

**Planktonikus rák együttesek tér-időbeli dinamikája a
budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-
Dunában**

Doktori (PhD) értekezés

Vadadi-Fülöp Csaba

Témavezetők:

Dr. Zsuga Katalin, PhD, tudományos főmunkatárs

Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet Nonprofit Közhasznú Kft.

Dr. Dinka Mária, CSc, tudományos főmunkatárs

MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás

ELTE TTK, Biológia Doktori Iskola

A doktori iskola vezetője: Dr. Erdei Anna, DSc

„Zootaxonómia, Állatökológia, Hidrobiológia” Doktori Program

Programvezető: Dr. Dózsa-Farkas Klára, DSc

2010.

Planktonikus rák együttesek tér-időbeli dinamikája a budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában

1. Bevezetés.....	4
2. Irodalmi áttekintés.....	8
2.1. A Duna-kutatás rövid története és helye a limnológiában	9
2.2. A magyar Duna-szakaszra vonatkozó zooplankton (Crustacea) vizsgálatok részletes áttekintése.....	10
2.3. A Ráckevei (Soroksári)-Dunával kapcsolatos zooplankton vizsgálatok áttekintése.....	18
2.4. Nemzetközi Duna expedíciók és a Duna külföldi szakaszán végzett zooplankton vizsgálatok rövid áttekintése	20
2.5. A vízszabályozás hatása a Dunában élő zooplankton együttesre.....	23
2.6. A szennyvízterhelés hatása a Dunában élő zooplankton együttesre	24
2.7. Folyóvízi plankton (potamoplankton).....	25
2.8. Mintavételi erőfeszítés és mintavételi gyakoriság megválasztása	30
3. Anyag és módszer	33
3.1. A Duna és a Ráckevei (Soroksári)-Duna	33
3.2. Mintavételi helyek.....	35
3.3. Mintavétel és a minták feldolgozása	40
3.4. Adatelemzés	43
4. Eredmények.....	46
4.1. A Duna vízjárása	46
4.2. A planktonikus rák együttesek struktúrája.....	49
4.3. A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai	66
4.4. A planktonikus rák együttesek időbeli mintázatai	75
4.5. Napi mintavétel a Sport-szigeti mellékágban.....	84

4.5.1. <i>A planktonikus rák együttes struktúrája, diverzitási viszonyai</i>	84
4.5.2. <i>A mintaméret hatása a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére</i>	90
4.5.3. <i>A mintavételi gyakoriság hatása a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére</i>	93
5. Tézisek	97
6. Az eredmények megvitatása és kitekintés	99
6.1. A planktonikus rák együttesek struktúrája	99
6.2. A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai	103
6.3. A planktonikus rák együttesek időbeli mintázatai	105
6.4. Mintavételi erőfeszítés és mintavételi gyakoriság hatása a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére - esettanulmány a Sport-szigeti mellékág példáján (napi mintavétel)	106
7. Összefoglalás	109
8. Summary	110
9. Köszönetnyilvánítás	111
10. Irodalom	112
11. Melléklet	129

1. Bevezetés

A zooplankton rendkívül fontos szerepet tölt be vízi ökoszisztémákban a trofikus láncban elfoglalt helyzetéből adódóan. A primer producensek energiáját továbbítja a magasabb trofikus szintek felé (Abrantes & Goncalves 2003). Ugyanakkor a táplálékláncban elfoglalt központi helyzete potenciálisan sebezhetővé teszi a magasabb szintek perturbációjával és a klimatikus hatásokkal szemben (Landry et al. 2001). A klímaváltozás zooplanktonra gyakorolt lehetséges hatásai már most körvonalazódnak. A világóceánokban futó hosszútávú plankton monitoring programok - melyek némelyike több, mint 50 éves múltra tekinthet vissza - felhívták a figyelmet a zooplankton abundanciában, közösség szerkezetben és szezonális dinamikai folyamatokban bekövetkező változásokra. Ezek a monitoring programok a klímaváltozás lehetséges hatásainak megismerésében kulcsfontosságú szerepet fognak betölteni (Hays et al. 2005).

Az édesvízi, s így a folyóvízi zooplanktont is zömében három nagy rendszertani egység fajai képviselik: (1) Protozoa (végélények); (2) Aschelminthes (villásférgek) és (3) Arthropoda (ízeltlábúak). A második csoportot, a csillóshasúak (Gastrotricha) mellett, a folyóvizekben jelentős számban megjelenő kerekcsigák (Rotatoria), míg a harmadik csoportot a Crustacea altörzs fajai képviselik, mely utóbbit a szakirodalom „kisrákok” néven illet. A kisrákok lényegében három rendszertani egység képviselői közül kerülnek ki: Cladocera (ágascsapú rákok), Copepoda (evezőlábú rákok) és Ostracoda (kagylósrákok). A dolgozat e kisrákokból szerveződő együttesek struktúráját, tér-időbeli dinamikáját ismerteti a Dunában és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában (továbbiakban RSD) gyűjtött minták alapján.

A 2814 ismert édesvízi Copepoda (evezőlábú rákok) faj között számos halparazita és vektor akad, így humán szempontból sem elhanyagolható jelentőséggel bírnak (Boxshall & Defaye 2008). A Cladocerák (ágascsapú rákok) fajszerkezetét a hetvenes években 440-re becsülték (Flössner 1972), jelenleg 620 fajuk ismert (Forró et al. 2008), azonban becslések szerint a tényleges fajszerkezetnek mintegy kétszázaléka is lehet. A zooplankton rendkívül tömeges lehet édesvizekben és bár áramló vizekben általában kisebb számban fordul elő, nemritkán a literenkénti ezres nagyságrendet is elérheti. Éppen ezért halászati szempontból is fontos szerepe van. A gazdaságos haltermelés elengedhetetlen feltétele a természetes táplálékkészlet dinamizmusának vizsgálata. Többek között azért, mert adatokat szolgáltat egyrészt a takarmány minőségének (pl. fehérjepótlás) és mennyiségének időbeli ütemezéséről, másrészt a halak számára felvehető természetes táplálékkészletről, ami a természetes hozamban realizálódik (Körmendi et al. 2001).

Magyarországon a Duna-kutatás jelentős múlttra tekinthet vissza, mely elsősorban két műhely, az MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás és a VITUKI (Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet) tevékenységével függ össze. Hazánk a Duna menti országok között kiemelkedő helyen áll legnagyobb folyónk kutatottságát illetően. Ugyanakkor az állóvizekhez képest általában a folyóvizek kutatása - s így a potamoplankton kutatása is - kisebb szerepet kapott a hidrobiológiai gyakorlatban többek között módszertani nehézségei miatt.

„Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában” címmel egy 9 cikkből álló sorozat jelent meg, mely a Duna főágára és az azt kísérő vizes élőhelyekre időszerű, koherens adatbázis létrehozását tűzte ki célul. Ennek feladatául jelölték meg a korábbi szórványos, illetve szisztematikus feltáró munkák kiegészítését és aktualizálását, valamint referencia biztosítását a biológiai vízminősítés jövőbeli gyakorlatához (Oertel & Nosek 2000). Ez a nagyszabású kutatás azonban nem terjedt ki a planktonra. Bár a magyar Duna-szakasz zooplanktonját sokat vizsgálták, a legtöbb munka Göd térségében folyt, vagy rövid időszakot ölelt fel. A mellékágak közül pedig elsősorban a Szigetköz és Gemenc térsége volt kutatás tárgy, a Szentendrei-ág kevésbé ismert, a Ráckevei (Soroksári)-Duna kutatása pedig – jelentőségéhez képest – elmaradott. Ez utóbbi esetben ki kell emelnünk a térbeli heterogenitást (Mészáros et al. 2007), a mellékágairól pedig szinte semmilyen információval nem rendelkezünk.

Az Európai Unió Tagállamaiban 2000 végétől a vízzel és vízgazdálkodással kapcsolatos minden törvényi szabályozást az ekkor életbe lépett 200/60/EU Water Framework Directive (EU Víz Keretirányelv, VKI) határoz meg. A Keretirányelv fő környezeti célkitűzése, hogy 2015-re a tagállamok területén található felszíni vizek mindegyike legalább a „jó minőségű” kategóriába tartozzék, illetve ezt elérve a vizek állapot romlásának megelőzése. Ezért a fizikai-kémiai változók mellett a biológiai komponensek rendszeres monitorozása is kiemelt szerepet kapott. Bár a zooplankton nem szerepel az EU VKI monitorozandó biológiai komponensei között, mégis számos zooplankton faj előfordulása vagy hiánya jól felhasználható a vizek ökológiai állapotának megítélésében. Ponyi (1997) szerint biomonitorozásra a mezozoo fajok - közülük is a kisércsoport (Crustacea) - a legalkalmasabbak, mivel (1) teljes életciklusuk a vízben megy végbe, (2) fontos szerepet töltenek be a vízi ökoszisztéma táplálékhálózatában, (3) fajaik ökológiai és táplálkozásbiológiai szempontból széles skálán mozognak, (4) megfelelő sűrűségben fordulnak elő, ami a gyűjtés és statisztikai kiértékelés szempontjából fontos. Az ágascsapú rákok között több teszt és indikátor szervezet is van, mivel könnyen tenyészthetők, testméretük kicsi, rövid az életciklusuk és gyorsan elérik

a szaporodóképes kort. A *Daphnia*-teszt az akut víztoxikológiai eljárások leggyakrabban használt módszere (Németh 1998).

Jelenleg a budapesti szennyvizek mintegy fele tisztítatlanul kerül a Dunába. A Csepel északi részén megépült Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep 2009 augusztusában megkezdte egy éves próbaüzemét, melynek során az új rendszerre fokozatosan engedik rá a fővárosban keletkező szennyvízmennyiség felét. A tervek szerint 2010-re a fővárosi szennyvizek 95 %-a tisztítva kerül a Dunába, így várhatóan jelentősen csökken a Budapest alatti Duna-szakasz terhelése és javul annak vízminősége. Jelen munka egyik célkitűzése annak vizsgálata, hogy van-e különbség a Budapest feletti és Budapest alatti Duna-szakasz zooplanktonjának minőségi, mennyiségi összetételében. A mintavételek még az említett beruházás megvalósulása előtt befejeződtek, így csak az „eredeti” állapot felmérésére vállalkozhattam. Az új műtárgy üzemeltetéséből fakadó zooplanktonra gyakorolt esetleges kedvező hatások felderítése igen izgalmas feladatot kínál a jövőben, melyhez munkámban közölt adatok referenciaként szolgálhatnak.

Az RSD-vel kapcsolatos ökológiai kutatások napjainkban különösen hasznosak lehetnek. A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág komplex vízminőség javítási program keretében mintegy 35 milliárd forintból valósulhat meg az a beruházás, melynek célja, hogy javuljon a Duna-ág vízminősége és növekedjen annak vízgazdálkodási, illetve természetvédelmi szerepe. A projekt, mely EU társfinanszírozással, a KEOP (Környezet és Energia Operatív Program) pályázati forrásaiból valósul meg, négy elemből áll: kotrás és iszapelhelyezés, szennyzőanyagok parti sávból történő kivezetése, a Délpesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizének átvezetése a Duna főágába, továbbá a tassi vízleeresztő műtárgy újjáépítése. A projekt előkészítése 2007-ben kezdődött meg, elkészültek a megvalósításhoz szükséges tanulmányok, a beadáshoz szükséges dokumentációk. A pályázat jelenleg a benyújtási fázisban van és az eredeti tervek szerint, a pozitív elbírálás függvényében, 2010-ben indulhat meg a megvalósítás, mely előreláthatólag 2013-ban fejeződik be (forrás: VKKI - Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság). Jelen értekezésben közölt eredmények referenciaként szolgálhatnak az RSD ökológiai állapotának jövőbeli megítélésében.

Két éves kutatásom részeként mintavételre jelöltem ki Budapest felett, valamint Budapest alatt egy-egy keresztiszelvényt a Duna főágában és egy további keresztiszelvényt a Ráckevei (Soroksári)-Dunában. Ez utóbbi mintavételi hely a felső szakaszon, Dunaharaszti város közigazgatási területén helyezkedik el, s választását azzal indokolom, hogy jó alapot nyújt a korábbi adatokkal való összevetésre (a legtöbb zooplankton adat Dunaharaszti és Ráckeve térségéből áll rendelkezésre), valamint a HÉV-híd lehetőségét kihasználva

keresztmetszeti mintavételt valósíthattam meg itt. További „előnye”, hogy vize határozottan – 0,1-0,3 m sec⁻¹ sebességgel – áramlik, ellentétben az alsó szakasszal, mely állóvíz jellegű. Ezen kívül mintákat gyűjtöttem az RSD két különböző (teljes átfolyással rendelkező, illetve egyik végén elzárt) mellékágában is.

A Sport-szigeti- és Molnár-szigeti mellékágban ezidáig nem végeztek zooplanktonra irányuló kutatásokat, az RSD főágában pedig még nem került sor ilyen időtartamú vizsgálatra. A gyűjtések kapcsán több szempontot is szem előtt tartottam, ilyenek a téli mintavételezés és napi minták gyűjtése, melyek igen ritkán valósulnak meg a gyakorlatban. Ugyancsak kiemelt szerepet kapott a keresztszelvények (jobb oldal, sodorvonal, bal oldal) mentén történő mintavétel. A mintavételt úgy terveztem, hogy alkalmas legyen (1) különböző víztestek összehasonlítására, (2) keresztszelvény mentén történjen a mintavétel, (3) a főváros felett és alatt egyaránt legyen mintavételi pont, (4) lehetőség legyen tesztelni a zooplankton denzitás és a vízjárás közti összefüggéseket (a Dunában ehhez rendelkezésre áll adatbázis), illetve tesztelni azt a hipotézist, miszerint a zooplankton produkció szabályozott folyókban elsősorban a „plankton források” („Storage zones”, lásd Irodalmi áttekintés fejezet) elérhetőségének függvénye és a főágban elhanyagolható jelentőséggel bír, (5) megfelelő gyakorisággal és rendszerességgel történjen a minták gyűjtése ahhoz, hogy a szezonális és évek közötti változásokat értékelni lehessen, (6) faunisztikai szempontból is érdeklődésre tarthasson számot a vizsgálat.

Értekezésem főbb célkitűzései az alábbiakban foglalhatók össze:

1. A Cladocera és Copepoda állomány szezonális dinamikájának nyomon követése, tekintettel a vízjárásra.
2. A zooplankton térbeli dinamikájának vizsgálata, ezen belül is:
 - 2.1. A főág és a Ráckevei (Soroksári)-Duna zooplankton állományának, minőségi és mennyiségi viszonyainak összehasonlítása.
 - 2.2. Keresztszelvények (jobb oldal, bal oldal, sodorvonal) összehasonlítása a Duna főágában és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában.
 - 2.3. A Budapest feletti és Budapest alatti szelvények összehasonlítása.
3. Napi mintavétel végrehajtása az egyik kiválasztott helyszínen (egy-két hónapos időtartam). A leggyakoribb faj populációdinamikai változásainak elemzése. Az eredmények összevetése az eredeti (kétheti) mintavételi frekvenciával nyert adatokkal. A mintavételi frekvencia hatásának vizsgálata a rákplankton összetételének észlelésére, valamint a mintaméret hatásának értékelése.

2. Irodalmi áttekintés

A Duna a legfajgazdagabb folyó a palearktiszbén, azonban a folyópart és a szigetek állandóan vagy periodikusan elárasztott területei nélkül folyónk planktonban szegény csatorna lenne. A teljes szakaszon 343 Rotatoria (kerekcsférgek) és 145 kistrák faj előfordulásáról vannak adataink (Naidenow 1998). A magyar Duna-szakaszon (Szigetközi kisvizek nélkül) eddig 90 Copepoda és Cladocera fajt találtak, melyből 60 a Ráckevei (Soroksári)-Dunából is előkerült, 30 kizárólag a Dunából. Az RSD fajgazdagságát jól mutatja, hogy a Magyarországon eddig leírt Copepoda és Cladocera fajok 42 %-a már az RSD-ből is előkerült (Vadadi-Fülöp et al. 2008). A Dunában élő fajok legnagyobb része nem euplanktonikus, sokkal inkább a mellékvizekre jellemzőek. Bár a leírt fajok száma országonként jelentősen függ attól, hogy mely helyi specialisták végzik a kutatásokat, a fajok száma a torkolat felé növekvő tendenciát mutat, párhuzamosan a növekvő vízmennyiséggel, a mellékvizek kiterjedésével és az áramlási sebesség csökkenésével (Naidenow 1998).

Hazánkban a zooplankton, ezen belül is elsősorban a planktonrákok kutatásának komoly hagyományai vannak. Már a századforduló táján megszülettek az első határozók, és átfogó munkák (Daday 1884, 1888, Kottász 1913, Jungmayer 1914). A 70-es években jelent meg Gulyás (1974) Cladocera (ágascápú rákok)-, illetve Dévai (1977) evezőlábú rákokkal (Copepoda) foglalkozó kishatározója. Ez utóbbiak javított és bővített kiadásai Gulyás és Forró (1999, 2001) ma legtöbbit idézett művei. Meg kell azonban jegyezni, hogy az evezőlábú rákok Harpacticoida alrendjébe tartozó fajokkal ezen íráskor nem, vagy alig foglalkoznak. Ezidáig hazánkban 39 Harpacticoida taxon ismert, melyből 4 endemikus. Ez a fajszám várhatóan jelentősen növekedni fog (Ponyi 2001a). A paleolimnológiai szempontból sem elhanyagolható jelentőségű Ostracodák (kagylósrákok) a kistrákok harmadik, talán kissé méltánytalanul elhanyagolt csoportja. Farkas Henrik Ostracoda faunafüzete (Farkas 1958), illetve a Magyarországon élő recens kagylósrákok jegyzéke (Meisch & Forró 1997) összegzi ismereteinket a hazai kagylósrák faunáról. A határozókon kívül számos áttekintő munka is napvilágot látott néhány Magyarországon jól ismert víztér tekintetében. A Balaton rákplanktonjáról Ponyi (1993, 2001b, 2002a, 2002b, 2006), a Tisza zooplanktonjáról Zsuga et al. (2004), Nedelkovics & Zsuga (2006), míg a Ráckevei (Soroksári)- Duna zooplanktonjáról Mészáros et al. (2007), Vadadi-Fülöp & Mészáros (2007), Vadadi-Fülöp et al. (2007, 2008) ad részletesebb áttekintést. A fent említett művek csak példák voltak illusztrálандó a jelen értekezés alapját képező élőlény csoport jelentőségét. Kis túlzással elmondhatjuk, hogy a zooplanktonnal foglalkozó művekkel egy kisebb könyvtárat lehetne megtölteni, csupán a

hazai publikációk részletesebb áttekintése is meghaladná ezen dolgozat kereteit. Mindezek ellenére bőven akad még tennivalónk, számos hazai vizünk egyáltalán nem vagy alig feltárt e szempontból (elég, ha bányatavainkra gondolunk), kevés modellező munka készült, a legtöbb vizsgálat csak rövid időszakot ölel át, vagy éppen viszonylag kis mintavételi gyakoriság jellemzi. Természetesen a rendelkezésre álló szűkös erőforrások miatt ez nem róható fel a hazai szakmának.

A következőkben, alapvetően kronológiai sorrendben, részletesen ismertetem a magyar Duna-szakasz zooplankton kutatásának eredményeit a főbb állomások megjelölésével (elsősorban a kistrákokat tekintem át, a kerekeshérgelkkel csak érintőlegesen foglalkozom). Az RSD-vel kapcsolatos zooplankton vizsgálatokat külön fejezetben tárgyalom. Rövid áttekintést adok a nemzetközi Duna expedíciókról, illetve a Duna külföldi szakaszán végzett zooplankton vizsgálatokról – a teljesség igénye nélkül –, valamint a vízszabályozás és vízszennyezés szempontjából releváns munkákról. Ezután következik a folyóvízi plankton általános ismertetése, valamint a mintavételi gyakorisággal és mintamérettel foglalkozó írások áttekintése. Mindezek előtt érdemes megismerni a Duna-kutatás előzményeit, illetve megvalósulását lehetővé tevő intézményi hátteret.

2.1. A Duna-kutatás rövid története és helye a limnológiában

A Duna nemzetközi viszonylatban is a világ egyik legintenzívebben kutatottabb folyamata, melynek sikerét, illetve történetét akkor értjük meg, ha röviden áttekintjük a Duna-kutatás nemzetközi és hazai intézményeit. A Duna-kutatás nemzetközi szervezete a Reinhard Liepolt professzor vezetésével, a 13. SIL (Societas Internationalis Limnologiae) konferencia keretei közt 1956-ban megalakult Nemzetközi Dunakutató Munkaközösség, az ún. IAD (International Association for Danube Research; Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung). A globális SIL esernyője alatt kibontakozó szervezet a vasfüggöny mindkét oldaláról várta a csatlakozó kutatókat. Jelenleg 13 tagországot és 12 kutatócsoportot foglal magában. A szervezet, tevékenységeit ma már az EU Víz Keretirányelv (VKI)- és egyéb EU direktívákkal összhangban végzi. Interdiszciplináris kutatás előmozdítását és az egész Dunamedencére kiterjedő, integrált védelmi stratégia megvalósítását tűzte ki célul, melyhez komoly tudományos hátteret szolgáltat a folyó menedzsment számára. Mindezzel a folyóvízi ökoszisztémák morfológiai integritását kívánja megőrizni (Bloesch 2009).

A Duna védelmére 1998-ban létrehozott nemzetközi bizottság, az ún. ICPDR (International Commission for the Protection of the Danube River) jelenleg 14 tagországot –

köztük Magyarország – számlál, és célja a Duna és vízgyűjtőjének védelme, illetve fenntartható vízgazdálkodási stratégia kidolgozása a VKI követelményeinek megfelelően. Ezen egyezmény létjogosultságát mi sem bizonyítja jobban, mint az a tény, hogy a Duna vízgyűjtője 19 országot érint, s ezzel folyónk világszerte. Éppen e sajátosságból következik környezetvédelmi jelentősége és egyben az igény a vízminőség védelmére, mely közös társadalmi érdekünk. Az ICPDR ezidáig kettő nemzetközi Duna-expedíciót (ún. Joint Danube Survey – JDS) szervezett, melynek keretében a folyó teljes hosszában mérték a fizikai, kémiai és biológiai változókat. A vizsgálat a jelentősebb mellékfolyókra is kiterjedt, az eredményeket jelentésekben közzölték.

Hazánk mindig is kiemelkedő szerepet játszott a Duna élő és élettelen világának megismerésében. Az MTA Magyar Dunakutató Állomás 1957-ben alapult Dudich Endre akadémikus vezetésével, a Magyar Tudományos Akadémia és az Eötvös Loránd Tudományegyetem együttműködése nyomán. 1977-től az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézetének osztályaként működik és máig az egyetlen ilyen jellegű intézmény a Duna mentén. Érdemes megjegyezni, hogy az Állomás megalapítása nem előzmények nélküli, hiszen már a 30-as, majd a 40-es években is kezdeményezték hasonló jellegű intézmény létrehozását, ám ezen próbálkozásokat a gazdasági válság és a II. világháború meghiúsította. Az MTA Magyar Dunakutató Állomáson prioritásként jelölték meg a Duna főágának kutatását, oly módon, hogy a mellékvizekkel fennálló kölcsönhatásokra is fény derüljön, illetve célorientált alapkutatás jellegű kutatások megvalósítását. A kutatások állapotfelméréssel indultak, majd az állapotváltozások feltárására is sor került és olyan területeket érintettek, mint a tovahaladó víztestben végbemenő állapotváltozások, a Duna vízjárása és a vízkémiai paraméterek összefüggéseinek feltárása, valamint long-term monitoring (vízkémiai, fito- és zooplankton) (Berczik 1995, 2007).

2.2. A magyar Duna-szakaszra vonatkozó zooplankton (Crustacea) vizsgálatok részletes áttekintése

Az első adatok a Duna kisorrák faunájáról a XIX. század végéről származnak (Daday 1885, Örley 1886) és Budapest környékének Crustacea planktonját érintik. Ezt követően az 1900-as évek elejéről találunk előfordulási adatokat. Kottász (1913) Budapest környékének ágascsapú rákjait tárgyalja, gyűjtési helyei közt szerepel az újpesti Duna-ág, ahol összesen 11 Cladocera fajt talált. Az evezőlábú rákokról is találhatunk néhány adatot (Jungmayer 1914): újpesti kikötő Dunaága (10 faj), Lágymányos (Holdduna) (9 faj). Unger (1916) szerint a zooplankton szervezetek folyóvízben és a Duna vizsgált, budapesti szakaszán is ritkának

tekinthetőek. Összesen 2 *Cyclops*, valamint a *Daphnia longispina* és a *Bosmina longirostris* fajokról tesz említést.

Wynárovich (1944) eredményei szerint a Dunában (Dráva torkolata táján) 1 liter vízben átlagosan 1250 Rotatoria, 13 nauplius lárva, 4 *Cyclops* és 40 *Dreissena veligera* lárva fordul elő. Éber (1955) 1926 és 1955 között 26 Copepoda és Cladocera fajt gyűjtött a Dunában. Megállapítja, hogy az árvizek, a hirtelen jött nagy víztömegekkel, amely hidegebb is, felhigítják a planktonot, a zöld ár apadásának kezdetétől számítva kb. két hét kell a potamoplankton regenerálódásához. A plankton mennyisége folyókban leegyszerűsítve fordítottan arányos a vízfolyás sebességével és a vízállással.

1958-ból (szept. 30 - okt. 4. között – tehát igen szűk intervallum) találunk néhány előfordulási adatot a Duna főágából (Esztergom, Budapest, Ercsi, Paks, Baja, Mohács) planktonikus Crustaceákra vonatkozóan (Ponyi 1962). A 217 km hosszú vizsgált szakaszon összesen 15 Cladocera és 4 Copepoda taxonról számol be Ponyi. Budapestenél (1646 fkm) egyáltalán nem kerültek elő Crustaceák, Ercsinél (1614 fkm) a következő fajok fordultak elő: *Ilicryptus sordidus*, *Alona affinis*, *Rhynchotalona rostrata*, *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops* sp. juv. és nauplius, *Daphnia cucullata*, *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops* sp. juv., *Candona* sp. juv. Ezzel a hazai dunai zooplankton kutatás első – alapvetően leíró jellegű – szakasza befejeződött.

A második és egyben leghosszabb korszak Bothár Anna munkásságához köthető, aki az MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás munkatársaként a 60-as évektől egészen a 90-es évek végéig fejtette ki tevékenységét a Duna planktonikus rákjainak kutatásában. Itt említeném meg a Duna Protozoa kutatásában úttörőnek számító Bereczky Magdolnát, aki ugyanezen időszakban tevékenykedett (pl. Bereczky 1969, 1975, 1979), ám műveinek ismertetésére itt nem térhettem ki. Ugyancsak kiemelném Kertész György munkásságát (Kertész 1963, 1967), nevéhez kötődik a Duna kerekeseleg együtteseinek részletes felmérése a teljes magyar szakaszon.

Az 1965-ös júniusi árvíz idején Alsógödnél végzett zooplankton vizsgálatok (Bothár 1968) rámutattak, hogy az 50-60 cm mély, könnyen felmelegedő, növényekkel benőtt, előntött területen igen gazdag Crustacea együttes alakulhat ki kvalitatív és kvantitatív szempontból egyaránt. Elsősorban kisvizekre jellemző, széles tűrőképességű Cladocera fajok (*Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina*) voltak itt jellemzőek gyakran meghaladva a 100 ind. l⁻¹ értéket. Az ártéren és a Duna partközeli részén bár alacsonyabb, de az átlagosnál magasabb abundancia értékeket rögzítettek.

A 60-as években készült egy átfogó munka a magyar Duna-szakasz faunájáról (Berczik 1966), mely összegzi a kor ismereteit, beleértve a zooplanktont is. A szerző 42 Cladocera, 14 Copepoda és 4 Ostracoda fajról tesz említést. 1967-ben jelent meg a Liepolt szerkesztette „Limnologie der Donau” című nagyszabású monográfia, melyben Dudich (1967) áttekintést ad a Duna faunájáról.

Nagymaros és Megyer között 1967-68-ban 20 Cladocera és 7 Copepoda faj, illetve varietas került elő (Bothár et al. 1971). A copepodit lárvák kivételével decembertől áprilisig 8°C vízhőmérséklet alatt egyáltalán nem fordultak elő kistrákok. Leggyakoribb fajok a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops vernalis* voltak.

Bothár (1978) 1976-ban havonta vett mintákat mindkét partról és a sodorvonalból 3 mintavételi helyen (Szob, Nagymaros, Újpest). 25 Cladocera és 14 Copepoda fajt talált. A Cladocerák közül a *Bosmina longirostris* volt domináns (Újpesten május-júniusban volt populációs maximuma), míg a Copepodáknál 3 domináns fajt regisztrált. Két csúcsot lehetett megfigyelni mindkét csoportnál: május-június, illetve augusztus. A szerző Újpesten jóval magasabb egyedszámokat talált júniusban, amit a nagyobb szennyezéssel hozott összefüggésbe. A két part és a sodorvonal között nem volt lényeges különbség, ugyanakkor a partközeli mintákban gyakran magasabb egyedszámokkal találkozott. Ez utóbbit a partközeli csendesebb víz védő szerepével magyarázza. Az áttelelésben a partközeli vizek, talajvíz és a perifiton szerepét hangsúlyozza.

A Budapest feletti (Szob, 1707 fkm; Göd, 1669 fkm) és alatti (Adony, 1598 fkm) Duna-szakaszon 1987-ben végzett zooplankton vizsgálatok (Bothár 1988b) alkalmával 29 Crustacea faj került meghatározásra, a legfajgazdagabb térség Göd volt. A domináns fajok a következők voltak: *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops serrulatus* és *Cyclops vicinus*. Bothár megállapította, hogy a 80-as évek első felével összehasonlítva, az *Acanthocyclops robustus* dominanciája növekedett az *Eucyclops serrulatus* és a *Bosmina longirostris* fajokkal szemben. A Cladocerák májusban, a Copepodák áprilisban jelentek meg, novemberben mindkét csoportot csupán néhány példány képviselte. Míg a Budapest feletti szakaszon egy júliusi zooplankton csúcs volt megfigyelhető, Adonynál májusban volt egyedszám maximum, amit egy júniusi visszaesést követően egy kisebb júliusi csúcs követett. A főváros alatti mintavételi helyen azonban kisebb maximális egyedszámot figyeltek meg. A Budapest feletti- és alatti szakasz kvantitatív és szezonális különbségeit a fővárosi szennyvizekkel és a budapesti szabályozott folyómeder, valamint a Budapest felett betorkolló Szentendrei-ág miatt megváltozott folyási viszonyokkal magyarázták (Bothár 1988b).

Lipóttól (1821 fkm) Mohácsig (1455 fkm) 7 keresztiszelvényben 1977 júliusában végzett zooplankton vizsgálatok alkalmával (Naidenow 1979) 18 Rotatoria, 10 Cladocera és 3 Copepoda faj került elő. A Crustacea csoport többségét a *Bosmina longirostris*, nauplius és copepodit lárvák, *Alona quadrangularis* és *Macrothrix laticornis* alkották, azonban mindösszesen a zooplankton biomassa 4,59 %-át és a zooplankton abundancia 1,58 %-át tették ki. Ezzel szemben a kerekférgek igen tömegesek voltak, a zooplankton egyedszám 98,11 %-át alkották. A bal oldal, sodorvonal és jobb oldal egyedszám arányai a következőképp alakultak: 1,81:1,57:1. Dél felé az egyedszám nőtt, valamint szinte minden keresztiszelvényben nagyobb abundancia volt mérhető a bal oldalon. A szerző felhívja a figyelmet a mellékágak és egyéb mellékvizek jelentőségére az említett Duna-szakaszon (zooplankton benépesítés).

A legtöbb vizsgálat a Dunakutató Állomás székhelye, s így a mintavétel egyszerűsége miatt Gödnél történt. Az alábbiakban ezek rövid áttekintése következik.

Bothár (1975) a Crustacea együttes változásait tárgyalta a Duna gödi (1669 fkm) mintavételi helyén. Eredményei szerint legnagyobbbrészt euriók fajok képezték a kistrák együttest, köztük csak kevés euplanktonikus faj volt. Bothár gyakoriságuk alapján 3 csoportba sorolta a fajokat. Domináns fajok a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops vernalis* (20-40%-os dominanciával). Ritkább és jóval alacsonyabb egyedszámban előforduló fajok képezik a második csoportot, melyek közül egyesek vezető szerepet is betölthetnek időnként (*Eucyclops serrulatus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Chydorus sphaericus*). Végül pedig vannak olyan taxonok, melyek nagyon rendszertelenül fordulnak elő, akár kisebb, akár nagyobb számban. Míg az első két csoport az adott Duna-szakasz „alapfaunájának” tekinthető, az utóbbi főleg különböző mellékágakból és holtágakból kerül a főágba. Általában a Dunában élő kistrákok 30-40%-a lárvá formában található meg, aminek egyik oka a folyó áramlása, ami egyszerűen elsodorja az állatokat. Két faj (*Thermocyclops crassus*, *Moina micrura*), melyek korábban egyáltalán nem, vagy csak kis egyedszámban fordultak elő, 1971-től terjedni kezdtek. Az egyedszámok változásait két faktorra vezeti vissza Bothár (1975): áramlás és vízállásbeli különbségek. Az 1971 és 1973 közötti időszakban növekvő tendencia volt megfigyelhető a nyári zooplankton maximumot illetően, amit Bothár a magasabb hőmérséklettel és az alacsony vízállással összefüggésben lévő kisebb áramlással magyaráz.

A Duna gödi szakaszán (1669 fkm) végzett hosszútávú zooplankton vizsgálatok eredményei szerint (Bothár 1985) (20 év, heti mintavétel, fenék közeli és felszíni minták) a fajok alapvetően 3 fő csoportot képeznek: 1. elsődleges jellemző fajok (*Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops vicinus*); 2. másodlagos jellemző

fajok (*Chydorus sphaericus*, *Alona* spp., *Pleuroxus* spp., *Iliocryptus sordidus*, *Macrothrix hirsuticornis*, *Moina micrura*, *Daphnia hyalina*, *Daphnia cucullata*, *Thermocyclops crassus*); 3. járulékos elemek (*Bosmina coregoni*, *Leydigia leydigi*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Moina rectirostris*, *Macrocyclus albidus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Eudiaptomus gracilis*). A *Cyclops vicinus* és a *Thermocyclops crassus* fajok a hetvenes évektől kezdve előtérbe kerültek (alap fauna részévé váltak), a *Moina micrura* (1971-ben jelent meg) abundanciája szintén növekedett, míg a nyolcvanas években a *Bosmina longirostris* és egyéb Cladoceraék mellett az *Eucyclops serrulatus* egyedszáma is növekedett. A 70-es, de sokkal inkább a 80-as években a kiskisrák abundancia erőteljes növekedése volt megfigyelhető, ami főleg a nyári maximumokban nyilvánult meg. A 80-as évek maximális egyedszámait 3-5-szörösei a 70-es években mérték. Legnagyobb változás a *Bosmina longirostris* populációjában volt megfigyelhető, jelentősen nőtt az abundanciája. A fajösszetételbeli és egyedszámbeli változások Bothár szerint a Duna eutrofizálódására engednek következtetni. Ugyanakkor a Duna vízjárása is megváltozott, aminek szintén jelentős hatása lehet a zooplankton mennyiségi és minőségi változásaira. Szezonális dinamika szempontjából két csúcs volt megfigyelhető, egy nagyobb május-június körül és egy kisebb augusztus-szeptember környékén. Nagyobb árvizeknél, elöntéseknél megváltozott a mintázat és a fajösszetétel. A keresztmetszeli eloszlást illetően nem volt lényeges különbség a nyílt víz és a partközeli víz között, azonban a parti minták (litorális) gyakrabban nagyobb egyedszámmal rendelkeztek és több volt a petés állatok aránya. Vertikális eloszlást illetően általában az alzat közeli rétegben a Crustaceaák tömegesebbek voltak, mint a felszíni rétegben. Ez a különbség elsősorban alacsony vízállásnál volt nagy, amikor is az alzat közelében 30-50 %-kal nagyobb volt az abundancia, mint a felszíni rétegben. Ennek feltehetőleg az lehet az oka, hogy az alsó rétegben mások az áramlási viszonyok és a planktonikus szervezetekre káros mechanikai hatások itt kevésbé érvényesülnek (Bothár 1985, 1988a).

A 80-as évek elején (1981) 25 Cladocera és 13 Copepoda faj került elő, melyek közül az alábbiak voltak dominánsak: *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops vicinus*. A Cladoceraék áprilisban, míg a Copepodák márciusban jelentek meg a vízben. Előbbiek egy májusi és több kisebb nyári populációs csúccsal jelentkeztek, míg az utóbbiak egy kis májusi, ezt követően pedig egy nagyobb július és szeptember közti csúcsot produkáltak fluktuációkkal. A Copepodák kb. 70 %-a nauplius lárvában volt jelen, kifejlett példányok főként májusban és júniusban kerültek elő (Bothár & Kiss K. T. 1990).

A 90-es évek elején végzett együttes bakterio-, fito- és zooplankton vizsgálatok eredményei szerint (V.-Balogh et al. 1994) a fitoplankton szezonális dinamikája 2 csúcscsal volt jellemezhető (április, szeptember), hasonló mintázat volt megfigyelhető a klorofill-a koncentrációt és a primer produkciót illetően is. A planktonikus rákok közül 23 Cladocera és 9 Copepoda faj került elő, melyek közül a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops robustus* domináltak. A zooplankton biomasszája alacsony volt, 0,01 mg l⁻¹ (október) és 0,189 mg l⁻¹ (szeptember) között változott. A heterotróf nanoflagelláták biomasszája egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint a zooplanktoné.

Az 1991 és 1993 közötti időszakban 36 Crustacea faj került elő (Bothár 1994). A korábban domináns *Bosmina longirostris* 1993-ra elvesztette vezető szerepét, maximális egyedszámai egyszer sem érték el a korábbi évek átlagait sem. Ugyanakkor a Copepodák közül az *Acanthocyclops robustus* egyre dominánsabb lett, átlagos egyedszám értékei meghaladták a korábbi évek maximumait. Az *Eurytemora velox* elsőként itt Gödnél, 1992-ben került elő a Duna főágából. Az 1991-1993-as időszakban a planktonikus Crustaceák közül a Copepodák egyedszáma megnőtt, ami elsősorban az *Acanthocyclops robustus* számlájára írható. A Cladocerák abundanciája ugyanakkor drasztikusan lecsökkent. Ezen változásokban Bothár szerint több tényező is szerepet játszhat: a Duna vízjárásának hosszútávú változásai (csapadékszegény és meleg nyarak következtében kisebb vízhozam, ennek következtében megszűnhet a kapcsolat a főág és a mellékágak, elöntési területek között), kékalgák számának növekedése, Duna elterelése.

Bothár (1996) mintavételi stratégiákat, rövid- és hosszútávú változásokat elemzett a Gödnél vett minták alapján (1981-1995) és megállapította, hogy nincs kimutatható különbség a felszíni és a fenék közeli minták között fajösszetétel tekintetében. A *Bosmina longirostris* dominanciája 1987-től csökkent, ezzel párhuzamosan egyes fajok dominanciája nőtt (*Disparalona rostrata*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia hyalina*, *Chydorus sphaericus*). Az evezőlábú rákoknál struktúra-váltás volt megfigyelhető: az *Acanthocyclops robustus* dominanciája nőtt a korábban tipikus plankton alkotó *Eucyclops serrulatus* rovására. Kvantitatív viszonyokat illetően az esetek többségében a felszíni mintákban kevesebb állat volt megtalálható, amit a turbulenciából fakadó mozaikossággal magyarázott a szerző. A víz mozgása miatt nem volt szabályos vertikális vándorlása a kisékóknak. A napi mintavételek rámutattak, hogy nincs szabályos, napi mennyiségi változás (ingadozás) a zooplankton abundanciában, mint az a kémiai paramétereknél és az algáknál megfigyelhető volt. Ugyanakkor a Copepodáknál 2-3 napos periodicitást lehetett megfigyelni a kohorsz analízisben (a különböző fejlődési stádiumok struktúra-váltásával függött össze). A

fajösszetételbeli változás és a mennyiségi változások nyomon követésére Bothár, saját példájuk alapján a heti mintavételt megfelelőnek tekinti.

A Duna zooplankton kutatásának harmadik korszaka a 80-as évek végétől veszi kezdetét és Gulyás Pál nevéhez köthető, aki a VITUKI munkatársaként jelentősen bővítette ismereteinket a Duna zooplanktonjáról, beleértve a kerekeshérgeket is. A Rotatoria és Crustacea plankton vizsgálata a Duna 1848 és 1659 fkm-e között (Rajka, Budapest) 1987, 1989 és 1991-ben történt meg (Gulyás 1994a). 26 Cladocera és 15 Copepoda taxon került elő. Minden esetben a Rotatoriák domináltak, a Crustaceák közül csupán a nauplius és a copepodit lárvák fordultak elő hasonló gyakorisággal. A vizsgált Duna-szakaszt a domináns és gyakori fajok alapján lehetett jellemezni (*Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops robustus*, *Mesocyclops leuckarti*). A leggyakrabban előforduló fajok álló- és lassan folyó eutróf vizekre jellemző szervezetek közül kerültek ki. A domináns fajok majdnem minden mintavételi helyen azonosak voltak. A fajösszetételben nem volt számottevő különbség sem szezonálisan, sem horizontálisan. Hosszabb alacsony vízállású periódusok alkalmával fajgazdag együttes alakult ki minden alkalommal. A szűrő Cladoceráknak és a finom detrituszt szűrő Rotatoriáknak és Copepodáknak nem kedvezett a magas vízállás és áradás. Biomasszában és egyedszámban növekedés volt megfigyelhető a kistrákoknál és a kerekeshérgyeknél is az 1987 és 1991 közötti időszakban.

A Rajka és Budapest közti szakasz 1987 és 1993 közötti vizsgálata (Gulyás 1994b) alkalmával 108 Rotatoria, 17 Copepoda és 36 Cladocera faj került elő. A kerekeshérgyekhez hasonló abundanciát csak a Copepodák nauplius és copepodit lárvái mutattak. Az egyedszámok Budapest felé folyamatosan növekedtek. Maximális egyedszámok május-június, illetve augusztus-szeptember hónapokban fordultak elő. A hidrológiai viszonyok erőteljes befolyást gyakoroltak a fajösszetételre és az abundanciára egyaránt, ami leginkább áradáskor volt nyomon követhető, ilyenkor mind a fajszám, mind pedig az egyedszám jelentősen csökkent.

A Bratislava (1869 fkm) és Budapest (1659 fkm) közötti Duna-szakasz planktonjáról számol be Gulyás (1995a) 1992 és 1994 között vett minták feldolgozásával. 17 Copepoda és 36 Cladocera faj került elő, köztük néhány ritkább is (*Eurytemora velox*, *Alona intermedia*, *Bosmina coregoni*, *Daphnia galeata*, *Monospilus dispar*). Szintén a Rotatoriák domináltak, a Crustaceák közül csak a nauplius és copepodit lárvák voltak jelen közel ilyen mennyiségben. A kistrákok közül a *Bosmina longirostris* és *Acanthocyclops robustus* volt abundáns és jellemző szervezet. Kvantitatív szempontból a folyásiránnyal megegyezően folyamatos abundancia növekedés volt megfigyelhető. Ez, valamint, hogy néhány faj nagy egyedszámmal

rendelkezett, Gulyás szerint növekvő eutrofizációra enged következtetni. A gyakori Rotatoria és Crustacea fajok eutrofikus álló- és lassan folyó vizekre jellemző szervezetek közül kerültek ki. Gyakran előkerültek nem planktonikus fajok is a sodorvonalból, melyek inkább a litorális zónára jellemző vagy üledéklakó szervezetek. Minden évben két populációs maximum volt megfigyelhető, egy tavaszi-kora nyári és egy kisebb nyári-kora őszi csúcs.

Budapest és Mohács között a mintegy 200 km hosszú Duna-szakaszon (15 mintavételi hely) és az RSD-ben (5 mintavételi hely) végzett vizsgálatok alkalmával összesen 85 zooplankton faj került meghatározásra, melyből 20 csak a főágban, 13 csak a mellékágban volt kimutatható (Just et al. 1998). A főágban Százhalombattánál került elő a legtöbb faj, ugyanakkor az abundancia itt sokszor alacsony volt, csakúgy, mint az Erzsébet hídnál. Az Erzsébet hídnál vett mintákat alacsony faj- és egyedszám jellemezte, amit a befolyó szennyvizeknek tulajdonítottak. Igen magas egyedszámokat mértek Mohácsnál. Mind a főváros felett és alatt közel azonos, nagyobb biomassa értékek voltak mérhetőek. Jelentősen gyarapodott a biomassa dél felé haladva, bár nem volt egyenletes a növekedés (Gulyás 1997).

Az utóbbi években és jelenleg elsősorban a Magyar Dunakutató Állomáson folynak a Dunával kapcsolatos zooplankton kutatások. Kiss Anita és Schöll Károly munkássága nyomán a planktonikus rákok, illetve kerekcsérgék vonatkozásában a Szigetköz és Gemenc térsége intenzíven kutatottá vált (Kiss & Schöll 2009, Schöll & Kiss 2009).

A Szigetköz planktonikus rákjainak hosszútávú változásai (1991-2002) azt mutatják, hogy számos faj eltűnt, míg néhány (*Moina brachiata*, *Alona intermedia*) széleskörűen elterjedni látszik (Kiss 2004). Mindezek összefüggésbe hozhatóak a vízszabályozási munkálatokkal. Összesen 106 Crustacea taxon jelenlétét állapították meg 1991 és 2002 között. Leggyakoribb fajok a következők voltak: *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Disparalona rostrata*, *Pleuroxus aduncus*, *Pleuroxus truncatus*, *Scapholeberis mucronata*, *Sida crystallina*, *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops serrulatus*. A Duna főágában (1843, 1816 és 1811 fkm) 27 Cladocera, 3 Ostracoda és 11 Copepoda taxon került elő, copepodit és nauplius dominanciával. Az abundancia alacsony volt ($10 \text{ ind. } 100 \text{ l}^{-1}$) (Kiss 2004).

A Szigetköz víztereire, illetve a kisalföldi Duna-szakasz zooplanktonjára vonatkozó kutatások megtalálhatók Gulyás (1987, 1989, 1994c, 1994d, 1995b), Bothár (1998), Kiss (2004) és Schöll (2006) munkáiban, ezek ismertetésére nem térnek ki.

A Gemenci hullámter zooplankton együtteseinek vizsgálata felhívta a figyelmet az eltérő funkcionális egységekhez (eupotamon, parapotamon, plesiopotamon, paleopotamon) tartozó víztípusok különbözőségére (Kiss 2006, Schöll et al. 2006, 2009). Az euplanktonikus

Bosmina longirostris relatív gyakorisága a főágtól távolodva (eupotamon-paleopotamon irányban) fokozatosan csökkent. Összesen 74 kistrák taxon (38 Cladocera, 23 Copepoda, 13 Ostracoda) előfordulását mutatták ki 2002 és 2004 között, melynek legtöbbször eutróf állóvízre jellemző szervezet volt (Kiss 2006).

2.3. A Ráckevei (Soroksári)-Dunával kapcsolatos zooplankton vizsgálatok áttekintése

Vadadi-Fülöp et al. (2007) részletes áttekintést ad az RSD ökológiájáról. Az alábbiakban csupán az RSD-vel kapcsolatos zooplankton kutatások eredményeit ismertetem röviden Vadadi-Fülöp & Mészáros (2007) nyomán.

Az első munka, mely a mellékág zooplanktonjával foglalkozik az 50-es években jelent meg (Berinkey & Farkas 1956) és kifejezetten a kistrákokkal foglalkozik, illetve a halak számára rendelkezésre álló táplálékbázist vizsgálja. Igaz a vizsgálatok csak mintegy két kilométeres szakaszt érintettek (20-22 folyamkilométer) és három mintavételi helyet jelöltek ki, a kutatás úttörő munkának számít. Ezen tudományos közleményben 14 Cladocera, 6 Copepoda és 4 Ostracoda taxont írtak le. Megállapították, hogy az RSD, mint erősen eutrofizálódott víz a legnagyobb figyelmet érdemli.

Berczik (1966) áttekintést ad a magyar Duna-szakasz vízi faunájáról. A Ráckevei (Soroksári)-Duna is említésre kerül, de fajlistát nem közöl erre a szakaszra, csupán a főbb rendszertani csoportokra tér ki.

Schiefner és Urbányi (1970) a Dunaág komplex higiénés vizsgálata keretében a planktonállományt is tanulmányozta. A planktonszervezetek száma Pesterzsébetből Tassig fokozatosan emelkedett, a legtöbb egyedet májusban találták. Összesen 17 Rotatoria faj határozták meg. Szaprobiológiai minősítés alapján béta mezoszaprobának ítélték a vizet.

Bothár, 1973-as munkájában, részletesen elemezte három mintavételi helyről (Soroksár, Dunaharaszti, Ráckeve), kétheti rendszerességgel, egy éven át gyűjtött plankton mintáit. Mindhárom mintavételi helyen két abundancia-maximumot figyelt meg: május vége-június eleje, illetve augusztus vége-szeptember. Megállapította, hogy a mellékág felső szakaszának (Soroksár és Dunaharaszti) faunája hasonló, alacsony egyedszámokkal jellemezhető, míg az alsó szakasz mind egyedszámban, mind pedig fajszámban felülmúlja azt (az egyedszám 30-szorosára emelkedett). Ezt a különbséget a felső szakasz szennyeződésével magyarázta. A Cladocera és Copepoda állományban minőségileg és mennyiségileg is kimutatható különbség volt. A vizsgálat ideje alatt 38 ágascsapú (Cladocera) és 14 evezőlábú (Copepoda) rákfaj került elő.

Gulyás és Tyahun (1974) szintén az RSD kisrák faunáját vizsgálta. A részletes felmérések 1970 májusa és októbere között zajlottak, 4 helyszínről (Szigethalom, Ráckeve, Dömsöd, Tass) származó minták elemzésével. A szerzők a hínárvegetáció élővilágát tanulmányozták mennyiségi és minőségi tulajdonságokat vizsgálva. Értékeltek továbbá a szaprobitást is. 28 Cladocera, 12 Copepoda és 2 Ostracoda fajt azonosítottak. Bothár (1973) megfigyeléseivel hasonlóan az abundancia és a fajszám növekedését tapasztalták az alsó szakasz felé haladva. Az Entomostraca fauna minőségi és mennyiségi változása az egész szakaszon azonos volt.

Az RSD középső és alsó szakaszára vonatkozóan Copepoda, Cladocera és Ostracoda adatokat találunk Tyahun (1977) munkájában. A kisorákok évszakos dinamikája rendszertani csoportonként eltérően alakult. A Copepodák a hínarasok első benépesítői között szerepeltek, tavaszi és őszi abundancia-maximummal voltak jellemezhetőek, a Cladocerák később jelentek meg, és ősszel voltak jelen legnagyobb számban, az Ostracodák augusztus és szeptember hónapokban elérték a százazres nagyságrendet.

Bothár és Kiss K. T. (1984) fito-és zooplankton vizsgálatokat végzett 1983-ban Ráckevénél, kétheti gyakoriságú mintavétellel. Kevesebb fajt találtak, mint Bothár (1973) 1970-71-es vizsgálatában, új fajok sem kerültek elő. A korábban domináns euplanktonikus *Bosmina longirostris* csak ritkán fordult elő, csakúgy, mint a többi korábban jellemző Cladocera faj. Összegzésként arra a következtetésre jutottak, hogy az 1970-71-es mezo-eutróf, eutróf állapothoz képest az RSD elérte az eu-politróf állapotot.

Gulyás (1997) a Duna főága mellett az RSD Rotatoria- és Crustacea planktonját vizsgálta egy éven át. Az RSD-ben legnagyobb faj- és egyedszámmal a Rotatoriák voltak képviselve. Az RSD kezdeti szakaszán a biomassa és a fajösszetétel a főághoz hasonlóan alakult, míg 20-25 km-rel lejjebb már jelentősen nőtt a zooplankton biomassa értéke. Az alsó szakaszon már a politróf állóvízre jellemző biomassa értékek voltak mérhetőek.

Just et al. (1998) tanulmányukban a német és magyar vízminőségmérési módszerek összehangba hozásával és összehasonlításával foglalkoztak. Ennek részeként fizikai-kémiai, mikrobiológiai és faunisztikai vizsgálatokat végeztek a Duna és az RSD vizében. A faunisztikai adatok kiértékelését a német szabványmódszer (DIN 38410) és Csányi módszere (nem publikált) szerint hajtották végre. Az RSD-ben 5 mintavételi helyet jelöltek ki (Kvassay-zsilip után, Dunaharaszti, Majosháza, Ráckeve, Dömsöd). A legnagyobb zooplankton biomasszát Ráckevénél mérték júniusban. Legtöbb fajjal a Rotatoriák voltak képviselve, 13 zooplankton faj csak az RSD-ből került elő. A főág és az RSD fajösszetételében tapasztalható

eltéréseket az áramlási sebesség különbözőségével magyarázták (az RSD alsó szakasza állóvíz jellegű).

A 2001-es Duna-expedíció keretein belül sor került többek között az RSD zooplankton vizsgálatára is (Gulyás 2002a). A kutatásban tíz tudós vett részt, akik célul tűzték ki, hogy a Duna hossz-szelvényét vizsgálják, nem kevesebb, mint 2581 kilométeren át, Neu-Ulm és Tulcea között. A figyelemre méltó munkában számos új eredmény született. A Ráckevei (Soroksári)-Duna nagy egyedszámmal és kis fajszámmal volt jellemezhető, politróf vizekre jellemző Rotatoria és Crustacea fajok jelenléte meghatározó volt. Erről a kutatásról angol nyelven is megjelent egy összefoglaló jelentés „Joint Danube Survey – Technical report of the International Commission for the Protection of the Danube River” címmel (Gulyás 2002b).

Magyarország jelentősebb álló- és folyóvizeinek Copepoda és Cladocera faunája alapján történt összehasonlítása rámutatott, hogy az RSD - kiskisrák faunája alapján - egészében inkább az állóvizekhez (Balaton, Velencei-tó, Fertő-tó) áll közelebb, mintsem a Dunához vagy a Tiszához (Vadadi-Fülöp et al. 2008). Ennek oka az RSD állóvíz jellege. Jelentős tér-időbeli változás figyelhető meg a fauna összetételében. A hidromorfológiai jellegek alapján az RSD alsó, középső és felső szakaszra való tagolódása a zooplankton fauna alapján is nyomom követhető (Vadadi-Fülöp et al. 2008).

2.4. Nemzetközi Duna expedíciók és a Duna külföldi szakaszán végzett zooplankton vizsgálatok rövid áttekintése

A Duna határainkon túlnyúló szakaszain számos zooplanktonnal foglalkozó munka látott napvilágot, köztük igen sok szláv nyelven íródott. A munkák részletesebb áttekintése meghaladná a dolgozat kereteit, ezért itt csak példákat hozok az egyes országok vonatkozásában, a teljesség igénye nélkül.

Az osztrák szakaszon Naidenow (1985), Hein et al. (1999), Reckendorfer et al. (1999), Baranyi et al. (2002), a szlovák szakaszon Vranovsky (1974, 1985, 1995, 1996, 1997), illetve Illyová & Némethová (2005), Illyová et al. (2008) munkáit emelném ki. Szerbiában Kalafatic (1984), illetve Pujin et al. (1984), Ukrajnában Partschuk (1984), Romániában Naidenow (1968) és Iliescu et al. (1984) végzett ilyen irányú kutatásokat. A bolgár szakasz feltárása elsősorban Naidenow munkásságához köthető: pl. Naidenow (1968), Naidenow & Saiz (1985).

A Duna-kutatás talán egyik legérdekesebb aspektusa a folyam teljes, vagy legalábbis jelentős hosszában történő zooplankton mintavételek. Hátránya ezen vizsgálatoknak, hogy csak a pillanatnyi állapotot rögzítik, s így a kapott mintázat nagyban függ attól, hogy éppen

mely időszakban vizsgáldták (szezonális és a vízjárás hatása ez esetben nem tesztelhető). Ennek ellenére ezek a vizsgálatok jelentősen hozzájárultak a folyam élővilágának térbeli eloszlásáról alkotott ismereteinkhez, minőségi és mennyiségi szempontból egyaránt.

Bothár (1974) egy 920 km-es Rajkától (1850 fkm) Turnu Severin-ig (930 fkm) tartó zooplankton vizsgálatról számol be, amit 1971 júliusában hajtottak végre. Ez időben a Duna vízállása igen alacsony volt. A mintavétel a második, nyári zooplankton maximum kezdetén valósult meg. A mintavétel a sodorvonalból történt, 16 Cladocera és 10 Copepoda faj került elő. A fajszámot és a mennyiségi összetételt illetően is 3 szakaszt lehetett elkülöníteni. Az első szakaszon, Rajka és Szob között (1850-1707 fkm) az egyedszámok 0-68 ind. m⁻³ között változtak és nagyon fajszegény volt a közösség. A második szakaszon, Visegrád és Bázias (1695-1072 fkm) között gyakori fajok voltak a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops vernalis*. A Dráva és a Tisza betorkollása nem volt hatással a Crustacea planktonra. Az egyedszámok 413 ind. m⁻³ és 10250 ind. m⁻³ között változtak. A jelentős egyedszámbeli emelkedés Bothár szerint a kedvező hidrográfiai viszonyokra vezethető vissza (kiegyenlített vízjárás, lecsökkent áramlási sebesség, kisebb szemecséjű lebegtetett hordalék). Végül az utolsó szakaszon, Bázias és Turnu Severin között (1070-930 fkm) jelentősen visszaesett az egyedszám (10250-ról 140 ind. m⁻³-re), ami Bothár szerint a vízszabályozási munkálatokkal magyarázható.

Az 1978-as nemzetközi Duna expedíció eredményei szerint (Bothár 1982a) a több mint 1800 km-es szakasz a Copepoda és Cladocera együttes alapján három részre volt osztható: 1. Bratislava - Moldova Veche (1868-1046 fkm). Az egyedszámok 100 ind. m⁻³ tartományon belül mozogtak, Budapestenél erősen lecsökkent az egyedszám, amit a fővárosi szennyezéssel magyaráztak. Domináns fajok a *Bosmina longirostris* és *Acanthocyclops robustus*. 2. Turnu Severin - Giurgiu (931-494 fkm). Az egyedszámok 1090-9000 ind. m⁻³ között változtak, nagyjából egyenletesen növekedve a torkolat felé haladva, domináns faj az *Acanthocyclops robustus*. 3. Kalaras - Vilkovo (375-0 fkm). Az egyedszámok elérték a tízezres nagyságrendet (10000-30000 ind. m⁻³), a következő fajok domináltak: *Acanthocyclops robustus*, *Bosmina longirostris*, *Moina micrura*, *Daphnia hyalina*. Az első két szakaszon a Copepodák részesedése a Crustacea együttesben nagyobb volt, a Cladocerák közül a *Bosmina longirostris* vezető szerepet töltött be egészen a második szakasz feléig, ezután már más fajok is elterjedtek. Összességében eutrofizálódást lehetett megfigyelni a folyásiránnyal párhuzamosan.

Az 1988-as nemzetközi Duna expedíció eredményeiről Pujin (1990) számol be. 18 mintavételi helyről 28 Rotatoria, 3 Cladocera és 5 Copepoda faj került elő. A Sorensen

hasonlósági index értéke a legtöbb esetben nagyobb volt, mint 50%, a legnagyobb hasonlóság Paks és Baja között volt megfigyelhető.

Utóbbi expedíció részletesebb elemzése megtalálható Naidenow és Schewzowa (1990, 1991) munkáiban. Az alsó szakaszcól 12-, a középső szakaszcól 21-, az alsó szakaszcól 2 minta került feldolgozásra. Összesen 59 Rotatoria, 13 Cladocera és 9 Copepoda faj került elő. A *Brachionus calyciflorus*, valamint a nauplius és copepodit lárvák magas dominancia értékekkel rendelkeztek. Gyakori Crustacea fajok voltak: *Bosmina longirostris*, *Eudiaptomus gracilis*, *Chydorus sphaericus*. Figyelemre méltó, hogy a *Cyclops vicinus* és *Cyclops strenuus* fajok csupán a középső szakaszcól kerültek elő. Az *Acanthocyclops robustus* leggyakrabban a felső és középső szakaszon fordult elő, míg az alsó szakaszon csupán egyszer jegyezték fel. Szinte minden mintavételi helyen a Copepodák voltak uralkodók. Relatív részesedésük a zooplankton egyedszámban átlagosan 46,5 %, míg a zooplankton biomasszában 62,5 % volt. A Cladocerák csupán átlagosan 2 %-át alkották a zooplankton összegyedszámnak és 7,6 %-át a biomasszában (a Rotatoriáknál ugyanez 51,5 % - 29,9 %). A szerzők szerint a Duna stabil béta-mezoszaprób állapotot mutat zooplankton faunája alapján.

A Nemzetközi Duna-védelmi Bizottság (International Commission for the Protection of the Danube River – ICPDR) szervezésében 2001 nyarán a Duna Neu-Ulm és Tulca közötti szakaszán többek között plankton vizsgálatokat is végeztek az ún. Joint Danube Survey 1 (JDS 1) keretében (Gulyás 2002a). 79 Rotatoria, 27 Cladocera és 14 Copepoda faj jelenlétét állapították meg. A hossz-szelvény mentén haladva fokozatos faj- és egyedszám növekedés volt megfigyelhető. Gulyás (2002a) szerint igazi potamoplankton állomány kialakulásáról tulajdonképpen a magyarországi Duna-szakasztól kezdve lehet beszélni. A szerző részletesen ismerteti az egyes szakaszok zooplankton állományát minőségi és mennyiségi szempontból egyaránt. A Budapest-Belgrád közti (1659-1202 fkm) szakaszon domináns Crustacea fajok voltak: *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops robustus*. Gyakoriak voltak még: *Diacyclops bicuspidatus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops crassus*. Az állományok egyedszáma a német, osztrák, román és a bolgár Duna-szakaszon volt a legkisebb, míg a Budapest alatti szakaszon és Jugoszláviában a legnagyobb. A Neu-Ulm-Tass, valamint a Vaskapu-tározó és a Duna-delta közötti Duna-szakasz egyaránt kis egyedszám értékekkel rendelkezett. A felső szakaszon ennek oka elsősorban a víz nagyobb áramlási sebessége, az alsón pedig a nagy lebegőanyag tartalom (Gulyás 2002a).

A Nemzetközi Duna-védelmi Bizottság szervezésében másodsor, 2007-ben végrehajtott expedíció (JDS 2) során 126 zooplankton taxon került elő, melyből 87 Rotatoria, 30 Cladocera és 9 Copepoda. Egészen a magyar szakasz végéig igen alacsony abundanciát

mértek, a kerekeshégek egyedszáma 5-10-szerese volt a kisköknél mért denzitásnak. Az abundancia növekedését figyelték meg a szerb szakaszon. A Vaskapu tározónál alacsony abundancia és a megelőző szakasztól eltérő fajösszetétel volt megfigyelhető, az alsó szakaszon szintén alacsony denzitást mértek. A domináns fajok eutróf és politróf vizekre jellemző szervezetek közül kerültek ki (*Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Thermocyclops crassus*, *T. oithonoides*). A mellékfolyók beömlése nem volt számottevő hatással a főágban tenyésző zooplankton együttesre. Összességében alacsonyabb zooplankton denzitást mértek, mint 2001-ben az első (JDS 1) expedíció során. A jelentés felhívja a figyelmet a veligera lárvák jelenlétére és további vizsgálatokat sürgeti (JDS 2 – Final Scientific Report 2008).

Összességében elmondható, hogy általában a felső szakasz planktonban szegény, a magyarországi Duna-szakasz Budapest alatti részétől kezdve jelentősen növekszik az egyedszám, ez azonban nem mindig folyamatos a torkolat felé haladva. Figyelemre méltó, hogy csupán a mintegy 417 km hosszúságú magyar Duna-szakaszon a Crustacea denzitás átlagosan 25-szeresére emelkedik (Bothár 1988a).

2.5. A vízszabályozás hatása a Dunában élő zooplankton együttesre

A vízszabályozási munkák jelentős hatással lehetnek a zooplankton együttesre. A Gabčíkovo vízerőmű 1992-es üzembe helyezését követően már az első 2 évben ki lehetett mutatni annak hatását a Copepoda együttesre (Vranovsky 1996). Ez egy plesiopotamon típusú élőhely kiszáradásához vezetett, de az egykori főágban (eupotamon) is jelentős hatása volt: lecsökkent az euplanktonikus fajok abszolút és relatív egyedszáma, megnövekedett a tichoplanktonikus elemek száma, ugyanakkor csökkent a nyári zooplankton biomassa is.

A Cladocera együttes hosszútávú változásait elemezte Illyová és Némethová (2005) a szlovák-magyar Duna szakaszon a főágban, továbbá parapotamon és plesiopotamon típusú élőhelyeken. 64 taxon került elő, melyből 17 volt euplanktonikus és 47 litorális. Első alkalommal közölték a *Disparalona hamata* előfordulását a Duna térségéből. 1995 után 8 invazív fajt észleltek (*Daphnia ambigua*, *D. parvula*, *Bosmina coregoni*, *B. longispina*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Moina weismanni*, *Disparalona hamata*, *Pleuroxus denticulatus*). A leggyakoribb faj a *Chydorus sphaericus* volt. A szerzők kimutatták, hogy a Gabčíkovo vízerőmű üzembe helyezése (1992) óta a Cladocera együttes struktúrája megváltozott. A duzzasztás előtt minden vizsgált mintavételi helyen az euplanktonikus fajok domináltak, duzzasztás után litorális és később még euplanktonikus formák is domináltak a

főágban, míg a mellékágakban (parapotamon, plesiopotamon) a fitofil fajok voltak a leggyakoribbak. A duzzasztógát megváltoztatta a Duna árterületén lévő vízrendszerek hidrológiai viszonyait. Miután elterelték a főágot, csökkent a vízszint és az áramlási sebesség, így 1991 és 2004 között változások zajlottak le a Cladocera együttes struktúrájában. A Dunában duzzasztás előtt a leggyakoribb fajok a *Bosmina longirostris*, *Alona quadrangularis*, *Alona rectangula* voltak, a parapotamon típusú mellékágakra is jellemző volt a *Bosmina longirostris* nagy populációja. A duzzasztás után csökkent a *B. longirostris* dominanciája. A monitoring utolsó 6 évében a *Daphnia* fajok dominanciája megnőtt.

Az osztrák Duna-szakasz a 70-es évek vizsgálatai alapján zooplanktonban legszegényebb szakasza a Dunának (többéves átlag alapján az abundancia 970 ind. m⁻³ a Rotatoria csoporttal együtt). Itt a duzzasztásnak kedvező hatása volt a zooplankton állomány fejlődésére, ami leginkább ősszel, alacsony vízállásnál volt kifejezett (Naidenow 1985). A jugoszláv szakaszon a víz felduzzasztásának kvalitatív szempontból nem volt hatása, azonban mennyiségileg kimutatható növekedés volt tapasztalható (Naidenow 1998).

A Szigetköz planktonikus rákjainak hosszútávú változásai (1991-2002) azt mutatják, hogy számos faj eltűnt, míg néhány (*Moina brachiata*, *Alona intermedia*) széleskörűen elterjedni látszik. Mindezeket összefüggésbe hozták a vízszabályozási munkálatokkal (Kiss 2004). A Rajka és Medve közötti Duna-szakaszon jelentős faj- és egyedszám csökkenés volt megfigyelhető a Duna elterelése következtében (Gulyás 1994d).

2.6. A szennyvízterhelés hatása a Dunában élő zooplankton együttesre

Számos tanulmány született, melyben a dunai zooplankton és vízminőség esetleges kapcsolatát tárgyalják, vagy érintik. Kalafatic (1984) szennyvízbevezetés felett és alatt vizsgálta a zooplankton együttes minőségi és mennyiségi viszonyait Pancevo-nál (Jugoszlávia). Nem sikerült kimutatnia jelentős szabályosságot vagy eltérést a zooplankton állomány összetételében sem mennyiségi sem minőségi tekintetben, stabil közösség maradt fent a szennyvízterhelés ellenére is, megőrizve jellegzetességeit, Rotatoria dominanciával.

Ezzel ellentétben a szennyvízterhelés befolyásolta a plankton (fito- és zooplankton) horizontális eloszlását a bolgár Duna-szakaszon (Naidenow & Saiz 1985), magasabb hőmérsékleten kevésbé, alacsonyabb hőmérsékleten kifejezettebb volt a maximális egyedszám értékek csökkenése.

Az ukrán Duna szakaszon a legnagyobb szaprobitási értékeket a tavasi magas vízállásnál, míg a legkisebb értékeket a téli magas vízállásnál mérték. A szaprobitás

növekedését tapasztalták Izmail városánál, de a szaprobitási index (Pantle-Buck) sehol sem haladta meg a béta-mezoszapróbia határát (Partschuk 1984). Béta-mezoszaprób viszonyok jellemezték Vojvodina környékét is (Pujin et al. 1984). Ugyanitt a zooplankton fajszáma az évek között jelentős eltéréseket mutatott, amit a vízállással és az átfolyással hoztak összefüggésbe, nevezetesen alacsony vízállású éveknél több faj került elő.

A bakai mellékágrendszer (1820,5-1825,5 fkm) érintő vizsgálatok rámutattak, hogy a mellékágak - különösen pedig azon részeik, amelyek kevésbé állnak szoros összeköttetésben a főággal - jelentős zooplankton „termelők”, fontos szerepük van az öntisztulási folyamatban (Vranovsky 1974, 1985).

A Duna gödi szakaszán (1669 fkm) végzett hosszútávú zooplankton vizsgálatok eredményei szerint (Bothár 1985) a fajösszetételbeli és egyedszámbeli változások a Duna eutrofizálódására engednek következtetni. A 70-es, de sokkal inkább a 80-as években a kisztrák abundancia erőteljes növekedése volt megfigyelhető, ami főleg a nyári maximumokban nyilvánult meg. A 80-as évek maximális egyedszámait 3-5-szörösei a 70-es években mértnek. Legnagyobb változás a *Bosmina longirostris* populációjában volt megfigyelhető, jelentősen nőtt az abundanciája.

Gulyás (1995a) a Bratislava és Budapest közötti szakaszon a folyásiránnyal megegyezően folyamatos zooplankton abundancia növekedést tapasztalt. Ezt, valamint néhány faj nagy egyedszámban való jelenlétét a növekvő eutrofizációnak tulajdonítja. Gulyás (1994a, 1995a) vizsgálataiban leggyakrabban előforduló fajok álló- és lassan folyó eutróf vizekre jellemző szervezetek közül kerültek ki. A szennyvizek hatását alacsony vízállásnál lehetett érzékelni, amikor is csökkent a fajsám az adott helyen.

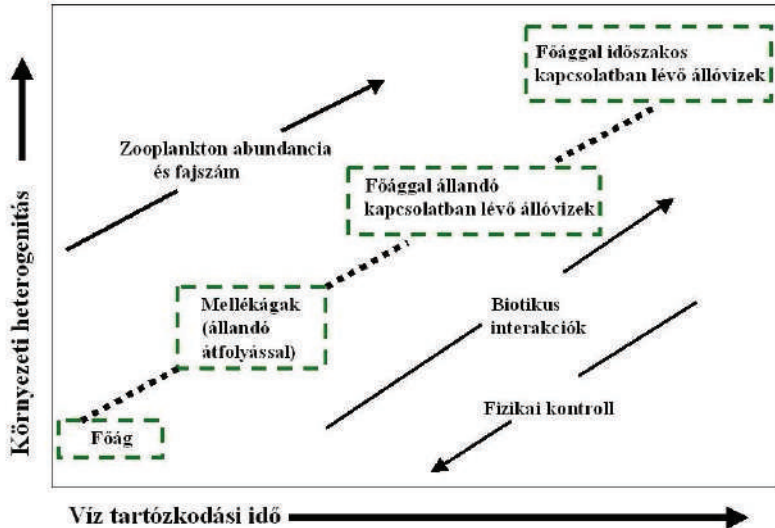
Össességében, 35 év adataiból megállapítható, hogy a Duna vízminősége, mint a pelágikus organizmusok élettere, romlott, de általában béta-mezoszapróbnak tekinthető. Alfa-mezoszaprób állapotot csak egyes nagyobb települések és ipari létesítmények alatt találunk (Naidenow 1998).

2.7. Folyóvízi plankton (potamoplankton)

Ismert néhány modell, mely szemléletformáló hatással volt a folyóvízi ökoszisztémák szerkezetének és működésének megértésében. A folyó kontinuitás elve (River Continuum Concept) szerint a fizikai változók a folyó-rendszer mentén a forrástól a torkolatig egy kontinuum grádiens mentén helyezkednek el. Egy adott folyószakasz termelő és fogyasztó közösségei harmóniában vannak a dinamikus fizikai feltételekkel. A rendszer egyensúlyra

törekszik a hatékony energia bevitel - forrás felosztás révén - és egy egész év során egységes energia feldolgozási ráta megvalósításán keresztül. Az alsó szakasz közösségei a felső szakaszon megtermelt és fel nem dolgozott szerves anyagot hasznosítják. Ennek alapján az élőlény-együttesek megjósolhatóan struktúrálnak. (Vannote et al. 1980). Az ún. „Serial Discontinuity Concept” (Ward & Stanford 1983) olyan folyókra lett kidolgozva, ahol a gátak megszakítják a longitudinális forrás grádiensét a folyó mentén. A gátak a biotikus és abiotikus mintázatok és folyamatok térbeli eltolódását okozzák, melynek iránya és mértéke a vizsgált változó, illetve a gát telepítési helyének függvénye. E modell árterekre kiterjesztett változata (Ward & Stanford 1995) szerint a laterális kapcsolat a folyó és ártere között kritikus tényező, az árterületet a folyó-rendszer integráns részének tekinti. Az ún. „Flood pulse” koncepció (Junk et al. 1989) szintén a folyó és az ártéri terület kapcsolatát vizsgálja az időszakos áradás szerepét hangsúlyozva. A folyó produktivitási modell (Riverine Productivity Model) a lokális autokton produktiót és a folyó menti területek, mint közvetlen szervesanyag forrás jelentőségét hangsúlyozza (Thorp & Delong 1994). A part menti területek fontosságát emeli ki a Schiemer és munkatársai (2001) által kidolgozott „Inshore retention” koncepció. A modell szerint a part menti területek struktúráltságuknak megfelelően különböző élőlény csoportoknak jelenthetnek szaporodási helyet, refugiumot. A folyó-koncepciók részletesebb áttekintése és ütköztetése napjaink ökológiai ismereteinek általános elveivel megtalálható Oertel (2004) munkájában.

A folyóvízi ökoszisztémák elsősorban abiotikus faktorok hatásától függenek, a biológiai kontroll a fizikainál kisebb szerepet tölt be (Lair 2006). Mivel diszperzió esetén az állatok bekertülése bármely habitatba véletlenszerű, a folyóvízi zooplankton elsődlegesen a nem prediktálható fizikai folyamatok (hidrodinamika), a víz tartózkodási ideje és a habitatok elérhetősége által befolyásolt (Lair 2006). Éppen ezért a folyóvízi habitatok hidrodinamikájának megértése közelebb vihet a plankton szervezetek biológiájának feltáráshoz. A zooplankton abundanciája és fajszáma növekedik a főágtól távolodva az időszakosan vagy állandóan lefűződő holtágak irányába, párhuzamosan a víz tartózkodási idejének, illetve a környezeti heterogenitásnak a növekedésével (lásd 1. ábra) (Paggi & Paggi 2007).



1. ábra. A zooplankton abundanciát és fajszámot meghatározó tényezők sematikus modellje a Paraná folyó példáján (Paggi & Paggi 2007 nyomán)

Folyóvizekben a zooplankton fejlődése szempontjából, az állóvizekre érvényes faktorok mellett, az áramlási sebesség és a víz tartózkodási ideje mérvadó tényezők, melyek egyúttal összhangban vannak a folyó hosszával és az esési viszonyokkal (Bothár 1982a). Folyóvízi plankton csak akkor fejlődhet ki (in situ reprodukció), amennyiben a folyó eléri az 500-600 km hosszúságot (feltételezve, hogy a folyónak nincs kapcsolata egyéb plankton-forrásokkal), mivel a fajoknak a kifejlődésükhöz megfelelő idő szükségeltetik. Minél kisebb két generáció közt eltelt idő, annál nagyobb lehet a populáció és annál nagyobb esélye van, hogy túlélje a lotikus körülményeket. A Duna esetében a forrástól a torkolatig átlagosan 26 nap áll rendelkezésre a passzívan sodródó plankton szervezeteknek arra, hogy szaporodjanak, így a kerekese férgeknek 4-9, a Cladocéráknak 1-2, míg a Copepodáknak 1 generációja fejlődhet ki (Naidenow 1998). A Crustaceák kifejlődési ideje hosszabb, mint az algáké, így a teljes kifejlődése egy egyednek csak az alsóbb szakaszon fejeződik be, ezen felül az áramlás kedvezőtlenül hat a kisorákra, így azok kisebb populációkat alkotnak, mint hasonló trofitású és táplálék ellátottságú állóvizekben (Bothár & Kiss K. T. 1990).

Reckendorfer et al. (1999) szerint a zooplankton produkció nem tekinthető fontosnak a főágban, mivel ha ez így lenne, akkor a legnagyobb denzitást alacsony vízállásnál találnánk,

amikor a víz tartózkodási ideje a leghosszabb és legkisebb az áramlási sebesség. Ezzel szemben Reckendorfer és munkatársai nyáron, alacsony vízállásnál figyelték meg a legkisebb abundanciát. Mindezek alapján arra következtetnek, hogy a zooplankton állomány lentikus forrásból érkezik a főágba. Emelkedő vízszintnél bemosódás történik, ami nagy zooplankton egyedszámokban nyilvánulhat meg. A szerzők közepes vízállásnál találták a legtöbb elérhető zooplankton-forrást, ún. „storage zone”-t (tárolási terület). A folyási rezsim és a folyópart morfológiája közti fizikai interakció határozta meg a part menti ún. „storage zone” elérhetőségét és azt, hogy mennyi plankton kerülhet a főágba. A szerzők szerint tehát ez a megtartási, tárolási kapacitás és az ezt meghatározó hidrológiai folyamatok jelentős hatásúak nagy áramlási sebességű, szabályozott folyókban, ahol a zooplankton fejlődése a főágban akadályokba ütközik. Ez az ún. „Inshore retention” koncepció. Ezen zónák lokális hőmérsékleti és áramlási sebességbeli mintázatai a vízszinttől és a domborzati viszonyoktól függenek. A víz kicserélődésétől függően a vízhőmérsékleti rezsim igen eltérő lehet a főágtól, ezen lokális hőmérsékleti viszonyok igen jelentős szerepet játszhatnak a litorális zónához kötődő fajok hőmérséklet függő folyamataiban (pl. kifejlődés). Ez a retenció a nagy folyók ökológiai folyamatai és biodiverzitása megértése szempontjából kulcsfontosságú. Jelentősége elsősorban szabályozott folyóknál látható, ahol jelentősen csökkent a retenció és a folyó összekötöttsége a mellékágakkal (Schiemer et al. 2001).

A planktonikus szervezetek eme lentikus eredete számos folyóban dokumentált (Saunders & Lewis 1988, 1989, Reckendorfer et al. 1999, Schiemer et al. 2001, Zsuga et al. 2004, Naidenow 1998, Viroux 2002), ám egyéb mechanizmusok (kitartó peték, in situ reprodukció) is fontosak lehetnek a folyók zooplankton dinamikájának alakításában (Wahl et al. 2008).

A potamoplankton kialakulását és tér-időbeli dinamikáját

- (1) hidrológiai faktorok (Basu & Pick 1996, Kobayashi et al. 1998, Thorp & Mantovani 2005, Sabri et al. 1993, Castel 1993, Pace et al. 1992, Kim & Joo 2000),
 - (2) biotikus interakciók (Thorp & Casper 2003, Ietswaart et al. 1999),
 - (3) vízkémiai faktorok (Maria-Heleni et al. 2000),
 - (4) plankton források elérhetősége („storage zones”) (Basu & Pick 1996, Saunders & Lewis 1989, Reckendorfer et al. 1999, Schiemer et al. 2001),
 - (5) és vízszabályozás (Vranovsky 1997, Zhou et al. 2008, Illyová & Némethová 2005),
- mint ható tényezők mellett tárgyalták leginkább.

Bár nincs konszenzus a legfontosabb befolyásoló tényezőt illetően, sok szerző a folyási rezsimet rendkívül meghatározónak tekinti. Számos esetben a zooplankton biomasszája

pozitív összefüggést mutatott a víz tartózkodási idejével és/vagy negatív összefüggésben állt a vízhozammal (Basu & Pick 1996, Pace et al. 1992, Saunders & Lewis 1988, Thorp et al. 1994, Baranyi et al. 2002, Rossetti et al. 2009), azonban néhány tanulmány ezt nem támasztotta alá (Onwudinjó & Egborge 1994, Sabri et al. 1993, Castel 1993). A víz tartózkodási ideje a zooplankton struktúra és szukcesszió kialakulásában meghatározó lehet tavakban is, melynek hatását eddig valószínűleg alábecsülték (Obertegger et al. 2007). Ez utóbbiak eredményei szerint a víz tartózkodási ideje egy küszöbérték felett Crustacea dominanciát, míg alacsonyabb értékeknél Rotatoria dominanciát eredményezett. A szerzők szerint a planktonikus rákok biomasszája közvetlenül függ a víz tartózkodási idejétől, míg a kerekese férgek biomasszája a kistrákokkal szembeni exploitatív kompetíció (az algákért) függvénye.

A vízhozam növekedése - térben vagy időben - általában nagyobb áramlással is jár. Sluss et al. (2008) mezokozmosz kísérletben vizsgálta az áramlás folyóvízi planktonra kifejtett hatását. A Rotatoria populációk gyorsabban fejlődtek nagyobb áramlás mellett, míg a kistrákoknak az alacsony áramlás kedvezett. A nagyobb Calanoida Copepodák sokkal jobban viselték az erősebb áramlási viszonyokat, mint a Cyclopoidák vagy a nauplius lárvák. A szerzők hangsúlyozzák, hogy a folyó rehabilitáció- és menedzsment során figyelemmel kell lenni a nem áramló vízü habitatokra, mivel ezek gazdagítják a zooplankton populációt.

Egy parapatomon típusú mellékágban (Baka, Szlovákia, 1822-1823 fkm) az áramlási sebesség zooplankton biomasszára gyakorolt hatását vizsgálva Vranovsky (1995) regressziós és korrelációs elemzésekkel kimutatta, hogy a biomassza és az áramlás sebesség között negatív összefüggés van, amely megfigyelhető mind a négy rendszertani csoportban (Protozoa, Rotatoria, Copepoda, Cladocera), azonban a Rotatoria taxonnál a legkifejezettebb. Az összefüggés nem lineáris, sokkal inkább leírható egy exponenciális görbével. Már 1 cm sec^{-1} áramlási sebességnél hirtelen csökkenés figyelhető meg a biomasszában. A zooplankton fejlődése számára legkedvezőbb azon periódus, amikor nincs folyás a mellékágban feltéve, hogy kedvező hőmérsékleti viszonyok állnak fent.

A zooplankton mennyiségének alakulása nagymértékben függ attól, hogy az árhullám felszálló, tetőző vagy apadó ágában vizsgálódunk. Az árhullám kezdetén a vízsebesség megnő, az áramlás miatt a finomszemcsés hordalék felkeveredik és a vízterbe jut, ezáltal a lebegőanyag tartalom sokszorosára nő. Ez nagymértékben gátolja a pelágikus zooplankton fajok életfeltételeit (hordalékszemcsék nyíró mechanikai hatása, szűrőkészülék eltömődése, nagy vízsebesség sodró hatása). Ekkor igen alacsony faj- és egyedszám jellemző (főleg Rotatoria, nauplius és copepodit alkotja a zooplankton), a lebegőanyag tartalom

megnövekedése miatt a Cladocera fajok teljesen eltűnnek a planktonból. Tetőzésekor és az apadó periódusban a vízsebesség csökken, a hordalék kiülededik, a lebegőanyag mennyisége gyorsan csökken. A zooplankton egyedszám az apadó időszakban a legmagasabb, ilyenkor az előntésre került ártérről bemosódva, az onnan visszavonuló víztömeeggel is jelentős mennyiségű zooplankton kerül a folyóba. Átmeneti fajgazdagság következik, de a folyóvízi környezetet tartósan nem bíró szervezetek (pl. szűrő Cladocera fajok) hamarosan elpusztulnak (Zsuga et al. 2004).

Alacsony vízállásnál a különböző habitatokban lévő közösségek - a lokális hajótényezők révén - eltérő időbeli trajektória mentén szerveződnek, ám áradáskor fizikai, kémiai és biológiai változókat tekintve egyaránt növekszik a hasonlóság a különböző vízi habitatok között (Thomaz et al. 2007). Ilyen értelemben tehát a magas vízállásnak egyfajta homogenizáló szerepe van. A Duna szigetközi és gemenci szakaszán végzett zooplankton vizsgálatok is rámutattak, hogy magasabb vízjárású időszakban a főági és hullámtéri vízterek zooplankton együttese között lévő különbség csökken, alacsonyabb vízállásnál nő (Schöll 2007, Schöll et al. 2008a, 2008b). Alacsony főági vízállás esetén időszakosan megszűnik a kapcsolat a hullámtéri vízterek és a főág között. Ezzel összefüggésben a különböző vízterekben eltérő szezonális változások zajlanak a zooplankton együttesekben (Schöll 2007).

Folyókban a planktonikus rákok általában másodlagos szerepet játszanak a kerekese férgekhez képest, amit ez utóbbiak rövidebb generációs idejének tulajdonítanak (Akopian et al. 2002, Lair 2006), vagy a kerekese férgek közvetve előnyt élveznek a folyó turbiditásából, mivel Crustacea kompetitoraik és predátoraik érzékenyebbek a lebegőanyag tartalomra (Thorp & Mantovani 2005). A folyóvízi Crustacea együtteseket gyakran kis testméretű Cladocerák (pl. Bosminák) és a Copepodák juvenilis formái (copepodit és nauplius lárvák) uralják (Frutos et al. 2006, Kobayashi et al. 1998, Pourriot et al. 1997, Kim & Joo 2000, Lair 2006, Reckendorfer et al. 1999, Kiss 2004, Bothár & Kiss K. T. 1990, Gulyás 1994a, 1994b, 1995a).

2.8. Mintavételi erőfeszítés és mintavételi gyakoriság megválasztása

A biológiai sokféleség egyes elemei számosságának nyomonkövetésénél a mintavétel fontos szerepet játszik, melynek számos elméleti és gyakorlati aspektusa létezik. Amennyiben egy közösség időbeli mintázata szeretnénk feltárni legalább két problémával szembesülünk: mintavételi erőfeszítés és mintavételi gyakoriság. Nyilvánvaló, hogy a mintavételi erőfeszítés valamilyen módon hatással van a minta reprezentativitására (Cao et al. 2002a, 2002b,

Schmera & Erős 2006, 2008). Léteznek bizonyos számítástechnikai módszerek, például a bootstrap módszer (Efron 1979, Efron & Tibshirani 1993), mely empirikus eloszlásokat generál. Ezek az újramintavételezési technikák konfidencia intervallumok létrehozására alkalmasak, melyeket a mintavételi hatékonyság értékelésére használhatunk. A bootstrap algoritmus a növekvő mintamérettel a kérdéses paraméterből (pl. átlag, ordinációs mintázat) gyakoriság eloszlásokat generál és a mintavétel akkor tekinthető hatékonynak, ha a paraméter eléri a megkívánt szintet vagy stabilitást (DePatta Pillar 1998).

A ritka fajok figyelembevétele a közösségi elemzésekben ugyancsak ellentmondásos, néhány szerző megkérdőjelezte a ritka fajok figyelembevételét azzal érvelve, hogy azok kevéssé járulnak hozzá a közösségi dinamikához és háttérzajjal terhelik az elemzést (Marchant 1999, Gauch 1982), míg mások szerint a ritka fajok mellőzése a módszerek érzékenységét csökkentheti (Cao et al. 1998). Legegyszerűbb esetben a mintavételi erőfeszítés nem más, mint a minimális mintaméret, amely akkor tekinthető optimálisnak, ha a lehetséges fajszám maximalizálva van. Azonban a minimális mintaméret nem tekinthető azonosnak a mintavételi erőfeszítéssel, mivel a szezonális erősen befolyásolja a kapott mintázatot (télen ugyanakkora mintában jóval kevesebb faj fordul elő, mint pl. májusban). Így a mintavételi erőfeszítés tárgyalásakor a szezonális dinamikát nem szabad figyelmen kívül hagyni. A gyakorlatban az a terület, illetve térfogat, amely az adott közösség legtöbb konstans faját magában foglalja nem más, mint a konstans minimálárea (Balogh 1953). A közösség konstans minimáláreájának meghatározására alkalmas egyik módszer az ún. Du Rietz-féle konstanstörvény (Du Rietz et al. 1920). Öt konstansfokozattal (C) számolva (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100%-os C-érték) a konstans minimáláreában található fajok legnagyobb része a skála elejére és végére esik, míg a középső C-értékhez kevés faj tartozik. A konstans minimáláreában tehát az abszolút konstans és az esetleges, akcidentális fajok száma lesz a legmagasabb, a járulékos, akcesszorikus fajoké pedig alacsony. Ha az x tengelyen felvesszük a konstancia fokozatokat, az y tengelyen pedig az egyes intervallumokba tartozó fajok számát, megkapjuk az ún. Du Rietz-féle görbét, mely nagyjából U-alakú. Ez a kétszcúsu görbe elnevezője szerint a homogén szociációk jellemzője. Ha azonban a vizsgált terület a konstans minimálárea alatt van, akkor az abszolút konstans fajok száma alacsony, mert ezek a fajok még nem kerülnek be mindig a mintába, így az alacsonyabb konstansfokozatban találjuk meg őket. Amennyiben a konstans minimáláreánál nagyobb területet vizsgálunk a konstans fajok száma nem, az akcidentális fajoké esetleg lényegesen emelkedik, tehát a görbe második csúcsa emelkedik. Az esetleges fajok a minimálárea túlbecsléséhez, míg az erősen domináns fajok annak alábecsléséhez vezethetnek (Kronberg 1987).

A mintavételi gyakoriság megválasztásakor a vizsgált populáció generációs idejét figyelembe kell venni. Ez 3-7 nap a kerekcséregyeknél, az ágascsapú rákoknál hetekben, míg az evezőlábú rákoknál hónap(ok)ban mérhető (Naidenow 1998). Bár számos munka foglalkozott a zooplankton szezonális dinamikájával, a rákplankton együttesek rövidtávú változásairól viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk. A napi mintavételi gyakorisággal végzett zooplankton vizsgálatok száma – eltekintve a napi vertikális vándorlással foglalkozó írásoktól – jelentős idő- és energia igénye miatt szegényes. Ezen kutatások egy adott faj populációdinamikáját és produktóját vizsgálták (Ponyi et al. 1982, Bothár 1987, Bothár 1988a, Nagy et al. 2001, Mavuti 1994), vagy a közösségre ható környezeti tényezők hatására koncentráltak (Ferrari et al. 1985, Zagami et al. 1996, Gulyás 1987), de a mintavételi stratégiák elemzésére kevesen vállalkoztak (Bothár 1996).

3. Anyag és módszer

3.1. A Duna és a Ráckevei (Soroksári)-Duna

A Duna - a Volga után - Európa második legnagyobb folyama, vízgyűjtő területe mintegy 817.000 km². A több mint 2800 km-es folyamból 417 km Magyarország területére esik. Vízgyűjtő területe kisebb-nagyobb medencék láncolatából áll össze. A Felső-Duna völgye a bajor, osztrák és morva medencék hosszan elnyúlt sorozata. A Közép-Duna völgyét a Kisalföld, az Alföld és az Erdélyi-medence rendszere alkotja. Ezt az Alsó-Duna völgytől a Déli-Kárpátok és a Balkán-hegység találkozásánál található Vaskapu-szoros választja el. Az Alsó-Duna-medencét a Havasalföld, valamint a Prut és a Szeret völgye alkotja (Markó & Zsuffa 1986). A magyar Duna-szakasz Szlovákiával közös része 40 km-es hosszban még a nagyesésű Felső-Dunához tartozik, folytatásában pedig 377 km hosszúságban a Közép-Duna viszonylag egyenletes vízjárású felét foglalja magába (Berczik 1965). A magyarországi Duna vízjárását jórészt a Felső-Duna vízhozamai alakítják. A magyar szakaszon beömlő vízfolyások közül egyik sem hat jelentősen a Duna vízjárására (Markó & Zsuffa 1986). A Duna vízhozama Budapestenél kisvízkor 500-600-, középvízkor 2200-, magasvízkor 6000-8000 m³ sec⁻¹. A középszakaszon a folyási sebesség a felszíni rétegekben 0,8-1,2 m sec⁻¹, ami áradás idején 2-2,5 m sec⁻¹-ra emelkedhet. A vízjáték mértéke 5-8 méter is lehet, ami szintén jelentős tényező a vízi élővilág szempontjából. A partvonal nagymértékben szabályozott, csak ott nem kíséri kőszórás, ahol a természetes partalakulás is képes biztosítani a kívánt partvonalat (Berczik 1965).

A Ráckevei (Soroksári)-Dunaág (RSD) a magyar Duna-szakasz második legnagyobb mellékága, amely a déli vasúti összekötő híd alatt ágazik ki a bal parton az 1642 fkm-nél és az 1586 fkm-nél torkollik vissza a főágba. Az 1800 km²-es vízgyűjtő területtel rendelkező ág 58 km hosszú, melyből 11 km a főváros területére esik. Vízfelülete 14 km², víztömege 40 millió m³, mely nyáron 1,5-2,5 hét alatt, télen 3-5 hét alatt cserélődik le (Dévényi 1989). Az áramlási sebesség igen alacsony, mintegy 0,1-0,3 m sec⁻¹. A partvonal 120 km hosszú, a mellékágak és szigetek partvonala további 60 km-t tesz ki, mely így együtt 180 km, ami a Balaton partvonal hosszával egyenlő (Kovács 1973). A vízszint ingadozás csekély (20-60 cm), a meder lejtése 10-30 cm. Felső végén a Kvassay-zsilip, alsó végén a Tassi zsilip révén vízszintje szabályozható. Vízáteresztő képessége a főághoz képest kicsi. Három jellegzetes szakaszra osztható, melyek ugyan nem különülnek el éles határral, mégis érdemes figyelemmel lenni rájuk vizsgálódásaink során. A felső szakaszon (38-58 fkm) a legsekélyebb (2-3 m) és legkeskenyebb (80-200 m) az RSD, ezért itt a legnagyobb az áramlási sebesség,

ami azonban még így is lényegesen alacsonyabb, mint a főágban, aminek számos következménye van. Elsősorban itt rakódik le a Dunából érkező lebegtetett hordalék, valamint itt a legnagyobb a szennyezettség. Ennek egyik oka a szennyvízterhelés, elég ha a Fővárosi Csatornázási Művek Délpesti Szennyvíztisztító Telepére gondolunk, mely a Torontál utca környékén engedi biológiailag tisztított vizét a Ráckevei (Soroksári)-Dunába. A középső, mélyebb (2,5-3 m) és szélesebb mederrel (350-400 m) jellemezhető, úszólápokkal és kiterjedt nádasokkal tűzdelt szakasz (22-38 fkm) Szigethalomtól Ráckeveéig tart. Az alsó szakasz (0-22 fkm) Ráckevétől a Tassi zsilipig terjed. Itt a legnagyobb a vízmélység (3,5-6 m) és a legszélesebb a meder (300 m), nádasok már csak a keskeny parti övben találhatóak. Ezen szakasz víztömege 20-25 millió m³-t tesz ki, ami az RSD teljes víztömegének 50-55 %-a (GEOSAURUS 2002). Az RSD táplálja többek között a Duna-Tisza Csatornát és a Kiskunsági Főcsatornát, lehetővé téve ezzel számos mezőgazdasági terület öntözését.

A vízminőséggel tudományos közleményekben Lesenyei (1954), Schiefner & Urbányi (1970), Némedi et al. (1981), Varga et al. (1985), Fekete et al. (1994), Hollósy (1995), Just et al. (1998) foglalkoztak. Az RSD vizét általában alfa-béta mezoszaprónak ítélik a vizsgálatok döntő többségében. Több évtizedes adatsorok alapján megállapítható, hogy a szaprobiológiai állapotban jelentős javulás vagy romlás nem következett be, csak tér- és időbeli változások figyelhetők meg. Problémát jelent az eutrofizálódás, a trofitási állapot gyakran eutróf, eupolitróf. Dél felé haladva általában növekszik a fitoplankton mennyisége. A zooplankton mennyisége szintén jóval magasabb lehet itt, ami részben a lassabb áramlással (állóvíz jelleg) magyarázható. A vízminőség ugyan javult az 50-es, 60-as évekhez képest, de a változás nem egyértelmű minden vonatkozásban, a vízfolyás terhelhetőségének határán van, az eutrofizálódás felgyorsult (Hollósy 1995). A vízminőséget elsősorban a Dunából beérkező tápvíz, különböző szennyvízterhelések, feliszapolódás, öntisztulási folyamatok, algavirágzások határozzák meg. A Délpesti Szennyvíztisztító Telep a legjelentősebb szennyező, ami a tápanyagterhelés 30 %-át adja, meg kell azonban jegyezni, hogy a Dunából beérkező tápanyag mennyisége már önmagában elegendő eutróf állapot létrehozására (Clement 1994).

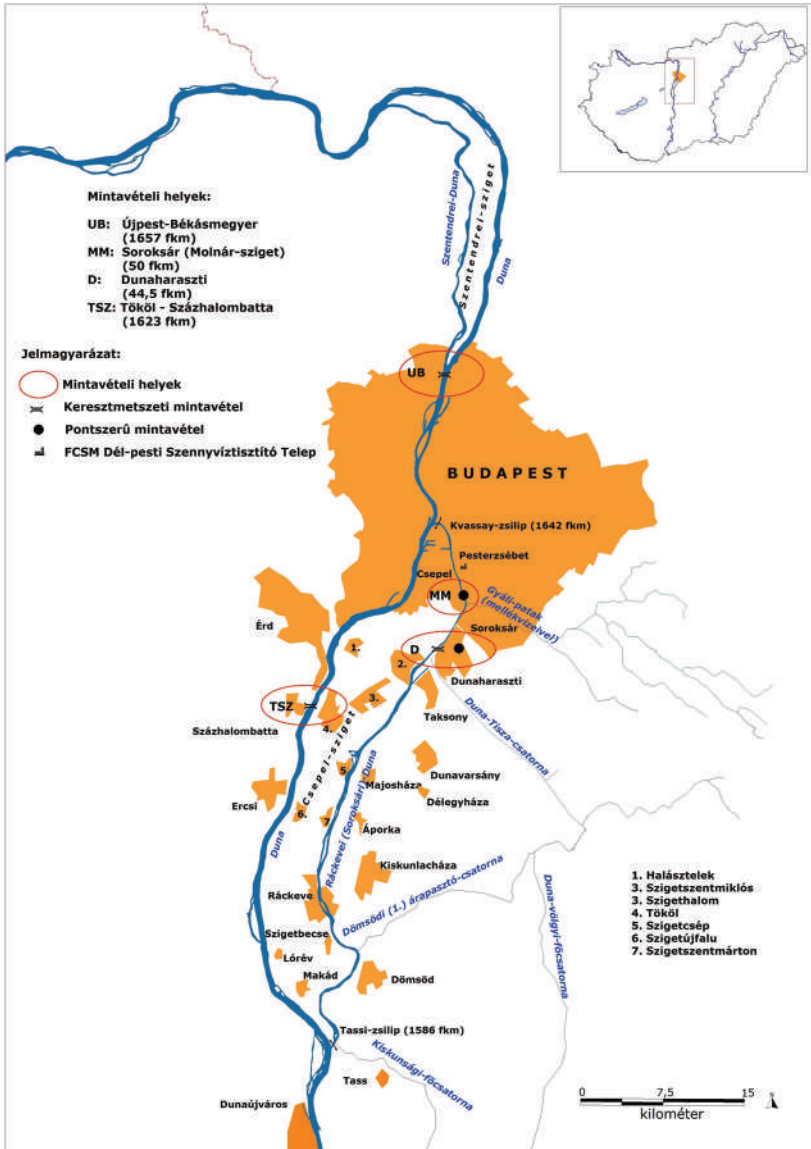
Algológiai felméréseket Cholnoky (1922), Halász (1936, 1937), Palik (1961), Schiefner & Urbányi (1970), Kiss K. T. (1984), Bothár & Kiss K. T. (1984), Kiss K. T. & Genkal (1993), Barreto et al. (1998), Just et al. (1998), Kiss K. T. et al. (2000), Ács et al. (2000), Szabó et al. (2001) végeztek ezen a Duna-szakaszon. Az alga produkciót elsősorban az áramlási sebesség, vízszint ingadozás, tápanyagok és a transzparencia határozzák meg. Télen

is jelentős lehet az alga produkció (51 millió ind. l⁻¹), a diatómák a legabundánsabb csoport. A vizsgálatok szerint a trofitás oligo- és eu-politróf állapot között változott.

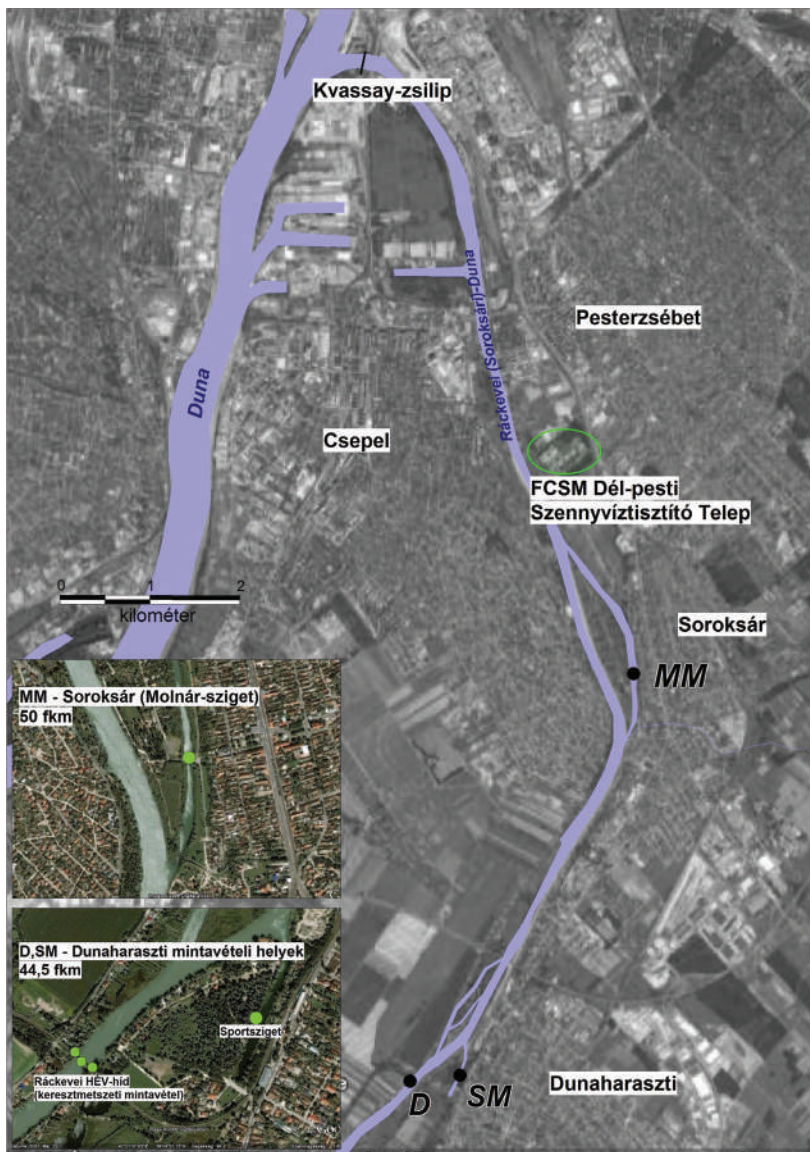
3.2. Mintavételi helyek

A mintavételi helyek a Vác-Pesti-Duna-völgy (Békásmegyér), Pesti Hordalékkúp-síkság (Dunaharaszti, Soroksár, Újpest) és a Csepeli-sík (Tököl) kistájakat ölelik fel. Az éghajlat mérsékelten meleg, (mérsékelten) száraz, az évi középhőmérséklet 10-11 °C, a csapadék évi összege 530-620 mm, az uralkodó szélirány É-i, ÉNy-i (Marosi & Somogyi 1990).

A mintavételi helyek alapvetően négyféle élőhelytípusba sorolhatók. Ezek a Duna főága, a mesterségesen szabályozott RSD, valamint ez utóbbi két különböző jellegű mellékága, a Sport-szigeti mellékág, illetve a Molnár-szigeti mellékág. Míg az utóbbi alsó és felső torkolatán is kapcsolatban van az RSD főágával, az előbbi csak felső torkolatán közlekedik az RSD vizével és lényegében állóvíz. Valamennyi előbb említett élőhely esetében beszélhetünk part menti és nyílt vízi habitatról is, azonban az egyszerűség kedvéért a szövegben az „élőhelyek” kifejezést a továbbiakban a négyféle víztípusra vonatkoztatom. Mindemellett a part menti és nyílt víz kistrák együtteseinek összehasonlítására jelentős erőfeszítést tettem (lásd „A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai” c. alfejezet). A Sport-szigeti és Molnár-szigeti mellékágak esetében a mintavétel alapvetően a nyílt vízből történt, tehát itt nem volt lehetőségem összehasonlítani a part menti és nyílt vízből származó mintákat. Az alábbiakban részletesebben ismertetem a mintavételi helyeket (2. és 3. ábra).



2. ábra. A mintavételi helyek térképe



3. ábra. Mintavételi helyek az RSD-ben

Dunaharaszti szelvény (44,5 fkm) (RSD) (3. ábra „D”)

Koordináták: 47°21'33" É, 19°04'44" K

A mintavételi hely az RSD felső szakaszán helyezkedik el, így a fenti leírás mérvadó. Mintákat gyűjtöttem egy kereszt-szelvényben a vasúti híd (HÉV) mentén, mivel ez lehetővé tette a sodorvonalból történő mintavételt (csónak nem állt rendelkezésemre). A jobb parton közvetlenül a mintavételi hely mellett kisebb nádas található, míg a bal parton kissé távolabb van a növényzet. A part menti nádfoltokon kívül az egyéb makrovegetáció nem számottevő, csupán a csónakház előtti kis öbölben volt hínáros. 2008-ban a *Pistia stratiotes* (kagylótutaj) az RSD főágában is terjedni kezdett, de még a part mentén sem volt jelentős a borítása. A parti mintavételi helyeken a vízmélység kb. 1 méter, az alzat kavicsos, a sodorvonalban a vízmélység mintegy 2-3 méter. A vízszint a fent említettek szerint alakult, télen alacsony, a vegetációs időszakban magasabb vízállással.

Sport-szigeti mellékág (RSD) (3. ábra „SM”)

Koordináták: 47°21'37" É, 19°05'08" K

A mellékág Dunaharaszti város közigazgatási területén, az RSD 44,7-45,1 fkm szelvényei között a meder bal oldalán fekszik. Az 500 m hosszúságú, 20-30 m szélességű és 1,0-1,5 m mélységű vízterület a hajdanvolt 5 km hosszúságú Dunaharaszti mellékág felső és egyben legjobb állapotú része. A valamikori mellékágot két helyen, a BKV HÉV hidjának építésekor, illetve a Duna-Tisza csatorna építési munkáinál zárták el. Az első elzárásra az 1930-as, a másodikra az 1950-es években került sor (OKTVF 2004). Bár a mellékág állandó összeköttetésben áll a főággal, vízszint ingadozása minimális, mivel az RSD vízszint ingadozása is csupán 20-60 cm, ami a mellékágban még kevésbé érezeti hatását, az állóvíz jelleg meghatározó. A makrovegetáció jellemző eleme a nád, mely a keskeny parti övben minden oldalról körülveszi a mellékágot, a feliszapolódottság jelentős. Bár a korábbi években a vegetációs időszakban igen jelentős volt a vízínövényzet borítása a nyílt vízben, a vizsgálati periódusban ez elhanyagolható mértékben jelentkezett. 2008-ban a *Pistia stratiotes* mutatkozott jelentősebb borítással, de még ez sem haladta meg az 5 %-ot.

Molnár-szigeti mellékág (RSD) (3. ábra „MM”)

Koordináták: 47°23'53" É, 19°06'39" K

A mellékág az RSD fővárosi szakaszán, a XXIII. kerületben (Soroksár) található a 49,0-51,0 fkm szelvények között a Duna-ág bal oldalán. Határozottan áramló víz jellemzi, ez azonban lényegesen alacsonyabb az RSD főágában mérhető áramláshoz viszonyítva. Vize mind a felső, mind az alsó torkolatán át közlekedik az RSD főágával. Az ág hosszúsága

mintegy 2000 m, szélessége 20-50 m között változik, mélysége 0,8-2,0 m közötti. Az ágat az alsó torkolattól felfelé 400 m-re közúti híd keresztezi, amely a Soroksár-Csepel révátkelőhelyhez vezet. A mintavételek itt történtek. A mellékág helyzetét és állapotát két tényező alapvetően befolyásolja. Egyrészt az ág alsó torkolati szakaszánál ömlik be a mellékágba a Gyáli patak. A patak a jelentős mennyiségű hordalékterhelésen túlmenően Monor és Gyömrő települések tisztított szennyvizet is a mellékágba hozza be. Másfelől az ág felső torkolata felett száz méterre van az FCSM Rt. Délpesti Szennyvíztisztító Telepének parti kitorollása. Bár a telep III. tisztítási fokozatú, de a bevezetett víz többek közt jelentős mennyiségű hordalékot tartalmaz, így komoly szerepe van az ág jelenlegi feliszapolódott voltában. A mellékág bal és jobb partján kiterjedt nádasok találhatók, amelyek elősegítik a víztest öntisztuló képességét. Az ág növény és állatvilága jelentős fajgazdaságot mutat. Az ágra vonatkozólag 2002-ben részletes felmérés készült. E szerint mintegy 40 ezer m³ iszap eltávolítására lenne szükség. Az iszap összetételére vonatkozólag részletes vizsgálatsorozat is készült. A vizsgálat alapján az iszap magas szervesanyag tartalmú, de nem minősül veszélyes hulladéknak, így akár gyenge minőségű termőföldre is elhelyezhető, talajjavítási célból. A kotrás elvégzése az ág további fennmaradása szempontjából fontos és sürgősen elvégzendő feladat (OKTVF 2004).

2007-ben nem volt jelentősebb vízínövényzet, csupán kisebb hínármezők és Lemna-foltok jelentek meg, azonban 2008 augusztusában eleinte hínármezők és Lemna-foltok, majd a *Pistia stratiotes* jelent meg nagyobb borítással (~10-20 %) egészen október végéig.

Újpest-Békásmegyver szelvény (1657 fkm) (Duna) (2. ábra „UB”)

Koordináták:

47°35'18" É, 19°04'38" K (Újpest)

47°35'22" É, 19°04'22" K (sodorvonal)

47°35'39" É, 19°04'13" K (Békásmegyver)

A mintavétel az Újpest (Megyer)-Pütkösdfürdő rév vonal mentén történt. Az egyszerűség kedvéért a jobb oldali mintavételi hely megnevezése a továbbiakban „Békásmegyver”. A mintavétel a jobb (Békásmegyver) és bal (Újpest) oldalon egyaránt a part mentén történt a komp kikötőnél (vízmélység: 1-2 méter), míg a sodorvonalban kompról vettem mintákat. A békásmegyveri mintavételi hely már a Szentendrei-ágban helyezkedik el, annak közvetlenül a Duna főágába történő betorkollása előtt néhány 100 méterrel (komp állomás). Mindkét oldalon jellemzően kőszórás található a parton, makrovegetáció nincs.

Tököl-Százhalombatta szelvény (1623 fkm) (Duna) (2. ábra „TSZ”)

Koordináták:

47°19'42" É, 18°56'58" K (Tököl)

47°19'42" É, 18°56'44" K (sodorvonal)

47°19'43" É, 18°56'31" K (Százhalombatta)

A mintavétel a jobb (Százhalombatta) és bal (Tököl) oldalon egyaránt a part mentén történt a komp kikötőnél (vízmélység: 1-2 méter), míg a sodorvonalban kompról vettem mintákat. Mindkét oldalon alapvetően a természetes partvonal (kavicsos) maradt meg, fűnyár ligeterdővel (erdősáv) szegélyezve, azonban foltokban kőszórás is található, makrovegetáció nincs.

3.3. Mintavétel és a minták feldolgoása

A mintavételeket kétheti gyakorisággal (télen havonta) végeztem 2006. október 2. és 2008. november 8. között. Ez idő alatt 522 plankton mintát gyűjtöttem és dolgoztam fel (lásd 1. táblázat). Az RSD mellékágaiban a mintavételt csak 2006. november 13-án kezdtem meg (ezt természetesen figyelembe vettem az adatelemzésnél). 2007 nyarán, június 13. és július 21. között a Sport-szigeti mellékágban minden nap történt mintavétel, azonos időszakban, délután 4 óra körül. Ez a 39 napos időszak a magas abundancia és annak jelentős ingadozása miatt alkalmasnak látszott a napi változások elemzésére. A Duna főágában és az RSD főágában 100 liter vizet, a Sport-szigeti- és a Molnár-szigeti mellékágban 50 liter vizet szűrtem át 50 µm lyukbőségű planktonhálón (Gulyás & Forró 1999, 2001 nyomán), majd a szűrletet *in situ* formalinnal tartósítottam 4-5 %-os végkoncentrációban. (Eredetileg 50 liter víz kivételét terveztem minden élőhelyen, de előzetes mintavételi eredményeim indokolták, hogy a Duna és az RSD főágában 100 liter vizet szűrjek át, mivel ott igen alacsony volt a kiskárók denzitása). Ugyanakkor követtem az irodalomban elfogadott normákat (Gulyás 1994a, 1994b, 1995a, Bothár 1974, 1994, Maria-Heleni et al. 2000). Minden esetben felszíni mintákat vettem, a felső 40-50 cm-es vízrétegből. A Sport-szigeti- és a Molnár-szigeti mellékágban a mintavétel a nyílt vízből történt, míg a Duna főágában és az RSD főágában a két partról és a sodorvonalból. A feldolgozás Alpha STO-3M sztereo mikroszkóp és Alpha BIO-2 biológiai mikroszkóp segítségével történt. A nauplius lárvákat speciális, e célra kialakított számlálókamrában számoltam (a teljes minta homogenizálása után 5 ml térfogatú részt számoltam át). A Sport-szigeti mellékág esetében nyáron igen magas egyedszámokat mértem, így sokszor (különösen a napi minták esetében) csak a minta felét dolgoztam fel,

majd az értékeket az egész mintára vonatkoztattam. Az Ostracoda és Harpacticoida taxonok identifikálását nem végeztem el. A Copepoda és Cladocera fajok határozásában Gulyás és Forró (1999, 2001), Einsle (1993), Amoros (1984) és Dussart (1969) munkáira támaszkodtam. Minden mintavételi helyen, a helyszínen mértem a vízhőmérsékletet, míg a vezetőképesség mérése a VITUKI laboratóriumában történt (HANNA HI 4521 műszerrel). A Dunára vonatkozó vízállás és vízhozam adatokat a Vízügyi Adatbank (VITUKI) adatbázisából szereztem be. A víz tartózkodási idejét („water residence time”) az alábbi formula alapján kalkuláltam:

$$R = 0,08A_d^{0,6}/Q^{0,1},$$

ahol R a víz tartózkodási ideje (nap), A_d a mintavételi hely feletti vízgyűjtő terület mérete (km^2), Q pedig a vízhozam ($\text{m}^3 \text{sec}^{-1}$) (Soballe & Kimmel 1987). Az R érték nem más, mint a napok száma amennyi idő alatt egy „vízmolekula” elér a mintavételi helyig, tehát amennyi időt az elfolyó víz a folyó-rendszerben töltött. Budapest 1646,5 fkm-nél mért vízállás és vízhozam adatokat használtam, mivel az adatbankban nem állt rendelkezésre a mintavételi helyekhez közelebbi, kellő részletességű adatsor.

I. táblázat. A mintavételi időpontok táblázata mintavételi helyenként (a Sport-szigeti mellékágban történt napi mintavétel itt nem került feltüntetésre). A Sport-szigeti- és a Molnár-szigeti mellékágban a mintavételt csak 2006 novemberében kezdtem meg. 2008 januárjában a Sport-szigeti mellékág befagyása miatt meghiúsult a mintavétel. Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásmegyer, UBS-Újpest-Békásmegyer sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl. $n = 522$

Időpontok	Mintavételi helyek										
	RSD					Duna					
	főág			mellékág		északi szelvény			déli szelvény		
	DB	DS	DJ	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T
2006.10.02						X	X	X			
2006.10.03	X	X	X						X	X	X
2006.10.16						X	X	X			
2006.10.17	X	X	X						X	X	X
2006.10.30						X	X	X			
2006.10.31	X	X	X						X	X	X
2006.11.13				X		X	X	X			
2006.11.15	X	X	X		X				X	X	X
2006.11.27				X		X	X	X			

	DB	DS	DJ	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T
2006.11.28	X	X	X		X				X	X	X
2006.12.11				X		X	X	X			
2006.12.13	X	X	X		X				X	X	X
2007.01.08				X		X	X	X			
2007.01.09	X	X	X		X				X	X	X
2007.02.05				X		X	X	X			
2007.02.06	X	X	X		X				X	X	X
2007.03.05				X		X	X	X			
2007.03.07	X	X	X		X				X	X	X
2007.03.21				X		X	X	X	X	X	X
2007.03.22	X	X	X		X						
2007.04.02				X		X	X	X			
2007.04.04	X	X	X		X				X	X	X
2007.04.16				X		X	X	X			
2007.04.19	X	X	X		X				X	X	X
2007.05.02				X		X	X	X			
2007.05.03	X	X	X		X				X	X	X
2007.05.14				X		X	X	X			
2007.05.16	X	X	X		X				X	X	X
2007.05.31	X	X	X		X				X	X	X
2007.06.01				X		X	X	X			
2007.06.11				X		X	X	X			
2007.06.13	X	X	X		X				X	X	X
2007.06.25	X	X	X		X				X	X	X
2007.06.26				X		X	X	X			
2007.07.09	X	X	X		X				X	X	X
2007.07.12				X		X	X	X			
2007.07.19	X	X	X		X				X	X	X
2007.07.20				X		X	X	X			
2007.08.08	X	X	X		X				X	X	X
2007.08.09				X		X	X	X			
2007.08.23	X	X	X		X				X	X	X
2007.08.24				X		X	X	X			
2007.09.03	X	X	X		X				X	X	X
2007.09.07				X		X	X	X			
2007.09.17				X		X	X	X			
2007.09.18	X	X	X		X				X	X	X
2007.10.01	X	X	X		X				X	X	X
2007.10.02				X		X	X	X			
2007.10.15	X	X	X		X				X	X	X
2007.10.16				X		X	X	X			
2007.10.29				X		X	X	X			
2007.10.30	X	X	X		X				X	X	X
2007.11.12				X		X	X	X			
2007.11.13	X	X	X		X				X	X	X
2007.11.28	X	X	X		X				X	X	X
2007.11.29				X		X	X	X			
2008.01.08				X		X	X	X			
2008.01.09	X	X	X		jégborítás				X	X	X
2008.02.11				X		X	X	X			
2008.02.14	X	X	X		X				X	X	X

	DB	DS	DJ	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T
2008.03.03				X		X	X	X			
2008.03.05	X	X	X		X				X	X	X
2008.03.18	X	X	X		X				X	X	X
2008.03.19				X		X	X	X			
2008.03.31				X		X	X	X			
2008.04.01	X	X	X		X				X	X	X
2008.04.14	X	X	X		X				X	X	X
2008.04.15				X		X	X	X			
2008.04.29				X		X	X	X			
2008.04.30	X	X	X		X				X	X	X
2008.05.13	X	X	X		X				X	X	X
2008.05.14				X		X	X	X			
2008.05.27	X	X	X		X				X	X	X
2008.05.28				X		X	X	X			
2008.06.09	X	X	X		X				X	X	X
2008.06.10				X		X	X	X			
2008.06.23	X	X	X		X				X	X	X
2008.06.24				X		X	X	X			
2008.07.07	X	X	X		X				X	X	X
2008.07.08				X		X	X	X			
2008.07.21				X		X	X	X			
2008.07.22	X	X	X		X				X	X	X
2008.07.31	X	X	X		X				X	X	X
2008.08.01				X		X	X	X			
2008.08.18	X	X	X		X				X	X	X
2008.08.19				X		X	X	X			
2008.09.01	X	X	X		X				X	X	X
2008.09.02				X		X	X	X			
2008.09.17	X	X	X		X				X	X	X
2008.09.18				X		X	X	X			
2008.09.29	X	X	X		X				X	X	X
2008.09.30				X		X	X	X			
2008.10.13	X	X	X		X				X	X	X
2008.10.15				X		X	X	X			
2008.11.07	X	X	X		X						
2008.11.08				X		X	X	X	X	X	X

3.4. Adatelemzés

A mintavételi helyek hasonlósági mintázatának feltárásához a nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) módszerét és cluster analízist alkalmaztam ugyanazon távolságfüggvénnyel számolva (euklidészi távolság). A hierarchikus osztályozást egyúttal az ordináció eredményeinek ellenőrzésére is felhasználtam. Az elemzést elvégeztem prezencia-abszencia adatokkal és mennyiségi adatokkal is, utóbbi esetében az adatokat standardizáltam (szórással).

A bootstrap módszer alkalmazásával lehetővé vált klasszikus, parametrikus statisztikai módszerekkel kiértékelnem a kapott adatokat, anélkül, hogy párhuzamos mintavételt végeztem volna (párhuzamos mintavétel nélkül a mintából számolt statisztikát - pl. átlag, variancia - ugyanis nincs mivel összehasonlítni). A bootstrap módszer számítógép-intenzív újramintavételezési módszer, amelyben kiindulásként feltételezzük, hogy a mintában lévő m egységre kapható gyakoriságeloszlás a lehető legjobban képviseli az eredeti populációban lévő gyakoriságokat. A mintából m-elemű visszatevéses mintavételezést sokszor végrehajtva - ami célszerűen számítógéppel történik - kapjuk a bootstrap mintákat, amelyeket valamilyen paraméter becslésére, egy statisztika kiszámítására vagy megismételt többváltozós elemzésre is használhatunk (Podani 1997).

A planktonikus rákok térbeli eloszlásának (keresztshelvény- és hosszshelvény mentén történő eloszlás, illetve a Duna és az RSD közötti különbség) értékelése az alábbiak szerint zajlott: összehasonlítottam a

- (1) jobb oldal (Békásmegyery + Százhalombatta) - bal oldal (Újpest + Tököl),
- (2) bal oldal – sodorvonal (északi + déli szelvénybeli sodorvonal),
- (3) jobb oldal – sodorvonal (északi + déli szelvénybeli sodorvonal),
- (4) Budapest feletti szelvény (jobb oldal + bal oldal + sodorvonal) - Budapest alatti szelvény (jobb oldal + bal oldal + sodorvonal)

mintáit a Duna főágában a zooplankton együttes mennyiségi viszonyai alapján. Összehasonlítottam továbbá az

- (5) RSD főágát Dunaharasztnál (jobb oldal + bal oldal + sodorvonal) a Duna főágbeli déli (jobb oldal + bal oldal + sodorvonal) szelvényével (mivel mindkét szelvény Budapest alatt helyezkedik el, közel azonos fekvésben, relevánsnak tűnt az összehasonlításuk).

Miután a leírtak szerint összegeztem a mintákat (összeadtam az egyedszámokat), mindegyik összevont mintából 10-10 bootstrap mintát generáltam. Ezeket azután NMDS módszerrel elemeztem, majd F-próbával és t-teszttel is elvégeztem a páros összehasonlításokat a következő csoportok denzitása alapján: adult Copepoda, copepodit, nauplius, Cladocera, *B. longirostris*, *M. micrura*, *T. crassus*. Ez utóbbi 3 fajt is célszerűnek láttam bevonni az elemzésbe, mivel szinte valamennyi élőhelyen igen gyakori, domináns szervezetek voltak.

Az időbeli mintázatok feltárását külön végeztem a Duna, RSD főága, Sport-szigeti mellékág és Molnár-szigeti mellékág esetében. Mivel a mintavételek télen csak havi rendszerességgel történtek, elkerülendő az eltérő mintavételi frekvencia okozta torzítást, a

tavaszi, nyári és őszi minták adatait havi átlaggá transzformáltam. Az egyes évszakokhoz tartozó mintákat összegeztem, majd a bootstrap módszert alkalmazva mindkét évben, minden évszakhoz 10-10 bootstrap mintát generáltam. (A 2006-os évet kihagytam az elemzésből, mivel abban az időszakban nem állt rendelkezésre elegendő adat.) Ezeket NMDS módszerrel elemeztem, majd egyutas ANOVA-t és post hoc tesztet (Tukey-teszt) használtam annak tesztelésére, hogy van-e szignifikáns különbség az egyes évszakok, illetve évek között a planktonikus rák együttes denzitása alapján. Az összehasonlítást elvégeztem az adult Copepoda, copepodit, nauplius és Cladocera csoportokra. A domináns fajokra azért nem, mert sok esetben ezek denzitása valamely évszakban nulla volt, s így ez nem volt alkalmas statisztikai elemzésre. A varianciák homogenitását Levene teszttel, a normalitást pedig normalitás (Jarque-Bera próba) teszttel ellenőriztem. Amennyiben a varianciák homogenitásának feltétele nem teljesült, csak a Tukey-tesztet alkalmaztam, illetve amikor a normalitás sérült az ANOVA nem parametrikus megfelelőjét, a Kruskal-Wallis tesztet használtam, azt követően pedig Mann-Whitney próbával hasonlítottam össze az évszakokat páronként és Bonferroni korrekciót alkalmazva számítottam ki a p értékeket.

A diverzitás kiszámításához a Shannon és Berger-Parker mutatókat használtam. Shannon diverzitási t-teszttel hasonlítottam össze páronként a mintavételi helyek diverzitását. Lineáris korrelációval teszteltem a zooplankton együttes és a vízjárás közti lehetséges összefüggéseket (előtte megvizsgáltam, hogy normális-e az eloszlás egy változó-csoporton belül, s amikor ez nem állt fenn, négyzetgyök, illetve logaritmusos transzformációval alakítottam normális eloszlásúvá az adatokat). Minden statisztikai elemzés a PAST programmal készült (Hammer et al. 2001).

A napi minták kapcsán bevezettem egy egyszerű mutatót (Potenciális Dinamikai Információvesztesség; PDI) (Vadadi-Fülöp et al. 2009a), mely megmutatja a mintavételi frekvencia csökkentésekor fellépő potenciális információvesztésget százalékban. A PDI a következőképpen számolható ki:

$$PDI = (\text{Maximális változás x nap alatt} / \text{Maximális változás 2 év alatt}) \times 100$$

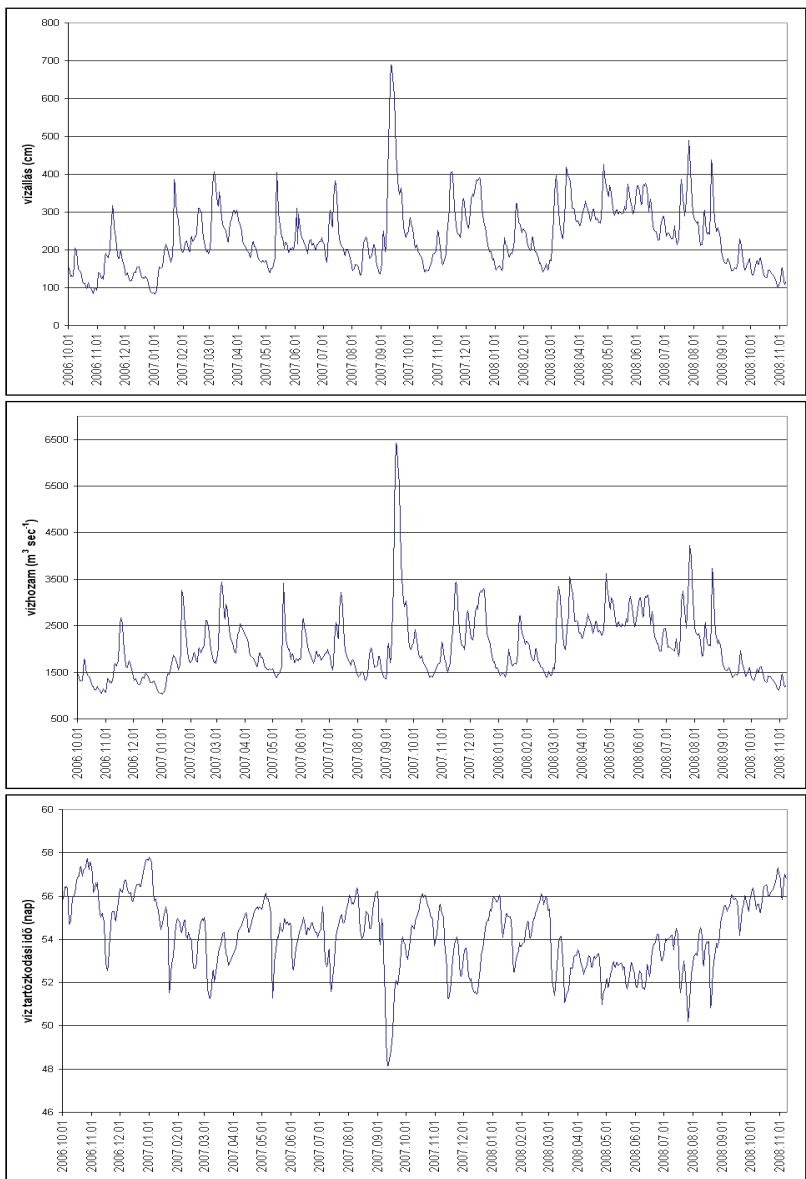
A nevező konstans, míg a számláló értékeit tetszés szerint változtathatjuk a mintavételi frekvencia függvényében. A változás utalhat abundancia-, fajszám-, valamilyen arányszám- vagy diverzitásbeli különbségekre.

A mintavételi erőfeszítés hatásának becsléséhez Du Rietz et al. (1920) módszerét, a Bertalanffy modellt és lineáris regressziót alkalmaztam.

4. Eredmények

4.1. A Duna vízjárása

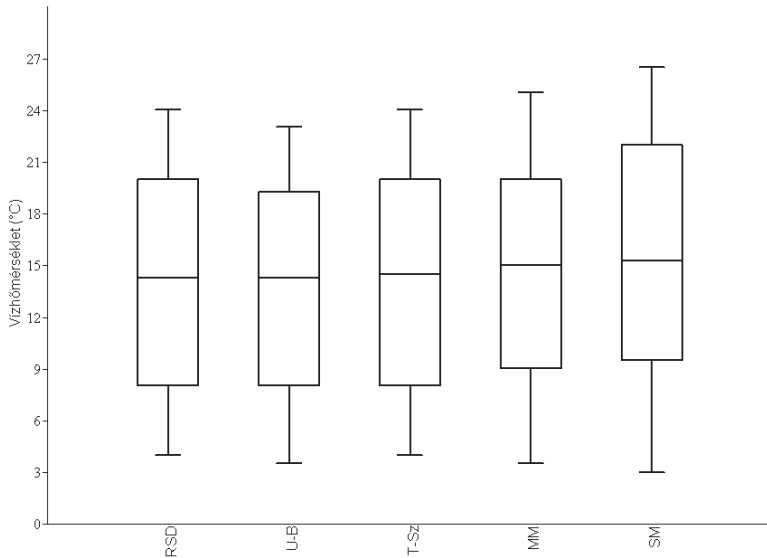
A vizsgálati időszakban a Duna vízállása 83 és 689 cm között változott (4. ábra). 2007 szeptemberében igen magas vízállást lehetett mérni, ezen értékek majdnem kétszeresei a többi maximum rekordnak. Igen alacsony vízállás volt megfigyelhető 2006 őszén és telén, illetve 2008 őszén. 2008 tavaszától szeptemberig tartósan magas vízszint volt mérhető. A Duna vízjárására alapvetően jellemző kora tavaszi és kora nyári (jeges ár, illetve zöld ár) magas vízállás, illetve a téli-őszi alacsony vízállás – számottevő eltérés ellenére – bizonyos fokig nyomon követhető volt. A vízhozam a fentieknek megfelelően alakult 1030 és 6420 m³ sec⁻¹ közötti értékekkel. A víz tartózkodási ideje 48 és 58 nap között változott (4. ábra). Ez tulajdonképpen az inverze a vízhozam grafikonon megfigyelhető mintázatnak, mivel minél alacsonyabb a vízhozam, annál nagyobb a tartózkodási idő és fordítva (vízhozam adatokból kalkuláljuk). Azonban mindenképpen informatív, ha plankton vizsgálatokról van szó, hiszen a plankton elemek kifejlődéséhez rendelkezésre álló idő éppen a víz tartózkodási idejének a függvénye. A vízállás az ártéri területek elöntése, illetve a mellékágakkal való összekötöttség szempontjából fontos (plankton forrás), míg a vízhozam a víz áramlásának kvantifikálása révén tekinthető mérvadónak az eredmények értékelése során.



4. ábra. A vízjárás, vízhozam és víz tartózkodási idő (Duna, 1646,5 fkm) változásai a vizsgálati időszakban

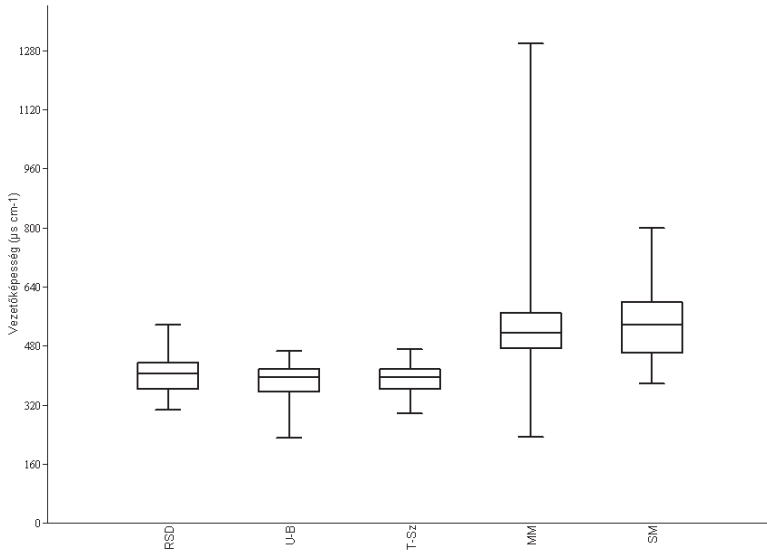
A vízhőmérséklet tipikus éves ciklust mutatott, minimum értékekkel januárban (0,5°C), maximummal június és augusztus között (23-24°C). A vizsgálati időszak alatt a vízállás és a vezetőképesség között negatív összefüggés mutatkozott mindkét szelvényben (Újpest-Békásmegyér: $r = -0,39$, $p < 0,01$; Tököl-Százhalmabatta: $r = -0,36$, $p < 0,05$).

A 5. ábrán látható, hogy az RSD (főág) és a Duna vízhőmérséklete között nem volt számottevő különbség, az RSD két mellékága (Molnár-szigeti mellékág, Sport-szigeti mellékág) kisebb volumenűeknek megfelelően kissé magasabb hőmérsékleti értékekkel bírt, különösen a lényegében állóvíznek tekinthető Sport-szigeti mellékág.



5. ábra. A vízhőmérséklet alakulása mintavételi helyenként ($n = 44$). Rövidítések: RSD-Ráckevei (Soroksári)-Duna, U-B-Újpest-Békásmegyér (Duna északi szelvény), T-Sz-Tököl-Százhalmabatta (Duna déli szelvény), MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág. Jelmagyarázat: a doboz közepén a horizontális vonal jelzi a mediánt, a doboz alsó és felső része az alsó (25 %) és felső (75 %) kvartilisnek felel meg, míg a minimum és maximum értékek rövid horizontális vonallal vannak jelölve.

A vezetőképesség értékei a Dunában voltak a legalacsonyabbak, az RSD-ben magasabb értékeket mértem, míg a Molnár-szigeti- és Sport-szigeti mellékágban ennél is nagyobb volt a konduktivitás, és egyúttal annak szórása is (6. ábra).



6. ábra. A vezetőképesség alakulása mintavételi helyenként ($n = 43$). Rövidítések: RSD-Ráckevei (Soroksári)-Duna, U-B-Újpest-Békásmegyér (Duna, északi szelvény), T-Sz-Tököl-Százhalombatta (Duna, déli szelvény), MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág. Jelmagyarázat: a doboz közepén a horizontális vonal jelzi a mediánt, a doboz alsó és felső része az alsó (25 %) és felső (75 %) kvartilisnek felel meg, míg a minimum és maximum értékek rövid horizontális vonallal vannak jelölve.

4.2. A planktonikus rák együttesek struktúrája

A vizsgált időszakban a mintavételi területről összesen 56 faj került meghatározásra, melyből 40 Cladocera és 16 Copepoda (2. táblázat). A fajok kevesebb, mint fele (18 faj) volt euplanktonikus, a tichoplanktonikus elemek száma 38 volt. Az RSD főágából 49 faj, a Dunából 36 faj, a Sport-szigeti mellékágból 39 faj, míg a Molnár-szigeti mellékágból 40 faj került elő. 20 faj csak az RSD-ben (mellékágakkal együtt) került elő, csupán 1 faj (*Diacyclops*

crassicaudis) volt jelen a Duna főágában, amely nem volt megtalálható az RSD-ben. A tichoplanktonikus elemek száma az RSD-ben volt a legmagasabb (71 %) és a Dunában a legalacsonyabb (58 %), a Sport-szigeti mellékágban és a Molnár-szigeti mellékágban ezek rendre 59-, illetve 68 %.

A *Bosmina longirostris* az összdenzitás 55 %-át tette ki, a *Moina micrura* 15 %-, míg a *Thermocyclops crassus* 19 %-áért felelt. Tehát ez a 3 faj tette ki a teljes denzitás csaknem 90%-át amennyiben az összes mintavételi helyet egységesen kezeljük (ebbe az arányba a nauplius és copepodit lárvák nincsenek belekalkulálva). Ez a 3 faj a Sport-szigeti mellékágban és a Molnár-szigeti mellékágban volt gyakran tömeges, a többi mintavételi helyen is igen gyakoriak voltak, ám nem tömegesek. A Duna főágában gyakori fajok voltak: *Acanthocyclops robustus*, *Thermocyclops crassus*, *Alona rectangularis*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata*, *Moina micrura*, valamint a Harpacticoida Copepodák. Az RSD-ben mindezen fajok szintén gyakoriak voltak, azonban ez kiegészült még az alábbiakkal: *Alona affinis*, *A. quadrangularis*, *Disparalona rostrata*, *Simocephalus vetulus*, *Leydigia leydigi*, *Macrothrix laticornis*, *Paracyclops fimbriatus*, *Eucyclops serrulatus*, *Iliocryptus sordidus*. A *Pleuroxus aduncus*, *P. uncinatus*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Eucyclops serrulatus* csak a mellékágokban volt jelen nagyobb egyedszámban és gyakorisággal.

A magyarországi Duna-szakasz faunájára nézve 1 új faj került elő (*Diacyclops crassicaudis* (Sars, 1863)), mindösszesen egyetlen példányban, az északi szelvényben a sodorvonalban. A *Diaphanosoma mongolianum* Uéno 1938 és a *Pleuroxus denticulatus* Birge, 1879 fajok első ízben kerültek elő az RSD-ből (lásd Melléklet). Előbbi, bár ritkán, de az RSD főágában is előfordult, ugyanakkor igen gyakori volt a mellékágokban. Utóbbi csak a főágban került elő néhány alkalommal egy-egy példányban. A fentiekén kívül néhány viszonylag ritkának tekinthető taxon, mint a *Pseudochydorus globosus*, *Bosmina coregoni* is identifikálásra került.

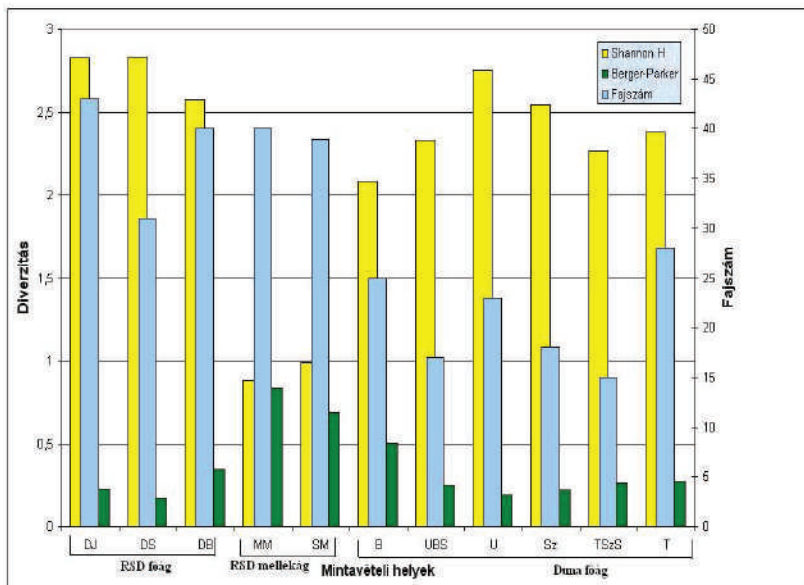
2. táblázat. Az előkerült taxonok listája mintavételi helyenként, évenkénti bontásban. Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásmegyer, UBS-Újpest-Békásmegyer sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl. (Tichoplanktonikus elem - Vranovsky 1997, valamint Illyová & Némethová 2005 nyomán)

Taxon	RSD főág			RSD mellékág		Duna főág							
	DJ	DS	DB	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T		
	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	
CLADOCERA													
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834) [†]		+	+	+		+							
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860) [†]		+	+	+	+	+			+		+	+	
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862 [†]		+				+	+					+	
<i>Alona intermedia</i> Sars, 1862 [†]				+	+	+							
<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müller, 1785) [†]		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	
<i>Alona rectangularis</i> Sars, 1862 [†]		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Bosmina coregoni</i> Baird, 1857		+	+									+	
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862 [†]		+	+						+				
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Müller, 1785) [†]		+		+		+	+						
<i>Ceriodaphnia</i> sp. juv		+	+			+							
<i>Chydoridae</i> juv			+				+						
<i>Chydorus latus</i> Sars, 1862 [†]				+									
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776) [†]		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Daphnia longispina</i> O. F. Müller, 1785		+	+			+	+	+	+		+	+	
<i>Daphnia obtusa</i> Kurz, 1874								+					
<i>Daphnia pulex</i> Leydig, 1860							+						
Daphniidae juv		+				+		+	+		+	+	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)		+		+		+	+		+				
<i>Diaphanosoma mongolianum</i> Uéno, 1938		+	+		+	+	+			+		+	

2. táblázat / folytatás	RSD főág			RSD mellékág		Duna főág						
	DJ	DS	DB	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T	
	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841) ^f	+	+	+	+	+			+	+	+		+
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O. F. Müller, 1785) ^f		+	+	+								
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1848) ^f	+	+	+	+	+	+						
<i>Iliocryptus agilis</i> Kurz, 1878 ^f	+	+	+	+	+							
<i>Iliocryptus sordidus</i> (Liévin, 1848) ^f	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+
<i>Leydigia acanthocercoides</i> (Fischer, 1854) ^f	+	+	+	+	+							+
<i>Leydigia leydigi</i> (Schoedler, 1863) ^f	+	+	+	+	+			+	+	+		+
<i>Macrothrix hirsuticornis</i> Norman & Brady, 1867 ^f	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Macrothrix laticornis</i> (Fischer, 1848) ^f	+	+	+	+	+	+		+				+
<i>Moina macrocopa</i> (Straus, 1820)			+		+	+		+				
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Oxyurella tenuicaudis</i> (Sars, 1862) ^f	+	+	+									
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820) ^f	+	+	+	+	+	+				+		+
<i>Pleuroxus denticulatus</i> Birge, 1879 ^f		+	+	+								
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O. F. Müller, 1785) ^f			+		+							
<i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird, 1850 ^f	+	+	+	+	+	+						
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird, 1843) ^f	+	+	+									
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller, 1785) ^f	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+
<i>Scapholeberis rammeri</i> Dumont & Pensaert, 1983 ^f					+							
<i>Sida crystallina</i> (O. F. Müller, 1776) ^f	+	+		+	+		+					+
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841) ^f		+										
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776) ^f	+	+	+	+	+	+						
COPEPODA												
CALANOIDA												
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)		+	+		+			+		+		+
<i>Eurytemora velox</i> (Lilljeborg, 1853)	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
CYCLOPOIDA												
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

2. táblázat / folytatás	RSD főág			RSD mellékág		Duna főág						
	DJ	DS	DB	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T	
Taxon	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08	06 07 08
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853) ^f	+										+	
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	+	+	+	+	+			+	++		+	+
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin, 1875	+	+		+	+	+	+	+				+
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)					+							
<i>Diacyclops crassicaudis</i> (Sars, 1863) ^f							+					
<i>Eucyclops macruioides</i> (Lilljeborg, 1901) ^f	+	+	+	+	+							
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851) ^f	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eucyclops speratus</i> (Lilljeborg, 1901) ^f			+	+								
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820) ^f	+	+	+	+	+							
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)					+	+						+
<i>Paracyclops affinis</i> (Sars, 1863) ^f				+								
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853) ^f	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
HARPACTICOIDA	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
OSTRACODA	+	+	+	+	+	+		+			+	

Az RSD jobb oldalán volt a legnagyobb a fajszám (43 faj) és a Shannon diverzitás. Hasonlóan magas fajszámot mértem az RSD többi mintavételi pontján, azonban a sodorvonalból kevesebb faj került elő. A Duna főága (és a Szentendrei-ág) jóval fajszegényebb és - hasonlóképp az RSD-hez - szintén alacsonyabb fajszám jellemezte a sodorvonalat. A mellékágak (Sport-szigeti mellékág, Molnár-szigeti mellékág) bár fajgazdagok, néhány tömeges faj nagy populációja miatt alacsony Shannon diverzitással jellemezhetők. A Berger-Parker dominancia index értéke éppen itt a legnagyobb, majd Békásme gyernél (7. ábra).



7. ábra. A Shannon és a Berger-Parker diverzitás, valamint a fajszám mintavételi helyenként (2006-2008). Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásme gyer, UBS-Újpest-Békásme gyer sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl. $n = 45$

Shannon diverzitási t-tesztel hasonlítottam össze páronként a mintavételi helyek diverzitását. A Sport-szigeti- és a Molnár-szigeti mellékág minden más mintavételi helytől szignifikánsan különbözött diverzitásában. Az RSD is majdnem minden mintavételi helytől

különbözött (kivéve Újpest, illetve a bal oldal esetében Százhalombatta), azonban a jobb oldal és a sodorvonal diverzitásában nem volt szignifikáns különbség. A Duna esetében már kevesebb esetben találunk szignifikáns eltérést, és az elsősorban az RSD-től való eltérésre korlátozódik (3. táblázat).

3. táblázat. A Shannon diverzitási t-teszt eredményei a mintavételi helyekre vonatkozóan páronként. Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásmegyér, UBS-Újpest-Békásmegyér sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl.

	RSD főág			RSD mellékág		Duna főág					
	DJ	DS	DB	MM	SM	B	UBS	U	Sz	TSzS	T
DJ	0,654	6,037***		74,299***	78,372***	5,634***	5,114***	1,849	4,252***	5,542***	5,368***
DS		2,946**		29,006***	27,815***	4,955***	4,216***	1,183	2,995**	4,628***	4,153***
DB				43,134***	42,317***	3,811***	2,791**	-0,819	0,99	3,263**	2,508*
MM					-8,319**	-7,369***	-11,587***	-18,482***	-19,967***	-10,743***	-15,241***
SM						-6,671***	-10,719***	-17,492***	-18,829***	-9,891***	-14,211***
B							-1,3051	-3,784**	-2,955**	-0,943	-1,896
UBS								-2,823**	-1,801	0,401	-0,586
U									1,375	3,218**	2,519*
Sz										2,237*	1,351
TSzS											-1,018
T											

Szignifikáns t értékek: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001.

A mennyiségi viszonyokat illetően lényeges, nagyságrendbeli különbség mutatkozott az egyes vízterek között (4. táblázat). Az RSD-ben egy nagyságrenddel magasabb volt a denzitás, mint a Duna főágában, a mellékágakban (Sport-szigeti mellékág - SM, Molnár-szigeti mellékág - MM) pedig még egy nagyságrenddel magasabb értékeket mértem. Azonban nem volt jelentős különbség a Szentendrei-ág és a Duna között. Az RSD-ben a part mentén 100 liter vízben átlagosan 81 (jobb oldal), illetve 45 (bal oldal), a sodorvonalban 21 egyed került a mintába. A Sport-szigeti mellékágban az átlagos denzitás 3051 ind. 100 l⁻¹, a Molnár-szigeti mellékágban 562 ind. 100 l⁻¹ volt. A Molnár-szigeti mellékágban 2007. augusztus 09-én vett mintában kiugróan magas egyedszámokat észleltem, amit elsősorban a *Moina micrura* okozott, bár igen sok nauplius lárva is jelen volt a mintában. Ezt az időpontot figyelmen kívül hagyva jóval alacsonyabb lesz az átlagos denzitás, ami az RSD főágához hasonlítható. A Duna esetében az átlagos denzitás 10 ind. 100 l⁻¹ tartomány körül mozgott. A keresztiszelvény

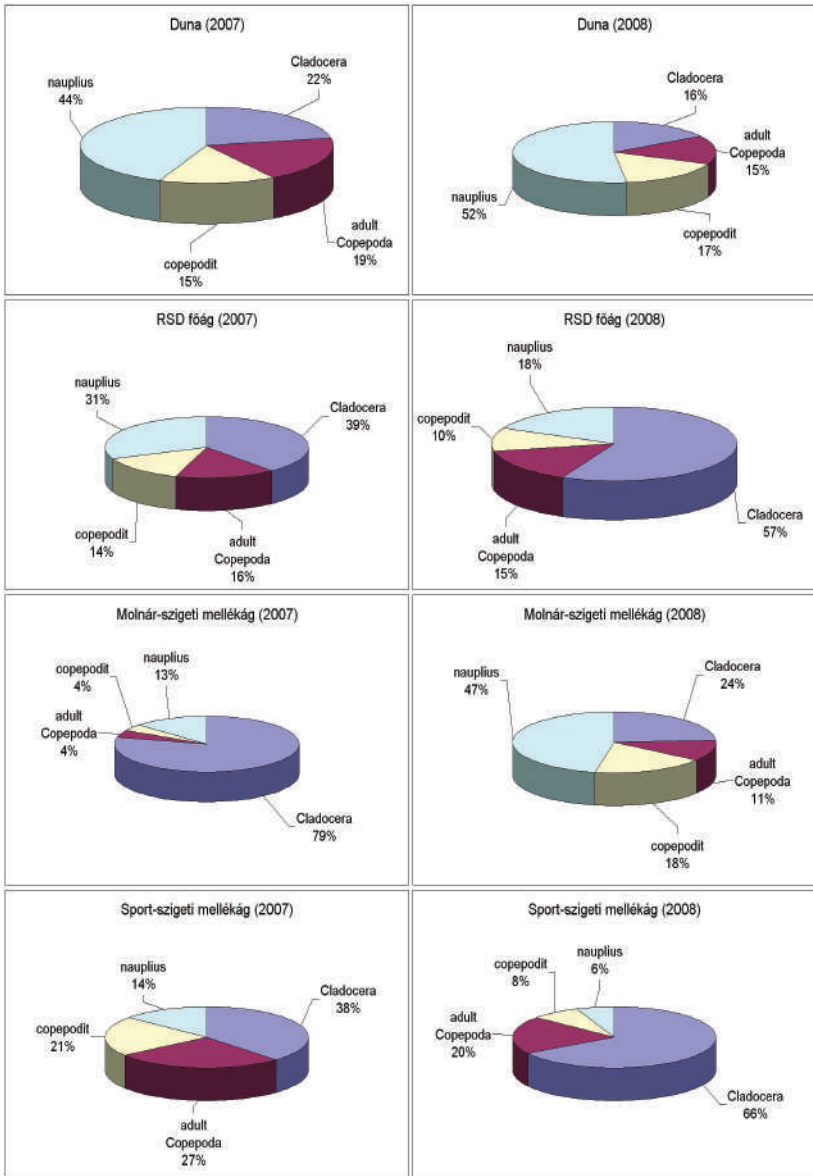
mentén történő átlagos eloszlás a következőképp alakult: északi szelvény jobb oldal (B) 8-, sodorvonal (UBS) 6-, bal oldal (U) 9-; déli szelvény jobb oldal (Sz) 9-, sodorvonal (TSzS) 5-, bal oldal (T) 12 ind. 100 l⁻¹ (4. táblázat).

4. táblázat. A főbb csoportok és néhány kiemelt faj átlag-, minimum- és maximum denzitása 2006-2008-ban mintavételi helyenként (ind. 100 l⁻¹). Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásmegyér, UBS-Újpest-Békásmegyér sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl.

	Mint. hely		nauplius	copepodit	adult Cop.	Cladocera	Ostracoda	Össz.	<i>B. longirostris</i>	<i>T. crassus</i>	<i>M. micrura</i>	
RSD főág	DJ	átlag	14,17	11,56	14,08	40,98	1,35	81,27	0,98	3,29	0,75	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	
		max	90,00	72,00	66,00	354,00	4,00	418,00	8,00	47,00	11,00	
	DS	átlag	10,00	3,85	1,52	5,29	-	20,67	1,19	0,21	0,50	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	70,00	103,00	10,00	57,00	0,00	233,00	37,00	4,00	19,00	
	DB	átlag	11,67	4,54	4,98	23,46	1,14	44,98	2,21	0,83	0,42	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	70,00	20,00	25,00	237,00	2,00	275,00	23,00	24,00	7,00	
RSD mellékág	MM	átlag	118,22	39,11	31,73	372,27	2,18	562,40	1,38	11,60	332,18	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	2140,00	622,00	648,00	14992,00	7,00	18396,00	10,00	440,00	14728,00	
	SM	átlag	239,11	320,71	649,73	1833,24	5,53	3050,67	1650,04	558,84	104,22	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	1540,00	3210,00	7008,00	31540,00	22,00	32314,00	31460,00	7000,00	652,00	
	Duna főág	B	átlag	4,38	0,90	0,67	2,08	1,00	8,04	0,06	0,06	1,19
			min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			max	40,00	9,00	4,00	60,00	1,00	87,00	1,00	1,00	57,00
UBS		átlag	3,13	1,19	1,23	0,88	-	6,42	0,27	0,15	0,21	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	40,00	6,00	6,00	8,00	0,00	49,00	7,00	3,00	8,00	
U		átlag	5,21	1,50	0,98	1,54	1,00	9,27	0,40	0,06	0,04	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	30,00	8,00	6,00	11,00	1,00	43,00	4,00	1,00	1,00	
Sz		átlag	4,17	1,67	1,81	1,42	-	9,06	0,29	0,56	0,13	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	30,00	12,00	24,00	11,00	0,00	46,00	5,00	20,00	2,00	
TSzS		átlag	2,08	0,77	1,19	0,77	1,00	4,85	0,33	0,19	0,00	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	10,00	6,00	7,00	7,00	1,00	22,00	5,00	5,00	0,00	
T		átlag	5,63	1,85	2,50	2,19	1,00	12,19	1,08	0,92	0,13	
		min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		max	40,00	7,00	24,00	16,00	1,00	60,00	15,00	13,00	3,00	

A Dunában 2007-ben a Cladocerák a teljes abundancia 22 %-át, az adult Copepodák 19 %-át, a copepodit lárvák 15 %-át, míg a nauplius lárvák 44 %-át tették ki. Ugyanez az arány 2008-ben: 16 %, 15 %, 17 % és 52 % (8. ábra). A Duna főágában a Copepodák nauplius lárvái domináltak, a copepodit lárvák és az adult egyedek közel azonos számban kerültek a mintákba. A Cladocera/Copepoda arány minden mintavételi helyen jóval 1 alatt maradt (kivéve Békásmegyert, amennyiben a nauplius lárvákat nem számítjuk bele az arányba).

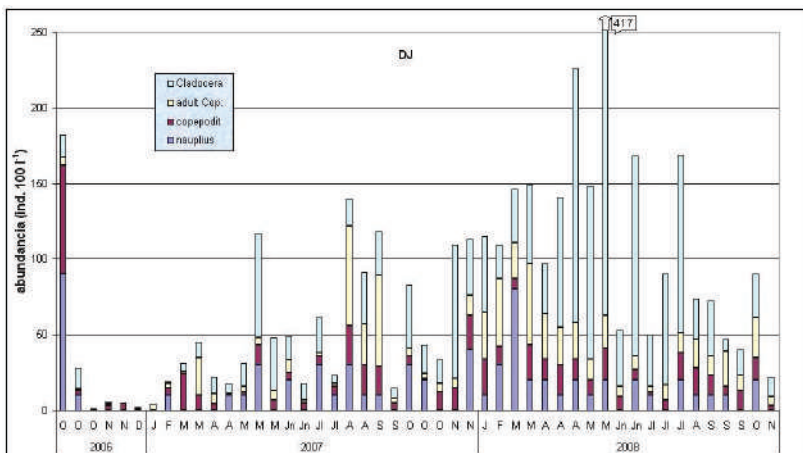
Ezzel ellentétben az RSD és mellékági esetében 1 felett volt ez a hányados (kivétel a főágbeli sodorvonal, amennyiben a nauplius lárvákat is figyelembe vesszük). Az RSD-ben már nem minden esetben jellemző a nauplius dominancia, csupán a sodorvonalban, azonban az adult egyedek és a copepodit stádiumú lárvák megközelítőleg szintén azonos számban fordultak elő. Az RSD főágában 2007-ben a Cladocerák a teljes abundancia 39 %-át, az adult Copepodák 16 %-át, a copepodit lárvák 14 %-át, míg a nauplius lárvák 31 %-át tették ki. Ugyanezen arány 2008-ban a következőképpen alakult: 57 %, 15 %, 10 % és 18 %. A Molnár-szigeti mellékágban 2007-ben a főbb csoportok relatív részesedése az alábbiak szerint alakult: 79 % Cladocera, 4 % adult Copepoda, 4 % copepodit, 13 % nauplius. Ugyanez 2008-ban: 24 %, 11 %, 18 % és 47 %. A Sport-szigeti mellékágban 2007-ben a főbb csoportok megoszlása az alábbi volt: 38 % Cladocera, 27 % adult Copepoda, 21 % copepodit és 14 % nauplius. A következő (2008) évben ez rendre 66 %, 20 %, 8 %, illetve 6 % volt (8. ábra).



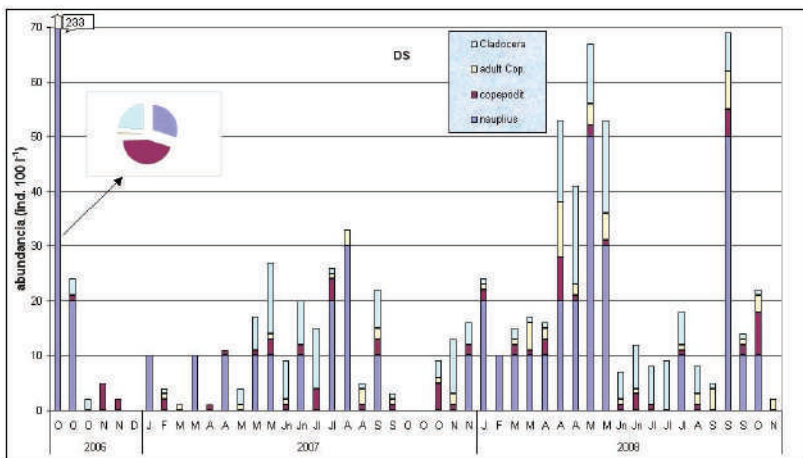
8. ábra. A főbb planktonikus rák csoportok relatív abundanciája a különböző víztípusokban a 2007. és 2008. években

Az RSD főágában (DB, DS, DJ) és mellékágaiban (MM, SM) a 2008-as évben egyértelműen magasabb volt a denzitás, ugyanez azonban a Duna főágában (B, UBS, U, Sz, TSzS, T) kevésbé szembetűnő. Az RSD főágában az első mintavétel alkalmával (2006 októbere) egy egyedszám-maximum volt észlelhető, ami a sodorvonalban (DS) egyértelműen kiugró érték, bár a két part mentén (DB, DJ) is magasnak számít. A szezonális dinamikai folyamatokat mindkét évben egy májusi és egy augusztus-szeptemberi egyedszám-csúcs jellemezte (9-11. ábrák). A második évben elsősorban a Cladocera, ezen belül is a Chydoridae család képviselőinek, egyedszámbeli növekedése okozta a denzitás növekedést. A Sport-szigeti mellékágban (12. ábra) és a Molnár-szigeti mellékágban (13. ábra) egyaránt szintén egy májusi és egy augusztus-szeptemberi csúcsot figyelhetünk meg. Előbbinél elsősorban a *Bosmina longirostris* populáció növekedése, utóbbiban több csoport is (*Moina micrura*, *Chydorus sphaericus*, nauplius és copepodit lárvák) okozója a 2008. évi denzitás növekedésnek.

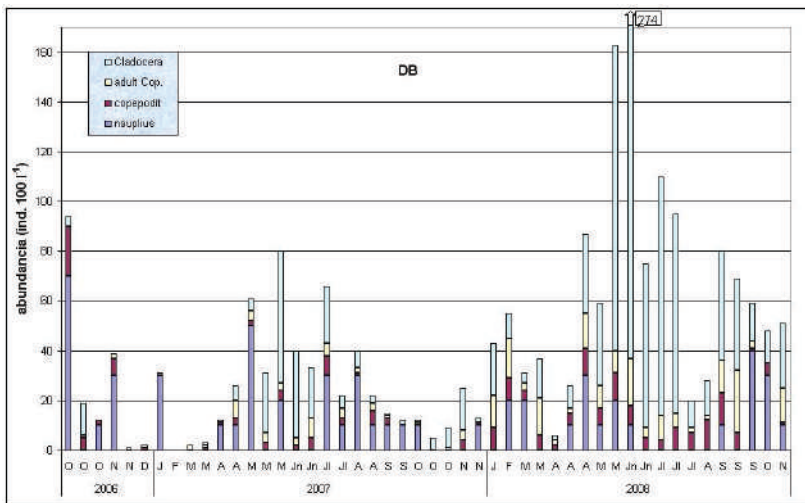
A Duna főágában szintén május-augusztusi egyedszám csúcsok körvonalazódnak (14-19. ábrák), de kevésbé egyértelműek, mint az RSD esetében. Szinte minden mintavételi helyen a Cladocera csoport okozta a májusi egyedszám növekedést, a Duna főágában és az RSD-beli sodorvonalban is megnövekedett ekkor ezen csoport relatív részesedése. A második csúcsot illetően már nem ennyire egyértelmű a kép, de többnyire inkább Copepoda dominancia jellemző. A Duna esetében azonban figyelembe kell venni a vízjárás hatását, ezért a grafikonon az egyedszámokat a vízállással együtt ábrázoltam (az RSD esetében annak szabályozott vízhozama - lásd Anyag és módszer fejezet - miatt nem ábrázoltam a vízállást). Nem könnyű egyértelmű megállapítást tenni, de többnyire az apadó ági vízálláshoz köthetők a magasabb egyedszámok (14-19. ábra).



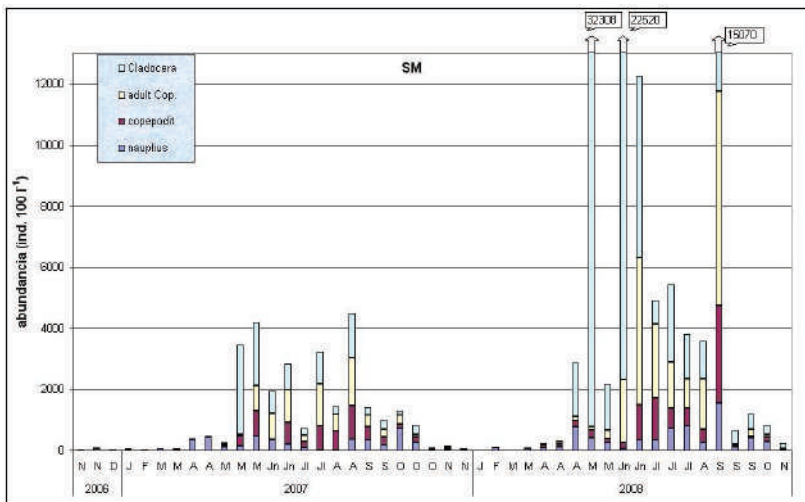
9. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása a vizsgálati időszakban (DJ-Dunaharaszti jobb oldal - RSD). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



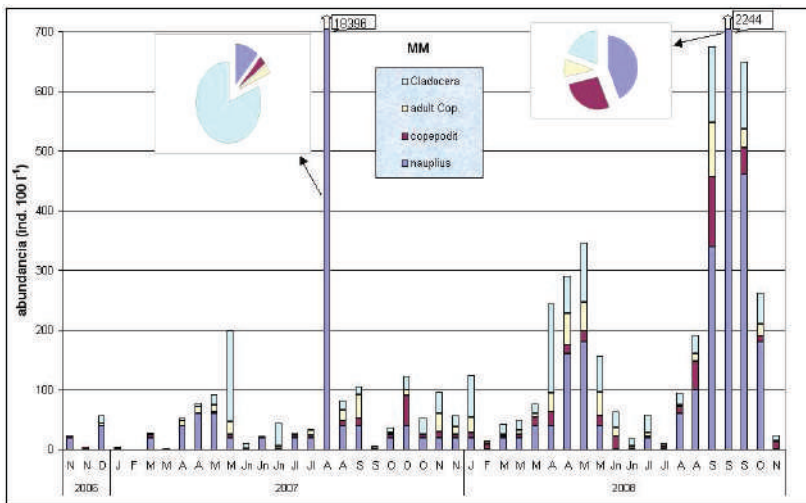
10. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása a vizsgálati időszakban (DS-Dunaharaszti sodorvonal - RSD). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



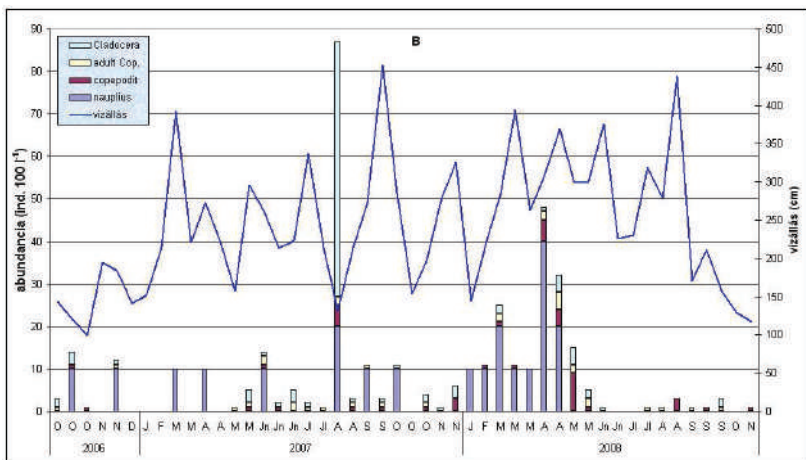
11. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása a vizsgálati időszakban (DB-Dunaharaszti bal oldal - RSD). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



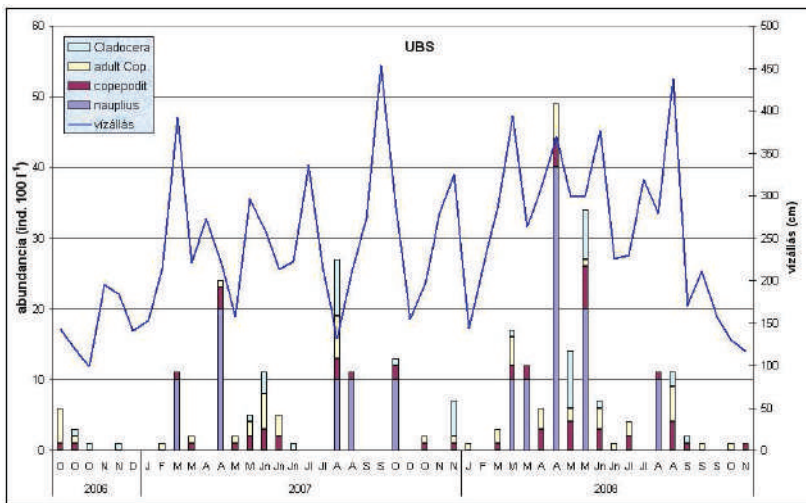
12. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása a vizsgálati időszakban (SM-Sport-szigeti mellékág - RSD). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



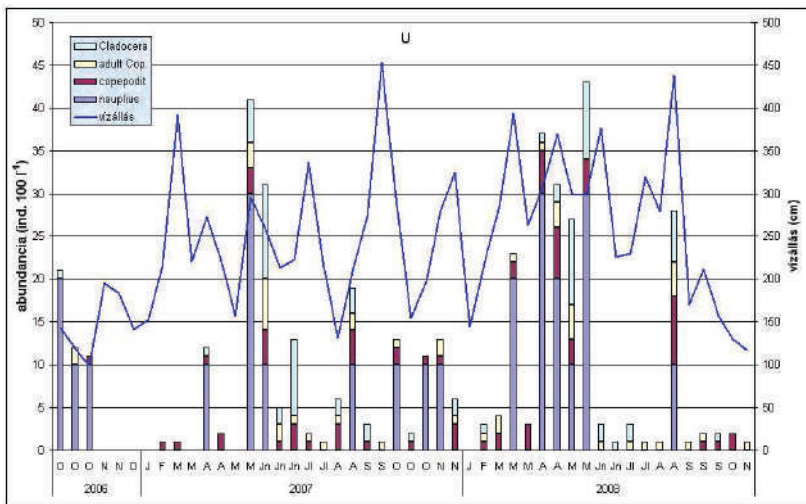
13. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása a vizsgálati időszakban (MM-Molnárszigeti mellékág - RSD). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



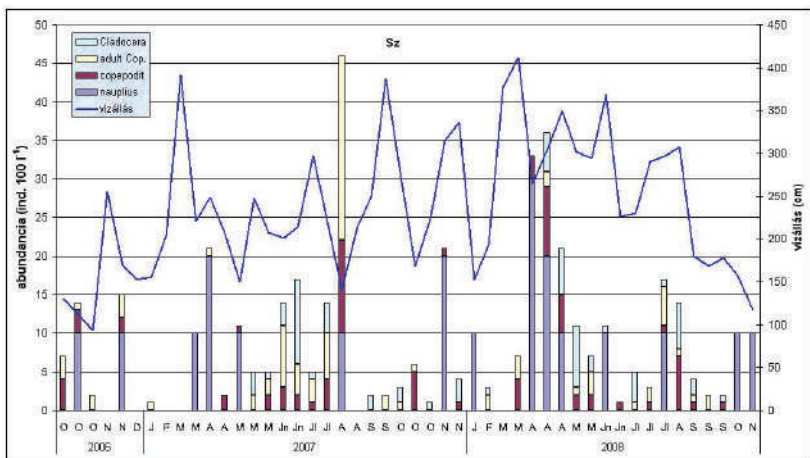
14. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása, valamint a vízállás alakulása a vizsgálati időszakban (B-Békásmegyer – Duna, Szentendrei-ág). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



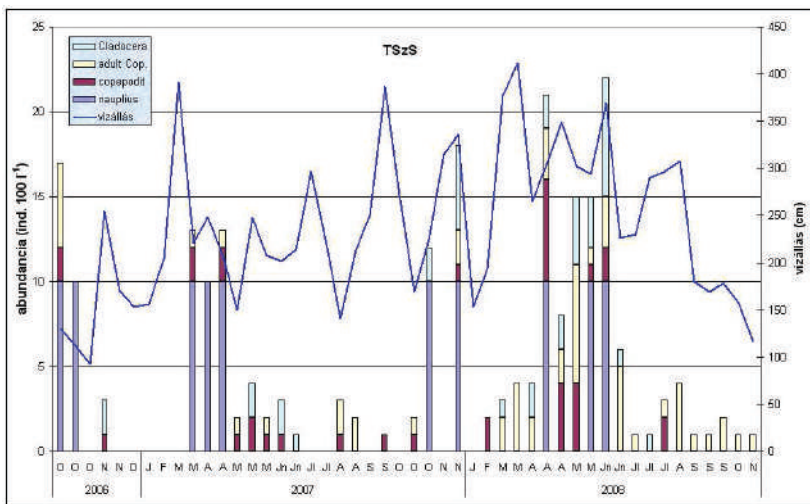
15. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása, valamint a vízállás alakulása a vizsgálati időszakban (UBS-Újpest-Békásmegyer sodorvonal – Duna főág). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



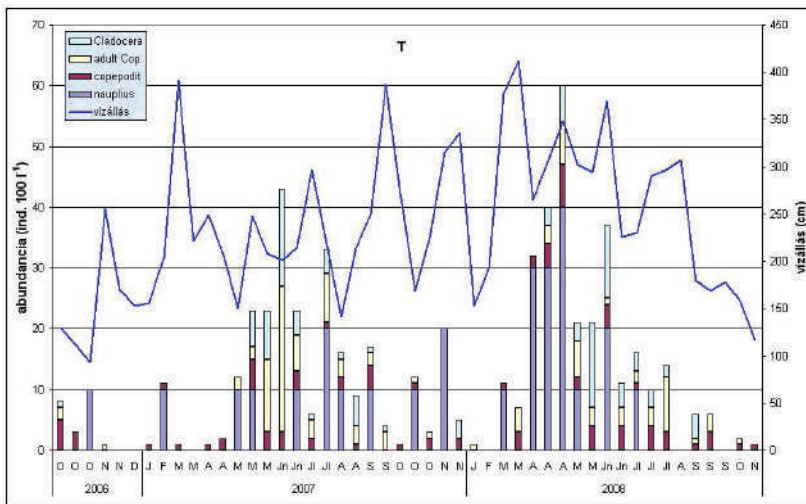
16. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása, valamint a vízállás alakulása a vizsgálati időszakban (U-Újpest - Duna főág). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



17. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása, valamint a vízállás alakulása a vizsgálati időszakban (Sz-Száhalombatta – Duna főág). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



18. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása, valamint a vízállás alakulása a vizsgálati időszakban (TSzS-Tököl-Száhalombatta sodorvonal - Duna főág). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.



19. ábra. A főbb csoportok egyedszámainak változása, valamint a vízállás alakulása a vizsgálati időszakban (T-Tököl – Duna főág). A vízszintes tengelyen a hónapok kezdőbetűi vannak feltüntetve.

A nyár közepén (július) a zooplankton denzitás erősen lecsökkent, ami egyaránt jellemző a Duna főágára és az RSD-re (a mellékágakra is). Ez a jelenség alapvetően mindkét évben megfigyelhető volt. A téli mintákat alacsony egyedszám és fajszám jellemezte, ami különösen a Sport-szigeti mellékágban szembetűnő. A 2008-as év telén az RSD főágában viszont viszonylag magas egyedszámokat mértem, nagyságrendileg az előző év átlagát is meghaladó értékekkel.

Lineáris korrelációval vizsgáltam a zooplankton együttes és néhány környezeti paraméter kapcsolatát a Dunában (5. táblázat). Külön számoltam az északi és déli szelvény esetében. Előbbinél szignifikáns negatív korrelációt találtam a víz tartózkodási ideje és a zooplankton denzitás között, míg szignifikáns pozitív korrelációt a vízhozam és denzitás, vízállás és denzitás, valamint vízhőmérséklet és denzitás között (ez utóbbi összefüggés csak akkor volt szignifikáns, ha a nauplius lárvákat nem vettem számításba). A déli szelvényben nem volt kimutatható, szignifikáns összefüggés a denzitás és víz tartózkodási ideje között, de a vízállás, és vízhozam esetében sem (azonban az összefüggések előjele megegyezik az északi szelvényben tapasztaltakkal). A vízhőmérséklet azonban pozitívan korrelált a denzitással. A főváros feletti és főváros alatti szelvényben hasonló szezonális mintázat volt megfigyelhető,

ami az északi és déli szelvény zooplankton denzitásának erős pozitív összefüggésében is megmutatkozott ($r = 0,592$, $p < 0,001$).

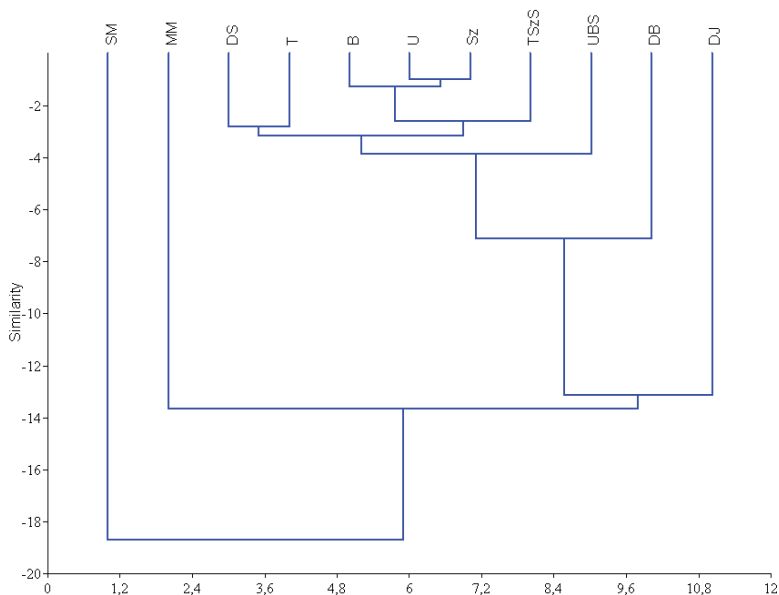
5. táblázat. Lineáris korrelációs koefficiensek a zooplankton denzitás és néhány környezeti változó között - Duna ($n = 48$)

Változók	zooplankton denzitás			
	zooplankton denzitás		zooplankton denzitás nauplius nélkül	
	Újpest-Békásmegyer	Tököl-Százhalombatta	Újpest-Békásmegyer	Tököl-Százhalombatta
víz hőmérséklet	0,174	0,345*	0,421**	0,654***
vízhozam	0,338*	0,193	0,339*	0,222
vízállás	0,344*	0,206	0,340*	0,24
tartózkodási idő	-0,338*	-0,214	-0,340*	-0,251

Szignifikáns korrelációk: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

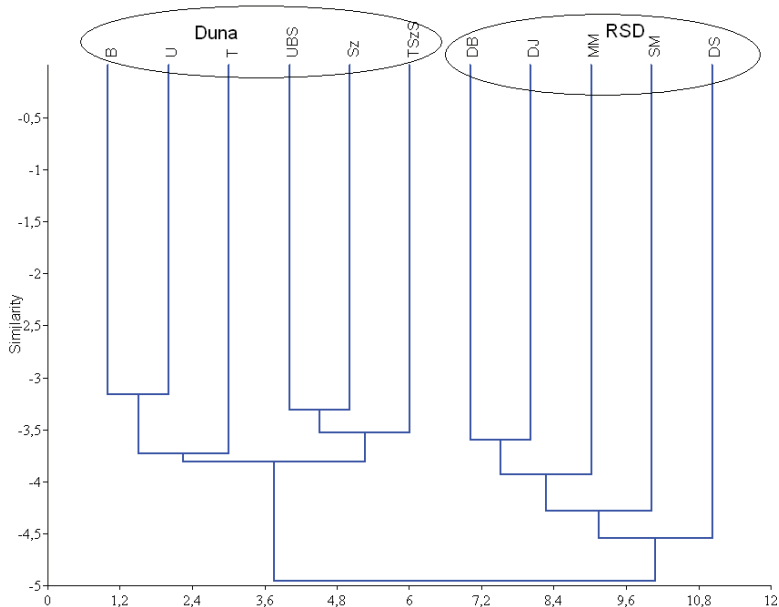
4.3. A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai

A mintavételi helyek hasonlósági mintázatát cluster analízissel tártam fel. Az eredményeket ellenőrzendő az NMDS módszerrel is lefuttattam az elemzést és a kettő eredményét összevettem. Az ordináció támogatta a hierarchikus osztályozással kapott eredményeket, így csak ez utóbbi eredményeit mutatom be. A mennyiségi adatok alapján (20. ábra) a Sport-szigeti mellékág (SM) és a Molnár-szigeti mellékág (MM) élesen elválnak a többi mintavételi helytől és egymástól is, egy másik csoportot alkot az RSD jobb oldali mintavételi helye (DJ), míg a Duna viszonylag homogén egységet képez, melyhez csatlakozik az RSD bal oldali mintavételi pontja (DB). Érdekes, hogy az RSD sodorvonalbeli mintái (DS) sokkal inkább hasonlók a Duna főágbeli mintáihoz, mintsem az RSD nem sodorvonalbeli mintáihoz. A Duna esetében nem figyelhető meg szabályosság, határozott elkülönülés sem a hossz-, sem a kereszt-szelvény mentén. A Szentendrei-ág (Békásmegyer - B) nem különül el a Duna többi mintavételi helyétől a planktonikus rák együttes alapján. A kapott mintázat, a standardizálás ellenére, igen szoros összefüggésben van a mennyiségi viszonyokkal (lásd 4. táblázat), bár természetesen fajösszetételbeli különbségeket is tükröz.



20. ábra. A mintavételi helyek cluster analízissel készült hasonlósági mintázata mennyiségi adatok alapján (euklidészi távolság). Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásmegyér, UBS-Újpest-Békásmegyér sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl.

A prezencia-abszencia adatok alapján lefuttatott elemzés - az előbbihez képest - kissé eltérő eredményeket adott (21. ábra). Itt a Duna (Szentendrei ággal - B) és az RSD (mellékágaival együtt) két jól körülhatárolható csoportot alkotott. Ennek oka, hogy az RSD-ben számos – összesen 20 – fajt találtam, mely a Duna főágából nem került elő. Ezek között elsősorban fitofil vagy bentikus fajok voltak, mint a *Simocephalus serrulatus*, *Ceriodaphnia* spp., *Acroperus harpae*, *Eurycercus lamellatus*, *Pleuroxus* spp. stb.



21. ábra. A mintavételi helyek cluster analízissel készült hasonlósági mintázata prezencia-abszencia adatok alapján (euklidészi távolság). Rövidítések: DJ-Dunaharaszti jobb oldal, DS-Dunaharaszti sodorvonal, DB-Dunaharaszti bal oldal, MM-Molnár-szigeti mellékág, SM-Sport-szigeti mellékág, B-Békásmegyer, UBS-Újpest-Békásmegyer sodorvonal, U-Újpest, Sz-Százhalombatta, TSzS-Tököl-Százhalombatta sodorvonal, T-Tököl.

Két mintás t-próbával teszteltem van-e különbség a főbb csoportok (adult Copepoda, copepodit, nauplius, Cladocera), illetve domináns fajok (*M. micrura*, *T. crassus*, *B. longirostris* – lásd Melléklet) denzitását illetően

- (1) az északi (Újpest-Békásmegyer) és déli (Tököl-Százhalombatta) szelvény között,
- (2) a Duna jobb és bal oldala között,
- (3) az RSD és a Duna főága között,
- (4) a Duna jobb oldali és a sodorvonalbeli, illetve
- (5) a bal oldali és a sodorvonalbeli

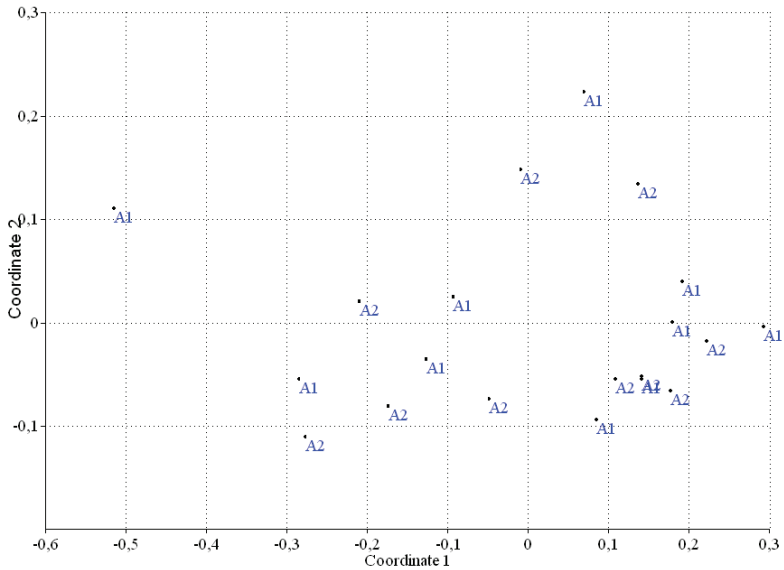
mintái között (6. táblázat). A Budapest feletti és Budapest alatti szelvény esetében szignifikáns különbséget találtam a *M. micrura*, *T. crassus*, *B. longirostris* és adult Copepoda denzitásban. A déli szelvényben az adult Copepoda denzitás kb. kétszerese az északi szelvényben mértnek. A jobb és bal oldal között szintén a 3 domináns faj- és az adult Copepoda denzitásban volt szignifikáns eltérés, a bal oldalon magasabb volt az adult Copepoda, *T. crassus* és *B. longirostris* denzitás. A jobb oldal és a sodorvonal között nauplius, Cladocera, *M. micrura* és *T. crassus* rendszertani egységek denzitásaiban volt szignifikáns különbség, amennyiben a sodorvonalban alacsonyabb egyedszámokat mértem. A bal oldal és sodorvonal között szignifikáns különbséget mutattam ki az adult Copepoda, nauplius, Cladocera, *T. crassus* és *B. longirostris* egyedszámokat tekintve. Általában a sodorvonalban itt is alacsonyabb volt a denzitás. A Duna főága minden csoportot illetően szignifikánsan különbözött az RSD-től. Ez esetben az utóbbit jóval magasabb denzitás jellemezte, amely minden csoportra igaz volt.

6. táblázat. A *t*-próba eredményei az egyes csoportok, illetve fajok denzitásaira vonatkozóan. Jelmagyarázat: A1A2 – déli vs. északi szelvény; B1B2 – jobb vs. bal oldal; C1C2 – Duna vs. RSD; D1D2 – jobb oldal vs. sodorvonal; E1E2 – bal oldal vs. sodorvonal (*n* = 10)

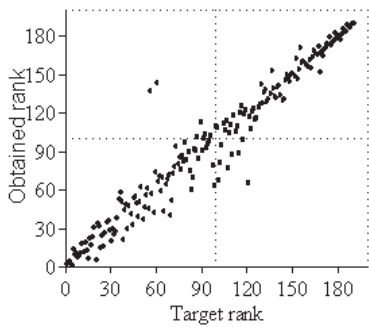
Hely	adult Copepoda	copepodit	nauplius	Cladocera	<i>M. micrura</i>	<i>T. crassus</i>	<i>B. long.</i>
A1A2	-3,975***	-0,297	0,060	0,151	2,350*	-5,700***	-3,943***
B1B2	-3,254**	-1,931	0,077	-1,240	-3,446**	-2,697*	-3,440**
C1C2	-9,458***	-3,587**	-5,840***	-20,400***	-4,759***	-3,012*	-2,270*
D1D2	0,331	0,873	-2,171*	4,104**	3,403**	4,013***	-0,830
E1E2	5,423***	2,069	3,252**	5,917***	-0,129	3,096**	4,728***

Szignifikáns *t* értékek: **p* < 0,05; ***p* < 0,01; ****p* < 0,001.

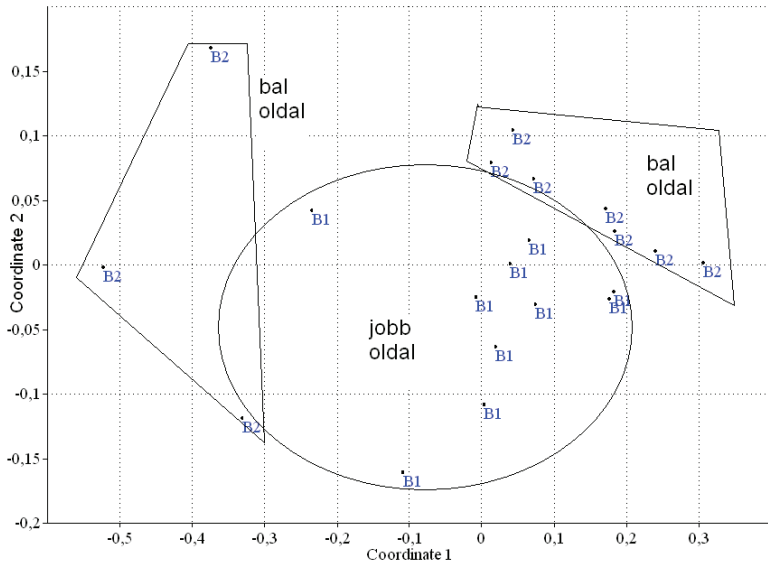
A bootstrap mintákat (páronként 10-10 minta; lásd Anyag és módszer fejezet) NMDS-sel is elemeztem, a jobb áttekinthetőség kedvéért páronként. Így lehetőség volt a különbségek grafikus megjelenítésére is. Az északi és déli szelvények mintái nem igazán különültek el egymástól (22. és 23. ábra), ugyanakkor a jobb oldal-bal oldal (24. és 25. ábra), RSD-Duna (26. és 27. ábra), jobb oldal-sodorvonal (28. és 29. ábra), bal oldal-sodorvonal (30. és 31. ábra) minták esetében már határozott elkülönülés volt tapasztalható.



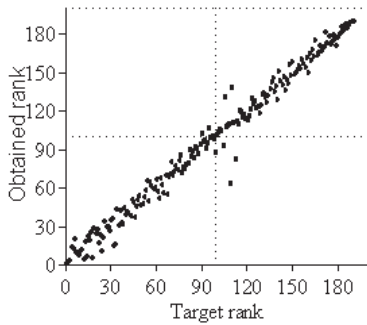
22. ábra. A bootstrap minták NMDS ordinációja. A1- déli szelvény, A2- északi szelvény



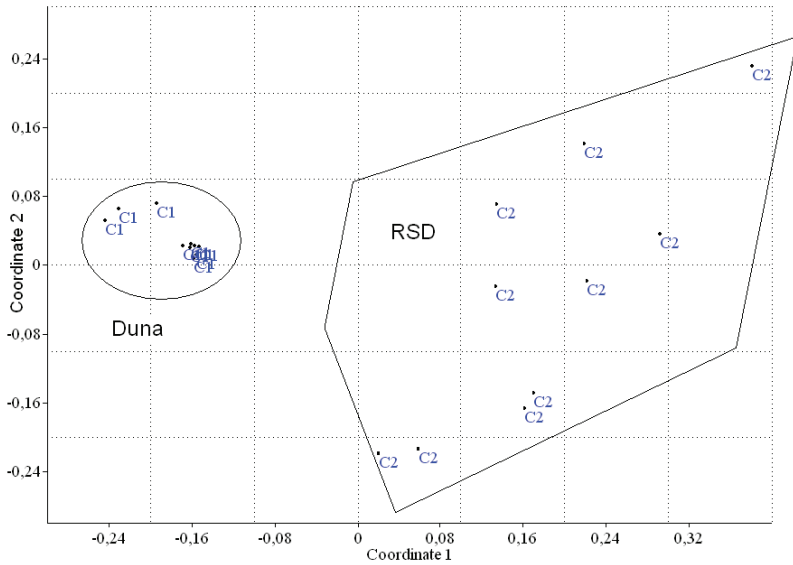
23. ábra. A 22. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,077



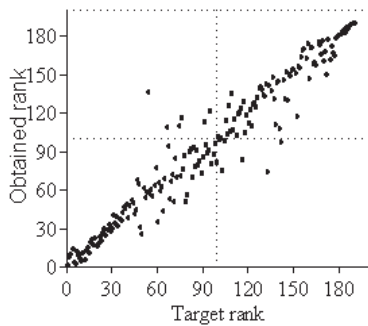
24. ábra. A bootstrap minták NMDS ordinációja. B1- jobb oldal, B2- bal oldal



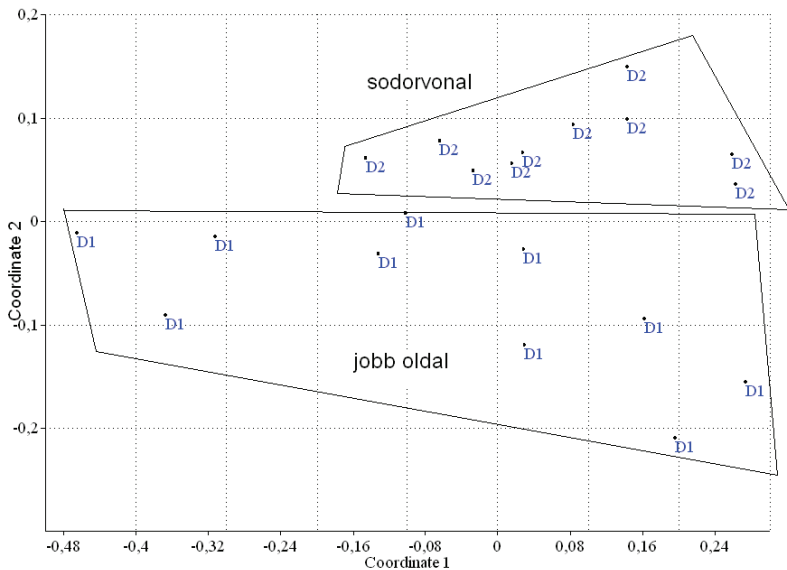
25. ábra. A 24. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,050



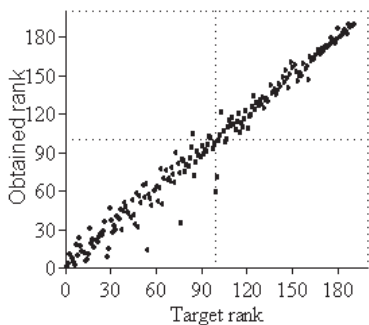
26. ábra. A bootstrap minták NMDS ordinációja. C1- Duna, C2- RSD



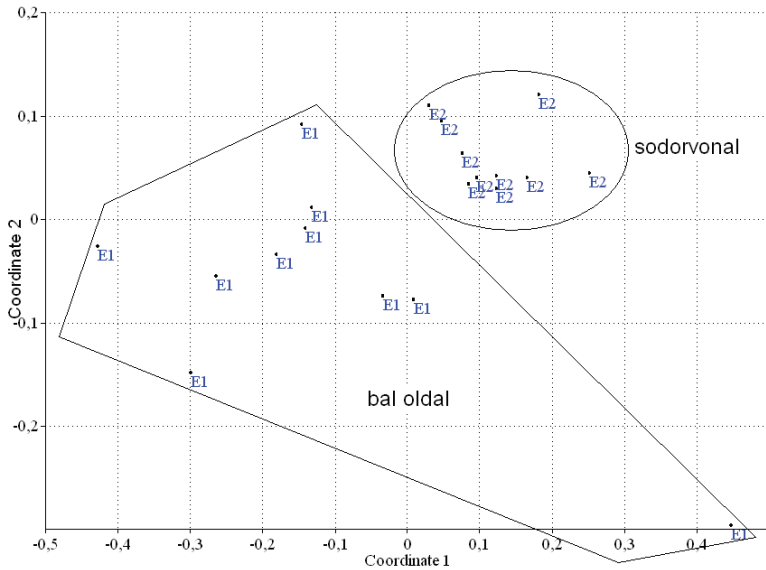
27. ábra. A 26. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,110



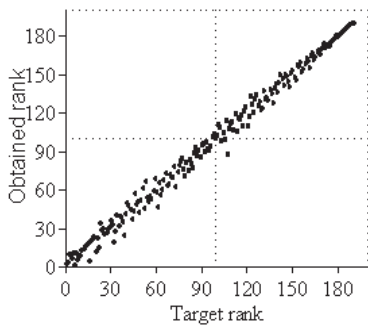
28. ábra. A bootstrap minták NMDS ordinációja. D1- jobb oldal, D2- sodorvonal



29. ábra. A 28. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,072



30. ábra. A bootstrap minták NMDS ordinációja. E1- bal oldal, E2- sodorvonal

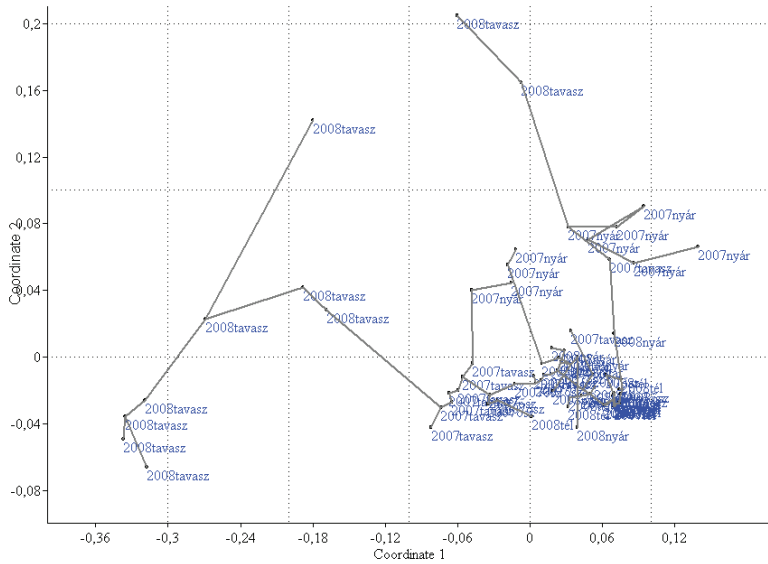


31. ábra. A 30. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,047

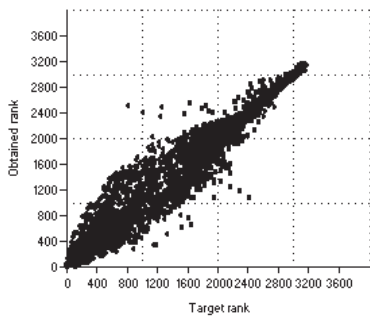
4.4. A planktonikus rák együttesek időbeli mintázatai

A planktonikus rák együttes időbeli mintázatainak feltárását többváltozós módszerrel (NMDS) és klasszikus statisztikai módszerrel is elvégeztem (részletesebben lásd Anyag és módszer fejezet). Külön vizsgáltam a Duna, RSD és annak két mellékága (Sport-szigeti mellékág, Molnár-szigeti mellékág) esetében. Az ordináció eredményeit kiegészítendő, az ún. minimális feszítőfát is feltüntettem az ábrákon. Ez egyrészt megmutatja, hogy mennyire hatékony az alkalmazott többváltozós módszer (NMDS) az egyes objektumpárok távolságának hű ábrázolására (ha nincsenek jelentős átkeresztezések a gráfban, akkor hatékony). Másrészt láttatja az egyes objektumpárok távolságait is, mert a fa előállítása során minden lépésben az egymáshoz legközelebb eső két objektum között húzunk élt.

A 32-33. ábrán látható, hogy a Duna esetében 2007 és 2008 tavasz, valamint 2007 nyári mintái meglehetősen diszkrét csoportokat alkotnak, míg az őszi és téli minták, valamint a 2008. év nyári mintái hasonlóbbak egymáshoz. Ennek oka a 2007 nyarán és 2008 tavaszán mért nagyobb denzitás. A nauplius lárvák adatainak eloszlása nem követte a normális eloszlást, így Kruskal-Wallis tesztet végeztem, ami alapján szignifikáns különbséget találtam a nauplius denzitás évszakos megoszlásában. Ezt követően Mann-Whitney próbával hasonlítottam össze páronként az évszakokat. A páros összehasonlítások eredményei alapján a négy vizsgált csoport (adult Copepoda, copepodit, nauplius, Cladocera) denzitásában számos esetben szignifikáns eltérés volt éven belül és évek között is (7. táblázat). Azonban ez a különbség nem volt homogén az egész együttesre vonatkozóan, attól függött, mely csoportot vizsgáljuk. Ez a jelenség igen hasonló a térbeli mintázatoknál kapott eredményekhez, ahol szintén nem volt egységes a térbeli eloszlás az egyes csoportokat illetően. Tehát a Cladocera és Copepoda együttes, továbbá ez utóbbi fiatalok alakjainak szezonális dinamikája kissé eltérő képet mutat. Alapvetően az őszi és téli minták hasonlóbbak egymáshoz, mint a többi évszakban gyűjtött minták (éven belül és évek között is). A többi évszak között jóval több esetben találtam szignifikáns eltérést éven belül és évek között egyaránt.



32. ábra. Az egyes évszakokhoz tartozó bootstrap minták NMDS ordinációja (euklidészi távolság) (Duna).



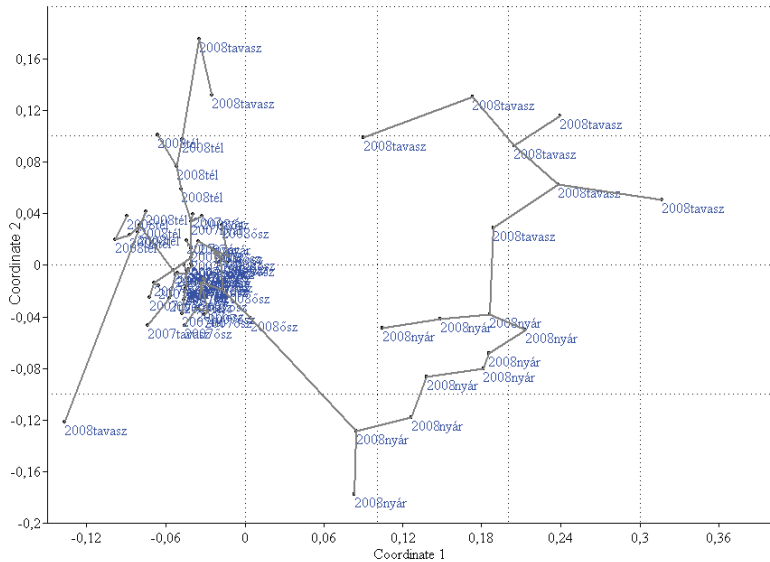
33. ábra. A 32. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,1204

7. táblázat. A Tukey-teszt eredményei (Q statisztika értékei) a főbb csoportok denzitására vonatkozóan a Duna esetében ($n = 10$). A nauplius lárvák esetében a Mann-Whitney próba p értékei kerültek feltüntetésre Bonferroni korrekciót követően. A Cladocera denzítés varianciájának vizsgálatakor 2007 telét ki kellett hagynom az elemzésből, mivel ágascsápú rákok ekkor nem kerültek a mintába.

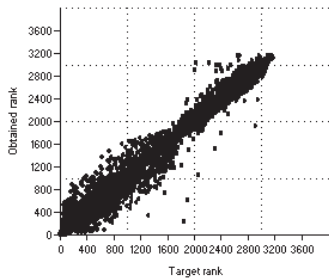
évszakkombinációk	adult			
	Copepoda	copepodit	nauplius	Cladocera
2007 tél – 2008 tél	1,788	4,208	0,037*	-
2007 tél – 2007 ősz	1,311	5,157*	0,005**	-
2007 tél – 2007 nyár	11,26***	8,728***	0,037*	-
2007 tél – 2007 tavasz	1,639	5,766**	0,005**	-
2007 tél – 2008 ősz	1,596	3,293	1,000	-
2007 tél – 2008 nyár	6,252***	5,994**	0,005**	-
2007 tél – 2008 tavasz	10,33***	13,19***	0,005**	-
2008 tél – 2007 ősz	0,477	0,949	0,128	5,043*
2008 tél – 2007 nyár	9,476***	4,52*	1,000	11,32***
2008 tél – 2007 tavasz	0,149	1,559	0,255	2,245
2008 tél – 2008 ősz	0,192	0,915	0,062	7,299***
2008 tél – 2008 nyár	4,464*	1,786	1,000	0,965
2008 tél – 2008 tavasz	8,544***	8,981***	0,012*	5,324**
2007 ősz – 2007 nyár	9,953***	3,571	1,000	16,36***
2007 ősz – 2007 tavasz	0,328	0,610	1,000	2,798
2007 ősz – 2008 ősz	0,285	1,864	0,005**	2,256
2007 ősz – 2008 nyár	4,941*	0,837	0,204	6,008**
2007 ősz – 2008 tavasz	9,022***	8,032***	0,162	10,37***
2007 nyár – 2007 tavasz	9,625***	2,962	0,255	13,57***
2007 nyár – 2008 ősz	9,668***	5,436**	0,393	18,62***
2007 nyár – 2008 nyár	5,012*	2,734	1,000	10,36***
2007 nyár – 2008 tavasz	0,932	4,461*	0,028*	5,998**
2007 tavasz – 2008 ősz	0,043	2,474	0,016*	5,054*
2007 tavasz – 2008 nyár	4,613*	0,228	0,393	3,210
2007 tavasz – 2008 tavasz	8,694***	7,423***	0,255	7,569***
2008 ősz – 2008 nyár	4,656*	2,701	0,022*	8,264***
2008 ősz – 2008 tavasz	8,737***	9,897***	0,005**	12,62***
2008 nyár – 2008 tavasz	4,080	7,195***	0,037*	4,359*

Szignifikáns Q értékek: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Az RSD esetében a 2008. évben a tavasz, nyár, ősz és tél egy időbeli trajektória mentén szerveződik (34. és 35. ábra). A 2007-es év mintái egységesebbek, bár itt is találunk szignifikáns különbségeket (8. táblázat). Szignifikáns különbségeket találtam évek között is, azonban a 2007. és 2008. évi ősz mintái között egyik csoport esetében sem volt szignifikáns különbség. Igen jelentős volt a különbség 2007 tél - 2008 tél, illetve 2007 tavasz – 2008 tavasz között, amennyiben az utóbbi évben jóval magasabb egyedszámokat mértem. Ez esetben is jelentős eltérések voltak az egyes csoportok szezonális dinamikájában.



34. ábra. Az egyes évszakokhoz tartozó bootstrap minták NMDS ordinációja (euklidészi távolság) (RSD).



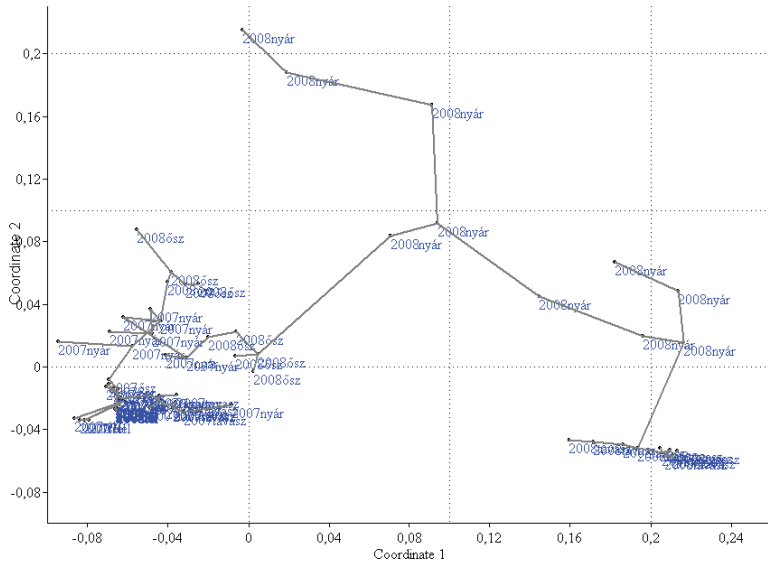
35. ábra. A 34. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,1001

8. táblázat. A Tukey-teszt eredményei (*Q* statisztika értékei) a főbb csoportok denzitására vonatkozóan az RSD esetében (*n* = 10).

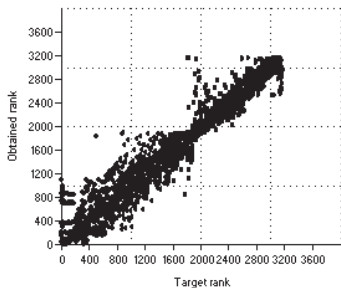
évszakkombinációk	adult			
	Copepoda	copepodit	nauplius	Cladocera
2007 tél – 2008 tél	11,42***	11,11***	6,03**	10,28***
2007 tél – 2007 ősz	5,992**	3,025	0,106	8,05***
2007 tél – 2007 nyár	8,551***	4,864*	3,650	8,218***
2007 tél – 2007 tavasz	3,522	1,901	1,687	5,968**
2007 tél – 2008 ősz	9,022***	4,107	3,923	9,889***
2007 tél – 2008 nyár	6,475***	3,773	1,892	33,84***
2007 tél – 2008 tavasz	17,8***	6,508***	7,428***	33,84***
2008 tél – 2007 ősz	5,424**	8,082***	6,136**	2,232
2008 tél – 2007 nyár	2,865	6,243***	2,380	2,064
2008 tél – 2007 tavasz	7,895***	9,205***	4,343	4,314
2008 tél – 2008 ősz	2,394	7***	2,106	0,393
2008 tél – 2008 nyár	4,942*	7,334***	7,921***	23,55***
2008 tél – 2008 tavasz	6,382***	4,599*	1,399	23,56***
2007 ősz – 2007 nyár	2,559	1,839	3,756	0,168
2007 ősz – 2007 tavasz	2,471	1,123	1,793	2,082
2007 ősz – 2008 ősz	3,030	1,082	4,030	1,839
2007 ősz – 2008 nyár	0,482	0,748	1,785	25,79***
2007 ősz – 2008 tavasz	11,81***	3,483	7,535***	25,79***
2007 nyár – 2007 tavasz	5,03*	2,963	1,963	2,250
2007 nyár – 2008 ősz	0,471	0,757	0,273	1,671
2007 nyár – 2008 nyár	2,077	1,091	5,542**	25,62***
2007 nyár – 2008 tavasz	9,247***	1,644	3,778	25,62***
2007 tavasz – 2008 ősz	5,5**	2,206	2,236	3,921
2007 tavasz – 2008 nyár	2,953	1,872	3,579	27,87***
2007 tavasz – 2008 tavasz	14,28***	4,606*	5,741**	
2008 ősz – 2008 nyár	2,547	0,334	5,815**	23,95***
2008 ősz – 2008 tavasz	8,776***	2,401	3,505	23,95***
2008 nyár – 2008 tavasz	11,32***	2,735	9,32***	0,005

Szignifikáns *Q* értékek: **p* < 0,05; ***p* < 0,01; ****p* < 0,001.

A Sport-szigeti mellékágban gyűjtött mintákat elemezve (36-37. ábra) megállapítottam, hogy 2008 tavasz, nyár, ősz, valamint 2007 nyár elkülönül, jóllehet a 2008. évi nyári minták jelentősen szórnak. A 2007. év sokkal homogénebb csoportot alkotott itt is. Az évek között csupán 2007 és 2008 nyara között volt jelentős különbség (2008-ban jelentősen nőtt a denzitás), éven belül pedig elsősorban a 2008-as év mutatott jelentős denzitásbeli eltéréseket szezonálisan (9. táblázat). A nauplius lárvák esetében, mivel az adatok nem követték a normális eloszlást, Kruskal-Wallis tesztet végeztem, ami alapján szignifikáns különbséget találtam a nauplius denzitás évszakos megoszlásában. Ezt követően Mann-Whitney próbával hasonlítottam össze páronként az évszakokat.



36. ábra. Az egyes évszakokhoz tartozó bootstrap minták NMDS ordinációja (euklidészai távolság) (Sport-szigeti mellékág).



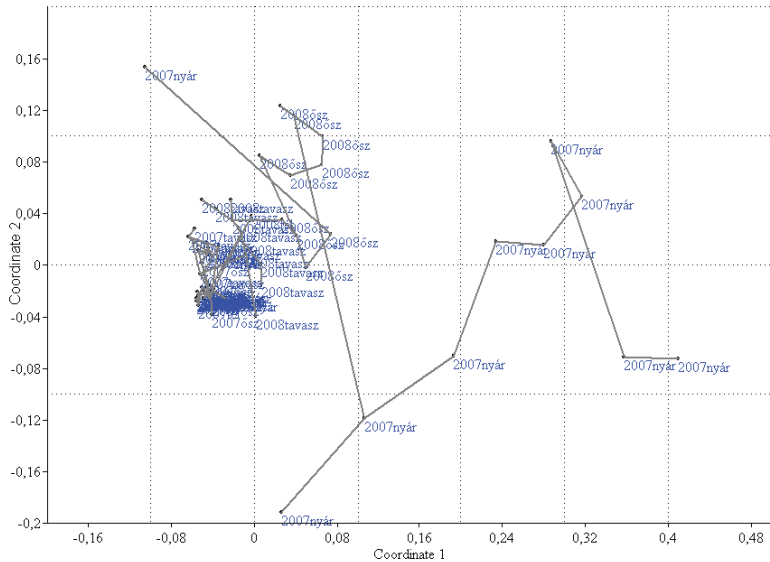
37. ábra. A 36. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,07154

9. táblázat. A Tukey-teszt eredményei (Q statisztika értékei) a főbb csoportok denzitására vonatkozóan a Sport-szigeti mellékág esetében ($n = 10$). A nauplius lárvák esetében a Mann-Whitney próba p értékei kerültek feltüntetésre Bonferroni korrekciót követően.

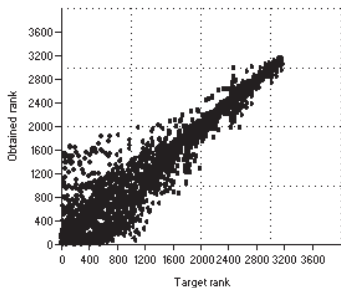
évszakkombinációk	adult			
	Copepoda	copepodit	nauplius	Cladocera
2007 tél – 2008 tél	0,594	0,063	0,393	0,084
2007 tél – 2007 ősz	5,967**	2,299	0,079	1,033
2007 tél – 2007 nyár	14,65***	7,219***	0,079	3,847
2007 tél – 2007 tavasz	4,076	1,656	0,062	3,223
2007 tél – 2008 ősz	16,89***	5,688**	0,062	5,395**
2007 tél – 2008 nyár	24,77***	12,45***	0,005**	23,59***
2007 tél – 2008 tavasz	4,235	1,866	0,592	29,5***
2008 tél – 2007 ősz	5,373**	2,236	0,062	0,949
2008 tél – 2007 nyár	14,06***	7,156***	0,079	3,763
2008 tél – 2007 tavasz	3,482	1,593	0,022*	3,139
2008 tél – 2008 ősz	16,29***	5,625**	0,022*	5,311**
2008 tél – 2008 nyár	24,18***	12,39***	0,005**	23,51***
2008 tél – 2008 tavasz	3,641	1,802	0,204	29,41***
2007 ősz – 2007 nyár	8,686***	4,92*	1,000	2,814
2007 ősz – 2007 tavasz	1,891	0,643	1,000	2,190
2007 ősz – 2008 ősz	10,92***	3,389	1,000	4,362
2007 ősz – 2008 nyár	18,81***	10,15***	0,048*	22,56***
2007 ősz – 2008 tavasz	1,733	0,433	1,000	28,47***
2007 nyár – 2007 tavasz	10,58***	5,563**	1,000	0,624
2007 nyár – 2008 ősz	2,232	1,531	1,000	1,548
2007 nyár – 2008 nyár	10,12***	5,23**	0,022*	19,74***
2007 nyár – 2008 tavasz	10,42***	5,354**	1,000	25,65***
2007 tavasz – 2008 ősz	12,81***	4,032	1,000	2,172
2007 tavasz – 2008 nyár	20,7***	10,79***	0,012*	20,37***
2007 tavasz – 2008 tavasz	0,158	0,209	1,000	26,28***
2008 ősz – 2008 nyár	7,888***	6,761***	1,000	18,19***
2008 ősz – 2008 tavasz	12,65***	3,822	1,000	24,1***
2008 nyár – 2008 tavasz	20,54***	10,58***	0,317	5,91**

Szignifikáns Q értékek: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

A Molnár-szigeti mellékág esetében az adult Copepodáknál bemutatom az ANOVA táblázatot is, mivel itt a varianciák homogenitásának feltétele nem sérült (10. táblázat). A 2007 nyarán gyűjtött minták meglehetősen szórnak, ugyanakkor külön csoportot alkotnak. Ennek oka a már korábban említett kiugróan magas denzitás. Jól körülhatárolható csoportot alkotnak a 2008. évi őszi és tavaszi mintái is (38-39. ábra). Ekkor a többi időszakhoz képest szintén nagyobb denzitás volt észlelhető. A 2007. év nyári mintái szinte minden esetben szignifikánsan különböztek a többi mintától (11. táblázat). 2008-ban nem volt számottevő szezonális eltérés a denzitásban. Ugyanakkor a 2007. év nyarat nem számítva az évek közötti variancia is minimális volt.



38. ábra. Az egyes évszakokhoz tartozó bootstrap minták NMDS ordinációja (euklidészi távolság) (Molnár-szigeti mellékág).



39. ábra. A 38. ábrához tartozó Shepard diagram. Stress: 0,1503

10. táblázat. A Molnár-szigeti mellékág adult Copepoda denzitása évszakos különbségének elemzéséhez használt ANOVA táblázat ($n = 10$).

	SS	df	MS	F	p
Csoportok között	25,586	7	3,655	58,82	2,94E-27
Csoporton belül	4,473	72	0,062		
Teljes	30,06	79			

11. táblázat. A Tukey-teszt eredményei (Q statisztika értékei) a főbb csoportok denzitására vonatkozóan a Molnár-szigeti mellékág esetében ($n = 10$). A copepodit denzitás varianciájának vizsgálatakor 2007 telét ki kellett hagynom az elemzésből, mivel ágascsápú rákok ekkor nem kerültek a mintába.

évszakkombinációk	adult			
	Copepoda	copepodit	nauplius	Cladocera
2007 tél – 2008 tél	10,68***	-	0,043	0,205
2007 tél – 2007 ősz	10,49***	-	0,085	0,136
2007 tél – 2007 nyár	24,12***	-	8,243***	17,51***
2007 tél – 2007 tavasz	8,141***	-	0,388	0,169
2007 tél – 2008 ősz	19,35***	-	3,879	1,242
2007 tél – 2008 nyár	6,657***	-	0,172	0,193
2007 tél – 2008 tavasz	16,4***	-	0,752	0,544
2008 tél – 2007 ősz	0,194	1,008	0,042	0,069
2008 tél – 2007 nyár	13,43***	8,604***	8,2***	17,3***
2008 tél – 2007 tavasz	2,543	0,841	0,346	0,036
2008 tél – 2008 ősz	8,67***	6,715***	3,836	1,037
2008 tél – 2008 nyár	4,028	0,699	0,129	0,012
2008 tél – 2008 tavasz	5,718**	0,967	0,709	0,339
2007 ősz – 2007 nyár	13,63***	7,596***	8,158***	17,37***
2007 ősz – 2007 tavasz	2,350	1,849	0,304	0,032
2007 ősz – 2008 ősz	8,864***	5,707***	3,794	1,105
2007 ősz – 2008 nyár	3,834	0,309	0,087	0,057
2007 ősz – 2008 tavasz	5,911**	0,041	0,667	0,408
2007 nyár – 2007 tavasz	15,98***	9,445***	7,855***	17,34***
2007 nyár – 2008 ősz	4,764*	1,889	4,364	16,27***
2007 nyár – 2008 nyár	17,46***	7,905***	8,071***	17,32***
2007 nyár – 2008 tavasz	7,716***	7,637***	7,491***	16,96***
2007 tavasz – 2008 ősz	11,21***	7,556***	3,490	1,073
2007 tavasz – 2008 nyár	1,484	1,541	0,216	0,024
2007 tavasz – 2008 tavasz	8,261***	1,808	0,363	0,375
2008 ősz – 2008 nyár	12,7***	6,016**	3,707	1,048
2008 ősz – 2008 tavasz	2,952	5,748**	3,127	0,697
2008 nyár – 2008 tavasz	9,745***	0,267	0,580	0,351

Szignifikáns Q értékek: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

A nyári planktonra jellemző szervezetek a *Moina micrura*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Thermocyclops crassus* és *Bosmina longirostris* voltak. Az első kettő

kifejezeten nyári elem, más évszakban szinte alig gyűjtöttem példányaikat. Az utóbbi kettő faj április környékén jelent meg a planktonban és október végéig lehetett megfigyelni egyedeit, ám csak nyáron volt igazán tömeges. A Harpacticoidák ezzel ellentétben jellemzően a téli, hidegvizes periódusban voltak abundánsak, a vegetációs időszakban meglehetősen ritkán kerültek a mintába. A *Chydorus sphaericus* szintén télen és tavasszal volt jelen nagyobb egyedszámban. Bár a *Cyclops* fajok is közzismerten téli plankton elemek, nem igazán voltak jellemzőek ebben az időszakban sem. A *Daphnia* fajok május-június hónapokban voltak leginkább jellemzőek. A többi gyakoribb fajt illetően nem volt ilyen jól nyomon követhető hidegebb, vagy melegebb vízhez való kötődés, de a téli mintákat mennyiségi és minőségi szempontból is plankton-szegénység jellemezte, jóllehet az RSD-ben a 2008-as év telén relatíve magas egyedszámokat mértem.

4.5. Napi mintavétel a Sport-szigeti mellékágban

4.5.1. A planktonikus rák együttes struktúrája, diverzitási viszonyai

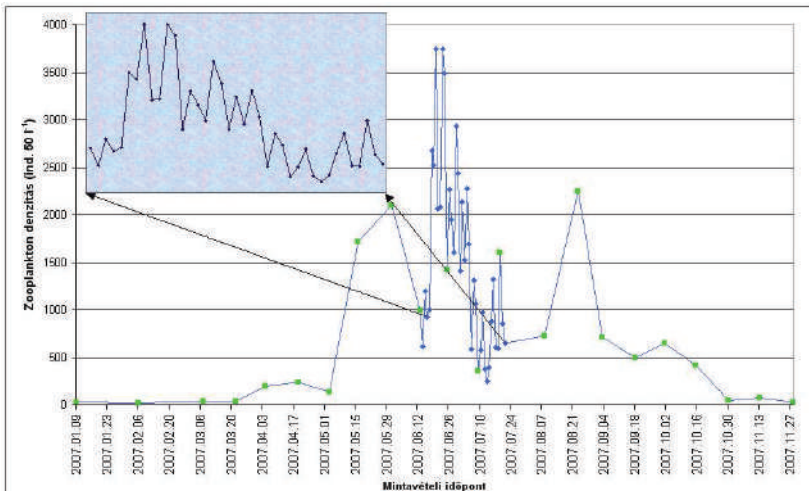
2007. június 13. és július 21. között a Sport-szigeti mellékágban naponta gyűjtöttem mintákat. Választásom több szempontból is ezen élőhelyre esett. Egyrészt könnyen megközelíthető volt, ami a napi mintavétel esetében nem elhanyagolható szempont. Ugyanakkor korábbi mintavételeim rámutattak a Sport-szigeti mellékág faj- és egyedszámbeli gazdagságára, ami a statisztikai elemzés és modellezés során előnyös. Az egyedszámok jelentős ingadozása is figyelmet keltő volt. Mindezek legjellemzőbben éppen nyáron voltak megfigyelhetők, így a napi mintavételt is ekkor valósítottam meg.

Ebben az időszakban igen magas volt a vízhőmérséklet, 22 és 29,5 °C között alakult. A vízállásban nem volt számottevő változás a 39 nap alatt, kb. 20 cm volt a maximális eltérés a megfigyelt legalacsonyabb és legmagasabb vízállás között. Ami az úszó és alámerült vízinövényzetet illeti, az nem volt jelentős, csupán Lemna-foltok jelentkeztek kisebb mértékben.

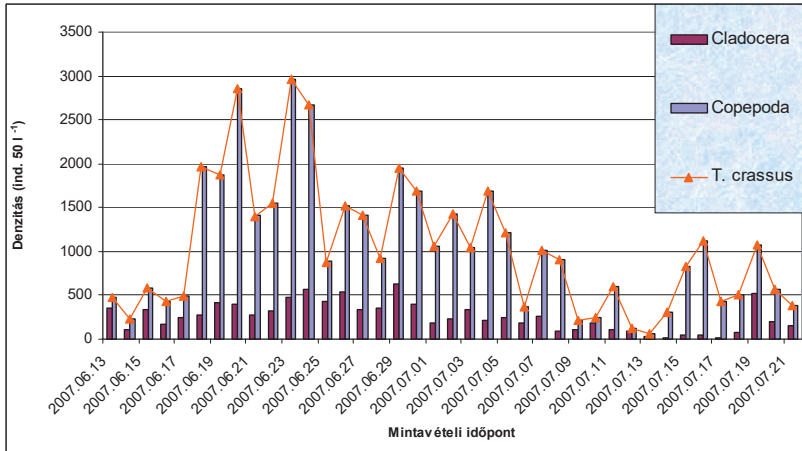
Az eredmények részletesebb ismertetése előtt érdemes néhány szót szólni az egész évről, illetve a vizsgálat második évről is. A 2007-es évben a teljes planktonrák abundancia ugrásszerűen megemelkedett májusban, ezt követően - nagy fluktuációkkal - egész nyáron magas volt, majd kora ősszel csökkent (40. ábra). Június 20-án észleltem a legnagyobb értéket, ami a *Thermocyclops crassus* relatíve magas denzitásának volt tulajdonítható. A Copepodák és Cladoceraák szezonális dinamikája hasonló képet mutatott, előbbiek június, utóbbiak május hónapban érték el populációs maximumukat, ugyanakkor a Cladocera egyedsűrűség viszonylag alacsony volt nyáron, a Copepoda denzitás pedig szinte mindig

nagyobb volt. A 2008-as évben nagyon hasonló mintázatot kaptam, ugyanakkor nyáron jóval magasabb denzitást mértem sok esetben. Ez elsősorban a *Bosmina longirostris*-nak köszönhető, bár a *Thermocyclops crassus* egyedszáma is megemelkedett (lásd 12. ábra). Előbbi elérte a 15.730 ind. 50 l⁻¹ értéket.

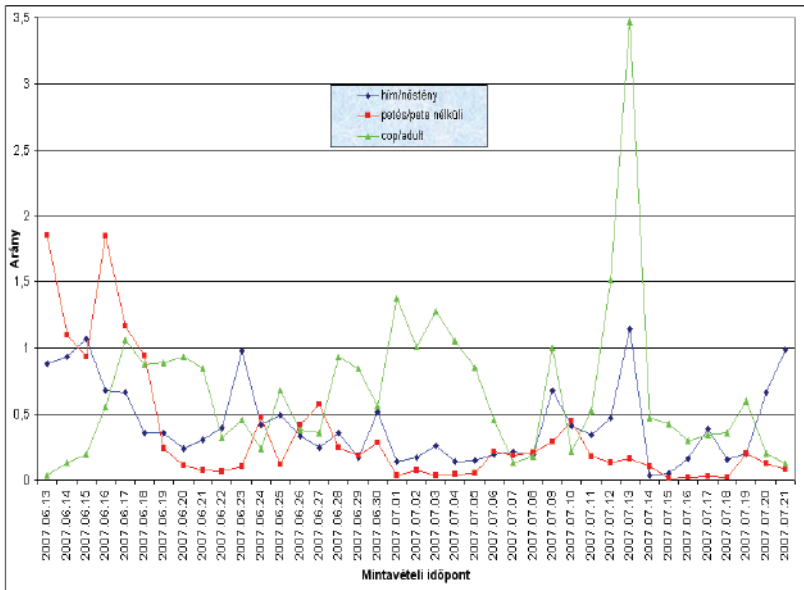
A 39 napos időszak alatt (2007. 06. 13. - 2007. 07. 21.) a zooplankton denzitás 245 és 3746 ind. 50 l⁻¹ között mozgott (40. ábra). A Cladocera denzitás jóval alatta maradt a Copepodánál mért értékekhez képest, de az időbeli változások trendje igen hasonló képet mutatott (41. ábra). A legnagyobb egyedszámban a *T. crassus* populációja volt található, más Copepoda fajok csak nagyon alacsony egyedszámban voltak képviselve (41. ábra). Ugyanezen fajnál meghatároztam a hím/nőtény, petés nőtény/pete nélküli nőtény, copepodit/adult arányokat is (42. ábra). Ezek szerint szinte mindvégig a nőtény állatok voltak jelen nagyobb egyedszámban, általában 0,5 alatt maradt ez az arány, vagyis több, mint kétszer annyi nőtény volt jelen, mint hím. A petés nőtények elsősorban a 39 napos időszak elején (június közepén) voltak jelen igen nagy számban, amikor is az arány 1 felett volt. Ezután jelentősen lecsökkent a petés egyedek mennyisége. Ami a copepodit/adult arányt illeti, többnyire 1 alatt maradt az értéke, vagyis az adult állatok nagyobb számban fordultak elő. Ugyanakkor július közepén a copepodit lárvák száma jelentősen megemelkedett.



40. ábra. A zooplankton denzitás alakulása a Sport-szigeti mellékágban 2007-ben (a napi minták kék rombuszsal jelölve, az eredeti mintavételi gyakorisággal vett minták zöld négyzettel jelölve, a 39 napos időszak kiemelve).

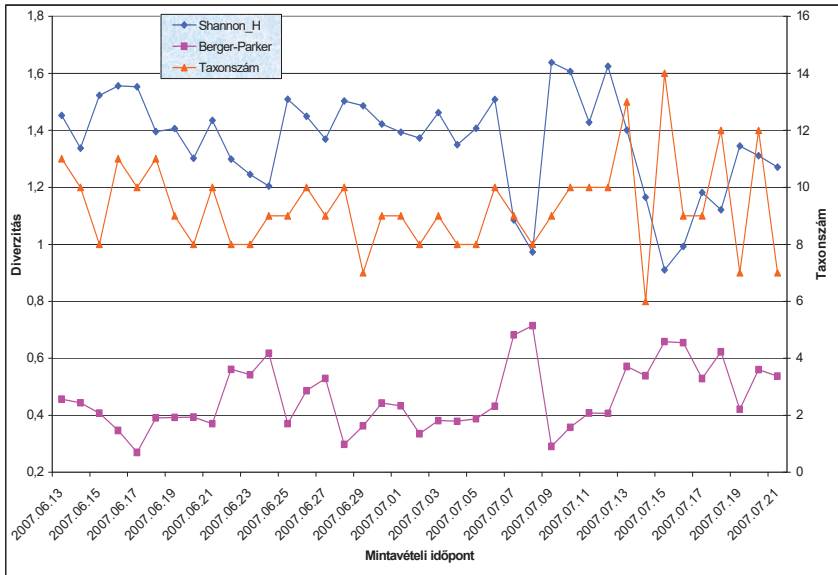


41. ábra. A Cladocera és Copepoda csoportok, valamint a *T. crassus* populáció denzitásának alakulása a Sport-szigeti mellékágban 2007.06.13. és 2007.07.21. között (nauplius stádium nélkül).



42. ábra. A hím/nőstény, petés nőstény/pete nélküli nőstény, copepodit/adult egyedek aránya *T. crassus* populációban 2007. június 13. és július 21. között a Sport-szigeti mellékágban.

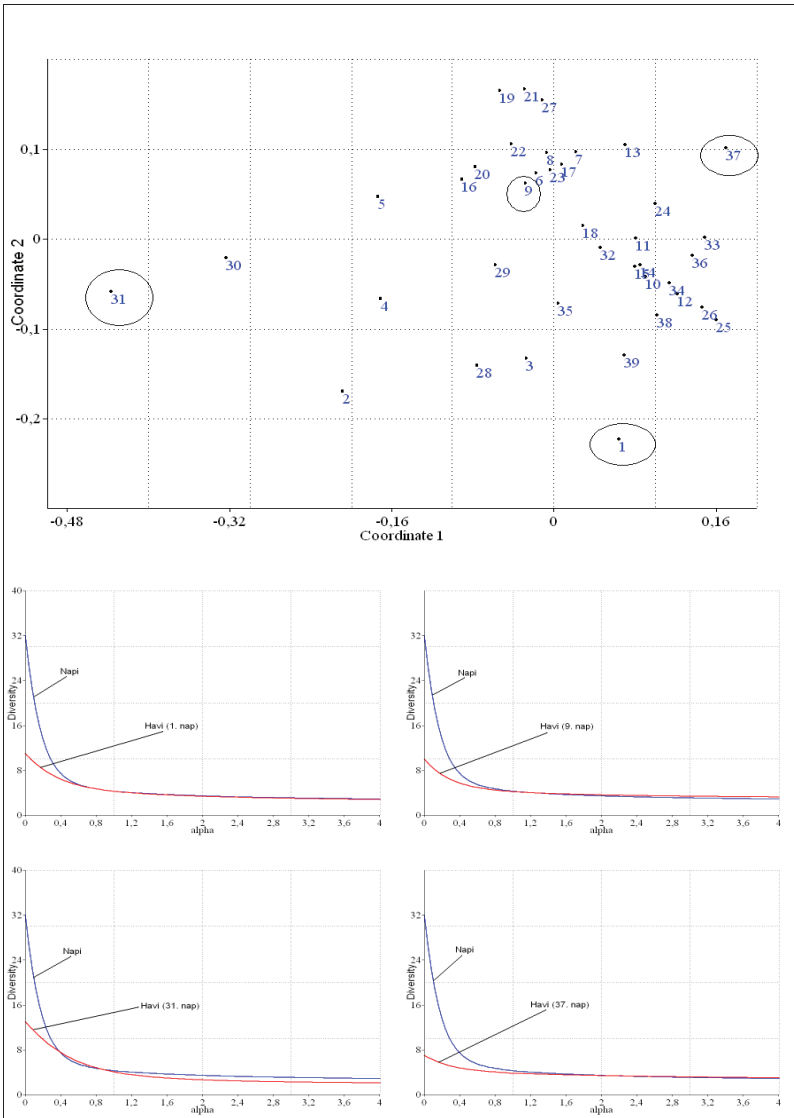
A 43. ábra a Shannon és Berger-Parker diverzitásokat, valamint a taxonszámot mutatja a 39 napos időszakra vonatkozóan. A *T. crassus* erős dominanciája miatt a Berger-Parker diverzitás relatíve magas (a Berger-Parker index a domináns faj dominanciájára érzékeny), azt sugallva, hogy az egyenletesség nem nagy. A két diverzitás többnyire inverz fluktuációkat mutat: amikor a Shannon index magas értékeket vesz fel a Berger-Parker diverzitás alacsony és fordítva.



43. ábra. A Shannon és Berger-Parker diverzitási mutatók, valamint a taxonszám értékei 2007. június 13. és július 21. között a Sport-szigeti mellékágban.

A 39 nap hasonlósági mintázatát az NMDS módszerrel szemléltetem. Diverzitási rendezés segítségével hasonlítottam össze a naponta és a (durván) havonta gyűjtött minták (mintavétel csak egyszer a 39 nap alatt) diverzitásbeli különbségeit. Mindehhez az ordináció eredményeit vettem alapul, amennyiben 4 különböző pozícióban elhelyezkedő pontot választottam ki (ezek rendre az 1., 9., 31. és 37. napok). Így lehetőségem volt 4 diverzitási profilt előállítani, melyekben ezeken a napokon vett minták diverzitását hasonlíthattam össze a napi mintavétellel nyert adatokkal (ebben az esetben mind a 39 nap összehasonlásra került és ez alapján számoltam a diverzitást, ami természetesen jóval több fajt is jelentett). Eredményeim szerint a naponként gyűjtött mintákból számolt diverzitás általában magasabb,

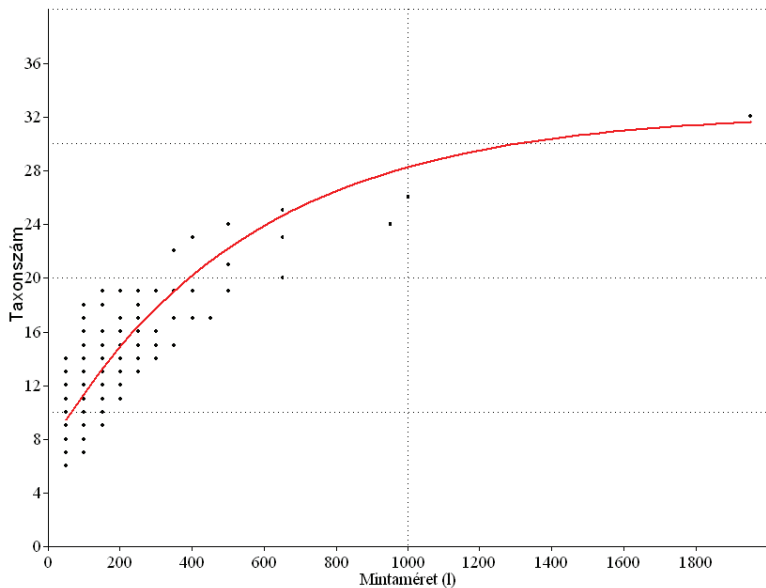
mintha havonta vennék mintát, de a görbék nem mindig összehasonlíthatóak, mert az origótól távolodva átfednek (44. ábra). A napi minták magas diverzitása alacsony alpha értékeknél azt jelzi, hogy itt a fajszám és a ritka fajok száma magasabb, mint a havi minták esetében. A skála másik vége az egyenletesség a Berger-Parker diverzitással, mely szerint nincs számottevő különbség a két mintavételi stratégia által nyert minták között, vagyis a domináns faj dominanciája nem igazán változott egy hónap alatt.



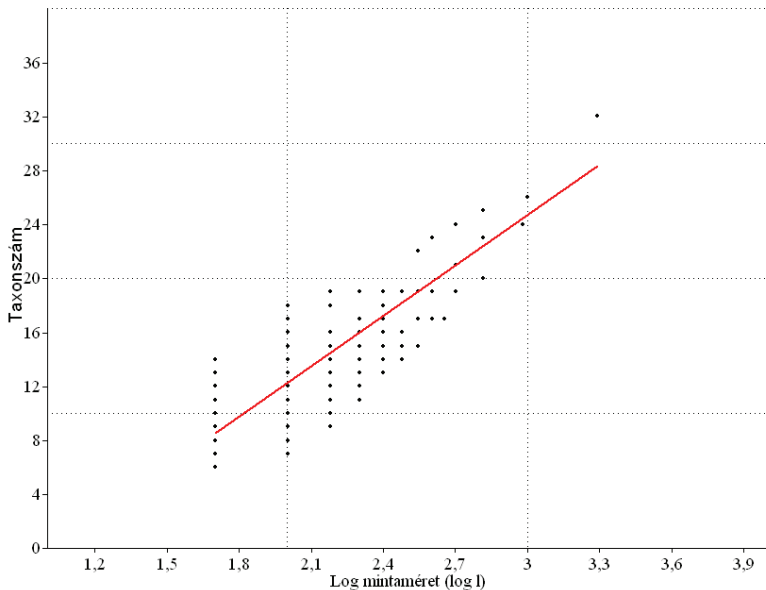
44. ábra. A Sport-szigeti mellékágban 2007. június 13. és július 21. között gyűjtött minták ordinációja (NMDS) a diverzitási rendezéssel. A diverzitási profilok a naponta (39 napon át gyűjtött minták összevonva) és megközelítőleg havonta (1., 9., 31. és 37. napon) gyűjtött minták diverzitását mutatják.

4.5.2. A mintaméret hatása a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére

Az eredeti mintaméret 50 liter volt, vagyis 50 liter víz átszűrését követően jutottam egy plankton mintához. A 39 napos időszakban összesen 39×50 , vagyis 1950 liter vizet szűrtem át a planktonhálón. Amennyiben 2 naponta veszünk mintát kétféle kimenet lehetséges, attól függően, melyik napon kezdjük a mintavételt (az első napon - jún. 13. - vagy a második napon - jún. 14.). Ez összeadva 1000, illetve 950 liter vizet jelent (20, illetve 19 minta összege). Tegyük fel, hogy 3 naponként veszünk mintát, ekkor háromféle lehetséges kimenettel számolhatunk és így tovább. Végül amennyiben csak egyetlen mintát veszünk a 39 napos periódusban, ezt 39 féleképp tehetjük, mindannyiszor 50 liternyi víz átszűrése eredményez 1 mintát. Így összesen 780 mintát generálhatunk. A minták (illetve az átszűrt víz térfogata) összeadhatóak, mivel a 39 napos időszak alatt – ami megközelítőleg 1 hónap – a szezonális dinamikai folyamatok elhanyagolható szerepet játszanak. Ezzel a mintaméret hatása (az átszűrt víz mennyisége) tesztelhetővé válik. Ha a taxonok számát a mintaméret (átszűrt víz térfogata) függvényében ábrázoljuk tipikus telítési görbét kapunk. Az adatsorhoz sikeresen illesztettem a Bertalanffy modellt (45. ábra). A modell szerint 50 liter (eredeti mintaméret) víz átszűrése esetén számos taxon nem kerül a mintába. Legalább 200 literes minta szükséges ahhoz, hogy a fajok felét észlelhesük, jöllehet 1000 liter víz átszűrése lenne ideális, amikor is telítődik a görbe és a fajok kb. 90 %-a észlelhetővé válik. Ugyanakkor egyetlen alkalommal 1000 liter víz átszűrése egy 20 napos vizsgálati periódussal lenne ekvivalens. Amennyiben a mintaméretet logaritmikus skálán ábrázoljuk, a mintaméret és taxonszám kapcsolata lineáris regresszióval is leírható (46. ábra).



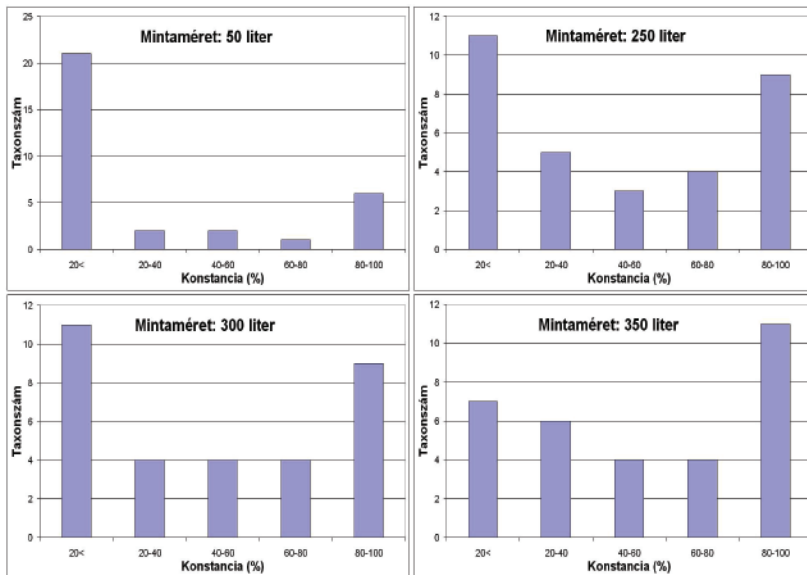
45. ábra. A mintaméret (átszűrt víz térfogata) és a taxonszám kapcsolata - Bertalanffy modell.
 Bertalanffy egyenlet: $\text{Taxonszám} = 32,32 (1 - 0,70797 e^{-0,001818 \text{ mintaméret}})$; $n = 780$



46. ábra. A mintaméret (átszűrt víz térfogata) és a taxonszám kapcsolata - lineáris regresszió. Regresszió egyenlete: $\text{Taxonszám} = -12,636 + 12,458 \log \text{mintaméret}$; $r^2 = 0,82$; $n = 780$; $p < 0,001$

A mintaméret hatását teszteltem Du Rietz módszerével is. A Du Rietz-görbe előállítható, ha az x tengelyen felvesszük a konstancia (C) fokozatokat (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100%), az y tengelyen pedig az egyes intervallumokba tartozó fajok számát (47. ábra). A konstans minimáláreában (optimális mintaméret) található fajok legnagyobb része a skála elejére és végére esik, míg a középső C-értékhez kevés faj tartozik, így a görbe U-alakú. A konstans minimáláreában tehát az abszolút konstans és az esetleges, akcidentális fajok száma lesz a legmagasabb, a járulékos, akcesszorikus fajoké pedig alacsony. Ez a kétszcúsú görbe elnevezője szerint a homogén szociációk jellemzője. Ha azonban a vizsgált terület a konstans minimálárea alatt van, akkor az abszolút konstans fajok száma alacsony, mert ezek a fajok még nem kerülnek be mindig a mintába, így az alacsonyabb konstansfokozatban találjuk meg őket. Amennyiben a konstans minimáláreánál nagyobb területet (térfogatot) vizsgálunk, a konstans fajok száma nem, az akcidentális fajoké esetleg lényegesen emelkedik, tehát a görbe második csúcsa emelkedik. Eredményeim szerint kb. 300 liter víz átszűrése szükséges

ahhoz, hogy elérjük a konstans minimáláréát (U-alakú görbe). 50 literes minta esetén még nem érjük el a konstans minimáláréát, mivel a konstans fajok száma alacsony, míg az akcidentális elemek száma magas. 350 liter víz átszűrése már a konstans minimálára felülbecsléséhez vezet, mivel a görbe ismét aszimmetrikussá válik nagyszámú konstans fajjal. A 47. ábra a Du Rietz-görbe átmeneti jellegét mutatja 50 literes kezdeti mintaméretből kiindulva.



47. ábra. A konstancia fokozatok és a taxonszám kapcsolata 50, 250, 300 és 350 literes mintaméretek esetén (Du Rietz-féle görbék)

4.5.3. A mintavételi gyakoriság hatása a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére

A mintavételi gyakoriság hatásának elemzéséhez különösen jó lehetőséget nyújtott, hogy két év terepi adatsor állt rendelkezésemre kétheti felbontásban, valamint ezen belül 39 napon keresztül folyamatos mintavétel is történt. A napi minták gyűjtésének időpontját nyár elejére terveztem, mivel ekkor igen magas volt az egyedszám, ami a statisztikai kiértékelés szempontjából feltétlen előnyös. Minden mintavétel azonos időpontban, délután 4 óra körül történt, hogy ezzel is kiküszöböljem az esetleges napszakos változásokat. Beveztettem egy egyszerű mutatót (Potenciális Dinamikai Információvesztesség; PDI), mely megmutatja a mintavételi frekvencia csökkentésekor fellépő potenciális információvesztésget százalékban.

A formula kiszámítását lásd az Anyag és Módszer fejezetben. Minél nagyobb ezen mutató értéke, annál több lehetséges információt veszítünk a vizsgált jellemző - ami lehet diverzitás, egyedszám, fajszám, vagy akár valamilyen arányszám - vonatkozásában. Az eredményeket két táblázatban mutatom be (12-13. táblázat). Az index értékeit megadtam a teljes abundanciára, taxonszámra, 3 domináns faj (*T. crassus*, *B. longirostris*, *M. micrura*) egyedszámaira, a Copepodák adult/copepodit lárva arányára, valamint a Shannon- és Berger-Parker diverzitási mutatók értékeire vonatkozóan is. A 12. táblázat megmutatja az információvesztés naponta napi bontásban. Az első cellát (12,84 %) úgy értelmezhetjük, hogy 12,84 % információt veszítünk a teljes abundancia vonatkozásában, amennyiben nem naponta, csupán kétnaponta gyűjtünk mintát. Ez azt jelenti, hogy a két év során észlelt teljes abundanciabeli változás (minimum és maximum értékek különbsége) 12,84 %-a már 2 napon belül megtörténik, vagyis durván 13 %-os abundancia változást egyszerűen nem észlelünk, ha csak minden második nap történik mintavétel. Ezek szerint a mintavételi stratégia során alkalmazott kétheti mintavétel esetében (14 naponta) 19,53 % információt veszítünk. Mindenképpen érdemes a domináns fajok (*T. crassus*, *M. micrura*, *B. longirostris*) egyedszámait külön-külön is megvizsgálni, mivel jelentős eltéréseket tapasztalhatunk. Például a *B. longirostris* esetében látszólag mindegy, hogy naponta vagy havonta veszünk mintát, mivel a PDI értéke mindvégig 2 % körül alakul. Ennek az az oka, hogy ez a faj a 39 napos időszakban nem mutatott jelentős egyedszámbeli változásokat (0-330 ind. 50 l⁻¹), ugyanakkor 2008 májusában 15.730 egyed került a mintába. Az ezt megelőző és ezt követő mintavételkor csupán 838, illetve 638 egyedet fogtam. Így a PDI számlálója igen kicsi érték, míg a nevezőbe 15.730 került, ami végül egy alacsony (~2 %) értékű mutatóhoz vezetett. Ebből látható, hogy a módszer érzékenysége nagyban függ attól, hogy mekkora annak az időszaknak a hossza, amikor naponta gyűjtünk mintát. Mivel jelen vizsgálatban ez 39 nap, a szezonális változásokra a módszer nem érzékeny. Továbbá, a fenti példának megfelelően, amennyiben az együttesben hirtelen változások zajlanak, melyek éppen nem illeszkednek a napi mintavételbe, jelentősen növelhetik a módszer hibáját. A *T. crassus* és a *M. micrura* esetében heti mintavételi frekvenciával számolva 51-, illetve 73 % információt veszítünk. A taxonok számát tekintve mindvégig 38 % a potenciális információvesztés. Látható, hogy a két diverzitási index (Shannon és Berger-Parker) is kissé eltérő eredményeket mutat, a Berger-Parker diverzitás mérése nagyobb információvesztéssel terhelt. Ami az adult/lárva arányt illeti, egy hét alatt 66 % változás tapasztalható a két év alatt bekövetkezett teljes változáshoz képest.

12. táblázat. A PDI mutató értékei (%) napi bontásban

Mintavételi gyakoriság (napok)	teljes abundancia (%)	taxonszám (%)	T. crassus (%)	B. longirostris (%)	M. micrura (%)	adult/lárva (%)	Shannon (%)	Berger-Parker (%)
2	12,84	38,10	46,57	2,06	39,53	47,42	27,39	42,41
3	14,42	38,10	46,57	2,09	73,02	58,31	27,39	42,41
4	16,98	38,10	46,57	2,09	73,02	59,40	29,40	42,41
5	17,47	38,10	47,89	2,09	73,02	59,86	29,40	42,41
6	17,47	38,10	47,89	2,10	73,02	64,64	29,40	42,41
7	19,42	38,10	51,20	2,10	73,02	66,36	29,94	42,41
8	19,42	38,10	54,74	2,10	73,02	66,36	29,94	42,41
9	19,42	38,10	54,74	2,10	73,02	66,36	29,94	42,41
10	19,42	38,10	54,74	2,10	85,12	66,36	29,94	42,41
11	19,42	38,10	55,74	2,10	85,12	66,36	29,94	42,41
12	19,42	38,10	55,74	2,10	85,12	66,36	29,94	42,41
13	19,42	38,10	55,74	2,10	86,51	66,36	29,94	42,41
14	19,53	38,10	55,74	2,10	87,67	66,36	29,94	42,41
15	19,53	38,10	55,74	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
16	19,53	38,10	58,57	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
17	20,96	38,10	58,57	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
18	20,96	38,10	58,57	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
19	20,96	38,10	60,11	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
20	20,97	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
21	21,66	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	42,41
22	21,66	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
23	21,66	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
24	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
25	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
26	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
27	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
28	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
29	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
30	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
31	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
32	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
33	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
34	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
35	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
36	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
37	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51
38	21,67	38,10	61,11	2,10	96,98	66,36	29,94	44,51

A 13. táblázatban a mutató értékeit kétheti bontásban mutatom be. Ez esetben a napi minták eredményeit nem vettem figyelembe, csupán az eredeti mintavételi frekvenciával nyert adatokat vettem alapul. Látható, hogy már kétheti mintavételi gyakoriságnál is a teljes abundanciát és a domináns fajok denzitását illetően is 90 % feletti információvesztéssel számolhatunk. Ugyanez a helyzet az adult/lárva arány és a Shannon diverzitás esetében is. A taxonszám azonban két hét alatt csak 52 %-os változást mutat a két év során bekövetkező teljes változáshoz képest. A Berger-Parker diverzitási indexnél ugyanez 74 %-os. Érdemes

megfigyelni, hogy a PDI index mikor éri el a 100 %-os értéket („telítődik”), amely mintavételi frekvencia mellett már a teljes, két éves változásnak megfelelő változást mérhetünk a vizsgált változó tekintetében. A Berger-Parker index esetében ez már havi (4 hetes) mintavételi gyakoriság esetén bekövetkezik, és érdekes módon éppen a Shannon diverzitás esetében jelentkezik legkésőbb (34 hétnél). A taxonszám 14 hét, vagyis kb. 3 hónap alatt éri el a 100 %-os határt.

13. táblázat. A PDI mutató értékei (%) kétheti bontásban

Mintavételi gyakoriság (hetek)	teljes abundancia (%)	taxonszám (%)	T. crassus (%)	B. longirostris (%)	M. micrura (%)	adult/lárva (%)	Shannon (%)	Berger-Parker (%)
2	93,19	52,38	99,06	95,94	99,39	91,34	91,11	74,07
4	98,95	71,43	99,06	99,93	99,39	97,91	95,56	100,00
6	99,25	71,43	99,34	99,99	100,00	98,29	95,56	100,00
8	99,70	80,95	100,00	99,99	100,00	98,65	95,56	100,00
10	99,99	95,24	100,00	100,00	100,00	98,94	95,56	100,00
12	99,99	95,24	100,00	100,00	100,00	99,65	95,56	100,00
14	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
16	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
18	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
20	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
22	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
24	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
26	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
28	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
30	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
32	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,56	100,00
34	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

5. Tézisek

1. 2006. október 2. és 2008. november 8. között összesen 40 Cladocera és 16 Copepoda faj került elő a budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában. A magyarországi Duna-szakasz faunájára nézve 1 új faj jelenlétét rögzítettem (*Diacyclops crassicaudis*), míg a *Diaphanosoma mongolianum* és a *Pleuroxys denticulatus* fajok első ízben kerültek elő az RSD-ből. 20 faj csak az RSD-ből (mellékágakkal együtt) került elő, csupán 1 faj (*Diacyclops crassicaudis*) volt jelen a Duna főágában, amely nem volt megtalálható az RSD-ben. A tichoplanktonikus elemek száma az RSD-ben volt a legmagasabb (71 %) és a Dunában a legalacsonyabb (58 %), a Sport-szigeti mellékágban és a Molnár-szigeti mellékágban ezek rendre 59-, illetve 68 %.
2. Első alkalommal került sor a Sport-szigeti és Molnár-szigeti mellékágak vizsgálatára, ahol 39, illetve 40 kistrák faj - köztük a *Diaphanosoma mongolianum*, *Alona intermedia*, *Paracyclops affinis*, *Eurytemora velox* - jelenlétét mutattam ki.
3. A *Thermocyclops crassus* előtérbe kerülése és a *Cyclops* fajok visszaszorulása, továbbá az *Eurytemora velox* terjedése mind a Duna főágában, mind pedig az RSD-ben megfigyelhető volt.
4. A Duna főága - és a Szentendrei-ág - meglehetősen plankton-szegénynek bizonyult, ennél jóval magasabb denzitást és fajszámot mértem az RSD-ben, míg annak mellékágaiban a fajgazdagság mellett néhány faj erős dominanciája volt jellemző.
5. Szignifikáns különbséget mutattam ki az RSD, annak mellékágai és a Duna planktonikus rák együtteseinek diverzitásában. Az RSD főága a planktonikus rák együttes alapján nagyobb diverzitással jellemezhető, mint mellékágai, ahol ugyan hasonlóan magas fajszámot mértem, ugyanakkor néhány faj dominanciája miatt a legkisebb volt itt az egyenletesség. A Duna az RSD főágához hasonló dominancia értékekkel és kisebb diverzitással jellemezhető.
6. A planktonikus rák együttesek minőségi és mennyiségi jellemzői alapján jelentős különbség volt a Duna és az RSD között, azonban az RSD sodorvonalbeli mintái mennyiségi viszonyait tekintve a Duna főágbeli mintáihoz voltak hasonlóak.
7. A Dunában és az RSD-ben a sodorvonal egyaránt kisebb denzitással és taxonszámmal volt jellemezhető, mint a part menti minták.

8. A Duna főágában negatív összefüggést mutattam ki a zooplankton denzitás és víz a tartózkodási ideje között és pozitív összefüggést találtam a denzitás és vízhozam között.
9. Szignifikáns különbséget találtam az egyes csoportok (adult Copepoda, copepodit, nauplius, Cladocera) és domináns fajok (*Thermocyclops crassus*, *Bosmina longirostris*, *Moina micrura*) denzitásában a Budapest feletti- és alatti szelvények, sodorvonal és part, a jobb oldal és bal oldal, valamint a Duna és az RSD között, azonban a különbség csoportonként eltérő volt.
10. Szezonális mintázatokat figyeltem meg a planktonikus rák együttesek struktúrájában, azonban ez élőhelyenként (Duna, RSD, RSD mellékágai) kissé eltérő volt. Szignifikáns különbséget találtam a főbb planktonikus rák csoportok denzitásában adott éven belül (szezonálisan) és évek között is minden vizsgált élőhelyen. Azonban ez a különbség taxononként, fejlődési alakonként eltérő volt. A 2008-as évben magasabb denzitást mértem minden élőhelyen, jöllehet ez a Duna főágában nem volt jelentős.
11. A Sport-szigeti mellékágban 39 napon keresztül gyűjtöttem plankton mintákat. Rámutattam a denzitás jelentős ingadozására, a naponta és havonta vett minták diverzitásbeli különbözőségére, valamint nyomon követtem a *Thermocyclops crassus* populációjának ivarbeli-, termékenységbeli- és fejlődési alakbeli változásait.
12. A Sport-szigeti mellékágban - esettanulmány - naponta gyűjtött plankton minták alapján két módszerrel teszteltem az optimális mintaméretet, mely jóval nagyobbak bizonyult (1000, illetve 300 l), mint a folyóvízi plankton kutatásban általánosan használt mintaméret.
13. A mintavételi gyakoriság hatásának vizsgálatához bevezettem egy egyszerű mutatót (PDI), mely megmutatja a mintavételi frekvencia csökkentésekor fellépő potenciális információvesztéset. Ez rámutatott, hogy már 1 hét leforgása alatt is jelentős változások zajlanak az abundanciában, taxonszámban, diverzitásban és az adult/lárva egyedek arányában is, így kétheti mintavételi frekvencia esetében számos változás rejtve marad.

6. Az eredmények megvitatása és kitekintés

6.1. A planktonkus rák együttesek struktúrája

A Duna főágában talált domináns fajok (*Acanthocyclops robustus*, *Bosmina longirostris*) megegyeznek Bothár (1975, 1985, 1988b, 1994) és Gulyás (1994a, 1994b, 1995a, 2002a) eredményeivel, azonban a *Thermocyclops crassus* és a Harpacticoida Copepodák viszonylag nagy részesedése újdonságnak tekinthető. Két faj, a *Thermocyclops crassus* és *Moina micrura*, 1971-től kezdve abundánsak a Dunában (Bothár 1975), ugyanakkor csak másodlagos elemként írták le őket Gödnél (1669 fkm) (Bothár 1985). A *Thermocyclops crassus* dominanciája Illyová (2006) szerint a meleg nyárnak és a halak jelenlétének köszönhető, ugyanis a *T. crassus* és a *T. oithonoides* olyan habitatokban dominálnak, ahol fokozott a halak jelenléte. A *T. crassus* meleg vízhez adaptálódott faj, Maier (1989) megfigyelései szerint 10°C-on és ez alatt egyáltalán nem termel petét. Ez a faj a Sport-szigeti mellékágban volt igazán tömeges nyáron, amit a mellékág igen sekély, könnyen felmelegedő vizével magyarázok. Nyáron itt nem ritkán 25°C felett alakult a vízhőmérséklet. Parapotamon és plesiopotamon típusú vizekben a *Thermocyclops* fajok dominanciáját irodalmi adatok is alátámasztják (Kiss 2006, Illyová 2006).

Az *Eucyclops serrulatus* és főleg a *Cyclops vicinus* nem voltak domináns, igazán gyakori fajok ellentétben Bothár (1985, 1988b) és Bothár & Kiss K. T. (1990) megfigyeléseivel, jóllehet Bothár (1996) szerint az *Acanthocyclops robustus* dominanciája nőtt a korábban tipikus planktonalkotó *Eucyclops serrulatus* rovására. Gulyás (1994a) a *Mesocyclops leuckarti*-t gyakori fajként írja le, Bothár másodlagos (1975), majd járulékos (1985) elemként tárgyalja, én a ritka fajok közt említem, csupán három mintavételi helyen (Sport-szigeti mellékág - SM, Békásmegyér - B, Tököl - T) került a mintába, akkor is nagyon kevés példányban (összesen 10 példányt találtam 2 év alatt). Igen figyelemreméltó tehát a *Cyclops vicinus* és *Mesocyclops leuckarti* fajok viszonylagos ritkasága. A *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata*, *Alona* spp. fajokat gyakoriságuk alapján Bothárhoz (1985) hasonlóan másodlagos elemnek tekintem. Az *Eurytemora velox* fajt hazánkban elsőként a Szigetközéből közölték (Forró & Gulyás 1992), a Duna főágában először 1992-ben írták le Gödnél (1669 fkm) (Bothár 1994), azóta elterjedt a főágban (Gulyás 1995a) és az RSD-ben is (Just et al. 1998). Jelen munka megerősíti ezt a tendenciát, mi több, az illető faj viszonylag gyakran került elő mind a főágban, mind pedig az RSD-ben.

Az RSD-ben a *Bosmina longirostris* dominanciájára már Bothár (1973) és Gulyás (1997) is rámutatott, azonban Gulyás és Tyahun (1974) nem írták le gyakori fajként, jóllehet a szerzők a hínarasok élővilágát tanulmányozták, a *B. longirostris* pedig nem fitofil szervezet. Bothár és Kiss K. T. (1984) a 80-as években a ritka fajok közt említi ezt a korábban 20.000 ind. m⁻³-t is meghaladó szervezetet. Jelen vizsgálatban az RSD főágában és mellékágaiban is domináns faj volt. A *Thermocyclops crassus* és *Acanthocyclops robustus* fajok dominanciája Gulyás (1997) eredményeivel megegyezik, azonban Bothár & Kiss K. T. (1984) vizsgálatában ezek a fajok csak szórványosan kerültek elő, ezzel szemben az *Eucyclops serrulatus* dominanciáját számos esetben dokumentálták (Bothár 1973, Gulyás & Tyahun 1974, Bothár & Kiss K. T. 1984). Eredményeim szerint az *Eucyclops serrulatus* az RSD mellékágaiban igazán gyakori, a főágban az előbbi kettő faj meghatározó. Úgy tűnik tehát, hogy az *Acanthocyclops robustus* és a *Thermocyclops crassus* fajok a 90-es évektől előtérbe kerültek az RSD-ben és ez az állapot a mai napig meghatározó. Hasonló jelenség figyelhető meg a Duna főágában is, melyre már Bothár (1996) is felhívta a figyelmet az *Acanthocyclops robustus* tekintetében. Dunaharasztnál sem az átlagos, sem a maximális egyedszámok nem változtak számottevő mértékben a 70-es évektől napjainkig (legalábbis a rendelkezésre álló adatok tanulsága szerint). A fajösszetételbeli változások az *Eurytemora velox* megjelenésében, illetve gyakoriságának növekedésében, valamint a *Thermocyclops crassus* és *Acanthocyclops robustus* fajok domináns voltában nyilvánulnak meg. Az RSD-t egészében tekintve fontos megjegyezni, hogy a vízszennyezés mértéke jelentősen csökkent az utóbbi évtizedekben, ami a 70-es évektől javuló vízminőségben is megmutatkozik, azonban a felső szakasz – s így Dunaharaszti is – jelentős terhelésnek van kitéve. Ennek ellenére igen gazdag kiskiráka fauna jellemzi a térségét, számos ritkább faj jelenlétét figyeltem meg (pl. *Pleuroxus denticulatus*, *P. uncinatus*, *Pseudochydorus globosus*, *Alona intermedia*).

A *Pleuroxus denticulatus* hazánkban eddig csak a Szigetközben (Gulyás & Forró 1999) és Gemenc térségéből (Kiss 2006) ismert, de invazív fajként írták le a szlovák Duna-ártérben (Illyová & Némethová 2005). A *Diaphanosoma mongolianum* a nyári zooplankton domináns tagja, tavakban és folyókban egyaránt előfordul (Korovchinsky 1992), hazánkban eddig alföldi, és dél-dunántúli, szigetek közötti kisvízekből, valamint a Fertő-tóból mutatták ki, de pontos hazai elterjedése még nem ismert (Gulyás & Forró 1999). Mindkét faj első ízben került leírásra az RSD-ből. A *Diacyclops crassicaudis* többnyire kisebb-nagyobb időszakos vizekből és tavak litorális zónájából került elő Európa-szerte (Einsle 1993), a magyar Duna-szakaszon jelen vizsgálat előtt még nem találták meg.

A munkám során regisztrált 56 fajból 20 csak az RSD-ben (illetve annak mellékágaiban) volt megtalálható, ami az összes előkerült fajok számának 36 %-a. Ugyanakkor csupán 1 faj volt (*Diacyclops crassicaudis*), ami nem fordult elő az RSD-ben. Ez megerősíti azon megfigyeléseket, melyek szerint a mellékágaknak fontos szerepe van, mint plankton forrás (Naidenow 1979, Vranovsky 1974, 1985). A magyar Duna-szakaszon eddig 155 Rotatoria, 70 Cladocera és 36 Copepoda fajt írtak le (Naidenow 1998). A Duna Gödi szakaszán ezidáig 76 kistrák faj jelenlétét mutatták ki (Kiss 2007). A Duna főágában 36 fajt találtam, mely igen hasonló a budapesti Duna-szakaszon eddig gyűjtött fajok számához (Bothár 1972, 1978, 1988b, V.-Balogh et al. 1994). Az RSD főágában 49 fajt mutattam ki, ami hasonló Bothár (1973 – 52 faj), valamint Gulyás & Tyahun (1974 – 40 faj) eredményeihez, azonban jóval több, mint a Just és munkatársai által leírt fajszaám (1998 – 26 faj). Jelen dolgozatban közölt fajszaám az RSD-ben eddig leírt Copepoda és Cladocera fajok számának 74 %-a, ami igen tekintélyes, ha figyelembe vesszük, hogy az RSD alsó szakasza jóval fajgazdagabb a felsőnél (Vadadi-Fülöp et al. 2008). A mellékágakban rögzített viszonylag nagy fajszaám jó egyezést mutat más dunai mellékágak irodalmi adataival (Csányi et al. 1994, Bothár 1998, Illyová et al. 2008, Kiss 2006).

Ezidáig az RSD esetében Dunaharasztnál Bothár (1973), Just et al. (1998) és Mészáros (nem publikált) végzett zooplankton vizsgálatokat (a főágban). Bothár (1973) két zooplankton-csúcsot figyelt meg (május-, illetve augusztus vége), melyek nagyrészt összhangban állnak saját megfigyeléseimmel. Ugyancsak hasonlóan alakultak az átlagos és maximális egyedszámok (maximum: 218 ind. 100 l⁻¹, átlag: 32 ind. 100 l⁻¹). Bothár alacsony abundanciával jellemzi az RSD ezen szakaszát összehasonlítva az alsó szakasszal. Just et al. (1998) a Crustacea és Rotatoria egyedszámokat közösen adja meg, így pontos összehasonlításra nincs lehetőség (132-1400 ind. 100 l⁻¹). Mészáros (nem publikált) 2005. évi kvantitatív vizsgálati eredményei szintén jó egyezést mutatnak saját vizsgálatommal (Cladocera abundancia: 0-40 ind. 100 l⁻¹).

Láttuk, hogy az RSD főágában a legnagyobb a Shannon diverzitás, a Duna főágában kisebb, azonban a mellékágakban néhány domináns faj nagy populációja miatt még kisebb értékű ez a mutató, s e helyt a Berger-Parker mutató értéke a legnagyobb. Ennek oka éppen a domináns fajok tömegességében keresendő. A sodorvonalban tapasztalt kisebb fajszaám az eltérő hidrológiai, áramlási viszonyokkal magyarázható, a part menti területek kedvezőbb feltételeket nyújtanak a planktonikus rákoknak (lassabb áramlás, part menti növényzet stb.). Ugyanez nem tükröződik a diverzitásban, mivel a sodorvonalban ugyan kisebb a fajszaám, de nagyobb az egyenletesség. A planktonrákok mennyiségi eloszlása is hasonló okokra vezethető

vissza, a mellékágakban mért magas denzitás oka pedig az állóvíz jelleg lehet. Az RSD-ben a 2008-as évben egyértelműen magasabb egyedszámot mértem, mint 2007-ben, ennek okát azonban nem sikerült felderítenem, mivel sem a vízhőmérsékletben, sem a makrovegetációban nem volt jelentős eltérés a két év között. Az áramlási viszonyokban sem volt lényeges különbség, tekintettel arra, hogy az RSD pontosan szabályozott vízhozammal rendelkezik (lásd Anyag és módszer fejezet).

A Cladocera/Copepoda arány alkalmas lehet élőhelyek jellemzésére és hosszabb távon változások kimutatására (Ponyi 1999, Reskóné et al. 1999, Szító et al. 2007). Jelen vizsgálatban a Duna főága esetében I alatti, míg az RSD és mellékágai esetében I feletti volt ezen hányados értéke. Már ezen egyszerű arányszám alapján is jelentős különbség van tehát a két élőhely között, a Dunára Copepoda dominancia jellemző. Ennek oka az lehet, hogy itt az áramlási viszonyokat a kerekcsérgéken kívül elsősorban a Copepodák kis méretű nauplius és copepodit lárvái képesek elviselni, valamint a szűrő Cladocerákra a nagyobb mennyiségű és méretű lebegtetet hordalék kedvezőtlen hatása.

A Duna főágában a kis méretű *Bosmina longirostris*, valamint a nauplius és copepodit lárvák dominanciája egybevág Gulyás (1994a, 1994b, 1995a) és Bothár (1978, 1994) megfigyeléseivel, de a copepoditok relatív részesedése aránylag alacsony, jöllehet Bothár (1978) is hasonló eredményre jutott. Bothár (1975) szerint általában a Dunában a rákplankton 30-40 %-a lárva formájában van jelen. A populációs maximumok (május-június, illetve augusztus-szeptember) összhangban vannak Bothár (1978, 1985), Bothár & Kiss K. T. (1990), Naidenow (1979) és Gulyás (1995a) eredményeivel. Úgy tűnik tehát, hogy ez igen jellemző a dunai zooplankton szezonális dinamikájára.

Denzitási viszonyait tekintve, jelen vizsgálatban a Duna főága planktonban szegény volt, hasonlóan Bothár et al. (1971) és Bothár (1978) Újpest-Békásmegyernél a 70-es években mért adataihoz, a 80-as években Adonyánál- (Bothár 1988b), illetve Gödnél (Bothár & Kiss K. T. 1990) mérthez, de kisebb volt, mint a Bothár (1994) és Gulyás (1994a) által Budapest környékén mért denzitások. Még szembetűnőbb eme plankton-szegénység ha figyelembe vesszük, hogy a zooplankton maximális denzitása a szabályozott mérsékelt övi folyó, szabályozott trópusi folyó, nem szabályozott trópusi folyó irányban csökken (Kobayashi et al. 1998).

Feltételezve, hogy a zooplankton passzívan sodródik az áramlással, 48-58 nap állt rendelkezésre a kifejlődéséhez (a víz tartózkodási ideje a vizsgált időszakban 48-58 nap között változott). Ez idő alatt a Cladoceráknak 5, míg a Copepodáknak 1-2 generációja fejlődhet ki (Naidenow 1998). A populáció növekedése a vízjárástól is függ: a megnövekedett

tartózkodási idő kedvez a zooplanktonnak, illetve a lassú áramlás kedvező hatása. Ez nemcsak az áramlás elsodró hatása miatt van - kis tartózkodási időknél csak kis testmretű, rövid generációs idővel rendelkező szervezetek képesek populáció növekedésre (Pourriot et al. 1997) -, hanem a Crustaceák érzékenyek a nagyobb áramlás révén megnövekedett lebegőanyag tartalomra is (Zsuga et al. 2004, Gulyás 2002a). Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy a zooplankton populáció csak viszonylag alacsony áramlási sebességnél képes gyarapodni. Vranovsky (1995) szerint már 1 cm sec^{-1} áramlási sebességnél hirtelen csökkenés figyelhető meg a zooplankton biomasszában. Jelen tanulmányban, a Duna főágában negatív összefüggést mutattam ki a zooplankton denzitás és a víz tartózkodási ideje között és pozitív összefüggést találtam a denzitás és vízhozam között, vagyis nem akkor mértem a legnagyobb denzitásokat mikor alacsony volt a vízállás (nagy tartózkodási idő, kis vízhozam), hanem többnyire éppen fordítva. Ebből - Reckendorfer és munkatársaihoz (1999) hasonlóan - arra a következtetésre jutottam, hogy a zooplankton produkció a főágban elhanyagolható mértékű, az árterek és a főághoz kapcsolódó mellékvizek sokkal fontosabb plankton források (Saunders & Lewis 1988, 1989, Naidenow 1998, Schiemer et al. 2001, Zsuga et al. 2004, Kiss 2006, Schöll et al. 2006, 2009). A zooplankton denzitás vízállással kimutatott pozitív összefüggése, illetve a tichoplanktonikus elemek viszonylag nagy részesedése is alátámasztja ezt a hipotézist. Mindazonáltal a vízállás önmagában nem informatív, hiszen valójában az apadó időszakban az ártérről visszahúzódó víz gazdagítja a főági zooplankton populációt, s emiatt az egyedszámok növekedése nem a legmagasabb vízálláshoz köthető, hanem az apadó vízállás a meghatározó. Ehhez még hozzájárul az apadáskor kiüledő durva szemcséjű lebegőanyag, mely a planktonikus szervezetek többségére káros.

6.2. A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai

Tanulmányozva a folyóvízi planktonról összegyűlt irodalmat megállapítható, hogy többnyire a zooplankton folyó hosszában történő eloszlásával (pl. Ietswaart et al. 1999, Akopian et al. 2002, Pourriot et al. 1997, Burger et al. 2002, Kim & Joo 2000), esetleg vertikális változásokkal (pl. Onwudinjó & Egborge 1994, Bothár 1982b, 1996) foglalkoztak és kevesebb hangsúlyt fektettek a keresztmetszvény mentén történő mintavételre. A mintavételek sokszor vagy csak a sodorvonalból (Kobayashi et al. 1998, Gulyás 1994a, 1995a, Bothár et al. 1971, Bothár 1972), vagy a part mellől (Reckendorfer et al. 1999) történtek, illetve kevert mintákból (Ietswaart et al. 1999, Burger et al. 2002, Saunders & Lewis 1989). Éppen ezért is szükségét éreztem annak, hogy mindkét partról és a

sodorvonalból is gyűjtsek mintákat, s ezeket összehasonlítsam (Vadadi-Fülöp 2008, 2009, Vadadi-Fülöp et al. 2009b).

Általában a sodorvonalból vett zooplankton minta a folyó átlagmintájának tekinthető (Gulyás & Forró 1999), azonban a lokális morfológiai jellegek jelentős szerepet játszanak a potamoplankton összetételének és dinamikájának alakításában (Picard & Lair 2005). Folyókban a zooplankton keresztiszelvény mentén történő eloszlása legtöbb esetben szabálytalan (Naidenow 1968, 1971, 1979). Bár nem volt szignifikáns különbség a part menti és sodorvonalbeli minták között, a part mentén gyakran magasabb denzitást mértek (Bothár 1978, 1985, Thorp et al. 1994, Mitsuka & Henry 2002, Casper & Thorp 2007). Az említettek alapvetően összhangban vannak a jelen értekezésben megállapítottakkal, azonban ki kell emelnem a sodorvonal planktonikus rákokban való szegénységét (elsősorban mennyiségi viszonyait tekintve, de természetesen fajszámot tekintve is), továbbá az egyes planktonikus rák csoportok térbeli eloszlás szempontjából mutatott eltérő viselkedését.

Jelentős különbséget találtam a víztípusok között a kiségek mennyiségi és minőségi viszonyait tekintve egyaránt, ugyanakkor érdekes, hogy a Szentendrei-ágban gyűjtött plankton minták nem mutattak lényeges eltérést a Duna főágbeli mintáitól. Véleményem szerint ennek oka, hogy a Szentendrei-ág partvonal struktúrája és vízjárása igen hasonló a főághoz. Gulyás (2002a) szintén hasonló megállapításra jutott, nem talált lényeges eltérést a Szentendrei-ág és a főág zooplankton állományának faji összetételében és egyedsűrűségében sem. Az RSD planktonikus rák együtteseinek mennyiségi és minőségi szempontból mutatott gazdagsága a mellékág lassabb áramlási viszonyaival, élőhelybeli heterogenitásával és a makrovegetáció jelenlétével magyarázható.

Bár szignifikáns különbséget mutattam ki a Budapest feletti (Újpest-Békásmegyér) és Budapest alatti (Tököl-Százhalombatta) Duna-szelvények adult Copepoda denzitásában, valamint a *Thermocyclops crassus*, *Bosmina longirostris* és *Moina micrura* fajok denzitása is szignifikánsan eltért a két szelvény között (a déli szelvényben magasabb volt az adult Copepoda, *T. crassus* és *B. longirostris* denzitása, az északi szelvényben a *M. micrura* egyedszáma szignifikánsan meghaladta a déli szelvényben mért értéket), ezt nem számítva összességében nem volt számottevő különbség a planktonikus rák együttesek mennyiségi és minőségi összetételében a két szelvény között. Ebből arra következtetek, hogy a főváros, illetve a fővárosi szennyvízterhelés hatása a planktonikus rákokat kevésbé érinti, valószínűleg a nagy víztömeg okozta felhígulás miatt.

6.3. *A planktonikus rák együttesek időbeli mintázatai*

Régóta ismert, hogy a zooplankton együttes abundanciája és struktúrája számottevő változásokat mutat szezonálisan, évenként és regionális skálán is (Arashkevich et al. 2002). A zooplankton együttesek szezonális mintázatai természetes tavakban gyakran megjósolhatók (Bernot et al. 2004). A szezonális változások összefüggenek a környezeti tényezők évszakos váltoásaival, melyek tipikusan jellemzik a nagyobb földrajzi szélességeket (Zelikman & Kamishilov 1960).

Jelen tanulmányban a többváltozós és klasszikus statisztikai elemzések rámutattak, hogy szezonális mintázatok figyelhetők meg a planktonikus rák együttesek struktúrájában, azonban ez élőhelyenként kissé eltérő. Hasonló eredményekre jutott Schöll (2007) a gemenci hullámtér Rotatoria együttesének szezonális dinamikáját tanulmányozva. Thomaz et al. (2007) szerint a különböző habitatokban lévő közösségek - a lokális hajtótényezők révén - eltérő időbeli trajektória mentén szerveződnek, és áradáskor fizikai, kémiai és biológiai változókat tekintve egyaránt növekszik a hasonlóság a különböző vízi habitatok között. A szezonális hatása főgában elsősorban akkor érvényesül, amikor hosszabb időre megszűnik a kapcsolat a hullámtéri vizekkel (Schagerl et al. 2009). Tekintettel az RSD szabályozott vízhozamára, a Duna vízjárása csekély mértékben van hatással az RSD-ben élő zooplanktonra, így a planktonikus rák együttesek szezonális mintázataiban mutatkozó különbségek érthetők. Az RSD mellékágainak (Sport-szigeti mellékág és Molnár-szigeti mellékág) az RSD főágától eltérő adottságai, lokális jellegei magyarázzák az ott élő planktonikus rák együttesek szezonális mintázataiban mutatkozó különbségeket. A Molnár-szigeti mellékágban 2008 szeptemberében jelentősen magasabb denzitást mértem, mint az év más időszakaiban, amit az ekkor jelentős borítással rendelkező makrofiton állományoknak is lehet tulajdonítani, ám ennek bizonyítása a rendelkezésre álló adatok alapján nem lehetséges. 2007 augusztusában mért kiugró egyedszámok is a makrovegetáció kifejlődésének idejére esnek, bár ekkor lényegesen kisebb volt a makrofiton borítás, mint a következő évben.

Szignifikáns különbséget találtam a főbb planktonikus rák csoportok denzitásában adott éven belül (szezonálisan) és évek között is minden vizsgált élőhelyen. Azonban ez a különbség taxononként, fejlődési alakonként eltérő volt. A 2008-as évben magasabb denzitást mértem minden élőhelyen, jöllehet ez a Duna főágában nem volt jelentős. Az évek közötti szignifikáns denzitásbeli különbségek jórészt ennek a számlájára írhatók. A 2007. évben mért denzitások általában kisebb varianciával rendelkeztek a 2008-as évben rögzített értékekhez képest, bár 2007-ben is voltak statisztikailag szignifikáns szezonális különbségek a

denzitásban. Valamennyi élőhelyen az őszi és téli minták voltak leginkább hasonlóak egymáshoz (általában mindkét évre vonatkozóan), míg a többi minta különálló csoportokat alkotott.

6.4. Mintavételi erőfeszítés és mintavételi gyakoriság hatása a planktonikus rák együttes összetételének észlelésére - esettanulmány a Sport-szigeti mellékág példáján (napi mintavétel)

A Sport-szigeti mellékágban végzett napi mintavétel eredményei rámutattak, hogy a mintavételi erőfeszítés (mintaméret, vagyis az átszűrt víz térfogata) és mintavételi gyakoriság jelentős hatással lehet a planktonikus rák együttes minőségi és mennyiségi összetételének észlelésére, legalábbis az esettanulmány keretein belül. Hangsúlyozni kell azonban, hogy a Sport-szigeti mellékág állóvíz jellegű, így az eredményeket - további vizsgálatok, referencia hiányában - nem lehet kritika nélkül kivetíteni a Duna főágára, továbbá azok egy 39 napos időszakban gyűjtött minták elemzésén alapulnak, ami inherens módon nem veszi figyelembe a szezonális dinamikai folyamatokat.

A zooplankton együttes struktúrájának leírásánál két diverzitási indexet is alkalmaztam. A Shannon- és Berger-Parker mutatók inverz változásai az adott mérőszámok érzékenységre vezethetők vissza. Amikor az előbbi mutató nagy értékeket vesz fel, a domináns faj (*Thermocyclops crassus*) abundanciája alacsony, viszonylag nagy egyenletességre utalva, ugyanakkor ez nem jelent feltétlenül nagy fajszámot is. A Sport-szigeti mellékág a vizsgált 39 napos időszakban nem volt fajszegény, de egyetlen faj - a már említett *T. crassus* - erős dominanciájával volt jellemezhető, így a Berger-Parker diverzitás kiszámítása relevánsnak tűnt. Diverzitási profilokkal megmutattam, hogy a napi minták nagyobb diverzitást mutatnak, mint a havonta gyűjtött minták, különösen a fajgazdagságot tekintve. Ugyanakkor az eredmények nem mindig összehasonlíthatóak a görbék átfedése miatt. Ez arra utal, hogy az egyenletesség szempontjából kisebb különbség van a naponta és havonta gyűjtött minták között.

A mintavételi erőfeszítést két módszerrel teszteltem. A minimális mintaméret 1000, illetve 300 liternek bizonyult. Ez a mintaméret felette van a folyóvízi plankton kutatásában alkalmazott mintavételi erőfeszítésnek: 10 l (Illyová 2006), 20 l (De Ruyter Van Steveninck et al. 1990), 25 l (Vranovsky 1991), 30 l (Saunders & Lewis 1989), 40 l (Reckendorfer et al. 1999), 50 l (Gulyás 1994b, 1995a), 60 l (Ietswaart et al. 1999), 100 l (Bothár 1974, 1994, Gulyás 1994a; Maria-Heleni et al. 2000) és 200 l (V.-Balogh et al. 1994, Bothár 1982b,

1988a, Bothár & Kiss K. T. 1990). Azonban 1000 liter víz átszűrése nyilvánvalóan hatalmas erőfeszítést jelentene. Láttuk, hogy ilyen mennyiségű víz kivétele esetén a fajok kb. 90 %-a egyetlen mintában regisztrálhatóvá válnék (az adott víztér esetén), ugyanakkor nem feltétlenül várjuk el, hogy egyetlen mintából jellemezhető legyen a fajkészlet. Továbbá az eredmények csak a vizsgált 39 napos időszak mintáin alapulnak, ami nem alkalmas szezonális mintázatok észlelésére. 50 liter víz kivétele télen, nem egyenértékű egy 50 literes nyári plankton mintával. Az utóbbi jóval több fajt fog tartalmazni, mivel a szezonális befolyásolja a fajösszetételt. A legkisebb taxonszámot (1 faj) március elején, míg a legnagyobbat (21) májusban észleltem. A 39 napos időszakban a taxonszám 6 és 14 között mozgott. A zooplankton fajösszetétel szezonális változása jól ismert folyókban is (Kim & Joo 2000, Kobayashi et al. 1998, Maria-Heleni et al. 2000, Illyová 2006, Tubbing et al. 1994). Így sok fajt egyszerűen nem észlelhettem a rövid vizsgálati periódus miatt, ezért az eredmények óvatosan kezelendők.

A Du Rietz módszert eredetileg csak kis fajszámú, homogén növény társulásokon tesztelték egzakt módon. Nagy fajszámú, heterogén társulásokban a Du Rietz görbe torzulhat (Balogh 1953). Jelen esettanulmányban a Du Rietz görbe többé-kevésbé megőrizte U-alakját, bizonyítva, hogy ilyen együttesekre is alkalmazható. Egyik érvényességi feltétele még a módszernek, hogy csak olyan taxonokra alkalmazható, amelyek kis testméret varianciával rendelkeznek. Ez a feltétel a planktonikus rákokra feltétlen teljesül. A Du Rietz módszer eredményei szerint kb. 300 liter víz jelenti a konstans minimáláreát (minimális mintaméret) a Sport-szigeti mellékág planktonikus rák együttese esetében. De nem szabad elfelejtenünk, hogy a minimálárea szezonális és regionális skálán változik (Kronberg 1987).

Általában a zooplankton szezonális dinamikáját kétheti (Kim & Joo 2000, Maria-Heleni et al. 2000, Reckendorfer et al. 1999) vagy heti (Bothár 1972, 1988a, 1994, Bothár & Kiss K. T. 1990, V.-Balogh et al. 1994) mintavételi gyakoriság mellett tárgyalják. Bothár (1996) mintavételi stratégiákat tárgyal Gödnél, naponta gyűjtött zooplankton mintái alapján. A szerző szerint nincs szabályos, napi mennyiségi változás (ingadozás) a zooplankton abundanciában, mint az a kémiai paramétereknél és az algáknál megfigyelhető volt. Ugyanakkor a Copepodáknál 2-3 napos periodicitást lehetett megfigyelni a kohorsz analízisben (a különböző fejlődési stádiumok struktúra-váltásával függött össze). Bothár a fajösszetételbeli változás és a mennyiségi változások nyomon követésére saját példájuk alapján a heti mintavételt megfelelőnek tekinti a Duna esetében.

Eredményeim szerint (PDI mutató) az abundancia jelentős fluktuációja figyelhető meg már 1 hét leforgása alatt is, ugyanez áll fenn a taxonszám, diverzitás és az adult/lárva arány

esetében is. A 2 éves teljes vizsgálati időszak eredményei rámutattak, hogy a kétheti mintavételi frekvencia nem mindig kielégítő: 2 hét alatt a teljes abundanciára a PDI értéke 93 %. Ez valószínűleg, részben a Cladoceraék relatíve gyors generációs idejének tudható be. A módszer érzékenysége nagyban függ attól, hogy mekkora annak az időszaknak a hossza, amikor naponta gyűjtünk mintát. Ideális esetben az év minden napján, vagyis 365 napon keresztül kellene mintát venni ahhoz, hogy teljesen pontos képet kapjunk az információvesztésről és a szezonális változásokat is figyelembe vehessük. Jelentősen növelhetik a módszer hibáját a gyors populációs változások, melyek nem a napi mintavétel idején történtek (lásd *Bosmina longirostris* példája). Azonban, a módszer korlátait szem előtt tartva, értékes adatokat nyerhetünk a mintavételi gyakoriság megtervezéséhez, illetve hatékonyságának felméréséhez.

Jelen tanulmány csak a planktonikus rákokra szorítkozik, ám a kerekesszék még a kiskisrákoknál is rövidebb generációs idővel rendelkeznek (Akopian et al. 2002, Lair 2006) és gyakran a folyóvízi plankton domináns szervezetei (Gulyás 1995a - Duna; Zsuga et al. 2004 - Tisza; Burger et al. 2002 - Waikato; Kim & Joo 2000 - Nakdong; Maria-Heleni et al. 2000 - Aliakmon; Saunders & Lewis 1988 - Apure; Saunders & Lewis 1989 - Orinoco; Van Dijk & Van Zanten 1995 - Rajna; Thorp et al. 1994 - Ohio). Ezért további vizsgálatokra van szükség, ahol a zooplankton mintavételi stratégiák értékelhetők.

7. Összefoglalás

A budapesti Duna-szakasz Crustacea planktonját vizsgáltam egy 26 hónapot átfogó kutatásban, melynek során célul tűztem ki a tér- és időbeli változások nyomon követését, különös tekintettel a vízjárásra, a sodorvonal és partközeli víz, a Budapest feletti- és alatti szelvények, valamint a Duna és az RSD közti különbségekre. A mintavételek kiterjedtek a Ráckevei (Soroksári)-Duna (RSD)- és annak két különböző mellékágára is. A vizsgálati időszakban 40 Cladocera és 16 Copepoda faj került elő, azonban 3 faj (*Thermocyclops crassus*, *Bosmina longirostris*, *Moina micrura*) tette ki az összdenzitás csaknem 90 %-át. Az RSD faunájára nézve 2 új fajt (*Diaphanosoma mongolianum*, *Pleuroxus denticulatus*), a magyarországi Duna-szakaszra nézve 1 új fajt (*Diacyclops crassicaudis*) regisztráltam. A Duna főága - és a Szentendrei-ág - meglehetősen plankton-szegénynek bizonyult, ennél jóval magasabb denzitást és fajszámot mértem az RSD-ben, míg annak mellékágaiban a fajgazdagság mellett néhány faj erős dominanciája volt jellemző. A Duna főágában negatív összefüggést mutattam ki a zooplankton denzitás és a víz tartózkodási ideje között és pozitív összefüggést találtam a denzitás és vízhozam között. Ebből arra következtettem, hogy a zooplankton produkció a főágban elhanyagolható mértékű, az árterek és a főághoz kapcsolódó mellékviziek sokkal fontosabb plankton források. Ezt a hipotézist a tichoplanktonikus elemek főágban mért relatíve nagy száma is alátámasztja. Szignifikáns különbséget találtam az egyes csoportok és domináns fajok denzitásában a Budapest feletti és Budapest alatti szelvények, sodorvonal és part, a Duna és az RSD között, azonban a különbség csoportonként eltérő volt. Szintén szignifikáns különbséget észleltem a denzitásban éven belül és évek között is. A Sport-szigeti mellékágban - esettanulmány - naponta gyűjtött plankton minták alapján két módszerrel teszteltem az optimális mintaméretet, mely jóval nagyobbnak bizonyult, mint a folyóvízi plankton kutatásban általánosan használt mintaméret. A mintavételi gyakoriság hatásának vizsgálatához bevezettem egy egyszerű mutatót (PDI), mely megmutatja a mintavételi frekvencia csökkentésekor fellépő potenciális információvesztésedet. Ez rámutatott, hogy már 1 hét leforgása alatt is jelentős változások zajlanak az abundanciában, taxonszámban, diverzitásban és az adult/lárva egyedek arányában is, így kétheti mintavételi frekvencia esetében számos változás rejtve marad.

8. Summary

The zooplankton of the River Danube in the section of Budapest was studied over 26 months. The objective of the study was to describe the spatio-temporal changes of the planktonic crustacean assemblage with special emphasis on the hydrological regime, differences between the river bank and streamline, the sections upstream and downstream Budapest, the Danube and the RSD. Sampling stations included the RSD and its two side arms as well. 40 species of Cladocera and 16 species of Copepoda were identified three of which (*Thermocylops crassus*, *Bosmina longirostris*, *Moina micrura*) added up to almost 90 % of total density. Two species (*Diaphanosoma mongolianum*, *Pleuroxus denticulatus*) were new to the fauna of the RSD and one species (*Diacyclops crassicaudis*) was first recorded in the Hungarian section of the River Danube. The main channel was relatively poor in plankton, species number and densities increased considerably in the RSD, whereas its side arms were characterized by high species number and high dominance of some species. There was a negative relationship between zooplankton density and water residence time and a positive correlation between density and discharge. This suggests that zooplankton production in the main channel is of minor importance, rather floodplain areas and adjacent water bodies seem to be important sources of plankton biomass. The relatively high number of tichoplanktonic elements observed in the main channel also supports this hypothesis. There were remarkable longitudinal and transversal variations in the abundance of the major zooplankton groups and dominant species, however, these variations depended on the examined objects. There were also statistically significant seasonal and interannual differences in zooplankton abundance. On the basis of samples taken at daily frequency (a case study of the Sport-sziget side arm) the optimal sample size was tested with two different methods and it resulted in a sample size beyond those applied in the studies of riverine plankton. In order to evaluate the effect of sampling frequency a single index (PDI) was introduced, which determines the potential loss of information when sampling frequency is reduced. Results suggest that abundances may experience notable fluctuations even within one week as do number of taxa, diversities and adult/larva ratios, thus some variation remain unobserved at a biweekly sampling frequency.

9. Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, **Dr. Zsuga Katalin** docens asszonynak, aki lehetővé tette, hogy ezen témával foglalkozzam, irányt mutatott a planktonikus rákok határozásában, mintavételében. Köszönet illeti a kézirat (és cikkeim kéziratainak) szíves átnézéséért, valamint mindennemű támogatásáért.

Köszönettel tartozom másik témavezetőmnek, **Dr. Dinka Mária** kandidátus asszonynak, hogy elvállalta a konzulensi feladatot. Köszönöm a kézirattal kapcsolatos értékes megjegyzéseit.

Köszönöm **Dr. Berczik Árpád** akadémikus úrnak - aki a munkám első felében, mint konzulens működött közre - a kutatási terv kidolgozásában nyújtott szíves segítségét és, hogy terveimet felkarolva segítette a kutatási munka elindításában és megvalósulásában. Továbbá hálás vagyok az irodalmazásban és számos nehezen elérhető publikáció megszerzésében nyújtott segítségéért.

Ezúton szeretnék köszönetet mondani **Dr. Hufnagel Levente** tudományos főmunkatársnak, korábbi témavezetőmnek, aki még biológus hallgató koromban saját műszereit, eszközeit rendelkezésemre bocsátva lehetővé tette, hogy beletanuljak a mikroszkópos munkába. Külön köszönettel tartozom neki az adatelemzésben és publikációimmal kapcsolatban nyújtott segítségéért.

Hálás vagyok **Dr. Gulyás Pál** kandidátusnak, amiért számos, a Dunával kapcsolatos nehezen beszerezhető publikációt és valamennyi, a témával kapcsolatos saját publikációját rendelkezésemre bocsátotta.

Köszönet illeti **Jablonszky György** geográfus barátomat a mintavételi helyek térképének megalkotásáért.

Köszönöm az Újpest (Megyer) - Pünkösdfürdő és a Tököl - Százhalombatta komppaszemélyzetének mintavételben nyújtott segítségét.

Továbbá szeretném kifejezni hálámat mindazon személyeknek, akik valamilyen módon segítségemre voltak az elmúlt 3 évben: **Bodolai Katalin, Molnár Melinda, Dr. Tyahun Szabolcs, Mészáros Gergely, Tajthy Dóra, Sipkay Csaba, Dr. Schöll Károly.**

Köszönet illeti az alábbi intézményeket: **VITUKI Nonprofit Közhasznú Kft., MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás, Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, ELTE TTK Állattrendszertani és Ökológiai Tanszék.**

10. Irodalom

- Abrantes, N. & Goncalves, F. 2003. The dynamics of *Ceriodaphnia pulchella* (Cladocera) in laboratory. *Acta Oecologica* 24: 245-249.
- Ács, É., Szabó, K., Pápista, É., Kiss, K. T., Barreto, S., Makk, J. 2000. Etude des algues épiphytes et planctoniques D'un bras du Danube (Soroksári-Duna, Hongrie). *Cryptogamie, Algologie* 21: 254-255.
- Akopian, M., Garnier, J. & Pourriot, R. 2002. Cinétique du zooplancton dans un continuum aquatique: de la Marne et son réservoir a l' estuaire de la Seine. *C. R. Biologies* 325: 807-818.
- Amoros, C. 1984. Crustacés cladocères, Introduction pratique a la systématique des organismes des eaux continentales francaises. *Bulletin Mensuel de la Societe Linneenne de Lyon* 53: 1-63.
- Arashkevich, E., Wassmann, P., Pasternak, A., Riser, C. W. 2002. Seasonal and spatial changes in biomass, structure, and development progress of the zooplankton community in the Barents Sea. *Journal of Marine Systems* 38: 125-145.
- Balogh, J. 1953. A zoocönológia alapjai – Grundzüge der Zoocönologie. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 248.
- Baranyi, C., Hein, T., Holarek, C., Keckeis, S. & Schiemer, F. 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology* 47: 473-482.
- Barreto, S., Ács, É., Kiss, K. T., Makk, J. 1998. Jég alatti algavizsgálatok a Soroksári-Dunán. *Hidrológiai Közlöny* 78: 300-302.
- Basu, B. K. & Pick, F. R. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41: 1572-1577.
- Berczik, Á. 1965. A vízjárás hatása a magyar Duna-szakasz állatvilágára. *Hidrológiai Közlöny* 45 (5): 233-236.
- Berczik, Á. 1966. Über die Wasserfauna im Anland des ungarischen Donauabschnittes (Danubialia Hungarica, XXXV). *Opuscula Zoologica Budapest* 6: 79-91.
- Berczik, Á. 1995. Die Entstehung und Entfaltung der Donauforschung in Ungarn. *Opuscula Zoologica Budapest* 27-28: 117-122.
- Berczik, Á. 2007. Az MTA Magyar Dunakutató Állomása (előzmények – létesítés – kutatástörténet). In: Nosek, J. & Oertel, N. (ed). „A Dunának, mely múlt, jelen s

- jövendő...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). MTA ÖBKI-MDÁ, Göd, pp. 11-20.
- Berezky, M. 1969. Untersuchungen über die Protozoenfauna der Donau bei Alsógöd (Ungarn). *Danubialia Hungarica* LII. *Opuscula Zoologica Budapest* 9 (1): 87-96.
- Berezky, M. 1975. Az áramlási sebesség és a vízállás változás hatása a Duna planktoni Ciliata-populációjának alakulására. *Danubialia Hungarica* LXXVI. *Állattani Közlemények* 62: 15-21.
- Berezky, M. 1979. Faunistische, ökologische, saprobiologische Untersuchungen an den Ciliaten aus dem ungarischen Donauabschnitt (1966-76). 19. Arbeitstagung der IAD, Sofia, *Wissenschaftliche Kurzreferate* 1: 235-238.
- Berinke, L. & Farkas, H. 1956. Háltáplálék vizsgálatok a Soroksári-Dunaágban. *Állattani Közlemények* 45: 45-58.
- Bernot, R. J., Dodds, W. K., Quist, M. C., Guy, C. S. 2004. Spatial and temporal variability of zooplankton in a great plains reservoir. *Hydrobiologia* 525: 101-112.
- Bloesch, J. 2009. The International Association for Danube Research (IAD) – portrait of a transboundary scientific NGO. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 116-122.
- Bothár, A. 1968. Untersuchungen des Donauplanktons an Entomostraca während der grossen Überschwemmung im Jahre 1965. *Danubialia Hungarica* XLVIII. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 9-10: 87-98.
- Bothár, A. 1972. Hydrobiologische Untersuchungen im Nebenarm der Donau bei Göd. *Danubialia Hungarica* LXII. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 13: 9-23.
- Bothár, A. 1973. Crustacea-Planktonuntersuchungen im Donauarm von Soroksár. *Danubialia Hungarica* LXV. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 15: 129-144.
- Bothár, A. 1974. Horizontale Planktonuntersuchungen an der Donau von Rajka bis Turnu Severin (Stromkm 1850-930). *Danubialia Hungarica* LXVIII. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 16: 157-162.
- Bothár, A. 1975. Die Änderungen der Crustacea-Gemeinschaften des Planktons aufgrund der im Donauabschnitt von Göd (Stromkm 1669) durchgeführten Untersuchungen. *Danubialia Hungarica* LXXVIII. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 17: 137-146.

- Bothár, A. 1978. Crustacea-Planktonuntersuchungen im Donauabschnitt zwischen Szob und Nagymaros (Stromkm 1707-1656). *Danubialia Hungarica* LXXXVIII. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 20-21: 249-259.
- Bothár, A. 1982a. Die Entwicklung des Zooplanktons und –benthos unter dem Einfluss des Abwassers. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 44 (2): 230-242.
- Bothár, A. 1982b. Tiefenabhängige Verteilung der planktonischen Crustaceen in den Jahren 1980-81. 23. Arbeitstagung der IAD, Wien, Wissenschaftliche Kurzreferate 1: 120-124.
- Bothár, A. 1985. Die qualitative und quantitative Verbreitung der planktonischen Crustaceen im ungarischen Donauabschnitt von 1965-1985. 25. Arbeitstagung der IAD, Bratislava, Wissenschaftliche Kurzreferate 283-287.
- Bothár, A. 1987. Produktionsschätzung von *Acanthocyclops robustus* (G. O. Sars) in der Donau. 26. Arbeitstagung der IAD, Passau/Deutschland, Wissenschaftliche Kurzreferate 339-343.
- Bothár, A. 1988a. Results of long-term zooplankton investigations in the River Danube, Hungary. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie* 23: 1340-1343.
- Bothár, A. 1988b. Quantitative und qualitative Zooplanktonuntersuchungen im Donauabschnitt oberhalb und unterhalb von Budapest I. J. 1987. 27. Arbeitstagung der IAD, Mamaia/Romania, Wissenschaftliche Kurzreferate 179-182.
- Bothár, A. 1994. Qualitative und quantitative Planktonuntersuchungen in der Donau bei Göd/Ungarn (1669 Strom km) II. Zooplankton. 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz/Schweiz, Wissenschaftliche Kurzreferate 41-44.
- Bothár, A. 1996. Die lang-und kurzfristigen Änderungen in der Gestaltung des Zooplanktons (Cladocera, Copepoda) der Donau – Probeentnahmestrategien. 31. Arbeitstagung der IAD, Baja/Ungarn, Wissenschaftliche Referate 1: 201-206.
- Bothár, A. 1998. A Szigetközben végzett zooplankton (Cladocera, Copepoda) vizsgálatok eredményei, 1991-1996. *Hidrológiai Közlöny* 78 (5-6): 260-262.
- Bothár, A., Dvihally, Zs. T. & Kozma, E. V. 1971. Hydrobiologische Untersuchungen im Donauabschnitt zwischen Nagymaros und Megyer (Stromkm 1695-1656). *Danubialia Hungarica* LVII. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* 13: 5-18.
- Bothár, A. & Kiss, K. T. 1984. Phyto-und Zooplankton Untersuchungen im Donauarm Ráckeve. 24. Arbeitstagung der IAD. Szentendre, Ungarn II. 85-88.

- Bothár, A. & Kiss, K. T. 1990. Phytoplankton and zooplankton (Cladocera, Copepoda) relationship in the eutrophicated river Danube. (Danubialia Hungarica CXI.) *Hydrobiologia* 191: 165-171.
- Boxshall, G. A. & Defaye, D. 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 195-207.
- Burger, D. F., Hogg, I. D. & Green, J. D. 2002. Distribution and abundance of zooplankton in the Waikato River, New Zealand. *Hydrobiologia* 479: 31-38.
- Cao, Y., Larsen, D. P., Hughes, R. M., Angermeier, P. L., Patton, T. M. 2002a. Sampling effort affects multivariate comparisons of stream assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 701-714.
- Cao, Y., Williams, D. D., Larsen, D. P. 2002b. Comparison of ecological communities: the problem of sample representativeness. *Ecological Monographs* 72: 41-56.
- Cao, Y., Williams, D. D., Williams, N. E. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography* 43: 1403-1409.
- Casper, A. F. & Thorp, J. H. 2007. Diel and lateral patterns of zooplankton distribution in the St. Lawrence River. *River Research and Applications* 23: 73-85.
- Castel, J. 1993. Long-term distribution of zooplankton in the Gironde estuary and its relation with river flow and suspended matter. *Cahiers Biologique Marine* 34: 145-163.
- Cholnoky, B. J. 1922. Adatok Budapest Bacillariacinaik elterjedése ismeretéhez. *Botanikai Közlemények* 20: 66-79.
- Clement, A. 1994. Pestszentimre szennyvíz-elhelyezésének szerepe a Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőség-védelmében. *Hidrológiai Tájékoztató* 34: 9-10.
- Csányi, B., Gulyás, P. & Németh, J. 1994. A synbiological survey of the side arms of the Gemenc protected landscape area. In: Kinzelbach, R. (ed.) *Biologie der Donau*, Gustav Fischer, Stuttgart, pp. 331-349.
- Daday, J. 1884. A Magyarországon eddig talált szabadon élő evezőlábú rákok magánrajza. *Mathematikai-Természettudományi Közlemények* 19: 115-311.
- Daday, J. 1885. Neue Tierarten aus der Süßwasserfauna von Budapest. *Természetrajzi Füzetek* 9 (2): 208-215.
- Daday, J. 1888. A magyarországi Cladocera-k magánrajza. Magyar Királyi Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 128.
- DePatta Pillar, V. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abstracta Botanica* 22: 37-48.

- De Ruyter Van Steveninck, E. D., Van Zanten, B., Admiraal, W. 1990. Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse. *Hydrological Bulletin* 24: 47-55.
- Dévai, I. 1977. Az evezőlábú rákok (Calanoida és Cyclopoida) alrendjének kishatározója. *Vízügyi Hidrobiológia*, 5. kötet, pp. 221.
- Dévényi, L. 1989. A Ráckevei (Soroksári) Duna környezetvédelmi helyzete. *Hidrológiai Tájékoztató* 29: 28-30.
- Dudich, E. 1967. Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau mit einer zusammenfassenden Erläuterung. In: Liepolt, R. (ed.) *Limnologie der Donau* 3: 4-69. Stuttgart.
- Du Rietz, G. E., Fries, T. C. E., Oswald, H., Tengwall, Y. A. 1920. Gesetze der Konstitution natürlicher Pflanzengesellschaften. *Flora Fauna* 7: 1-47.
- Dussart, B. 1969. Les Copepodes des Eaux Continentales II: Cyclopoïdes et Biologie. Ed. N. Boubee & Cie, Paris, pp. 292.
- Éber, Z. 1955. A Kárpát-medence folyóinak planktonja. *Hidrológiai Közlöny* 35 (1-2): 66-72.
- Efron, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Annals of Statistics* 7: 1-25.
- Efron, B., Tibshirani, R. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman & Hall, London, pp. 225.
- Einsle, U. 1993. Crustacea, Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. In: Schwoerbel J & P. Zwick (Eds.) *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, Bd. 8, Heft 4, Teil 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 208.
- Farkas, H. 1958. Kagyósrákok, Ostracoda. *Magyarország állatvilága* 4 (3). Akadémiai kiadó, Budapest, pp. 68.
- Fekete, J., Morovján, Gy., Ratkai, T., Hollósi, M. 1994. Long-term evaluation of the water quality of the Ráckeve-Soroksár Danube arm. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologia Hungarica* 5: 109-117.
- Ferrari, I., Cantarelli, M. T., Mazzocchi, M. G., Tosi, L. 1985. Analysis of a 24-hour cycle of zooplankton sampling in a lagoon of the Po River Delta. *Journal of Plankton Research* 7: 849-865.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea. Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Die Tierwelt Deutschlands* 60, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, pp. 453.
- Forró, L. & Gulyás, P. 1992. *Eurytemora velox* (Lilljeborg, 1853) (Copepoda, Calanoida) in the Szigetköz region of the Danube. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 7: 53-58.

- Forró, L., Korovchinsky, N. M., Kotov, A. A., Petrussek, A. 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 177-184.
- Frutos, S. M., Poi de Neiff, A. S. G., Neiff, J. J. 2006. Zooplankton of the Paraguay River: a comparison between sections and hydrological phases. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 42 (4): 277-288.
- Gauch, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge Univ. Press.
- Gulyás, P. 1974. Az ágascápú rákok (Cladocera) kishatározója. *Vízügyi Hidrobiológia*, 2. kötet, pp. 248.
- Gulyás, P. 1987. Tägliche Zooplankton-Untersuchungen im Donau-Nebenarm bei Ásványráró im Sommer 1985. 26. Arbeitstagung der IAD, Passau/Deutschland, Wissenschaftliche Kurzreferate 123-126.
- Gulyás, P. 1989. Rotatoria és Crustacea vizsgálatok a Szigetköz víztereiben. *Műhely – a Környezetminősítő és Számítástechnikai Osztály tanulmányosorozata* 3: 1-10. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- Gulyás, P. 1994a. Studies on the Rotatorian and Crustacean plankton in the Hungarian section of the Danube between 1848,4 and 1659,0 riv. km. In: Kinzelbach, R. (ed.) *Biologie der Donau*: 49-61. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Gulyás, P. 1994b. Hydrobiological research of the Danube between Rajka and Budapest. II. Rotatorian and crustacean plankton. XVIIth Conference of the Danube Countries on Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management, Budapest, 1994, pp. 721-725.
- Gulyás, P. 1994c. Studies on Rotatoria and Crustacea in the various water-bodies of Szigetköz. In: Kinzelbach, R. (ed.) *Biologie der Donau*: 63-78. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Gulyás, P. 1994d. Veränderungen des Rotatoria- und Crustacea-Planktons an der Donaustrecke zwischen Rajka und Komárom infolge der in der Slowakei stattgefundenen Umleitung des Stromes. 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz/Schweiz, Wissenschaftliche Kurzreferate: 49-52.
- Gulyás, P. 1995a. Rotatoria and Crustacea plankton of the River Danube between Bratislava and Budapest. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 10: 7-19.
- Gulyás, P. 1995b. A magyarországi felső-Duna szakasz, a Mosoni Duna és a Szigetköz víztereinek zooplankton vizsgálata. Magyar Hidrológiai Társaság XIII. Országos Vándorgyűlése, Baja, 1995. pp. 543-552.

- Gulyás, P. 1997. Untersuchungen des Rotatoria- und Crustacea-Planktons an der Donaustrecke unterhalb Budapest sowie im Donauarm Ráckevei-Soroksári Duna (RSD). 32. Arbeitstagung der IAD, Wien/Österreich, Wissenschaftliche Referate 1: 265-270.
- Gulyás, P. 2002a. A Rotatoria és Crustacea plankton minőségi és mennyiségi vizsgálata a Dunán. *Vízügyi Közlemények* 84: 601-620.
- Gulyás, P. 2002b. Zooplankton. In: Litheráthy, P., Koller-Kreimer, V., Liska, I. (eds.) Joint Danube Survey. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna International Centre, pp. 123-137.
- Gulyás, P. & Forró, L. 1999. Az ágascsapú rákok (Cladocera) kishatározója, 2. bővített kiadás. *Vízi Természet- és Környezetvédelem*, 9. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet, pp. 237.
- Gulyás, P. & Forró, L. 2001. Az evezőlábú rákok (Calanoida és Cyclopoida) alrendjeinek kishatározója, 2. bővített kiadás. *Vízi Természet- és Környezetvédelem*, 14. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet, pp. 198.
- Gulyás, P. & Tyahun, Sz. 1974. Adatok a Ráckevei Duna-ág kisorák faunájához. *Hidrológiai Közöny* 54: 240-245.
- Halász, M. 1936. Adatok a soroksári Dunaág algavegetációjának ismeretéhez. *Botanikai Közlemények* 33: 139-181.
- Halász, M. 1937. A soroksári Dunaág Bacillariái I. *Botanikai Közlemények* 34: 204-222.
- Hammer, O. D., Harper, A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Hays, G. C., Richardson, A. J., Robinson, C. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (6): 337-344.
- Hein, T. C., Baranyi, C., Heiler, G., Holarek, C., Riedler, P., Schiemer, F. 1999. Hydrology as a major factor determining plankton development in two floodplain segments and the River Danube, Austria. *Archiv für Hydrobiologie* 115: 439-452.
- Hollósy, M. 1995. A Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőségének vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 75 (2): 94-98.
- Ietswaart, T. H., Breebaart, L., Van Zanten, B. & Bijkerk, R. 1999. Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia* 410: 1-10.

- Iliescu, S., Leonte, E., Liculescu, E., Constantin, A. 1984. Die Dynamik des Planktons zwischen den Stromkilometern 495-491 im rumänischen Abschnitt der Donau im Jahre 1983. 24. Arbeitstagung der IAD, Wissenschaftliche Kurzreferate 2: 75-78.
- Illyová, M. 2006. Zooplankton of two arms in the Morava River floodplain in Slovakia. *Biologia (Bratislava)* 61: 531-539.
- Illyová, M., Bukvayová, K., Némethová, D. 2008. Zooplankton in a Danube river arm near Rusovce (Slovakia). *Biologia (Bratislava)* 63 (4): 566-573.
- Illyová, M. & Némethová, D. 2005. Long-term changes in cladoceran assemblages in the Danube floodplain area (Slovak-Hungarian stretch). *Limnologica* 35: 274-282.
- Jungmayer, M. 1914. Budapest és környékének szabadon élő evezőlábú rákjai. *Mathematikai-Természettudományi Közlemények* 33: 1-156.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Just, I., Schöll, F. & Tittizer, T. (eds.) 1998. Versuch einer Harmonisierung nationaler Methoden zur Bewertung der Gewässergüte im Donauarm am Beispiel der Abwasser der Stadt Budapest. Umweltbundesamt, Berlin, pp. 65.
- Kalafatic, V. 1984. Untersuchungen des Zooplanktons der Donau im Bereich der Abwassereinleitung des petrochemischen Industriezentrums bei Pancevo. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn, Wissenschaftliche Kurzreferate 1: 101-103.
- Kertész, Gy. 1963. Vizsgálatok a Duna magyarországi szakaszának Rotatoria planktonján. *Állattani Közlemények* 50: 81-88.
- Kertész, Gy. 1967. Längsprofiluntersuchungen des Rotatorienplanktons im ungarischen Abschnitt der Donau. *Opuscula Zoologica Budapest* 7: 189-200.
- Kim, H. W. & Joo, G. J. 2000. The longitudinal distribution and community dynamics of zooplankton in a regulated large river: a case study of the Nakdong River (Korea). *Hydrobiologia* 438: 171-184.
- Kiss, A. 2004. Long-term changes of Crustacean (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) assemblages in Szigetköz Floodplain Area (Hungary) 1991-2002. *International Association for Danube Research* 35: 2-7.
- Kiss, A. 2006. Cladocera, Ostracoda and Copepoda assemblages in different side-arms of the Danube in Gemenc floodplain (Danube-Dráva National Park, Hungary). *Proceedings 36th International Conference of IAD. Limnological Reports* 36: 250-254.

- Kiss, A. 2007. Kisrák (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) együttesek. In: Nosek, J. & Oertel, N. (eds.) „A Dunának, mely múlt, jelen s jövőndő...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). MTA ÖBKI-MDÁ, Göd, pp. 51-55.
- Kiss, A. & Schöll, K. 2009. Checklist of the Crustacea (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) fauna in the active floodplain area of the Danube (1843-1806, 1669 and 1437-1489 rkm). *Opuscula Zoologica Budapest* 40 (2): 27-39.
- Kiss, K. T. 1984. Occurrence of *Thalassiosira pseudonana* Hasle et Heimdal (Bacillariophyceae) in some rivers of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 30: 277-287.
- Kiss, K. T. & Genkal, S. I. 1993. Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and in its side-arms near Budapest (Hungary). *Hydrobiologia* 269/270: 317-325.
- Kiss, K. T., Párista, É., Ács, É., Makk, J. 2000. Comparison of phytoplankton of 80s and late 90s in a large side arm of the Danube River (Soroksár-Danube – Hungary). *Limnological Reports* 33: 103-110.
- Kobayashi, T., Shiel, R. J., Gibbs, P. & Dixon, P. I. 1998. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. *Hydrobiologia* 377: 133-145.
- Korovchinsky, N. M. 1992. Sididae and Holopedidae (Crustacea: Daphniiformes). In: Dumont, H. J. F. (ed.) *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 79.
- Kottász, J. 1913. Budapest környékének Cladocerái. *Állattani Közlemények* 12 (2): 73-104.
- Kovács, J. Gy. 1973. Fővárosunk tava a ráckevei (soroksári) Duna. *Vízgazdálkodás* 13: 215-220.
- Körmendi, S., Pintér, F., Pintér, G., Hendrich, R. 2001. Halastavak zooplankton-dinamikájának vizsgálata (1985-1998). XXV. Halászati Tudományos Tanácskozás, 2001, Szarvas, Absztrakt.
- Kronberg, I. 1987. Accuracy of species and abundance minimal areas determined by similarity area curves. *Marine Biology (Berlin)* 96: 555-561.
- Lair, N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications* 22: 567-593.
- Landry, M. R., Al-Mutairi, H., Selph, K. E., Christensen, S., Nunnery, S. 2001. Seasonal patterns of mesozooplankton abundance and biomass at Station ALOHA. *Deep-Sea Research II* 48: 2037-2061.
- Lesenyey, J. 1954. A soroksári Dunaág vízminőségének vizsgálata. *Vízügyi Közlemények* 36: 219-229.

- Maier, G. 1989. The effect of temperature on the development times of eggs, naupliar and copepodite stages of five species of cyclopoid. *Hydrobiologia* 184: 79-88.
- Marchant, R. 1999. How important are rare species in aquatic ecology and bioassessment? A comment to conclusions of Cao et al. 1999. *Limnology and Oceanography* 44: 1840-1841.
- Maria-Heleni, Z., Michaloudi, E., Bobori, D. C. & Mourelatos, S. 2000. Zooplankton abundance in the Aliakmon River, Greece. *Belgian Journal of Zoology* 130: 29-33.
- Markó, Cs. & Zsuffa, I. (eds.) 1986. Magyarország vizeinek műszaki-hidrológiai jellemzése: A Duna és kisebb mellékvízfolyásai. *Vízgazdálkodási Intézet, Budapest.*
- Marosi, S. & Somogyi, S. (eds.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 1023.
- Mavuti, K. M. 1994. Durations of development and production estimates by two crustacean zooplankton species *Thermocyclops oblongatus* Sars (Copepoda) and *Diaphanosoma excisum* Sars (Cladocera) in Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia* 272: 185-200.
- Meisch, C. & Forró, L. 1997. Checklist of recent Ostracoda (Crustacea) from Hungary. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 11: 33-48.
- Mészáros, G., Vadadi-Fülöp, Cs., Udvari, Zs. & Hufnagel, L. 2007. Analysis of spatial and temporal changes of the zooplankton fauna in the Ráckeve-Soroksár Danube arm. *Tájékológiai Lapok* 5: 333-345.
- Mitsuka, P. M. & Henry, R. 2002. The fate of copepod populations in the Paranapanema River (Sao Paulo, Brazil), downstream from the Jurumirim dam. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 45: 479-490.
- Nagy, S., Dévai, Gy., Kertész, Gy., Grigorszky, I., Bárdosi, E. 2001. Populációdinamikai változások elemzése napi mintavételek alapján kerekesférgeknél, a *Keratella cochlearis* példáján. *Hidrológiai Közlöny* 81 (5-6): 426-428.
- Naidenow, W. 1968. Der Einfluss des Hochwassers im Jahre 1965 auf das Zooplankton im bulgarischen Donauabschnitt. *Limnologische Berichte der X. Jubiläumstagung Donauforschung, Sofia*: 315-326.
- Naidenow, W. 1971. Zustand und Perspektiven der Untersuchungen über das Zooplankton der Donau, ihrer Nebenflüsse und der stehenden Gewässer. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 33: 314-321.
- Naidenow, W. 1979. Ein Beitrag zur Kenntnis des Zooplanktons der ungarischen Donau. *Bulgarian Academy of Sciences, Hydrobiology* 9: 38-43.
- Naidenow, W. 1985. Die Auswirkung der Wasserbauten auf das Zooplankton im österreichischen Donauabschnitt. In: *Die Auswirkung der wasserbaulichen Massnahmen*

- und der Belastung auf das Plankton und das Benthos der Donau, Verl. BAW, (Sofia), 72-102.
- Naidenow, W. 1998. Das Zooplankton der Donau. In: Kusel-Fetzmann, E., Naidenow, W., Russev, B. (eds.) Plankton und Benthos der Donau, Ergebnisse der Donau-Forschung, Wien, Band 4: 163-248.
- Naidenow, W. & Saiz, D. 1985. Der Einfluss der Abwässer aus dem Gebiet von Russe (Bulgarien) auf die Entwicklung des Donauplanktons. Verlag Bulgarische Akademie der Wissenschaften, Sofia: 103-112.
- Naidenow, W. & Schewzowa, L. 1990. Die Verteilung des Metazooplanktons der Donau von Str.-km 20 bis Str.-km 1928 im März 1988. Ergebnisse der Donauexpedition 1988, Eigenverlag der IAD, Wien, pp. 181-189.
- Naidenow, W. & Schewzowa, L. 1991. Über die Verteilung des Metazoenplanktons der Donau zwischen Str. km 20 und 1928. Hydrobiologia (Sofia) 37: 15-23.
- Nedelkovics, A. & Zsuga, K. 2006. Áttekintés a Tisza zooplankton-kutatásának eredményeiről (1955-2004). Hidrológiai Közlöny 86 (6): 54-55.
- Némedi, L., Török, P., Pietraskó, G. 1981. A rácsevei (soroksári) Duna-ág bakteriológiai vízminőségét meghatározó budapesti szennyező források. Hidrológiai Közlöny 61: 560-565.
- Németh, J. 1998. A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi Természet- és Környezetvédelem, 7. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet, pp. 304.
- Obertegger, U., Flaim, G., Braioni, M. G., Sommaruga, R., Corradini, F. & Borsato, A. 2007. Water residence time as a driving force of zooplankton structure and succession. Aquatic Science 69: 575-583.
- Oertel, N. 2004. A folyó kutatás aktuális helyzete. Hidrológiai Közlöny 84 (5-6): 108-111.
- Oertel, N. & Nosek, J. 2000. Bioindikáció vízi gerinctelennel a Dunában. 1. Bevezetés – elvi és módszertani kérdések. Hidrológiai Közlöny 80 (5-6): 336-338.
- Onwudinjio, C. C. & Egborge, A. B. M. 1994. Rotifers of Benin River, Nigeria. Hydrobiologia 272: 87-94.
- Örley, L. 1886. Budapest és környékének alsóbbbrangú (Entomostraca) rákfaunája. Természettrajzi Füzetek 10 (1): 7-14.
- Pace, M. L., Findlay, S. E. G. & Lints, D. 1992. Zooplankton in advective environments: the Hudson River community and a comparative analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 1060-1069.

- Paggi, S. J. & Paggi, J. C. 2007. Zooplankton. In: Iriondo, M. H., Paggi, J. C., Parma, M. J. (eds.) *The Middle Paraná River. Limnology of a subtropical wetland*. Springer, Heidelberg, pp. 229-249.
- Palik, P. 1961. Beiträge zur Algenvegetation an den Betonbauten in der Donau. *Danubialia Hungarica X. Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös nominatae* 139-150.
- Parschuk, G. W. 1984. Die Zooplanktonuntersuchung des sowjetischen Donauabschnitts in den letzten Jahren. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn, Wissenschaftliche Kurzreferate 1: 113-116.
- Picard, V. & Lair, N. 2005. Spatio-temporal investigations on the planktonic organisms of the Middle Loire (France), during the low water period: biodiversity and community dynamics. *Hydrobiologia* 551: 69-86.
- Podani, J. 1997. Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe. *Scientia*, Budapest, pp. 412.
- Ponyi, E. 1962. Beiträge zur Kenntnis des Crustaceen-Planktons der ungarischen Donau. *Danubialia Hungarica XIV. Opuscula Zoologica Budapest* 4: 127-132.
- Ponyi, J. 1993. A plankton rákok mennyiségének és minőségének tér- és időbeli változásai a Balatonban. *Hidrológiai Tájékoztató* 33 (1): 42-47.
- Ponyi, J. 1997. Alkalmasak-e a kistrákok (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) a sekély vizek biomonitorozására? *Hidrológiai Közlöny* 77: 84-86.
- Ponyi, J. 1999. A Velencei-tó meiobentosz faunájának vizsgálata 1998-ban. *Hidrológiai Tájékoztató* 39: 26-28.
- Ponyi, J. 2001a. Evezőlábú rákok (Copepoda) kevésbé ismert fajainak előfordulása Magyarországon. *Hidrológiai Tájékoztató* 41(1): 31-34.
- Ponyi, J. 2001b. Áttekintés a Balaton faunisztikai kutatásáról és faunájának összetételéről. *Állattani Közlemények* 86: 3-13.
- Ponyi, J. 2002a. A Balaton rákfaunája (Crustacea) és változásai az elmúlt 100 évben. *Állattani Közlemények* 87: 179-189.
- Ponyi, J. 2002b. Nyíltvízi planktonrák-együttesek időbeli változása (1989-97 között) a Balatonban. *Hidrológiai Tájékoztató* 42 (1): 24-26.
- Ponyi, J. 2006. A rákfauna (Crustacea) évtizedes változása a Balatonban. *Hidrológiai Tájékoztató* 46 (1): 33.

- Ponyi, J., Péter, I., Zánkai, N. 1982. Az *Eudiaptomus gracilis* (G. O. Sars) (Copepoda, Calanoida) populációja szerkezetének és produkciójának naponkénti változásai nyáron, a Balatonban. Hidrológiai Közlöny 62 (6): 260-266.
- Pourriot, R., Rougier, C. & Miquelis, A. 1997. Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. Hydrobiologia 345: 143-148.
- Pujin, V. 1990. Zur Kenntnis des Donauplanktons aufgrund der Untersuchung bei der Internationalen Donauexpedition 1988. Ergebnisse der Donauexpedition 1988, Eigenverlag der IAD, Wien, pp. 199-201.
- Pujin, V., Ratajac, R., Kojcic, K. 1984. Selbstreinigungsvorgänge im Donauwasser und Zooplanktonzusammensetzung. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn, Wissenschaftliche Kurzreferate: 117-120.
- Reckendorfer, W., Keckeis, H., Winkler, G. & Schiemer, F. 1999. Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: the significance of inshore retention. Freshwater Biology 41: 583-591.
- Reskóné, N. M., Ponyi, J., Sztító, A. 1999. A zooplankton, a meio- és a makrozoobentosz mennyisége, faji összetétele a Velencei-tóban. Hidrológiai Közlöny 79: 369-371.
- Rossetti, G., Viaroli, P., Ferrari, I. 2009. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. River Research and Applications 25 (7): 814-835.
- Sabri, A. W., Ali, Z. H., Shawkat, S. F., Thejar, L. A., Kassim, T. I. & Rasheed, K. A. 1993. Zooplankton population in the river Tigris - effects of Samarra impoundment. Regulated Rivers: Research and Management 8: 237-250.
- Saunders, J. F. & Lewis, W. M. 1988. Zooplankton abundance and transport in a tropical white-water river. Hydrobiologia 162: 147-155.
- Saunders, J. F. & Lewis, W. M. 1989. Zooplankton abundance in the lower Orinoco River, Venezuela. Limnology and Oceanography 34: 397-409.
- Schagerl, M., Drozdowski, I., Angeler, D. G., Hein, T., Preiner, S. 2009. Water age – a major factor controlling phytoplankton community structure in a reconnected dynamic floodplain (Danube, Regelsbrunn, Austria). Journal of Limnology 68 (2): 274-287.
- Schiefner, K. & Urbányi, A. 1970. A Soroksári Duna-ág komplex higiénes vizsgálata. Hidrológiai Közlöny 50: 318-324.
- Schiemer, F., Keckeis, H., Reckendorfer, W. & Winkler, G. 2001. The „inshore retention concept” and its significance for large rivers. Large Rivers 12: 509-516.

- Schmera, D. & Erős, T. 2006. Estimating sample representativeness in a survey of stream caddisfly fauna. *Journal of Limnology* 42: 181-187.
- Schmera, D. & Erős, T. 2008. A mintavételi erőfeszítés hatása a mintareprezentativitásra. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 18: 209-213.
- Schöll, K. 2006. Szigetközi vízterek eltérő Rotatoria együttese. *Hidrológiai Közlöny* 86 (6): 104-105.
- Schöll, K. 2007. Kerekesféreg (Rotatoria) együttesek összetételének dinamikus változásai. In: Nosek, J. & Oertel, N. (eds.) „A Dunának, mely múlt, jelen s jövőendő...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). MTA ÖBKI-MDÁ, Göd, pp. 57-63.
- Schöll, K., Dinka, M., Berczik, Á., Kiss, A., Ágoston-Szabó, E., Schmidt, A., Fehér, G. 2006. Hydrobiological differences in the Danubian water system with periodically connections with the Danube (Gemenc floodplain, Danube-Dráva National Park, Hungary). *Proceedings 36th International Conference of IAD. Limnological Reports* 36: 338-342.
- Schöll, K., Dinka, M., Kiss, A. 2008a. Water regime indicated hydrobiological differences between two side arms in the Gemenc floodplain (Danube/Hungary). *Proceedings of the 37th IAD Conference, 29.10-1.11.2008, Chisinau, Moldova*, pp. 168-173.
- Schöll, K., Dinka, M., Kiss, A., Ágoston-Szabó, E. 2008b. Hydrobiological surveys in specific hydrological situations at the Gemenc floodplain of the Danube (Hungary). *Proceedings of the 4th ECRR Conference on River Restoration, 16-21 June 2008, Italy, Venice*, pp. 139-148.
- Schöll, K. & Kiss, A. 2009. Checklist of the planktonic rotifer fauna in the active floodplain area of the Danube (1843-1806, 1669 and 1437-1489 rkm). *Opuscula Zoologica Budapest* 40 (2): 63-73.
- Schöll, K., Kiss, A., Dinka, M., Ágoston-Szabó, E., Schmidt, A., Fehér, G., Berczik, Á. 2009. A gemenci hullámtér víztereinek hidrobiológiai különbségei (Duna-Dráva Nemzeti Park). *MHT XXVII. Országos Vándorgyűlés, Baja, 2009. július 1-3. 3. szekció/6. pp. 1-11.*
- Sluss, T. D., Cobbs, G. A., Thorp, J. H. 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 53: 1999-2010.
- Soballe, D. M. & Kimmel, B. L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* 68: 1943-1954.
- Szabó, K., Ács, É., Párista, É., Kiss, K. T., Barreto, S., Makk, J. 2001. Periphyton and phytoplankton in the Soroksár-Danube in Hungary. I. Periphytic algae on reed stems. *Acta Botanica Hungarica* 43: 13-35.

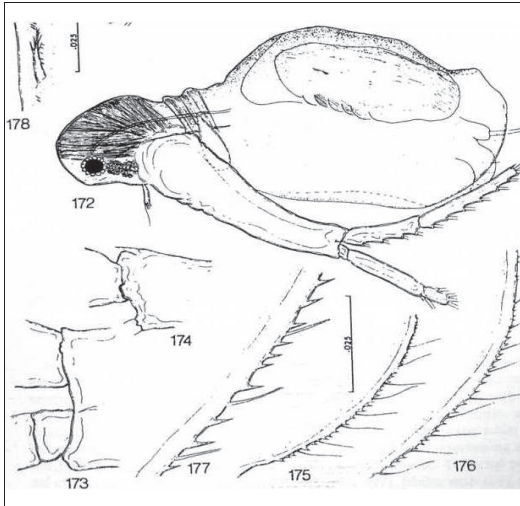
- Szító, A., Ponyi, J., Reskóné, N. M. 2007. Zooplankton, meio- és makrozoobentosz vizsgálata a Velencei-tóban, szerepük a tó állapotának megítélésében. *Hidrológiai Közlöny* 87: 131-134.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., Bozelli, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Thorp, J. H., Black, A. R., Haag, K. H. & Wehr, J. D. 1994. Zooplankton assemblages in the Ohio River: seasonal, tributary, and navigation dam effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1634-1643.
- Thorp, J. H. & Casper, A. F. 2003. Importance of biotic interactions in large rivers: an experiment with planktonivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St. Lawrence River. *River Research and Applications* 19: 265-279.
- Thorp, J. H. & Delong, M. D. 1994. The Riverine Productivity Model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305-308.
- Thorp, J. H. & Mantovani, S. 2005. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. *Freshwater Biology* 50: 1474-1491.
- Tubbing, D. G. M. J., Admiraal, W., Backhaus, D., Friedrich, G., Van Steveninck, E. D. D., Muller, D., Keller, I. 1994. Results of an international plankton investigation on the River Rhine. *Water Science and Technology* 29: 9-19.
- Tyahun, Sz. 1977. Populatiodynamische Untersuchungen der Mesofauna in den Laichkrautbeständen des Donauarms von Soroksár. *Opuscula Zoologica Budapest* 13: 83-106.
- Unger, E. 1916. Adatok a Duna faunájának és oekológiájának ismeretéhez. *Állattani Közlemények* 15 (3-4): 262-281.
- Vadadi-Fülöp, Cs. & Mészáros, G. 2007. A Ráckevei-Soroksári Dunával kapcsolatos zooplankton és makrogerinctelen kutatások áttekintése. *Hidrológiai Közlöny* 87 (3): 60-63.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Mészáros, G., Jablonszky, Gy. & Hufnagel, L. 2007. Ecology of the Ráckeve-Soroksár Danube - a review. *Applied Ecology and Environmental Research* 5 (1): 133-163.
- Vadadi-Fülöp, Cs. 2008. Planktonikus rák vizsgálatok a Ráckevei (Soroksári)-Duna felső szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 88 (3): 49-51.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Mészáros, G., Jablonszky, Gy. & Hufnagel, L. 2008. The zooplankton of the Ráckeve-Soroksár Danube: spatio-temporal changes and similarity patterns. *Applied Ecology and Environmental Research* 6 (4): 121-148.

- Vadadi-Fülöp, Cs. 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda) dynamics in the River Danube upstream and downstream of Budapest, Hungary. *Opuscula Zoologica Budapest* 40 (2): 87-98.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L., Zsuga, K. 2009a. Effect of sampling effort and sampling frequency on the composition of the planktonic crustacean assemblage: a case study of the river Danube. *Environmental Monitoring and Assessment* 163: 125-138.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L., Jablonszky, Gy. & Zsuga, K. 2009b. Crustacean plankton abundance in the Danube River and in its side arms in Hungary. *Biologia* 64 (6): 1184-1195.
- Van Dijk, M. & Van Zanten, B. 1995. Seasonal changes in zooplankton abundance in the lower Rhine during 1987-1991. *Hydrobiologia* 304: 29-38.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Varga, P., Steindl, Zs., Tyahun, Sz. 1985. Angaben zu der Wassergüte in dem Donau-Arm bei Ráckeve (Soroksár). 25. Arbeitstagung der IAD, Bratislava, Wissenschaftliche Referate, pp. 275-279.
- V.-Balogh, K., Bothár, A., Kiss, K. T., Vörös, L. 1994. Bacterio-, phyto- and zooplankton of the River Danube (Hungary). *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie* 25: 1692-1694.
- Viroux, L. 2002. Seasonal and longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. *Journal of Plankton Research* 24: 281-292.
- Vranovsky, M. 1974. Zooplankton of the side arms system of Baka ahead of its confluence with the main stream and its importance for the forming of zooplankton of the river Danube. *Biologia Prace (Bratislava)* 20 (7): 1-80. (In Slovak)
- Vranovsky, M. 1985. Das Zooplankton der zwei Hauptnebenarme der Donau bei Baka (Strom-km 1820,5-1825,5). *Práce Laboratória Rybárstva a Hydrobiológie* 5: 47-100.
- Vranovsky, M. 1991. Zooplankton of a Danube side arm under regulated ichthyocoenosis conditions. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie* 24: 2505-2508.
- Vranovsky, M. 1995. The effect of current velocity upon the biomass of zooplankton in the river Danube side arms. *Biologia (Bratislava)* 50 (5): 461-464.
- Vranovsky, M. 1996. Die Copepodengemeinschaften des Planktons der Gewässer des Donaubinnendeltas unterhalb von Bratislava zwei Jahre nach der Inbetriebnahme des

- Wasserkraftwerkes Gabčíkovo. 31. Arbeitstagung der IAD, Baja/Ungarn, Wissenschaftliche Referate 1: 225-229.
- Vranovsky, M. 1997. Impact of the Gabčíkovo hydropower plant operation on planktonic copepods assemblages in the River Danube and its floodplain downstream of Bratislava. *Hydrobiologia* 347: 41-49.
- Wahl, D. H., Goodrich, J., Nannini, M. A., Dettmers, J. M., Soluk, D. A. 2008. Exploring riverine zooplankton in three habitats of the Illinois River ecosystem: Where do they come from? *Limnology and Oceanography* 53 (6): 2583-2593.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1983. Serial Discontinuity Concept of lotic ecosystems. *Dynamics of Lotic Systems*, Ann Arbor Science, Ann Arbor MI: 29-42.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1995. The Serial Discontinuity Concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159-168.
- Woynárovich, E. 1944. Hydrobiológiai vizsgálatok a Magyar Nemzeti Múzeum Albrecht kir. Herceg Biológiai Állomás környékén. *Albertina* 1: 34-64.
- Zagami, G., Badalamenti, F., Guglielmo, L., Manganaro, A. 1996. Short-term variations of the zooplankton community near the straits of Messina (North-eastern Sicily): relationships with the hydrodynamic regime. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 667-681.
- Zelikman, E. A. & Kamishilov, M. M. 1960. The long-term dynamics of plankton biomass in the southern part of the Barents Sea, and factors influencing it. *Tr. Murmansk Morsk Biological Institute* 2: 68-113.
- Zhou, S., Tang, T., Wu, N., Fu, X., Cai, Q. 2008. Impacts of a small dam on riverine zooplankton. *International Review of Hydrobiology* 93: 297-311.
- Zsuga, K., Tóth, A., Pekli, J. & Udvari, Zs. 2004. A Tisza vízgyűjtő zooplanktonjának alakulása az 1950-es évektől napjainkig. *Hidrológiai Közöny* 84: 175-178.
- Tudományos publikációnak nem minősülő egyéb források**
- GEOSAURUS Kft. 2002. A Ráckevei (Soroksári) Duna tervezett mederkotrásainak várható hatásai. Részletes környezeti hatásvizsgálat, Budapest, 2002.
- Joint Danube Survey 2 – Final Scientific Report 2008. ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna.
- Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főigazgatóság (OKTVF) 2004. A Ráckevei (Soroksári)-Duna ág vízgazdálkodását, vízminőségét javító projekt. Budapest, 2004.

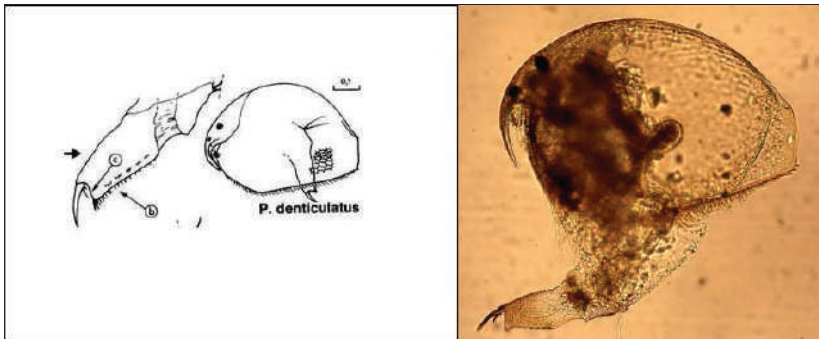
11. Melléklet

(Munkám során gyűjtött új, illetve domináns fajok illusztrációja)



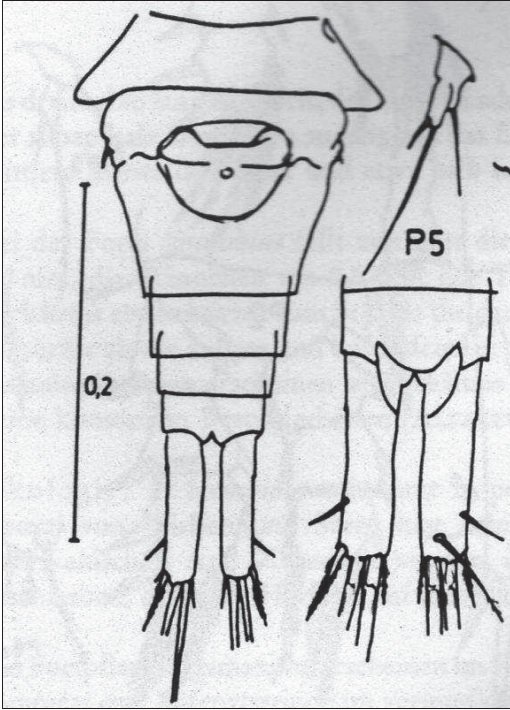
Diaphanosoma mongolianum Uéno, 1938

Forrás: Korovchinsky (1992)



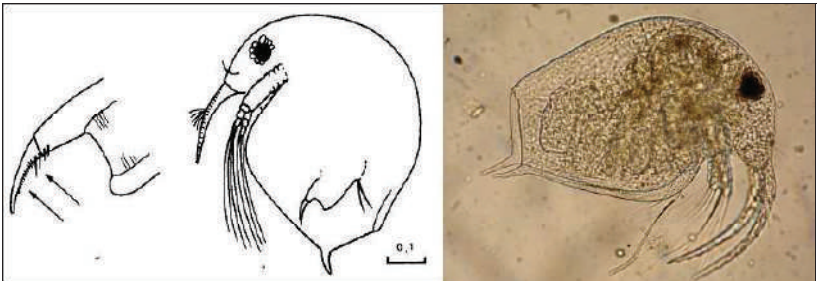
Pleuroxus denticulatus Birge, 1879

Forrás: Amoros (1984)



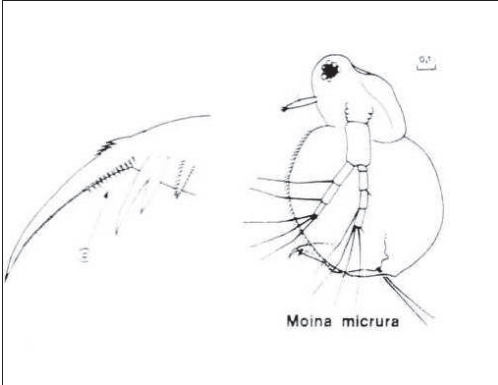
Diacyclops crassicaudis (Sars, 1863)

Forrás: Einsle (1993)



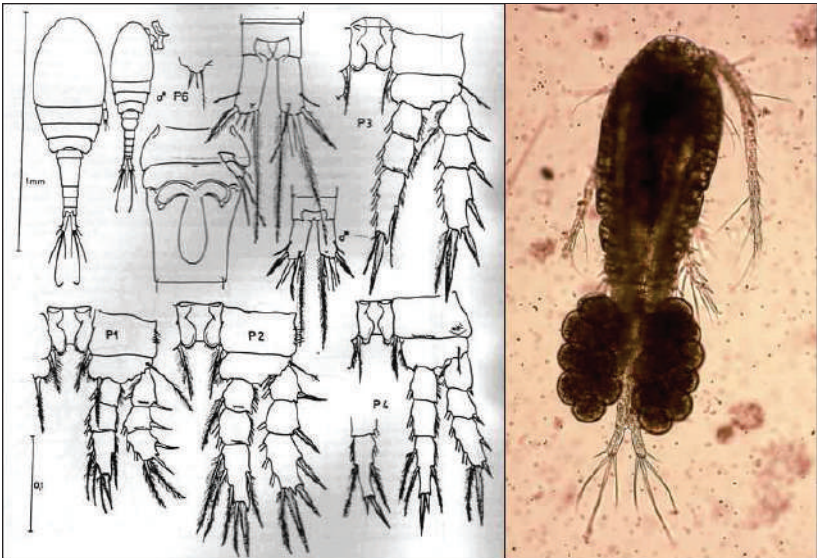
Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1785)

Forrás: Amoros (1984)



Moina micrura Kurz, 1874

Forrás: Amoros (1984)



Thermocyclops crassus (Fischer, 1853)

Forrás: Einsle (1993)