

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**ALGA KÖZÖSSÉGEK TÉR- ÉS IDŐBELI
VÁLTOZÁSAI HOLTÁGAKBAN- ÉS
VÍZFOLYÁSOKBAN**

Krasznai Enikő

Témavezetők: Prof. Dr. Tóthmérész Béla,
Dr. Borics Gábor



DEBRECENI EGYETEM
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2011

Bevezetés

1. Holtágak

A természetes módon lefűződött, vagy a mesterséges átvágások következtében létrejött holtágak száma a Kárpát medencében meghaladja a 300-at (Pálfai 2003). Más típusú állóvizekhez hasonlóan a holtágak is fokozatos öregedési folyamaton mennek keresztül (feltöltő szukcesszió). A makrofiton vegetáció szukcessziójával párhuzamosan a mikroflóra összetétele is jelentősen változik. Míg makrovegetáció változásai jól dokumentáltak, addig a hosszú távú alga szukcesszió általános jellemzői a sekély, gyorsan öregedő ökoszisztémákban jóval kevesebbet figyelmet kaptak (Scheffer 1998).

A fitoplankton horizontális eloszlása a különböző vizekben heterogén. A heterogenitás nagyságrendileg a néhány centimétertől a több száz kilométerig terjedhet. Ennek vizsgálata nagyszámú minta mikroszkópos elemzését igényli. A fitoplankton minták vizsgálata során alkalmazott 400 egyedig történő számolás 10%-os hibát eredményezhet (Lund et al. 1958), de ez a pontosság a teljes algaszámra vonatkozik. A kevéssé gyakori algák egyedszámának becslési hibája sokkal nagyobb. Részben ezzel is magyarázható, hogy az algaközösségek térbeli mintázata a legtöbb víztestnél kevéssé ismert. Az algák kis léptékű mintázatának jellemzői ugyanakkor mind elméleti, mind gyakorlati szempontból fontosak.

Napjainkban a vízminősítés a tudományos és gyakorlati, vízminőség védelmi szempontból is központi jelentőségű (Padisák et al. 2006). Az állóvizek minősítése eddig főként a fitoplankton elemzésén alapult, ugyanakkor más algacsoportok, köztük a kovaalgák (Schiefele & Schreiner 1991) és a desmidiales rendbe tartozó zöldalgák is jól alkalmazhatók a vízminősítésében (Hill et al. 2000). A desmidiales fajok között számos specialistát találunk, melyek igen érzékenyek a pH változásra vagy a tápanyagterhelésre (Coesel 1984, Fehér 2003). Coesel (2001) kidolgozott egy desmidiales flórán alapuló minősítési módszert az állóvizek természetességi értékének meghatározásához (angolul: nature conservation value (NCV)). A Coesel-féle módszer magyarországi

viszonyokra történő adaptációja és alkalmazása lényeges az ökológiai szempontú vízminősítési gyakorlat kialakításához.

2. Folyóvizek

Az elmúlt években megnőtt az igény az álló- és folyóvizek ökológiai állapotának értékelésére irányuló új módszerek kifejlesztésére, mivel az EU előírta a vizek jó ökológiai állapotának elérését, és ehhez a Vízkeret irányelv (VKI) szolgál direktívaként (WFD 2000). A folyóvizek vízminősítése általában a makroszkopikus vízi gerinctelen faunán és a bentikus kovaalgák vizsgálatán alapul. Több vizsgálat is igazolja, hogy a nagy, lassú folyású folyók alsó szakasza (főleg az alföldi területeken) erősen eutróf fitoplanktonnal rendelkezik (Kiss 1994, Dokulil 1996). A folyóvízi fitoplankton vizsgálata monitorozás céljából elkerülhetetlen. A folyóvízi fitoplankton vizsgálatának módszertana már jól kiforrott és rutinszerűen alkalmazható (Kiss et al. 1996). Ugyanakkor a fitoplankton alapú folyóvízi minősítés még nem kidolgozott, ezért több országban a régi szaprobitási rendszert használják (Pantle & Buck 1955).

A VKI előírja Európában a felszíni vizek rendszeres vizsgálatát és ökológiai állapot értékelését. Eutróf folyóvizek esetében a fitoplankton vizsgálata ugyanolyan fontos és informatív, mint pl. a bentikus kovaalgáé. Ugyanakkor a fitoplankton vizsgálata nem egyenlő a vízminőség meghatározásával. A legtöbb esetben egy adott folyóvíz fitoplankton közössége a folyó felsőbb szakaszainak ökológiai állapotára is utal.

Célkitűzések

A disszertáció két részből áll. Az első rész (1-3 pont) a holtágak fitoplankton dinamikájáról, míg a második rész (4-5 pont) a folyóvizek fitoplankton közösségéről szól. A következő kérdésekre kerestem a választ.

- 1) Egyedülálló-e a holtágak mikroflórája? Milyen hatása van a makrofita fedettségnek a holtágak fitoplankton összetételére és biomasszájára? Okoz-e a nagyobb makrofita arány tiszta vízü állapotot?
- 2) Milyen különbség van az algák horizontális eloszlásában egy holtág hosszanti tengelye mentén? Hogyan számszerűsíthető a heterogenitás? Melyik taxon és milyen módon okozza a heterogenitást? Van-e különbség kis skálán (1m) a mozaikosságban? Milyen mechanizmusok felelősek az alga mintázat kialakulásáért? Hogyan befolyásolja a horizontális mintázat a vízminősítésre használt minősítés eredményét?
- 3) Jelentős szerepet töltenek-e be a Desmidiáles fajok sekély, alkalikus, hipetróf holtágban? Milyen természetességi értékek jellemzik a Malom-Tisza holtágat? Hogyan változik a természetességi érték a nyár során? Milyen különbség van a különböző alzatok közt? Hogyan változik a természetességi érték a Fehér (2007) által módosított ritkasági értékkel? Hogyan befolyásolják a természetességi értéket a különböző számítási technikák (400 egyedig számolás vagy teljes csepp vizsgálata)?
- 4) Alkalmasak-e a fitoplankton funkcionális csoportjai (Reynolds et al. 2002) folyóvizek ökológiai állapotértékelésére?
- 5) Melyek vízfolyásaink jellemző fitoplankton asszociációi?

Anyag és módszer

Mintavételi módszerek

A vizsgált 13 holtág a Tisza magyarországi szakaszán található. A fitoplankton és víz-kémiai vizsgálatokhoz a mintákat oszlopmintavevővel a holtágak legmélyebb pontjánál vettük 2005 májusától 2008 októberéig.

A fitoplankton horizontális és vertikális mintázatának elemzéséhez a mintákat 2007. július 23-án vettük a Malom-Tisza holtágból a holtág hossz tengelye mentén 11 mintavételi ponton. Pontonként oszlopmintavevővel 3 mintát vettünk az eufotikus rétegből (33 minta). Vertikális elemzéshez a holtág középső szakaszának egy transzektjéből öt ponton a teljes vízoszlopot mintáztuk oszlop-rétegmintavevővel (69 minta). A hőmérséklet és oxigén profilhoz Ruttner mintavevővel vettünk mintát a vízfelszíntől a mederfenékig 1 méterenként.

Desmidiáles fajokon alapuló vizsgálatot a Malom-Tisza holtág esetén 2004. június 24-én és augusztus 25-én végeztük. A holtág vízkémiai vizsgálatához 3 ponton, a fitoplankton vizsgálathoz 7 ponton vettünk mintákat. A fitoplankton elemzéshez merített és szűrt mintát vettünk (10 liter vizet szűrtünk át 20 µm lyukátmérőjű planktonhálón). A perifiton mintákhoz különböző makrofitonokat gyűjtöttünk. Az ún. kevert mintához kisméretű növények (*Spirodela*, *Lemna* spp., *Riccia* sp.) felszínéről lemosva és planktonhálón keresztűlszűrve vettük a mintát.

A folyóvizek analíziséhez 189 helyről származó 1897 fitoplankton minta adatait használtunk fel. A minták feldolgozása 2000-2004 között történt. A vízhőmérsékletet, a pH-t és a vezetőképességet a helyszínen mértük. Az átlátszóságot Secchi koronggal mértük (Secchi korong láthatósági mélység (Zsd)). A nitrát-nitrogén, nitrit-nitrogén, ammonium-nitrogén, ortofoszfát, öszfoszfor és klorofill-a koncentrációinak vizsgálata az érvényben lévő magyar szabványoknak megfelelően történt.

Mintafeldolgozás

A fitoplankton mintákat a helyszínen Lugol oldattal rögzítettük. Az algaszám megadása során Leica DMIL fordított mikroszkóppal

minimum 400 egyedig számoltunk 630× nagyítás mellett (Utermöhl 1958). A nagyobb egyedek (>40 µm) számláláskor a teljes kamrát vizsgáltuk 200× nagyítás mellett.

A perifiton mintáknál 2 x 20 µl cseppet vizsgáltunk Leica DMRB fénymikroszkóppal. Kétféle számolási módszert használtunk: (i) 400 egyedig számolva, (ii) a teljes cseppet átszámolva.

A fitoplankton biomasszáját az algához legjobban hasonlító geometriai alakból számítottuk. A funkcionális csoportokat Reynolds és mtsai. (2002) és Padisák és mtsai. (2006, 2009) alapján definiáltuk.

Adatfeldolgozás

Az egyes algataxonok mennyiségének horizontális eltérését a heterogenitás indexszel (IH) jellemeztük, amit a mintában előforduló valamennyi taxonra kiszámoltunk. $IH = CVs / CVe$, ahol CVs az oszlopminták algaszámának variabilitása variációs koefficienssel jellemezve, CVe az algaszám becslésének variációs koefficiense. Adott oszlop minta esetén öt számlálókamrában (részmintá) számoltuk az algaegyedeket, majd az 5 részmintá alapján kiszámoltuk az egyes taxonok variációs koefficiensét, CVe-t. A variációs koefficiens értékének becslése függ a taxonok relatív gyakoriságától; e két érték között regressziót számoltunk ($CVe = 43,221 x^{-0,5102}$, ahol x a taxon százalékban kifejezett relatív gyakorisága; $R^2 = 0,9683$). Gyakori alga esetén a becslés pontosabb, mint ritka alga esetén.

A holtág Desmidiáles fajokon alapuló minősítéséhez Coesel módszerét (2001) használtuk. A megfigyelt Desmidiáles fajok száma (d-diversity), ritkasági értéke (r-rarity) és szukcessziós foka (m-maturity) alapján számolható. Az r és m értékek Coesel tapasztalati értékein, azaz szakértői becslésen alapulnak. A víz pH értékét figyelembe véve Σr , Σm , és d értékek átszámíthatóak M, R és D értékekké. A természetességi értéket (továbbiakban NCV) a D (1-3 közötti érték), R (1-3 közötti érték) és M (1-4 közötti érték) összege adja, így maximális értéke 10. A magyarországi vizekre Fehér (2007) adaptálta az r értékeket.

Az adatfeldolgozás és a statisztikai elemzések során az ESRI ArcMap térinformatikai programot, Bray-Curtis hasonlóságot és egyutas ANOVA-t használtunk. A tipikus alga asszociációk meghatározásához Kohonen-féle önszervező térkép (SOM, Self Organizing Map) algoritmust használtuk k-középtértek osztályozással kombinálva (Kohonen 2001). A SOM eredmények interpretációjakor a karakterfaj elemzések során a strukturális indexet (SI) használtuk (Tison et al. 2008).

Eredmény és diszkusszió

1. Holtágak

1.1. Holtágak fitoplanktonja

13 Tisza menti holtágot vizsgáltuk 2005 és 2008 között. A holtágak a feltöltő szukcesszió különböző stádiumaiban vannak. A makrofita fedettség aránya és az elhelyezkedésük (ártéren vagy mentett oldalon) alapján 5 csoportba soroltuk őket.

A holtágak mikroflórájának összetétele hasonló volt más eutróf tavakéhoz. Összesen 646 algafajt azonosítottunk. A mikroflórát chlorococcales zöld alga, kovaalga, euglenofiton, cianobaktérium és desmidiales fajok dominálták.

Vizsgálataink 32 kodon jelenlétét igazolták. A jellegzetes fitoplankton társulások megadásához a SOM módszert használtuk, mely 5 jól elkülönülő fitoplankton társulást mutat. Ezen csoportokat a magas strukturális indexszel jellemző **Y**, **L_o**, **W1**, **WS** és **J** kodonok dominálták.

Eredményeink azt mutatták, hogy a makrofita fedettség hatással volt a fitoplankton közösségek összetételére. Ahol a fedettség 40%-nál magasabb volt, nem voltak várhatóak a vízvirágzást okozó cianobaktériumok (**S1**, **H1**), inkább a metafitikus **W1** fajok dominanciája volt gyakori. Az euglenoidok (**W1**) és a dinoflagelláták (**L_o**) aránya nagyobb volt a makrofita dominálta vizekben, mint a pelagiális típusban. A cryptomonadok (**Y**) dominanciája fedettségtől függetlenül minden típusban megfigyelhető volt.

A Zsd értékeit ábráztuk a klorofill-a koncentráció függvényében. Nem találtunk szignifikáns kapcsolatot a két változó között ($p > 0.05$). Ez azt jelenti, hogy egy alacsonyabb klorofill-a érték nem feltétlen eredményez nagyobb átlátszóságot. A különböző borítású holtágak klorofill-a adatai nem különböztek egymástól, és értékek széles skálán változtak.

Vizsgálataink igazolták, hogy a tavak feltöltődésével járó vegetációs változások nem csak a makrofiton közösségek átalakulásával, hanem a mikroflóra összetételének megváltozásában is nyomon követhetők. A makrofita fedettségnek jelentős hatása van az alga közösségek összetételére. Habár a holtágak esetében a makrofita dominancia nem eredményez szükségszerűen tiszta víz állapotot.

1.2. Fitoplankton horizontális mintázata

A fitoplankton horizontális mintázatát a Malom-Tisza holtágon (2007. július 23-án) vizsgáltuk a tó teljes hossza mentén és egy finomabb, méteres nagyságrendű skálán. A horizontális vizsgálat igazolta a nagy és kis skálán egyenlőtlen alga eloszlást. Jelentős fitoplankton összetételbeli különbség volt a holtág litorális régiójában, ahol a chlorococcales zöldalgák aránya magasabb volt. Az alga biomassa nőtt a litorális zónától a nyílt víz irányába.

A heterogenitás index (IH) jellemezte a finom skálás horizontális mintázatot. Az IH értéket minden taxonra kiszámítottuk mind a 11 ponton. A legtöbb érték 1-4 között változott. A 11 ponton számos olyan taxont (pl. dinoflagelláta, cianobaktérium és chlorococcales zöldalga) találtunk, melyek esetén rendkívül nagy biomassa eltérés volt a 3 egymás melletti vízoszlopban, annak ellenére, hogy közöttük a távolság csak 1 méter volt.

Számos faj vertikális és horizontális eloszlása igen heterogén az adott víztérben. A bíbor kénbaktérium *Thiopedia rosea* a vízoszlop alsó, anaerob rétegét uralta. A fitoplankton fajok (pl. *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Peridinium gatunense* és *Ceratium hirundinella*) a víz felső rétegét uralták, de koránsem homogén eloszlást mutattak az adott rétegben, hanem határozott felhőszerűen voltak jelen.

A holtág hőmérséklet adatai azt mutatták, hogy sekélysege ellenére stabilan rétegződött. A termális rétegzettségének 24 órás

vizsgálata egyértelműen igazolta, hogy a hajnali órában az epilimnion 2 méteres mélységében teljesen átkeveredett (atelmiktikus rétegződés).

A legtöbb mintázatot a jó lebegő mechanizmussal rendelkező fajok (kékalgák, dinoflagelláták) mutatták. Ezért az atelmixis a heterogenitás kialakulásának egyik fontos tényezője. Kimutattuk, hogy a fitoplankton egyenlőtlen horizontális eloszlása bizonytalanságot okozhat a vízminősítésben, ezért több és nagyobb térfogatú almintát kell egyesíteni a mintavétel során annál, mint ami a jelenlegi gyakorlatban használatos.

1.3. Természetességi érték meghatározása Desmidiek segítségével

A Coesel-féle módszer alkalmazhatóságát vizsgáltuk 2004 júniusában és augusztusában a Malom-Tisza holtágon. A két mintavételi időpontban nagy volt az algaflóra térbeli és időbeli különbsége. Összesen 247 algafajt azonosítottunk. Chlorophyta és Bacillariophyceae fajok domináltak. A Desmidiales fajok száma igen magas volt (78).

Eredményeink azt mutatták, hogy a júniusi és augusztusi minták természetességi értéke közötti különbség elhanyagolható. Az NCV júniusban 2 és 8, augusztusban 3 és 10 között változott. A maximális értéket (10) az augusztusi *Utricularia vulgaris* bevonatában találtuk.

A mikrohabitatok NCV értékei között jelentős különbséget tapasztaltunk. A nyílt vízi részen az NCV értéke igen alacsony (3), míg a perifiton és a planktonhálóval átszűrt mintákban jóval magasabb (6-10) volt.

A Fehér által módosított ritkasági értékeket használva az NCV értékekben a különbség nem volt jelentős (max ± 1). A különböző számolási módszerek (400 egységig számolás és a teljes fedőlemez átszámolása) között a minták felében 1 egységnyi növekedést tapasztaltunk.

Eredményeink azt mutatják, hogy a Coesel módszer alkalmas a természetességi érték meghatározására vízterek esetén. A módszer alkalmazhatósága függ a mintavételi helytől (nyílt vízi vagy növényes rész) és a feldolgozási módszertől (400 egyedig számolás vagy teljes csepp vizsgálata).

2. Folyóvizek

2.1. Folyóvízi fitoplankton minősítési módszer

Az állóvizek vizsgálata során elkülönített fitoplankton funkcionális csoportokon (Reynolds, 2002) alapuló új értékelési módszert fejlesztettünk ki. Az algák funkcionális csoportjait elláttuk egy indikátorértékkel (F, factor number), mely a trofitási szint, a zavarosság, a tartózkodási idő és az ártalmasságuk alapján becsülhető és értéke 0-5 között változik. A magas faktor érték arra utal, hogy az adott funkcionális csoport megjelenése a folyóvízi fitoplanktonban természetesnek tekinthető.

Ezután minden funkcionális csoport relatív arányát kiszámoltuk. A relatív arányt ezután szoroztuk az indikátorértékkel. Ezeknek az értékeknek az összege a Q index. A Q index számítása Padisák és mtsai (2006) által tavakra kidolgozott javaslatait követi. A folyók felső szakaszának referencia értéke közel 5, míg az alsóbb szakaszoké megközelítőleg 4.

Az indexet különböző folyók fitoplankton adataira teszteltük, és azt tapasztaltuk, hogy a korábbi szaprobitási indexel szemben érzékenyebben jelzi az aktuális vízminőséget. További előnye, hogy nem kötődik specifikusan földrajzi régióhoz.

Négy új funkcionális csoportot definiáltunk, három tichoplanktonikus csoportot (**T_B** - bentikus Bacillariophyceae fajok, **T_D** - bentikus Desmidiales fajok, **T_C** - bentikus Cyanobacteria fajok) és a **W₀** kodont, melyben olyan fajok vannak, melyek extrém magas szervesanyag tartalmú vizekre jellemzőek és képesek túlélni széptikus környezetben (tipikus élőhely: sekély, hullámtéri holtágak, szennyvízülepítő tavak).

2.2. Jellegzetes folyóvízi fitoplankton közösségek

A Duna völgyének fitoplankton adatbázisát elemeztük a magyarországi fitoplankton adatbázis adatai alapján. A SOM elemzés alapján 8 fitoplankton típust különítettünk el és jellemeztük őket. Ezek a típusok a magas strukturális indexel jellemezhető kodonok (**T_B**, **Y**, **W₀**, **D**, **J**, **C** és **W₁**) alapján különülnek el. A leggyakoribb az I. Típus volt 931 mintával. A 8 típus jellemzői:

- I. típus* – Folyóvizek felső szakaszára jellemző. Domináns kodonok: **T_B** (bentikus diatomák). Nincs szezonális. Leggyakoribb fajok: *Nitzschia palea*, *N. fonticola*, *Navicula capitatoradiata*, *Surirella brebissonii*, *Diatoma vulgare*.
- II. típus* – **T_B** csoport dominál, de a **W₀** és a **W₁** funkcionális csoportok is jelen vannak (*Chlamydomonas reinhardtii*, *Euglena spp.*) indikálva a szerves szennyezést. Csak gyenge szezonális jellemző kora tavasszal és ősszel.
- III. típus* – kis folyókra jellemző, **T_B** és **D** kodonok dominanciájával.
- IV. típus* - “Duna típus” nyári planktonja. Jellemző kodonok: **D** (*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclostephanos dubius*, *Skeletonema potamos*, *Thalassiosira pseudonana*, *Nitzschia acicularis*), **J** (*Scenedesmus* sp) és **C** (*Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella atomus*).
- V. típus* – Tisza alsó szakaszára jellemző **Y** kodonnal (*Cryptomonas reflexa*, *C. marssonii*, *C. rostratiformis*, *Rhodomonas minuta*). Nincs szezonális.
- VI. típus* – Jellegzetes kodon: **W₀** (*Chlamydomonas spp.* *Euglena viridis*, *Polytoma uvella*, *Spermatozopsis exultans*). Domináns télen és kora tavasszal.
- VII. típus* – Jellegzetes kodonok: **L₀**, **H₁**, **L_M**, **S_N**. Tipikus lassan folyó csatornákra és kis patakokra késő télen és nyáron.
- VIII. típus* – Domináns: **W₁** (*Phacus* és *Trachelomonas spp.*). Tipikus lassan folyó csatornákra és erekre nyáron.

Néhány folyóvízi plankton típus jellegzetes szezonálisitást mutat. A IV. és VIII. típus általában nyáron fejlődik ki. A VI. típus késő télen és kora tavasszal domináns. Míg a VII. típus késő téli és nyár közepi csúcsokkal jellemezhető.

Introduction

1. Oxbows

The number of the oxbows exceeds 300 in the Carpathian basin (Pálfai 2003). These oxbows undergo a gradual ageing process (frequently referred as hydroséries in succession studies). During this process the microflora undergoes considerable changes parallel with the macrophyte succession. Possible impacts of the macrovegetation on the phytoplankton are well documented in the literature (Scheffer 1998); however, the general features of the long-term succession of algae in shallow, rapidly ageing ecosystems has not been studied in details.

Horizontal distribution of phytoplankton is not homogeneous in the aquatic systems. This heterogeneity exists at a scale from a few centimetres to hundreds of kilometres. The study of the horizontal distribution of the various algal groups needs the microscopic investigation of large number of plankton samples. Counting of 400 units 10% accuracy can be achieved (Lund et al., 1958), but this accuracy refers to the total number of algae. The counting error of the less abundant taxa is much higher. Thus, the experienced differences for the rare taxa may not be realistic. Therefore, there is a high uncertainty as to whether, and to what extent uneven distribution of planktonic algae develop in the waterbodies. Knowledge of the properties of the small scale patchiness of algae can be important both theoretical and practical points of view.

Recently, the water quality assessments have been at the forefront of researches (Padisák et al. 2006). Mostly diatom based metrics have been developed in recent years (Schiefele & Schreiner 1991). Nevertheless non-diatom algae can also be used as indicators of biological integrity (Hill et al. 2000). Desmids can also be used in environmental assessments. Several species of this group are closely related to certain types of aquatic habitats, and may be used as indicators of changes of pH or nutrient supply (Coesel 1984, Fehér 2003). On the bases of occurrence, rarity and maturity of desmid species a method was developed by Coesel (2001) for assessing the nature conservation value (NCV) (Coesel 1998) of

aquatic habitats. The application of the Coesel's method for Hungarian waters is necessary.

2. Rivers

The increasing demand for developing new assessment methods for evaluating the ecological status of lakes and rivers has mainly been fuelled by the EC Water Framework Directive (WFD 2000) in the recent years. The water quality monitoring of the streams are usually based on the composition of the macro-invertebrate fauna and the benthic diatoms. Nevertheless several investigations proved (Kiss 1994, Dokulil 1996) that the lower sections of the large, sluggish rivers (especially in lowland areas) can be characterised by highly eutrophic phytoplankton. The investigation of the riverine phytoplankton for monitoring purposes is unavoidable. Methodology of the rheoplankton investigations has been worked out in details for decades (Kiss et al. 1996) and applied as routine. Nevertheless phytoplankton based quality assessment of the rivers hasn't been elaborated yet; therefore, in several countries the old saprobic systems (Pantle & Buck 1955) are in current use.

The WFD defines the minimal level for the ecological monitoring of surface waters in Europe. In the case of eutrophic rivers, the investigation of the phytoplankton is at least as important and informative as that of the other elements. The problem is that phytoplankton investigations alone are not equal with water quality assessment. In most cases, the phytoplankton of rivers is a mixed assemblage memorising the ecological conditions of the upper river segments. The assessment method proposed by Borics et al. (2007) is based on the evaluation of the functional groups of algae (Reynolds et al. 2002, Padišák et al. 2006).

Objectives

The dissertation contains two sections. The aim of the first section is to describe the phytoplankton dynamics of oxbows (1-3 points). In the second section I deal with the characteristic phytoplankton assemblages of the rivers, and the phytoplankton based quality assessment (4-5 points). In the dissertation I answered the following questions:

- 1) Do the oxbows have unique microflora? Does the macrophyte coverage have a large effect on the composition and biomass of the algal assemblages? Does the macrophyte dominated state result in clear water conditions in the oxbows?
- 2) Are there any differences in the horizontal distribution of algae along the longitudinal axis of the oxbow? How can the heterogeneity be characterized numerically? Which taxa, and to what extent are responsible for the heterogeneity? Do the differences exist at fine scale (1m)? Which mechanisms are responsible for the development of algal patches? To what extent can the horizontal patchiness influence the results of the quality assessment?
- 3) What kind of NCV values characterise the Malom-Tisza oxbow? Do the NCV values change during the course of the summer? Are there any differences in the NCV values between the different substrates? Do the NCV values change after applying Fehér's (2007) modified rarity values? What are the differences, if any, in the NCV values if different species enumeration methods are used?
- 4) What are the most frequent assemblage types based on this functional groups (Reynolds et al. 2002)?
- 5) Is the invented new phytoplankton-based method for assessing the ecological state of the rivers?

Material and Methods

Study sites and methods

The investigated 13 oxbows are located in the Tisza valley, East Hungary. For phytoplankton and water-chemical analyses samples were taken with a tube sampler at the deepest part of the oxbows monthly from May 2005 to October 2008.

For the patchiness investigation samples were collected on 23 July 2007 from the Malom-Tisza oxbow along the longitudinal axis of the oxbow from 11 sample locations. Using a tube sampler three independent samples were collected from the euphotic layer at every sample locations (resulted 33 samples). Vertical grid samples were collected on a transect in the middle part of the oxbow from the whole water column with a hard plastic tube-sampler (resulted 69 phytoplankton samples). To describe the vertical temperature and oxygen profile Ruttner sampler was used from surface to bottom at intervals of 1 m.

For the Desmidiaceae analyses samples were taken on 24 June and 25 August 2004 from the Malom-Tisza oxbow from 3 sampling points for chemical analyses and from 7 sampling points for phytoplankton investigations. Phytoplankton samples were obtained by filtering 10L water through a plankton net (mesh size 20 μm). For the examination of the periphyton parts of macrophytes were collected. When different macrophyte species of smaller size (*Spirodela*, *Lemna* spp., *Riccia* sp.) occurred in a small area, so-called “mixed samples” were also taken, pressing the water from the macrophytes by hand and filtered it through the net.

For river-analysis data from 1897 phytoplankton investigations from 189 locations have been included. The investigations were carried out in Hungarian rivers and rivulets by regional authorities during the period 2000-2004.

Water temperature, pH and conductivity were recorded in situ. Transparency was measured by a Secchi disc (Secchi disc visibility depth (Zsd)). Analyses of nitrate-nitrogen, nitrite-nitrogen, ammonium-nitrogen, soluble reactive phosphorus, total phosphorus and chlorophyll-a were carried out according to the Hungarian national guidelines.

Sample preparation

Phytoplankton samples were fixed with Lugol's solution and were counted with the Leica DMIL-inverted microscope (Utermöhl 1958). A minimum of 400 settling units per sample were counted (630× magnification). For the larger forms (>40 µm) the whole area of the chamber was investigated (200× magnification).

In periphyton samples two 20 µl droplets of the settled materials were investigated with Leica DMRB microscope. Two different enumeration methods were used: (i) counting up to 400 specimens, (ii) counting the whole volume of droplets.

Phytoplankton biomass was calculated from biovolume data using appropriate geometric formulas. Functional groups were defined according to Reynolds et al. (2002) and Padisák et al. (2006, 2009).

Data analyses

To characterize the horizontal differences of phytoplankton distribution an index of heterogeneity (IH) was proposed. It was calculated for each taxa as follows: $IH = CVs / CVe$, where CVs was the coefficient of variation of the algal counts among the column samples, CVe is the algal counting error. CVe was estimated by repeated counting on five counting chambers of 5mL which were filled with one of the phytoplankton samples. The whole area of the chambers was screened during the counting to minimise the counting error only the large-size taxa were counted. Based on the five repeated counting the coefficient of variation (CV) and means of the relative frequency of the enumerated taxa were calculated. The CV values of the taxa were plotted against the means of relative frequencies and a regression equation was fitted. For the small sized taxa we estimated the CVe using a regression equation: $CVe = 43.221 x - 0.5102$, where x is the relative frequency of the taxon ($R^2 = 0.9683$).

Determination of the natural conservation value (NCV) by desmid species requires the following data: number of desmid species observed (d, usually referred to as diversity), rarity (r) scores and maturity (m) scores of the desmid species. Rarity and maturity scores are based on expert judgement proposed by Coesel (2001).

Depending on the pH-type of the water the Σr , Σm , and d scores are transformed to the so-called M, R and D scores based on the suggestions of Coesel (2001). The NCV is the sum of D (ranging from 1-3), R (ranging from 1-3) and M (ranging from 1-4); therefore the maximum of the D+R+M scores is 10. Rarity values (r) of the desmid species have been modified by Fehér (2007).

ESRI ArcMap Spatial Analyst program, Bray-Curtis similarity and One-way ANOVA were used to investigate the heterogeneity. Kohonen's Self Organizing Map (SOM) was used to determine the typical algal assemblages (Kohonen 2001). For clustering the SOM we used the K-means clustering technique. The Structuring Index (SI) was originally developed to define species showing the strongest influence on the organization of the SOM map (Tison et al. 2008).

Results and discussion

1. Oxbows

1.1. Phytoplankton of the oxbows

We investigated the phytoplankton associations of 13 oxbows in the Tisza valley between 2005 and 2008. The studied oxbows were in different stages of the ageing process. We classified the sampled oxbows according to their macrophyte vegetation and their location (outside or inside the dikes on the floodplain) and put them into 5 types.

The composition of the oxbow microflora was fairly similar to that of the other eutrophic lakes. A total of 646 species of algae were recorded in the oxbows. The microflora was dominated by chlorococcalean green algae, diatoms, euglenophytes, cyanophytes and desmids.

Phytoplankton species were allocated into 32 coda. The SOM resulted in 5 different types of phytoplankton associations. These types were dominated by coda **Y**, **L_O**, **W1**, **W_S** and **J**.

Our results clearly demonstrate that among the investigated physical variables exclusively the macrophyte coverage influenced the composition of the phytoplankton assemblages. Where the coverage was higher than 40%, dominance of bloom-forming

cyanobacteria (**S1**, **H1** coda) cannot be expected and in such environments dominance of the metaphytic **W1** species developed frequently. The abundances of euglenoids (**W1** codon) and dinoflagellates (**L0** codon) was higher in the macrophyte covered oxbows, than in the pelagial-type oxbows. While the rate of the cryptomonads (**Y** codon) was relatively high in all oxbow types, it was independent from the macrophyte coverage.

Secchi transparency values were plotted against the Chlorophyll-a concentrations. The relationship was not significant statistically ($p > 0.05$). It can also be said that low Chl-a values do not necessarily result in high water transparency. Chlorophyll-a data of the sparsely and densely vegetated oxbows did not differ, since a wide range of values characterised both types of the lakes.

During the transition from lake systems to landscape, the direction and the main stages of macrophyte succession can be foreseen, but our results proved that it was not exclusive for the macroflora. The macrophyte coverage had a strong effect on the composition of the algal assemblages. Nevertheless in case of the oxbows, the macrophyte dominated state does not necessarily results in a clear water state.

1.2. Small-scale heterogeneity of phytoplankton

We investigated the fine-scale horizontal patchiness of Malom-Tisza oxbows on 23 July 2007. Horizontal sampling within a lentic oxbow demonstrated the uneven distribution of algae at both large and small scale. There were considerable changes in the phytoplankton composition in the littoral region of the oxbow, where ratio of the chlorococcalean green algae was higher. An increasing tendency in algal biomass was observed from the littoral to the pelagial part, indicating significant horizontal differences even in the pelagial part of the oxbow.

An index of heterogeneity (IH) was proposed to characterize the fine-scale horizontal patchiness. IH was calculated for each taxa, for all the 11 sites. Most of the values were in the range of 1-4. The IH values showed clearly that in case of some taxa (e.g. dinoflagellates, cyanobacteria and chlorococcalean green algae) there were considerable differences in the biomass among the 3 neighbouring water columns, despite that the distance between them was only 1m.

Applying vertical grid sampling strategy a distinct patchy distribution of several algae species was found. The purple sulphur bacteria *Thiopedia rosea* dominated the anaerob layer. The cells of the dinoflagellate *Peridiniopsis elpatiewskyi* were present mainly in the immediate surface layer, while the *Peridinium gatunense* and *Ceratium hirundinella* showed contagious distribution.

The temperature measurements showed that despite its absolute shallowness, the oxbow was stably stratified. The temperature profile of the oxbow suggests that the temperature of the immediate surface layer cooled down to that of the layer of two meters in the early hours (atelomixis).

Most of the patches were formed by those species that have good buoyancy-regulating mechanisms (blue greens, dinoflagellates). Atelomixis caused by surface cooling can be the explanation of the heterogeneity. We showed that the anisotropic horizontal distribution of the phytoplankton could cause high uncertainty in lake quality assessment, therefore to improve the accuracy, composite sampling is needed.

1.3. Desmids to assess natural value

We investigated the applicability of the Coesel's method (2001) to the Malom-Tisza oxbow (Hungary) in June and August 2004. Altogether 247 taxa of algae were found. The floristic compositions of the samples taken in June and August were slightly different. The microflora was dominated by Chlorophytes and Bacillariophyceae. The number of desmids was high: 78.

Our results showed that the differences in conservation values of the June and August samples were negligible. NCV values ranged between 2 and 8 in June, and between 3 and 10 in August. The theoretical maximum of the NCV (10) was found in the periphyton sample of *Utricularia vulgaris* L., taken from the north of the bog-lake.

Considerable differences in the NCV values of the microhabitats were observed. The NCV values of the open water proved to be very low (3). Higher values characterised the periphyton and the plankton net samples (6-10) that were taken from small pools with dense macrophyte vegetation.

The use of modified rarity value calculations as recently proposed by Fehér did not significantly affect the conservation value (max. difference was ± 1), but different enumeration methods to quantify the floristic diversity did result in different conservation values.

We found that Coesel's desmid-based method was a useful tool for assessing the conservation value of the studied oxbow. Our results suggested that the applicability and usefulness of the Coesel method's depend on (i) the sampling location (the sampled open water or phytobenthos) and (ii) species enumeration procedures (400 specimens were counted, or the whole droplets were counted).

2. Rivers

2.1. Characteristic phytoplankton associations in rivers

The phytoplankton database of the Middle Danube Basin was analysed and evaluated in order to describe the characteristics algal assemblages of the rivers. The dataset were extracted from the database of the Hungarian monitoring network and academic institutions.

We identified 8 clusters or river types and described their composition. These types were determined by high structuring indexed codons such as **T_B**, **Y**, **W₀**, **D**, **J**, **C** and **W₁**. The most frequent was the type I. in which 931 samples occurred. The eight plankton associations can be defined as follows:

Type I. - Representative for the upper section of rivers. The dominant codon was the **T_B** (bentic diatoms). This association had no seasonal preference. The most frequent taxa were *Nitzschia palea*, *Nitzschia fonticola*, *Navicula capitatoradiata*, *Surirella brebissonii*, *Diatoma vulgare*.

Type II. - **T_B** group was dominating, but the elements of the **W₀** and **W₁** functional groups (*Chlamydomonas reinhardtii*, *Euglena spp.*) indicate organic pollution. Characteristic for polluted rivers. Only a slight seasonal preference for early spring and autumn can be found.

Type III. - Typical plankton of small rivers with the dominance of **T_B** and **D** coda.

Type IV. - “Danube type” summer plankton. The most important coda were **D** (*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclostephanos dubius*, *Skeletonema potamos*, *Thalassiosira pseudonana*, *Nitzschia acicularis*), **J** (*Scenedesmus* sp) and **C** (*Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella atomus*).

Type V. – Typical the lower section of the river Tisza with the dominance of **Y** codon (*Cryptomonas reflexa*, *C. marssonii*, *C. rostratiformis*, *Rhodomonas minuta*). Development of this association was absolutely independent from the seasons.

Type VI. - The characteristic functional group was **W₀** (*Chlamydomonas* spp. *Euglena viridis*, *Polytoma uvella*, *Spermatozopsis exultans*). Dominant in winter and in early spring.

Type VII. - This type was a mixture of a very divers association with the presence of relatively rare groups like **L₀**, **H₁**, **L_M**, **S_N**. Typical in slow flowing channels and small rivulets in late winter and summer.

Type VIII. - The dominant codon was the **W₁** (*Phacus* and *Trachelomonas* spp). Typical in slow-flowing rivulets and in channels. Expected in summer.

The seasonal distribution of the defined plankton types shows, that several of them has affinity to a certain period of the year. Type IV and VIII developed usually in summer. Type VI occurred in late winter and early spring. Type VII had got a special bimodal character with a late winter and mid summer peak.

2.2. Riverine phytoplankton quality assessment

Based on the phytoplankton associations described for lakes (Reynolds, 2002), an assessment method elaborated for rivers. The functional group of algae was characterised numerically by a compound factor (F) (estimated from trophic state, turbulence, residence time and harmfulness) and scored by a number between 0-5. The designated values of each element were summed and on the basis of this, on a scale ranging from 0-5 the assemblages were classified. A high value of the factor (F) indicates that the occurrence of this functional group in the riverine phytoplankton can be considered as natural.

Then the relative share of each functional group was calculated. Relative shares were then multiplied by the factor number. The sum of these scores was the Q index. Calculation of the Q index followed the suggestions of Padisák et al. (2006). The reference values of the upper river sections were close to 5, while those of the lower river stretches were approximately 4.

The index has been tested on phytoplankton data of different rivers, and proved to be more sensitive than the earlier used saprobic index. Another advantage of the method that it is not restricted to a specific geographic region.

Four new functional groups were created; three tychoplanktic groups (**T_B** group contains benthic Bacillariophyceae species, **T_D** group consists of benthic Desmidiaceae, **T_C** group contains benthic Cyanobacteria) and the **W0** codon, which contains species that prefer waters of extremely high organic content and were capable of surviving even under septic conditions (typical habitats: shallow oxbows on the floodplain, sewage treatment ponds).

Irodalom / References

- Borics G., G.Várbíró, K.T. Kiss, I.Grigorszky, E.Krasznai, S. Szabó (2007): Possible evaluation of rheo-plankton for assessing the ecological status of rivers. *Archiv für Hydrobiol. Suppl.* 161. *Large Rivers* 17: 465-486.
- Coesel P.F.M. (1984): The significance of desmids as indicators of the trophic status of freshwaters. *Schweiz. Z. Hydrol.* 45: 388-393.
- Coesel P.F.M. (2001): A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation* 10: 177-187.
- Dokulil M T. (1996): Evaluation of eutrophication potential in rivers: The Danube example, a review. In: *Use of algae for monitoring rivers II*, Whitton, B.A, Rott, E. (eds), Innsbruck, pp. 173-178.

- Fehér G. (2003): The desmid flora of some alkaline lakes and wetlands in Southern Hungary. *Biologia* 58: 671-683.
- Hill B.H., A.T. Herlihy, P.R. Kaufmann, R.J. Stevenson, F.H. McCormick, C.B. Johnson (2000): Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 50-67.
- Kiss K.T. (1994): Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. – *Verh. Int. Verein Limnol.* 25: 1688-1691.
- Kiss K.T., A. Schmidt, É. Ács (1996): Sampling strategies for phytoplankton investigations in a large river (River Danube, Hungary). –, In Whitton B.A., Rott E., Friedrich, G. (eds.) *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck pp. 179-185.
- Kohonen T. (2001): *Self-organizing maps*, Third edition. Springer, Berlin, pp. 528.
- Lund J.W.G., C. Kipling, E.D. Le Cren (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- Padisák J., I. Grigorszky, G. Borics, É. Soróczki-Pintér, 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- Padisák J., L.O. Crossetti, L. Naselli-Flores (2009): Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Pálfai I. (2003): *Oxbow-lakes in Hungary*. Ministry of Environmental Control and Water Management, Budapest, pp. 125.
- Pantle R., H. Buck (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*. 96: 604.

- Reynolds C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, S. Melo (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Schiefele S., C. Schreiner (1991): Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In B.A. Whitton, E. Rott, G. Friedrich (eds) *Use of algae for monitoring rivers*, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck, pp. 103-110.
- Scheffer M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London, pp. 357.
- Sommer U., J. Padisák, C.S. Reynolds, P. Juhász-Nagy (1993): Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1-8.
- Tison J., J.L. Giraudel, M. Coste (2008): Evaluating the ecological status of rivers using an index of ecological distance: An application to diatom communities. *Ecological Indicators* 8: 285-291.
- Utermöhl H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- WFD (2000): Directive 2000/60/ec of the European Parliament and of the Council 22.12.2000. *Official Journal of the European Communities* L327/1-72.

Krasznai Enikő tudományos tevékenységének jegyzéke

Tudományos közlemények (angolul)

1. Borics G., Abonyi A., **Krasznai E.**, Várbíró G., Grigorszky I., Szabó S., Deák Cs. & Tóthmérész B. (2011): Small-scale patchiness of the phytoplankton in a shallow oxbow. *Journal of Plankton Research* 2011. doi: 10.1093/plankt/fbq166 (IF: 1.612)
2. Várbíró G., Deák Cs., Borics G., **Krasznai E.** (2010): Current issues in ecological water qualification: Developing multimetric macroinvertebrate index on lowland, small and medium sized watercourses - a case. *Acta Biologica Debrecina. Supplementum Oecologia Hungarica* 21: 247-254.
3. **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Abonyi A., Padisák J., Deák Cs. & Tóthmérész B. (2009): Characteristics of the pelagic phytoplankton in shallow oxbows. *Hydrobiologia* 639: 173-184. (IF: 1.754)
4. **Krasznai E.**, Fehér G., Borics G., Várbíró G., Grigorszky I. & Tóthmérész B. (2008): Use of desmids to assess the natural conservation value of a Hungarian oxbow (Malom-Tisza, NE-Hungary). *Biologia* 63: 924-931. (IF: 0.406)
5. Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., **Krasznai E.**, Szabó S., and Kiss K.T. (2007): A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 161: 465-486. (IF: 1.409)
6. Várbíró G., Ács É., Borics G., Ércses K., Fehér G., Grigorszky I., Japport T., Kocsis G., **Krasznai E.**, Nagy K., Nagy L.Z., Piliszky Zs., and Kiss K.T. (2007): Use of Self Organizing Maps (SOM) for characterization of riverine phytoplankton associations in Hungary. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 161: 388-394. (IF: 1.409)

Tudományos közlemények (magyarul)

7. **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Deák Cs., Abonyi A., Tóthmérész B., Padisák J. (2010): A fitoplankton vertikális mintázata egy sekély holtágban. *Hidrológiai Közöny* 90: 81-83.

8. Abonyi A., **Krasznai E.**, Padisák J. (2010): Néhány produktív mély bányató fitoplanktonja és bevonatlakó kovaalgái. *Hidrológiai Közlöny* (kézirat)
9. Borics G., **Krasznai E.**, Abonyi A., Várbíró G. (2010): Miként befolyásolja a fitoplankton horizontális mintázata az ökológiai állapotértékelés eredményét egy holtág esetén? *Hidrológiai Közlöny* (kézirat)
10. Borics G., Várbíró G., Szabó S., **Krasznai E.** (2009): Milyen mértékben határozzák meg a hidromorfológiai sajátságok sekély tavaink trofitását? *Hidrológiai Közlöny* 89: 96-98.
11. **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Tóthmérész B. (2009): Cianobaktérium dinamika egy sekély holtágban. *Hidrológiai Közlöny* 89: 138-140.
12. Abonyi A., **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., Tóthmérész B., Padisák J. (2009): Két tiszamenti holtág rétegződési sajátságai. *Hidrológiai Közlöny* 89: 196-198.
13. Abonyi A., **Krasznai E.**, Padisák J. (2009): Hazai bányatavaink rétegződési sajátságai. *Hidrológiai Közlöny* 89: 80-84.
14. **Krasznai E.**, Osváth R., Buday T., Papp I., Török P. (2009): Adatok a Hildenbrandia rivularis (Liebmann) J. Agardh, vörösmoszat hazai előfordulásához. *Kitaibelia* 14: 32-34.
15. Németh I., Borics G., Várbíró G., **Krasznai E.**, Deák Cs., Grigorszky I. (2009): In situ levéllebontási kísérlet sikvidéki vízfolyásokban. *Hidrológiai Közlöny* 89: 156-158.
16. 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.
17. Abonyi A., **Krasznai E.**, Kovács K., Padisák J. (2008): Az édesvízi medúza (Craspedacusta sowerbii Lankester, 1880) magyarországi előfordulása. *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* 25: 19–24.
18. Grigorszky I., Borics G., Várbíró G., Grigorszky Budai T., Béres V., **Krasznai E.**, Schnitch Cs. (2008): A nitrát és nitrit

ion hatása az üledékből történő foszfor felszabadulására két Körös-vidéki holtmederben. *Hidrológiai Közlöny* 88: 61-64.

19. **Krasznai E.**, Várbíró, G., Borics, G. (2005): A Tiszadobi Malom-Tisza Holtág Úszólápjának Algaflórája Magyar Hidrológiai Társaság 23. Országos Vándorgyűlés.

Előadások és poszterek

1. Abonyi A., **Krasznai E.**, Padisák J. (2010): Néhány produktív mély bányató fitoplanktonja és bevonatlakó kovaalgái. LII. Hidrobiológus Napok, Tihany.
2. Borics G., **Krasznai E.**, Abonyi A., Várbíró G., Tóthmérész B. (2010): Miként befolyásolja a fitoplankton horizontális mintázata az ökológiai állapotértékelés eredményét egy holtág esetén - LII. Hidrobiológus Napok, Tihany.
3. Deák Cs., Várbíró G., **Krasznai E.**, Borics G. (2010): Use of aquatic macroinvertebrates in the ecological state assessment: past, present, and future. Natural and artificial ecosystems in the Somes- Cris- Mures- Tisa river basin, Arad, Romania.
4. Krasznai E. (2010): Jellegzetes fitoplankton társulások sekély holtágainkban. Magyar Hidrológiai Társaság, Hajdú-Bihar megyei Területi Szervezet, Debrecen.
5. Krasznai E. (2009): Fitoplankton vertikális eloszlásának tér és időbeli mintázata egy sekély holtágban. Doktorandusz Konferencia, Debrecen.
6. **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Deák Cs., Abonyi A., Tóthmérész B., Padisák J. (2009): A fitoplankton vertikális mintázata egy sekély holtágban. LI. Hidrobiológus Napok, Tihany.
7. Abonyi A., **Krasznai E.** (2008): Hazai bányatavaink rétegződési sajátosságai. L. Hidrobiológus Napok, Tihany.
8. Borics G., Várbíró G., **Krasznai E.**, Grigorszky I. (2008): Milyen mértékben határozza meg a meder morfológiája sekély tavaink trofitását? L. Hidrobiológus Napok, Tihany.

9. Grigorszky I, Borics G., **Krasznai E.**, Abonyi A., Béres V., Schnitchen Cs., Tóthmérész B., Padisák J., Dévai Gy., Nagy S.A., Várbíró G. (2008): *Peridinium palatinum* (Dinophyta) as a possible winter water quality indicator of standing waters. First International Symposium of Winter Limnology, Kilpisjärvi, Finland.
10. Krasznai E. (2008): Phytoplankton of gravel pit lakes in Hungary. Jarny algologický a limnologický seminár, Slovenská botanická spoločnosť pri SAV, Bratislava, Slovakia.
11. Krasznai E. (2008): Holtágak vízminőségi állapota és a rehabilitáció lehetséges irányai. Magyar Hidrológiai Társaság, Hajdú-Bihar megyei Területi Szervezet, Debrecen.
12. **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Abonyi A., Padisák J., Tóthmérész B. (2008): Spatial and temporal pattern of vertical distribution of phytoplankton in a shallow oxbow (Hungary). The 15th workshop of the International Association of phytoplankton taxonomy and ecology (IAP), Israel.
13. **Krasznai E.**, Borics G., Várbíró G., Tóthmérész B. (2008): Cianobaktérium dinamika egy sekély holtágban. L. Hidrobiológus Napok, Tihany.
14. Németh I., Borics G., Várbíró G., **Krasznai E.**, Deák Cs., Grigorszky I. (2008): In situ levéllebontási kísérlet sikvidéki vízfolyásokban. L. Hidrobiológus Napok, Tihany.
15. Abonyi A. & **Krasznai E.** (2007): Két Tisza menti holtág rétegződési sajátosságai. IL. Hidrobiológus Napok, Tihany.
16. Borics G., **Krasznai E.**, Abonyi A., Várbíró G., Grigorszky I. (2007): Néhány Tisza menti holtág jellegzetes fitoplankton asszociációi. IL. Hidrobiológus Napok, Tihany.
17. Grigorszky I., Borics G., Várbíró G., Grigorszky Budai T., Béres V., **Krasznai E.**, Schnitchen Cs. (2007): A nitrát és nitrit hatása a holtágak üledékéből történő foszfor pótlására. IL. Hidrobiológus Napok, Tihany.
18. **Krasznai E.**, Fehér G., Borics G., Várbíró G., Grigorszky I. & Tóthmérész B. (2007): Use of desmids in the assessment of the

natural value of a Hungarian oxbow. The International Symposium on Biology and taxonomy of green algae V. Slovakia.

19. Borics G., Várbíró G., Kiss K. T., Grigorszky I., **Krasznai E.** (2006): Possible evaluation of the rheo-plankton for assessing the ecological status of rivers. 6th International Symposium Use of Algae for Monitoring Rivers, Tihany.
20. Várbíró G., Ács É., Borics G., Érces K., Fehér G., Grigorszky I., Japport T., Kocsis G., **Krasznai E.**, Nagy K., Nagy-László Zs., Pilinszky Zs., Kiss K. T. (2006): Use of Self Organizing Maps (SOM) for characterisation of riverine phytoplankton associations in Hungary. 6th International Symposium Use of Algae for Monitoring Rivers, Tihany.
21. **Krasznai E.**, Várbíró G., Borics G., Grigorszky I. (2005) Algaflora of the Malom-Tisza oxbow. 15th Hungarian algological meeting, Balatonfüred.
22. Várbíró G., Balogh Cs., **Krasznai E.**, Borics G. (2005) Possibilities in the Hungarian Water quality Database for the bodies in accordance with the requirements of the WFD. 15th Hungarian algological meeting, Balatonfüred.

Egyéb publikációk

1. Borics G., Grigorszky I., Várbíró G., **Krasznai E.** (2009): Javaslat az ökológiai potenciál megadására. KEOP Kutatási jelentés, pp 6.
2. **Krasznai E.**, Török P. (2009): A Katona forrástó (Fényes források, Tata) algológiai viszonyairól. Szakértői vélemény, pp 10.
3. Borics G., Grigorszky I., Várbíró G., **Krasznai E.** (2008): Javaslat a felszíni vizek fitoplankton alapján történő minősítésére. KEOP Kutatási jelentés, pp 30.