberuházások hatására jelentősen, mintegy harmadára csökkent a tó külső foszfor terhelése, ennek következtében fokozatosan és jelentősen csökkent a planktonikus algák biomasszája is. Ilyen beruházások voltak többek között: a parti települések szennyvizeinek kivezetése a vízgyűjtőről, szennyvizek foszformentesítése, Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer részleges kiépítése és a Marcali-tározó megépítése, hígtrágyás állattartó telepek felszámolása és a műtrágya felhasználás csökkentése. Szerencsére a beruházások meghozták a kívánt eredményt, és az elmúlt években már nyáron, a legnagyobb melegben sem képesek az algák kifogásolható

mértékben elszaporodni, még a Keszthelyi-medencében sem, így a Balaton minden része alkalmas fürdésre.

A tó legalgásabb területén, a Keszthelyi-medencében az algák mennyisége tartósan és jelentősen meghaladta a határértéket 1979 és 1994 között, de ezt követően azonban mennyiségük csak elvétve, egy-egy alkalommal érte el ezt a határt, és még aszályos években (2002, 2003, 2012) sem romlott a vízminőség (VÖRÖS, 2012) (9., 10. ábra).



9. ábra A Balaton trofitása 1974 és 2011 között (forrás: www.kvvm.hu)



10. ábra Trofitási határértékek (saját szerk.)

5. Tápanyag vizsgálati módszerek

5.1. A Kis- Balaton üzemmérnökség tevékenysége

A Zala vízminőségét és hordalékszállítását a Nyugat- Dunántúli Vízügyi Igazgatóság már 1976 óta naponta vizsgálja. 1987 óta a keszthelyi Kis-Balaton üzemmérnökség (KÜM) laboratóriuma végzi ezeket a vizsgálatokat (ALMÁDI ET AL., 2001).

A KÜM tevékenysége három részből áll:

- Klasszikus vízügyi „szakaszmérnökségi” feladatok elvégzése,
- KVBR fenntartásával, üzemeltetésével kapcsolatos tevékenység,
- KVBR monitorozása- folyamatos vízminőség ellenőrzés.

Legfontosabb tevékenységük szakmai szempontból a vízkár elhárítás és vízminőségi kár elhárítás. A szakaszmérnökség szervezetileg egy keszthelyi központból és két kerületi felügyelőségből (Zalaapáti, Keszthely) áll (VKKI, 2009).

A Zala és a védőrendszer egyes részei között átfolyó víz, valamint a Balatonba jutó víz tápanyagtartalmát naponta ellenőrzik. Vizsgálják még a többi mellékbefolyót, a tó belső víztereinek minőségét, mikroszkopikus élővilágát. A magasabb rendű növényzetben bekövetkező változásokat is megfigyelik (ALMÁDI ET AL. 2001).

A KVBR üzemeltetése szempontjából meghatározó jelentőségű hidrológiai, ill. vízminőségi vizsgálati feladatokat is a KÜM látja el. A méréseket a keszthelyi központ NAT által akkreditált laboratóriumában végzik. A mérések és megfigyelések két fő területre oszthatók: fizikai és kémiai vízvizsgálatokra és hidrobiológiai vizsgálatokra. Ezeket a vizsgálatokat szennyvízből, ivóvízből, felszíni és felszín alatti vízből vett mintákon végzik el.

A NAT részletező okirata alapján az akkreditált területhez tartozó fizikai és fiziológiai jellemzők vizsgálata a következőkre terjed ki: hőmérséklet, fajlagos elektromos vezetőképesség, szín, szag, átlátszóság.

Kémiai vizsgálatokhoz tartoznak: a pH mérés, az összes oldott anyag tartalom, összes lebegő anyag tartalom, oldott oxigén (DO), kémiai oxigénigény (KOI_{kr} , KOI_p), biológiai oxigénigény (BOI_5), összes szerves szén (TOC), oldott szerves anyagok (DOC), összes keménység, karbonát keménység, fenoltalein- és metilnarancs-lúgosság meghatározása. A különböző kation és anion vizsgálatok is a kémiai összetételt jellemzik. A laborban a következő ion-tartalmakat mérik a behozott mintákból: szulfát (SO_4^{2-}), vas II (Fe^{2+}), szulfid (S^{2-}), nitrát (NO_3-N), nitrit (NO_2-N), ammónium (NH_4-N), kalcium (Ca^{2+}), magnézium (Mg^{2+}), klorid (Cl^-), összes foszfor (TP), foszfát

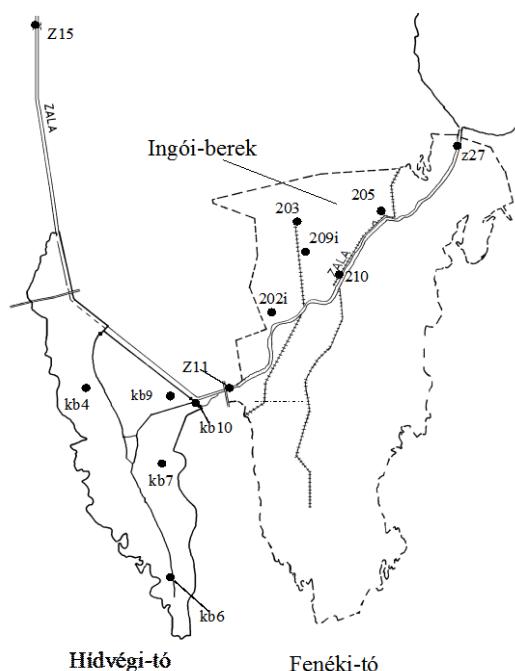
($\text{PO}_4\text{-P}$), nátrium (Na^+), kálium (K^+), összes és összes oldott nitrogén (TN). Mindezek mellett még klorofill-a tartalmat is mérnek (NAT RÉSZLETEZŐ OKIRAT, 2013). Ugyan a mangán (Mn^{2+}) mérése nem akkreditált, de a minták mangántartalmát is meghatározzák.

Ugyancsak Keszthelyen működik az a távjelző-központ, ami megfigyeli a vízgyűjtőn a csapadékot, lefolyást és a vízminőség alakulását. Ide futnak be a duzzasztók zsilipjeinek és a Kis-Balatont körülhatároló szivattyútelepek adatai is (ALMÁDI ET AL. 2001).

Egyik héten a 15, 10, 11, 20, 27, 205, 210, ZSHA és MV mintavételi pontokról mintáznak, a következő héten pedig a 15, 4, 6, 7, 9, 11, 20, 27, 202, 203, 209, 210-es (11. ábra) helyekről hozzák be a vízmintákat vizsgálatra. A csónakkal megközelíthető helyekről csak tavasztól őszig vesznek vízmintákat.

Napi mintákért kétnaponta mennek ki a Kis-Balatonra, ahol aznap mintavételezést végeznek, illetve az előző napi mintákat a kint dolgozó gátőrök vagy automata mintavevők szedik meg és hűtve tárolják. Napi mintát csak 4 helyről vételeznek.

A legfontosabb mutatókat ($\text{PO}_4\text{-P}$; TP; $\text{NO}_2\text{-N}$; $\text{NO}_3\text{-N}$; TN; lebegő anyag) napi gyakorisággal mérnek a balatonhídvégi és fenékpusztai szelvényben (z11, z27), és 2012 augusztusától Zalaapátinál és a Gurgulónál (z15, 210). Az előbb felsorolt szelvényekből heti gyakorisággal un. teljes paraméterkörű vízkémiai vizsgálatok is történnek.



11. ábra Mintavételi helyek a Kis- Balatonon (forrás: KÜM)

1. táblázat: Mintavételi pontok a Kis- Balatonon

Mintavételi pont száma	Mintavételi pont neve
z15	Zalaapáti közúti híd
kb4	Pogányvári víz
k6	Terelőtöltés vége
kb7	Kányavári-víz
kb9	3T műtárgy
kb10	4T-műtárgy
z11	Balatonhídvég közúti híd
kb20	Egyesített övcsatorna
z27	Fenekpuszta, 21T műtárgy
kb202	Nyugati záró töltés közelében
kb203	I. terelő töltés vége
kb205	Egyesített övcsatorna-nyugat
kb209	I. terelő töltés-kelet
kb210	Bukóél, Gurguló
ZSHA	Zala-Somogy Határárok
MV	Marótvölgyi- csatorna

5.2. A P, N valamint a klorofill-a tartalom meghatározása a vízmintákból

5.2.1. PO₄P és összes P tartalom meghatározása skalár elem-analizátorral

A skalár elem-analizátort Hollandiában kezdték gyártani és alkalmazni először. A laborban található műszert 2000-ben hozták Keszthelyre Ausztriából. Magyarországon összesen 3 db ilyen eszköz található.

A műszerrel oldatok PO₄-P és összes P tartalmát mérhetjük. Régebben használták NO₃-N és NO₂-N tartalom mérésre is, de a mért értékek között akkora különbségek voltak, hogy nem lehetett egy standard sor felhasználásával mérni az összes anyag-tartalmat. A műszer számítógéppel van összeköttetésben, így az adatok digitálisan feldolgozhatóak és tárolhatóak (12. ábra).

A PO₄P és az összes P tartalom meghatározása a MSZ EN ISO 6878:2004 szabvány szerint zajlik. A mérés a kalibrációs görbe felvételével kezdődik. A műszer az automata mintavevő kar segítségével az előre odakészített 5 db növekvő töménységű standard oldatsorból felvesz néhány

ml-t. A mintavevő kar duplafalú és mintavétel közben levegőt fúj az oldatba, hogy felkeverje azt. A kalibráció során a legkisebb töménységű oldattal kezdődik a sor ($0,050 \text{ mg l}^{-1}$) és halad a legnagyobb (50 mg l^{-1}) koncentrációjú felé.



12. ábra A skalár elem-analizátor működés közben *(saját fotó)*

Amikor a kalibrációs görbe elkészült a műszer tálcájára sorban felrakott mintákból, az automatikus kar felszív pár ml-t. A mérés kezdetekor az eszköz mellett található N palackot megnyitják, ami $0,7 \text{ ATM}$ nyomáson tartja a készüléket. A mechanikus pumpák a nyomás hatására megemelkednek, ezáltal néhány mm átmérőjű buborékok keletkeznek a vékony csövekben. A buborékok a felszívott folyadékot kb. 2 centiméteres részekre választják el. A számítógép ezekből a buborékokkal elválasztott egységekből számítja majd ki az egyes minták átlagértékeit és rajzolja ki a diagramot. A pumpák után automata vegyszeradagoló adja hozzá a reagenseket a mintákhoz. A PO_4P méréséhez a következő reagenseket használják fel: aszkorbinsav oldat, ammónium-molibdenát oldat. Ennél a mérésnél szűrt vízmintát használnak és nincs szükség roncsolásra. Összes P mérésénél a nem szűrt mintához hozzáad a gép egy oxidációs reagenst, kénsavat, NaOH -t, ammónium-molibdenátot és aszkorbinsavat. Az aszkorbinsav mindkét mérésnél a kék színű komplex előhívásához (fotometriához) szükséges. Az összes P meghatározásakor szükség van roncsolásra, ami a csőspirálokban történik meg. Az eszközön még található egy hőcserélő is, ami állandó 40°C -on tartja a reagenseket. A buborékkal elválasztott részminták ezután egy beépített spektrofotométeren mennek keresztül, ami a számítógépnek közvetíti a mért extinkciós adatokat. A gép minden tízedik minta után új kalibrációs pontot „vesz ki” majd egy képlet segítségével korrigálja az alapvonalat,

ezzel biztosítva a még pontosabb eredményt. A számítógépes program segítségével az extinkcióból a kalibrációs görbe segítségével egy táblázatban kapják meg az eredményeket.

5.2.2. NO_2^- - N, $\text{NH}_4\text{-N}$ és NO_3^- - N tartalom meghatározása

A víz ammóniatartalma a vízben lévő szerves anyagok biológiai lebomlását jelzi, mivel az ammónia csak szerves anyagcsere termékek és az elpusztult élőlények lebomlása révén lehet jelen a vízben. Ivóvízben való kimutatása kommunális szennyezettségre utalhat. A szabad ammónia a sejtek membránján áthaladva sejtmérge. Ha ammónia jut a vízbe és elég oxigén van jelen, akkor a vízben élő nitrifikáló baktériumok nitritet és nitrátot képeznek belőle, melyek a növények számára felvehetőek (SZÜCS ET AL., 2009).

NO_2^- -N tartalom meghatározása

A nitrit tartalom meghatározása a MSZ 1484-13:2009 szabvány szerint történik. 25 ml szűrt vízmintát 50 ml-es lombikba mérnek, majd hozzáadnak 1 ml szulfanil-amid oldatot és 2-8 perc múlva 1 ml NAD oldatot. Desztillált vízzel jelre töltik, és jól összerázzák (13. ábra). A vakpróbát is így készítik desztillált vízből. 8-10 perc elteltével, spektrofotométerrel, 520 nm-en mérik az extinkcióját. Az eljárás a $0,01\text{-}2,0\text{ mg dm}^{-3}$ koncentráció tartományban használható. A kalibrációs görbe segítségével számolják ki a NO_2^- tartalmat.



13. ábra NO_2^- mérésre előkészített vízminták (saját fotó)

NH₄-N tartalom meghatározása

Az ammónium tartalom meghatározására a MSZ ISO 7150-1:1992 szabványt használják. Szűrt mintából 50 cm³ –es normál lombikba kimérnek 40 ml-t. A hígítás maximum 4x-es lehet, 1 mg l⁻¹-ig lehet a kalibrációs görbéről leolvasni az eredményt ezzel a módszerrel. A mintához hozzáadnak 4 ml színképző (szalicilát) reagenst és 4 ml oxidáló reagenst (Nátrium-diklór-izocianurát oldatot), majd a lombikot jelig töltik desztillált vízzel. A mintákkal azonos módon, desztillált vízből vakpróbát készítenek. A mintákat jól elegyítik, majd egy órát állni hagyják. A várakozási idő letelte után spektrofotométerrel 670 nm-en mérik, majd az extinkcióból a kalibrációs görbe segítségével kiszámítják a koncentrációt (14. ábra).

Ha a minta annyi NH₄⁺ -t tartalmaz, hogy meghaladja a kalibrációs görbe legmagasabb értékét, akkor a meghatározást közvetett desztillálás módszerrel végzik el. A desztillálókészülék lombikjába 50- 100 cm³ vízmintát mérnek be. A szedőként használt 250 cm³ –es Erlenmeyer-lombikba bemérnek 50 cm³ telített bórsavoldatot és pár csepp metilvörös keverékindikátort. A desztilláló berendezés a desztillációt lassú melegítéssel kezdi, majd ezután gombok segítségével adagolnak hozzá desztillált vizet illetve NaOH-t. Ha a minta bezöldül, akkor ammóniát tartalmaz. Ebből bórsavas desztillátumból 50 cm³-t sósav mérőoldattal kell megtitrálni metilénkék keverékindikátor hozzáadásával lila szín megjelenéséig. Ezt a módszert általában szennyvízmintáknál kell alkalmazni.

A következő képlettel számolják ki az eredményt:

$$\text{NH}_4^+ \text{ koncentráció [mg l}^{-1}\text{]} = f \cdot F \cdot 1040 / V$$

Ahol:

f= a titrálásakor fogyott 0,1 mol/l-es sósav mérőoldat mennyisége – vakpróba titrálásakor fogyott mérőoldat mennyisége [cm³]

F= a sósav mérőoldat faktora

V= felhasznált minta térfogata (50 cm³)

NO₃⁻-N tartalom meghatározása

A nitrát tartalom meghatározása a MSZ 1484-13:2009 szabvány szerint történik. 50 cm³ szűrt vízmintához 1 cm³ nátrium-szalicilátot adnak, majd vízfürdőn szárazra párolják. Kihűlés után hozzáadnak 1 cm³ tömény kénsavat elszívó alatt, majd tesznek hozzá még 25 cm³ desztillált vizet és

7 cm³ NaOH -t is. A térfogatot 50 cm³ -re egészítik ki, majd kihűlés után 420 nm-en mérik az extinkcióját. Az extinkcióból kalibrációs görbe segítségével kiszámítják a minták nitrát-tartalmát.



14. ábra Ammónium-tartalom meghatározása spektrofotométerrel (saját fotó)

5.2.3. Klorofill-a tartalom meghatározása

A klorofill-a a zöld növényekben található fotoszintetikus pigment, melynek koncentrációja a vizeink trofikus állapotának egyik indikátora. A klorofill pirrolgyűrűkből épül fel, melynek alkotóelemei a nitrogén és a magnézium, tehát a klorofill-a koncentráció korrelál a víz nitrogéntartalmával is. A klorofill-a mennyisége tulajdonképpen a vízben található fitoplanktonok mennyiségével egyenlő. A következő eljárás csak mennyiségi információt ad, azt nem lehet megállapítani, hogy mely algafajok voltak jelen a vízben (PADISÁK, 2005).

A minták megszűrése után a nem mért súlyú szűrőpapírt félbehajtják és sötét helyen, levegőn szárítják. Száradás után felvágják a szűrőpapírt fél cm-es csíkokra és állólombikba teszik. Hozzáadnak 10 cm³ etanolt és vízfürdőn felforralják, majd sötét helyen kihűtik. Kihűlés után membránszűrőn leszűrik, a térfogatot kiegészítik 10 cm³ -re és 20 percig centrifugálják. Fotometrálnak a felül lévő tiszta részt 655 nm-en és 750 nm-en, 5 cm-es küvettában. Ezután 10 ml mintához 0,01 ml sósavat adnak, összerázzák, maximum fél órát állni hagyják, majd újra fotometrálnak 665 és 750 nm hullámhosszon. A klorofill-a meghatározása a MSZ ISO 10260:1993 szabvány szerint történik.

A klorofill-a koncentrációt mg l^{-1} -ben kifejezve a következő képlettel számítják ki:

$$(A - A_a) / Kc \cdot R / R - 1 \cdot 1000V / V_s \cdot d [\text{mg l}^{-1}]$$

Ahol:

$A = A_{655} - A_{750}$ (az extraktum abszorbanciája savazás előtt)

$A_a = A_{665} - A_{750}$ (az extraktum abszorbanciája savazás után)

$Kc = 82 \text{ lg}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (Klorofill-a specifikus abszorpciós koefficiense)

$R = 1,7$ (A/A_a aránya)

V = az extraktum térfogata [ml]

V_s = leszűrt vízminta térfogata [l]

d = küvettahossz [cm]

6. Eredmények és értékelésük

Dolgozatom utolsó fejezetében a Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer jelentőségét szeretném bemutatni a Balaton vízminőségének javulásában. A Kis-Balaton tápanyag- visszatartásának és védelmi hatékonyságának meghatározására 2002 és 2013 között a Kis-Balatonban mért klorofill-a, nitrogén- és foszfor- tartalom értékeket illetve a Balatonban mért klorofill- a koncentráció értékeket használtam fel.

Az általam felhasznált balatoni klorofill- a koncentráció adatokat a Vidékfejlesztési Minisztérium, Balaton és Velencei-tó Információs Tájékoztatási rendszerében találtam meg (http://www.kvvm.hu/balaton/lang_hu/klab_00.htm). A Balatonban végzett vizsgálatokat a Közép-dunántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, a Dél-dunántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség és a Nyugat-dunántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség végezte. A Balatonban a vizsgált 4 medence közül a Keszthelyi-medencét választottam ki a vizsgálat balatoni helyszínéeként.

A Kis-Balaton N, P és klorofill-a koncentrációk adatait a Nyugat- Dunántúli Vízügyi Igazgatóság Kis- Balaton Üzemmnöksége bocsájtotta rendelkezésemre. A főkönyvekben az előzőekben ismertetett összes vizsgálat eredménye megtalálható minden mintavételről, minden egyes mintavételi ponton. Én a Balatonhídvégnél található mérési pont adatait választottam ki, illetve ennek is csak a N, P illetve klorofill-a koncentrációk értékeit (15. ábra).

Az adatokat úgy válogattam össze, hogy a Balatonban és a Kis- Balatonban is ugyanazokra a napokra essen a mintavétel ideje. A balatoni adatok miatt adott volt, hogy csak májustól szeptemberig vizsgáltam az összefüggéseket a két adatsor között, és így összesen 168 egyező mintavételi napot találtam.

A tavasztól őszig tartó időszak sokkal alkalmasabb a vizsgálatokra, mint az őszi-téli hónapok, mert nyáron magasabb az átlaghőmérséklet és több a napsütéses órák száma. Magasabb hőmérséklet esetén nő a mikrobiológiai aktivitás illetve a több fény hatására a fotoszintézis intenzitása, így az algák szaporodása is.

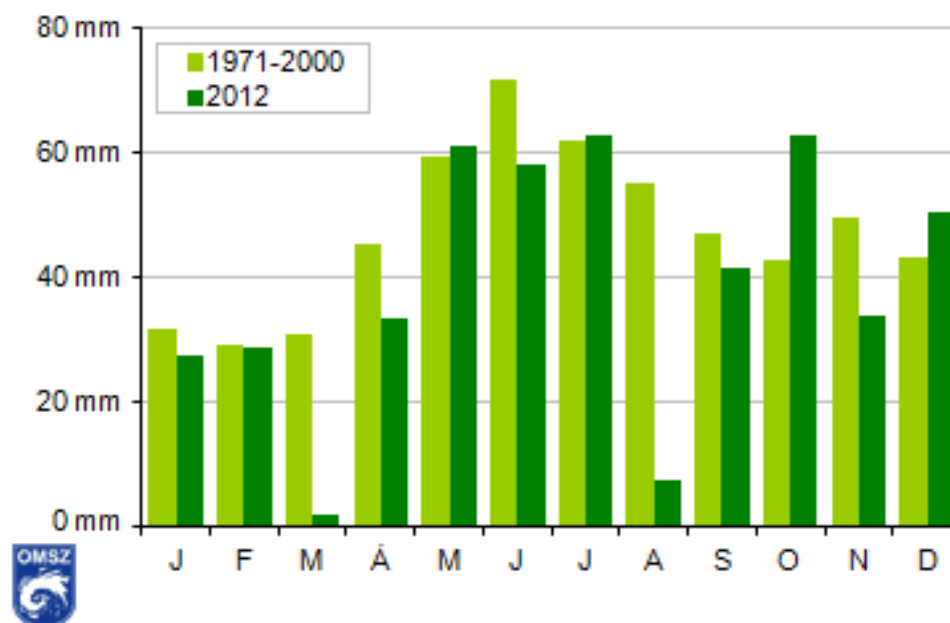


15. ábra A Zala folyó Balatonhídvégnél *(saját fotó)*

A kutatási eredmények alapján bebizonyosodott, hogy a tápanyagok (foszfor, nitrogén, stb.) és az egyéb hordalékok nagy mennyisége felelős a víz algásodásáért, az eutrofizációért. A trofitást meghatározó algaállomány erős összefüggést mutat a víz összes foszfortartalmával, az pedig a tavat érintő terheléssel. A klorofill pirrolgyűrűkből épül fel, melynek alkotóelemei a nitrogén és a magnézium, tehát a klorofill-a koncentráció korrelál a víz nitrogéntartalmával is.

A Balaton vízutánpótlásának 45 %-át a Zala folyó szállítja, az összes terhelés felét kitevő tápanyaggal, hordalékkal együtt a Keszthelyi-öbölbe, ami az öböl sajátos áramlási viszonyai miatt nagyrészt ott is marad.

A tápanyag-terhelés, ami először a Zalán keresztül a Kis-Balatont, majd a Balatont éri, szoros összefüggésben van a Zala és a Kis-Balaton vízgyűjtőterületének évi vízjárásával. 2002-2003-ban nagyon csapadékszegény volt az időjárás, a vízhozam átlagosan 130 millió m³ volt. 2004 és 2006 között közepes volt a csapadék-ellátottság, a rendszerbe érkező víz mennyisége ezekben az években 200-260 millió m³ között mozgott. A 2007 és 2009 közötti időszak vízellátottsága a 2002-2003-hoz volt hasonló. Csapadékban gazdag év a vizsgált időszakban csak a 2010-es év számított, amikor a vízhozam meghaladta a 400 millió m³-t. 2011-ben csapadékszegény volt az időjárás a 2012-es év pedig a vízmérleg szempontjából is aszályos volt (16. ábra).



16. ábra Havi csapadékösszegek 2012-ben és az 1971-2000-es átlagértékek (forrás: www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_visszatekinto/elmult_evek_idojarasa)

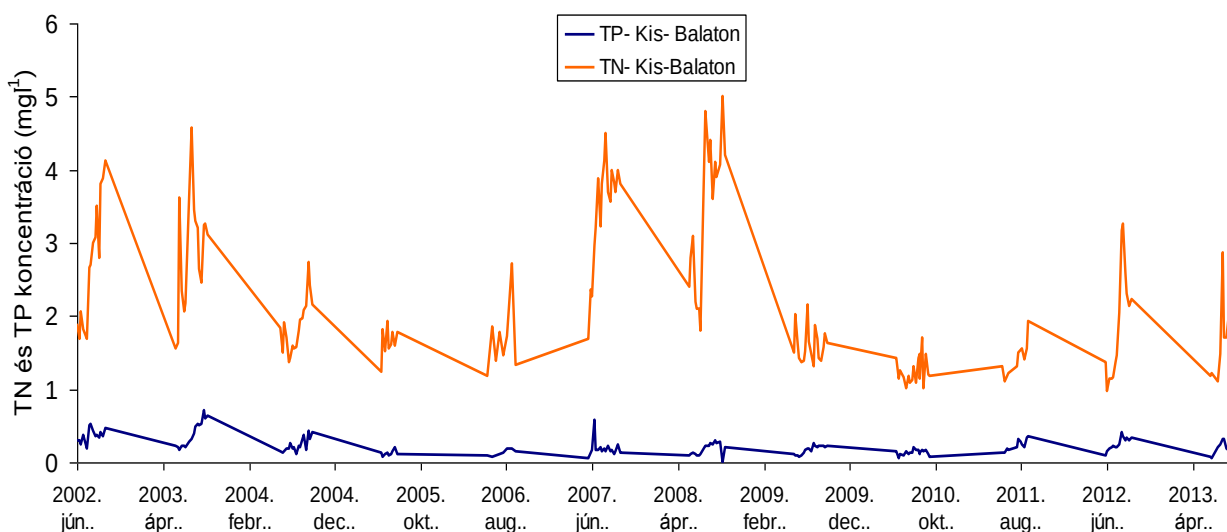
A napi adatokat összesítve megkapjuk, hogy egy évben összesen mennyi tápanyag terhelte a Kis-Balatont a Zalán és a közvetlen befolyókon keresztül.

Az összes-foszfor terhelést jelentősen befolyásolta a vízjárás. A csapadékos időszakban 2010-ben 61 tonna volt, de a csapadékszegény időszakban pedig gyakran nem érte el a 20 tonna értéket sem. A 2012-ben mért 10 tonna összes-foszfor terhelésével is ezt a megállapítást erősíti meg.

Az összes-nitrogén terhelést a vízjárás kevésbé befolyásolta, mint a TP-t. A nagyvizes időszakban a TN hozam meghaladta az 1000 tonnát, míg a kisvizes időszakban (2002, 2003, 2011 és 2012) mintegy harmadára csökkent. A közepes vízjárású években a vártnál nagyobb (700-1200 tonna) értékeket mértek.

A hídvégi napi minták TN és TP tartalmát 2002 és 2013 között a következő diagramon ábrázoltam (17. ábra). Megfigyelhetjük, hogy a naponta mért nitrogén tartalom akár több mint hússzorosa lehet a foszfornak. Az alacsonyabb vízellátottságú években a N szint magasabb, de észrevehetünk egy folyamatos, általános ingadozást is. Ez az ingadozás a P esetében is megfigyelhető, jelentős szezonálisitást mutat mindkét tápanyag. A tavaszi hónapokban viszonylag alacsonyak a terhelési szintek, a legnagyobb értékeket júliusban vagy augusztusban figyelhetjük meg minden évben.

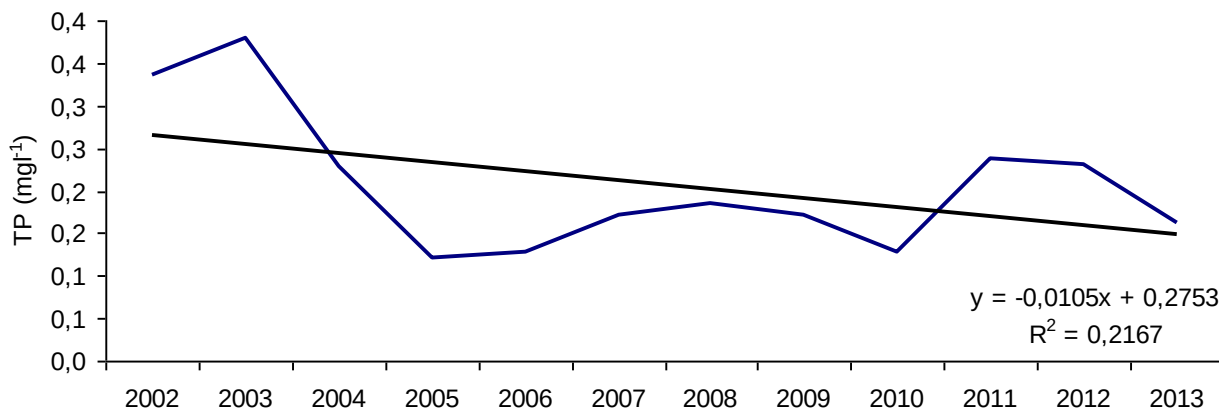
Összes foszfor és összes nitrogén koncentráció alakulása a Kis-Balatonban 2002 és 2013 között



17. ábra TN és TP koncentráció alakulása a Kis-Balatonban 2002. és 2013. között (saját szerk.)

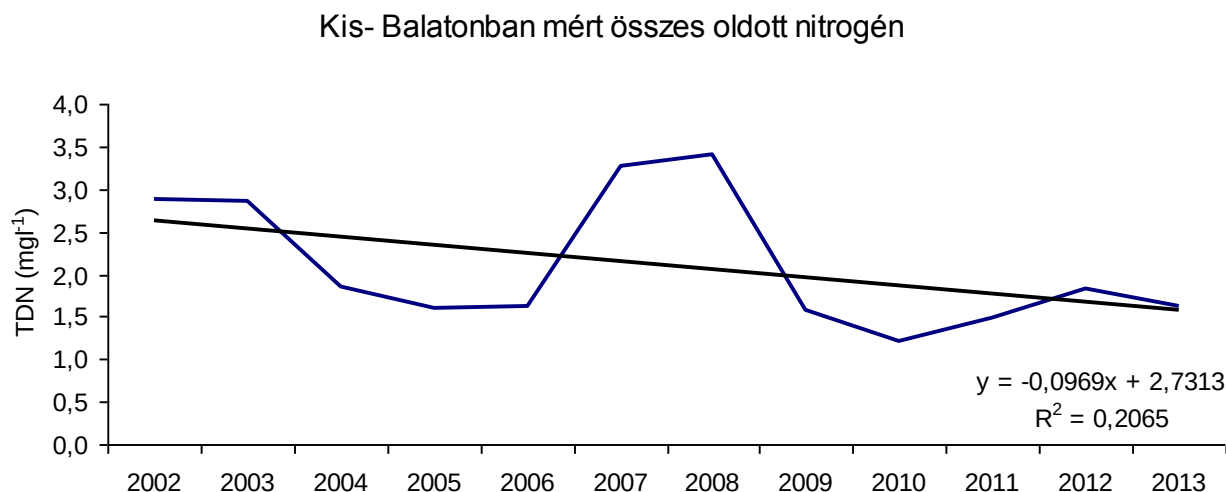
Megfigyelhetjük, hogy az átlagos P terhelés a csekély vízellátottságú években (2002, 2003, 2012) sokkal magasabb, mint a többi évben, de alapvetően csökkenő tendenciát mutat (18. ábra).

Kis-Balatonban mért összes foszfor



18. ábra A Kis-Balatonban mért átlagos foszfor értékek 2002. és 2013. között (saját szerk.)

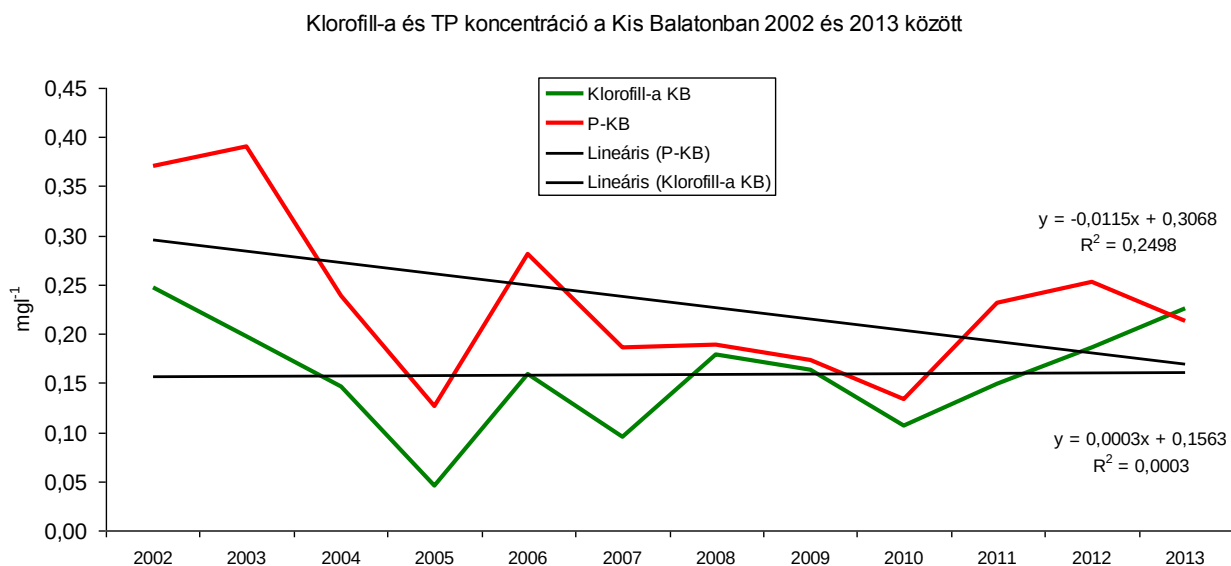
Habár az átlagos N terhelés jóval ingadozóbb képet mutat, ennél is megfigyelhető a csökkenő tendencia (19. ábra). 2004-2005 környékén kis mértékben csökkent a nitrogén mennyisége, majd 2007-2008-ban az értékek megkétszereződtek. 2009-ben ismét alacsonyabb értékeket mértek, újabb jelentős emelkedés azóta nem következett be.



19. ábra A Kis-Balatonban mért átlagos foszfor értékek 2002 és 2013 között *(saját szerk.)*

A felszíni vizek eutrofizálódásáért alapvetően a P felelős, de más okok is szerepet játszhatnak benne. Egyik ok például az, hogy a cianobaktériumok a N limitáltságot a légköri N végtelen készletéből megkötéssel kompenzálni tudják. Ha a tavak P ellátottsága és alga produkciója között keressük az összefüggést, akkor nem vizsgálhatjuk a vízben oldott P és az algák mennyiségének összefüggését, mert az algák mennyiségi növekedését a P limitálja. Ha van a vízben hozzáférhető P, akkor az algák azonnal beépítik a szervezetükbe és ez által annak alacsony koncentrációja fennmarad (PADISÁK, 2005).

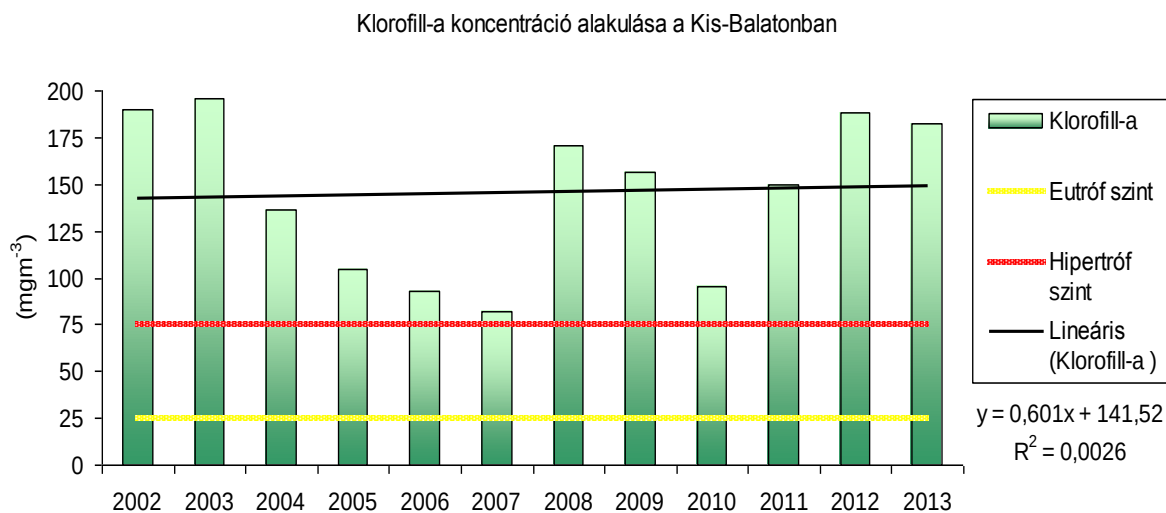
A Balatonban régen a hipertróf időszakban is szinte mindig méréshatár alatt volt az ortofoszfát koncentráció. A folyamat vizsgálatához ezért az adott víz P terhelését és növényi biomasszáját kell alapul venni. Jelen esetben a Kis-Balatonban és a Balatonban élő algák klorofill- a tartalmát tudjuk alapul venni a vizsgálatához. Ha együtt ábrázoljuk a Kis-Balaton P terhelését és a klorofill-a koncentráció értékeket, akkor bizonyos összefüggéseket figyelhetünk meg (20. ábra). Úgy tűnik, hogy a grafikonok 2004. és 2007. között párhuzamosan ingadoznak, 2008. és 2010. között összetartanak, majd szétválnak, de 2013-ban egyenlő értékeket vesznek fel. A P terhelés csökkenő tendenciát mutat, és trendvonala évről-évre közelít a klorofill-a konstansa felé. Tehát a csökkenő P terhelés hatására mégsem csökkent a klorofill-a koncentráció, mivel az algák a tározóban felhalmozódott P készletet használják fel. Ez a víz megtisztulásának szempontjából nagyon jó, hiszen az eutrofizációs folyamatoknak még a Balaton előtt le kell játszódniuk.



20. ábra P és Klorofill-a átlagok a Kis-Balatonban 2002. és 2013. között (saját szerk.)

A Kis-Balatonban mért napi adatokat átlagolva azt állapíthattam meg, hogy a tó állapota mindvégig hipertróf volt a májusi és szeptemberi időszakokra nézve.

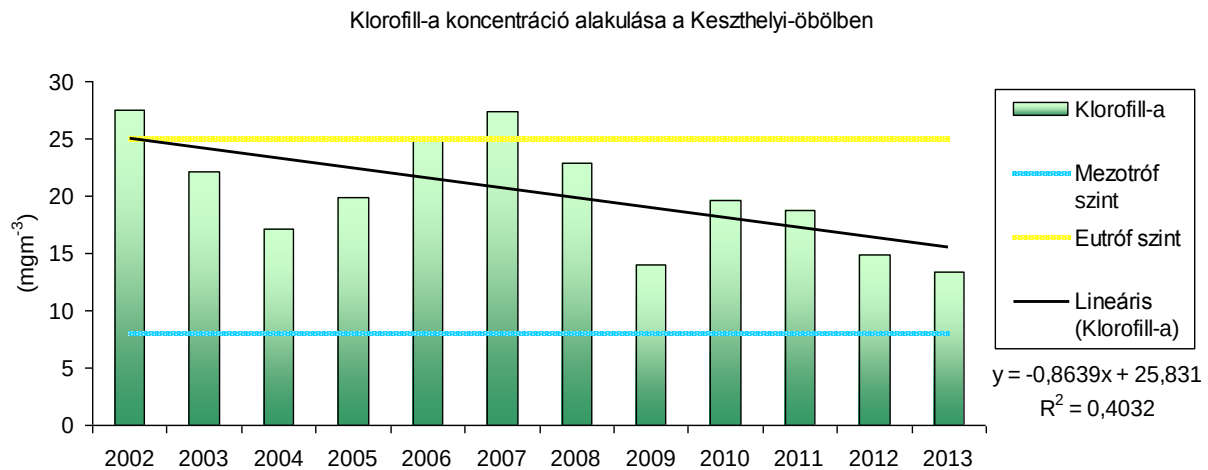
A klorofill-a koncentráció minden évben meghaladta a 75 mgm^{-3} értéket, 2002., 2003., 2008., 2009., 2012. és 2013-ban pedig a határérték kétszeresét is. A trendvonalon láthatunk egy nagyon csekély, de növekedési tendenciát (21. ábra).



21. ábra Klorofill-a koncentráció alakulása a Kis-Balatonban (saját szerk.)

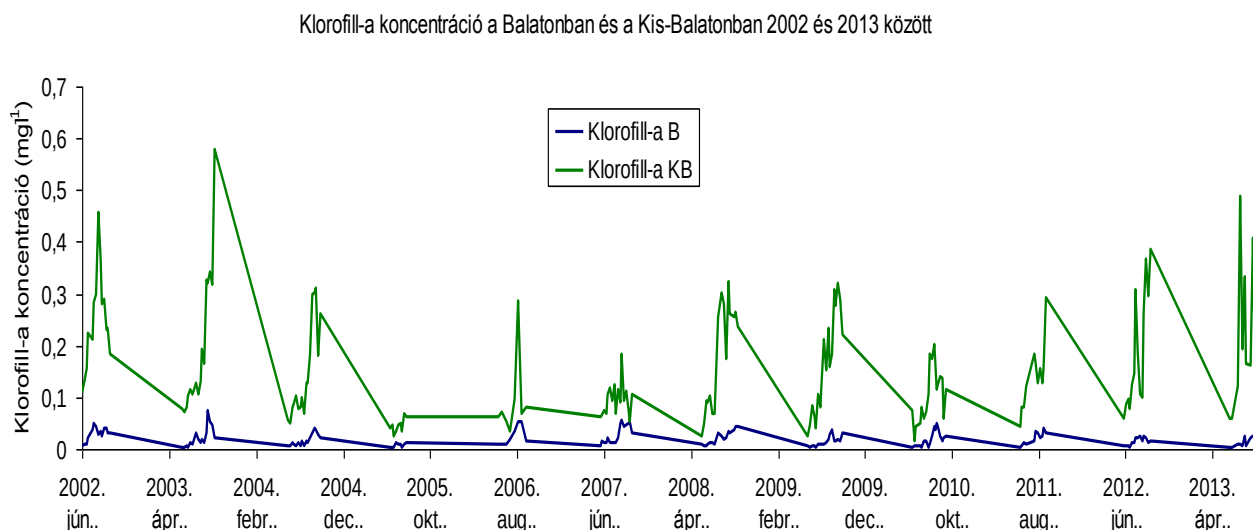
A Balaton trofitása azonban csak 3 évben (2002, 2006, 2007) volt eutróf, a többi vizsgált évben az átlagos klorofill-a koncentrációt az eutróf határérték 25 mgm^{-3} alatt mérték, a tó állapota mezotróf volt. A Balatonban mért klorofill-a koncentráció habár évenként ingadozik, mégis csökkenő

tendenciájú. Az elmúlt években kevés lebegő alga fordult elő a Balaton vízfelszínén. Ez is csak az aszályosabb években volt jellemző a lecsökkent vízszint miatt (pl. 2012-ben). Mennyiségük csak elvétve, egy-egy alkalommal érte el az eutróf határt, és még az aszályos években (2002, 2003, 2012) sem romlott a vízminőség (22. ábra).



22. ábra Klorofill- a koncentráció alakulása a Keszthelyi-öbölben (saját szerk.)

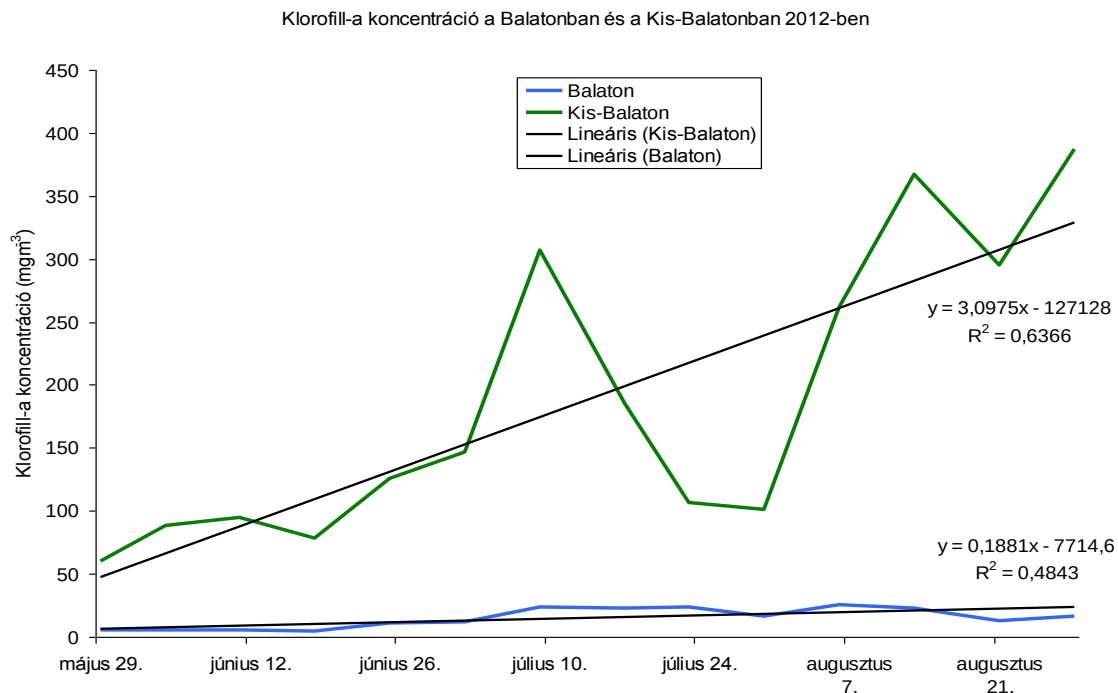
A napi adatsorra nézve láthatjuk, hogy mint a P és N koncentrációk, a klorofill-a is szezonális ingadozást mutat, de a két grafikon közel azonosan „hullámzik” (23. ábra). A maximum értékeket itt is nyár közepén vagy augusztus végén mérték, köszönhetően a magasabb hőmérsékletnek és a több beérkező napfénynek.



23. ábra Klorofill- a napi adatok összesítése (saját szerk.)

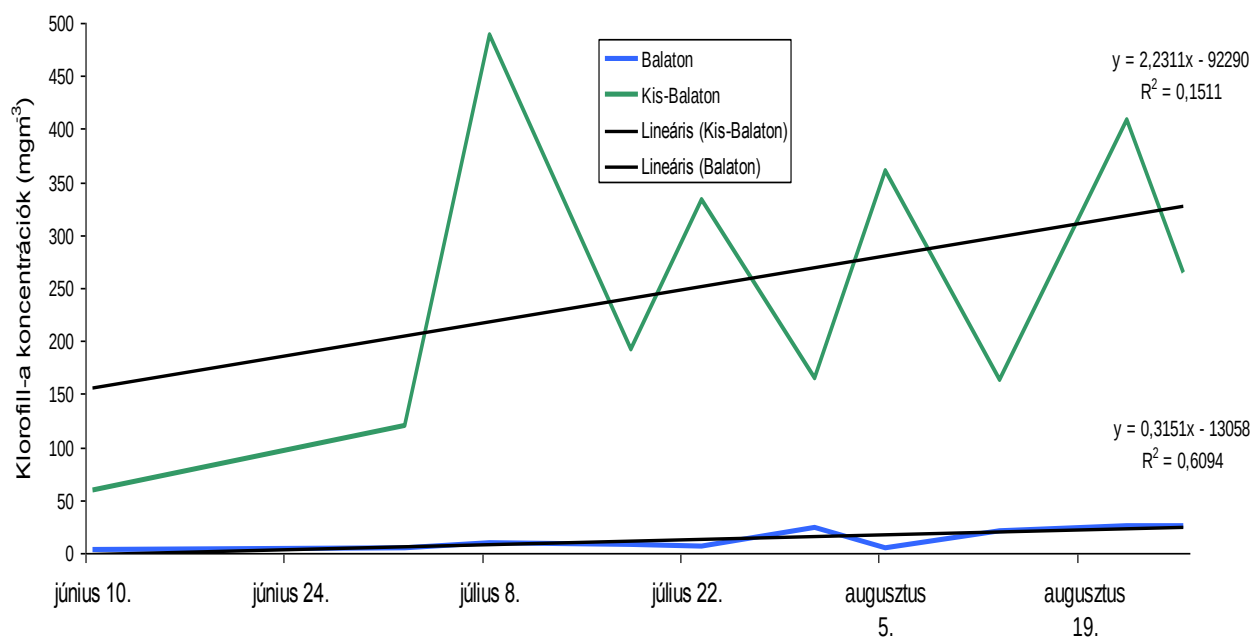
Végül a 2012-es és 2013-as évek eredményeit hasonlítottam össze, annak érdekében, hogy az aktuális állapotot megfigyelhessem. A 2012-es év egy rendkívül aszályos évnél számított (az évszázad legaszályosabb évének mondták), míg 2013-ban árvizekkel kellett megküzdenünk többek között a sok csapadék miatt. Tavasszal még a Zala is megáradt és néhány helyen átbukott a töltésén. Az összehasonlításhoz itt is az azonos mintavételi napokon vett minták klorofill-a értékeit vettem alapul (24., 25. ábra).

A 2012-ben Balatonhídvégnél vett minták klorofill-a tartalma átlagosan kilencszerese volt a Keszthelyi-medencében mért adatoknak, de július közepén 22x több alga volt a Kis-Balatonban. A KB grafikon bár nagyon ingadozó, mégis növekvő tendenciát mutat. A Balatonban mért értékek követik a Kis-Balaton klorofill-a értékek hullámzását, bár nem nagymértékben, és ez a grafikon is növekvő trendű. A Kis-Balaton trofitása 2012 májusában még eutróf volt, de június és szeptember között már hipertróf. A Balaton vízminősége ezzel szemben kiváló, oligotróf volt egészen június végéig, majd mezotróf állapotú lett. Augusztusban a trofitási érték egyszer ugyan elérte az eutróf határértéket, de ez nem számottevő. 2013-ban nagymértékű és gyakori ingadozásokat figyelhettünk meg a hídvégi mérőhelyről vett minták klorofill-a tartalmában. A minták maximuma is jóval nagyobb volt, mint 2012-ben. A folyamatos koncentráció-növekedés itt is megfigyelhető, bár nem annyira gyors ütemben zajlott, mint az előző évben. A Balatonban mért klorofill-a koncentráció nem követte a Kis-Balatonban mért koncentráció-ingadozásokat, klorofill-a tartalom a nyár folyamán majdnem egyenletes növekedést mutatott.



23. ábra Klorofill-a értékek az azonos mintavételi napokon 2012-ben (saját szerk.)

Klorofil-a koncentrációk alakulása a Keszthelyi-medencében és a Kis-Balatonban 2013-ban



24. ábra Klorofil-a értékek az azonos mintavételi napokon 2013-ban (saját szerk.)

7. Következtetések

Az 1983-ban elfogadott Balaton- vízgyűjtő rehabilitációs terv életbe lépése óta a Balaton vízminősége fokozatosan javult a terhelést csökkentő beavatkozások és beruházások hatására. A szennyvizek mintegy 40 %-át, amik fokozták a szezonális terhelést, kivezették a Balaton vízgyűjtőjéről. A Zalába folyó szennyvizek nagy részét megtisztítják, átadták a felújított és kibővített szennyvíztelepet, amely a zalai megyeszékhellyel együtt 120 település folyékony hulladékának tisztítását végzi, ezáltal ivóvíz minőségű vizet engednek vissza a Zalába. Felszámolták a hígtrágyás állattartó telepeket és a mezőgazdaságban ésszerű műtrágyahasználatot alkalmaznak.

A legfontosabb beruházás azonban a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer rekonstrukciója. A rendszert két ütemben valósítják meg, az első már 1985-óta üzemel, a II. ütem egy 16 km²-es része 1992-óta. A Kis-Balaton részleges kiépítése után is már jelentősen javult a vízminőség és a II. ütem befejezésének hatására a klorofill- a tartalom várhatóan tovább fog csökkenni, mely egyben a trofitást meghatározó nitrogén- és foszforformák terhelésének csökkenését is jelenti. A Védőrendszer fejlesztésének hatására az évi átlagos tápanyag- visszatartási hatások is javulni fog. A KBVR-t érő összes terhelés 2012-ben lebegőanyagból 2307 tonna, összes foszforból 10,07 tonna, míg összes nitrogénből 267 tonna volt. A rendszert a fenékpusztai kifolyónál 282 tonna lebegőanyag, 11,5 tonna összes foszfor és 109 tonna összes nitrogén hagyta el. Így a visszatartási hatások a rendszer egészét nézve lebegőanyagra 87,8 %, foszforra 14,2 % és nitrogénre 59,2 % volt (KÜM).

Megállapíthatjuk tehát, hogy a rendszer még félkész állapotban is nagyon jól működik, a II. ütem üzembe helyezésével a tápanyag visszatartás még hatékonyabb lesz. A Zala vizét a rendszer megszűri, hordalékának nagy részét lerakja, ezáltal megvédi a Keszthelyi-öblöt a nagymértékű tápanyagterheléstől.

A KBVR feladata nemcsak a Balaton vízminőségének védelme, hanem havária- és természetvédelmi feladatokat is ellát. A havária események a Balaton szempontjából a Zalán érkező többlet tápanyagterhelést vagy árvizet jelenthetik. A rugalmas vízkormányzás képes lesz a havária események és az árvizek elhárítására, mind az élővilág, az emberek és az épített környezet biztonságát fokozza. Természetvédelmi szempontból hazánk egyik legfajgazdagabb területe. Ez a védett, természet közeli terület megfelelő élőhelyet biztosít számos növényfajnak és állatfajnak egészen a gerinctelen állatoktól az emlősökig. A Kis-Balaton változatos vizes élőhelyekből álló

élőhely-komplexuma nagy tömegű és nagy diverzitású madárfaunának otthont és védelmet biztosít számukra. Kételtűek és hüllők óriási tömegben fordulnak elő a mocsaras zónákban. A területen értékes emlősfauna is él, köztük megtalálható a fokozottan védett vidra is.

A KBVR legfontosabb szerepe mégis a Balaton vizének megóvása. Az elmúlt években a Balatonra jellemző, a tó hossz tengelye mentén megfigyelhető tápanyag koncentráció gradiens nem alakult ki. Az algák szaporodását már nem a tápanyagellátás, hanem minden valószínűség szerint az alacsonyabb hőmérséklet korlátozza. Ősz végére a Balaton vize tiszta, átlátszó, hőmérséklete általában 10 °C körüli. A kristálytiszta vízben kevés alga lebeg, mennyiségüket kifejező klorofill-a koncentráció alacsony értékeket mutat. A tó jellegzetes nyári és kora őszi algái eltűntek, és az egész tó területén a parányi, korong alakú kovamoszatok élnek legnagyobb tömegben. Néha előfordulhat, hogy a Keszthelyi-medencét tápláló Zala folyó vizének színe a Kis-Balatonban keletkező oldott huminanyagoktól sötétbarna, ami megszínezi a tó nyugati területeinek vizét, de ez nem jelent vízminőség romlást.

A keszthelyi térségben a korábban nagymértékű planktonikus eutrofizáció jelentősen lecsökkent, a klorofill-a értékek nyáron mezotróf, elvétve eutróf értékeket mutatnak. A tó vizében az összes foszfor koncentrációja mérés határ közeli vagy az alatti, a nitrogén koncentráció is viszonylag alacsony. A víz trofikus állapotát azonban nemcsak a tápanyagok, hanem meteorológiai és hidrológiai tényezők is jelentősen befolyásolják.

8. Összefoglalás

A Kis- Balaton Zala és Somogy megye határán, Keszthely, Zalavár és Balatonszentgyörgy között elterülő wetland. A Kis- Balatont régen a Balaton szerves részének tekintették, hajózható nyílt vize a Balaton öble volt és nem tettek különbséget a két víztest között egészen a 19. század végéig. A Zala ekkor a Kis- Balatonon keresztülfolysva a parti nádasokban megszűrődve torkolt a Balatonba.

A Kis- Balaton aztán a szabályozások miatt mocsarasodni kezdett, nyílt vízfelülete összezsugorodott. Az 1900-as évek elején a mezőgazdasági területek növelése érdekében a Kis- Balaton maradék vizeit lecsapolták, helyükön búzatermesztésbe fogtak. A Balatont tápláló Zalát mesterséges gátak közé szorították, a parti nádasokat learatták és megépítették a Balaton „lefolyóját”, a Sió- csatornát.

Ennek eredményeképpen a Balatont semmi nem védte a Zalán át érkező szennyezéstől illetve tápanyag-terheléstől. A helyzetet súlyosbította, hogy a parti szennyvizek, az ipari szennyvizek, az állattartó telepek elfolyó hígtrágyái illetve a mezőgazdasági területek nagymértékű műtrágyázásából származó maradékok mind a Balatonba ömlöttek.

A Keszthelyi-öböl feliszapolódásával és a hínárnövények tömeges elszaporodásával kezdetét vette a Balaton mesterséges eutrofizálódása. Ez a folyamat az 1960-as évek felgyorsult, a hínárnövények inváziója után algák borították el a Balaton vizét. A tó vize teljesen bezöldült, toxikus kékalgák szaporodtak el benne, fürdésre alkalmatlanná vált, halpusztulások jelezték, hogy sürgős beavatkozásra van szükség.

Az 1970 –es és ’80-as években számos tervet készítettek és intézkedéseket hajtottak végre a vízügyi szervek a Balaton vízminőségének javítása érdekében. Ilyen intézkedések voltak többek között: a parti települések szennyvizeinek kivezetése a vízgyűjtőről, szennyvizek foszformentesítése, Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer részleges kiépítése és a Marcali-tározó megépítése, hígtrágyás állattartó telepek felszámolása és a műtrágya felhasználás csökkentése. Ezek a beruházások meghozták a kívánt eredményt, és az elmúlt években már nyáron, a legnagyobb melegben sem képesek az algák nagymértékben elszaporodni, még a Keszthelyi-medencében sem, a Balaton minden része alkalmas fürdésre.

A Balaton vízminőségének megóvása érdekében a legnagyobb befolyót, a Zalát és torkolati védelmi rendszerét, a Kis- Balatont folyamatosan monitorozzák. A Nyugat- Dunántúli Vízügyi Igazgatóság Keszthelyi Üzemmérnökségében minden nap a Kis- Balaton mintavételi pontjairól vett mintákat

elemzik, hogy ha szükséges, akkor minél előbb be lehessen avatkozni, és ezzel megakadályozni a Balaton szennyeződését.

A Kis-Balaton rekonstrukció a tervezett ütemben halad, és a II. ütem befejezésével teljes egészében betöltheti természet- és vízminőség- védelmi funkcióit.

A Balatont tiszta, jó minőségű vize és csodálatos természeti környezete teszi az egyik legkedveltebb üdülőhellyé Magyarországon. A tó nemcsak fürdőzők és horgászok paradicsoma, hanem vitorlások és a vízi sportokat kedvelők kedvelt célpontja is. A főváros mellett ez a második legfontosabb turisztikai körzet, főleg a nyári időszakban. A javuló vízminőség és a természeti értékek gyarapodásának hatására egyre fokozódik a turizmus, külföldről is rengetegen látogatnak el a Magyar Tengerhez, ezáltal az ország gazdasága is fellendülhet. Mindannyiunk közös érdeke tehát, hogy a lehető legjobb technológiával és módszerekkel védjük ezt az egyedülálló kincset, a Balatont.

9. Felhasznált irodalom

ABÉRT LÁSZLÓ (1996): A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer Kialakulása, jelentősége és aktuális kérdései p 659-661. In Pomogyi Piroska (szerk.): 2. Kis- Balaton Ankét, Összefoglaló értékelés a Kis-Balaton Védőrendszer 1991-1995 közötti kutatási eredményeiről, Keszthely 1996. szeptember 9-11.

ALMÁDI L. DR., BERDÁN L., DR. HALÁSZ I., HARKAY M., DR. MÜLLER R., DR. PETÁNOVICS K., DR. SZEGLET P., DR. VÍG K., ZENTAI Z. (2001): A Kis- Balaton és a Keszthelyi- hegység, B.K.L. Kiadó, Szombathely 2001. p 4- 113.

CSUPOR TIBOR (1983): Kis-Balaton, Gondolat Kiadó, Budapest 1983. p 186.

FÖLDINÉ DR. POLYÁK KLÁRA (2005): Analitikai Laboratóriumi Gyakorlatok 1. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém 2005. p 42.

GORZÓ GYÖRGY (1987): Fizikai és kémiai faktorok hatása a Balatonban előforduló heterocisztás cianobaktériumok spóráinak csírázására. Szombathely, közép- dunántúli Vízügyi Igazgatóság, 1987. Kivonat p 217.

GÖNCZY JÁNOS (2012): A balatoni busatelek hatása és következményei, HAKI 2012, http://hakinapok.haki.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=307:goency-janos-a-balatoni-busatelepitesek-hatasa-ekoevetkezhmenyei&catid=88:termeszetesvizi-halaszat-i--balaton&Itemid=133

JOÓ OTTÓ, DR., LOTZ GYULA (1980): A Zala folyó szerepe a Balaton eutrofizálódásában, Vízügyi Közlemények, Budapest 1980. p 225-254.

KERÉNYI ATTILA (1995): Általános környezetvédelem, Mozaik Oktatási stúdió, Szeged 1995. p 28.

KÉZ ANDOR, DR. (1931): A balatoni medencék és a Zalavölgy, Pótfüzetek a Természettudományi közlönyhöz, 63. kötethez 182-183.pótfüzet 1931. április-szeptember p 49-61.

LOTZ GYULA (1978): A Kis- Balaton múltja és jövője, Külön lenyomat a Zalai Gyűjtemény 8. számából 1978. p 159-173.

MAGYAR ORSZÁGOS HORGÁSZ SZÖVETSÉG (MOHOSZ, 1995): A víz, a vízminőség és a vizsgálatok, Budapest, 1995. p 15-60.

MONSPART ÉVA (2004): A Balaton könyve, Nők a Balatonért Egyesület, Veszprém 2004. ISBN: 9630074702 p 16,145,186.

PADISÁK JUDIT (2005): Általános limnológia, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest 2005. p 42., 210-241.

PÁSZTÓ PÉTER DR. (1998): Vízminőségvédelem, vízminőségsszabályozás, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém 1998. p 72-73.

PLÓSZ SÁNDOR (2004): Vízi- mocsári foszforciklusról, Hidrológiai Közlöny 84. évf. 2. szám március-április Budapest, 2004. p 1-9.

PREGUN CSABA DR., JUHÁSZ CSABA DR. (2012): Vízminőségvédelem, Debreceni Egyetem 2012. , <http://www.agr.unideb.hu/ebook/vizminoseg/index.html>

SZÜCS PÉTER, SALLAI FERENC, ZÁKÁNYI BALÁZS, MADARÁSZ TAMÁS: Vízkészletvédelem, Bíbor Kiadó, Miskolc 2009. p 110-113.

TAKÁCS ERZSÉBET, KÓBOR ISTVÁN (2007): A Balaton vízminőségének alakulása, Közép-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság,
www.vizugy.hu/uploads/csatolmanyok/44/balaton2.pdf

TÁTRAI ISTVÁN, MÁTYÁS KÁLMÁN, KORPONAI JÁNOS, PAULOVIČS GÁBOR, POMOGYI PIROSKA (2000): The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control water quality of Lake Balaton, Ecological Engineering 16 (2000) p 73-78.

VIRÁG ÁRPÁD (1997): A Balaton múltja és jelene, Egri nyomda, Eger 1997. p 489-502.

VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET (VITUKI) (1975): Egységes vízvizsgálati módszerek, Budapest 1975. p 172-178.

VÍZÜGYI ÉS KÖRNYEZETVÉDELMI KÖZPONTI IGAZGATÓSÁG (VKKI) (2009): Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer II. ütem Megvalósíthatósági tanulmány p 5- 186.

VÖRÖS LAJOS (2012): A Balaton vízminősége és az algák, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany, www.okologia.mta.hu/Balaton_es_algak

FELHASZNÁLT SZABVÁNYOK:

KIADTA A MAGYAR SZABVÁNYÜGYI HIVATAL, BUDAPEST

MSZ EN ISO 6878:2004

MSZ 1484-13:2009

MSZ ISO 7150-1:1992

MSZ ISO 10260:1993

Internetes források:

1. www.bfnp.hu/magyar/oldal/kis_balaton/1/1
2. www.kisbalaton.hu/a_mult.html
3. www.kisbalaton.hu/kbvrprojekt.html
4. www.kvvm.hu/szakmai/balaton/lang_hu/index.htm

10. Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretnék köszönetet mondani a NYUGDUVIZIG KÜM munkatársainak, hogy gyakorlatom ideje alatt beavattak a vízvizsgálatok módszereibe és minden kérdésemre készséggel válaszoltak. Köszönöm Dr. Mátyás Kálmánnak, hogy rendelkezésemre bocsájtotta a szabványokat és főkönyvi adatokat. A vas-oldatsorozat képert külön köszönet Obsitos Barbarának.

Köszönöm konzulensemnek, Kucserka Tamásnak, hogy munkámat mindvégig figyelemmel kísérte, remek könyvekkel és tanácsokkal látott el, hogy dolgozatom tartalmilag és formailag is megállja a helyét.

11. Nyilatkozat

Aláírással nyilatkozom arról, hogy a dolgozat saját munkám, a felhasznált irodalmat korrekt módon kezeltem, továbbá a munkámra vonatkozó jogszabályokat betartottam.

Keszthely, 2014.

aláírás