

Szent István Egyetem

**A Cladocera és Copepoda együttesek összetételének
tér-időbeli változásai a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon**

Doktori (PhD) értekezés

Mészáros Gergely

**Gödöllő
2015**

**A doktori iskola
megnevezése:**

Biológia Tudományi Doktori Iskola

tudományága:

Biológia-tudomány

vezetője:

Dr. Nagy Zoltán
Egyetemi tanár, Intézetvezető, az MTA
doktora
SZIE, Mezőgazdaság- és
Környezettudományi Kar, Növénytani és
Ökofiziológiai Intézet

Témavezető:

Dr. Zsuga Katalin PhD.
Címzetes egyetemi docens
SZIE, Mezőgazdaság- és
Környezettudományi Kar

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és Célkitűzés	6
1.1 A téma aktualitása, jelentősége	6
1.2 Célkitűzés	8
2. Irodalmi áttekintés	10
2.1 A Cladocera és Copepoda taxonok bemutatása	10
2.2. A folyóproduktivitási elméletek és a potamoplankton	11
2.2.1 A vízi ökoszisztémák produktivitási modelljei	11
2.2.2 A zooplankton szervezetek dinamikáját befolyásoló legfontosabb környezeti tényezők	13
2.2.3 A folyóvízi planktonszervezetek struktúráját befolyásoló legfontosabb humán eredetű tényezők	15
2.3 A Duna magyarországi szakaszán történt zooplankton vizsgálatok áttekintése	18
2.4 A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág, mint élőhely	22
2.5 A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízminőségének javítását célzó projekt bemutatása	25
2.6 A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon történt vizsgálatok áttekintése	28
3. Anyag és Módszer	32
3.1 Mintavételi helyszínek	32
3.2 Mintavétel és a minták feldolgozása	39
3.3 Adatelemzés	42
3.3.1 Mennyiségi és minőségi viszonyok	42
3.3.2 Tér és időbeli dinamika vizsgálata	43
3.3.3 Környezeti változók vizsgálata	44
4. Eredmények és értékelésük	46
4.1 A Ráckevei (Soroksári) - Dunaág kistrák együttesének jellemzése	46
4.2 Az egyes mintavételi helyszínek mennyiségi és minőségi viszonyainak bemutatása	54
4.2.1 Mennyiségi viszonyok	54
4.2.2 Minőségi viszonyok	63
4.3 A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai	69
4.3.1 Korrespondencia analízis	79
4.4 A Cladocera és Copepoda együttesek időbeli mintázatai	86
4.4.1 A Cladocera és a Copepoda együttes éves dinamikájának részletesebb vizsgálata három kiválasztott helyszínen	91

4.5. A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág Cladocera és Copepoda együttesének dinamikája és néhány környezeti változó közötti kapcsolat vizsgálata	95
5. Új tudományos eredmények	101
6. Következtetések és a javaslatok	103
7. Összefoglalás	106
8. Summary	107
9. Irodalomjegyzék	108
10. Köszönetnyilvánítás	124
11. Mellékletek	125

Jelölések és Rövidítések jegyzéke

DTCS	Duna-Tisza csatorna
DVCS	Duna-völgyi főcsatorna
FCSM Zrt.	Fővárosi Csatornázási Művek
fkm	folyamkilométer
Ind	Individuum: egyén, egyed. A dolgozatban az egységnyi mennyiségű (100 L) vízben található egyedszám rövidítése.
KEOP	Környezet és Energia Operatív Program
KDVVIZIG	Közép-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság
NMDS	Nem metrikus dimenzió skálázás
RSD	Ráckevei (Soroksári) – Dunaág
VKI	Víz Keretirányelv, az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK (2000. október 23.) irányelve a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról

1. Bevezetés és Célkitűzés

1.1 A téma aktualitása, jelentősége

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág földrajzi fekvése okán mindig kiemelt jelentőséggel bírt a mellette élő emberek számára. Jelentősége, mint vízi közlekedési útvonal, és mint halászati vízterület abban is megmutatkozott, hogy szabályozásáig a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág biztosította a Dunán érkező árhullám elvezetését is – nemegyszer a mélyebben fekvő települések előntése árán. Hogy ez mekkora jelentőséggel is bírt, elég felidézni az 1838-as árvizet, mikor a jégtorlasz megakadályozta a dunai árhullám mellékágon történő levonulását, így a folyó Pest városát öntötte el. Ezen funkciói a XIX. századtól csökkennek, esetleg meg is szűnnek, azonban más hasznosítási formák egyre jobban előtérbe kerülnek. 1945-ben megalakul a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség jogelőd szervezete és ezzel a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág (RSD) az első, teljes egészében horgászkezelésben lévő vízzé válik és megkezdődik a „jóléti”, rekreációs célú intenzív hasznosítás, a 70-es, 80-as évektől pedig egyre többen költöznek ki a fővárosból az RSD mellett fekvő kisvárosokba, falvakba. Napjainkban a mellékág mentén fekvő településeken – a fővárosi kerületeket nem számítva – több mint százezer ember él, és az egyik legintenzívebben látogatott horgászvíznek számít. Mindez természetesen óriási terhelést jelent a mellékág számára. A településeken ugyanis számos csatornázatlan telek található, ezek kommunális szennyvize nagyrészt a mellékágba folyik. A horgászat során a vízbe juttatott szervesanyag mennyiségét pedig a korlátozások ellenére még megbecsülni is nehéz.

További probléma, hogy a mellékágon gyakorlatilag a szabályozástól kezdve megindult a feliszapolódási folyamat, és folyamatosan csökkent az öntisztuló képesség. Mindez párosulva az egyre intenzívebb vízhasználattal, az ipari vízhasznosítással valamint az egyre nagyobb mértékű ipari/kommunális szennyvízbetáplálással rendkívül gyors ütemű eutrofizációs folyamatokat indított el a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon. Már az ötvenes évek közepéről származó publikációkban (BERINKEY és FARKAS 1956) megállapítják, hogy a víztest erősen eutrofizálódott és több figyelmet érdemel. Ezt követően a helyzet csak romlott és a nyolcvanas évek végére már-már katasztrofálissá vált, és bár a kilencvenes évek első felében az ipari üzemek – mint a legjelentősebb szennyező források – gazdasági összeomlásának következtében némi javulás állt be, jelentős mértékben csökkent az ipari eredetű szennyezés mértéke, mégis a mellékág elérte terhelhetőségének határát (HOLLÓSY 1995). Az akkori kormányzat ezért meghozta az „RSD vízminőségének javításáról szóló 2022/2000. (II. 4.) Kormány határozat”-ot,

amely a „Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása” című projekt, rövidebben az „RSD Projekt” kiindulási alapját képezte.

A komoly anyagi fedezettel bíró projekt egyik fő célja, hogy elősegítse a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízminőségének közösségi kötelezettségként vállalt javítását, a legalább „jó” kategóriájú vízminőség elérését. Az Európai Unióban ugyanis 2000. december 22-én hatályba lépett az *Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK (2000. október 23.) irányelve a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról* (Víz Keretirányelv – VKI). A keretirányelv célja, hogy 2015-re a közösség területén található felszíni vizek az irányelvben meghatározott minősítés szerint legalább „jó” állapotúak legyenek. A minősítéskor számos faktor (hidromorfológiai, kémiai, fizikai, környezeti) mellett a biológiai faktorok vizsgálata is kiemelt szerepet kapott.

A zooplankton, mint biológiai faktor ugyan nem kötelezően vizsgálandó eleme a VKI-nak, ám egy adott víztest zooplankton közössége sokatmondóan jellemzi egy adott víztér vízminőségét, amelyről tudományos munkák sokasága tanúskodik. A zooplankton egyik összetevőjeként a kistrákok rendkívül alkalmasak a vizek biomonitorozására, mivel teljes életciklusuk a vízben történik, központi helyet foglalnak el a vízi ökoszisztéma táplálékhálózatában, ökológiai és táplálkozásbiológiai tekintetben a fajok rendkívül széles skálán mozognak, valamint nagy egyedsűrűségben fordulnak elő (PONYI 1997), ami rendkívül fontos a gyűjtés és statisztikai kiértékelés szempontjából. A zooplankton abundanciája szezonális és regionális változásokat mutat (ARASHKEVICH et al. 2002), amely változások, mintázatok főként természetes eredetű állóvizekben előre kikövetkeztethetőek (BERNOT et al. 2004). Nem szabad elfeledkezni arról sem, hogy ezek az élőlények a primer termelők energiáját továbbítják a táplálkozási piramis magasabb szintjei felé (ABRANTES és GONCLAVES 2003), így rendkívül fontos helyet foglalnak el a táplálkozási láncban. Ugyanakkor – pont ezen központi szerepükből fakadóan – jelentős befolyásoló hatás nehezedik a zooplankton közösségre, úgy az élő (például predáció), mint az élettelen környezet által (LANDRY et al. 2001), így populációdinamikájuk jól jellemzi egy víztér hidrobiológiai viszonyait. A vizek minőségének értékelésére történő felhasználhatóságukat jelzi, hogy az ún. „Daphnia-teszt” a víztoxikológiai vizsgálatok egyik leggyakrabban alkalmazott eszköze (NÉMETH 1998).

A zooplankton együttes nem homogén, több taxonómiai egység képviselői is előfordulnak a közösségben: a Protozoa, vagy állati egysejtűek, a Rotifera vagy kerekeshélgégek és az Arthropoda vagy ízeltlábúak csoportja. Ez utóbbi csoportba tartozik a Crustacea altörzs is,

melyen belül a Cladocera (ágascsapú rákok), Copepoda (evezőlábú rákok) és Ostracoda (kagylósrákok) képviselői alkotják a zooplankton „kisrák” együttesét.

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág az ország egyik legjelentősebb horgászvíze. A természetes vizeken rentábilis – és nem utolsósorban fenntartható – halgazdálkodás csak a biológiai folyamatok pontos ismeretében folytatható. Halgazdálkodási szempontból mind az ágascsapú, mind pedig az evezőlábú rákok kiemelt helyet foglalnak el. A halivadékok a szikzacskó felszívódását követően – fajtól függően – néhány hetes korig fogyasztják a zooplankton elemeket, amely főként ágascsapú rákokból áll (HORVÁTH 2000). Ha ez a természetes eredetű fehérje-utánpótlás az ivadékok számára megfelelő mennyiségben rendelkezésre áll, az később a hozamban is realizálódik (KÖRMENDI et al. 2001), ráadásul a folyók mellékágai, holtágai gazdag planktontermelő helyek, így a halivadékok számára kiváló táplálékforrást biztosítanak (KURMAYER et al. 1996). A Copepoda-k között azonban számos olyan ragadozó faj található, amelyeknek egyik fő tápláléka a halivadék és predációjukkal jelentős veszteségeket okozhatnak a halállományban, sőt különböző megbetegedések vektoraiként jelentőségük humán egészségügyi szempontból is fontos lehet (BOXSHALL és DEFAYE 2008).

A szóban forgó élőlénycsoport jelentősége ellenére is a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág zooplankton együttese kevésbé feltártnak számít. Hazánk ugyan a Duna kutatásában jelentős eredményeket ért el (amelyek döntően két műhelyhez, az MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomáshoz és a Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézethez (VITUKI) köthetőek), a kutatások közül azonban nem mind terjedt ki a zooplanktonra, területileg pedig sok vizsgálat Gödre és környékére korlátozódott, illetve több felmérés csak rövid időszakot ölelt fel. A Duna mellékágai közül szinte csak a Szigetközt és a Gemenci mellékágat illetően találkozhatunk tudományos publikációval, az RSD-vel kapcsolatos zooplankton szakirodalom azonban kevés, s térben és időben csak rövid szakaszokat érint. Az elmúlt években MÉSZÁROS et al. (2007), és VADADI-FÜLÖP (et al. 2007, 2010) közölt új adatokat a témában.

1.2 Célkitűzés

Kutatásom célja a napjainkra már állóvízi jelleget öltött Ráckevei (Soroksári) – Dunaág teljes hosszában a Cladocera és Copepoda együttes felmérése, tér és időbeli dinamikájának, valamint a legfőbb környezeti tényezők Cladocera és Copepoda állomány abundanciára, fajösszetételre gyakorolt hatásának vizsgálata.

A fő kutatási célok az alábbiak voltak:

1. A korábbi felmérésekhez viszonyítva térben (teljes hossz-szelvény) és időben (2 év) kiterjesztett részletes vizsgálatok.
2. A Cladocera és Copepoda együttesek faunisztikai jellemzése, a domináns, gyakori és ritka fajok bemutatása.
3. Az RSD térbeli heterogenitásának, eltérő hidrodinamikai és hidromorfológiai jellegű szakaszainak, összehasonlítása, jellemzése a kistrák együttes mennyiségi és minőségi alakulásának nyomon követésével.
4. Néhány környezeti változó időbeli hatásának vizsgálata a kistrák együttes összetételére.
5. A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágat érintő hasznosítási formák prioritásának javaslata a kapott eredmények figyelembe vételével.

2. Irodalmi áttekintés

2.1 A Cladocera és Copepoda taxonok bemutatása

A Cladocera rendbe több mint hatszáz faj tartozik (FORRÓ et al. 2008). Változatos testfelépítéssel rendelkeznek, a legkülönbözőbb típusú vizekben megtalálhatóak. Kisméretűek, 0,25 és 18 mm közötti testhosszal rendelkeznek, amely egyrészt a külső környezeti tényezőktől függ, míg ragadozó fajok esetében ezen túlmenően a zsákmány átlagos mérete is befolyásolja (MANCA és COMOLI 1995). Testfelépítésük változatos, nevüket az úgynevezett ágascsapókká alakult a második pár csápról kapták, melyek az élőlénycsoport legjellegzetesebb szervei. Az állat ezekkel ritmikusan csapkodva, szökellve mozog a vízben, s a csápok mozgatása során keletkezett vízárammal sodorják szájnyílásukhoz a táplálékot. Ez legtöbbször növényi eredetű szerves anyag, vagy törmelék. A ragadozó fajok elsősorban a kerekesszárnyúakra vadásznak (WILLIAMSON 1983), de saját testméretnél kisebb méretű Cladocera fajokat is zsákmányul ejtenek (MANCA és COMOLI 1995).

Az ágascsapú rákok általában egy- és kétivaros szaporodás szabályos váltakozásával szaporodnak, azonban egyes irodalmi források beszámoltak kizárólagosan szűznemzéssel történő szaporodásról is (INNES és HEBERT 1988). Az ágascsapú rákokra jellemző az évszakos alakváltozás, azaz a ciklomorfózis, a legjellemzőbb erre a *Daphnia* nemnél megfigyelhető sisakképzés vagy léctüske növesztése. Ennek okai nem teljesen tisztázottak, egyes vizsgálatok szerint külső tényezők, víz hőmérséklet, fényviszonyok, vagy éppen a tápanyag-ellátottság (GULYÁS és FORRÓ 1999), ill. a turbulenciaviszonyokhoz való jobb alkalmazkodás (LAFORSCH és TOLLRIAN, 2004) is befolyásolhatja. Egyes kutatók szerint a ciklomorfózis egyfajta passzív védekezési forma a predátorokkal, elsősorban a halivadékokkal szemben (BROOKS és DODSON 1965, HUTCHINSON 1967).

A Copepoda csoport nagyon sokféle típusú vízben megtalálható, a csoport képviselőinek testhossza általában 1-2 mm, a 10 mm-t egyik faj sem haladja meg. A fajok jelentős része szűrővel szerzi táplálékát, amelynek sebessége függ a közeg hőmérsékletétől, a fényviszonyoktól és a táplálék koncentrációjától. A „szűrő Copepodák” fő táplálékai az algák és a baktériumtelepek, de számos faj komoly ragadozó, olyannyira, hogy egyes adatok szerint például a *Cyclops vicinus* és a *Mesocyclops leuckarti* legnagyobb egyedsűrűsége idején a többi

rákfaj populációja erősen lecsökken, sőt még a hallárvákat is képesek megtámadni (LILLELUND 1967).

Váltivarú állatok, a másodlagos nemi jellegük alapján a hímek és nőtények könnyen megkülönböztethetők egymástól. A megtermékenyítést követően a petékből jellegzetes külsejű naupliusz lárvák kelnek ki. Ebben a formában a Calanoidák és a Cyclopoidák is 6 fejlődési stádiumot töltenek. Eközben a testméret növekszik és az egymást követő stádiumokban folyamatosan egyre jobban kialakulnak és megfigyelhetőek az egyes testrészek, függelékek. A naupliusz lárvák a 6. fejlődési alakjukat követően „ún.” copepoditokká alakulnak, majd ezek is (hasonlóan a naupliusz lárvák egyes fejlődési stádiumához) – egyre inkább differenciálódnak, és fokozatosan kialakulnak az egyes függelékek és szervek. A copepodit 5 stádiumot követő vedlés után alakul ki a felnőtt állat. Újabb vizsgálatok alapján úgy tűnik, hogy a szaporodásukat az ultraibolya fény jelentősen befolyásolja (HANSSON et al. 2007; HYLANDER et al. 2009, RAUTIO és TARTAROTTI 2010), így a klímaváltozás kutatásban is komoly szerepe lehet a zooplankton vizsgálatoknak (VADADI-FÜLÖP et al. 2012).

2.2. A folyóproduktivitási elméletek és a potamoplankton

2.2.1 A vízi ökoszisztémák produktivitási modelljei

A folyóvizek ökológiájával kapcsolatban számos modell létezik, de napjainkig is az egyik legmeghatározóbbnak mondható a „River Continuum Concept”, vagyis a folyóvízi folytonosság elmélete (VANOTTE et al. 1980). E szerint a hidrológiai és fizikai változók a hossz-szelvény mentén, egy longitudinális gradiens szerint alakulnak, és a vízi életközösségek számára legfontosabb autochton és allochton tápanyagok eltérő mértékben termelődnek és kerülnek be a víztestbe, majd továbbítódnak az alsóbb szakaszokra. szakaszokra. Ez a folytonossági elmélet azonban nem veszi figyelembe a folytonosságot megszakító tényezőket, mint például a zsilipeket, gátakat vagy víztározókat. Ezek a műtárgyak torzítják a folyóvízi folytonosság elmélete szerint alakuló biotikus (és abiotikus) viszonyok természetes mintázatát. Ennek okán fogalmazódott meg a „Serial Discontinuity Concept” (WARD és STANFORD 1983), amely olyan folyóvizekre lett kidolgozva, amelyeken a folytonosság megszakad. Ugyanezen szerzők később publikálták ennek a modellnek egy módosított változatát (WARD és STANFORD 1995), mely szerint a víztestek árterére fokozott figyelemmel kell lenni. Ez a modell az ártereket a folyók integráns részének tekinti. Számos egyéb tudományos munka is született, amely a folyóvízi folytonosság elméletének hiányosságaira hívja fel a figyelmet (STATZNER és RESH 1993, MELO és FROEHLICH 2001, HOEINGHAUS et al. 2007), azonban napjaink komplex

szemléletmódja leginkább a főként tájökológiai szempontú megközelítésekben tükröződik. Ezen szempont szerint (NAIMAN et al. 1988) a folyóvizeket nem egy megszakítás nélküli, folytonos élőhelynek kell tekinteni, hanem célszerűbb, ha „élőhely-foltok” láncolatának, az élőhelyeket pedig egyedi foltoknak tekintjük (FAUSCH et al. 2002, POOLE 2002, WIENS 2002).

A „Flood Pulse” koncepció (JUNK et al. 1989), a „Serial Discontinuity Concept” módosított változatához hasonlóan szintén nagy hangsúlyt helyez a folyó és az ártér kapcsolatára, e modell szerint ugyanis a biomasza dinamikájára folyóvizekben elsősorban a nagyobb volumenű vízszintingadozások, valamint a főmeder és az ártér közötti laterális vízcserre gyakorol komolyabb hatást. A „Riverine Productivity Model”, vagyis a folyó produktivitási modell szerint egy folyóvízi ökológiai rendszer vizsgálatakor figyelembe kell venni, hogy tápanyag-utánpótlás szempontjából a folyóvíz mellett található területek, mint a szervesanyag bemosódás forrásai mellett a víztest rendelkezik saját, autochton produkcióval is (THORP és DELONG 1994). Az „Inshore retention” modell (SCHIEMER et al. 2001) a folyóvizek parti tájékának szerepét emeli ki. Az elmélet szerint a part menti területek habitatjai, jellemzőik, strukturáltságuk alapján különböző fajoknak szolgálhatnak élőhelyként, és így jelentős mértékben hatnak a vízi közösségek diverzitására is. OERTEL (2004) munkájában részletes áttekintést ad a folyó-koncepciókról.

A fentebb ismertetett, tájökológiai szemléletű munkák nagy hatást gyakoroltak a kutatásokra, amelynek hatására egyre több szakember (BÓDIS et al. 2012, ERŐS et al. 2012) kezdte a folyóvizeket, mint folyosókat értelmezni (SZIVÁK 2013). Ezen szemlélet mentén az 1980-as évektől kezdődően számos olyan publikáció született, amely a patakmeder és a kapcsolódó parti öv, valamint a tágabb értelemben vett vízgyűjtő terület közötti kapcsolatok megismerésére irányult (POOLE 2010). Ezek közül HYNES (1975) a vízgyűjtő terület és a vízfolyás kapcsolatát hangsúlyozta, szerinte a víztest ökológiai folyamatait elsősorban a vízfolyás környezete, a vízgyűjtő terület határozza meg. A „Nutrient Spiraling Concept”, a spirális áramlás elmélete (WEBSTER és PATTEN 1979), a vízfolyásban található tápanyag spirális áramlását ismerteti, amelyet a folyóvíz hossz-szelvénye mentén az üledéklakó szervezeteknek, az alsóbb szakaszok felé történő transzportja tart fenn (MULHOLLAND és WEBSTER 2010). FISHER (1997) szerint a vízgyűjtő topográfiai adottságai hatással vannak a vízfolyásnak, mint rendszernek az ökológiai folyamataira, így a rendszer egyes elemeinek tekintett vízfolyásokat egy hálózat részeként értelmezte. Hasonló, topográfiai megközelítéssel már az ötvenes években is foglalkoztak. A patakok rendűségének elmélete (STRAHLER 1957) összefüggésekre mutatott rá a patak mérete, a vízgyűjtő területének egészen belüli elhelyezkedése és egyéb hidrológiai jellemzői között, míg CZERNIAWSKI (2013) a

kisvízfolyások mentén található növényborítottság befolyásoló hatására hívta fel a figyelmet. Új, az eddigi kutatási eredményeket szintetizáló koncepciót, a „Riverine Ecosystem Synthesis”, vagyis RES (THORP et al. 2006). Ennek kiindulási alapelve kimondja, hogy az ökoszisztémák „foltok” (patches) mozaikjának tekintendők, és mind a foltokon belül, mind a foltok közt kölcsönhatások állnak fent, változások zajlanak, továbbá ezek a mintázatok összekapcsolódnak. A modell alapelvei közé tartozik, hogy folyórendszerekben a fajok elterjedését elsősorban a térben kisebb vagy nagyobb foltok elterjedése határozza meg, melyeket főként a hidrogeomorfológiai erők alakítanak ki, és az éghajlat illetve a növényzet befolyásolja.

Új és ígéretes szemléletmódnak tekinthetőek a geomorfológiai és az ökológiai szempontokat egyidejűleg figyelembe vevő tudományos munkák, amelyek abból a feltevésből indulnak ki, hogy egy víztest fizikai környezetének jelentősebb mértékű változását, a vízgyűjtő területen található mellékfolyások és összefolyási pontok befolyásolják, mivel ezek hordalékot és szerves anyagot továbbítanak a főágba, így komoly hatást gyakorolnak az ott élő közösségekre (Link Discontinuity Concept, RICE et al. 2001). Ezt a nézőpontot más kutatások is igazolták (BENDA et al. 2004), ahol kimutatták, hogy egy vízgyűjtő mellékágainak főágba történő becsatlakozási helyszíne jelentős pontjai az ökológiai folyamatoknak. Ezen elmélet megtalálható az elméleti ökológiában is, mely szerint egy hálózatot a csomópontok és az ezeket összekötő szakaszok alkotnak. Ez tekinthető a dendritikus ökológiai hálózatok alapvető nézetének is (GRANT et al. 2007).

2.2.2 A zooplankton szervezetek dinamikáját befolyásoló legfontosabb környezeti tényezők

A legtöbb kutató egyetért abban, hogy folyóvizekben a kerekeshéjúak a meghatározó elemei a zooplankton közösségnek (AKOPIAN et al. 2002, THORP és MANTOVANI 2005), és a legnagyobb abundancia a folyók lassú folyású síkvidéki szakaszán mérhető (ADMIRAAL et al. 1994, GARNIER et al. 1995, GOSSELAIN et al. 1998, MAY és BASS 1998). Arra nézvéen nincs konszenzus, hogy a víztest hidrodinamikai viszonyai, a vízkémiai faktorok, vagy például az emberi beavatkozás (vízszennyezés vagy duzzasztás) az elsődleges tényező a potamoplankton dinamikájának alakulásában. A munkák meghatározó részében a szerzők a zooplankton hosszanti irányú eloszlását vizsgálták (POURRIOT et al. 1997, IETSWAART et al. 1999, KIM és JOO 2000, PERESIN et al. 2014). PAGGI és PAGGI (2007) egy trópusi folyóvizet vizsgálva megállapították, hogy a főágtól távolodva, a holtágakban a zooplankton abundanciája

párhuzamosan növekszik a környezeti heterogenitással. A fő- és a mellékágak zooplankton abundanciájával kapcsolatban RECKENDORFER és munkatársai figyelemreméltó megállapítást tettek. Szerintük a főágban nem beszélhetünk számottevő zooplankton produkcióról, mivel, ha ez így lenne, a legnagyobb abundancia értékeket alacsony vízállásnál lehetne megfigyelni, azonban a szerzők pont alacsony vízállásnál észlelték a legkisebb abundanciát. Mindebből arra a következtetésre jutottak, hogy a zooplankton állomány lentikus forrásból érkezik a főágba. A szerzők közepes vízállásnál találták a zooplankton számára legnagyobb mennyiségben elérhető, kedvező habitat-foltokat, ezeket úgynevezett „storage zone” vagy tárolási területekként aposztrofálták (RECKENDORFER et al. 1999).

A zooplankton biomasszájának és a vízhozam összefüggéseinek feltárására irányuló kutatásokban sem található egységes álláspont, mivel néhány szerző szerint a víz tartózkodási ideje összefüggésben áll a zooplankton mennyiségével (BASU és PICK 1996, PACE et al. 1992, SAUNDERS és LEWIS 1988, THORP et al. 1994, BARANYI et al. 2002, ROSSETTI et al. 2009), azonban néhány kutató szerint nem ennyire egyértelmű az összefüggés (ONWUDINJO és EGBORGE 1994, SABRI et al. 1993, CASTEL 1993). VRANOVSKY szerint már 1 cm sec^{-1} áramlási sebesség is jelentős csökkenést okoz a zooplankton közösség abundanciájában (VRANOVSKY 1995). A vízfolyás (áramlás) mértéke egyes szerzők szerint még az állóvizekben is meghatározó tényező (OBERTEGGER et al. 2007). SLUSS és munkatársai fontos gyakorlati megállapításokat is tartalmazó munkájukban az áramlás zooplankton közösségre gyakorolt hatását vizsgálták. Eredményeik szerint a kerekeshéjúak a kistrákokhoz képest gyorsabban fejlődtek a nagyobb áramlási viszonyok mellett, a kistrákok számára a lassabb áramlás volt a kedvezőbb. A szerzők rámutatnak, hogy a folyóvízi rehabilitáció élőhelyfejlesztése során kiemelt figyelmet kell fordítani a nyugodt, kisebb áramlású élőhelyekre, folyószakaszokra (SLUSS et al. 2008). CZERNIAWSKI (2012) olyan kisvízfolyásokon vizsgálta a planktonszervezetek eloszlását, ahol a kistrákok egyik legfőbb predátorai, a halak és azok ivadékai hiányoztak a vízből, így az ágascápú rákok együttesére a halak nem gyakoroltak predációs nyomást, és eloszlásukat érdemben csak az abiotikus környezeti tényezők határozták meg. Cladocerákat csak a $3,3 \text{ cm s}^{-1}$ -nél kisebb áramlási sebesség mellett talált.

A vízállás mellett a zooplankton dinamikáját egyéb változók is befolyásolják, amelyek közül a hőmérséklet az egyik legfontosabb tényező (GULYÁS és FORRÓ 1999). Folyóvizek esetében a főág és a mellékág közötti víz hőmérsékleti differencia az eltérő hidrodinamikai viszonyokból fakadóan igen különböző lehet, és így a zooplanktont alkotó fajok életciklusában is jelentős eltérések figyelhetők meg. Ennek a jelenségnek döntő hatása lehet a főág és a mellékág kapcsolatrendszerének vizsgálatakor, amelynek elsősorban a szabályozott folyóknál lehet

kulcsfontosságú szerepe (SCHIEMER et al. 2001). A planktonikus közösségek lentikus eredetével számos publikáció foglalkozik (SAUNDERS és LEWIS 1988, SCHIEMER et al. 2001, ZSUGA et al. 2004, VIROUX 2002), azonban egyéb lehetőségeket (pl. tartós peték) sem szabad figyelmen kívül hagyni egy folyóvíz zooplankton dinamikájának elemzésekor (WAHL et al. 2008). JENKINS és UNDERWOOD (1998) megállapította, hogy a szél és a viharos időjárás komolyan befolyásolja a zooplankton eloszlását egy víztesten belül, azonban ezek mellett több fontos faktort is megemlítenek, mint befolyásoló tényezőt. Ilyen pl. a sótűrés is, mivel az élőlénycsoportok szerveződése és alkalmazkodása a sókoncentrációhoz igen eltérő lehet. (HORVÁTH et al. 2014). ZORINA-SAKHAROVA et al. (2014) a Duna-deltában több paramétert vizsgálva azt mutatták ki, hogy a salinitásnak volt a legnagyobb hatása a zooplanktonra, a sótartalom csökkenésével a fajstruktúra megváltozott. ARAÚJO és munkatársainak eredménye szerint a tengerparti lagunákban a nagy salinitás csökkentette a fajgazdagságot, az alacsonyabb sótartalmú évszakokban az édesvízi fajok aránya volt nagyobb a közösségben. A zooplankton kolonizációban valószínűleg a tartóspetéknek is van szerepe a kisebb sótartalmú periódusokban (ARAÚJO et al. 2014).

Érdeemes a fenti, algológiai kutatások eredményét összevetni DOKULIL (2014) vizsgálataival, aki a Duna primer produktivitásával kapcsolatban megállapította, hogy a vízingadozás és a vízjárás komoly hatást gyakorol a vízfolyás középső szakaszának produkciójára. Korábbi irodalmi adatokban 130 mg m^{-3} klorofil koncentráció értéket is leírtak, a szerző azonban 2007. évben nem mért 20 mg m^{-3} értéknél többet.

2.2.3 A folyóvízi planktonszervezetek struktúráját befolyásoló legfontosabb humán eredetű tényezők

A vízi ökoszisztémát befolyásoló emberi tevékenység két lényeges típusát különböztethetjük meg, amelyek a Víz Keretirányelv szerinti szabályozás és minősítés szempontjából is fontosak, s jelentősen érintik a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágot is:

Hidromorfológiai hatások:

- tározók, vízlépcsők, duzzasztók építése, mederszabályozás, part átalakítás, stb.,
- vízgazdálkodási tevékenység (vízkivétel, vízbevezetés, belvíztározás, belvízelvezetés),
- mellékágak leválasztása, vízszintszabályozás, kotrás.

Ipari és/vagy kommunális pontszerű szennyvízbevezetések, valamint diffúz szennyezőanyag terhelések:

- szervesanyag terhelés növekedése,
- növényi tápanyagkészlet növekedése,
- toxikus szerves és szervetlen mikroszennyezők feldúsulása.

A tározók, erőművek, duzzasztók létesítésekor a zooplankton biomassza mennyisége hirtelen megnő, és az újonnan kialakult, módosított víztest élővilága sok új fajnak ad otthont, amely jelentősen eltér a folyóvízi élővilágtól (RHODE 1964, STRASKRABA és HRBÁCEK 1966, KRZANOWSKI 1971). PARSONS és CAMPBELL (1961) megállapították, hogy a nagy mennyiségű lebegőanyagot szállító folyókra telepített duzzasztóművek, tározók segítik a feltöltődést. A Ráckevei (Soroksári) – Dunaággal kapcsolatban szintén egyik legkomolyabb probléma a Duna főágából érkező lebegőanyagoknak döntően az RSD felső szakaszán történő lerakódása, ezzel együtt erőteljes feltöltődése és előrehaladott mértékű eutrofizációja.

VRANOVSKY (1996) már néhány évvel a Dunán létesített Gabčíkovo-i erőmű üzembe helyezését követően észlelte annak hatását: a nyári időszakban csökkent a zooplankton biomasszája, az euplanktonikus fajok száma csökkent, míg a tichoplanktonikus fajok száma emelkedett, továbbá egy plesiopotamon típusú élőhely kiszáradt.

UHLMANN (1998) szerint a duzzasztást követően létrejött, mesterséges víztesteken a szél, illetve a szél által keltett hullámozásnak, az így létrejött vízmozgásnak és vízszint-ingadozásnak sokkal nagyobb szerepe van, mint a természetes víztesteken, ahol a parti növényzet és a hínárosok számos szabályozási funkciót is ellátnak. A természetes vizeken a part közelében, a sekély vízmélységű szélvizeknél található növényzet meggátolja a felkeveredést és nagyban csökkenti az áramlások hatását.

A vízszabályozási munkákkal hozta összefüggésbe KISS (2004) néhány fajnak a Szigetközben való eltűnését, illetve más fajoknak a gyors térhódítását (*Moina brachiata*, *Alona intermedia*). Kutatásai során összesen 106 taxont mutatott ki a szigetközi Duna szakaszon az 1991 és 2002 közötti időszakban. A Duna főágából 27 Cladocera és 11 Copepoda taxont írt le.

GULYÁS (2014) a Szigetközben végzett limnokorall kísérletei eredményeként megállapította, hogy „minden olyan hatás, ami a Duna-víz áramlási sebességét csökkenti, a felvehető növényi tápanyagok (N- és P-formák) mennyiségének növelése nélkül is eutrofizálódáshoz vezet, és a planktonikus élőlény együttesek gyors és kiszámíthatatlan

strukturális változását eredményezi”. Ennek fő oka a lebegőanyag tartalom és a nagyméretű algák kiüledése, a víz átlátszóságának növekedése.

Rendkívüli jelentőségű ILLYOVA és NÉMETHOVA (2005) a magyar-szlovák Duna szakasz főágában végzett kutatása, melynek során a Cladocera együttes hosszútávú változásait vizsgálták. Összesen 64 fajt írtak le, és első alkalommal közölték a *Disparalona hamata* előfordulását a Dunában. Nyolc, általuk invazívnak minősített faj (*Daphnia ambigua*, *Daphnia parvula*, *Bosmina coregoni*, *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Moina weismanni*, *Disparalona hamata*, *Pleuroxus denticulatus*) előfordulását is rögzítették, a leggyakoribb taxon a *Chydorus sphaericus* volt. VRANOVSKY fent hivatkozott megállapításához hasonlóan ezen szerzők is leírják, hogy az erőmű üzembe helyezése után jelentős változások következtek be. A főág elterelését követően csökkent a vízszint, valamint az áramlási sebesség, és ez mind megmutatkozott a Cladocera fauna struktúrájában. A főágban az elterelést megelőzően a *Bosmina longirostris*, *Alona quadrangularis*, *Alona rectangula* voltak a leggyakoribb fajok, míg a mellékágakban a *Bosmina longirostris* volt az uralkodó taxon, és a mintavételi helyeken általában az euplanktonikus fajok voltak a meghatározóak. A duzzasztást követően csökkent a *Bosmina longirostris* dominanciája, egyúttal nőtt a *Daphnia* fajok előfordulási aránya és inkább a litorális fajok domináltak, míg a mellékágakban leginkább a fitofil fajok fordultak elő.

A szennyvízterhelések során a szennyezőanyag jellegétől függően a hatások megmutatkozhatnak a természetes tisztuló képesség csökkenésében, az oxigénháztartás zavaraiiban, az eutrofizálódás fokozódásában, toxikus anyagok felhalmozódásában, egyes szervezetek pusztulásában, más szervezetek elszaporodásában. Mindezek az élőlény közösségek szerkezetének átalakulását eredményezik.

BOTHÁR (1982) az 1978-as Duna expedíció eredményeit összegezve megállapítja, hogy a magyarországi Duna szakaszon a legdominánsabb kistrák fajok a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops robustus* voltak. Budapestnél azonban jelentősen csökkent az egyedszám, amelyet a szerző a fővárosból érkező szennyvízterhelés következményeként értelt.

NAIDENOW és SAIZ (1985) Bulgáriában vizsgálták a Dunát. A szerzők szerint a szennyvízbevezetés jelentősen befolyásolta mind a fito-, mind pedig a zooplankton eloszlását. A különbség különösen alacsony hőmérsékletnél volt megfigyelhető.

BOTHÁR (1985) a Duna gödi szakaszán végzett hosszú távú vizsgálatokat. Ezek eredményei az eutrofizálódásra utalnak, amely nagyban következik a szennyvízterhelésből. A hosszú távú vizsgálatok azt mutatták, hogy a zooplankton mennyisége erőteljesen növekszik,

olyannyira, hogy a 80-as években mért abundancia értékek a többszöröse a 70-es években mért értékeknek.

KÖRMENDI és LANSZKI (2002) a Duna-Dráva Nemzeti Park területén végzett kutatásai szerint, főként a nyári időszakban tapasztalható szervesanyag felhalmozódás miatt az eutrofizálódást jelző fajok száma akár a többszörösére is emelkedhet.

GULYÁS (1995) a folyásiránnyal megegyező növekedést figyelt meg a Duna zooplankton abundanciájában, valamint több faj esetében az átlagot meghaladó egyedszámot tapasztalt, melyet az eutrofizáció következményeként értékelt. A vizsgálatok során észlelt legtöbb faj a lassú áramlású, eutróf vizekre volt jellemző.

SAAD et al. (2013) a Nílus deltában 20 fizikai-kémiai paraméter és 6 nehézfém esetében vizsgálták a szennyvízterhelés hatását a zooplankton abundanciájára és a diverzitásra. Eredményeik szerint az összes zooplankton denzitás csökkent a szennyvíz koncentráció és terhelés növekedésével. A kerekeshéjúak voltak a legtoleránsabbak, a Copepoda-k kevésbé, míg az ágascsapú rákok nagyon alacsony toleranciát mutattak mind a kommunális szennyvízterhelés, mind a toxikus anyagokkal szemben.

Az RSD-re vonatkozóan több szerző is beszámol a fokozódó eutrofizálódásról, az alsó szakasz felé haladva a zooplankton abundancia és a fajszám emelkedéséről, az eutróf indikátor fajok arányának növekedéséről (BOTHÁR 1973, GULYÁS és TYAHUN 1974, BOTHÁR és KISS 1984, GULYÁS 1997). Az oldott oxigén- és nitrogénháztartás elemeire vonatkozó kémiai vizsgálatok szerint az 1997-2010 közötti időszakban egyértelműen kedvezőtlen változások következtek be, ami a vízminőségi és vízgazdálkodási beavatkozás (RSD-Projekt) fontosságát hangsúlyozza (TÓTH ZS. 2014).

2.3 A Duna magyarországi szakaszán történt zooplankton vizsgálatok áttekintése

A hazai Duna szakasz kistrák közösség kutatásáról a XIX. századból is találhatunk adatokat. DADAY (1884, 1885, 1888) a Cladocera és a Copepoda együttes szélesebb földrajzi értelemben vett elterjedését vizsgálta, ÖRLEY (1886) pedig a Budapest környékén megtalálható kistrák közösséget kutatta. Ez utóbbi kutatás – a Budapest környéki vizek zooplankton közösségének vizsgálata – az első világháborút megelőző években is zajlott (KOTTÁSZ 1913, JUNGMEYER 1914).

ÉBER (1955) három évtizeden keresztül, 1926 és 1955 között végzett vizsgálatokat a Dunán. Ennek során megállapította, hogy a hirtelen jött nagy víztömeg – az árvizek – „felhígítja”

a zooplankton és az apadástól számítva 15-20 nap kell az eredeti állapot visszaállításához. Álláspontja szerint a plankton mennyisége fordítottan arányos a vízfolyás sebességével és a vízállással.

BOTHÁR (1968) az 1965-ös árvíz során, Alsógödnél vett vízmintákat. Ezek tanulmányozásával arra a következtetésre jutott, hogy a magas vízállás során elöntött, fél és egy méter vízmélységű, növényekkel gazdagon benőtt kiöntésekben igen gyorsan kialakulhat egy sok fajból álló kistrák közösség, melyben a Cladocera-akat elsősorban a nagy tűrőképességű fajok (*Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Chydorus sphaericus*) képviselik.

A 60-as évek végén két jelentősebb munka is született, melyben a Duna élővilágáról – beleértve a zooplankton is – adnak átfogó tájékoztatást a szerzők. Az első BERCZIK (1966) nevéhez fűződik, aki 42 Cladocera és 14 Copepoda fajt említ. A másik DUDICH (1967) „Limnologie der Donau” című monográfiája. Ebben az időszakban mérte fel Kertész György a magyarországi Duna szakasz kerekeshéreg közösségét is, amely munka úttörő a Duna zooplankton kutatásában. (KERTÉSZ 1963, 1967).

Bothár Anna a következő évtizedekben folyamatosan vizsgálta a Duna élővilágát, amelyek eredményei mára rendkívüli jelentőségűvé váltak, hiszen ezen vizsgálatok által folyamatos betekintést nyerhetünk az évek során bekövetkezett változásokról. Az 1967 és 1968 között Nagymaros és Megyer között lefolytatott kutatások eredményeképpen 20 Cladocera és 7 Copepoda faj kerül elő, a két leggyakoribb faj a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops vernalis* volt (BOTHÁR 1972). Figyelemreméltó eredménye a vizsgálatnak, hogy 8°C alatti víz hőmérséklet esetén egyáltalában nem találtak a vízben kistrákokat.

A Duna gödi szakaszán végzett kutatások eredményei alapján, gyakoriságuk szerint 3 csoportba sorolta a fellelt fajokat (BOTHÁR 1975). Az első a domináns fajok csoportja, ahová a *Bosmina longirostris* és az *Acanthocyclops vernalis* fajokat is sorolta. A második csoportba a ritkábban kimutatott fajok kerültek, ezek között említette az *Eucyclops serrulatus*, a *Mesocyclops leuckarti*, *Chydorus sphaericus* fajokat. Az utolsó csoportba olyan fajokat sorolt, amelyek akár nagyobb, akár kisebb számban, de rendszertelenül fordulnak elő a Dunában. Ezek a fajok döntően a mellék- (például a Ráckevei [Soroksári] – Dunaágból) és holtágakból kerülhetnek a főágba. Rendkívül fontos eredménye a munkának, hogy a *Thermocyclops crassus*, – amely korábban egyáltalán nem, vagy csak kis egyedszámban fordult elő – terjedését ezektől az évektől kezdték megfigyelni. Az 1971 és 1973 közötti években a nyári maximális egyedszám tekintetében növekedés volt megfigyelhető, amelyet egyrészt a magasabb hőmérséklettel, másrészt az alacsony vízállással és kisebb áramlással hoz összefüggésbe a szerző (BOTHÁR 1975).

NAIDENOW (1979) is felhívja a figyelmet a mellékágak jelentőségére. 1977 júliusában végzett vizsgálatait eredményeképpen, az 1821 fkm-től 1455 fkm-ig tartó szakaszon 18 Rotifera, 10 Cladocera és 3 Copepoda fajt jelzett a szerző. Álláspontja szerint a mellékágak és a mellékvizek a zooplankton benépesítés szempontjából rendkívül fontos szerepet játszanak.

BOTHÁR (1978) 1976-ban Szobnál, Nagymarosnál és Újpestenél vett mintáinak elemzésekor 25 Cladocera és 14 Copepoda fajt talált. Az egyedszám tekintetében két csúcst figyelt meg a szerző: az elsőt május – június hónapban, a másodikat pedig augusztusban. Júniusban a fővárosi (újpesti) mintavételi helyeken kiugróan magas egyedszámokat talált, amelyet a vízszennyezéssel magyarázott. Általánosságban a partközeli, csendesebb vizeken szintén magasabb volt az egyedszám, ennek okát a partközeli vizek védő hatásában látta a szerző.

A Szob, Göd és Adony (ez utóbbi helyszín már az RSD kitorkollása alatti Duna szakasz) térségében 1987-ben végzett vizsgálatok (BOTHÁR 1988) eredményeképpen 29 különböző Cladocera és Copepoda faj került meghatározásra. A legdominánsabb fajok a *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops serrulatus* és a *Cyclops vicinus* voltak. Figyelemreméltó, hogy novemberben mindkét csoportból csak néhány példányt tudott gyűjteni a szerző, tavasszal pedig a Cladocerák csak májusban jelentek meg. Míg Szobnál és Gödnél, azaz a Budapest feletti szakaszon egy júliusi egyedszám maximumot figyelt meg a szerző, addig Budapest alatt, Adonynál, májusban – tehát a Cladocerák megjelenését követően szinte azonnal – tapasztalta az egyik legmagasabb egyedszámot, amelyet aztán egy júniusi mérséklődést követően júliusban ismét egy egyedszám növekedés követett. Ezeket az eltéréseket a fővárosi szennyvízterheléssel, illetve az adott szakasz módosított jellegével (Budapest környéki mederszabályozások/átalakítások) magyarázta a szerző (BOTHÁR 1988).

A 90-es években már számos, hosszú távú hatás következményét is sikerült kimutatni BOTHÁR (1994) szerint. 1991 és 1993 között összesen 36 fajt azonosítottak. Ez megfelel a korábbi évek eredményeinek, azonban számos változást észlelt a szerző: a *Bosmina longirostris* átlagos egyedszáma jelentősen csökkent, míg a Copepoda-k közül az *Acanthocyclops robustus* vált meghatározó fajjává. A Copepoda-k relatív aránya nőtt, ez a növekedés azonban döntően ennek az egyetlen fajnak köszönhető. Ekkor jelezték először az *Eurytemora velox* megjelenését is. A Cladocera-k aránya ugyanakkor rendkívüli módon csökkent. A szerző szerint az eredmények a hosszú, csapadékszegény nyaraktól fakadó alacsony vízállásnak és kisebb vízhozamnak, a kéalgák egyedszámának fokozott ütemű növekedésének, valamint a Duna elterelésének tudhatók be. Ezek összhatásaként a csökkenő víztérfogat mellett megszűnt, de

legalábbis rendkívül ingataggyá vált a főág és a mellékágak, holtágak kapcsolata, amely pedig a már hivatkozott, 1975-ös publikációja szerint kiemelt fontossággal bír (BOTHÁR 1994).

A Duna 1848 és 1659 fkm-e között végezte vizsgálatait GULYÁS (1994), melynek során 26 Cladocera és 15 Copepoda taxont írt le. A szerző kitért a Rotifera csoport elemzésére is, mivel mindegyik mintában a kerekeshéjűek voltak a legmeghatározóbbak. A szerző a fajösszetételben sem szezonális, sem horizontális eltéréseket nem észlelt.

KÖRMENDI (2007) a Duna – Dráva Nemzeti Park területén, a Sió torkolatánál végzett kutatásai során 10 Cladocera és 6 Copepoda taxont identifikált. A szerző eredményei alapján megállapította, hogy CSÁNYI és munkatársai 1994-ben végzett korábbi kutatásaival összevetve (CSÁNYI et al. 1994), a partközeli, áramló vizekben a kerekeshéjűek képviselőinek száma kevesebb, míg a Cladocera és a Copepoda fajok száma közel azonos. Fontos, hogy a szerző szerint, más dunai mellékágakkal összevetve, az általa vizsgált holtágak zooplankton faunája szegényes.

BOTHÁR 1996-os publikációjában az idő és térbeli változásokat elemezte. Megállapította, hogy a *Bosmina longirostris* dominanciája folyamatosan csökkent, míg ezzel párhuzamosan a *Disparalona rostrata*, *Daphnia cucullata*, *Chydorus sphaericus* fajok váltak a Duna meghatározó taxonjaivá. Nemcsak a Cladocera, hanem a Copepoda együttes is átalakult a szerző megfigyelései szerint: a korábban meghatározó *Eucyclops serrulatus* mennyisége folyamatosan csökkent, míg az *Acanthocyclops robustus* egyedszáma emelkedett. A szerző felszíni és fenékközei mintákat is elemzett, álláspontja szerint a vízmozgás miatt nem volt megfigyelhető szabályos vertikális mozgás (BOTHÁR 1996).

Az 1992 és 1994 között vett vízminták elemzéséről számol be GULYÁS (1995) publikációjában. A Pozsony és Budapest között vett minták feldolgozása során 17 Copepoda fajt és 36 Cladocera fajt jelez a szerző. Rendkívül figyelemreméltó, hogy számos ritka faj is azonosításra került, csak néhányat megemlítve: *Eurytemora velox*, *Daphnia galeata*, *Monospilus dispar*. Szintén fontos megállapítása a munkának, hogy a szerző a mennyiségi viszonyok tekintetében minden évben két csúcsot figyelt meg: egyet tavasz végén - nyár elején, egyet pedig nyár végén – kora ősszel. A szerző megállapította, hogy folyásirány szerint az abundancia növekszik, illetve néhány faj esetében kiugróan magas egyedszámot tapasztalt. Ezekből a szerző arra a megállapításra jutott, hogy az eutrofizáció növekvő mértéket mutat (GULYÁS 1995).

A legutóbbi időkben Kiss Anita és Tóth Adrienn végzett részletes zooplankton kutatásokat a Dunán. Előbbi szerző főként a Szigetközt kutatta behatóbban és a hosszú távú vizsgálatok során, 1990 és 2002 között a Duna főágából 27 Cladocera és 11 Copepoda taxont írt le. A szerző megállapításai szerint néhány faj eltűnt, míg néhány faj gyorsan terjed (KISS 2004).

A gödi Duna szakaszt vizsgálva TÓTH megállapította, hogy a zooplankton egyedszám Gödnél a Duna fő- és mellékágában eltérő, a mellékágban egy nagyságrenddel nagyobb az abundancia (TÓTH A. et al. 2010). A zooplankton biomassa adatok tendenciájukban jól követik a fitoplankton biomassa alakulását, de nagyságrendileg attól jóval alacsonyabbak (TÓTH B. et al. 2010). A planktonikus fauna vizsgálata mellett úttörő kutatások is történtek a bentikus és bentonikus kerekeshéreg, illetve a kistrák együttes feltárásában; ezen élőhely közösségen belül 42 kerekeshéreg és 6 ágascsapú rák taxon jelenlétét sikerült kimutatni. Az eredmények szerint a főág és mellékág közötti fajösszetételbeli különbséget a vízszintesökkenéssel kialakuló szinte állóvízi, hullámzásmentes környezet kialakulása magyarázza (TÓTH és ZSUGA 2009).

2.4 A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág, mint élőhely

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág a magyar Duna szakasz második legnagyobb mellékága, (1. sz. melléklet) és fővároshoz való közelsége okán mindig is rendkívül fontos víztestnek számított. Az RSD 58 km hosszú, a Dunából 1642 fkm-nél ágazik ki, és 1586 fkm-nél torkollik vissza. Vízfelülete 14 km², átlagos víztérfogata 32-38 millió m³ között van. A Kvassay tápszilipen és erőművön keresztül évente 550-750 millió m³ víz kerül betáplálásra. Míg a Duna főágának vízszintesése a Kvassay és Tassi zsilipek között átlagosan 4-5 méter, addig a szabályozott vízszintű mellékágé 10-30 cm között van, így a vízszintingadozás csekély, a vízsebesség átlagosan 0,1-0,3 m sec⁻¹. Az alacsony áramlási sebességből fakadóan a víztömeg nyáron 1,5-2,5 hét alatt, míg télen 3-5 hét alatt cserélődik le (DÉVÉNYI 1989).

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágot az EU Víz Keretirányelv *AIQ014* azonosítóval az erősen módosított állóvíz jellegű víztestek közé sorolja (meszes – közepes területű – sekély – nyílt vízfelületű – állandó típushoz hasonló) (<http://www.vizeink.hu/?module=ovgt100505>). Ezt az állóvízi jelleget demonstrálják az előző bekezdésben ismertetett hidrológiai adatok is. Fontos megemlíteni, hogy a mellékág partvonalának hossza – az RSD mellékágait is figyelembe véve – 180 km, amely érték a Velencei-tó partvonalhosszának hatszorosa, és megegyezik a Balatonéval (KOVÁCS 1973).

Az RSD állóvízi jellegűvé válását sok tényező mutatja. A hossz-szelvény mentén a zsilipek térségét leszámítva az alacsony áramlási sebesség, az üledékben felhalmozódó növényi tápanyag következtében, minden évben jelentős vízínövényzet fejlődik ki, amely a bentikus eutrofizáció előrehaladását eredményezi. Ezzel a litorális zóna nemcsak a partszegélyre korlátozódik, hanem a meder közepe felé is szélesedik. A mellékágra jellemző iszaplerakódás a legfelső részen még a dunai hordalékból származik, a további szakaszokon pedig a vízínövényzet

anyagcsere folyamatai révén keletkezik. TÓTH ZS. (2014) közleményében az ÖKO Zrt. (2008) felméréseire hivatkozva ismerteti, hogy a makrogerinctelen faunában a limnofil fajok nagy arányban megtalálhatók az RSD teljes szakaszán, melyek a lassú áramlásra, és a sok helyen kialakult állóvízi körülményekre engednek következtetni. Ezzel szemben a folyóvízi referenciaállapotra utaló, gyorsabb folyású vizeket kedvelők aránya nagymértékben lecsökkent. A halfaunában a limnofil-reofil fajok arányainak szakaszonkénti különbsége szintén azt mutatja, hogy az RSD legnagyobb részén a limnofil fajok dominálnak, a reofil fajok aránya csak a két zsilip térségében nagyobb.

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág több szakaszra is felosztható, a publikációkban legtöbbször a három részletre történő tagolással találkozhatunk, ezért a továbbiakban eszerint ismertetem a mellékágat. Meg kell azonban jegyezni, hogy találkozhatunk olyan munkákkal is, ahol négy kisebb részletre tagolják az RSD-t. A Ráckevei (Soroksári) Duna természeti értékei, Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság kiadványa 2005). Ezek a szakaszok nem különülnek el éles, jól kirajzolódó határral, azonban a kutatások során érdemes figyelembe vennünk azokat.

A felső szakasz (38-58 fkm) a legsekélyebb (2-3 m) és a legkeskenyebb (80-200 m), a meder elméleti vízszállító-képessége $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Az áramlási sebesség a mellékágban itt a legnagyobb, azonban még így is jóval kisebb, mint a főág áramlási sebessége. Ennek következménye, hogy a dunai frissítővízzel bejutó hordalék zömében e szakaszon rakódik le, így a kotrások döntő része is erre a vízterületre koncentrálódik (2002-2004 között mintegy 40 ezer m^3 hordalék eltávolítása történt meg a Kvassay zsilip alatti mederszakaszon – (In: A Ráckevei (Soroksári) Duna természeti értékei, 2005). A víz minősége e szakaszon a legrosszabb, fürdésre végig alkalmatlan és a horgászat számára sem kedvező. Az üdülési funkciók közül – a főváros szomszédsága miatt – döntő jelentősége az evezős sportoknak van.

A középső szakasz (kb. 22-38 fkm) a Taksony-szigettől a Ráckevei közúti hídig tart. A meder átlagos szélessége 150-300 méter, a vízmélység 2,0-3,5 m között változik. A partok jórészt ősállapotban vannak, a sekély vízű részeken kiterjedt nádasok, szigetek találhatóak. A mellékágak közül a Duna-szigeti, Domariba-szigeti, a Csucics, a Cseke, a Raffás, a Sós-kás-Cifrus, az Angyali, a Vesszős érdemel említést, illetve a Szigetcsépi holtág és a Balabán árok. E szakaszon az iszaplerakódás alapvetően már nem a dunai tápvízből kiülepedő hordalék miatt, hanem a jelentős mennyiségű vízínövényzet anyagcsere-folyamatai révén keletkezik. A magas szervesanyag-tartalmú, de nem toxikus fenéküledék vastagsága 50-100 cm között változik.

A Taksony, Szigetszentmiklós, Dunavarsány, Szigetcsép és térségében húzódó, összesen 700 hektár kiterjedésű úszóláp Európa második legkiterjedtebb „lebegő szárazföldje”. Méretét

tekintve csupán a Rhône-delta hasonló képződménye előzi meg. Az úszólápok vízminőség-védelmi szempontból nagyon fontosak, ugyanis habár felveszik a vízből a tápanyagot, nem juttatják azt vissza, hanem tőzeg formájában elraktározzák (<http://www.pestmegye.hu/2-uncategorised/2883-rackevei-duna-ag-uszolakjai-es-elovilaga>).

Az alsó szakasz (0-22 fkm) a Ráckevei hídtól a Tassi zsilipig tart. A meder szélessége 200-300 méter között változik, a vízmélység 3-6 méter közötti. A duzzasztás és a relatíve nagyobb vízmélység következtében a Dunaág víztömegének jelentős része itt van, nádasok pedig csak a partszéleken találhatók, elsősorban Szigetbecse térségében. Két jelentősebb csatorna ágazik itt ki az RSD-ből, a kettős működtetésű Árapasztó csatorna Dömsödön, és a Kiskunsági Öntöző főcsatorna Tasson. Az RSD minősége ezen a szakaszon a legkedvezőbb és itt vannak a legjobb horgászati lehetőségek is. Ezért itt található a legtöbb egyéni és intézményi horgásztanya, valamint a táj jellegzetességét adó, vízre épített horgászállás, azaz stég is. A nagyobb vízmélység problémát jelent a fürdözést illetően, ami a strandok gondos helykijelölésével és felügyeletével oldható meg.

Mind a Duna főágából történő kiágazásnál, mind pedig a torkolatnál létesült egy vízkormányzásra szolgáló műtárgycsoport. Az 1642-os fkm-nél, a Dunából való kiágazásnál található a Kvassay-zsilip és a hozzá kapcsolódó műtárgyak, amelyek 1910 és 1962 között több ütemben létesültek. Fő céljuk az RSD vízutánpótlásának, üzemvízszintjének biztosítása, a nagy dunai árvizek kizárása. A vízbetáplálás főként gravitációs úton történik, bár lehetőség van a szivattyúval történő vízbetáplálásra is, amelynek mennyiségét a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízfelhasználása, illetve a továbbvezetési igények (Duna-Tisza csatorna, I. Árapasztó, Kiskunsági Öntöző főcsatorna csatornák) közösen szabják meg.

A másik műtárgy, amely a mellékág teljes vízgazdálkodásának mesterséges keretek között tartását hivatott biztosítani, a Tassi vízlépcső. Fő rendeltetése a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízleeresztése és a vízszintszabályozás. Létesítése 1924-től 1927-ig tartott, az 1956-os jeges árvíz a vízbeeresztő zsilipet és a vízierőművet elpusztította. Gazdaságossági számítások elvégzése után a két műtárgy újjáépítése helyett a hajózsilipet a 1960-as évek első felében kettős funkciójúra alakították át. Azóta a vízleeresztés és a hajózás az átalakított hajózsilipen történik.

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág egyik legfontosabb funkciója a mezőgazdaság számára szükséges öntözővíz biztosítása. A tenyészidőszakbeli magasabb üzemvízszint lehetővé teszi az RSD vízkészletéből a Dunaág menti területekre öntözővíz szolgáltatását, valamint az Alsó-Duna-völgy területére öntözővíz átvezetését. A vízbetáplálás az RSD-ből a Közép-Duna-völgybe a Duna-Tisza csatornán és az I. Árapasztó csatornán történik. A fenti két vízkivétel mellett a

legjelentősebb vízleadás ($15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) a Kiskunsági Öntöző főcsatornán keresztül történik, az innen érkező víz szintén az Alsó-Duna-völgyben kerül felhasználásra. Az ott öntözött terület nagysága meghaladja a 20 ezer hektárt. A főcsatornákon az elmúlt évtizedekben nagyobb fenntartás, rekonstrukció nem történt, emiatt a medrek jelentősen feliszapolódtak, vízínövényekkel való benőttségük megnövekedett, továbbá a Duna-Tisza csatornába illetve az I. Árapasztó csatornába tisztított szennyvízterhelés is jut. Emiatt a megfelelő mennyiségű frissítővíz bevezetése – mely a csatorna ökológiai állapotát szinten tartja – nélkülözhetetlen.

2.5 A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízminőségének javítását célzó projekt bemutatása

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág előző fejezetben taglalt fekvése, és hasznosításának kiemelt jellege miatt rendkívüli fontossággal bíró víztest. Ezzel együtt, mivel erősen módosított területről van szó, amely mára gyakorlatilag állóvízi jelleget öltött, (TÓTH, Zs. 2014) további számos, az ökológiai egyensúlyt veszélyeztető, külső hatás éri. Jól jelzik a labilis ökológiai állapotot több, az utóbbi években, évtizedekben bekövetkezett kagyló-, csiga- és kisebb mértékben halpusztulások. A mellékág vízkészletének mennyiségi és minőségi védelme immáron stratégiai kérdéssé vált. Mi sem bizonyítja ezt jobban, mint az a tény, hogy az RSD rehabilitációjával a legfelsőbb, kormányzati szinteken történtek döntések.

A probléma jelentőségét felismerve alkotta meg az akkori kormány az RSD vízminőségének javításáról szóló 2022/2000. (II. 4.) Korm. határozatot, mely több feladatot is kijelölt a végrehajtó államigazgatási szerv, illetőleg a határidők megjelölésével. Ezen feladatok közül négy különösen fontos feladat volt:

- A vízminőséget közvetlenül veszélyeztető part menti üdülőterületről származó kommunális szennyezőanyagok elvezetésére létesítendő csatornázáshoz szükséges állami támogatási feltételek megteremtése;
- Az RSD monitoring rendszerének kialakítása, amely a jó vízállapot elérése és megtartása érdekében a felszíni és felszín alatti vízminőség megfigyelésére hosszú távon alkalmas;
- Az RSD vízáramlásának javítása;
- A fővárosi önkormányzat bevonásával – az RSD tápanyag forgalmára is figyelemmel – meg kell vizsgálni a Dél-pesti szennyvíztisztító telepen tisztított szennyvíz főágba történő átvezetésének lehetőségét.

Ezen fő szempontok figyelembevételével került kidolgozásra a „*Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása*” című komplex vízszabályozási és vízminőség-javító projekt, melynek komoly hatása lesz a szóban forgó víztestre (KDV-KÖVIZIG 2014). A későbbiekben ezen feladatok – bár kissé módosított formában – váltak a „Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása” című projekt, rövidebben az „RSD Projekt” fő elemeivé. A projektet megelőző állapotfelmérés céljából a Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság felkért egy konzorciumot a mellékág kémiai vízminőségének vizsgálatára, amely konzorcium 1997 és 2006 között végezte vizsgálatait. (TÓTH, Zs. 2014).

A fentiek alapján fogalmazódott meg a projekt négy célkitűzése:

I. projektelem: Kotrás és iszapelhelyezés

A Dunaágban az évtizedek alatt átlag 0,5-1 méter vastagságú iszapréteg rakódott le a fenékre, azonban vannak szakaszok, ahol az iszapréteg 1,5 méter vastag. A cél ezen magas szerves anyag tartalmú üledék eltávolítása kotrással (a pontos helyszíneket a 2. sz. mellékletben ismertetem), a kikerülő iszap ideiglenes és végleges elhelyezésének, illetve hasznosításának megoldása. Erre már több megvalósíthatósági tanulmány is született és a zagytározók kijelölése is megtörtént, a víztelenített iszapot talajjavítási céllal használnák fel, alacsonyabb termőképességű mezőgazdasági területeken. A tervek szerint a kotrást a főágon 19+373 fkm-től 51+239 fkm-ig végzik el (OVF 2014). Ez a Molnár- sziget csúcsától a ráckevei Árpád- hídig terjedő szakasz.

II. projektelem: Műtárgyépítés és rekonstrukció

A Tassi többfunkciójú vízleeresztő műtárgynál 1956-ban egy jeges árvíz a vízbeeresztő zsilipet és a vízierőművet elpusztította. A projektelem ennek helyreállítására irányul. A műtárgycsoport rekonstrukciója megoldást jelentene a Dunaág biztonságos és a megfelelő vízmennyiséget és vízminőséget garantáló üzemeltethetőségére.

III. projektelem: A tisztított szennyvíz átvezetése

Az FCSM Zrt. Dél-pesti szennyvíztisztító telepéről származó tisztított szennyvíz jelenleg bevezetésre kerül a mellékágba. A projektelem célja ezen tisztított szennyvíz átemelése a Duna főágába.

IV. projektem: Szennyezőanyagok kivezetése a parti sávból (RSD Parti Sáv projekt)

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág mentén számos külterületi, üdülés céljára szolgáló ingatlan található. Ennél az elemnél a cél az ezekből származó diffúz, valamint számos egyéb, a Dunaágot közvetlen terhelő, humán eredetű szennyező források felmérése, azonosítása alapján a szennyezőanyagok parti sávból történő kivezetésének megoldása, a további szennyezés megakadályozása.

A projektek kialakítását követően hazánk benyújtotta a „Ráckevei (Soroksári) – Dunaág vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása, az RSD és mellékágai kotrása, az iszap elhelyezése és a tassi vízleeresztő műtárgy létesítése és a Kvassay zsilip rekonstrukciója” című, KEOP-2.2.1/2F/09-2009-0002 (OVF 2014b) azonosítójú programot, amelyet az Európai Unió illetékes szervei elfogadtak, így a pályázatot siker koronázta.

A fent ismertetett projektek közül az első (iszapkotrás és elhelyezés) és a második (műtárgyépités és rekonstrukció) kormányzati, míg a harmadik fővárosi pénzügyi forrásból történő beruházásként valósul(t volna) meg. A 1281/2012. (VIII. 06.) Korm. határozat ugyanis rendelkezett a „Kotrás” projektem visszavonásáról, így az iszapkotrás kikerült az „RSD nagyprojekt”-ből. A második projektem elvégzésére a kivitelezési és engedélyezési eljárás folyamatban van, így a tassi műtárgy-rekonstrukcióra és létesítésre a szükséges tervek jóváhagyását követően sor került. 2014. augusztus 14-én, miután megállapították, hogy az elkészült, új kivitelezésű, tassi zsilip rendeltetészerűen működik, a vízügyi hatóság szakemberei feloldották a hajózási zárlatot. A harmadik projektem (a tisztított szennyvíz átvezetése) jelenleg is aktív projektem, azonban egy megvalósíthatósági tanulmányon kívül ez idáig további előrelépés nem történt a kivitelezésben.

A negyedik projektem végrehajtására, a parti sávban található tizennégy település (Áporka, Dömsöd, Dunaharaszti, Kiskunlacháza, Majosháza, Makád, Ráckeve, Soroksár, Szigetbecse, Szigetcsép, Szigetszentmárton, Szigetszentmiklós, Taksony, Tass) önkormányzata 2009-ben megalapította az RSD parti sáv Önkormányzati Társulást, amelynek célja „A szennyezőanyagok kivezetése a parti sávból” című projektem megvalósítása, továbbá a projektemhez szükséges önrész biztosítása. A megvalósítás során a partmenti települések üdülőrészének szennyvízelvezetése fog megoldódni. Különlegessége a projektnek, hogy szinte kizárólag külterületekről van szó, így a projektem esetében, annak ellenére, hogy gyakorlatilag csatornázásról van szó, nem infrastrukturális, hanem környezetvédelmi projektről beszélhetünk. 2014 novemberében lezajlott a közbeszerzési eljárás, a kiválasztott kivitelező (PSZ RSD Konzorcium) megkezdte a csatornázási munkálatokat, amelyek folyamatosan zajlanak.

Az RSD nagyprojekt létrejötte és kivitelezésének alakulása jól szemlélteti a hasonló beruházások sorsát: ilyen volumenű projektek csak akkor lehetnek sikeresek, ha komoly (kormányzati) szándék is jelen van a megvalósítás mögött. Ez azonban önmagában még mindig nem elégséges, a helyi közigazgatásnak is szerepet (és anyagi tehertételt) kell vállalnia, és még ezzel együtt sem biztos, hogy minden fontos és indokolt célkitűzést sikerül megvalósítani, hiszen pl. az RSD nagyprojekt első projektelemét, az iszapkotrást – hivatalos indokolás nélkül – végül is törölte a kormányzat.

2.6 A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon történt vizsgálatok áttekintése

Az RSD, fővároshoz közeli fekvése miatt, mindig is jelentős víznek számított, ennek ellenére tudományos kutatása, főként hidrobiológiai tekintetben meglehetősen későn, a XX. század közepe táján kezdődött. A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon történt zooplankton vizsgálatokat VADADI-FÜLÖP és MÉSZÁROS (2007) összefoglaló munkája nyomán az alábbiakban ismertetem.

Bár a vízminőséget illetően, már ezt megelőzően is jelent meg publikáció (LESENYI 1954), az első olyan kutatás, amely kifejezetten az RSD zooplankton együttesével foglalkozik az 1950-es évek közepén látott napvilágot (BERINKEY és FARKAS 1956). Ez a munka a halak rendelkezésére álló táplálékbázis szempontjából vizsgálta a mellékágat és annak ellenére, hogy a felmérés csak 2 folyamkilométeren, összesen 3 mintavételi helyszínen zajlott, mégis úttörő jelentőségű. A szerzők vizsgálataik során 14 Cladocera és 6 Copepoda fajt jeleztek, egyúttal megállapították, hogy a RSD erősen eutrofizálódott víztest (már ebben az időben is!), így nagyobb figyelmet kell rá fordítani (BERINKEY és FARKAS 1956).

BERCZIK (1966) publikációjában a magyar Duna – szakasz faunájáról közöl áttekintést. Noha említést tesz a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágról, de fajlistát nem közölt, csak a főbb rendszertani csoportokra tér ki.

A Dunaág komplex higiénés vizsgálatának keretében SCHIEFNER és URBÁNYI (1970) a plankton állományt is kutatta. A szerzők megállapítása szerint a plankton szervezetek száma Budapesttől Tass irányába folyamatosan emelkedett. A szaprobiológiai minősítés alapján béta mezozapróbnak minősítették a vizet.

BOTHÁR (1973) munkájában részletesen is elemezte az RSD plankton állományát. Három mintavételi helyről (Soroksár, Dunaharaszti, Ráckeve), kétheti rendszerességgel, egy éven át gyűjtött mintákat. Mindhárom mintavételi helyen két abundancia maximumot figyelt meg: május vége – június eleje, illetve augusztus vége – szeptember. A szerző vizsgálatai alapján a

mellékágak felső szakaszának (Soroksár és Dunaharaszti) faunája hasonló, az egyedszám alacsony, ellenben az alsó szakasz mind kvalitatív, mind pedig kvantitatív tekintetben többszörösen is felülmúlja a felső szakaszt, olyannyira, hogy az egyedszám a 30-szorosára növekedett. A szerző ezt a felső szakaszt ért jelentős szennyezéssel magyarázza. A vizsgálatok során 38 ágascsapú, és 14 evezőlábú rákfaj került elő.

GULYÁS és TYAHUN (1974) szintén vizsgálta az RSD zooplankton faunáját. A szerzők főként a hínárvegetáció élővilágát tanulmányozták 1970 májusa és októbere között. A mintavételre 4 helyszínen (Szigethalom, Ráckeve, Dömsöd, Tass) került sor, melyet követően a mennyiségi és a minőségi jellemzőkön túlmenően, a szaprobitási mutatót is értékelték. Ezen vizsgálat során 28 Cladocera, 12 Copepoda fajt azonosítottak, és BOTHÁR (1973) fent hivatkozott munkájához hasonlóan az abundancia és a fajok számának növekedését figyelték meg a folyásirány szerint lefelé haladva.

TYAHUN (1977) publikációjában az RSD középső és alsó szakaszára vonatkozólag találunk adatokat. A szerző álláspontja szerint a kistrák fauna évszakos dinamikája a rendszertani csoporttól függően eltérő lehet. A Copepoda populáció előbb kezd növekedni és tavaszi – őszi abundancia maximummal jellemezhetőek, míg a Cladocera-k csak időben később figyelhetőek meg nagyobb mennyiségben (TYAHUN 1977).

BOTHÁR és KISS (1984) fito- és zooplankton vizsgálatokat is végeztek Ráckevenél 1983-ban történt felméréseik során. Rendkívül figyelemre méltó eredménye a vizsgálatnak, hogy a korábban domináns *Bosmina longirostris* már ritkábban fordult elő, hasonlóan a többi Cladocera fajhoz, továbbá összességében kevesebb fajt találtak, mint BOTHÁR (1973) vizsgálatai során és új fajt sem sikerült azonosítani a szerzőknek, az RSD immár elérte az eu-politróf állapotot.

HOLLÓSY (1995) szerint a vízminőség ugyan javult a két-három évtizeddel korábbi helyzethez képest, ám leszögezi, hogy a mellékág terhelhetőségének határán van.

GULYÁS (1997) a Duna főágának vizsgálata keretében felmérte a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág zooplankton közösségét is. Az egy éven át tartó kutatás során az RSD Rotifera és Crustacea közösségét elemezve megállapította, hogy a legnagyobb faj- és egyedszámmal a kerekférgek képviselik magukat, valamint azt is, hogy az RSD főágból történő kiágazásához közel még a Dunához hasonlóan alakul a fajösszetétel, míg a folyásirány szerint lefelé haladva, 20-25 km-rel lentebb már jelentősen megváltozik a zooplankton fauna. Az alsó szakaszon a szerző már a politróf vizekre jellemző állapotot figyelt meg (GULYÁS 1997).

JUST et al. (1998) munkájuk során a német és a magyar vízminőségmérési metodikák összevetését és összehangolását tűzték ki célul, melynek során a Duna főágán kívül, az RSD-n is fizikai, kémiai, mikrobiológiai és faunisztikai méréseket végeztek, összesen öt helyszínen

(Kvassay-zsilip, Dunaharaszti, Majosháza, Ráckeve, Dömsöd). Az adatokat a német szabványmódszerrel (DIN 388410) és Csányi nem publikált módszere szerint végezték. GULYÁS (1997) vizsgálataihoz hasonlóan a szerzők is megállapították, hogy a legtöbb faj a Rotifera csoportba tartozik. A szerzők az RSD, illetve a Duna főágának fajösszetétele között kimutatható jelentős eltéréseket az áramlási sebesség különbözőségével magyarázták, mivel a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág alsó szakasza gyakorlatilag állóvíz jellegű (JUST et al. 1998).

Az ICPDR szervezésében a 2001-es Duna-expedíció (Joint Danube Survey 1 – JDS1) során vizsgálták az RSD zooplankton állományát is (GULYÁS 2002). Az expedíció a Duna teljes hossz-szelvényén zajlott, 2851 kilométeren keresztül, Neu-Ulm és Tulcea városa között. Az eredmények szerint az RSD-n, a nagy egyedszámhoz képest, egy relatíve kevés fajból álló közösség volt megfigyelhető, amely főként politróf vizekre jellemző Rotifera és Crustacea fajokból állt. A kutatásról a Nemzetközi Duna-védelmi Bizottság (International Commission for the Protection of the Danube River – ICPDR) angol nyelven egy összefoglaló jelentést is közzétett.

A második Duna-expedícióra (JDS2) 2007-ben került sor. Az eredmények alapján az RSD torkolati szakaszán a zooplankton abundancia több százszorosa a főágban mértnek, a fajösszetétel eu-politróf viszonyokat jelez, melynek fő oka a lelassult vízsebesség, valamint a rendelkezésre álló nagy tápanyag mennyiség (ZSUGA 2008).

A harmadik Duna-kutató expedíció (JDS3) során (2013. augusztus és szeptember hónapokban) a vizsgálati komponenskör a korábbiakhoz képest változott, ugyanakkor kereszt-szelvény menti mintavételekre is sor került. A megnövekedett mintaszám miatt egyes helyszíneken csökkentett komponenskör vizsgálata történt, a kutatás során az RSD-ből a zooplankton felmérés nem szerepelt a programban. Az RSD-hez legközelebb eső Budapest feletti (1660 fkm) és Budapest alatti (1630 fkm) szakaszt összehasonlítva a sodorvonal kerekcséreg közösség egyedszámában és fajösszetételben szignifikáns különbség nem volt, de a jobb, illetve bal oldali szelvények egyedszáma eltérően alakult. A kistrákok tekintetében a Budapest alatti szakaszon nagyobb abundancia volt jellemző mindhárom transzekt menti szelvényben (ZSUGA 2014).

VADADI-FÜLÖP és munkatársai (2008) tanulmányukban rámutattak, hogy az RSD kistrák faunája nem a folyóvizekre jellemző kistrák faunával rendelkezik, hanem ebben a tekintetben sokkal közelebb áll a hazai állóvizekben (Balaton, Velencei-tó, Fertő-tó) leírt zooplankton közösségekhez, mintsem a Dunához vagy a Tiszához. A szerzők szerint ennek oka a víztest állóvíz jellege, valamint a középső és alsó szakaszok hidromorfológiai adottságai (VADADI-FÜLÖP 2008).

A mellékágon több algológiai vizsgálatot is végeztek. A korai írások közül kiemelkedik CHOLNOKY (1922) munkája, amelynek fontos megállapítása, hogy a Ráckeve melletti mellékágban teljesen más Bacillaria flóra uralkodik, mint ami a főágban általános.

Ezt követően többen is végeztek felméréseket a mellékág algapopulációjával kapcsolatosan, HALÁSZ (1936, 1937), PALIK (1961), KISS (1984), KISS és GENKAL (1993), BARRETO et al. (1998), JUST et al. (1998), ÁCS et al. (2000), SZABÓ et al. (2001), amelyeknek, a zooplankton közösség szempontjából legfontosabb megállapításai szerint, az algák – mint a zooplankton egyik legfőbb táplálékai – mennyiségét a mellékágon elsősorban a rendelkezésre álló tápanyagok, az áramlási sebesség, az átlátszóság, illetve a vízszint ingadozása szabják meg.

Fontos kiemelni KISS et al. (2000) publikációját, amelyben a Taksonynál és Ráckevénél vett minták elemzése alapján a szerzők megállapították, hogy a perifiton abundanciája a középső szakaszon, míg a fitoplankton mennyisége az alsó szakaszon volt a legmagasabb.

3. Anyag és Módszer

A zooplanktont alkotó rendszertani csoportok közül a kistrákok Cladocera és Copepoda csoportjának mennyiségi és fajösszetételbeli vizsgálatát végeztem.

3.1 Mintavételi helyszínek

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágat a legtöbb szerző három szakaszra bontja, így a mintavételi helyszínek kijelölésekor alapvetően a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág ezen „három tagoltságát” vettem figyelembe. A helyszínek kiválasztásánál az elsődleges szempont az volt, hogy jól reprezentálják az egyes szakaszokat, egymástól megközelítőleg hasonló távolságra helyezkedjenek el, így lefedve a teljes hosszirányú szelvényt, továbbá átfogó képet adjanak az egyes szakaszok Cladocera és Copepoda együtteséről. Az alábbiakban az egyes mintavételi helyeket jellemzem részletesen, míg a mintavételi helyszínek teljes, áttekintő térképét 3. számú mellékletként közlöm.

A felső szakaszon három helyszínről vettem mintákat. Jellemzően ezen a szakaszon legrosszabb a vízminőség (BOTHÁR 1973, GULYÁS és TYAHUN 1974), amely egyrészt a Duna főágából betáplált vízben található lebegtetett hordaléknak, másrészt a betáplált szennyvíznek „köszönhető”, ennek következtében igen előrehaladott eutrofizálódás figyelhető meg a szakaszon. A legjelentősebb tápanyagterhelés a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepről származik, azonban azt is meg kell jegyezni, hogy pusztán a Dunából érkező vízben található tápanyag mennyiség is elegendő az eutróf állapot kialakulásához (CLEMENT 1994).

A felső szakaszon három, a térképen jelölt helyeken történt mintavétel (1. ábra). (Az FCSM Dél-pesti Szennyvíztisztító telepét külön is megjelöltem a térképen.)



1. ábra: A felső szakaszon található mintavételi helyszínek

1. Mintavételi helyszín: Kvassay-zsilip (5/1. melléklet)

Koordináták: 47°27'42" É, 19°04'18" K

A helyszín a zsilip alatt 20-30 méterre található, folyásirány szerint a bal parton. Az aljzat döntően kavicsos, köves, a partvonal pedig mesterséges kialakítású, partvédelmi kőszórás is található nagyobb méretű sziklákkal, a zsilip közvetlen környezete betonozott. A vízminőség megegyezik a betáplált Duna-víz minőségével, a lebegőanyag lerakódása csak később kezdődik, így jó képet kaphatunk a „kiindulási állapotról”. A vízmélység a mintavétel közvetlen helyén 40-45 cm, jobbra és balra elszórtan, gyér makrovegetáció található, főként sás, kisebb mértékben nád formájában. Nyáron hínárvegetáció is kialakul.

2. Mintavételi helyszín: Gubacsi-híd (5/2. melléklet)

Koordináták: 47°26'09" É, 19°05'22" K

A folyási sebesség itt már lassabb, mint az előző helyszínen, megkezdődik a lebegtetett hordalékanyag lerakása. A mintavétel helyszíne egy horgászati célra kialakított, a mederbe kb. 1,5-2 méterre benyúló földnyelv. Az aljzat iszapos, a vízmélység 30-40 cm. A Délpesti Szennyvíztisztító Telep folyásirány szerint 1,5 km-rel lejjebb található, így itt még nem érezheti hatását. A makrovegetáció főként a melegebb hónapokban kialakuló hínártársulásokból tevődött össze, de kisebb csoportokban sás is megtalálható volt.

3. Mintavételi helyszín: Soroksár (5/3. melléklet)

Koordináták: 47°23'33" É, 19°06'34" K

A helyszín kiválasztásánál döntő szempont volt, hogy a Délpesti Szennyvíztisztító Telep és a Gyáli-patak betorkolása alatti részen található. Bár a telep magas – III. kategóriájú – tisztítási fokozatú, mégis jelentős tápanyagterhelést juttat a mellékágba. A Gyáli-patak pedig azon túlmenően, hogy a környező települések (Gyál és Monor) tisztított szennyvizét szállítja a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágba, jelentős mennyiségű hordalékot juttat az RSD-be, így tovább fokozza az eutrofizáció mértékét. A mintavételi helyszínen a vízmélység 80 cm és 1 méter között változik, az aljzat iszapos. A természetes állapotban lévő partot dús makrovegetáció szegélyezi, amelyet főként nád alkot. Fontos, hogy a parton sok fa is található, amelyek a víz fölé benyúlva egyrészt árnyékoló hatást fejtenek ki, másrészt – elsősorban a vízbe hulló lombozattal – jelentős allochton szerves anyag utánpótlásról gondoskodnak.

A középső szakasz már szélesebb, mint a felső szakasz (átlagosan 350-400 méter) és folyamatosan mélyül (átlagos mélysége 2,5-3 méter). A szakaszon sok kisebb sziget, félsziget található, a partvonalon dús makrovegetáció jellemző, sok helyen találhatóak vízparti üdülők, ingatlanok, amelyek jelentős humán eredetű szennyezés forrásai voltak. (Ezt a problémát a jövőben nagyrészt megoldja az ingatlanok közművesítése.)

A térképen a középső szakaszon történt mintavételi helyszíneket jelöltem meg (2. ábra):



2. ábra: A középső szakaszon található mintavételi helyszínek

4. Mintavételi helyszín: Taksonyi-híd (5/4. melléklet)

Koordináták: 47°18'45" É, 19°06'34" K

Itt már megkezdődik a lebegtetett hordalékanyag lerakása, az aljzat főként iszapos, azonban azt is meg kell jegyezni, hogy a hídlábazatot partvédő kőszórással látták el, a mintavétel is itt történt. A vízmélység 45-50 cm, a partvonal mentén elszórtan sás és kisebb mértékben nádas található. Tavasz végén, nyár elején rendkívül erőteljes hínárosodás kezdődött, amely az őszi hónapokig megmaradt.

5. Mintavételi helyszín: Szigetcsépi holtág (5/5. melléklet)

Koordináták: 47°16'24" É, 18°58'35" K

A holtág az RSD 32. folyamkilométerénél, Szigetcsép településnél található. A holtág teljes hossza 2300 méter, szélessége változó, 20-80 méter között mozog, átlagosan 1,5-2,5 méter mélységű. Érdeemes megemlíteni, hogy a holtág 1876-ban, a jeges ár során keletkezett, amikor a Tököl településnél található, ún. „Busszista” tónál történt töltésszakadáskor az átfolyó víztömeg alakította ki a holtág medrét. A holtág középső részén az 5101 számú közút halad keresztül, ahol egy csóáteresz található. Ezzel gyakorlatilag kettészelték a holtágat. A holtág az előrehaladott eutrofizáció jeleit mutatja, jelentős iszapréteg alakult ki, a vegetációt főként hínárfélék alkotják. Magas természeti értéket képviselő, védett terület, a közelben található Csupics szigeti mellékág természetvédelmi szempontból egyike a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág legértékesebb élőhelyeinek.

6. Mintavételi helyszín: Szigetszentmárton (5/6. melléklet)

Koordináták: 47°13'40" É, 18°57'55" K

A mintavételi hely Szigetszentmárton település belterületén, a strand közelében lévő egykori hajóállomásnál található. A létesítmény a partvonalától számítva kb. 15-20 méternyire nyúlik be a sodorvonal felé. A meder itt viszonylag széles, az alja kavicsos, átmenetet képez a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág középső és alsó szakasza között.

Az alsó szakaszon a mellékág eléri legnagyobb kiterjedését, egyes helyeken 300 méter széles, továbbá a mélysége is jelentős, 3-6 méter körüli. A legmélyebb pontján 7 méter mély, ez Makád település előtt található, ahol az 1970 években töltésépítéshez anyagkinyerési helyet jelöltek ki, így jelentősen kimélyítették a medret. A parton árvízvédelmi töltés található, nádasok csak a partszéleken fordulnak elő.

A térképen az alsó szakaszon történt mintavételi helyszíneket láthatjuk (3. ábra):



3. ábra: Az alsó szakaszon található mintavételi helyszínek

7. Mintavételi helyszín: Ráckeve (5/7. melléklet)

Koordináták: 47°09'41" É, 18°56'50" K

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág alsó szakaszának kezdetét „tradicionalisan” az Angyali-szigetet elhagyva, Ráckeve városától számítják. A mintavételi helyet az Árpád-híd folyásirány szerinti jobb oldalának tövében határoztam meg, ahol a környezeti adottságok rendkívül hasonlóak a 4. mintavételi helyszínhez, amely a középső szakasz kezdetét jelenti, így jó összehasonlítási alapot nyújt. A vízmélység a mintavételi helyszínen 45-50 cm, az aljzat mérsékelten iszapos, a hídlábazat védelme miatt a parton kőszórás található. A városi piactér felől található kis öbölben a vízmozgás lelassul, így ebben a kis öbölben a nyári hónapokban erős hínárosodást figyelhető meg.

8. Mintavételi helyszín: Dömsödi holtág (5/8. melléklet)

Koordináták: 47°05'44" É, 19°00'07" K

A holtág az RSD egykori mellékágából alakult ki, mára gyakorlatilag teljesen Dömsöd belterületén fekszik. Hossza 6500 m, átlagos szélessége 28 m, átlagos vízmélysége 1,5 m, a mintavételi helyszínen 50-60 cm. A holtág felső végén lévő zsilip segítségével vízszintje szabályozható. Több út is áthalad a holtágon, ezeken a helyeken csőáteresszel biztosítják a folyamatosságot, amelyek azonban rendkívül lelassítják a vízátfolyást, gyakorlatilag több szakaszra bontják a holtágot, az előrehaladott eutrofizálódás jelei talán az összes helyszín között itt figyelhetőek meg a legélesebben. Mindezeknek köszönhetően ez a mintavételi helyszín hidromorfológiai tulajdonságai tekintetében jelentősen eltér a többi helyszínen észlelt körülményektől. Az aljzat erősen iszapos, az időjárás melegedésével a vízfelszínen összefüggő hínárborítás alakult ki.

9. Mintavételi helyszín: Dömsöd (5/9. mellékelt)

Koordináták: 47°05'49" É, 18°59'57" K

A 8. mintavételi helyszíntől, a Dömsödi holtágtól mintegy 300 méterre található a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág. A mintavételi helyszín Dömsöd település belterületén, a strand közelében lévő egykori hajóállomásnál érhető el. A vízszint igen alacsony, 30-40 cm volt, azonban – a többi helyszínhez viszonyítva – gyors folyású, az aljzat sóderes, adottságait tekintve sokban hasonlít a 6. mintavételi helyszínhez.

10. Mintavételi helyszín: Tass (5/10. mellékelt)

Koordináták: 47°02'06" É, 18°58'46" K

Az utolsó mintavételi helyszín a Tassi-zsilip közelében került kijelölésre. A zsilip előtt közvetlenül egy nagyobb öböl található, ahol a Rózsa-sziget fekszik. Ez, illetve a sziget által határolt mellékág, az ország egyik legismertebb horgászvize, így jelentős, humán eredetű terhelés éri. A mintavételi helyet éppen ezért az öböl átellenes oldalán, a Kiskunsági öntöző-főcsatorna kitorkolása alatt jelöltem meg. A víz itt 50-60 cm mélységű, a zsilip működtetése határozza meg a víz áramlási sebességét.

A zooplankton abundanciájára jelentős hatással vannak az olyan élőhelyi adottságok, mint a partvonal állapota, a növényborítottság, vagy az áramlási viszonyok. Az 1. táblázatban

foglaltam össze a mintavételi helyszíneken található zooplankton együttesek szempontjából releváns adottságokat.

1. táblázat: A mintavételi helyszínek jellemzése a környezeti adottságok alapján

Környezeti adottságok		partvonal			növényzet			vízáramlás				aljzat	
		természetes	módosított	mesterséges	nincs, vagy csekély	hínár növényzet	mocsári növényzet	állóvízi jelleg	lassan áramló	áramló	mesterségesen befolyásolt	kaviccos, sóderes	iszapos
Mintavételi helyek sorszama, elnevezése													
1.	Kvassay-zsilip			X	X						X	X	
2.	Gubacsi-híd		X			X			X				X
3.	Soroksár	X					X		X				X
4.	Taksonyi-híd		X			X			X				X
5.	Szigetcsépi holtág	X				X		X					X
6.	Szigetszentmárton		X		X					X		X	
7.	Ráckeve		X			X			X				X
8.	Dömsödi holtág		X			X		X					X
9.	Dömsöd		X		X					X		X	
10.	Tass		X		X						X		X

3.2 Mintavétel és a minták feldolgozása

Egy többéves, nagy területet felölelő vizsgálat tervezésekor fontos szempont, hogy a mintavételi helyek minden napszakban és évszakban jól megközelíthetőek legyenek, és lehetséges legyen az adott helyszínen a mintavétel. A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág kutatásával foglalkozó közleményekben nem található olyan munka, amely a mellékág zooplankton közösségét a víztest teljes hosszában, nagyobb számú mintavételi helyszínt kijelölve, több éven keresztül vizsgálná. A planktonikus rákok vizsgálata meglehetősen problematikusnak mondható,

mivel több, egymásnak ellentmondó szempontot is mérlegelni kell a vizsgálatok tervezése során. Az állóvizekben, amelyhez az RSD vízdinamikai viszonyai is hasonlóak, a planktonikus rákok különböző napszakokban, különböző mélységekben található nagyobb rajokban, „felhőkben” élnek, továbbá rövid az életpályájuk, gyorsan szaporodnak, és néhány fajuk már az első héten képesek utódokat létrehozni (NAIDENOW 1998). Ebből kifolyólag a planktonikus rákegyüttesek vizsgálatakor törekedni kell az ugyanabban az időpontban történő, lehetőség szerinti minél nagyobb gyakoriságú mintavételre. A mintavételek optimális gyakorisága azonban nagyban függ a kérdésfelvetéstől. Az irodalomban számos eltérő mintavételi gyakorisággal találkozhatunk. BORICS és KISS (2011) fitoplanktonra kidolgozott módszertani útmutatója szerint, a vizsgálni kívánt élőlények generációs ciklusának 2-3 szoros mintavételi gyakoriság esetén az időbeli mintázat még jól lekövethető. Több publikációban is találkozhatunk havonkénti, vagy ennél nagyobb időközönkénti mintavételi gyakorisággal (BOROS et al. 2006, KÖRMENDI 2007, TÓTH et al. 2014), így vizsgálati célkitűzéseim megvalósításához, 2006. szeptember és 2007. augusztus között havonta történő gyakorisággal, míg az ezt követően 2007. október és 2008. október közötti időszakban, a tendenciák feltárása és a megfelelő összevetés érdekében, ugyanazon 10 helyszínről kéthavonkénti gyakorisággal végeztem el az összesen 190 zooplankton minta gyűjtését. Az egyes helyszíneken történt mintavételek pontos időpontjait az 2. táblázatban foglaltam össze.

2. táblázat: A mintavételi időpontok táblázata mintavételi helyenként. Rövidítések: K.zs – Kvassay zsilib, G.h. – Gubacsi-híd, Sor. – Soroksár, T.h. – Taksonyi-híd, Sz.cs. – Szigetcsépiholtág, Sz.sztm. – Szigetszentmárton, R. – Ráckeve, D.htg. – Dömsödi holtág, D. – Dömsöd, T. – Tass.

Mintavételi időpont	Mintavételi helyszín									
	K.zs.	G.h.	Sor.	T.h.	Sz.cs.	Sz.sztm.	R.	D.htg.	D.	T.
2006.09.10	X	X								
2006.09.12			X	X	X	X	X	X	X	X
2006.10.25	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2006.11.23	X	X								
2006.11.24			X	X	X	X	X	X	X	X
2006.12.25	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2007.01.26			X	X	X	X	X	X	X	X
2007.01.28	X	X								
2007.02.17					X	X	X	X	X	X
2007.02.20	X	X	X	X						
2007.03.25	X	X	X	X	X	X	X	X	X	

2007.03.29										X
2007.04.20					X	X	X	X	X	X
2007.04.21	X	X	X	X						
2007.05.25	X									
2007.05.26			X	X	X	X	X	X	X	X
2007.05.27		X								
2007.06.16	X	X	X	X						
2007.06.17					X	X	X	X	X	X
2007.07.21	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2007.08.18	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2007.10.20	X	X	X							
2007.10.21				X	X	X	X	X	X	X
2007.12.22	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2008.02.16	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
2008.02.17										X
2008.04.25	X			X	X	X	X	X	X	X
2008.04.26		X	X							
2008.06.15	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2008.08.30	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2008.10.25				X	X	X	X	X	X	X
2008.10.26	X	X	X							

Mivel az RSD teljes hosszát vizsgáltam, azonban csónakkal nem rendelkeztem és a mellékág felett csak néhány olyan híd ível át, amelyről lehetséges volna a sodorvonalból történő mintavétel, továbbá céloom elsősorban a litorális zóna planktonegyüttesének vizsgálata volt, így a partról történő mintavételezés mellett döntöttem. Minden esetben 10 literes vödör segítségével tízszeres ismétléssel, egy kb. 1-1,5 m² területről összesen 100 liter vizet szűrtem át egy 50 µm lyukbőségű planktonhálón. Tekintettel az irodalomban elfogadott normákra és eljárásokra (GULYÁS 1994, 1995 és BOTHÁR 1994), valamint figyelembe véve, hogy a mintavételi helyszíneken átlagosan fél méter volt a vízmélység, így minden esetben igyekeztem a teljes vízoszlopból mintát venni. Abban a néhány esetben, ahol a víz ennél mélyebb volt, a felső 40-50 cm rétegből történt a mintavétel. A tömörített mintákat egységesen 30 ml térfogatúra állítottam be és *in situ* formalinnal tartósítottam 5 %-os végkoncentrációban.

Az így tartósított mintákat Zeiss Laboval biológiai mikroszkóp segítségével dolgoztam fel. A mintákból homogenizálás után, pipettával, egy erre a célra magam által vékony plexilapból készített számlálókamrába helyeztem 3 ml-t, majd az így kapott mennyiségi és minőségi adatokat a teljes átszűrt vízmennyiségre, azaz 100 literre vonatkoztattam.

Az ágascsapú rákok esetében fajszerint történt a határozás, a Copepoda együttesnél a különböző fejlődési stádiumokat is figyelembe vettem (nauplius, copepodit, adult), a kifejlett egyedeket fajszerint határoztam meg. A Harpacticoida alrendbe tartozó egyedeket csak ezen taxonómiai szintig jelöltem. A Cladocera és az adult Copepoda egyedek azonosításához GULYÁS és FORRÓ (1999, 2001), illetve KIEFER és FRYER (1978) műveit használtam. A mennyiségi adatokat Ind/100 L egységre adtam meg, a grafikus ábrázolásoknál a Copepoda együttesben a három fejlődési stádiumot külön is feltüntettem.

A környezeti változók kisméretű együttesekre gyakorolt hatásának vizsgálatához szükséges vízállás adatokat a Közép-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság, míg a csapadék és a léghőmérsékleti adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat bocsájtotta rendelkezésemre.

3.3 Adatelemzés

3.3.1 Mennyiségi és minőségi viszonyok

Eredményeim értékelése során az egyes mintavételi pontokon talált fajokat életmódjuk alapján jellemeztem (planktonikus, metafitikus, bentikus), majd a mennyiségi viszonyok elemzésekor értékeltem az egyes mintavételi helyszínek abundancia viszonyait. Ennek során külön is megvizsgáltam a Cladocera, az adult Copepoda, a copepodit, valamint a nauplius lárvák egyedszámának alakulását. Ezt követően minden élőhelynek kiszámoltam az átlagos és maximális abundanciáját, valamint az ott megtalálható fajok egyedszáma alapján sorrendiséget állítottam fel a leginkább domináns fajok között.

A különböző mintavételi helyszínek diverzitásának jellemzéséhez a Shannon és Berger-Parker féle diverzitást használtam. Előbbi mutató egy faj relatív gyakoriságát adja meg a populáción belül, és a diverzitás mértékénél figyelembe veszi az adott élőhelyen található fajok számát is, míg a Berger-Parker diverzitási index a legnagyobb egyedszámban előforduló faj viszonyát hasonlítja az összegyedszámhoz, vagyis ez az index elsősorban a domináns fajokra érzékeny. Elsőként a teljes vizsgálati időszak alapján értékeltem az egyes élőhelyek Shannon és Berger-Parker diverzitását, majd a szezonális változások feltárása végett, a havonta történt mintagyűjtés időszaka alatt, az egyes évszakokban gyűjtött minták diverzitását is külön-külön kiszámítottam. (őszi időszak: 2006. szeptember-október-november, téli időszak: 2006. december – 2007. január-február, tavaszi időszak: március-április-május, nyári időszak: június-július-augusztus).

Ezt követően a PAST programmal (HAMMER et al. 2001), Shannon diverzitási t-tesztel hasonlítottam össze páronként a mintavételi helyek Shannon diverzitását, amelyhez a teljes mintavételi időszak során vett adatokat vettem alapul. A program ehhez az a következő képletet használta:

$$t = \frac{H'1 - H'2}{\sqrt{VarH'1 + VarH'2}}$$

Az élőhelyek diverzitásának páronként történő összehasonlításakor a t-teszt eredményének szignifikancia szintjét is értékeltem, ahol a szignifikancia szintjét az alábbiak szerint jeleztem: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

3.3.2 Tér és időbeli dinamika vizsgálata

A statisztikai elemzéseket szintén a PAST programmal, az egyes mintavételi pontok egyedsűrűségi adatai (lárva stádiumú egyedeket is ideértve) alapján készítettem el. Az élőhelyek hasonlósági mintázatának feltárására a Cluster analízist és a nem metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) alkalmaztam. A Cluster analízis elterjedt hierarchikus osztályozási módszernek számít, előnye, hogy gyors és jól áttekinthető eredményekre vezet, azonban csak ordinációs eljárásokkal kiegészítve indokolt használni (PODANI 1997). Ezért a mintavételi helyek hasonlóságának vizsgálatát elvégeztem nem metrikus többdimenziós skálázással is. Ennek célja, hogy az előre meghatározott, két dimenzióban úgy rendezze el az egyes objektumokat reprezentáló pontokat, hogy azok távolságának sorrendisége a lehető legjobban megközelítse a távolságok eredeti, nagyság szerinti sorrendjét (SHEPARD 1962, KRUSKAL 1964). A két vizsgálati módszer jól kiegészíti egymást, így a hierarchikus osztályozás eredménye felhasználható az ordináció ellenőrzésére is. A két vizsgálati módszer esetében több távolságfüggvény is alkalmazható, mindkettő esetében az euklidészi távolságfüggvényt használtam, az adatokat szórással standardizáltam. Szintén az NMDS módszert használtam az egy mintavételi helyszínen történt mintavételi időpontok relációjának vizsgálatához is. Minden NMDS vizsgálat esetében elvégeztem az ordináció ellenőrzését a Kruskal-féle „stressz-függvényel”, valamint elkészítettem a vizsgálat Shepard-diagramját is. A stressz értékével kapcsolatban nincsenek „egzakt” értékek meghatározva. Az, hogy egy vizsgálat esetében kapott stressz érték megfelelő-e, vagy már túlságosan magas, nagyban függ az alkalmazott távolságfüggvénytől, a vizsgált elemek, és az alkalmazott dimenziók számától. Általánosságban a 0,05 érték már nagyon jónak mondható, a 0,1 és 0,2 közötti értékek pedig elfogadhatóak. A Shepard-diagram pedig arról nyújt információt, hogy a kapott ábrázolás mennyire tükrözi az

eredeti többdimenziós távolságok kétdimenziós ábrázolását. Minél tökéletesebb a kétdimenziós leképezés, a diagram ponteloszlása annál inkább közelít a 45°-os egyeneshez, azonban konkrét értékek itt sem kerültek meghatározásra.

Annak vizsgálatához, hogy az egyes helyszínekhez elsősorban mely fajok kapcsolhatóak, korrespondencia elemzést használtam. A korrespondencia elemzés egy olyan exploratív többváltozós technika, amely az asszociációs kapcsolat vizuális elemzése érdekében egy kontingencia tábla adatait grafikus ábrává konvertálja (HAJDÚ 2003). Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy egy keresztábra sorait az oszlopok, míg az oszlopait a sorok tengelyeinek tekintetében egy „pontfelhő” pontjaiként értelmezi és eredményeként egy redukált, alacsony dimenziójú térben grafikusán ábrázoljuk a „pontfelhő” pontjait (MOLNÁR 2008). Munkámhoz – amely sok mintavételi helyről származó, többéves mintavételi időszak eredményeként kapott adattáblát tartalmazott – így különösen alkalmasnak mutatkozott ez a vizsgálat. Az elemzés során – az eredmények jobb áttekinthetőségének érdekében – a fajok neveire bevezettem egy rövidítést, amelyet az 4. számú melléklet tartalmaz.

A diverzitási mutatókhoz hasonlóan, mindhárom fent ismertetett elemzést elvégeztem az egyes évszakokban gyűjtött minták összesített adataira is (őszi időszak: 2006. szeptember-október-november, téli időszak: 2006. december – 2007. január-február, tavaszi időszak: március-április-május, nyári időszak: június-július-augusztus).

3.3.3 Környezeti változók vizsgálata

Az egyes környezeti változók és a mintavételi helyszíneken mért abundancia kapcsolatát lineáris korrelációval elemeztem. A vizsgált környezeti változók a csapadék, a léghőmérséklet és a vízszintingadozás voltak.

A csapadékmennyiséget az Országos Meteorológiai Szolgálat a térségben több állomáson is méri. Mivel a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág teljes hosszában végeztem a vizsgálatokat, és az egyes mintavételi helyszínek között jelentős távolság van, így az adott mintavételi helyhez legközelebb lévő meteorológiai mérőállomás által mért adatokat használtam fel a vizsgálathoz:

- 1,2,3 mintavételi helyszín: Budapest, Csepeli mérőállomás (44515 sz.),
- 4,5,6 mintavételi helyszín: Ercsi mérőállomás (35407 sz.),

- 7,8,9,10 mintavételi helyszín: Tassi mérőállomás (35800 sz.).

A napi átlaghőmérsékletet a térségben két állomáson méri az Országos Meteorológiai Szolgálat. A két állomás adatait az alábbi mintavételi helyszínekre vonatkoztattam:

- 1,2,3,4,5,6 mintavételi helyszín: Budapest Lágymányosi mérőállomás (44505 sz.),
- 7,8,9,10 mintavételi helyszín: Tassi mérőállomás (35800 sz.).

A környezeti változók elemzése során a KDVVIZIG napi bontásban rendelkezésemre bocsájtotta a mellékág Kvassay-zsilipnél mért vízállási adatait. Mivel a vízszint változása komolyan befolyásolhatja a vizsgált élőlénycsoportok abundanciáját, pusztán a vízállás átlagolásának eredménye azonban nem tartalmazza azt az információt, hogy egy adott időszakban mennyit változott a vízszint. Ezért a vízállás adatokból kalkuláltam egy saját mutatót is, a vízszintingadozást. Ehhez a vizsgálni kívánt mintavételi időpontot megelőző meghatározott időszakának (egy hét / két hét / egy hónap) napi szintű vízállás változásait összeadtam oly módon, hogy összegeztem az egyes napok vízállás-különbözőségét (a negatív és a pozitív előjelű változásokat is), majd a kapott eredményt elosztottam a vizsgált időszak napjainak számával. Így pontos számadatot kaptam arra vonatkozólag, hogy az adott hónapban átlagosan hány centimétert változott a vízszint.

A környezeti változók és a zooplankton abundancia közötti kapcsolatnál, külön vizsgáltam a korreláció mértékét a következő csoportokra vonatkoztatva: Cladocera, adult Copepoda, és lárvaalakok. A zooplankton abundanciájához három különböző időbeli adatsort vonatkoztattam. A hetenkénti időszak vizsgálatához, a mintavételt megelőző hét nap hőmérsékletét és csapadékát átlagoltam, valamint kiszámoltam ezen 7 nap alatt bekövetkezett vízszintingadozását, míg a kétheti és havi időszak vizsgálatához a mintavételt megelőző tizennégy, illetve harminc nap hasonló adatait használtam. A három különböző adatsor megmutatja, hogy a vizsgált környezeti változók mennyire gyorsan éreztetik hatásukat a zooplankton közösségre.

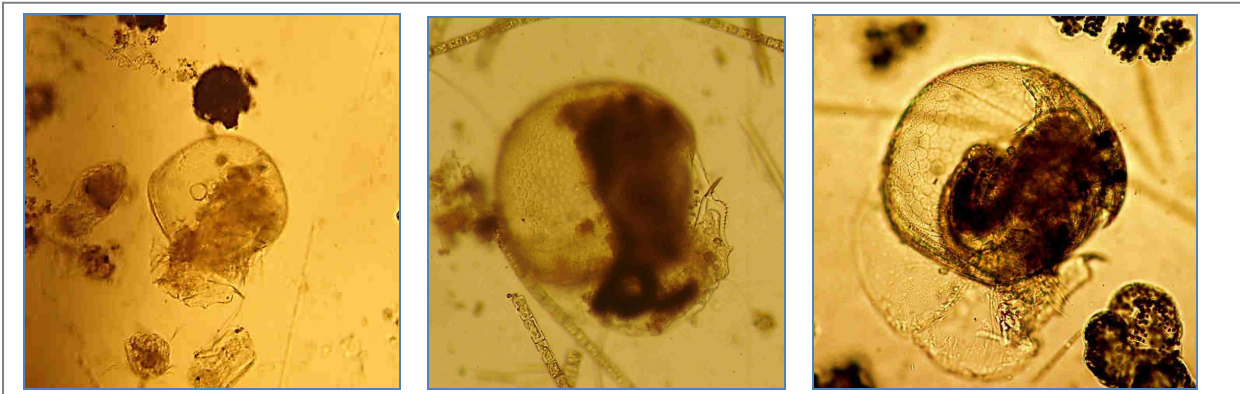
4. Eredmények és értékelésük

Vizsgálataim során a 2006. szeptember 10. és 2008. október 26. között gyűjtött 190 plankton mintából összesen 2.145 egyedet határoztam meg. Ez a szám nem tartalmazza a nauplius és a copepodit lárvákat, amelyekből az összes mintavételi helyszínt figyelembe véve 1.453 egyed fordult elő.

4.1 A Ráckevei (Soroksári) - Dunaág kistrák együttesének jellemzése

A vizsgálatok során 40 Cladocera taxont mutattam ki (3. táblázat), amelyek közül 36-ot fajszinten, további 4-et genus szinten azonosítottam. A fajok többsége a növényzet közötti víztér, illetve az üledékfelszín, vagy az élőbevonat lakója. Az állomány közel 70 %-át metafitikus, ill. bentikus szervezetek teszik ki, amely tükrözi a parti zóna feliszapolódott állapotát. A Cladocera együttes 25 %-át eutróf környezetet indikáló fajok alkotják.

A leggyakoribb szervezetnek a *Chydorus sphaericus* (4. ábra) bizonyult, amely a vizsgálatok alatt gyűjtött teljes Cladocera egyedszám 15,8 %-át tette ki.



4. ábra: *Chydorus sphaericus* (Fotó: Mészáros G.)

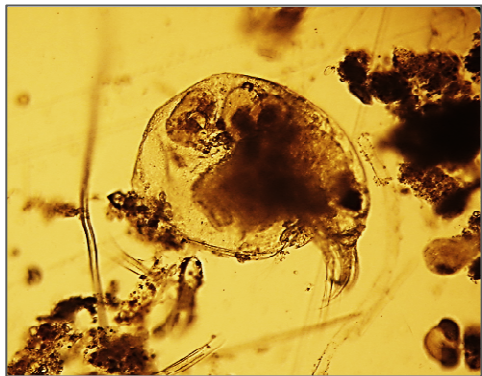
A faj igen ellenálló, a különböző víztípusokhoz jól alkalmazkodik. Főképp a parti zóna metafiton társulásában él, a nyíltvízben csak hullámozás hatására, plankton vendégként található. Hazánk kistrák faunájának egyik leggyakoribb tagja. A vizsgálat során valamennyi mintavételi helyen előfordult. A korábbi felmérésekhez viszonyítva (BOTHÁR 1973, GULYÁS 1997) az általam tanulmányozott időszakban ez a faj bizonyult az RSD domináns Cladocera szervezetének.

3. táblázat: Mintavételi helyenként előfordult Cladocera taxonok és jellemző életmódjuk

Taxon	Mintavételi hely száma									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Cladocera										
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)					■		■	■		■
<i>Alona</i> sp.									X	
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	■	■		■	■		■	■		■
<i>Alona costata</i> (Sars, 1862)									■	■
<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	■	■		■	■		■	■	■	
<i>Alona intermedia</i> (Sars, 1862)		■	■	■	■	■	■			■
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F Müller, 1785)	■			■		■	■	■	■	■
<i>Alona rectangula</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 reticulata</i> (Jurine 1820)				■	■			■		
<i>Chydorus</i> sp.			X					X		
<i>Chydorus gibbus</i> (Sars, 1890)		■								■
<i>Chydorus latus</i> (Sars, 1862)		■		■				■		
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F Müller, 1776)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Daphnia</i> sp.			X		X					
• <i>Daphnia cucullata</i> (Sars, 1862)					■					■
<i>Daphnia longispina</i> (O.F Müller, 1785)		■		■						■
• <i>Daphnia pulex</i> (Leydig 1860)			■							
<i>Diaphanosoma mongolianum</i> (Uéno 1938)				■						
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)			■			■	■			
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O.F Müller, 1785)		■								
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1848)								■		
<i>Leydigia</i> sp.							X	X		
• <i>Leydigia leydigi</i> (Schoedler, 1863)					■		■	■		
<i>Macrothrix laticornis</i> (Fischer, 1848)							■	■		
• <i>Moina macrocopa</i> (Straus, 1820)							■	■	■	
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)		■		■	■		■	■	■	■
• <i>Oxyurella tenuicaudis</i> (Sars, 1862)			■					■		
• <i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	■	■	■	■	■		■	■		■
<i>Pleuroxus denticulatus</i> (Birge, 1879)			■	■				■		
• <i>Pleuroxus uncinatus</i> (Baird, 1850)		■			■	■	■	■		
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F Müller, 1785)				■						
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird, 1843)			■					■		
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F Müller, 1785)				■	■	■	■	■	■	
<i>Sida crystallina</i> (O.F Müller, 1776)			■				■			■
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)		■	■	■	■			■		
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F Müller, 1776)		■		■	■			■		
Összes előfordult Cladocera taxon	7	14	16	19	16	10	17	22	6	14
■ planktonikus		■	■	■	■			■		■
■ metafitikus										
■ bentikus		■	■	■	■	■				
X nem meghatározott							X			

• = eutróf környezetet indikáló fajok

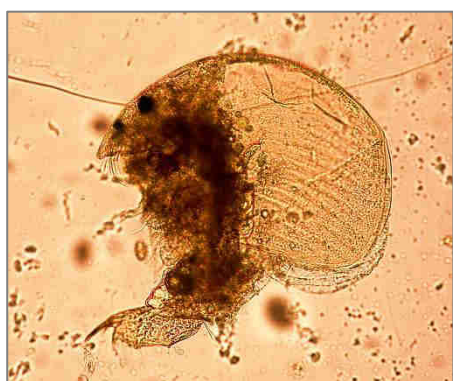
A második leggyakoribb faj a *Bosmina longirostris* volt (5. ábra), amely 11,7 %-ban



képviseltette magát a teljes Cladocera együttesben. A nyílt víz és a partközeli plankton tagja, de a növényállományokban is gyakori. A legkülönbözőbb típusú vizekben megtalálható, de az erősen szennyezett környezetet kerüli. Magyarország egyik leggyakoribb Cladocera szervezete. A vizsgálat során valamennyi mintavételi helyen megtalálható volt (3. táblázat).

5. ábra: *Bosmina longirostris* (Fotó: Mészáros G.)

Taxonómiai összetételt tekintve a Cladocera együttesben az *Alona* genus képviselői voltak



legtöbben, közülük is az *Alona rectangula* (6. ábra) volt a leggyakoribb. A faj igen különböző jellegű vizekben megtalálható, jól alkalmazkodó, a mérsékelt szennyezésnek is ellenálló szervezet. Elsősorban a vízínövényzet közötti víztérben található, de kedveli az iszapos aljzatot is. Az RSD valamennyi mintavételi helyén jelen volt.

6. ábra: *Alona rectangula* (Fotó: Mészáros G.)

A *Pleuroxus* genus 4 fajjal képviseltette magát, melyből a *Pleuroxus aduncus* (7. ábra) fordult



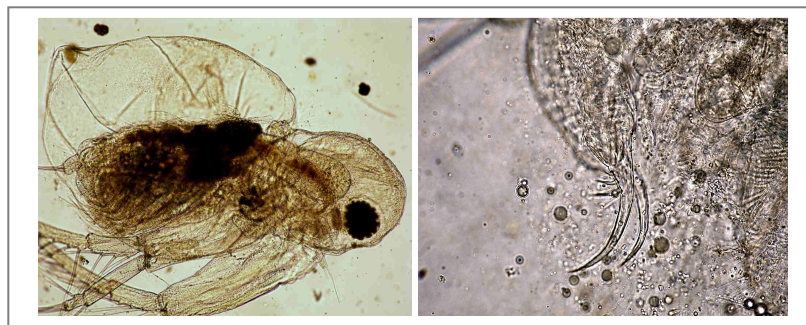
elő a leggyakrabban. A faj elsősorban a növényzettel benőtt, üledékben gazdag eutróf vizeket kedveli. Hazánk sok vizéből kimutatták, az RSD-ben 8 mintavételi helyen megtalálható volt (3. táblázat). Csak azokról a kavicsos, sóderes alzatú területekről hiányzott, ahol nem jellemző a feliszapolódás.

7. ábra: *Pleuroxus aduncus* (Fotó: Zsuga K.)

A planktonikus *Daphnia* fajok csak azokon a kevésbé sekély részeken fordultak elő, ahol lassan áramló vízmozgás volt jellemző. A *Bosmina coregoni*, *Eurycercus lamellatus*, *Pseudochydorus globosus* kozmopolita fajok, és már az 1950-es évektől kezdve (VADADI-F. et

al. 2008) a Dunaág Cladocera faunájához tartoznak, azonban a vizsgálati időszak alatt csak egy-egy mintavételi helyen mutattam ki.

Az ágascsapú rákok között három, hazai elterjedését tekintve ritka faj előfordulását is regisztráltam. A *Diaphanosoma mongolianum* (8. ábra) jelenléte a területen különlegesnek mondható, mivel pontos magyarországi elterjedését még ma sem ismerjük teljesen. A faj Ráckevei (Soroksári) – Dunaágban történő elterjedéséről már beszámolt VADADI-FÜLÖP (2010) is doktori értekezésében. A szerző szerint a faj előfordult ugyan az RSD főágában is, igazán gyakori azonban a mellékágakban volt. Saját vizsgálatom során csak a 4-es mintavételi helyről (Taksonyi-híd) került elő. ILLIYOVÁ és NÉMETHOVÁ (2005) dunai vizsgálataik során invazív fajként említik.



8. ábra: *Diaphanosoma mongolianum* és a faj utópotroha a végkarommal
(Fotó: Zsuga K.)

Kiemelkedő eredmény a *Pleuroxus denticulatus* (9. ábra) jelenlétének regisztrálása, hiszen a faj életkörülményeiről, ökológiai igényeiről eddig keveset tudunk. A faj hazai előfordulását először GULYÁS és FORRÓ (1999) jelezte a Szigetközéből, ZSUGA (2006) a veresegyházi Pamut-tó part közeli zónájából mutatta ki. Az RSD-ben történő jelenlétéről eddig csak VADADI-FÜLÖP (2010) számolt be. A vizsgálat során 2006-ban és 2008-ban is megtalálható



volt Soroksár, Taksony, és Ráckeve térségében, ahol hínárnövényzet, iszapos alzat jellemzi a mintavételi területeket. Eddigi előfordulási adatai alapján a faj lassú áramlású, vagy állóvízi jellegű víztereket kedvel, ahol metafitikus életmódot folytat. ILLIYOVÁ és NÉMETHOVÁ (2005) dunai vizsgálataik során ezt is invazív fajnak tekintik.

9. ábra: *Pleuroxus denticulatus* (Fotó: Zsuga K.)



Két területen (Gubacsi-híd, Tass) találtam meg az üledékfelszínen élő *Chydorus gibbus* (10. ábra) fajt. Hazai elterjedését tekintve a ritkább fajok közé tartozik. A mintavételi helyeken az alzat iszapos, a makrovegetáció kevés, csak a melegebb nyári hónapokban jelennek meg hínárfoltok a parti sávban.

10. ábra: *Chydorus gibbus* (Fotó: www.flickrriver.com/photos/jfcart/6089241698/)

A Copepoda együttesből 18 taxont mutattam ki, ezek közül 13-at fajszinten azonosítottam, 5 taxont nagyobb rendszertani kategóriába soroltam. A fajok többsége gyakori, jól alkalmazkodó szervezet. A fajok több mint fele a növényzethez kötődik, metafitikus, illetve bentikus életmód jellemző rájuk (4. táblázat). Valódi planktonikus szervezet csak a *Cyclops vicinus* volt, amely a mélyebb területeken található. A teljes Copepoda együttesből népszerűségük alapján leggyakoribb fajnak a *Thermocyclops crassus* és az *Eucyclops serrulatus* bizonyult. A *Thermocyclops crassus* (11. ábra) egyaránt előfordul mezo- és eutrofikus tavak nyíltvizében, valamint növényzetben gazdag állóvizekben is. Igen gyakori, kozmopolita elterjedésű faj. Az RSD-ben a Kvassay-zsilip áramló vízterének kivételével minden mintavételi helyen jelen volt, ami mutatja a Dunaág inkább állóvízi, mint folyóvízi jellegét, eutrofizálódását.



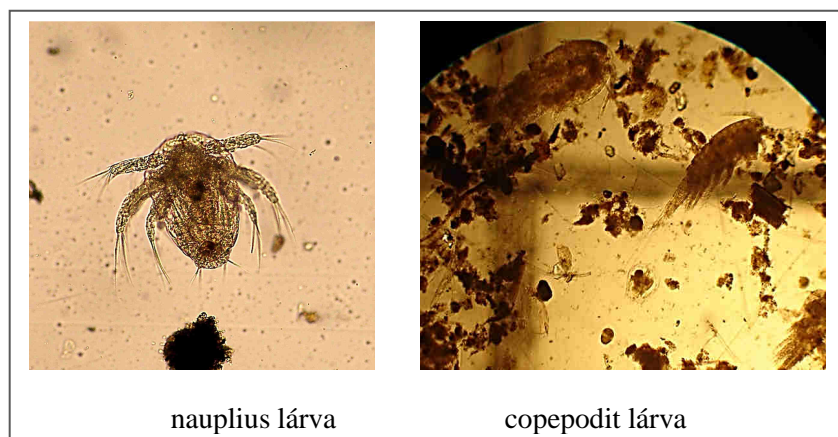
11. ábra: *Thermocyclops crassus* (Fotó: Mészáros G.)



Az *Eucyclops serrulatus* (12. ábra) széles ökológiai valenciájú, minden víztípushoz messzemenően alkalmazkodó szervezet, élőhely preferenciája nincs, ennek következtében a legelterjedtebb Copepoda faj. Magyarország szinte minden vizében előfordul. Az RSD teljes hosszában, valamennyi mintavételi helyen jelen volt (3. táblázat).

12. ábra: *Eucyclops serrulatus* (Fotó: www.ulrichhopp.de/bilder/kleinkrebse/Kleink_08_Eucyclops_serrulatus_008.jpg)

A kozmopolita, gyakori *Diacyclops bicuspidatus*, az *Eucyclops speratus* és a *Mesocyclops leuckartii* fajok a vizsgálat alatt csak egy-egy mintavételi helyről kerültek elő. A Copepoda állományban, néhány kivételtől eltekintve, a nauplius és copepodit lárva alakok (13. ábra) mennyiségi dominanciája volt jellemző, az adult egyedek denzitása kisebb.



13. ábra: nauplius és copepodit fejlődési alakok (Fotó: Mészáros G.)

4. táblázat: Mintavételi helyenként előfordult Copepoda taxonok és jellemző életmódjuk

Taxon	Mintavételi hely száma									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Copepoda										
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)		■	■	■	■	■	■	■		■
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)				■	■					
<i>Cyclops strenuus</i> (Fischer, 1851)			■	■	■		■	■		■
<i>Cyclops vicinus</i> (Uljanin, 1875)							■	■		
<i>Cyclops</i> sp.	X							X		X
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)					■					
<i>Eucyclops</i> sp.								X		X
<i>Eucyclops macruroides</i> (Lilljeborg, 1901)		■		■	■		■	■		
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Eucyclops speratus</i> (Lilljeborg, 1901)				■						
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)			■	■				■		
<i>Mesocyclops leuckartii</i> (Claus, 1857)			■	■						
<i>Paracyclops</i> sp.							X			
<i>Paracyclops affinis</i> (Sars, 1863)			■	■	■					
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)			■	■	■	■		■	■	
• <i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)		■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Thermocyclops</i> sp.					X					
<i>Harpacticoida</i>	X			X	X	X	X			
Összes előfordult Copepoda taxon	3	4	8	9	11	5	8	10	3	6

■ planktonikus	■ metafitikus	■ bentikus	■ nincs preferancia	X nem meghatározott
----------------	---------------	------------	---------------------	---------------------

9. • = eutróf környezetet indikáló fajok

Az RSD jelenlegi fajkészletét összevetettem a korábbi felmérésekkel (5. táblázat). Meg kell azonban jegyezni, hogy az összehasonlítás eredményét azzal a fenntartással kell kezelni, hogy ezek vizsgálatok gyakran csak kisebb szakaszokat érintettek, és rövidebb időtartamot fogtak át.

5. táblázat: Az RSD fajkészletére vonatkozó saját (MÉSZÁROS 2006-2008) adatok összehasonlítása a korábbi felmérések eredményeivel (1950-1980: BERINKEY - FARKAS (1956), BOTHÁR (1973), GULYÁS - TYAHUN (1974), TYAHUN (1977), 1980-2000: BOTHÁR - KISS (1984), GULYÁS (1997), 2005: MÉSZÁROS TDK dolgozat, 2006-2008: VADADI-FÜLÖP (2010): Doktori (PhD) értekezés).

CLADOCERA	1950-1980	1980-2000	Mészáros 2005	Vadadi-Fülöp 2006-2008	Mészáros 2006-2008
<i>Acroperus harpae</i>	X	X	X	X	X
<i>Alona affinis</i>	X	X	X	X	X
<i>Alona costata</i>			X		X
<i>Alona guttata</i>	X	X	X	X	X
<i>Alona intermedia</i>		X	X	X	X
<i>Alona quadrangularis</i>	X	X	X	X	X
<i>Alona rectangula</i>	X	X	X	X	X
<i>Alonella exigua</i>		X			
<i>Alonella nana</i>		X			
<i>Anchistropus emarginatus</i>	X	X			
<i>Bosmina coregoni</i>	X	X	X	X	X
<i>Bosmina longirostris</i>	X	X	X	X	X
<i>Camptocercus rectirostris</i>	X	X	X		
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	X	X	X		
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>		X	X		
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>			X	X	X
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	X	X	X	X	X
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>					X
<i>Chydorus gibbus</i>					X
<i>Chydorus latus</i>				X	X
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	X	X	X	X
<i>Daphnia hyalina</i>	X	X			
<i>Daphnia cucullata</i>		X	X	X	X
<i>Daphnia longispina</i>		X	X	X	X
<i>Daphnia obtusa</i>				X	
<i>Daphnia pulex</i>				X	X
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		X		X	
<i>Diaphanosoma mongolianum</i>				X	X
<i>Disparalona rostrata</i>	X	X	X	X	X
<i>Eurycercus lamellatus</i>	X	X		X	X
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	X			X	X
<i>Iliocryptus agilis</i>		X	X	X	
<i>Iliocryptos sordidus</i>		X		X	
<i>Leydigia leydigi</i>		X		X	X

<i>Leydigia acanthocercoides</i>				X	
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>		X		X	
<i>Macrothrix laticornis</i>	X			X	X
<i>Moina macrocopa</i>				X	X
<i>Moina micrura</i>		X		X	X
<i>Moina rectirostris</i>	X				
<i>Monospilus dispar</i>	X				
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>			X	X	X
<i>Pleuroxus aduncus</i>	X	X	X	X	X
<i>Pleuroxus denticulatus</i>				X	X
<i>Pleuroxus striatus</i>			X		
<i>Pleuroxus trigonellus</i>	X	X	X		
<i>Pleuroxus truncatus</i> (syn. <i>Peracantha truncata</i>)	X	X	X	X	X
<i>Pleuroxus unicatus</i>	X	X	X	X	X
<i>Pseudochydorus globosus</i>	X	X	X	X	X
<i>Schapoleberis mucronata</i>	X	X	X	X	X
<i>Sida crystallina</i>	X	X	X	X	X
<i>Simocephalus expinosus</i>			X		
<i>Simocephalus serrulatus</i>	X			X	X
<i>Simocephalus vetulus</i>	X	X	X	X	X
ÖSSZES FAJSZÁM	28	35	30	39	36
COPEPODA	1950-1970	1990-2000	Mészáros 2005	Vadadi-Fülöp 2006-2008	Mészáros 2006-2008
CALANOIDA			nem történt vizsgálat		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	X	X		X	
<i>Eurytemora velox</i>		X		X	
CYCLOPOIDA					
<i>Acanthocyclops robustus</i>		X		X	X
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	X			X	X
<i>Cyclops strenuus</i>				X	X
<i>Cyclops vicinus</i>	X	X		X	X
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>				X	X
<i>Diacyclops crassicaudis</i>					
<i>Ectocyclops phaleratus</i>		X			
<i>Eucyclops macruroides</i>				X	X
<i>Eucyclops macrurus</i>	X			X	
<i>Eucyclops serrulatus</i>	X	X		X	X
<i>Eucyclops speratus</i>				X	X
<i>Macrocyclus albidus</i>	X	X		X	X
<i>Megacyclus viridis</i>	X				
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	X			X	X
<i>Paracyclops affinis</i>				X	X
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		X		X	X
<i>Thermocyclops crassus</i>	X	X		X	X
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		X			
ÖSSZES FAJSZÁM	9	10		-	16

Mind a Cladocera, mind a Copepoda fajkészlet gazdagabb a 2000 évet megelőző időszakhoz viszonyítva. A legnagyobb egyezés VADADI-FÜLÖP (2010) felmérésének eredményével mutatkozik, amelynek magyarázata, hogy mindkét vizsgálat hasonló időszakban történt, bár más mintavételi helyeket érintett. Eredményeim szerint a *Ceriodaphnia reticulata* és a *Chydorus gibbus* nem szerepelt a korábbi publikációkban. A *Ceriodaphnia reticulata* kozmopolita faj, főképp hínaras tavakban, holtágakban található, de halastavi, rizsföldi előfordulásáról is vannak adatok. Vizsgálatom során két helyszínen, a Taksonyi-hídnál és a Szigetcsépi-holtágban mutattam ki. A Taksonyi-hídnál tavasz végén, nyár elején erős hínárosodás kezdődik, amely az őszi hónapokig megmarad. A Szigetcsépi-holtág szintén hínárnövényzetben gazdag, a mederben jelentős iszapréteg alakult ki. A faj tehát mindenképp jelzi az RSD fokozódó eutrofizálódását. A *Chydorus gibbus*-t a Gubacsi-híd és Tass területén regisztráltam, megjelenése szintén a feliszapolódásra utal azokon a területeken is, ahol ez korábban nem volt jelentős mértékű.

4.2 Az egyes mintavételi helyszínek mennyiségi és minőségi viszonyainak bemutatása

4.2.1 Mennyiségi viszonyok

Az egyes helyszínek mennyiségi viszonyainak dinamikája nagyban árnyalja a különböző időszakokhoz tartozó egyedszám alakulást. A Ráckevei (Soroksári) – Dunaágot a szakirodalom általában három főbb szakaszra osztja, ennek megfelelően a mennyiségi viszonyok bemutatásához én is ezt a felosztást használom, az alábbiak szerint:

Felső szakasz:

1. mintavételi hely – Kvassay-zsilip
2. mintavételi hely – Gubacsi-híd
3. mintavételi hely – Soroksár

Középső szakasz:

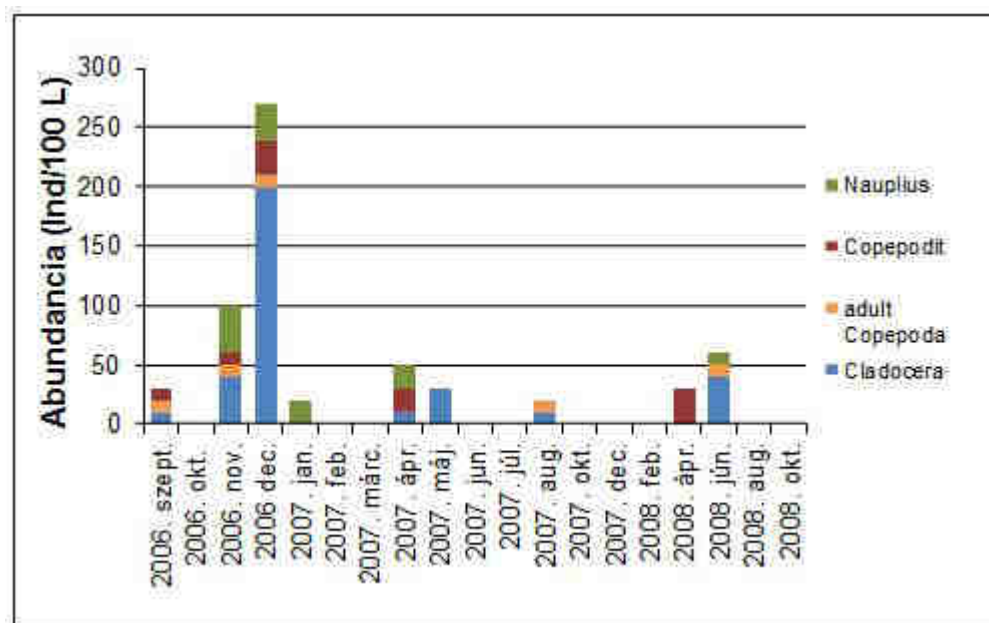
4. mintavételi hely – Taksonyi-híd
5. mintavételi hely – Szigetcsépi holtág
6. mintavételi hely – Szigetszentmárton

Alsó szakasz:

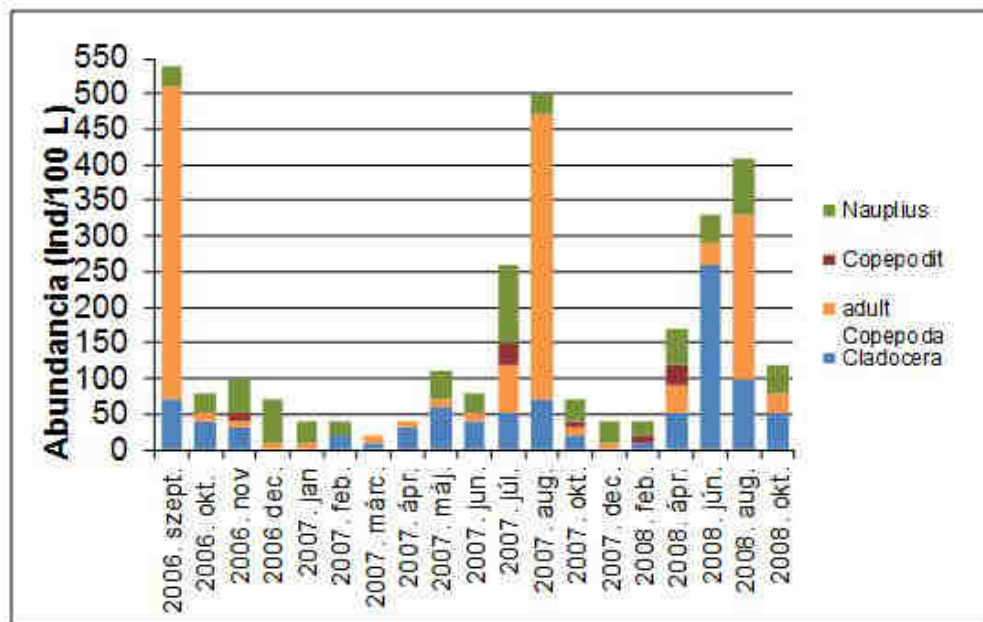
7. mintavételi hely – Ráckeve
8. mintavételi hely – Dömsödi holtág
9. mintavételi hely – Dömsöd
10. mintavételi hely – Tass

Az alábbiakban az egyes szakaszokon megfigyelt egyedszám változást fogom részletesen ismertetni, a mintavételi helyszíneken tapasztalt abundancia értékek egyenkénti bemutatása mellett.

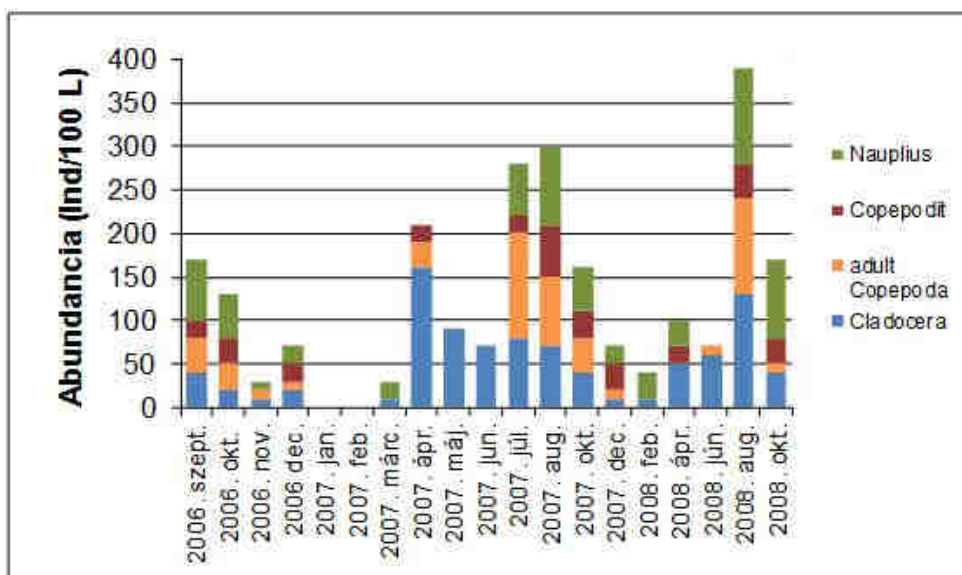
A felső szakasz:



14. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás az 1. számú mintavételi helyen (Kvassay-zsilip)



15. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 2. számú mintavételi helyen (Gubacsi-híd)



16. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 3. számú mintavételi helyen (Soroksár)

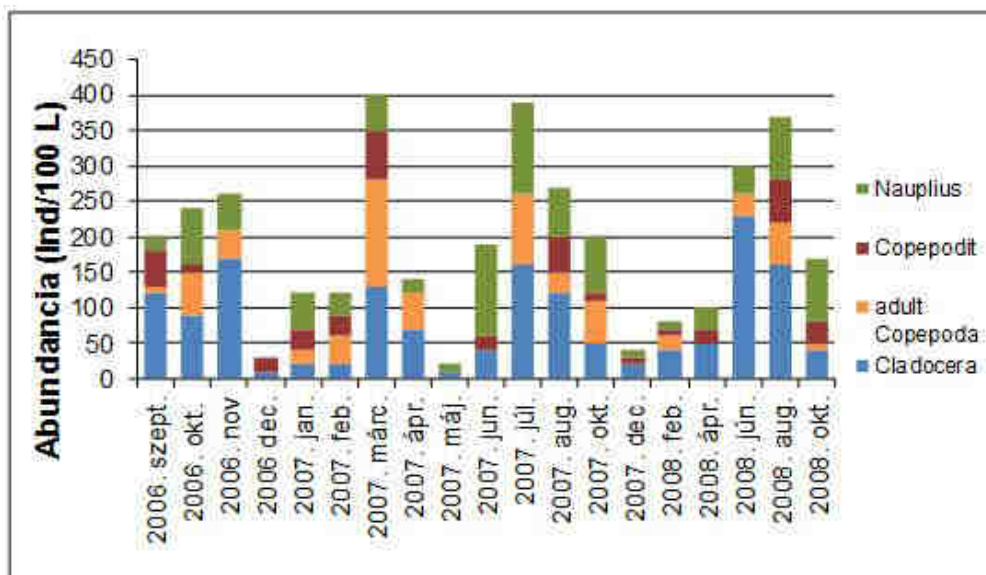
Az első mintavételi helyen, a Kvassay-zsilipnél (14. ábra) az egyedszám alakulás teljesen különbözik az összes többi helyszíntől, a legszembeütőbb, hogy a maximum értéket téli időszakban, 2006 decemberében figyeltem meg, amit egy hosszan tartó, alacsony vízállás előzött meg. Ekkor legnagyobb számban a Cladocera szervezetek voltak jelen, összesen négy fajt azonosítottam, amelyek közül a *Chydorus sphaericus* volt az uralkodó. Ehhez viszonyítva 2007-ben és 2008-ban az egyedszám és a fajszám nagyon kevés, több esetben egyetlen egyed sem sikerült találni a mintákban.

A második mintavételi helyszínen, a Gubacsi-hídnál (15. ábra) a maximális abundancia értékeket késő nyári időszakban, augusztus és szeptember hónapokban mértem, eltérően a legtöbb mintavételi helyszínen tapasztalható áprilisi és júniusi maximumoktól. Figyelemre méltó továbbá, hogy amíg az év nagy részében a cladocerák aránya volt a magasabb, addig a késő nyári időszakban (augusztus-szeptember) kiugróan magas egyedszámban már a Copepoda együttes dominanciája figyelhető meg. A copepodák ilyen nagy arányban sehol másutt, egyik mintavételi időpontban sem képviseltették magukat.

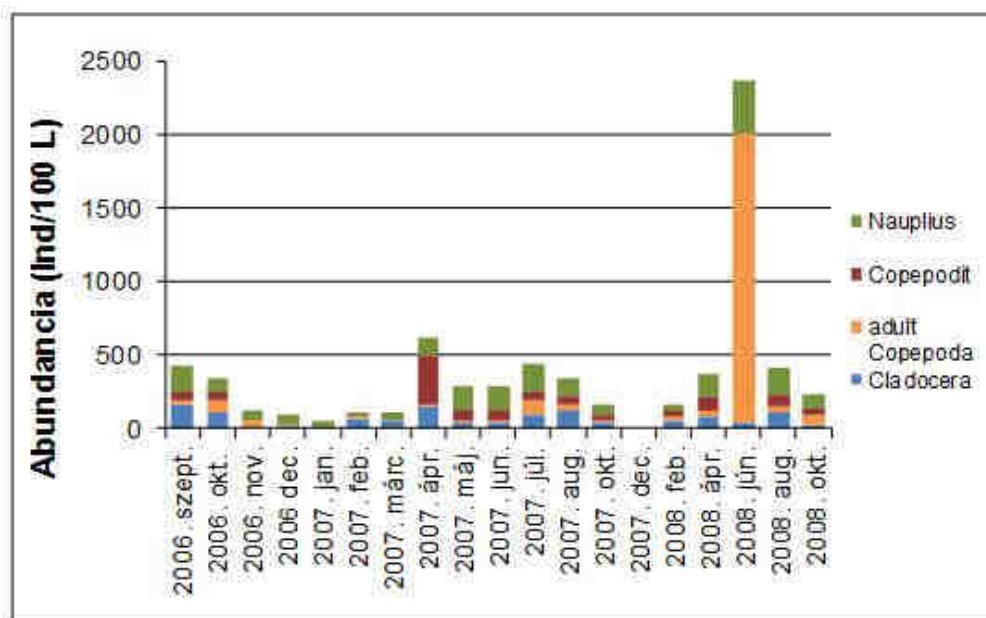
A harmadik mintavételi helyszínen, Soroksárnál (16. ábra) jelentkezik először a vizsgált időszakban, az összegyedszámot alapul véve átlagosnak mondható jelenség, miszerint egy tavaszi (április) és egy nyári (július-augusztus) abundancia maximum tapasztalható. Különlegessége a helyszínnek, hogy 2006 decemberében az egyedszám emelkedett a novemberi értékekhez képest (hasonló jelenséget csak az 1. és kisebb mértékben a 8. számú mintavételi

helyszínen figyeltem meg), valamint ez a térség volt az egyetlen, amelyen 2007. január – február hónapokban nem találtam egyetlen egyedét sem a mintában. A tavaszi maximum idején a Cladocera fajok dominálnak, míg nyáron az adult Copepoda fajok a meghatározóak.

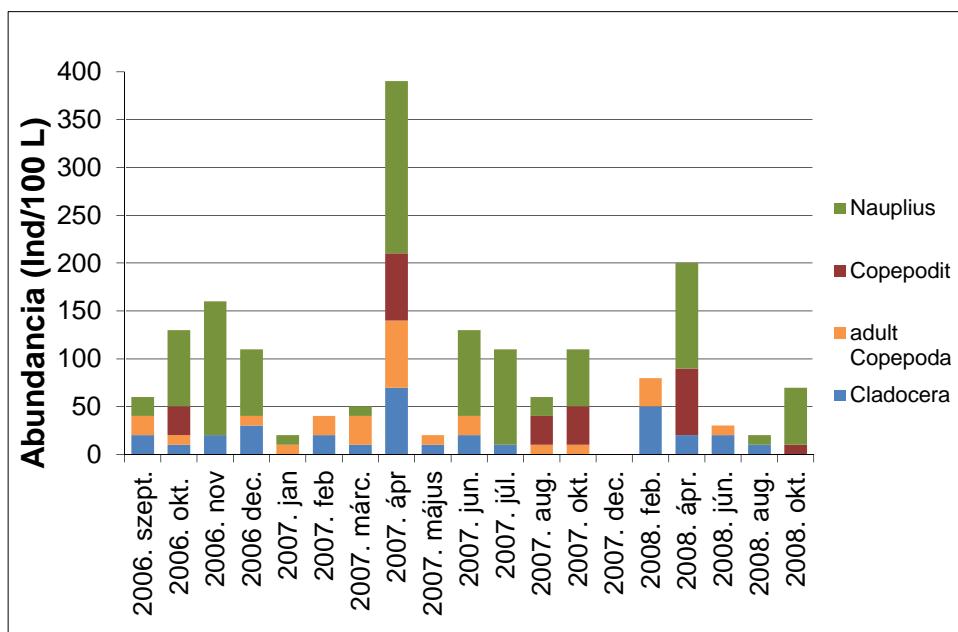
A középső szakasz:



17. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 4. számú mintavételi helyen (Taksonyi-híd)



18. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás az 5. számú mintavételi helyen (Szigetcsépi-holtág)



19. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 6. számú mintavételi helyen (Szigetszentmárton)

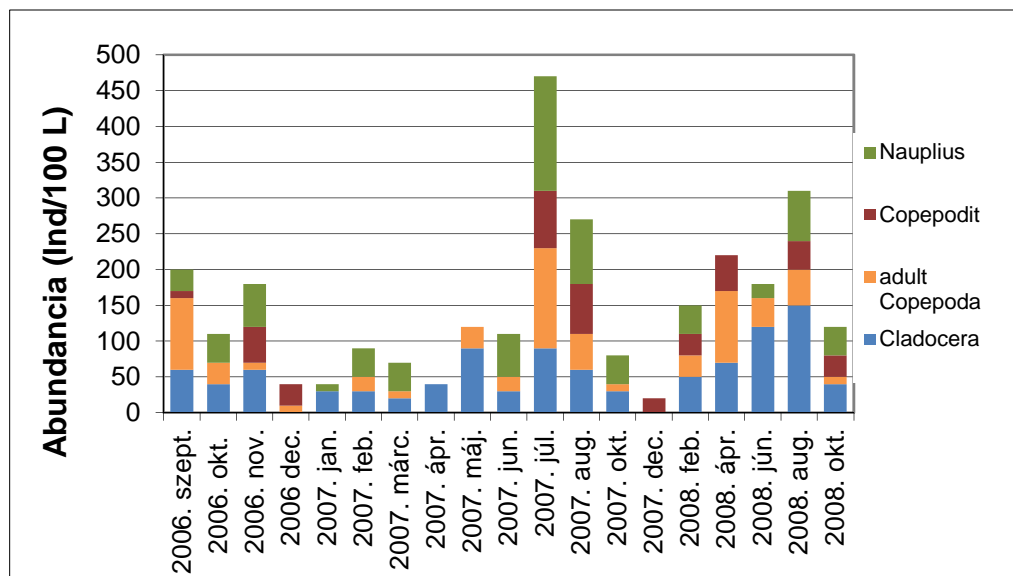
A 4. mintavételi helyszínen, a Taksonyi-hídnál (17. ábra) két időszakban figyelhetünk meg egyedszám maximumot, 2007. márciusban és júliusban, az első abundancia csúcs itt előbb volt tapasztalható, mint a többi helyszínen. 2008-ban hasonlóképpen nyári egyedszám maximum alakult ki. A mintákban főleg a Cladocera fajok domináltak, azonban az abundancia csúcs elérésekor, augusztusban a Copepoda egyedszáma nagyságrendileg már megegyezett a Cladocerák mennyiségével.

A Szigetcsépi holtág, az 5. mintavételi hely (18. ábra) a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág egyik kiemelt jelentőséggel bíró mellékága. Az adott helyszín specifikumát jelenti, hogy 2007. év áprilisában a Copepoda együttesben a copepodit stádiumban lévő egyedek aránya volt a legnagyobb. 2008 júniusában a mintavételi helyen az adult Copepoda-k egyedszáma óriási mértékben megnőtt, vizsgálataim során ekkor és itt mértem a legmagasabb egyedszámot, amely azt megelőzően nem volt jellemző erre a helyszínre. A domináns fajok ekkor az *Eucyclops macruioides* és az *Eucyclops serrulatus* voltak. Előbbi szervezet tavak, kisvizek parti tájékán, növényzet között él, meleg időszakban szaporodik, utóbbi faj pedig az egyik legalkalmazkodóképesebb szervezet, élőhelyében nem válogat.

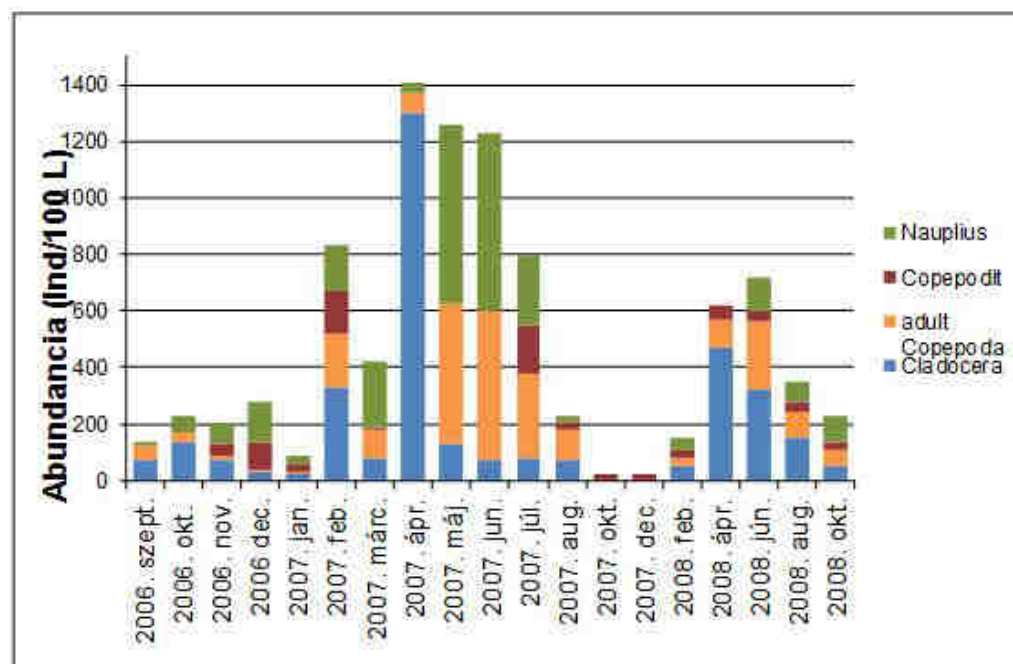
A 6. mintavételi pontnál, Szigetszentmártonnál (19. ábra), a szakasz többi helyszínéhez viszonyítva alacsonyabb abundancia értékeket tapasztaltam. Ezt minden bizonnyal a helyszín hidromorfológiai sajátossága okozza (mélysége, mederanyaga), 2007 áprilisában viszont a többi

helyszínen tapasztaltakat arányaiban meghaladó egyedszám növekedést figyeltem meg. Erre a területre jellemző volt egy sajátos mennyiségi dinamika, amely során a többi helyszínhez viszonyított jóval alacsonyabb évközi egyedszámot tavasszal egy kiemelkedő időszak követett. Fontos eltérés az RSD egyéb vizeitől, hogy ezen a helyszínen a Copepoda állományban elsősorban a nauplius lárvák domináltak.

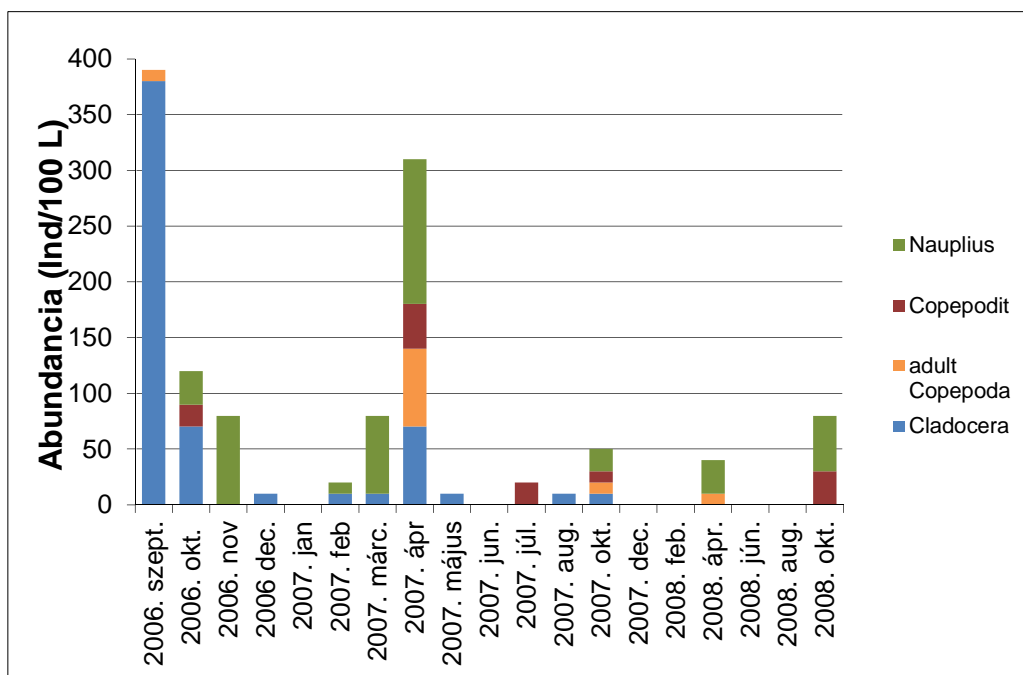
Az alsó szakasz:



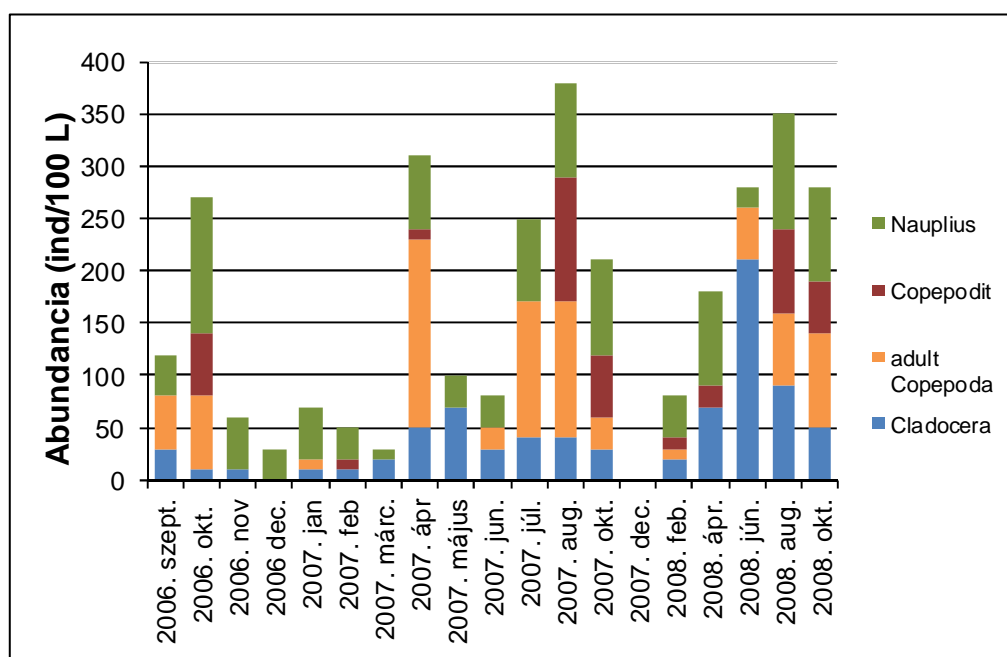
20. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 7. számú mintavételi helyen (Ráckeve)



21. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 8. számú mintavételi helyen (Dömsödi-holtág)



22. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 9. számú mintavételi helyen (Dömsöd)



23. ábra: Zooplankton egyedszámváltozás a 10. számú mintavételi helyen (Tass)

Ráckevénel, a 7. mintavételi helyszínen (20. ábra) szembeötlő, hogy 2007. év áprilisában az egyedszám alacsony volt, a vett mintában csak a Cladocera csoport képviselői fordultak elő. Ezt követően emelkedik az abundancia érték és júliusban a többi helyszínhez képest kiemelkedő mértékű egyedszám növekedést tapasztalhatunk. A kistrákközösségben a Copepoda-csoport

képviselőinek aránya volt a meghatározó. 2008-ban szintén nyári maximum alakult ki, a legmagasabb egyedszámot augusztusban tapasztaltam ezen a helyszínen.

A 8. helyszín, a Dömsödi-holtág (21. ábra) több szempontból is különbözik a többi helyszíntől, ezekre az „Anyag és Módszer” fejezetben részletesebben is kitértem. Ezek a specifikumok a mennyiségi mutatókban is jelentkeznek. Ezen helyszín esetében már 2007 februárjában megfigyelhető egy jelentős egyedszám növekedés, amelyet egy márciusi visszaesés után (hasnolón az előző mintavételi helyszínhez), egy áprilisi csúcs követ, amelyet gyakorlatilag teljes mértékben a Cladocera együttes képviselői okoztak. Egyedi jelenség azonban, hogy ezt egy lassú, év végéig tartó csökkenés követi, a kistrákegyüttesben a cladocerák aránya nagymértékben visszaesik, és a Copepoda-csoport lesz a domináns közösség, amelynek oka lehet a tartós hínárborítás. 2008-ban az egyedszám az RSD egészére vonatkoztatott ütemben növekedett, és ebben az időszakban a Cladocera fajok száma emelkedett intenzíven, így áprilisban ez a csoport volt meghatározó. Ez később megváltozott és a Copepoda-csoport különböző fejlődési alakjai és a Cladocera fajok egyedszáma kiegyenlítődt.

A 9. helyszín, az RSD dömsödi része (22. ábra) az egyedszám alakulást tekintve szintén jelentős eltérést mutat az alsó szakaszon található mintavételi helyszínektől – sőt, az összes többi helyszíntől is – amelynek oka az itt jellemző gyors folyási sebesség és sóderes aljzat. A denzitási értékek rendkívül alacsonyak, számos esetben egyetlen faj néhány egyede volt az adott mintában. A 2006-os szeptemberi és 2007 áprilisi egyedszámcsúcs ennél a mintavételi helyszínnél jelentkezett a legmarkánsabban, de a két időszakban a Cladocera: Copepoda arány jelentősen eltér egymástól. Ezt követően azonban nem volt kimutatható sem Cladocera, sem Copepoda egyed. Június hónapban, amikor a minták döntő többségében jelentkezett a második egyedszám-növekedés, itt mindössze néhány copepodit lárva fordult elő. 2007 októberében ismét – minimális – egyedszám-növekedés figyelhető meg. Ehhez hasonló jelenséget Szigetszentmártonnál tapasztaltam, amely hasonló hidromorfológiai adottságokkal rendelkezik, mint ez a helyszín. 2008-ban elsőként áprilisban sikerült néhány fajt kimutatnom, majd ezt követően – csakúgy, mint Szigetszentmártonnál – ismét októberben tapasztaltam abundancia növekedést, amelyet kizárólag nauplius és copepodit lárvák okoztak.

Az alsó szakaszon található Tassnál szembeötlő (23. ábra), hogy a 2007. évi áprilisi csúcsot itt az adult Copepodák magas egyedszáma okozza. A Cladocera együttes egyedszáma márciustól mutat növekedést, majd egy májusi csúcspontot követően kismértékben csökken,

illetve stagnál. A nyári egyedszám maximum 2007-ben és 2008-ban augusztusban alakult ki. A mintavételi helyszínre jellemző volt, a Copepoda-csoport a dominanciája.

A 6. táblázatban foglaltam össze a vizsgált élőlénycsoportok minimális, maximális és átlagos egyedszámának értékeit, továbbá az adott helyszínen előforduló három domináns faj hasonló értékeit (Ind/100 L).

A Szigetcsépi holtágon, a többi mintavételi helyhez viszonyítva, kiugróan magas volt az adult Copepodák átlagos denzitásának értéke. Ezt a jelenséget – ahogy azt a 6. ábra értékelése kapcsán bemutattam – az *Eucyclops macruroides* és az *Eucyclops serrulatus* magas egyedszáma okozta. Ez azonban egyedi jelenség volt, az előző évben ilyen mértékű egyedszám-növekedést nem tapasztaltam és a mintavételek teljes időtartama alatt ezen a helyszínen a Cladocera együttesbe tartozó fajok voltak a leggyakoribbak.

6. táblázat: A vizsgált csoportok és az adott mintavételi helyen élő 3 leggyakoribb faj átlag, minimum és maximum denzitása mintavételi helyenként (Ind/100 L)

Mintavételi helyszín		Cladocera	adult Copepoda	Copepodit	Nauplius	Leggyakoribb faj és denzitása	2. leggyakoribb faj és denzitása	3. leggyakoribb faj és denzitása
Kvassay - zsilip	Átlag	17,89	2,63	5,26	6,31	<i>Chydorus sphaericus</i> 13,33	<i>Alona affinis</i> 4,16	<i>Alona quadrangularis</i> 2,50
	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	200	10	30	40	110	50	30
Gubacsi - híd	Átlag	47,89	70,52	4,73	37,89	<i>Eucyclops serrulatus</i> 31,66	<i>Eucyclops macruroides</i> 27,50	<i>Thermocyclops crassus</i> 21,66
	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	260	440	30	110	160	280	210
Soroksár	Átlag	48,16	26,31	16,84	34,21	<i>Chydorus sphaericus</i> 15,83	<i>Bosmina longirostris</i> 11,66	<i>Thermocyclops crassus</i> 9,16
	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	160	120	60	110	130	50	60
Taksonyi - híd	Átlag	81,57	35,78	22,10	52,21	<i>Chydorus sphaericus</i> 35,1	<i>Simocephalus vetulus</i> 10,2	<i>Alona affinis</i> 9,16
	Min.	0	0	0	0	10	0	0
	Max.	230	150	70	130	120	120	50
Szigetcsépi holtág	Átlag	65,78	135,26	50,26	115,26	<i>Chydorus sphaericus</i> 15,83	<i>Pleuroxus aduncus</i> 15	<i>Pleuroxus uncinatus</i> 11,66
	Min.	0	0	0	30	0	0	0
	Max.	160	1970	330	350	110	30	80
Sziget-	Átlag	16,84	13,68	13,15	50,52	<i>Chydorus sphaericus</i> 8,33	<i>Thermocyclops crassus</i> 6,66	<i>Achanthocyclops robustus</i> 4,16

szentmárton	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	70	70	70	180	70	20	50
Ráckeve	Átlag	53,15	34,73	21,57	38,74	<i>Eucyclops serrulatus</i> 10,83	<i>Acanthocyclops robustus</i> 9,16	<i>Moina micrura</i> 8,33
	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	150	140	80	160	50	70	40
Dömsödi holtág	Átlag	180,52	128,42	40	136,84	<i>Chydorus sphaericus</i> 123,33	<i>Eucyclops serrulatus</i> 57,5	<i>Thermocyclops crassus</i> 91,33
	Min.	0	10	0	0	0	0	0
	Max.	1300	530	170	630	920	190	370
Dömsöd	Átlag	30,52	5,83	6,31	22,10	<i>Bosmina longirostris</i> 33,3	<i>Chydorus sphaericus</i> 8,33	<i>Thermocyclops crassus</i> 5,26
	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	380	70	40	130	380	70	70
Tass	Átlag	41,57	44,21	22,10	56,84	<i>Acanthocyclops robustus</i> 21,66	<i>Thermocyclops crassus</i> 12,5	<i>Eucyclops serrulatus</i> 6,66
	Min.	0	0	0	0	0	0	0
	Max.	210	180	120	130	180	60	30

Összefoglalásképpen a 7. táblázatban közlöm az egyes helyszíneken tapasztalt átlagos és maximális egyedszámértékeket (Ind/100 L).

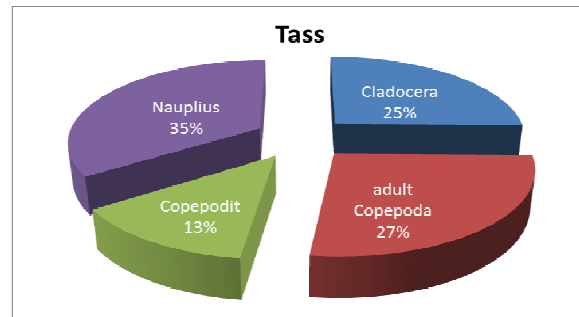
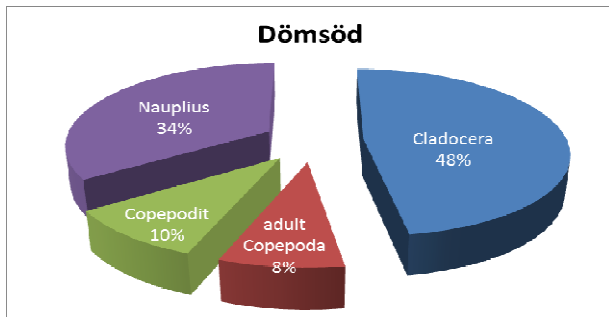
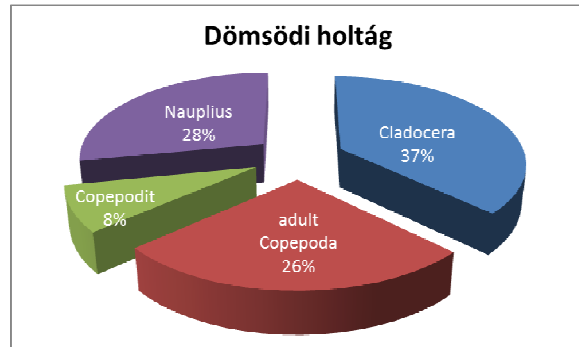
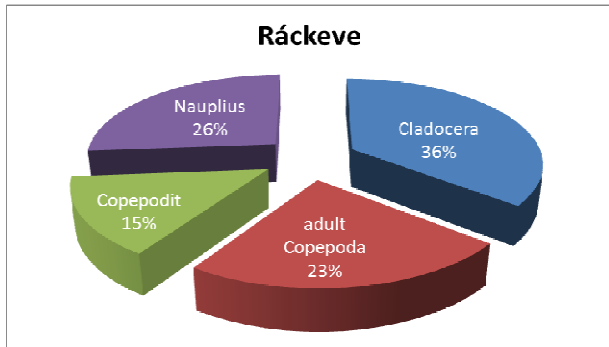
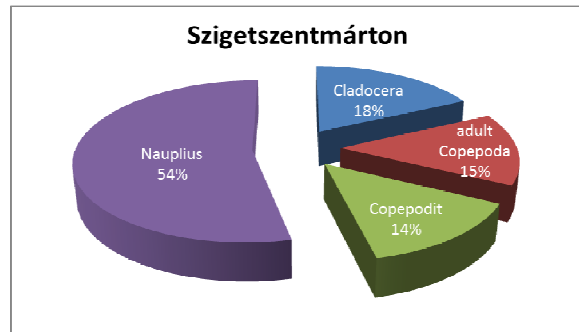
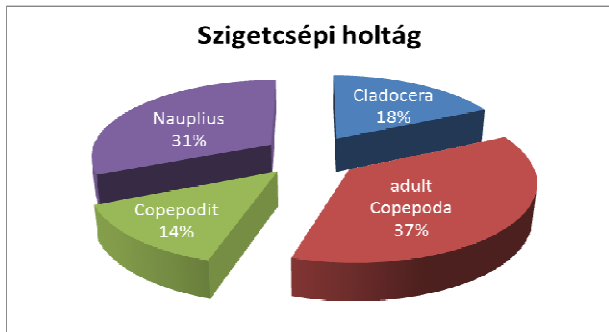
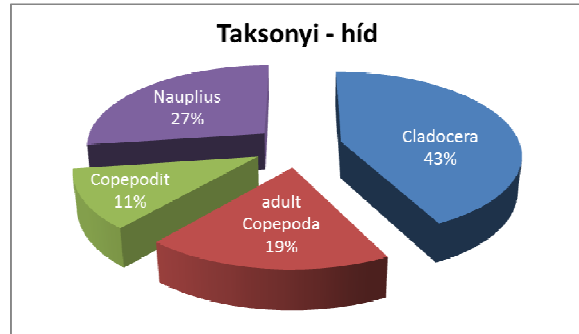
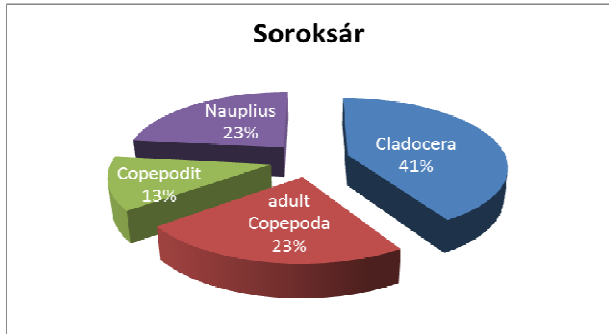
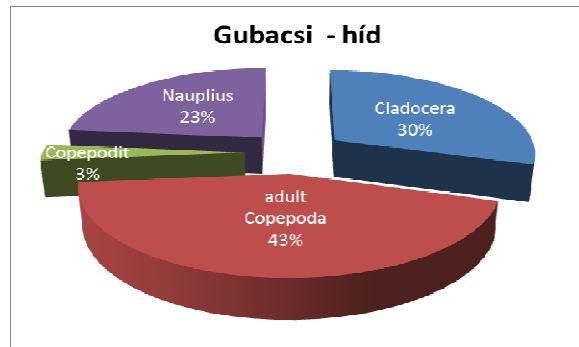
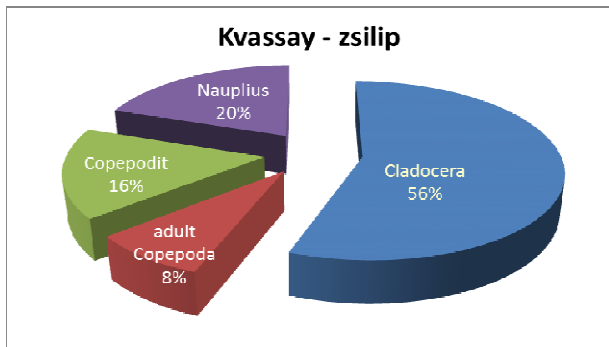
7. táblázat: A mintavételi helyek átlagos és maximális egyedszámértékei (Ind/100 L)

Mintavételi helyszínek	Kvassay - zsilip	Gubacsi - híd	Soroksár	Taksonyi - híd	Szigetcsépi holtág	Szigetszentmárton	Ráckeve	Dömsödi-holtág	Dömsöd	Tass
Átlagos egyedszám	17,89	156,6	115	198,5	272,5	106,6	145	593,3	87,3	145,8
Maximális egyedszám	520	540	300	400	620	390	470	1410	390	380

A fenti táblázatok adatai szerint a Dömsödi-holtágnál volt a legmagasabb az átlagos és a maximális egyedszám, amely az adott helyszín speciális adottságainak következménye. Az 1. helyszíntől Szigetcsépig folyamatosan nő az egyedszám, a Gubacsi-híd ebből a szempontból kitűnik, augusztus-szeptember hónapokban a Copepoda-fajok egyeduralmukodóvá váltak itt.

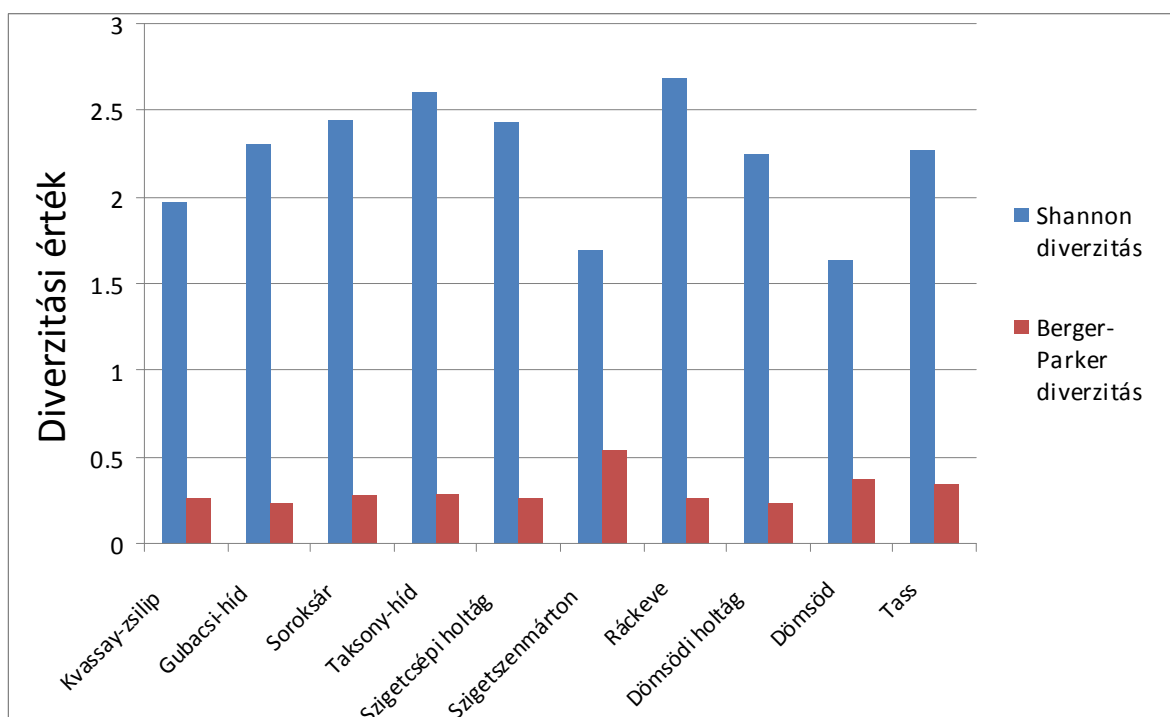
4.2.2 Minőségi viszonyok

A vizsgálati időszak során vett minták helyszínenként való denzitásbeli megoszlását az alábbi 24. ábrán közlöm.



24. ábra: A mintavételi helyszínek denzitásbeli megoszlása

A tíz helyszín közül hat esetében a cladocerák százalékos aránya a legnagyobb, míg a Gubacsi-híd és Szigetcsép esetében a kifejlett Copepoda-k domináltak. (Az utóbbi helyszín esetében ez a dominancia a 2008 júniusában tapasztalt igen magas *Eucyclops macruroides* egyedszám következménye.) Szigetszentmárton és Tass esetében a nauplius lárvák voltak a legmeghatározóbbak. A Shannon- és a Berger-Parker féle diverzitási értékeket a 25. ábrán szemléltetem.



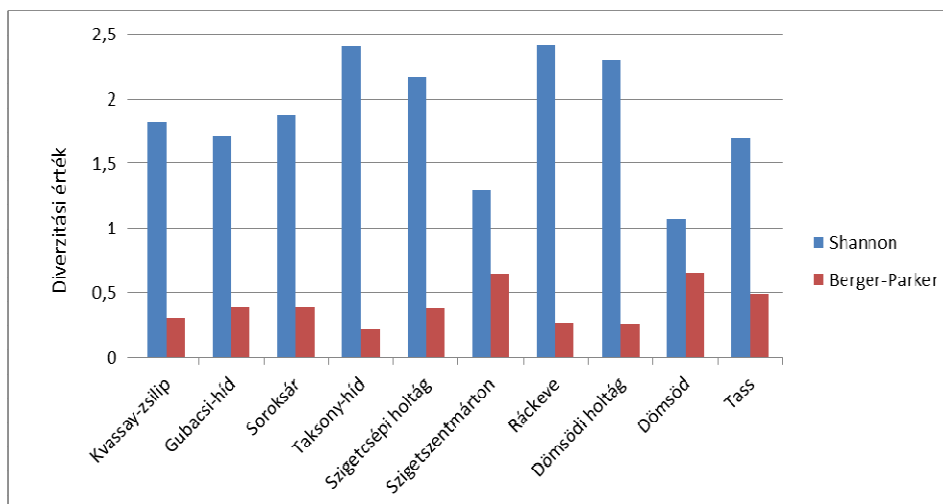
25. ábra: Shannon és Berger-Parker diverzitási értékek

A Shannon-diverzitás tekintetében hasonló jelenséget figyelhetünk meg, mint az abundancia értékek esetében: a Kvassay-zsiliptól kezdve a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon folyamatosan emelkedik a diverzitás, és a középső szakaszon éri el a maximumot, majd ezt követően ismét csökkenő tendenciát mutat.

A legmagasabb Shannon-diverzitási értéket a 7. számú helyszínen, Ráckevénél tapasztaltam, de hasonlóan magas volt a 4. és az 5. helyszínen is. A legalacsonyabb diverzitást Szigetszentmártonnál és Dömsödnél mértem, mind a két helyszín hasonló hidrodinamikai és hidromorfológiai adottságokkal rendelkezik (a többi területhez viszonyítva nagyobb vízsebesség, kavicsos, sóderes aljzat, kijelölt fürdőhelyként való funkcionálás miatt csak csekély növényzet). A két holtág – az 5. mintavételi helyszín, a Szigetcsépi és a 8. helyszín, a Dömsödi-holtág – esetében is magas diverzitást tapasztaltam. Míg a Shannon-diverzitás az adott élőhelyen

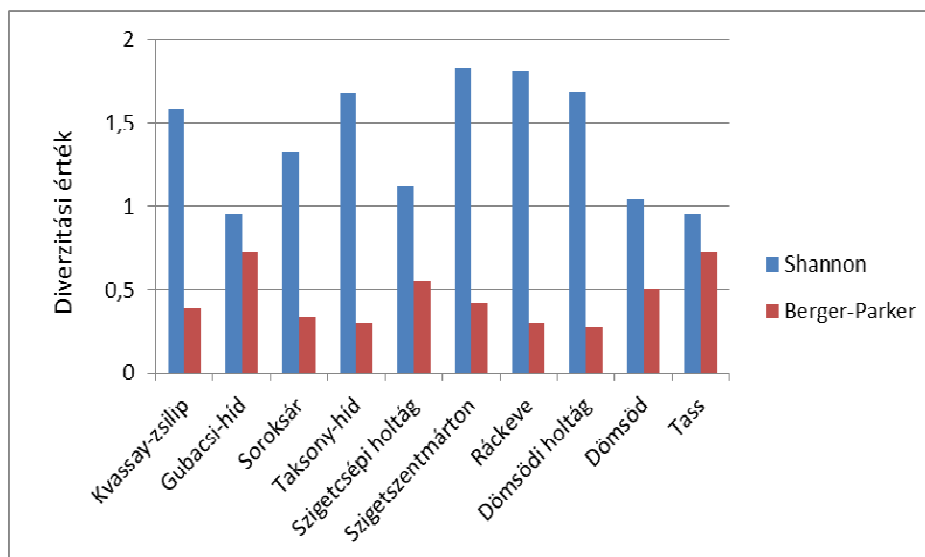
megtalálható fajok számára, addig a Berger-Parker-féle diverzitás a legnagyobb egyedszámú faj jelenlétére érzékeny. Ennek nézőpontjából vizsgálva az eredményeket azt tapasztalhatjuk, hogy a Berger-Parker diverzitás Szigetszentmártonnál, Dömsödnél és Tassnál volt a legmagasabb, vagyis ezeken az élőhelyeken egy faj kiemelkedő egyedszámban volt jelen. Szigetszentmártonnál elsősorban a *nauplius* lárvák, míg Dömsöd esetében a 2006 őszi tapasztalt, kiemelkedően magas *Bosmina longirostris* egyedszám okozta a Berger-Parker diverzitás ezen eredményeit. A dömsödi helyszín esetében ennek megfelelően a Shannon-diverzitás a legalacsonyabb volt.

Az egyes helyszínek diverzitási értékeit évszakonkénti bontásban is megvizsgáltam. Ennek során az évszakok hónapjai során vett mintákban identifikált fajok egyedszámát összesítve vettem figyelembe (ősz: 2006. szeptember, október, november; tél: 2006. december, 2007. január, február; tavasz: 2007. március, április, május; nyár 2007. június, július, augusztus).



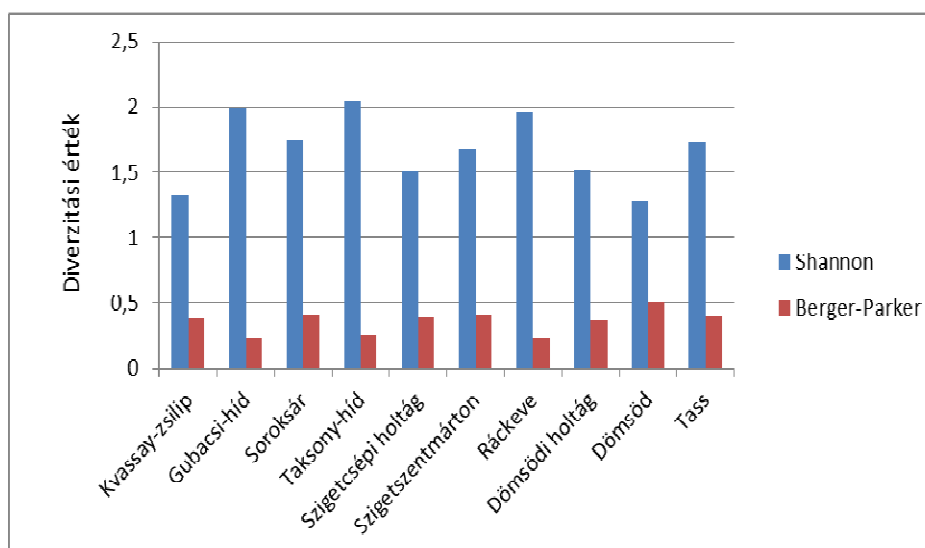
26. ábra: Az őszi hónapok diverzitása

Az őszi hónapokban az első három helyszín diverzitási viszonyai csaknem megegyeztek, míg a Taksony-hídtől kezdődően emelkedett a diverzitás mértéke, egészen Dömsödig (26. ábra). Itt, illetve Szigetszentmártonnál figyelhetjük meg a legalacsonyabb diverzitást, továbbá a Berger-Parker diverzitás mértéke is ezen a két élőhelyen volt a legmagasabb, azaz néhány faj/csoport egyeduralgó volt itt. (Szigetszentmártonnál főként a copepodit lárvák, míg Dömsödnél a *Bosmina longirostris* volt domináns.) A Taksony-híd, illetve a ráckevei minták diverzitási mutatói megegyeznek a Dömsödi holtágnál tapasztalt értékekkel, a Szigetcsépi holtág mutatóit pedig meg is haladják.



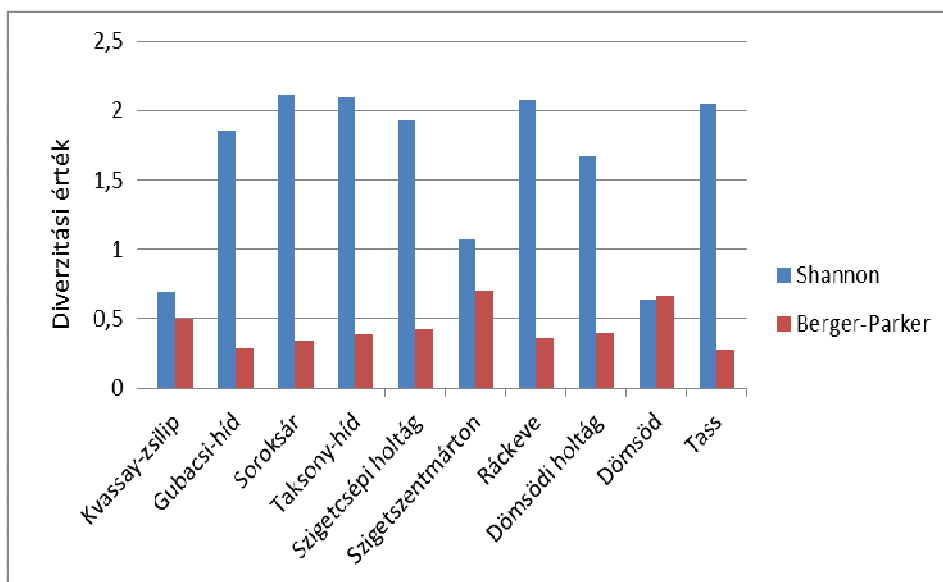
27. ábra: A téli hónapok diverzitása

A téli hónapok diverzitási értékeit vizsgálva megállapítható (27. ábra) egyrészt, hogy a Kvassay-zsilipnél mért diverzitási értékek több helyszínét is meghaladják, a Shannon-diverzitási mutató a többi mintavételi ponthoz viszonyítva magas, a Berger-Parker mutató pedig alacsony, vagyis nem csak egy faj vagy csoport volt a domináns. Másrészt a Szigetcsépi holtág illetve az utolsó két helyszín, Dömsöd és Tass Shannon-diverzitása az összes helyszín közül a legalacsonyabbak voltak. Tassnál gyakorlatilag csak nauplius lárvákat figyeltem meg, a mintában ez a csoport volt a domináns. Szigetszentmárton és Ráckeve a legmagasabb Shannon-diverzitási értékekkel volt jellemezhető.



28. ábra: A tavaszi hónapok diverzitása

A téli hónapokhoz viszonyítva, a tavaszi eredmények teljesen eltérő képet mutatnak (28. ábra). Ekkor a Gubacsi-hídnál, Taksonynál és Ráckevenél figyelhető meg a legmagasabb diverzitási érték. Ez különösképpen figyelemreméltó abból a szempontból, hogy ez a három helyszín három különböző szakaszon található, igaz hidromorfológiai jellemzőik hasonlóak. A Szigetcsépi- és a Dömsödi-holtág diverzitási értékei is megegyezők, ez utóbbi helyszín Shannon-diverzitása még csökkent is a téli hónapok hasonló értékéhez képest.



29. ábra: A nyári hónapok diverzitása

Nyáron a Gubacsi-hídtól a Szigetcsépi holtáig hasonlóan alakultak a vizsgált diverzitási értékek (29. ábra). Ekkor a Gubacsi-hídnál, Taksonynál, Soroksárnál és Ráckevenél figyelhető meg a legmagasabb Shannon-diverzitás, illetve ez az érték Tass esetében is igen magas. A Kvassay-zsilipnél, Szigetszentmártonnál és Dömsödnél volt a legalacsonyabb ez az érték.

Az egyes mintavételi helyek Shannon-diverzitását páronként, az „Anyag és Módszer” fejezetben leírt módon, diverzitás t-tesztel hasonlítottam össze (8. táblázat).

8. táblázat: A diverzitás t-próbájának eredményei

	Kvassay - zsilip	Gubacsi - híd	Soroksár	Taksonyi - híd	Szigetcsépi holtág	Szigetszent-márton	Ráckeve	Dömsödi-holtág	Dömsöd	Tass
Kvassay - zsilip		-3,182**	-	-5,416	-4,544	1,686	-5,977	-2,900**	2,204*	-2,739**
Gubacsi - híd			-2,739	-3,449***	-1,998*	5,306	-4,267	0,756	6,593	0,440
Soroksár				-1.846	-0,329	5,738	-2,599**	1,908	6,885	1,484
Taksonyi - híd					1,998*	7,463	-0,852	4,530	8,950	3,573***
Szigetcsépi holtág						6,770	-2,932**	3,270***	8,432	2,248*
Szigetszent -márton							-7,998	-5,139	0,371	-4,768
Ráckeve								5,390	9,516	4,332
Dömsödi-holtág									6,546	- 0,175
Dömsöd										-5,871
Tass										

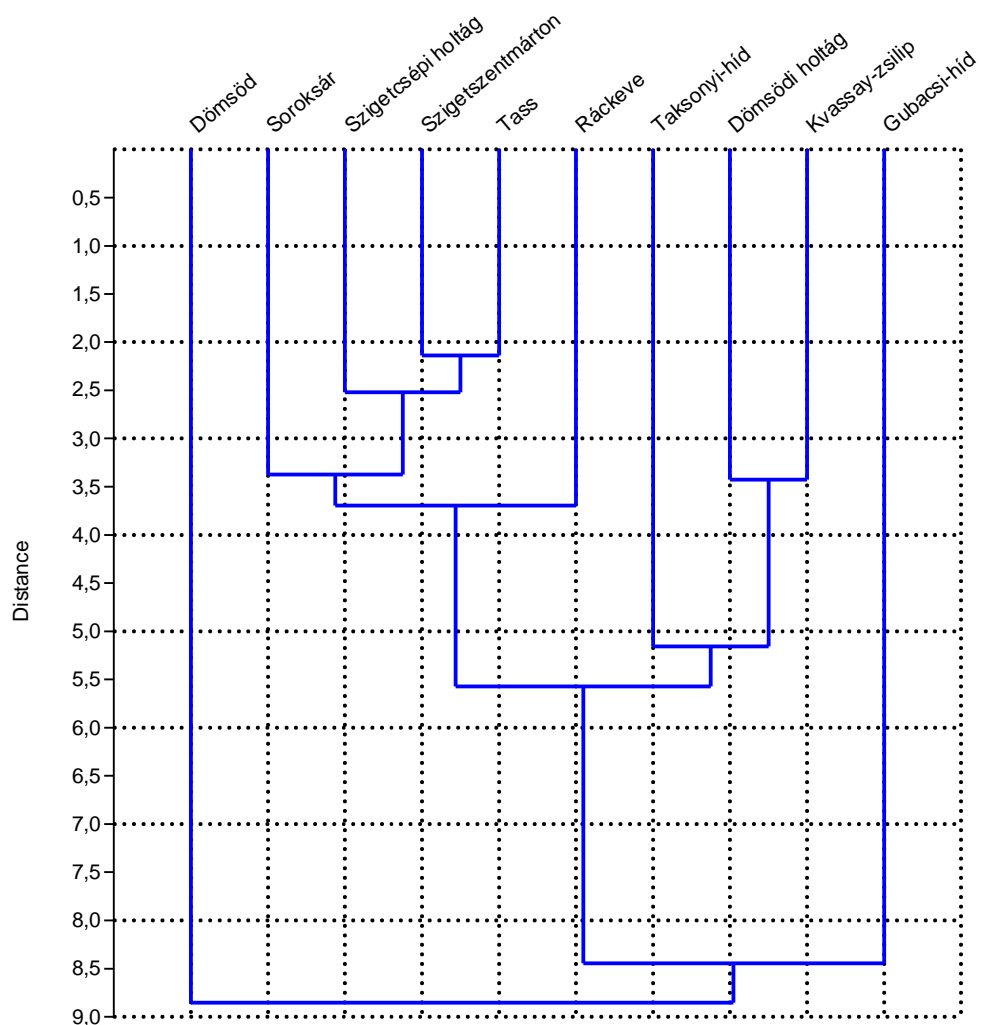
*p<0,05 ; **p<0.01 ; ***p<0.001

A Kvassay-zsilipnél található mintavételi hely szignifikánsan is eltér a hozzá legközelebb lévő két mintavételi helytől, a Gubacsi-hídtól és Soroksártól. Az első helyszín esetében a vizsgálat összesen öt esetben mutatott ki szignifikáns eltérést, vagyis ez az élőhely – a diverzitási viszonyokat alapul véve – meglehetősen speciális. Hasonló eredményt mutat a vizsgálat a szigetcsépi helyszínnel kapcsolatban is. Ezen helyszín esetében is öt szignifikáns eltérést tapasztaltam, amelyek közül három az RSD alsó részére, a Ráckevétől délre található szakaszra esik. Ez alól pusztán Dömsöd a kivétel, ez utóbbi helyszín mindössze az első helyszíntől tért el szignifikánsan.

4.3 A planktonikus rák együttesek térbeli mintázatai

A mintavételi helyszínek szezonális változásainak vizsgálatára Cluster-analízist alkalmaztam, amelyet nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS) ellenőriztem. A Cluster-analízishez az adatokat szórással standardizáltam és minden esetben az euklidészi távolságfüggvényt alkalmaztam. Az elemzést a mennyiségi adatokon túl elvégeztem bináris adatokkal is. Ez utóbbi vizsgálat esetében azonban magasabb stress-értéket eredményezett a vizsgálat, így dolgozatomban csak a mennyiségi adatokhoz kapcsolódó eredményeket közlöm.

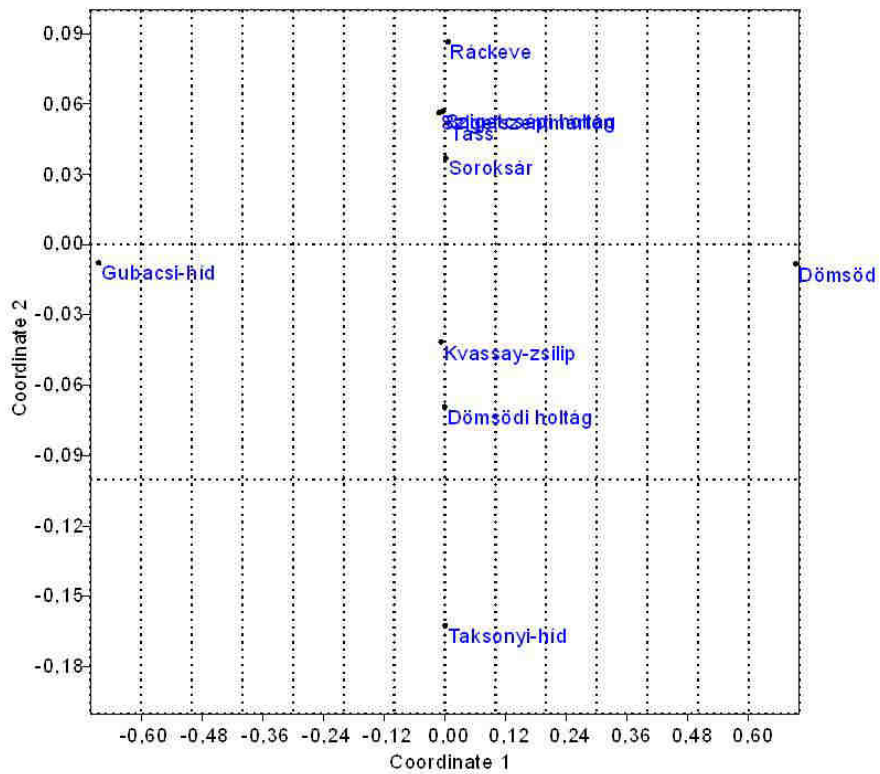
Elsőként a 2006. év őszi mintáit (szeptember, október, november) vizsgáltam.



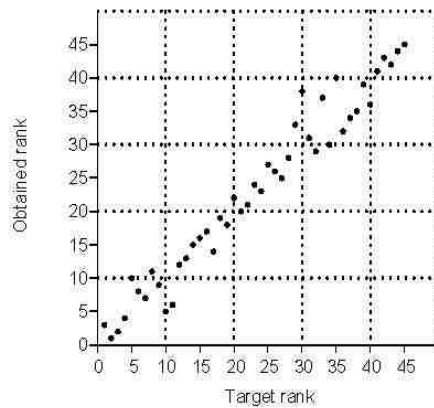
30. ábra: A 2006. évi őszi minták Cluster-analízis eredménye

A 30. ábrán jól látható, hogy az őszi időszakban Dömsöd, illetve a Gubacsi-híd markánsan elkülönül a többi helyszíntől, amelyek két csoportba rendeződtek. Az egyik klaszterben a Dömsödi-holtág és a Kvassay-zsilip valamint kissé távolabb a Taksonyi-híd térsége található. A 31. ábrán bemutatott NMDS vizsgálat alátámasztja a fenti eredményt.

A)



B)

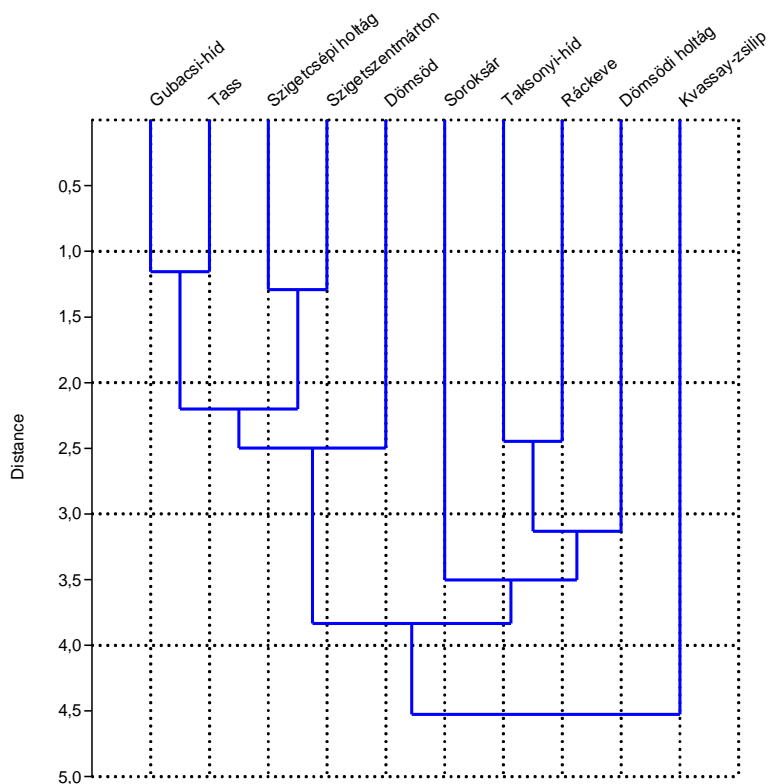


31. ábra: A mintavételi helyszínek hasonlósága a 2006. év őszén. A) Nem-metrikus többdimenziós skálázás. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram. Stress: 0,1025

A skálázás eredménye szerint ugyanis nyolc mintavételi pont között nincs, vagy csak alig érzékelhető különbség van. A Gubacsi-híd és a dömsödi helyszínt kivéve ugyanis a többi élőhely csak a 2. számú tengelyen különül el, az 1. tengelyen mérve azonban gyakorlatilag nincs köztük eltérés, pedig ennél a tengelynél nagyobb a differenciálódás, $-0,72$ és $+0,72$ a két szélső távolságérték. A hasonlóság mögött az a jelenség állhat, hogy az abundanciában eltérő

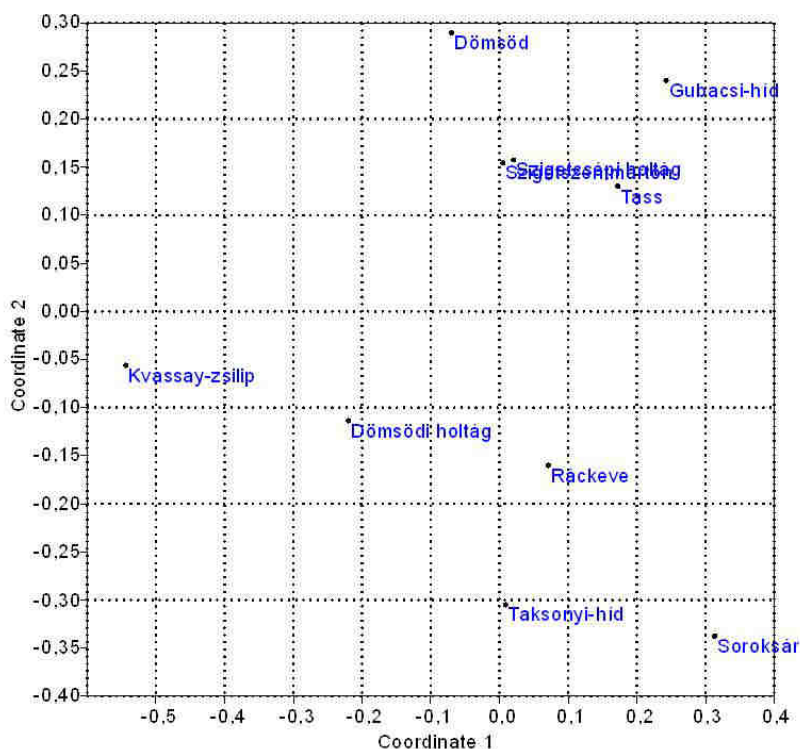
víztipológiai adottságokkal rendelkező élőhelyeken, egymástól igen eltérő mintavételi pontokon, is hasonló folyamatok játszódhatnak le. Ez alól azonban kivétel a Gubacsi-híd, illetve Dömsöd. Ebben az időszakban (2006 ősze) ugyan még előfordult vegetáció a mintavételi pontokon, azonban ez Dömsöd esetében elhanyagolható mértékű volt. A dömsödi helyszín ilyen nagymértékű szeparálódása nem magyarázható a víz áramlási sebességével sem, hiszen a hasonló adottságokkal rendelkező szigetcsentmártoni helyszín igen nagyfokú hasonlóságot mutat a gyakorlatilag állóvízi jellegű Szigetsépi holtággal. Ez utóbbi helyszínhez Szigetszentmártonon kívül legközelebb Tass és Soroksár áll, amelyek szinte mindegyik, az 1. táblázatban összefoglalt lényegi tulajdonságukat tekintve eltérnek egymástól.

A téli időszakban (2006. december, 2007. január és február) vett minták alapján készített Cluster-elemzést az alábbi, 32. ábrán mutatom be, míg az 33. ábrán az NMDS-vizsgálat eredményét közlöm.

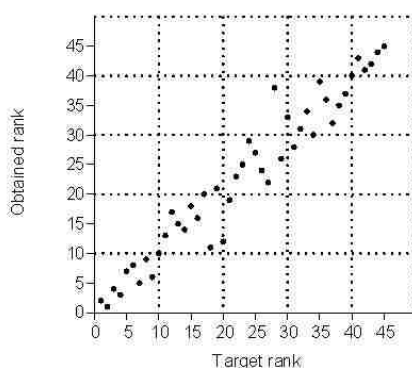


32. ábra: A 2006/2007. évi téli minták eredményei alapján készített Cluster-analízis

A)



B)



33. ábra: A mintavételi helyszínek hasonlósága, a 2006/2007. évi téli időszakban. A)

Nem-metrikus többdimenziós skálázás. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram.

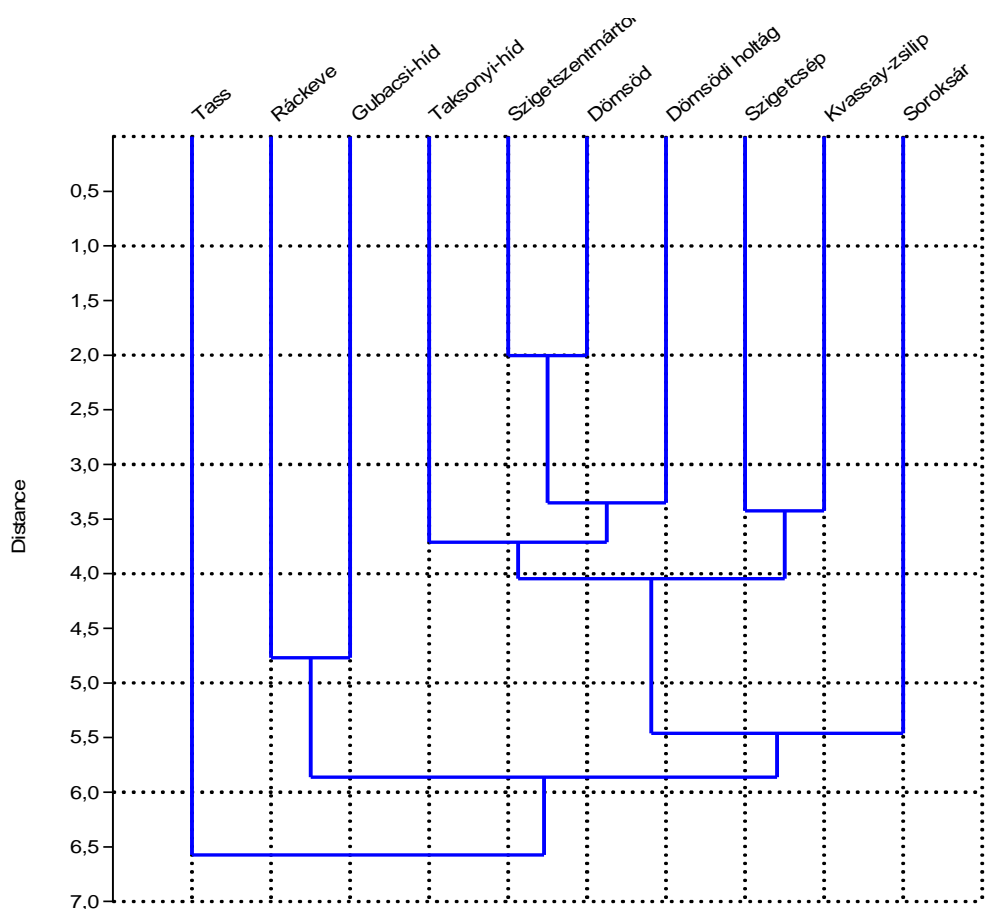
Stress:0,1218

A téli évszak Cluster-analízise szerint a Kvassay-zsilip, hasonlóképpen az őszi időszakhoz ekkor is elkülönül. A téli adatsorok alapján készített elemzés ordinációján két helyszín áll nagyon közel egymáshoz, a Szigetsépi-holtág és Szigetszentmárton, és ehhez a két helyszínhez csatlakozik Tass is, csakúgy, mint az őszi minták esetében, továbbá ehhez a klaszterhez kapcsolódik a Gubacsi-híd, valamint Dömsöd. Az őszi eredményekhez képest jelentős változás, hogy a következő 4 mintavételi térség (Soroksár, Ráckeve, Taksonyi-híd,

Dömsödi holtág), bár ugyanabba a klaszterbe sorolódik, mégis kicsi a hasonlóság közöttük (32. és 33. ábra).

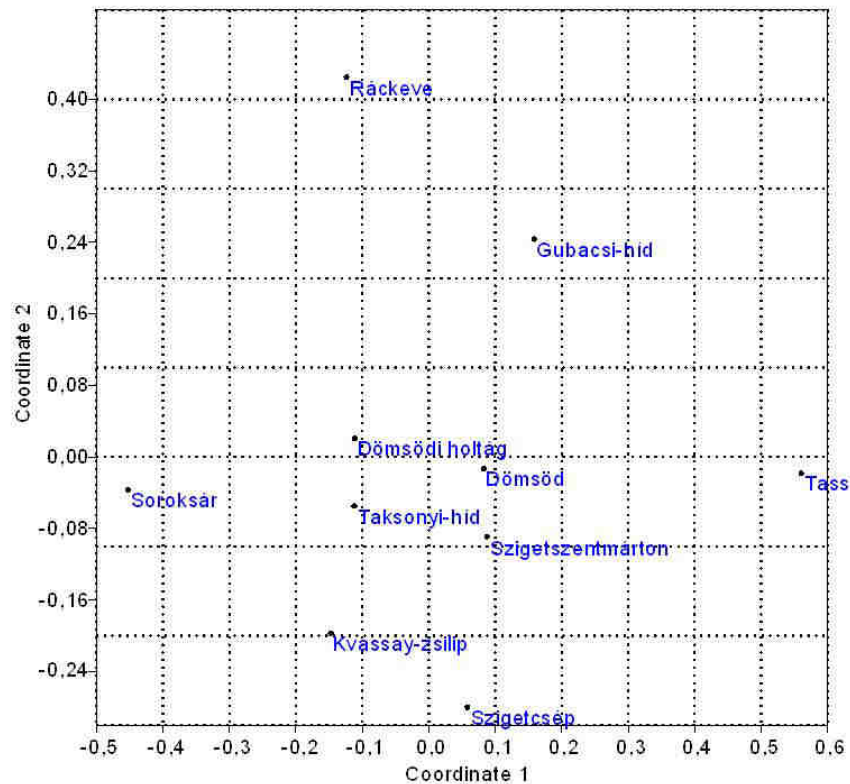
Az egymáshoz igen hasonlító helyszínek tulajdonságai tehát – hasonlóan az őszi időszakhoz – rendkívül eltérőek. Mivel télen a növényzet nem számottevő tényező, így az igazán meghatározó faktorok a vízáramlás, illetve az alzat milyensége. A két leginkább hasonlító helyszín tulajdonságai, mint azt az őszi időszak vizsgálata során már ismertettem, teljesen eltérőek. Figyelembe kell venni azonban, hogy a mellékág téli vízszintjét november, december folyamán állítják be, amelynek zooplanktonra gyakorolt hatása az általam vizsgált időszakban már mutatkozhat. Ezt a hipotézist alátámasztja az a tény is, hogy a nagyfokú hasonlóságot mutató helyszíneken eltérő mértékben ugyan, de áramló jellegű víz található, amely az alacsony vízszintbeállítás miatt szükséges leeresztéssel jelentős mértékben fokozódhat.

A tavaszi minták (2007. március, április, május) eredményei alapján készített Cluster-elemzés és NMDS-ordináció egy új, az előző évszakoktól ismét csak eltérő struktúrát mutat (34. és 35. ábra).

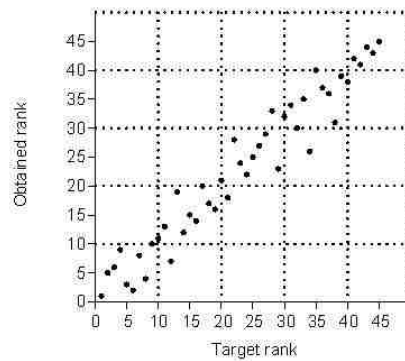


34. ábra: A 2007. évi tavaszi minták hasonlósága Cluster-analízis alapján

A)



B)

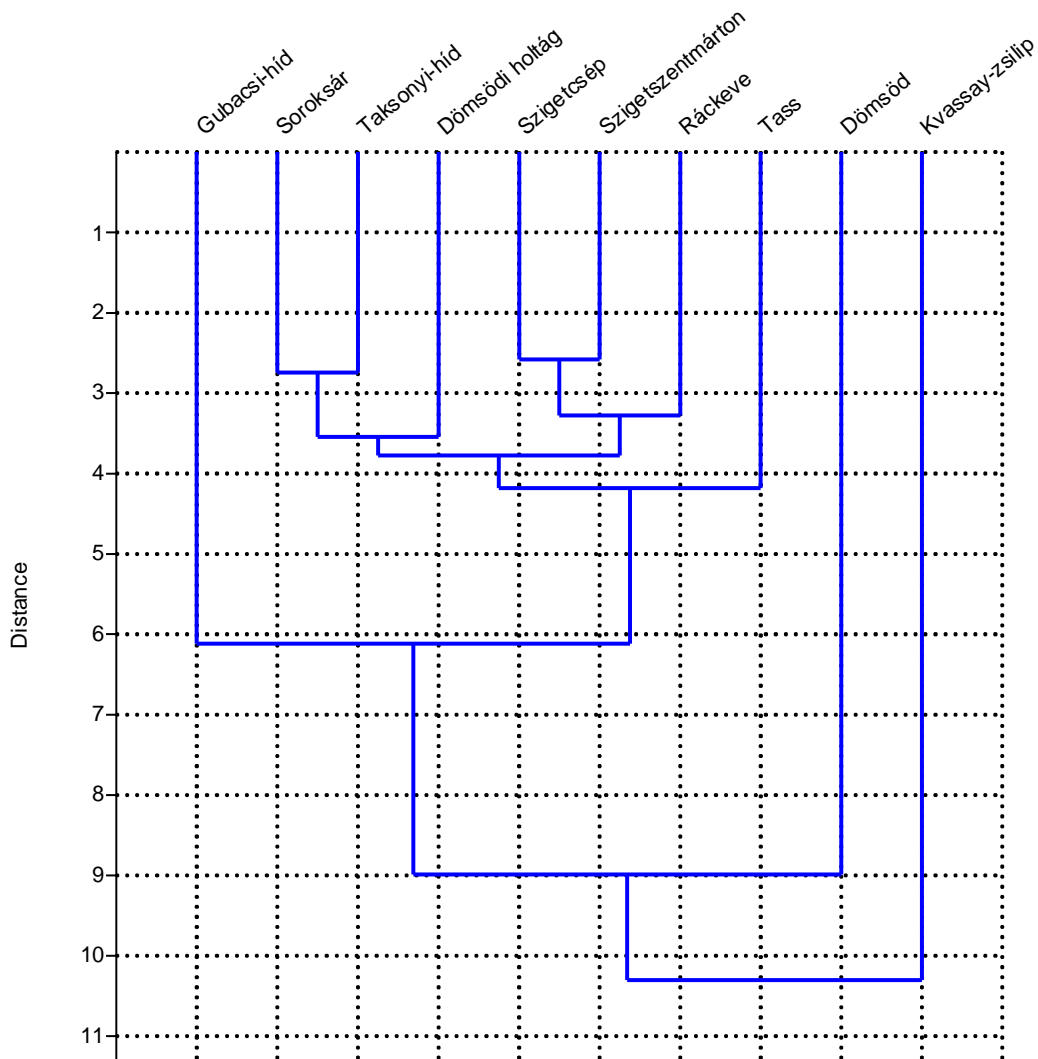


35. ábra: A mintavételi helyszínek hasonlósága 2007. év tavaszán. A) Nem-metrikus többdimenziós skálázás. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram. Stress: 0,1210

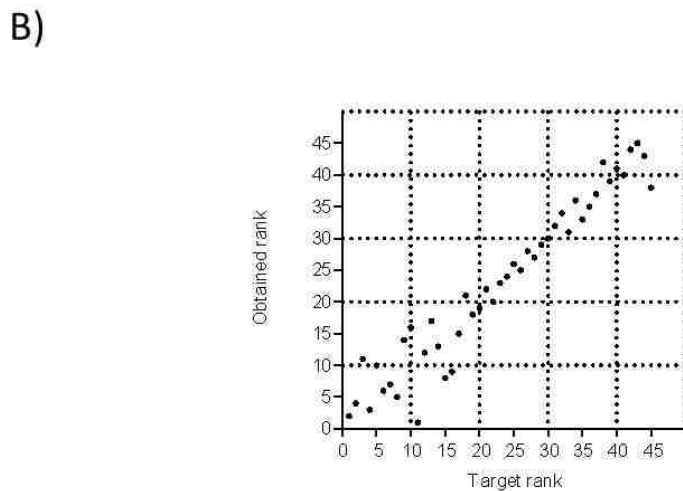
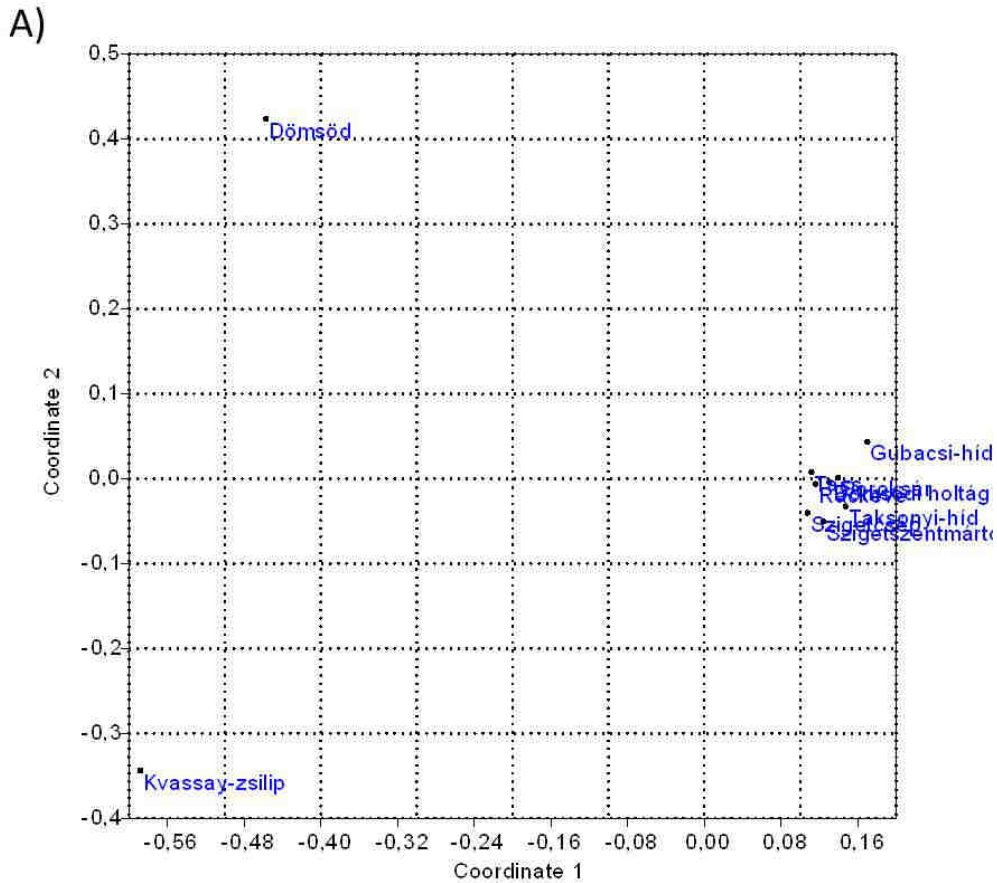
Az eddig vizsgált évszakok elemzése közül talán ezen időszakban távolodnak el a mintavételi helyszínek leginkább, ekkor hasonlítanak legkevésbé egymáshoz. Láthattuk, hogy mind az őszi, mind pedig a téli időszakban volt legalább kettő olyan helyszín, amely nagymértékű hasonlóságot mutatott, továbbá másik kettő vagy három helyszín is ezekhez közel helyezkedett el. A tavaszi minták azonban meglehetősen nagy szórást mutatnak. A legnagyobb mértékű hasonlóság a két dömsödi helyszín, a Taksonyi-híd és Szigetszentmárton között

figyelhető meg. Ezen helyszínek mindegyike módosított partvonallal rendelkezik, azonban ennél lényegesebb szempont, hogy Szigetszentmárton és Dömsöd esetében ugyancsak csekély makrofita állomány volt megtalálható a fő vegetációs időszakban, azonban tavasszal, a vegetációs időszak kezdetén a növényzet ezen az élőhelyeken hasonló állapotban volt.

A tavaszi mintákkal ellentétben, a 2007. évi nyári (június, július, augusztus) minták sokkal egységesebb képet mutatnak, ahogyan az a 36. és 37. ábrán is látható.



36. ábra: A 2007. évi nyári minták hasonlósága Cluster-analízis alapján



37. ábra: A mintavételi helyszínek hasonlósága 2007. év nyarán. A) Nem-metrikus többdimenziós skálázás. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram. Stress: 0,1259

A nyári időszak élesen eltér a többi évszaktól, mivel a legegységesebbnek mondható, az egyes helyszínek állapota ekkor hasonlít legjobban egymáshoz. Mindössze két térség mutat jelentős eltérést, a Kvassay zsilip és Dömsöd. Ebben az időszakban a makrofita állomány már teljesen kifejlődött és a nagyfokú hasonlóság azzal magyarázható, hogy a mellékág egészén a fitofil fajok a dominánsak. A dömsödi helyszín éppen ezért tér el ennyire (ugyanakkor a

dömsödihez nagyon hasonló szigetszentmártoni helyszínnél ez már nem figyelhető meg), valamint a Kvassay-zsilip is jelentős távolságot tart az egyéb helyszínektől. A Cluster-analízis szerint Gubacsi-híd is elkülönül a többi helyszíntől, azonban az NMDS-vizsgálat azt mutatja, hogy a különbség csak igen csekély mértékű.

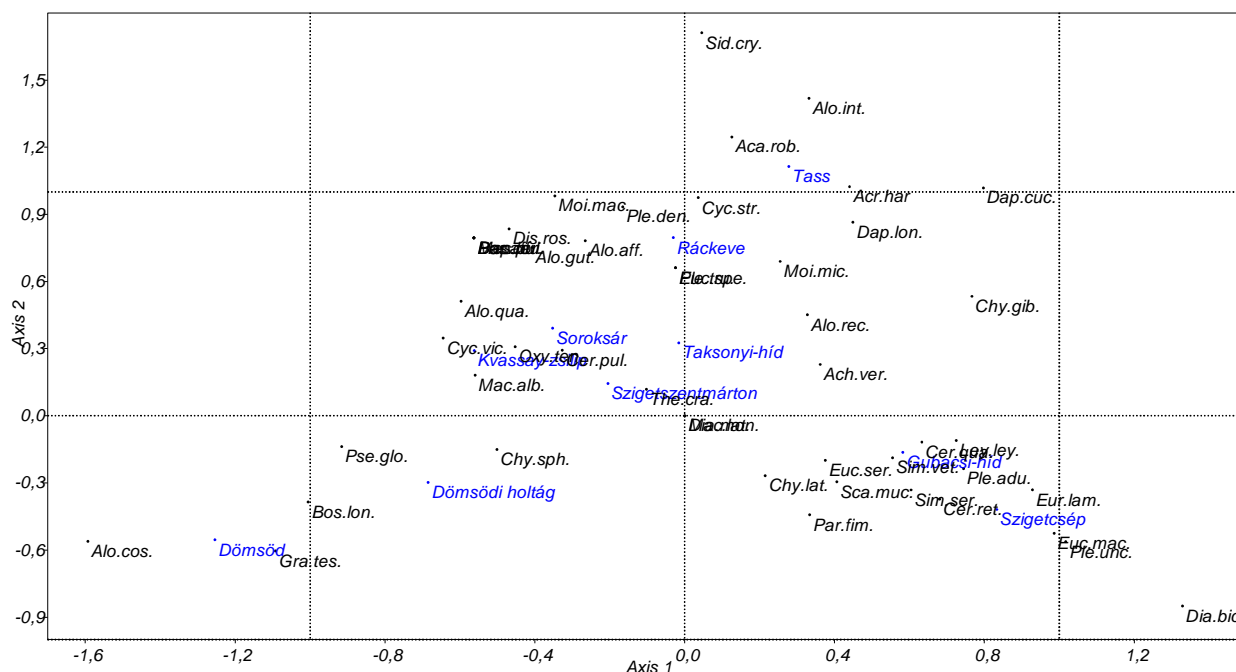
A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág Cladocera és Copepoda együtteseinek térbeli és időbeli dinamikája alapján az alábbi következtetéseket vonhatjuk le:

- Az egyes helyszínek hasonlósága vagy éppen különbözősége évszokról évszakra változik. Az egyetlen helyszín, amely minden évszakban markánsan elkülönült a többitől, a Kvassay-zsilip térsége. A nyári időszaktól eltekintve Gubacsi-híd, Taksony-híd és Ráckeve is jelentős eltérést mutat a többi helyszíntől. A Dömsödi holtág Cladocera és Copepoda együttese az őszi és téli időszakban különbözik az RSD egyéb szakaszaitól, ez az eltérés azonban tavasszal és főként nyáron már nem annyira hangsúlyos.
- A Kvassay-zsilip és a Gubacsi-híd a felső szakaszhoz tartozik, és ezek a Duna főágához legközelebb lévő mintavételi helyszínek. A Dunából érkező vízutánpótlás döntő hatású lehet a térség élőhelyi specifikumaira, az adott élettér zooplankton közösségére. Ezt alátámasztja, hogy az általam vizsgált együttesek mennyiségi és a minőségi viszonyai ezeken a mintavételi pontokon a többi helyszíntől jelentősen eltérnek.
- Az RSD többi szakaszán viszont elsősorban a lokális folyamatok befolyásolják az eltéréseket, vagy éppen a hasonlóságot. Példaként a Szigetcsépi holtág és Szigetszentmárton térsége említhetőek, amelyek teljesen eltérő hidromorfológiai tulajdonságokkal rendelkeznek, mint ahogyan azt az „Anyag és Módszer” fejezetben bemutattam. Ennek ellenére a két helyszín kistrákegyüttese a Cluster-analízis szerint meglehetősen hasonló, csak tavasszal mutatnak némi eltérést. Ellenpéldaként pedig a ráckevei és a tassi helyszín hozható fel: noha a két helyszín környezeti adottságai sok mindenben hasonlítanak, a Cluster és az NMDS vizsgálat alapján is csak nyáron (amikor szinte minden helyszín) és ősszel mutatnak nagyfokú hasonlóságot.

4.3.1 Korrespondencia analízis

Annak feltárására, hogy az egyes helyszínekhez elsősorban mely fajok köthetőek, a korrespondencia analízist alkalmaztam. A korrespondencia vizsgálat az egyes változók (esetünkben az egyes fajok) objektumokhoz (jelen esetben az egyes helyszínek) legoptimálisabb illeszkedését valósítja meg (PODANI 1997), a módszert azonban számos faktor képes torzítani. Ha ugyanis egy objektumhoz egyetlen egy olyan változót lehet kapcsolni, amely más objektumnál már nagyobb mennyiségben is megtalálható, a módszer a két objektumot egymáshoz nagyon közeliként értékeli. Jelen esetben ez azt jelenti, hogy olyan helyszíneket, ahol kevés faj sikerült identifikálni és azt is csak kis mennyiségben, az ordináció nagyon közelinek értelmezte olyan helyszínhez, ahol szintén megtalálható ez a faj, függetlenül attól, hogy esetleg ott a szóban forgó fajon kívül még sok egyéb is megtalálható volt. Éppen ezért, a korrespondencia analízist is csak az egyéb vizsgálatok tükrében szabad értékelni. A vizsgálat során a jobb áttekinthetőség érdekében minden faj nevére bevezettem egy rövidítést. Ezek feloldását az 4. számú mellékletben ismertetem.

A teljes vizsgálati időszak adatai alapján elvégzett korrespondencia elemzés eredményét a 38. ábrán szemléltetem. Az egyes fajok élőhely-preferenciáinak jellemzéséhez GULYÁS és FORRÓ (1999, 2001) műveit használtam.



38. ábra: A mintavételi helyszínek korrespondencia elemzése

A korrespondencia elemzés csak elvéve kapcsolt konkrét helyszínhez fajokat, a 38. ábrán látható, hogy a mintavételi helyszínek nagyobbik része körül üres terület található, és a fajok közül csak kevés csoportosan szorosan valamelyik mintavételi helyhez. Ez alól csak három helyszín képez kivételt: Kvassay-híd, Gubacsi-híd és Szigetszentmárton. A Gubacsi-híd és a Szigetszépi holtág köré számos faj rendeződik, és ez két helyszín meglehetősen diszkrét csoportot alkot a hozzájuk kapcsolható fajokkal egyetemben. (Ez a szeparáció jól láthatóan jelentkezik a Cluster-analízisben is, ugyanakkor az NMDS vizsgálat eredménye azt is megmutatta, hogy ugyan mindkét helyszín eltér a többitől, ugyanakkor jelentős különbségek vannak ezen két helyszín között is.)

A Gubacsi-hídhoz és a szigetszépi helyszínhez a szeráció többek között a *Ceriodaphnia reticulata*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Leydigia leydigi*, *Pleuroxus aduncus*, *Eucyclops serrulatus*, *Eucyclops macruroides*, *Paracyclops fimbriatus* fajokat társította. A Cladocera taxon fenti képviselőit GULYÁS és FORRÓ (1999) mint eutróf állóvizek lakóit jellemzi, fitofil fajoknak tekinthetők. Hasonló a helyzet a Copepoda-együttes képviselőivel is, az *Eucyclops serrulatus* fajtól eltekintve, amely kozmopolita, az *Eucyclops macruroides* elsősorban tavak parti tájékán, többnyire növényzet között él, míg a *Paracyclops fimbriatus* az iszapos aljzatban érzi otthon magát.

A 38. ábrán megfigyelhető patkó alakzat felső ívének két helyszín körül helyezkedik el a fajok közel 1/3-ad része. Ez a két helyszín Tass és Ráckeve. Tass közelében például az *Alona intermedia*, *Acroperus harpae* és az *Acanthocyclops robustus*, míg Ráckevénél az *Alona affinis*, *Moina micrura*, *Moina macrocopa* figyelhető meg, míg például a *Cyclops strenuus* és a *Daphnia longispina* fajt a két helyszín közé illesztette a vizsgálat. A Ráckevénél előforduló fajok közül az *Alona affinis* főként az élőbevonathoz kötődik, míg a *Moina macrocopa* a szerves anyaggal szennyezett, jól felmelegedő vizek lakója. Ennek tükrében mindenképpen figyelemreméltó, hogy az elemzés a *Moina micrura* fajt is ide társította, amely pedig inkább a tiszta vizek lakója.

A tassi helyszínnél jelölt *Alona intermedia* a dús növényzetű, elmocsarasodott vizekben található, az *Acroperus harpae* alkalmazkodó képes, vízinnövényekhez kötődő faj, az *Acanthocyclops robustus* pedig a kisvizek, tavak pelágikus régióit kedveli.

A 38. ábra középső részén négy helyszín helyezkedik el, amelyek közül a Kvassay-zsilip és Soroksár egymás közelségében található, míg a Taksonyi-híd és Szigetszentmárton egymástól is távolságot tartva, az origóhoz legközelebb helyezkednek el. A Kvassay-zsiliphez egyértelműen társítható a *Macrocyclus albidus* és a *Cyclops vicinus*, míg Soroksárhoz a

Ceriodaphnia pulchella és az *Oxyurella tenuicaudis* köthető. Ezek közül a Kvassay-zsilipnél említett fajok közös jellemzője, hogy kozmopolita, széles elterjedési területű fajok, a Duna több szakaszán is megtalálhatóak.

A soroksári helyszínhez köthető fajok közül a *Ceriodaphnia pulchella*, a fentiekhez hasonlóan, a tisztább állóvizeket kedveli, míg az *Oxyurella tenuicaudis* a sekélyebb, elmocsarasodó, növényzettel gazdagon benőtt élőhelyeket preferálja.

A Taksonyi-hídhöz az *Alona rectangula* és az *Acanthocyclops vernalis* fajokat kapcsolta a vizsgálat, míg a szigetszentmártoni mintavételi helyszínhez a *Thermocyclops crassus* illetve a *Diaphanosoma mongolianum* fajok köthetőek. A Taksonyi-hídhöz társított fajokat, mint a legkülönbözőbb vizek lakóit említi a határozó, és ez ugyancsak elmondható a *Thermocyclops crassus*-ról is, amely gyakorlatilag minden mintavételi helyszínen megjelent.

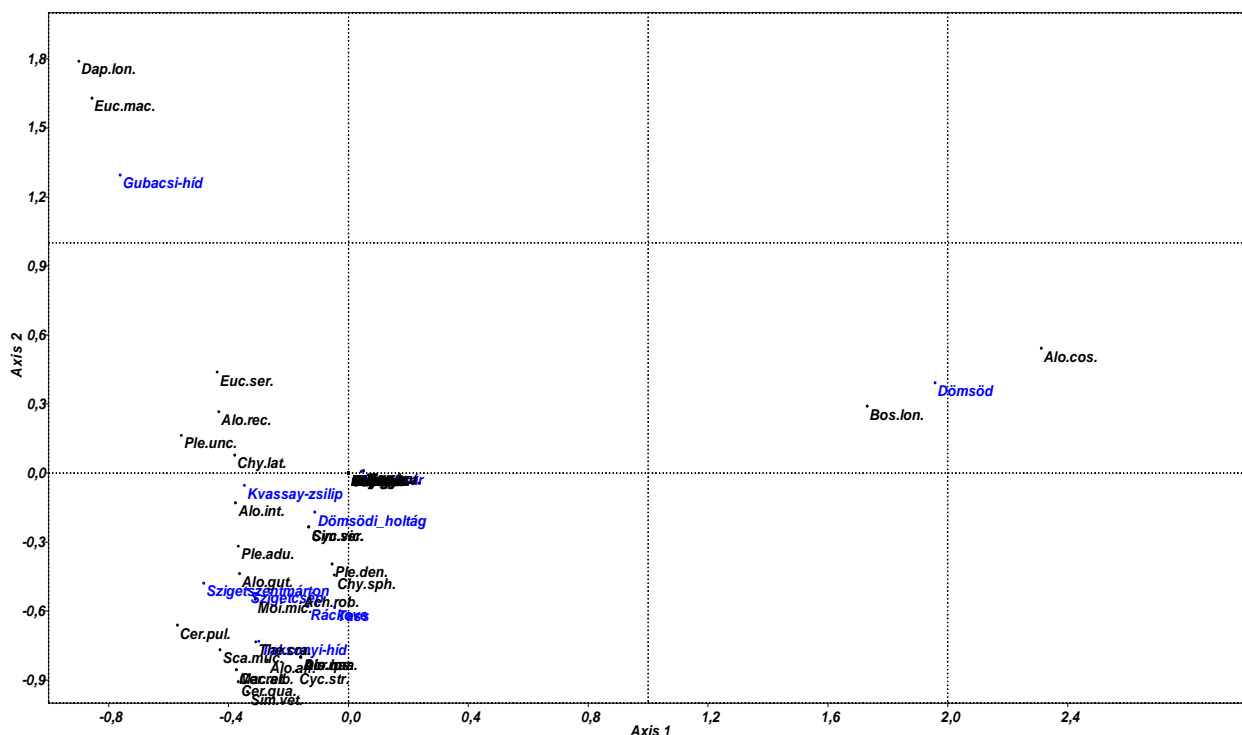
Rendkívül figyelemreméltó, hogy – csakúgy, mint a Cluster analízis és az NMDS vizsgálat esetében – a Dömsödi-holtágat és a dömsödi helyszínt a korrespondencia vizsgálat is egymáshoz hasonlóként értékelte, vagyis annak ellenére, hogy ezek az élőhelyek hidromorfológiai szempontból teljesen eltérőek, a vizsgált élőlénycsoportok minőségi és mennyiségi mutatói alapján mindhárom vizsgálati módszer szerint hasonlóak egymáshoz. Dömsödhöz elsősorban a *Graptoleberis testudinaria*, és az *Alona costata* fajokat tüntette fel az elemzés, a Dömsödi-holtághoz legközelebb a *Pseudochydorus globosus*-t rendelte. A *Chydorus sphaericus* is köthető ehhez a helyszínhez, azonban ez utóbbi faj nagyjából egyforma távolságra helyezkedik el a Dömsödi-holtágtól, a Kvassay-zsiliptől és a szigetszentmártoni mintavételi helyszíntől is. A *Graptoleberis testudinaria* és az *Alona costata* fitofil fajok, míg a *Pseudochydorus globosus* a nagyobb tavak lakója, amely elsősorban hínártársulásokban vagy kövek között található, továbbá sohasem gyűjthető tömegesen.

A Dömsödhöz köthető fajok valóban jól tükrözik az adott élőhelyi adottságokat (nagy felületű víztér, ahol a lebegőanyag nagyobbik része már leülepedett). A *Pseudochydorus globosus* Dömsödi-holtághoz való közelsége is mutatja a holtág hínárnövényzetben való gazdagságát, ahol a faj megfelelő táplálékot talál az élőbevonatban.

A korrespondencia vizsgálat esetében is elvégeztem a szezonális változások elemzését.

Ősszel (39. ábra) Dömsödnél és a Gubacsi-hídnál lévő mintavételi helyszínek – amelyek a Cluster-analízis és az NMDS vizsgálat alapján is igen eltérőek voltak a többi helyszíntől –

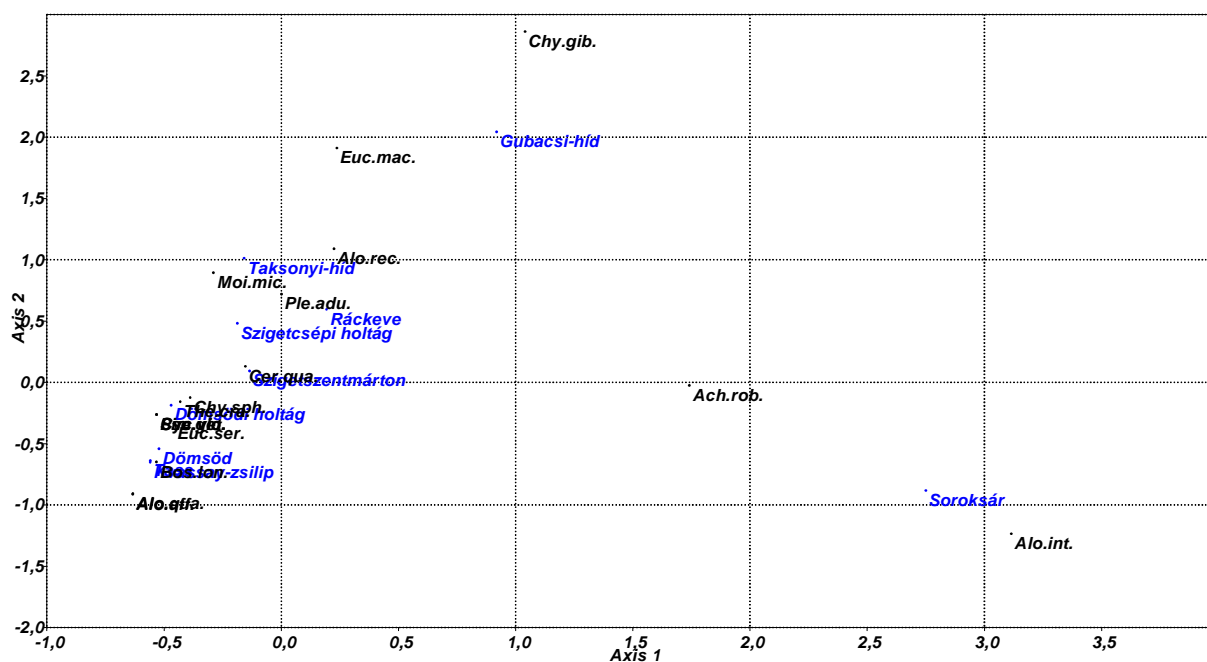
egyedisége tükröződik az oda köthető fajok alapján is. A vizsgálat eredménye azt mutatja, hogy az őszi időszakban a dömsödi helyszínhez a *Bosmina longirostris* és az *Alona costata*, míg a Gubacsi-hídhöz a *Daphnia longispina* és az *Eucyclops macruroides* kapcsolható elsősorban. Ahogy azt az egyes helyszínek mennyiségi viszonyaival foglalkozó részben már bemutattam, ez utóbbi helyszínen szeptember hónapban az adult Copepoda-k mennyisége igen magas volt, ez a korrespondencia vizsgálatban is tükröződik, hiszen az *Eucyclops macruroides* egyértelműen a Gubacsi-hídnál kijelölt mintavételi helyszínhez kapcsolódik, az *Eucyclops serrulatus* pedig a Gubacsi-hídhöz és a Kvassay-zsiliphez. A dömsödi helyszín esetében figyelemre méltó, hogy az említett fajok közül a *Bosmina longirostris* (kozmpopolita és a legkülönbözőbb élőhelyeken is megtalálható) mellett az *Alona costata* (fitofil és leginkább a vízfenéken előforduló) fajt a szóban forgó helyszínhez kapcsolta az ordináció. Noha a helyszínen leginkább csak gyér növényzet található, a vizsgált időszakban rendkívül alacsony volt a vízszint, csökkent az áramlás sebessége, és így a parttól távolabb lévő hínárfoltok jó élőhelyet biztosítottak a faj egyedei számára. Ezt az is alátámasztja, hogy a további ordinációkban az *Alona costata* már nem kapcsolható egyértelműen a dömsödi szakaszhoz.



39. ábra: A 2006. évi őszi minták korrespondencia elemzése

A fajok döntő hányada négy helyszín köré csoportosul. Sorrendben ezek a helyszínek Taksonyi-híd, (*Schapholeberis mucronata*, *Alona affinis*, *Ceriodaphnia quadrangulata*, *Thermocyclops crassus*, *Cyclops strenuus*) Szigetsépi-holtág, Szigetszentmárton (*Alona guttata*,

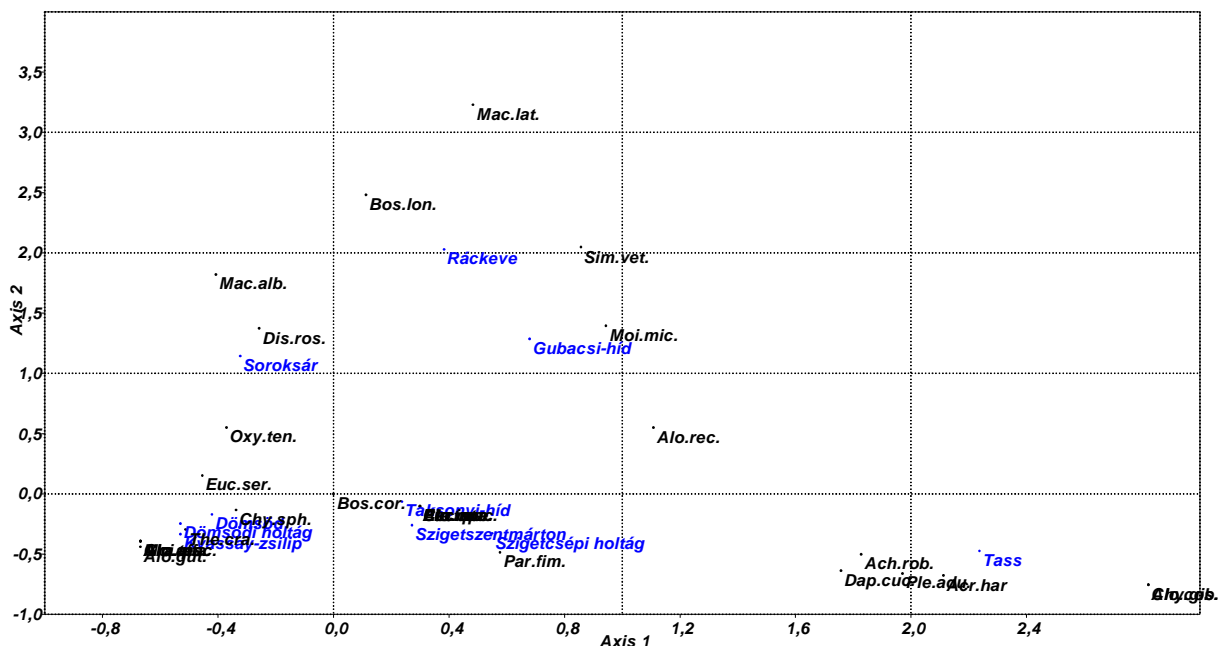
Moina micrura, *Chydorus sphaericus*, *Acanthocyclops robustus*) és Ráckeve. A két elkülönülő helyszínen, a Gubacsi-híd és a Ráckeve között megjelennek az olyan planktonikus elemek, mint a *Daphnia longispina*.



40. ábra: A 2006/2007 évi téli minták korrespondencia elemzése

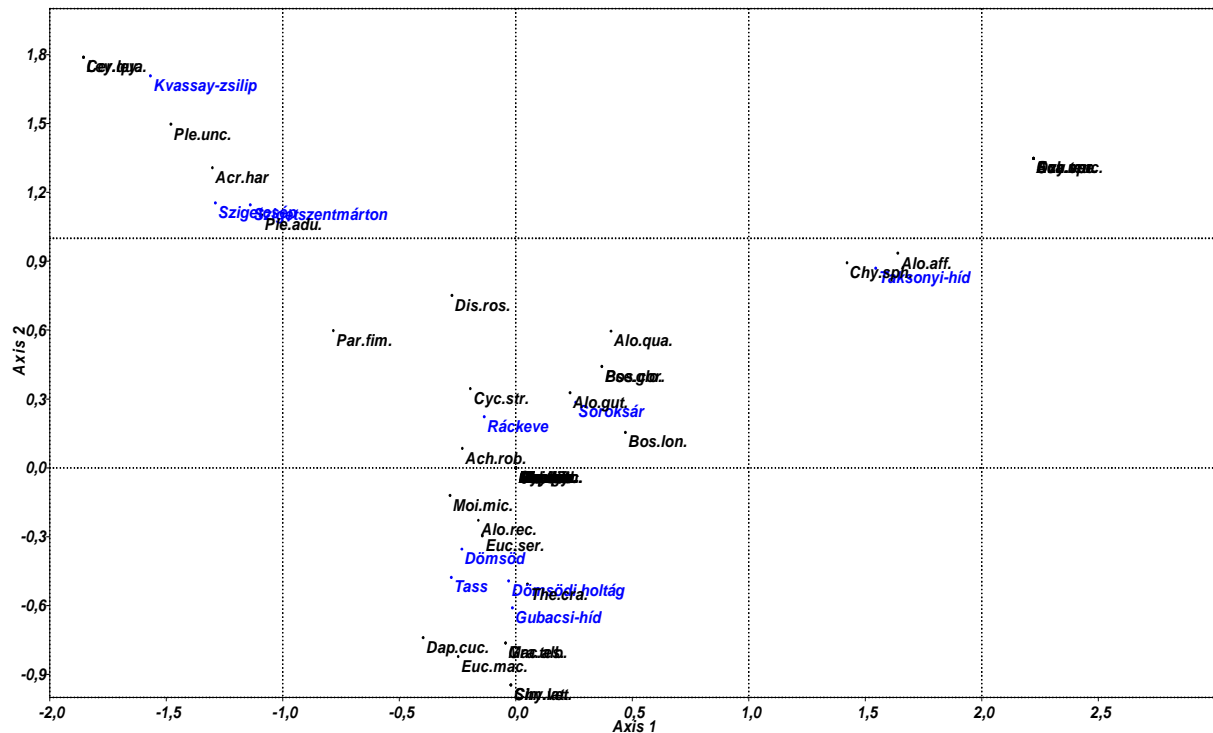
A téli minták korrespondencia elemzésének eredménye (40. ábra) azt mutatja, hogy két helyszín – Soroksár és Gubacsi-híd – a hozzájuk köthető fajok tekintetében élesen kitűnik a többi közül. Ezek esetében sem a Cluster-analízis, sem pedig az NMDS vizsgálat nem mutatott ki ilyen nagymértékű elkülönülést. A korrespondencia vizsgálat eredménye azzal magyarázható, hogy az RSD felső szakaszán lévő két helyszínen sikerült identifikálni olyan fajokat (pl. *Alona intermedia*, *Chydorus gibbus*), amelyek más területen nem, vagy csak szubdomináns elemként fordultak elő, és más faj vagy fajok voltak a meghatározóak, így a statisztikai elemzés ezeket a helyszíneket a többi szakasztól igen eltérőként értékelte. Érdekes ugyanakkor, hogy a Kvassay-zsilip, amely az előzőekben bemutatott Cluster analízis és NMDS ordinációk szerint jelentősen különbözik a többi helyszíntől, a téli időszakban az előforduló fajok tekintetében hasonlóságot mutat a tassi, a dömsödi, vagy a Dömsödi-holtágnál lévő mintavételi helyekkel. A téli évszakban előfordult fajoknak több mint fele ehhez a négy helyszínhez köthető (*Alona affinis*, *Alona quadrangularis*, *Chydorus sphaericus*, *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops vicinus*).

A tavaszi időszakban (41. ábra) a mintavételi területek jobban „szétszóródtak”, vagyis a fajok meghatározó része döntően egy, vagy csak néhány helyszínhez volt köthető. Ez megmutatkozott a Cluster-analízis és az NMDS elemzés eredményeinél is, ahol éppen a tavaszi időszakban mutatták a legnagyobb mértékű eltérést az egyes RSD szakaszok. Figyelemreméltó, hogy a Kvassay-zsilipnél, Dömsödnél és a Dömsödi-holtágnál hasonló fajokat találtam. Fajokban leggazdagabb térség ebben az időszakban a Dömsödi-holtág, valamint a tassi helyszín voltak.



41. ábra: A 2007. évi tavaszi minták korrespondencia elemzése

A nyári minták ordinációját ábrázoló 42. ábrán jól láthatóan a mintavételi helyek egy háromágú alakzatba rendeződnek, amelynek csúcsaiban a Kvassay-zsilip, Taksony-híd és Gubacsi-híd helyszínek találhatóak. Mivel ezen helyszínek alkotják az első négy mintavételi helyszínt, ez azt jelenti, hogy a nyári hónapokban az első négy helyszín közül három esetben különböző fajok domináltak. Azonban a fajok döntő része nem kapcsolható egy konkrét területhez, nagyobbik hányadukat kettő vagy több helyszín közé helyezte az ordináció. Ez alól természetesen néhány faj kivétel (pl. *Leydigia leydigi* a Kvassay-zsilipnél).



42. ábra: A 2007. évi nyári minták korrespondencia elemzése

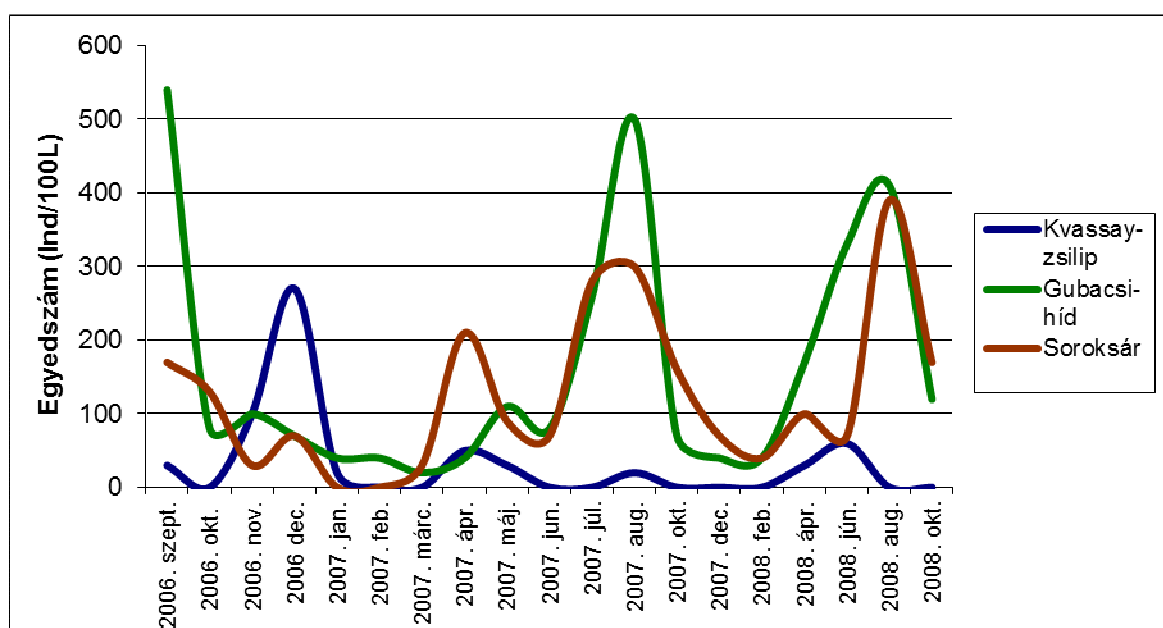
A korrespondencia vizsgálat során az alábbi eredményekre jutottam:

- A mellékágban található fajok közül nincs olyan, amely csak és kizárólag egy mintavételi helyszínhez vagy szűkebb értelemben vett szakaszhoz, ezzel együtt meghatározott élőhelyhez kötődne lsd. fajtáblázatok.
- Számos esetben az ordináció nem várt helyszínhez kapcsolt valamely fajt (például az *Alona costata* Dömsödnél). A lokális mikrokörnyezet ugyanis teremthet olyan viszonyokat, amelyek megfelelnek olyan faj számára is, amely az adott élőhelyen egyébként kevésbé jellemző.
- Az egyes évszakokat vizsgálva hasonló eredményre jutottam, mint a Cluster és az NMDS analízisek alapján, vagyis az egyes helyszíneken található Cladocera és Copepoda közösség igen jelentős évszakonkénti változásokat mutat.
- Fentiekből fakadóan – csakúgy, mint az egyéb alkalmazott vizsgálati módszerek esetében – a vizsgált élőlény együttesek számos, hidrológiai adottságaikban eltérő jellegű mintavételi

helyszínen nagyfokú hasonlóságot mutattak. Ennek legjobb példája a Szigetcsépi holtág és a szigetszentmártoni helyszín, amelyek esetében mind a négy vizsgált évszakban egymáshoz közeli összetételt jelzett az ordináció.

4.4 A Cladocera és Copepoda együttesek időbeli mintázatai

Az időbeli mintázat elemzésekor a fő célom annak feltárása volt, hogy milyen dinamika és tendencia figyelhető meg az egyes mintavételi helyek kvalitatív és kvantitatív viszonyaiban a vizsgált időszak alatt.

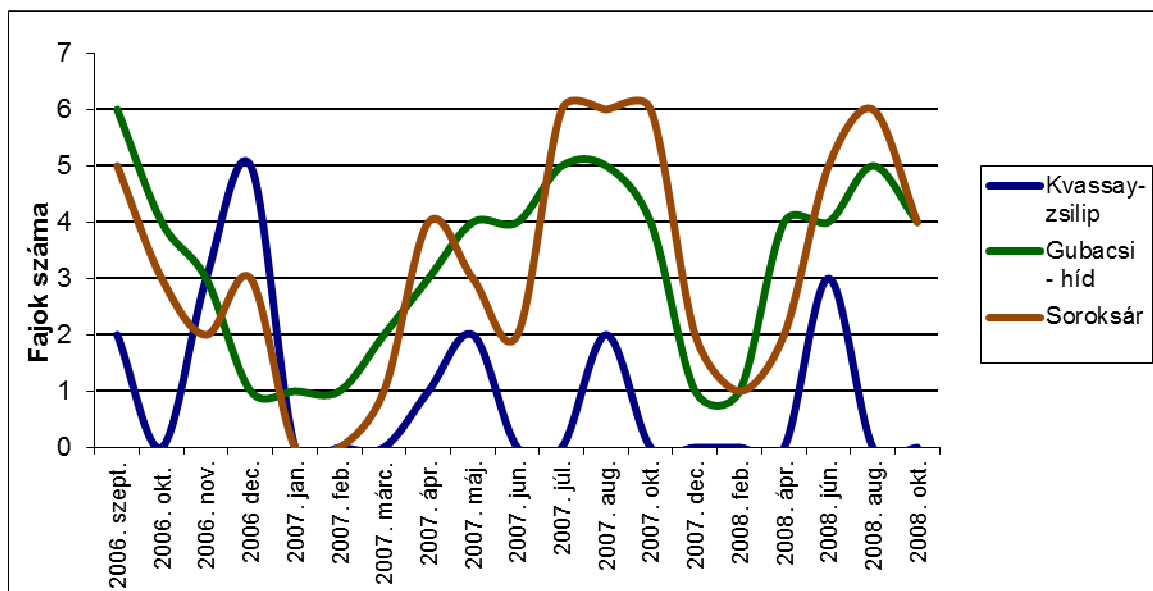


43. ábra: A felső szakasz mintavételi helyein regisztrált egyedszám

A Kvassay-zsilipnél található mintavételi helyen az egyedszám rendkívül alacsony, változása nagyon kis értéktartományban mozog (43. ábra). A maximum és minimum értékek időpontja a „szokásostól” eltérően alakul. A 2006. decemberi téli maximum (rendkívül alacsonyan tartott vízállás mellett), illetve a következő években kialakuló kis egyedszám értékek arra utalnak, hogy itt a szezonális dinamikát meghatározó természetes ökológiai tényezőknél sokkal erősebben érvényesülnek az ember általi mesterséges hatások (mesterségesen szabályozott vízszint, vízbetáplálás, erős vízáramlás, növényzetmentes kibetonozott partvonal, sóderes meder kialakítása).

Az alatta lévő Gubacsi-híd és Soroksár mintavételi helyeknél a folyási sebesség már kisebb, az egyedszám változás természetesebb évszakos ritmust mutat. A maximumok a nyár

végi időszakban (augusztus-szeptember) alakultak ki, és a téli hónapokban is található kis denzitású állomány a vízterben. Soroksárnál a parti sáv emberi hatástól mentes természetes állapotban van, a mocsári növényzetet alkotó nádasok természetvédelmi védettséget élveznek. Itt a kistrákközösség mennyiségi változása, szezonális dinamikája kiegyensúlyozottabb, mint a fölötte lévő két mintavételi helyen. A természetes állapotú litorális zónának érvényesül a védelmi, puffer szerepe.



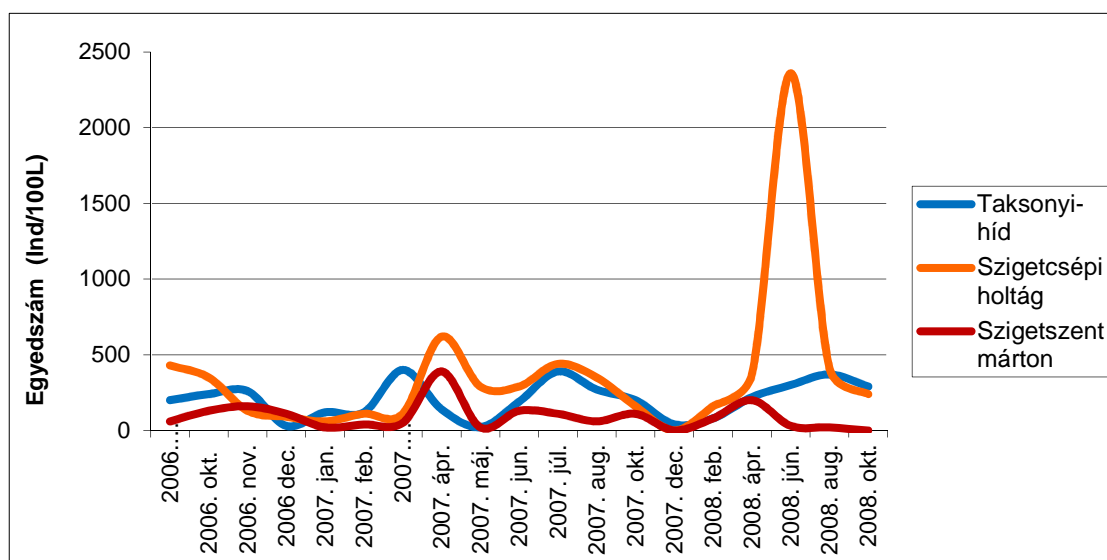
44. ábra: A felső szakasz mintavételi helyein regisztrált fajszám

A fajszám változás dinamizmusa mindhárom helyszínen hasonló lefutású, de az értékük eltérő nagyságú. A Kvassay-zsilipnél mért alacsony egyedszámú állományt a 44. ábra szerint még a maximumok idején is mindössze 2-3 faj alkotta, amely a nagyobb áramlási sebesség a mesterségesen kialakított mederveviszonyok hatását tükrözi. A Gubacsi-híd és Soroksár mintavételi helyek fajokban gazdagabbak, különösen a nyári hónapokban, amikor a makrofita állomány eléri a teljes kifejlődését (4-6 faj), többségben vannak a metafitikus szervezetek. A fajszám dinamizmusa e két mintavételi helyen egymáshoz többé-kevésbé hasonlóan alakul.

A középső szakasz 200-250 méter széles, átlagos vízmélysége 2,5-3 méter. A három mintavételi helyszín ökológiai jellegében különbözik egymástól, amely az egyedszám alakulásában is megmutatkozik (45. ábra). A Taksonyi-hídnál a lassan áramló vízben a nyári maximumok mellett, egy azokkal megközelítően azonos mértékű kora tavaszi csúcs is megfigyelhető (45. ábra). A parti zónában tavasz végén, nyár elején erős hínárosodás kezdődik, amely az őszi hónapokig megmarad, az egyedszám ebben az időszakban 400 Ind/100 L körül alakul.

Szigetszentmártonnál a vízáramlás sebessége nagyobb, a strand kialakítása miatt a parti sáv erősen módosított, hínárnövényzettől mentesített, a meder kavicszórásos, természetes üledék nincs. Mindez azt eredményezi, hogy a „zavart” környezetben az egyedszám alacsony, a szezonális dinamika kevésbé kifejezett, és nem nyáron, hanem tavasszal van kisebb denzitás növekedés. Ezen a területen az üdülési szempontok élveznek prioritást.

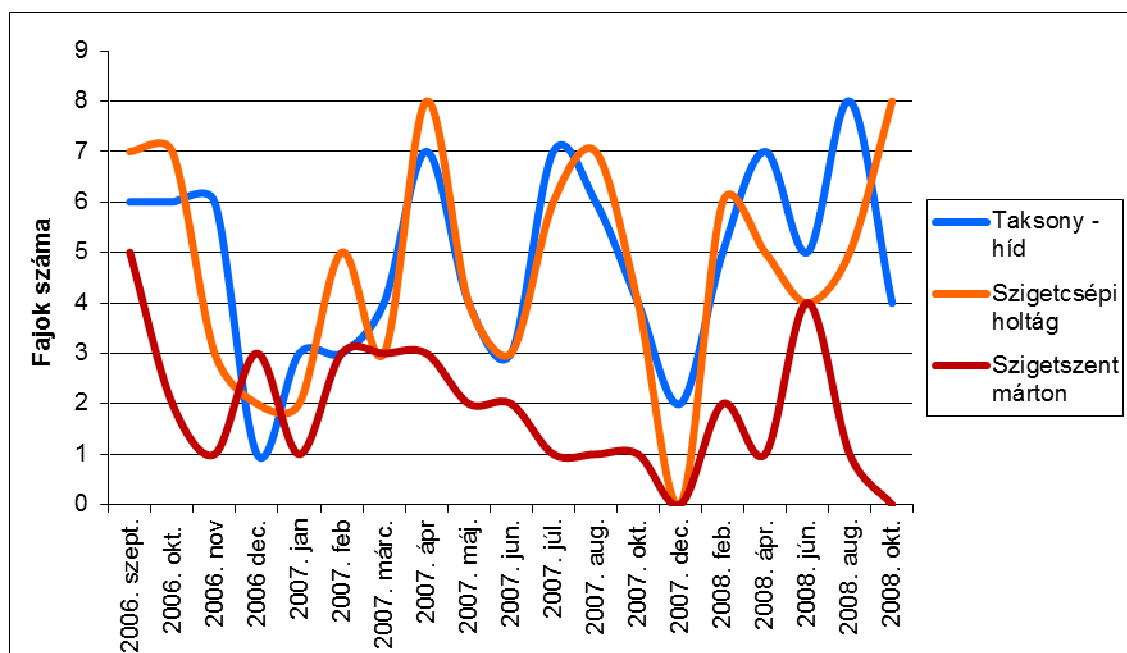
A természetes úton létrejött Szigetcsépi-holtág természet közeli ökológiai állapotban van, az erőteljes hínárosodás az előrehaladott szukcessziós folyamatokat mutatja. Ilyen viszonyok mellett 2008 nyarán olyan mikroklímatis viszonyok alakultak ki, amikor a meleg időszakban hirtelen robbanásszerű egyedszám csúcs jelentkezett (közel 2500 Ind/100 L). Ez volt az egész vizsgálat sorozat alatt mért legnagyobb érték. A fajösszetételt tekintve az állományban ekkor az *Eucyclops macruroides* populációja érte el a legnagyobb denzitást. E faj csak a meleg időszakban szaporodik, a mintavétel ideje valószínűleg egybeesett e faj népesség maximumával.



45. ábra: A középső szakasz mintavételi helyein regisztrált egyedszám

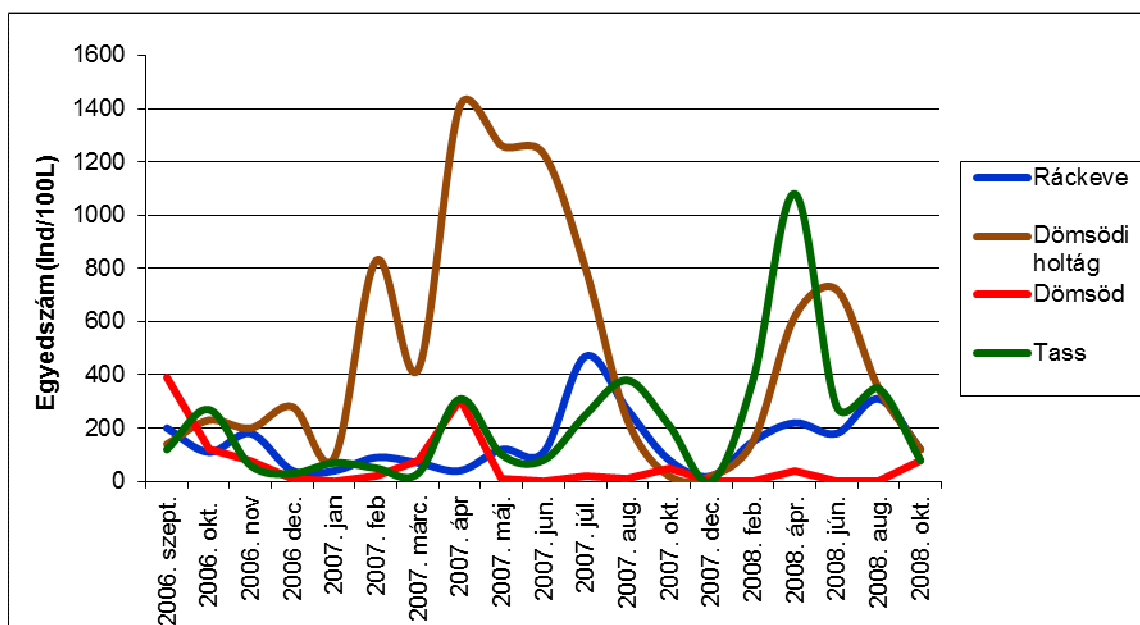
Fajsám tekintetében a Taksonyi-híd és a Szigetcsépi-holtág térsége volt a vizsgálati időszak alatt fajokban a második leggazdagabb terület (3. és 4. táblázat), a nyári-őszi hónapokban 5-8 között változott. A fajsám dinamizmusa egymáshoz hasonlóan alakult (46. ábra), és az egész RSD-t tekintve ezen a szakaszon a legdiverzebb a kistrák együttes (25. ábra). A Szigetcsépi-holtágban több volt az eutróf környezetet indikáló fajok aránya (3. és 4. táblázat). A holtág közvetlen közelében található az RSD különleges természeti értéke, Európa második legkiterjedtebb úszólámpa is, amely a feltöltő szukcesszó következő lépcsőjét képviseli, és előrevetíti a holtág „ökológiai jövőjét”.

Szigetszentmártonnál ugyanakkor fajszegény (1-3 taxon) együttes jellemző, több esetben csak nauplius és copepodit lárvát figyeltem meg. A fajszám változás dinamizmusa is eltérő a másik két helyhez viszonyítva. Mindezek az erősen módosított környezet hatását tükrözik.



46. ábra: A középső szakasz mintavételi helyein regisztrált fajszám

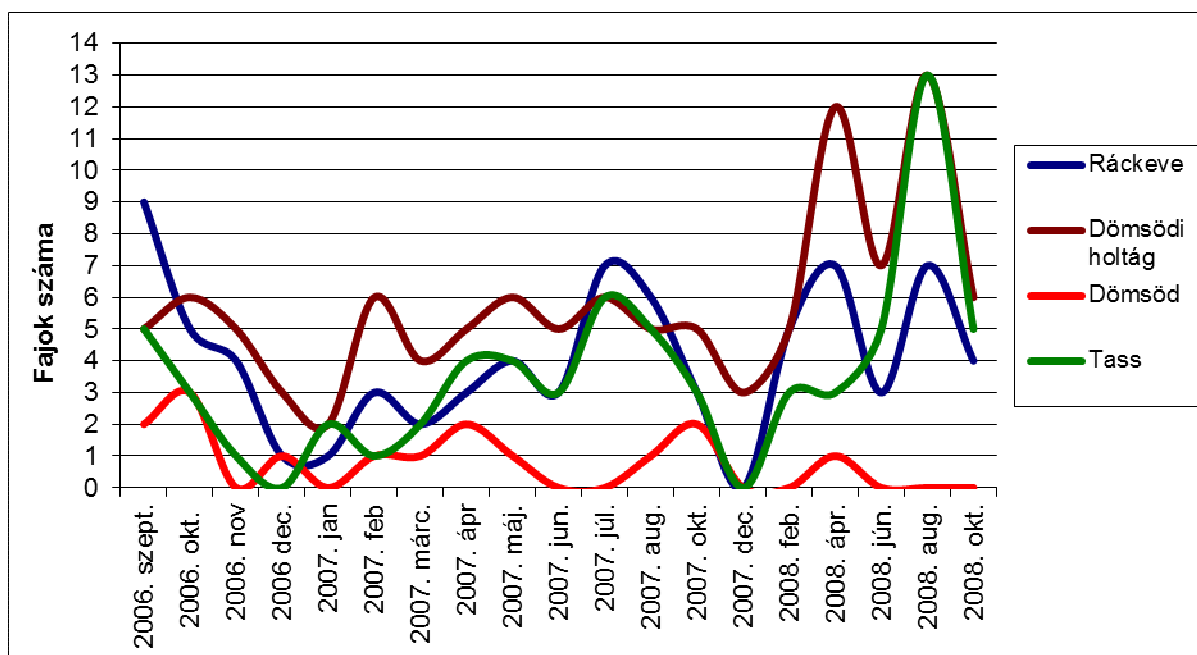
Az alsó szakaszon a meder kiszélesedik (300-350 m), mélysége is nő (3-6 m), de a partvonal mentén továbbra is sekély, 30-60 cm között változik.



47. ábra: Az alsó szakasz mintavételi helyein regisztrált egyedszám

A négy mintavételi helyen a kiskák együttes egyedszám nagysága, dinamikája eltérő (47. ábra). Ráckevénél a partvonal enyhén módosított, az alzat iszapos, itt található a legtöbb vízre telepített horgászállás. A kiskák együttes értékei itt mutatják leginkább az RSD főágára jellemző viszonyokat – közepes egyedszám, nyári népesség maximum – Dömsödnél a strand kialakítása miatt a partvonal erősen módosított, csak csekély növényzet található, a többi helyszínhez viszonyítva a folyási sebesség gyorsabb, sóderes alzat található. Az egyedszám kevés, a mesterségesen befolyásolt környezetben a kiskákok természetes szezonális dinamikusa nem alakul ki. A Dömsödnél mért értékek (47. ábra) és tendenciák legjobban a szigetszentmártoni (45. ábra) (szintén strand közeli) mintavételi helyhez hasonlítanak. A Dömsödi-holtág egyedszám értékei, maximuma és szezonális dinamikája teljesen eltér az alsó szakasz többi területétől. Az állóvízi környezetben 2007 tavaszán az egész vizsgálati időszak második legnagyobb egyedszámú kiskák együttese fejlődött ki, míg 2008-ban nyár elején ettől kisebb szaporodási maximum alakult ki (47. ábra). A holtág felső végén egy zsilip segítségével vízszintje szabályozható, az RSD főágából vízbetáplálás lehetséges, ez is befolyásolja a természetes tényezők hatását. Tassnál a módosított partszegélynél nincs, vagy kevés a makrovegetáció, az alzat iszapos, a vízáramlás mesterségesen befolyásolt a Duna vízállásától függően. A szezonális változásokat tekintve tavaszi és nyár végi denzitás csúcsok figyelhetők meg.

Az RSD-nek az alsó szakasza a jóléti hasznosítás szempontjából a legjobban kiemelt térség.



48. ábra: Az alsó szakasz mintavételi helyein regisztrált fajszám

A fajok száma Ráckevenél és Tassnál dinamikusan változik (48. ábra) és nyári időszakban éri el a maximális értékeket. Dömsödnél a fentebb ismertetett környezeti tényezők hatására a víztér rendkívül fajszegény (0-2 faj), különösen a nyári hónapokban, amikor a strandszezon van. A vizsgált 10 mintavételi terület közül a Dömsödi-holtág volt állóvíz jellegéből adódóan fajokban a leggazdagabb (3. és 4. táblázat), bár nem a legdiverzebb (25. ábra) víztér. A fajszám a holtágban nem szezonális, hanem éves változást mutatott. Amíg 2006-2007-ben a téli időszakot leszámítva stabilan 4-6 volt, 2008-ban már jóval több faj (12-13) fordult elő (48. ábra). Ugyanakkor a júniusi nagy denzitású állományt ennél kevesebb, „csak” 7 faj alkotta, ebben az évben a fajszám változás sokkal dinamikusabb volt, mivel a fajszám alakulásra is hatással van a főágból történő vízbetáplálás.

4.4.1 A Cladocera és a Copepoda együttes éves dinamikájának részletesebb vizsgálata három kiválasztott helyszínen

Az előző fejezetekben láthattuk, hogy az egyes élőhelyek mennyiségi és minőségi viszonyai jelentősen eltérnek egymástól. Míg eddig az egyes élőhelyek hasonlóságának vizsgálatára került sor, a következőkben azt elemzem, hogy egy adott mintavételi helyszínen melyek voltak azok a hónapok, amelyek jelentős egyezést mutattak mind a faj, mind pedig az egyedszám tekintetében, az idő függvényében milyen változások figyelhetők meg a vizsgált együttesek szerkezetében.

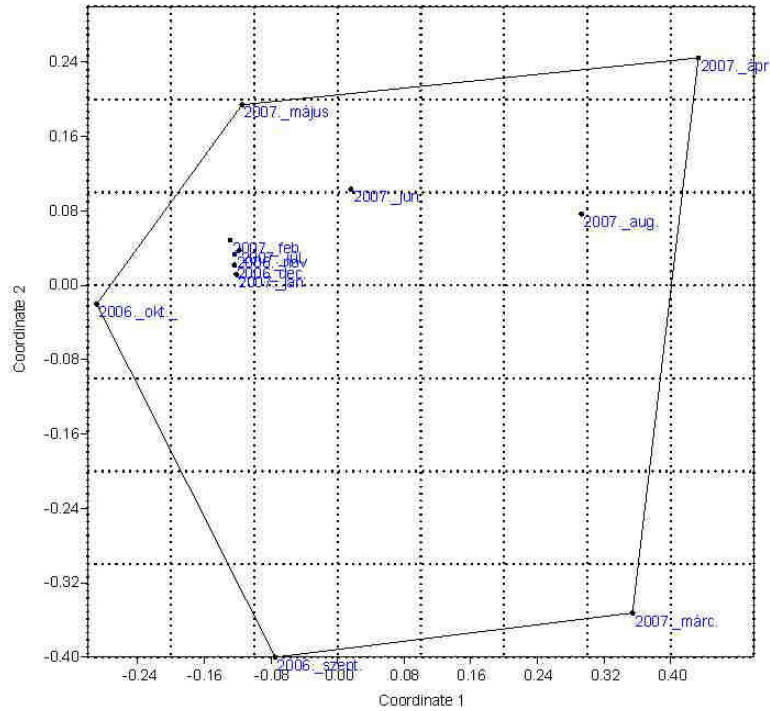
Ehhez az előző fejezetben bemutatott elemzések alapján kiválasztottam három olyan helyszínt, amelyek mind a Cluster analízis, mind pedig az NMDS ordináció alapján jelentősen eltérnek egymástól. Figyelemmel voltam arra is, hogy lehetőség szerint az RSD három nagyobb szakaszának mindegyikéből kerüljön ki egy-egy terület.

Ezek alapján a következő három helyszínt mutatom be: Gubacsi-híd, Taksonyi-híd, Dömsöd.

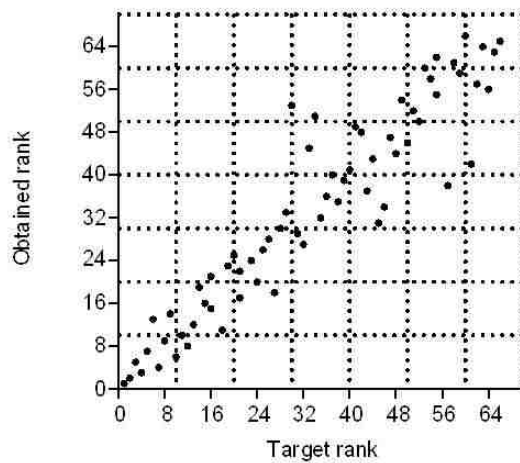
Annak feltárására, hogy az általam végzett mintavételek időpontjai milyen relációban állnak egymáshoz viszonyítva, ismét a nem metrikus többdimenziós skálázás módszerét alkalmaztam, azonban itt a minta elemei az egyes helyszíneken történt mintavételek hónapjai voltak.

Az első kiválasztott helyszínt, a Gubacsi-híd NMDS eredményét a 49. ábrán ismertetem. (Az adatokat szórással standardizáltam.)

A)



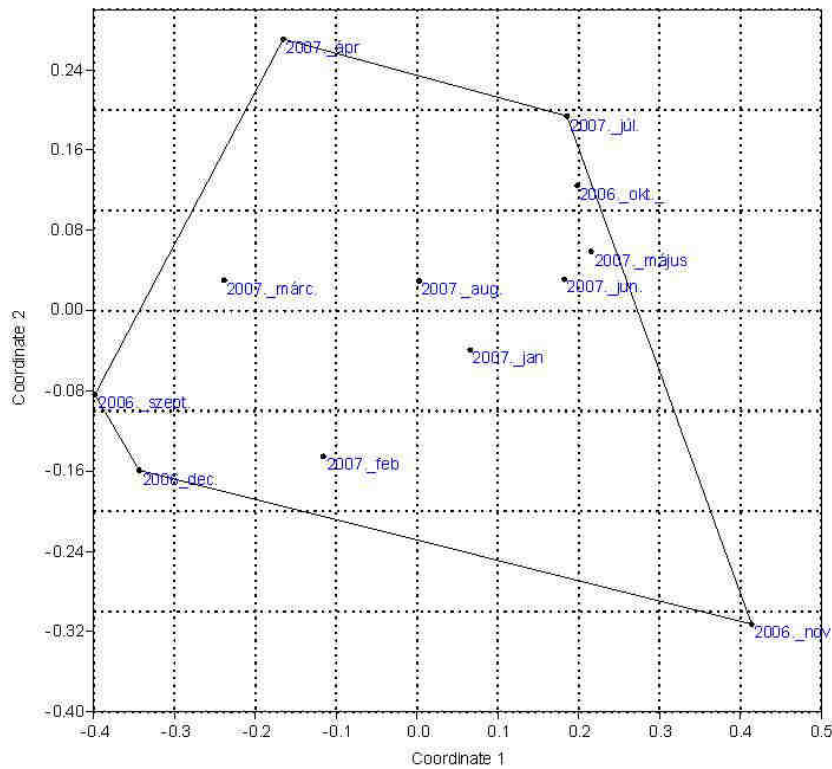
B)



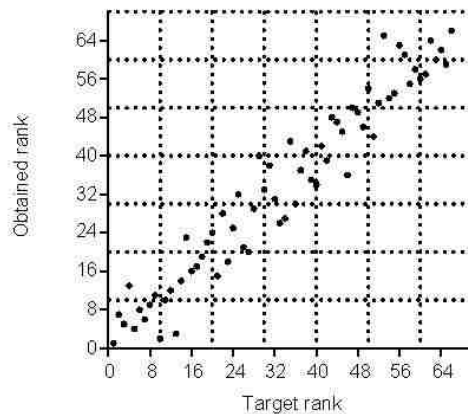
49. ábra: A Gubacsi-hídnál történt mintavétel. A) A mintavételi időpontok NMDS ordinációja. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram. Stress: 0,1733

A Gubacsi-hídnál gyűjtött minták adatait elemezve megállapíthatjuk, hogy a vizsgált periódus öt hónapja, 2006 szeptember és október, 2007 március, április és május jól elkülönülnek a többi hónaptól, amelyek viszonylag egységes csoportot alkotnak, bár két időpont 2007 július és augusztus eltérést mutat a többi mintavételi hónaptól.

A)



B)

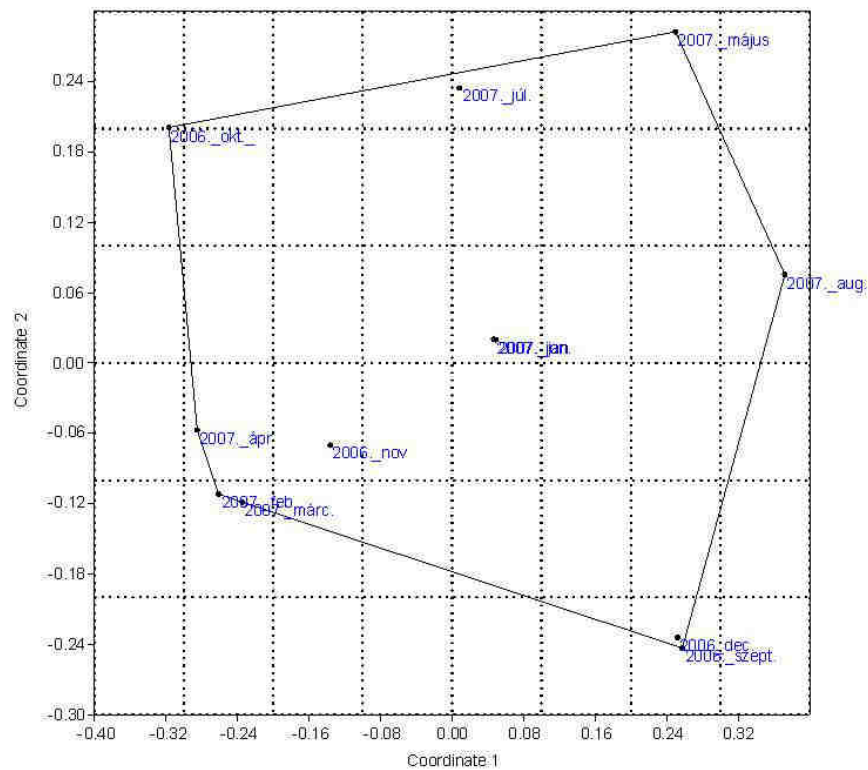


50. ábra: A Taksonyi-hídnál történt mintavétel. A) A mintavételi időpontok NMDS ordinációja. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram. Stress: 0,1269

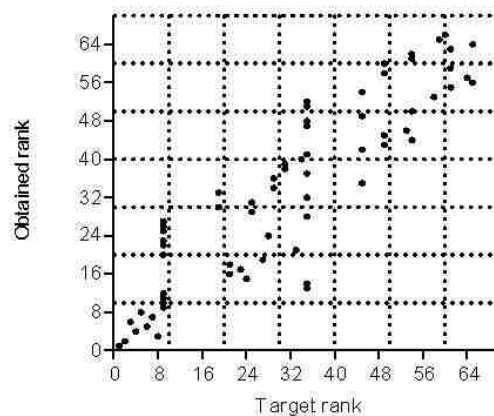
A Taksonyi-hídnál történt mintavételek időpontjait elemezve (50. ábra) a szeráció már komoly különbségeket mutatott ki az egyes hónapok között, olyan jellegű „együttállás”, mint az előző minta esetében itt már nem figyelhető meg, noha a tárgyalt 12 hónap közül 6 meglehetősen közel áll egymáshoz. A 50. ábrán látható, hogy elsősorban 2007 késő tavasza és nyara alkot egységes csoportot, ugyanakkor az ordináció itt tüntette fel 2006 októberét is. 2006

novembere teljesen különálló, amely annál is inkább figyelemreméltó, mivel ezen helyszín esetében a 2006. év őszi hónapjaiban folyamatosan nőtt az egyedszám, a novemberben kialakult érték azonban alig haladta meg az októberi abundancia értékét (17. ábra), továbbá a minőségi viszonyokat tekintve sem találtam jelentős eltéréseket. Mindezek ellenére a vizsgálat kimutatta, hogy a többi mintával összevetve ezen időpont eltér a többi helyszíntől.

A)



B)



51. ábra: A Dömsödi helyszínen történt mintavétel. A) A mintavételi időpontok NMDS ordinációja. B) Az ábrához tartozó Shepard-diagram. Stress: 0,2319

A Dömsödi térség vizsgálatának eredménye több szempontból is hasonló az előző terület eredményéhez, azonban nagyon jelentős különbségek is megfigyelhetők (51. ábra). A minták eloszlása közelít az elméleti kör alakhoz (tökéletes minta esetében időrendiségbeli vizsgálatkor a szeráció kör alakba rendeződik), és itt szinte alig látható az időpontoknak az előző szerációk eredményében több esetben is megfigyelhető csoportokba történő rendeződése. A 2007. év januárját követő két hónap, február és március mintái is meglehetősen közel helyezkednek el egymáshoz, csakúgy, mint 2006 szeptemberének és decemberének mintái.

Mindezekkel együtt a három vizsgált helyszín közül az utóbbinál figyelhető meg legpontosabban az időbeli trajektória szerinti elrendeződés. Meg kell jegyezni ugyanakkor azt is, hogy a stress értéke ennél a helyszínnél volt a legmagasabb. A stress értékek elfogadhatóságára ugyan nincsenek egységes intervallumok, azonban a 0,2319 érték már igen magas mondható (51 B. ábra).

4.5. A Ráckevei (Soroksári) - Dunaág Cladocera és Copepoda együttesének dinamikája és néhány környezeti változó közötti kapcsolat vizsgálata

A csapadék, a hőmérséklet és a vízszíntingadozás, valamint a zooplankton abundancia kapcsolatát a 9. táblázatban ismertetem.

9. táblázat: A környezeti változók és a zooplankton abundancia közötti korreláció szintje, heti, kétheti, valamint havi idősor alapján

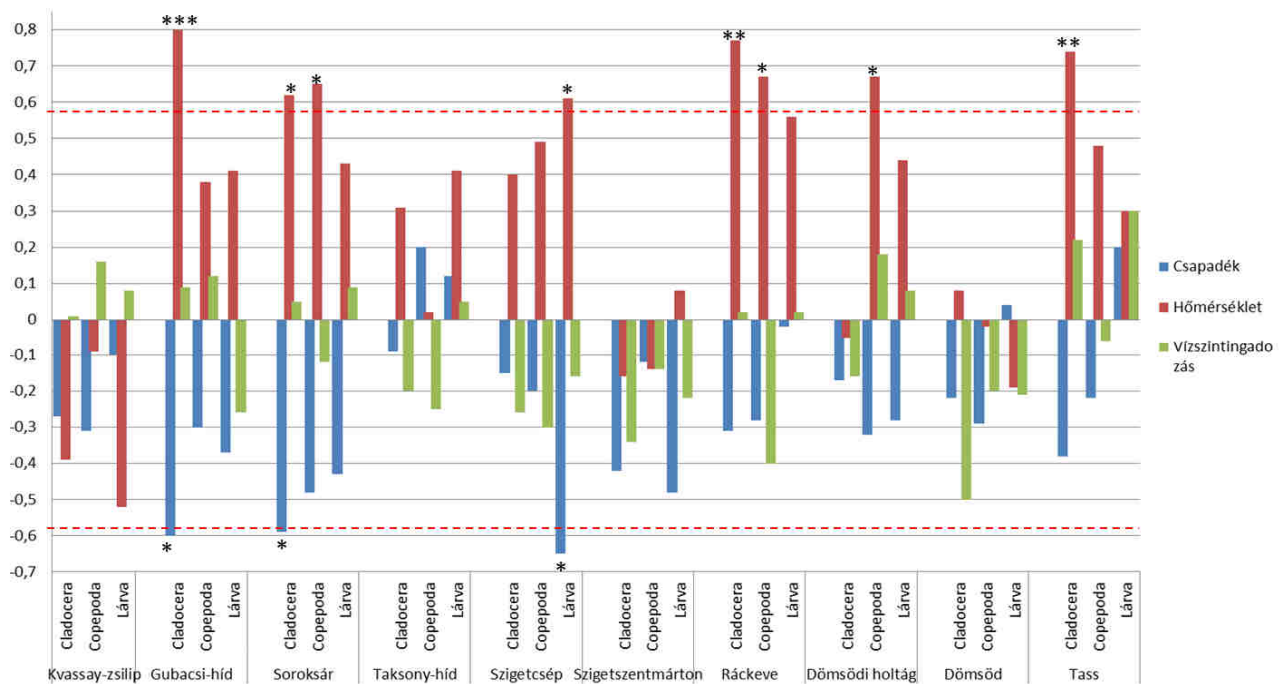
	Vizsgált környezeti változó	Vizsgált időszak és csoportok									
		Cladocera			Copepoda			Lárvaalakok			
		heti	kétheti	havi	heti	kétheti	havi	heti	kétheti	havi	
Kvassay-zsilip	Csapadék	-0,27	-0,34	-0,46	-0,31	-0,14	-0,27	-0,1	-0,35	-	0,64*
	Hőmérséklet	-0,39	-0,48	-0,3	-0,09	-0,09	0,01	-0,52	-0,51	-0,53	
	Vízszíntingadozás	0,01	0,12	0,1	0,16	0,55	0,52	0,08	0,34	0,21	
Gubacsi-híd	Csapadék	-0,6*	-0,07	0,17	-0,3	-0,06	-0,01	-0,37	0,03	0,03	
	Hőmérséklet	0,8***	0,85***	0,88**	0,38	0,44	0,51	0,41	0,29	0,32	
	Vízszíntingadozás	0,09	0,03	-0,05	0,12	0,11	0,16	-0,26	-0,03	-0,06	
Soroksár	Csapadék	-0,59*	-0,2	-0,25	-0,48	-0,02	-0,05	-0,43	-0,01	-0,08	
	Hőmérséklet	0,62*	0,62*	0,56	0,65*	0,61*	0,66*	0,43	0,44	0,58*	
	Vízszíntingadozás	0,05	-0,27	-0,58*	-0,12	-0,1	-0,24	0,09	0,09	0,04	

Taksonyi-híd	Csapadék	-0,09	0,11	0,17	0,2	-0,01	0,09	0,12	0,35	0,33
	Hőmérséklet	0,31	0,33	0,34	0,02	-0,01	-0,07	0,41	0,46	0,46
	Vízszintingadozás	-0,2	0,21	0,14	-0,25	-0,25	-0,21	0,05	-0,14	-0,13
Szigetcsépi holtág	Csapadék	-0,15	0,07	0,07	-0,2	-0,3	0,06	-0,65*	-0,21	-0,05
	Hőmérséklet	0,4	0,48	0,54	0,49	0,43	0,53	0,61*	0,64*	0,63*
	Vízszintingadozás	-0,26	-0,37	-0,45	-0,3	0,07	-0,02	-0,16	-0,36	-0,62*
Sziget-szentmárton	Csapadék	-0,42	-0,52	-0,65	-0,12	-0,3	-0,35	-0,48	-0,31	-0,55
	Hőmérséklet	-0,16	-0,15	-0,17	-0,14	-0,06	-0,13	0,08	0,08	0,1
	Vízszintingadozás	-0,34	-0,24	-0,53	-0,14	-0,39	-0,56	-0,22	0,04	-0,34
Ráckeve	Csapadék	-0,31	0,04	0,23	-0,28	-0,12	0,15	-0,02	0,22	0,04
	Hőmérséklet	0,77**	0,74**	0,67*	0,67*	0,64*	0,69*	0,56	0,52	0,55
	Vízszintingadozás	0,02	0,08	0,04	-0,4	-0,33	-0,27	0,02	0,17	0,004
Dömsödi holtág	Csapadék	-0,17	-0,28	-0,44	-0,32	-0,37	-0,41	-0,28	0,21	0,27
	Hőmérséklet	-0,05	-0,02	-0,08	0,67*	0,63*	0,53	0,44	0,37	0,28
	Vízszintingadozás	-0,16	-0,23	-0,51	0,18	-0,28	-0,37	0,08	-0,29	-0,33
Dömsöd	Csapadék	-0,22	-0,34	0,19	-0,29	-0,37	-0,42	0,04	-0,39	-0,4
	Hőmérséklet	0,08	0,14	0,23	-0,02	0,02	-0,02	-0,19	-0,14	-0,2
	Vízszintingadozás	-0,5	-0,29	-0,1	-0,2	-0,24	-0,49	-0,21	-0,01	-0,25
Tass	Csapadék	-0,38	0,14	0,32	-0,22	-0,05	-0,17	0,2	0,34	0,16
	Hőmérséklet	0,74**	0,75***	0,63	0,48	0,5	0,53	0,3	0,3	0,43
	Vízszintingadozás	0,22	-0,2	-0,33	-0,06	-0,18	-0,46	0,3	0,29	0,14

*szignifikanciaszint: $p < 0,05$ **szignifikanciaszint: $p < 0,01$ ***szignifikanciaszint: $p < 0,001$

A fenti táblázat számszerűsített értékeit a három vizsgált idősor bontásában három külön ábrán is bemutatom.

A környezeti változók mintavételt megelőző egy hetes idősorának korrelációs mértékét vizsgálva (52. ábra) a legtöbb szignifikáns összefüggést az abundancia és hőmérséklet (8 esetben), kisebb mértékben a csapadék között mutattam ki. A kiskák együttes különböző csoportjait tekintve a hőmérséklet legnagyobb mértékben a Cladocera egyedszámra hatott (erős szignifikáns kapcsolat a Gubacsi-hídnál, Ráckevénel és Tassnál), míg az evezőlábú rákok lárva stádiumában általában kevésbé erős a kapcsolat. A csapadék és az abundancia között az egyes csoportokban változó mértékű gyenge negatív kapcsolat mutatható ki. Az egy hét alatt bekövetkező vízszintingadozásnak szignifikáns befolyása nem volt egyik csoport esetében sem.

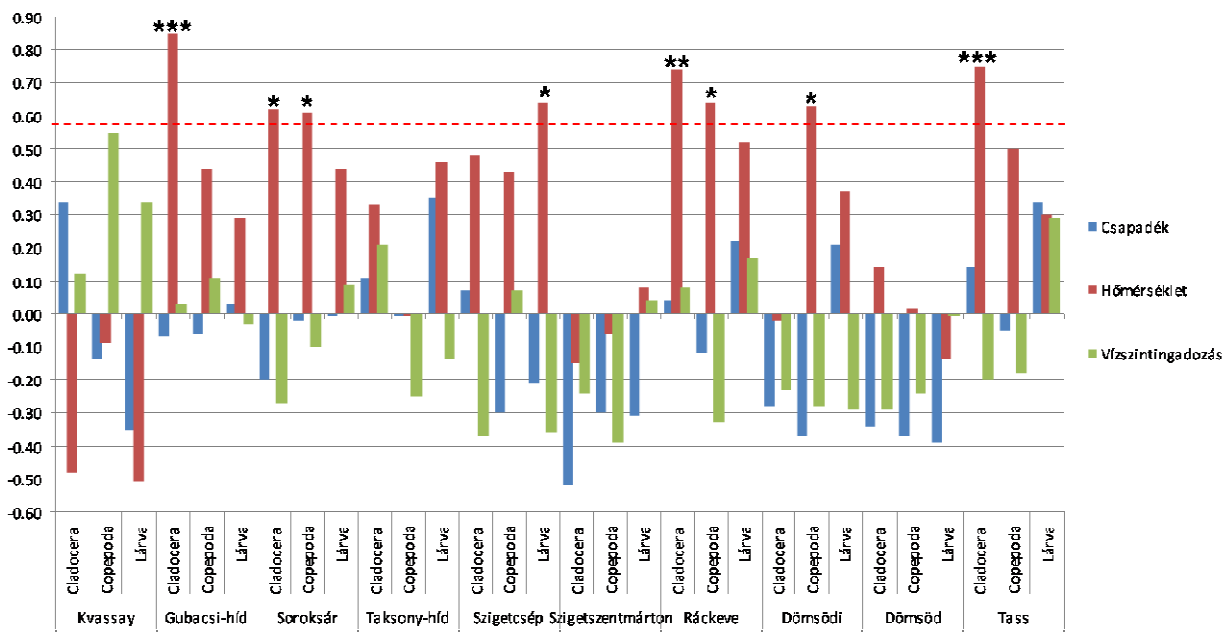


52. ábra: A környezeti változók mintavételt megelőző egy hetes adatsora és az abundancia kapcsolata

A Kvaszay-zsilipnél a többi helyszíntől eltérő módon – mind a csapadék, mind pedig a hőmérséklet – mind a csapadék, mind pedig a hőmérséklet negatív korrelációt mutat az abundanciával. Hasonlóan negatív korrelációt mutat az abundanciával. Hasonlóan kitűnik a többi helyszín közül Szigetszentmárton, ahol minden vizsgált együttes mindhárom vizsgált környezeti változóval negatív kapcsolatot mutat, és ettől Dömsöd is csak minimálisan tér el, itt hőmérséklet és a Cladocera együttes között figyelhető meg némi pozitív irányú kapcsolat. E három helyszínen az egyéb vizsgálatok alapján is eltérő élőhelyi adottságokkal rendelkeznek. A csapadék és az abundancia között szinte mindenhol negatív a korreláció, a lassú áramlású, illetve állóvízi jellegű víztereknél (Gubacsi-híd, Soroksár, Szigetscsépi-holtág) ez szignifikáns mértékű volt.

A vízszíningadozás az élőhelyek legtöbbszörénél negatív korrelációban áll az abundanciával, csak az RSD két végénél lévő zsilip térségében volt kimutatható igen gyenge pozitív kapcsolat. Az egyes csoportokat külön-külön vizsgálva azt tapasztalhatjuk, hogy a vizsgált változók közül egyik sem gyakorol egységes hatást a csoportokra, nincs közöttük olyan, amelyik helyszíntől függetlenül pozitív vagy negatív hatással lenne a vizsgált együttesekre. Példa erre a Gubacsi-híd, ahol a Cladocera közösségre a hőmérséklet erős hatást gyakorol, azonban Soroksár esetében ez a hatás már nem ennyire erős; a következő helyszínen, a Taksonyi-hídnál pedig már nem is szignifikáns. Ez arra enged következtetni, hogy a környezeti változók hatása és annak mértéke leginkább a lokális viszonyok függvénye.

Az abundanciának a mintavételt megelőző kéthetenkénti adatsorral történő összevetését az 53. ábrán ismertetem.

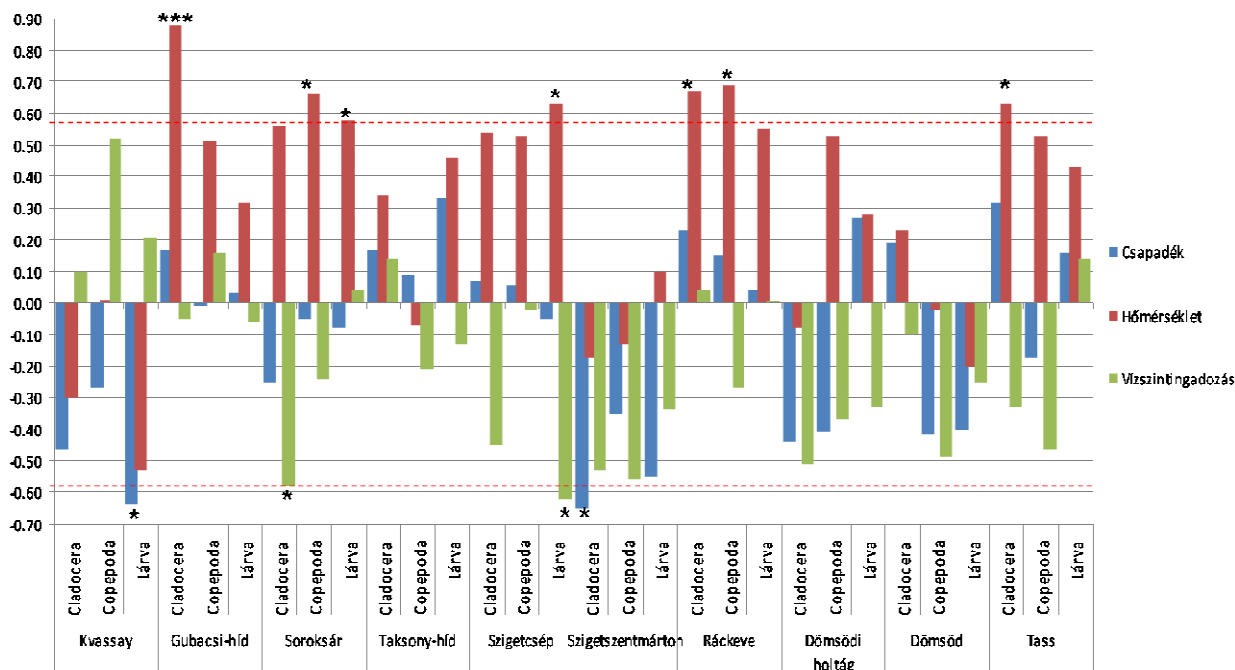


53. ábra: A környezeti változók mintavételt megelőző kéthetes adatsora és az abundancia kapcsolata

A csapadék esetében a vizsgálat öt helyszínen, eltérő együtteseknél jelzett pozitív korrelációt, az esetek döntő hányadánál a csapadék negatív hatással volt az abundanciára, azonban ezek nem szignifikáns kapcsolatok, és kisebb mértékűek, mint az egy heti változás hatása. Hasonló a helyzet a vízszintingadozással is, ennél a faktornál is csak kevés helyszínen, és akkor is csak néhány csoport esetében lehetett pozitív összefüggést kimutatni. A Kvassay-zsilipnél mindhárom kistrák csoport vonatkozásában pozitív korreláció volt az egyedszám és a vízszintingadozás között. Ennek mértéke nagyobb volt az egy heti idősorhoz viszonyítva, sőt meg is közelítette a szignifikancia szintjét, ami azt mutatja, hogy amikor a zsilipen keresztül nincs vízbetáplálás, a vízszintcsökkenés hatása (lásd 52. ábra) a kistrákok szaporodására hosszabb idő elteltével jelentkezik. Szigetszentmárton és Dömsöd esetében továbbra is mindhárom vizsgált változó negatív kapcsolatot mutatott az abundanciával, az egyetlen, igaz alacsony korrelációs szintű kivétel a Dömsödnél található Cladocera közösség és a hőmérséklet között figyelhető meg.

Ha a három környezeti faktor hatását a mintavételt megelőző egy hónap adatsorának tükrében vizsgáljuk, akkor több eltérést is tapasztalhatunk az eddigi eredményekhez képest (54.

ábra). A hőmérséklet hatása ebben az időtávlatban már csökken, a kapcsolat erőssége mérsékeltebb a rövidebb időszakokhoz viszonyítva.



54. ábra: A környezeti változók mintavételt megelőző havi adatsora és az abundancia kapcsolata

Ugyanakkor az elemzés azt mutatja, hogy a vízszíningadozás hatása lassúbb, mint a másik két tényező. Míg hatása egy vagy két hét elteltével kismértékű, negatív befolyása egy hónap elteltével már szignifikánsan, vagy azt megközelítő mértékben jelentkezik az RSD felső és alsó végének kivételével. Az áramló vízű, csekélyebb növényzetű térségekben (Szigetszentmárton, Dömsöd) a vizsgált környezeti tényezők egyértelmű negatív kapcsolatot mutatnak az abundanciával.

A környezeti változók hatását összegezve az alábbi eredményekre jutottam:

- A vizsgált három környezeti tényező közül a legmeghatározóbb a hőmérséklet volt, hatása az abundanciára pozitív és a legtöbb esetben szignifikáns mértékű. Hasonló eredményekről számol be SHAYESTEHR et al. (2010), akik a víz hőmérséklet mellett a léghőmérséklet hatását is vizsgálták.
- Nem volt lényegi eltérés a hőmérséklet abundanciára gyakorolt hatásának heti, kétheti, vagy havi alakulása között, az egyes idősorok szignifikáns összefüggéseinek száma szinte

azonos. Ez azt jelenti, hogy a zooplankton már egy hét leforgása alatt reagál a léghőmérséklet változására.

- A csapadék csak csekély mértékű hatást gyakorolt a vizsgált csoportok abundanciájára, amely hatás a felső és a középső szakaszon volt kimutatható.
- A vízszintingadozás rövid időintervallumban nem befolyásolja az egyedszám alakulását, szignifikánsan is kimutatható módon csak hosszútávon érezhető hatását a kistrákok szaporodására.
- A Kvassay-zsilip esetében a vízszintingadozás, illetve a vízszint csökkenés hosszabb időtávlatban (két hét, egy hónap) mutatott pozitív összefüggést az abundanciával. Feltűnő, hogy a hőmérséklet esetében negatív hatás tapasztalható, azonban az eredmény értékelésekor figyelembe kell venni, hogy a vizsgált 12 hónapból 5 esetben egyáltalán nem volt zooplankton. Mindez arra enged következtetni, hogy a Kvassay-zsilip esetében más tényezők a hőmérsékletnél sokkal markánsabban tudják befolyásolni a mennyiségi viszonyokat.
- Az áramló vízű élőhelyek, azaz Szigetszentmárton és Dömsöd (1. táblázat) szintén egyértelműen eltérnek a többi helyszíntől, mivel itt mindhárom vizsgált idősor esetében, mindhárom vizsgált csoportnál szinte mindegyik környezeti faktor negatív összefüggést mutatott, bár ezek közül csak három esetben volt szignifikánsan is kimutatható.

5. Új tudományos eredmények

1.) Vizsgálattal először került sor a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág teljes hossz-szelvényén a Cladocera és Copepoda együttesek több vegetációperiódust átfogó felmérésére. A faunisztikai vizsgálat új eredményei:

- A felmérés időszakában 36 Cladocera és 13 Copepoda fajt mutattam ki, ez a korábbi vizsgálatokhoz viszonyítva a második legnagyobb fajszám. Megállapítottam, hogy a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág Cladocera és Copepoda együttese a korábban leírtakhoz képest átalakult, más fajok váltak uralkodóvá.
- A korábban domináns fajokként jelzettek visszaszorultak. A Cladocera együttesből a *Bosmina longirostris* helyett legmeghatározóbb fajnak a *Chydorus sphaericus*, míg a Copepoda együttesből a *Thermocyclops crassus* bizonyult, ez a mellékág plankton faunájának átalakulását jelzi. A jelenlegi domináns fajok vagy mindenhol megtalálható kozmopoliták, vagy pedig fitofil szervezetek.
- Kimutattam, hogy a korábban csak ritkán előforduló *Diaphanosoma mongolianum* és *Pleuroxus denticulatus* fajok stabil populációja megtalálható az RSD-ben.
- A diverzitás vizsgálatok alapján a legjobban elkülönülő térség a Kvassay-zsilip víztere, valamint a Dömsödi szakasz. E két, egymástól távol eső helyen jellemző a legalacsonyabb Shannon diverzitás. A legváltozatosabb közösség a Taksonyi-híd, Ráckeve és a Dömsödi-holtág térségében mérhető. Ezek az eredmények nem egyeznek meg a mellékág mérnöki munkáknál alkalmazott „három” hidrológiai felosztásával.
- A kiskisrák közösségen belül a Copepoda csoport dominál, míg nem várt eredmény a Cladocera szervezetek nagyobb aránya a Kvassay-zsilipnél. Kimutattam, hogy az áramló, lassú folyású vízterekben a Copepoda együttesben a nauplius és copepodit fejlődési alakok vannak többségben, míg az állóvízi szakaszok (holtágak) esetében a kifejlett egyedek aránya a nagyobb.

2.) Összehasonlítottam az RSD egyes szakaszainak kiskisrák együttesét. Megállapítottam, hogy:

- A mintavételi pontok Cladocera és Copepoda együttes alapján történő összehasonlításakor az egyes élőhelyek hasonlósága/különbözősége nem minden esetben tükrözte a hidromorfológiai adottságokból várható eredményeket. Jó néhány olyan

helyszín hasonlóságát mutatta ki a vizsgálat, amelyek hidrológiai adottságaikban rendkívül eltérőek, más, a „mérnöki” felosztású szakaszokon találhatóak, a vizsgált élőlénycsoportok mennyiségi és minőségi jellemzői alapján azonban hasonlóak.

- A 10 mintavételi terület közül a Kvassay-zsilip térsége markánsan különbözik a többi helyszíntől, valamint a vizsgált holtágak zooplanktonja is kissé eltér a hozzájuk közel eső vizekétől.

3.) Részletesen vizsgáltam a Cladocera és Copepoda együttesek időbeli, szezonális dinamikáját:

- Eredményeim szerint a kistrák együttesek szerveződésében eltérő szezonális mintázatok figyelhetők meg az egyes mintavételi helyszínek között. A legnagyobb hasonlóság a nyári, míg a legnagyobb különbség a tavaszi időszakban alakul ki az egyes élőhelyek zooplanktonja között.

4.) A környezeti változók közül részletesen a csapadék, vízállás, vízszintingadozás és hőmérséklet zooplankton közösségre gyakorolt hatását vizsgáltam. Megállapítottam, hogy:

- A legmeghatározóbb környezeti tényezőnek a hőmérséklet bizonyult, a zooplankton abundanciával szignifikáns pozitív kapcsolatban van.
- Nincs lényegi eltérés a hőmérséklet abundanciára gyakorolt hatásának heti, kétheti, vagy havi alakulása között, az egyes idősorok szignifikáns összefüggéseinek száma szinte azonos. Ez azt jelenti, hogy a zooplankton rövid időszak leforgása alatt reagál a léghőmérséklet változására.
- A csapadék rövid időtávon belül negatív hatással van az egyedszámra, hosszabb időtávon belül nem, vagy csak csekély mértékű hatást gyakorol a kistrákok abundanciájára, amely hatás a felső és a középső szakaszon volt kimutatható.
- A vízszintingadozás a Kvassay-zsilipnél már rövid távon, míg az RSD lentebbi szakaszán csak hosszabb időtávlatban éreztetni kismértékű negatív hatását a zooplankton mennyiségére.
- A Kvassay-zsilip, az áramló vizű élőhelyek, azaz Szigetszentmárton és Dömsöd egyértelműen eltérnek a többi helyszíntől, mivel itt mindhárom vizsgált idősor esetében, mindhárom vizsgált csoportnál szinte mindegyik környezeti faktor negatív összefüggést mutatott, ám ezek közül csak három volt szignifikánsan is kimutatható.

6. Következtetések és a javaslatok

Eredményeim megerősítik, hogy olyan biológiai faktorok felhasználásával történő kategorizálás, mint például a zooplankton együttes, sokkal árnyaltabb képet adhat a vizsgált víztestről, mint az eddigiek során legtöbbször alkalmazott, főként hidromorfológiai alapokon nyugvó felosztás. Az uralkodó Cladocera fajnak a *Chydorus sphaericus* bizonyult, de számottevő populációval rendelkezik az *Alona affinis* és a *Bosmina longirostris* is. Ez utóbbit jelölik meg a korábbi vizsgálatok az RSD domináns Cladocera fajaként (BOTHÁR 1973 és GULYÁS 1997). A legdominánsabb Copepoda fajnak a *Thermocyclops crassus* bizonyult, de az *Acanthocyclops robustus* és az *Eucyclops serrulatus* is nagy egyedszámban megtalálható a Duna ezen mellékágában. GULYÁS (1997), GULYÁS és FORRÓ (1999) és VADADI-FÜLÖP (2010) szintén a *Thermocyclops crassus* és *Acanthocyclops robustus* fajokat találta a legmeghatározóbb elemeknek a Copepoda csoport képviselői közül, de számos szerző jelezte az *Eucyclops serrulatus* nagy egyedszámban való jelenlétét is (BOTHÁR 1973, GULYÁS és TYAHUN 1974, BOTHÁR és KISS 1984, VADADI-FÜLÖP 2010). Eredményeim alapján kijelenthető, hogy a domináns fajok napjainkra megváltoztak, és vagy mindenhol megtalálható kozmopoliták, vagy pedig fitofil szervezetek, amely megerősíti, hogy a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon az eutrofizáció igen előrehaladott állapotú. A minőségi és a mennyiségi viszonyok szerint a középső szakaszon található mintavételi helyek voltak a fajokban leginkább gazdagok, és az abundancia értékek is a felső és a középső szakasz határának közelében fekvő élőhelyeken voltak a legmagasabbak. Itt a partok döntően természetes állapotban vannak, strand sem található a közelben, ugyanakkor számos helyi és országos jelentőségű védett területet jelölt ki az illetékes hatóság. A korrespondencia analízis megmutatta, hogy nincs olyan faj a mellékágon, amely csak és kizárólag egyetlen helyszínhez, vagy szűkebb értelemben vett élőhely típushoz kötődne, míg az egyéb alkalmazott statisztikai vizsgálatok azt mutatják, hogy jó pár, egymástól jelentős távolságra lévő és igen eltérő élőhely zooplankton közössége hasonlóan alakul az év egy adott szakaszában.

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág bemutatásakor ismertettem, hogy a mellékágon a horgászat, mint fő hasznosítási forma mellett számos egyéb hasznosítási ág is létezik: vízisport, üdülőtelkek, kijelölt fürdőhelyek, továbbá a mellékág vízgazdálkodási és természetvédelmi szempontból is jelentős. A halállomány számára fontos startertáplálék megfelelő mennyiségben és minőségben áll rendelkezésre az egész mellékágon, így megvannak az adottságok a halgazdálkodás szempontjából fontos tényezők hatékonyabb kihasználására. Az RSD-n számos

eltérő jellegű partszakasszal, aljzattal és makrofita borítottsággal rendelkező élőhely található, ahol minden halfaj megtalálhatná a számára megfelelő szaporodási lehetőséget. A mellékágon csak néhány kíméleti terület került kijelölésre, ahol a halak – elsősorban pontyfélék – zavartalanul ívhatnak. Céltudatos élőhely fejlesztéssel újabb, és nemcsak a pontyfélék számára kedvező, szaporodó helyeket lehetne létrehozni a mellékágon. Ezzel a terület eddig ki nem használt erőforrásait is hasznosítani lehetne, és sokkal jövedelmezőbbé lehetne tenni a halgazdálkodási tevékenységet. Ehhez hasonlóan, az egyéb hasznosítási formák esetében is el lehetne végezni egy célzott fejlesztést. Jó alkalmat kínál erre a jelenleg is zajló RSD projekt, amelynek egyik fő célja éppen az élőhely fejlesztés. A projekt keretén belül ezt megfelelőképpen lehetne kivitelezni, és elvégezni a szükséges munkákat, amelyek már nem tűrnek halasztást, hiszen a mellékág erősen eutróf állapotban van. Ez utóbbi tény az általam elvégzett vizsgálatok is alátámasztották.

Az élőhely fejlesztéshez kapcsolódva egy monitorozó rendszer kidolgozását javaslom, amelynek segítségével, biotikus és abiotikus tényezők vizsgálatával fel lehetne mérni az adott élőhelyek pontos állapotát, valamint meg lehetne ismerni az ott zajló folyamatokat, amely ismeretek birtokában hatékonyabb környezetgazdálkodást lehetne végezni. Az általam javasolt ellenőrző pontok megjelölésekor figyelembe vettem a helyszíni sajátosságokat és különbözőségeket, valamint az eltérő hasznosítási formákat. Ez alapján a monitorozó pontok a következők lehetnének:

- Kvassay-zsilip: befolyó víz állapota, vízgazdálkodási szempontok
- Taksony térsége: erősen feliszapolódott, eutrofizálódott szakasz, többféle jóléti hasznosítás (üdülőházak, horgászat, vízisport)
- Dömsöd: kijelölt fürdőhely
- Tass: kifolyó víz állapota
- Csupics-szigeti mellékág: úszóláp, természetvédelmi érték
- Szigetcsépi holtág: természetvédelmi érték

A monitorozás keretében javaslom vizsgálni az állóvízi és folyóvízi jelleg közötti különbségeket jól reprezentáló élőlényközösségek változásait (zooplankton, makrozoobenton, hal, makrofita).

A fő hasznosítási formának megfelelően, az RSD-n több, a halállomány összetételével és annak szaporodási lehetőségével foglalkozó vizsgálat is történt (FÜRÉSZ és ZELLEI 1996, UGRAI és GYÖRE 2007). Ezek azonban – a zooplankton vizsgálatokhoz hasonlóan – térben és/vagy időben korlátozottak voltak. Éppen ezért indokoltnak tartanám, hogy egy többéves vizsgálat során, a szakaszokon több mintavételi pontot kijelölve felmérjék az RSD halfaunáját és annak éves és évszakonkénti dinamikáját, továbbá ezeket összevessék vízkémiai adatokkal, ugyanis egyes halfajok rendkívül érzékenyen reagálnak a víz kémiai összetételére és oxigéntartamára, sokkal érzékenyebben, mint például az általam vizsgált élőlénycsoportok.

Kiemelten fontosnak tartom a makrofita állomány feltérképezését és ennek részletes vizsgálatát (védett fajok, invazív fajok). A vízinövények mennyiségi és minőségi dinamikája jól mutatja az élőhely állapotát és a végbemenő hosszú távú változásokat, számos indikátor faj is található közöttük. Önmaguk és a rajtuk kialakuló élőbevonat táplálékforrásként szolgálnak számos élőlény számára, továbbá a megfelelő makrofita állomány egyes halfajok szaporodásához egyenesen elengedhetetlen.

Ugyancsak javaslom az élőhely fejlesztés során az egyes területekre a hasznosítási prioritások kijelölését, hiszen ezek különböző vízminőségi igényeket jelentenek és eredményeznek, ugyanakkor hozzá lehetne járulni a költségek optimalizálásához is. A vízgazdálkodási igények kielégítése mellett fontos:

- a kijelölt fürdőhelyek létesítése (Szigetszentmárton, Dömsöd),
- a horgászat (az RSD szinte teljes szakasz),
- a vízisport (középső szakasz),
- a természetvédelem (holtágak, úszólápok térsége) szempontjainak figyelembe vétele.

Az okszerű gazdálkodásnál, az ember céljainak megfelelő, ám a biodiverzitást is megőrző és a fajok fennmaradását is biztosító gazdálkodás közötti egyensúly megtalálása sohasem könnyű. Ez alól az RSD projekt sem kivétel, annak sikeres megvalósítása, a természetes állapotoknak leginkább megfelelő rehabilitáció megvalósítása rendkívül nehéz és összetett feladat.

Dolgozatommal ennek sikeréhez, ha szerény mértékben is, de talán hozzá tudtam járulni.

7. Összefoglalás

A Ráckevei (Soroksári) – Dunaág planktonját 2006. szeptember 10. és 2008. október 26. vizsgáltam. Célom a mellékág Cladocera és Copepoda együttesének leírása, a dinamikai viszonyaiknak feltérképezése, az egyes szakaszokon található élőhelyek hasonlóságának és különbözőségének értékelése volt. Vizsgálataim alatt a mellékágból 36 Cladocera és 13 Copepoda fajt mutattam ki. A Cladocera együttes teljes denzitásának majdnem 1/3-át két faj, a *Chydorus sphaericus*, illetve a *Bosmina longirostris* adta, míg a Copepoda csoportból a *Thermocyclops crassus* és az *Eucyclops serrulatus* felelt a teljes denzitás több mint 25%-ért. Néhány fajnak a tömeges megjelenéséből és nagy egyedszámából következik, hogy számos genus csak kevesebb, mint 1%-os gyakorisággal volt jelen. Megállapítottam, hogy a Ráckevei (Soroksári) – Dunaág Cladocera és Copepoda együttese a korábban leírtakhoz képest átalakult, más fajok váltak uralkodóvá. A jelenlegi domináns fajok vagy mindenhol megtalálható kozmopoliták, vagy pedig fitofil szervezetek, amely megerősíti számos kutató azon következtetését, hogy az eutrofizáció igen előrehaladott állapotú. A dinamikai viszonyok értékelése során bebizonyosodott, hogy a fő szakaszokon található élőhelyeken rendkívül eltérő folyamatok tapasztalhatóak, és a hasonló hidromorfológiai adottságok ellenére, térben egymáshoz közel található mintavételi helyszíneken is teljesen különböző folyamatok játszódnak le. Ezt alátámasztotta a Cluster analízis, valamint a nem metrikus többdimenziós skálázással történő vizsgálat is. Fontos eredménye a kutatásnak, hogy az egyes élőhelyek mennyiségi és minőségi viszonyai, ezzel együtt a hasonlóságuk is az egyes évszakok során rendkívül sokat változik. Leginkább télen mutatnak nagyfokú hasonlóságot, ekkor csak néhány mintavételi helyszín mutatott jelentős eltérést. Mivel a hasonlósági vizsgálatokhoz a Cladocera és a Copepoda együttes dinamikáját alkalmaztam, így megvizsgáltam a fajok élőhely preferációját is, amelyhez korrespondencia analízist használtam. Ezt elvégeztem az egyes évszakokra vetítve is, amely ordinációk megmutatták, hogy a mellékágban nincs olyan faj, amely csak és kizárólag egy szűkebb értelemben vett szakaszhoz, vagy meghatározott élőhelyhez kötődne, vagyis a lokális mikroökoszisztéma teremthet olyan viszonyokat, amelyek megfelelnek olyan faj számára is, amely az adott élőhelyen egyébként nem jellemző. A vizsgált környezeti változók és az egyes szakaszokon mért dinamikai viszonyok közötti korreláció vizsgálata megmutatta, hogy a csapadék, a vízállás, a vízszint ingadozás és a hőmérséklet közül igazán a hőmérséklet a meghatározó a Cladocera és a Copepoda csoportok dinamikájára nézve, és ez a tényező is csak az alsó szakaszon jelentős tényező.

8. Summary

I studied the zooplankton of the Ráckeve – Soroksár Danube Arm from 10th September 2006 to 26th October 2008. My aim was to describe the cladocera and copepoda groups, to chart their dynamical conditions, to evaluate the similarity and the difference of the habitat at certain sections and to observe the influence of some ecological factors, which have not been examined so far, on the dynamics of these communities. During my studies I examined 2145 species and identified additional 1453 species in a larval state. I presented 36 cladocera and 13 copepoda species in the Arm. Nearly one third of the whole density of the former group consists of *Chydorus sphaericus* and *Bosmina longirostris* while in the copepoda group over one quarter of the whole density consists of *Thermocyclops crassus* and *Eucyclops serrulatus*. On the basis of the large number of some species we can come to the conclusion that the presence of numerous genera was less than 1 %. I found that the zooplankton fauna of the Ráckeve – Soroksár Danube Arm has changed in comparison with the former descriptions and other species have been dominating. The dominance of cosmopolitan and phytophil species supports the conclusion of several researchers according to which the eutrophication is in an advanced stage. During the examination of the dynamical conditions of several habitats it was shown that at the main sections the dynamical processes are extremely different. In spite of the similar hydromorphological endowment totally different processes take place though the sampling sites are close to each other. This conclusion is supported by Cluster analysis and the examination carried out by non-metric multidimensional scale. The important result of the research is that the quantity and quality conditions with the similarity of each habitat are extremely changeable during the seasons. Their similarity is the most significant mainly in the winter period and only some of the sampling sites show a difference of importance. As I carried out the similarity examinations based on the dynamics of cladocera and copepoda groups I studied the species preference for habitat using correspondence analysis. I also examined the preference for habitat in connection with each seasons and the study showed that the species in the Arm cannot be defined only and exclusively in one section or a certain habitat. Therefore the local micro ecology can create conditions of species that are not typical in the habitat otherwise. The study of the correlation between the examined ecological changes and the observed dynamic conditions of the sections showed that – in regard with rainfall, water-level, fluctuation of water-level and temperature – the temperature has the most significant influence on the dynamics of the cladocera and copepoda groups and only in the low section.

9. Irodalomjegyzék

- ABRANTES, N., és GONCALVES, F. (2003): The dynamics of *Ceriodaphnia pulchella* (Cladocera) in laboratory. *Acta Oecologica*, 24, 245-249. p.
- 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. p.
- ADMIRAAL, W., BREEBAART, L., TUBBING, G. M. J., VANZANTEN, B., DE RUIJTER VAN STEVENICK, E. D. BIJKERK, R. (1994): Seasonal variation in composition and production of planktonic communities in the lower River Rhine. *Freshwater Biol.*, 32, 519–531. p.
- AKOPIAN, M., GARNIER, J., és POURRIOT, R. (2002): Kinetics of zooplankton in an aquatic continuum: from the Marne River and reservoir to the Seine estuary. *Comptes rendus biologiques*, 325 (7), 807-818. p.
- ARASHKEVICH, E., WASSMANN, P., PASTERNAK, A., és WEXELS RISER, C. (2002): Seasonal and spatial changes in biomass, structure, and development progress of the zooplankton community in the Barents Sea. *Journal of Marine Systems*, 38 (1), 125-145. p.
- ARAÚJO, L. R., LOPES, P. M., SANTANGELO, J. M., ESTEVES, F. DE A. AND BOZELLI, R. L. (2014): Long-term dynamics of the zooplankton community during large salinity fluctuations in a coastal lagoon. *Marine and Freshwater Research*
- BASU, B. K. és PICK, F. R. (1996): Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography*, 41, 1572-1577. p.
- BARANYI, C., HEIN, T., HOLAREK, C., KECKEIS, S. és SCHIEMER, F. (2002): Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology*, 47, 473-482. p.
- BARRETO, S., ÁCS, É., KISS, K. T., MAKK, J. (1998): Jég alatti algavizsgálatok a Soroksári-Dunán. *Hidrológiai Közlöny*, 78, 300-302. p.
- BENDA, L., POFF, N. L., MILLER, D., DUNNE, T., REEVES G., PESS, G. & POLLOCK, M. (2004): The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54, 413–427 p.

- BERCZIK, Á. (1966): Über die Wasserfauna im Anland des ungarischen Donauabschnittes (*Danubialia Hungarica*, XXXV). *Opuscula Zoologica Budapest*, 6, 79-91. p.
- BERINKEY, L. és FARKAS, H. (1956): Haltáplálék vizsgálatok a Soroksári-Dunaágban. *Állattani Közlemények*, 45, 45-58. p.
- BERNOT, R. J., DODDS, W. K., QUIST, M. C., és GUY, C. S. (2004): Spatial and temporal variability of zooplankton in a great plains reservoir. *Hydrobiologia*, 525 (1-3), 101-112. p.
- BIRGE, E. A. (1897): Vertical Distribution of the Lower Plants and Animals in the Inland Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 26 (1), 25-40. p.
- BÓDIS, E., BORZA, P., POTYÓ, I., PUKY, M., WEIPERTH, A., Guti G. (2012): Invasive molluscs, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian Danube stretch and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58, 29–45. p.
- BORICS, G., KISS K. T., (2011): Módszertani útmutató a fitoplankton élőlénycsoport vizsgálatához. MTA BLKI 33. p.
- BOROS, E., BÁNFI, S., FORRÓ, L. (2006). Anostracans and microcrustaceans as potential food sources of waterbirds on sodic pans of the Hungarian plain. *Hydrobiologia*, 567 (1), 341-349. p.
- 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. p.
- BOTHÁR, A. (1972): Hydrobiologische Untersuchungen im Nebenarm der Donau bei Göd. *Danubialia Hungarica* LXII., *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* (13) 9-23. p.
- BOTHÁR, A. (1973): Crustacea-Planktonuntersuchungen im Donauarm von Soroksár. *Danubialia Hungarica* LXV., *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologia* (15) 129-144. p.
- 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. p.

- 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. p.
- BOTHÁR, A. (1982): Die Entwicklung des Zooplanktons und – benthos unter dem Einfluss des Abwassers. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, (44) 230-242. p.
- BOTHÁR, A. és KISS, K. T. (1984): Phyto-und Zooplankton Untersuchungen im Donauarm Ráckeve. *Arbeitstagung der IAD*, Szentendre, Ungarn II. 85-88. p.
- BOTHÁR, A. (1985): Die qualitative und quantitative Verbreitung der planktonischen Crustaceen im ungarischen Donauabschnitt von 1965-1985. *Arbeitstagung der IAD*, Bratislava, Wissenschaftliche Kurzreferate 283-287. p.
- BOTHÁR, A. (1988): Results of long-term zooplankton investigations in the River Danube, Hungary. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie*, (23) 1340-1343. p.
- 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. p.
- 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. p.
- BOXSHALL, G. A. és DEFAYE, D. (2008): Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595. 195-207. p.
- BROOKS, J. L., és DODSON, S. I. (1965): Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150 (3692), 28-35. p.
- CASTEL, J. (1993): Long-term distribution of zooplankton in the Gironde estuary and its relation with river flow and suspended matter. *Cahiers de Biologie Marine CBIMA* 34 (2) 145-163. p.
- CHOLNOKY, B. J. (1922): Adatok Budapest Bacillarieainak elterjedése ismeretéhez. *Botanikai Közlemények* 20, 66-79. p.
- CLEMENT, A. (1994): Pestszentimre szennyvíz-elhelyezésének szerepe a Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőség-védelmében. *Hidrológiai Tájékoztató* 34, 9-10. p.

- CSÁNYI, B., GULYÁS, P. és 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, 331-349. p*
- CZERNIAWSKI, R. (2012): Spatial pattern of potamozooplankton community of the slowly flowing fishless stream in relation to abiotic and biotic factors. *Pol. J. Ecol, 60 (2), 323-338. p.*
- CZERNIAWSKI, R. (2013): Zooplankton community changes between forest and meadow sections in small headwater streams, NW Poland. *Biologia, 68 (3), 448-458. p.*
- DADAY, J. (1884): A Magyarországon eddig talált szabadon élővezőlábú rákok magánrajza. *Mathematikai-Természettudományi Közlemények, 19, 115-311. p.*
- DADAY, J. (1885): Neue Tierarten aus der Süßwasserfauna von Budapest. *Természetráji Füzetek, 9, 208-215. p*
- DADAY, J. (1888): A magyarországi Cladocera magánrajza. *Magyar Királyi Természettudományi Társulat, Budapest, 128. p*
- DÉVÉNYI, L. (1989): A Ráckevei (Soroksári) Duna környezetvédelmi helyzete. *Hidrológiai Tájékoztató, 29. 28-30. p.*
- DUDICH, E. (1967): Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau mit einer zusammenfassenden Erläuterung. *Liepolt, R. (ed.) Limnologie der Donau, 3. 4-69. p.*
- DOKULIL, M. T. (2014): Potamoplankton and primary productivity in the River Danube. *Hydrobiologia, 729 (1), 209-227. p.*
- ÉBER, Z. (1955). A Kárpát-medence folyóinak planktonja. *Hidrológiai Közöny, 35 (1-2) 66-72.*
- ERŐS, T., SÁLY, P., TAKÁCS, P., SPECZIÁR, A., BÍRÓ, P. (2012): Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology 57, 1914–1928. p*
- FAUSCH, K.D., TORGERSEN, C.E., BAXTER, C.V. , Li, H.W. (2002). Landscape to riverscape: bridging the gap between research and conservation of stream fish. *BioScience, 52. 483–498. p*
- FISHER, S.G. (1997). Creativity, idea generation, and the functional morphology of streams. *Journal of the North American Benthological Society, 16. 305 – 318. p*

- FORRÓ, L., KOROVCHINSKY, N. M., KOTOV, A. A., és PETRUSEK, A. (2008). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment*, 177-184. p.
- FÜRÉSZ, G, ZELLEI, Á. (1996): Adatok a Ráckevei-Duna-ág süllyőállományának ívásáról, *Halászatfejlesztés*, Vol. 19. 119-134. p.
- GARNIER, J. , BILLEN, G. , COSTE, M. (1995): Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in a drainage network of the Seine River: observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.*, 40, 750–765 p.
- GOSSELAIN, V., DESCY, J.-P., JOAQUIM-JUSTO, C., HAMMER, A., MÉTENS, A., SCHWEITZER, S. (1998): Grazing by large river zooplankton: a key to summer potamoplankton decline? The case of the Meuse and Moselle rivers in 1994 and 1995. *Hydrobiologia*, 369, 199–216. p.
- GULYÁS, P. (1994): Studies on the rotatorian and crustacean plankton in the Hungarian section of the Danube between 1848. 4 and 1659. 0 riv. km. *Limnologie aktuell. Stuttgart LIMNOL. AKTUELL*. 1994.
- GULYÁS, P. (1995): Rotatoria and Crustacea plankton of the River Danube between Bratislava and Budapest. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 10. 7-19. p.
- 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. p.
- GULYÁS, P. (2014): A szigetközi Duna és vízterek vízminősége, Rotatoria és Crustacea planktonja 1981-2006. Budapest. *ÖKO NAT Bt.* 146-156.
- GULYÁS, P. és FORRÓ, L. (1999). Az ágascsapú rákok (Cladocera) kishatározója, 2. bővített kiadás. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet (Vízi Természet- és Környezetvédelem, 9. kötet)
- GULYÁS, P. és FORRÓ, L. (2001): Az evezőlábú rákok (Calanoida és Cyclopoida) alrendjeinek kishatározója, 2. bővített kiadás. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet (Vízi Természet- és Környezetvédelem, 14. kötet)
- GULYÁS, P. (2002): A Rotatoria és Crustacea planktonminőségi és mennyiségi vizsgálata a Dunán. *Vízügyi Közlemények*, 84. 601-620. p.
- GULYÁS, P. és TYAHUN, SZ. (1974): Adatok a Ráckevei Duna-ág kistrák faunájához. *Hidrológiai Közlöny*, 54. 240-245. p.

- GRANT, E. H. C., LOWE, W. H. és FAGAN, W. F. (2007): Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*, 10. 165–175. p.
- HAJDÚ, O. (2003): Többváltozós statisztikai számítások. *Központi Statisztikai Hivatal*, Budapest
- HAMMER, O. D., HARPER, A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4, 1-9. p.
- HANSSON, L. A., HYLANDER, S., és SOMMARUGA, R. (2007): Escape from UV threats in zooplankton: a cocktail of behavior and protective pigmentation. *Ecology*, 88, 1932-1939. p.
- HALÁSZ, M. (1936): Daten zur Kenntnis der Algenvegetation des Soroksärer Donauarmes. *Bot. Közlem*, 33 (1), 139-181. p.
- HALÁSZ, M. (1937): Die Bacillariaceen des Soroksärer Donauarmes I. *Bot. Közlem*, 34, 202-222. p.
- HOEINGHAUS, D. J., WINEMILLER, K. O. és BIMBAUM, J. S. (2007): Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34. 324–338. p.
- HOLLÓSY, M. (1995). A Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőségének vizsgálata. *Hidrológiai Közöny*, 75 (2) 94-98. p.
- HORVÁTH, L. (2000). Halbiológia és haltenyésztés. *Mezőgazda Kiadó*, Budapest.
- HORVÁTH, Z., VADADI-FÜLÖP, C., TÓTH, A., ZSUGA, K., BOROS, E., VÖRÖS, L., és PTACNIK, R. (2014): Opposing patterns of zooplankton diversity and functioning along a natural stress gradient: when the going gets tough, the tough get going. *Oikos*, 123 (4): 461-471. p.
- HUTCHINSON, G. E. (1967): A Treatise on Limnology. Vol. 2: Introduction to lake biology and the limnoplankton. J. New York, *John Wiley és Sons*.
- HYLANDER, S., BOEING, W. J., GRANÉLI, W., KARLSSON, J., EINEM, J., GUTSEIT, K., és HANSSON, L. A. (2009): Complementary UV protective compounds in zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 54 (6), 1883. p.
- HYNES, H. B. N. (1975): Elgardo Baldi Memorial Lecture, The stream and its valley. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19, 1–15. p.

- IETSWAART, T. H., BREEBAART, L., VAN ZANTEN, B. és BIJKERK, R. (1999): Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 410, 1-10. p.
- ILLYOVÁ, M. és NÉMETHOVÁ, D. (2005): Long-term changes in cladoceran assemblages in the Danube floodplain area (Slovak-Hungarian stretch). *Limnologica* 35, 274-282. p.
- INNES, D. J., és HERBERT, P. D. (1988): The origin and genetic basis of obligate parthenogenesis in *Daphnia pulex*. *Evolution*, 1024-1035. p.
- JENKINS, D. G., és UNDERWOOD, M. O. (1998): Zooplankton may not disperse readily in wind, rain, or waterfowl. In *Rotifera VIII: A Comparative Approach*, 15-21. p.
- JUNGMAYER, M. (1914): Budapest és környékének szabadon élő evezőlábú rákjai. *Mathematikai - Természettudományi Közlemények*, 33, 1-156. p.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B., SPARKS, R. E. (1989). The flood pulse concept in river systems in Dodge, DP., ed. In *Proceedings of the International Large River Symposium, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Soc.*, 110-127. p.
- JUST, I., SCHÖLL, F. és TITTIZER, T. (1998): Versuch einer Harmonisierung nationaler Methoden zur Bewertung der Gewässergüte im Donauarm am Beispiel der Abwasser der Stadt Budapest. *Umweltbundesamt*, Berlin, 65. p.
- KDV-KÖVIZIG 2014: A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság honlapja. (http://www.kdvvizig.hu/rsd_frame.htm) Keresőprogram:Google. Kulcsszavak: rsd. Lekérdezés időpontja: 2015. 03. 01.
- KERTÉSZ, G. (1963): Vizsgálatok a Duna magyarországi szakaszának Rotatoria planktonján. *Állattani Közlemények*, 50, 81-88. p.
- KERTÉSZ, G. (1967): Längsprofiluntersuchungen des Rotatorienplanktons im ungarischen Abschnitt der Donau. *Opuscula Zoologica*, Budapest (7), 189-200. p
- KIEFER, F., és FRYER, G. (1978): Das Zooplankton der Binnengewässer. 2. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- KIM, H. W. és 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. p.
- 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. p.

- KISS, K. T. (1984): Occurrence of *Thalassiosira pseudonana* Hasle et Heimdal (Bacillariophyceae) in some rivers of Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 30, 277-287. p.
- KISS, K. T. és 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. p.
- KISS, K. T., PÁPISTA, 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. p.
- KRZANOWSKI, W. (1971): Zooplankton of the dam reservoir on the Sola at Tresna in the first year after its construction. *ACTA HYDROBIOLOGICA*, 13 (3), 323-333. p.
- KRUSKAL, J. B. (1964): Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29 (1), 1-27. p.
- KOTTÁSZ, J. (1913): Budapest környékének Cladocerái. *Állattani Közlemények*, 12 (2), 73-104. p.
- KOVÁCS, J. G. (1973): Fővárosunk tava a Ráckevei (soroksári) Duna. *Vízgazdálkodás*, 13, 215-220. p.
- KÖRMENDI, S., PINTÉR, F., PINTÉR, G., HENDRICH, R. (2001): Halastavak zooplanktondinamikájának vizsgálata (1985-1998). XXV. *Halászati Tudományos Tanácskozás*, 2001, Szarvas, Absztrakt.
- KÖRMENDI, S., LANSZKI, J. (2002): A Duna-Dráva Nemzeti Park különböző vizes élőhelyeinek zooplankton vizsgálata II. A Crustacea (Cladocera, Copepoda) fauna kvalitatív vizsgálata. *Somogyi Múzeumok Közleményei*, 15, 113-122. p
- KÖRMENDI, S., (2007): Zooplankton vizsgálatok gemenci vizes élőhelyeken. *Natura Somogyiensis*, 10, 121-126. p.
- KURMAYER, R., KECKEIS, H., SCHRUTKA, S., ZWEINMÜLLER, I. (1996): Macro- and microhabitats used by 0+ fish in a side-arm of the River Danube. *Large Rivers*, 425-432. p.
- LAFORSCH, C., TOLLRIAN, R. (2004): Extreme helmet formation in *Daphnia cucullata* induced by small-scale turbulence. *Journal of Plankton Research*, 26, 81-87. p.

- 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. p.
- LESENYI, J. (1954): A soroksári Dunaág vízminőségének vizsgálata. *Vízügyi Közlemények* 36, 219-229. p.
- LILLELUND, K. (1967): Experimentelle Untersuchungen über den Einfluß carnivorer Cyclopiden auf die Sterblichkeit der Fischbrut. *Z. Fisch*, 15, 29-43. p.
- MANCA M., COMOLI P. (1995): Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora kindtii* (Focke) in Lago Maggiore as related to variations in prey size selection. *Limnology and Oceanography* 40, 834-838. p.
- MAY, L., BASS, J. A. B. (1998): A study of rotifers in the River Thames, England, April–October, 1996. *Hydrobiologia*, 387/388, 251–257. p.
- MELO A. S. és FROEHLICH C. G. (2001): Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 1–16. p.
- MÉSZÁROS, G. (2005): A Ráckevei-Soroksári Duna-ág (RSD) Cladocera faunájának előzetes felmérése. *Tud. Diákköri Dolg. SZIE, Gödöllő*
- MÉSZÁROS, G., VADADI-FÜLÖP, C., UDVARI, Z. és HUFNAGEL, L. (2007): Analysis of spatial and temporal changes of the zooplankton fauna in the Ráckevei-Soroksár Danube arm. *Tájökológiai Lapok*, 5, 333-345. p.
- MULHOLLAND, P. J. és WEBSTER, J. R. (2010): Nutrient dynamics in streams and the role of J-NABS. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 100–117. p.
- MOLNÁR, L. (2008): A Korrespondencia-elemzés (CA) elmélete és gyakorlata, In: microCAD 2008 *International Scientific Conference, 20-21 March 2008*. 137-143. p.
- NAIDENOW, W. (1979): Ein Beitrag zur Kenntnis des Zooplanktons der ungarischen Donau. *Bulgarian Academy of Sciences, Hydrobiology*, 9, 38-43. p.
- NAIDENOW, W. és 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. p.
- 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. p

- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., PASTOR, J. és JOHNSTON, C. A. (1988): The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 289 – 306. p.
- NÉMETH, J. (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. *Vízi Természet- és Környezetvédelem*, 7. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet, 304. p.
- OBERTEGGER, U., FLAIM, G., BRAIONI, M. G., SOMMARUGA, R., CORRADINI, F. és BORSATO, A. (2007): Water residence time as a driving force of zooplankton structure and succession. *Aquatic Science*, 69, 575-583. p.
- OERTEL, N. (2004): A folyó kutatás aktuális helyzete. *Hidrológiai Közöny*, 84 (5-6), 108-111. p.
- ONWUDINJO, C. C. és EGBORGE, A. B. M. (1994): Rotifers of Benin River, Nigeria. *Hydrobiologia* 272, 87-94. p.
- OVF (2014): Az Országos Vízügyi Főigazgatóság honlapja. (<http://www.ovf.hu/hu/fa405e58-4fed-4c22-afab-e096a9abd247/rackevei-soroksari-duna-ag-rsd-es-mellekagai-kotrasi-mutargyep>) Keresőprogram: Google. Kulcsszó: rsd kotrás. Lekérdezés időpontja: 2015. 03. 01.
- OVF (2014b): Az Országos Vízügyi Főigazgatóság honlapja. (<http://www.ovf.hu/hu/hazai-futo-projektek/rackevei-soroksari-duna-ag-rsd-es-mellekagai-kotrasi-mutargyep>) Keresőprogram: Google. Kulcsszó: KEOP-2.2.1/2F/09-2009-0002. Lekérdezés időpontja: 2015. 03. 01.
- ÖRLEY, L. (1886): Budapest és környékének alsóbbbrangú (Entomostraca) rákfaunája. *Természetrajzi Füzetek*, 10 (1), 7-14. p.
- PACE, M. L., FINDLAY, S. E. G. és 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. p.
- PAGGI, S. J. és 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, 229-249. p.
- PALIK, P. (1961): Beitrage zur Algenvegetation an den Betonbauten in der Donau. *Danubialia Hungarica X. Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös nominatae* 139-150. p.
- PARSONS, J. D., és CAMPBELL, R. S. (1961): Metabolism of an eutrophic reservoir. *Verh. int. Ver. Limnol*, 14, 613-618. p.

- PERESIN, D., TORGAN, L. C., SCHULZ, U. H., és CROSSETTI, L. O. (2014): Structure of potamoplankton along a gradient of preservation of riparian vegetation in subtropical streams. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86 (2), 841-853. p.
- PODANI, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmébe. *Scientia*, Budapest, 412. p.
- PONYI, J. (1997): Alkalmasak-e a kistrákok (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) a sekély vizek biomonitorozására? *Hidrológiai Közlöny*, 77, 84-86. p.
- POOLE, G. C. (2002): Fluvial landscape ecology: Addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47, 641–660 p.
- POOLE, G. C. (2010): Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 29, 12–25. p.
- POURRIOT, R., ROUGIER, C. és MIQUELIS, A. (1997): Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. *Hydrobiologia*, 345, 143-148. p.
- RAUTIO, M., és TARTAROTTI, B. (2010): UV radiation and freshwater zooplankton: damage, protection and recovery. *Freshwater reviews: a journal of the Freshwater Biological Association*, 3 (2), 105. p.
- RECKENDORFER, W., KECKEIS, H., WINKLER, G. és SCHIEMER, F. (1999): Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater Biology*, 41, 583-591. p.
- RICE, S.P., GREENWOOD M.T. és JOYCE C.B. (2001): Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 824–840. p.
- RHODE, W. (1964): Effect of impoundment on water chemistry and plankton in Lake Ransaren (swedish Lapland) *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 15. 437- 443. p.
- 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. p.
- SAAD, A. A. ; EMAM, W. M.; EL-SHABRAWY, G. M., GOWEDAR, F. M. (2013): Sewage pollution and zooplankton assemblages along the Rosetta Nile branch at El Rahawy area, Egypt. *International Journal of Environmental Science and Engineering (ijese)* Vol. 4. 29-45 p.

- SABRI, A. W., ALI, Z. H., SHAWKAT, S. F., THEJAR, L. A., KASSIM, T. I. és RASHEED, K. A. (1993): Zooplankton population in the river Tigris - effects of Samarra impoundment. *Regulated Rivers: Research and Management*, 8, 237-250. p.
- SAUNDERS, J. F. és LEWIS, W. M. (1988): Zooplankton abundance and transport in a tropical white-water river. *Hydrobiologia*, 162, 147-155. p.
- SCHIEFNER, K. és URBÁNYI, A. (1970): A Soroksári Duna - ág komplex higiénés vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny*, 50, 318-324. p.
- SCHIEMER, F., KECKEIS, H., RECKENDORFER, W. és WINKLER, G. (2001): The „inshore retention concept” and its significance for large rivers. *Large Rivers*, 12, 509-516. p.
- SHAYESTEHFAR, A., NOORI, M., SHIRAZI, F. (2010): Environmental factor effects on the seasonally changes of zooplankton density in Parishan Lake (Khajoo Spring site), Iran. *Asian J. Exp. Biol. Sci. Vol 1(4)*. 840- 844. p.
- SHEPARD, R. N. (1962): The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. I. *Psychometrika*, 27 (2), 125-140. p.
- SLUSS, T. D., COBBS, G. A., THORP, J. H. (2008): Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 53, 1999-2010. p.
- STATZNER, B. és RESH, V. H. (1993): Multiple-site and multiple-year analyses of stream insect emergence: a test of ecological theory. *Oecologia*, 96, 65–79. p.
- STRASKRABA, M., HRBÁČEK, J. (1966): Net – plankton cycle in Slapy Reservoir during 1958 – 1960. *Hydrobiol. Stud. Prage*, 1, 113-153. p.
- STRAHLER, A. N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38, 913 – 920. p.
- SZABÓ, K., ÁCS, É., PÁPISTA, 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. p.
- SZIVÁK, I (2013): Az élőhelyi heterogenitás által indukált változások hegyvidéki kisvízfolyások vizirovar fajgyűjtéseinek taxonómiai és funkcionális szerkezetében. *Doktori (PhD) értekezés*, PTE TTK.
- THORP, J. H., BLACK, A. R., HAAG, K. H. és 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. p.

- THORP, J. H. és 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. p.
- THORP, J. H. és MANTOVANI, S. (2005): Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. *Freshwater Biology*, 50, 1474-1491. p.
- THORP, J. H., THOMS, M. C., DELONG, M. D. (2006): The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.* 22, 123–147. p.
- TÓTH, A., TÓTH, B. és KISS, K. T. (2010): A Duna fő- és mellékága zooplankton együtteseinek összehasonlítása a gödi szakaszon. *Hidrológiai Közlöny*, 90 (6) 145-147. p.
- TÓTH, B., TÓTH, A. és KISS, K. T. (2010): A lebegő partikulált szervesanyag, valamint a fito- és Zooplankton mennyiségének változása a Dunában Gödnél, 2008-ban. *Hidrológiai Közlöny*, 90 (6), 148-150. p.
- TÓTH, A. és ZSUGA, K. (2009): Előzetes vizsgálatok a gödi Duna szakaszának (1669 fkm) bentikus, bentonikus kerekeshéjű és kisorokfaunáján. *Hidrológiai Közlöny*, 89 (6), 182-184. p.
- TÓTH, A., HORVÁTH, Z., VAD, C. F., ZSUGA, K., NAGY, S. A., BOROS, E. (2014): Zooplankton of the European soda pans: Fauna and conservation of a unique habitat type. *International Review of Hydrobiology*, 99 (3), 255-276. p
- TÓTH, Zs. (2014): A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág helyzetének Környezet- És Természetvédelmi szempontú bemutatása hidrológiai adatok alapján. *Tájökológiai Lapok*, 12 (1) 75-93. p.
- TYAHUN, S. (1977): Populatiodynamische Untersuchungen der Mesofauna in den Laichkrautbeständen des Donauarms von Soroksár. *Opuscula Zoologica Budapest*, 13, 83-106. p.
- UHLMANN, D. (1998): Reservoir as ecosystems. *Internat Rev. Hydrobiol.*, 83, 13 – 20. p.
- UGRAI, Z. , GYÖRE K. (2007): A Ráckevei – Duna – ág halközösségének felmérése. *Pisces Hungarici*, 2. 95-100. p
- VADADI - FÜLÖP, C. és MÉSZÁROS, G. (2007): A Ráckevei-Soroksári Dunával kapcsolatos zooplankton és makrogerinctelen kutatások áttekintése. *Hidrológiai Közlöny*, 87 (3), 60 - 63. p.

- VADADI-FÜLÖP, C., MÉSZÁROS, G., JABLONSKY, G. és HUFNAGEL, L. (2007): Ecology of the Ráckeve-Soroksár Danube - a review. *Applied Ecology and Environmental Research*, 5 (1), 133-163. p.
- VADADI-FÜLÖP, C., MÉSZÁROS, G., JABLONSKY, G. és 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. p.
- VADADI-FÜLÖP, C. (2010): Planktonikus rák együttesek tér-időbeli dinamikája a budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában. *Doktori (PhD) értekezés*. ELTE TTK.
- VADADI-FÜLÖP, C., SIPKAY, C., MÉSZÁROS, G., és HUFNAGEL, L. (2012): Climate change and freshwater zooplankton: what does it boil down to?. *Aquatic Ecology*, 46 (4), 501-519. p
- VANOTTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. és CUSHING, C. E. (1980): The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137. p.
- VIROUX, L. (2002): Seasonal and longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. *Journal of Plankton Research*, 24, 281 - 292. p.
- VRANOVSKY, M. (1995): The effect of current velocity upon the biomass of zooplankton in the river Danube side arms. *Biologia (Bratislava)* 50, 461-464. p
- 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. p.
- 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, 2583-2593. p.
- WARD, J. V. és STANFORD, J. A. (1983): Serial Discontinuity Concept of lotic ecosystems. Dynamics of Lotic Systems, *Ann Arbor Science*, Ann Arbor MI, 29-42. p.

- WARD, J. V. és STANFORD, J. A. (1995): The Serial Discontinuity Concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10, 159-168. p.
- WEBSTER, J. R. és PATTEN B. C. (1979): Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*, 49, 51–72. p.
- WIENS, J. A. (2002): Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47, 501–515. p.
- WILLIAMSON, C. E. (1983): Invertebrate predation on planktonic rotifers. – *Hydrobiologia*, 104, 385–396. p.
- ZORINA-SAKHAROVA, K., LIASHENKO, A., MARCHENKO, I. (2014): Effects of Salinity on the Zooplankton Communities in the Fore-Delta of Kyliya Branch of the Danube River. *Acta zool. bulg., Suppl. 7*, 2014: 129-133 p.
- ZSUGA, K., TÓTH, A., PEKLI, J. és UDVARI, Z. (2004): A Tisza vízgyűjtő zooplanktonjának alakulása az 1950-es évektől napjainkig. *Hidrológiai Közlöny*, 84, 175-178. p.
- ZSUGA, K. (2006): A Pamut-tó hidrobiológiai vizsgálata II. (november) A zooplankton állomány összetételének vizsgálata a veresegyházi Pamut-tó területén. *Kézirat VITUKI Kht.*
- ZSUGA, K., (2008): Zooplankton In: Liska I, Wagner F, Slobodnik J (eds) Joint Danube Survey 2 - final scientific report. *ICPDR - International Commission for the Protection of the Danube River*, Vienna, pp 82-85.
- ZSUGA, K. (2014): Zooplankton In: Liska I, Wagner F, Slobodnik J (eds) Joint Danube Survey 3 - final scientific report. *ICPDR - International Commission for the Protection of the Danube River*, Vienna, Megjelenés alatt.

Jogszabályok és egyéb államirányítási eszközök

A Ráckevei (Soroksári) – Duna vízminőségének javításáról szóló 2022/2000. (II. 4.) Korm. határozat.

Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK (2000. október 23.) irányelve a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról.

A Környezet és Energia Operatív Program forrásaiból megvalósítandó nagyprojekt Európai Bizottsághoz benyújtott támogatási kérelmének visszavonásáról szóló 1281/2012. (VIII. 6.) Kormány határozat.

10. Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek **Dr. Zsuga Katalin** docens asszonynak és barátomnak, **Dr. Vadadi-Fülöp Csabának**. Témavezetőm mutatta be a mikroszkópikus rákok lenyűgöző világát és ő tette lehetővé, hogy ezzel a témával foglalkozhassam. Iránymutatásával, jótanácsaival, és biztatásával adott nélkülözhetetlen segítséget, míg jóbarátom a közös munka során számtalan ötletével, kézírataim átnézésével és közös publikációink során nyújtott kiemelkedő mértékű támogatást. Nélkülük ez a dolgozat soha nem készülhetet volna el.

Ezúton mondok köszönetet **Dr. Hufnagel Leventének** a publikációk terén nyújtott szakmai segítségért.

Köszönöm a Szent István Egyetem Biológia Tudományi Doktori Iskolájának, **Dr. Bakonyi Gábor** korábbi, valamint **Dr. Nagy Zoltán** jelenlegi iskolavezetőnek, továbbá **Dr. Nagy Jánosnak**, a Doktori Iskola titkárának a segítségét.

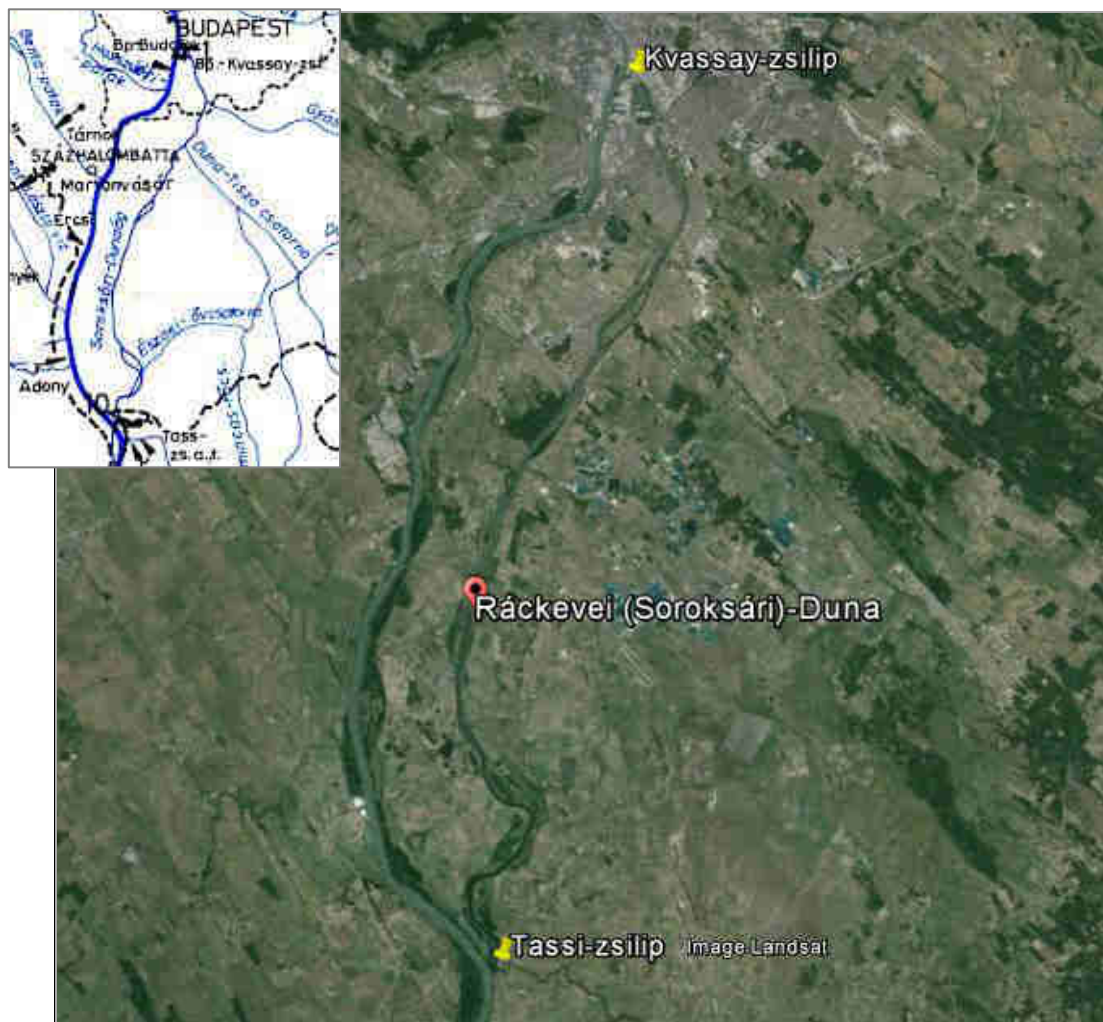
Hálás vagyok **Dr. Tóth Adriennek** és **Dr. Csányi Bélának** a dolgozat elkészítése alatt adott észrevételekért és javaslatokért, amelyek nagyban segítették munkámat.

Köszönet illeti **Papanek Lászlót** és **Juhász-Varga Katalint**, a Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság munkatársait a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágal kapcsolatos adatok és irodalmak beszerzésében nyújtott önzetlen segítségért.

Továbbá szeretném kifejezni hálámat mindazoknak, akik valamilyen módon segítségemre voltak az elmúlt években: **Dr. Keresztessy Katalin**, **Dr. Bardóczyné Székely Emőke**, **Kamenszki Anita**, **Törökné Hajdú Mónika**, **Dr. Pekli József**, **Jablonszky György**, **Török Gergely**, **Udvari Zsolt**, **Bodnár Ákos** továbbá a volt **MgSzH-s** és **NÉBIH-es** kollégáimnak.

Mindenekelőtt azonban édesanyámnak, **Török Máriának** és feleségemnek **Dr. Mészáros-Kapuy Orsolyának** tartozom köszönettel.

11. Mellékletek



1. melléklet: Műholdfelvétel (*Google earth*) és térképészlet a Ráckevei Soroksári – Dunaágról

Ág megnevezése	Megjegyzés	főág „fkm” -szerint	
		fkm-től	fkm-ig
Főág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	19+373	32+609
		33+010	39+928
		48+024	51+239
Rózsa-szigeti ág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	0+850	2+383
Dömsödi – Holt - Duna	I. Árapasztó torkola alatt, Teljes kotrás	8+766	11+025
Szigetbecsei holtág	Középső, nem védett szakasz Teljes kotrás	15+066	16+150
Kerekzátóny – szigeti ág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	16+384	17+910
Senki-szigeti ág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	18+107	18+528
Balabán-árok	Teljes vastagságú, részleges kotrás	19+925	21+168
Angyali-szigeti ág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	21+263	24+350
	Cifrus- és Sós-kás szigettel együtt	24+350	25+161
Raffás-szigeti ág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	25+805	26+742
Cseke-szigeti ág	Teljes vastagságú, részleges kotrás	27+636	28+323
Domariba-szigeti ág	Teljes kotrás	32+264	32+680
		32+930	35+600
Duna-szigeti mellékág	Híd alatt és felett Teljes vastagságú, részleges kotrás	36+955	37+829
		37+900	39+108
Taksonyi hókony	Teljes vastagságú, részleges kotrás	41+100	42+100
Dunaharaszti-holtág	Sport-szigeti ág, Teljes kotrás	45+100	
Czuczor-szigeti belső két mellékág	Teljes kotrás	44+700	46+180
Molnár-szigeti ág	Teljes kotrás	48+933	51+142

2. melléklet: A mellékágon tervezett iszapkotrási helyszínek

(Forrás: <http://www.ovf.hu/hu/fa405e58-4fed-4c22-afab-e096a9abd247/rackevei-soroksari-duna-ag-rsd-es-mellekagai-kotrasi-mutargyep>)



3. melléklet: A mintavételi helyszínek teljes áttekintő térképe

Cladocera:

Acroperus harpae	Alona affinis	Alona costata	Alona guttata	Alona intermedia	Alona quadrangularis	Alona rectangula	Bosmina coregoni	Bosmina longirostris
Acr.har.	Alo.aff.	Alo.cos.	Alo.gut.	Alo.int.	Alo.qua.	Alo.rec.	Bos.cor.	Bos.lon.

Ceriodaphnia pulchella	Ceriodaphnia quadrangula	Ceriodaphnia reticulata	Chydorus gibbus	Chydorus latus	Chydorus sphaericus	Daphnia cucullata	Daphnia longispina
Cer.pul.	Cer.qua.	Cer.ret.	Chy.gib	Chy.lat.	Chy.sph.	Dap.cuc.	Dap.lon.

Daphnia pulex	Diaphanosoma mongolianum	Disparalona rostrata	Eurycercus lamellatus	Graptoleberis testudinaria	Leydigia leydigi	Macrothrix laticornis	Moina macrocopa
Dap.pul.	Dia.mon.	Dis.ros.	Eur.lam.	Gra.tes.	Ley.ley.	Mac.lat.	Moi.mac.

Moina Micrura	Oxyurella tenuicaudis	Pleuroxus aduncus	Pleuroxus denticulatus	Pleuroxus uncinatus	Pleuroxus truncatus	Pseudochydorus globosus	Scapholeberis mucronata
Moi.mic.	Oxy.ten.	Ple.adu.	Ple.den.	Ple.unc.	Ple.tru.	Pse.glo.	Sca.muc.

Sida crystallina	Simocephalus serrulatus	Simocephalus vetulus
Sid.cry.	Sim.ser.	Sim.vet.

Copepoda:

Acanthocyclops robustus	Acanthocyclops vernalis	Cyclops strenuus	Cyclops vicinus	Diacyclops bicuspidatus	Eucyclops macruroides	Eucyclops serrulatus	Eucyclops speratus
Aca.rob.	Aca.ver.	Cyc.str.	Cyc.vic.	Dia.bic.	Euc.mac.	Euc.ser.	Euc.spe.

Macrocylops albidus	Mesocyclops leuckarti	Paracyclops affinis	Paracyclops fimbriatus	Thermocyclops crassus
Mac.alb.	Mes.leu.	Par.aff.	Par.fim.	The.cra.

4. **melléklet:** A korrespondencia vizsgálat során alkalmazott rövidítések jegyzéke

5. melléklet: Mintavételi helyek



1. sz. mintavételi hely: Kvassay-zsilip (Forrás: Google, Panoramio)



2. sz. mintavételi hely: Gubacsi-híd (Forrás: Google, Panoramio)



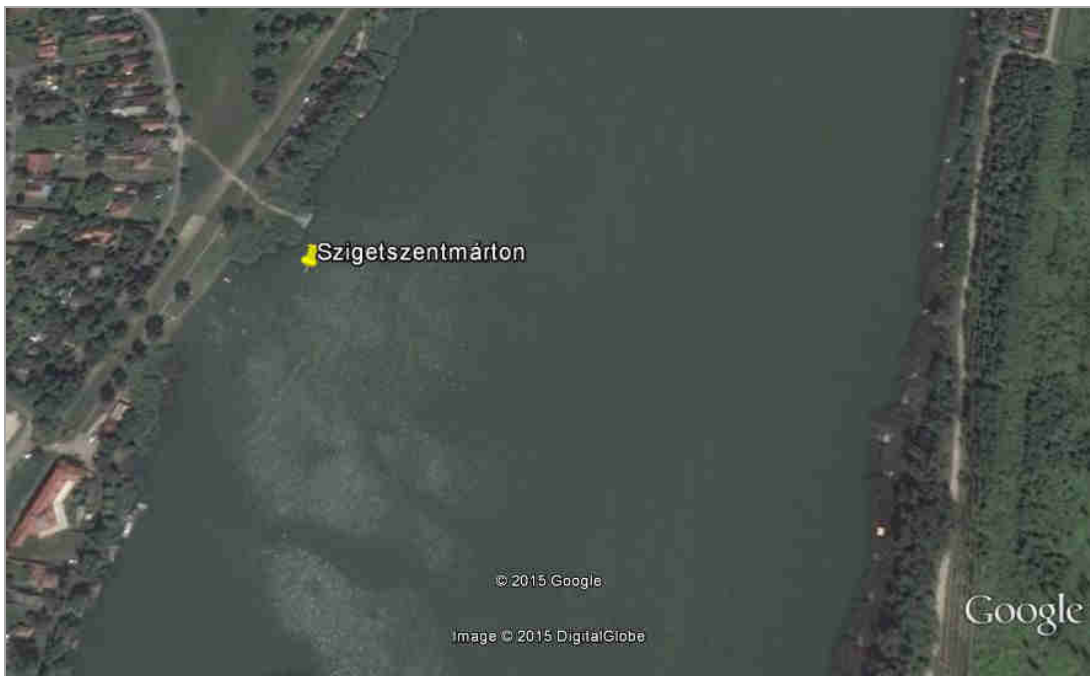
3. sz. mintavételi hely: Soroksár (*Forrás: Google, Panoramio*)



4.sz. mintavételi hely: Taksonyi-híd (*Forrás: Google earth*)



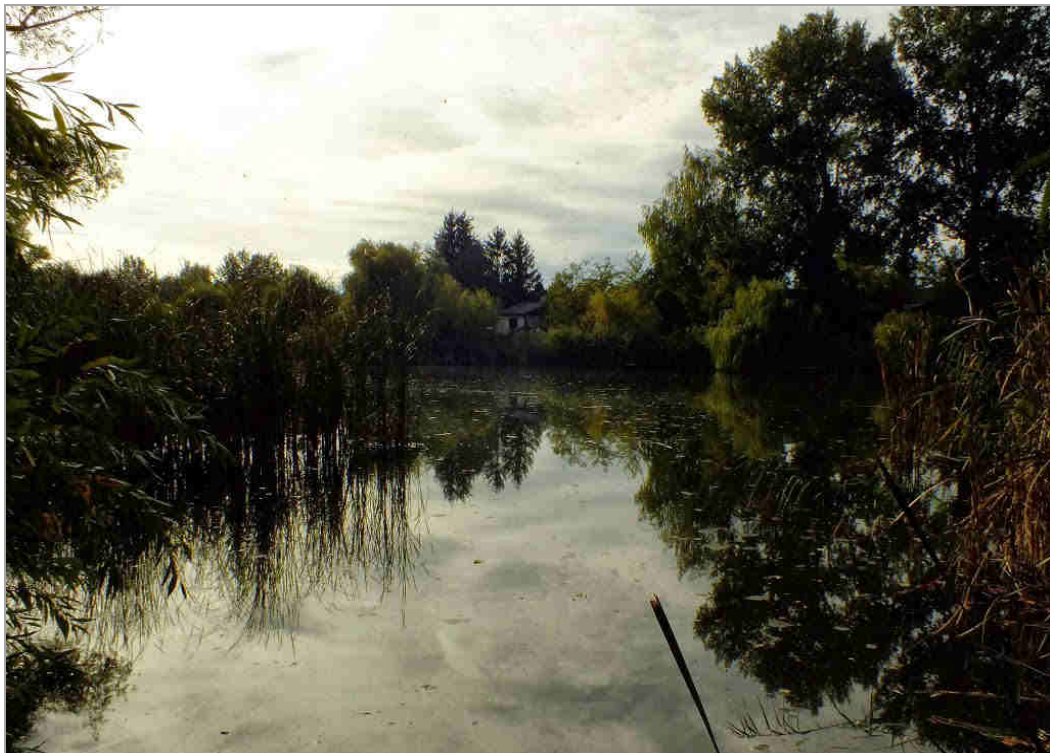
5.sz. mintavételi hely: Szigetcsépi-holtág (Forrás: Google, Panoramio)



6.sz. mintavételi hely: Szigetszentmárton (Forrás: Google earth)



7. sz. mintavételi hely: Ráckeve, Árpád-híd (*Forrás: Google, Panoramio*)



8.sz. mintavételi hely: Dömsödi-holtág (*Forrás: Google, Panoramio*)



9. mintavételi hely: Dömsöd (*Forrás: Google, Panoramio*)



10.sz. mintavételi hely: Tass (*Forrás: Google, Panoramio*)