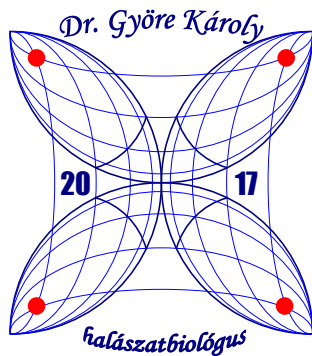


A Ráckevei (Soroksári)-Duna hal együttesének vizsgálata (különös figyelemmel a Dél Pesti Szennyvíztisztító hatásaira)



Dr. Györe Károly
egyéni vállalkozó
2018.11.30

Jelen munkára javasolt irodalmi hivatkozás:

Györe, K., Udvari, Zs. 2018. A Ráckevei (Soroksári)-Duna hal együttesének vizsgálata (különös figyelemmel a Dél Pesti Szennyvíztisztító hatásaira). kutatási témajelentés, pp. 43



TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	3
2. ANYAG ÉS MÓDSZER	6
2.1. Vizsgálati terület.....	6
2.2. Mintavételi területek.....	7
2.3. Mintavétel	8
2.4. Adatelemzés, feldolgozás, statisztika	10
3. EREDMÉNYEK.....	11
3.1. Víztisztóság	11
3.2. Fajkészlet.....	13
3.3. Halegyüttes időbeli mintázata.....	14
3.4. Halegyüttes térbeli mintázata.....	20
3.5. Fogás hatékonyság (CPUE)	25
3.6. Diverzitás viszonyok.....	27
3.7. Ökológiai állapot	32
4. ÉRTÉKELÉS.....	36
5. IRODALOMJEGYZÉK.....	40



1. BEVEZETÉS

A földtörténet során, a térben rendkívül változatos vízkészleteknek fontos szerepe volt az élőhelyek kínálatának és mintázatának kialakításában. A vízkészletek geológiai időléptékű tér- és időbeli változása ekkor még nem járt visszafordíthatatlan következményekkel. Az ember megjelenésével, fokozódó gazdasági aktivitásával belenyúlt a természeti rendszerek addig háborítatlan egységébe. A vízkészlettel szembeni egyre gyorsuló ütemű és növekvő tömegű, főként társadalmi vízigény következtében az egyes ökoszisztémák közötti átjárhatóság az élővilág számára számottevően beszűkült. Napjainkban a társadalmi vízszükséglet nagyon sok helyen meghaladja az adott topográfiai egység vízkészletét, amely eddig rendszerint maradéktalanul ki tudta elégíteni a jelentkező természeti vízigényt.

Az élet számára, mint nélkülözhetetlen tényező, a víz véges mennyiségben áll rendelkezésre. A hozzáférhető hasznos édesvízkészletet, az ember gazdasági tevékenységéből adódóan a multifunkciós használat során, számos kedvezőtlen hatás éri, amely előnytelenül befolyásolja a vízi élővilág diverzitását, struktúráját és működését (1. táblázat).

1. táblázat: A vízkészletet érő hatások (COWX & WELCOMME 1998 után módosítva)

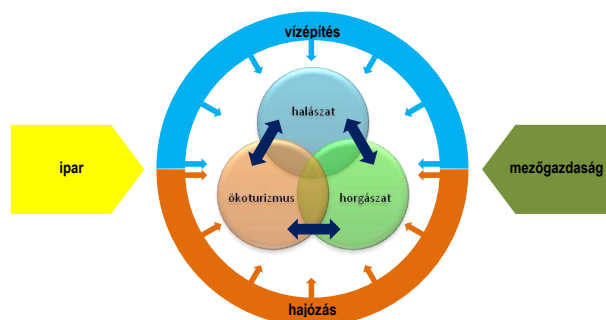
		Patak	Folyó	Tó	holtág
Közvetett	1	mezőgazdaság és erdőszet	+	+	+
	2	vízépítés	+	+	+
	3	bányászat	+	+	+
	4	gyártás	+	+	+
	5	városiasodás	+	+	+
Közvetlen	1	duzzasztógáták	+	+	+
	2	folyószabályozás	+	+	+
	3	ipari és városi vízhasználat	+	+	+
	4	rekreációs igénybevétel	+	+	+
	5	hajózás	+	+	+

Természetes vizeink halgazdálkodási hasznosításakor két általános érvényű környezetvédelmi fogalom helyes értelmezésére kell felhívni a figyelmet. Az első a fenntartható fejlődés, amelynek értelmében a rendelkezésünkre álló természeti javakkal és erőforrásokkal úgy kell gazdálkodnunk, hogy azok a jövő generációi számára is elérhetőek legyenek. A másik fogalom a biológiai sokféleség (diverzitás), amelynek csökkenése súlyosan veszélyezteti a vízi ökoszisztéma stabilitását, végeredményben a rekreációs horgászatot.

A magyarországi vízfolyások halban való gazdagsága Európa szerte közismert volt. Még a múlt század elejéről is olyan halász és horgász fogások ismeretesek, amelyek igazolják a természetes vize-

ink egykori halbőségét és világosan alátámasztják a fenntartható fejlődés, a vízi környezet sokféleségének jelentőségét. A természetvédelemről, a környezetvédelemről, a halászatról és a horgászatról szóló törvényeink az élővilágot, benne a halakat is olyan természeti erőforrásnak tekintik, amelynek változatlansága fennmaradásához a közvetlen élettelen környezet fenntartása, állapotának megóvása is szükséges. Tudomásul kell vennünk, hogy az emberek többségében erősen él a zsákmányszerzési vágy, amelynek kielégítésekor nem mindig jut eszükbe a fenti két fontos általános érvényű környezeti, természeti fogalom.

A vizekkel szembeni egyre fokozódó gazdasági és társadalmi igények sokfélesége, az eddig üzött hagyományos gyakorlattal szemben, az integrált vízgazdálkodást részesíti előnyben. A víztér és közvetlen környezete egyrészt fontos vizes élettér, másrészt olyan készletek (pl. halállomány) összessége, amellyel a fenntartható fejlődés érdekében az emberiségnek előrelátóan szükséges gazdálkodni. Az újszerű vízgazdálkodási politika az egyes vízhasználatok között létező konfliktusokat (1. ábra) nem tompítani igyekszik, hanem arra törekszik, hogy ezek minden részletükkel és kapcsolatrendszerükkel korrekt módon ismertté váljanak.



1. ábra: Vízhasználati konfliktusok (saját)

A természetvédelemről, a környezetvédelemről, a halászatról és a horgászatról szóló törvényeink az élővilágot, benne a halakat is olyan természeti erőforrásnak tekintik, amelynek változatlansága fennmaradásához a közvetlen élettelen környezet fenntartása, állapotának megóvása is szükséges. A gazdaságos horgászat és horgászturizmus tervezése érdekében figyelemmel kell lenni arra, hogy a vízterületnek és közvetlen környezetének erőforrás használata ne legyen nagyobb mérvű és gyorsabb, mint a természetes megújulási képessége, azaz kerülni kell a halállomány túlhorgászatát, valamint a természet túlhasználatát (táborhelyek, horgászállások, motorcsónak forgalom, stb.).

A természetesvízi halgazdálkodás fejlesztését nem lehet végrehajtani anélkül, hogy ne ismerjünk a vizek biológiai potenciálját, halközösségének struktúráját és működését. Természetes vizeink halászatbiológiai problémáival foglalkozó kutatások mind elméleti, mind pedig gyakorlati szempontból



jelentősek. Örömmel kell megemlítenünk, hogy az utóbbi évtizedekben a folyók és tavak halállományának vizsgálata egy új szemléletbeli megújulásnak köszönhetően egyre inkább előtérbe került.

Az Európai Unió tagállamaiban, így Magyarországon is, a vízgazdálkodással összefüggő szabályalkotásról, koordinációról a 2000. évet követően az EU Víz Keretirányelve (2000/60/EU Water Framework Directive) rendelkezik. A Víz Keretirányelv végrehajtása, miszerint a felszíni és felszín alatti víztestek 2015-ig jó állapotba kerüljenek, megalapozott indoklással 2021-re, illetve 2027-re kitolhatók. A felszíni vizek állapotának minősítésében a halak kulcsfontosságú élőlény-együttes csoport, általános alkalmazhatóságukról számos dolgozat számol be (FAUSCH ET AL. 1990, GUTI 2001, KESTEMONT & GOFFAUX 2002). A taxon környezetminősítésben való alkalmasságát igazolja, hogy jól integrálják, hamarabb és hosszabb ideig jelzik a környezetben fellépő diszturbanciát és a gazdasági és természetvédelmi szempontból kiemelten kezelt élőlénycsoport gyűjtése és meghatározása is relatíve egyszerű.

Az erősen módosított állóvíz jellegű Ráckevei (Soroksári)-Duna elemi funkciója a Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv 1.10 jelű Duna-völgyi főcsatorna alegység mezőgazdasága számára az öntöző- és tógazdasági víz szolgáltatása, valamint a vízfolyás halgazdálkodási és ökológiai célú vízigényének biztosítása. Az RSD ugyanakkor 1 747 km² vízgyűjtőterület belvíz-befogadója is. A vízterület további központi, bár nem igazán kívánatos, feladata a tisztított szennyvizek befogadása. A legnagyobb terhelés a Délpesti Szennyvíztisztító Telepről érkező napi 72 000 m³ biológiailag tisztított szennyvíz.

Az RSD-n az utóbbi években tapasztalt vízminőség romlás miatt egyre sürgetőbb felmérni, hogy a víztérben milyen halfajok fordulnak elő, milyen gyakorisággal. Meglepő, hogy a Ráckevei Duna-ág halfaunájáról mindössze néhány tudományos közlemény, szakdolgozat, jelentés lelhető fel (MIHÁLYI 1954, BERINKEY 1972, BOTTA ET AL. 1984, GUTI 2000, UDVARI ET AL. 2003, HARKA & SALLAI 2004, UGRAI & GYÖRE 2007, ÖKO ZRT. 2008, SEVCSIK & ERŐS 2008, UGRAI 2009, VADADI-FÜLÖP ET AL. 2007, VADADI-FÜLÖP 2010, GYÖRE ET AL. 2012, SÁFRÁN 2014, SARLÓS 2015). Ezen kívül néhány, meglehetősen régi, ismeretterjesztő dolgozat (RÉPÁSSY 1901, HORVÁTH 1960, 1968a, 1968b, SZOMBATHY 1961, Till 1972, Tóth & Nagy 2012) érintőlegesen említi a Duna-ág halfaunájában előforduló halfajokat.

Jelen munka elsődleges célkitűzése, hogy kiderítse, a VKI szerinti mintavételi és értékelési protokoll alapján van-e különbség a Délpesti Szennyvíztisztító Telep feletti és alatti Dunág szakasz halegyüttesének strukturális viszonyában. Az egy éves kutatásban 13 mintavételi területet jelöltünk ki, amely választás azzal indokolható, hogy jó alapot nyújt korábbi adatokkal (UGRAI & GYÖRE 2007, GYÖRE ET AL. 2012) való összevetésre. Munkánk során figyelemmel voltunk arra, hogy mind a mintavétel, mind pedig a kiértékelés alkalmas legyen más víztestekkel való összehasonlítására, lehetőleg több élőhely típusban történjen mintavétel, lehetőség nyíljon a halegyüttesben történő szezonális és térbeli mintázat változások kimutatására, értékelésére, továbbá a felmérés halfaunisztikai szempontból is korrekt adatokkal tudjon szolgálni.



2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. Vizsgálati terület

Magyarország kistájainak katasztere szerint (Dövényi 2010) a Duna általunk vizsgált mellékága az Alföld makrorégiójához tartozik (1. Nagytáj). A szóban forgó vízterület a nagytájon belül a Dunamenti-síkság (1.1. Középtáj) ún. Csepel-Mohácsi-síkság elnevezésű szubrégió (1.1.2. Kistáj csoport) kistáján, a Csepeli-síkon (1.1.21.) található. A kistáj 95 és 168 mBf közötti magasságú, jórészt ártéri szintű, hordalékkúp-síkság. A felszint elhagyott medrek sűrű hálózata borítja. Mérsékelt meleg, száraz éghajlatú kistáj, az évi csapadékösszeg 530-550 mm. A Ráckevei (Soroksári)-Duna mesterségesen befolyásolt. Balról felveszi a Gyáli 1. csatornát (hossz: 32 km, vízgyűjtő terület: 380 km²), a Duna-Tisza csatornát (39 km, 477 km²) és az Északi-övcatornát (36 km, 235 km²). Az egészében mérsékelt meleg, száraz, erősen vízhiányos terület vízgazdálkodását csak a Duna (és az RSD) jelenléte teszi lehetővé. A Duna-ág középvíz hozama a Kvassay és a Tassi zsilipnél egyaránt 3,5 m³/sec (maximum 30 m³/sec). Az 57,3 km hosszú, 14 km² felületű vízterület átlagos víztérfogata 40 millió m³. A vízsebesség 0,2-0,4 km/óra.

Az RSD vízteste 4 jellegzetes szakaszra osztható, a tagolódás fő trendje a fővárostól déli irányba távolodva a fokozatosan javuló vízminőség. A legfelső, 57,3-47,5 fkm-ek közötti szakaszon rakódik le zömében a frissítővízzel bejutó hordalék. A víz minősége itt a legrosszabb. A következő szakasz Taksony-sziget alsó végéig terjed. A jobb part még ősállapotban van, a sekélyvízű részeket uraló nádasok természetvédelmi oltalom alatt állnak. A Taksony-szigettől a Ráckevei hídig tartó harmadik szakaszon a partok jórészt még természetközeli állapotban vannak, a sekélyvízű mederrészeken kiterjedt nádasok, szigetek találhatóak. A víz minősége a megelőző szakaszokétól kedvezőbb. Az utolsó szakasz a Ráckevei hídtól a Tassi zsilipig terjed. A víz minősége ezen a szakaszon a legkedvezőbb. A szakaszra jellemző a vízre épített horgászállás.

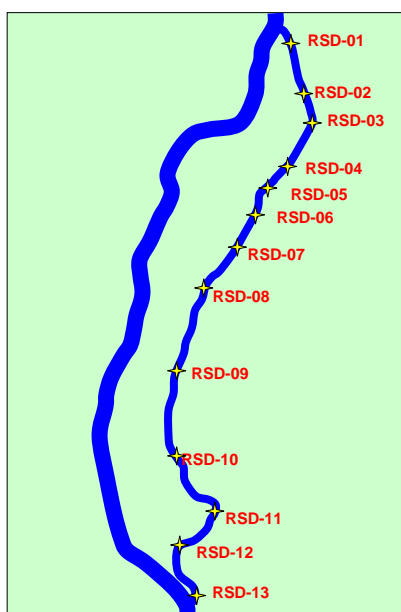
A vízterület települések alatti szakaszai fokozottan szennyezettek. A budapesti és a csepeli iparvidék környékén a szennyvízkezelés csak részben megoldott. Az elmúlt néhány évben a vízminőségromlás üteme a Délpesti Szennyvíztisztító üzembe helyezése ellenére felgyorsult (lásd kagyló és csiga pusztulás, hínárinvázió), továbbra is egy sor vízminőségi paraméter meghaladja az elfogadható szintet. A Ráckevei Duna-ág állóvízzé alakításával gazdag hínárvegetáció és parti növényzet jött létre. Dunaharasztiól délre eső mederszakaszon a part erősen tagolt, helyenként dús vegetációjú öblözetek, hókonyok találhatóak. A legszebb, legnagyobb kiterjedésű hókony Sziget-csép közelében található. A vízterület egyedülálló természetvédelmi értékei a viszonylag fiatal úszólápok (képződésük feltételei az 1920-as évek óta adott csak - 1.fotó). Az RSD, a Rhone-delta után, Európa úszólápokban második leggazdagabb vidéke.



1. fotó: Úszóláp a Szigetcsépi hókony területén - 2018. augusztus 31. (Györéné Cs. I. ©)

2.2 Mintavételi területek

A vízterület ismerete alapján előzetesen 13 mintavételi területet jelöltünk ki a Ráckevei (Soroksári)-Dunán (2. ábra). Lehatároltuk és pontosítottuk azok határait, valamint egységesítettük a kódjaikat (2. táblázat). A mintahelyek kijelölése során, az arányos távolságok helyett, inkább arra voltunk figyelemmel, hogy a sajátos vízterület jellegzetes szakaszai, élőhelyei kerüljenek vizsgálat alá.



2. ábra: A Ráckevei (Soroksári)-Dunán kijelölt mintaterületek vázlatos átnézeti rajza, és kódja



Minden mintavételi területen 2 részterületet mintáztunk, részterületként azonos időben 1-1 mintavételi csoporttal. Valamennyi részterület a vízfolyás típusának megfelelően 1 000 m hosszúságú szakasz volt. A 26 mintavételi szakasz közül csak az RSD-3/A, valamint az RSD-9/A és RSD-9/B részterület mintázása volt fragmentált (1. melléklet). A kijelölés során, mint rendkívüli hidromorfológiai módosulással jellemezhető szakaszokat, csak a hidakat kerültük. Gyűjtöttünk partvédelmi kövezéseken, nádasokban, gyékényesekben, bokrok alatt, nyílt vízen, hókonyok területén, úszóláp foltokban, mellékágakban és holtágakban (mintavételi területek jellemzőinek leírását lásd mintavételi jegyzőkönyvek - 2. melléklet).

2. táblázat: Mintavételi területek

Kód	Mintavétel dátuma			Mintavételi terület			
	tavaszi	nyári	ősz	főág fkm	koordináták (Hungarian EOY X)	víztest	település név
RSD-1/A	2018.05.28.	2018.08.29.	2018.10.08.	55,400-56,400	F: 652416 234781, A: 652837 233889	Kvassay zsiliip alatt mintegy 750 méterre	Budapest, Gubacsi dűlő
RSD-1/B					F: 652416 234781, A: 652837 233889		Budapest, Csepel Szigetcsúcs
RSD-2/A	2018.05.28.	2018.08.29.	2018.10.08.	50,750-51,750	F: 653706 230422, A: 654088 229501	Délpesti Szennyvíztisztító befolyójától a Csepeli strandig	Budapest, Soroksár
RSD-2/B					F: 653706 230422, A: 654088 229501		Budapest, Csepel Királyerdő
RSD-3/A	2018.05.28.	2018.08.29.	2018.10.08.	48,250-49,250	F: 654153 229780, A: 654729 227867	Molnár sziget északi és déli vége	Budapest, Soroksár
RSD-3/B					F: 654541 228139, A: 654416 227180		Budapest, Csepel Királyerdő
RSD-4/A	2018.05.29.	2018.08.30.	2018.10.09.	45,000-46,000	F: 653379 225654, A: 652857 224833	Czuczor-sziget mellékág	Szigetszentmiklós
RSD-4/B					F: 653368 225147, A: 652863 224320		
RSD-5/A	2018.05.29.	2018.08.30.	2018.10.09.	42,150-43,150	F: 651758 223051, A: 652043 222117	Duna-Tisza csatorna torkolati szakasz	Dunaharaszti
RSD-5/B					F: 651488 223068, A: 650790 222377		Paradicsom-szigettel szemközti szakasz
RSD-6/A	2018.05.29.	2018.08.30.	2018.10.09.	39,250-40,250	F: 650718 221074, A: 650362 220772	Taksonyi Holtág	Taksony
RSD-6/B					F: 649948 221676, A: 649636 219862		Tebe sor - Herman utca közötti szakasz
RSD-7/A	2018.05.29.	2018.08.31.	2018.10.09.	35,000-36,000	F: 648263 217067, A: 647688 216338	Domariba-sziget előtti nádasok, gyékényesek keleti oldala	Dunavarsány
RSD-7/B					F: 648034 217202, A: 647454 216433		Tököli-parkerdő szakasz
RSD-8/A	2018.05.30.	2018.08.31.	2018.10.10.	30,625-31,625	F: 645103 213725, A: 644997 213283	Nagyszigeti hókony	Szigetcsép
RSD-8/B					F: 645572 213598, A: 645159 212725		
RSD-9/A	2018.05.30.	2018.08.31.	2018.10.10.	23,400-25,000	F: 643294 207378, A: 643173 206196	Sóskás- Opera és Vesszőzátany-sziget	Szigetszentmárton és Ráckeve
RSD-9/B					F: 643185 207352, A: 643106 206010		
RSD-10/A	2018.05.30.	2018.08.31.	2018.10.10.	15,900-16,900	F: 643506 199572, A: 644009 198711	Ráckeve déli végétől a Dömsödi holtág zsiliipéig	Ráckeve
RSD-10/B					F: 642659 200489, A: 643143 199645		
RSD-11/A	2018.05.31.	2018.09.01.	2018.10.11.	10,000-11,000	F: 646136 193837, A: 645919 193583	Dömsödi Holt-Duna alsó szakasza	Dömsöd
RSD-11/B					F: 646361 195498, A: 645977 194591		
RSD-12/A	2018.05.31.	2018.09.01.	2018.10.11.	5,450-6,450	F: 643847 192279, A: 643211 191606	Napos part	Dömsöd
RSD-12/B					F: 643558 192448, A: 642978 191688		
RSD-13/A	2018.05.31.	2018.09.01.	2018.10.11.	0,800-1,650	F: 644657 188324, A: 644473 187881	Büdös-sarok	Makád és Tass
RSD-13/B					F: 645293 187714, A: 644694 187693		

2.3. Mintavétel

A mintavétel tervezésekor és végrehajtásakor tekintettel voltunk a FAME munkacsoport (FAME 2002) előírásaira, a halak mintavétele elektromos halászati módszerrel nemzetközi és magyar szabványokra (EN 14962:2006, MSZ EN 14011:2003), továbbá az MTA Ökológiai Kutatóközpont (Tihany)

halas munkacsoportja által, a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéshez kidolgozott módszertani útmutató előírásaira (ERŐS ET AL. 2015). Ennek megfelelően a mintavétel módszere a VKI követelményeinek megfelelő volt.

A mintavételi területek halászata 3 alkalommal, 2018. május 28-31., 2018. augusztus 29. - szeptember 1. és 2018. október 8-11. között, a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség műanyagcsónakjaiból történt akkumulátoros SAMUS 1000 típusú, pulzáló egyenáramot szolgáltató elektromos halászgépekkel [kimenő feszültség 320-420V, teljesítmény 250 W (impulzus csúcs 600 W), frekvencia 2-999 Hz, aktív periódus 0,05-9,00 msec]. A halak VKI szerinti gyűjtéséhez a szóban forgó vízfolyás típus esetén a módszertani útmutató (ERŐS ET AL. 2015) ugyan aggregátoros elektromos halászgépet javasol, azonban a természetvédelmi területeken ilyen típusú gép alkalmazását hangossága miatt nem tartottuk célszerűnek. Az elektromos halászatokat mindvégig nappal végeztük biztonságtechnikai megfontolásból kiindulva, bár a vonatkozó irodalmi adatok (SANDERS 1992, JANÁČ ÉS JURAJDA 2004, MCINERNEY & CROSS 2004, ERŐS ET AL. 2008a, POTYÓ ET AL. 2013, KAUFMAN ET AL. 2017) azt igazolják, hogy az éjszakai halászatok eredményesebbek és reprezentatívabbak.

Az elektromos halászatokat a főágban minden esetben a vízáramlással azonos irányban végeztük, valamivel gyorsabban (1,0-2,0 km/óra), mint a víz sodrása (0,2-0,4 km/óra). Nem áramló vizek esetében, azaz mellékágakban hókonyokban, holtágakban mindhárom mintavételkor azonos irányban haladtunk végig lassú menetben (0,5-1,0 km/óra) a jellemző élőhelyeken. A csónakok irányítása külmotorok segítségével történt a legalacsonyabb sebesség mellett.



2. fotó: Elektromos halászat során az RSD-6/B mintaterületén fogott tőponty (Györéné Cs. I. ©)

A mintavételi szakasz felső és alsó végpontját egy Garmin GPSMap 620 típusú helyzet meghatározó készülék segítségével rögzítettük, a mintaszakaszt térképen is ábrázoltuk (1. melléklet). A halászgép hatótávolságát, vagyis a mintavételi sáv szélességét 2 m-ben állapítottuk meg, mintavételi helyenként a halászott vízfelület így összesen 2000 m² volt. A halak meghatározása külső morfológiai bélyegek alapján Györe (1995), rendszertani besorolásuk Kottelat és Freyhof (2007), nevezéktanuk Erős et al. (2015) munkája, valamint a FishBase 2018. november 15-ei adatbázisa szerint történt.

A mintavételt a 2013. évi CII. törvény, valamint a 133/2013. (XII.29.) VM rendelet vonatkozó jogszabályai alapján a kormányhivatal földművelésügyi igazgatóságának bejelentettük.

A mintavétel során a fogott halakat meghatározásuk és megszámlálásuk után megfogásuk helyszínén engedték vissza a vízbe, az adatokat a helyszínen egy OLYMPUS DM-1 és egy OLYMPUS WS-200S digitális diktafon segítségével rögzítettük mintavételi csapatonként.

Minden mintavételi területen, mindhárom mintavételi alkalommal, egy akreditált laborban (NAIK HAKI) előzetesen kalibrált WTW multi 3430 SET F típusú készülékkel, vízközépen mértük a vízfelszíni 20 cm-es rétegben a vízminőségi állapothatározók közül a pillanatnyi vezetőképességet, oldott oxigén tartalmat, pH értéket és a víz hőmérsékletét. (állapothatározók értékeit lásd 2. melléklet).



2.4. Adatelemzés, feldolgozás, statisztika

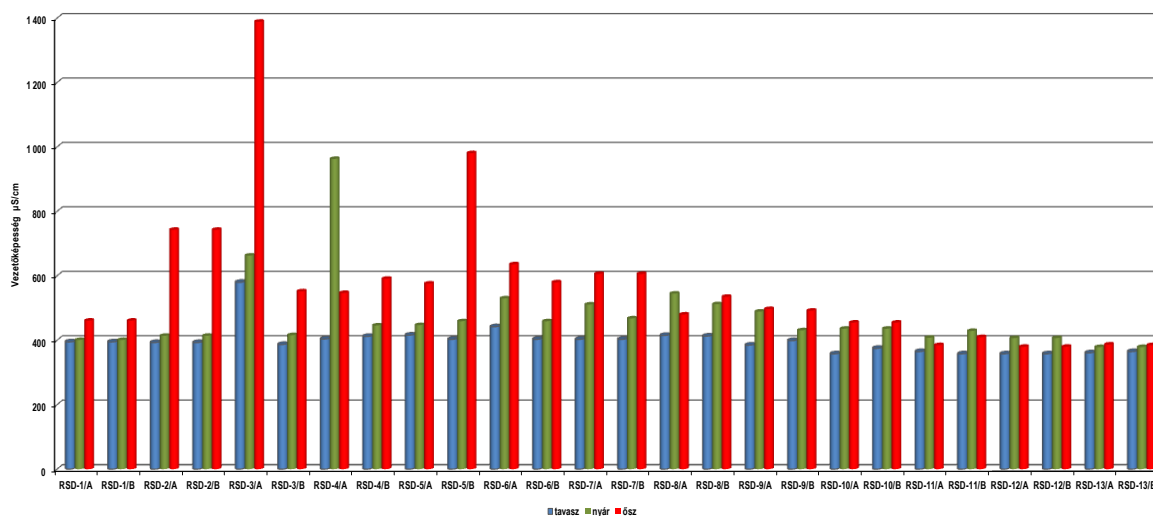
Az aktív gyűjtéssel eltöltött idő és az egyedszám ismeretében számítottuk az egy óra alatt fogható halak mennyiségét [CPUE = catch per unit of effort (db/óra)]. A halközösségek hasonlóságát a relatív gyakoriságok négyzetgyökének arcsin transzformációja után (PODANI 1997) Jaccard és Bray-Curtis távolságmátrixának csoportátlag-fúziós algoritmus (UPGMA) eljárással történő hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltuk a PAST 3.21 program segítségével (HAMMER ET AL. 2001). A csoportok közötti szignifikáns különbségeket ANOSIM teszttel igazoltuk (PAST 3.21). A diverzitásmutatók közül a fajszámot, a Berger–Parker-dominanciát, a lokális Shannon–Wiener α -diverzitást, a Routledge β -diverzitást, az effektív fajszámot, a ritkított mintanagysághoz rendelt várt fajszámot használtuk. A diverzitásmutatókat a Species Diversity and Richness IV programcsomaggal becsültük (SEABY & HENDERSON 2006). Két mintaterület diverzitáseltérésének szignifikanciáját Solow-féle (1993) statisztikai próbával teszteltük.

A vizsgált vízfolyás ökológiai állapotú értékeléséhez a VKI elvárásainak megfelelően, az Erős és munkatársai (2015) által kidolgozott Magyar Multimetrikus Halindex családba (HMMFI - *Hungarian Multimetric Fish Index*) tartozó EQR (*Ecological Quality Ratio*) és EQC (*Ecological Quality Class*) indexrendszer használtuk (SÁLY & ERŐS 2016).

3. EREDMÉNYEK

3.1. Vízminőség

Az általunk mért vízminőségi állapotjelzők közül csak a vezetőképesség és a pH esetében jellemeztük a trendváltozásokat, ugyanis az oldott oxigén tartalom és a hőmérséklet napszakos változása sokkal kifejezettebb, mint az előbbi két mutató esetében. A víz vezetőképessége tavasszal a 26 mintavételi területet figyelembe véve átlagosan 398 $\mu\text{S}/\text{cm}$ érték körül ingadozott ($\pm 43 \mu\text{S}/\text{cm}$). A minimális érték 358 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (jellemzően a vízfolyás alsó szakaszán), a maximális 580 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Molnár-sziget holtág, RSD-3/A) volt. Nyárra, a vízfrissítés nagyon kis volumene miatt a vezetőképesség megnövekedett, különösen a középső szakaszon (3. ábra). A nyári átlag $471 \pm 118 \mu\text{S}/\text{cm}$ volt 379 és 963 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (a pangó vizű Dunaharaszti hókony, RSD-4/A) szélső értékek mellett. A nyáron mért adatsor 15,5%-al szignifikánsan magasabb ($p=0,0043$), mint a tavaszi. Jellemzően ebben az évszakban is a vízfolyás alsó szakaszán mértük a legalacsonyabb vezetőképességet. A második legmagasabb értéket a Molnár-szigeti holtágban tapasztaltuk. Ősszel még magasabb értékeket mértünk, az átlag $565 \pm 217 \mu\text{S}/\text{cm}$ volt (29,7%-kal magasabb, mint tavasszal) 380 és 1 389 $\mu\text{S}/\text{cm}$ szélső értékek mellett. A változás a nyáron mértekhez képest nem volt szignifikáns ($p=0,053$). A legmagasabb vezetőképességet ismét a Molnár-szigeti holtágban mértük. Ez valószínűsíthetően annak köszönhető, hogy a holtág alsó szakaszán torlik be a Gyáli 1. csatorna, mely vízfolyásnak az éves vezetőképesség átlaga 1 132 $\mu\text{S}/\text{cm}$, őszi kisvízes időszakban ennél az értéknél általában magasabb (VGT 2015 6-1 melléklet: Felszíni vízfolyás víztestek állapota). Kiemelkedően magas volt még a Délpesti Szennyvíztisztító befolyása alatti (RSD-2/A és RSD-2/B), valamint a Paradicsom-szigettel szemközti szakasz Szigetszentmiklósnál (RSD-5/B). Az alsó vízterület őszi is a legalacsonyabb vezetőképességűnek mutatkozott (3. ábra).



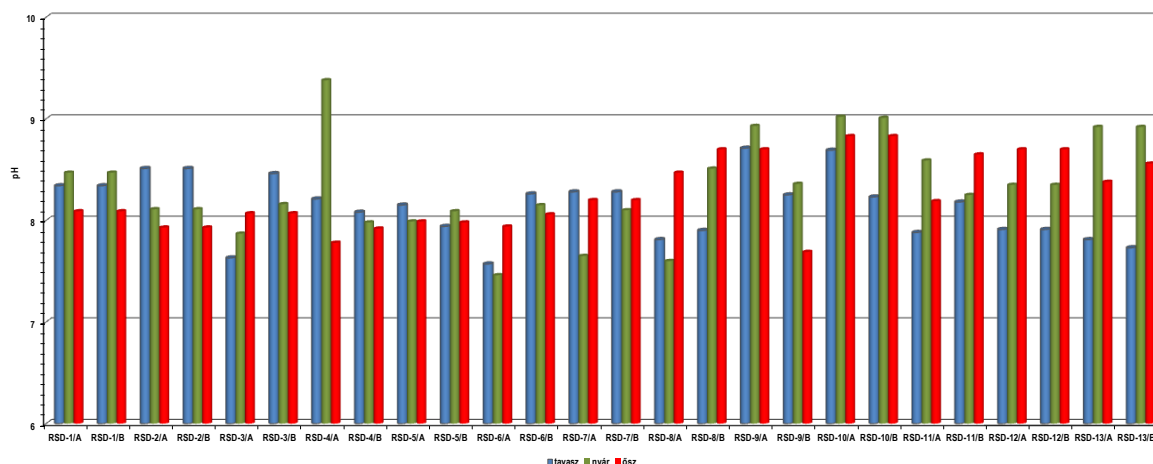
3. ábra: A víz vezetőképesség értéke az RSD 26 mintavételi területén tavasszal, nyáron és őszi

A pH mérése a Duna-ág teljes hosszán egy adott időszakban viszonylag rövid időintervallum alatt történt, így lehetőség nyílt néhány jellegzetes, a vízfolyás hosszanti tengelye mentén tapasztalható változást elemezni. A tavaszi pH értékek átlaga $8,14 \pm 0,31$ volt 7,57 és 8,71 szélső értékekkel. A legalacsonyabb pH-t az úszóláppal jellemezhető Taksonyi Holtágban (RSD-6/A) mértük, a legmagasabbat Ráckeve térségében a Sóska-, az Opera-, és a Vesszőzátony-sziget környékén (4. ábra). A nyári pH értékek valamivel magasabbak voltak, $8,33 \pm 0,48$ (min. 7,46, max. 9,38), de az eltérés a tavasziaktól nem volt szignifikáns ($p=0,078$). Nyáron is a Taksonyi Holtág vizének pH-ja volt a legalacsonyabb. Kimagaslóan magasnak mértük a Czuczor-szigeti mellékág (RSD-4/A) vizének pH értékét (9,38!). Ősszel



3. fotó: A Laguna egy szakasza (Györéné Cs. I. ©)

a nyárihoz képest alacsonyabb volt a vízfolyás átlagos pH értéke ($8,26 \pm 0,34$) 7,69 és 8,83 szélső értékek mellett, az átlagértékek közötti különbség nem volt szignifikáns ($p=0,479$). Legalacsonyabb pH értéket a Vesszőzátony- és az Angyali-szigetet elválasztó Lagunában (RSD-9/B) mértük. Közvetlen közelében a főágban (RSD-9/A) mért pH érték csak nem 1 egésszel magasabb volt az adott időpontban (8,70). A megelőző (RSD-8/A, RSD-8/B) és a követő (RSD-10/A, RSD-10/B) mintavételi területeken is magasabb pH-t tapasztaltunk. A Lagunában mért alacsonyabb pH érték valószínűsíthetően a helyenként tapasztalt extrém magas vízínövény (*Trapa natans*, *Salvinia natans*) borítottságnak (80-100%) és az úszólápok jelenlétének köszönhető (3. fotó). Az őszi mintavételezések alkalmával a pH a vízfolyás felső szakaszán (RSD-1 - RSD-5) rendre alacsonyabb volt, mint tavasszal, vagy nyáron (kivétel RSD-3/A).



4. ábra: A víz pH értéke az RSD 26 mintavételi területén tavasszal, nyáron és ősszel

A helyszínen mért pillanatnyi hőmérséklet és oldott oxigén tartalom mindössze a felmérés során esetleg tapasztalt halhiány, halszúke esetében lett volna kardinális magyarázó környezeti teljesítmény.



3.2. Fajkészlet

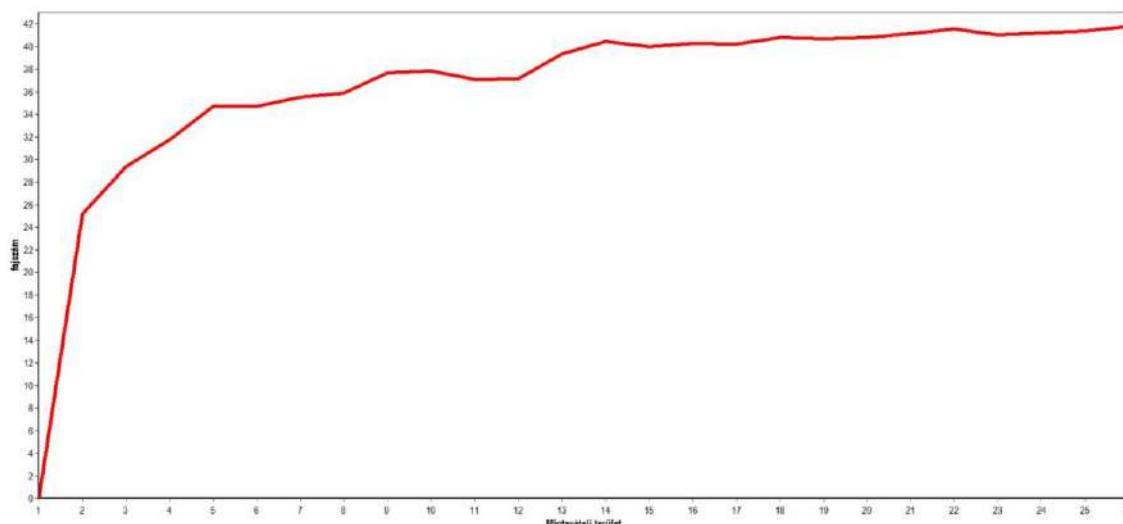
A Ráckevei (Soroksári)-Duna 26 mintavételi területén 7 halcsalád (Cyprinidae, Siluridae, Ictaluridae, Esocidae, Centrarchidae, Percidae, Gobiidae) összesen 36 halfaj 26 589 egyedének előfordulását igazoltuk (3. táblázat és 3. melléklet). A natív fajok száma mindössze 23(!). A 13 adventív (telepített, behurcolt, bevándorolt) faj: a *Ctenopharyngodon idella* (telepített), *Pseudorasbora parva* (behurcolt), *Carassius auratus* (telepített), *Carassius gibelio* (telepített), *Hypophthalmichthys molitrix* (telepített), *Ameiurus nebulosus* (telepített), *Ameiurus melas* (telepített), *Lepomis gibbosus* (telepített), *Micropterus salmoides* (telepített), *Proterorhinus semilunaris* (bevándorolt), *Neogobius fluviatilis* (bevándorolt), *Neogobius melanostomus* (bevándorolt), *Ponticola kessleri* (bevándorolt). A Magyarországon védett 37 halfajból a mintázott vízfolyáson csak 6 fordult elő, *Rutilus virgo*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Gymnocephalus baloni*. A magyar faunaterületen élő endemikus halfajokból kettő a *Rutilus virgo* és a *Gymnocephalus baloni* egyedeit sikerült igazolnunk. A hazánkban védett fajokon kívül az EU Tanács 92/43/EGK irányelvének függelékeiben szereplő közösségi jelentőségű fajok közül a balin (*Aspius aspius*) populációját tudtuk kimutatni. A vízterületen két olyan faj előfordulását igazoltuk (*Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua*), melyek a 133/2013 (XII.29.) VM rendelet alapján nem fogható őshonos halfajok.

3. táblázat: A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfajkészlete 2018. május 28. és 2018. október 11. közötti mintavételek alapján

<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus, 1758	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)
<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Gobio gobio complex</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gymnocephalus baloni</i> Holcik & Hensel, 1974
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Lukasch, 1933)	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)

A 3x26 minta alapján a Ráckevei (Soroksári) Duna (kihagyva a Duna-Tisza csatornát) halközösségének teljes fajszáma a legközelebbi egész számra kerekítve 42 (5. ábra). A halközösség teljes fajszámát ún. másodrendű jacknife (két mintában előforduló fajokat figyelembe vevő) módszerrel, nem

paraméteres úton a mintaterületenkénti fajszám adatokból becsültük. A tapasztalatok szerint ez a viszonylag egyszerű becslés jól használható (BURNHAM & OVERTON 1978, TÓTHMÉRÉSZ 2002).



5. ábra: A 26 mintaterület fajszáma alapján a halközösség teljes fajszámának becslése másodrendű jackknife módszerrel

3.3. Halegyüttes időbeli mintázata

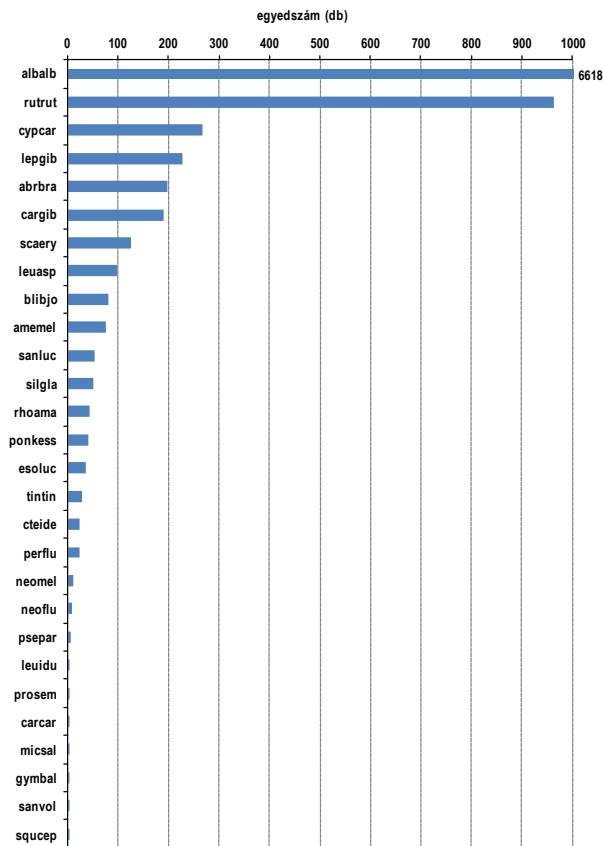
Tavasszal 28 halfajt mutattunk ki, a mintavételi területek több mint 80%-án találtuk meg a *Rutilus rutilus* (26 mintavételi hely), az *Alburnus alburnus* (26), a *Carassius gibelio* (24), a *Cyprinus carpio* (23), és a *Leuciscus aspius* (22) egyedeit (3. melléklet). A gyakoriságot illetően (1-2 mintavételi terület) ritka fajnak mutatkozott a *Squalius cephalus*, *Leuciscus idus*, *Carassius carassius*, *Pseudorasbora parva*, *Micropterus salmoides*, *Gymnocephalus baloni*, *Sander volgensis*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*. Az öt legnagyobb abundanciával előforduló faj (az összesen 9 183 egyed közül) az *Alburnus alburnus* (6 618 egyed - 72,1%), a *Rutilus rutilus* (963 egyed - 10,5%), a *Cyprinus carpio* (267 egyed - 2,9%), a *Lepomis gibbosus* (227 egyed - 2,5%) és az *Abramis brama* (198 egyed - 2,2%) volt (6. ábra). A kis gyakoriságú fajok rendre alacsony egyedszámmal fordultak elő.

Elemeztük néhány fajpár egyedszám arányát. A *Rutilus rutilus* és a *Scardinius erythrophthalmus* rátája a szóban forgó időszakban 89:11 volt. A mintavételi területeken összesítve az *Abramis brama* sokszorosán felülmúlta a *Blicca bjoerkna* egyedszámát (71:29). Tavasszal a két törpeharcsa aránya (*Ameiurus melas*:*Ameiurus nebulosus*) 100:0 volt.

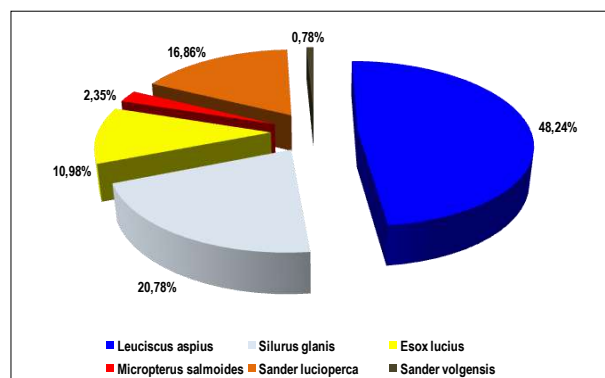
A májusi mintavételek alkalmával összesen 241 ragadozó hal (*Leuciscus aspius*, *Silurus glanis*, *Esox lucius*, *Micropterus salmoides*, *Sander lucioperca*, *Sander volgensis*) egyedet fogtunk. A 6 faj összesített egyedszáma alapján az adott időszakban a *Leuciscus aspius* volt a legnagyobb aránnyal (és



ugyanakkor a legnagyobb gyakorisággal) előforduló ragadozó (7. ábra). Magas egyedszámmal fogtuk még a *Silurus glanis* és a *Sander lucioperca* egyedeit. A *Micropterus salmoides* és a *Sander volgensis* ritkának bizonyult.



6. ábra: Tavasszal kimutatott fajok abundancia értékei

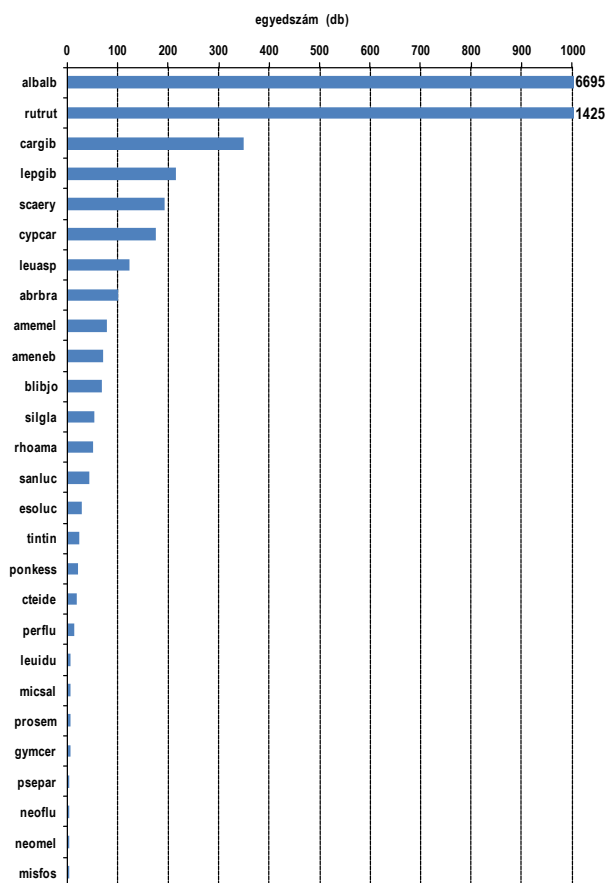


7. ábra: A ragadozó halfajok aránya a tavaszi mintában



A nyári mintavételek alkalmával 27 halfaj 9 775 egyedét fogtuk (3. melléklet). A mintavételi helyek több mint 80%-án mutattuk ki a *Rutilus rutilus* (26 mintavételi terület), az *Alburnus alburnus* (26), a *Leuciscus aspius* (25) a *Cyprinus carpio* (25), a *Lepomis gibbosus* (24) és a *Carassius gibelio* (23) példányait. A bodorka és a küsz, csakúgy mint tavasszal, most is mind a 26 mintavételi területen előfordult. Feltűnő, hogy a naphalat tavasszal még csak 17, nyáron már 24 mintavételi helyen találtuk meg. Egy-két víztestben mutattuk ki a *Leuciscus idus*, a *Pseudorasbora parva*, a *Misgurnus fossilis*, a *Gymnocephalus cernuus*, a *Neogobius fluviatilis*, és a *Neogobius melanostomus* egyedeit.

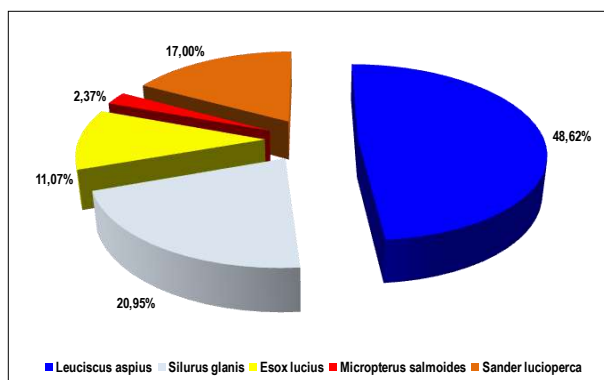
A két legnagyobb abundanciával előforduló fajnak nyáron is az *Alburnus alburnus* (6 695 egyed - 68,5%) és a *Rutilus rutilus* (1 425 egyed 14,6%) bizonyult (8. ábra). A ponty helyett most a harmadik a *Carassius gibelio* lett (349 egyed - 3,6%). A *Lepomis gibbosus* relatív abundanciája csaknem a tavaszi-
val azonos (2,2%). Az ötödik legnagyobb abundanciával előforduló faj a *Scardinius erythrophthalmus* volt (192 egyed - 1,96%).



8. ábra: Nyáron kimutatott fajok abundancia értékei

A bodorka és a vörösszárnyú keszeg aránya a tavaszihoz képest szinte nem változott, a ráta 88:12 volt. A dévér összességében most is nagyobb egyedszámmal fordult elő a mintavételi területeken, mint a karika keszeg, ám az arány valamelyest javult az utóbbi faj javára (60:40). Az *Ameiurus melas* és az *Ameiurus nebulosus* egyedeket nyáron csaknem azonos arányban (52:48) fogtuk.

Az augusztusi mintavételek során a 26 mintavételi területen összesen 253 ragadozó hal egyedet gyűjtöttünk. Az 5 faj (kősüllőt nem fogtunk) összesített aránya szerint most is a balin volt a legnagyobb egyedszámmal és gyakorisággal előforduló ragadozó (9. ábra). A *Silurus glanis* és a *Sander lucioperca* egyedei nyáron is magas részarányal voltak jelen a vízfolyás ragadozó állományában.

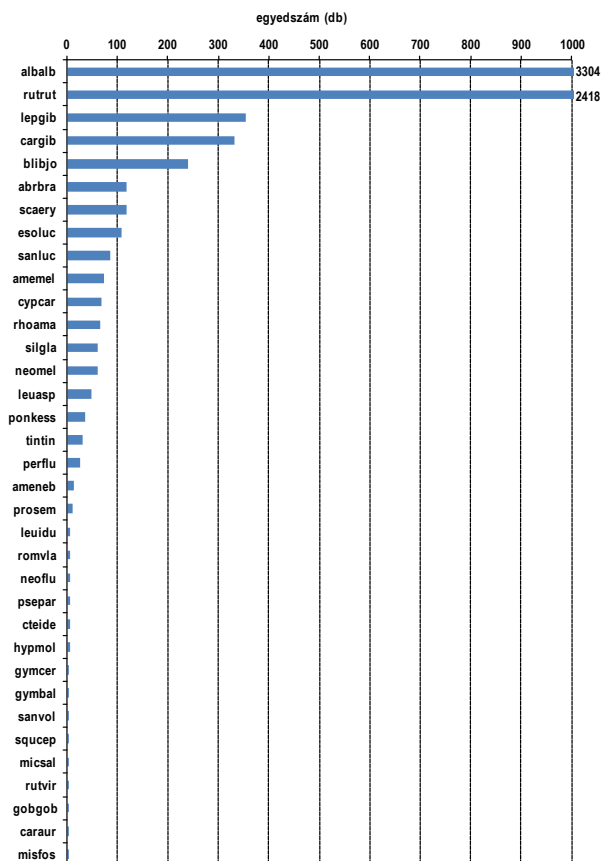


9. ábra: A ragadozó halfajok aránya a nyári mintában

Az őszi gyűjtések alkalmával mutattuk ki a legtöbb fajt, számszerint 35-öt. A mintavételi területek több mint 80%-án találtuk meg a *Rutilus rutilus* (26 mintavételi hely), *Alburnus alburnus* (25), a *Lepomis gibbosus* (23), a *Carassius gibelio* (22) és az *Esox lucius* (22) egyedeit (3. melléklet). A kűsz egyetlen mintavételi helyről hiányzott, a Domariba-sziget előtti nádasok gyékényesek keleti oldaláról (RSD-7/A). A gyakoriságot illetően ritka fajnak mutatkozott a *Rutilus virgo*, a *Squalius cephalus*, a *Gobio gobio complex*, a *Carassius auratus*, a *Misgurnus fossilis*, a *Micropterus salmoides* és a *Gymnocephalus baloni*. Az öt legnagyobb abundanciával előforduló faj (az összesen 7 631 egyed közül) az *Alburnus alburnus* (3 304 egyed - 43,3%), a *Rutilus rutilus* (2 418 egyed - 31,7%), a *Lepomis gibbosus* (355 egyed - 4,7%), a *Carassius gibelio* (332 egyed - 4,4%) és a *Blicca bjoerkna* (241 egyed - 3,2%) volt (10. ábra). A kűsz dominanciája továbbra is maradt, azonban a bodorka egyedszám aránya a megelőző mintavételek eredményeihez viszonyítva, számottevő mértékben megnőtt. A kis gyakoriságú fajok ősszel is rendre alacsony egyedszámmal fordultak elő.

A *Rutilus rutilus* és a *Scardinius erythrophthalmus* rátája októberben 95:5 volt, a mutató számottevően romlott az előző időszakokhoz képest a vörösszárnyú keszeg rovására. A szóban forgó időszakra a tavaszi és nyári mintavételezések alkalmával tapasztaltakhoz képest az *Abramis brama*:*Blicca bjoerkna* arány megfordult, a mintákban a karika keszeg fordult elő nagyobb egyedszámmal (67:33). A

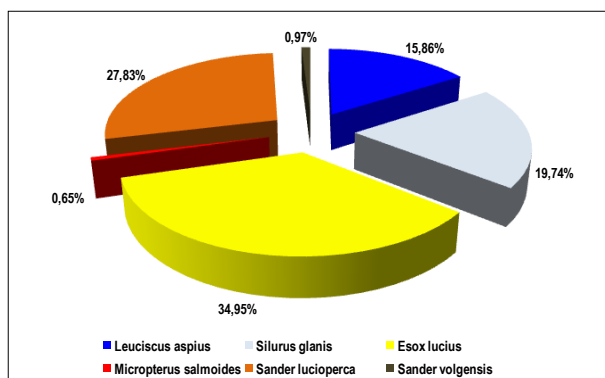
két törpeharcsa arányát (*Ameiurus melas*:*Ameiurus nebulosus*) a mintázások során 84:16-nak találtuk. Utóbbi fajt egyébként fele annyi, mindössze 5 mintavételi területen találtuk meg.



10. ábra: Összesen kimutatott fajok abundancia értékei

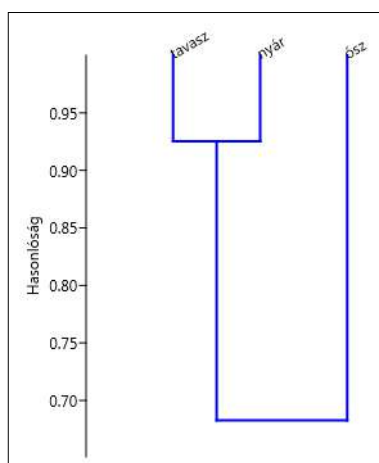
Az októberi mintavételek során összesen 309 ragadozó hal (*Leuciscus aspius*, *Silurus glanis*, *Esox lucius*, *Micropterus salmoides*, *Sander lucioperca*, *Sander volgensis*) egyedeket gyűjtöttünk. A 6 faj összesített aránya alapján a szóban forgó időszakban a korábbi mintavételek eredményétől eltérően az *Esox lucius* volt a legnagyobb egyedszámmal előforduló ragadozó (11. ábra). Összesen is magas egyedszámmal fogtuk a *Silurus glanis* és a *Sander lucioperca* egyedeket. A kőszüllő és a pisztrángsügér ragadozó állományon belüli aránya jelentéktelennek ítélnélhető.

A tavaszi és a nyári mintavétel fajlistájában a közös fajok száma 24. Nyáron nem sikerült gyűjtenünk a tavaszi fajlistához képest a *Squalius cephalus*, a *Carassius carassius*, a *Gymnocephalus baloni* és a *Sander volgensis* egyedeket. Augusztusban ellenben három olyan fajt is kimutattunk (*Misgurnus fossilis*, *Ameiurus nebulosus*, *Gymnocephalus cernua*), amelyek a májusi mintavételkor hiányoztak. A Jaccard-féle index magas hasonlóságot mutat $J=0,7742$.



11. ábra: A ragadozó halfajok aránya az őszi mintában

A tavaszi és őszi fajlistákban a közös fajok száma 27, a hasonlóság kevéssel alacsonyabb, $J=0,7500$. A májusi fajlistához képest csak a *Carassius carassius* hiányzott, "többlet" fajok: *Rutilus virgo*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladykovi*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Carassius auratus*, *Misgurnus fossilis*, *Ameiurus nebulosus*, *Gymnocephalus cernua*. A nyári fajlistán szereplő fajok mindegyikét októberben is megfogtuk (közös fajok száma 27), és összesen, a nyári gyűjtésekhez képest további 8 faj jelenlétét igazoltuk: *Rutilus virgo*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladykovi*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Carassius auratus*, *Gymnocephalus cernua*, *Sander volgensis*. A nyári és az őszi fajlisták hasonlósága ugyancsak magas, $J=0,7714$. A mintaterületek halközösség-struktúrája szerinti, Bray-Curtis index alapján történő klasszifikációja szerint elsőként a tavaszi és a nyári minták kerültek egy klaszterbe igen magas (0,9253) hasonlósági index-szel (12. ábra). A páronkénti ultrametrikák csekély torzítását a kofonetikus korreláció magas értéke (0,9873) bizonyítja. A csoportok között a nem paraméteres, egyirányú ANOSIM teszttel a különbségek nem szignifikánsak ($p=0,3232$), azaz a három különböző időszakban gyűjtött halegyüttesek struktúráis viszonyai nem különböznek egymástól.



12. ábra: A tavaszi, nyári és őszi minták halközösség-struktúra szerinti klaszterezése Bray-Curtis index alapján

3.4. Halegyüttes térbeli mintázata



Az egyes vízterületek hal együttesének mintavételi területenkénti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának, mint az élőlényközösség lényeges inherens tulajdonságának kvantifikálására jó megközelítést ad a β -diverzitás számszerűsítése. Csak a főágban történt mintavételezéseket figyelembe véve (esetünkben a gradiensek hossza azonos egységnyi), megközelítőleg lineáris gradiensről beszélhetünk.

A vízfolyás teljes szakaszára a 13 mintavételi terület fajkészletének variabilitását, az RSD-1/B \rightarrow RSD-13/B irányban, jellemző Routledge-féle β -diverzitás a tavaszi mintavételek alapján, $\beta_R=0,178$. A nullától eltérő érték mutatja, hogy nem minden faj fordul elő minden fajjal akárcsak egyetlen mintavételi területen, azaz a Ráckevei (soroksári)-Duna főágának halegyüttesében tavasszal létezik egy bizonyos szintű mozaikosság, amely mértéke azonban csekély. A mutató mintavételi területenkénti értékeit a 4. táblázatban összesítettük. A mutató szerint a Délpesti Szennyvíztisztító Telep feletti (RSD-1/B) és alatti (RSD-3/B) Dunág szakaszok fajkészletének variabilitása igen alacsony, csaknem elhanyagolható, a szennyezett szakaszhoz (RSD-2/B) képest, RSD-1/B \rightarrow RSD-2/B: $\beta_R=0,0463$, RSD-2/B \rightarrow RSD-3/B: $\beta_R=0,0879$. Amennyiben azonban az RSD-1 és az RSD-2 mintaterületek mindkét részterületét egy-egy mintavételi egységként vesszük figyelembe (összesítjük a részterületek fajkészletét), a mozaikosság már kifejezettebb, RSD-1 \rightarrow RSD-2 között a mutató, $\beta_R=0,2143$. Az összevont RSD-2 és a követő főági RSD-3/B között a fajkészlet variabilitás kifejezett, $\beta_R=0,3044$. A fajösszetétel variabilitásának mutatója alapján tavasszal kimutatható volt a Délpesti Szennyvíztisztító Telep diszturbanciát okozó hatása.

4. táblázat: A β_R -diverzitás mintavételi területenkénti változásának adatmátrixa (2018. május)

	RSD-1/B	RSD-2/B	RSD-3/B	RSD-4/B	RSD-5/B	RSD-6/B	RSD-7/B	RSD-8/B	RSD-9/B	RSD-10/B	RSD-11/B	RSD-12/B	RSD-13/B
RSD-1/B	0,0000	0,0463	0,0879	0,0777	0,1296	0,1490	0,1166	0,1307	0,1064	0,1064	0,1403	0,1080	0,0905
RSD-2/B	0,0463	0,0000	0,0879	0,0332	0,0749	0,0988	0,0879	0,1006	0,0849	0,0634	0,1141	0,0839	0,0540
RSD-3/B	0,0879	0,0879	0,0000	0,0441	0,1420	0,0999	0,1646	0,1880	0,0755	0,1237	0,1204	0,0803	0,0757
RSD-4/B	0,0777	0,0332	0,0441	0,0000	0,0551	0,0571	0,0931	0,1044	0,0724	0,0724	0,0943	0,0682	0,0463
RSD-5/B	0,1296	0,0749	0,1420	0,0551	0,0000	0,0580	0,0524	0,0719	0,1117	0,0866	0,0786	0,0959	0,0821
RSD-6/B	0,1490	0,0988	0,0999	0,0571	0,0580	0,0000	0,0738	0,0895	0,0643	0,0875	0,0999	0,1174	0,0688
RSD-7/B	0,1166	0,0879	0,1646	0,0931	0,0524	0,0738	0,0000	0,0191	0,1235	0,0712	0,0642	0,0816	0,0878
RSD-8/B	0,1307	0,1006	0,1880	0,1044	0,0719	0,0895	0,0191	0,0000	0,1348	0,0801	0,0817	0,0957	0,0924
RSD-9/B	0,1064	0,0849	0,0755	0,0724	0,1117	0,0643	0,1235	0,1348	0,0000	0,0803	0,0755	0,0754	0,0558
RSD-10/B	0,1064	0,0634	0,1237	0,0724	0,0866	0,0875	0,0712	0,0801	0,0803	0,0000	0,0996	0,0977	0,0730
RSD-11/B	0,1403	0,1141	0,1204	0,0943	0,0786	0,0999	0,0642	0,0817	0,0755	0,0996	0,0000	0,0256	0,0757
RSD-12/B	0,1080	0,0839	0,0803	0,0682	0,0959	0,1174	0,0816	0,0957	0,0754	0,0977	0,0256	0,0000	0,0615
RSD-13/B	0,0905	0,0540	0,0757	0,0463	0,0821	0,0688	0,0878	0,0924	0,0558	0,0730	0,0757	0,0615	0,0000

A nyári mintavételek eredményei szerint a térbeli variabilitás mutatója, az RSD-1/B \rightarrow RSD-13/B irányban, a tavaszi minták alapján számítással csaknem azonos $\beta_R=0,1800$ (5. táblázat). A szennyvíztisztító feletti és alatti vízfolyás szakaszok halközösségének variabilitása magasabb mint tavasszal, RSD-1/B \rightarrow RSD-2/B: $\beta_R=0,2000$, RSD-2/B \rightarrow RSD-3/B: $\beta_R=0,2000$. Ha az RSD-1 és az RSD-2 mintaterületek mindkét részterületét most is egy-egy mintavételi egységként vesszük figyelembe, a mozaikosság még kifejezettebb, RSD-1 \rightarrow RSD-2 között a mutató, $\beta_R=0,3846$. Az összevont



RSD-2 és a követő főági RSD-3/B között a fajkészlet variabilitás ugyancsak jelentősnek mondható, $\beta_R=0,3044$. Ezek alapján nyáron ugyancsak kimutatható a szennyvíztisztító rendszernek a halközösség struktúráját ill. működését befolyásoló hatása.

5. táblázat: A β_R -diverzitás mintavételi területenkénti változásának adatmátrixa (2018. augusztus)

	RSD-1/B	RSD-2/B	RSD-3/B	RSD-4/B	RSD-5/B	RSD-6/B	RSD-7/B	RSD-8/B	RSD-9/B	RSD-10/B	RSD-11/B	RSD-12/B	RSD-13/B
RSD-1/B	0,0000	0,2000	0,2632	0,3044	0,4167	0,4167	0,2593	0,3333	0,3600	0,3684	0,3333	0,2727	0,2800
RSD-2/B	0,2000	0,0000	0,2000	0,2632	0,4000	0,4000	0,3044	0,4783	0,3333	0,2000	0,4000	0,4444	0,3333
RSD-3/B	0,2632	0,2000	0,0000	0,2222	0,2632	0,3684	0,4546	0,3636	0,3000	0,1429	0,2632	0,2941	0,4000
RSD-4/B	0,3044	0,2632	0,2222	0,0000	0,2174	0,2174	0,3077	0,3077	0,2500	0,3333	0,2174	0,4286	0,4167
RSD-5/B	0,4167	0,4000	0,2632	0,2174	0,0000	0,1667	0,2593	0,1852	0,2000	0,2632	0,1667	0,4546	0,2800
RSD-6/B	0,4167	0,4000	0,3684	0,2174	0,1667	0,0000	0,3333	0,2593	0,2000	0,3684	0,3333	0,4546	0,3600
RSD-7/B	0,2593	0,3044	0,4546	0,3077	0,2593	0,3333	0,0000	0,2000	0,2143	0,3636	0,2593	0,5200	0,2143
RSD-8/B	0,3333	0,4783	0,3636	0,3077	0,1852	0,2593	0,2000	0,0000	0,1429	0,3636	0,1111	0,3600	0,2143
RSD-9/B	0,3600	0,3333	0,3000	0,2500	0,2000	0,2000	0,2143	0,1429	0,0000	0,3000	0,2000	0,3913	0,2308
RSD-10/B	0,3684	0,2000	0,1429	0,3333	0,2632	0,3684	0,3636	0,3636	0,3000	0,0000	0,2632	0,4118	0,3000
RSD-11/B	0,3333	0,4000	0,2632	0,2174	0,1667	0,3333	0,2593	0,1111	0,2000	0,2632	0,0000	0,3636	0,2800
RSD-12/B	0,2727	0,4444	0,2941	0,4286	0,4546	0,4546	0,5200	0,3600	0,3913	0,4118	0,3636	0,0000	0,4783
RSD-13/B	0,2800	0,3333	0,4000	0,4167	0,2800	0,3600	0,2143	0,2143	0,2308	0,3000	0,2800	0,4783	0,0000

Az őszi mintavételek eredményei szerint a vizsgált vízfolyás halközösségének térbeli variabilitás mutatója, az RSD-1/B \rightarrow RSD-13/B irányban, mind a tavaszi, mind pedig a nyári mintázások adataiból számítottól magasabb, $\beta_R=0,2163$ (6. táblázat). A preferált területen a mutató kifejezett mozaikosságra utal, az RSD-1/B \rightarrow RSD-2/B mintavételi területek között, $\beta_R=0,4118$, az RSD-2/B \rightarrow RSD-3/B között pedig $\beta_R=0,5200$. Az RSD-1 és az RSD-2 részterületei fajkészletének összesítését követően a diverzitás mutató alapján a fajösszetétel variabilitása kifejezett, $\beta_R=0,4000$. A Routledge-féle β -diverzitás az összevont RSD-2 és a követő főági RSD-3/B között is kifejezett, $\beta_R=0,5294$. A diverzitás mutató a vízfolyás szóban forgó soroksári szakaszán, a Délpesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékén komoly zavaró hatást jelez.

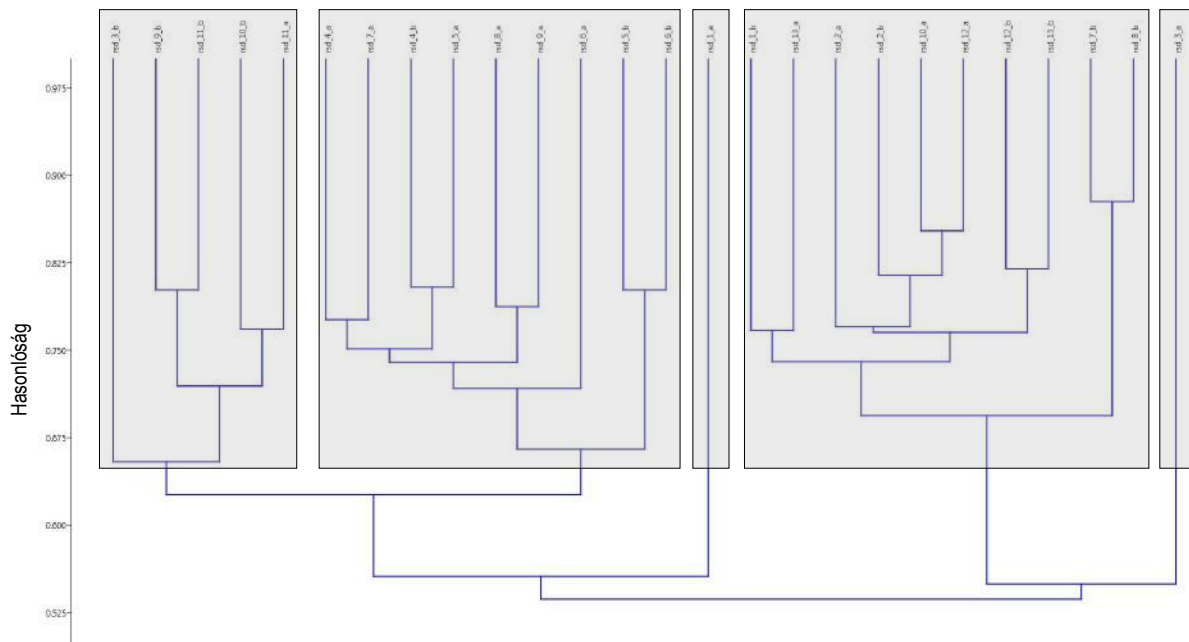
6. táblázat: A β_R -diverzitás mintavételi területenkénti változásának adatmátrixa (2018. október)

	RSD-1/B	RSD-2/B	RSD-3/B	RSD-4/B	RSD-5/B	RSD-6/B	RSD-7/B	RSD-8/B	RSD-9/B	RSD-10/B	RSD-11/B	RSD-12/B	RSD-13/B
RSD-1/B	0,0000	0,4118	0,4839	0,3158	0,5152	0,4546	0,3750	0,3750	0,3514	0,3333	0,4194	0,5484	0,4211
RSD-2/B	0,4118	0,0000	0,5200	0,3750	0,6296	0,3333	0,4615	0,4615	0,4194	0,4815	0,4400	0,5200	0,4375
RSD-3/B	0,4839	0,5200	0,0000	0,3103	0,2500	0,2500	0,2174	0,2174	0,2857	0,3333	0,4546	0,5455	0,4483
RSD-4/B	0,3158	0,3750	0,3103	0,0000	0,2258	0,2258	0,2667	0,2667	0,2000	0,2258	0,3793	0,3793	0,2778
RSD-5/B	0,5152	0,6296	0,2500	0,2258	0,0000	0,3077	0,2800	0,2800	0,2667	0,2308	0,5000	0,5833	0,4194
RSD-6/B	0,4546	0,3333	0,2500	0,2258	0,3077	0,0000	0,2800	0,2000	0,2667	0,3077	0,3333	0,4167	0,3548
RSD-7/B	0,3750	0,4615	0,2174	0,2667	0,2800	0,2800	0,0000	0,0833	0,1724	0,2000	0,3913	0,3913	0,3333
RSD-8/B	0,3750	0,4615	0,2174	0,2667	0,2800	0,2000	0,0833	0,0000	0,1724	0,1200	0,3044	0,3044	0,3333
RSD-9/B	0,3514	0,4194	0,2857	0,2000	0,2667	0,2667	0,1724	0,1724	0,0000	0,2000	0,3571	0,4286	0,2571
RSD-10/B	0,3333	0,4815	0,3333	0,2258	0,2308	0,3077	0,2000	0,1200	0,2000	0,0000	0,2500	0,3333	0,2903
RSD-11/B	0,4194	0,4400	0,4546	0,3793	0,5000	0,3333	0,3913	0,3044	0,3571	0,2500	0,0000	0,2727	0,2414
RSD-12/B	0,5484	0,5200	0,5455	0,3793	0,5833	0,4167	0,3913	0,3044	0,4286	0,3333	0,2727	0,0000	0,2414
RSD-13/B	0,4211	0,4375	0,4483	0,2778	0,4194	0,3548	0,3333	0,3333	0,2571	0,2903	0,2414	0,2414	0,0000

A Ráckevei (soroksári)-Dunában a „főág”, valamint a mellékágak, holtágak és a hókonyok halközösségének minőségi és mennyiségi összetétele különböző. A területen összesen kimutatott 36 faj-

ból a főágban 33, a mellékágakban pedig 30 faj kisebb-nagyobb populációjának jelenlétét igazoltuk (3. melléklet). A főág halközösségéből hiányzott a *Carassius carassius*, *Misgurnus fossilis*, *Micropterus salmoides*, amelyek kivétel nélkül stagnophil fajok (ERŐS ET AL 20115, SÁLY & ERŐS 2016). A mellékágak, hókonyok víztereiben pedig nem találtuk a *Rutilus virgo*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladkovi*, *Carassius auratus* és a *Hypophthalmichthys molitrix* egyedeit, melyek közül az első négy obligát rheophil, az utolsó kettő pedig a vízáramlás szempontjából eurytop. A közös fajok száma 21 (3. táblázat), a Jaccard-féle hasonlósági index viszonylag magas, $JQ = 0,75$. Természetesen, miután a főág vízáramlás sebessége igen csekély, bőven található a főág halközösségben stagnophil halfaj (8): *Ameiurus melas*, *Ameiurus nebulosus*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodeus amarus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Tinca tinca*, ill. a sodrás nélküli mellékágakban rheophil faj (4): *Gymnocephalus baloni*, *Leuciscus idus*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*.

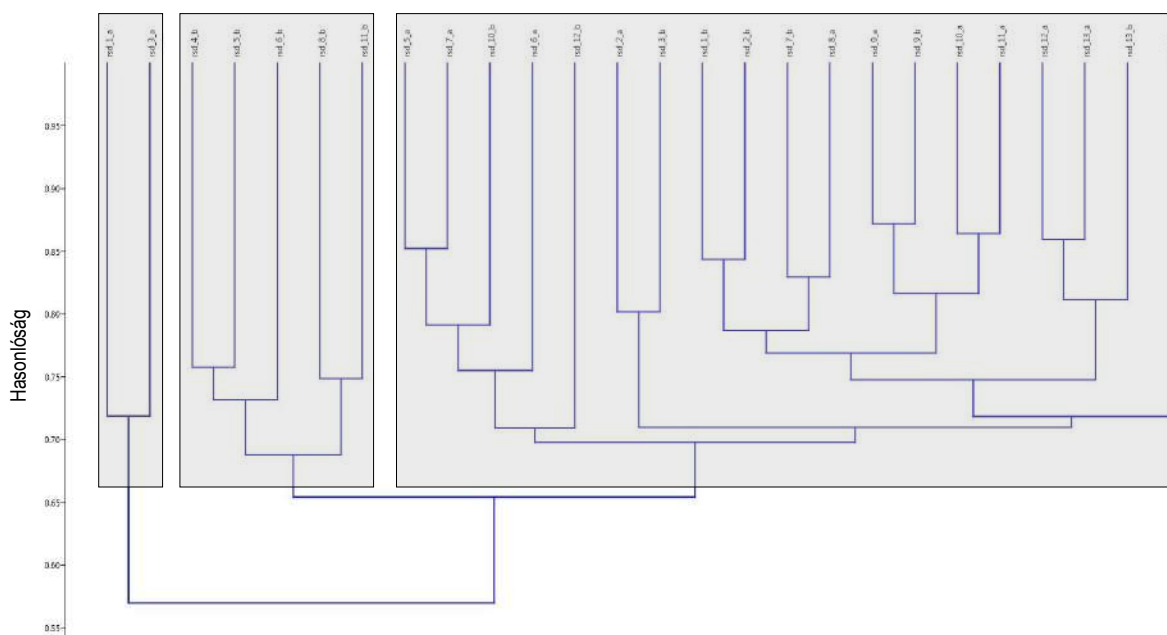
A mintaterületek halközösségének strukturális (minőségi, mennyiségi) hasonlóságát a Bray-Curtis féle százalékos különbözőségi (BRAY & CURTIS 1957) formula alapján számítottuk. A clusteranalízis során a csoportátlag (UPGMA) összevonási algoritmust használtuk. A tavaszi minták alapján 5 csoportot lehet megkülönböztetni, kb. 0,660 hasonlósági értéknél "vágva" a dendrogrammot (13. ábra).



13. ábra: A mintaterületek klaszterdiagramja a halközösség struktúrája szerint a tavaszi mintavételek alapján. A dendrogramban szereplő ultrametrikák és az eredeti távolságértékek csekély torzítását a kofonetikussal korreláció magas értéke bizonyítja, $COPH=0,726$. A csoportok között a nem paraméteres, egyirányú

ANOSIM teszttel a csoportok különbözősége $R=0,861$ érték mellett $p=0,0001$ szinten szignifikáns. Egy klaszterbe kerültek az egymást követő RSD-4/A, RSD-4/B, RSD-5/A, RSD-5/B, RSD-6/A, RSD-6/B, RSD-7/A, RSD-8/A, RSD-9/A mintavételi területek. A csoporton belül azonban nem mindig az egymás melletti, ill az egymást követő mintavételi területek halközössége hasonlít a legjobban egymáshoz, az ultrametrikák magasabb értékűek a közel azonos habitusú mintaterületek halközössége között (pl. RSD-4/A és RSD-7/A). Külön klaszterbe került a legelső főági mintavételi hely különböző habitusú jobb és bal partja (RSD-1/A, RSD-1/B). valamint az RSD-3/A (Molnárszigeti mellékág) és az RSD-3/B (Csepel-Soroksár komp alatti szakasz) mintaterületek is. A szennyvíz bevezetés hatása alatt álló Duna-ág szakasz (RSD-2/A és RSD-2/B) ugyan egy klaszterbe került, a legközelebbi hasonlóságot azonban a távoli ráckevei RSD-10/A és a dömsödi RSD-12/A mintavételi részterületekkel mutatták.

A nyári minták alapján csak három csoportot lehet megkülönböztetni azonos hasonlósági érték-nél vágva a dendrogrammot (14. ábra).

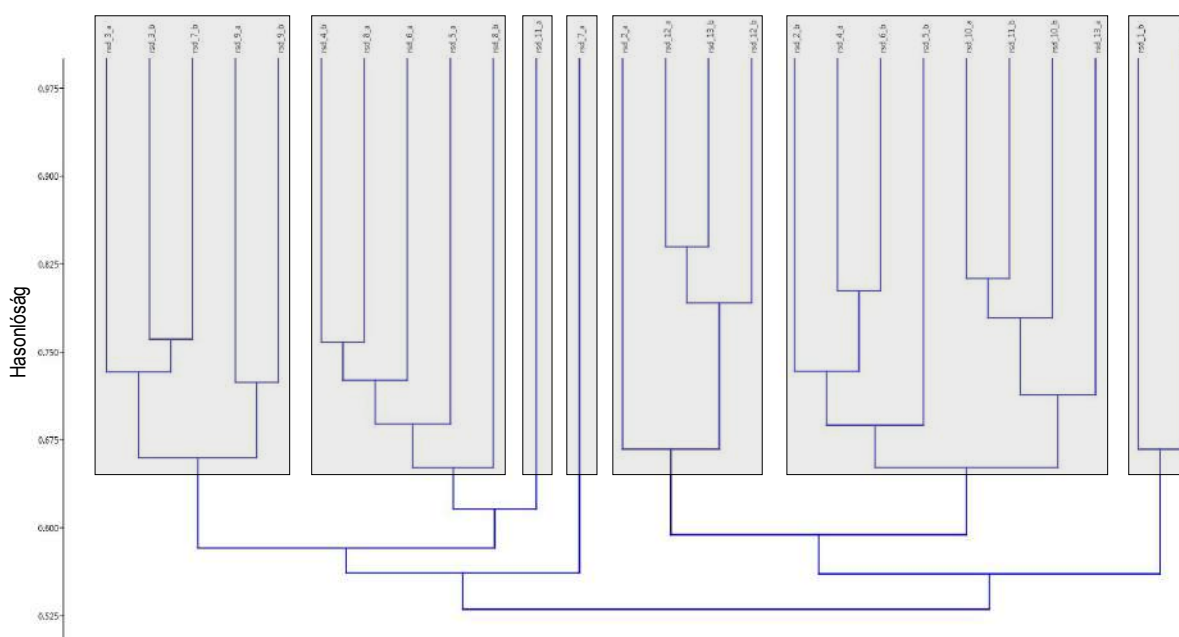


14. ábra: A mintaterületek klaszterdiagramja a halközösség struktúrája szerint a nyári mintavételek alapján

A kofonetikus korreláció ugyancsak alacsony torzítást igazol, $COPH=0,717$. Az egyirányú ANOSIM teszt a csoportok közötti különbözőséget a várható véletlen esélynél $R=0,642$ érték mellett $p=0,0001$ szinten szignifikánsnak számította. Külön klaszterbe lett sorolva a Kvassayi zsilip alatti bal parti (RSD-1/A) szakasza, ill. a Délpesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékét követő Molnár-szigeti mellékág. A szennyvíz bevezetés hatása alatt álló Duna-ág szakasz két részterülete (RSD-2/A és RSD-2/B) ugyan most is egy klaszterbe került, de a legközelebbi hasonlóságot az RSD-2/A (bal part) a Csepel-Soroksár komp alatti (RSD-3/B) szakaszával, ill. az RSD-2/B (jobb part) a Kvassayi zsilip alatti jobb parti

(RSD-1/B) mintavételi részterülettel mutatta. A hierarchikus osztályozás egy csoportba sorolta a az egymást követő főági RSD-4/B, RSD-5/B, RSD-6/B, valamint a távolabbi RSD-8/B és az RSD-11/B mintavételi területek nyári halközösségét. Magas hasonlósági szinttel jellemezhető az egymást követő főági RSD-7/B és RSD-8/A, az RSD-12/A, RSD-13/A, RSD-13/B, valamint az egymás melletti RSD-9/A és RSD-9/B halközössége. A czuczor-szigeti mintavételi részterület (RSD-4/A) halegyüttese jól kimutathatóan elkülönülő.

Az őszi minták alapján 7 csoportot lehet megkülönböztetni 0,660 hasonlósági értékénél "vágva" a dendrogrammot (15. ábra). A felmért páronkénti ultrametrikák torzítása már nem olyan csekély mint a tavaszi, vagy a nyári minták halközösségének klaszterében, a kofonetikus korreláció viszonylag alacsony, $COPH=0,592$, a hét csoport között az egyirányú ANOSIM teszttel a csoportok különbözősége $R=0,796$ érték mellett $p=0,0001$ szinten azonban szignifikáns. Egy klaszterbe került a legfelső mintavételi hely két részterülete, a Kvassay zsilip bal és jobb partja (RSD-1/A és RSD-1/B), a két mintahely halközössége jelentősen különbözik a többi mintavételi területétől. A szennyvíz bevezetés hatása alatt álló Duna-ág szakasz két részterülete (RSD-2/A és RSD-2/B) most külön klaszterbe került. Meglepő módon a szóban forgó szakasz bal partjának (RSD-2/A) halegyüttese leginkább a Duna-ág alsó szakaszának (RSD-12/A, RSD-13/A, RSD-13/B) halegyütteseivel mutat hasonlóságot.



15. ábra: A mintaterületek klaszterdiagramja a halközösség struktúrája szerint az őszi mintavételek alapján

A szennyvíztisztító alatti mintavételi hely jobb parti részterületének (RSD-2/B) halfaj struktúrája előbb a czuczor-szigeti mellékág (RSD-4/A), a szigetszenmiklói Paradicsom-szigettel szemközti bal part (RSD-



5/B) és a Tebe sor és Hermann utca közötti partszakasz (RSD-6/B), majd a bal parti részterülethez hasonlóan a vízfolyás alsóbb részterületeinek (RSD-10/A, RSD-10/B, RSD-11/B, RSD-13/A, RSD-13/B) halközösségével mutat hasonlóságot (15. ábra). A szennyvíztisztító hatásának kitett szakaszt követő mintavételi hely két részterülete (RSD-3/A és RSD-3/B) egy klaszterbe került, bár a csoporton belül a Csepel-Soroksár komp alatti szakasz jobb partjának (RSD-3/B) és a Tököli-parkerdő alatti jobb parti részterület (RSD-7/B) halközössége mutatja a legnagyobb hasonlóságot, az osztályozás ehhez csak később fűzi a molnár-szigeti mellékág (RSD-3/A) mintáját. Az őszi minták alapján a Sóska-, Opera- és Vesszőzátony-sziget két részterületének haleggyüttesének hasonlósága magas, egy klaszterbe kerültek az előbbi részterületekkel. Mind a domariba-szigeti mellékág (RSD-7/A), mind pedig a Dömsödi Holtág (RSD-11/A) egy-egy olyan külön klaszterbe került, amely különválik a többi csoporttól.

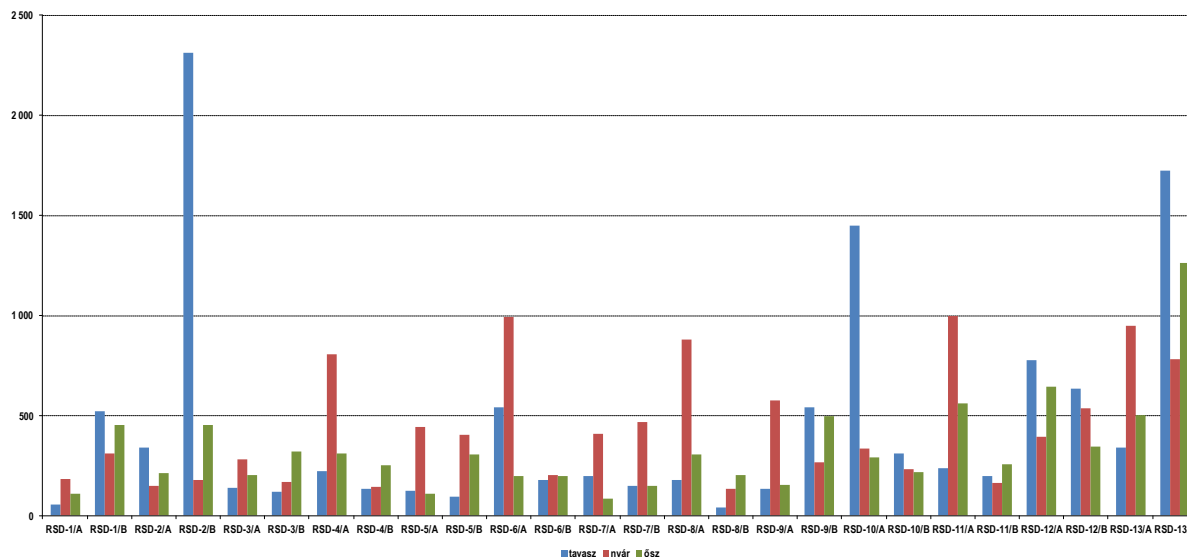
3.5. Fogás hatékonyság (CPUE)

A halászatbiológiában a fajlagos erő kifejtés, vagy fogáshatékonyság (CPUE = catch per unit of effort) a célfajok abundanciájának közvetett mérését teszi lehetővé. Azonos módszer esetén a fogáshatékonyság változása a célfajok valódi abundanciájának változását követi. Az elektromos halászatok során az egy óra alatt fogható halak egyedszámát kalkuláltuk CPUE mennyiségeként. A mintavételek időtartama soha nem volt kereken egy óra, de a diktafonról leolvasható idő ismeretében az értéket mindig pontosan egy órára számítottuk át. A CPUE alkalmazásának előnye az abundancia mérésének más módszereivel szemben, hogy az adatok könnyen gyűjthetők, egyszerűen analizálhatók, és a nem szakemberek számára is közérthetően prezentálhatók az alkalmazott erőfeszítések szabványosítása következtében. Annak ellenére, hogy a CPUE a bőség relatív mértéke, abszolút abundancia becsléséhez használható (SKALSKI ET AL. 2005).

Tavasszal az egyes részterületek halászatának átlagos időtartama 47 ± 13 perc volt 30 és 70 perc szélső értékek mellett. A második mintavételi sorozat alkalmával az átlagos aktív halászattal eltöltött idő 51 ± 12 perc volt (min. 33 perc, max. 70 perc) részterületenként. Októberben egy részterület halászatával átlagosan 52 ± 12 percet töltöttünk (min. 32 perc, max. 73 perc). A F-próba szerint a szórások nem különböznek szignifikánsan egymástól, a T-próba pedig igazolta, hogy az átlagos időtartamok közötti eltérés sem szignifikáns. A valószínűség a tavasz-nyár időpárnál $p=0,315$, tavasz-ősz pár esetén $p=0,175$, nyár-ősz pedig $p=0,706$). A szélső értékek alapján a halászatok átlagosan 20 méter/perc sebességgel történtek, ami a mintavételi területek alapos halfaunisztikai felmérését indikálja.

A fogáshatékonyság tavasszal 450 ± 555 dab hal volt óránként. Nyáron valamivel alacsonyabb volt a CPUE értéke, 439 ± 289 db hal/óra. Októberben óránként már csak 331 ± 240 halat sikerült fogunk részterületenként. A fogáshatékonyság értékek között sem az F-, sem pedig a T-próba nem igazolt szignifikáns különbséget, mindazok ellenére, hogy a CPUE értékeiben részterületenként látványos

eltérések tapasztalhatók például a tavaszi mintavételezések szerint (16. ábra). Az egyes részterületeken (RSD-2/B, RSD-10/A, RSD-12/A, RSD-13/B) tapasztalható tavaszi magas CPUE értékek a kimagasló *Alburnus alburnus* dominanciával (77,1-94,7%) magyarázható, ugyanis az elektromos halászgép a vízfelszínhez közeli térben található halakat nagyobb gyakorisággal gyűjti (ERŐS ET AL. 2009),



16. ábra: Egységnyi halászati időre jutó fogás (db hal/óra) az RSD különböző mintaterületein

azaz a mederfenéken élőket rendszerint alul reprezentálja (MCCAIRNS & FOX 2004). A nyári magas fogányhatékonyság értékek esetében ugyanez a törvényszerűség figyelhető meg. Az októberi egyetlen kiugró érték ugyancsak a kűsz dominanciájának köszönhető (77,9%). Megfigyelhető, hogy mindhárom időszakban a CPUE értéke trendjében a folyásirányban növekvő. A Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi területen a három időszak és két részterület egységnyi halászati időre jutó, átlagos együttes fogása (607 db hal/óra) meglepő módon magasabb volt, mint a megelőző (274 db hal/óra), vagy a követő mintavételi területen (205 db hal/óra). Az RSD-1 és RSD-2 mintavételi területek esetében a Welch-próba (az F-próba szignifikáns különbséget jelzett a varianciák esetében!) szignifikáns eltérést mutatott ki a valószínűségi változó átlagait illetően. Az RSD-2 és az RSD-3 ügyletében a szóban forgó CPUE értékek között nem volt hangsúlyos, statisztikailag kimutatható eltérés!



3.6. Diverzitás viszonyok

A tavaszi mintavételek alkalmával fajgazdagnak találtuk a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi zsilip előtti vízterületet (RSD-13/B), ahol 20 faj kisebb-nagyobb populációját igazoltuk. Fajgazdag területnek bizonyult még a Taksonyi Holtág 18 fajjal (RSD-6/A). Messze a 12,2 fajszám átlag alatt volt a felmérés idején pl. Szigetcsép környékén a Nagysziget keleti oldala (RSD-8/B), ahol mindösszesen 7 faj egyedeivel találkoztunk (7. táblázat).

7. táblázat: A mintavételi területek halközösségének diverzitásmutatói a tavaszi gyűjtések alapján [N=egyedszám, S=fajszám, nmax/N=Berger-Parker dominancia, H=Shannon-Wiener index, expH=effektív fajszám, ES(m)=ritkított mintanagysághoz rendelt fajszám]

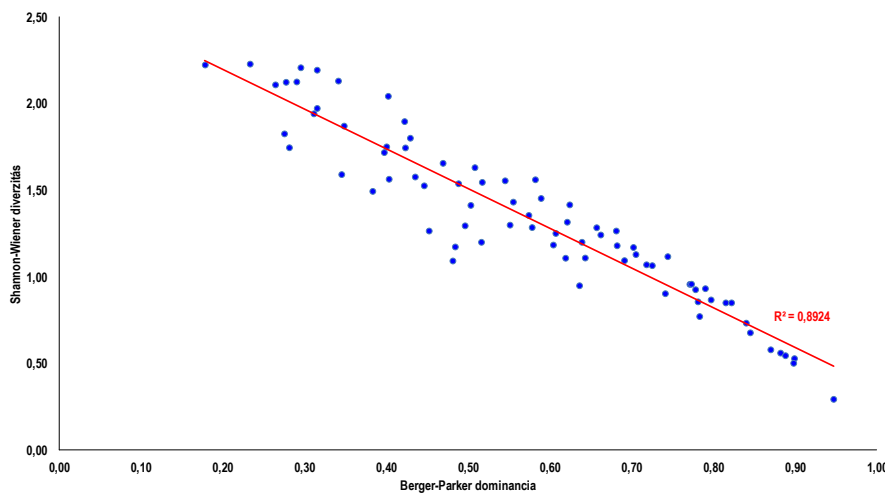
Mintavételi terület	N	S	nmax/N	H	expH	ES(m)
RSD-1/A	29	9	0,517	1,548	4,7	8,6
RSD-1/B	262	13	0,790	0,934	2,5	4,9
RSD-2/A	232	10	0,845	0,679	2,0	3,7
RSD-2/B	1465	13	0,947	0,295	1,3	2,2
RSD-3/A	111	8	0,496	1,297	3,7	4,9
RSD-3/B	68	10	0,397	1,720	5,6	7,1
RSD-4/A	236	16	0,348	1,873	6,5	8,1
RSD-4/B	137	14	0,277	2,126	8,4	9,0
RSD-5/A	95	14	0,295	2,210	9,1	9,9
RSD-5/B	64	9	0,281	1,748	5,7	6,7
RSD-6/A	333	18	0,402	2,045	7,7	9,0
RSD-6/B	92	11	0,435	1,579	4,9	6,3
RSD-7/A	106	14	0,311	1,944	7,0	8,2
RSD-7/B	88	8	0,682	1,182	3,3	5,8
RSD-8/A	163	15	0,423	1,747	5,7	7,1
RSD-8/B	27	7	0,778	0,928	2,5	7,0
RSD-9/A	140	16	0,264	2,111	8,3	8,9
RSD-9/B	614	15	0,503	1,415	4,1	5,5
RSD-10/A	1085	12	0,899	0,530	1,7	3,2
RSD-10/B	350	15	0,589	1,455	4,3	6,3
RSD-11/A	214	11	0,621	1,318	3,7	5,7
RSD-11/B	190	10	0,574	1,357	3,9	5,7
RSD-12/A	467	9	0,882	0,562	1,8	3,4
RSD-12/B	498	12	0,797	0,869	2,4	4,5
RSD-13/A	394	9	0,888	0,547	1,7	3,3
RSD-13/B	1723	20	0,771	0,959	2,6	4,5

Fajszegénynek mutatkozott még a Molnár-sziget északi és déli vége (RSD-3/A: 8 faj) és a Tököliparkerdő alatti szakasz (RSD-7/B: 8 faj). A magas Berger-Parker index (>0,800) minden esetben kűsz dominanciához kapcsolható (RSD-2/A, RSD-2/B, RSD-10/A, RSD-12/A, RSD-13/A). A legnagyobb abundáciával rendelkező faj numerikus jelentősége abban nyilvánul meg, hogy az index növekedését a Shannon-Wiener index értékének csökkenése kíséri (17. ábra).

A Shannon-Wiener index 0,295 és 2,126 között változott mintavételi területenként. A legmagasabb diverzitást a 14 fajú Czuczor-szigeti főág (RSD-4/B), a legalacsonyabbat pedig a 13 fajú Csepel Királyerdő alatti szakasz (RSD-2/B) halközössége mutatta. Az összes minta alapján a Shannon-Wiener mutató 1,229 volt, az átlag pedig 1,345. A Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület (összevont RSD-2) halközösségeinek α -diverzitása alacsonyabb ($p=0,0007$ és $p=0,0067$ szignifikancia szinten), mint a megelőző (összevont RSD-1), vagy



követő (összevont RSD-3) szakaszé. A jobb parti részterület (RSD-2/B) Shannon-Wiener féle lokális diverzitása a tavaszi időszakban tapasztalható legalacsonyabb érték ($H=0,295$).



17. ábra: A 26 mintavételi terület Berger-Parker dominanciájának és Shannon-Wiener diverzitás indexének összefüggése a három időszak (tavasz-nyár-ősz) adatai után

Alacsony α -diverzitással jellemezhető a szóban forgó időszakban a vízfolyás alsó szakasza is (RSD-12/A, RSD-12/B, RSD-13/A, RSD-13/B). Egyes szakaszokon a jobb és a bal parti részterületek fajgazdagságában, fajdiverzitásában számottevő eltérés mutatkozott. A Kvassay zsilip alatti mintavételi területen a bal parti (RSD-1/B) részterületen 9 fajt mutattunk ki, a lokális α -diverzitás, $H=1,548$ volt. Ugyanazon folyamkilométerek között, de a jobb parton a fajszám 13, a diverzitás mutató pedig csak $H=0,934$ volt. A Solow-féle (1993) statisztikai próba alapján a két részterület Shannon-Wiener féle lokális diverzitása szignifikánsan különbözik egymástól ($p=0,041$). Hasonló eltérés volt tapasztalható a következő mintavételi területen is, az RSD-2/A és az RSD-2/B részterületek α -diverzitása is szignifikánsan különbözik egymástól ($p \ll 0,0001$). Az alsó szakaszon Dömsöd-Makád térségében az RSD-12/A és RSD-12/B részterületek esetében is szignifikáns különbséget mutatott ki a jobb és bal part halközösségének diverzitása között a Solow-féle teszt ($p=0,0008$). Magas lokális diverzitással rendelkeztek a tavaszi mintázások alkalmával a 35,000-49,250 fkm-ek közötti szakaszon kijelölt mintavételi területek (RSD-3/B, RSD-4/A, RSD-4/B, RSD-5/A, RSD-5/B, RSD-6/A, RSD-6/B, RSD-7/A). A magas Berger-Parker index-szel jellemezhető mintavételi területek halközösségét érthető módon mindössze 1-2 faj dominálta, egyik fajként mindig az *Alburnus alburnus* és mellette három esetben a *Rutilus rutilus* (RSD-2/A, RSD-10/A és RSD-12/A), egy részterületen pedig a *Ponticola kessleri* (RSD-13/A). A ritkított mintanagysághoz tartozó mintaterületenkénti fajszámot (=várható fajszám) a szigetcsépi Nagysziget keleti oldalán kijelölt mintavételi hely $n=27$ abundancia szintjén számítottuk. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a csepeli Királyerdő alatti részterületen (RSD-2/B) a legkisebb, a különbség -83,1%-os. A várható és a



megfigyelt fajszám közötti eltérés pedig a Kvassay zsilip alatti gubacsi dűlő (RSD-1/B) mintavételi részterület esetében a legkisebb, a differencia mindössze -4,44% (figyelmen kívül hagyva természetesen az $n=27$ viszonyítási alap abundancia szinthez tartozó RSD-8/B részterületet). Megjegyezni szeretnénk, hogy az az elméletileg várható összefüggés, hogy a nagyobb arányú egyedszám csökkentéshez, vagyis az $n=27$ egyedszámhoz való arányításhoz, nagyobb arányú fajszám csökkenés párosul, nem teljesen igaz. Számos esetben megfigyelhető, hogy az azonos arányú fajszám csökkenéshez, jelentősen különböző egyedszámok tartoznak. Például a 63%-os fajszám csökkenés esetében az arányosítás egyszer 27/262 (RSD-1/B), máskor 27/467 (RSD-12/A), ill. 27/614 (RSD-9/B).

Az augusztusi mintavételek alkalmával fajgazdag részterületnek találtuk a szigetcsépi Nagyszigeti hókonyt (RSD-8/A), ill. a Dömsödi Holt-Duna alsó szakaszát (RSD-11/A), ahol 18, ill. 17 faj előfordulását igazoltuk. A mintavételi területek halközösségének fajszám átlaga nyáron is 12,2 volt. A középértéktől jóval kevesebb fajt tudtunk kimutatni a Csepel Királyerdő szakaszon (RSD-3/B) és Ráckevén a Kerekzátony nyugati oldalán (RSD-10/B), ahol mindösszesen 7-7 halfaj előfordulását igazoltuk (8. táblázat). Ezenkívül fajszegénynek találtuk a Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi részterületek (RSD-2/A és RSD-2/B) halegyütteseit is (8-8 halfaj). A nyári mintázások mintavételi részterületenkénti dominancia mutatói nem különböznek szignifikánsan a tavasszal tapasztaltakétól (unequal var. Welch-próba $p=0,162$). A magas Berger-Parker index érték a szóban forgó időszakban is kizárólagosan a küsz dominanciájával magyarázható (RSD-5/A, RSD-6/A, RSD-7/A, RSD-10/B, RSD-12/B). A lokális Shannon-Wiener index 0,503 és 2,196 között változott, a mintavételi részterületenkénti diverzitás mutatói nem különböznek szignifikánsan a tavasszal tapasztaltakétól (unequal var. Welch-próba $p=0,148$). Az összes minta alapján az α -diverzitás index 1,274. Augusztusban a legmagasabb diverzitást a 15 fajú szigetcsépi Nagysziget keleti oldalának (RSD-8/B) halegyüttese mutatta. Ugyanezen részterületen tavasszal csupán 7 taxon jelenlétét tudtuk igazolni szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,0001$), α -diverzitással ($H=0,928$). Az összevontan kezelt RSD-2/A és RSD-2/B mintavételi részterületek halközösségeinek fajdiverzitása nyáron is alacsonyabb, mint a közvetlen megelőző, vagy követő szakaszé. A Solow-teszt az RSD-1 - RSD-2 valamint az RSD-2 és RSD-3 párosítás esetében szignifikáns eltérést igazolt ($p=0,0082$ és $p=0,0028$). A nyári időszakban tapasztalható legalacsonyabb értéket ($H=0,503$) a Makádi Parkerdő alatti vízfolyás szakasz (RSD-12/B) halközössége alapján számítottuk. Olyan alacsony, vagy magas α -diverzitással rendelkező mintavételi területeket, amelyek a longitudinális profil mentén egymást közvetlenül követők voltak, a tavasszal ellentétben a nyári minták alapján nem tudtunk igazolni. Az RSD-1 mintavételi területen a két litorális régió halközösségének Shannon-Wiener indexe alapján a bal part fajdiverzitása nagyobb, mint a jobbé $p=0,044$ szignifikancia szinten. A következő mintaterület (RSD-2) esetében a tavasszal tapasztaltal ellentétben nyáron nem volt különbség a két partszakasz halegyüttesének diverzitásában ($p=0,392$). Az alsó szakaszon Dömsöd-Makád térségében az RSD-12/A és RSD-12/B részterületek esetében azonban ismé-



telten szignifikáns különbséget mutatott ki a jobb és bal part halközösségének diverzitása között a Solow-féle teszt ($p \ll 0,0001$). A magas Berger-Parker index-szel jellemezhető mintavételi területek halközösségét nyáron már legalább 2 faj dominálta, egyik fajként továbbra is az *Alburnus alburnus* és mellette három esetben a *Rutilus rutilus* (RSD-5/A, RSD-7/A és RSD-12/B), egy-egy részterületen pedig a *Ameiurus nebulosus* (RSD-6/A), ill. a *Carassius gibelio* (RSD-10/B). A ritkított mintanagysághoz tartozó mintaterületenkénti fajszámot a Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének közvetlen hatása alatt álló bal parti részterület $n=91$ abundancia szintjén számítottuk. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a Büdös-sarok részterületen (RSD-13/A) a legkisebb, a különbség -60,0%-os.

8. táblázat: A mintavételi területek halközösségének diverzitásmutatói a nyári gyűjtések alapján [N=egyedszám, S=fajszám, n_{max}/N =Berger-Parker dominancia, H=Shannon-Wiener index, $expH$ =effektív fajszám, $ES(m)$ =ritkított mintanagysághoz rendelt fajszám]

Mintavételi terület	N	S	n_{max}/N	H	$expH$	$ES(m)$
RSD-1/A	120	10	0,383	1,496	4,5	9,1
RSD-1/B	219	12	0,639	1,202	3,3	8,3
RSD-2/A	91	8	0,725	1,067	2,9	8,0
RSD-2/B	116	8	0,741	0,905	2,5	7,4
RSD-3/A	155	9	0,452	1,267	3,5	7,5
RSD-3/B	106	7	0,604	1,186	3,3	6,6
RSD-4/A	753	15	0,781	0,858	2,4	7,1
RSD-4/B	162	11	0,624	1,418	4,1	10,0
RSD-5/A	390	14	0,815	0,852	2,3	8,4
RSD-5/B	290	12	0,555	1,434	4,2	9,1
RSD-6/A	861	16	0,822	0,852	2,3	8,5
RSD-6/B	225	12	0,422	1,899	6,7	11,2
RSD-7/A	424	12	0,840	0,735	2,1	7,0
RSD-7/B	508	15	0,691	1,096	3,0	8,1
RSD-8/A	940	18	0,662	1,244	3,5	9,9
RSD-8/B	143	15	0,315	2,196	9,0	13,9
RSD-9/A	587	12	0,702	1,172	3,2	8,3
RSD-9/B	289	13	0,657	1,286	3,6	9,8
RSD-10/A	291	14	0,718	1,072	2,9	8,4
RSD-10/B	162	7	0,870	0,581	1,8	5,9
RSD-11/A	765	17	0,705	1,131	3,1	8,3
RSD-11/B	194	12	0,469	1,658	5,3	10,6
RSD-12/A	218	10	0,619	1,110	3,0	7,2
RSD-12/B	323	10	0,898	0,503	1,7	5,7
RSD-13/A	726	15	0,636	0,951	2,6	6,0
RSD-13/B	717	13	0,643	1,111	3,0	7,1

Októberben fajgazdag területnek bizonyult a Kvassay-zsilip alatti szakasz jobb partja (RSD-1/B), ahol 20 faj egyedeinek előfordulását sikerült bizonyítanunk. Magas volt még a lokális fajgazdagsága a czuczor-szigeti főágnak (RSD-4/B), Szigetcsépen a Nagyszigeti hókonyknak (RSD-8/A), valamint a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi zsilip előtti vízterületnek (RSD-13/B). Mindhárom részterület őszi halközössége 18 fajból állt (9.táblázat). A 26 mintavételi terület halközösségének fajszám átlaga 13,6 volt, ez szignifikánsan sem a tavaszi, sem pedig a nyáritól nem különbözött. A középértéktől jóval kevesebb faj tudtunk kimutatni a Rózsa-sziget melletti Büdös-sarokban (RSD-13/A), ahol mindösszesen 8 halfaj előfordulását igazoltuk. A Berger-Parker index egyenletesebb struktúrájú őszi halközösségeket jelzett, az augusztuséhoz képest az októberi dominancia indexek átlaga szignifikánsan alacsonyabb (t-próba $p=0,0006$). A mutató értéke egyetlen esetben sem volt magasabb, mint 0,8000.



9. táblázat: A mintavételi területek halközösségének diverzitásmutatói az őszi gyűjtések alapján [N=egyedszám, S=fajszám, nmax/N=Berger-Parker dominancia, H=Shannon-Wiener index, expH=effektív fajszám, ES(m)=ritkított mintanagysághoz rendelt fajszám]

Mintavételi terület	N	S	nmax/N	H	expH	ES(m)
RSD-1/A	109	15	0,275	1,828	6,2	12,1
RSD-1/B	454	20	0,400	1,753	5,8	10,2
RSD-2/A	166	11	0,681	1,267	3,6	9,1
RSD-2/B	323	14	0,551	1,301	3,7	7,6
RSD-3/A	130	13	0,508	1,633	5,1	11,3
RSD-3/B	192	11	0,578	1,287	3,6	7,3
RSD-4/A	342	16	0,488	1,540	4,7	9,8
RSD-4/B	279	18	0,290	2,128	8,4	13,7
RSD-5/A	77	12	0,429	1,803	6,1	11,8
RSD-5/B	231	13	0,446	1,528	4,6	9,3
RSD-6/A	133	14	0,233	2,231	9,3	12,6
RSD-6/B	134	13	0,403	1,566	4,8	9,6
RSD-7/A	73	11	0,315	1,975	7,2	11,0
RSD-7/B	101	12	0,545	1,557	4,7	10,5
RSD-8/A	372	18	0,341	2,133	8,4	12,5
RSD-8/B	107	12	0,178	2,226	9,3	11,3
RSD-9/A	134	11	0,582	1,563	4,8	10,2
RSD-9/B	524	17	0,744	1,119	3,1	8,8
RSD-10/A	285	14	0,484	1,175	3,2	7,2
RSD-10/B	257	13	0,607	1,253	3,5	8,6
RSD-11/A	374	14	0,345	1,593	4,9	7,7
RSD-11/B	304	11	0,516	1,202	3,3	7,2
RSD-12/A	664	14	0,783	0,773	2,2	5,2
RSD-12/B	264	11	0,773	0,960	2,6	7,4
RSD-13/A	443	8	0,481	1,094	3,0	4,9
RSD-13/B	1159	18	0,779	0,894	2,4	6,5

A halközösségeket többnyire most a *Rutilus rutilus* dominálta (14 eset), az *Alburnus alburnus* a fennmaradó esetekben volt domináns faj a halegyütteseknek. A Shannon-Wiener index 0,773 és 2,133 között változott részterületenként. A legmagasabb lokális fajdiverzitást csakúgy mint nyáron, most is a 18 fajú czuczor-szigeti főág (RSD-4/B) halközössége alapján mutattuk ki, a legalacsonyabbat pedig a 14 fajú szigetbecsei Királyrét alatti részterületen (RSD-12/A). Az összes minta szerint az α -diverzitás index 1,733 volt, a diverzitás mutató átlaga 1,514, ami szignifikánsan magasabb ($p=0,0004$) mint nyári, de nem különbözik statisztikailag kimutatható módon a tavasztól ($p=0,178$). Az összevontan kezelt RSD-2/A és RSD-2/B mintavételi részterületek halközösségeinek fajdiverzitása összességében is alacsonyabb, mint a közvetlen megelőző szakaszé, A Solow-teszt az RSD-1 - RSD-2 párosítás esetében szignifikáns eltérést igazolt ($p\ll 0,0001$). Az összevontan kezelt RSD-2 és az ugyancsak összevontan kezelt RSD-3 mintavételi területek halközösségének α -diverzitása között nem mutatható ki szignifikáns különbség ($p=0,209$). Bizonyos szakaszokon a jobb és a bal parti részterületek lokális fajgazdagságában mutatkozott csak számottevő eltérés. A Kvassay zsílip alatti mintavételi területen a bal parti (RSD-1/B) részterületen 15 fajt mutattunk ki, a lokális α -diverzitás, $H=1,828$ volt. A jobb parton a kimutatott fajszám 20, a diverzitás mutató pedig $H=1,753$ volt. A lokális fajdiverzitásban tapasztalható különbségek nem voltak statisztikailag igazolhatók ($p=0,184$). A következő mintavételi hely jobb és bal litorális területén is eltérő volt a halegyüttes fajszáma (14 és 11), a diverzitás mutatók ($H_{\text{jobb part}}=1,301$ és $H_{\text{bal part}}=1,267$) között a Solow teszt nem igazolt szignifikáns különbséget ($p=0,785$). A dömsödi Napos parti (RSD-12/A) és a Makádi Parkerdő alatti (RSD-12/B) részterületek halközössége is eltérő fajszámú (14 és 11), de ebben



az esetben sem bizonyítható statisztikailag az eltérés ($p=0,052$). Az egyes részterületek halközösségeit az őszi minták alapján, két kivételtől eltekintve (RSD-12/A és RSD/13/B) legalább három faj dominálja. Négy mintavételi terület esetében (RSD-5/A, RSD-6/A, RSD-7/A és RSD-8/B) az effektív fajszám (expH) pedig meghaladja a tényleges fajszám 50%-át. A ritkított mintanagysághoz tartozó mintaterületenkénti fajszámot (=várható fajszám) a Domariba-sziget előtti egybefüggő nádasok és gyékényesek keleti oldalán kijelölt mintavételi hely $n=73$ abundancia szintjén számítottuk. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi zsilip előtti részterületen (RSD-13/B) a legkisebb, a különbség -63,9%-os. A várható és a megfigyelt fajszám közötti eltérés pedig a Duna-Tisza csatorna torkolati szakasz (RSD-5/AA) mintavételi részterület esetében a legkisebb, a differencia mindössze -1,67%.

3.7. Ökológiai állapot

A Vízyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT 2015) a vízfolyások tipizálása során típus specifikus referencia feltételeket határozott meg, amelyeket azután az ökológiai állapotértékelésekben kiindulópontként lehet alkalmazni. Csakhogy az 1-6. melléklet szerint az AIQ014 víztestkódú Ráckevei (Soroksári)-Duna típusbesorolása szerint: síkvidéki, meszes-szerves, nagy felületű, sekély, állandó vízborítottságú **állóvíz** (holtág), a biológiai szempontok alapján validált típuskódja 5. Jóllehet, lehetőség lenne a szóban forgó vízfolyás tipizálásának felülvizsgálatára (VGT 2015 1-2 háttéranyag), a nyilvánvaló helytelen típus megállapítást mindeztáig meghagyták.

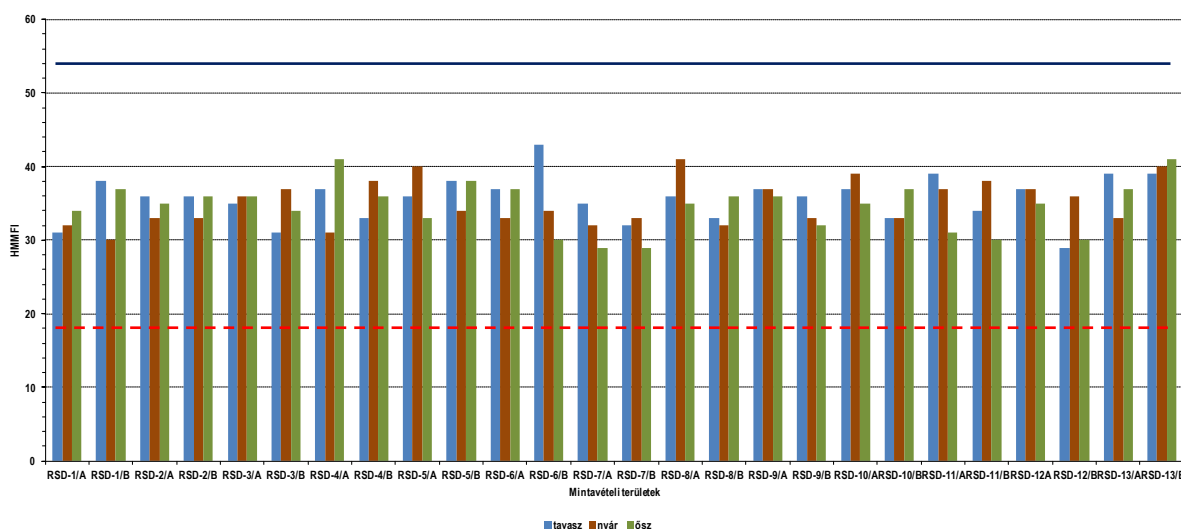
A VKI szerinti ökológiai állapotminősítéshez azonban szükségszerű első lépés a minősítendő víztér besorolása a megfelelő hidrogeomorfológiai típusba. Elsőként a helytelen besorolást a 89/2015. (XII. 22.) FM rendelet módosította, amely az erősen módosított, állóvíz jellegű vízfolyás esetében az eddigi általános „mentett holtág” kategóriából való kivételét, külön történő kezelését határozta meg. A helyesbítés tisztán szakmai szempontok alapján történő korrigálás volt, amely figyelembe vette a vízfolyás méretét és jellegét, így a Duna-ágot, mint 1 767 hektáros speciális vízterületet a Duna mellékágának minősítette (UDVARI & PÁLINKÁS 2017).

A Ráckevei (Soroksári)-Duna, most már mint vízfolyásnak, a halak élőlénycsoportjának szempontjából történő besorolása a megfelelő hidrogeomorfológiai típusba továbbra sem végérvényesen probléma mentes, ugyanis elvileg két, a síkvidéki folyók (5_LLRL), és a Duna (6_Danube) típusba is tartozhatna (ERŐS ET AL. 2015). Amennyiben típusbesorolás előtt, a Magyar Multimetrikus Halindex család (HMMFI) a halegyüttesek szerkezetének kvantifikálásához megfelelő trait- csoportjai közül áttekintjük a két szóban forgó víztípus karakterfaj listáját (CSpecpool5, ill CSpecpool6), kényelmessé válik a hidrogeomorfológiai típusbesorolás művelete. Ugyanis Sály és Erős (2016) szerint karakterfajoknak azok a fajok tekinthetők: "*melyek jól behatárolható élőhelyi feltételek mellett képesek állománynövekedésre,*



így előfordulásuk rendszerint jellegzetes életterekhez kapcsolódik és más, számukra kevésbé kedvező életterekben való felbukkanásuk esetleges". A kedvező élőhelyi feltételek melletti gyakori előfordulások figyelembe vételével a Ráckevei (Soroksári)-Duna szerintünk a síkvidéki folyók hidogeomorfológiai típusába tartozik, olyan dunai karakterfajok nyilvánvaló hiánya, vagy csak ritka vendégként való előfordulása miatt, mint pl. a *Rutilus virgo*, *Chondrostoma nasus*, *Ballerus sapa*, *Pelecus cultratus*, *Vimba vimba*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*.

A Ráckevei (Soroksári)-Duna halak élőlényegyüttessel történő ökológiai állapotminősítését speciális HMMFI calculator program (SÁLY & ERŐS 2015) segítségével végeztük. A kiértékelés szerint a részterületek hidogeomorfológiai típusának megfelelő indexe (HMMFI_{mintá}) a három mintavételi időszakban 29 és a 43 érték között változott (18. ábra).



18. ábra: A Magyar Multimetrikus Halindex családot képező mutatók mintavételi részterületenként a három időszakban (— 5_LL2R típusnak megfelelő referenciaérték, - - - 5_LL2R típusnak megfelelő minimális pontszám)

A referencia állapothoz viszonyítva a minták aktuális ökológiai minőségi hányadosa szerint egyetlen mintavételi részterület sem tartozott a kiváló (EQR>0,80), ill. a rossz (EQR<0,20) ökológiai minőségi osztályba (10. táblázat). Tavasszal 1 jó, 21 mérsékelt és 4 gyenge minősítésű mintavételi részterületet mutattunk ki. A Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi részterületek (RSD-2/A és RSD-2/B) besorolása mérsékelt, ami alapján a szennyezés befolyása nem mutatható ki a VKI szerinti állapotminősítéssel. Ez annak ismeretében is figyelemre méltó, hogy a megelőző szakasz bal partjának részterülete (RSD-1/A) egy osztállyal alacsonyabb (gyenge) besorolású. Gyenge minősítést kapott még a Csepel-Soroksár komp alatti főági szakasz (RSD-3/B), a Tököli-parkerdő alatti részterület (RSD-7/B), valamint a Makádi Parkerdő alatti etap. A minőségi osztály besorolás szerint az egyetlen jó ökológiai állapotú mintavételi hely a vízfolyás sziget-



szentmiklósi Tebe sor és Herman utca közötti szakasza (RSD-6/B). A nyári mintavételek alapján már 3 mintavételi részterület minősítése érte el a jó osztályt (RSD-5/A, RSD-8/A, RSD-13/B), 18 mérsékelt és 5 gyenge besorolású mellett (10. táblázat).

10. táblázat: Az RSD mintavételi területeinek ökológiai minőségi hányadosa és osztálya a három mintavételi időszak alapján

Mintavételi terület	Hidrogeomorfológiai típus	Ökológiai minőségi hányados (EQR)			Ökológiai minőségi osztály (EQC)		
		tavasz	nyár	ősz	tavasz	nyár	ősz
RSD-1/A	5_LLR	0,3611	0,3889	0,4444	gyenge	gyenge	mérsékelt
RSD-1/B	5_LLR	0,5556	0,3333	0,5278	mérsékelt	gyenge	mérsékelt
RSD-2/A	5_LLR	0,5000	0,4167	0,4722	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-2/B	5_LLR	0,5000	0,4167	0,5000	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-3/A	5_LLR	0,4722	0,5000	0,5000	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-3/B	5_LLR	0,3611	0,5278	0,4444	gyenge	mérsékelt	mérsékelt
RSD-4/A	5_LLR	0,5278	0,3611	0,6389	mérsékelt	gyenge	jó
RSD-4/B	5_LLR	0,4167	0,5556	0,5000	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-5/A	5_LLR	0,5000	0,6111	0,4167	mérsékelt	jó	mérsékelt
RSD-5/B	5_LLR	0,5556	0,4444	0,5556	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-6/A	5_LLR	0,5278	0,4167	0,5278	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-6/B	5_LLR	0,6944	0,4444	0,3333	jó	mérsékelt	gyenge
RSD-7/A	5_LLR	0,4722	0,3889	0,3056	mérsékelt	gyenge	gyenge
RSD-7/B	5_LLR	0,3889	0,4167	0,3056	gyenge	mérsékelt	gyenge
RSD-8/A	5_LLR	0,5000	0,4722	0,4722	mérsékelt	jó	mérsékelt
RSD-8/B	5_LLR	0,4167	0,5000	0,5000	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-9/A	5_LLR	0,5278	0,5000	0,5000	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-9/B	5_LLR	0,5000	0,3889	0,3889	mérsékelt	gyenge	gyenge
RSD-10/A	5_LLR	0,5278	0,4722	0,4722	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-10/B	5_LLR	0,4167	0,5278	0,5278	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-11/A	5_LLR	0,5833	0,3611	0,3611	mérsékelt	gyenge	gyenge
RSD-11/B	5_LLR	0,4444	0,3333	0,3333	mérsékelt	gyenge	gyenge
RSD-12A	5_LLR	0,5278	0,4722	0,4722	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-12/B	5_LLR	0,3056	0,3333	0,3333	gyenge	gyenge	gyenge
RSD-13/A	5_LLR	0,5833	0,5278	0,5278	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt
RSD-13/B	5_LLR	0,5833	0,6389	0,6389	mérsékelt	jó	jó

Az RSD-2 mintavételi terület minősítési osztálya nyáron is mérsékelt volt, a megelőző szakaszé pedig gyenge. A szennyvíztisztító szennyező hatása most sem volt igazán tettenérhető a VKI szerinti állapotminősítéssel. Egy-egy osztályt javult a tavaszi mintavételek eredményéhez képest a Csepel-Soroksár komp alatti (RSD-3/B), a Duna-Tisza csatorna torkolati szakaszának (RSD-5/A), a vízfolyás Tököli-parkerdő régiójának (RSD-7/B), a Nagyszigeti hókony területének (RSD-8/A) és a Kiskunsági-főcsatorna és Tassi zsilip előtti vízterületnek (RSD-13/B) a besorolása. Több mintavételi részterület ökológiai minőségi osztálya viszont leromlott. Ezek közül feltűnő a Kvassay zsilip térsége (RSD-1), ahol mind a bal, mind pedig a jobb oldali litorális régió mintavételi szakasza gyenge osztályzatot kapott, a korábbi gyenge és mérsékelt helyett (10. táblázat). Általában elmondható, hogy romlott az olyan mintavételi területek besorolása, amelyeknek a vízáramlási jellemzői számottevően gyengültek a tavaszi

állapothoz képest, pl. RSD-4/A, RSD-7/A, RSD-9/B (a lagúna szakasz miatt!), RSD-11/A. Ugyanezen okból várható lett volna a minőségi osztály romlás a Taksonyi holtág (RSD-6/A) és a Nagyszigeti hókony (RSD-8/A) esetében is, azonban az utóbbi mintavételi hely osztálybesorolása nemhogy romlott, hanem javult, mérsékeltről → jóra.

A Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi részterületek (RSD-2/A és RSD-2/B) besorolása az őszi mintavételezések mintái alapján is mérsékelt besorolású lett. A gyenge ökológiai osztályú mintavételi részterületek száma hétre növekedett a nyári mintákhoz képest mind a jó, (-1) mind pedig a mérsékelték (-1) rovására. A nyári besoroláshoz képest javult a legelső mintavételi hely (RSD-1) mindkét litorális részterületének ökológiai állapotát jelző minőségi osztálya. Erősödött a minőségi osztálybesorolása a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi zsilip előtti vízterületnek, a tavaszi mérsékeltről → jóra. Igen markáns változás, gyengülés-javulás figyelhető meg a három időszak eredményeit figyelembe véve a Czuczor-szigeti mellékág (RSD-4/A) ökológiai állapotának halakkal történő minősítésének folyamatában, a tavaszi mérsékelt osztályról először gyengére, majd két osztály is javulva jóra módosult az osztálybesorolása. Ugyancsak három osztálybesorolás átalakulás figyelhető meg a vízfolyás szigetszentmiklósi Tebe sor és Herman utca közötti szakasza (RSD-6/B) esetében, ahol a tavasz-nyár-ősz idején folyamatosan romló irányú tendencia (jó → mérsékelt → rossz) tapasztalható a minősítés folyamán. Őszre alacsonyabb osztályúvá vált több mintavételi terület, pl. a Domariba-sziget előtti nádasok gyékényesek keleti oldala (pl. RSD-7/A: mérsékelt → gyenge → gyenge) a Sóskás-, Opera-, Vesszőzátony-sziget és a Lagúna szakasza (RSD-9/B: mérsékelt → gyenge → gyenge), a Dömsödi Holt-Duna alsó szakasza (RSD-11/A: mérsékelt → gyenge → gyenge), valamint a szigetbecsei Királyrét alatti terület (RSD-11/B: mérsékelt → gyenge → gyenge). Mindhárom időszakban változatlanul ugyanazon minőségi osztályba nyert besorolást 12 mérsékelt és 1 gyenge mintavételi részterület (10. táblázat).



4. fotó: Czuczor-szigeti mellékág (RSD-4/A) felső szakasza



4. ÉRTÉKELÉS

A Nemzeti Múzeum korai gyűjteményi anyagaiban összesen 22 faj egyedeiről bizonyosodott be, hogy azokat a Ráckevei (Soroksári)-Dunából gyűjtötték be (MIHÁLYI 1954, BERINKEY 1972). A gyűjteményekben megtalálható volt pl. a *Rutilus virgo*, *Abramis sapa*, *Abramis ballerus*, *Vimba vimba*, *Pelecus cultratus*, *Micropterus salmoides*, *Gymnocephalus schraetser*. Az 1960-as években több nem tudományos célzatú (ismeretterjesztő) dolgozat közölt további adatokat (többjük nem részletezett irodalmi adatokra hivatkozva) a Dunaág halkészletére vonatkozóan (HORVÁTH 1960, 1968a, 1968b, SZOMBATHY 1961), összesen 41 halfaj esetében, többek között olyanokról, mint az *Acipenser ruthenus*, *Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*, *Barbatula barbatula*, *Cobitis elongatoides*, *Chondrostoma nasus*, *Zingel streber*. A Ráckevei (Soroksári)-Dunából eddig leírt fajok száma 55 (UDVARI ET AL. 2003, VADADI-FÜLÖP ET AL. 2007, UGRAI & GYÖRE 2007, GYÖRE ET AL. 2012).

Az általunk kimutatott fajok száma az eddig közöltekétől valamelyest elmarad, oka, hogy a korábbi fajlistákban számos olyan taxon is felsorolásra került, melyek a vízfolyásban csak átmeneti előfordulásúak, mint pl. a *Acipenser ruthenus*, *Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*, *Barbatula barbatula*, *Chondrostoma nasus*, *Zingel streber*, vagy olyan, amely azóta egyszer sem került elő, mint pl. az *Eudontomyzon mariae*. Az egy-két mintavételi helyről előkerülő ritka előfordulású halfajok ugyanakkor természetes faunaelemei a víztér fajokészletének, értékes színező fajok. Az 55 fajhoz képest jelen vizsgálatunkban egyetlen új faj, a *Carassius auratus* egy piros változatának (5. fotó) előfordulásáról számoltunk be. Az eddig kimutatott 4 gébfaj (*Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*) mellett sajnálatos módon a közeljövőben várható a *Babka gymnotrachelus* és a *Perccottus glenii* előkerülése is.



5. fotó: A Dömsöd Napospart szakaszon (RSD-12/A) 2018. október 11-én fogott *Carassius auratus* példány (Udvari Zs.)

A Czuczor-sziget mellékágában (RSD-4/A) a közelmúltban, 2007-ben és 2010-ben is kimutatták az *Umbra krameri* egyedeit (UGRAI & GYÖRE 2007, GYÖRE ET AL. 2012), valamint a Natura 2000-es fajok előfordulásainak országos felmérésekor is igazolták ugyanezen víztestben a faj jelenlétét (SALLAI 2007, nem publikált adat). A 2018-as gyűjtések alkalmával egyetlen időszakban sem sikerült bizonyítanunk a fokozottan védett halfaj előfordulását a mellékágban. Ennek valószínűsíthető oka, hogy a szóban forgó mintavételi részterület a májusi mintavétel előtti hónapokban csaknem teljes egészében szárazra került, ugyanis a belvízveszélyre hivatkozva a Dunaág Kvassayi zsilipnél jellemző 170 cm-es üzemi vízszintjét márciusban 103 cm-re csökkentették (KDVVIZIG ADATSZOLGÁLTATÁS 2018). A mintavételi hely felső szakasza egyébként is kis vízmélységgel rendelkező öblözete alkalmatlanná vált a halak számára, mint élőhely. Csak találgatni lehet, hogy a hosszú évek során biztos önfenntartó állománnyal rendelkező lápi póc populáció véglegesen kipszult az adott élőhelyről, vagy csak szerencsésebb esetben, el tudott vándorolni egy olyan közeli refúgium területre, amelyről még nem kolonizálta újra a régi területét. A májusi és az augusztusi, de még az októberi mintavétel alkalmával is a víztest vízmélysége az aszályos év miatt alacsonyabb volt 17-20 cm-rel az április 1 - szeptember 30 között tartandó vízszinttől. A lápi póc (és réti csik) élőhelyének vízínóvenyzzettel és fonalas algával való benőttsége az alacsony vízszint következtében augusztusban már közel 100%-os volt (6. fotó).



6. fotó: A Czuczor-sziget mellékágának felső (északi) vége (RSD-4/A) augusztus 30-án (Györéné CS. I.)

A vízállás változásával, a vízcseré intenzitásának csökkenésével nemcsak egyes intoleráns fajok tűnhetnek el akár időlegesen akár végleg egy-egy víztestből, hanem a jellemző halközösség strukturális viszonyai is megváltozik. Például ősszel a víz átlátszóságának növekedésével a halállomány térbeli



elhelyezkedése elmozdul a mederközép irányába, rendszerint csak az egy-két nyaras (éves) hal egyedek maradnak a partszegély növényzetének védelmében.

Mintázásaink alapján a Dunaág általánosan előforduló, legjellemzőbb halfajai: *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Leuciscus aspius*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama*, *Rhodeus amarus*, *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio*, *Silurus glanis*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Sander lucioperca*. Több mintavételi helyen előfordult, de alacsony tömegességgel a *Tinca tinca*, *Perca fluviatilis*, *Ctenopharyngodon idella*. A 2010. év (GYÖRE ET AL. 2012) tavaszi mintázásának eredményeivel összevetve a 2018-as tavaszi adatokat, több halfaj tömegességében jelentékeny változás tapasztalható. Például a ragadozók közül a *Leuciscus aspius* egyedszám aránya kétszereződött (0,56% → 1,07%), az *Esox lucius* esetében mintegy harmadára csökkent (1,19% → 0,38%). Nem számottevő, de fogyatkozás regisztrálható a *Sander lucioperca* (0,70% → 0,58%) és a *Silurus glanis* fajok (0,74% → 0,56%) vonatkozásában. Tekintélyes mértékben csökkent a két időpont között a *Rhodeus amarus* egyedszám aránya, 1,62%-ról 0,48%-ra. Az állomány nagyság hanyatlás betudható az utóbbi években tapasztalt nagymértékű kagyló pusztulásainak. További szembevetendő változás a *Perca fluviatilis* állomány vesztesége (0,66% → 0,26%), ill. a *Lepomis gibbosus* (1,84% → 2,47%) térhódítása. Utóbbi halfaj esetében a növekedés a csuka gyérülésével hozható összefüggésbe. Horváth (1969) szerint a csuka naphal ragadozása számottevő, többen mások is (GUTI ET AL. 1991, MÉRŐ 2014) hasonló eredményre jutottak. Az idegenhonos gébek összesített egyedszám aránya a halközösségben 2010-ben még csak 0,34% volt, ez 2018-ra 0,71%-ra gyarapodott. A növekedés a *Neogobius kessleri* állományában volt a legjelentősebb (0,05% → 0,46%), Ezzel párhuzamosan csökkent a *Proterorhinus semilunaris* populáció nagysága (0,13% → 0,03%). A tarka géb állomány nagyságának fogyatkozását a Duna főágában is megfigyelték (GUTI 1997, MOLNÁR & BASKA 1998), sőt egyenesen ritkának tartják (ERŐS ET AL. 2005), de vannak arról is adatok, hogy számos helyről már eltűnt (ERŐS ET AL. 2008b). Dombai és munkatársai ezt a nagyobb testű és agresszív *Ponticola kessleri* és *Neogobius melanostomus* térhódításávak hozzájárulásakba (DOMBAI ET AL. 2010). Azon általános tapasztalat, hogy vizeinkben az idegenhonos fajok száma és a halközösségbeli egyedszám arányuk nő (WEIPERT ET AL. 2013, WEIPERT ET AL. 2015), ez a trend az RSD-n is megfigyelhető.

A 2010-es felméréshez képest a fajkicserélődés mértéke alacsony $ST_{(2010, 2018)}=10,5\%$, annak ellenére, hogy a 7 "eltűnt" faj (*Leucaspisus delineatus*, *Ballerus ballerus*, *Vimba vimba*, *Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*, *Umbra krameri*, *Lota lota*) helyett 2018-ban csak 1 (*Carassius auratus*) jelent meg. Az alacsony érték a magas kimutatott összes fajszámoknak tudható be (2010: 41 faj, 2018: 36 faj). A cianidszennyezés után a Szamosban az 1994. évi halközösséghez képest a fajkicserélődési index [$ST_{(1994, 2000)}$] jóval nagyobb, 83% volt (ANTAL 2013). A regenerációt követő években (2000-2009) is magas maradt a *species turnover* értéke, $ST=66\%$. A Balaton északi befolyóinak fajkicserélődési indexe is magasabb, átlagosan 51,3% volt 2007-ben az 1987-es adatokhoz képest (SÁLY ET AL. 2007).

A fajgazdagság (fajszaám) a legkevésbé informatív és egyben a legpontatlanabb diverzitás index. A gyakoriság alapú α -diverzitás indexek (Shannon-Wiener, Gini-Simpson, Brillouin) már pontosabb és fontosabb információt közölnek, de ez nem maga a diverzitás. A diverzitásbeli különbségek összevetése egyforma gyakoriságú fajok közösségeivel lehetséges (JOST 2006, 2010). Ezt az effektív fajszaám, mint valós diverzitás teszi lehetővé, amelynek egyik lehetséges értelmezése a Shannon-Wiener (H) index exponenciálisa ($\exp H$). Az effektív fajszaámmal már kifejezhetővé válik, hányszor diverzebb egy közösség a másiktól. Mindezek alapján megállapítható, hogy a tavaszi mintavételezés alkalmával a Kvassay zsilip alatti részterületek (RSD-1/A és RSD-1/B), ill a Csepel-Soroksár komp alatti mintavételi hely részterületének (RSD-3/B) halközössége kétszer-háromszor változatosabb, mint a Délpesti Szennyvíztisztító Telep "tisztított" szennyvizének hatása alatt álló mintavételi területek (RSD-2/A és RSD-2/B) halközössége. A diverzitásbeli különbség a szóban forgó mintavételi területek halegyütteseiben a nyári és az őszi mintavételek alkalmával is kimutathatóak voltak, mégha nem is olyan nagy mértékben, mint tavaszi minták alapján.

Meglepő, de a szennyezést a Magyar Multimetrikus Halindex család (HMMFI) mutatója alapján nem lehet tettenérni, kimutatni. Nyáron például a szennyezett szakasz ökológiai minőségi osztálya mérsekelt volt, a megelőző szakaszé pedig egy osztállyal alacsonyabb, gyenge. A diverzitás és a HMMFI index szerinti értékelések közötti ellentmondás feloldhatónak tűnik azzal, hogy a "szennyezett" szakasz halközösségét mindhárom időszakban a perturbációkkal szemben toleráns halfajok (*Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius gibelio*) dominálták. Közismert, hogy a befolyók (így gyakran a szennyvízbefolyók) környékén a tápanyag besodrás miatt a lokális és időleges tömegesség alkalmanként kifejezett lehet. A halak térbeli vándorlásának ismert oka a táplálékban dús területek felkeresése (SANDERS 1992, POTYÓ ET AL. 2013).



7. fotó: A *Tinca tinca* egy arany színű változata a Kiskunsági-főcsatorna zsilipje előtti szakasról (Györéné Cs. I.)



IRODALOMJEGYZÉK

- Antal, L. 2013.** A Szamos hazai szakaszának halközösségében bekövetkezett változások a cianid- és nehézfém szennyezést követően. Doktori értekezés, Debreceni Egyetemi Kiadó, pp.104
- Berinkei, L. 1972.** Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hung.* 13:3-24.
- Botta, I., Keresztessy, K., Pintér, K., 1984.** Új halfaj vizeinkben: a széles durbincs. *Halászat* 77(4): 98-99.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957.** An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Burnham, K. P. & Overton, W. S. 1978.** Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. – *Biometrika*, 65:623-633.
- Cowx, I. G. & Welcomme, R. L. 1998.** Rehabilitation of rivers for fish. FAO, Fishing News Books, pp. 260.
- DOMBAI, B., SÁLY, P., TÓTH, B., KISS I. 2010.** Gébfajok (*Neogobius* spp.) aljzathatózó éjszakai eloszlás-mintázata a duna gödi és szentendrei szakaszán. *Pisces Hungarici* 4: 17-25.
- Dövényi, Z. 2010.** Magyarország kistájainak katasztere. Budapest.
- EN 14962:2006.** Water quality - Guidance on the scope and selection of fish sampling methods. CEN szabvány.
- Erős, T., Sevcsik, A., Tóth, B. 2005.** Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (*Pisces*, *Gobiidae*) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 350-357.
- (*Pisces*, *Gobiidae*) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21/4. 350-357.
- Erős, T., Specziár, A., Bíró, P. 2009.** Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake. A comparison between gillnetting and electric fishing. *Fisheries Research* 96: 70-76.
- Erős, T., Szalóky, Z., Sály, P. 2015.** Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 36.
- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A., Schmera, D. 2008a.** Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93: 88–105.
- Erős T., Tóth B., Sevcsik A. 2008b.** A halállomány összetétele és a halfajok élőhely használata a Duna litorális zónájában (1786-1665 fkm) - monitorozás és természetvédelmi javaslatok. *Halászat* 101: 114-123.
- zónájában (1786-1665 fkm) - monitorozás és természetvédelmi javaslatok. *Halászat* 101/3. 114-123.
- FAME 2002.** Metric selection and sampling procedures for FAME (D4-6). Final Report. pp. 88.



- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R., Angermeier, P.L. 1990.** Fish communities as indicators of environmental degradation. - In: Adams, S.M. (ed.) Biological indicators of stress in fish. Am. Fish Soc. Symp. 8: 123-144.
- Guti, G. 1997.** A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. Halászat 90: 129-140.
- Guti, G. 2000.** A ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) terjedése a Középduna térségében. Hidrológiai Közlöny, 80: 303–305.
- Guti, G. 2001.** A hazai vízfolyások biológiai integritásának minősítése a halállomány alapján. Halászatfejlesztés 26: 36-47.
- Guti, G., Andrikowics, S., Biro, P. 1991.** Nahrung von Hecht (*Esox lucius*), Hundfisch (*Umbra krameri*), Karausche (*Carassius carassius*), Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) im Ócsa-Feuchtgebiet, Ungarn. Fischökologie 4: 45-66.
- Györe K., Ugrai Z., Csikai Cs. 2012.** A Ráckevei Duna-ág halközösségének vizsgálata 2010-ben Halászatfejlesztés, 34:34-48.
- Györe, K. 1995.** Magyarország természetesvízi halai. Vízi természet- és környezetvédelem kötet. Környezetgazdálkodási Intézet, TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat, pp. 339.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001.** PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Paleontologia Electronica, 4:9.
- Harka, Á. & Sallai, Z. 2004.** Magyarország halfaunája. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas. pp. 269.
- Horváth, L. 1960.** Ismerkedés a soroksári Dunaág élővilágával. Búvár, 5:172-176.
- Horváth, L. 1968a.** A Soroksári Duna-ág (A természetkedvelők paradicsoma). Ráckevei Járási Pártbizottság Propaganda- és Művelődési Osztálya, Ráckeve, pp. 46.
- Horváth, L. 1969.** Vizeink rákfenéi?! Halászat 62(1): 10.
- Horváth, L. 1968b.** Gondolatok a Soroksári Duna-ág halfaunájáról. – Halászat, 14. (61.): 159.
- Jost, L. 2006.** Entropy and diversity. Oikos 113: 363-375.
- Jost, L. 2010.** Independence of alpha and beta diversities. Ecology 91: 1969-1974.
- Kaufman, T. M., Moos, T. S., Ermer, M. J. 2017.** Comparison of Day and Night Electrofishing to Sample Smallmouth Bass in Natural Lakes of Eastern South Dakota. North American Journal of Fisheries Management, 37: 1191-1198.
- Kestemont, P. & Goffaux, D. 2002.** Work package 3. Reviewing and classifying metrics and sampling procedure for FAME. Final report. pp. 88.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007.** Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- McCairns, S.R.J., Fox, M.G. 2004.** Habitat and home range fidelity in a trophically dimorphic pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) population. Oecologia 140: 271–279.
- McInerney, M. C. & Cross, T. K. 2004.** Comparison of day electrofishing, night electrofishing, and trap netting for sampling inshore fish in Minnesota lakes. Minnesota Department of Natural Resources, p. 1-49.



- Mérő, T. O. 2014.** Diet in pike (*Esox lucius*) in northwestern Vojvodina (Serbia). *Nat. Croat.*, Vol. 23(1): 27–34.
- Mihályi, F. 1954.** Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Term. Tud. Múz. Évkönyve*. P. 433-456.
- Molnár, K., Baska, F. 1998.** Megjegyzések egyes halfajok előfordulási gyakoriságát illetően, a Kessler-géb (*Neogobius kessleri*) tömeges előfordulása kapcsán. *Halászat* 91: 94-96.
- kessler) tömeges előfordulása kapcsán. *Halászat* 91/3. 94-96.
- MSZ EN 14011:2003.** vízminőség. Halak mintavétele elektromos halászati módszerrel. Magyar Szabvány.
- ÖKO ZRT. 2008.** A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág ökológiai állapotának felmérése és értékelése. Budapest.
- Podani, J. 1997.** Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. *Sciencia Kiadó*, Budapest, pp. 412.
- Potyó I., Weiperth A., Guti G. 2013.** Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban. *Pisces Hungarici*, 7: 57-64.
- Répássy, M. 1901-1902.** Az angolnáról. *Halászat* 3(13): 93-95.
- Sanders, R. E. 1992.** Day Versus Night Electrofishing Catches from Near-Shore Waters of the Ohio and Muskingum Rivers. *Ohio Journal of Science* 92/3: 51–59.
- Sáfrán, N. 2014.** A Ráckevei Duna-ág halivadékainak vizsgálata szakdolgozat Szegedi Tudományegyetem
- Sály, P., Erős, T. 2016.** Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása. *Pisces Hungarici* 10: 15-46.
- Sály, P., Erős, T., Takács, P., Bereczki, Cs., Bíró, P. 2007.** Halegyüttesek szerkezetének változásai a Balaton három északi oldali befolyóvizében. *Pisces Hungarici* 2: 101-116.
- Sanders, R. E. 1992.** Day Versus Night Electrofishing Catches from Near-Shore Waters of the Ohio and Muskingum Rivers. *Ohio Journal of Science: Volume 92 (3): 51-59.*
- Sarlós, D. A. 2015.** A Ráckevei (Soroksári) - Duna halfaunisztikai vizsgálata, 2005-2014 közötti időszakban. XXXII. OTDK, Agrártudományi Szekció.
- Seaby R. M. & Henderson, P. A. 2006.** Species Diversity and Richness Version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Sevcsik, A. & Erős, T. 2008.** A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the Neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 100: 331-383.
- Skalski, J. R., Ryding, K. E., Millspaugh, J. M. 2005.** "Analysis of population indices". *Wildlife Demography: Analysis of Sex, Age, and Count Data*. Academic Press, p. 359–434.
- Solow, A. R. 1993.** A simple test for change in community structure. *J. Anim. Ecol.*, 62(1):191-193.
- Till, J., 1972.** Vándor maréna magyar Duna szakaszon (II). *Halászat* 65(2): 46–47.



- Tóth, B. & Nagy, A., 2012.** Halak a Zagyban. Halászat 105(2): 17–18.
- Tóthmérész B. 2002.** A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. – In: Salamon-Albert É. (szerk.) 2002. Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. 607-638.
- Udvari Zs. & Pálincás I. P., 2017.** Módosuló miniszteri rendeletek. Halászat 110(1) 21.
- Udvari, ZS., Zellei, Á., Stibinger, É., Keresztessy, K., Pekli, J., Váradi L. 2003.** A pontyállomány természetes szaporodásának lehetőségei a Ráckevei Dunaágon. Halászatfejlesztés, 28: 123-140.
- Ugrai, Z. & Györe, K. 2007.** A Ráckevei-Duna-ág halközösségének felmérése. Pisces Hungarici, II: 95-100.
- Ugrai, Z. 2009.** A Ráckevei Duna-ág halfaunisztikai kutatása. szakdolgozat Debreceni Egyetem.
- Vadadi-Fülöp, Cs. 2010.** Planktonikus rák együttesek tér-időbeli dinamikája a budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában. Doktori (PhD) értekezés, ELTE TTK, Biológia Doktori Iskola. pp. 131.
- Vadadi-Fülöp, Cs., Mészáros, G., Jablonszky, Gy. & Hufnagel, L. 2008.** The zooplankton of the Ráckevei-Soroksári Danube: spatio-temporal change and similarity patterns. Applied Ecology and Environmental Research 6 (4): 121-148.
- Weipert, A., Staszny Á., Ferincz, Á. 2013.** Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán - Történeti áttekintés. Pisces Hungarici 7: 103-112.
- Weipert, A., Tóth, B., Sevcsik, A., Keresztessy, K. 2015.** Halfaunisztikai adatgyűjtés a Visegrádi-hegység két patakjában. Pisces Hungarici 9: 51-54.
- <http://www.fishbase.org/search.php>