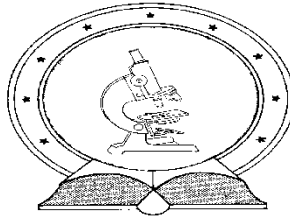


DE TTK



1949

Kerekesféreg (*Rotifera*) együttesek faunisztikai és ökológiai vizsgálata a Kárpát-medence időszakos szikesein

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Tóth Adrienn

Témavezetők:

Dr. Nagy Sándor Alex

Dr. Zsuga Katalin

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2014

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2014. január 15.

a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy Tóth Adrienn doktorjelölt 2004–2008 között a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2014. január 15.

a témavezető aláírása

Tanúsítom, hogy Tóth Adrienn doktorjelölt 2004–2008 között a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2014. január 15.

a témavezető aláírása

Kerekesféreg (*Rotifera*) együttesek faunisztikai és ökológiai vizsgálata a Kárpát-medence időszakos szikesein

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: Tóth Adrienn okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája
(Hidrobiológia programja) keretében

Témavezetők:

Dr. Nagy Sándor Alex

Dr. Zsuga Katalin

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Kátai János.....

tagok: Dr. Rácz István.....

Dr. Müller Zoltán.....

A doktori szigorlat időpontja: 2009. április 20.

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2014.

1. Bevezetés	1
1.1. Kerekesféreg (Rotifera)	1
1.2. Szikes vizek a Kárpát-medencében	3
2. Célkitűzések	6
2.1. A kerekesféreg-együttes főbb jellemzőinek meghatározása és az élőhelyre jellemző taxonok bemutatása	7
2.2. A kerekesféreg-együttes szezonális változásának vizsgálata	7
2.3. A sótartalom hatásának vizsgálata a kerekesféreg-együttesre a teljes vezetőképességi grádiens mentén	8
2.4. Funkcionális csoportok tanulmányozása	8
3. Irodalmi áttekintés	9
3.1. Sós vizek kerekesféreg-együtteseinek	9
3.2. A Kárpát-medence időszakos szikeseinek kerekesféregjei	12
3.3. Guild (funkcionális táplálkozási csoportok) típusok kerekesféreg-együttes esetén	15
4. Anyag és módszer	19
4.1. Mintavételi terület jellemzése	19
4.2. Mintavétel módja	23
4.3. Mintafeldolgozás	25
4.4. Adatok elemzése, értékelése	25
4.4.1. A kerekesféreg-együttes főbb jellemzőinek meghatározása	25
4.4.2. A kerekesféreg-együttes szezonális változásának vizsgálata	26
4.4.3. A sótartalom hatásának vizsgálata a kerekesféreg-együttesre a teljes vezetőképességi grádiens mentén	28
4.4.4. A funkcionális csoportokat befolyásoló hatások vizsgálata	30
5. Eredmények	32
5.1. A kerekesféreg-együttes főbb jellemzőinek meghatározása	32
5.2. A kerekesféreg-együttes szezonális változásának vizsgálata	41

5.2.1. A gamma diverzitás additív komponenseinek összevetése	41
5.2.2. Az abiotikus és biotikus tényezők szerepe a kerekeshéreg-együttes évszakos alakulásában.....	42
5.2.2.1. A fajszámot befolyásoló tényezők vizsgálata	42
5.2.2.2. A denzitást befolyásoló tényezők vizsgálata	43
5.2.3. A kerekeshéreg-együttes változása egy tavon belül lezajló vezetőképeség-növekedés függvényében.....	46
5.3. A sótartalom hatásának vizsgálata a kerekeshéreg-együttesre a teljes vezetőképeségi grádiens mentén	46
5.4. A funkcionális csoportokat befolyásoló hatások vizsgálata	57
6. Értékelés	58
6.1. A kerekeshéreg-együttesek főbb jellemzői.....	58
6.2. Szezonális hatása a kerekeshéreg-együttesre	65
6.3. Sótartalom hatása a kerekeshéreg-együttesre	67
6.4. Funkcionális csoportokat befolyásoló hatások	71
7. Az új tudományos eredmények.....	72
8. Összefoglalás.....	74
9. Summary.....	75
10. Köszönetnyilvánítás.....	77
11. Irodalom jegyzék	78
12. A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke.....	91
12.1. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott impaktos publikációk jegyzéke.....	91
12.2. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott referált publikációk jegyzéke	91
12.3. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott nem referált publikációk jegyzéke	91
12.4. Egyéb megjelent vagy közlésre elfogadott publikációk jegyzéke	91
12.5. Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke	93

12.6. Egyéb előadások jegyzéke	94
12.7. Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke	96
12.8. Egyéb poszterelőadások jegyzéke	96
12.9. Az értekezés témakörében készített szakmaspecifikus alkotások jegyzéke.....	99
Függelék.....	

1. Bevezetés

1.1. Kerekessférgesek (Rotifera)

A kerekessférgesek törzse nevét a szájníjlás körül található, forgó mozgást idéző, az állatok mozgását és táplálkozását örvénykeltéssel segítő szervről kapta. A kerekessférgesek törzsébe tartozó több mint 2000 faj két osztályba sorolható, ezek a *Pararotatoria* (rend: *Seisonacea*) és az *Eurotatoria* (alosztályok: *Bdelloidea*, *Monogononta*) (Wallace *et al.* 2006). Fajsám tekintetében a *Seisonidea*-k közé három epizoikus, kizárólag tengerekben előforduló fajt sorolunk, míg a másik két taxon tagjai között szinte minden élőhelyet benépesítőeket találhatunk.

A *Bdelloidea*-k csoportjába 461 faj, a *Monogononta*-k közé 1571 (Segers és De Smet 2008) fajt sorolunk. A korábban morfológiai alapon történő rokonsági viszonyok felülvizsgálatra szorulnak (Fontaneto és Jondelius 2011, Wilts *et al.* 2012). A molekuláris biológia fejlődésével a fajsámok változnak, számos új faj, alfaj került leírásra genetikai különbségek alapján. A kiskóknál megfigyelt kriptikus fajképződést a kerekessférgeseknél is leírták (Gómez és Snell 1996, Gómez 2005, Suatoni *et al.* 2006), ez tovább nehezíti a fajok elkülönítését. Így várható, hogy genetikai módszerekkel új fajok leírása történik.

A három taxon szaporodásában is különbözik. A *Seisonidea*-k esetében kizárólag ivaros szaporodás jellemző, míg a *Monogononta*-k ciklikus parthenogenezissel szaporodnak, melyben az ivaros fázist valamilyen kedvezőtlen környezeti változás váltja ki, melynek eredménye kitartó peték képződése. Ezek sokkal ellenállóbbak, mint a szűznemzéssel keletkező peték, így sikerebben biztosíthatják a megfelelő környezet kialakulása után az új generáció kikelését. A *Bdelloidea*-k szaporodása parthenogenetikusan (ivartalanul) történik, ugyanakkor a kedvezőtlen környezeti változásokat mégis túlélnek azok a fajok, melyek nyugalmi periódusban dehidratálódnak és ebben a formában rögzülve „várakoznak” a megfelelő környezeti feltételekre napokat vagy akár éveket. Ezek a kitartóképletek szél, víz vagy állatok általi terjedésüket, új helyre kerülésüket segíthetik, bár jelentőségük

elterjedésükben egyre kevésbé elfogadott (Jenkins 1995, Jenkins és Underwood 1998).

A kerekeshéregyek főként állóvízi zooplankton elemként igen nagy denzitású együttesekként vannak jelen természetes vizekben, édesvízben: 110×10^3 egyed l^{-1} , szikes tavakban pl: Afrikában: $> 1 \times 10^5$ egyed l^{-1} és haltáplálék tenyészetekben ($3,2 \times 10^8$ egyed l^{-1}) (Wallace *et al.* 2006).

A táplálékhálózatban fontos szerepet töltenek be algák, baktériumok, egysejtűek fogyasztójaként (Arndt 1993), míg ők maguk egysejtűeknek (napállatkáknak), halivadékoknak, szűrő táplálkozású halaknak, rovarlárváknak, ágascsapú rákoknak, evezőlábú rákoknak szolgálnak táplálékkul (Williamson 1983).

Morfológiai plaszticitásuknak, nyugalmi periódusuknak, kitartóképességüknek köszönhetően nem meglepő, hogy a kerekeshéregyek szabadon úszó, araszoló vagy éppen rögzült formái szinte minden élőhelyen előfordulnak a sarkvidéktől a trópusokig, felszíni vizekben, üledékben, felszín alatti vizekben, termál tavakban, talajban, kiszáradó élőhelyeken (fitotelmákban, mohapárnákon, időszakos tavakban) egyaránt. Új élőhelyeken kolonizáló szervezetekként, gyors szaporodási rátájukkal rövid időn belül nagy népséget érhetnek el (Pontin 1989, Ejsmont-Karabin 1995).

Azt azonban, hogy milyen fajok és milyen mennyiségben találhatóak meg a különböző élőhelyeken, a lokális hatások nagymértékben befolyásolják, sokáig ezért is volt elfogadott róluk, hogy kozmopoliták és ubiquisták (Finlay, 2002, Fenchel és Finlay 2004). Segers és De Smet (2008) munkája alapján azonban sokkal kisebb arányban jellemző rájuk a kozmopolitanizmus, mint ezt korábban feltételezték: *Monogononta*-knál 23 %, *Bdelloidea*-knál 15 %-os. Emellett számos endemizmus is igazolja a szűkebb biogeográfiai elterjedést (Dumont 1983, Segers 2008, Segers és De Smet 2008), a *Bdelloidea*-k esetében Fontaneto és munkatársai (2007, 2011) mutatták ki egyes fajok erőteljes élőhelyhez kötődését.

Mindezek alapján érthető, hogy a kerekeshéregyek gyakori objektumai faunisztikai, anyagforgalmi, ökológiai kutatásoknak.

1.2. Szikes vizek a Kárpát-medencében

Sós vizes élőhelyek minden kontinensen megtalálhatóak, ezek közé tartoznak a tengerekkel összeköttetésben lévő (thalasszohalin), brakk vizek, melyek NaCl dominanciájú élőhelyek, valamint a kontinensek belsejében található (athalasszohalin) állóvizek, melyeket különböző ionok dominanciája határozhat meg. A kontinentális sós tavak becsült térfogata világszerte $104 \times 10^3 \text{ km}^3$, amely közel annyi, mint az édesvizeké 125×10^3 (Hammer 1986). A kontinentális típusba tartozó, lúgos kémhatású ($\text{pH} > 9$), főként CO_3^{2-} és HCO_3^- dominanciával jellemezhető szikes vizek Afrikában (Seaman *et al.* 1991), Amerikában, Ausztráliában, Ázsiában (Williams 1991) egyaránt megtalálhatóak (Hammer 1986, Löffler 1971). Európában elterjedésük nyugati határa a Kárpát-medence. Az Ibériai-félszigeten található tavak Cl^- és SO_4^{2-} (Hammer 1986, Comín és Alonso 1988) iondominanciájúak. A Kárpát-medence különösen gazdag alkalikus vizekben, bár ezek összes oldott anyag koncentrációja nem éri el a kelet-afrikai, észak-amerikai területekről ismert magas értéket (Löffler 1957, 1959, Megyeri 1959, Nogrady 1983).

Az iondominancia változatossága, a szezonális és napszakos változékonyság nehezítheti a kategorizálásukat. A nyári betöményedés folyamán a domináns ionok mennyisége nő, így a pH (7,5–10) és a lúgossági értékek is emelkednek, a megváltozott viszonyok között más ionok (pl.: Ca^{2+}) oldódása még csekélyebb mértékű. A sótartalom ingadozása természetesen annál nagyobb, minél nagyobb mennyiségű víz tud elpárologni a tóból. Azonban az ionok egyenérték százalékban kifejezett mennyisége közel állandó (Dvihally 1965, 1999, Woynárovich 1941) a domináns ionok (Na^+ , CO_3^{2-} és HCO_3^-) mellett a Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ ionok mennyiségi viszonyai adják a tavak egyedi jellegét (Megyeri 1959, Boros és Vörös 2010).

Többségük közepes kiterjedésű, átlagosan 50–60 hektáros, sekély vízmélységű (ritkán érik el a 2 m-t), többnyire 1 m-nél sekélyebbek (átlagosan 0,5 m). Így nem meglepő, hogy a levegő hőmérsékletének változásait gyorsan követi a vízhőmérsékletének változása, nyáron erősen felmelegedhetnek, télen befagyhatnak (Megyeri 1959).

Megjelenésük igen sokféle, lehetnek állandó vizűek vagy időszakosan kiszáradó kistavak, fertők, mocsarak, sekély tavak, kopolyák stb., azonban általánosan elfogadott a „szikes vizek” kifejezés használata ezen élőhelyek megnevezésére (Boros és Vörös 2010). Ez egyaránt magában foglalja a Fertőt, a Velencei-tavat, a Szelidi-tavat, valamint a számos kiszáradó sekély kisvizet. A dolgozatban a szikes tavak kifejezést használom az általam vizsgált időszakosan kiszáradó vízterek megnevezésére.

Színüket tekintve két szélsőséges típust különböztetünk meg, a nagy mennyiségű szervesanyagot tartalmazó, zavaros vizű (ún. fehér szikes) vizeket, melyek Secchi átlátszósága 1–5 cm, valamint a sokszor fenéig átlátszó humin anyagoktól sötét színű vizeket (fekete szikeseket), de ezeken kívül számos átmenet is jellemző. Színük különbözősége ellenére szervesanyag tartalmuk minden típus esetében igen magas (V. Balogh *et al.* 2010), ami nem meglepő, hiszen a tavakba a jelentős átvonuló és táplálkozó vízimadár tömegnek köszönhetően jelentős szervesanyag jut. Ez okozza a tavak nettó heterotrófiáját. Emiatt a külső „tápanyagterhelés” miatt a tavak bakterioplanktonja és zooplanktonja sokkal gazdagabb, mint ami a fitoplankton elsődleges termelése alapján indokolt lenne (Boros *et al.* 2008a, b).

Nemzetközi kategorizálásuk az összes oldott sótartalom szerint a következő (Hammer 1986):

Összes ion:

- 500 mg l⁻¹ > „édesvíz”
- 500–3 000 mg l⁻¹ – subszalin
- 3 000–20 000 mg l⁻¹ – hiposzalin
- 20 000–50 000 mg l⁻¹ – mezoszalin
- 50 000 mg l⁻¹ < hiperszalin

Hazai szikes vizeink nagy része az összes oldott sótartalom alapján a subszalin, hiposzalin, valamint mezoszalin kategóriába sorolhatóak. Dvihally (1999) hazai szikes vizek kémiai jellegét összegző cikkében a legkisebb sótartalmúak közé a Hortobágy szikeseit (<1000 mg l⁻¹), míg a legnagyobbak közé a Kiskunság területén lévőket (> 34 000 mg l⁻¹) sorolta. A magyarországi szikes vizekben közvetlenül mért vezetőképességi értéket (μS cm⁻¹) 0,774-es állandóval megszorozva megbecsül-

hető a szalinitás, azaz az összes oldott ion mennyisége mg l⁻¹-ben (Boros és Vörös 2010).

Az 1900-as évek végén elvégzett felmérések alapján a hazai szikes tavak nagyobb kiterjedésűek voltak. Boros és munkatársai (2006) felmérései szerint kiterjedésük mára az emberi tevékenység hatásának köszönhetően jelentősen lecsökkent. A Duna–Tisza közén a XX. század végére a csökkenés mértéke 80 % (Boros és Bíró 1999), emellett vízminőségük sok esetben antropogén hatásra leromlott (Dvihally 1999, Megyeri 1959, 1973) ezzel veszélyeztetve számos védett, ritka, természetvédelmi szempontból értékes faj élőhelyét (Boros 1999, Horváth *et al.* 2013a, Somogyi *et al.* 2011). A megmaradt szikes tavak Magyarországon *ex lege* védettek, a természet védelméről szóló 1996 LIII. törvény alapján országos jelentőségű védelemben részesül minden hazai szikes tó. Természetvédelmi értéküknek köszönhetően számos tó Natura 2000-es terület, Ramsari terület vagy az UNESCO világörökség része.

Napjainkban a mezőgazdasági, vízrendezési munkálatok, a globális felmelegedés hatására megváltozó időjárási és vízháztartási viszonyok előrevetítik ezeknek a területeknek az átalakulását is,

Belátható, hogy ennek a különleges, értékes élőhelynek a megóvása közös érdekünk. Azonban hatékony védelmükhöz, fenntartásukhoz elengedhetetlen a környezettel való kapcsolatuknak, a bennük zajló jellemző folyamatoknak, élőviláguknak tanulmányozása. A vízzel való feltöltődést követő benépesülési folyamatnak, az időszakosan kiszáradó környezetnek, állandó édesvizektől eltérő elsődleges termelői és fogyasztói kapcsolatoknak, ezek egymásra hatásának megismerése nem csupán alapkutatási szempontból szükséges feladat, mivel az így szerzett ismeretek gyakorlati szempontból is hasznosulhatnak. Szerepük lehet a tavak kezelési tervének kidolgozásban, a rehabilitációs, rekonstrukciós munkálatok tervezésében, eredményességének megállapításában.

2. Célkitűzések

Az állóvizekben gyakran dominánssá váló planktonikus kerekeshéreg-együttesek az állandó vízborítású, kiszáradó, édes és sós vizekben is gyakori alanyai ökológiai célú kutatásoknak. A Rotifera-kal kapcsolatos magyarországi vizsgálatok elsősorban édesvizekre korlátozódnak. A kontinentális sós vizek egyik különleges típusába tartozó időszakos szikes kisvizek kerekeshéreg-együttesére vonatkozó utolsó felmérések közel ötven éve voltak hazánkban, azóta ezen az élőhely típuson nem történtek vizsgálatok. Ugyancsak kevés adattal rendelkezünk Kárpát-medence osztrák és szerb területeiről.

Vizsgálatomat megelőző korábbi felmérések eredményei gyakran egy, vagy néhány tóra vonatkoztak. A dolgozatomban bemutatott nagy léptékű kutatás eredményei átfogó képet adnak a teljes Kárpát-medence időszakos szikes tavainak kerekeshéreg faunájáról.

Doktori disszertációm célja, hogy hozzájáruljak a kerekeshéregök ökológiai igényeinek, az időszakos vizekben élő kerekeshéreg-együttesek szerveződésének pontosabb megismeréséhez, valamint az új tudományos eredményeim alapot szolgáltatassanak további kutatások tervezéséhez, kivitelezéséhez. Reményeim szerint a bemutatott eredmények a gyakorlati természetvédelemben is hasznosulhatnak.

Dolgozatomban tanulmányozom a kerekeshéreg-együttesre ható abiotikus tényezőket és a biotikus hatások közül funkcionális csoportok szintjén a kistrákokkal (Cladocera, Copepoda) való interakciót.

Dolgozatom céljai négy témakörre oszthatóak:

2.1. A kerekeshéreg-együttes főbb jellemzőinek meghatározása és az élőhelyre jellemző taxonok bemutatása

A vizsgált területre vonatkozó legutolsó felmérések óta eltelt időszakban végbement környezeti változások, szikes élőhelyek víz-ellátottsági viszonyainak megváltozása, feldarabolódása tavak eltűnését okozta, ezért feltételezhető, hogy a korábban tipikus élőhelyeken is kedvezőtlen változások következtek be. Ezért célul tűztem ki, hogy

- meghatározom a leggyakoribb taxonokat, átlagos szezonális taxonszámot és a tavankénti összes taxonszámot.
- vizsgálom a zavaros (fehér vizű) és átlátszó (sötét vagy fekete vizű) szikes tavak néhány példáján keresztül a fajkészlet és denzitás alakulását.
- a Rotifera
- taxonok előfordulási adatai alapján megnevezem az élőhely típusra jellemző fajokat és összevetem eredményeimet a hazai és nemzetközi irodalomban publikált adatokkal.

2.2. A kerekeshéreg-együttes szezonális változásának vizsgálata

Ismert a tavaszi hígabb és nyári betöményedett állapot élővilágot befolyásoló szerepe. Annak érdekében, hogy az évszakos jellemzőket megállapítsam,

- tanulmányozom a tavaszi és nyári Rotifera-együttes szerveződését, a prezencia-abszencia adatokat alapul véve áttekintem mennyire hasonlóak (vagy különbözőek) a tavak kerekeshéreg-együttesei.
- megvizsgálom, hogy szezonálisan az abiotikus környezeti tényezők és az általunk biotikus változó kategóriába sorolt, kistrákok mennyiségi viszonyai befolyásolják-e, s ha igen, hogyan a kerekeshéreg-együttes fajszerkezetét és denzitását.

Keresem a választ arra a kérdésre, hogy ezek közül melyik változó hat a leginkább az együttesekre.

- egy tavon belüli, tavaszról nyárra történő fajlagos vezetőképesség-növekedés függvényében vizsgálom meg a fajkicserélődés mértékét.

2.3. A sótartalom hatásának vizsgálata a kerekesféreg-együttesre a teljes vezetőképességi grádiens mentén

Az élőhelyet meghatározó abiotikus tényezők közül alaposabban tanulmányozom a sótartalom fajokra, együttesre gyakorolt hatását. Ehhez a terepen mért adatok közül a fajlagos vezetőképesség értékét használom, az elemzéseket a teljes grádiens mentén végeztük, az évszakosságot nem vettük figyelembe:

- összehasonlítom, hogy a vezetőképesség kerekesféreg fajsámra és denzitásra gyakorolt szezonális hatása különbözik-e a teljes vezetőképességi grádiens hatásától.
- az irodalomban ismert eltérő „édes” és „sós” vízi határértékeket alapul véve megvizsgálom, hogy a nyári vezetőképességük alapján ezekbe a kategóriákba besorolva a tavakat valóban tapasztalható-e éles különbség fajösszetételben vagy a dominancia viszonyokban az édes illetve a sós víz kategóriába tartozó tavak között.
- a teljes vezetőképességi skálát egyben kezelve meghatározom, hogy a fajok a Kárpát-medencében milyen vezetőképességi értéknél jellemezhetőek a legnagyobb denzitású populációkkal
- megvizsgálom, hogyan változik a fajkészlet a teljes vezetőképességi grádiens mentén.

2.4. Funkcionális csoportok tanulmányozása

A tavak nyári zooplankton-együttesének meghatározó elemei a kistrákok, a velük való interakció igen sokféle, így például predációs kölcsönhatás, konkurencia, kizáró kompetíció egyaránt kialakulhat. Egyes vizsgálatokban erős kölcsönhatást mutattak ki a Rotifera-k funkcionális csoportjai (mikrofágok és a „ragadozók”) valamint a

Cladocera-k és a Copepoda-k között. Annak érdekében, hogy a zooplankton-együttes interakcióit megismerjem:

- külön-külön tanulmányozom, hogy a két funkcionális csoportra mely abiotikus tényezők hatnak szignifikánsan és a kistrákok taxonjaival milyen kapcsolat jellemzi.
- ugyancsak megvizsgálom, hogy az említett paraméterek a guildek arányra hogyan hatnak.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. Sós vizek kerekeshéreg-együttesei

A sótartalom fontos környezeti tényező, mely befolyásolja a vízi életközösségek mennyiségi, minőségi alakulását. Közvetlen hatású lehet az egyedek légzési aktivitására, szaporodási rátájára, életmenetére, közvetve pedig a fizikai-, kémiai paraméterek megváltozása révén a teljes zooplankton-együttesre (Miracle és Serra 1989).

Remane (1934) Balti-tengerrel kapcsolatos munkája említi, hogy a sótartalom a többi környezeti faktoral ellentétben két fajszám maximummal jellemezhető: egyik a tengeri (35–40 ‰) másik az édesvízi fajszám maximum, ezért a brakk vizek a legfajszegényebb közeget jelentik. Brakk vizekben az édesvízi elemek száma 5 ‰-ig csökken drasztikusan.

A kontinentális sós vizek esetében, megfelelő nagy szalinitási grádienszt figyelembe véve, a sótartalom növekedésével párhuzamosan megfigyelhető a fajszám csökkenése (Williams *et al.* 1990). Az édes és sós víz határvonalának meghatározásával kapcsolatban több adatot is olvashatunk az irodalomban. Hammer (1986) tengervizeknél 32–38 ‰, kontinentális sós vizeknél a 3 ‰ sótartalmat adja meg határértéknek, míg az édes víz és a szubsalin kategória határaként a 0,5 g l⁻¹-es koncentrációt nevezi meg. Mások ettől kisebb értéket tartanak relevánsnak, kontinentális vizekben az együttes fajváltásának alapján. Löffler (1961) kistrákokat alapul véve 1 ‰-et tartja helytállóknak, míg a kerekeshéreg-együttes változása alapján Ruttner-Kolisko (1971) az 1,5 ‰-es sótartalom értéket jelöli meg határvonalként.

A kerekeshéreg leg több fajja édes és brakk vizek lakója (1571 *Monogononta*, 461 *Bdelloidea*), kizárólagosan tengerben élőként csak 73 taxont említhetünk: 69 *Monogononta*, 1 *Bdelloidea* és 3 *Seisonidea* (Segers és De Smet 2008). Fontaneto és munkatársai (2006) sósvizek kerekeshéreg fajainak előfordulására irányuló összefoglaló munkájukban megközelítőleg 200 tanulmány alapján, 443 taxonból 106-ot jelölnek szórványos sósvizi előfordulásúnak (haloxén), 173 taxont eurihalinnak, melyek egyaránt előfordulnak édes és sós vizekben, továbbá 164 taxont (148 faj) sztenohalinnak, azaz csak sós vizekben előfordulónak. A sós tavakból kimutatott 133 taxon közül 48 tekinthető kontinentális sós vízinek, 85 egyaránt megtalálható kontinentális (athalasszohalin) és tengerekkel összeköttetésben lévő vizekben (thalasszohalin). A thalasszohalin élőhelyeken tapasztalt magas taxon számot (289) eurihalinnak, sztenohalinnak fajok együttes előfordulása okozza. A thalasszohalin élőhelyek kevésbé kutatottak, ezért várható, hogy intenzívebb mintavételekkel, genetikai módszerek alkalmazásával további fajokat mutatnak ki. A csoport alkalmazkodóképességét jól példázza, hogy számos euriök taxon igen széles szalinitási tartományban van jelen a természetben, például a laboratóriumi tesztek kedvelt fajja a *Brachionus plicatilis* 0,27–32 ‰ sótartalomnál is megtalálható (Egborge 1994). Néhány faj extrém sós élőhelyeken is képes életben maradni, a *Proales similis*, *P. namibiensis* akár 98 ‰-es 38,6 mS cm⁻¹ vezetőképességnél is (Brain és Koste 1993).

Együttes szinten azonban gyakori jelenség, hogy a növekvő szalinitás csökkenő fajszámot, diverzitást okoz. Ezt a jelenséget egyaránt megfigyelték tengerekkel összeköttetésben lévő brakk vizekben (Egborge 1994, Green 1995), valamint kiszáradó, erősen betöményedő tavakban is (Koste *et al.* 1983, Zhao és He 1999, Viayeh és Špoljar 2012, Wen *et al.* 2005). Egyedszámokra való hatásról azonban kevés adat áll rendelkezésre (Kipriyanova *et al.* 2007, Schallenberg *et al.* 2003). Tény, hogy extrém sós közegből Nogrady (1983) nagyobb denzitású együttest írt le, mint az alacsonyabb vezetőképességű tavakból. A szalinitás növekedésének denzitásra gyakorolt hatását tekintve kevés az irodalmi adat, azonban várható, hogy erre is negatív hatással lesz az együttes egészét tekintve (Brock és Shiel 1983).

A fajok sótartalomhoz való alkalmazkodásának mértékét és indikáló szerepüket nehéz megítélni. Ennek oka egyes fajok tág sótolerancia tartománya, valamint, az hogy ugyanannak a fajnak eltérő só tartományokhoz alkalmazkodott egyedei élnek (genotípusai, ökotípusai) különböző földrajzi, ill. klimatikus adottságú területeken. Tehát más sótartalomnál találja meg optimális létfeltételeit nálunk vagy pl.: Afrikában. Az optimumtól való eltérés első lépésként a szaporodási rátára hat negatívan, majd ezáltal csökken az adott típus túlélési esélye (Miracle és Serra 1989), s a megváltozott környezet már más fajok számára nyújthat kedvező feltételeket, így a változás az együttes átalakuláshoz vezet.

A sós élőhelyek egyik különleges típusai a szikesek (szódás), melyek nem csak sósságukkal, hanem alkalikuságukkal is hatnak a bennük élő kerekeshéregre. Ilyen típusú vizeken végzett vizsgálatok eredményeként néhány faj jellemzőnek bizonyult az élőhelyre. Igaz, hogy földrajzilag távol elhelyezkedő habitatokról van szó, mégis Afrika és Európa vizeire közös fajokat is megnevezhetünk: *Brachionus dimidiatus*, *Brachionus noveazelandinae*, *Hexarthra jenkiniae* (De Ridder 1987, Ruttner-Kolisko 1971).

A Kárpát-medence asztatikus szikes tavaival kapcsolatban is beszélhetünk az élőhelytípusra jellemző kerekeshéreg-együttesről. Ilyen élőhelyet indikáló szereppel, natrofil kerekeshéreg fajokként a *Brachionus leydigii*-t, *Lecane ichthyoura*-t, *Lecane lamellata*-t, nevezi meg Megyeri (1959). Ezeknek a fajoknak a só- és alkalikuság tűrését azonban laboratóriumi tesztekkel nem támasztották alá, indikáló szerepük terepi tapasztalatokon alapul. Más szikeseken gyakori fajokkal kapcsolatban laboratóriumi tesztek is igazolták alkalmazkodó képességüket a habitat jellegéhez. Ruttner-Kolisko (1971) négy sótűrő kerekeshéreg faj anion tűrését tanulmányozva megállapította, hogy a *Brachionus quadridentatus* főleg a szikesekben, a *Brachionus plicatilis* főleg tengervizekben fordul elő, míg két *Hexarthra* faj közül a *H. fennica* a kevésbé szikes élőhelyeken található, de a *H. jenkiniae* nagy szódátűréssel bír.

Már ezen információk alapján is feltételezhető egy szikesekre jellemző tipikus fajkészlet. Azonban ismerve a fajokban rejlő

alkalmazkodási képesség lehetőségét, kérdéses, hogy a Kárpát-medencében is ugyanazok a fajok tudnak-e a leginkább alkalmazkodni a szikes tőjelleghhez, mint más kontinenseken.

A Kárpát-medence általunk vizsgált szikesein a planktonikus kerekcsőreg-együttes fejlődésének a nyári kiszáradás vethet véget. Ausztrál édes és sós, időszakos és állandó vizeken végzett gyűjtéssorozat eredménye azt mutatta, hogy a szalinitásnak önmagában van hatása a fajszám csökkenésre, de az időszakosságnak nincs (Koste *et al.* 1983). Ugyanerre a következtetésre jutott tengerparti, időszakos és állandó vízellátottságú tavak esetében Anton-Pardo és Armengol (2012). Ennek magyarázata lehet a szikes üledékben ott maradó konzerválódott petebank fajmegőrző képessége (Angeler *et al.* 2010, Garcia-Roger *et al.* 2008).

A vizsgálatainkhoz kiválasztott terület kiválóan alkalmas fajlagos vezetőképességi (ebből számolt szalinitási) grádinés mentén történő kerekcsőreg-együttest alakító, irányító mechanizmusok megismerésére, valamint az aktív fajkészlet feltárására.

3.2. A Kárpát-medence időszakos szikeseinek kerekcsőregjei

Amikor a Kárpát-medence szikeseiről beszélünk, három országot (Ausztriát, Magyarországot, Szerbiát) felölelő területre kell gondolnunk (Hammer 1986, Protić 1936). Ezek közül kettőről (Ausztria és Magyarország) kijelenthetjük, hogy zooplankton-együttes tekintetében intenzíven kutatott. Viszont a szerb területegységről nagyon kevés adat áll rendelkezésünkre, az is főként a zooplankton tagok közül a kiskisrákokra vonatkozik (Daday 1893, Pujin *et al.* 1978, Ratajac és Petrovski 1990).

Hazánk szikes vizeinek kerekcsőregjeiről szóló első adatok Daday nevéhez fűződnek. Az 1892 nyarán, a Duna–Tisza közén és Tiszántúlon végzett gyűjtéseinek eredményeként 19 mintavételi helyről 25 kerekcsőreg taxon jelenlétét mutatta ki. A fajok nagy része (19) egy-két élőhelyen volt megtalálható, egyharmadukat tipikus szikes vízi fajnak tartotta. Elsőként írja le a *Lecane lamellata* fajt (akkori nevén: *Monostyla lamellata* Daday 1893), mely később az élőhely egyik tipikus képviselőjének bizonyult. Megállapítja, hogy a habitat főként az

édesvizek fajaival jellemezhető, sajátos jellegét néhány faj állandó előfordulása tükrözi (Daday 1893).

A második világháborút követően a vizsgálatok önálló kutatások formájában, szeparáltan folytatódtak (Megyeri 1972, Zsuga 2010), néhány mintavételi helyen.

Az állandó szikes jellegű tavaink közül a Fertőn Varga Lajos (Varga 1926, 1930, 1934) a Szelidi-tavon Varga (1959) és Donászy (1946), míg a Velencei-tavon Kertész György (Kertész és Czeglédy 1985a, 1985b) végzett vizsgálatokat.

Kiszáradó vizekre vonatkozóan elsősorban faunisztikai jellegű felmérések történtek, Nógrádi Fülöpszállás környéki (Nógrádi 1957), Kertész Farmos melletti (Kertész 1956) és Woynárovich a Borsodi-Mezőség területén folytatott (Woynárovich 1938) tanulmányait kell megemlíteni.

A Tiszántúl déli területei és a Hortobágy térsége fehér folt maradt ebben az időszakban.

Az ötvenes évektől kezdődően a szikes vizek zooplankton kutatása összefonódott Megyeri János nevével. Munkásságának eredményeként a hazai szikesek mesozooplanktonjának (Rotifera, *Entomostraca*) megismeréséhez a faunisztikai adatok mellett mennyiségi adatokkal, évszakos változások nyomon követésével, emberi hatások kimutatásával is hozzájárult. Az 1949–57 közötti gyűjtés sorozata kiterjedt a Duna–Tisza közén lévő és tiszántúli tavakra, melyek igen nagy változatosságot mutattak kiterjedésben, természetességi állapotban, talajtani adottságban, növényzeti borításban, színben egyaránt. A gyűjtéseket többnyire havonta, néhány esetben évszakosan végezte. Az általa felmért 25 mintavételi helyről 73 Rotifera taxont mutatott ki. Fontos megállapítása, hogy a tavak mesozooplankton taxonokkal való jellemzésére, összehasonlítására a nyári (száraz) együttes a legalkalmasabb, mivel az ekkor kialakult szélsőséges körülményhez való alkalmazkodás révén összeszerveződött zooplankton-együttes utalhat igazán a szikes tavi jellegre.

Referencia területnek a Bugaci puszta tavait tartja, mint a legtermészetesebb állapotban lévőket említi publikációiban, ezek a Határtó, Véntó, Szekercéstó, Nagyszék, Hosszútó, Gubacstó (Megyeri

1958, 1959). Vizsgálatai idején az állandó vízborítású tavakra, növényekkel benőtt, fekete vizű tavakra fajgazdagabb együttes volt jellemző, míg a kiszáradó vizek, fehér tavak planktonját kevés faj nagy egyedszáma jellemezte.

A teljes zooplanktonra vonatkozó állítása a kerekeshéreg-együttes esetében is igazak, miszerint a nyári populáció mutatja leginkább a szikes jelleget. Kizárólag szikesekben előforduló natrofil kerekeshéreg fajoknak a következőket tartja *Brachionus leydigii rotundus*, *Lecane ichthyoura*, *Lecane lamellata* taxonokat. A fauna az ázsiai sós vizekével mutat hasonlóságot (Megyeri 1959).

Következő intenzív vizsgálat sorozata szintén a Duna–Tisza közét és a Tiszántúlt érintette, 1962–64 között a Kunfehértói Fehértavat (fekete vizű) és a kardoskúti Fehértavat (fehér vizű) hasonlította össze (Megyeri 1963). Az Őszeszéken és a korábbi gyűjtéssorozatában már vizsgált Dongér-tavon és a tiszántúli Kakasszéken 1965-67 között végzett felméréseinek eredményét 1973-ban publikálta (Megyeri 1973). A Fülöpháza közelében lévő szikes tavak tanulmányozását 1972–1974 között végezte (Hattyúszék-tó, Kondor-tó, Szappanosszék-tó, Zsírosszék-tó). A Kondor-tó esetében megállapította, hogy a kedvezőtlen emberi hatás (kacsatenyésztés) következtében a szikest indikáló fajok nem vagy csak kis egyedszámban fordultak elő, és a szikesekre nem jellemző, meglehetősen magas fajszerű együttes alakult ki. Ennek magyarázata a tágtűrésű fajok nagy száma (Megyeri 1975).

Több mint tíz évvel a bugaci szikeseken végzett első felmérése után újabb három szikes tó (Bogárczó-tó, Ródlí széktó, Szekercés szék) mesozooplanktonjának jellemzésével gazdagította ismereteinket a területről (Megyeri 1974).

Megyeri több évtizedes munkája eredményeként a Tiszántúl és a Duna–Tisza köze intenzíven kutatottnak mondható.

A Hortobágyon Körmendi (1977) diplomadolgozatában 77 taxont mutatott ki a Nyírő-lapos és Nyári-járás területén elhelyezkedő különböző jellegű szikes vizekből.

A Dunántúl szikes élőhelyeinek kerekeshéreg kutatása elsősorban a Fertő tavi vizsgálatokat jelentette (Donner 1979, Herzig 1979). Ezek mellett azonban meg kell említeni a Fertőzug (Seewinkel) időszakos

vizein történt gyűjtések eredményét összefoglaló munkákat is Löffler (1959) valamint Zoufal és munkatársainak (1989) anyagait. A terület fajkészletében hasonlóságot mutat a másik két, korábban említett tájegység szikes faunájával. Az élőhely jellemző taxonjainak tartott *Hexarthra* fajokon (*H. fennica*, *H. jenkiniae*, *H. mira*, *H. polydonta*) végzett laboratóriumi vizsgálatok alapján megállapították, hogy a *H. jenkiniae* tűri legjobban a sótartalom és a lúgosság növekedését, míg a *H. fennica* az említett fajhoz képest alacsonyabb szóda tartalmat tolerál (Herzig és Koste 1989).

Löffler (1959) terepi megfigyeléseinek eredményeit összevetette más szikes tavak eredményeivel, ez alapján a Fertőzug kiszáradó tavaiban két fajt tekint valódi alkalikusnak: a *H. fennica*-t és a *Brachionus novaezelandiae*-t.

Napjainkban a szikes kutatások nagyrésze a Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztályának Szikes Vízi Munkacsoportja aktív kutatóihoz köthető, akiknek vizsgálatai a szikes tavak fiziko-kémiai jellemzőire és folyamataira, az élőlény-együttesekre és ökológiai kölcsönhatásokra, továbbá tájgazdálkodási, természetvédelmi kérdésekre irányulnak (http://www.szikesviz.hu/index_1.html).

Az eddigi kutatások ellenére nem mondhatjuk azt, hogy a Kárpát-medence szikeseit ismerjük, mivel a vizsgálatok általában régiókra korlátozódtak és egy-egy vizsgálat sorozat csak néhány tavat fedett le. Az elmúlt évtizedek hatásairól, változásairól pedig erre a csoportra vonatkozó felmérések hiányában nincs információnk. A Megyeri által vizsgált élőhelyek nagyrészt mára megszűntek. Ezért is volt indokolt egy megtervezett, nagyléptékű gyűjtéssorozat kivitelezése, mely alapján a tavaszi (felhígult vizű) és a nyári (koncentrálódott sós vizű) tavak kerekeshéreg-együttese is megismerhető.

3.3. *Guild (funkcionális táplálkozási csoportok) típusok kerekeshéreg-együttes esetén*

Az ökológiai kutatásokban előtérbe került a funkcionális alapú megközelítés (Simberloff 2004, McGill *et al.* 2006). Plankton-együttesben a fitoplanktonra már alkalmazható a funkcionális jellegen

alapuló módszer (Reynolds *et al.* 2002), mely a zooplanktonnal való interakció és a trofitás változás jellemzésére is alkalmas lehet. A kistrákok esetében szintén létezik kategorizálás a funkcionális jelleg alapján (Barnett *et al.* 2007).

A kerekesszék jó indikátorai a környezet változásának (Sládeček 1983), trofitásnak (Arora 1966, Bērziņš és Pejler 1989a, Duggan *et al.* 2001) a predációs hatásnak (Craig 1983, Williamson 1983, Brandl 2005), kistrákokkal való kompetíciónak (MacIsaac és Gilbert 1998), azonban funkcionális csoportjaik meghatározása nehézkes.

Táplálkozási módjukat figyelembe vevő kategorizálásra már régebbi irodalmakban is találunk példákat (Karabin 1985, Pourriot 1977). A különböző táplálékok elfogyasztását igen változatos formájú rágókészülékük teszi lehetővé, mellyel nem csak az egyben bekebelezett táplálékot képesek aprítani, hanem akár az alga sejtfalat is ki tudják csípni és ezzel egyidejűleg a táplálékul szolgáló sejtalkotókat kiszippantani.

Mára megdőlt az a nézet, hogy a kerekesszék válogatás nélkül bekebelezik be az eléjük kerülő táplálékot, számos fajnál figyeltek meg táplálék preferenciát (Kirk és Gilbert 1990, Kirk 1991, Snell 1998, Wallace *et al.* 2006). Táplálkozásukat egyfajta mérettartomány szerinti limitáltság természetesen jellemzi, ami az egyedek testméretéből és a nyájnyílás méretéből adódik. Napjainkban a korábbi táplálkozási csoportok helyett egy egyszerűsített kategorizálás van terjedőben. Két csoportot hoztak létre, a ragadozókat (raptorial) és mikrofágokat (microphagous) (Smith *et al.* 2009), amely két csoport a táplálék megszerzési módjára és mechanizmusára utal. Az adott kategória genus szinten érvényes és a rágók alapján lehet az egyes fajokról megmondani, hogy melyik csoportba is sorolandók, például ha nem állatokkal táplálkozó ragadozóról van szó.

A rendszerezés alapján ragadozónak tekinthető minden olyan genus, mely egyszerre fogyaszt el egy nagyobb táplálékot, aktív mozdulatsorral (táplálék megragadása, felhasítás, kiszippantás, vagy egyben bekebelezés). Ezeknek a csoportoknak fogó (forcipate), csípő (incudate), tépő (uncinate), szívó (virgate), módosult szívó (cardate) típusú rágójuk van (Varga 1966). Ezek közé a genusok közé tartoznak

például a következők: *Ascomorpha*, *Asplanchna*, *Collotheca*, *Gastropus*, *Ploesoma*, *Polyarthra*, *Synchaeta*. Így érthető, hogyan lehet az alga fogyasztókat is ragadozó kategóriába sorolni abban az esetben, ha az adott faj a táplálékul szolgáló szervezetet egyesével, aktívan fogja meg, hasítja fel és szippantja ki vagy nyeli le. A dolgozatban a *ragadozó* szakszó magyar elnevezéséből adódó félreértések elkerülése miatt ennek a kategóriának a magyar elnevezését a továbbiakban idézőjelben használom.

Mikrofág kategóriába azok a genusok sorolandók melyek tagjai szinte folyamatosan táplálkoznak összegyűjtve a sokféle, apró, táplálékul szolgáló részecskét, melyek nem nagyobbak 15–20 μm -nél. Rágójuk típusai: zúzó (malleate), sokfogú őrlő (malleoramate) vagy őrlő (ramate). Ilyenek például a következő taxonok: *Brachionus*, *Conochilus*, *Euchlanis*, *Filinia*, *Keratella*, *Lecane*, *Notholca*, valamint a *Bdelloidea* csoportba tartozó legtöbb faj.

A guildek alkalmazása mellett szól, hogy a kerekeshéreg faji szintű identifikálása nagy gyakorlatot igényel, a genus szintig történő azonosítás sokkal egyszerűbb. Ökológiai folyamatokra pedig a „ragadozó”/mikrofág arány is információt nyújthat. Az arány használható egyedszámokkal és biomassza értékekkel, azonban gyakoribb a biomasszára standardizált módszer. Így maga az érték -1 és +1 közé eshet. Ha az érték <0 mikrofág dominanciát, ha >0 , akkor „ragadozó” dominanciát mutat a kerekeshéreg-együttes (Obertegger *et al.* 2011).

A guild arány információ tartalmának felhasználhatósága napjainkban van kidolgozás alatt. Eddig különböző trofitású (Smith *et al.* 2009), hasonló jellegű tavak (Obertegger *et al.* 2011) esetében, valamint hosszú távú adatsorokon eutrofizálódás, oligotrofizálódás folyamatának követésére (Obertegger és Manca 2011) alkalmazták.

Ezen kívül a guild arány elemzése alkalmas lehet a folyókban lezajló áradás-apadási folyamat kerekeshéreg-együttes összetételére gyakorolt hatásának vizsgálatára is (Schöll *et al.* 2012).

A kiszáradó, sós tavak guild arányának alakulására/változására vonatkozóan még nem áll rendelkezésre adat. Az elsődleges termelés és elsődleges fogyasztói kapcsolatokról keveset tudunk ezekben a vizekben. Ebben a víztípusban a zooplankton kisméretű tagjainak biomasszáját

meghatározó szerepe kimutatott (Horváth *et al.* 2013a), azonban a kerekférgek táplálékálózatban betöltött szerepe e vízterekben nem tisztázott. A közel azonos bázison táplálkozó zooplankton taxonok egymásra gyakorolt hatása talán könnyebben megérthető a funkcionális megközelítéssel. A guild típusok arányának vizsgálata közelebb vihet bennünket a zooplankton-együttesekben lezajló dominancia viszonyok változásának megértéséhez.

4. Anyag és módszer

4.1. Mintavételi terület jellemzése

A Kárpát-medence területén található minden, időszakosan kiszáradó szikes tavat vizsgáltunk. Előzetes felmérések alapján és a meglévő irodalmi adatokra alapozva történt a mintavételi helyek kijelölése, melyeknél a következő kritériumok teljesülését vettük figyelembe:

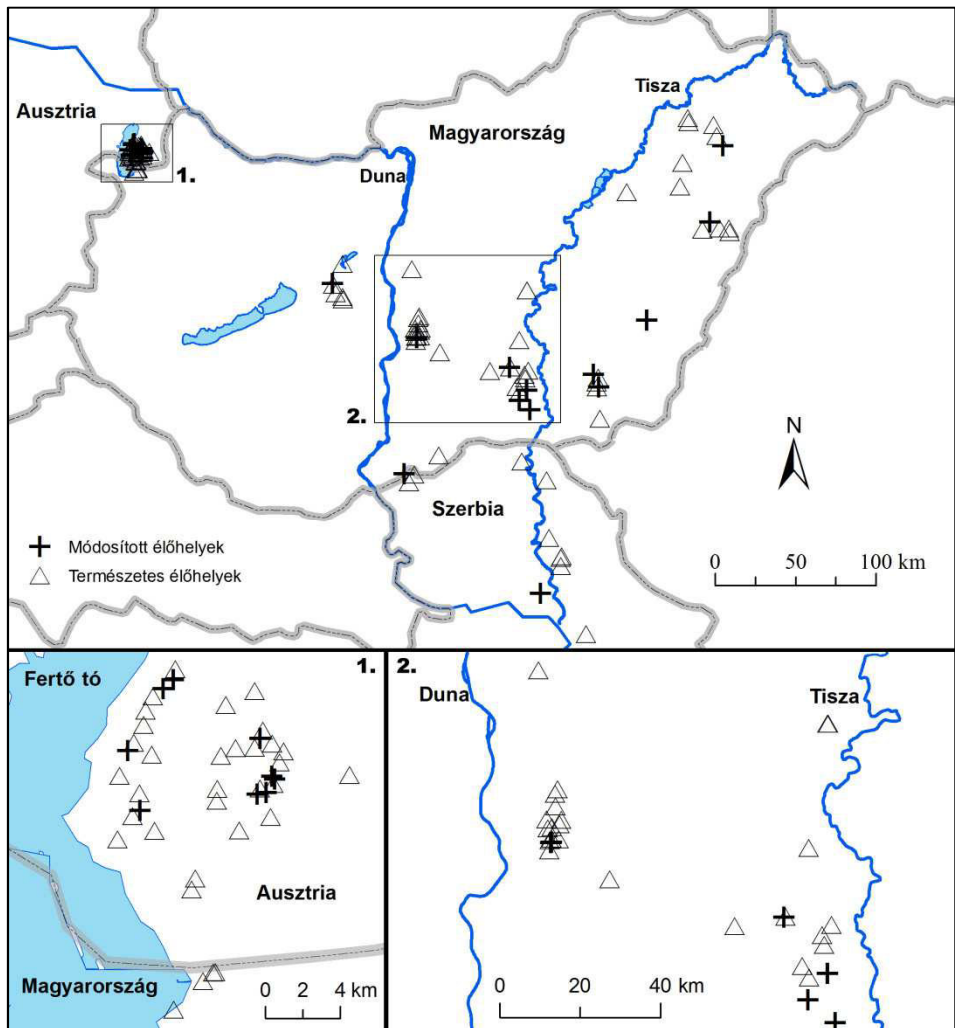
- legalább időszakos nyílt vízfelület
- természetes eredetű növénymentes mederaljzat (1. kép)
- a sótartalom éves átlaga minimum 1 g l^{-1}
- korábbi eredmények alapján várható karakter fajok előfordulása



1. kép. Mintavételi helyek: balra Böddi-szék (fotó: Horváth Zsófia), jobbra kiszáradt Borsodi-dűlő medre (fotó: Horváth Zsófia).

Ez 110 tó kijelölését jelentette közel $125\,000 \text{ km}^2$ -en belül (1. ábra), 62 tó Magyarországon, 38 Ausztriában, 10 Szerbia területén helyezkedik el. (1. függelék) Ezek közül a mintavételi helyek közül 21 tekinthető módosított élőhelynek és nem sorolható a tipikus szikes kategóriába. Csak azokat a tavakat tekintettük a gyűjtés sorozat után természetesnek, melyeken nem figyelhető meg erős emberi hatás, pl.: nincs felszíni víz bevezetés és halászati hasznosítás. Ha volt is jelentős emberi hatás, de azt rekonstruálták az elmúlt évtizedekben, ezeket a közel természetes kategóriába soroltuk. Így a 110 tóból 89 tavat tekintünk olyannak, melyek referenciául szolgálhatnak szikes

élőhelyként, ezek közül 82 természetes és 7 közel természetes kategóriába sorolható. A tavak között előfordulnak olyanok is, ahol a gyűjtési időpontban a zooplankton közösségben Rotifera nem volt jelen.



1. ábra. A vizsgált szikes tavak elhelyezkedése a Kárpát-medencében. A természetes élőhelyek háromszöggel, a módosított élőhelyek kereszttel jelölve. Számozott kistérségek: 1. Fertőzug, 2. Duna–Tisza közli terület.

A szikes tavakra jellemző a nagy kiterjedésű meder, a nagy felületen elterülő kis víztömeg (2. 3. kép).



2. kép. Zab-szék. (fotó: Tóth Adrienn)



3. kép. Böddi-szék. (fotó: Tóth Adrienn)

A vízmélység sekély, amely gyakran akár néhány cm-ig is lecsökkenhet (4. kép).



4. kép. Zab-szék. (Fotó: Dr. Zsuga Katalin)

Nyáron a part menti részről elpárolog a víz, sőt gyakran az egész meder szárazra kerül. Ilyen időszakban a betöményedés hatására a meder alján kiválik a sziksó (5. kép).



5. kép. Zab-szék: kiszáradt mederrész, kivált sziksó. (fotó: Tóth Adrienn)

Színüket tekintve a tavak két szélsőséges megjelenési típusa különíthető el (6. kép), melyek között színátmenetek is lehetnek:

- nagy mennyiségű kolloid mérettartományú szervesen lebegőanyagtól zavaros vizű (továbbiakban: fehér vizű) szikesek, a Secchi átlátszóság 1–5 cm
- az oldott humin anyagoktól színes: sárgásbarna, vagy sötét (továbbiakban: fekete vizű) színűek, melyek sokszor fenékgig átlátszóak



6. kép. A szikes vizek két jellegzetes típusa baloldalon: fekete vizű szikes, jobb oldalon: fehér vizű szikes. (fotó: Horváth Zsófia)

4.2. Mintavétel módja

Irodalmi adatok, valamint előzetes terepbejárások alapján a korábban feltérképezett terület minden vízzel borított szikes tavából történt zooplankton gyűjtés. A cél az volt, hogy minden mintavételi helyről álljon rendelkezésre a kiértékelésekhez egy tavaszi és egy nyári zooplankton minta. A kora tavaszi mintavételre (továbbiakban: tavaszi minta) 2010. március 4. és április 9. között, a kora nyári gyűjtésre (továbbiakban: nyári minta) 2009. május 11. és június 20. között került sor. Egyes mintavételi helyek, melyek a 2009. évi nyári mintavételkor kiszáradtak, vagy ahhoz közeli állapotban voltak, 2010-ben lettek mintázva május 12. és június 2. között. A nyíltvízből kompozit minta gyűjtése történt (7. kép.), egy literes edényt használva, 30 µm-es

lyukbőségű plankton hálón 20 liter vizet átszűrve, 70 %-os végkoncentrációjú alkoholban tartósítva.



7. kép. Mintavétel a Zab-széken (fotó: Tóth Adrienn)

A háttérváltozók közül a gyűjtéssel párhuzamosan hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén mennyiség adatok felvétele történt WTW Multiline P4 műszerrel. A helyszínen az említett paramétereken kívül vízmélység mérés és Secchi-átlátszóság került meghatározásra. Azokon a helyeken, ahol a vízmélység nem tette lehetővé, speciális eszközzel történt az átlátszóság meghatározása. Olyan magas peremű tálcába történt vízkivétel, melynek alja maga volt a Secchi-korong és a közepén lévő vonalzóról fél cm-es pontossággal volt leolvasható az átlátszóság.

Más háttérváltozók megállapítása laboratóriumi módszerekkel történt, ezek az a-klorofill-tartalom (Wetzel és Likens 1991), összes lebegőanyag (TSS) V.- Balogh és munkatársai (2009), összes foszfor (TP) Mackereth és munkatársai (1978), oldott reaktív foszfor (SRP) Murphy és Riley (1962) és a szín (platina egység Pt) Cutbert és Giorio (1992) munkái alapján.

4.3 Mintafeldolgozás

A kerekeshéreg fajok meghatározáshoz Bancsi (1986, 1988), De Smet (1996, 1997) Koste (1978a, 1978b), Kutikova (1970), Nogrady *et al.* (1995), Nogrady és Segers (2002), Segers (1995) munkáit használtuk. A nevezéktan Segers (2007) munkáját követi.

Az egyedszámok meghatározásához almintákat vettünk ki és mintánként minimum 300 egyedig számoltunk (Herzig 1984). Amikor az egyedszám annyira alacsony volt, hogy ezt nem tudtuk elvégezni, a teljes mintából számoltuk meg az egyedeket. Néhány taxon faji szintű azonosítása tartósított mintából nehézkes vagy egyáltalán nem lehetséges (pl: *Bdelloiea*-k), ezekben az esetekben a magasabb taxonómiai kategóriákat hagytuk meg.

4.4. Adatok elemzése, értékelése

Az elemzésekhez a kerekeshéreg fajok előfordulási (jelenlét-hiány) adatait, mennyiségi adatait (egyedszám l^{-1}) és a táplálkozási típusait (guild) vettük alapul.

A statisztikai kiértékeléseknél a helyszínen mért vezetőképességi értéket ($mS\ cm^{-1}$) a 0,774-es állandóval (Boros és Vörös 2010) megszoroztuk így az eredményeket az összes oldott ion ($g\ l^{-1}$) mennyiségére (szalinitás) vonatkoztatva is megadhattuk, ez az irodalmi adatokkal való összevetést is megkönnyítette.

4.4.1. A kerekeshéreg-együttes főbb jellemzőinek meghatározása

A vizsgálatra kijelölt 110 tóra vonatkozóan táblázatosan összefoglalom melyik faj jelenlétét, melyik mintavételi helyen mutattuk ki és külön jelöltem a planktonikusakat. Ennek megállapításához Koste (1978) és Bancsi (1986, 1988) munkáit használtam. Meghatároztuk az átlagos taxon számot, leggyakoribb fajokat, de a részletesebb elemzéseket a kiválasztott 89 természetes és közel természetes tó faunáján végeztük el.

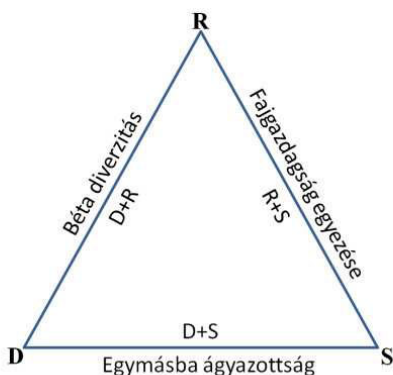
A becsült átlagos évszakonkénti taxon szám és a mintaszám összefüggést faj-akkumulációs görbén mutatjuk be. Az átlagos fajszámokat és a hozzájuk tartozó szórást bootstrap módszerrel számítottuk ki.

A szikes tavak optikai sajátossága alapján elkülönülő két típusának kerekeshéreg közösségét 8 tó példáján mutatom be. Négy fehér (Lange Lacke, Böddi-szék, Slano Kopovo, Kelemen-szék) és négy fekete (Krauting See, Sósér, Fűzfa-szék, Pap-rét) vizű szikest választottunk ki ehhez az összehasonlításhoz. Mivel a nyári állapot jelzi igazán a szikes jelleget, ezért ezeket az elemzéseket a nyári mintákon végeztem el.

4.4.2. A kerekeshéreg-együttes szezonális változásának vizsgálata

A tavaszi és nyári tavak planktonjában kifejlődött kerekeshéreg-együttesek béta diverzitásának (a fajkicserélődés mértékének, fajgazdagság különbségeknél) és hasonlóságának összevetéséhez a kiválasztott 89 természetes, közel természetes tavak jelenlét-hiány adatait használtuk.

Az összevetést SDR-simplex analízissel (Podani és Schmera 2011) végeztük. A módszer a prezencia-abszencia adatok alapján megbecsüli a béta diverzitás, a beágyazottság („nestedness”) és a fajgazdagságbeli egyezés („richness agreement”) relatív fontosságát, azáltal, hogy a gamma diverzitást additív komponensekre bontja. Három kiegészítő indexet számol, ami méri a hasonlóságot, a relatív fajkicserélődést és a relatív fajgazdagságbeli különbséget minden lehetséges mintahely pár között (2. ábra). Az eredményeket egy kétdimenziós háromszög-diagram mutatja be, ahol a pontok elhelyezkedése, tömörülése már információt nyújt a lényeges közösség-szervező hatásról. A „ternary plot”-ot (háromszög diagramot) SYN-TAX 2000 szoftverrel ábráztuk (Podani 2001).



2. ábra. Az SDR „ternary plot” (háromszög diagram) értelmezése. A rövidítések jelentése a következő: D – relatív fajszámbeli különbség, R – relatív fajkicserelődés, S – hasonlóság.

A keresekféreg közösség fajszámát és denzitását évszakosan meghatározó tényezők megállapításához többszörös lineáris regresszió („Multiple linear regression” = MLR) számítás módszerét alkalmaztuk, „manual backward selection” módszerrel együtt az Akaike információs kritériumnak (AIC) megfelelően. Majd variancia particionálást (Borcard *et al.* 2004) végeztünk azokkal a változókkal, amelyek szignifikánsnak ($p < 0,05$) bizonyultak. A variancia felosztása korrigált („adjusted”) R^2 értékei ($R^2_{adj.}$) alapján történt (Legendre 2008). A fajszám adatokat transzformálás nélkül, a denzitás adatokat dupla négyzetgyökösen transzformálva használtuk. A nullmodellben használt abiotikus változókat logarimikus értéké transzformáltuk, így vízmélység ($\ln Z$), Secci átlátszóság ($\ln Z_s$), összes lebegőanyag-tartalom ($\ln TSS$) került bele. Biotikus változóként a kistrákok összenozitását használtuk, esetükben is dupla négyzetgyökös transzformációt alkalmazva.

Mivel az összes foszfor (TP) és az a-klorofill-tartalom tavaszi mintákból nem volt meghatározva, de a TSS-sel erősen korreláltak ($\ln TP$: $p < 0,001$, $r = 0,74$; $\ln (a\text{-klorofill})$: $p < 0,001$, $r = 0,63$), ezért a TSS-t a produktivitás közelítő változójaként használtuk az elemzésekben. A tavasszal és nyáron is meghatározott környezeti változók korrelációs értékeit a 2. függelék táblázata tartalmazza.

Mivel a mintavételek nem mindig ugyanazon napszakban történtek, ezért a háttérváltozók közül az erős napszakos ingadozást mutató oxigén tartalommal, hőmérséklettel (Nagy *et al.* 2008), valamint a szintén napi ingadozású pH értékekkel (Dvihally 1965) nem számoltunk.

A tavak *kerekesféreg*-együtteseinek évszakonkénti hasonlóságát a vezetőképesség tavaszról nyárra történő változásának függvényében mutatjuk be. Ehhez párosával összehasonlítottuk az egyes tavak tavaszi és nyári fajkészletét, az így kapott Bray-Curtis távolságokat ábrázoltuk a vezetőképesség változásának függvényében.

4.4.3. A sótartalom hatásának vizsgálata a *kerekesféreg*-együttesre a teljes vezetőképességi grádiens mentén

Az összes oldott ásványi anyag tartalomra utaló, helyszínen mért fajlagos vezetőképességi értéket (mS cm^{-1}), valamint a 0,774-es állandóval (Boros és Vörös 2010) való szorzás eredményeként meghatározható szalinitást (g l^{-1}) használtuk az elemzésekben. Megvizsgáltuk, hogy a Hammer-féle szalinitási tartományokban a mintaszám függvényében milyen fajszámok várhatóak. A becült átlagos kategóriánkénti taxon szám és a mintaszám összefüggést fajakkumulációs görbén mutatjuk be. Az átlagos fajszámokat és a hozzájuk tartozó szórást bootstrap módszerrel számítottuk ki.

A sótartalom skálafüggő hatásának vizsgálatához, a tavaszi és nyári mintákat egyben kezelve is elvégeztük a fajszám és a denzitás esetében a lineáris regressziós illesztést és összevetettük, mutat-e különbséget a kisebb évszakos grádienshez képest. A fajszám mellett elvégeztük az elemzést a Shannon diverzitással is, azonban hasonló eredményt mutatott, így ennek eredményét a 3. függelék mutatja be.

A legjobb illeszkedést a legkisebb négyzetek módszerével számoltuk ki (folytonos vonal) és a standard hibát (SE) ábrázoltuk grafikusán (szaggatott vonal).

A szikes élőhelyek Rotifera közösségének összetételét tanulmányozva a nyári minták alapján megvizsgáltuk, hogy ha a tavakat a mintavételkor mért vezetőképességi érték alapján besoroljuk az „édes”

vagy „sós” vízi kategóriába, a domináns taxonok aránya valóban lényegesen más képet mutat-e a két kategóriában.

Első lépésben az erre vonatkozó publikációkban szereplő határértékeket alkalmaztuk. A szalinitással kapcsolatban az édes és kontinentális sós víz kategóriáját az egyes kutatók más-más határértéknél jelölik: Hammer (1986) $0,5 \text{ g l}^{-1}$ Löffler (1961) 1 g l^{-1} , Ruttner-Kolisko (1971) $1,5 \text{ g l}^{-1}$, Hammer (1986) 3 g l^{-1} . Ezeknek a határértékeknek a figyelembe vételével elkülönítettük a kategória határ alatti- és fölötti sótartalmú tavakat (határérték alattiak „édes víz”, fölöttiek „sós víz”-ként jelöltük). Minden mintavételi helyen megállapítottuk a kerekeshéreg fajok relatív abundanciáját és leválogattuk a 30 %-nál dominánsabbakat, nem vettünk figyelembe az előfordulási gyakoriság szerinti megszorításokat, tehát minden olyan fajt bevontunk, mely akár csak egy mintavételi helyen is fordult elő nagy (30 %-ot meghaladó) relatív abundanciával. A szikes jelleget jobban mutató nyári évszakban összehasonlítottuk a fenti irodalmi kategória határoknak megfelelő „édes” és „sós” vizek fajkészletét. A fajneveket betű kóddal helyettesítettük, a kódolást a 4. függelék tartalmazza.

Következő lépésben a saját eredményeink alapján meghatároztuk, hogy mely fajok, milyen vezetőképességi értéknél képesek nagy denzitású közösséget alkotni. Ehhez a kiértékeléshez azoknak a fajoknak a denzitás értékeit vettük figyelembe, melyek legalább öt mintából előkerültek. Minden olyan mintavételi helyen, ahol előfordultak, súlyoztuk az átlagos ln-transzformált vezetőképességi értéket az adott taxon ezekhez tartozó denzitás értékeivel. Így ezekre a fajokra egy vezetőképességi optimumot adtunk meg azon a skálán, melyen a vizsgálataink történtek ($0,57\text{--}34,1 \text{ mS cm}^{-1}$).

Annak érdekében, hogy illusztráljuk a fajösszetétel megváltozását a vezetőképességi gradiens mentén, prevalencia értékeket számoltunk minden taxon minden előfordulási adatára. Első lépésben fajonként „smooth curve” illesztést végeztünk a vezetőképességi grádines mentén ábrázolva a fajok prevalenciáját logit funkcióval kiegészített GAM illesztéssel az adott vezetőképességi értéknél, majd ezeket a görbét összevontuk és normalizáltuk, hogy az összegük egy legyen.

4.4.4. A funkcionális csoportokat befolyásoló hatások vizsgálata

A guildek megállapításához a rágótípust vettük alapul és ez alapján soroltuk be az adott fajt „ragadozó” vagy mikrofág guildbe. Mivel a módszer alkalmazása még kezdeti szakaszban van, de a korábbi tanulmányok szerint a biomasszával való megközelítés pontosabb eredményeket ad (Smith *et al.* 2009), ezért elemzéseinket mi is a biomassza adatokkal végeztük el. Az egyedek biomassza becsléséhez irodalmi adatokat (Bottrell *et al.* 1976, Dumont *et al.* 1975, Németh 1998), valamint hossz mérésen alapuló térfogat számításos módszert használtunk (McCauley 1984).

Alkalmazott képlet:

$$\ln W = \ln a + b \times \ln L$$

ahol

W= szárazsúly

lna= a görbe metszéspontja a tengelyekkel

b= a görbe meredeksége

L= az egyed hossza

A standardizált guild arány megállapításához használt képlet (Smith *et al.* 2009):

$$GR_{(\text{biomassza})} = \frac{\sum(\text{ragadozó biomasza} - \text{mikrofág biomasza})}{\text{összes Rotifera biomasza}}$$

A guildek elemzését a kiválasztott 89 tó nyári mintáira végeztük el, kihagyva azokat a mintákat melyekben nem volt *Rotifera*, így maradt hetven tó, melynek az adataival dolgoztunk. Először külön többszörös lineáris regresszióval megnéztük melyik környezeti változó mutat szignifikáns ($p < 0,05$) kapcsolatot, külön a mikrofágokra és a „ragadozó”-ra. A nullmodellbe az összes lebegőanyag-tartalmat, a klorofill-koncentrációt, összes foszfort, vízmélységet, átlátszóságot, vezetőképességet, valamint a Copepoda és Cladocera biomasza adatokat

vettük bele. Majd „manual stepwise selection”-nal választottuk ki a szignifikáns hatásokat. Ezután a standardizált guild arányra gyakorolt hatást is a táplálkozási csoportonkénti elemzéshez hasonlóan, többszörös lineáris regresszióval, a szignifikáns hatások „manual backward” szelekciójával elemeztük.

Az elemzéseket R szoftverrel végeztük (R Development Core Team 2009), a “vegan” (Oksanen *et al.* 2012) és “mgcv” program csomagot (a GAM illesztésekhez; Wood 2011) használva. A mintavételi helyek térképét ArcView9.3. szoftverrel készítettük.

5. Eredmények

5.1. A kerekeshéreg-együttes főbb jellemzőinek meghatározása

Vizsgálatunk során a 110 előzetesen kijelölt mintavételi helyről 105 kerekeshéreg taxon jelenlét mutattuk ki (1. táblázat). A *Monogononta* alosztály *Ploima* rendjének három családja volt jelen nagy taxonszámban mintáinkban: *Brachionidae*: 26, *Mytilinidae*: 14, *Lecanidae*: 11. A többi családot csak néhány faj képviselte. Az előfordult taxonok több mint 90 %-a eurihalin szerkezet.

1. táblázat. Rotifera taxonok előfordulási adatainak összefoglalása a száztíz tó alapján. „*” a planktonikus taxonokat jelöli. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelék szerint azonosíthatóak. A vastag betűtípus jelöli az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta.

Taxon lista	Mintavételi hely azonosító kód
Rotifera	
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse 1851 *	054_2, 122_3, 132_3, 137_1, 139_1, 140_1,
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty 1850	083_3
<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850 *	018_2, 019_2, 019_3, 033_2, 050_2
<i>Asplanchnopus multiceps</i> (Schrank 1793)	034_1, 083_3
<i>Bdelloidea</i> sp.	018_2, 028_2, 033_2, 034_1, 035_1, 038_2, 039_2, 040_2, 042_2, 043_3, 050_2, 052_2, 053_1, 053_2, 054_1, 054_2, 057_2, 060_2, 061_2, 071_2, 072_1, 072_2, 084_2, 084_3, 085_2, 085_3, 086_2, 090_2, 090_3, 092_2, 110_2, 111_1, 111_2, 118_2, 126_1, 126_2, 127_2, 139_1, 140_1, 142_1, 143_1, 143_2, 005_2, 032_1, 032_2, 041_3, 094_2, 096_2, 154_3
<i>Brachionus angularis</i> Gosse 1851 *	029_2, 035_1, 052_2, 067_2, 071_1, 072_1, 092_2, 135_1, 139_1, 139_2, 140_1, 141_2, 142_1, 143_2, 032_2, 094_2, 153_2
<i>Brachionus asplanchnoides</i> Charin, 1947	054_1, 055_1, 057_3, 060_1, 061_3, 070_3, 082_1, 087_1, 117_1, 120_2, 121_1, 080_1, 151_3
<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885	043_2
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas 1776 *	029_1, 038_3, 067_2, 069_1, 072_1, 072_2, 092_2, 117_1, 127_2, 141_2, 144_2, 156_1, 096_2

1. táblázat folytatása. Rotifera taxonok előfordulási adatainak összefoglalása a száztíz tó alapján. „*” a planktonikus taxonokat jelöli. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelék szerint azonosíthatóak. A vastag betűtípus jelöli az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta.

Taxon lista	Mintavételi hely azonosító kód
<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931	080_1, 075_1
<i>Brachionus leydigii</i> <i>leydigii</i> Cohn, 1862	006_2, 027_2, 035_2, 126_2
<i>Brachionus leydigii</i> <i>rotundus</i> Rousselet, 1907	007_2, 009_2, 027_2, 028_2, 029_1, 029_2, 033_2, 038_2, 043_2, 049_2, 050_2, 052_2, 053_2, 054_2, 067_2, 086_2, 087_1, 116_1, 142_2, 005_2, 145_3, 146_3, 147_3, 148_3, 149_3, 150_3, 151_3, 157_2
<i>Brachionus novaezealandiae</i> Morris, 1913	027_2, 085_3, 110_1, 123_2, 123_3, 125_1, 127_1, 127_2, 128_2, 129_2, 130_1, 130_2, 131_2, 132_2, 133_2, 136_1, 136_2, 137_1, 137_2, 140_2, 142_1, 142_2, 143_2
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	034_1, 071_1, 139_1
<i>Brachionus quadridentatus</i> <i>quadridentatus</i> Hermann, 1783	033_3, 035_1, 039_2, 040_2, 042_2, 043_2, 050_1, 050_2, 053_1, 057_2, 057_3, 060_1, 061_3, 068_3, 070_3, 072_1, 084_2, 089_2, 110_1, 114_1, 116_1, 117_1, 119_1, 121_1, 127_2, 134_1, 135_1, 139_1, 140_1, 083_3, 094_2, 149_3, 150_3
<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838	029_1, 035_1, 038_3, 083_3
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	052_1, 072_1, 142_2
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	035_1, 050_1, 052_1, 092_1, 127_1, 142_1, 143_1, 144_1
<i>Brachionus</i> sp.	127_2, 131_1, 140_1, 143_1
<i>Cephalodella biungulata</i> Wulfert, 1937	035_2, 111_2, 118_1, 032_2
<i>Cephalodella catellina</i> (Müller, 1786)	008_1, 009_3, 033_2, 034_1, 038_2, 040_2, 042_1, 042_2, 043_2, 048_2, 050_1, 052_2, 054_2, 057_2, 060_2, 061_2, 068_2, 070_2, 071_2, 072_2, 082_2, 084_2, 085_2, 086_2, 088_2, 090_2, 092_2, 111_1, 113_1, 130_2, 131_1, 132_3, 133_1, 134_1, 139_1, 141_2, 144_1, 005_2, 032_1, 032_2, 094_2, 096_2, 145_3, 148_3, 149_3, 150_3, 151_3
<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg, 1830)	114_1, 114_2, 139_2
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	043_2, 043_3, 072_1, 126_1, 094_2
<i>Cephalodella hoodii</i> (Gosse, 1886)	086_3, 032_2
<i>Cephalodella misgurnus</i> Wulfert, 1937	018_2, 033_2, 043_2, 068_2, 127_2, 143_2, 032_2, 150_3, 147_3, 151_3
<i>Cephalodella sterea</i> (Gosse, 1887)	043_2, 057_2, 143_2,

1. táblázat folytatása. Rotifera taxonok előfordulási adatainak összefoglalása a száztíz tó alapján. „*” a planktonikus taxonokat jelöli. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelék szerint azonosíthatóak. A vastag betűtípus jelöli az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta.

Taxon lista	Mintavételi hely azonosító kód
<i>Cephalodella tinca</i> Wulfert, 1937	083_3
<i>Cephalodella</i> sp.	007_1, 008_1, 034_1, 042_2, 050_1, 054_2, 057_2, 067_2, 072_2, 111_1, 114_1, 134_1, 140_1, 140_2, 144_2, 005_2, 032_1, 032_2, 153_2
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831	009_2, 018_2, 027_2, 028_2, 053_2, 054_2, 057_2, 092_2, 111_2, 122_2, 139_2, 032_2, 157_2
<i>Colurella colurus</i> (Ehrenberg, 1830)	033_2, 038_2, 141_2
<i>Conochilus</i> sp.	053_1, 140_1
<i>Donneria sudzukii</i> (Donner, 1968)	051_2, 135_2
<i>Encentrum mustela</i> (Milne, 1885)	001_2, 042_2, 060_2, 069_2, 072_2, 094_2, 096_2, 153_2
<i>Encentrum putorius</i> Wulfert, 1936	035_2, 050_2
<i>Encentrum saundersiae</i> (Hudson, 1885)	042_1, 043_2, 092_2, 111_1, 032_2
<i>Encentrum</i> sp.	033_2, 042_1, 043_2, 050_1, 057_2, 032_2
<i>Eosphora ehrenbergi</i> Weber és Montet, 1918	028_3, 034_1, 042_1, 057_3, 068_3, 070_3, 071_1, 113_1, 114_1, 117_1, 148_3
<i>Epiphanes senta</i> (Müller, 1773)	067_2
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	027_1, 034_1, 141_2, 005_2, 041_3, 154_3
<i>Euchlanis</i> sp.	086_3
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847) *	069_1, 072_1, 094_2, 153_2
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834) *	092_2, 126_1, 139_1, 141_2
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886) *	072_1, 122_2, 144_2, 153_2
<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892) *	008_1, 053_1, 054_1, 070_3, 082_1, 085_3, 134_1, 135_1, 139_1, 145_3, 148_3, 150_3
<i>Hexarthra</i> sp.	114_1, 154_3

1. táblázat folytatása. Rotifera taxonok előfordulási adatainak összefoglalása a száztíz tó alapján. „*” a planktonikus taxonokat jelöli. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelék szerint azonosíthatók. A vastag betűtípus jelöli az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta.

Taxon lista	Mintavételi hely azonosító kód
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851) *	033_2, 092_2, 139_1, 140_1, 141_2, 143_1, 144_2, 032_2
<i>Keratella eichwaldi</i> (Levander, 1894) *	006_2, 019_2, 029_2, 033_2, 034_2, 035_2, 123_2, 123_3, 128_3, 131_2, 132_3, 005_2
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786) *	015_3, 067_2, 081_2, 082_2, 122_3, 139_2, 140_2, 142_2, 144_2, 041_3, 154_3, 157_2
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851) *	007_1, 029_1, 092_2, 122_3, 137_1
<i>Keratella testudo</i> (Ehrenberg, 1832) *	086_2, 092_2
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907) *	111_1
<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg, 1834) *	007_2, 018_2, 038_2, 050_2, 053_2, 054_2, 076_2, 110_2, 122_3, 141_2, 159_2
<i>Lecane arcuata</i> (Bryce, 1891)	114_1, 122_3
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	111_1, 127_1, 139_1
<i>Lecane closteroerca</i> (Schmarda, 1859)	015_3, 034_1, 043_3, 050_1, 111_1, 113_1, 114_1, 032_3, 041_3, 083_3
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	111_1
<i>Lecane lamellata</i> (Daday, 1893)	034_1, 042_1, 043_2, 057_3, 068_3, 069_1, 070_2, 070_3, 071_1, 071_2, 085_2, 114_1, 116_1, 116_2, 117_1, 118_1, 096_2, 149_3
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	001_3, 007_1, 008_1, 015_3, 019_3, 028_3, 034_1, 038_3, 042_1, 043_3, 049_1, 057_3, 061_3, 067_2, 068_3, 070_3, 075_3, 086_3, 089_3, 111_1, 113_1, 114_1, 118_1, 126_1, 126_2, 129_1, 130_1, 134_1, 140_1, 032_3, 041_3, 083_3, 148_3
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	034_1, 072_1
<i>Lecane ohioensis</i> (Herrick, 1885)	035_2, 114_1
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	122_3
<i>Lecane ungulata</i> (Gosse, 1887)	111_1, 114_1
<i>Lecane</i> sp.	019_3, 034_2, 032_2, 083_3
<i>Lepadella acuminata</i> (Ehrenberg, 1834)	032_2, 032_3
<i>Lepadella elliptica</i> Wulfert, 1939	081_2

1. táblázat folytatása. Rotifera taxonok előfordulási adatainak összefoglalása a száztíz tó alapján. „*” a planktonikus taxonokat jelöli. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelék szerint azonosíthatóak. A vastag betűtípus jelöli az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta.

Taxon lista	Mintavételi hely azonosító kód
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	034_1, 035_2, 114_1, 032_1, 032_2
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	007_1, 015_3, 018_2, 028_2, 033_2, 038_2, 050_2, 054_2, 057_3, 077_2, 081_3, 082_1, 082_2, 086_3, 088_2, 092_2, 111_1, 114_1, 116_1, 117_1, 134_1, 135_1, 005_2, 032_2, 041_3, 065_3, 149_3
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	007_1, 050_1, 127_2, 065_3
<i>Lepadella donneri</i> Koste, 1972	035_2
<i>Lepadella</i> sp.	050_2, 053_2
<i>Lindia torulosa</i> Dujardin, 1841	096_2, 154_3
<i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse, 1851)	007_1, 028_2, 043_2, 057_3, 072_1, 077_2, 114_1, 134_2, 135_2, 139_2, 032_3, 083_3, 094_2, 153_2
<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	038_2, 114_2, 118_1, 135_2, 143_2
<i>Monommata aequalis</i> (Ehrenberg, 1830)	007_1
<i>Monommata</i> sp.	034_1
<i>Mytilina bicarinata</i> (Perty, 1850)	157_2
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	028_3, 086_3, 088_3, 032_2
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	015_3, 019_3, 034_1, 038_2, 114_1, 134_1, 032_1, 041_3
<i>Mytilina ventralis brevispina</i> (Ehrenberg, 1830)	034_1, 118_1
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832) *	038_2, 114_2, 134_2, 141_2, 142_2
<i>Notholca caudata</i> Carlin, 1943	067_2, 68_2, 092_2, 111_2, 114_2, 122_2, 126_2, 135_2, 143_2, 144_2, 032_2, 094_2,
<i>Notholca squamula</i> (Müller, 1786)	019_2, 019_3, 028_2, 038_2, 040_2, 042_2, 043_2, 052_2, 055_2, 057_2, 067_2, 078_2, 086_3, 144_2
<i>Paradicranophorus hudsoni</i> (Glascott, 1893)	143_2, 154_3
<i>Paradicranophorus sordidus</i> Donner, 1968	135_2, 154_3
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	096_2

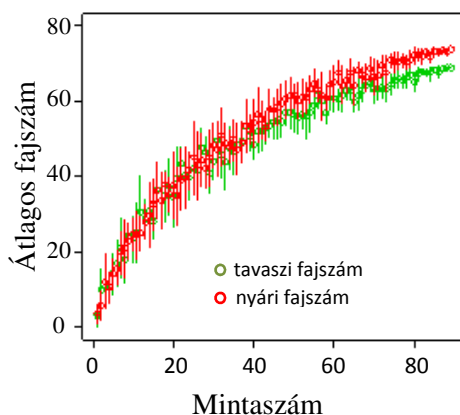
1. táblázat folytatása. Rotifera taxonok előfordulási adatainak összefoglalása a szántíz tó alapján. „*” a planktonikus taxonokat jelöli. A mintavételi helyek kódjai az 1. függelék szerint azonosíthatóak. A vastag betűtípus jelöli az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta.

Taxon lista	Mintavételi hely azonosító kód
<i>Pleurotrocha petromyzon</i> (Ehrenberg, 1830)	019_3
<i>Polyarthra</i> sp.	019_3, 034_1, 050_2, 054_2, 057_3, 081_2,, 086_3, 092_2, 114_2, 122_3, 139_1, 139_2, 141_2, 156_2, 005_2, 032_2, 032_3, 065_3, 083_3
<i>Proales cryptopus</i> Wulfert, 1935	019_3
<i>Proales daphnicola</i> Thompson, 1892	019_3, 028_3, 038_3, 057_3, 061_3, 075_3, 084_3, 092_1, 110_1, 113_1, 032_3, 083_3
<i>Proales</i> sp.	007_1, 009_3, 034_1, 071_1, 154_3
<i>Resticula melandocus</i> (Gosse, 1887)	005_2, 154_3
<i>Rhinoglena fertoeensis</i> (Varga, 1928) *	114_2, 118_2
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832 *	052_2, 090_2, 092_2, 122_2, 141_2, 144_1, 144_2, 005_2, 032_2, 153_2
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832 *	081_3, 122_3
<i>Synchaeta</i> sp.	028_3, 035_2, 126_1, 126_2, 139_1, 143_2
<i>Testudinella elliptica</i> (Ehrenberg, 1834)	033_2, 038_2, 086_2, 151_3
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	006_2, 007_2, 009_2, 015_2, 015_3, 018_2, 019_2, 019_3, 027_2, 028_2, 034_1, 034_2, 035_1, 038_2, 039_2, 043_3, 050_1, 050_2, 053_1, 053_2, 054_1, 054_2, 055_1, 055_2, 057_2, 057_3, 061_3, 068_3, 072_1, 077_2, 078_2, 081_3, 085_3, 086_2, 088_3, 110_2, 111_1, 111_2, 127_2, 139_2, 141_2, 005_2, 032_1, 032_2, 032_3, 065_3, 083_3, 157_2
<i>Testudinella parva</i> (Ternetz, 1892)	028_2, 057_2, 126_2, 142_2, 157_2
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	043_3, 088_2
<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	032_2
<i>Trichocerca rattus</i> (Müller, 1776)	028_3, 057_3
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851) *	122_3
<i>Trichocerca vernalis</i> (Hauer, 1936)	034_1, 129_1, 134_1
<i>Trichocerca</i> sp.	028_2, 034_1, 050_2, 086_2, 114_1, 116_1, 135_1, 136_1, 139_1, 005_2, 032_1
<i>Trichotria pocillum</i> (Müller, 1776)	015_3, 122_3, 032_2, 041_3,

A vizsgálatra kijelölt 110 időszakos szikes tavat figyelembe véve az átlagos taxon szám $6,56 \pm 5,48$ volt egy-egy élőhely esetén egy mintavételre jellemző átlagos taxon szám: $3,85 \pm 3,90$. A leggyakoribb fajoknak a következők bizonyultak *Cephalodella catellina* (45), *Testudinella patina* (36), *Lecane luna* (32), *Brachionus quadridentatus* (31) tóban fordult elő.

A száztíz mintavételi hely közül a természetes és közel természetes kategóriába tartozó 89-re vonatkoztatva az átlagos taxon szám tavanként $6,76 \pm 5,48$ volt. A továbbiakban ezeknek a tavaknak a Rotifera-együttesét elemzem részletesen.

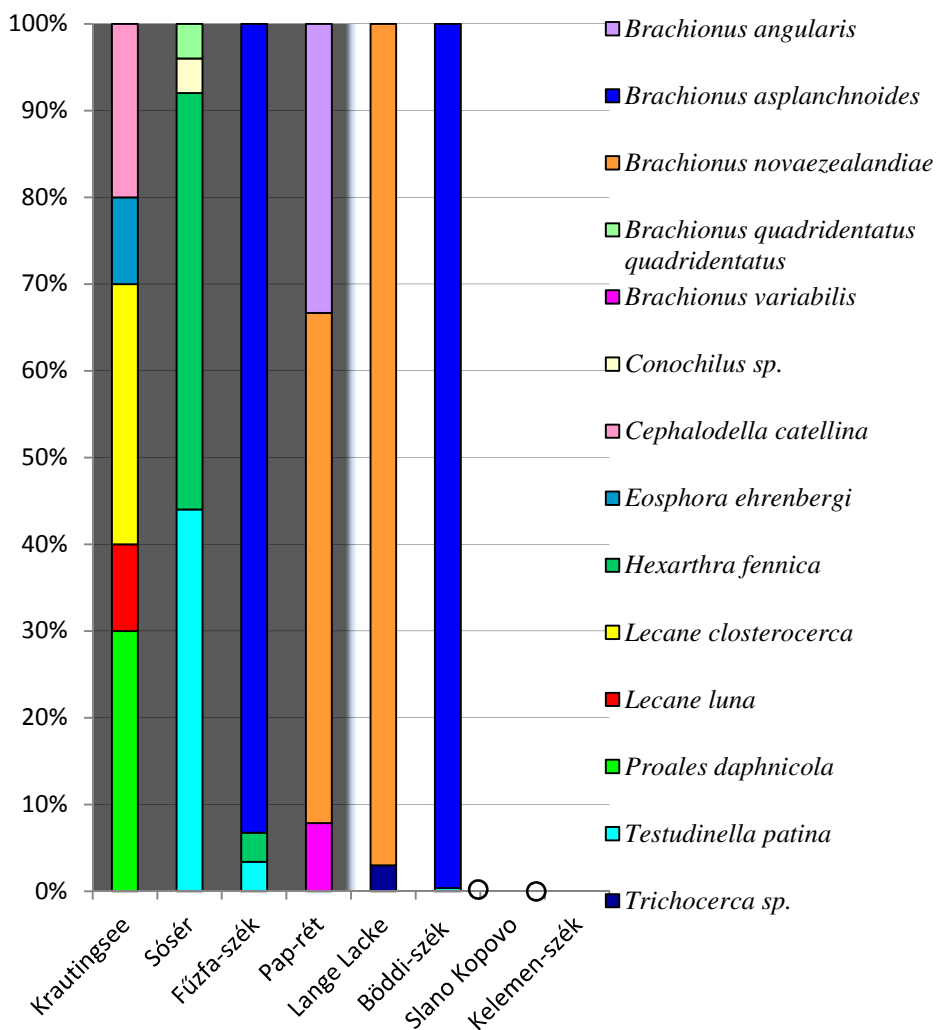
Tavasszal a *Bdelloidea sp.* (27), *C. catellina* (23), *T. patina* (23) fordult elő a legtöbb mintavételi helyen, míg nyáron a *L. luna* (27) és a *B. quadridentatus* (20). A tavaszi és nyári kerekeshéreg-együttes átlagos taxon száma hasonló, tavasszal $3,60 \pm 3,46$ míg nyáron $3,64 \pm 3,84$. Egy-egy mintavételi helyen a taxon szám tavasszal 0–14, nyáron 0–20 tartományban mozgott, mivel volt olyan élőhely, melyben a gyűjtés idején nem volt kerekeshéreg. A tavaszi és nyári fajkészlet 44,7 %-ban azonos fajokból állónak bizonyult. A nyári fajszám csak nagy mintaszámnál haladja meg a tavaszi minták átlagos fajszámát (3. ábra). Egyik görbe sem éri el a telítődési állapotot. Az összes taxonból 17 % egyszer, 15 % kétszer fordult elő.



3. ábra. A tavak kerekeshéreg közösségeinek faj-akkumulációs görbéi tavasszal és nyáron.

A szikes vizek között színük, fizikai tulajdonságaik alapján két egymástól szélsőségesen eltérő megjelenési típus különíthető el, melyek eltérő optikai sajátosságokkal jellemezhetőek. A zavaros, mely a nagy mennyiségű szerves lebegőanyagtól szinte teljesen átlátszatlan, korábbi irodalmakban „fehér vizűnek” nevezett típus, valamint a másik szélsőséges megjelenésű, a humin anyagoktól sötét, ugyanakkor nagy átlátszósággal jellemezhető, korábbi irodalmakban „fekete vizű” szikes. Ezek között azonban számos átmenetet (színátmenetet) figyelhetünk meg. Az összehasonlításhoz a két szélsőséges megjelenés tipikus képviselőit választottuk ki. Megvizsgáltuk, hogy a két típus Rotifera állományának összetétele ugyanazon időpontban eltér-e egymástól. A terepen megállapított szín alapján kiválasztottunk 4 fehér (Lange Lacke, Böddi-szék, Slano Kopovo, Kelemen-szék) és 4 fekete/barna (Kräutingsee, Sósér, Füzfa-szék, Pap-rét) vizű szikes vizet, melyeknek a betöményedett nyári időszakban meglévő kerekeshéreg-együttesét hasonlítottuk össze (4. ábra).

- a fajösszetételt tekintve a fekete vizű szikesek fajgazdagabbaknak (3–5 faj) bizonyultak: fehér vizű szikesekben csak néhány faj (2) van jelen, valamint esetenként a kerekeshéreg hiányozhatnak is a zooplankton-együttesből (Slano Kopovo – *Szerbia*, Kelemen-szék – *Magyarország*)
- a szikesekre jellemző *Brachionus asplanchnoides*, *Brachionus novaezealandiae* fajok egyaránt előkerültek fekete és fehér vizű tavakból is
- a denzitás alapján a kétféle tó típus nem különbözik, a bemutatott tavakban az átlagos egyedszám a fehérekben $17,1 \pm 26,1 \text{ ind l}^{-1}$ a feketékben $18,1 \pm 30,5 \text{ ind l}^{-1}$
- a minimális és maximális egyedszámok: fehér tavakban minimum: 0, maximum: $55,3 \text{ ind l}^{-1}$, fekete tavakban minimum: 1 ind l^{-1} , maximum: $59,1 \text{ ind l}^{-1}$

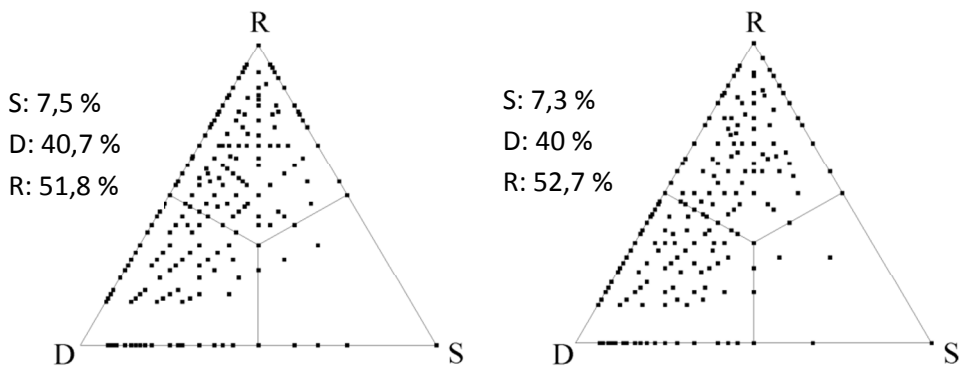


4. ábra. Fekete vizű (Krauting See, Sósér, Fűzfa-szék, Pap-rét) és fehér vizű (Lange Lacke, Böddi-szék, Slano Kopovo, Kelemen-szék) szikesek kerekeseleg fajösszetételének összehasonlítása a tavak nyári állapota alapján.

5.2. A kerekeshéreg-együttes szezonális változásának vizsgálata

5.2.1. A gamma diverzitás additív komponenseinek összevetése

A 89 kiválasztott tó tavaszi és nyári fajkészletének, együttes-szerkezeti elemeinek összevetése azt az eredményt adta, hogy az együttes a két évszakban nagyon hasonló jellegű. Mindkét évszakban magas fajgazdagságbeli különbözőség és fajkicserélődés jellemző, ebből kifolyólag hasonlóságuk kismértékű (5. ábra). A béta diverzitás (R+D) magas, tavasszal 92,5 % nyáron 92,7 %, mely elsősorban a nagyfokú fajkicserélődésnek köszönhető, nem pedig az egyes tavak közötti fajszámbeli különbözőségeknek. A fajgazdagság egyezése (S+R) alig különbözik tavasszal (59,3 %), és nyáron (60,0 %). A gamma-diverzitást meghatározó három együttes-szerkezeti elem közül az egymásba ágyazottság (S+D) bizonyult a legkisebb mértékűnek, tavasszal 47,9 %, nyáron 47,3 %.

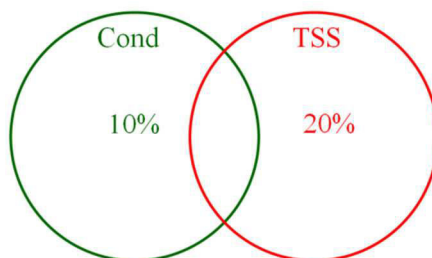


5. ábra. A kiválasztott 89 tó kerekeshéreg-együttesének jelenlét-hiány adatai alapján elvégzett SDR szimplex analízis eredménye évszakos bontásban. A rövidítések jelentése: S: hasonlóság, D: tavak fajgazdagság különbsége R: fajkicserélődés. Bal oldali ábra: tavaszi állapot, jobb oldali ábra: nyári állapot.

5.2.2. Az abiotikus és biotikus tényezők szerepe a kerekesféreg-együttes évszakos alakulásában

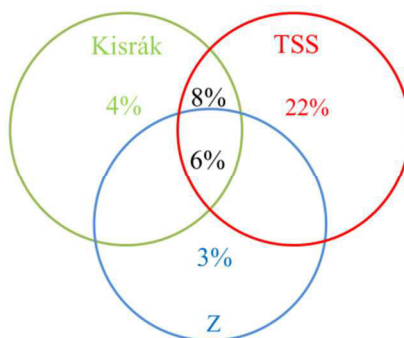
5.2.2.1. A fajszámot befolyásoló tényezők vizsgálata

Tavaszi mintákon elvégzett többszörös lineáris regresszió eredményeként szignifikáns hatást az összes lebegőanyag-tartalom ($p < 0,001$) és a vezetőképesség ($p < 0,001$) mutatott ($R^2 = 0,3853$). Variancia particionálás eredményeként a vezetőképesség 10 %-át, míg a lebegőanyag-tartalom 20 %-át magyarázta a varianciának, 72 %-a azonban megmagyarázatlan maradt (6. ábra).



6. ábra. A tavaszi fajszámot szignifikánsan befolyásoló hatások variancia particionálásának eredménye Cond: fajlagos vezetőképesség, TSS: összes lebegőanyag-tartalom.

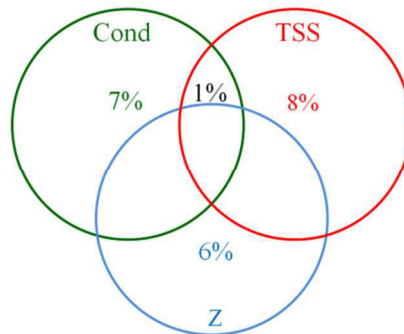
A nyári minták esetében szignifikáns hatást az összes lebegőanyag-tartalom ($p < 0,001$), a vízmélység ($p = 0,02$) és a kistrákok denzitása ($p = 0,02$) mutatott ($R^2 = 0,3933$). A variancia particionálás eredménye szerint a lebegőanyag-tartalom magyarázta a variancia legnagyobb hányadát (22 %-át, 7. ábra). A magyarázott variancia 43 %.



7. ábra. A nyári fajszámot szignifikánsan befolyásoló hatások variancia particionálásának eredménye, Kistrák: kistrákok denzitása, TSS: összes lebegőanyag-tartalom, Z: vízmélység.

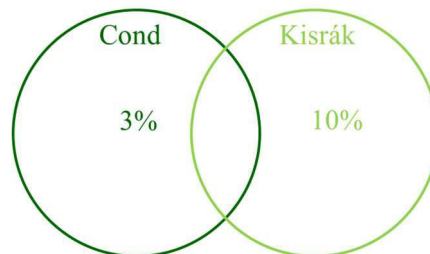
5.2.2.2. A denzitást befolyásoló tényezők vizsgálata

Tavaszi minták alapján a Rotifera közösség denzitásával a háttér változók közül szignifikáns negatív kapcsolat volt jellemző a ($R^2=0,221$) a vízmélység ($p=0,012$), a vezetőképesség ($p=0,006$) és a lebegőanyag-tartalom ($p=0,005$) esetében. A variancia particionálás eredményeként a magyarázott variancia: 22 % (8. ábra). A variancia nagy része (87 %) azonban nem bizonyult magyarázhatónak.



8. ábra. A variancia particionálás eredményének bemutatása a tavaszi denzitást szignifikánsan befolyásoló tényezők esetében. Cond: vezetőképesség, TSS: összes lebegőanyag-tartalom, Z: vízmélység.

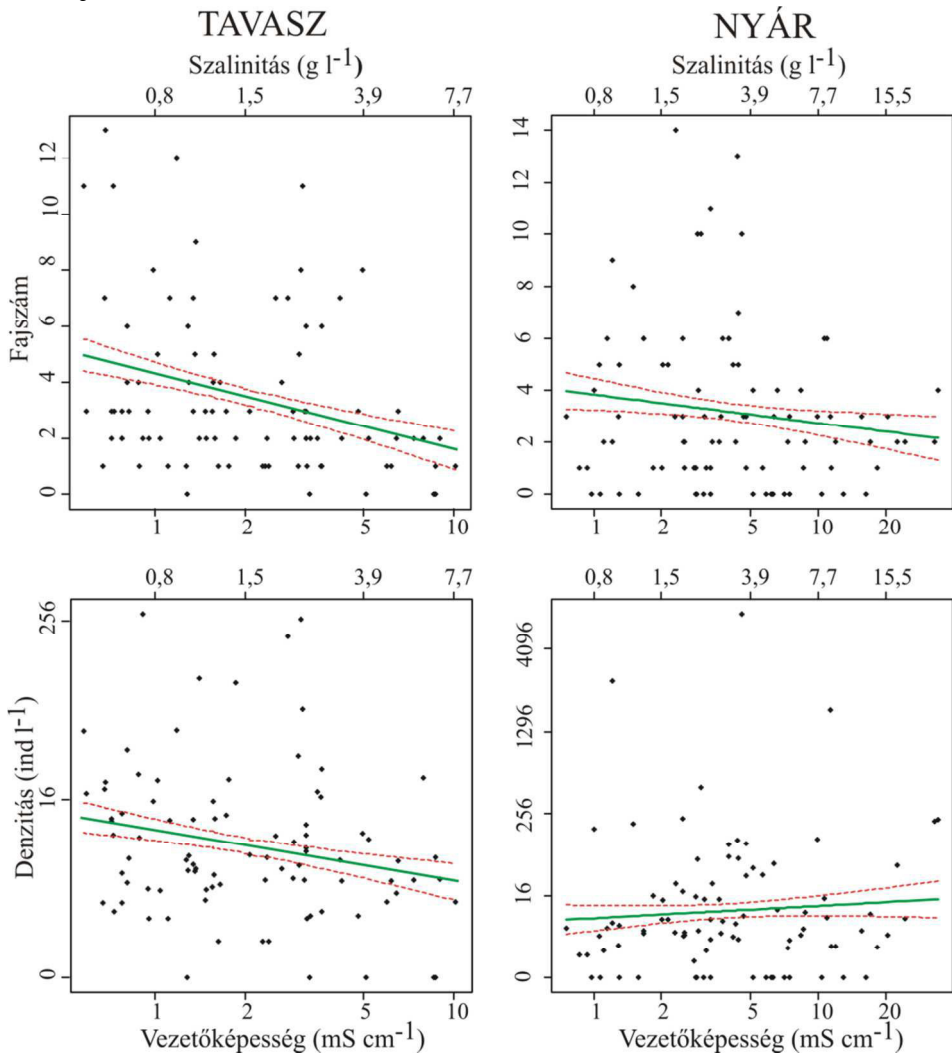
A nyári közösséget a vezetőképesség ($p=0,04$) és a kistrák denzitás ($p<0,01$) befolyásolta szignifikánsan, azonban együttesen is csak a variancia kis hányadát (13 %) magyarázták (9. ábra).



9. ábra. A variancia particionálás eredményének bemutatása a nyári denzitást szignifikánsan befolyásoló tényezők esetében. Cond: vezetőképesség, Kistrák: kistrákok denzitása.

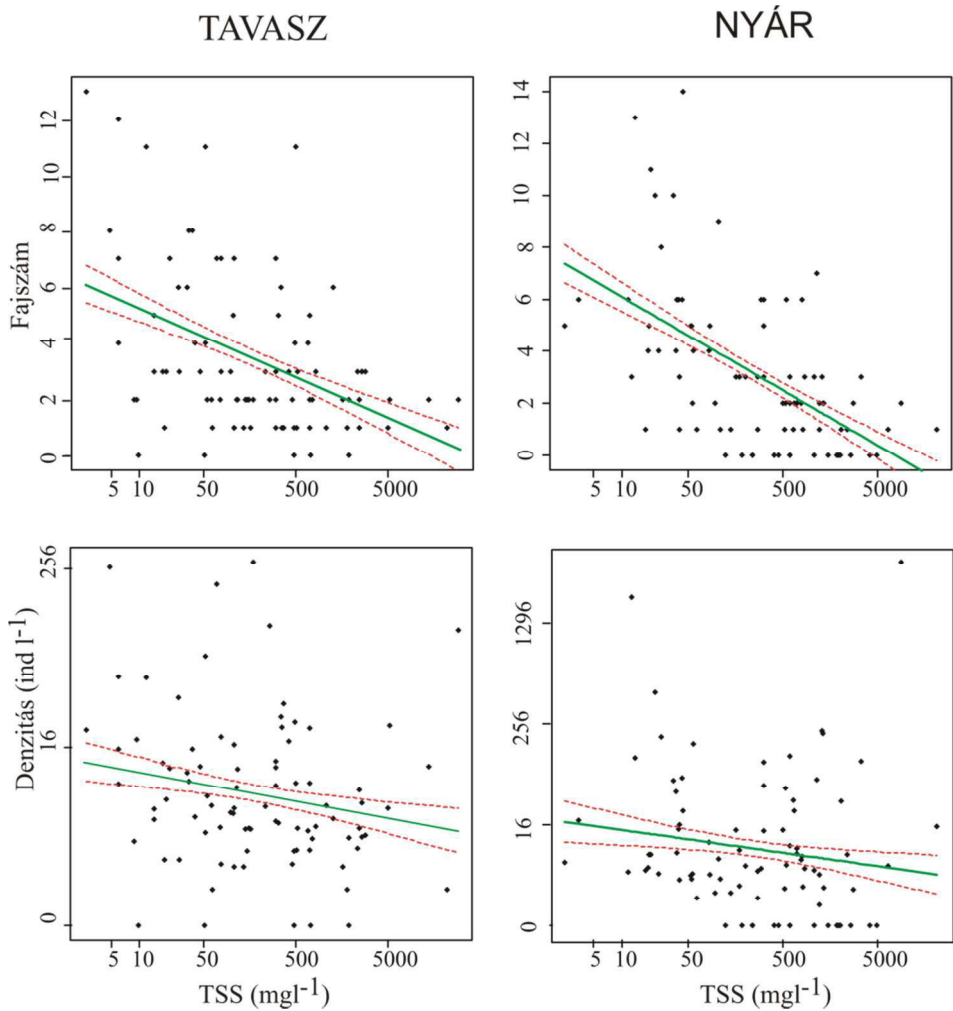
A vezetőképesség függvényében sem a fajszám sem az egyedszám esetében nem figyelhető meg drasztikus mértékű csökkenés. A lineáris regresszió azt mutatja, hogy a vezetőképességnek a tavaszi együttesre van szignifikáns hatása (10. ábra), amely mind a denzitás ($p=0,032$;

$R^2=0,052$), mind a fajszám ($p<0,01$; $R^2=0,098$) esetében negatív, erőssége azonban nem jelentős. Ez a szikes tavakban erősen változó tényező nyáron nem befolyásolja szignifikánsan a kerekeshéreg-együttest (fajszám: $p=0,192$; $R^2=0,019$; denzitás: $p=0,495$; $R^2=0,005$). A denzitással való gyenge összefüggést (8. ábra) a szinte vízszintes egyenes mutatja.



10. ábra. A vezetőképesség és fajszám valamint a denzitás összefüggésének bemutatása egyszerű lineáris regressziós illesztéssel. Folytonos vonal az illesztett lineáris regressziós egyenes, a szaggatott vonal az átlag szórása: \pm SE. Az X tengely logaritmizált, a denzitás esetén az Y tengely köbgyökölt.

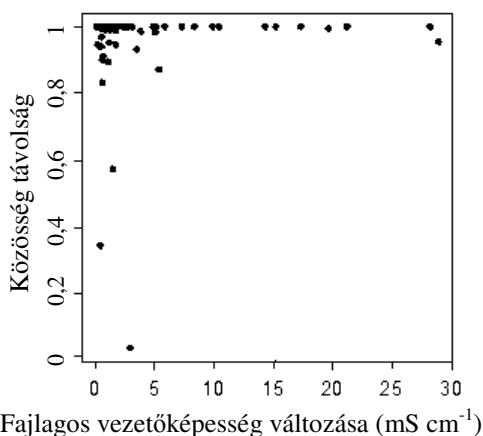
Az összes lebegőanyag-tartalom (TSS) a tavaszi ($p < 0,001$; $R^2 = 0,188$) és a nyári ($p < 0,001$; $R^2 = 0,312$) mintavételkor a fajszámra egyaránt szignifikáns hatásnak bizonyult. (11. ábra.). A denzitás esetében azonban egyik évszakban sem tapasztalható szignifikáns kapcsolat a lebegőanyag-tartalommal (tavasz: $p = 0,077$; $R^2 = 0,036$, nyár: $p = 0,158$; $R^2 = 0,024$).



11. ábra. A fajszám és denzitás összefüggésének bemutatása az összes lebegőanyag-tartalom koncentrációjával (TSS). Folytonos vonal az illesztett lineáris regressziós egyenes, a szaggatott vonal az átlag szórása: \pm SE. Az X tengely logaritmizált.

5.2.3. A kerekcsféreg-együttes változása egy tavon belül lezajló vezetőképesség-növekedés függvényében

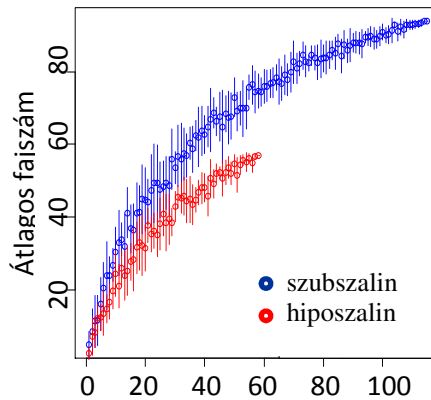
A tavaszi és nyári együttesek hasonlóságát összevetve a vezetőképesség évszakos változásának mértékével megállapítható, hogy 5 mS cm^{-1} -nél nagyobb fajlagos vezetőképesség-növekedés, töményedés, az együttes teljes kicserélődését okozza, fajváltáshoz vezet (12. ábra).



12. ábra. Rotifera fajkicserélődés (species turnover) a vezetőképesség évszakos változás mértékének függvényében.

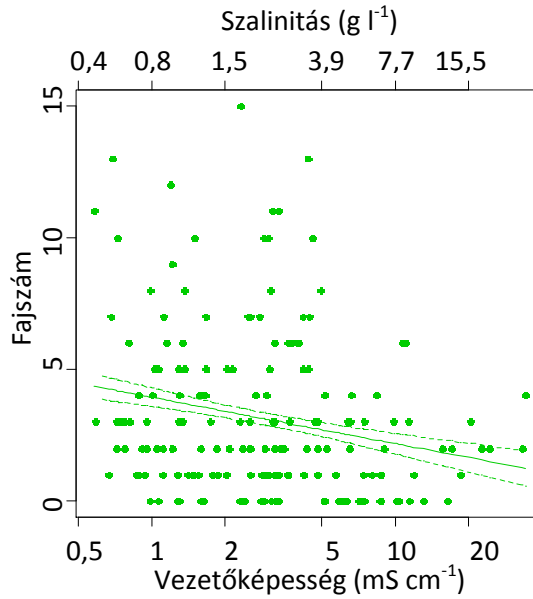
5.3. A sótartalom hatásának vizsgálata a kerekcsféreg-együttesre a teljes vezetőképességi gradiens mentén

Megvizsgáltuk, hogy a nemzetközileg elfogadott Hammer-féle (1986) szalinitási tartományokban a mintaszám függvényében hogyan alakul a várható fajszám. Eredményeink szerint a különböző sótartomány kategóriákban a faj-akkumulációs görbe telítődése között eltérés figyelhető meg. Az alacsonyabb tartományban magasabb fajszám várható. A görbe az általunk vizsgált, meglehetősen magas mintaszám mellett sem telítődött (13. ábra).

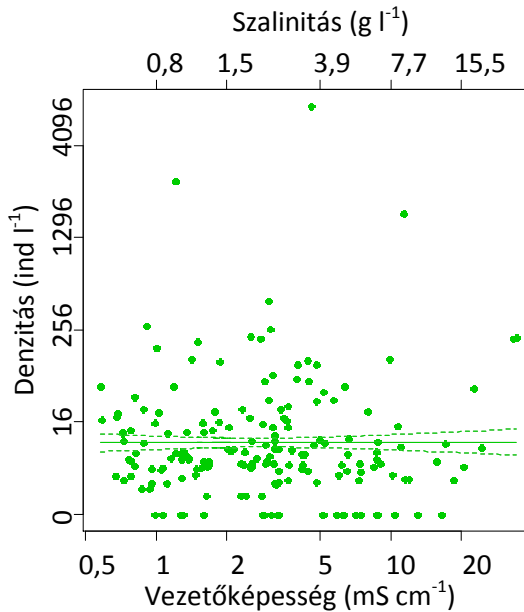


13. ábra. Faj-akkumulációs görbe Szubszalin kategória: 0,5-3 g l⁻¹, hiposzalin kategória: 3-20 g l⁻¹.

A vezetőképesség hatásának skála függését vizsgálva, a tavaszi és nyári mintákat egyben kezelve is elvégeztük a fajszám (14. ábra) és a denzitás (15. ábra) esetében a lineáris regressziós illesztést, melynek eredménye hasonló a kisebb skálán kevesebb adattal történt illesztéshez. A fajszámra a hatás szignifikáns, de nem jelentős ($p=0,003$; $R^2=0,038$), míg a denzitás a sótartalommal nem mutat szignifikáns kapcsolatot ($p=0,747$; $R^2=0,001$).

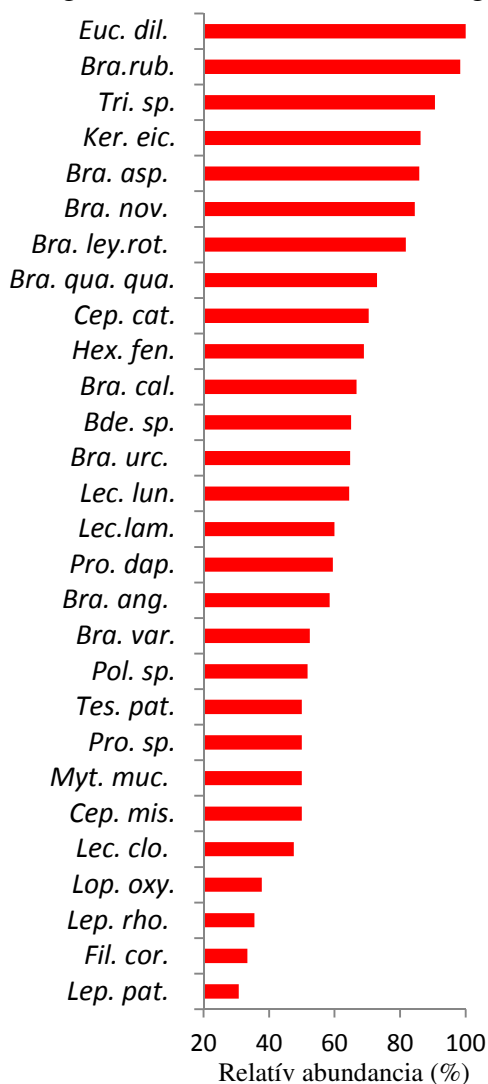


14. ábra. A fajszám változásának bemutatása a teljes logaritmizált vezetőképességi skála mentén, lineáris regresszióval. Folytonos vonal az illesztett lineáris regressziós egyenes, a szaggatott vonal az átlag szórása: \pm SE.



15. ábra. A denzitás változásának bemutatása a teljes logaritmizált vezetőképességi skála mentén, lineáris regresszióval. Folytonos vonal az illesztett lineáris regressziós egyenes, a szaggatott vonal az átlag szórása: \pm SE.

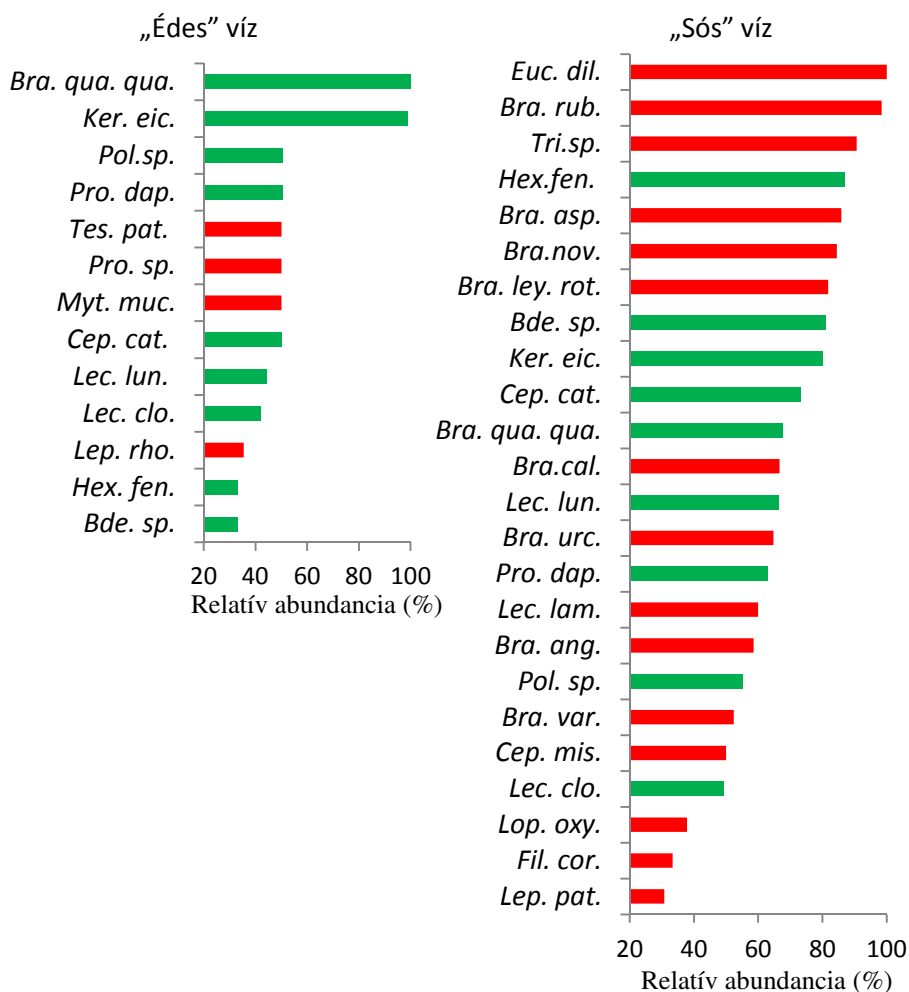
Az irodalmi határértékek alapján a kontinentális sós és édes vízi adatokat felhasználva összehasonlítottam az „édes” vagy a „sós” víz kategóriába sorolható tavak nyári kerekeshéreg-együttesében milyen fajok milyen arányban fordulnak elő. Azokat a fajokat vettem figyelembe, melyek 30 %-nál nagyobb relatív abundanciával voltak jelen az együttesekben, így összevethető, hogy valóban különbség figyelhető-e meg a különböző határértékeknek kialakított „édes” vagy „sós” kategóriába sorolt tavak domináns együttesében.



A Hammer (1986) által meghatározott édes és szubszalin kategória határaként meghatározott koncentrációnál ($0,5 \text{ g l}^{-1}$) a vizsgált tavakban nyáron a sótartalom magasabb volt, így minden mintavételi hely a „sós” vízi tartományba esett, ezért a fajok is ebben a kategorizálásban sós vízieknek tekinthetők (16. ábra). Összesen 28 taxon volt jelen a nyári mintákban 30 %-os arányt meghaladó arányban.

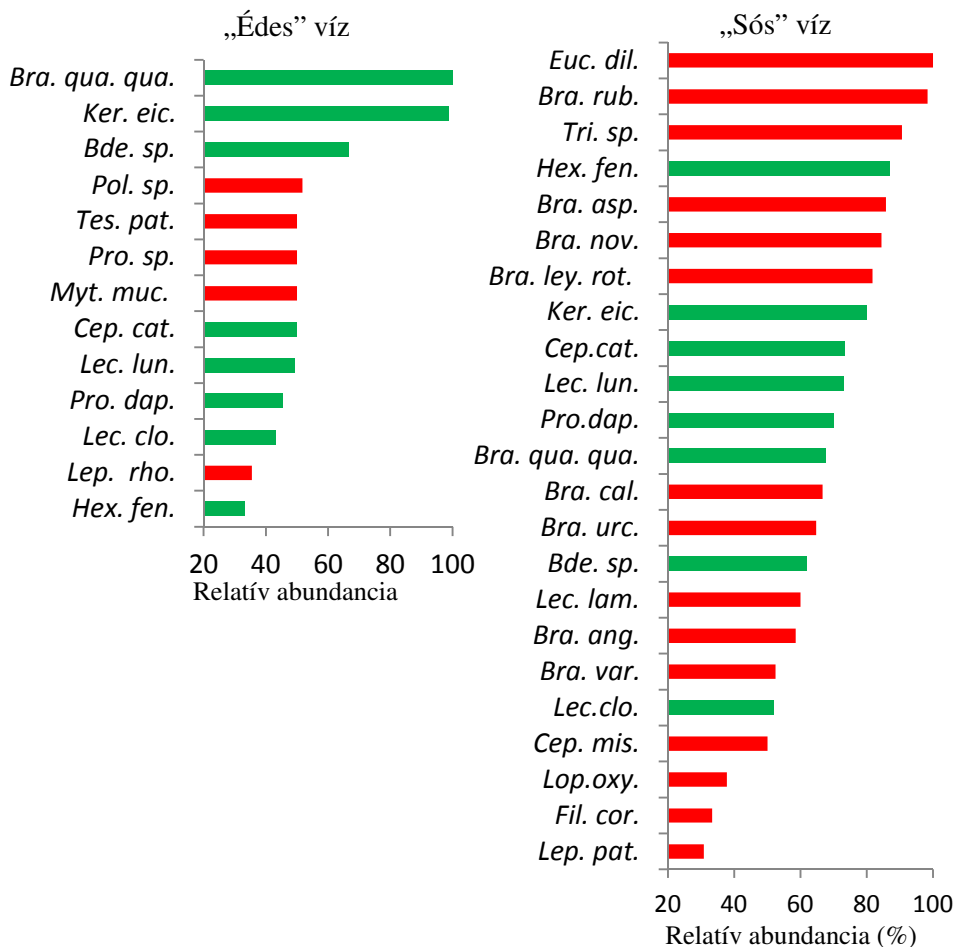
16. ábra. Hammer féle $0,5 \text{ g l}^{-1}$ szalinitási határértékalapján való csoportosítás eredménye nyáron. A zöld oszlopok a közös előfordulásokat jelölik.

A Löffler (1961) által megjelölt „édes” vízi szalinitási tartomány 1 g l⁻¹-ig terjed. A nyári mintákban 13 taxon volt „édes” vízben és 24 taxon „sós” vízben, 9 taxon mindkét tartományban előfordult. Az alacsonyabb sótartalmú tavakban 100 %-os dominanciájú *Keratella eichwaldii* és *Brachionus quadridentatus quadridentatus* a másik tartományban 80 %-os és 67 %-os relatív abundanciájúnak bizonyult. A *Hexarthra fennica* az „édes” vízben csupán 33 %-kal jellemezhető, míg a „sós” tartományban 87 %-át alkotta kerekeshéreg közösségnek. Az *Euchlanis dilatata* és *Brachionus rubens* fajok 3-3 természetes állapotú tóban domináltak tág tűrőképességüknek köszönhetően. (17. ábra).



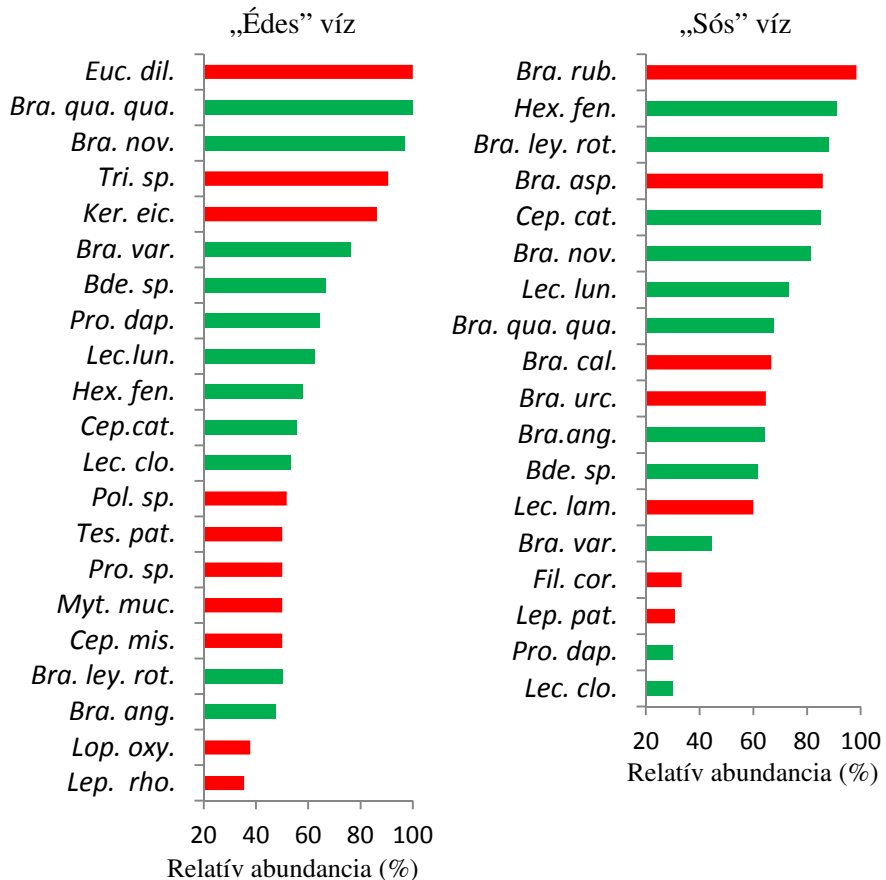
17. ábra. A Löffler-féle 1 g l⁻¹ szalinitási határértékalapján való csoportosítás eredménye nyáron. A zöld oszlopok a közös előfordulásokat jelölik.

Ruttner-Kolisko (1971) 1,5 g l⁻¹-es szalinitási határértékét figyelembe véve az előzőhöz nagyon hasonló képet kapunk. A két kategóriában szinte ugyanazok a taxonok vannak jelen, hasonló relatív gyakorisági átlaggal. Megállapítható, hogy nyáron a két kategória között 8 közös taxon található, 15 taxon csak a nagyobb sótartalmú mintavételi helyeken fordult elő (18. ábra).



18. ábra. A Ruttner-Kolisko-féle 1,5 g l⁻¹ szalinitási határérték alapján való csoportosítás eredménye nyáron. A zöld oszlopok a közös előfordulásokat jelölik.

A legmagasabb határértéket (3 g l^{-1}) Hammer (1986) határozta meg. Ez tekinthető a kontinentális vizek esetében a sós víz határértékének. Nyáron a 3 g l^{-1} alatti kategóriában 21 olyan mintavételi hely volt, melyben valamilyen kerekeshéreg taxon 30 %-nál nagyobb relatív gyakoriságot ért el, a 3 g l^{-1} fölötti szalinitású tavak között pedig 18. Mindkét kategóriában előforduló közös taxonok száma 11. A domináns fajok közül sem a *Brachionus rubens* sem a *Brachionus asplanchnoides* nem volt jelen az „édes” vízben (19. ábra). A „sós” vízben szintén magas relatív gyakoriságú taxonok közül a *H. fennica* (91 %) és a *B. leydigii rotundus* (88 %) az alacsonyabb szalinitású kategóriában is előfordult, de kisebb gyakorisággal (*H. fennica* – 57 %, *B. leydigii rotundus* – 50 %).



19. ábra. A Hammer féle 3 g l^{-1} szalinitási határértékalapján való csoportosítás eredménye nyáron. A zöld oszlopok a közös előfordulásokat jelöli.

Ezt követően saját eredményeink alapján határoztuk meg, hogy mely fajok, milyen vezetőképességi értéknél képesek nagy egyedszámú közösséget alkotni. Ehhez a kiértékeléshez azoknak a fajoknak a relatív abundancia értékeit vettük figyelembe, melyek legalább öt mintából előkerültek, majd megállapítottuk, hogy melyik faj milyen szalinitási optimummal jellemezhető (20. ábra).

A magasabb vezetőképességi értékeknél egyértelműen elkülönül a *Brachionus asplanchnoides*. Ez a faj 11 mintában fordult elő és bár már $1,059 \text{ mS cm}^{-1}$ vezetőképességi értéknél megjelenik ($0,2 \text{ ind l}^{-1}$) igazán tömeges populáció csak a magasabb tartományban fejlődik ki (pl.: $22,5 \text{ mS cm}^{-1}$ vezetőképességi értéknél az abundancia $55,1 \text{ ind l}^{-1}$; 33 mS cm^{-1} vezetőképességi értéknél az egyedszám 155 ind l^{-1}). Az előző kiértékelésnél nagy abundanciával jellemezhető *Euchlanis dilatata* és *Brachionus rubens* fajok már nem szerepelnek ezen az ábrán, mivel nem fordultak elő 5 mintavételi helyen.

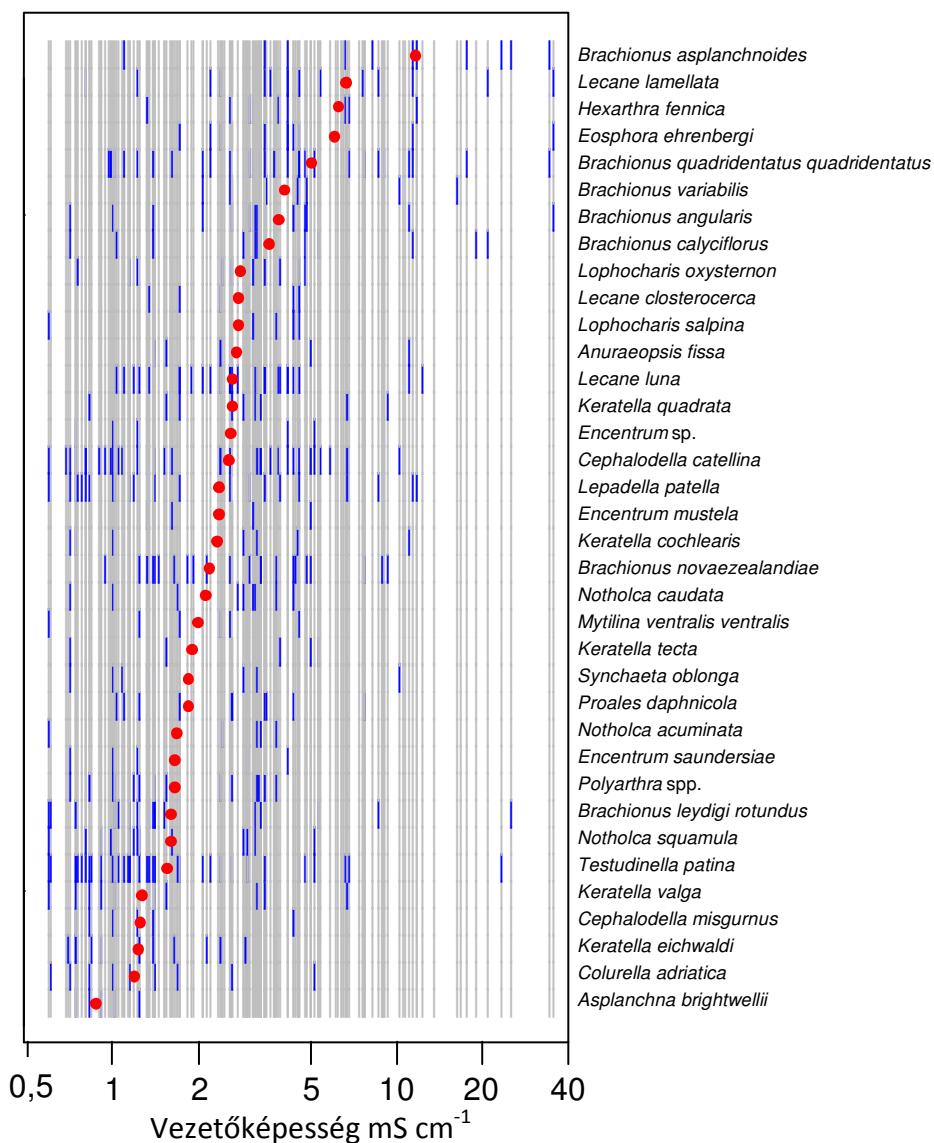
Az alacsonyabb vezetőképességi értékeknél olyan fajok jelenléte figyelhető meg, melyek sós vizekből ismertek, a *Lecane lamellata* 16, a *Hexarthra fennica* 9, az *Eosphora ehrenbergi* 10 mintában fordult elő. A *L. lamellata* a maximális egyedszámot (204 ind l^{-1}) $34,1 \text{ mS cm}^{-1}$ vezetőképességnél éri el, ugyanennél az értéknél mutat maximális denzitást az *E. ehrenbergii* faj is ($10,4 \text{ ind l}^{-1}$). A szikesek jellemző szervezeteként ismert *H. fennica* ettől alacsonyabb vezetőképességnél ($11,32 \text{ mS cm}^{-1}$) érte el egyedszám maximumát (1640 ind l^{-1}).

A magasabb vezetőképességi értékeknél jellemző *Brachionus* fajok $0,938 \text{ mS cm}^{-1}$ érték felett már megjelennek, azonban optimumuk ettől lényegesen magasabb tartományt fed le.

Az ábra középső harmadán azok a fajok láthatóak, melyek már 1 mS cm^{-1} vezetőképességnél megjelennek, de optimumuk $1,5$ és 3 mS cm^{-1} között található. Ezek leginkább eurihalin szervezetek, de néhányuk a magasabb vezetőképességű szikesek ismert faja pl: *Brachionus novaezealandiae*, *Brachionus leydigii rotundus*.

Az alacsony vezetőképességű alsó harmadban olyan fajok vannak jelen zömmel, melyek édesvizek planktonjában is gyakoriak (*Colurella adriatica*, *Keratella valga*). Ez alól a *Keratella eichwaldii* jelent kivételt, mivel eddig csak tengerből írták le.

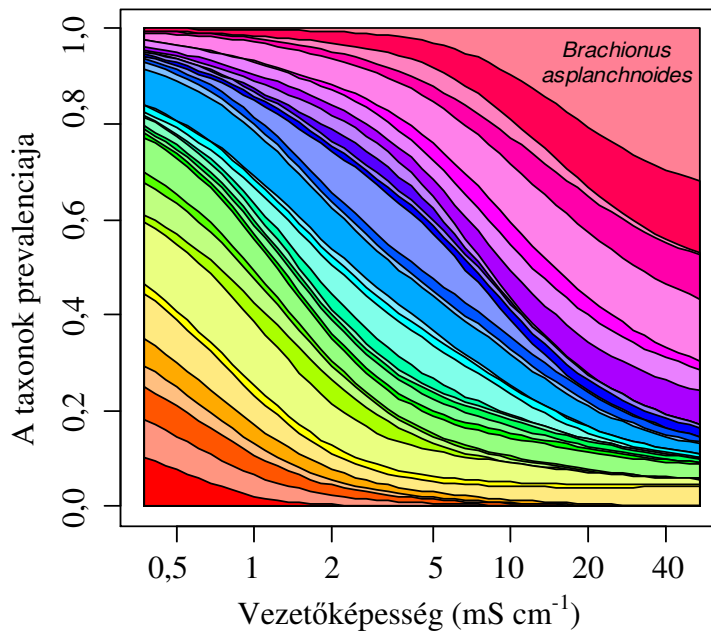
A felmérés alapján a legkevésbé sótűrő fajnak az *Asplanchna brightwellii* bizonyult, mely csupán 5 mintában fordult elő. A maximális vezetőképesség, melynél a faj még előfordult $1,28 \text{ mS cm}^{-1}$, a legnagyobb abundanciát 1 mS cm^{-1} alatti tartományban érte el. A fajváltás folyamatos, látható, hogy hogyan tolódik el az optimum pont a vezetőképességi skála mentén és hogyan váltják fel az inkább édesvizekben megtalálható fajokat azok, melyek magasabb vezetőképességi optimummal jellemezhetőek.



20. ábra. Kerekesféreg rang abundancia bemutatása a 89 kiválasztott tó tavaszi és nyári adatait egyben kezelő logaritmikus skálán ábrázolt vezetőképességi grádiens mentén. Szürke oszlopok: az előfordulási helyek szalinitási értékei, kék vonalak: az adott faj előfordulása a mintavételi hely vezetőképességi értékénél, piros pontok: a fajok előfordulásának átlagos vezetőképességi értékei (becsült szalinitási optimuma).

Ugyanezt az átmenetet támasztja alá a következő elemzés. A fajok prevalenciáját bemutató ábrán (21. ábra) látható, hogy a vezetőképesség-növekedésével a *B. asplanchnoides* abundanciája nő legjelentősebben (az eredmény összhangban van a 20. ábrán bemutatottakkal).

Az alacsonyabb sótartalmú tartományban nagyobb prevalenciát mutató fajok a vezetőképesség-növekedésével fokozatosan eltűnnek a közösségből. Ezzel párhuzamosan a nagyobb szalinitást kedvelő taxonok válnak tömegessé.



21. ábra. A Rotifera fajok prevalenciájának bemutatása a tavak logaritmizált vezetőképességi tengelye mentén. A fajok sorrendje felülről lefelé megegyezik a 20. ábra fajainak sorrendjével.

5.4. A funkcionális csoportokat befolyásoló hatások vizsgálata

A funkcionális csoportok esetében elsőként külön-külön megvizsgáltuk, hogy mely tényezőkkel mutatnak szignifikáns kapcsolatot. Majd ezt követően azt elemeztük, hogy a két guild arányára hogyan hatnak ugyanezek a tényezők.

Mikrofágok előfordulását befolyásoló tényezők:

A többszörös lineáris regresszió eredményeként ($R^2=0,1548$) két marginálisan szignifikáns tényező volt, mely a mikrofágok biomasszájával kapcsolatban összefüggést mutatott, az a-klorofill-koncentráció negatív ($p=0,92$), a Cladocera biomasza pedig pozitív ($p=0,071$) kapcsolatra utal.

A „manual stepwise selection” után a Cladocera maradt szignifikáns tényező ($p=0,020$; $R^2=0,0769$)

„Ragadozók” előfordulását befolyásoló tényezők:

Többszörös lineáris regresszió eredménye ($R^2=0,3322$) szerint: marginális szignifikáns negatív kapcsolat az a-klorofill-koncentrációval ($p=0,0748$) és gyengén szignifikáns a Secchi-átlátszósággal ($p=0,048$).

A „manual stepwise selection”-t követően ($R^2=0,2604$) az a-klorofill-koncentráció ($p=0,017$) és a Secchi átlátszóság ($p=0,019$) bizonyult szignifikáns negatív összefüggésnek. A Copepoda-k biomasszájával kapcsolatban marginális negatív összefüggést találtunk ($p=0,05$).

A guild arányt befolyásoló tényezők:

A többszörös lineáris regresszió eredményeként a Cladocera-kal szignifikáns pozitív ($p=0,0312$) a Copepoda-kal marginálisan szignifikáns ($p=0,0649$) negatív hatás volt megfigyelhető.

6. Értékelés

6.1. A kerekcsféreg-együttesek főbb jellemzői

A 125 000 km² nagyságú mintaterület igen nagy fajkészlettel jellemezhető (105 taxon), a kimutatott taxonok közül azonban csak néhány van jelen egyidejűleg egy-egy mintavételi helyen. Az egyszeri mintavételi időpontra jellemző átlagos taxon szám ($3,85 \pm 3,9$), vagy az egy-egy kisvízre jellemző átlagos taxon szám ($6,56 \pm 5,48$) is sokkal alacsonyabb, mint a mérsékelt övben egy tóból elméletileg várható fajszám (150). Ennek egyrészt az az oka, hogy mintavételünk a nyíltvízre korlátozódott, mely zooplankton tekintetében is kevesebb fajjal jellemezhető élettér, mint a litorális régió (Duggan 2001, Kuczyńska-Kippen és Wiśniewska 2007), másrészt az ennyire változékonny környezeti feltételekhez kevés faj képes alkalmazkodni, így a betöményedett állapotra általában alacsonyabb fajszám jellemző (Hammer 1986).

A Kárpát-medence időszakos szikeseinek XX. századi állapotáról Megyeri munkássága révén van ismeretünk. Vizsgálatsorozatai alapján a szikes élőhelyek fajkészletével kapcsolatban eredményeinkhez hasonló megállapításokat tett. A teljes mesozooplankton fajszegénynek tartja, egy-egy mintavételi időpontban 4, 5, de sokszor csak 1, 2 faj alkotta az együttest (Megyeri 1974). Gyakori jelenség, hogy a kiskisrások kiszorítják a kerekcsféregket és a betöményedett kisvizekben az *Arctodiaptomus spinosus* alkotja a zooplanktont.

Munkáiban hangsúlyozza, hogy a tavaszi fajszám a nyárinál magasabb (Megyeri 1959, 1975), azonban ezt a megfigyelését a mi vizsgálataink nem támasztották alá. Mind a kora tavaszi, mind a kora nyári időpontban hasonló taxon számokat tapasztaltunk. A fajtelítődési görbe alapján a nyári együttes csak nagy mintaszámnál mutat némi fajszám növekedést. Ez azonban messze nem hasonlítható össze a kontinentális tavakra jellemző nyári fajszám növekedéssel. Feltételezhető, hogy a kora tavaszi és kora nyári állapot fajszámának hasonlóságát a mintavételi időpont is okozhatja, mivel nem a közvetlen kiszáradás előtti extrém betöményedett állapotban történt a gyűjtés. Elképzelhető, hogy a késő nyári, kiszáradás közeli állapotban lévő élőhelyen valóban extrém alacsony a fajszám. Ez a tény további vizsgálatot igényel, egy vegetáció perióduson belüli nagyobb mintavételi gyakorisággal tanulmányozható kérdés.

A leggyakoribb fajoknak kozmopolita, ubiquista szervezetek bizonyultak: *Cephalodella catellina* (45 mintavételi helyről került elő), *Testudinella patina* (36), *Lecane luna* (32), *Brachionus quadridentatus* (31) (Tóth *et al.* 2014).

Az említett fajok tág tűrőképességűek, egyaránt megtalálhatóak állandó édes vizű, valamint időszakos és állandó vizű, sekély sós vizekben (Viayah és Špoljar 2012).

Az egyszeri (17 %) és kétszeri (15.23 %) előfordulású fajok százalékos aránya felmérésünk során jóval alacsonyabb volt, mint azt más arid területeken végzett kutatásokban tapasztalták, igaz ezek a kutatások kevesebb mintavételi helyen történt gyűjtések eredményeit értékelik, mint ez a gyűjtéssorozat, így ez is magyarázhatja a ritka előfordulások nagy százalékát. USA-ban 65,1 % egyszeri előfordulási arányt írtak le 10 mintavételi helyről (Walsh *et al.* 2007), a mexikói Chihuahua sivatagban végzett intenzív Rotifera kutatások szintén magas százalékot mutattak ki: Walsh és mtsai (2008) 48 mintavételi helyen gyűjtöttek kontinentális sós tavakban. Összesen az 57 taxonból 33,3 % egyszer, 21,7 % kétszer fordult elő. Ugyancsak ezen a száraz területen végeztek gyűjtéssorozatot Wallace és munkatársai (2008), 36 mintaterületről 106 taxont írtak le, melyek közül az egyszeri és kétszeri előfordulások aránya 62 % volt.

Ezek a munkák is hangsúlyozzák a száraz területeken élő kozmopolita fajok nagy arányát. Azonban ezt az állítást mértéktartóan kell kezelnünk, mivel egyre több kutatás bizonyítja azt, hogy a kozmopoliták aránya a Rotifera-k esetében jelentősen túlbecsült (Wallace *et al.*, 2008, Fontaneto *et al.* 2007). Az okok között meg kell említeni, hogy a nehezen azonosítható fajok helytelen identifikálásával pontatlan előfordulási adatok is szerepelnek az irodalomban, továbbá a kriptikus fajképződéssel létrejövő új fajok azonosítása biztosan csupán genetikai módszerekkel lehetséges (pl.: *Brachionus plicatilis* – Gómez 2005, *Brachionus calyciflorus* – Gilbert és Walsh 2005).

Sajnálatos tény, hogy a Megyeri által vizsgált tavak faunájának változását nem állt módunkban tanulmányozni, mivel az eltelt időszak alatt végbement emberi tevékenység következtében az élőhelyek nagy része eltűnt. Az általa referencia területnek tartott Bugaci tavak (Megyeri 1958, 1974) kiszáradtak, ahogyan a fülöpházi szikesek (Megyeri 1975) is. Számos olyan tó van, mely jelentős emberi beavatkozás következtében elveszítette szikes jellegét, ilyenek a Kunfehértónál lévő szikes tó, mely jelenleg strandként üzemel, akárcsak a Gyopárosfürdő, másokat halasítási céllal hasznosítanak pl: szegedi Fehér-tó, kunhalasi Fehér-tó.

A kardoskúti Fehér-tó, a Kakasszék és Ószeszéki-tó összehasonlítható, azonban ezek közül mindössze a kardoskúti Fehér-tó szerepel a részletes kiértékelésű 89 mintavételi hely között. A kardoskúti Fehér-tó sem Megyeri adatai, sem pedig az általunk kimutatott kerekeshéreg fajok alapján nem mutat tipikus szikes jelleget. Az említett másik két tó, csak a 110 mintavételi hely között van feltüntetve. Megyeri felmérései is a szikesekre nem jellemző, fajgazdag Rotifera-együttesről adnak képet, de mindkét tóból közölt az általa szikesekre jellemzőnek tartott fajokat is (Kakas-szék: *Monostyla (Lecane) lamellata* és az Ószeszéki-tó: *Lecane ichthyoura*). Saját vizsgálataink faunisztikai adatai alapján a kerekeshéreg-együttes szintén fajgazdag mindkét helyen, viszont nem mutattuk ki lehetséges karakter fajok jelenlétét ezekben a tavakban. Szintén Megyeri vizsgálataira kell visszautalnunk a tavak színének zooplankton-együttes összetételére gyakorolt hatásával kapcsolatban. Megállapította, hogy a barna/fekete vizű szikesek fajgazdagabb mesozooplankton-együttesel jellemezhetőek, mint a fehér vizűek (Megyeri 1959). Mi külső megjelenés alapján 4 tipikus fekete és 4 fehér szikes kiválasztása után a nyári fajösszetételt hasonlítottuk össze. Eredményünk összhangban van a Megyeri által leírtakkal, a fekete vizű szikesekben 3–5 fajt, míg a fehér vizűekben 2 fajt mutattunk ki, két tó esetében pedig a kerekeshéreg hiányzott a mesozooplanktonból. A fekete vizű szikesek színe az oldott humin anyagokból származik. A legtöbb Rotifera ezzel szemben tág tolerancia spektrummal jellemezhető, Bērziņš és Pejler (1989b) megállapításukat 1000 mg l⁻¹ Pt (platina koncentráció) tartományban történt vizsgálatukra alapozzák. A mi tavainkban pedig a legmagasabb érték 7094 mg l⁻¹. Mivel azonban ezek a tavak bizonyultak fajgazdagabbnak nem ebben kell limitáló hatást keresnünk.

A fehér vizű szikesek esetében a lebegőanyag-tartalom nagy része szerves (V.-Balogh *et al.* 2010), ennek ellenére például *Arctodiaptomus spinosus* laboratóriumi tenyészetben való táplálására alkalmas (Herzig *szóbeli közlés*), valószínűleg a felszínén kialakult élőbevonat megfelelő tápanyagot tartalmaz. Egyedszámokat tekintve mindkét típus változó denzitású kerekeshéreg-együttesel jellemezhető (a fehér tavakban minimum: 0, maximum: 55,3 ind l⁻¹, fekete tavakban minimum: 1 ind l⁻¹, maximum: 59,1 ind l⁻¹). A fajok között pedig találunk olyat, mely mindkét tó típusban előfordul (pl: *Brachionus asplanchnoides*). Gyűjtési sorozatunk alapján nem nevezhetünk meg tipikus fehér, vagy fekete vizű kerekeshéreg taxont. Tehát a tavak színével összefüggő fajösszetételt valószínűleg nem a szerves lebegőanyag határozza meg. Az irodalomban az élőhely típusra

jellemzőnek megnevezett fajok listája a kutatások eredményeinek köszönhetően változott.

Megyeri (1959) kutatásait összefoglaló munkájában több taxont említ hazai szikeseink jellemző fajaként *B. leydigii rotundus*, *B. novaezealandiae*, *Lecane lamellata*, *Lecane ichthyoura* (Syn: *Lecane ohioensis*), *Lecane luna*, *Polyarthra dolychoptera*, *Hexarthra mira*, melyek közül natrofilként három fajt nevez meg: a *B. leydigii rotundus*-t, *L. ichthyoura*-t és a *L. lamellata*-t.

További kutatások után azonban leszűkítette a kört 3 taxonra (Megyeri 1970), így a Kárpát-medence szikeseire az általa megállapított jellemző fajok a következők: *L. ichthyoura* (syn: *L. ohioensis*), *L. lamellata*, *B. novaezealandiae*.

A mi felmérésünk eredménye, hogy a vizsgált területen nem a sós vízi specialisták voltak a leggyakoribb előfordulású taxonok, hanem a tág tűrőképességűek: *C. catellina*, *T. patina*, *L. luna*, *B. quadridentatus*, melyek édes és enyhén sós vizekben egyaránt megtalálható taxonok.

A tág ökológiai valenciájú fajok nagy arányú előfordulását mutatta ki dolgozatában Körmenyi (1977), melyben a Hortobágyi szikes vizek (Nyíró-lapos és Nyári-járás területén) kerekesféreg faunájának változását tárja fel több éves vizsgálsorozatában.

A nyári időszakban nagy denzitással jelenlévő domináns taxonok közül több megegyezik a Megyeri által a habitatra jellemezőnek tartott taxonokkal: *B. leydigii rotundus*, *B. novaezealandiae*, *B. plicatilis*, *H. fennica*, *L. lamellata*. Vizsgálsorozatunkban a leginkább sótűrőnek bizonyuló *B. asplanchnoides*-t irodalmi adatokban nem találjuk meg, mivel a faj korábbi taxonómiai besorolásként a *B. plicatilis* alfaja volt, valószínű, hogy a legtöbb fajlistában *B. plicatilis*-ként szerepel.

Williams (1998) szerint a kiszáradó sós tavakat gyakran regionális elterjedésű fajok uralják, köszönhetően alacsony diszperziós kapacitásuknak. Kerekesféreg esetében általánosan megállapítható, hogy a taxonok kontinentális elterjedésűek, egyetlen kivétel a *Keratella eichwaldi*, melynek eddig kizárólag tengeri előfordulásáról van adat (Segers és de Smet 2008).

A kontinentális sós vízi és brakk vízi fauna nem mutat hasonlóságot, a kerekesféreg fajok nem tengerből népesítették be ezeket az athalasszohalin élőhelyeket (Williams 1998). Az élőhely jellemzőinek és a kerekesféreg fajok elterjedésének köszönhetően azonban a jellemző fajok nem feltétlenül korlátozódnak egy-egy élőhelyre, több olyan fajt említhetünk, mely széles földrajzi elterjedésű, és Afrikában épp úgy szikes tavakat jelez, mint nálunk, pl: *Brachionus dimidiatus*, *Brachionus novaezealandiae*, *Hexarthra jenkiniae* (De Ridder 1987).

A Kárpát-medence szikeseinek jellegzetes fajai közül azokat, melyek az élőhelyre jellemzőnek bizonyultak részletesebben bemutatjuk.



8. kép. *Brachionus leydigii rotundus*
Rousselet, 1907. (Fotó: Tóth Adrienn)



9. kép. *Brachionus novaezealandiae*
Morris, 1913. (Fotó: Tóth Adrienn)



10. kép. *Brachionus asplanchnoides*
Charin, 1947. (Fotó: Tóth Adrienn)

A tavaszi és nyári mintákban is megtalálható *B. leydigii rotundus* (8. kép), jól viseli a nyári betöményedést. Nagy sótartalom és magas víz hőmérséklet mellett igen nagy népsűrűséget ér el (1370 ind l^{-1}).

A *B. novaezealandiae* (9. kép) előfordulásával kapcsolatban mai napig kevés adat áll rendelkezésre, más típusú vizekből nem írták még le. Hazai faunában korábban is csak szikes vizekkel foglalkozó irodalom említi Nógrádi (1957), Megyeri (1973), Varga (1959). Jelen vizsgálatunk időszakában kevés magyarországi szikesben találtuk meg, főként a közepes sótartalmú, osztrák szikes tavak jellemző szervezetének bizonyult. Nyáron nagy egyed-sűrűséget (276 ind l^{-1}) ér el és szinte egyedüli fajként dominál a kerekesféreg-együttesben.

A *B. asplanchnoides* (10. kép) elterjedésére vonatkozóan kevés irodalmi adattal rendelkezünk. Ennek egyik oka lehet, hogy korábban taxonómiaiilag a *B. plicatilis* egyik alfaja volt és így besorolhatták a *B. plicatilis*hez. Kárpát-medencei előfordulása egyáltalán nem ismert, Megyeri intenzív kutatásai sem említik meg. Vizsgálataink során a Dunatétlen környéki nagy sótartalmú tavak jellemző karakter fajának bizonyult, valamint az osztrák tavakban a *B. leydigii rotundus*

mellett szubdomináns elemként fordult elő. Az irodalom erősen sós vizekhez kötődő fajként jelöli (Fontaneto *et al.* 2006). Előfordulásáról mindössze néhány korábbi adatot találunk: Kutikova (1970) említi Rostock (Németország) és Krasnodar (Oroszország) tenger közeli vizeiből, Rong és munkatársai (1998) Mongolia kontinentális sós vizeiben találták tipikusnak. Sajnos ezek az irodalmi adatok nem tartalmaznak vezetőképességi értéket vagy szalinitási adatokat, így nem összevethető a mi tapasztalatunkkal. Európából egy szlovákiai adat ismert (Terek 1990), azonban ezt egy összefoglaló munka kétségesnek nevezi, mivel a fajt nagyon alacsony ásványi anyag tartalmú vízből írták le (Jersabek 2010). A Kárpát-medencében a magas vezetőképességű nyári mintákban dominált.



11. kép. *Brachionus plicatilis* Müller, 1786. (Fotó: Tóth Adrienn)



12. kép. *Lecane lamellata* (Daday, 1893). (Fotó: Tóth Adrienn)

A *Brachionus plicatilis* (11. kép) hazai előfordulását a Velencei-tóból Kertész-Czeglédy (1985a, 1985b.), a Szelidi-tóból Varga (1959) jelezte, valamint Megyeri néhány kisebb szikes tóból említi (Megyeri 1974), de ismert a Fertő tó területéről is (Löffler 1959). Jelenlegi felmérésünk szerint csak kevés Duna–Tisza közti vizekben található kis egyedszámban, azonban a Soltszentimre melletti névtelen szikesben, és a szerbiai élőhelyeken, nagy sótartalmú, lúgos környezetben domináns fajként volt jelen. A sótartomány, amiben megtaláltuk nem haladja meg az irodalmi adatokat ($2,32\text{--}34,1 \text{ mS cm}^{-1}$, ami megközelítőleg $1,79\text{--}26,39 \text{ g l}^{-1}$ szalinitási értéknek felel meg). A faj rendkívül tág tűrésű a sótartalomra nézve ($0,27\text{‰}\text{--}32\text{‰}$ Egborge 1994), szubszalin vizekben (Löffler 1959), brakk vizekben (Egborge 1994) és tengerekben (Fontaneto *et al.* 2006) is kimutatták. A szikes vizekkel foglalkozó hazai irodalom a *Lecane lamellata*-t (12. kép) az élőhelyre nézve tipikusnak tekinti.

Daday (1893) és Megyeri (1959) is jellegzetesen sósvízi fajként jelöli meg, eredményeink alapján szintén a magasabb szalinitású vizekre jellemző.

A Kárpát-medence szikes vizeire jellemzőnek tartott *Hexarthra fennica* (Löffler 1959, Ruttner-Kolisko 1971) esetében, vizsgálati időszakunk alatt mi nem tapasztaltuk a faj dominanciáját sem a tavaszi sem a nyári planktonban. Legmagasabb egyedszámban szerbiai mintahelyen mutattuk ki (1640 ind l⁻¹), a másik Ruttner-Kolisko által kifejezetten sóda tartalmú vizekre jellemző fajként említett *H. jenkinsae* nem volt jelen a mintákban.

A gyakori, valamint az abundáns együtteseket kialakító, tipikus szikes tavakat jellemző fajokon kívül meg kell említenünk néhány Kárpát-medencében ritka faj előfordulását, melyek jelenléte is bizonyítja ezeknek a szikes tavaknak az egyediségét, faunisztikai, természetvédelmi értékét. Előfordulási adataik alapján várható, hogy a petebankból ezek a taxonok is kikeljenek, amint a környezet újra számukra kedvezővé válik.

Nagy szalinitású tavakban kis egyedszámban volt jelen a *Brachionus dimidiatus*, mely az irodalmi adatok szerint elsősorban meleg, szikes-sós vizekben él, Afrika és Dél-Amerika vizeiből is ismert (De Ridder 1987, Hammer 1986). Megyeri (1973) hazánkban a Kakasszéknél találta meg, mi szerb területről mutattuk ki, de nem volt domináns.

A *Lecane ohioensis* (syn. *Lecane ichthyoura*) fajt, melyet Megyeri (1959) tipikusan sósvízi elemként jelöl, csak szórványosan találtuk meg, kis egyedszámban (1. táblázat).

Az mintavételi helyek sekély voltából adódó természetes felkeveredés miatt nem meglepő, hogy üledéklakó szervezetek is előkerültek a gyűjtésekkel. A *Donneria sudzukii* (5. függelék) és *Paradicranophorus sordidus* két ritka üledéklakó szervezetet Donner (1968, 1972, 1979) új fajként írta le a Fertőből. Vizsgálatunk során két kissé sós víz laza üledékében találtuk a hűvösebb tavaszi időszakban, ez egyezik a Donner által leírtakkal.

A *Rhinoglena fertoiensis* fajt (5. függelék) Varga (1927, 1930, 1934) írta le a Fertőből. Mi is két osztrák tóból azonosítottuk, az irodalmi adatok, valamint jelenlegi eredményünk alapján úgy tűnik a faj szűk elterjedésű, elterjedési területe a Fertő-tóra és környékére korlátozódik.

A kerekeshéreg-kisrák kapcsolatot jól példázza az epizoikus életmódot folytató *Proales daphnicola* (5. függelék) előfordulása, mely a nagy népsűrűségű rák planktonnal jellemezhető (*Daphnia magna*-s) tavakban volt gyakori.

Megyeri (1959) több éves, rendszeres gyűjtés sorozata alapján a kerekeshéregyek esetében megállapította, hogy egyik évről a másikra a fajösszetételben nagy különbségek lehetnek. Ezt a taxon fizikai, kémiai változásokra való érzékenységevel hozza összefüggésbe, mely erősebb lehet, mint a kistrákok esetében. A fajkészletbeli eltérés magyarázata lehet az, hogy az üledékben tárolt tartós petékből a környezeti feltételek változásának hatására más-más fajok aktivizálódnak. Mintavételünk egy kora tavaszi és egy kora nyári időpontban történt, így tulajdonképpen ez csak egy pillanatfelvételnél tekinthető a kerekeshéreg-együttesről.

Időszakos vizeken végzett üledékből történő keltetéssel igazolták, hogy egy vízoszlop mintáját kombinálva a petebankból történő keltetéssel, közel ugyanaz a fajkészlet kinyerhető, mint egy egyéves heti gyűjtéssorozat eredményként (Garcia-Roger *et al.* 2008).

Látható, hogy az élőhely kerekeshéregyek szempontjából is igen értékes ritka fajoknak nyújt otthont, ez tovább növeli a terület természetvédelmi értékét.

6.2. Szezonális hatása a kerekeshéreg-együttesre

Eredményeink alapján azt igazoltuk, hogy az átlagos fajszám tekintetében nem mutattunk ki évszakos különbséget a kerekeshéreg-együttesben.

Az SDR elemzés eredménye alapján nyilvánvaló az is, hogy az egyes mintavételi helyek fajszám és fajösszetétel tekintetében is nagyon különbözőek. A vezetőképesség tavaszról nyárra történő, 5 mS cm^{-1} -t meghaladó változása a teljes fajkészlet kicserélődését okozhatja egy tóban. Összességében megállapítottuk, hogy a fajkészlet nem hasonlóbb ugyanazon a mintavételi helyen a tavaszi és nyári mintákban, mint a különböző mintavételi helyek között ugyanabban az évszakban. Ez összhangban van Megyeri korábbi megállapításával, mely szerint a tavak esetében az egyedi sajátosságoknak térben és időben is nagy szerepe lehet (Megyeri 1999).

Az abiotikus környezeti változók közül a nagy napszakos ingadozást mutatókat (hőmérséklet, oxigén tartalom, pH) az elemzésből kizártuk, mivel a mintavételek nem egy időpontban történtek, így hatásuk nem volt standardizálható.

Az egyéb vizsgált biotikus és abiotikus környezeti tényezők hatásával kapcsolatban kimutattuk, hogy a fajszámmal tavasszal a vezetőképesség és az összes lebegőanyag-tartalom negatív összefüggést

mutat. Nyáron az összes lebegőanyag-tartalom mellett a vízmélységnek és a kistrákok denzitásának volt szignifikánsan negatív hatása.

Denzitás tekintetében tavasszal a vízmélység, a vezetőképesség és az összes lebegőanyag-tartalom (TSS) befolyása volt szignifikáns, nyáron pedig a vezetőképesség és a kistrákok denzitásának volt szignifikánsan negatív szerepe.

Látható, hogy várakozásunkkal ellentétben a sótartalomra utaló vezetőképességi érték nem minden esetben meghatározó a kerekeshéreg-együttesre nézve. Azt állapítottuk meg, hogy az összes lebegőanyag-tartalom (TSS) mennyisége határozza meg leginkább az együttest, egyaránt negatív hatást gyakorolva a fajsúlyra és a denzitásra. Ismert, hogy szikesekben a lebegőanyagok koncentrációja szignifikáns összefüggést mutat a partikulált szerves szén (POC), melynek mennyiségét allochton jellegű összetevők határozzák meg. Azonban többségében az összes szerves szén (TOC) ez az összetevő csak a 10–30 %-át adja, nagyobb részét az oldott szerves szén (DOC) teszi ki (V. Balogh *et al.* 2010). Az oldott fázis tartalom esetünkben minden 45 µm-es mérettől kisebb részecskét jelent. Tehát mind a partikulált, mind az oldott frakció tartalmazhat a szűrőgetők számára hasznosítható táplálékot. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a fehér vizű szikeseknél a szint adó lebegőanyag-tartalom kis része (2 %) bizonyult szervesnek.

A nagy mennyiségű szervesanyag tartalmú környezet kedvezőtlen lehet a zooplankton-együttesre nézve, de hatása a kerekeshéreg-együttesre önmagában nem hátrányos. Kirk (1991) laboratóriumi vizsgálatával kimutatta, hogy a szervesanyag lebegő szemcsék (agyag, iszap) elsősorban a Cladocera-kra vannak kedvezőtlen hatással, ugyanis ezek táplálkozása kevésbé szelektív, ugyanolyan intenzitással fogyasztották a szervesanyag részecskéket, mint a fitoplankton, ezáltal kevesebb tápanyaghoz jutottak. Mivel a kerekeshéreg szelektívebben táplálkoztak így nem gátolta táplálkozásukat a szervesanyag. Különösen nagy lehet a zavaró hatása a szervesanyag az áradó folyók esetében. Thorp és Matovani (2005) öt folyót hasonlítottak össze és azt tapasztalták, hogy a legabundánsabb együttes a legnagyobb turbiditású folyókban volt. Feltevéseink összhangban van Kirk (1991) eredményeivel, miszerint a felkeveredő hordalék a kompetitorokra (Cladocera) és a predátorokra (Copepoda, halakra) volt kedvezőtlenebb hatással, ez által közvetve kedvezett a kerekeshéregnek. Ezek alapján tehát a nagy lebegőanyag-tartalom önmagában nem magyarázza a kerekeshéreggel kapcsolatban kimutatott negatív összefüggést. Arról nincs információnk, hogy a lebegőanyag felületén kialakuló bevonat milyen táplálék bázist a kerekeshéregnek. A szikes tavakban élő algák

táplálékforrást jelenthetnének a Rotifera-knak, azonban az a-klorofill-koncentrációval nem mutattunk ki pozitív összefüggést, így feltételezhető, hogy heterotróf szervezeteket, szerves lebegő-anyagot is nagy mennyiségben képesek fogyasztani. Az abiotikus tényezők mellett valószínűsíthető a biotikus tényezők nagy szerepe, hiszen a kistrákok denzitásával kapcsolatban, a nyári időszakban szignifikánsan negatív kapcsolatot igazoltunk.

A vezetőképesség meghatározónak bizonyult a fajszám és denzitás tekintetében is. Bár szerepe éppen a kora nyári időszak fajszámra gyakorolt hatásának vizsgálatában nem bizonyult szignifikánsnak. Ez szemben áll azzal az általános tapasztalattal, mely szerint a vezetőképesség-növekedése mellett fajszám csökkenés figyelhető meg. Ez brakkvizetek, folyóvizetek, álló sós vizetek, állandó vízellátottságú tavak esetében is kimutatott (2. táblázat). A vezetőképesség növekedés denzitást feltételezhetően csökkentő szerepével kapcsolatosan kevés irodalmi adat áll rendelkezésre. Igazolt, hogy azoknál a fajoknál, melyeknek a sótartomány változással szembeni toleranciáját meghaladja a környezet sótartalma, a kedvezőtlen hatásra először a termékenység csökkenése a válasz (Aranovich és Spektorova 1974), mely maga után vonja az adott faj alacsonyabb denzitását a következő generációkban (Miracle és Serra 1989).

A denzitásra ható harmadik tényező a vízmélység, melynek mélyebb tavakban is lehet hatása.

6.3. Sótartalom hatása a kerekesféreg-együttesre

Eredményeink alapján a sótartalom kora tavasszal és kora nyáron is szignifikánsan hathat a kerekesféreg-együttesre. A teljes vezetőképességi skálát figyelembe véve a sótartalom növekedésével a fajszám és a denzitás is fokozatos csökkenést mutatott, azonban nem tapasztaltuk azt a drasztikus mértékű fajszám csökkenést, melyet számos irodalmi adat említ. Több publikáció a fajszám tekintetében eltérő értékeknél, de nagy fajszám csökkenést hangsúlyoz. Hammer (1986) állítása szerint ez a csökkenés alacsony szalinitásnál történik meg és e fölött a szalinitás fajszám csökkentő szerepe fokozatos.

Mindez arra vezethető vissza, hogy a 3–20 g l⁻¹ közötti (hiposzalin) tartományban még megtalálhatóak azok a fajok, melyek édes vizekben is. 20–50 g l⁻¹ között (mezoszalin) már redukálódik a halotoleráns fajok száma, a legtöbbjük kontinentális vizekben elterjedtek, míg 50 g l⁻¹ fölött (hiperszalin) már csak néhány fajra korlátozódik a kerekesféreg-együttes.

Azonban, hogy az együttes átrendeződése milyen sótartalomnál következik be az élőhelyenként és taxononként változó lehet.

Az irodalmi adatokat alapul véve szétbontottuk (Hammer 1986, Löffler 1961, Ruttner-Kolisko 1971) a kerekeshéreg-együttest sós vízi és édes vízi együttesre, de azt tapasztaltuk, hogy ezek a határértékek nem alkalmazhatóak a szikesek esetében, mert minden határértéknél (1 g l^{-1} , $1,5 \text{ g l}^{-1}$, 3 g l^{-1}) mindkét kategóriában közel azonos arányban fordultak elő a közös fajok.

Ez összhangban van az általunk tapasztalattal, mely szerint a vizsgált fajlagos vezetőképességi tartományban az eurihalin fajok aránya több mint 90 %.

Green és Mengestou (1991) Afrikai tavakon végzett vizsgálatában azt tapasztalta, hogy a fajszám drasztikusan 2%-nál (2 g l^{-1}) csökkent, ez a mi tavainkban $2,5 \text{ mS cm}^{-1}$ -nél lenne tapasztalható. Green (1993) fajgazdag (fajszám=14) afrikai tavakban ettől magasabb vezetőképességnél 3 mS cm^{-1} -nél figyelte meg a fajszám csökkenését 2-3-ra. Hammer (1993) kanadai gyűjtései eredményként a kerekeshéregknél 7 g l^{-1} sókoncentráció fölött 1–3 faj jelenlétét mutatta ki. Ez a mi skálánkon azt jelentené, hogy 9 mS cm^{-1} vezetőképességnél gyérül a fauna. Ezek alapján is látható, hogy az együttesek szerveződése és alkalmazkodása a sókoncentrációhoz mennyire változó (Horváth *et al.* 2013b), továbbá nem hanyagolható el az élőhelyen ható lokális tényezők szerepe sem.

Az egyes fajok sótartomány optimumát és prevalencia változását bemutató eredményünk alapján az látható, hogy ha drasztikus csökkenés nincs is, a fajváltás folytonos. Az inkább édesvizekben megtalálható fajokat váltják fel azok, melyek magasabb vezetőképességi optimummal jellemezhetőek. A általunk vizsgált szalintási tartományban az jellemző, hogy az együttes szerveződését elsődlegesen más környezeti tényezők is erősen befolyásolják, hiszen a fajok nagy része eurihalin.

A sótartalom és fajszám kapcsolatának skálafüggésére Williams és munkatársai (1990) is felhívják a figyelmet. Makrogerinctelen együttesekkel kapcsolatban jelentik ki, hogy $0,3\text{--}343 \text{ g l}^{-1}$ tartományt egyben kiértékelve kaptak szignifikáns összefüggést a két változó között, azonban kisebb, közepes tartományokban megvizsgálva nem volt szignifikáns kapcsolat (pl: 10–30, 30–50).

2. táblázat. A szalinitás (vezetőképesség) kerekeshéreg-együttesre (fajsúly, denzitás) gyakorolt hatásának bemutatása irodalmi adatok alapján.

Szalinitás (g l ⁻¹)	Fajlagos vezetőképesség (mS cm ⁻¹)	Fajsúly		Denzitás		Terület	Hivatkozás
		Mintázat	Oka	Mintázat	Oka		
0,57–34,1	0,736–44,05	csökken	szalinitás növekedés	csökken	évszak függő	Kárpát- medence	jelen vizsgálat
0,1–26		csökken	szalinitás növekedés	nő	emberi hatás (eutrofizáció)	Irán	Viaayeh, M. R. és Špoljar, M. 2012
1,8±0,9– 14,9±2,5		csökken	szalinitás növekedés	nő	néhány faj elszaporodása + Cladoceraák hiánya	Spanyolország	Anton-Pardo és Armengol 2011
	≥2–8	csökken	szalinitás növekedés	-	-	Mexikó	Walsh <i>et al.</i> 2008
0,8–6,5		csökken	szalinitás növekedés	csökken	(szalinitás)	Oroszország, Szipéria	Kipriyanova <i>et al.</i> 2007
1–290		csökken	szalinitás növekedés	nem korrelál	-	Kína, Tibet	Wen <i>et al.</i> 2005
0,03–328	0,04–489,6	csökken	szalinitás növekedés	-	-	Nyugat- Ausztália	Pinder <i>et al.</i> 2005
0–5	0–7,5	csökken	szalinitás növekedés	csökken	-	Új- Zéland	Schallenberg <i>et al.</i> 2003

2. táblázat folytatása: A szalinitás (vezetőképesség) kerekeshéreg-együttesre (fajsúly, denzitás) gyakorolt hatásának bemutatása irodalmi adatok alapján.

Szalinitás (g l ⁻¹)	Fajlagos vezetőképesség (mS cm ⁻¹)	Fajsúly		Denzitás		Terület	Hivatkozás
		Mintázat	Oka	Mintázat	Oka		
0,98–175,2		csökken	szalinitás növekedés	-	-	Kína, North Hebei	Wen <i>et al.</i> 2005
0,1–82		csökken	szalinitás növekedés	-	-	Ausztrália	Halse <i>et al.</i> 1998
	0,048–72, 5	csökken	szalinitás növekedés	-	-	Kelet-Afrika	Green 1993
0,12–56,3		csökken	szalinitás növekedés	-	-	Etiópia	Green és Mengestou 1991
2,8–269	4,2–401,5	csökken	szalinitás növekedés	csökken	-	Kanada	Hammer 1993
2,6–45,8		csökken	szalinitás növekedés	-	-	Kanada	Hammer és Forró 1992
3≥200		csökken	szalinitás növekedés	-	-	Nyugat- Ausztrália	Brock és Shiel 1983

6.4. Funkcionális csoportokat befolyásoló hatások

A kerekeshégek funkcionális csoportjainak aránya, valamint a zooplankton-együttes (Copepoda, Cladocera) más tagjaival való kapcsolata utalhat a környezet állapotára. A zooplankton-együttesen belül a „ragadozó” és mikrofágok aránya ellentétesen változik. A guild arányt használó eddigi vizsgálatok arra a következtetésre jutottak, hogy a Cladocera-k és a szűrőgető mikrofág Rotifera-k egymással alternálnak, miközben a „ragadozó” kerekeshégekkel szinkronban vannak (Obertregger *et al.* 2011, Obertregger és Manca 2011).

A kerekeshégek két funkcionális csoportjára ható biotikus és abiotikus környezeti tényezők közül a mikrofágok esetében az a-klorofill-koncentráció negatív és a Cladocera biomassza pozitív kapcsolata bizonyult szignifikánsnak.

Ez ellentétes az irodalomban általános pozitív összefüggésként elfogadottakkal. A a-klorofillal való negatív összefüggés utalhat arra, hogy a tavak tápanyag bázisából a mikrofágok számára nem az algák az elsődlegesek. A kerekeshégek részére táplálékul szolgálhatnak egysejtűek, baktériumok, szerves lebegőanyag (Koste 1978). Elképzelhető, hogy a Cladocera fajokkal való pozitív kapcsolat is arra utal, hogy a más tavakban tapasztalt kompetíció (Wallace *et al.* 2006) a vizsgált szikesekben fennálló bőséges táplálék kínálat miatt itt nem érvényesül. Mivel ezekkel kapcsolatban az irodalmi adatok hiányosak, így ennek bizonyítására laboratóriumi táplálkozási preferencia vizsgálatok és biomanipulációs kísérletek szükségesek.

A funkcionális csoport szerinti „ragadozó” kerekeshégek esetében az a-klorofill-koncentráció, a Secchi átlátszóság és a Copepoda biomassza negatív kapcsolatát tapasztaltuk a Rotifera biomasszára.

A kistrák denzitással negatívan korrelált a kerekeshégek fajsza, feltételezhető, hogy a kistrákok kiszorítják, vagy kifalják a taxonokat.

Számos Copepoda fajról ismert, hogy életciklusában részben, vagy teljesen „ragadozó”-ja a kerekeshégek-együttesnek (Brandl 2005, Green 1995). Az átlátszóság növeli a vizuális predáció hatékonyságát. A vizsgált szikes tavakban a zooplankton együttesre legtöbbször nagy Copepoda denzitas volt jellemző, így valószínű, hogy ezért szorultak ki a Rotifera fajok az állományból.

7. Az új tudományos eredmények

- Az időszakos szikes tavak fajösszetételére közel azonos tavaszi és nyári fajszám jellemző. A fajszám növekedés a nyári minták esetében nagyon magas minta számnál mutatkozik. A fajkészletet főként eurihalin fajok alkotják és a leggyakoribb fajok szintén eurihalin és kozmopolita szervezetek. A tavaszi és nyári kerekeshéreg-együttest egyaránt nagy béta diverzitás jellemzi, mely elsősorban a nagyfokú fajkicserélődésnek köszönhető. Az időszakos szikesek fajkészlete közötti hasonlóság a nyári koncentráltabb állapotban sem nagyobb, mint tavasszal.

- Megállapítottuk a Kárpát-medence időszakos szikesein, az általunk tanulmányozott vezetőképességi tartományban ($0,57-34,1 \text{ mS cm}^{-1}$) előforduló kerekeshéreg fajok vezetőképességi optimumát. A vezetőképesség 5 mS cm^{-1} -nél nagyobb mértékű növekedése az együttes teljes kicserélődését eredményezi. A vizsgált szalinitási tartományban a Kárpát-medence szikeseiben megfigyelhető, hogy a szubszalin vizek fajgazdagabbak, mint a hiposzalin kategóriába tartozóak.

- A kerekeshéreg fajszám tavasszal az összes lebegőanyag-tartalommal és a vezetőképességgel mutat negatív összefüggést, míg nyáron az összes lebegőanyag-tartalommal a kistrák denzitásával és a vízmélységgel.

- A tavaszi denzitás esetében szignifikáns negatív kapcsolatot a vízmélységgel, a vezetőképességgel és a lebegőanyag-tartalommal tapasztaltunk. Nyáron a vezetőképességgel és kistrák denzitással volt kimutatható szignifikáns negatív kapcsolat.

- Az irodalmi adatokból ismert mesterséges sós és édesvíz határ a Kárpát-medence szikesein nem különít el élesen más faj-együtteseket, mert a szalinitás szempontjából tág tűrőképességű fajok az édes és sós vizekben egyaránt megtalálhatóak.

- A mikrofágok guildjébe (szűrőgető) tartozó kerekférgek mennyisége az a-klorofillal negatív, a Cladocera előfordulással pozitív kapcsolatban állt, nem jellemező interspecifikus kompetíció. A „ragadozó” guild szignifikáns negatív összefüggést mutatott az a-klorofill-koncentrációval és a Secchi-átlátszósággal. A guild arányt tekintve a Cladocera-kal pozitív a Copepoda-kal negatív kapcsolatot találtunk.

8. Összefoglalás

Dolgozatomban a Kárpát-medence időszakos szikeseinek, kerekcséreg faunájának fajösszetételét, mennyiségi viszonyait vizsgáltam az abiotikus környezeti változókkal (vezetőképesség, vízmélység, átlátszóság, összes lebegőanyag-tartalom, mint a trofitás közelítő változója) összefüggésben, valamint tanulmányoztam a funkcionális csoportjainak a környezeti tényezőkkel és a kistrákokkal való interakcióját.

Vizsgálataim eredményeként kimutattam, hogy a kiszáradó élőhelyek kora tavaszi és kora nyári Rotifera-együttese tavanként nagyon különböző, az élőhelyre magas béta diverzitás jellemző. A tavaszi fajkészlet az összes lebegőanyag-tartalommal és a vezetőképességgel mutatott negatív kapcsolatot. A nyári fajszám az összes lebegőanyag-tartalommal, vízmélységgel és a kistrákok denzitásával állt negatív összefüggésben. A denzitás esetében a tavaszi együttes a vízmélységgel, lebegőanyag-tartalommal és a vezetőképességgel mutatott negatív kapcsolatot, míg a nyári egyedszámra a vezetőképesség és a kistrákok denzitása bizonyult szinifikáns negatív hatásúnak.

Megállapítottam, hogy az élőhelyet kozmopolita, tág tűrőképességű fajok nagy aránya jellemzi. Kimutattam, hogy az élőhely számos olyan faj számára biztosítja a létfeltételeket, melyek alacsonyabb vezetőképességű kontinentális vizekből eddig nem ismertek pl.: *Brachionus asplanchnoides*, *Keratella eichwaldi*, *Lecane lamellata*, *Hexarthra fennica*.

A szikes tavakra jellemző intenzív párolgás miatt a tavak vezetőképessége széles spektrumban változik, így lehetőség volt a természetes stresszgrádiens mentén megvizsgálni az együttes átrendeződését. A vezetőképesség tavaszról nyárra való 5 mS cm^{-1} -t meghaladó értéke mellett a kerekcséreg fajok már teljesen kicserélődnek egy-egy tóban. A fajszerkezet folyamatosan változik meg úgy, hogy azok a fajok jelentek meg, melyek számára a magasabb vezetőképességű, sósabb közeg kedvezőbb és így ezek a taxonok hoznak létre nagyobb denzitású együtteseket. Megállapítottuk a vizsgált terület gyakori

Rotifera fajainak az időszakos szikes tavakra jellemző vezetőképességi optimumát.

A szikes tavakban gyakran a Copepoda és Cladocera csoportok uralják a zooplankton-együttest, ezért elemeztük hatásukat a kerekeshéreges funkcionális csoportjaira. Azt tapasztaltuk, hogy kompetíció nem alakul ki a Cladocera-k és a szűrőgető táplálkozású mikrofágok között, míg a „ragadozó” kerekeshéreges a másik kistrák taxonnal (Copepoda) és a Secchi-átlátszósággal negatív kapcsolatot mutattak.

A Kárpát-medence időszakos szikes tavai lehetőséget nyújtanak egy élőhelyi léptékben nézve fajgazdag Rotifera-együttes kifejlődésére, melyeket az édes-, a sós, valamint a szikes vizekre jellemző fajok népesítenek be. Az alacsonyabb vezetőképességi tartományban azonban nem feltétlenül a sótartalom az irányító tényező. A kora tavaszi és kora nyári kerekeshéreg-együttes mennyiségi és minőségi összetételének alakulásában az összes lebegőanyag-tartalom és kistrákok denzitása is nagy hatásúnak bizonyult.

9. Summary

In my thesis rotifer communities of soda pans was investigated in the Carpathian Basin. I studied the species composition of rotifers, as well the possible effects of various abiotic environmental variables (e.g. conductivity, water depth, transparency and concentration of total suspended solids (TSS), as a proxy for productivity and density of microcrustaceans: Cladocera, Copepoda) on rotifer communities and on guilds (functional feeding groups).

Based on my results early spring and early summer rotifer communities of these intermittent habitats differed notable and the habitats (themselves) were characterized with high beta diversity. Spring communities showed significant negative relationship with TSS and conductivity. Moreover, in summer communities the number of rotifer taxa showed negative relationship with TSS, water depth and density of crustaceans. Regarding density data, spring communities correlated negatively with water depth, TSS and conductivity, while summer

communities showed significant negative relationship with conductivity and density of microcrustaceans.

Generally, dominance of cosmopolitan and habitat generalist and/or ubiquitous taxa was described in soda pans. In addition, I found that living conditions was ensured of several taxa (e.g. *Brachionus asplanchnoides*, *Keratella eichwaldi*, *Lecane lamellata*, *Hexarthra fennica*), which were not known earlier from small water bodies with lower conductivity (like soda pans) in the Carpathian Basin.

Due to the intensive evaporation rate of soda pans, conductivity changed in a broad range that provided good opportunity to investigate the shift of rotifer communities along this naturally stress-gradient. I established that 5 mS cm⁻¹ or more change in conductivity (from spring to summer) contributed to the complete replacement of rotifer species. Species which prefer higher conductivity appeared in the communities and showed increasing densities, in contrast with less halotolerant taxa which decreased notable. Additionally, I determined conductivity optima of the dominant species of intermittent soda pans.

Zooplankton communities of intermittent soda pans were mainly dominated by Copepoda and Cladocera taxa, therefore I studied their possible effect on the functional feeding groups (guilds) of rotifers as well. Competition was not observed between filter-feeder cladocerans and the filter-feeder microphagous guild of rotifers, but the raptorial rotifers showed negative relationship with the other (raptorial) microcrustacean groups (like Copepoda) and Secchi-transparency.

Generally, intermittent soda pans of the Carpathian Basin ensured a large scale developing of species-rich rotifer communities which were populated by fresh-water, saline and sodic species alike. Nevertheless, major driving force in structuring of communities was not necessarily the salinity in the lower range of the conductivity gradient, but TSS and presence/high abundance of microcrustaceans could be the most important factors.

10. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőmnek, Dr. Nagy Sándor Alexnek a témaválasztásban nyújtott támogatását és a belém vetett bizalmat, Dr. Zsuga Katalinnak a feltétel nélküli szakmai segítséget és a folyamatos biztatást.

Köszönöm publikációim társszerzőinek: Dr. Horváth Zsófiának, Vad Csaba Ferencnek, Dr. Vörös Lajosnak, Dr. Boros Emilnek, hogy együttműködésben velük csapatmunka részese lehettem.

A terepi gyűjtésekben nyújtott segítségért köszönet illeti a részt vevő Nemzeti Park Igazgatóságokat (DINPI, FHNPI, HNPI, KMNPI, KNPI) és munkatársait, valamint a Hortobágyi Természetvédelmi Egyesületet. Köszönöm, hogy Magyarországról: Ecsedi Zoltán, Pellingér Attila, Práger Anna, Ausztriából: Alois Herzig, Richard Haider, Rudolf Schalli, Szerbiából: Szőnyi László, Bitó Ottó, Ágoston Attila, Szekeres Ottó, Szabados Klára, Galambos László segítették a mintavételeket, Németh Baláznak a nélkülözhetetlen labormunkát.

Köszönöm barátaimnak és családomnak a biztatást és támogatásukat döntéseimben.

Szeretnék köszönetet mondani a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke, valamint a MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézete munkatársainak.

Dolgozatban bemutatott vizsgálatok a LIFE07NAT/H/000324 és a NKHT-NIH 80140 pályázatok anyagi támogatásával készültek el.

11. Irodalom jegyzék

- Angeler, D.G. – Alvarez-Cobelas, M. – Sánchez-Carrillo, S. 2010: Evaluating environmental conditions of a temporary pond complex using rotifer emergence from dry soils. – *Ecological Indicators* 10: 545–549.
- Anton-Pardo, M. – Armengol, X. 2012: Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114: 93–99.
- Aranovich, T.M. – Spektorova, L.V. 1974: Survival and fecundity of *Brachionus calyciflorus* in water of different salinities. – *Hydrobiological Journal* 10: 71–74.
- Arndt, H. 1993: Rotifers as predators on components of the microbial web (Bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) – a review. – *Hydrobiologia* 255/256: 231–246.
- Arora, H.C. 1966: Rotifera as indicators of trophic nature of environments. – *Hydrobiologia* 27: 146–159.
- Bancsi I. 1986: A kerekesféreg Rotatoria kishatározója I. *Vízügyi Hidrobiológia* 15. – VÍZDOK, Budapest 148 pp.
- Bancsi I. 1988: A kerekesféreg Rotatoria kishatározója II. *Vízügyi Hidrobiológia* 17. – VÍZDOK, Budapest p. 173–577.
- Barnett, A. – Beisner, B.E. 2007: Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. – *Ecology* 88: 1675–1686.
- Barnett, A.J. – Finlay, K. – Beisner, B. 2007: Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. – *Freshwater Biology* 52: 796–813.
- Bērziņš, B. – Pejler, B. 1989a: Rotifer occurrence and trophic degree. – *Hydrobiologia* 182: 171–180.
- Bērziņš, B. – Pejler B. 1989b: Rotifer occurrence in relation to water colour. – *Hydrobiologia* 184: 23–28.
- Borcard, D. – Legendre, P. – Avois-Jacquet, C. – Tuomisto, H. 2004: Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. – *Ecology* 85: 1826–1832.
- Boros E – Molnár A. – Olajos P. – Takács A. – Jakab G. – Dévai Gy. 2006: Nyílt vízfelszínű szikes élőhelyek elterjedése, térinformatikai adatbázisa és természetvédelmi helyzete a pannon biogeográfiai régióban. – *Hidrológiai Közlemények* 86/6: 146–148.
- Boros, E. – Forró, L. – Gere, G. – Kiss, O. – Vörös, L. – Andrikovics, S. 2008a: The role of aquatic birds in regulation of trophic

- relationships of continental soda pans in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 189–206.
- Boros, E. – Nagy, T. – Pigniczky, Cs. – Kotymán, L. –V.-Balogh, K. – Vörös, L. 2008b: The effect of aquatic birds on the nutrient load and water quality of soda pans in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 207–224.
- Boros E. 1999: A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 9: 13–80.
- Boros E. – Vörös L. 2010: A magyarországi szikes tavak sótartalma és ionösszetétele. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 22: 37–51.
- Boros E. – Bíró Cs. 1999: A Duna–Tisza közti szikes tavak ökológiai állapotváltozásai a XVIII–XX. századokban. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 9: 81–105.
- Bottrell, H.H. – Duncan, A. – Gliwicz, Z.M. – Grygierek, E. – Herzig, A. – Hillbricht-Ilkowska, A. – Kurosawa, H. – Larsson, P. – Weglenska, T. 1976: A review of some problems in zooplankton production studies. – *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419–456.
- Brain, C.K. – Koste, W. 1993: Rotifers of the genus *Proales* from saline springs in the Namib desert, with the description of a new species. – *Hydrobiologia* 255/256: 449–454.
- Brandl, Z. 2005: Freshwater copepods and rotifers: predator and their prey. – *Hydrobiologia* 546: 475–489.
- Brock, M.A. – Shiel, R.J. 1983: The composition of aquatic communities in saline wetlands in Western Australia. – *Hydrobiologia* 105: 77–84.
- Comín, F.A. – Alonso, M. 1988: Spanish salt lakes: Their chemistry and biota. – *Hydrobiologia* 158: 237–245.
- Craig, C.E. 1983: Invertebrate predation on planktonic rotifers. – *Hydrobiologia* 104: 385–396.
- Cuthbert, I. D. – del Giorgio, P. A. 1992: Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnology and Oceanography* 37: 1319–1326.
- Daday J. 1893: Adatok az alföldi székes vizek mikrofaunájának ismeretéhez. – *Mathematikai és természettudományi értesítő* 12/1: 10–43.
- de Smet, W. 1996: Rotifera. Vol. 4.: The Proalidae (Monogononta). In: Dumont, H.J. (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. 9. – SPB. Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands 102. pp.

- de Smet, W. 1997: Rotifera. Vol. 5: The Dicranophoridae (Monogononta). In: Dumont, H. J. (ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 12. SPB. – Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands 344 pp.
- de Ridder, M. 1987: Distribution of rotifers in African fresh and inland saline waters. – *Hydrobiologia* 147: 9–14.
- Donászy E. 1946: A Szelidi-tó és nyári planktonja 1943-ban. – Budapesti Pázmány Péter Tud. Egy. Ált. Állattani Intézete Budapest 1–24.
- Donner, J. 1968: Zwei neue Schlamm-Rotatorien aus dem Neusiedler-See, *Paradicranophorus sudzukii* und *P. sordidus*. – *Anzeiger der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse* 10: 224–232.
- Donner, J. 1972: Radertiere der Grenzschicht Wasser-Sediment aus dem Neusiedler-See. – *Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse Abteilung I*. 180: 49–63.
- Donner, J. 1979: The Rotifers of Neusiedlersee. In: Löffler, H. (ed.), *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central Europe*. – *Monographiae Biologicae* 37. Junk, The Hague, The Netherlands p. 410–421.
- Duggan, I.C. 2001: The ecology of periphytic rotifers. – *Hydrobiologia* 446/447: 139–148.
- Duggan, I.C. – Green J.D. – Shiel, R.J. 2001: Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. – *Hydrobiologia* 446/447: 155–164.
- Dumont, H.J. – van de Velde, I. – Dumont, S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. – *Oecologia* 19:75-97.
- Dumont, H.J. 1983: Biogeography of rotifers. – *Developments in Hydrobiology* 14: 19–30.
- Dvihally Zs. 1965: Szikes vizek kémiai, optikai és energetikai vizsgálati produktív-biológiai szempontból. – *Kandidátusi dolgozat*. Budapest 173 pp.
- Dvihally Zs. 1999: Hazai szikes vizeink kémiai jellege. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 9: 281–292.
- Ejsmont-Karabin, J. 1995: Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. – *Hydrobiologia* 313/314: 21–28.

- Egborge, A.B.M. 1994: Salinity and distribution of rotifers in the Lagos Harbour–Badagry Creek system, Nigeria. – *Hydrobiologia* 272: 95–104.
- Fenchel, T. – Finlay, B.J. 2004: The ubiquity of small species: patterns of local and global diversity. – *Bioscience* 54: 777–784.
- Finlay, B.J. 2002: Global diaspersion of free-living microbial eukaryote species. – *Science* 296: 1061–1063.
- Fontaneto, D. – de Smet W.H. – Ricci, C. 2006: Rotifers in saltwater environments, re-evaluation of an inconspicuous taxon. – *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86: 623–656.
- Fontaneto, D. – Herniou, E.A. – Barraclough, T.G. – Ricci, C. 2007: On the global distribution of microscopic animals: new worldwide data on Bdelloid Rotifers. – *Zoological Studies* 46/3: 336–346.
- Fontaneto, D. – Jondelius, U. 2011: Broad taxonomic sampling of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I does not solve the relationships between Rotifera and Acanthocephala. – *Zoologischer Anzeiger* 250: 80–85.
- Garcia-Rogers, E.M. – Armengol-Diaz, X. – Carmona, M.J. 2008: Assessing rotifer diapausing egg bank diversity and abundance in brackish temporary environments: an ex situ sediment incubation approach. – *Fundamental and Applied Limnology* 173: 79–88.
- Gilbert, J.J. – Walsh, E. 2005: *Brachionus calyciflorus* is a species complex: mating behaviour and genetic differentiation among four geographically isolated strains. – *Hydrobiologia* 546: 257–265.
- Gómez, A. – Montero-Pau, J. – Lunt, D.H. – Serra, M. – Campillo, S. 2007: Persistent genetic signature of colonization in *Brachionus manjavacas* rotifers in the Iberian Peninsula. – *Molecular Ecology* 16: 3228–3240.
- Gómez, A. – Snell, W.T. 1996: Sibling species and cryptic speciation in the *Brachionus plicatilis* species complex (*Rotifera*). – *Journal of Evolutionary Biology* 9: 953–964.
- Gómez, A. 2005: Molecular ecology of rotifers: from population differentiation to speciation. – *Hydrobiologia* 546: 83–99.
- Green, J. 1993: Zooplankton associations in East African lakes spanning a wide salinity range. – *Hydrobiologia* 267: 549–256.
- Green, J. 1995: Association of planktonic and periphytic rotifers in a Malaysian estuary and two nearby ponds. – *Hydrobiologia* 313/314: 47–56.

- Green, J. – Mengestou, S. 1991: Specific diversity and community structure of Rotifera in a salinity series of Ethiopian inland waters. – *Hydrobiologia* 209: 95–106.
- Hammer, U.T. 1993: Zooplankton distribution and abundance in saline lakes of Alberta and Saskatchewan, Canada. – *International Journal of Salt Lake Research* 2: 111–132.
- Hammer U.T. 1986: Saline lake ecosystems of the world. – Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands 616 pp.
- Hammer, U.T. – Forró, L. 1992: Zooplankton distribution and abundance in saline lakes of British Columbia, Canada. – *International Journal of Salt Lake Research* 1: 65–80.
- Halse, S.A.– Shiel, R.J. – Williams, W.D. 1998: Aquatic invertebrates of Lake Gregory, northwestern Australia, in relation to salinity and ionic composition. – *Hydrobiologia* 381: 15–29.
- Horváth, Zs. – Vad, Cs.F. –Vörös, L. – Boros, E. 2013a: Distribution and conservation status of fairy shrimps (Crustacea: Anostraca) in the astatic soda pans of the Carpathian basin: the role of local and spatial factors. – *Journal of Limnology* 72: 103–116.
- Horváth, Zs. – Vad, Cs. F. –Tóth, A. – Zsuga, K. – Boros, E. – Vörös, L. – Ptacnik, R. 2013b: Opposing patterns of zooplankton diversity and functioning along a natural stress gradient: when the going gets tough, the tough get going. – *Oikos* DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00575.x
- Herzig, A. 1979: The zooplankton of the open lake. In H. Löffler (ed.), *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe.* – *Monographiae Biologicae* 37. Junk, The Hague, The Netherlands p. 281–335.
- Herzig, A. 1984: Fundamental requirements for zooplankton production studies. – *Institute for Limnology of the Austrian Academy of Sciences, Mondsee* 13 pp.
- Herzig, A. – Koste, W. 1989: The development of *Hexarthra* spp. in shallow alkaline lake. – *Hydrobiologia* 186/187: 129–136.
- Jersabek, C.D. – Bolortsetseg, E. 2010: Mongolian rotifers (Rotifera, Monogononta) – a checklist with annotations on global distribution and autecology. – *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 159: 37–86.
- Jenkins D.G. 1995: Dispersal-limited zooplankton distribution and community composition in new ponds. – *Hydrobiologia* 313:15–20.

- Jenkins, D.G. – Underwood, M.O. 1998: Zooplankton may not disperse readily in wind, rain, or waterfowl. – *Hydrobiology* 387/388: 15–21.
- Karabin, A. 1985: Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variations in the process of lake eutrophication. II. Modifying effect of biotic agents. – *Ekologia Polska* 33: 567–616.
- Kertész, Gy. 1956: The Rotifers of the periodical waters of Farnos. – *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 2: 339–358.
- Kertész, Gy. – Czeplédy, B. 1985a: Taxonomische und ökologische Untersuchungen der Plankton-Rotatorien im westlichen Teil des Velenceer Sees, I. – *Opuscula zoologica Instituti Zoosystematici et Oecologici Universitatis Budapestiensis* 19-20/ 1: 73–90.
- Kertész, Gy. – Czeplédy, B. 1985b: Taxonomische und ökologische Untersuchungen der Plankton-Rotatorien im westlichen Teil des Velenceer Sees, II. – *Opuscula zoologica Instituti Zoosystematici et Oecologici Universitatis Budapestiensis* 21/ 1: 83-93.
- Kipriyanova, L.M. – Yermolaeva, N.I. – Bezmaternykh, D.M. – Dvurechenskaya, S.Y. – Mitrofanova, E.Y. 2007: Changes in the biota of Chany Lake along a salinity gradient. – *Hydrobiologia* 576: 83–93.
- Kirk, K.L. – Gilbert, J.J. 1990: Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. – *Ecology* 71: 1741–1755.
- Kirk, K.L. 1991: Inorganic particles alter competition in grazing plankton: the role of selective feeding. – *Ecology* 72: 915–923.
- Koste, W. 1978a: Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas 2. Auflage I. – Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 673 pp.
- Koste, W. 1978b: Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas 2. Auflage II. – Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 234 pp.
- Koste, W. – Shiel, R.J. – Brock, M.A. 1983: Rotifera of Western Australian wetlands with descriptions of two new species. – *Hydrobiologia* 104: 9–17.
- Körmendi S. 1977: Összehasonlító hidrobiológiai vizsgálatok a Nyírő-lapos és Nyári-járás (Hortobágyi Nemzeti Park) szikes vizeiben. – *Dipomadolgozat, Debrecen* 128 pp.
- Kuczyńska-Kippen, N. – Wiśniewska, M. 2011: Environmental Predictors of Rotifer community structure in two types of small water bodies. – *International Review of Hydrobiology* 96: 397–404.
- Kutikova, L.A. 1970: Kolovratki fauni SSSR. Fauna SSSR. – Nauka, Leningrad (Rotifer fauna of the USSR. In Russian). 775 pp.

- Legendre, P. 2008: Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. – *Journal of Plant Ecology* 1: 3–8.
- Löffler, H. 1957: Vergleichende limnologische Untersuchungen an den Gewässern des Seewinkels (Burgenland). – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* 97: 27–52.
- Löffler, H. 1959: Zur Limnologie, Entomotraken und Rotatorien fauna des Seewinkelgebietes (Burgenland, Österreich). – *Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abteilung I*. 168: 315–362.
- Löffler, H. 1961: Beiträge zur Kenntnis der Iranischen Binnengewässer II. *Internationale revue der gesamten*. – *Hydrobiologie* 46: 309–406.
- Löffler, H. 1971: Geographische Verteilung und Entstehung von Alkali-seen. – *Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abteilung I*. 179: 163–170.
- MacIsaac, H.J. – Gilbert, J.J. 1989: Competition between rotifers and cladocerans of different body size. – *Oecologia* 81: 295–301.
- McCauley, E. 1984: The estimation of abundance and biomass of zooplankton in samples. In: Downing, J. A. – Rigler, F. H. (eds.), *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. 2nd edition. – Blackwell, Oxford, UK 228–265.
- McGill, B.J. – Enquist, B.J. – Weiher, E. – Westoby, M. 2006: Rebuilding community ecology from functional traits. – *Trends in ecology and evolution* 21: 178–185.
- Mackereth, F.J.H. – Heron, J. – Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for Limnologists*. – *Freshwater Biological Association Scientific Publication* 36. 120 pp.
- Megyeri J. 1958: Hidrobiológiai vizsgálatok a bugaci szikes tavakon. – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 2: 83–101.
- Megyeri J. 1959: Az alföldi szikes vizek összehasonlító hidrobiológiai vizsgálata. – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 11: 91–170.
- Megyeri, J. 1963: Vergleichende hydrofaunistische Untersuchungen an zwei Natrongewässern. – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 9: 207–218.

- Megyeri J. 1970: Összefüggések a környezeti tényezők és a szikes vizek mesozooplanktonja között. – *Hidrológiai tájékoztató* 10/1: 134–135.
- Megyeri J. 1972: Tájékoztató a magyarországi szikes vizek kutatásáról (1962–1972) – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 2: 75–80.
- Megyeri J. 1973: Összehasonlító zooplankton-vizsgálatok három szikes tavon (Dongér-tó, Ószeszek, Kakasszék). – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 2: 63–84.
- Megyeri J. 1974: Hidrobiológiai vizsgálatok a bugaci szikes tavakon, II. – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 2: 45–59.
- Megyeri J. 1975: A fülöpházi szikes tavak hidrozoológiai vizsgálata. – *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis* 2: 53–72.
- Megyeri J. 1999: Szikes tavak és élőviláguk: vizsgálatok a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 9: 161–169.
- Miracle, R. – Serra, M. 1989: Salinity and temperature in rotifer life history characteristics. – *Hydrobiologia* 186/187: 81–102.
- Murphy, J – Riley, J.P. 1962: A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. – *Analytica Chimica Acta* 27: 31–36.
- Nagy, S.A.– Dévai, Gy. – Grigorszky, I. – Schnitchen, Cs. – Tóth, A. – Balogh, E. – Andrikovics, S. 2008: The measurement of dissolved oxygen today - tradition and topicality. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 13–21.
- Németh J. 1998: A biológiai vízminősítés módszerei. – *Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest*, 303. pp.
- Nógrádi, T. 1957: Beiträge zur Limnologie and Rädertierfauna Ungarischer Natrongewässer. – *Hydrobiologia* 9: 348-360.
- Nogrady, T. 1983: Succession of planktonic rotifer populations in some lakes of the Eastern Rift Valley, Kenya. – *Hydrobiologia* 98: 45–54.
- Nogrady, T. – Pourriot, R. – Segers, H. 1995: Rotifera. 3: The Notommataidae and the Scaridiidae. In Dumont, H. J. (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. – SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands 248 pp.
- Nogrady, T. – Segers, H. 2002: Rotifera 6; The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In: Dumont, H.J. (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters*

- of the World 18. – Backhuys Publishers BV, Dordrecht, The Netherlands 264 pp.
- Oksanen, J. – Blanchet, F.G. – Kindt, R. – Legendre, P. – Minchin, P.R. – O'Hara, R.B. – Simpson, G.L. – Sóllymos, P. – Stevens, M.H.H. – Wagner, H. 2012: Vegan: Community ecology package. R package version 2.0-3, <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (elérhető: 2013. június 16.)
- Obertegger, U. – Manca, M. 2011: Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. – *Journal of Limnology* 70: 231–238.
- Obertegger, U. – Smith, H.A. – Flaim, G. – Wallace, R.L. 2011: Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. – *Hydrobiologia* 662:157–162.
- Pinder, A.M. – Halse, S.A. – McRae, J.M. – Shiel, R.J. 2005: Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region of Western Australia in relation to salinity. – *Hydrobiologia* 543: 1–24.
- Podani, J. 2001: SYN-TAX 2000: Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's Manual. – Scientia, Budapest. 53. pp.
- Podani, J. – Schmera, D. 2011: A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. – *Oikos* 120: 1625–1638.
- Pourroit, R. 1977: Food and feeding habits of Rotifera. *Archiv für Hydrobiologie* 8: 243–260.
- Pontin, R.M. 1989: Opportunist rotifers: colonising species of young ponds in Surrey, England. – *Hydrobiologia* 186/187: 229–234.
- Protić, G. 1936: Hydrobiologische Studien an alkalischen Gewässern der Donaubanschaft Jugoslaviens. – *Archiv für Hydrobiologie* 29: 157–174.
- Pujin, V. – Ratajac, R. – Rajković, D. 1978: Prilog proučavanju faune Crustacea I Rotatoria nekih manjih stajaćih voda Vojvodine. – *Biosistematika* 4: 115–123.
- Ratajac R. – Petkovski S.T. (1990) Über das Vorkommen von *Moina salina* Daday, 1888 emend. Negrea (1984) in salinaren Binnengewässern von N. O. Jugoslawien. – *Mitteilungen Hamburgisches Zoologisches Museum und Institut* 87: 247–259.
- R Development Core Team 2009: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3–900051–07–0, <http://www.r-project.org>. (elérhető: 2013. július 20.)

- Remane A. 1934: Die Brackwasserfauna. – Zoologischer Anzeiger 7: 34–74.
- Reynolds, C.S. – Huszar, V. – Kruk, C. – Naselli-Flores, L. – Melo, S. 2002: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. – Journal of Plankton Research 24: 417–428.
- Rong, S. – Segers, H. – Dumont, H.J. 1998: Distribution of Brachionidae (Rotifera, Monogononta) in inner Mongolian waters. – International Review of Hydrobiology 83: 305–310.
- Ruttner-Kolisko, A. 1971: Rotatorien als Indikatoren für den Chemismus von Binnensalzwässern. – Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abteilung I. 179: 283–298.
- Schallenberg, M. – Hall, C.J. – Burns C.W. 2003: Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. – Marine Ecology Progress Series 251: 181–189.
- Schöll, K. – Kiss, A. – Dinka, M. – Berczik, Á. 2012: Flood-Pulse Effects on Zooplankton Assemblages in a River-Floodplain System (Gemenc Floodplain of the Danube, Hungary). – International Review of Hydrobiology 97: 41–54.
- Seaman, M.T. – Ashton, P.J. – Williams W.D. 1991: Inland salt waters of southern Africa. – Hydrobiologia 210: 75–91.
- Segers, H. 1995: Rotifera Vol. 2. The Lecanidae (Monogononta). In: Dumont, H.J. (ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 6. – Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands 226 pp.
- Segers, H. 2007: Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. – Zootaxa 1564: 1–104.
- Segers, H. 2008: Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. – Hydrobiologia 595: 49–59.
- Segers H. – de Smet W.H. 2008: Diversity and endemism in Rotifera: a review, and Keratella Bory de St Vincent. – Biodiversity and Conservation 17: 303–316.
- Sládeček, V. 1983: Rotifers as indicators of water quality. – Hydrobiologia 100: 169–201.
- Simberloff, D. 2004: Community ecology: is time to move on? – American Naturalist 163: 787–799.
- Snell, T.W. 1998: Chemical ecology of rotifers. – Hydrobiologia 387/388: 267–276.

- Smith, H.A. – Ejsmont–Karabin, J. – Hess, T.M. – Wallace R.L. 2009: Paradox of planktonic rotifers: similar structure but unique trajectories in communities of the Great Masurian Lakes, (Poland). – *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 30: 951–956.
- Somogyi, B. – Felföldi, T. – Solymosi, K. – Makk, J. – Homonnay, Z.G. – Horváth, G. – Turcsi, E. – Böddi, B. – Márialigeti, K. – Vörös, L. 2011: *Chloroparva pannonica* gen. et sp. nov. (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) – a new picoplanktonic green alga from a turbid, shallow soda pan. – *Phycologia* 50: 1–10.
- Suatoni, E. – Vicario, S. – Rice, S. – Snell, T. – Caccone, A. 2006: An analysis of species boundaries and biogeographic patterns in a cryptic species complex: The rotifer *Brachionus plicatilis*. – *Molecular Phylogenetics and Evolution* 41: 86–98.
- Terek, J. 1990: New and rare species of Rotifer (Rotatoria) in Czechoslovakia. – *Biologia (Bratislava)* 45: 149–152.
- Thorp, J. – Mantovani, S. 2005: Zooplankton of turbid and hixrologically dynamic praire rivers. – *Freshwater Biology* 50: 1474–1491.
- Tóth, A. – Horváth, Zs. – Vad, Cs.F. – Zsuga, K. – Nagy, S.A. – Boros, E. 2013: Zooplankton of the European soda pans: fauna and conservation of a unique habitat type – *International Review of Hydrobiology*, Accepted (2014. január 16.)
- Varga, L. 1926: Die Rotatorien des Fertő (Neusiedlersee). – *Archivum Balatonicum* 2: 181–227.
- Varga L. 1930: Adatok a *Rhinops fertőensis* biológiájához. – *Állattani közlemények* 27: 17–35.
- Varga L. 1934: Újabb adatok a Fertő-tó kerekeshéreg-faunájának ismeretéhez. – *Állattani közlemények* 31: 139–150.
- Varga, L. 1959: Die Rotatorien des Szelider See. In: Donászy, E. (szerk.) *Das Leben des Szelider Sees*. – Akadémiai Kiadó, Budapest p. 365–378.
- Varga L. 1966: Kerekeshéreg I. Rotatoria I./7. füzet. – Akadémiai Kiadó, Budapest 144 pp.
- V.-Balogh K. – Németh B. – Vörös L. 2010: Szervesanyagok magyarországi fehér vizű szikes tavakban. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 22: 75-86.
- V.-Balogh, K. – Németh, B. – Vörös, L. 2009: Specific attenuation coefficients of optically active substances and their contribution to the underwater ultraviolet and visible light climate in shallow lakes and ponds. – *Hydrobiologia* 632: 91–105.

- Viayeh, M. R. – Špoljar, M. 2012: Structure of rotifer assemblages in shallow waterbodies of semi-arid northwest Iran differing in salinity and vegetation cover. – *Hydrobiologia* 686: 73–89.
- Wallace, R.L. – Snell, T.W. – Ricci, C. – Nogrady, T. 2006: Rotifera: Volume 1.: Biology, ecology and Systematics (2. ed.), In: Dumont, H.J. (ed.), Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. – Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 299 pp.
- Wallace, R.L. – Walsh, E. – Schröder, T. – Rico-Martinez, R. – Ríos-Arana, J. 2008: Species composition and distribution of rotifers in Chihuahuan Desert waters of México: is everything everywhere. – *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 30: 73–76.
- Walsh, E.J. – Schröder, T. – Arroso, M.L. – Wallace, R.L. 2007: How do well single sample reflect rotifer species diversity? A test based on interannual variation of rotifer communities in Big Band National Park (Texas USA). – *Hydrobiologia* 593: 39–47.
- Walsh, E.J. – Schröder, T. – Wallace, R.L. – Ríos-Arana, J. V – Rico-Martínez, R. 2008: Rotifers from selected inland saline waters in the Chihuahuan Desert of México. – *Saline Systems* 4/7: 1–11.
- Wen, Z. – Mian-Ping, Z. – Xian-Zhong, X. – Xi-Fang, L. – Gan-Lin, G. – Zhi-hui, H. 2005. Biological and ecological features of saline lakes in northern Tibet, China. – *Hydrobiologia* 81: 1–14.
- Wetzel, R. G. – Likens, G. E. 1991: *Limnological analyses*, 2. ed. – Springer, New York 391 pp.
- Williams, W.D. – Boulton, A.J. – Taaffe, R.G. 1990: Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. – *Hydrobiologia* 197: 257–266.
- Williams, W.D. 1991: Chinese and Mongolian saline lakes: a limnological overview. – *Hydrobiologia* 210: 39–66.
- Williams, W.D. 1998: Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. – *Hydrobiologia* 381: 191–201.
- Williamson, C.E. 1983: Invertebrate predation on planktonic rotifers. – *Hydrobiologia* 104: 385–396.
- Wilts, E.F. – Brunsa, D. – Fontaneto, D. – Ahlrichsa, W.H. 2012: Phylogenetic study on Proales daphnicola Thompson, 1892 (Proalidae) and its relocation to Epiphanes (Rotifera: Epiphaniidae). – *Zoologischer Anzeiger* 251: 180–196.
- Wojnárovich, E. 1938: Vorläufige Mitteilung über die Entomostraken- und Rotatorienfauna der im Sommer austrocknenden Gewässer der

- Umgebung von Mezőcsát (Kom. Borsod). – *Fragmenta Faunistica Hungarica* 1/1: 24–25.
- Woynárovich E. 1941: Néhány magyarországi víz kémiai sajátosságairól. – *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái*. 13: 302–315.
- Wood, S.N. 2011: Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. – *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 73: 3–36.
- Zhao, W. – He, Z.H. 1999. Biological and ecological features of inland saline waters in North Hebei, China. – *International Journal of Salt Lake Research* 8: 267–285.
- Zoufal, W. – Mikschi, E. – Herzig, A. 1989: Beiträge zur Rotatorienfauna des Seewinkels. BFB-Bericht 71. – *Biologische Forschungsinstitut für Birgerland, Ilmitz*, p. 177–186.
- Zsuga K. 2010: Megyeri János (1912–1991) szikeskutató munkássága. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* 22: 19–26.
- Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztályának Szikes Vízi Munkacsoportja: http://www.szikesviz.hu/index_1.html (elérhető: 2013. december 02.)

12. A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke

12.1. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott impaktos publikációk jegyzéke

Tóth, A. – Horváth, Zs. – Vad, Cs.F. – Zsuga, K. – Nagy, S.A. – Boros E. 2014: Zooplankton of the European soda pans: fauna, communities and conservation of a unique habitat type. – International Review of Hydrobiology Accepted (IF: 0,87*)

Horváth, Zs. – Vad, Cs.F. – Tóth, A. – Zsuga, K. – Boros, E. – Vörös, L. – 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 (IF: 3,061*) DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00575.x

Nagy, S.A. – Dévai, Gy. – Grigorszky, I. – Schnitcher, Cs. – Tóth, A. – Balogh, E. – Andrikovics, S. 2008: The measurement of dissolved oxygen today - tradition and topicality. – Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 54: 13–21. (IF: 0,558)

12.2. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott referált publikációk jegyzéke

12.3. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott nem referált publikációk jegyzéke

12.4. Egyéb megjelent vagy közlésre elfogadott publikációk jegyzéke

Várbíró, G. – Borics, G. – Csányi, B. – Fehér, G. – Grigorszky, I. – Kiss, K.T. – Tóth, A. – Ács, É. 2012: Improvement of the ecological water qualification system of rivers based on first results of the Hungarian phytobenthos surveillance monitoring. – Hydrobiologia 695: 125–135. (IF: 1,784*)

Tóth, A. – Zsuga, K. – Lőrincz, T. – Nagy, S.A. 2010: Species diversity of planktonic and epiphytic Rotifers in the Hordódi-Backwater (2005, 2006). – Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 30: 1496–1498.

- Tóth A. – Tóth B. – Kiss K.T. 2010: A Duna fő- és mellékága zooplankton együtteseinek összehasonlítása a gödi szakaszon. – Hidrológiai Közlöny 90: 145–147.
- Tóth B. – Tóth A. – Kiss K.T. 2010: A lebegő partikulált szervesanyag, valamint a fito- és zooplankton mennyiségének változása a Dunában Gödnél, 2008-ban. – Hidrológiai Közlöny 90:148–150.
- Móra, A. – Kálmán, Z. – Soós, N. – Tóth, A. – Deák, Cs. – Ambrus, A. – Csabai, Z. 2010: Data to the aquatic invertebrate fauna of Kis-Duna (Kismaros) with first Hungarian records of three chironomid species. – Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica 21: 127–138.
- Tóth A. – Zsuga K. 2009: Előzetes vizsgálatok a gödi Duna szakaszának (1669fkm) bentikus, bentonikus kerekeshéjű és kiskrák faunáján. – Hidrológiai Közlöny 89/6:182–184.
- Zsuga, K. – Pekli, J. – Tóth, A. 2009: The effect of the environmental changes on the water quality of the River Tisza from 1950s years to the present. – Proceedings and Abstracts of Water Policy 2009 Congress. p. 247–250.
- Tóth A. 2009: Egy kevésbé ismert mikroszkópikus közösség a Dunában: bevonatlakó kerekeshéjű és kiskrák együttesek. In: Török K, Kiss K.T., Kertész M. (szerk.): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből, 2009 – Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet p. 45–49.
- Puky M. – Ács É. – Bódis E. – Borza P. – Kiss K.T. – Tóth A. 2009: Biológiai inváziók a magyarországi Duna-szakaszon. In: Török K, Kiss KT, Kertész M (szerk.) Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből, 2009. – Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet p. 99–103.
- Tóth A. – Zsuga K. – Lukács B. A. – Nagy S.A. 2008: Oszlop-mintavevő alkalmazása zooplankton mintavétel esetében állóvízben. – Hidrológiai Közlöny 88/6: 205–207.
- Nagy S.A. – Tóth A. – Góri Sz. 2008: Összeegyeztethető-e a természetvédelmi érték és az ökológiai állapot megítélése (az oxigénháztartás példáján)? – Hidrológiai Közlöny 88/6: 144–147.
- Kiss, Á.K. – Ács, É. – Bolla, B. – Tóth, A. – Tóth, B. – Kiss, K.T. 2008: Diversity of eukaryotic microorganisms (algae, protozoa, rotifers and microcrustacea) in the River Danube at Göd (Hungary). – In: Proceedings of the 37th International Conference of IAD, Chisinau, Moldova p. 113–117.

- Puky, M.– Ács, E. – Bódis, E. – Borza, P. – Kiss, K.T. – Tóth, A. 2008: Invasive algae, plant, mollusc and crustacean species along the Hungarian Danube section: arrival time, colonisation characteristics, relative importance. – In: Proceedings of the 37th International Conference of IAD, Chisinau, Moldova p. 76–81.
- Tóth A. – Zsuga K. – Nagy S.A. 2007: A zooplankton összetételének vizsgálata a Hordódi-Holt-Tiszán. – Hidrológiai Közlöny 87/ 6: 141–143.
- Tóth A. – Lukács B.A. – Zsuga K. 2006: Felső-Tisza vidéki holtmedrek zooplanktonjának összehasonlító vizsgálata. – Hidrológiai Közlöny 86/6: 120–122.
- Tóth A. – Zsigó K. – Zsuga K. 2005: A zooplankton összetételében tapasztalható eltérések különböző növényállományokból vett minták alapján – Hidrológiai Közlöny 85/6: 175–178.
- Zsigó K. – Tóth A. – Vörös L. – Teszárné Nagy M. 2005: Adatgyűjtés a vízi baktériumok közvetlen, epifluorescens mikroszkópos számolásának új módszeréről. – Hidrológiai Közlöny 85/6: 180–182.
- Zsuga K. – Tóth A. – Pekli J. – Udvardi Zs. 2004: A Tisza vízgyűjtő zooplanktonjának alakulása az 1950-es évektől napjainkig – Hidrológiai Közlöny 84/5: 175–178.

12.5. Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke

- Tóth A. – Zsuga K. – Horváth Zs. – Vad Cs.F. – Vörös L. – Boros E. 2013: Kerekcsigák (Rotifera) közösségek szerkezetére (fajszám, denzitás, guildék) ható környezeti változók a Kárpát-medence asztatikus szikes tavain. – LV. Hidrobiológus Napok, 2013. október 2-4., Tihany
- Horváth Zs. – Vad Cs.F. – Tóth A. – Zsuga K. – Vörös L. – Boros E. – Ptačnik R. 2013: A zooplankton diverzitás- és denzitásmintázatai a Kárpát-medence asztatikus szikes tavaiban. – LV. Hidrobiológus Napok, 2013. október 24., Tihany
- Horváth, Zs. – Vad, Cs.F. – Tóth, A. – Zsuga, K. – Boros, E. – Vörös, L. 2013: Oppositing trends of zooplankton diversity and functioning along natural stress gradient. – 32nd Congress of the International Society of Limnology 2103. augusztus 4-9., Budapest
- Tóth A. – Zsuga K. – Horváth Zs. – Vad Cs. F. – Boros E. 2012: A Kárpát-medence asztatikus szikes tavainak zooplankton faunája és közösségei I. (Rotifera). – Szikes Workshop, Szikes tavak élővilága kutatásának frontvonalai 2012-ben 2012. november 26–27., Fülöpháza

- Horváth Zs. – Vad Cs. F. – Tóth A. – Zsuga K. – Boros E. 2012: A Kárpát-medence asztatikus szikes tavainak zooplankton faunája és közösségei II. Kiszárazók (Cladocera, Copepoda) és a tócsarákok (Anostraca). – Szikes Workshop, Szikes tavak élővilága kutatásának frontvonalai 2012-ben 2012. november 26–27., Fülöpháza
- Horváth Zs. – Vad Cs. F. – Tóth A. – Zsuga K. – Vörös L. – Boros E. – R. Ptacnik 2012: Kárpát-medence asztatikus szikes tavainak zooplankton faunája és közösségei III. Metaközösségek.). – Szikes Workshop, Szikes tavak élővilága kutatásának frontvonalai 2012-ben 2012. november 26–27., Fülöpháza
- Tóth A. – Zsuga K. – Horváth Zs. – Vörös L. – Boros E. 2011: Szikes vizek kerekeshéreg közösségének tanulmányozása. – LIII. Hidrobiológus Napok, 2011. október 5–7., Tihany

12.6. Egyéb előadások jegyzéke

- G.-Tóth, L. – Tóth, A. – Párpala, L. – B.-Muskó, I. – Balogh, Cs. 2013: Effects of water level fluctuation on the littoral morphology and invertebrate communities in Lake Balaton (Hungary). – 32nd Congress of the International Society of Limnology 2103. augusztus 4–9., Budapest
- Puky M. – Ács É. – Bódis E. – Borza P. – Tóth A. – Kiss K.T. 2009: Alga-, vízinövény-, puhatestű- és rákinváziók a Duna magyarországi szakasza mentén. Magyarországon. – Magyar Tudomány Ünnepe, 2009. november 16., Vácrátót
- Tóth A. 2009: A zooplankton- közösség fajösszetételének és egyedszámának változása a Duna gödi szakaszán 2008-ban és 2009-ben. Magyarországon. – Magyar Tudomány Ünnepe, 2009. november 16., Vácrátót
- Kiss K.T. – Ács É. – Bolla B. – Tóth A. – Grigorszky I. 2009: A Tisza és mellékvizői Centrales kovaalgáinak diverzitása és elterjedése. – LI. Hidrobiológus Napok, 2009 szeptember 30–október 2., Tihany
- Ács É. – Bolla B. – Tóth A. – Kiss K.T. 2009: Egy Centrales kovaalga adatbázis fontossága és szükségessége Magyarországon. – Magyar Tudomány Ünnepe, 2009. november 16., Vácrátót
- Puky, M.– Ács, É. – Bódis, E. – Borza, P. – Kiss, K.T. – Tóth, A. 2008: Invasive algae, plant, mollusca and crustacean species along the Hungarian Danube section: arrival time, colonisation characteristics, relative importance. – 37th International Conference of IAD, 2008. október 29-november 01., Chisinau, Moldova

- Nagy S.A. – Schnitchen Cs. – Antal L.– Tóth A. – Balogh E. – Dévai Gy. (2008): Holtmedrek mozaikos szerkezetének kimutatása téli mintavételek alapján. – L. Hidrobiológus Napok, 2008. október 1–3., Tihany
- Tóth A. 2008: Rotatoria, Cladocera, Copepoda fajok a Duna főágában és mellékágában Gödnél (plankton és bevonat minták összehasonlítása). – Magyar Tudomány Ünnepe, 2008. november 10., Budapest
- Tóth A. – Zsuga K. – Nagy S.A. 2007: Oszlopmintavevő alkalmazása zooplankton mintavétel esetében állóvízben. – II. Hidrobiológus Napok, 2007. október 3–5., Tihany
- Nagy S.A. – Tóth A. 2007: Összeegyeztethető-e a természetvédelmi érték és az ökológiai állapot megítélése (az oxigénháztartás példáján)? – II. Hidrobiológus Napok, 2007. október 3–5., Tihany
- Tóth A. – Lukács B.A. – Wittner I. 2006: A Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása – „A Balaton és a Tisza kutatás újabb eredményei”, Emlékkülés Sebestyén Olga halálának 20. évfordulója alkalmából, 2006. május 11., Budapest
- Tóth A. – Zsuga K. – Nagy S.A. 2006: A zooplankton összetételének vizsgálata a Hordódi-Holt-Tiszán – XLVIII. Hidrobiológus Napok, 2006. október 4–6., Tihany
- Tóth A. 2005: Zooplankton szervezetek kötődése növényállományokhoz – Magyar Tudomány Napja, 2005. november 16., Debrecen
- Zsuga K. – Tóth A. – Pekli J. – Udvardi Zs. 2003: A Tisza vízgyűjtő zooplanktonjának alakulása az 1950-es évektől napjainkig – XLV. Hidrobiológus Napok, 2003. október 1–3., Tihany
- Zsuga K. – Udvardi Zs. – Tóth A. – Pekli J. 2003: Az EU Víz Keretirányelv előírásai a felszíni vizek ökológiai szempontú minősítéséhez, állapotfelméréséhez – A magyar és a világ tudomány napja, 2003. november 6., Szolnok
- Zsuga K. – Tóth A. 2003: A makrovegetáció hatása a zooplankton állományszerkezetre a Kiskörei-tározóban – 6. Magyar Ökológus Kongresszus, 2003. augusztus 27–29., Gödöllő

12.7. Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke

- Tóth A. – Zsuga K. – Horváth Zs. – Vad Cs.F. – Boros E. 2012: A Kárpát-medence asztatikus szikes tavainak zooplankton faunája (Rotifera, Cladocera, Copepoda). – LIV. Hidrobiológus Napok, 2012. október 3–5., Tihany
- Tóth, A. – Zsuga, K. – Horváth, Zs. – Vad, Cs.F.– Boros, E. 2013: Rotifera of the European soda pans: The fauna and communities of a unique habitat. – Fresh Blood for Fresh Water Young Aquatic Science, 2013. február 27–március 01.,Lunz, Ausztria

12.8. Egyéb poszterelőadások jegyzéke

- Tóth, A. – Horváth, H. – G.-Tóth, L. 2013: Horizontal distribution of Rotatoria Plankton in the Lake Balaton (2011, 2012). – 32nd Congress of the International Society of Limnology, 2013. augusztus 4–9., Budapest
- Tóth A. – Horváth H. – G.-Tóth L. 2013: A Balaton kerekeshéjű (Rotifera) közösségének horizontális és szezonális alakulása. – LV. Hidrobiológus Napok, 2013. október 2-4., Tihany
- Ács É. – Bolla B–Tóth A. – Kiss K.T. 2010: Magyarország Dunától keletre eső vizei Centrales kovaalgáinak diverzitása és elterjedése II. Állóvizek. – LII. Hidrobiológus Napok, 2010. október 6–8., Tihany
- Kiss K.T. – Ács É. – Bolla B. – Tóth A. 2010: Magyarország Dunától keletre eső vizei Centrales kovaalgáinak diverzitása és elterjedése I. Vízfolyások. – LII. Hidrobiológus Napok, 2010. október 6–8., Tihany
- Tóth A. – Zsuga K.–Szűcs A. – Lőrincz T.2010: A magyarországi *Rotatoria* adatbázis bemutatása, működésének ismertetése. – LII. Hidrobiológus Napok, 2010. október 6–8., Tihany
- Nédli J. – Tóth A. – Korponai J. – G.-Tóth L. 2010: Kitaratóképletek a Balaton recens üledékében. – LII. Hidrobiológus Napok, 2010. október 6–8., Tihany
- Ács, É – Bolla, B – Tóth, A. – Kiss, K.T. 2009: Diversité des diatomées centriques de différents lacs de Hongrie. – 28eme Colloque d l'ADLaF, 2009. szeptember 7–10., Banyuls-sur-Mer, Franciaország
- Kiss, K.T. – Ács, É. – Bolla, B. – Tóth, A. – Grigorszky, I. 2009: Diversité et distribution des diatomées centriques de la riviere Tisza et de ses affluents (Hongrie). – 28me Colloque d l'ADLaF, 2009. szeptember 7–10., Banyuls-sur-Mer, Franciaország

- Ács, É. – Borics, G. – Fehér, G. – Kiss, K.T. – Reskóné, N. M. – Stenger-Kovács, Cs. – Tóth, A. – Várbíró, G. 2009: Implementation of the European Water Framework Directive to assess the water quality of Hungarian running waters with diatoms. – 2009. március 26–29. Utrecht, Hollandia
- Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, A. – Tóth, B. 2009: Investigation of longitudinal pattern of malacofauna and sediment characteristics with ArcInfo 9.3. – III. GDUC: GISDATA User Conference, 2009. május 27–28., Opatia, Horvátország
- Tóth, A. – Lőrincz, T. 2009: Hungarian Rotatoria geodatabase structure in ArcGIS. – III. GDUC: 3rd international GISDATA User Conference, 2009. május 27–28., Opatia, Horvátország
- Tóth, A. – Zsuga, K. – Lukács, B.A. 2009: Influence of aquatic macrophytes on rotifer community in shallow lake in nature conservation area. – XII. International Rotifer Symposium, 2009. augusztus 16–21. Berlin, Németország
- Lőrincz, T. – Kothencz, Gy. – Takács, A.A. – Barton, G. – Váczi, O. – Takács, G. – Szankó, G. – Varga, I. – Tóth, A. – Schäffer, B. 2009: Biotic Module of the Hungarian Nature Conservation Information System present and future. – ECCB: 2nd European Congress of Conservation Biology, 2009. szeptember 1–5., Prága, Csehország
- Tóth, A. – Zsuga, K. – Lőrincz, T. 2009: Rare rotifer species of the nature conservation area in the Kisköre Reservoir System. – ECCB: 2nd European Congress of Conservation Biology, 2009. szeptember 1–5., Prága, Csehország
- Tóth, A. – Kiss K.T. – Tóth B. 2009: A lebegő partikulált szervesanyag, valamint a fito- és a zooplankton mennyiségének változása a Dunában Gödnél, 2008-ban. – LI. Hidrobiológus Napok, 2009. szeptember 30.–október 2., Tihany
- Tóth, A. – Tóth B. – Kiss K.T. 2009: A gödi mellékág és főági Duna szakasz zooplankton - együtteseinek összehasonlítása. – LI. Hidrobiológus Napok, 2009. szeptember 30.–október 2., Tihany
- Puky M. – Ács É. – Bódis E. – Borza P. – Kiss K.T. – Tóth, A. 2009: Invázió fajok a Duna magyarországi szakaszán. – Magyar Ökológus Kongresszus, 2009. augusztus 26–28., Szeged
- Tóth, A. – Zsuga K. 2008: Zooplankton vizsgálatok a gödi Duna szakaszon (1669 fkm) – L. Hidrobiológus Napok, 2009. október 1–3., Tihany
- Kiss, K.T. – Ács, É. – Tóth, A. – Kiss, Á.K. – Bolla, B. – Tóth, B. 2008: Diversity of eukaryotic microorganisms (algae, protozoa, rotifers and

- microcrustacea) in the River Danube at Göd (Hungary). – 37th International Conference of IAD, 2008. október 29–november 01., Chisinau, Moldova
- Lőrincz, T. – Kothencz, Gy. – Takács, A.A. – Barton, G. – Váczi, O. – Takács, G. – Tóth, A. – Schäffer, B. 2008: Biotic module of the Hungarian Nature Conservation Information System. – 8th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences, 2008. június 25–27., Shanghai, Kína
- Tóth A. – Lőrincz T. – Lukács B.A. – Kiss B. – Dévai Gy. 2008: Zooplankton kutatás, élőhelytérképezés térinformatika módszerekkel a Hordódi-Holt-Tiszán. – XIII. ESRI Magyarország Felhasználói Konferencia, 2008. október. 30., Budapest
- Tóth, A. – Zsuga, K. – Lőrincz, T. – Nagy, S.A. 2007: Species diversity of planktonic and epiphytic Rotifers in the Hordódi-Backwater (2005, 2006) – SIL, 2007. augusztus 12–18., Montreal, Kanada
- Grigorszky, I. – Dévai, Gy. – Tóth, A. – Schnitche, Cs. – Béres, V. – Nagy, S.A. 2007: The relationships among algae, zooplankton and fish stock levels in a small lowland reservoir. – Fish Stock Assessment Methods for Lakes and Reservoirs: Towards the true picture of fish stock, 2007. szeptember 11–15., Ceske Budejovice, Csehország
- Nagy, S.A. – Grigorszky, I. – Schnitche, Cs. – Tóth, A. – Dévai, Gy. 2007: The possibility of joint assertion of angling, fishing and nature conservation priorities in a reservoir (Lake Tisza, Hungary). – Fish Stock Assessment Methods for Lakes and Reservoirs: Towards the true picture of fish stock, 2007. szeptember 11–15., Ceske Budejovice, Csehország
- Tóth, A. – Zsuga, K. – Lőrincz, T. – Grigorszky, I. – Nagy, S.A. 2007: Zooplankton (as fish nourishment) community structure in different vegetation types. – Fish Stock Assessment Methods for Lakes and Reservoirs: Towards the true picture of fish stock, 2007. szeptember 11–15., Ceske Budejovice, Csehország
- Zsuga K. – Pekli J. – Tóth A. 2007: A Kis-Balaton kerekeshéreg faunája - régen és ma. – II. Hidrobiológus Napok, 2007. október 3–5., Tihany
- Tóth A. – Zsuga K. – Nagy S.A. 2006: Zooplankton- közösségek szerkezete eltérő növényállományokban. 7. – Magyar Ökológus Kongresszus, 2006. szeptember 4–6., Budapest
- Tóth A. – Zsuga K. – Nagy S.A. 2006: Backwaters of river Tisza, habitats of rare rotatoria species – 1st. European Congress of Conservation Biology, 2006. augusztus 22–26., Eger

- Zsuga K. – Tóth A. 2006: Nature Conservation values: Rotatoria community of Kis-Balaton – 1st. European Congress of Conservation Biology, 2006. augusztus 22–26., Eger
- Tóth A. – Lukács B. A. 2005: Felső-Tisza vidéki holtmedrek zooplanktonjának összehasonlító vizsgálata.– XLVI Hidrobiológus napok, 2005. október 5–7., Tihany
- Mári A. – Tóth A. – Kiss B. – Müller Z. 2004: Előtanulmányok a Tisza-tó elkülönült víztesteinek természetvédelmi kezelését alapozó anyagforgalmi vizsgálatokhoz – XLVI Hidrobiológus Napok, 2004. október 6–8., Tihany
- Tóth A. – Zsigó K. 2004: A zooplankton szerkezetében tapasztalható eltérések különböző növényállományokból vett minták alapján – XLVI Hidrobiológus Napok, 2004. október 6–8., Tihany
- Zsigó K. – Tóth A. 2004: Adatgyűjtés a vízi baktériumok közvetlen, epifluorescens mikroszkópos számolásának új módszeréről – XLVI Hidrobiológus Napok, 2004. október 6–8., Tihany
- Tóth A. – Zsuga K. – Nagy S.A. 2003: Zooplankton-vizsgálatok Felső-Tisza menti holtmedrekben – 2003. évi Tisza-Kutató Ankét, 2003. november 28., Szeged

12.9. Az értekezés témakörében készített szakmaspecifikus alkotások jegyzéke

- Tóth A. 2004: Felső-Tisza vidéki holtmedrek összehasonlító zooplankton vizsgálata. – Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia, 2004. április 5–7., Budapest

1. függelék: A mintavételi helyek listája kódokkal, településnevet és EO V koordinátát megadva. A minta kódjának első része a tó nevét, második a gyűjtési időpontot jelöli: 1: 2009 nyár, 2: 2010 tavasz, 3: 2010 nyár, zárójelben a kód mögött az adott minta kereséféreg denzitási értéke. A róvidések jelentése: M – Magyarország, A – Ausztria, Sz – Szerbia. Az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta, vastag betűtípus jelöli.

Minta kód (Denzitás: Ind/l)	Ország	Megye/Tartomány	Település	Tó neve	Szélesség	Hosszúság
001_2 (3,0), 001_3 (4,0)	M	Békés	Kardoskút	Fehér-tó	46,468346	20,617166
006_1 (0,0), 006_2 (3,2)	M	Hajdú-Bihar	Derecske	Bocskoros-szik	47,336551	21,513863
007_1 (4,5), 007_2 (10,0)	M	Hajdú-Bihar	Hosszúpályi	Petrovics-lapos	47,336826	21,729794
008_1 (1,8), 008_2 (0,0)	M	Hajdú-Bihar	Hosszúpályi	Fehér-tó	47,317014	21,736155
009_2 (18,1), 009_3 (0,2)	M	Hajdú-Bihar	Konyár	Kerek-szik	47,339949	21,652847
015_2 (0,2), 015_3 (1,8)	M	Hajdú-Bihar	Hajdúböszörmény	Móric-szik	47,713000	21,364057
018_1 (0,0), 018_2 (43,2)	M	Csongrád	Királyhegyes	Csikópusztai-tó	46,292025	20,635034
019_2 (26,8), 019_3 (3,3)	M	Békés	Orosháza	Kis-Sóstó	46,523741	20,630012
027_1 (0,2), 027_2 (2)	M	Csongrád	Balástya	Müller-szék	46,451273	19,989386
028_2 (9,9), 028_3 (1,4)	M	Csongrád	Kistelek	Tóalj	46,477565	19,967393
029_1 (49,9), 029_2 (2,6)	M	Csongrád	Tömörkény	Dong-ér	46,568762	20,062912
033_2 (6,7), 033_3 (0,1)	M	Csongrád	Pusztaszer	Büdös-szék	46,546253	20,032820
034_1 (31,8), 034_2 (10,0)	M	Csongrád	Pusztaszer	Vesszős-szék	46,524338	20,038923
035_1 (13,1), 035_2 (20,1)	M	Jász-Nagykun-Szolnok	Tiszafüred	Meggyes-lapos	47,557006	20,897622
038_2 (60,5), 038_3 (169,1)	M	Hajdú-Bihar	Balmazújváros	Kerek-fenek	47,581628	21,340606
039_1(0,0), 039_2 (0,3)	M	Szabolcs-Szatmár-Bereg	Tiszavasvári	Fehér-szik	47,962202	21,419022
040_2 (1,1), 040_3 (0,0)	M	Szabolcs-Szatmár-Bereg	Tiszavasvári	Göbolyös	47,940616	21,426793
042_1 (110,5), 042_2 (2,4)	M	Szabolcs-Szatmár-Bereg	Újfehértó	Nagy-Vadas-tó	47,858719	21,656685
043_2 (60,3), 043_3 (2,9)	M	Szabolcs-Szatmár-Bereg	Nyíregyháza	Nagy-Széksóstó	47,919003	21,632801
047_1 (0,0), 047_2 (0,0)	M	Bács-Kiskun	Szabadszállás	Pipás-szék	46,876062	19,176473
048_1 (0,0), 048_2 (0,5)	M	Bács-Kiskun	Szabadszállás	Büdös-szék	46,866044	19,169286

1. függelék folytatása. A mintavételi helyek listája kódokkal, településnevet és EOVS koordinátáit megadva. A minta kódjának első része a tó nevét, második a gyűjtési időpontot jelöli: 1: 2009 nyár, 2: 2010 tavasz, 3: 2010 nyár, zárójelben a kód mögött az adott minta kezesféreg denzitási értéke. A rövidítések jelentése: M – Magyarország, A – Ausztria, Sz – Szerbia. Az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta, vastag betűtípus jelöli.

Minta kód (Denzitás: Ind/l)	Ország	Megye/Tartomány	Település	Tó neve	Szélesség	Hosszúság
049_1 (0,1), 049_2 (0)	M	Bács-Kiskun	Szabadszállás	Zab-szék	46,837517	19,169780
050_1 (71,9), 050_2 (15,7)	M	Bács-Kiskun	Fülöpszállás	Fehér-szék	46,807916	19,187753
051_1 (0,0), 051_2 (0,3)	M	Bács-Kiskun	Fülöpszállás	Kelemen-szék	46,797356	19,183097
052_1 (1,7), 052_2 (2)	M	Bács-Kiskun	Solt	Bogárzó	46,808029	19,141267
053_1 (19,6), 053_2 (3,9)	M	Bács-Kiskun	Dunatétlen	Sósér	46,788481	19,144273
054_1 (61,5), 054_2 (2,7)	M	Bács-Kiskun	Dunatétlen	Fűzfa-szék	46,791420	19,158132
055_1 (55,3), 055_2 (1,5)	M	Bács-Kiskun	Dunatétlen	Böddi-szék (észak)	46,765855	19,156882
057_2 (7,2), 057_3 (4,0)	M	Bács-Kiskun	Dunatétlen	Bába-szék	46,739521	19,150444
060_1 (211,1), 060_2 (0,3)	M	Bács-Kiskun	Soltszentimre	névtelen	46,763462	19,180703
061_2 (0,7), 061_3 (1,1)	M	Bács-Kiskun	Kaskantyú	Sárkány-tó	46,674306	19,345284
067_1 (0,0), 067_2 (264,4)	M	Fejér	Gárdony	Dinnyési-fertő	47,170091	18,545876
068_2 (21,8), 068_3 (4,0)	M	Fejér	Aba	Fényes-tó	47,060364	18,464634
069_1 (1,2), 069_2 (38,1)	M	Fejér	Aba	Sóstó	47,053868	18,472391
070_2 (19,0), 070_3 (74,0)	M	Fejér	Soponya	Sóstó	47,005063	18,491114
071_1 (236,0), 071_2 (5,9)	M	Fejér	Sárkeresztúr	Sárkány-tó	46,985728	18,548370
072_1 (6155,4), 072_2 (4,4)	M	Fejér	Sárszentágota	Sóstó	46,971785	18,553396
075_1 (41), 075_2 (0,0), 075_3 (1,2)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Ridica	Medura	45,992088	19,133211
076_2 (6,0), 076_3 (0,0)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Stanisics	Bela Bara	45,947070	19,090246
077_1 (0), 077_2 (0,3)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Kanjiza	Čudotvorni Bunar	46,060739	20,001035
078_2 (0,5), 078_3 (0,0)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Coka	Čoka Kopovo	45,953449	20,198467
079_2 (0,0), 079_3 (0,0)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Novi Becej	Slano Kopovo	45,625224	20,210024
080_1 (3300,0), 080_2 (0,0), 080_3 (0,0)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Melenci	Veliko Rusanda	45,521482	20,307084
081_2 (1,0), 081_3 (2,1)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Elemir	Okanj	45,467165	20,300073
082_1 (1802,0), 082_2 (2,9)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Baranda	Slatina	45,082778	20,491523

1. függelék folytatása. A mintavételi helyek listája kódokkal, településnevet és EOV koordinátát megadva. A minta kódjának első része a tó nevét, második a gyűjtési időpontot jelöli: 1 : 2009 nyár, 2: 2010 tavasz, 3: 2010 nyár, zárójelben a kód mögött az adott minta kerekesefféreg denzitási értéke. A rövidítések jelentése: M – Magyarország, A – Ausztria, Sz – Szerbia. Az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta, vastag betűtípus jelöli.

Minta kód (Denzitás: Ind/l)	Ország	Megye/Tartomány	Település	Tó neve	Szélesség	Hosszúság
084_2 (4,7), 084_3 (2)	M	Bács-Kiskun	Pálmonostora	Pallagi-szék	46,587631	19,915430
085_2 (11,6), 085_3 (0,6)	M	Bács-Kiskun	Jászszentlászló	Kerek-tó	46,567803	19,750172
086_2 (27,0), 086_3 (2,5)	M	Békés	Kardoskút	rekonstrukció	46,495019	20,614294
087_1 (4,3), 087_2 (0,0)	M	Pest	Jászkarajenő	Csukáséri-tó	47,017711	20,058952
088_2 (1,9), 088_3 (0,2)	M	Pest	Jászkarajenő	Csukáséri-tó	47,018198	20,061335
089_2 (0,3), 089_3 (0,8)	M	Bács-Kiskun	Bácsalmás	Sóstó	46,096824	19,331483
090_2 (1,1), 090_3 (0,1)	M	Csongrád	Csongrád	Kis-Sóstó	46,740960	19,992180
092_1 (27,3), 092_2 (23,4)	M	Pest	Apaj	Alsó-szűnyog	47,141116	19,115056
110_1 (0,7), 110_2 (1,1)	A	Burgenland	Illmitz	Herrnsee	47,744564	16,769988
111_1 (80,6), 111_2 (1,4)	A	Burgenland	Illmitz	Unterer Schrändisee	47,749171	16,796365
113_1 (1,0), 113_2 (0,0)	A	Burgenland	Illmitz	Krautingsee	47,756029	16,780480
114_1 (128,8), 114_2 (30,0)	A	Burgenland	Illmitz	Zicklacke	47,766964	16,784752
115_1 (0,0), 115_2 (0,0)	A	Burgenland	Illmitz	Albersee	47,775136	16,770119
116_1 (1,3), 116_2 (0,6)	A	Burgenland	Illmitz	Runde Lacke	47,785745	16,792744
117_1 (4,5), 117_2 (0,0)	A	Burgenland	Illmitz	Südlicher Silbersee	47,791133	16,779737
118_1 (0,8), 118_2 (17,2)	A	Burgenland	Illmitz	Unterer Stinkersee	47,799981	16,786345
119_1 (6,3), 119_2 (0,0)	A	Burgenland	Illmitz	Mittlerer Stinkersee	47,806759	16,787522
120_1 (0,0), 120_2 (12,0)	A	Burgenland	Illmitz	Oberer Stinkersee	47,813762	16,792517
121_1 (5,6), 121_2 (0,0)	A	Burgenland	Illmitz	Obere Höllacke	47,827119	16,807932
122_2 (30,8), 122_3 (200,4)	A	Burgenland	Illmitz	Untere Höllacke	47,822116	16,806559
123_2 (10,0), 123_3 (2733,0)	A	Burgenland	Apetlon	Birnbaumlacke	47,817715	16,864911
124_1 (0,0), 124_2 (0,0)	A	Burgenland	Apetlon	Ochsenbrunnlacke	47,810736	16,844617
125_1 (2,0), 125_2 (0,0)	A	Burgenland	Apetlon	Große Neubruchlacke	47,786121	16,842198
126_1 (13,5), 126_2 (3,5)	A	Burgenland	Apetlon	Warmsee (Darscho)	47,770300	16,840193
127_1 (224,0), 127_2 (11,6)	A	Burgenland	St. András am Zicksee	Baderlacke	47,778549	16,934278
128_2 (0,3), 128_3 (15,0)	A	Burgenland	Apetlon	Westliche Fuchslochlacken	47,790077	16,852349
129_1 (17,0), 129_2 (126,6)	A	Burgenland	Apetlon	Östliche Fuchslochlacken	47,790441	16,866186

1. függelék folytatása. A mintavételi helyek listája kódokkal, településnevet és EOV koordinátát megadva. A minta kódjának első része a tó nevét, második a gyűjtési időpontot jelöli: 1: 2009 nyár, 2: 2010 tavasz, 3: 2010 nyár, zárójelben a kód mögött az adott minta keresztféreg denzitási értéke. A rövidítések jelentése: M – Magyarország, A – Ausztria, Sz – Szerbia. Az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta, vastag betűtípus jelöli.

Minta kód (Denzitás: Ind/l)	Ország	Megye/Tartomány	Település	Tó neve	Szélesség	Hosszúság
130_1 (1,1), 130_2 (277,2)	A	Burgenland	Apetlon	Stundlacke	47,798904	16,871706
131_1 (37,5), 131_2 (3,5)	A	Burgenland	Apetlon	Kühbrunnlacke	47,792736	16,878626
132_2 (24,4), 132_3 (1,5)	A	Burgenland	Illmitz	Auerlacke	47,789171	16,886778
133_1 (38,4), 133_2 (1,0)	A	Burgenland	Apetlon	Sechsmahdlacke	47,783789	16,884112
134_1 (19,6), 134_2 (3,3)	A	Burgenland	Apetlon	Östliche Wörthenlacke	47,773344	16,880094
135_1 (19,2), 135_2 (2,5)	A	Burgenland	Apetlon	Westliche Wörthenlacke	47,770922	16,870777
136_1 (13,4), 136_2 (6,5)	A	Burgenland	Apetlon	Lange Lacke	47,757475	16,878765
137_1 (112,3), 137_2 (120)	A	Burgenland	Apetlon	Martenhofen-lacken	47,750502	16,856695
138_2 (0,0), 138_3 (0,0)	A	Burgenland	Apetlon	Neufeldlacke	47,764477	16,840248
139_1 (476,5), 139_2 (6,4)	A	Burgenland	Apetlon	Unterer Weißsee	47,726787	16,826218
140_1 (14,2), 140_2 (2,0)	A	Burgenland	Apetlon	Apetloner Meierhoflacke	47,721576	16,824040
141_1 (0,0), 141_2 (82,7)	M	Győr-Moson-Sopron	Fertőszéplak	Legény-tó	47,663450	16,813700
142_1 (5,5), 142_2 (8,6)	M	Győr-Moson-Sopron	Fertőszéplak	Pap-rét	47,682100	16,842514
143_1 (4,2), 143_2 (3,21)	M	Győr-Moson-Sopron	Sarród	Nyéki-szállás	47,677550	16,834056
144_1 (128,0), 144_2 (214,4)	M	Győr-Moson-Sopron	Sarród	Borsodi-dűlő	47,681925	16,841139
156_1 (0,3), 156_2 (0,9)	M	Bács-Kiskun	Dunatétlen	Böddi-szék (nvugat)	46,761944	19,151303
159_2 (0,1), 159_3 (0,0)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Melenci	Mala Rusanda	45,512625	20,302642
005_2 (186,0)	M	Hajdú-Bihar	Derecske	Peres-szík	47,377513	21,575270
011_1 (0,0), 011_2 (0,0)	M	Békés	Mezőberény	Medvefejes-tó	46,837388	21,034387
032_1 (3,6), 032_2 (49,2), 032_3 (2,0)	M	Csongrád	Ópusztaszer	Sárgatanyai-tó	46,459874	20,048038
041_3 (65,4)	M	Szabolcs-Szatmár- Bereg	Újfehértó	névtelen	47,801158	21,703036
065_3 (3,1)	M	Bács-Kiskun	Bácsszentgyörgy	névtelen	45,995397	19,054042

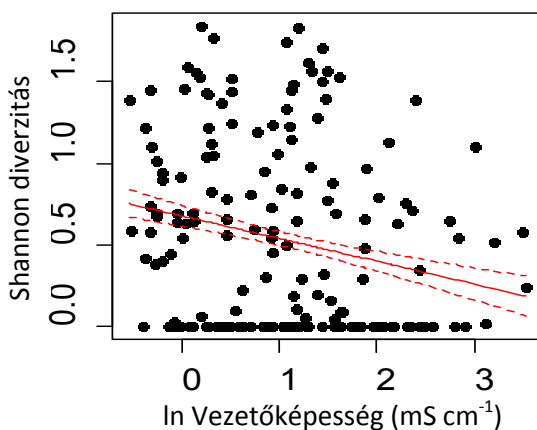
1. függelék folytatása. A mintavételi helyek listája kódokkal, településnevet és EOV koordinátát megadva. A minta kódjának első része a tó nevét, második a gyűjtési időpontot jelöli: 1: 2009 nyár, 2: 2010 tavasz, 3: 2010 nyár, zárójelben a kód mögött az adott minta keresésféreg denzitási értéke. A rövidítések jelentése: M – Magyarország, A – Ausztria, Sz – Szerbia. Az erősen módosított élőhelyeket és azokat a pontokat, ahonnan nem volt tavaszi vagy nyári minta, vastag betűtípus jelöli.

Minta kód (Denzitás: Ind/l)	Ország	Megye/Tartomány	Település	Tó neve	Szélesség	Hosszúság
083_3 (27,2)	M	Csongrád	Szatymaz	Kis-Fehér-tó	46,349564	20,071372
094_2 (5,6)	M	Csongrád	Balástya	Ősze-szék	46,401701	19,984496
096_2 (1,1)	M	Bács-Kiskun	Pálmonostora	Kis-Péteri-tó	46,586872	19,908875
112_1 (0,0), 112_2 (0,0)	A	Burgenland	Illmitz	Kirchsee	47,758679	16,785489
145_3 (320,1)	A	Burgenland	Apetlon	Nordöstliche Wörtenlacke	47,777053	16,878942
146_3 (55,9)	A	Burgenland	Apetlon	Südöstliche Wörtenlacke	47,775644	16,880939
147_3 (0,2)	A	Burgenland	Apetlon	Eszterházy-tó	47,795103	16,869575
148_3 (28,7)	A	Burgenland	Illmitz	Seeuferlacke	47,787433	16,775633
149_3 (1423,8)	A	Burgenland	Illmitz	Hochstetten	47,817542	16,799650
150_3 (3088,2)	A	Burgenland	Apetlon	Westliche Hutweidenlacke	47,768200	16,868689
151_3 (95496,0)	A	Burgenland	Apetlon	Östliche Hutweidenlacke	47,769122	16,875069
153_2 (288,0)	M	Csongrád	Székkutas	Kakas-szék	46,541217	20,591614
154_3 (0,0)	SZ	Vajdaság Autonóm Tartomány	Mosorin	Angéla kútja	45,315483	20,135639
155_1 (0,0)	M	Békés	Kardoskút	Fehér-tó	46,471492	20,631786
157_2 (3,0)	M	Bács-Kiskun	Dunatetőten	Böddi-szék (észak-nyugat)	46,756458	19,154125
158_2 (0,0)	M	Bács-Kiskun	Dunatetőten	Böddi-szék (dél-kelet)	46,757114	19,156661

2. függelék. Korrelációs táblázat (Pearson korreláció) a logaritmikusan transzformált vízmélység (lnZ), Secci-átlátszóság (lnZs), vezetőképesség (ln Cond), összes lebegőanyag-tartalom (lnTSS), oxigén koncentráció (ln Ox) és a nem transzformált pH között a szikes tavakban (n=178)
 Vastagítottan a szignifikánsak vannak jelölve ($p < 0,05$).

	lnZ	lnZs	lnCond	lnTSS	lnOx
lnZs	0,579 <0,001				
lnCond	-0,427 <0,001	-0,142 0,059			
lnTSS	-0,500 <0,001	-0,928 <0,001	0,111 0,146		
lnOx	0,095 0,211	0,111 0,142	-0,007 0,924	-0,080 0,296	
pH	-0,425 <0,001	-0,174 0,023	0,306 <0,001	0,152 0,048	0,045 0,556

3. függelék. A Shannon diverzitás változásának bemutatása lineáris (LM) illesztéssel a vezetőképesség logaritmizált skálája mentén (R^2 : 0.04892, $p=0.00301$ **)



A vezetőképesség és Shannon diverzitás összefüggésének bemutatása egyszerű lineáris regressziós illesztéssel. Folytonos vonal az illesztett lineáris regressziós egyenes, a szaggatott vonal az átlag szórása: \pm SE. Az X tengely logaritmizált

4. függelék. Taxon nevek kódjai

Taxon név	Kód
<i>Bdelloidea</i> sp.	<i>Bde. sp.</i>
<i>Brachionus angularis</i> Gosse 1851	<i>Bra. ang.</i>
<i>Brachionus asplanchnoides</i> Charin, 1947	<i>Bra. asp.</i>
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas 1776	<i>Bra. cal.</i>
<i>Brachionus leydigii leydigii</i> Cohn, 1862	<i>Bra. ley.ley.</i>
<i>Brachionus leydigii rotundus</i> Rousselet, 1907	<i>Bra. ley.rot.</i>
<i>Brachionus novaezealandiae</i> Morris, 1913	<i>Bra. nov.</i>
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i> Hermann, 1783	<i>Bra. qua.qua.</i>
<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838	<i>Bra. rub.</i>
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	<i>Bra. urc.</i>
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	<i>Bra. var.</i>
<i>Cephalodella</i> sp.	<i>Cep. sp.</i>
<i>Cephalodella catellina</i> (Müller, 1786)	<i>Cep. cat.</i>
<i>Cephalodella misgurnus</i> Wulfert, 1937	<i>Cep. mis.</i>
<i>Donneria sudzukii</i> (Donner, 1968)	<i>Don. sud.</i>
<i>Encentrum mustela</i> (Milne, 1885)	<i>Enc. mus.</i>
<i>Encentrum putorius</i> Wulfert, 1936	<i>Enc. put.</i>
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	<i>Euc. dil.</i>
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)	<i>Fil. cor.</i>
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	<i>Fil. ter.</i>
<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)	<i>Hex. fen.</i>

4. függelék folytatása. Taxon nevek kódjai

Taxon név	Kód
<i>Keratella eichwaldi</i> (Levander, 1894)	<i>Ker. eic.</i>
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	<i>Ker. qua.</i>
<i>Keratella testudo</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Ker. tes.</i>
<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg, 1834)	<i>Ker. val.</i>
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	<i>Lec. clo.</i>
<i>Lecane lamellata</i> (Daday, 1893)	<i>Lec. lam.</i>
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	<i>Lec. lun.</i>
<i>Lepadella elliptica</i> Wulfert, 1939	<i>Lep. ell.</i>
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	<i>Lep. pat.</i>
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	<i>Lep. rho.</i>
<i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse, 1851)	<i>Lop. oxy.</i>
<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	<i>Lop. sal.</i>
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	<i>Myt. muc.</i>
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Not. acu.</i>
<i>Notholca caudata</i> Carlin, 1943	<i>Not. cau.</i>
<i>Notholca squamula</i> (Müller, 1786)	<i>Not. squ.</i>
<i>Polyarthra sp.</i> Ehrenberg, 1834	<i>Pol. sp.</i>
<i>Proales daphnicola</i> Thompson, 1892	<i>Pro. dap.</i>
<i>Proales</i> Gosse, 1886	<i>Pro. sp.</i>
<i>Rhinoglena fertoeensis</i> (Varga, 1928)	<i>Rhi. fer.</i>
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832	<i>Syn. obl.</i>
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	<i>Tes. pat.</i>
<i>Testudinella parva</i> (Ternetz, 1892):	<i>Tes. par.</i>
<i>Trichocerca sp.</i> Lamarck, 1801	<i>Tri. sp.</i>

5. függelék. A Kárpát-medence szikeseinek néhány ritka kerekeshéreg faja.



1. kép. *Rhinoglena fertoeensis* (Varga, 1928), Fotó: Dr. Zsuga Katalin



2. kép. *Donneria sudzukii* (Donner, 1968), Fotó: Dr. Zsuga Katalin



3. kép. *Proales daphnicola* Thompson, 1892, Fotó: Tóth Adrienn