



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

**A Ráckevei (Soroksári)-Duna halászatbiológiai vizsgálatai,
valamint ökológiai vízminősítése a halfauna alapján**

Doktori (PhD) értekezés

UDVARI ZSOLT

**Gödöllő
2025**

**A doktori iskola
megnevezése:
tudományága:
vezetője:**

**Biológiatudományi Doktori Iskola
biológia tudományok
Prof. Dr. Nagy Zoltán
egyetemi tanár, az MTA doktora, tanszékvezető
MATE, Szent István Campus, Gödöllő
Növényélettan és Növényökológia Tanszék**

Témavezető:

**Dr. Zsuga Katalin
címzetes egyetemi docens, PhD
MATE Biológiatudományi Doktori Iskola**

.....
**Az iskolavezető jóváhagyása
Prof. Dr. Nagy Zoltán**

.....
**A témavezető jóváhagyása
Dr. Zsuga Katalin**

TARTALOMJEGYZÉK

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	5
1. BEVEZETÉS	6
2. CÉLKITŰZÉSEK	8
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	9
3.1. A Ráckevei (Soroksári)-Duna kialakulása	9
3.2. Vízhatalóság, halpusztulások	9
3.3. Halfauna kutatás, halállomány és halgazdálkodás történetisége	12
3.4. Fajkészlet változása	18
3.5. Vízfolyás – vízgyűjtő kapcsolat	19
3.6. Halállománnyal történő élőhely minősítés, Víz Keretirányelv alapú minősítés	21
3.7. A halközösség struktúráját befolyásoló tényezők	23
3.8. Haljelölések a Ráckevei (Soroksári)-Dunán	26
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	27
4.1. Vizsgálati terület	27
4.2. Mintavételi területek	29
4.3. Mintavétel	32
4.4. Adatelemzés, feldolgozás, statisztika	34
4.5. Haljelölés-visszafogások	38
5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE	41
5.1. Vízhatalóság	41
5.2. Vízhatalóság	49
5.3. Fajkészlet	50
5.4. A halgyűjtések időbeli mintázata	62
5.5. A halgyűjtések térbeli mintázata	69
5.6. Fogáshatalóság	75
5.7. Funkcionális diverzitás	77
5.8. Fajdiverzitás	80
5.9. Rekordméretű pontyok jelölés-visszafogási eredményei	87
6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS A JAVASLATOK	97
6.1. Vízhatalóság, vízhatalóság	97
6.2. Fajkészlet	98
6.3. Faj- és funkcionális diverzitás	102
6.4. Jelölt rekordpontyok	104
6.5. Javaslatok	106
7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	107

8. ÖSSZEFOGLALÁS.....	109
9. SUMMARY	110
M1. IRODALOMJEGYZÉK	112
M2. VÍZSZENNYEZÉSEK ÉS HALPUSZTULÁSOK A RÁCKEVEI (SOROKSÁRI)-DUNÁN 1915– 2024 KÖZÖTT	129
M3. MINTAVÉTELI TERÜLETEK.....	132
M4. MINTAVÉTELI JEGYZŐKÖNYV	145
M5. REKORDHAL HITELESÍTÉSI JEGYZŐKÖNYV MINTA.....	146
M6. FAJLISTÁK.....	147
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	153

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

- Szövegben használt rövidítés = Teljes elnevezés
 - ADUKÖVIZIG = Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság
 - BM = Belügyminisztérium
 - C&R = catch and release („fogd meg és engedd vissza” horgászmodszert)
 - CPUE = catch per unit of effort (fogáshatékonyság; db/óra)
 - DTCS = Duna-Tisza-csatorna
 - EFI+ = European Fish Index
 - EME = elektromos mintavételi eszköz
 - FAME = Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers
 - FCSM Zrt. = Fővárosi Csatornázási Művek Zártkörűen Működő Részvénytársaság
 - fkm = folyamkilométer vagy folyókilométer
 - FM = Földművelésügyi Minisztérium
 - Hhvtv. = a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény
 - HMMFI = Magyar Multimetrikus Halindex
 - IBI = index of biotic integrity
 - ITOPF = International Tanker Owners Pollution Federation Limited
 - IUCN = International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Természetvédelmi Világszövetség)
 - KDVKÖVIZIG = Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság
 - KEMHESZ = Komárom-Esztergom Vármegyei Horgászegyesületek Szövetsége
 - KÖTIVIZIG = Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság
 - mBf = méter Balti felett
 - MOHOSZ = Magyar Országos Horgász Szövetség
 - MuLFA = multilevel concept for fish-based assessment
 - NAIK ÖVKI = Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ Öntözési és Vízgazdálkodási Önálló Kutatási Osztály
 - NBmR = Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer
 - NMDS = Non-metric multidimensional scaling (nem metrikus többdimenziós skálázás)
 - OVF = Országos Vízügyi Főigazgatóság
 - PMKH = Pest Megyei Kormányhivatal
 - RDHSZ = Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség
 - RSD = Ráckevei (Soroksári)-Duna
 - ST = species turnover
 - VGT = Vízyűjtő-gazdálkodási Terv
 - VKI = az Európai Unió Víz Keretirányelve
 - VKKI = Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság
 - HQI = habitat quality index

1. BEVEZETÉS

Természetes vizeink halgazdálkodási hasznosításakor két fontos szempontot kell figyelembe venni. Az egyik a fenntartható fejlődés, amelynek értelmében a rendelkezésünkre álló természeti erőforrásokkal úgy kell gazdálkodnunk, hogy azok a jövő generációi számára is elérhetők legyenek. A másik a biológiai sokféleség (diverzitás), amelynek csökkenése súlyosan veszélyezteteti a vízi ökoszisztéma stabilitását, végeredményben a rekreációs horgászatot.

A Ráckevei (Soroksári)-Duna (a továbbiakban: RSD) vízterét a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv 2015 (a továbbiakban: VGT2) a magyarországi Duna-szakasz második leghosszabb mellékágának, az ország egyetlen komplex vízgazdálkodási rendszerének tartja, és természetes állóvízi jellegű erősen módosított vízfolyásaként írja le. A VGT2 szerint a víztest problémái a sokoldalú hasznosításából adódnak: *a belvizek befogadása 1 747 km² vízgyűjtőterületről, az árvizek levezetése, a hajóút biztosítás, az ipari-, öntöző- és halastavi vízszolgáltatás, a horgászati célú halgazdálkodás, az üdülés, a rekreáció, a természetvédelem, vízi és víztől függő élőhelyek ökológiai vízigényének biztosítása.* További – nem kívánatos – funkciója a *tisztított szennyvizek befogadása*, melyek az FCSM Zrt. Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepről (a továbbiakban: Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep) és az ÁTI Sziget szennyvíztisztító telepéről érkeznek.

A természetvédelemről-, a környezetvédelemről-, valamint a halgazdálkodásról és a halvédelemről szóló törvényeink az élővilágot, benne a halakat is olyan természeti erőforrásnak tekintik, amelynek változatossága fennmaradásához a közvetlen élettelen környezet fenntartása, jó állapotának megóvása is szükséges. A gazdaságos horgászat és horgászturizmus tervezése érdekében figyelemmel kell lenni arra is, 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.

Az EU tagállamaiban – így Magyarországon is –, a vízgazdálkodással összefüggő szabályalkotásról, koordinációról a 2000. évet követően az EU Víz Keretirányelve (a továbbiakban: VKI) rendelkezik. A VKI végrehajtása, miszerint a felszíni és felszín alatti víztestek 2015-ig jó állapotba kerüljenek, megalapozott indokolással 2027-re kitolhatók. A felszíni vizek állapotának minősítésében a *fitoplankton*, a *fitobentosz*, a *makrofiton*, a *makrozoobenton* és a *halak* kulcsfontosságú élőlényegyüttes-csoportok, és e taxonok környezetminősítésben való alkalmasságát igazolja, hogy jól integrálják, hamarabb és hosszabb ideig jelzik a környezetben fellépő diszturbanciát, valamint ezek a gazdasági és természetvédelmi szempontból kiemelten kezelt élőlénycsoportok gyűjtése és meghatározása is relatíve egyszerű.

A természetesvízi halgazdálkodás fejlesztését nem lehet végrehajtani anélkül, hogy ne ismernénk a vízterek biológiai potenciálját, halközösségének és számbavehető táplálékbázisának struktúráját és működését. Természetes vizeink halászatbiológiai problémáival foglalkozó kutatások mind elméleti, mind pedig gyakorlati szempontból jelentősek. Az utóbbi évtizedekben a folyók és tavak halászatbiológiájának vizsgálata egy új szemléletbeli megújulásnak köszönhetően egyre inkább előtérbe került.

A Ráckevei (Soroksári)-Duna esetében meghatározó annak interpretálása, hogy a szóban forgó víztestet vízfolyásként vagy állóvízként tartjuk-e nyilván. A probléma analízisa nem öncélú, hiszen a VKI jelenleg csak a vízfolyások esetében szolgáltat megbízható (interkalibrált) osztályozást, a halas minősítési rendszer állóvizekre való kidolgozása a vonatkozó kevés adat következtében még várat magára. Az RSD az elzáró gátak megépítése előtt minden kétséget kizáróan vízfolyás volt, benne a víz áramlási sebessége nem különösebben tért el a promontori ágból jellemzőétől. A két keresztgát beépítését követően a vízáramlás sebessége a mellékágban jelentősen lecsökkent mintegy 0,2-0,4 m/s körüli (a főágban közepes vízhozam mellett 1,1-1,2 m/s érték a jellemző). Extrém esetekben, aszályos időszakban az áramlás sebessége nagyon minimálissá válhat, de a szivattyús vízbetáplálás következtében a vízcsere így is folyamatos.

Az ökológiai állapotértékelésben ezt a körülírást a típuspecifikus referencia feltételek meghatározása során kiindulópontként lehetne alkalmazni, csak hogy a VGT2 1-6. melléklete

szerint az AIQ014 víztestkódú Ráckevei (Soroksári)-Duna típus-besorolása: síkvidéki, meszes-szerves, nagy felületű, sekély, állandó vízborítottságú állóvíz (holtág) lett, ami véleményem szerint téves. Elsőként a nem megfelelő besorolást a 89/2015. (XII. 22.) FM rendelet módosította, amely az erősen módosított, állóvíz jellegű vízfolyás esetében az addigi 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 és PÁLINKÁS 2017). Jóllehet, lehetőség lett volna a szóban forgó vízfolyás tipizálásának felülvizsgálatára, a nyilvánvaló helytelen típus megállapítást mindezidáig meghagyták.

A vízi ökoszisztémák táplálékhálózatának felsőbb szintjein található, ezáltal meghatározó funkciót betöltő **halak** térbeli és időbeli tulajdonságaik alapján (*fajspecifikus életciklus, relatíve hosszú élettartam, migrációs mintázat, humán méretarányú élőhely kiterjedés*), valamint a *viszonylag egyszerű gyűjtésük és meghatározásuk* miatt kiválóan alkalmasak a monitorozásra (ERŐS et al. 2015). Mindezeken túlmenően *a halak gazdasági és természetvédelmi jelentősége ugyancsak kiemelkedő.*

2. CÉLKITŰZÉSEK

A halgazdálkodási vízterületeken¹ a természetvédelmi területek kiterjedésének növelése, a vízterek primer funkcióiból eredő merev előírások és korlátozások, megannyi vélemény és érdekütközési lehetőség. A főág „elterelése”, az állandósult alacsony vízállás, a kisebb vízhozamok és vízsebesség rugalmasan alkalmazkodó halgazdálkodási tevékenységet követelnek meg a halgazdálkodási hasznosítótól. Az egyes víztereknek, a természetvédelmi előírásoknak, illetve céloknak leginkább megfelelő halállomány szerkezetének optimalizációja érdekében szükségessé vált a vízrendszer halászatbiológiai felmérése.

A halgazdálkodási vízterületeken a haltelepítések struktúrájának, valamint a további kezelések optimalizálásához figyelembe kell venni a szóban forgó vízterület természetes adottságait (halközösség minőségi és mennyiségi viszonya, természetes halprodukció, táplálékbázis, kompetíciós viszonyok, a lehetséges ívó- illetve ivadékbölcső helyek megléte, illetve hiánya). Ezek az adatok kevés kivételtől eltekintve legtöbbször nem állnak a kezelő szerv rendelkezésére, illetve túl kiterjedt és költséges vizsgálatokat igényelnek ahhoz, hogy elvégeztessék azokat. A legkönnyebben hozzáférhető háttér-információ a felsoroltak közül a halfauna összetétele. A halak gyűjtése, határozása aránylag egyszerű, és viszonylag néhány, könnyen elvégezhető mérés árán nagyszámú információhoz lehet általuk jutni.

Munkám során az alábbi célokat tűztem ki:

- az RSD halgazdálkodással szembeni kihívásainak bemutatása részben a rendelkezésre álló (Környezetvédelmi Mérőközpont), részben saját mért adatok alapján nyert információk összegzése, értékelése alapján;
- a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvize hatásainak vizsgálata az RSD halközösségének szerkezetére;
- a halfauna strukturális viszonyainak vizsgálata az RSD Kvassay-zsiliptól a Tassizsilipig terjedő szakaszán;
- az RSD halkészletének felmérése a VKI halas protokollja szerint a 2018-as év három különböző évszakában (tavasz, nyár, ősz);
- a halfauna összehasonlítása, hossz-szelvény menti változások az RSD különböző szakaszain;
- az RSD halállomány strukturális összetételének elemzése különböző diverzitásmutatók segítségével;
- annak igazolása, hogy a vizsgált funkcionális traitek használhatók-e a halközösség szerkezete és az RSD működése közötti kapcsolatok megértéséhez;
- javaslatok megfogalmazása a halgazdálkodási vízterület halgazdálkodási tervének felülvizsgálatához, illetve a horgász célú halgazdálkodás és a komplex vízhasznosítás lehetséges harmonizációjához;
- pontyjelölések a rendszeresen telepített II-III. nyaras korosztályú, illetve a rekordméretű (15 kg+) egyedek esetében, összefüggések megállapítása a pontyállományok növekedésére és vándorlási viselkedésére, azok mintázataira;
- javaslatok megfogalmazása az RSD revitalizációs terveihez.

¹ Hhvtv. szerinti „halgazdálkodási vízterület”: az a vízfolyás vagy állóvíz, amely jellegének megváltoztatása nélkül időszakosan vagy állandóan alkalmas a hal életfeltételeinek biztosítására, ide nem értve a haltermelési létesítményt.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. A Ráckevei (Soroksári)-Duna kialakulása

Legkorábban olyan lokális elnevezésekkel lehet találkozni, mint pl. Kis-Duna és Nagy-(Öreg-)Duna. Az ilyen jellegű elkülönítő megnevezést rendszerint olyan lakott helyek polgárai használták, ahol a két ág a település mindkét végét határolta, mint pl. Csép esetében (NAGY 2015). A XIX. század második felében készült térképeken már gyakorta olvashatjuk a „Soroksári ág” elnevezést is (ZSÁK 1872), illetve a „Soroksári-Duna”, vagy a „Ráckevei-Duna” neveket (NAGY 2015), BODNÁR [n.a.]. Sokáig a „Soroksári” jelző volt érvényes a mellékág hivatalos nevében (SZOMBATHY 1961), azonban a Duna-ág mellett élők inkább a „Ráckevei” változatot használták. Ezt a nevet kívánta volna hivatalossá tenni a Ráckevei-Dunaág Intéző Bizottsága is, indokként felhozva, a mellékág nagyobb hányada a ráckevei járáshoz tartozik, de sem az MTA Földrajztudományi Intézet, sem pedig Magyar Nyelvtudományi Társaság a névváltoztatást nem támogatta. Kompromisszumos megoldásként a Földrajztudományi Kutató Intézet 1971-ben oly módon hagyta jóvá a névváltoztatást, hogy a hivatalos névvé a Ráckevei (Soroksári)-Duna² udvari verzió vált.

A mészköpad miatt kiszélesedett, zátonyos szakasz folyamatos árvízveszéllyel fenyegette a térség lakosságát. Az 1956. március 10-i jeges árvíz, amely minden korábbi jeges árvizet meghaladott, a tassi leeresztő zsilipet és vízerőművet teljesen tönkretette. Az erőművet nem építették újjá, a működőképesen maradt hajózsilip vette át a mellékág vízgazdálkodási üzemeltetését (FALUDI és SZÁDECZKY 2002, JAKAB és PAPANÉK 2005). Az 1960-as évek elején a fővárosiak nagy tömege igényelte a vízparti üdülőtellekhez való jutást, így lendületet vett a mellékág vízparti területeinek és a szigeteknek parcellázása. A Ráckevei Duna-ág Intéző Bizottság 1970. évi megalapítása után feladatul tűzte ki, hogy kialakulhasson a mellékágon Budapest új üdülőövezete. Az addigiakon kívül mintegy 12 ezer hétvégi telek létesült, közel 80 ezer ember számára. Ezzel a mai, zsúfoltságot sugárzó arculatát „nyerte el” az RSD.

3.2. Vízhatalóság, halpusztulások

Az 1872-es gubacsi zárás miatt a mellékág állóvízűvé vált, rohamosan hínárosodott, iszaposodott, a vízminőség nagyon leromlott, a víz bűdössé, posványossá vált (JAKAB 2005). Az 1900-as évek elején a vízminőség javítása érdekében foganatosított vízépítésekkel függetlenül a Duna-ág állapota lényegesen nem változott, noha a mederkostrások következtében legalább számottevően csökkent a mocsár és a kiüledett iszap, a mocsarasodás feltételei ugyanúgy megmaradtak, mint korábban (NAGY 2015).

Az 1910 és 1929 között megvalósított vízépítési munkálatok nem sokat változtattak a folyóág vízminőségi állapotán, sőt az állóvíz jellegű víztest körzetében gyorsuló ütemben létesült ipartelepek szennyvizeinek bevezetése csak rontott az amúgy is kedvezőtlen helyzeten. Az 1915-2024 közötti időszakban 35 esetben történt számottevő halpusztulás (UDVARI 2023a). **Az M2. melléklet részletesen tartalmazza a vízszennyezéseket és halpusztulásokat az RSD-n az 1915 és 2024 közötti időszakban.**

SCHIEFFNER és URBÁNYI (1970) 1966-1967-ben végzett komplex higiénés vizsgálatainak eredményei alapján összefoglalóan megállapították, hogy a Duna-ág, a lúgos oxigénfogyasztással meghatározott szervesanyag-tartalom átlagos értékei alapján kissé szennyezett, a coli-szám középtételei szerint Majosházáig kissé szennyezett, ettől délre egészen Tassig tiszta víztestnek számít. A szerzők bizonyították az RSD északi szakaszának fokozott szennyezettségét, de kiemelték az öntisztulás kedvező folyamatát az alsóbb szakaszokon. Megállapították az állandónak minősíthető eutrofizálódást, ami a víz higiénés felhasználását

² A szabályzat szerint akkor, ha egy földrajzi névben kevésbé fontosnak tartott, zárójelbe tett tag is van, akkor a nyitó zárójel előtt szóközt kell írni, míg utána kötőjellel kell kapcsolni az utótagot (FNH 3 36).

kedvezőtlenül befolyásolja. A vízminőség védelmének érdekében, a vízhasználat távlati igényeinek figyelembevételével olyan további intézkedéseket sürgettek, mint a szennyvízterhelés jelentős csökkentése, vagy a nagyobb volumenű vízutánpótlás megoldása.

A Duna 1950-1970-es évek közötti általánosan romló vízminőségének részletes ismertetésekor VESZPRÉMI (1977) kitért a Ráckevei Duna³ vízminőségi viszonyainak jellemzésére is. Rögzítette, hogy az 1950-es évekhez képest a szennyvizek egy hányadának kizárása következtében a vízminőség sokat javult, a kritikus, korábban III. osztályú szigethalmi térség, a továbbra is bekerülő kb. napi 70 000 m³ szennyvíz ellenére már csak II. osztályú. Kitért az 1954-1962 között 11 alkalommal bekövetkezett halpusztulásokra, megemlítve, hogy a legutolsó nagyobb, mintegy 70 tonnás halelhullás 1963 januárjában volt és 1964-től kezdődően már csak kisebb, néhány mázsás halpusztulások történtek (Soroksár, Szigethalom, Pesterzsébet térségében).

NÉMEDI et al. (1981) megállapították, hogy a mellékágba jutó vizek bakteriológiai szempontból igen szennyezettnek minősíthetők, feltételezésük szerint a víztest „egy rosszul működő oxidációs árok”, amely a kedvezőtlen oxigén viszonyok miatt eltolódik az *anaerobia* felé. A szerzők szerint a Duna-ág bakteriológiai állapota a felső szakaszon 1953-tól az 1980-as vizsgálatokig számottevően nem változott, az 1960-as évek elején tapasztalt javulást csak átmenetinek minősítették, ugyanis az 1969-1974 közötti adatok újólag a túlterheltséget indikálták.

PÁSKÁNDY (1985) a Duna-ági horgászlétszám növelésének gátját részben azzal magyarázta (noha több ezren álltak sorban felvételüket várva), hogy a vízterület haleltartó képessége a télen-nyáron labilis vízminőségi helyzet miatt korlátozott, illetve a horgászat gyakorlásának lehetősége a magántulajdonú partszakaszok lezárása miatt akadályozott. A horgászfogások mennyiségi visszaesését a vízminőség romlásából eredeztethető romló szaporodási- és életfeltételeknek tulajdonította.

VARGA et al. (1985) az RSD 1980–1984 közötti vízminőségi adatai alapján megállapították, hogy a vízminőséggel kapcsolatos problémák évente két, jól meghatározható időszakban fordultak elő. Az első, télen a jégtakarás idején tapasztalható, valószínűsíthetően az öntisztulás folyamatának lelassulása következményeként, a második pedig a nyár végi oxigénhiány idején, amikor rendszeresen algavirágzás figyelhető meg.

DÉVÉNYI (1989) az RSD vízminőségét alapvetően meghatározó szennyvízbevezetések mellett, veszélyesebbnek tartotta a mezőgazdasági eredetű diffúz szennyezéseket, valamint, hogy lokális vízminőségromló hatása lehet az alsó szakaszok üdülőinek, horgásztanyáinak megoldatlan szennyvízelhelyezése. Halélettani szempontból, a jellemző vízminőségi mutatók ismeretében, kritikusnak ítélte a tartós jégfedettséget is.

CLEMENT (1994) bemutatta, hogy a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep és a Gyáli-patak (Gyáli I. föcsatorna) mellett az RSD tápanyagterhelésében a betáplált Duna-víz jelenti a legtekintélyesebb foszfor és nitrogén forrást. A szerző a mederüledék tápanyag-raktározására, folyamatos terhelés-utánpótló szerepére is felhívta a figyelmet. HOLLÓSY (1995) az 1968–1993 között összegyűjtött vízminőségi adatok alapján trend-elemzést végzett, eredményei szerint a szennyvizek befogadása elsődlegesen a magas foszfor- és nitrogéntartalom miatt káros, ami jelentősen elősegíti az eutrofizálódás folyamatának gyorsulását.

A mellékág vízminőségének javításáról a döntéshozók egy kormányhatározatot [2022/2000. (II. 4.)] hoztak (NAGY és PUSKÁS 2010). A határozat intézkedési tervének értelmében az RSD jó állapotának elérése érdekében 2001-ben meg kell kezdeni a kiülepedett iszap eltávolítását, meg kell vizsgálni a vízminőséget veszélyeztető üdülők szennyvízelhelyezési beruházásaihoz szükséges támogatási rendszert, ki kell dolgozni a jó vízállapot elérése céljából a monitoring rendszert, biztosítani kell a folyamatos vízfrissítést, meg kell teremteni a Dél-Pesti Szennyvíztisztító Telep vizének Duna folyamba történő átvezetését, szabályozni szükséges a horgászati tevékenységet, fel kell térképezni a felépítményes vízállások higiénés helyzetét.

A VGT2 az RSD-t a mesterségesen szabályozott vízszint és vízutánpótlás miatt, az erősen módosított állóvíz típusú víztestek közé sorolta. Az erősen módosított víztestek esetében jó

³ A mellékág nevének említésekor a továbbiakban az adott forrásmunkában szereplő névraít alkalmaztam.

ökológiai állapotról nem beszélhetünk. A VGT2 szerint az RSD ökológiai állapota összességében gyenge (NAGY et al. 2017), ám ezt a minősítést mindössze a makrozoobenton állapotértékelése alapján kapta (mint leggyengébb minősítési elem figyelembevételével, az „egy rossz mind rossz” elvet alkalmazva). A víztest minősítésében a morfológiai állapot kiváló (?), a fizikai-kémiai elemek a magas tápanyagtartalom miatt ugyan mérsékelt, egyébként a többi paraméter kiváló (?).

1. táblázat: Az RSD víztest minősítése a VGT2-ben (forrás: INNO-WATER 2018)

Biológiai elemek	fitoplankton (kiváló)	gyenge	Víztest ökológiai állapota (gyenge)	Víztest állapota (gyenge)
	fitobentosz (mérsékelt)			
	makrofiton (mérsékelt)			
	makrozoobenton (gyenge)			
	halak (-)			
Fizikai-kémiai elemek	oxigénháztartás (kiváló)	mérsékelt		
	tápanyagok (mérsékelt)			
	sótartalom (kiváló)			
	savasság (mérsékelt)			
Hidromorfológiai elemek	morfológiai állapot (nem értékel)	kiváló		
	átjárhatósági állapot (kiváló)			
	hidrológiai állapot (kiváló)			
Egyéb specifikus szennyezők	fémek (réz, cink, arzén, króm)	kiváló		
Veszélyes anyagok	elsőbbbségi lista	jó	Víztest kémiai állapota (jó)	

A nyilvánvalóan érzékelhető valóságos, számos évben halpusztulást eredményező gyenge, rossz vízminőség és a VGT2-nek a fizikai-kémiai, illetve hidromorfológiai elemek mintájára történő állapotértékelése közötti ellentmondás többek között abban is kereshető, hogy az ammónium-nitrogén és nitrát-nitrogén kivételével a fizikai-kémiai komponensekre a hatályos jogszabályhoz képest [a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szóló 10/2010. (VIII.18.) VM rendelet] a VGT2, a víztestek jó állapotúnak minősítéséhez kevésbé szigorúbb értékeket határozott meg. A VGT2 a fizikai-kémiai paraméterek meghatározásának módszertanában tisztázta, hogy az állóvizeknél az oldott oxigén és oxigéntelítettség esetében nem releváns a határérték meghatározása, mivel ezeket a paramétereket a nyíltvizes és benőtt területek között nagy változékonyság jellemzi. A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet is erről referál a 2. melléklete 1.4. pontjában, azonban a 17 állóvíz víztest típus közül 10 esetében mégis megadott egy-egy jól definiált határértéket az oldott oxigénre és az oxigéntelítettségre. Az RSD-ben a kritikus vízminőséggel kapcsolatos haváriahelyzetek többsége az oxigénhiánnyal és a nem megfelelő vízáramlással voltak kapcsolatban, ezek alapján az RSD hazánk egyik legveszélyeztetettebb felszíni vize. A hal-, vízicsiga- és kagylópusztulások nagy száma jelzi, hogy a víztest a terhelhetőségének végső határán van (NAGY és PUSKÁS 2010). A halélettani célvizsgálat szerinti egyéb fizikai-kémiai paraméterek (NH_4 , NO_2 és NO_3 tartalom) miatt a víztest a VGT2-ben összességében nem kaphatott „jó” minősítést (1. táblázat).

3.3. Halfauna kutatás, halállomány és halgazdálkodás történetiség

A vízfolyás halfaunájával kapcsolatos legkorábbi adatot RÉPÁSSY (1902) dolgozatában találjuk. Részletesen leírta a 300 000 db, Északi-tengerből származó „montée”⁴ angolna szállítási körülményeit, a Soroksári-Dunába történő 1887. évi kihelyezését. A telepítés sikerességét szerinte mi sem bizonyítja jobban, hogy az ivadék felnőtt, és azokból sokat ki is fogtak. Az angolna 1887-es Soroksári Duna-ági telepítéséről GÖNCZY és TAHY (1985) is említést tett, megjegyezve, hogy a hazai angolna kihelyezések rendszertelenek voltak egészen 1961-ig.

NEMO (1905) egy idegenhonos halfaj, a törpeharcsa (valószínűsíthetően *Ameiurus nebulosus*) honosítási kísérletéről számol be. Megjegyezte, hogy igaz nagyra nem nő, de kétéves korára már tenyészképes, így gyorsabban szaporodik, mint más hal. A Duna-ágba való telepítését azzal indokolták, hogy így tanulmányozhatják a faj fertőzésekkel szembeni toleranciáját, ugyanis „*nagyobb folyóink között egy sem szenved a vízfertőzésektől annyit, mint éppen ez*”. Jóval később TÓTH (1966) nemes egyszerűséggel megállapította, a halfaj nem jelentett számottevő nyereséget a hazai halászat számára.

A mellékág halgazdálkodásáról RÉPÁSSY (1939) tudósított elsőként, a Soroksári-Dunaági halászati társulat évi bevétele a 3 000 kataszteri hold bérbeadásából 15 000 pengő volt. A halállomány összetételéről, a bérlők által kifogott és értékesített halmennyiségről nem közölt adatot.

BÁLDY (1947) a Soroksári-Dunaágot a hazai állami vizek között a „*legideálisabb*” halszaporító területnek tartotta, javasolta a természetesvízi halkutatás bázisának a mellékágot Ráckeve központtal.

1948-ban Ráckeven került sor a halikrakeltető edény, a *Zuger-üveg* első magyarországi alkalmazására. Ettől kezdve Magyarországon a Zuger-edény a legkülönbözőbb tenyésztett halaink ikraérlelő edénye lett. Ma elképzelhetetlen lenne a halszaporítás, a halak „tömegtermelése”, természetesvízi telepítése ezen innováció nélkül (UDVARI 2019b).

JÁSZFALUSI (1950) a Soroksári-Dunaágban figyelte meg, hogy az időjárás mennyire befolyásolja a pontyok ívását. Nyári árvizek alkalmával a pontyok kisebb-nagyobb csapatokban való vonulását tapasztalta.

MIHÁLYI (1954) katalógusában a saját maga (8 faj), illetve Woynárovich Elek (10 faj), valamint egy ismeretlen gyűjtő (1 faj) által 1950-ben gyűjtött halegyedek regisztrált lelőhelye alapján 18 faj fordult elő a Ráckevei Duna-ágban (plusz az 1918-as gyűjtésű angolna), köztük a jelenlegi állapotú Duna-ágban is olyan ritka fajok, mint a leánykoncér, domolykó, jászkeszeg, szilvaorrú keszeg, garda, selymes durbincs.

A védett lápi póc hazai elterjedésének elemzésekor SALLAI (2005) tételeken felsorolta az addig megismert magyarországi lelőhelyeket, köztük említve a Soroksári-Dunát is. A szerző az RSD-beli élőhelyek listázását nem saját, hanem korábbi szakirodalmi dolgozatok alapján végezte.

A harcsa kiemelkedően nagy Duna-ági állománynagyságára utaló célzás DÖGEI (1959) cikkében található. Hogy ez nem pillanatnyi állapot volt, bizonyítja, hogy PÁSKÁNDY (1976) csaknem húsz évvel később a Duna-ágot kimondottan a harcsázóknak ajánlotta.

JÁSZFALUSI (1960) a vadponty és nemesponty tenyésztési kísérletei alapján beszámolt a duna-ági telepített nemes háromnyaras (80 dkg), és az eredeti állományú hasonló korú nyurgapontyok (74 dkg) átlagos testtömegéről. A profilindex mindenképpen azt igazolta, hogy azok valószínűsíthetően a mellékág eredeti nyurgaponty állományából származtak.

HORVÁTH (1960) a szigetszentmiklósi szakasz sekélyvizű hókonyaiban „halászott” kárászról, compóról, törpeharcsáról, lápi pócáról, naphalról, sügerről, szivárványos ökléről és réticsíkról számolt be. Ma már nem tudható, hogy a kimutatott egyedek a törpeharcsa, vagy a fekete törpeharcsa faj képviselői voltak, a szerző zárójelesen az *Ameiurus nebulosus* fajnevet alkalmazta.

⁴ Folyókba vándorló angolnára alkalmazott francia kifejezés.

SZOMBATHY (1961) A Csepel-sziget történetéről, turisztikai látványosságairól beszámoló könyvecskéjében megemlítette az akkor még aktív kisszerszámos halászok és a horgászok által leggyakrabban zsákmányolt halakat a teljesség igénye nélkül. Felsorolásában megtalálható a harcsa, csuka, süllő, kösüllő, kecsege, ponty, márna, balin, fekete sügér⁵, pisztráng, és petényi márna. Utóbbi kettőről nehéz eldönteni, hogy csupán a fogási tilalmi idő, illetve a méretkorlátozás alá eső halak felsorolásában kaptak-e helyet, vagy a Duna-ágban ténylegesen fogható halfajokról volt szó.

Az 1961. évi első jelentősebb balatoni angolnatelepítést követően 1962 őszén újabb, a balatoni telepítés sikerességén felbuzdulva, több más természetes vízbe, többek között a Soroksári-Duna-ágba is 31 ezer példányt helyeztek ki (TÖLG 1962). A szerző abban reménykedett, a haltelepítés beváltja a hozzáfűzött reményeket, nem úgy, mint a többi haszontalan külföldi hal.

RÁCZ (1967) arról tudósított, hogy 1967-ben a Balaton mellett a Soroksári-Duna-ágban is megkezdik a haljelöléseket. A jelöléssel a halállomány növekedéséről, vándorlásáról, haltársulási szokásaikról kívántak adatokat nyerni. Az eredményekről FÁBIÁN (1972) számolt be. A 3 909 db jelölt pontyból összesen 376 db jelet kaptak vissza, a fogási adatokkal együtt. A közel 10%-os visszafogást a szerző nagyon jó eredménynek tartotta. Az adatok értékelése során kiderült, a kétnyaras pontyok legintenzívebben a kihelyezést követő év május-június hónapokban növekedtek, átlagosan 12-12,5 dkg-t havonta. Az eredmény ismeretében kijelentette, a Soroksári Duna-ágba a 21-30 dkg tömegű kétnyaras tenyészanyag kihelyezése a leggazdaságosabb.

HORVÁTH (1968a) a horgászok paradicsomaként említette a Soroksári-Duna-ágot, annak 1953-1954 telén bekövetkezett jelentős mértékű halpusztulása előtti halbőrsége alapján. Írásában arról számolt be, hogy a katasztrófát követően a horgászok összefogásával, állami segítséggel néhány év alatt „*felfutott*” a halállomány. A növekedést egyrészt a fogáskorlátozások bevezetésében, másrészt pedig a makádi halgazdaság életre hívásában látta. A Duna-ág holdankénti hozamát akkor 150 kg-ra becsülte (≈ 260 kg/ha).

HORVÁTH (1968b) a „Halászat” folyóiratban megjelent cikkében beszámolt a Duna-ág akkori halfaunájáról, pontosabban annak néhány tagjáról. Ő is említette a horgász fogások alapján a kecseget, a sebes pisztrángot és a szivárványos pisztrángot, mely fajok jelenlétét, a Magyar Horgász folyóiratban megjelent tudósítások alapján, csak a zsilipek környékén valószínűsítette. Felsorolásában helyet kapott a naphal, angolna, ezüstkárász, lápi póc, réti csík, törpe harcsa (csak gyanítható, hogy ez egyenlő lehet az akkor kizárólagosan ismert *Ameiurus nebulosus* fajjal), valamint a telepített pisztrángsügér. A dolgozat elsőként utalt a tarka géb Duna-ági előfordulására. Javasolta egy körültekintő vizsgálat (faunakutatás) indítását, mert remélte eddig még nem ismert további fajok mellékági előfordulását.

HORVÁTH (1968c) horgászok fogáseredményei, valamint közelebből meg nem határozott szakirodalmi adatokra hivatkozva a mellékágban 41 halfaj „*létezését*” látta igazoltnak (negyvenkettediként az ezüstkárász előfordulását csak feltételezte). A közölt listában több taxont (kecsege, sebes pisztráng, szivárványos pisztráng, márna, menyhal) vendégnek minősített, mint amely fajok csak a zsilipek környékén fordulnak elő alkalmanként. Ritkának írta a fenékjáró küllőt, a szilvaorrú keszeget, a gardát, a selymes durbincsot, nagyon ritkának tartotta a kövicsíkot, a vágócsíkot és a német bucót.

PÉNZES (1968a, 1968b) a Duna-ágból kifogott 548 db dévérkeszeg alapján számolt be a halfaj növekedésintenzitásáról, összevetve az adatokat a balatoni, velencei-tavi és a körösi állományokéval. A szerző a Duna soroksári ága dévérkeszeg populációjának növekedését figyelemre méltónak tartotta, annak nagyfokú ipari és háztartási szennyvízterhelése ellenére. Ezt azzal magyarázta, hogy a szennyezés nem is lehet olyan nagy mérvű, illetve a befogadott szennyvizek nemcsak káros, hanem a halak táplálkozására közvetlenül vagy közvetve alkalmas anyagot is tartalmaznak.

TILL (1972) az 1950-es évek végi sikertelen balatoni és az ugyanolyan eredménnyel zárult soroksári Duna-ági kismaréna telepítésekről tett említést a Halászat lapban, a vándor maréna dunai

⁵ Pontosabban ez a pisztrángsügér faj.

előfordulásának észlelése kapcsán. A szakirodalom „*részletes és tüzetesebb*” áttanulmányozása alapján jelentette ki, hogy a halászoktól kapott dunai példány nem lehetett a telepített állomány „*elkalandozott*” egyede. A szerző azzal, hogy sikertelennek minősítette az átgondolatlan kismaréna telepítést, egyúttal nem valószínűsítette annak mellékági meghonosodását sem.

A Természettudományi Múzeum halgyűjteményének 1956-os megsemmisülése után az új halgyűjtemény katalogizálásáról BERINKEY (1972) számolt be. Mindössze nyolc faj esetében lehet a Ráckevei Duna-ágot (Soroksári ág néven, MOHOSZ ajándékként) lelőhelyként felfedezni, köztük olyan fajnál, mint a fenékjáró küllő, vagy a vágódurbincs. A többi halfaj (szivárványos ökle, törpeharcsa, angolna, sügér) már régóta ismeretesek voltak a vízterület halközösségéből.

BODÓ (1974) kifogásolta, hogy a Ráckevei Duna-ág telepítésének mintegy 90%-a ponty, miközben nem tudnak mit kezdeni a dévér- és egyéb keszeg túlzott állománynagyságával. Felsorolta mindazokat az általa durvának minősített, egy konkrétan meg nem nevezett írásban megjelentetett megoldási elképzeléseket, eszközöket (lerakott ikrák kiszárítása vízszintcsökkentéssel, angolna telepítés), amelyekkel a gondon akartak mások segíteni. Szerinte a megoldás a ragadozóhalak erőteljesebb kihelyezése lenne. Rosszallását fejezte ki, hogy a természetes vizeket a haltermelés intenzív területeivel tévesztik össze a szakemberek, és hibásnak tartotta azt is, hogy kizárólagosan, vagy elsődlegesen ponttyal telepítik a horgászigények maradéktalan kielégítése céljából ezeket a vizeket.

A Ráckevei Dunán (és vízrendszerén) a horgászok halzsákmánya 1975-ben kimagasló volt, a természetesvízi fogások között az első helyet foglalta el (PÁSKÁNDY 1976). Az előző évihez képest 26%-os fogásmennyiség növekedés minden halfaj esetében igazolható volt. A gyarapodást a szerző nem csupán a horgászlétszám növekedésének, hanem a kedvező vízjárásnak és időjárási adottságoknak tulajdonította.

RIBIÁNSZKY (1977) a horgászfogásokban is megmutatkozó kedvezőtlen nemeshal:keszeg (40:60) arányt emelte ki az RSD halgazdálkodási adottságainak elemzése során. Tíz év fogási naplóinak értékelése alapján megállapította, hogy a Duna-ágon a horgászok fogása mintegy két és félszeresére növekedett. A ráckevei halkeltető állomás sikeres munkájának tartotta a fogásgyarapodáson belül a ponty és a süllő dinamikus növekedését, kevésbé öröndetesnek minősítette a Duna-ági harcsaállomány feltűnő fejlődését. A horgászigények további „*maximális szolgálata*” érdekében számította a vízterület hektáronkénti hozamát, melyet 500 kg körülire határozott meg.

FÁBIÁN (1977) a Soroksári-Dunaág haltelepítéseinek hatékonyságát vizsgálva megállapította, hogy a kihelyezések kb. négyszeres visszafogással társíthatók. Kifejtette, az állományszabályozás tervszerű végrehajtása céljából szükséges a vízterületen a halászati tevékenység fenntartása is, ami a horgászfogások további lehetőségét hivatott biztosítani és szolgálni, kedvezően alakítva a víztér halállományának jobb kihasználását. Bejelentette egy saját halászbrigád létrehozását.

A kimutatások szerint a Duna-ágon az 1980-as évek elején mintegy 0,25 ha jutott egy horgászra, szemben pl. az újonnan kialakított Kiskörei-tározóval, ahol a horgászlétszám dinamikus emelkedése ellenére is több mint egy hektár jut egy főre (TAHY 1981). A horgászok RSD iránti érdeklődésének erősödése már az 1950-es években is arra serkentette a hasznosítót, hogy a természetes íváson felül további jelentőségteljes mesterséges telepítésekkel biztosítsa a vízterületen horgászni szándékozók fogásának eredményességét. Ennek érdekében építették meg 1952-1953-ban a ráckevei halkeltetőt, majd később Makád térségében ugyanezen célból üzemelték be az országban egyedülálló ártéri halastavakat (FÜRÉSZ 1982).

A hazai halfauna megismerése és nem utolsósorban az Állatkert akváriumainak feltöltése céljából BOTTA et al. (1984) gyűjtéseket végeztek a hazai természetes vizekben. 1982-ben a Kvassay-zsilip Duna-ági alvizén egy hazánkra nézve új faj (*széles durbincs*) egy példányát fogták. A faj ugyan már régóta jelen volt vizeinkben, de nem különítették el tudományos alapon a már ismert vágódurbincs egyedeitől.

PÁSKÁNDY (1985) arra hívta fel a figyelmet, hogy a fogáselemzések alapján 1985-ben a Ráckevei Duna-ágon a másodrendű halak zsákmányolása jelentősen visszaesett. Ezt a szerző az

által már régóta hangoztatott azon nézetével támasztotta alá, miszerint a télen-nyáron labilis vízminőségi helyzet a keszegfélék szaporodási feltételeit is rontották.

SIMON (1990) a Halászat folyóiratban az országos halfogások elemzése során a ráckevei Duna kimagasló 432 tonnás zsákmányát is megemlítette, amely a Balaton fogásmennyiségét követve a második legnagyobb. Pontyfogásban a mellékág vezetett, amur tekintetében a második helyen volt. A fehér és a pettyes busa is egyaránt előfordult már ebben az időben a Duna-ágban. Az RSD-n fogott rekord busáról írt GYULAI (1991). A nagyra nőtt hal pontos faji hovatartozását a szerző nem említette, az általa összeállított nem hivatalos rekordlista alapján a Dömsöd térségében kifogott 48 000 g tömegű hal a hazai busarekordok között akkor a második helyen volt.

FÜRÉSZ és ZELLEI (1996) a Ráckevei-Duna-ág süllőállományának helyzetéről megállapították, hogy a faj állománya jelentősnek mondható a mellékágban, köszönhetően a rendszeres szaporításnak, ivadéknevelésnek és kihelyezésnek. Adataik szerint a faj éves átlagos fogásmennyisége 17 520 kg, ami viszonylag kiemelkedő 9,2 kg hektáronkénti süllőzsákmányt jelent. Vizsgálataik szerint a faj ívása a Duna-ágban zömmel a 2,8-3 méteres vízmélységgel jellemezhető, kemény mederaljzaton történik.

HARKA (1997) „Halaink” c. könyvében mindössze a pisztrángsügér esetében tesz említést a faj konkrét RSD-beli előfordulásáról.

A NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. (2000) által közölt hatástanulmány szerint az RSD-ben rendszeresen vagy alkalmilag előforduló fajok száma 54, amely szerint a halállományra az adott szinttáj fajgazdag halmélessége a jellemző. A tanulmány azonban nem publikálta a teljes fajlistát, összesen 50 fajt említett név szerint, köztük tizenegy, korábban közölt fajlistákban még nem szereplő taxont [amur, balkáni csík, békafejű géb, dunai ingola (első példányai 1970 és 1974 között – TYAHUN szóbeli közlés 2020), ezüstkárász, fehér busa (1980-as évek eleje – TYAHUN szóbeli közlés 2020), folyami géb, razbóra, kurta baing, pettyes busa (1980-as évek eleje – TYAHUN szóbeli közlés 2020), tuskés pikó]. A békafejű géb esetében megjegyezték, hogy az új faunaelem az RSD halközösségében és terjeszkedésben van. Néhány tipikusan reofil halfaj (márna, paduc) a Kvassay-zsilip alatt, illetve a leszűkült mederszakaszokon, hidak környékén található meg. A tanulmány szerint az RSD-ben a dévérkeszeg, a bodorka, a ponty, az ezüstkárász, a razbóra, a szivárványos ökle és a tarka géb a leggyakoribb fajok, jellemzőek még a csuka, az amur, a veresszárnyú keszeg, a balin, a karikakeszeg, a lapos- és a bagolykeszeg, a fehér és a pettyes busa, a naphal, a sügér, a vágódurbincs, a süllő és a kősüllő. Az addig ismerté vált fajok közül nem említette a leánykoncrt.

TÓTH (2003, 2004) a mederkotrások előtt két hatástanulmányban mérte fel a taksonyi hókony halállományát. 2003 őszén a mellékágban saját vizsgálatai alapján 12 faj előfordulását igazolta, a horgászok további 7 faj jelenlétéről számoltak be. A következő év őszén, kora telén 21 faj képviselőit sikerült gyűjtenie, köztük a védett kurta baing és rétiscsík egyedeit. A hókony területén a természetvédelmi szempontból különös jelentőségű széles kárász példányait is sikerült kimutatnia. Meglepő volt a jászkeszeg előfordulása ezen a szakaszon. Az ivadékállományon belül a karikakeszeg bizonyult dominánsnak 61 egyedszázalékkal.

A Szent István Egyetem és a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség (a továbbiakban: RDHSZ) vizsgálta a mellékágban élő pontyok természetes szaporodásának lehetőségeit, mellékesen azonban egy átfogó faunakutatást is végeztek a kijelölt mintaterületeken. Összesen 23 halfaj előfordulását igazolták (VÁRADI 2003, UDVARI et al. 2003).

HARKA és SALLAI (2004) Magyarország halfaunájának ismertetése során a lápi póc és a pisztrángsügér esetében konkrétan említette, hogy a fajok előfordulnak az RSD-ben, további 34 fajnál pedig a mellékelt elterjedési ponttérképek alapján következtethetünk a mellékági jelenlétükre.

UGRAI és GYÖRE (2007) 13 mintavételi terület felmérésének eredményei alapján a Duna-ág halközösségében 31 faj jelenlétét igazolták. A főágban 27, a mellékágakban pedig 25 faj előfordulását bizonyították, a közös fajok száma 21 volt. A legfelső erősen szennyezett szakaszt halakban aránylag szegénynek találták. A középső nádasokkal, gyékényesekkel, kisebb-nagyobb mellékágakkal jellemezhető területek kitűnő élőhelyeknek bizonyultak, a déli mintaterületeken

ugyancsak jó volt a fogáshatékonyaság. Az észlelt több mint 30 ezer halpéldány közül a küsz és a bodorka egyedszám aránya (41,3% és 26,1%) kimagaslónak mutatkozott.

VADADI-FÜLÖP et al. (2007) az RSD ökológiájának áttekintése során függelékben közzétették a víztest halfajainak listáját. A jegyzék nem teljes, ugyanis olyan fajok, mint a leánykancér és a pisztrángsügér, amelyeket korábbi szakirodalmak már említettek (MIHÁLYI 1954, HORVÁTH 1968c, HARKA 1997, HARKA és SALLAI 2004), hiányoztak a felsorolásból.

Az ÖKO Zrt. és a Terraszer Kft. által alkotott konzorcium felmérte és értékelte az RSD 2007-es ökológiai állapotát (ÖKO ZRT. 2008) egy hatástanulmányban. Az eredményközlés során kitért a Duna-ág halfaunájára is, a BioAqua Pro Kft. vizsgálati eredményei alapján 23 faj előfordulását igazolták. A VKI állapotminősítés szerint az RSD-szakaszok gyenge besorolásúaknak bizonyultak, a halközösség relatív természeti értéke (1,04-1,30) jóval kisebb volt a főági referencia szakaszokéhoz képest (1,65-1,82).

A Magyar Természettudományi Múzeum konzervált halanyagát felülvizsgálva 10 halfajról derült ki, hogy azt az RSD-ből gyűjtötték (SEVCSIK és ERŐS 2008). A lista szerint a víztérre új faj a 2005-ös gyűjtésű feketeszájú géb, ennek előfordulását azonban a gyűjtők nem publikálták. A ponto-kaszpius gébek kárpát-medencei elterjedésének tárgyalása során HALASI-KOVÁCS és ANTAL (2011) a Kessler-géb terjeszkedésének ismertetésekor kitért a faj RSD-beli előfordulására. A faj rendszeres dunai jelenlétéről elsőként ERŐS és GUTI (1997) számolt be.

2006-2007-ben egy országos léptékű K+F projekt eredményeként (ECOSURV projekt) HALASI-KOVÁCS (2008) elkészítette a hazai vízfolyások halegyüttes alapú ökológiai minősítését. A szerző a minősítést megalapozó VKI protokoll szerinti faunisztikai vizsgálatai során az RSD vízterein 23 mintavételi helyen összesen 21 halfaj előfordulását mutatta ki. A korábban közzétett faunalistákhoz képest, mintázásai során új faunaelemet nem talált.

2010 tavaszán GYÖRE et al. (2012) az RSD 13 mintavételi területén végzett elektromos halászgéppel történő mintavételek alkalmával 40 halfaj több mint 26 ezer halegyedét fogták meg. A kimutatott fajok közül 7 védettség alatt állt, a honosított fajok száma 5, a bevándorlóké 6 volt. Megállapították, a halközösség struktúrája a longitudinális profil mentén változik, fajban leggazdagabb szakasznak a Kvassay-zsilip környéke és Ráckeve térsége bizonyult, egyaránt 25-25 fajjal. A Duna-ágban a halközösség valószínűsíthető teljes fajszerkezetét 52-re becsülték.

A *Halászat* folyóiratnak „A Magyar Haltani Társaság hírei” c. rovatában TÓTH és NAGY (2012) egy rövidke hírben arról írt, hogy a Soroksári-Duna taksonyi mellékágának kotrása kapcsán tartott helyszíni bejárásuk alkalmával a zagyülepítő kazettában 8 faj közel 180 egyedet találtak, melyeknek nagy része (61%-a) az idegenhonos fekete törpeharcsa példányai voltak. Az azonosított fajok között védett fajt nem találtak.

WEIPERTH et al. (2013) a rendelkezésre álló szakirodalmi adatok alapján megállapították, hogy hazánk faunaterületén található idegenhonos halfajok közül az Észak-Amerikából és Ázsiából gazdasági céllal behozott fajok a Duna magyarországi szakaszára jellemzően a tógazdaságokból kiszökve, illetve alkalmanként szándékos telepítések során kerültek. Besorolásuk szerint a jó akklimatizálódó képességgel rendelkező pisztrángsügér esetében említést tettek a Ráckevei-Duna-ágba akaratlagosan telepített állományról is.

TÓTH (2014) az ÖKO ZRT. (2008) hatástanulmányának eredményeire alapozottan részletesen mutatta be a Duna-ág környezet- és természetvédelmi helyzetét. Megjegyezte, noha egy korábbi átfogó ökológiai vizsgálat szerint 54 halfaj él az RSD-ben (VADADI-FÜLÖP et al. 2007), az ÖKO Zrt. 2007. évi felmérése mindössze 23 faj jelenlétét igazolta. Megállapította, hogy a limnofil és a reofil fajok aránya jelentősen eltér az RSD különböző szakaszaiban. A középső, állóvízi körülményekkel jellemezhető szakaszon igazolta a legmagasabb limnofil fajszerkezetet, megjegyezve, a dús növényzetű víztereket kedvelő lápi póc élőhelye is itt található.

SALLAI (2014) a hazai Natura 2000 fajok elterjedését részletesen ismertető kiadványban 8 halfaj esetében közzétett RSD előfordulást a mellékelt ponttérképeken, illetve szövegesen az addig megjelent szakirodalmi közlemények kritikai feldolgozása alapján.

SÁFRÁN (2014) végezte el a víztéren az első komplex, nem csak egy halfajra kiterjedő ivadék vizsgálatot. A teljes Duna-ágat felölelő, nyolc mintaterületen végzett gyűjtései során 14

halfaj ivadékát tudta kimutatni, köztük olyan ritkább fajokat is, mint a laposkeszeg, vagy a márna. Utóbbi faj esetében a szerző pontos gyűjtési helyet nem jelzett dolgozatában. A gyűjtött ivadék között leggyakoribbnak a bodorka (60%) és a küsz (29%) mutatkozott. Mindössze egyetlen példány pontyivadékot talált a 8 mintavételi hely vizsgálata alkalmával. A begyűjtött ivadék között négy idegenhonos halfaj (razbóra, ezüstkárász, naphal, tarkagéb) fiatalok egyedeit határozta meg.

TENK et al. (2014) a Csepel-sziget természeti értékeinek ismertetése folyamán felsorolták az RSD legjellemzőbb halait (33 fajt), valószínűsíthetően GYÖRE et al. (2012) friss felmérési adatait felhasználva. Megállapították, hogy a halfaunára főként az állóvízi fajok a jellemzőek. Sorra vették a szándékosan telepített, behurcolt idegenhonos faunaelemeket (12 faj), illetve a Kvassay-zsilip környékén időszakosan felbukkanó áramláskedvelő fajokat (márna, kecsege, paduc, magyar bucó, selymes durbincs, szivárványos pisztráng).

UDVARI et al. (2018) a hazai halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási jogának piaci értékét meghatározó módszer kifejlesztése folyamán ellenőrizték az RSD, mint karakterisztikus halgazdálkodási vízterület esetében a modell működése megfelelő-e. A természeti erőforrások pénzben kifejezett értékelésének szükségességét az indokolta, hogy a Földművelésügyi Minisztérium konkrét adatokkal kívánt rendelkezni a halgazdálkodási vízterületek magyar nemzeti vagyonban elfoglalt helyéről, súlyáról. Az értébecslésbe olyan környezeti magyarázó változókat (minősítő értékeket) vontak be, amelyek a halas vízterület lényegi (természeti, földrajzi, társadalmi) sajátosságait határozzák meg, melyek megkülönböztetik a típust a többitől. A szerzők az RSD piaci értékét 13-szor nagyobbra becsülték, mint a promontori főágét, vagy 4,5-szer nagyobbra, mint a Balatonét.

UDVARI et al. (2019a) 2018-ban három évszakon keresztül vizsgálták, hogy az általuk alkalmazott mintavételi és értékelési protokoll alapján van-e különbség a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep feletti és alatti Duna-ág szakasz halegyüttesének strukturális viszonyában. Négy mintavételi területen összesen 32 halfaj 6 253 egyedének jelenlétét mutatták ki, amelyek közül a *natív (őshonos) fajok* száma mindössze 23 volt. A Magyarországon védett 37 halfajból a mintázott szakaszokon csak hat előfordulását tudták igazolni. Megállapították, hogy a Kvassay-zsilip és a Csepel-Soroksár komp alatti mintavételi területek halközössége kétszer, illetve öt és félszer változatosabb, mint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizének hatása alatt álló mintavételi terület halközössége. Különösen nyáron és ősszel volt kimutatható a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep diszturbanciát okozó hatása.

UDVARI et al. (2019b) az RSD halgazdálkodási fejlesztésének elősegítése céljából felmérték a Duna-ág ragadozóhal állományának strukturáját. Eredményeik alapján kiemelték, a korábbi felmérésekhez (UGRAI és GYÖRE 2007, GYÖRE et al. 2012) képest a balinpopuláció mérete jóval nagyobb lett, ugyanakkor a csuka ragadozóhal állományon belüli részaránya közel a negyedére apadt. A ragadozóhal állomány strukturális viszonyainak megváltoztatása érdekében a szerzők a süllő, de különösen a csuka telepítését javasolták. A süllőállomány megerősítésére több mint 40 éve alkalmazza a halgazdálkodásra jogosult RDHSZ a mesterséges süllőfészkek kihelyezését az RSD-be – a termékenyített süllőikre begyűjtése, keltetőházi permetkamrás ikraérlelése, keltetése, óriás Zuger-edényekben 6-10 napos lárvanevelése, majd a zsenge ivadéknak az RSD-be történő telepítése érdekében (UGRAI és UDVARI 2021). A mesterséges süllőfészkes módszert a jövőben továbbfejleszteni és fokozni szükséges, az RSD süllőállományának megerősítése érdekében. E módszer előnye még, hogy a természetesvízi – RSD vízterületére jellemző genetikai állományú – szülőpároktól származik a szaporulat, így a vízterületre idegen genetikai állománnyal történő szennyezés lehetőségét ki lehet zárni.

SALLAI és SALLAI (2021) a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerbe (a továbbiakban: NBmR) 2019-2020. évben bekerült RSD első halfaunisztikai felmérésének eredményeiről számolt be. A Duna-ág 5 szakasza került be az NBmR-be, ahol ugyanazokon a szakaszokon és időszakban 6 évente lesz megismételve a felmérés. A mintaszakaszokat úgy jelölték ki, hogy az RSD minél változatosabb élőhelyei legyenek mintázva, a kijelölt mintaszakaszok megfelelően reprezentálják a Duna-ág halállományának minőségi és mennyiségi

összetételét. Természetesen az egyszeri vizsgálat során keletkezett eredményekből könnyelműség lenne az egyes halfajok állományainak nagyságáról pontos képet adni, akárcsak az RSD teljes fajkészletéről, de meg kell említeni, hogy a felmérés során 31 halfaj egyedeinek előfordulását sikerült kimutatni. A vizsgálatok központjában elsősorban a természetvédelmi szempontból jelentős halfajok – így a lápi póc, szivárványos ökle és halványfoltú küllő – álltak, melyekről értékes adatokat sikerült gyűjteni.

Az állattenyésztési jogszabályok 2019. évi változása megteremtette a lehetőséget az első államilag elismert ragadozóhal fajták létrehozásának. Korábban csak a ponty faj esetében léteztek államilag elismert fajták. Magyarországon a két első, államilag elismert ragadozóhal-fajta, a „*ráckevei harcsa*” és a „*ráckevei fogassüllő*” tenyésztési programját KOVÁCS és UDVARI (2022) állította össze. A két halfajta vonatkozásában tenyésztőszervezetként az RDHSZ-t ismerte el az Agrárminiszter. Az új fajták az RSD ökológiai viszonyaihoz adaptálódott horgászhalak és jól illeszkednek az RDHSZ zárt, önálló és teljes vertikumú haltermelési rendszeréhez. A fajtaelismerés az RSD őshonos halállományainak genetikai védelmét hivatott szolgálni.

SUHAIMI et al. (2024) halparazitológiai kutatás keretében az RDHSZ haltermelési létesítményeit vizsgálták. A vizsgált létesítményekből (Szigetbecsei Előnevelő Telep, Makádi Tógazdaság) származik az RSD hal telepítőanyaga, így e vizsgálatnak a természetesvízi halállományokra nézve is közvetlen hatása van. A szigetbecsei és makádi halastavak üledékéből izolált *Oligochaeták* bélhámjában a nyálkaspórások (*Myxozoa*) hat különböző aktinospóra típusát azonosították. Négy új típust: triactinomyxon típus, raabeia típus, aurantiactinomyxon 1-es típus, aurantiactinomyxon 2-es típust írtak le morfológiailag és molekulárisan három gerinctelen alternatív gazdafajból: *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Ophidonais serpentina*, *Tubifex tubifex*. A tanulmány két oligochaeta faj, a *Branchiodrilus hortensis* és az *Ophidonais serpentina* első előfordulásáról is beszámol magyarországi halastavak tekintetében. Megállapították, hogy az *Ophidonais serpentina* részt vett a halparazita nyálkaspórások életciklusában.

2021. évben a MOHOSZ országos kecs egetelepítési programot indított a „nem fogható” státuszú őshonos halfaj állományának és élőhelyi kockázatainak felmérésére. 2023-ban a 2000 db Nagy-Dunába telepített és haljellel ellátott kecs egéből mindössze 8 db-ot fogtak vissza a horgászok. A nyolcból két egyed az RSD-ből került elő annak ellenére, hogy az RSD nagyműtárgyakkal le van zárva, amelyeknek korlátozott és időszakos az átjárhatósága, valamint a lassú folyású víztest a *reofil* kecs egének kevésbé kedvező. A visszafogási adatokkal pontosabb képet kaphatunk e folyóvízi (*potamodrom*) halfaj vándorlási mintázatairól, illetve a vándorlási útvonalra eső folyószakaszok hosszirányú átjárhatóságáról (UDVARI et al. 2023a). A MOHOSZ felülvizsgálta az országos kecs egetelepítési program kedvezményezett körét, így 2024-ben megnyílt a lehetőség a kecs egetelepítési pályázat benyújtására az RDHSZ számára (UDVARI 2024a). A program 2024. évben folytatódott. A KEMHESZ 2024. április 22-én Esztergomnál 300 kg kecs eget (313 egyed) telepített a Dunába. E telepítésből származó egyik jelölt egyedet az RSD dunaharaszti szakaszán fogta vissza egy horgász. Ez az egyed a 192 napos folyóvízi vándorlása során minimum 90 km-t tett meg a Dunában, és az RSD-t lezáró egyik műtárgyon biztosan áthaladt (UDVARI 2024b).

3.4. Fajkészlet változása

Az RSD halfauna változásának történetisége nehezen követhető nyomon. A mellékág lezárását megelőző időszakra jellemző faunaelemek listája csak valószínűsíthető lenne pontos szakirodalmi adatok hiányában. Olyan korai művekben, mint MARSIGLI (1726), BÉL (1730-1740), vagy GROSSINGER (1794) által jegyzettek, a szerzők csupán a gazdaságilag fontosabb halfajokat sorolják fel pontosabb előfordulási hely említése nélkül. HERMAN (1887) közismert könyvében a Duna „dereka táján” topográfiai megjelölés nem azonosítható szakaszt jelöl, így a közölt fajok listája kritikátlanul nem vonatkoztatható a Budapest alatti viszonylag rövid szakaszra. Amennyiben elfogadnánk a fajlistát, olyan fajok is feltételeznünk kellene a szóban forgó szakaszra, mint pl. a *Hucho hucho*, a *Cottus gobio* és az *Alosa alosa* (bár az utóbbi két fajt Herman

Ottó is véletlen előfordulásúaknak jelezte). Az 1872-es lezárást követően is csak két faj (*Anguilla anguilla*, *Ameiurus nebulosus*) jelenlétéről van bizonyosság telepítésük propagálása folytán (RÉPÁSSY 1902, NEMO 1905). A mellékág két végét elzáró keresztgátak, zsilipek megépítését közvetlenül követő időszak halfauna-változásairól sincs semmilyen adat. Hosszú évek eltelte után MIHÁLYI (1954) is mindössze 19 faj esetében közölt a Duna-ági előfordulásukra vonatkozóan hiteles adatot. 1972 és 2000 között ismét egy olyan hosszú időszak következett, amely során nem született az RSD halfaunáját ismertető közlemény. Több halfaj mellékági előfordulása nem konkrét és célirányos kutatást követően vált ismertté. Ilyen pl. az *Eudontomyzon mariae*, a *Leuciscus leuciscus*, a *Sabanejewia balcanica*, a *Gasterosteus aculeatus* és a *Zingel streber*. Mind az öt faj esetében olyan közlemény (VADADI-FÜLÖP et al. 2007), illetve hatástanulmány (NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. 2000) írt jelenlétükről, amelyek azt a közvetlen forrást, amelyből az adatot átvették, nem jelölték meg. Ennek köszönhetően a HORVÁTH (1968b) dolgozatából közismertté vált 41 fajú Duna-ági halfajkészlet minden kutatási előzményt nélkülözve 54 fajúvá vált. A két időpont közötti évek halfaunájáról csak Tyahun Szabolcs által közölt információk alapján van tudomásom (TYAHUN szóbeli közlés 2020). Ennek tudható be, hogy több nem őshonos halfaj (*Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Hypophthalmichthys nobilis*) megjelenésének pontos időpontja nem ismert. 2000 és 2020 között azonban már számos szakirodalmi dolgozat, hatástanulmány foglalkozott a mellékág halkészletével, annak változásával.

A mellékág jelentőségéhez, kiterjedéséhez képest tudományos célú halfaunisztikai felmérés az RSD története során méltatlanul kevés alkalommal történt, ezek jó része is a már említett hatástanulmányok részeként található meg, vagy szakdolgozatokban (SÁFRÁN 2014, SÁRLOS 2014). Mindössze hét kutatási felmérés említhető, amelyek eredménye nyomtatásban megjelent (BOTTA et al. 1984, UDVARI et al. 2003, UGRAI és GYÖRE 2007, GYÖRE et al. 2012, SALLAI 2014, UDVARI et al. 2019a, UDVARI és GYÖRE 2020, SALLAI és SALLAI 2021).

3.5. Vízfolyás – vízgyűjtő kapcsolat

Vízgazdálkodási gyakorlatban általánosan alkalmazott természetföldrajzi egység a vízgyűjtő. A VKI-nek is ez az alapelve, a tájtervezés, a kárelhárítás során, vagy az árvízi előrejelzés során is szükséges vízgyűjtőben gondolkodni (KERÉNYI et al. 2013), célravezető a mindegyre változó feltételekhez alkalmazkodó, fenntartható és integrált vízgazdálkodás komplexitását előtérbe helyezni (ÖKO ZRT. 2010). A vízgyűjtő egyik legfontosabb karakterizálója a vízszintes irányú lehatárolhatóság, amit a felszíni és felszínalatti vízváltások jelölnek ki. A rendszerben való összetett szemléletmód alapján számos folyóvízi elmélet vált ismertté, pl. LEOPOLD et al. (1964) nevéhez kapcsolható *dynamic equilibrium* koncepció, a *river continuum concept* modellje (VANNOTE et al. 1980), ami alapvetően a geomorfológiai dinamikus egyensúly modell biológiai megfelelője, a fizikai folytonosság hipotézisét elvető *serial discontinuity concept* (WARD és STANFORD 1983), illetve *link discontinuity concept* (RICE et al. 2001, HEASLEY et al. 2019). Az első két modell azt sugallta, az élőközösség sokfélesége a középső szakaszon a legnagyobb, ahol a vízfolyás az eróziós szakaszból az egyensúlyiba, illetve ebből a zónából a feltöltési szakaszba vált (HEASLEY et al. 2019). A másik két elmélet a lépcsőzetes folyami kontinuumot emelte ki, amit a mellékfolyók, gátak, víztározók határoznak meg, kialakítva a víztest fizikai környezetének jelentősebb mértékű változását, megszakítva ezáltal a longitudinális kontinuitást. A vízgyűjtő területen található mellékfolyások, mivel ezek hordalékot és tápanyagot szállítanak a főfolyásba, tekintélyes befolyással bírnak az ott található élőközösségre. BRUNS et al. (1984) megfigyelték, hogy a kisebb mellékfolyások hatására a főág élőközösségei a fizikai folytonosság mentén csak úgymond elcsúsznak, viszont a nagy mellékfolyók teljesen megszakítják a közösség fejlődésének folyamatosságát. Ezt az elméletet BENDA et al. (2004) is igazolták, mondván a mellékfolyók betorkollási pontjait biodiverzitási forró csomópontokként lehet azonosítani. A kisebb mellékfolyások nagy sűrűsége azonban,

halmozódó hatásukat tekintve, ugyanolyan befolyással bírhat a főágra, mint egy-egy nagyobb mellékfolyó (MILESI és MELO 2013). WARD és STANFORD (1983) első elgondolása még csak egydimenziós volt, később megjelentetett munkájukban (WARD és STANFORD 1995) a kiszélesített modell már magában foglalta az árteret, és ezzel az oldalirányú folyamatokat is. NAIMAN et al. (1988) a folyóvizet nem egy megszakítás nélküli folytonos élőhelynek tekintették, hanem ún. élőhely-foltok sorozatának (*patches mosaic*). A nézet szerint a foltokon belül, mivel pedig a foltok összekapcsolódnak, így a foltok között is kölcsönhatások léteznek.

Amíg a *riverine productivity* modell főként arra helyezi a hangsúlyt, hogy tápanyag utánpótlás tekintetéből a vízfolyás melletti területek szervesanyag bemosódásai mellett az adott víztestnek autochton produkciója van (THORP és DELONG 1994), ezzel szemben az *inshore retention* nézet (SCHIEMER et al. 2001) már a folyóvizek parti tájékának meghatározó szerepét állítja előtérbe. Utóbbi nézet kiemeli, hogy a part menti térségek élőhelyei, karakterisztikai és strukturálisai következtében számos fajnak nyújtanak életlehetőséget, ami azután kihat a vízfolyás életközösségének változatosságára. A koncepciót elfogadva több olyan publikációt jelentettek meg (POOLE 2010), amely a vízfolyás és a parti öv kiterjesztéseként, a vízgyűjtő terület közötti kapcsolatokat elemezte, mondván a folyó ökológiai történéseit túlnyomórészt annak közvetlen környezete befolyásolja (HYNES 1975, FISHER 1997). OWENS et al. (2005) kimutatták, hogy azokon a vízfolyásokon, amelyeknek vízgyűjtőjén a mezőgazdasági földhasználat dominál, a bemosott finom üledék potenciálisan megváltoztatja a vízfolyás működését, ökológiai folyamatait.

A *riverine ecosystem synthesis* modell (THORP et al. 2006) alapgondolata, hogy adott folyóvízi rendszerben (folyó+vízgyűjtő) az élőlények disztribúcióját a hidromeomorfológiai jellemzők alakította, illetve éghajlat és növényzet befolyásolta habitat foltok struktúrája, elterjedése szabályozza. OERTEL (2004), LÓCZY (2011), SZIVÁK (2013) és MÉSZÁROS (2015) igen részletes helyzetképet adtak a folyóvízi elméletekről.

Napjaink ökológiai elméletei a vízfolyásokat négydimenziós rendszerként jellemzik, térben hossz-, oldalirányú- és függőleges kapcsolatokkal, illetve a kölcsönhatások és változások időskálájával. JUNGWIRTH et al. (2000) a WARD és STANFORD (1995) által kifejlesztett *extended serial discontinuity concept* általános alapelveit vizsgálta elsősorban halökológiai szempontból. A szerzők példákkal igazolták a folyók négydimenziós természetének elméletét, hangsúlyozták, a halközösségek különösen alkalmasak arra, hogy a három térbeli dimenzió időben változó összekapcsolódását struktúrájuk fejlődésével indikálják.

Az RSD vízjárását annak szabályozása előtt elsősorban a csapadék mennyisége határozta meg, jelenleg azonban már a vízepítések mellett a vízgyűjtőn végzett beavatkozások is meghatározóak (belvízbevezetés). A mellékágra is igaz az az általános megállapítás, mely szerint a víztest visszatükrözi a vízgyűjtő ipari, mezőgazdasági, humán aktivitását, annak természeti jellemzői mellett. Egy víztest gazdálkodásának tervezéséhez szükséges a társadalmi, gazdasági és ökológiai hasznosítások (érdekek) lehető legteljesebb harmonizációja, ennek érdekében a konfliktus helyzeteket, ellentétes igényeket fel kell tárni (LÁNG 2001). A halgazdálkodás főként társadalmi érdekeket elégít ki, a gazdasági funkciója alárendelt, ökológiai szerepe pedig közvetett, amennyiben egy fajgazdag víztest sokkal stabilabb rendszert képvisel.

Az RSD és vízgyűjtője (1 747 km²) Budapest, Pest vármegye és Bács-Kiskun vármegye területén fekszik (NAGY et al. 2017). A VGT2 szerint a víztest a Duna-völgyi-főcsatorna (1-10) 5 562 km²-es tervezési alegység területéhez tartozik, ami nagyrészt a Csepeli-sík mikrorégióban található (DÖVÉNYI 2010). A mikrorégióban több tájtypus fordul elő, a Csepeli-sík tipológiai tájértékelés szerinti tájképi inhomogenitása közepes. Ez a tájképi vegyes szerkezetűség a Duna-Tisza közti síkvidék és a Dunamenti-síkság kistájaira általában jellemző (TÓZSA 1998). A mellékág a Duna-menti síkságon húzódó csatornák vízpótlását is biztosítja a Kiskunsági-főcsatornán, a Duna-Tisza-csatornán és az Északi-övcatornán keresztül (VKKI-ADUKÖVIZIG 2010). Belvíz esetén a vízgyűjtőterületen fekvő földekről elvezetett víz ideiglenes tározóként funkcionál (KDVKÖVIZIG 2014).

3.6. Halállománnyal történő élőhely minősítés, Víz Keretirányelv alapú minősítés

Az 1980-as és 1990-es években az ichtiológiai közleményekben a halfajok és halállományok természetvédelmi értékelésekor a legtöbb szerző (pl. LELEK 1987, WILLIAMS és MILLER 1990, WITKOWSKI 1992) az IUCN által publikált nemzetközi vörös könyvekben és vörös listákban használatos kategóriákat (IUCN 1980, IUCN 1990) követte kisebb-nagyobb módosításokkal.

A vízfolyások ökológiai állapotát a lokális halállomány formai és funkcionális struktúrelemei alapján értékelő módszerek az 1970-1980-as évektől kezdődően váltak ismertté. Kezdetben egyetlen faj, az észak-amerikai térségnek megfelelően a pisztráng (*Salmo trutta*) szempontjából történt a minősítés (BINNS és EISERMAN 1979). Utóbbi szerzők által javasolt *habitat quality index* (HQI) a többszörös regressziós elemzések alapján prediktív modellként épültek fel. Hasonló elvek alapján működött a WESCHE et al. (1987) által kidolgozott *habitat suitability index*.

Később a fajegyütteseken alapuló minősítési metodikák váltak jellemzővé. A haltársulásokkal történő élőhely minősítés rendszerét elsőként észak-amerikai kutatók dolgozták ki (KARR 1981, FAUSCH et al. 1984, FAUSCH et al. 1990, ANGERMEIER és KARR 1986, LEONARD és ORTH 1986). Az állapotértékelés menetében nem a részletes és abszolút fajlista felállítását, hanem a halállomány strukturális viszonyainak feltárását jelölték ki elsődleges célként. A haltársulásokra megteremtett *index of biotic integrity* (IBI) egyrészt tartalmazta a fajgazdagságot indikáló mutatókat, másrészt a fajegyüttesek strukturális viszonyait. A módszer az élőhely állapotromlásának hatására a halközösségben kimutatható univerzális degradáltságot számszerűsítette egy indexben. Az eljárást kidolgozók és fejlesztők szerint az általános leromlást a természetesen honos fajsza szám csökkenése, az adventív fajsza szám növekedése, az intoleráns fajok számának fogyása, a táplálkozási specialisták arányának kisebbedése, a táplálkozási generalisták arányának gyarapodása, a finom üledéktől mentes ívási szubsztrátumot igénylő szaporodási guildekbe tartozók arányának csökkenése, a hibrid halak gyakoriságának növekedése, a beteg, torz halak számának emelkedése, a teljes halközösség abundanciájának csökkenése jelzi. A halmentes vízfolyásokat figyelmen kívül hagyva, a degradáltság fokát mutató összesített numerikus mutató szerint az emberi hatásoktól egészében véve mentes állapottól (kitűnő érintetlenségi fokozat), a kevés hallal, elsősorban telepített és idegenhonos fajokkal jellemezhető nagyon rossz állapotig terjedt az integritási fokozat.

A biológiai integritás, mint minőség értékelő módszer, arra a vélemezésre épül, hogy a környezet funkcióinak értékcsökkenését alapvetően a humán aktivitás okozza, azaz minél jobban átfarmálódik az ökoszisztéma, annál kisebb sértetlenséggel bír az élőközösség egésze számára. A minősítési szisztéma azonban csak akkor ad korrekt választ a humán aktivitásokra bekövetkezett degradálódás fokára, ha az a víztípus referenciajellemzőivel jól korreláltatható, valamint a referenciaértékek pontosan érzékeltetik az emberi behatásoktól mentes állapotot. A módszer csak jelentékenyebb átdolgozás után vált alkalmazhatóvá más ökorégióban, alapvetően az eltérő faunakészlet miatt, de az adaptálás sikerességét számos dolgozat bizonyította. Eredményes próbálkozások történtek a módszer indiai (GANASAN és HUGHES 1998), pakisztáni (QUADIR és MALIK 2008), brazil (BOZZETTI és SCHULZ 2004), afrikai (HOCUTT et al. 1994), európai (DIDIER és KESTEMONT 1996), illetve hazai alkalmazására is (OLÁH 1991, MAJER és BORDÁCS 2001, GUTI 2002a). Adott térség határozza meg, hogy a környezet számos állapothatározója közül melyiknek kiválasztása, alkalmazása a megfelelő vagy kívánatos. Egy degradált folyórendszer rekonstrukciójának tervezésekor a természetes, típuspecifikus referencia-körülmények meghatározásának komoly gyakorlati előnyei vannak (JUNGWIRTH et al. 2002).

GUTI (2001) a hazai vízfolyások halfaunájának minősítésére az IBI rendszer módosított változatát javasolta alkalmazni. Számos változót indítványozott vizsgálni, megjegyezve, a későbbiekben már csak azokat célszerű alkalmazni a monitorozási tevékenység során, amelyek a tapasztalat szerint a humán behatást, élőhely degradációt érzékenyen detektálják. Ajánlásában

szerepelt a fajösszetétel (teljes fajlista, intoleráns fajsám, adventív fajsám) a habitat és indikátor fajok, a trofikus guildek, a beteg és a hibrid halak százalékos arányának, valamint az abundancia vizsgálata. Deklarálta, az ökológiai integritás minősítési fokozatai gyakorlatilag megegyeznek a VKI-ben definiált ökológiai állapot öt fokozatával.

A vízfolyások ökológiai integritásának minősítésére más módszerek is közismertté váltak, ilyen pl. a SCHMUTZ et al. (2000) által a halakra alapozott *multilevel concept for fish-based assessment* (MuLFA), ami a bióta hierarchikus szerveződésére, valamint a tér- és időbeli szerveződési szintek közötti összefüggésekre épít. A szerzők a koncepciót az EU által bevezetett VKI programhoz kapcsolták. A MuLFA beállítottsága is a zavartalan referencia-körülményektől való diszturbancia értékelésén alapul. A referenciafeltételeket indítványuk szerint minden folyótípusra külön kell megállapítani történeti adatok felhasználásával, illetve jelenlegi típus-specifikus referenciákkal és referencia-modellekkel. A metodika alapgondolata volt, hogy egy vízfolyás felsőbb szakasza, mint zoogeográfiai terület vagy mikroélőhely, stabilabb és hatása sokkal erősebb egy alsóbb szintre, mint azok visszahatása (GUTI 2002b).

A halakon alapuló vízminősítés egy másik európai, rendszerszemléletű eljárásának kidolgozása a FAME (Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) munkacsoport nevéhez fűződik. Az *European Fish Index* nevű kimunkált minősítési eljárás (EFI+ CONSORTIUM 2009) hazai viszonyokra történő adaptációjára (ECOSURV CONSORTIUM 2005, HALASI-KOVÁCS és TÓTHMÉRÉSZ 2007, HALASI-KOVÁCS et al. 2009, HALASI-KOVÁCS és TÓTHMÉRÉSZ 2011), illetve hazai vízfolyásokon való alkalmazására (GYÖRE és JÓZSA 2010) viszonylag kevés adat áll rendelkezésre. ERŐS et al. (2015) megállapították, annak ellenére, hogy az EFI+ változat esetében már magyarországi adatokat is bevontak a fejlesztés során, a tapasztalatok alapján úgy tűnt, hogy az index egyáltalán nem minősíti megbízhatóan a magyarországi vízfolyásokat. A közvetlen adaptációt részben a halfaunánk speciális összetétele (MAJER 2002), részben pedig a haltani kutatások nem kellő mértékű támogatottságából eredő adathiány nehezíti meg.

A VKI hangsúlyozza a biológiai elemekkel (nem kizárólagosan kémiai komponensekkel) történő vízminősítést (POLLARD és HUXHAM 1998). A direktíva a felszíni vizek ökológiai állapotának osztályozásában négy élőlénycsoport közösség szintű vizsgálatát írta elő kötelező jelleggel. SCHMUTZ et al. (2007a, 2007b) a VKI előírásainak megfelelő mintavételi és halállomány értékelő protokollt dolgozott ki az európai vízfolyások ökológiai státuszának minősítésére. A módszert, amely összefoglalta a FAME-projekt eredményeit, annak előnyeit és hátrányait elemezve iránymutatóként javasolták a jövőbeni kutatások tervezéséhez és végrehajtásához. A legfőbb lépések a módszer fejlesztésben az adat kritériumok és a referencia feltételek meghatározása, a humán behatások felmérése, a metrikák kiválasztása, az index kalibrálása és validálása, valamint az eljárás bevezetése volt. A szerzők az egyedi fajok helyett az ökológiai guildek használatának elvét (NOBLE et al. 2007) a biológiai integritás index (KARR 1981) módszerből vették át. Korreláltatták az emberi behatásokat és a szervezetek funkcionális megjelenését, lehetővé téve ezáltal a standard metodika alkalmazását a halállomány strukturális viszonyain keresztül.

ERŐS et al. (2015), valamint SÁLY és ERŐS (2016) a halállomány strukturális viszonyainak, ökológiai funkcionális összetételének elemzésére dolgozták ki a hazai viszonyok figyelembevételével a Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) családot, ami az indexcsalád fejlesztésétől független adatok felhasználásával elvégzett statisztikai validációjával VKI alapú minősítéseket tett lehetővé. Az új magyar index megalkotását az indokolta, hogy a VGT2 2015-ben felülvizsgálta és megváltoztatta a víztestek korábbi, a 2010-es VGT1 során alkalmazott tipológiai besorolását, valamint az EFI+ indexnek bizonyossá vált a magyarországi körülményekre vonatkozó megbízhatatlansága (SÁLY és ERŐS 2016).

3.7. A halközösség struktúráját befolyásoló tényezők

Egy JUHÁSZ-NAGY (1986) szerinti irracionálisnak tűnő állítás (null-hipotézis) alapján bármely élőlény, bárhol, bármikor, bármilyen denzitással, ugyanolyan eshetőséggel fordul elő. SMOKOROWSKI és PRATTA (2007) a kísérleti irodalom narratív áttekintésekor viszonylag erős és következetes korrelációs bizonyítékokat találtak a halak és élőhelyeik fizikai tulajdonságainak kapcsolatára. Megállapították, a habitat struktúrájának degradációját szorosan követi a halközösségek sokféleségének, illetve halbiomasszájának csökkenése. A természeti történések összetevői közül elvileg végtelen mennyiségben léteznek azok, melyek az élőlények létfeltételeit megszabják (DÉVAI et al. 1992), de ezek közül csak néhány hat direkt módon meghatározóan. A külső lehetséges állapothatározók közül a ténylegesen hatók alkotják a korlátozó tényezők csoportját. Az élőlények lényegi jellemvonásaiknak megfelelően reflektálnak a hatásokra.

Fentiek figyelembevételével mellett nem felelőtlen kijelenteni azt, hogy a halak felszíni természetes vizekben való elterjedését, előfordulását nem számtalan és nehezen mérhető, hanem néhány jellegzetes, jól meghatározható és viszonylag könnyen detektálható anyagi természetű, limitáló tényező határozza meg, mint pl. a hőmérséklet, oxigéntartalom, pH, szalinitás, toxikus anyagok, vízmozgás, üledéktípus, vízminőség (GYÖRE 1995).

A poikilotherm halak esetében a földrajzi elterjedés, populáció nagyság, aktivitás, növekedés, anyagcsere és szaporodás szabályozásában a víz hőmérsékletének lényeges, meghatározó szerepe van. Számos halfaj hőmérséklettel szembeni tolerancia kilengés nagysága, több, két-három spektrum szakaszt is átfoghat, és egy-egy faj alap, fenntartó és aktív anyagcseréjéhez szükséges hőmérsékleti toleranciája is eltérő spektrum szakaszokra tejed (VARLEY 1967).

A víz oxigénszintjével kapcsolatos tolerancia határok a halak esetében szoros összefüggésben vannak a vér oxigén-disszociációs görbéivel (IRVING et al. 1941). Az oxigénszint-tolerancia alapján a halak körében többféle csoportosítás ismert, alapvetően 3-4 kategóriát sorolnak fel, igen magas, magas, mérsékelt és alacsony oxigénigényűek (STARMACH et al. 1976, DÉVAI et al. 2001). Egyes halak egyébként képesek alkalmazkodni a víz alacsony oldott oxigén-tartalmához, oxigénfogyasztásuk ekkor kimutathatóan jóval alacsonyabb, mint normál körülmények között (RUTTKAY 1978). Halgazdálkodás szempontjából fontos az ún. biztonságos oxigéntartalom meghatározása, ami mellett nem egyszerűen a halak túlélése lehetséges, hanem azok normális aktivitása, táplálkozása, növekedése, szaporodása is (GYÖRE et al. 1984, GYÖRE 1995).

Néhány extrém esettől eltekintve a természetes vizek pH-értéke 6,5-8,5 között van, a legtöbb hal a 6,6 körüli értéket preferálja (MOUNT 1972). Az optimálistól alacsonyabb, illetve magasabb pH-értékek mellett a halakon megfigyelhető károsodásokat, elváltozásokat gyűjtötte össze BACKIEL (1971), aki a 6,5-9,0 érték közötti pH-tartományt írta ártalmatlan hatásúnak. Számos más szennyező anyag toxikusságát jelentősen befolyásolják a pH-változások. A savas stressz következtében fellépő reproduktív komplikációk úgy tűnik, kapcsolatban vannak a kalcium-anyagcsere zavarával. BÁSKAY (2000) ugyanezt a megállapítást erősítette meg. A pH 9-10 közötti vizekben már jónéhány hal fejlődése kárt szenved. Nemcsak a magas, vagy alacsony pH káros, de annak hirtelen változása is veszélyes. Általában a kopoltyú nyálkarétege sérül, esetenként olyan mértékben, hogy az végül a hal fulladásos halálához vezet. A sügér, a széles kárász, a bodorka, vagy a csuka a víz pH-változásaira toleránsak (SZCZERBOWSKI 1981). A hazai természetes vizek vizsgálata során számos esetben volt a pH a halak számára tolerálható tartomány felett (alatta sokkal ritkábban), általában a kedvezőtlen hidrometeorológiai helyzetből kifolyólag (PAPP et al. 2003).

Az ammóniumból – a pH és hőmérséklet függvényében – átalakuló ammónia (NH_3) erős toxikus ágensként jelentős mértékben veszélyezteti a halak életét. A mérge hatásmechanizmusa már régóta ismert (ARILLO et al. 1981). A nitrit, ami az ammónium, nitráttá történő oxidációjának köztes terméke, a halak vérének hemoglobinját methemoglobinná alakítja át, amely nem szállít oxigént. A nitrit így a halakban oxigénhiányt okozhat (LEWIS és MORRIS 1986).

Az élőhely sótartalma fontos abiotikus tényező, amely szabályozza a halak aktivitását és diszperzióját. Az édesvízi halak zoogeográfiai disztribúcióját MYERS (1951) a sós víz toleranciája alapján jellemezte. A rendszert DARLINGTON (1957) részben módosította, az édesvízi halak családjait három: elsődleges, másodlagos és perifériás csoportba osztotta. A rendszer az elsődleges csoportba az édesvízi halak azon elemeit sorolta, amelyek viszonylag alacsony sótoleranciát mutattak, ezek a szűken vett édesvízi fajok (BERRA 1981) pl. a Cyprinidae, Ictaluridae, Centrarchidae és Percidae családba tartoztak. Az édesvízi halak másodlagos csoportjába tartozók azok, amelyek általában édesvíziek, de jelentősebb sótoleranciával rendelkeznek, így gyakorta fordulnak elő a tengerparti brakkvizekben is, pl. a Poeciliidae család tagjai. Egy másik osztályozás alapján a belső környezet ozmotikus koncentrációja, illetve annak szabályozása szerint a halakat NIKOLSKY (1964) négy csoportba sorolta. A globalitás hatására a vízi ökoszisztémák ionkoncentrációja világszerte változik. Az antropogén aktivitások számos édesvízi ökoszisztémát „megsósítanak” a sók bevitelle (fürdők, termálvizek) által (VELASCO et al. 2018). Az élőhely vízének sótartalma változása (édesvíz sósodása) ún. sóstresszt okoz (KÜLTZ 2015). Az anadrom és katadrom fajoknak az ozmoregulációja vándorlási tendenciájuknak megfelelően igen fejlett, hatékonyan tudnak alkalmazkodni a sótartalom változásához. Jó néhány nem vándorló faj képes tolerálni a magasabb, sótartalmat is (SCHMITZ 1956), pl. a vágódurbincs és a süllő a 20,0‰, a csuka, a compó és a ponty a 17,0-18,5‰, a bodorka, a kűsz, a vörösszárnýú keszeg a 15,5-17,0‰ körüli értéket. RYKOVA (1969) megfigyelte, hogy a fehér busa és az amur ikrája kivételesen ellenálló a víz növekvő sótartalmával szemben, az embriók még 5‰-es sótartalom mellett is normálisan fejlődnek. A túl magas sótartalom azonban veszélyes a legtöbb édesvízi hal ikrájára és lárváira. Az édesvízi halak embriogenezise a 3‰-es sótartalmú vízben erősen gátolt, az ikra tapadási képessége, valamint turgornyomása csökken, továbbá az ikrahéj elvékonyodik (SZCZERBOWSKI 1995).

A szinte megszámlálhatatlan, vizeket mérgező toxikus anyagok közül elegendőnek tartom azok felsorolását, melyek az RSD halállománya esetében is már többször okoztak gondot. Ilyenek pl. az ásványi olajok, fenolok, az ammónia, vagy a nehézfémek.

A szennyező anyagok egy sajátos csoportját képező ásványi olajok, ha azoknak gyors szétterülését a vízbekerülése után semmi sem akadályozza, a víz felszínén vékony filmszerű réteget alkotnak, ezáltal fizikai úton gátolják a légzést, elzárják a vizeket a fénytől (THYLL 1998). Az ásványolaj szennyezés fokozottabb mértékben veszélyezteti a vízi környezet makrovilágát, mint a mikroszervezeteket. A szabadon úszó halak csak ritkán szenvednek hosszú távú károkat az olajszennyezés miatt. Ennek oka az, hogy a víztömeg olajkoncentrációja gyorsan csökken a kiömlés után, csak ritkán ér el olyan szintet, amely elegendő a halálozáshoz, jelentős károsodáshoz vagy a pusztuláshoz, és általában a kiömlés forrása közelében lévő területre korlátozódik (ITOPF 2014). A halakra gyakorolt káros hatásai között említhető a kopoltyúlemezekre, illetve az ikrahéjra való lerakódás, ami közvetlen pusztulással jár, de különböző bőrelváltozásokat is okoz (FEKETE et al. 1991). Az RSD-n több alkalommal is történt olajszennyezés, pl. 1964-ben a Csepel Autógyár „jóvoltából” (VESZPRÉMI 1966), vagy 1994-ben a Gubacsi híd környékén (HOLLÓSY et al. 1996). Legutóbb, 2020 decemberében történt olajszennyezés a Ráckevei Duna-ágban, Szigetszentmiklóson. Hazánkban ez az utóbbi 50 év legsúlyosabb olajhoz köthető környezetszennyezése volt. Az RSD parti sávjának növényzetén, úszólápos vegetációjú élőhelyen körülbelül 2000 m²-es kiterjedésben, változó, 2–5 cm vastagságban terült szét a szennyező olaj, amelyet a vízügyi ágazat gyors reagálásának köszönhetően az RSD főágban történő szétterülés előtt sikerült lehatárolni, és a területet kármentesíteni. A tájseb „begyógyulása”, az úszóláp rehabilitációja még hosszú éveket vesz igénybe (PFEIFER 2021).

A halak számára a vízben oldódó fenolszármazékok (típustól függően) erősebb vagy gyengébb idegméregnek számítanak. A fenol és vegyületei mindenütt jelenlévő vízszennyező anyagok, amelyek a vízbe különféle ipari tevékenységek során kerülhetnek. A fenol befolyásolja az anyagcserét (HOLMBERG et al. 1972), a túlélést és a növekedést (VERMA et al. 1980), valamint a halak reprodukciós képességét (MUKHERJEE et al. 1990). Szubletális dózisai gátolják a különféle enzimek aktivitását (MUKHERJEE és BHATTACHARYA 1977).

SANNADURGAPPA és ALADAKATTI (2010) megfigyelték a fenol eliminációját, valamint több szerv és szövet, pl. a máj, a kopolyú és az izom tömegének, az összes szénhidrát és az összes lipid mennyiségének csökkenését. DVIHALLY (1962) a fenolszármazékok főbb káros hatásait abban látta, hogy a fenolszennyezést követően a víz oldotttoxigén-tartalma jelentősen lecsökken, a halak már kisebb mennyiségű fenol (0,2 mg/l) bekerülése következtében is elvándorolnak a szennyezett területről, a halak húsának minősége (íze) számottevően megromlik (klór-fenolok), a víz öntisztuló képessége jelentős mértékben csökken. A fenollal és fenol-homológokkal „szennyezett” termálvizek másodlagos halas hasznosításáról írtak tanulmányt OLÁH et al. (1987), mivel az egyre szaporodó fürdők számára és mezőgazdasági célokra kitermelt termálvizek elhelyezése egyre problémásabb helyzeteket teremtett az 1980-1990-es években.

A humán eredetű, ökoszisztémába kibocsátott, káros impressziót kiváltó szennyező ágensek között karakterisztikus kategóriát képviselnek a „toxikus elemek”. A legáltalánosabb meghatározás szerint az 5 g/cm³-nél nagyobb sűrűségű fémeket és ötvözeteket nevezik „nehézfémeknek” (CZÉDLI 2014).

A halak habitat választásában kulcsfontosságú a vízáramlás szembeni kritikus, fenntartható és preferált úszásképeség, ez különös jelentőséggel bír a lárva és 0+ korú fiatal egyedek esetében. A legtöbb lárva olyan élőhelyeket választ ki, ahol az áramlási sebesség jóval a kritikus szint alatt van, a legtöbb fiatal egyed elkerüli az 5-6 cm/s-nál nagyobb vízáramlás sebességű élőhelyeket, amíg el nem éri azt a testhosszúságot, amellyel már képesek megbirkózni a nagyobb sebességű áramlásokkal. A halak folyásiránnyal való szembenállását 2-50 cm/s vízáramlásnál lehet megfigyelni, ekkor még kis energia befektetés mellett helyben tudják tartani magukat. CASTRO-SANTOS (2005) modellezte a halak által megtett maximális távolságot, amikor azok állandó sebességgel úsztak állandó áramlási sebesség mellett és megállapította, hogy ez az ún. alapsebesség fordítottan arányos a kifáradás idejével. Az úszási sebesség és a kitartás jelentősen függ a fajok test morfológiájától, a halak hosszától, a víz hőmérsékletétől és egyéb más tényezőktől (KATOPODIS és GERVAIS 2016). Az úszási képességek értékeit leginkább a hallépcsők tervezésekor, kialakításakor veszik figyelembe (HOCKLEY et al. 2014).

PETR (2000) szerint a „vízi makrofíták” kifejezés magában foglalja a virágzó növényeket, néhány páfrányt és mohát, valamint makroszkopikus algákat. A vízi makrofítáknak számos olyan sajátossága van, amelyek nélkülözhetetlenné teszik őket a halak számára. Mindenképpen említendő a víztest oxigénnel való ellátása, a széndioxid felvétele, a mérgező ammónia nitráttá való alakítása, összefoglalóan a víz tisztítása. Számos gerinctelen állat (haltáplálék szervezet) számára aljzat, búvóhely, de a halaknak is menedékhely. VENUGOPAL és WINFIELD (1993) úgy találták, hogy a fiatalok bodorka, vörösszárnyú keszeg és sügér egyedek egyaránt megtalálhatók voltak mind a sűrű, perifériás makrofíták között, mind pedig a nyílt vízben, azonban a Cyprinidák denzitása jóval nagyobb volt a makrofita mezőben, jelezve, hogy ezek gazdagabban strukturált élőhelyek. Számos fitofil hal, köztük pl. a ponty, compó, karikakeszeg, széles kárász, bodorka, dévérkeszeg, csuka ívási szubsztrátumként használja a finom szálú hínárféleségekből álló mezőket (HAKKARI és BAGGE 1984, COWX és WELCOMME 1998). A vízinövényzet vízáramlásra, hullámozásra gyakorolt hatása révén kiülepíti és ezáltal felhalmozza a víz lebegőanyag-tartalmát, csendesebb és jellegzetesen eltérő víztestet jelentenek a szabad, nyílt vízfelülethez képest (COWX és WELCOMME 1998). A vízi makrofíták több növényevő halfaj számára közvetlen, míg az egyéb táplálkozásmódúak esetében pedig, a perifiton folytán, közvetett táplálékforrást jelent (WERNER et al. 1981). A vízinövényzettel jellemezhető sekély parti zónák fajdiverzitása igen számottevő. A komplex habitusú vízinövény részben hatékonyabb menedéket kínál a fiatal egyedek számára ragadozók ellen (DIEHL 1988) másrészt a gerinctelenek biomasszája is nagyobb az apró, finomszálú növényeken (HARGEY et al. 1994). A halak feedback hatást gyakorolnak a növényzetre a közvetlen növényfogyasztással és indirekt hatással vannak a növények fejlődésére a bioturbációs tevékenységükkel. Mindkét aktivitás számottevően befolyásolhatja a vízi makrofítákkal jellemezhető élőhelyek szerkezetét (PERSSON és CROWDER 1998).

3.8. Haljelölések a Ráckevei (Soroksári)-Dunán

A horgászat napjainkban egyike a legnépszerűbb szabadidős tevékenységeknek. Magyarországon már az 1 millió főt is meghaladta a regisztrált horgászok száma és az állami horgászjegyet kiváltók száma is eléri az évi 550 000 főt.

A ponty (*Cyprinus carpio*) egyike a legnagyobb mennyiségben termelt halfajoknak a világon (FAO 2024), emellett számos országban a legfontosabb horgászhal is (SPECZIÁR és TURCSÁNYI 2014). A faj élőhely használatáról nagyszámú vizsgálat készült. Ezek bebizonyították, hogy elsősorban a lassú folyású és álló vizeket kedveli, de megtalálható a márna zónától a brakkvizekig igen sokféle élőhelyen. A vizsgálatok azt mutatják, hogy a *homerange* igen változó méretű, és előfordul, hogy tavi környezetben is jelentősen eltér a tavaszi-nyári és az őszi-téli élőhelye (TAYLOR et al. 2012). Azt is megállapították, hogy folyóvízi környezetben a halak 66%-át 1 km-en belül fogták vissza és alig 20%-uk került visszafogásra 5 km-nél messzebb (STUART és JONES 2006). Hasonló megoszlásról számoltam be szerzőtársként (VITÁL et al. 2022) magyarországi élőhelyen, az RSD-ben vizsgálva frissen telepített pontyok visszafogását. A fentiek alapján várható volt, hogy a pontyok horgászati fogásai sem egyenletesek. ŽÁK (2021) bizonyította, hogy a fogások csúcsa nem mindig napnyugta és napkelte közé esik és több napos horgászaton lényegében folyamatosan növekszik a fogott hal mennyisége, tehát fontos szerepe van a halfogásban annak, hogy a halak megtanulják és felismerik az új táplálék-lelőhelyet. Tovább bonyolítja a foghatóság megértését, hogy a pontyok szociális kapcsolatait, interakcióit jelentősen befolyásolják a napi és az éves területhasználatukat (MONK et al. 2023).

A ponty C&R horgászatával kapcsolatban is több vizsgálatot végeztek. Ezek közül egyesek technikai eszközök, pl. haltartók (RAPP et al. 2012) vagy horgok (RAPP et al. 2008) vizsgálatára vonatkoztak, mások szocio-ökonómiai aspektusokra tértek ki (ARLINGHAUS 2007). Saját vizsgálatom eredményeit azonban elsősorban halak jelölését és visszafogását elemző kutatásokkal érdemes összevetni. Ezek között kiemelkedő RAAT (1985) vizsgálata, aki két ismétlésben vizsgálta zárt, kisméretű tavakban a betelepített pontyok horgászok általi visszafogását és megállapította, hogy a 3, illetve 4 hónapos vizsgálat alatt a mortalitás alacsony volt (5%, illetve 3%), a halak többszöri megfogás ellenére nőttek, de kondíciójuk romlott (igaz, ehhez hozzájárult, hogy a vizsgált tóban kevés volt a természetes táplálék és magas volt a népesítési sűrűség). Mindkét ismétlésben a kétszer vagy többször megfogott halak jobban növekedtek, mint az egyszer, vagy egyszer sem megfogott halak. Érdekes adalék WALLERIUS et al. (2020) vizsgálata, akik bebizonyították, hogy a megfogás és visszaengedés nemcsak a megfogott pontyokban indukálja a csali elkerülését, hanem azokban is, akik ezt a folyamatot látják, ugyanakkor ez a hatás csak rövidebb (4-7 nap) távon igaz. Tovább árnyalja a képet, hogy ugyanezen halak újra vizsgálatával sikerült bizonyítani, hogy a megfogott pontyoknál a horog elkerülés körülbelül 7 hónapig igazolható (CZAPLA et al. 2023). Végezetül az is bebizonyosodott, hogy a horgászfogásokat akár a domesztikáció is befolyásolhatja (KLEFOTH et al. 2013). Saját vizsgálatomban a fenti eredményeket szeretném új megvilágításba helyezni a részben zárt, ám jelentős kiterjedésű RSD-vízrendszer horgászfogásainak elemzésén keresztül.

Az RDHSZ 2019. évben nagypontyvédelmi programot indított, melynek célja megőrizni az RSD nagytestű (10 kg+) pontyállományát. Az RDHSZ saját nemesítésű, nemzeti kincsnek minősülő, államilag elismert pontyfajtaival rendelkezik (ún. „ráckevei pikkelyes” fajta), és következetesen kizárólag a saját pontyfajtaját tenyésztí és telepíti horgászvízeibe. Az RSD kiemelkedő nagypontyállománnyal rendelkezik, és a horgászok körében is egyre népszerűbb a nagy pontyok célzott horgászata, a bojlizás. A pontyokat egyedileg legyártott jelöléssel (chip) látjuk el. Ennek célja a későbbi nyomkövetés, elsősorban a jelölt pontyok RSD-ben való vándorlási szokásainak megismerése, növekedésük figyelemmel kísérése céljából, valamint a hallopások elleni aktív védelem érdekében (UDVARI 2019a, UGRAI et al. 2019). Az RDHSZ állatvédelmi megfontolásból helyi horgászrendjében a behúzás bojlis horgászat esetén halkíméleti eszközök kötelező használatát írja elő, melyek az alábbiak: max. 5 mm szembőségű haltartó és halkiemelő merítőszák, halbölcső, valamint halsebfertőtlenítő (RDHSZ 2025).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Vizsgálati terület

Magyarország kistájainak katasztere szerint (DÖVÉNYI 2010) a Duna vizsgált mellékága az Alföld makrorégiójában található (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-sík (1.1.21.) jelentősen átalakított mezőgazdasági táján található. A mikrorégió a Turjánvidék láp és mocsári területek része. A tájféldrajzi bemutatás során a Magyarország kistájainak katasztere két kiadásában (MAROSI és SOMOGYI 1990, DÖVÉNYI 2010) bevált szisztémát alkalmazom.

A kistáj 94,4 és 126 mBf közötti magasságú, jórészt ártéri szintű, hordalékkúp-síkság. A felszínt elhagyott medrek sűrű hálózata borítja. Mérsékelt meleg, száraz éghajlatú kistáj, az évi csapadékösszeg 530-550 mm. Az RSD mesterségesen befolyásolt vízterület. Balról felveszi a Gyáli I. főcsatornát (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. Árvízvédelem szempontjából az egész kistáj mentesített ártérnek tekinthető. A Duna és a Soroksári-Duna két oldalát – mint fő befogadókat – végig védgátak kísérik.

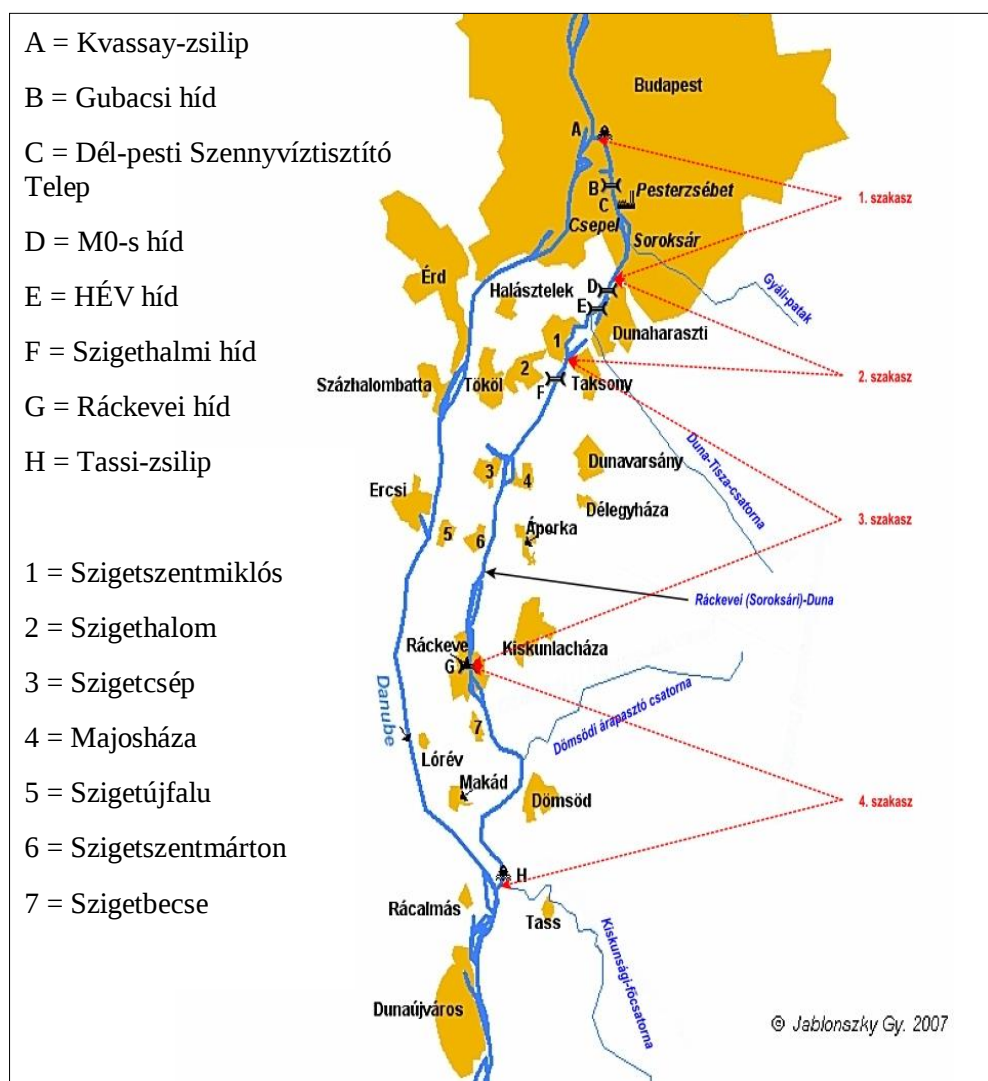
Az RSD a magyarországi Duna-szakasz második legnagyobb mellékága. Az 57,3 km hosszú mellékág a felvízi szakaszon a főág 1642+000 fkm szelvényénél, alvízi szakaszon pedig a 1586+300 fkm szelvényénél csatlakozik. Az RSD-t a VKI AIQ014 azonosítóval az erősen módosított állóvíz jellegű víztestek közé sorolja (síksági, meszes, közepes felületű, sekély, állandó vízborítottságú) (BM-OVF 2018). A víztest szabályozott vízszinttel rendelkezik, a vegetációs időszakban 96,23-96,53 mBf, a belvízi időszakban 95,67-95,93 mBf, a vegetációs időszakon kívül pedig 96,13-96,33 mBf az előírt vízszint (vízjogi üzemeltetési engedély). A jelenlegi vízgyűjtő – a Gyáli-patak vízgyűjtője nélkül – 4 fővárosi kerület, 21 Pest vármegyei és 1 Bács-Kiskun vármegyei település területét érinti. A Gyáli-patak az RSD egyetlen természetes mellékvízfolyása, amely belvizes időszakon kívül is vizet szállít az RSD-be. Az RSD középvíz hozama a Kvassay- és a Tassi-zsilipnél egyaránt 3,5 m³/s (maximum 30 m³/s). Az 57,3 km hosszú, 14 km² felületű vízterület átlagos víztérfogata 40 millió m³. A vízsebesség 0,2-0,4 km/h (aszályos időszakban mindössze 0,05-0,1 km/óra). A promontori ág vízszintesése a Kvassay- és Tassi-zsilipek között 4,5 méter (8-9 cm/km), a Duna-ágé 10-30 cm között van. A víztömeg üzemszerű vízpótlás esetén nyári időszakban 1,5-2,5 hét alatt, télen 3-5 hét alatt cserélődik ki (JAKAB 2005).

Az RSD vízminőség szempontjából több szakaszra is felosztható, a publikációkban egyrészt a négy szakaszra történő tagolás tárgyalása a jellemző (JAKAB 2005, JAKAB és PAPANÉK 2005, UGRAI és GYÖRE 2007, ÖKO ZRT. 2008, NAGY 2015, INNO-WATER 2018), a továbbiakban a fent említett közlemények megállapított eredményei szerint karakterizálom a mellékágot (1. ábra). Meg kell azonban jegyezni, hogy találkozhatunk olyan dolgozatokkal, tanulmányokkal is, amelyekben csak három szakaszra osztják a RSD-t a legfelső két szakasz összevonásával (SZABÓ 1974, DÉVÉNYI 1989, HOLLÓSY 1995, NAGY és PUSKÁS 2010, VADADI-FÜLÖP 2010, TÓTH 2014, MÉSZÁROS 2015, NAGY et al. 2017).

A Duna-völgyi-főcsatorna (1-10) vízgyűjtőgazdálkodási tervezési alegységhez tartozó RSD vízteste 4 karakteres szakaszának alapvető felosztási elve a fővárostól déli irányba távolodva a fokozatosan javuló vízminőség.

A Kvassay-zsilippel kezdődő legfelső (57,3-47,5 fkm-ek közötti) budapesti szakasz 110 m víztükör-szélességű, 50 m³/s elméleti vízszállító képességű mederrészen a hajóútszélesség 40 m, az átlagos vízmélység 2,5 m. A szakaszon a Molnár-szigeti mellékág és a Gubacsi híd felett, a jobbpartról kiágazó mesterségesen kialakított Francia-öböl található. A táplálóvízzel bekerülő lebegtetett hordalék túlnyomórészt ezen a szakaszon ülepedik ki. A környezeti állapotathatározók alapján a víz minősége itt a legrosszabb (ezen a szakaszon, az 51,80 fkm-nél vezetik be a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizét). Az elmúlt néhány évben a vízminőségromlás üteme

a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep üzembe helyezése ellenére felgyorsult (kagyló- és vízcicsiga pusztulás, hínárinvázio), továbbra is egy sor vízminőségi paraméter meghaladja az elfogadható szintet. Az etap fürdésre végig alkalmatlan és a horgászat számára sem tartják kedvezőnek. A rekreációs funkciók közül meghatározó jelentősége leginkább csak az evezős sportoknak van. A szakasz mentén számos csónakház létesült.



1. ábra: Az RSD térképvázlata a vízminőségi szakaszokkal
(VADADI-FÜLÖP et al. 2007 után módosítva)

A második (47,5-40,0 fkm-ek közötti) szakasz Budapest déli határától a Taksony-sziget végéig tart. A meder átlagos szélessége 40-80 méter, a vízmélység 2-3 méter között van. Az M0-s híd alatti rész, valamint a Taksony-sziget jobboldali partja csaknem ősállapotban van, Dunaharasztiól délre eső mederszakaszon a part erősen tagolt, helyenként dús vegetációjú öblözetek, hókonyok találhatók, bizonyos részei, a sekélyvizű részeket uraló nádasok (Dunaharaszti, Szigetszentmiklós, Taksony természeti értékeiről méltán híres hókonyai) *ex lege* védett természeti területek. Erről a szakaszból a 43,7 fkm-nél ágazik ki a kettős működtetésű Duna-Tisza-csatorna is. A víz minősége fürdésre, strandolásra ezen a szakaszon is elsősorban a bakteriológiai szennyezettség miatt alkalmatlan. A vízterület napjaink horgászata számára viszont kedvező feltételeket biztosít.

A következő 40,0-19,0 fkm-ek közötti szakasz Taksony-szigettől a ráckevei Árpád hídig tart. A meder átlagos szélessége 150-300 méter, a vízmélység 2,0-3,5 m között változik. A partok

jórészt még természetközeli állapotban vannak, a sekélyvizű mederrészekben kiterjedt nádasok, szigetek találhatók. A mellékágak közül a Duna-szigeti, Domariba-szigeti, a Csupics, a Cseke, a Raffás, a Sós-kás, az Angyali, és a Vesszős érdemel említést, valamint a Szigetcsépi holtág és a Balabán árok. A területen számos *ex lege* védett természeti terület található (Angyali-sziget, Dunavarsányi úszóláp, Feneketlen-tó, az árporkai, kiskunlacházi, a majosházi, a szigetcsépi és a szigetszentmártoni hókonyok). A legszebb, legnagyobb kiterjedésű hókony Szigetcsép közelében van. A vízterület egyedülálló természetvédelmi értékei a viszonylag fiatal úszólápok, tudniillik a képződésük feltételei az 1920-as évek óta adott csak. Az RSD – a Rhône-delta után – Európa folyóvízi úszólápokban második leggazdagabb vidéke⁶. Helyi jelentőségű természetvédelmi területek közül a Domariba-szigetet lehet említeni. E szakaszon az iszaplerakódás érdemlegesen nem a dunai frissítővíz lebegtetett hordalékának kiülepedéséből származik, hanem a számottevő tömegű makrofíták produkciója során keletkezik. A vízpartok üdülőingatlanokkal nagyrészt beépítettek, a közösségi vízhasználatok céljaira alkalmas partszakasz csak Szigetcsép környékén található. Kijelölt és üzemeltetett strand csak a szakasz déli részén, Szigetszentmártonban és Kiskunlacházán található.

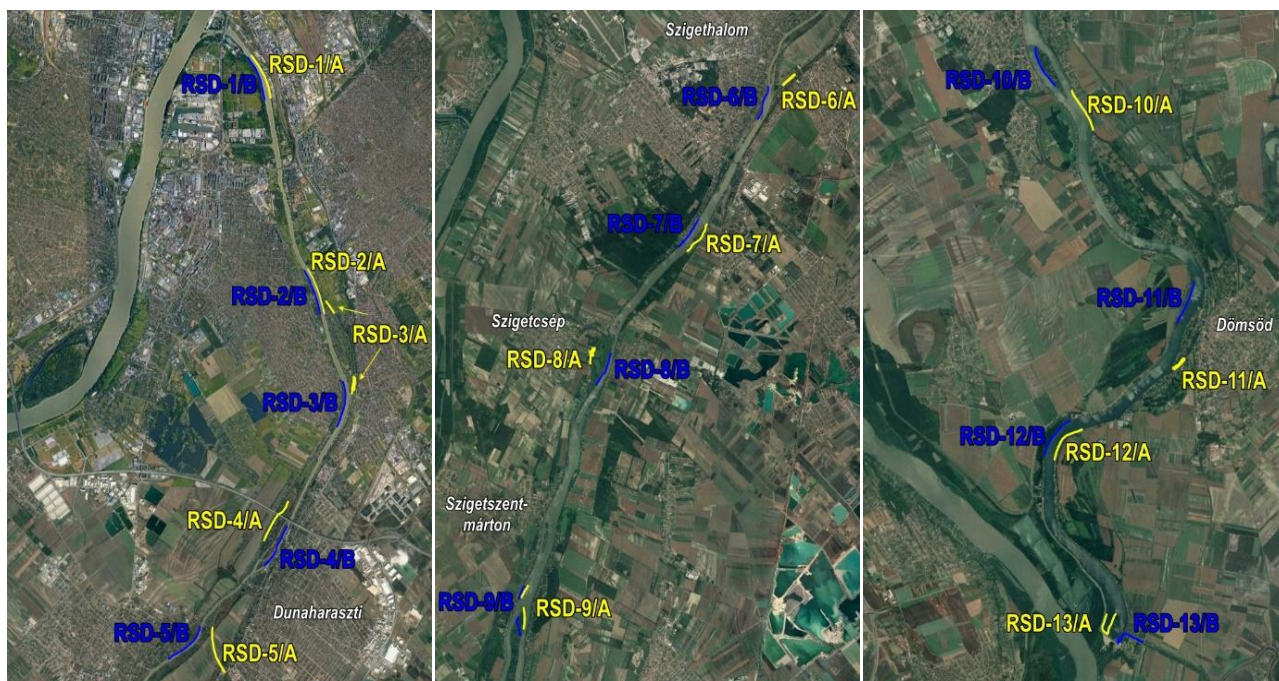
A negyedik, legalsó 19,00-0,800 fkm-ek kötötti szakasz a ráckevei hídtól (Árpád híd) a Tassi-zsilipig tart. A meder itt a legszélesebb, 200-300 méter közötti, a vízmélység 3,0-7,0 méter között ingadozik. A karakteresen nagyobb vízmélység következtében az RSD víztömegének jelentékeny része ezen a szakaszon van. Nádasok sajátosan csak a partszéleken, viszonylag keskeny sávban találhatók, javarészből Szigetbecse térségében. Két jelentékenyebb csatorna ágazik ki a legalsó etap területén, a kettős működtetésű Északi-övcatorna Dömsödön (11,1 fkm-nél), és a Kiskunsági-főcsatorna Tasson (1,0 fkm-nél). A szakasz ismertebb mellék- és holtágai a Senki-, a Kerekzátony és a Rózsa-szigeti mellékág, illetve a Dömsödi és Szigetbecsei holtágak. Az RSD vízminősége ezen a szakaszon a legkedvezőbb, horgászati lehetőségek kiválóak, bár a táj jellegzetességét adó, a vízparti telkek stégjei, valamint a partélig lekerített magántulajdonú vízparti ingatlanok horgászállásai a „külső” horgászturizmus gátló tényezői.

4.2. Mintavételi területek

A vízterület ismerete alapján előzetesen 13 mintavételi területet jelöltem ki az RSD-n, RSD-1-től RSD-13-ig kódjellel jelöltem, észak-déli irányban növekvő számozással (2. ábra). Lehatároltam és pontosítottam azok határait, valamint egységesítettem a kódjaikat (2. táblázat). A mintavételi területek kijelölése során, az arányos távolságok helyett, inkább arra voltam figyelemmel, hogy a sajátos vízterület jellegzetes szakaszai, élőhelyei kerüljenek vizsgálat alá.

Az RSD-1 és RSD-13 között minden egyes „mintavételi területen” 2-2 db „mintavételi részterületet” mintáztam (.../A és .../B jelzettel ellátva), részterületként azonos időben 1-1 mintavételi csoporttal. Valamennyi részterület a vízfolyás típusának megfelelően 1 000 m hosszúságú szakasz volt. A 26 mintavételi részterület közül csak az RSD-3/A, valamint az RSD-9/A és RSD-9/B részterület mintázása volt fragmentált (2. ábra és M3. melléklet). A kijelölés során, mint rendkívüli hidromorfológiai módosulással jellemezhető szakaszokat, csak a hidakat kerültem. A mintavételezésben gyűjtöttem partvédelmi kövezéseken, nádasokban, gyékényesekben, bokrok alatt, nyílt vízen, hókonyok területén, úszóláp foltokban, mellékágakban és holtágakban. A mintavételi területek jellemzőinek leírását az M3. mellékletben, valamint a STAR (SANDIN et al. 2004) és a FAME (KESTEMONT és GOFFAUX 2002) projektek ajánlásait felhasználó, a hazai halas protokollok (HALASI-KOVÁCS 2019) által is általánosan alkalmazott mintavételi jegyzőkönyv formában rögzítettem (M4. melléklet).

⁶ Megjegyzés: Előterjesztésemre az Agrárminiszter 2024. szeptember 30-i támogató döntése értelmében az „RSD folyóvízi úszóláp-együttes” nemzeti értéként az Agrárminisztérium Ágazati Értéktárba felvételre került.



2. ábra: Az RSD-n kijelölt mintavételi (rész)területek kódja és átnézeti térképe

2. táblázat: Mintavételi (rész)területek

Kód	Mintavétel dátuma			Mintavételi terület			
	2018. tavasz	2018. nyár	2018. ősz	főág fkm	koordináták (Hungarian EOV: Y X)	víztest	település név
RSD-1/A	05.28.	08.29.	10.08.	55,400 - 56,400	F: 652416 234781, A: 652837 233889	Kvassay-zsilip alatt 750 méterre a bal (1A) és jobb part (1B)	Budapest, Gubacsi dűlő
RSD-1/B					F: 652416 234781, A: 652837 233889		Budapest, Csepel Szigetcsúcs
RSD-2/A	05.28.	08.29.	10.08.	50,750 - 51,750	F: 653706 230422, A: 654088 229501	Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójától a Csepeli strandig a bal (1A) és jobb part (1B)	Budapest, Soroksár
RSD-2/B					F: 653706 230422, A: 654088 229501		Budapest, Csepel Királyerdő
RSD-3/A	05.28.	08.29.	10.08.	-	F: 654153 229780, A: 654729 227867	Molnár-sziget északi és déli vége	Budapest, Soroksár
RSD-3/B				48,250 - 49,250	F: 654541 228139, A: 654416 227180		Budapest, Csepel Királyerdő

Kód	Mintavétel dátuma			Mintavételi terület			
	2018. tavasz	2018. nyár	2018. ősz	főág fkm	koordináták (Hungarian EOV: Y X)	víztest	település név
RSD-4/A	05.29.	08.30.	10.09.	-	F: 653379 225654, A: 652857 224833	Czuczor-sziget mellékág	Szigetszentmiklós
RSD-4/B				45,000 - 46,000	F: 653368 225147, A: 652863 224320	Czuczor-sziget főág	
RSD-5/A	05.29.	08.30.	10.09.	-	F: 651758 223051, A: 652043 222117	Duna-Tisza-csatorna torkolati szakasz	Dunaharaszti
RSD-5/B				42,150 - 43,150	F: 651488 223068, A: 650790 222377	Paradicsom-szigettel szemközti szakasz	Szigetszentmiklós
RSD-6/A	05.29.	08.30.	10.09.	-	F: 650718 221074, A: 650362 220772	Taksonyi Holtág	Taksony
RSD-6/B				39,250 - 40,250	F: 649948 221676, A: 649636 219862	Tebe sor – Herman Ottó utca közötti szakasz	Szigetszentmiklós
RSD-7/A	05.29.	08.31.	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	Szigethalom
RSD-8/A	05.30.	08.31.	10.10.	-	F: 645103 213725, A: 644997 213283	Csupics-szigeti hókony	Szigetcsép
RSD-8/B				30,625 - 31,625	F: 645572 213598, A: 645159 212725	Csupics-sziget keleti oldala	
RSD-9/A	05.30.	08.31.	10.10.	23,400 - 25,000	F: 643294 207378, A: 643173 206196	Sóskás-, Opera- és Vesszőzátony-sziget	Szigetszentmárton és Ráckeve
RSD-9/B					F: 643185 207352,		

Kód	Mintavétel dátuma			Mintavételi terület			
	2018. tavasz	2018. nyár	2018. ősz	főág fkm	koordináták (Hungarian EOV: Y X)	víztest	település név
					A: 643106 206010		
RSD-10/A	05.30.	08.31.	10.10.	15,900 - 16,900	F: 643506 199572, A: 644009 198711	Ráckeve déli végétől a Dömsödi Holt- Duna zsilipjéig bal part	Ráckeve
RSD-10/B				16,900 - 17,900	F: 642659 200489, A: 643143 199645	Kerekzátany-sziget nyugati oldala	
RSD-11/A	05.31.	09.01.	10.11.	-	F: 646136 193837, A: 645919 193583	Dömsödi Holt-Duna alsó szakasza	Dömsöd
RSD-11/B				10,000 - 11,000	F: 646361 195498, A: 645977 194591	Királyrét, jobb part	Szigetbecse
RSD-12/A	05.31.	09.01.	10.11.	5,450 - 6,450	F: 643847 192279, A: 643211 191606	Napos part, bal part	Dömsöd
RSD-12/B					F: 643558 192448, A: 642978 191688	Makádi Parkerdő, jobb part	Makád
RSD-13/A	05.31.	09.01.	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	Kiskunsági- főcsatorna és Tassi- zsilip előtti vízterület	Tass

4.3. Mintavétel

A mintavétel tervezésekor és végrehajtásakor tekintettel voltam a FAME munkacsoport (FAME CONSORTIUM 2004) 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 30-szeptember 1. és 2018. október 9-11. között, az RDHSZ kiséphajóiból történt akkumulátoros

SAMUS 1000 típusú, pulzáló egyenáramot szolgáltató elektromos kutató halászgépekkel (kimenő feszültség 320-420 V, teljesítmény 250 W, impulzus csúcs 600 W, frekvencia 50 Hz, aktív periódus 1,00 ms). Az elektromos kutató halászgéppel történt mintavételezéseket mindvégig nappal végeztem (3. ábra) biztonságtechnikai megfontolásból kiindulva, bár a vonatkozó irodalmi adatok (SANDERS 1992, MCINERNY és CROSS 2004, ERŐS et al. 2008, POTYÓ et al. 2013, ERŐS 2017, KAUFMAN et al. 2017) azt igazolják, hogy az éjszakai halászatok eredményesebbek, reprezentatívabbak.



3. ábra: Mintavétel közben az elektromos kutató halászgéppel (Fotó: Pfeifer Rikárd)

Az elektromos halászgéppel történő mintavételeket az RSD főágban minden esetben az EME sajátosságainak megfelelően a parti régióban a vízáramlással azonos irányban végeztük, valamivel gyorsabban (16-32 m/s), mint a víz sodrása (3,3-6,7 m/s). Nem áramló víztestek esetében, azaz mellékágakban hókonyokban, holtágakban mindhárom mintavételkor azonos irányban haladtam végig lassú menetben (0,5-1,0 km/h) a jellemző élőhelyeken, a nádasok, gyékényesek szegélyén. A csónakok irányítása elektromos külmotorok segítségével történt a legalacsonyabb sebesség mellett.

A mintavételi szakaszok felső és alsó végpontját egy Garmin GPSMap 620 típusú helyzetmeghatározó készülék segítségével rögzítettem, a mintaszakaszt térképen is ábrázoltam (2. ábra és M3. melléklet). Az elektromos halászgép hatótávolságát, vagyis a mintavételi sáv szélességét 2 méterben állapítottam meg, mintavételi helyszínenként a mintázott vízfelület így összesen 2 000 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 (2021) 2021. január 15-i adatbázisa szerint történt.

A mintavételeket a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény, valamint a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet vonatkozó jogszabályai alapján a kormányhivatal földművelésügyi igazgatóságának (halgazdálkodási hatóság) bejelentettük.

A mintavétel során megfogott halakat meghatározásuk és megszámlálásuk után a begyűjtésük helyszínén engedtem vissza a vízbe (a legtöbb esetben azonban az elkábított és észlelt halak kimerítése sem történt meg). A fajok előfordulási és egyedszám adatait a helyszínen egy OLYMPUS DM-1 és egy OLYMPUS WS-200S típusú digitális diktafon segítségével rögzítettem mintavételi csapatonként.

Minden mintavételi területen, mindhárom mintavételi alkalommal, a NAIK ÖVKI Környezetanalitikai Központ Vizsgáló Laboratóriumában (akkreditált laboratórium) előzetesen kalibrált WTW multi 3430 SET F típusú készülékkel, vízközépen mértem akkreditált módszerrel a vízfelszíni 20 cm-es rétegben a vízminőségi állapothatározók közül a pillanatnyi fajlagos elektromos vezetőképességet (MSZ EN 27888:1998), a pillanatnyi oldottóxigén-koncentrációt (MSZ EN 25814:1998), a pillanatnyi pH-értéket (MSZ ISO 10523:2003) és a víz adott hőmérsékletét (MSZ 260-2:1955). Az állapothatározók értékeit a mintavételi jegyzőkönyvekben rögzítettem (*M4. melléklet*).

4.4. Adatelemzés, feldolgozás, statisztika

Az RSD 2018. évi vízminőségének jellemzéséhez a Pest Megyei Kormányhivatal (PMKH) Érdi Járási Hivatal Környezetvédelmi Mérőközpontjának az RSD vízminőségi helyzetéről kéthetenkénti, illetve a nyári kritikus időszakban naponkénti mintavételek alapján szolgáltatott jelentéseit vettem alapul. A mérőközpont az RSD-n összesen 7 monitoring mintavételi helyen (*3. táblázat*) vesz vízminőségi mintákat a halélettani célvizsgálat céljából. A hivatal az oldottóxigéntartalom meghatározását az MSZ EN 25814:1998, a fajlagos elektromos vezetőképesség mérését az MSZ EN 27888:1998, a pH mérését az MSZ 1484-22:2009, az ammónium meghatározását az MSZ ISO 7150-1:1992, a nitrit és a nitrát meghatározását pedig az MSZ 1484-13:2009 szabványok szerint végezte. A vízminőségi határértékeket a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szóló 10/2010. (VIII.18.) VM rendelet, illetve az MSZ 12749:1993 számú szabvány előírásai szerint alkalmaztuk.

3. táblázat: A PMKH Érdi Járási Hivatal Környezetvédelmi Mérőközpontjának mintavételi pontjai az RSD-n

Mintavételi pont	EOV X	EOV Y
Kvassay-zsílíp	235225	651681
Molnár-sziget	228242	654584
Dunaharaszti, M0-s híd	225308	653502
Dunaharaszti, vasúti híd	223978	652464
Szigethalom	218692	649059
Ráckeve	201981	642481
Tassi-zsílíp	187667	644691

Az általam mért vízminőségi állapothatározók közül csak a fajlagos elektromos vezetőképesség és a pH esetében szemléltettem az adott mintavételi időpontban tapasztalható változásokat, ugyanis az oldottóxigén-tartalom és a hőmérséklet napszakos változása sokkal kifejezettebb, mint az előbbi két mutató esetében.

A mintavételeket követően a diktafonról visszahallgatott előfordulási adatokat a PAST 4.05, valamint a Species Diversity and Richness IV programoknak megfelelő formátumú és kiterjesztésű adatmátrixba rendeztem.

Az aktív gyűjtéssel eltöltött idő és az egyedszám ismeretében számítottam az egy óra alatt fogható halak mennyiségét [CPUE = catch per unit of effort (db/óra)]. A mintavételek időtartama soha nem volt kerek egy óra, de a diktafonról leolvasható idő ismeretében az értéket mindig pontosan egy órára számítottam át. A halászatbiológiában a fajlagos erő kifejtés, vagy fogáshatékonyság a célfajok abundanciájának közvetett mérését teszi lehetővé. Azonos módszer esetén a fogáshatékonyság változása a célfajok valódi abundanciájának változását követi. 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).

A mintavételi területeken előforduló nem természetes faunaelemek csoportosítása SÁLY (2007) faunakomponens fogalomrendszere alapján történt.

A halközösségek hasonlóságát a fajok mintavételi részegységeken belüli relatív tömegessége négyzetgyökének arcsin transzformációja után (PODANI 1997) Jaccard és Bray-Curtis távolságmátrixának csoportátlag-fúziós algoritmus (UPGMA) eljárással történő hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltam a PAST 4.05 program segítségével (HAMMER et al. 2001). A csoportok közötti halegyüttes-szerkezetbeli különbségeket ANOSIM teszttel elemeztem $\alpha=0,05$ szignifikancia szinten. Statisztikailag igazolható különbségnek tekintettem amennyiben a $p<0,05$ teljesült.

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, valamint a diverzitás skálafüggő jellemzéséhez a Rényi-féle egyparaméteres függvénycsaládot használtam. A fajszám, mint 0. rendű diverzitás mutató (RÉNYI 1961, HILL 1973, TÓTHMÉRÉSZ 1998, MAGURRAN 2008, JOST 2006) a halközösség természetes módon adódó alapvető mutatója, azonban a ritka rezidens, vagy a kóborló fajoknak ugyanolyan fontosságot tulajdonít, mint a domináns fajoknak, azaz nem veszi figyelembe a fajok tömegességének különbségeit. Az 1. rendű Shannon–Wiener gyakoriság alapú diverzitás mutató már figyelembe veszi a fajszám és az egyedszám viszonyát.

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i$$

ahol H a diverzitás index jele,
 S a közösséget alkotó fajok száma,
 p_i az i -edik faj relatív gyakorisága
 $\ln p_i$ a p_i természetes alapú logaritmus.

Az index a ritka fajokra érzékeny. A diverzitásfüggvény jellemző tulajdonsága, hogy növekedik a fajszámmal és az egyenletességgel is, azaz, hogy a társulásban az összes egyedszám mennyire egyenletesen oszlik meg a fajok között. Az index értéke általában 1,5 és 3,5 között helyezkedik el, ritkán haladja meg a 4,0 értéket. A népszerű Shannon–Wiener gyakoriság alapú diverzitásmutató többek szerint nem olyan jó, mint amire a népszerűsége utalna (SEABY és HENDERSON 2006).

A Berger–Parker-dominancia index a domináns faj egyedszámát viszonyítja az összes egyedszámhoz (BERGER és PARKER 1970), azaz a közösség többi fajának gyakorisági információját figyelmen kívül hagyja.

$$d = N_{\max}/N$$

ahol $N_{\max}$ a minta leggyakoribb fajának egyedszáma,
 N a mintába tartozó összes egyed száma.

A [0,1] intervallumú dominancia index azt méri, hogy a leggyakoribb faj milyen mértékben dominálja a közösséget. Ezt a meglepően egyszerű indexet MAY (1975) a legjobbak között tartotta számon. A diverzitás mutató összegzően jeleníti meg a zavart élőlény-közösségek abundancia eloszlását (CARUSO et al. 2007). Magas értéke ($d>0,8$) esetében a közösség nem nevezhető diverznek (TÓTHMÉRÉSZ 2002).

A halközösségeknek a vízfolyás longitudinális profilja menti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának, mint az élőlényközösség lényeges inherens tulajdonságának kvantifikálására az információelméletből származó jelenlét/en hiányon alapuló Routledge β_1 -diverzitást alkalmaztam (ROUTLEDGE 1977, WILSON és SHMIDA 1984, KOLEFF et al. 2003). A helypárok béta változatosságának leírásában a legegyszerűbb és legintuitívabb módszer a hasonlóság/különbség együttható használata (LEGENDRE és LEGENDRE 1983, PIELOU 1984, SOUTHWOOD és HENDERSON 2000). A β -diverzitás nem más, mint a halmazelméletből jól ismert komplementaritás (komplementer=egymást kiegészítő). Azaz minél komplementerebb két élőhely, annál nagyobb a béta változatosságuk. A fajösszetételbeli variabilitást kifejező diverzitás mutatóban általában három változót kombinálnak: a mintákban jelen lévő fajok teljes számát; csak

az 1. kvadrátban jelen lévő fajok számát; és csak a 2. kvadrátban jelen lévő fajok számát. Az indextől elvárható, hogy egyetlen komplementaritási mérőszámot adjon a minták halmazán vagy egy transzekt mentén (COLWELL és CODDINGTON 1994). A diverzitás mutatót a főágban vett minták alapján számítottam. Amennyiben a részmintákat a főágban egy mintavételi területen a két (jobb és bal) partszélről nyertem (RSD-1, RSD-2, RSD-7, RSD-10, RSD-12 és RSD-13), abban az esetben a „B” részmintákat vettem alapul. Az RSD-9 mintavételi terület esetében főágnak a Sós-kas- és a Vesszőzátóy-sziget bal partján lévő mederszakaszt tekintettem („A” részminta). A mutató intervallumhatára [0, 0,30103].

$$\log_{10}(T) - \left[\frac{1}{T} \sum_i e_i \log_{10}(e_i) \right] - \left[\frac{1}{T} \sum_j \alpha_j \log_{10}(\alpha_j) \right] \quad \begin{array}{l} \text{ahol } T \text{ az előfordulások teljes száma,} \\ e_i \text{ az } i\text{-dik fajt tartalmazó minták száma,} \\ \alpha_j \text{ a } j\text{-dik kvadrátban talált fajok összes száma.} \end{array}$$

Az effektív (ekvivalens) fajszám azoknak a fajoknak a számát jelenti, amelyek az észlelt diverzitást úgy jellemzik, mintha minden faj azonos mennyiségben lenne jelen a közösségben (JOST 2006). A tényleges fajszámtól kisebb fajszám biológiai interpretáció szerint a közösséget domináló fajok számát jelenti. Az effektív fajszámokat a számított Shannon-Wiener indexek exponenciálisaként számítottam.

A várható fajszám (ritkített mintanagysághoz rendelt fajszám), vagy ES(m)-diverzitás, nem más, mint egy faj-egyedszám görbe (TÓTHMÉRÉSZ 1997), a minták diverzitásának standard egyedszámra vonatkozó összehasonlítását teszi lehetővé. A módszer a minták fajgazdagságát úgy becsüli, mintha azok mindegyikében azonos számú, standardizált (m) egyed lenne (SANDERS 1968). A skálázási eljárás megvizsgálja az adott mintában jelen lévő fajok számát, de nem vizsgálja, hogy mely fajok képviseltetik magukat a mintákban. A Sanders-féle hibás egyenletet HURLBERT (1971) javította ki.

$$ES(m) = \sum_{i=1}^S (1 - (1 - p_i)^m) \quad \begin{array}{l} \text{ahol } S \text{ a minta fajszáma,} \\ p_i \text{ az } i\text{-edik faj relatív gyakorisága,} \\ m \text{ a standard egyedszám} \end{array}$$

A fajszám intrapoláció során standard egyedszámként (m) az összevetésben szereplő minták közül a legkisebb összes egyedszámú minta egyedszámát választottam.

A halközösségek diverzitását Rényi-féle diverzitási profilok összevetésével végeztem (RÉNYI 1961), ahol a skálaparaméter $\alpha=0$ esetén a Rényi-féle diverzitás értéke a tényleges fajszám logaritmus, $\alpha \approx 1$ -nél a Rényi-féle diverzitás értéke a Shannon-Wiener diverzitással egyezik meg ($\alpha=1$ esetén nem értelmezett a Rényi-féle diverzitás), illetve amikor α értéke nagy ($\alpha \rightarrow \infty$), akkor a Rényi-féle diverzitás a Berger-Parker diverzitás logaritmusával egyenlő (TÓTHMÉRÉSZ 1997).

$$HR(\alpha) = \frac{(\log \sum_{i=1}^S p_i^\alpha)}{(1-\alpha)} \quad \begin{array}{l} \text{ahol } S \text{ a minta fajszáma,} \\ p_i \text{ az } i\text{-edik faj relatív gyakorisága,} \\ \alpha \text{ skálaparaméter} \end{array}$$

A diverzitásmutatókat a Species Diversity and Richness IV programcsomaggal becsültem (SEABY és HENDERSON 2006). Két mintavételi terület diverzitáseltérésének szignifikanciáját SOLOW (1993)-féle statisztikai próbával teszteltem. Statisztikailag igazolható különbségnek tekintettem amennyiben a $p < 0,05$ teljesült.

A halközösség két időpont közötti időszakra vonatkozó lokális fajbetelepülésből és lokális fajeltűnésből származó fajösszetétel változás mértékét a fajkicserélődés index (species turnover, ST) segítségével számítottam (RELYS et al. 2002).

$$ST(t_1, t_2) = \frac{(b + c)}{(S_{t1} + S_{t2})}$$

ahol b a csak t_1 időpontban jelen lévő fajok száma,
 c a csak t_2 időpontban jelen lévő fajok száma,
 S_{t1} a t_1 időpontban jelen lévő összes faj száma,
 S_{t2} a t_2 időpontban jelen lévő összes faj száma.

Az $ST_{t1, t2}$ értékkészlete [0,1] intervallumú, 0 esetében a vizsgált időközben a fajkészletben nem történt változás, a maximális 1 értéknél a szóban forgó időintervallum alatt a halközösség fajösszetétele teljes mértékben kicserélődött. A számításba vett időintervallum kezdetét a 2010. évi felmérés jelentette (GYÖRE et al. 2012).

Jelen felmérésem tavaszi, fajösszetétel alapján történt összevont adatainak, valamint a 2007-es (UGRAI és GYÖRE 2007) és a 2010-es (GYÖRE et al. 2012) vizsgálatok adatainak összehasonlítását nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) alapján végeztem. Az ordinációban alkalmazott Bray-Curtis távolság mátrix származtatott adatait az egyedszámok négyzetgyökének kettős Wisconsin standardizálását követően nyertem. Az analízis során a legkisebb stresszt adó ordinációt fogadtam el (SHEPARD 1980).

Az évszakra jellemző átlagos fajszámot az adott időszakban a 13 mintavételi terület (26 mintavételi részterület) fajszámának egyszerű középértékeként határoztam meg. A mintavételi területek átlagos fajszámát a három mintavételi időszakban kimutatott fajszámok egyszerű középértékeként számítottam. Az átlagok összehasonlítása egymintás Student-féle t-eloszlás alapján történt, statisztikailag igazolható különbségek tekintetében az átlagok eltérését, amennyiben $p < 0,05$ teljesült.

Az RSD halegyüttes szerkezetét a halfajok funkcionális guildek szerinti besorolásának mintájára is karakterizáltam. A funkcionális guildek egy adott ökoszisztémában azonos működést végző, hasonló forrásigénnyel rendelkező fajok összessége, melyek között a filogenetikai rokonság nem elvárta. A nagyobb, generális funkcionális csoportokon belül finomabb csoportok is képezhetők. A besorolást SÁLY és ERŐS (2016) által javasolt biológiai jellemvonás csoportok szerint végeztem. Az általam figyelembe vett trait (tulajdonság) csoportok a következők voltak:

- adult egyedek táplálkozási jellemzői (*herbivor*, *omnivor*, *planktivor*, *insectivor-piscivor*, *benthic-invertivor*, *piscivor*);
- táplálkozási habitat típusa (*pelagikus*, *metafitikus*, *bentikus*);
- reprodukciós guild (*litofil*, *fitofil*, *fito-litofil*, *pszammofil*, *ostracofil*, *pelagofil*, *speleofil*);
- vízáramlási preferencia (*reofil*, *euritóp*, *stagnofil*),
- biogeográfiai státusz (*őshonos*, *adventív*).

Adventív fajok közé soroltam mind az ember által betelepített, mind pedig a természetes terjeszkedés útján a hazai vizekben megjelent fajokat.

Figyelmen kívül hagytam a habitat specializációt, valamint a perturbációval szembeni toleranciát, mivel számos faj esetében a szóban forgó biológiai ismerv alapján való besorolás még nem történt meg megfelelő információk hiánya következtében. Az értékelés során mintavételi területenként az egyes funkcionális guildekbe tartozó fajoknak a három mintavétel alapján összesített relatív abundanciáját vettem figyelembe.

A halközösség teljes fajszámát ún. másodrendű jackknife 2 (két mintában előforduló fajokat figyelembe vevő) módszerrel, nemparaméteres úton a mintaterületenkénti összesített fajszám adatokból becsültem. A tapasztalatok szerint ez a viszonylag egyszerű becslés jól használható (TÓTHMÉRÉSZ 2002).

A halcsaládok három mintavételi idő szerinti összesített relatív abundanciáját mintavételi területenként négyzetgyökvonással transzformáltam és a PAST 4.05 verziójú programcsomag segítségével PCA biplot ordinációval ábrázoltam. A főkomponensek elemzése hipotetikus változókat állapít meg, amelyek a lehető legnagyobb terjedelemben veszik figyelembe a

többváltozós adatok varianciáját (LEGENDRE és LEGENDRE 1998). A PCA eljárás alkalmazása során az SVD algoritmussal a variancia-kovariancia mátrix sajátértékeit és sajátvektorait vettem figyelembe.

A taxonómiai homogenizáció, illetve differenciáció számszerűsítésére használt módszertani megközelítések két különböző időszakban vizsgált fajkészleteket hasonlítanak össze. A biotikus homogenizáció vagy differenciáció mértékét mintavételi terület lépték mentén, a prezencia/abszencia (OLDEN és POFF 2003, SÁLY et al. 2007), illetve az abszolút abundancia (ROONEY et al. 2004) alapján vizsgáltam. A PAST 4.05 programcsomag segítségével számba vettem a mintavételi területek fajegyütteseinek Jaccard-, illetve Bray-Curtis-index szerinti páronkénti hasonlóságát, külön a 2010-es és a 2018-as adatokra. Számítottam a 2010-es, illetve a 2018-es páronkénti hasonlósági mátrixainak különbségmátrixait mindkét index esetében. Az RSD vízterületén történt biotikus homogenizáció vagy differenciáció mértékét a különbségmátrix átlagos hasonlósági értéke alapján becsültem. Az összehasonlítási alapot GYÖRE et al. (2012) dolgozata jelentette, melyben a szerzők az RSD ugyanazon mintavételi területein, ugyanazon módszerrel gyűjtötték a halmintákat.

4.5. Haljelölés-visszafogások

A vízterület gazdaságilag legfontosabb halfaja a ponty, mely kiemelt szerepet tölt be mind a horgászfogásokban, mind a telepítésekben. A halgazdálkodási hatóság által jóváhagyott éves halgazdálkodási terve szerint az RDHSZ legalább 180 000 kg 2-3 nyaras pontyot telepít az RSD-be és mellékvizeibe évente, így ez a vízterület az ország egyik legintenzívebben telepített vízterülete. A ponty esetében nemcsak a fogások mennyisége, hanem azok minősége is kiemelt jelentőséggel bír. Kezdetektől cél, hogy a megfelelő telepítési szerkezettel és halvédelemmel elérje a hasznosító az idősebb halkorosztályok arányának növekedését, valamint a nagyobb testű egyedek védelmét. Ennek a célnak az elérése érdekében nagypontyvédelmi programot indított, a helyi horgászrenddel és egyéb eszközökkel motiválta a horgászokat a nagytestű (rekord) egyedek önkéntes, illetve kötelező bejelentésére (mérettartománytól függően).

Önkéntes rekordlista bejelentést – a vizsgált időintervallum tekintetében, 2019. évtől – a 10 kg-nál, majd 2021. évtől a 15 kg-nál nagyobb pontyok fogására vezetett be az RDHSZ a helyi horgászrendjeiben. Minden 25 kg feletti pontyot fogó horgászt kötelező bejelentési kötelezettség terheli, míg a 15-25 kg közötti mérettartományú ponty megfogása esetén a horgász önkéntes bejelentéssel érintett. A vizsgált időszak tekintetében 2019-től kötelező a 7 kg-nál nagyobb pontyok visszaengedése, 2024-től a ponty legnagyobb kifogható méretét 6 kg-ra csökkentette a halgazdálkodási hasznosító. Az adatokat az RDHSZ alkalmazásában álló hivatásos halőrök hitelesítik (jómagam is az RDHSZ hivatásos halóri állományában vagyok; rendészeti szolgálati igazolvány száma: RSZ122744, rendészeti szolgálati jelvény száma: 300543).

Az RDHSZ rekordlistára csak hitelesített adat kerülhet fel. A rekordlistás pontyot a vízbe minden esetben vissza kell engedni. Kívülről akadt hal – tehát amely egyed nem a táplálkozási viselkedéséből adódóan került horogra – nem hitelesíthető. A rekordlistára történő bejelentés további feltétele, hogy a horgász teljeskörűen tud gondoskodni a hal épségéről annak hitelesítéséig. A halat megfelelő méretű, anyagú haltartóban kell tárolni, kantározni tilos, ellenkező esetben azt vissza kell engedni. Hitelesítést csak RDHSZ hivatásos halőr végezhet a halat megfogó horgász jelenlétében, a bejelentést követően legkésőbb 12 órán belül. A hitelesítés az arra szolgáló jegyzőkönyv kitöltésével végezhető, amely három példányos és az egyik példánya a horgászt illeti meg. A hitelesítési jegyzőkönyv kitöltésén kívül fényképkészítés is kötelező a hal mindkét oldaláról, illetve a visszaengedésről is (RDHSZ 2025). Az általam alkalmazott hitelesítési jegyzőkönyv mintáját az *M5. melléklet* tartalmazza.

Az adott rekordhal egyedek megfogása és hitelesítése között eltelt – egyedenként változó – 0-12 óra időtartamok alatt lezajlott élettani mechanizmusok (pl. retenció, vagy ürítés a béltraktusból) okozta testtömeg-változásokat nem vettem figyelembe.

Jelen értekezésben e fogási adatokat elemeztem 2020 augusztusa és 2024 decembere között. A fogáskor feljegyzésre került a fogás időpontja, helye, a hal standard testhossza⁷, a testtömege, a halat fogó horgász neve, valamint az alkalmazott csali is. Ezen túlmenően a megfogott halakat chippel jelöltem meg – chipleolvasóval történt ellenőrzés után, miután megbizonyosodtam, hogy az adott egyed nem hordoz testében korábbi chipet –, így a későbbiekben a halak nyomon követhetőek lettek. A hal egyedek standard testhosszának mérésére kihajtható, fából készült mérővesszőt (collstock) és mérőszalagot, a testtömegmérésre PROLOGIC AVENGER digitális, 50 kg-ig hitelesített horgász mérleget használtam. A halakba a haljelölő mikrochipet (ISO 11784:2024 szabványnak megfelelő, FDX-B technológiát alkalmazó transzponder) a hátúszó elülső fele alatt, a háti részbe, a pikkelyt a chipelő készülék steril tűjével megemelve, a bőr átszúrásával a hátizomzatba juttattam, majd a sebet sebfertőtlenítővel (ANIMEDAZON spray 2,45 w/w %-os) fertőtlenítettem. A megfogott halak háti tájkát minden esetben a transzponderrel kompatibilis chipleolvasó készülékkel (DATAMARS F12 Alpha-vet logós, ISO 11785:1996 szabványnak megfelelő) ellenőriztem és visszafogás esetén az új fogási adatot az adott egyedhez tartozó előzmény adatokkal összerendeztem. A fent leírt eszközöket a 4. ábrán és a chipelés mozzanatát az 5. ábrán mutatom be.



4. ábra: A rekordhalak méréséhez és jelöléséhez alkalmazott eszközök (Fotó: Udvari Zsolt)

⁷ fogási méret: a halak oldalán, az orrcsúctól a farokúszó tövéig egyenes vonalban mért testhosszúság [133/2013. (XII. 29.) VM rendelet 1. § 4. pont szerint]



5. ábra: A mikrotranszponder beültetése és fertőtlenítés egy ütemben (Fotó: Szendőfi Balázs)

Az egyes halak esetében külön megvizsgálhattam az esetleges visszafogás helyszínét, illetve a testtömeg változását. A legalább háromszor megfogott halak esetében elemeztem a visszafogási adatokat, mert a kétszer fogott halak esetében különösen nagy szerepe lehetett a véletlennek. A testhossz és testtömeg adatok alapján kiszámoltam a halak kondícióját, illetve annak változásait. A kondíció értékeléséhez az alábbi képletet használtam (FROESE 2006):

$$K=100*\frac{W}{L^3}$$

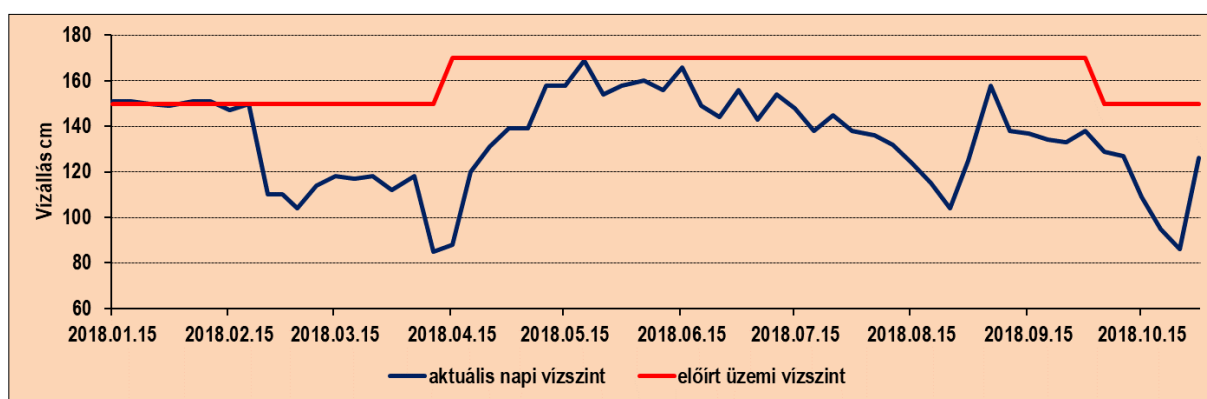
Ahol a W a testtömeg (g), L a teljes testhossz (TL, cm). Mivel a rendelkezésre álló fogási adatok standard testhosszban (SL) voltak megadva, így azokat TREER et al. (2003) művében leírtak szerint átszámoltam teljes testhosszra: $TL=3,524+1,117*SL$

Az egyes testtömeg és kondíció változások, valamint a fogások között eltelt idő közötti kapcsolat feltárására korreláció analízist végeztem, 95%-os szignifikanciaszint mellett, míg az első és utolsó megfogáskori kondíció összevetésére kétmintás t-próbát alkalmaztam.

5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE

5.1. Vízminőség

A PMKH Érdi Járási Hivatal Környezetvédelmi Mérőközpontja által az RSD vízminőségi helyzetéről kéthetenkénti, illetve a nyári kritikus időszakban naponkénti mintavételek alapján szolgáltatott eredmények elemzését az OVF-nek az RSD-n, a Kvassay-zsilipnél lévő 121028 számú felszíni vízrajzi állomás 15 percenkénti vízállás adatsorával való összevetése alapján végeztem. A 2018-as év sok tekintetben különleges volt, az év elején a fokozott belvízveszély jelentette az elsődrendű problémát a vízgyűjtő területen. Ennek megfelelően az RSD-ben csökkentették a vízállást, hogy a környező területek belvíz feleslegét a tározóként is működő víztest be tudja fogadni. A tavaszi időszakra előírt 150 cm-es vízszint helyett 80-120 cm közötti vízszintet tartottak kényszerűségből (6. ábra). 2018. február 22-től a Közép-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság a víztest üzemvízszintjét belvíz esetén tartandó üzemvízszintre csökkentette le, ami átlagban 50 cm, esetenként azonban több, mint 80-cm-es vízszintcsökkenést okozott. Ebben az időszakban a Kvassay-zsilipnél ugyan folyamatos volt betáplálás, a bevezetett (tisztított és nem tisztított) szennyvizek hígulása azonban csak részben volt biztosítva.



6. ábra: Az RSD Kvassay-zsilipnél lévő 121028 számú felszíni vízrajzi állomás vízállás adatai az előírt üzemi vízszinthez képest a 2018. évben (forrás: OVF)

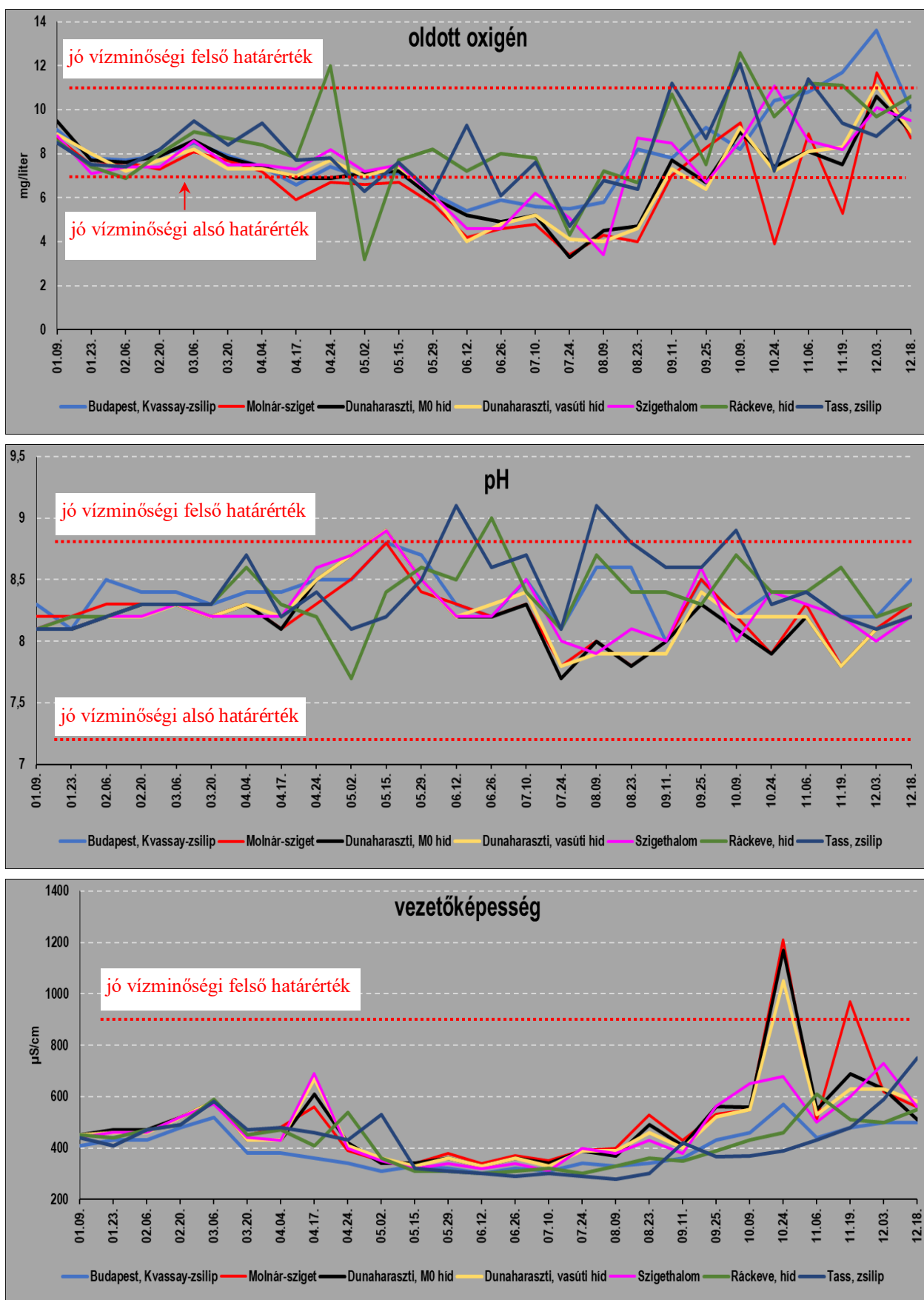
A belvizek összegyűjtésére a Gyáli I. főcsatorna (Gyáli-patak, amely hajdan mezőgazdasági területek vízelvezetését szolgáló vízfolyás volt, ma azonban a Ferihegyi repülőtér, 4. sz. főút, M0 és M5 autópálya, ipari parkok – csapadékvízének és tisztított szennyvizének a befogadója is), a Duna–Tisza-csatorna és az Északi-övcatorna szolgál. Mindhárom vízfolyás művelés alatt álló, olyan mezőgazdasági földterületekről gyűjti össze a belvizeket, melyek a VGT2 Duna-völgyi-főcsatorna alegységének 2-2. térképmelléklete szerint tápanyag és nitrátrézkény területeknek minősülnek. A 2018-as évben a későbbiekben, a belvizes periódust követő aszályos időszakban sem tudta a vízügy tartani az előírt 170 cm-es üzemi vízszintet, jóval az alatt, kb. 20-60 cm-el alacsonyabb vízszint volt a jellemző a vízpótlást jelentő főág alacsony vízszintjének következtében. A rendkívüli kis mennyiségű vízfrissítés miatt az RSD-n átáramló víz sebessége kritikus szintre csökkent, ami a befogadott, szennyezőanyagokkal terhelt vízfolyások (Népjóléti-árok, Gyáli-patak) kifejezetten rossz vízminősége miatt, az RSD adott szakaszának vízminősége is gyakran az elfogadható jó állapot alatti volt.

2018. év elején a téli, a vízszint drasztikus csökkentését megelőző időszakban a víz oldottoxigén-tartalma, pH-értéke és fajlagos elektromos vezetőképessége a teljes RSD főágban nagyon csekély intervallumon belül változott (7. ábra). A vízszintcsökkentést követően, a bevezetett belvizek hatására azonban a mért vízminőségi paraméterek tekintetében a víztest szakaszainak vízminőségében jelentős eltérések mutathatók ki. Azon általános törvényszerűség mellett, hogy a nyári időszakban a vízfolyás összes vizsgált szakaszán a víz oldottoxigén-tartalma

a tavasszal mérthez képest csökkent, a Népjóléti-árok, illetve a Gyáli I. föcsatorna betorkolását követő RSD-szakaszokon (Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd) a szóban forgó vízminőségi állapothatározó jóval alacsonyabb értékét mérték, mint a víztest más régiójában. Ez a tendencia az év későbbi időszakában is megfigyelhető volt. A vízminőségi mutató az év nagy részében a VKI állóvizekre vonatkozó jó vízminőség szerinti alsó (7 mg/l) határértékét nem érte el. A komponensre vonatkoztatott vízminőségi osztályba történő sorolás (MSZ 12749:1993 szabvány) szerint a Kvassay-zsilip, Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd, Szigethalom mintavételi pontok esetében a vízminőség május végétől kezdődően egészen augusztus végéig jellemzően III. (olykor IV.) osztályú volt.

A víz pH-értéke a tavaszi időszakot követően mind a hét mintavételi szakaszon fluktuáló volt, a legfelső és az alsóbb régiókban valamivel szélesebb és magasabb értékű intervallumban, mint a középső területeken. Nyár közepétől kezdődően a Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd mintavételi pontok indikálta szakaszokon a pH alacsonyabb volt, mint az RSD más területén. A VKI szerinti jó vízminőséghez tartozó felső (pH=8,8) határértéket a minták csak kevés alkalommal haladták meg, átlagban az állóvizekre vonatkozó jó vízminőségi határérték intervallumon belül változtak. A komponensre vonatkoztatott vízminőségi osztályba történő sorolás szerint a mintavételi esetek többségében a mintavételi területek vízminősége I.-II. osztályú volt, a III. osztály határértékét csupán a Tassi-zsilip környéki víztest haladta meg mindössze két alkalommal (7. ábra).

A bevezetett belvizek április hónapban bizonyítható módon megemelték az RSD vizének fajlagos elektromos vezetőképességét. A mutató az őszi időszakban extrém értékekkel mutatkozott a Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd mintavételi pontok környékén (1 000-1 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ami, ha kevéssel is, de meghaladta a jó vízminőség szerinti felső (900 $\mu\text{S}/\text{cm}$) határértéket. Igaz azonban az is, hogy az RSD más szakaszain is ebben az évszakban magasabb fajlagos elektromos vezetőképességet lehetett mérni (400-700 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A már jelzett őszi extrém értékekkel jellemezhető időszak kivételével a komponensre vonatkoztatott vízminőségi osztályba történő sorolás szerint a mintavételi esetek nagy hányadában a mintavételi területek vízminősége I. osztályú volt.



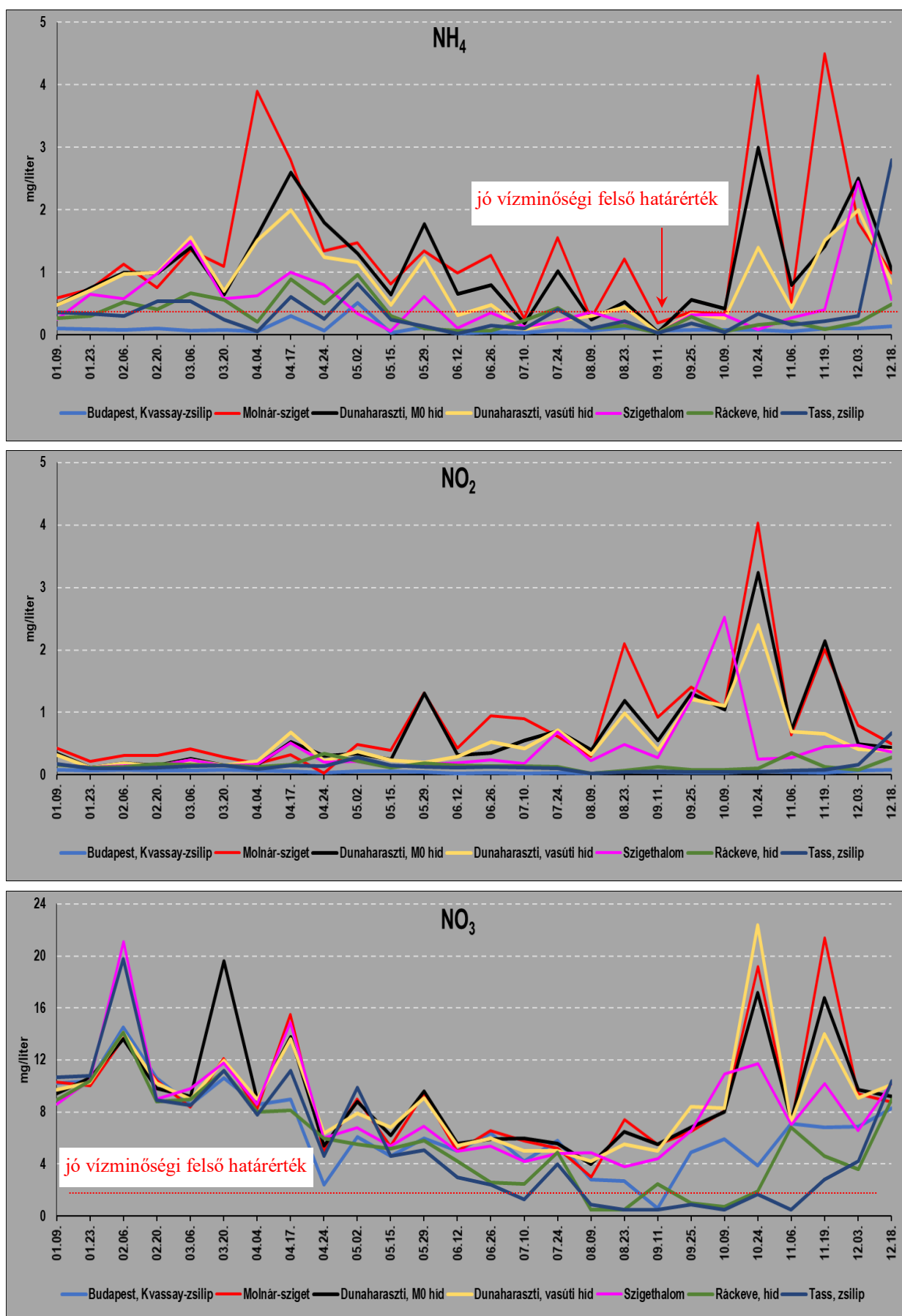
7. ábra: Az RSD vizének halélettani célvizsgálat szerinti oldott oxigén-, pH-, valamint fajlagos elektromos vezetőképesség változása a 2018. évben (PMKH Érdi Járási Hivatal Környezetvédelmi Mérőközpontja)

Az ammóniumion-tartalom mindössze egyetlen mintavételi területen, a Kvassay-zsilipnél nem haladta meg a jó vízminőséghez tartozó határértéket (8. ábra). Az állapothatározóra vonatkoztatott vízminőségi osztályba történő sorolás szerint a többi mintavételi terület az év nagy részében általában másodosztályú. Tavasszal és ősszel azonban a Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd mintavételi pontok környékén csak III., illetve IV. osztályú, sőt a Molnár-szigetnél tavasszal egy, ősszel pedig két alkalommal is V. osztályú besorolású volt a komponensre vonatkoztatott vízminőség. A tápanyag háztartás jellemzői közül a nitrition-tartalom április közepétől az év végéig meghaladta a II. osztály határértékét, ősszel és télen mindvégig IV. és V. osztályú volt. Az őszi időszakban a Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd mintavételi pontok környékén a II. osztály határérték 20-40-szeresét is meghaladta. A nitrát ion-tartalom a jó vízminőség szerinti felső (1,8 mg/l) határértékét mindössze az alsó szakasz (Ráckevei híd és Tassi-zsilip közötti szakasz) őszi vízminősége nem lépte túl, a többi mintavételi terület és időszak esetében a vízminőségi jellemző tekintetében a vízminőség a II. osztályba volt sorolható. A víz halélettani célvizsgálat szerinti több állapothatározójának más időszakhoz képest őszi magasabb értéke valószínűsíthetően az aszályos év rovására írható, illetve a rendkívül kis mértékű vízcserének (betöményedés) köszönhető.

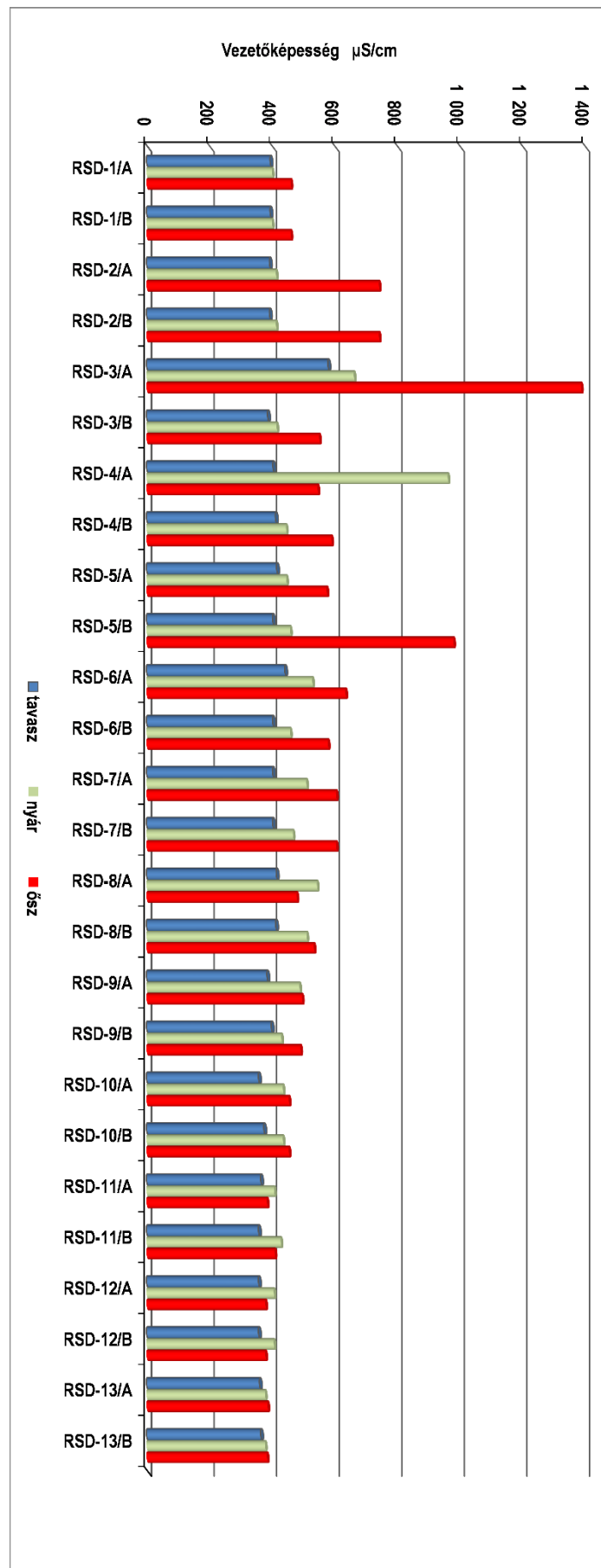
Az általam mért vízminőségi állapothatározók közül csak a fajlagos elektromos vezetőképesség és a pH esetében jellemeztem a változásokat, ugyanis az oldottóxigén-tartalom és a hőmérséklet napszakos változása sokkal kifejezettebb, mint az előbbi két mutató esetében. A víz fajlagos elektromos vezetőképessége tavasszal, a 26 mintavételi részterületet 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 fajlagos elektromos vezetőképesség megnövekedett, különösen a középső szakaszon (9. 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%-kal statisztikailag igazolhatóan magasabb ($p=0,0043$), mint a tavaszi. Jellemzően ebben az évszakban is a vízfolyás alsó szakaszán mértem a legalacsonyabb fajlagos elektromos vezetőképességet. A második legmagasabb értéket a Molnár-szigeti holtágban tapasztaltam. Ősszel még magasabb értékeket mértem, 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 statisztikailag igazolható ($p=0,053$). A legmagasabb fajlagos elektromos vezetőképességet ismét a Molnár-szigeti holtágban mértem. Ez valószínűsíthetően annak köszönhető, hogy a holtág alsó szakaszán torkollik be a Gyáli I. föcsatorna.

A vízfolyás éves fajlagos elektromos vezetőképesség átlaga 1 132 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ősszel kisvízes időszakban ennél az értéknél általában magasabb (VGT2 6-1 melléklet: *Felszíni vízfolyás víztestek állapota*). Kiemelkedően magas volt még a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyása alatti (RSD-2/A és RSD-2/B), valamint a Paradicsom-szigettel szemközti szakasz Szigetszentmiklósnál (RSD-5/B). Az alsó vízterület ősszel is a legalacsonyabb fajlagos elektromos vezetőképességűnek mutatkozott (9. ábra).

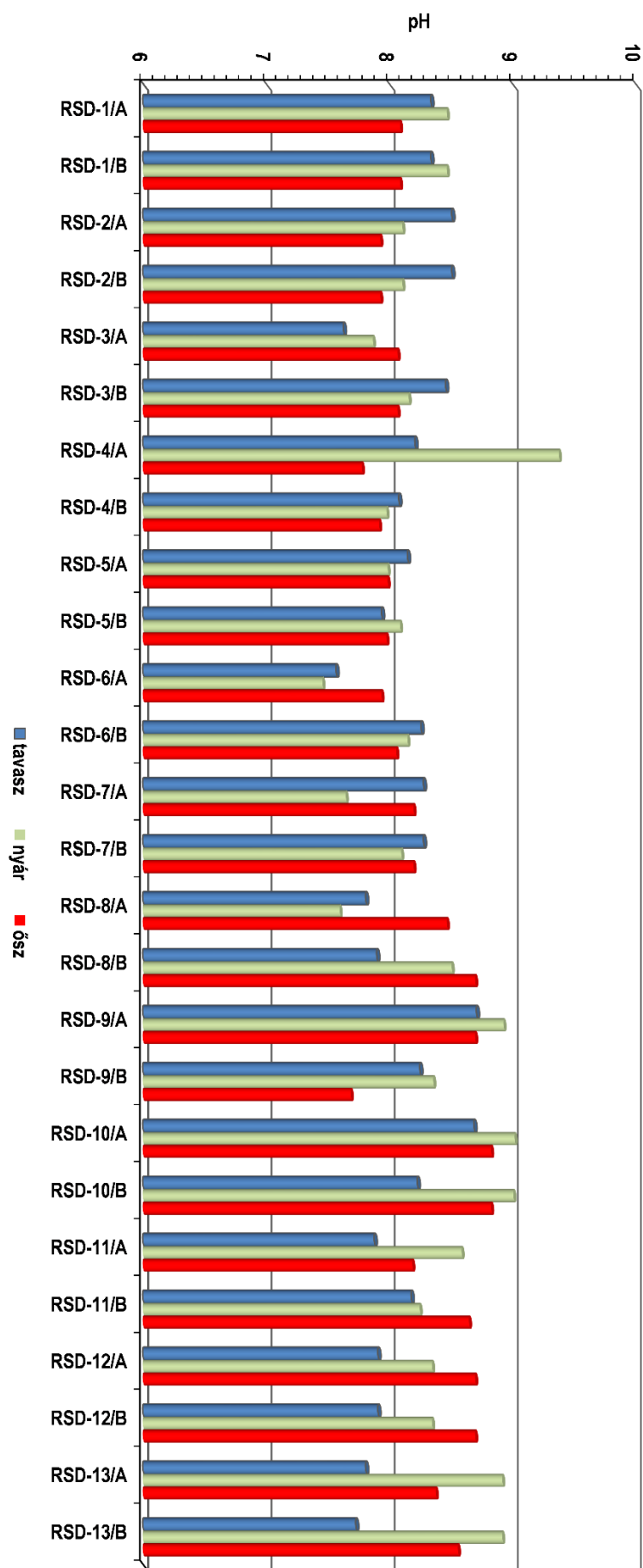
A pH mérése az RSD teljes hosszán egy adott időszakban viszonylag rövid időintervallum alatt történt, így lehetőség nyílt néhány jellegzetes, a vízfolyás hosszanti tengelye mentén tapasztalható változást elemezni. A tavaszi pH-értékek átlaga $8,14 \pm 0,31$ volt 7,57 és 8,71 szélső értékekkel. A legalacsonyabb pH-t az úszólápokkal jellemezhető Taksonyi holtágban (RSD-6/A) mértem, a legmagasabbat Ráckeve térségében a Sóska-, az Opera-, és a Vesszőzátony-sziget környékén (10. ábra).



8. ábra: Az RSD vizének halélettani célvizsgálat szerinti NH_4 -, NO_2 -, és NO_3 ion tartalom változása a 2018. évben (PMKH Érdi Járási Hivatal Környezetvédelmi Mérőközpontja)



9. ábra: A víz fajlagos elektromos vezetőképesség értéke az RSD 26 mintavételi részterületén tavasszal, nyáron és ősszel

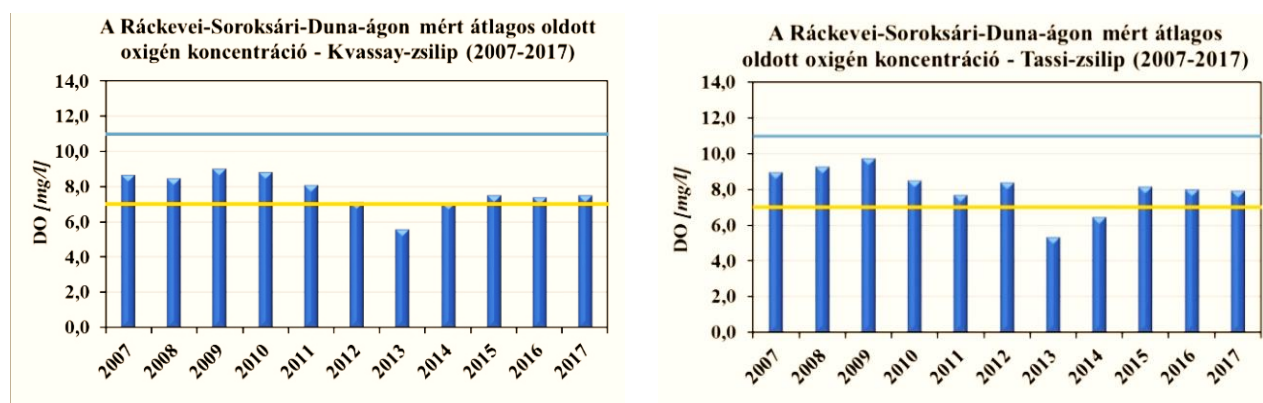


10. ábra: A víz pH-értéke az RSD 26 mintavételi részterületén tavasszal, nyáron és ősszel

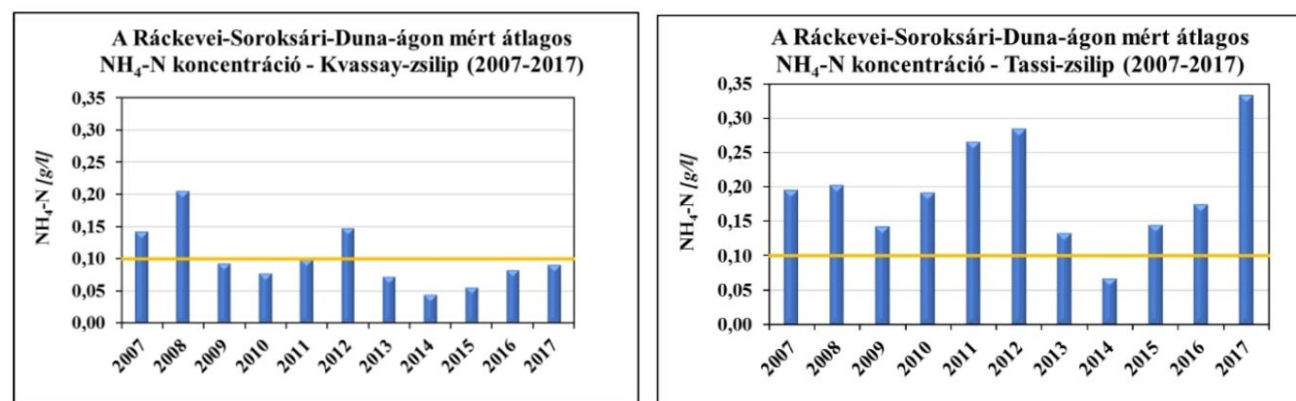
A nyári pH-értékek valamivel magasabbak voltak, $8,33 \pm 0,48$ (min. 7,46, max. 9,38), de az eltérés a tavasziakétól nem volt statisztikailag igazolhatóan eltérő ($p=0,078$). Nyáron is a Taksonyi holtág vizének pH-ja volt a legalacsonyabb. Kimagaslóan magasnak mértem a Czuczor-szigeti mellékág (RSD-4/A) vizének pH-értékét (9,38!). Ősszel 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 statisztikailag igazolható ($p=0,479$). Legalacsonyabb pH-értéket a Vesszőzátony- és az Angyali-szigetet elválasztó Lagúnában (RSD-9/B) mértem. Közvetlen közelében a főágban (RSD-9/A) mért pH-érték csaknem egy 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) szakaszokon is magasabb pH-t tapasztaltam. A Lagúnában mért alacsonyabb pH-érték valószínűsíthetően a helyenként tapasztalt extrém magas vízínövény (*Trapa natans*, *Salvinia natans*) borítottságnak (80-100%) és az úszólápok jelenlétének köszönhető.

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). A helyszínen mért pillanatnyi hőmérséklet és oldottoxigén-tartalom mindössze a felmérés során esetleg tapasztalt halhiány esetében lett volna kardinális magyarázó környezeti teljesítmény.

Az állapotathatározók éves átlagos értékei mutathatnak halélettani szempontból kiváló vízminőséget, mint pl. az oldottoxigén-koncentráció az évek többségében 2007 és 2017 között (11. ábra), vagy akár 2018-ban, amikor a PMKH Érdi Járási Hivatal Környezetvédelmi Mérőközpontja által mért oldottoxigén-koncentráció éves átlagos értéke 7,58 mg/l volt, azonban a 2018-as év is igazolta, hogy az év elég nagy részében (május közepétől szeptember végéig) a Kvassay-zsiliptől Szigethalomig az állapotathatározó koncentrációja messze a jó vízminőségi alsó határérték alatt volt (7. ábra).



11. ábra: Az RSD-n mért átlagos oldott O₂-koncentráció a Kvassay-, és a Tassi-zsilipnél 2007 és 2017 között (kiváló vízminőséghez tartozó felső — és alsó határérték —) (Forrás: INNO-WATER 2018)



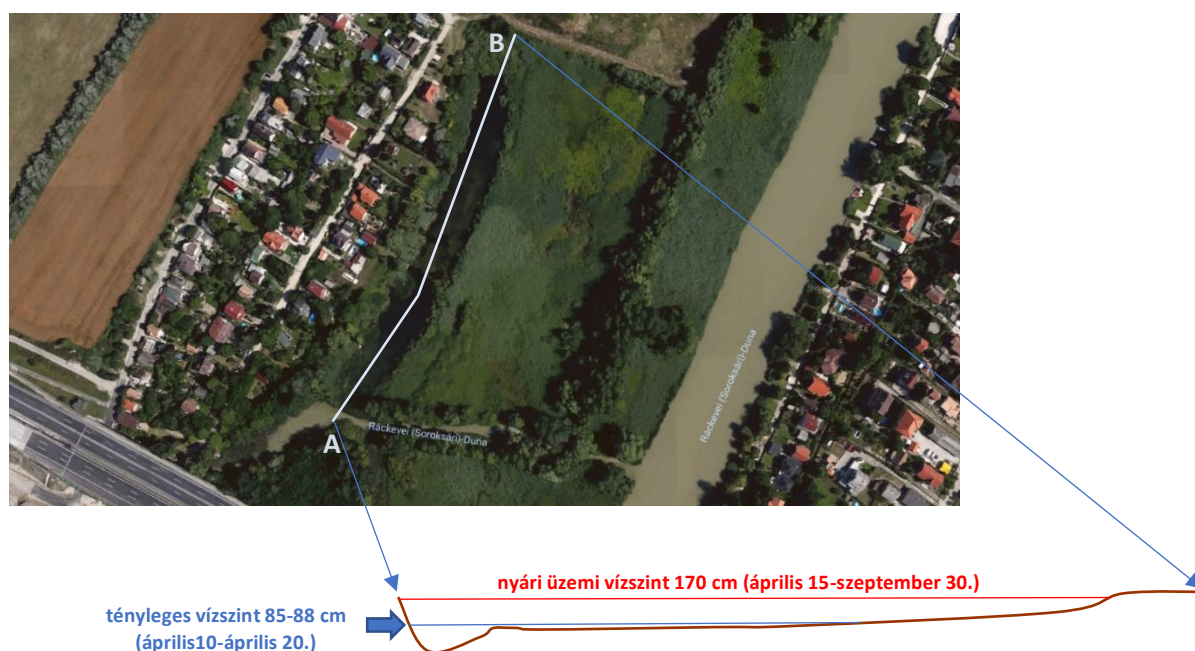
12. ábra: Az RSD-n mért átlagos NH₄-N koncentráció a Kvassay- és a Tassi-zsilipnél 2007 és 2017 között (a jó vízminőséghez tartozó alsó határérték —) (Forrás: INNO-WATER 2018)

A 2007 és 2017 közötti adatsorok alapján az RSD vize a nitrogén-háztartási paraméterek magas koncentráció értékei miatt nem érte el a jó ökológiai vízminőségi állapotot. Ennek mindenekelőtt az ammónium-nitrogén (12. ábra) és a nitrát-nitrogén magas koncentrációja volt az oka.

5.2. Vízmennyiség

Az élőhelypusztulás az a folyamat, amelynek során a természetes élőhely olyan mértékben károsodik vagy pusztul el, hogy az már nem képes fenntartani az ott természetes módon előforduló fajokat és ökológiai közösségeket. Ez gyakran a fajok kipusztulásához és ennek következtében a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezet. Az élőhelyek destrukciója, leromlása miatt bekövetkező habitatvesztés az állatok túlélését fenyegető elsődleges veszély (NEY-NIFLE és MANGEL 2000). Ha egy ökoszisztémát az emberi tevékenység – jelen esetben a vízelvezetés – drámai mértékben megváltoztat, előfordulhat, hogy az már nem képes biztosítani a halak számára a túléléshez szükséges táplálékot, vizet, fedezéket és az utódok felneveléséhez szükséges élőhelyet.

A 2018. év I. negyedévének belvizes időszakában jelentősen csökkentették az RSD vízszintjét, hogy a környező területek belvíz feleslegét, a kettősműködésű (nyáron öntözővizet szolgáltató) csatornák folyásirányának megfordulásával, a víztest be tudja fogadni. A tavaszi időszakra előírt 150 cm-es vízszint helyetti 80-120 cm közötti vízszint tartás következményeként az amúgy is sekély vizű mellékágak, hókonyok sok helyen csaknem szárazra kerültek (UDVARI et al. 2019b). Szigetszentmiklóstól északra, az RSD 45,0-46,2 fkm-ek közötti szakaszának a jobboldali mederszélén egy 1 500 méter hosszú mellékág felső (északi) végében egy értékes úszólápos terület található, amely 230 m hosszú és mintegy 20-25 méter széles (13. ábra). Ez a víztest az RSD-4/A mintavételi terület része. A közelmúltban mások, 2007-ben és 2010-ben is kimutatták az *Umbra krameri* egyedeit (UGRAI és GYÖRE 2007, GYÖRE et al. 2012, TATÁR et al. 2016), valamint a legújabb NBmR-felmérés keretében is (SALLAI és SALLAI 2021). A 2018-as gyűjtéseim alkalmával egyetlen időszakban sem sikerült bizonyítanom a fokozottan védett halfaj előfordulását a mellékágban. 2020 áprilisában, az RDHSZ compó anyahal befogási tevékenysége során ugyancsak nem találkoztam a faj egyetlen példányával sem a hókony területén.



13. ábra: Az RSD-4/A mintavételi részterület északi, felső részén található úszólápos habitat és a hókony hosszmetsete az áprilisi tényleges vízállással (Forrás: Google Earth)

5.3. Fajkészlet

2018. évi vizsgálataimban az RSD 26 mintavételi részterületén 8 halcsalád (Cyprinidae, Cobitidae, Siluridae, Ictaluridae, Esocidae, Centrarchidae, Percidae, Gobiidae) összesen 36 halfaj 26 589 egyedének előfordulását igazoltam (4. táblázat és M6. 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 vízterületen csak 6 fordult elő, *Rutilus virgo*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladykovi*, *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Gymnocephalus baloni*. A magyar faunaterületen élő endemikus halfajokból kettő, a *Rutilus virgo* és a *Gymnocephalus baloni* egyedeinek előfordulását sikerült igazolnom. A hazánkban védett fajokon kívül az EU Tanács 92/43/EGK irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről függelékeiben szereplő „közösségi jelentőségű fajok” közül az *Aspius aspius* populációjának jelenlétét tudtam kimutatni. A vízterületen két olyan faj előfordulását igazoltam (*Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua*), melyek a 133/2013. (XII.29.) VM rendelet alapján „nem fogható” őshonos halfajok [megjegyzés: később a „harmadik” nem fogható státuszú faj, *Acipenser ruthenus* előfordulását is igazoltam (UDVARI et al. 2023a)].

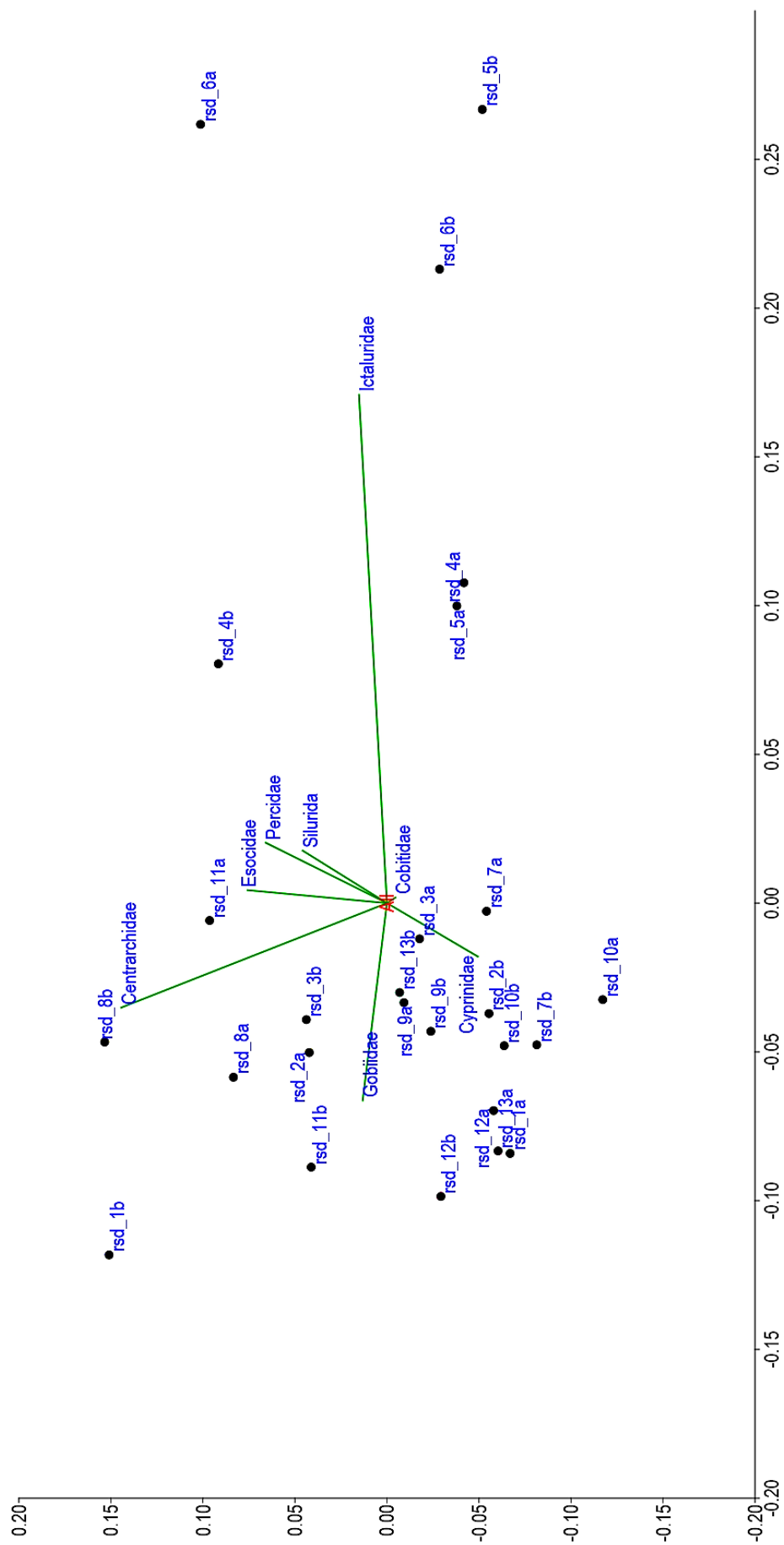
4. táblázat: Az RSD halfajkészlete 2018. 05. 28. és 2018. 10. 11. közötti három mintavétel alapján

Tudományos fajnév	Faj címke	Tudományos fajnév	Faj címke
<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus 1758)	rurut	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	cypcar
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	rutvir	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	hypmol
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	cteide	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	misfos
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	scaery	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	silgla
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	squcep	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)	ameneb
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	leuidu	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	amemel
<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	leuasp	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	esoluc
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	albalb	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	lepgib
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	blibjo	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	micsal
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	abrbra	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	perflu

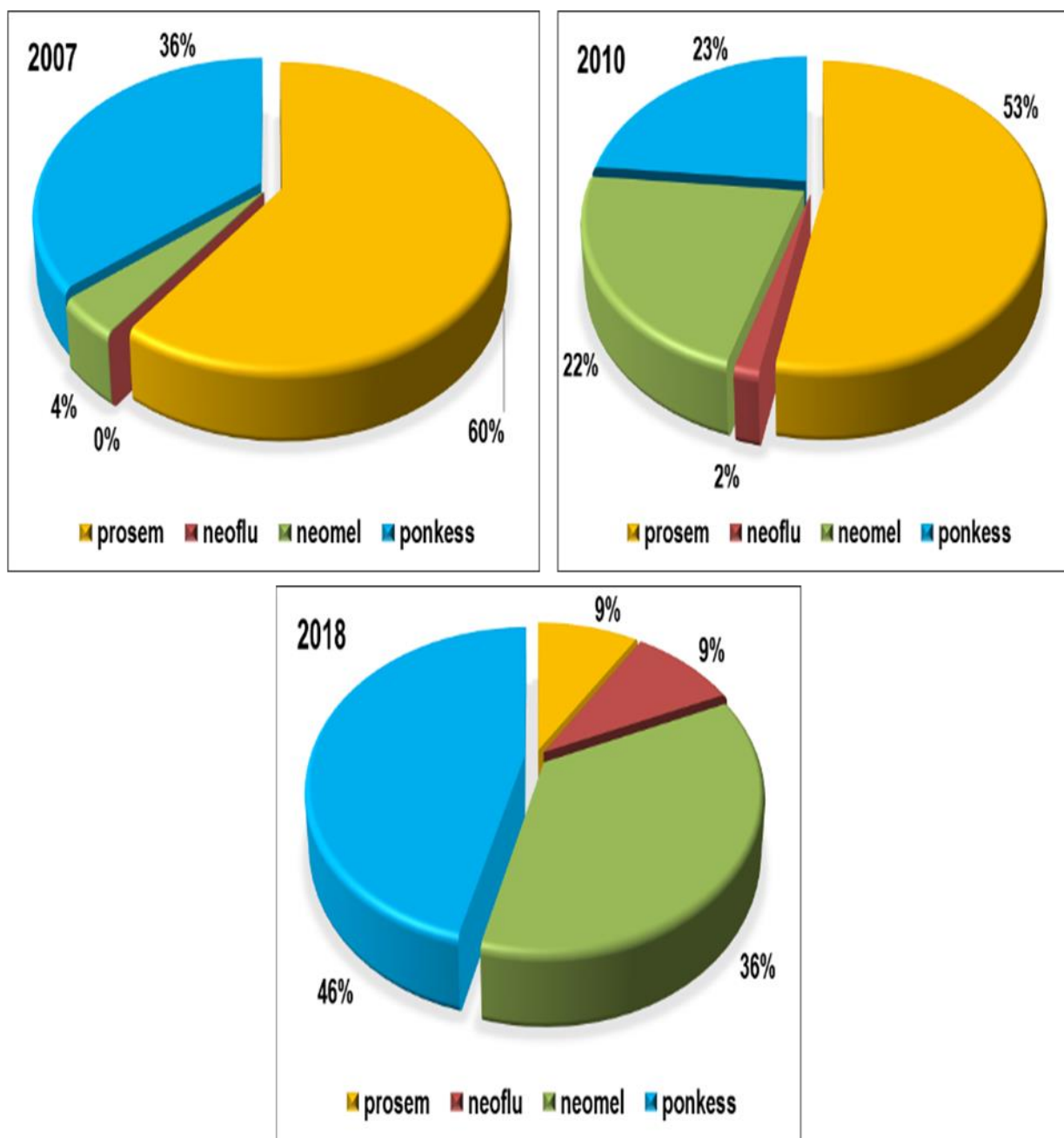
Tudományos fajnév	Faj címke	Tudományos fajnév	Faj címke
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	tintin	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	gymcer
<i>Gobio gobio complex</i> (Linnaeus, 1758)	gobgob	<i>Gymnocephalus baloni</i> Holcík & Hensel, 1974	gymbal
<i>Romanogobio vladykovi</i> (Lukasch, 1933)	romvla	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	sanluc
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	psepar	<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	sanvol
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	rhoama	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	prosem
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	carcar	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	neoflu
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	caraur	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	neomel
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	cargib	<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	ponkes

Általánosságban, egy adott halcsaládba tartozó fajok egyedei (néhány kivételtől eltekintve), az állapothatározókat tekintve közel azonos toleranciával, illetve preferenciával jellemezhetők. A 8 halcsaládhhoz tartozó fajok éves összesített relatív gyakoriságának négyzetgyökvonással való transzformált értékeit főkomponens analízissel ordináltam a mintavételi területek alapján (14. ábra). Az 1. komponens a variancia 45,68%-át magyarázta. A törpeharcsafélék (Ictaluridae) családjába tartozó két faj (*Ameiurus nebulosus*, *Ameiurus melas*) előfordulása az RSD középső szakaszára, a Dunaharaszti-Taksony-Szigetszentmiklós települések térségére volt jellemző (RSD-4/A, RSD-4/B, RSD-5/A, RSD-5/B, RSD-6/A, RSD-6/B). Mindhárom mintavételi területre jellemző volt a viszonylag alacsony vízmélység mellett a partszegélyi kiterjedt, széles és sűrű nádas, illetve gyékényes. A Centrarchidae fajok (*Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*) legnagyobb varianciával néhány jól behatárolható mintavételi részterületekre koncentráltak (RSD-1/B, RSD-2/A, RSD-3/B, RSD-8/A, RSD-8/B, RSD-11/A, RSD-11/B). A gébfélék (Gobiidae) nagyobb egyedszámmal az RSD legfelső (RSD-1/B, RSD-2/A) és legalsó szakaszán (RSD-11/B, RSD-12/B, RSD-13/A, RSD-13/B) voltak kimutathatók.

A Gobiidae családon belül a 2007. évihez képest a feketeszájú géb állománya gyarapodott a legjelentősebben, 4%-ról 36%-ra, de számottevően nőtt a Kessler-géb 36%-ról 46%-ra, illetve a folyami géb is a kezdeti 0%-ról 9%-ra (15. ábra). Ezzel párhuzamosan látványosan csökkent a tarka géb populációjának nagysága (60%→9%). A tarka géb állománynagyságának fogyatkozását a Duna főágában is megfigyelték (GUTI 1997, MOLNÁR és BASKA 1998), sőt egyenesen ritkának tartják (ERŐS et al. 2005), de vannak arról is adatok, hogy számos helyről már eltűnt (ERŐS et al. 2008). DOMBAI et al. (2010) ezt a nagyobb testű és agresszív Kessler-géb és feketeszájú géb térhódításával hozták kapcsolatba. Általános tapasztalat, hogy vizeinkben az idegenhonos fajok száma és a halközösségbeli egyedszám arányuk nő (WEIPERTH et al. 2013, WEIPERTH et al. 2015), ez a trend az RSD-ben is megfigyelhető.



14. ábra: PCA biplot ordináció a halcsaládok relatív gyakorisága alapján az RSD 26 mintavételi részterületén

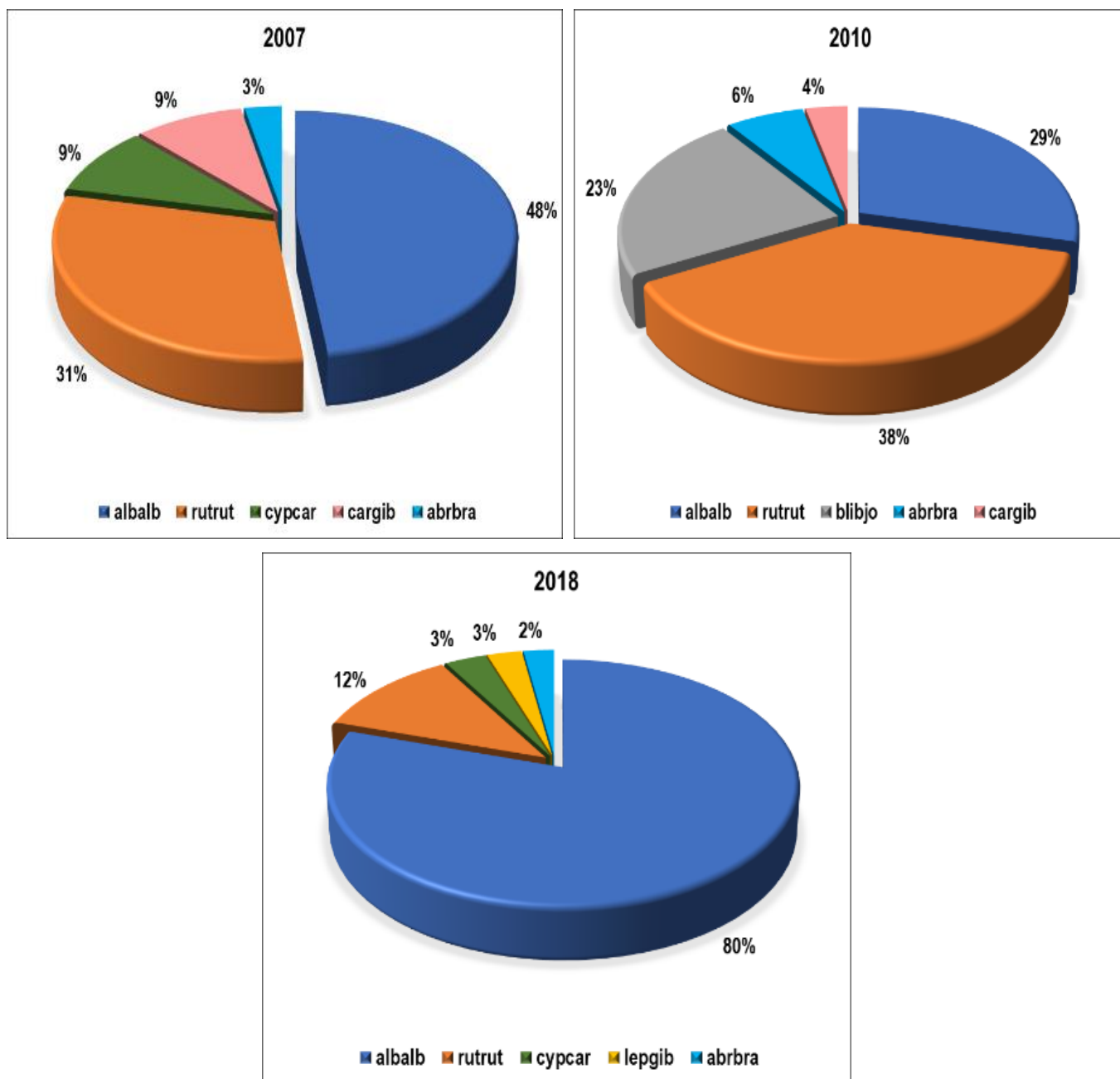


15. ábra: Egyedszamarány változása a Gobiidae családon belül az RSD teljes szakaszán 2007 és 2018 között

A csíkfélék (Cobitidae) családját egyetlen faj, a *Misgurnus fossilis* képviselte, az alacsony egyedszámú és kis varianciával rendelkező faunaelem a PCA ordináción az origóhoz közel van, mindössze két mintavételi részterületen fordult elő (RSD-4/A és RSD-7/A). A legtöbb fajt magába foglaló Cyprinidae család tagjai jól láthatóan számos mintavételi területet benépesítenek. A sügérfélék (Percidae) és a harcsafélék (Siluridae) családjába tartozó halfajok legnagyobb varianciával az RSD-4/B és az RSD/11A mintavételi részterületek „irányába” mutatnak.

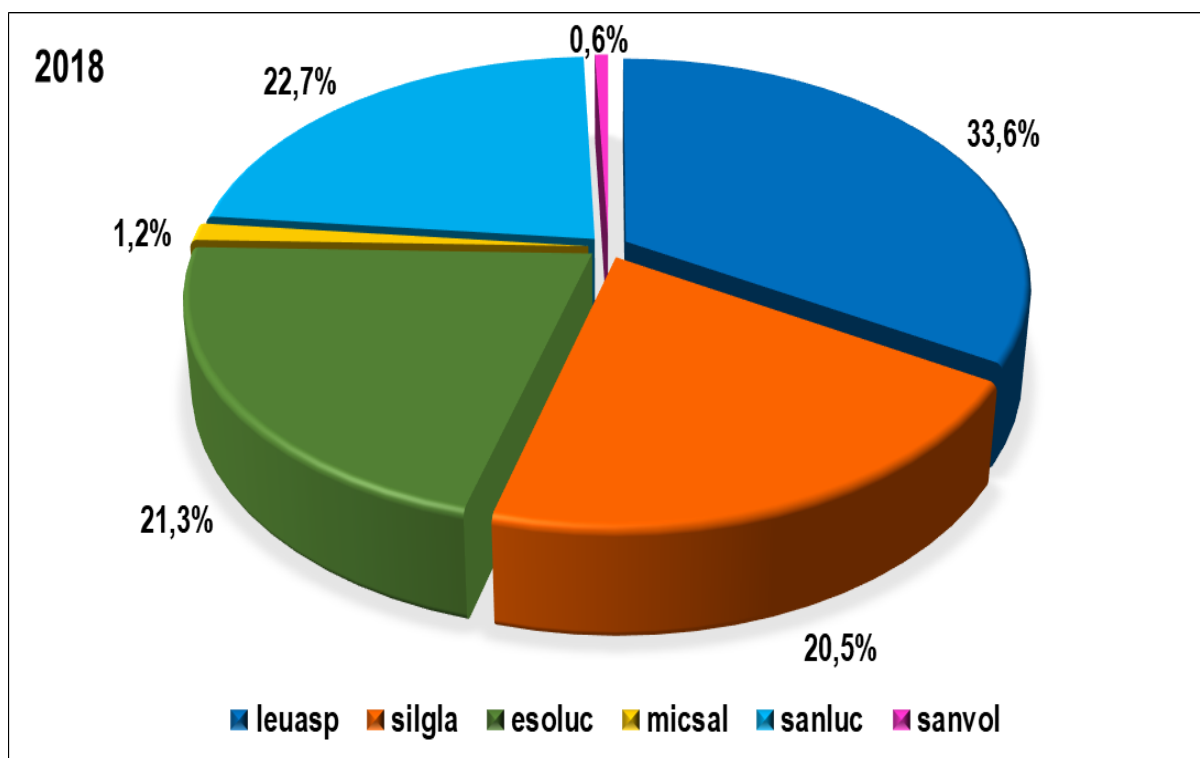
Az RSD teljes szakaszán a fogott halpéldányok összességét tekintve az *Alburnus alburnus* 62,50%-os egyedszám aránya magasan kiemelkedett a többi közül. A faj általánosan, más víztestek halegyüttesének esetében is gyakran tapasztalható „túlreprezentáltságának” okát többen annak tudják be, hogy a felszínközelbeli életmódja következtében sokkal nagyobb hatékonysággal

fogható elektromos halászati módszerrel, mint pl. a bentikus halak (GUTI 2007, POTYÓ et al. 2013). A magas fogáshatékonyság oka ugyanakkor a csapatképző tulajdonságával is magyarázható. A második legnagyobb abundanciával fogott hal a *Rutilus rutilus* volt (18,08%). A 2007-es (UGRAI és GYÖRE 2007), 2010-es (GYÖRE et al. 2012) és a 2018-as mintázásokat összehasonlítva megállapítható, hogy ugyanazon évszakban (tavasszal) gyűjtött mintákban az első öt legnagyobb egyedsszámmal előforduló halfaj közül az *Alburnus alburnus*, a *Rutilus rutilus* és az *Abramis brama* mindhárom évben jelen volt (16. ábra), további magas egyedsszámú populációval volt megtalálható a *Cyprinus carpio* (2007-ben és 2018-ban), a *Carassius gibelio* (2007-ben és 2010-ben) és a *Blicca bjoerkna* (2010-ben).



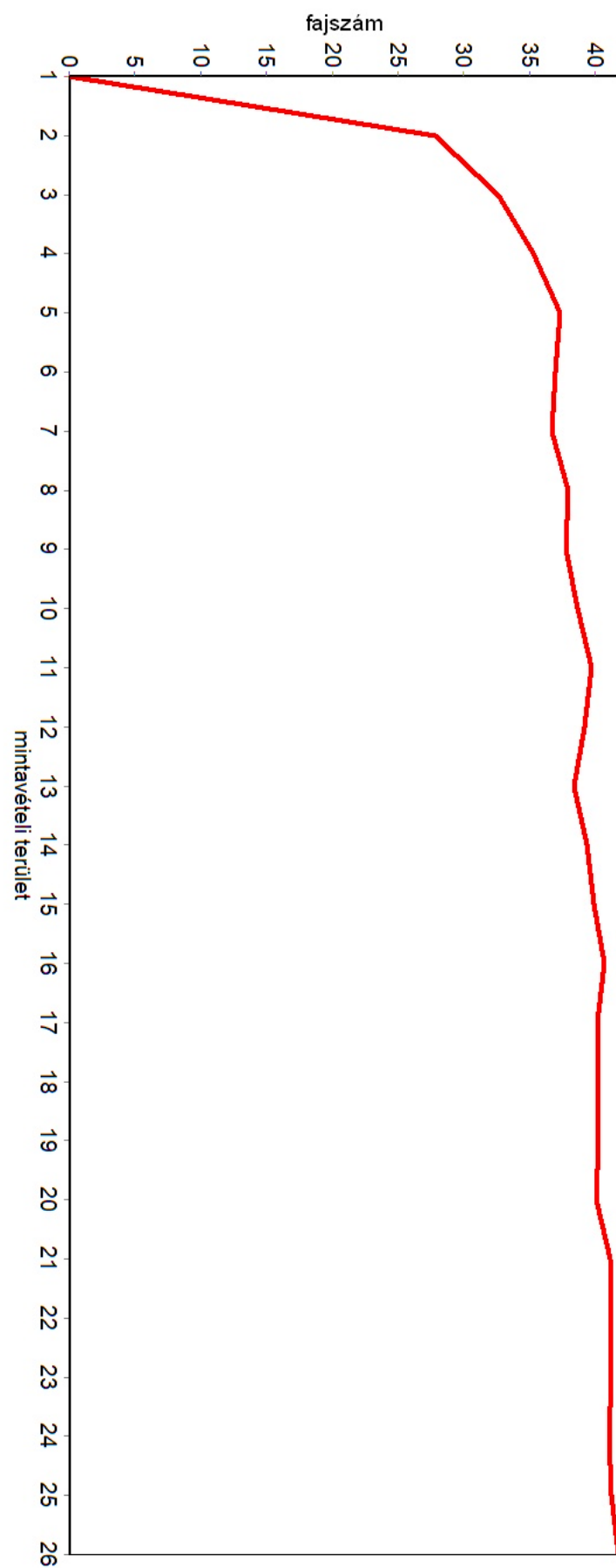
16. ábra: A legnagyobb abundanciával előforduló 5 faj egymáshoz viszonyított egyedsszám aránya az RSD teljes szakaszán 2007., 2010. és 2018. évek tavaszán

RIBIÁNSZKY (1977) szerint az RSD-ben az ideális ragadozóhal arány a süllő:csuka:balin:harcsa esetében az 50:10:30:10 lenne. Az általa közölt eszményi arányokhoz képest a harcsa és a csuka valós rátája magasnak lenne mondható. A ragadozóhal állományban az évszakos mintavételezések eredményeinek összesítése alapján a balin jelentősen túlreprezentált (17. ábra). A csuka, a harcsa és a süllő csaknem azonos egyedszám aránnyal képviseltette magát. A pisztrángsügér és a kőszüllő aránya elenyészőnek mondható.



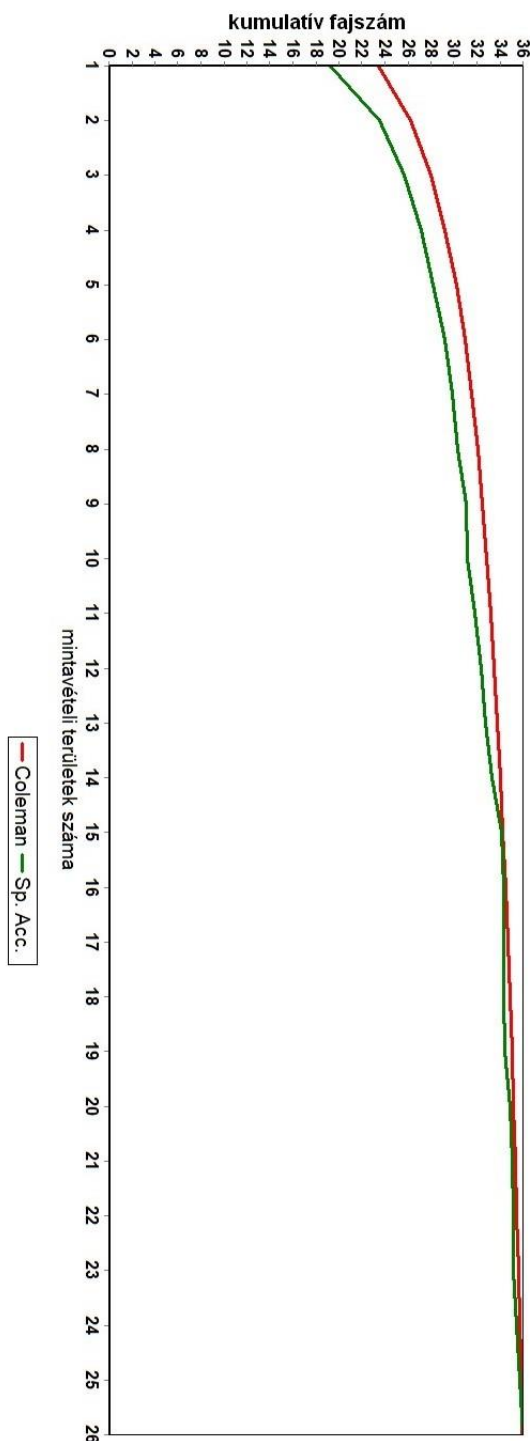
17. ábra: A ragadozó halfajok aránya az RSD-ben az összesített minták alapján

A 3x25 minta alapján (kihagyva a Duna-Tisza-csatornát – RSD-5/A mintavételi részterület) az RSD halközösségének teljes becsült fajszáma, a legközelebbi egész számra kerekítve 42 (18. ábra).



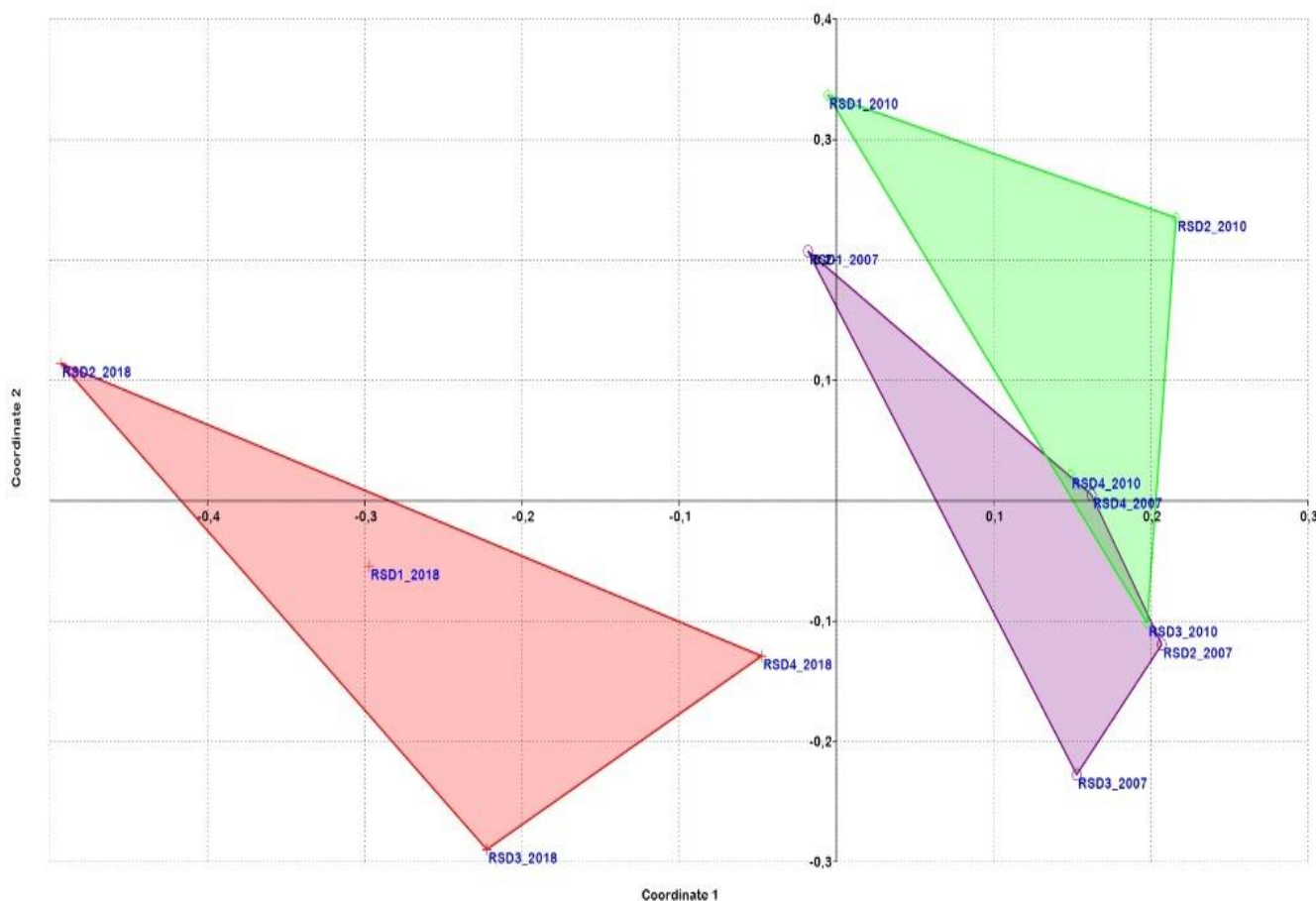
18. ábra: A 25 mintavételi részterület éves összesített fajszáma (db) alapján a halközösség teljes fajszámának becslése másodrendű jackknife módszerrel

COLWELL és CODDINGTON (1994) azt javasolta, hogy amennyiben abundancia adatok állnak rendelkezésre, úgy érdemes összehasonlítani a tényleges fajakkumulációs görbét azzal a hipotetikus görbével (Coleman-görbe), amely akkor várható, ha az összes mintában kifogott összes egyedet véletlenszerűen rendelték volna a mintákhoz (19. ábra). Jól látható módon az ún. heterogenitás teszt Coleman-görbéje a megfigyelt fajakkumulációs görbe fölött van, ami némi mintaheterogenitásra utal. Ez pusztán a véletlenszerű mintavétel hibájával nem magyarázható, inkább annak tudható be, hogy az *RSD* halközösségében jelentős változások történhettek a vizsgált időszak alatt.



19. ábra: Coleman-féle heterogenitás teszt (COLEMAN et al. 1982) az *RSD* fajszám extrapolációja során

A szennyvíztisztító környéki szakasz 2007-es (UGRAI és GYÖRE 2007), 2010-es (GYÖRE et al. 2012) és a 2018-as tavaszi adatok fajösszetétele alapján történt egybevont értékelésének nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredményét a 20. ábra mutatja be.



20. ábra: A mintaterületek halközösségének NMDS ordinációja 2007-es, 2010-es és 2018-as tavaszi mintázások alapján. A konvex burkok az azonos mintavételi időszakhoz tartozó szakaszokat fogják körül. Shepard-stressztérték: 0,14.

A három év konvex burkai csaknem teljesen szegregáltak. A 2007-es és a 2010-es év esetében a mintaterületeket reprezentáló pontok az első tengely szerint jól sorba rendezettek a vízfolyás iránya szerint. A negatív tartományban a Kvassay-zsilip alatti mintavételi terület található, a pozitív tartományban pedig a követő szakaszok. A 2018-as felmérés pontjai teljes egészükben negatív értékűek és nem követik a folyásirány szerinti sorrendet. Erősen negatív tartományban van a szennyezés alatt álló mintavételi szakasz. A 2018-as mintavételi területeket jelző pontok jelentős elmozdulást mutatnak a 2007-es és 2010-es felméréshez képest. A vízszintes tengely értelmezéseként mögöttes tényező lehet a fokozódó szennyeződés, mert ha egy függőleges vonalat húznánk a grafikon közepén, úgy az teljességgel elválasztaná a 2018-as baloldali csoportot a 2007-es és 2010-es jobboldali csoportoktól. Fontos megjegyezni, hogy az ábrázoláshoz alkalmazott koordináta-rendszer tengelyei nem feltétlenül jelentenek háttérváltozókat.

A biotikus (taxonómiai) homogenizáció vagy differenciáció alapvetően három, egymással interakcióban lévő történés következménye: ① új – rendszerint adventív – fajok betelepülése, ② fajok kipusztulása, vagy elvándorlása ③ olyan habitat változások (általában élőhely diverzitás csökkenés), amelyek szinergista módon elősegítik az előbbi két folyamatot. A harmadik fejlemény során a lokális fauna specialista és intoleráns fajait kozmopolita, generalista taxonok váltják fel. A fokozódó globalizáció, a nemzetközi kereskedelem földrajzi útvonalai, az éghajlatváltozás nagyban elősegítik a nem őshonos fajok behurcolásának, terjedésének valószínűségét, amely

felgyorsíthatja a biotikus homogenizáció ütemét (OLDEN 2008). A közösségi hasonlóság növekedését ma már a biotikus elszegényedés egyik legjelentősebb formájának tartják. Amennyiben a betelepült új fajok száma meghaladja az elvándoroltakét, kihaltakét, úgy a folyamat általában növeli a diverzitást, valamint nem biztos, hogy homogenizáció történik, hanem inkább differenciáció.

Tanulmányoztam az RSD halegyüttes szerkezetének 8 év alatt történt változását. A fajszerkezetek közötti hasonlóság vizsgálata a biotikus homogenizáció kvantitatív prezentálásának egyik általánosan használt metodikája. OLDEN és ROONEY (2006) szerint, amennyiben a mintavételi erőfeszítések különböznek az összevetésre kerülő víztestek mintázási módszerében, úgy ajánlatos a Jaccard-metrika alkalmazása (DUNCAN és LOCKWOOD 2001) a hasonlóságok azonosítása során. Ha viszont azonos módszerrel történt a két felmérés, azaz a mintavételi erőfeszítések nem különböztek, valamint abundancia adatok is rendelkezésre állnak, úgy más (pl. Bray-Curtis, Morosita) hasonlósági indexeket is lehet alkalmazni (ROONEY et al. 2004).

Az RSD 26 mintavételi részterülete 2010-es és 2018-as páronkénti Jaccard és Bray-Curtis metrikák hasonlósági mátrixainak különbségmátrixait a 5. és 6. táblázat tartalmazza. A táblázatok félmátrixaiban szereplő pozitív százalékos értékek a páronkénti mintavételi részterületek fajegyütteseinek homogenizációját, a negatívak pedig az adott időszak alatt bekövetkezett differenciációját indikálják. Az eltérő metrikák alapján számított különbségmátrix értékek jelentősen különböznek egymástól.

5. táblázat: RSD halfajösszetételében 2010 és 2018 között történt biotikus homogenizáció (+ értékek), ill. biotikus differenciáció (- értékek) százalékos mértéke Jaccard-index alapján

	RSD-1	RSD-2	RSD-3	RSD-4	RSD-5	RSD-6	RSD-7	RSD-8	RSD-9	RSD-10	RSD-11	RSD-12	RSD-13
RSD-1													
RSD-2	-8,64												
RSD-3	-22,73	3,33											
RSD-4	-12,38	9,52	9,05										
RSD-5	-19,43	0,61	16,67	-5,24									
RSD-6	-14,55	6,02	4,46	7,35	-9,82								
RSD-7	-27,63	-13,90	-17,53	-9,82	-6,41	-3,57							
RSD-8	-11,54	-20,10	-10,42	-5,56	-16,67	-2,10	2,38						
RSD-9	-26,37	-14,04	-18,75	-12,22	-10,26	-9,24	-5,95	-5,00					
RSD-10	-9,23	-11,67	-16,18	-10,18	-18,10	-17,29	-16,67	-15,20	-33,33				
RSD-11	5,13	2,78	-15,15	3,92	-2,56	-11,90	-10,00	-8,33	-26,96	-15,20			
RSD-12	-1,21	-8,08	-12,73	4,71	-3,57	-0,84	17,31	1,95	-3,33	-2,08	-10,91		
RSD-13	1,11	7,56	7,14	0,00	-7,14	-29,41	0,00	1,43	-16,96	-4,46	14,29	14,29	

A Jaccard-index használata során a 78 párosításból 20 esetben homogenizáció, 56 esetben differenciáció következett be, és 4 mintavételi részterületnél nem történt változás (0%-os hasonlóság különbség). A legnagyobb mértékű hasonlóság növekedést (17,31%) az RSD-7 és az RSD-12, a legnagyobb mértékű differenciációt (33,33%) pedig az RSD-9 és az RSD-10 mintavételi területek között mutattam ki. Az előző mintavételi terület pár fajegyüttesének hasonlóság növekedése könnyen magyarázható azzal, hogy a két szakasz közel hasonló habitatokkal jellemezhető (a főmeder egyik partszegélye horgászállásokkal sűrűn beépített). A másik mintavételi terület pár esetében a differenciálódás folyamata azzal okolható, hogy az RSD-9 szakaszon található az Angyali-sziget lagúnája, amely úgy látszik egyre inkább elkülönülő fajegyüttesrel rendelkezik.

6. táblázat: RSD halfaj struktúrájában 2010 és 2018 között történt biotikus homogenizáció (+ értékek), ill. biotikus differenciáció (- értékek) százalékos mértéke Bray-Curtis-index alapján

	RSD-1	RSD-2	RSD-3	RSD-4	RSD-5	RSD-6	RSD-7	RSD-8	RSD-9	RSD-10	RSD-11	RSD-12	RSD-13
RSD-1													
RSD-2	26,28												
RSD-3	-8,96	61,78											
RSD-4	7,19	33,09	-7,51										
RSD-5	-10,82	49,29	1,22	-27,63									
RSD-6	-3,63	19,12	-11,13	6,71	-30,46								
RSD-7	-23,52	52,29	12,08	-23,83	2,41	-27,73							
RSD-8	-1,50	36,22	-31,09	4,49	-36,19	-1,00	-38,55						
RSD-9	-12,33	29,29	33,59	-10,13	32,93	-16,00	39,91	11,69					
RSD-10	24,69	-56,09	1,34	18,65	-4,88	17,58	-4,24	19,34	-29,74				
RSD-11	-18,29	8,07	-12,88	-10,76	-13,72	-15,12	-21,12	-19,26	-24,93	23,56			
RSD-12	29,34	-10,32	18,92	5,44	20,42	-0,40	18,55	17,62	-0,10	-38,10	17,09		
RSD-13	18,66	-57,78	11,89	38,29	8,23	47,99	5,70	29,63	-16,37	-35,90	7,78	-30,96	

Az RSD-szakaszok között a 2010 és 2018 között végbement biotikus homogenizáció százalékos értéke a Jaccard hasonlósági index alapján -6,89 ($\pm 10,92$), a negatív átlagos százalékos „homogenizáció” érték nem a hasonlóság növekedése felé való elmozdulást, hanem egy kis mértékű differenciálódást igazol. A Bray-Curtis index alkalmazása mellett a homogenizációs és a differenciációs esetek száma teljesen azonos volt (39-39). Olyan mintavételi terület nem volt, amelynél ne következett volna be valamilyen irányú változás. A legnagyobb mértékű homogenizáció (61,78%) az RSD-2 és az RSD-3, a legnagyobb mértékű differenciáció (57,78%) pedig az RSD-2 és az RSD-13 mintavételi területek között történt. A magas értékű közösségi hasonlóság az egymást követő RSD-2 és RSD-3 mintavételi területek esetében érthető, hiszen mindkét szakasz az RSD nagymértékben szennyezett régiójában található, a habitat degradáció pedig a homogenizáció folyamatát erősíti (RAHEL 2002). A távol lévő RSD-2 és RSD-13 mintavételi területek halegyütteseinek negatív közösségi hasonlósága magyarázható az utóbbi szakasz Tassi-zsiliphez való közelségével, így a dunai halfajok bevándorlásával.

2022. november 19-én a ráckevei Savoyai-kastély előtti szakaszon (északi szélesség 47°10'10.4", keleti hosszúság 18°56'43.6") az RSD-ből elsőként mutattam ki a vágótokot (*Acipenser gueldenstaedtii*) egy horgász zsákmányát megvizsgálva, amely e vízterületre nézve első detektálásnak tekinthető. Az RSD történetében a valódi tokfélék közül – a Kvassay-zsilip alvízi szakaszán ritka előfordulású kecsege mellett – a védett, őshonos vágótok a második leírt faj. 2023. január 7-én az RSD jobb parti Makádi Ezüstparton egy újabb, 2 925 g-os, 66 cm hosszú vágótokot fogott egy horgász, mely egyed chippel megjelölésre-, majd visszahelyezésre került az RSD-be. Ezt a chippel jelölt egyedet 2023. január 22-én visszafogta az RSD bal partján, Dömsödnél (8,5 fkm) egy másik horgász. A rendkívüli sorozat folytatódott: 2023. március 30-án az RSD főágban, Makádon (6-7 fkm között, jobb part) egy 1870 g tömegű (standard testhossz: 56 cm) vágótokot fogott egy horgász (chippel nem jelölt példány). Az újabb előkerült egyedet is chipeltük, így a további sorsa nyomon követhetővé vált. Nem kellett sokáig várni a visszafogására. 2023. április 9-én az RSD főágban, Szigetbecsénél, fogta meg egy horgász újra az ekkor 1 835 grammos vágótokot. A hal hát- és farokúszóján lévő szakadások alapján nem kizárt, hogy ez az egyed megegyezik a 2022. november 19-én megfogott egyeddel. Mindazonáltal, az már bizonyos, hogy legalább két vágótok egyed került elő eddig az RSD-ből, melyeket egyedileg jelöltünk, majd mindkettő a jelölés után visszafogásra került a vízterületről. A vágótoknak ezek az első fogási adatai (összesen öt fogás) az RSD-ből és az adatok kiértékelése alapján legalább 2 egyedről beszélhetünk. Eredetüket nem ismerjük, lehetnek akár kereskedésből vásárolt, majd az akvárium

méretéből kinőtt és valamikor szabadon engedett „díszhalak” is. A Fekete-tengerből felvándorolt egyedek lehetősége – a méretük alapján – valószínűtlen. Valószínűsíthető, hogy az „Egy a Természettel” Vadászati és Természeti Világkiállítás záró eseményeként, 2021. október 14-én a Budapest XIII. kerületi Vizafogónál a Dunába telepített vágótokok egyikét sikerült megfognia a horgászoknak, amelyek a Kvassay- vagy a Tassi-hajózsilipen keresztül juthattak be az RSD-be (UDVARI 2023c, UDVARI és PFEIFER 2023a, UDVARI és PFEIFER 2023b, UDVARI et al. 2023b).

Az 1902–2020 közötti időszak közleményeiben megjelent fajlisták és a 2018-as évi átfogó felmérésem, valamint a 2022-2024 közötti önálló és szerzőtársakkal közösen írt publikációim szerinti eredmények alapján az RSD-ből eddig 61 halfaj vált ismertté (7. táblázat).

7. táblázat: Az RSD-ből leírt halfajok a szakirodalmi és a saját adatok alapján (1 = MIHÁLYI 1954, 2 = HORVÁTH 1968b, 3 = BERINKEY 1972, 4 = NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. 2000, 5 = VÁRADI, 2003, UDVARI et al. 2003, 6 = TÓTH 2003, 2004, 7 = HARKA és SALLAI 2004, 8 = UGRAI és GYÖRE 2007, 9 = VADADI-FÜLÖP et al. 2007, 10 = SEVCSIK és ERŐS 2008, 11 = HALASI-KOVÁCS 2008, 12 = GYÖRE et al. 2012, 13 = HARKA et al. 2020, WEIPERTH szóbeli közlés 2024, 14 = UDVARI 2023b, UDVARI 2023c, UDVARI és PFEIFER 2022, UDVARI és PFEIFER 2023a, UDVARI és PFEIFER 2023b, UDVARI et al. 2023a, UDVARI et al. 2023b, UDVARI 2024a, UDVARI 2024b, 15 = saját adat 2018)

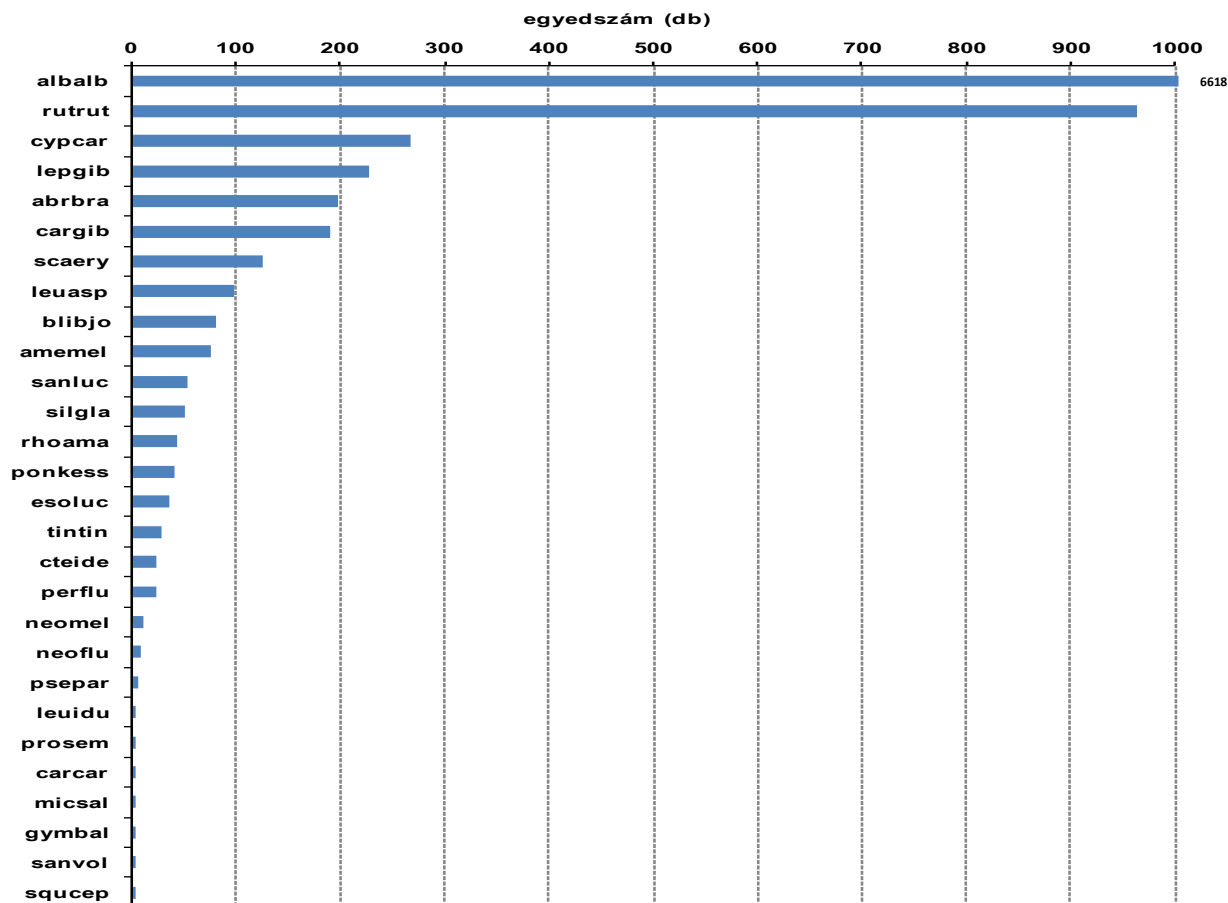
Halfaj	Szerzők														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Eudontomyzon mariae</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
2. <i>Acipenser ruthenus</i>	■	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-
3. <i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-
4. <i>Anguilla anguilla</i>	■	■	■	■	-	-	■	-	■	■	-	-	-	-	-
5. <i>Rutilus rutilus</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	-	■
6. <i>Rutilus virgo</i>	■	■	-	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-	-	■
7. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	-	-	-	■	■	-	■	■	■	-	■	■	-	-	■
8. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	-	■
9. <i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
10. <i>Squalius cephalus</i>	■	■	-	■	-	-	-	■	■	-	-	■	-	-	■
11. <i>Leuciscus idus</i>	■	■	-	■	-	■	-	■	■	-	-	■	-	■	■
12. <i>Leuciscus aspius</i>	■	■	-	■	■	-	■	■	■	-	■	■	-	-	■
13. <i>Leucaspius delineatus</i>	-	-	-	■	-	■	-	-	■	-	-	■	-	-	-
14. <i>Alburnus alburnus</i>	■	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
15. <i>Blicca bjoerkna</i>	■	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
16. <i>Abramis brama</i>	■	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
17. <i>Ballerus ballerus</i>	■	■	-	■	-	-	■	-	■	-	-	■	-	-	-
18. <i>Ballerus sapa</i>	■	■	-	■	-	-	■	-	■	-	-	-	-	-	-
19. <i>Vimba vimba</i>	■	■	-	■	-	-	■	■	■	-	-	■	-	-	-
20. <i>Pelecus cultratus</i>	■	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
21. <i>Chondrostoma nasus</i>	-	■	-	■	-	-	■	-	■	-	-	■	-	-	-
22. <i>Tinca tinca</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
23. <i>Barbus barbus</i>	-	■	■	■	-	-	■	-	■	-	-	■	-	■	-
24. <i>Gobio gobio</i> komplex	-	■	■	■	-	-	-	-	■	■	-	-	-	-	■
25. <i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	-	-	-	■	-	■	-	■	■	-	-	■
26. <i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	■	■	-	■	■	■	-	■	■	-	-	■
27. <i>Rhodeus amarus</i>	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	-	■
28. <i>Carassius carassius</i>	-	■	-	■	■	■	-	■	■	-	-	■	-	-	■
29. <i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	■	■	■	-	■	■	-	■	■	-	-	■

Halfaj	Szerzők														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
30. <i>Carassius auratus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	■
31. <i>Cyprinus carpio</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
32. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	-	-	-	■	-	-	■	-	■	-	-	-	-	-	■
33. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	-	-	-	■	-	-	■	-	■	-	-	-	-	-	
34. <i>Misgurnus fossilis</i>	-	■	-	■	-	■	-	-	■	-	-	■	-	-	■
35. <i>Cobitis elongatoides</i>	-	■	-	-	-	-	■	-	■	-	-	-	-	-	-
36. <i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	■	-	-	■	-	■	-	-	-	-	-	-
37. <i>Barbatula barbatula</i>	-	■	-	-	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
38. <i>Ameiurus nebulosus</i>	■	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	■	-	-	■
39. <i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	■	■	-	-	-	■	-	-	■
40. <i>Silurus glanis</i>	-	■	-	■	■	-	■	■	■	-	■	■	-	-	■
41. <i>Esox lucius</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
42. <i>Umbra krameri</i>	-	■	-	■	-	-	■	■	■	-	-	■	-	-	-
43. <i>Salmo trutta m. fario</i>	-	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
44. <i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
45. <i>Lota lota</i>	-	■	-	■	-	-	■	-	■	-	■	■	-	-	-
46. <i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	-	-	■	-	-	■	■	■	-	-	-	-	-	-
47. <i>Lepomis gibbosus</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
48. <i>Micropterus salmoides</i>	■	■	-	-	■	■	■	■	-	-	-	■	-	-	■
49. <i>Perca fluviatilis</i>	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	-	■
50. <i>Gymnocephalus cernua</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	-	■	-	-	■
51. <i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-	■	-	-	-	■	■	-	-	■	-	-	■
52. <i>Gymnocephalus schraetser</i>	■	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
53. <i>Sander lucioperca</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
54. <i>Sander volgensis</i>	■	■	-	■	■	-	■	■	■	■	-	■	-	-	■
55. <i>Zingel zingel</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
56. <i>Zingel streber</i>	-	■	-	■	-	-	-	-	■	-	-	-	-	-	-
57. <i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	■	-	-	-	-	■	-	-	■	-	-	■
58. <i>Neogobius melanostomus</i>	-	-	-	-	-	-	-	■	-	■	-	■	-	-	■
59. <i>Babka gymnotrachelus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	■	-	-
60. <i>Ponticola kessleri</i>	-	-	-	■	-	-	-	■	■	-	■	■	-	-	■
61. <i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	■	-	■	■	■	■	■	■	-	■	■	-	-	■
Fajszám	19	41	8	50	23	21	36	31	54	10	21	40	1	4	36

5.4. A halegyüttesek időbeli mintázata

Tavasszal 28 halfajt mutattam ki. A mintavételi területek több mint 80%-án találtam meg a *Rutilus rutilus* (26 mintavételi részterület), az *Alburnus alburnus* (26), a *Carassius gibelio* (24), a *Cyprinus carpio* (23), és a *Leuciscus aspius* (22) egyedeit.

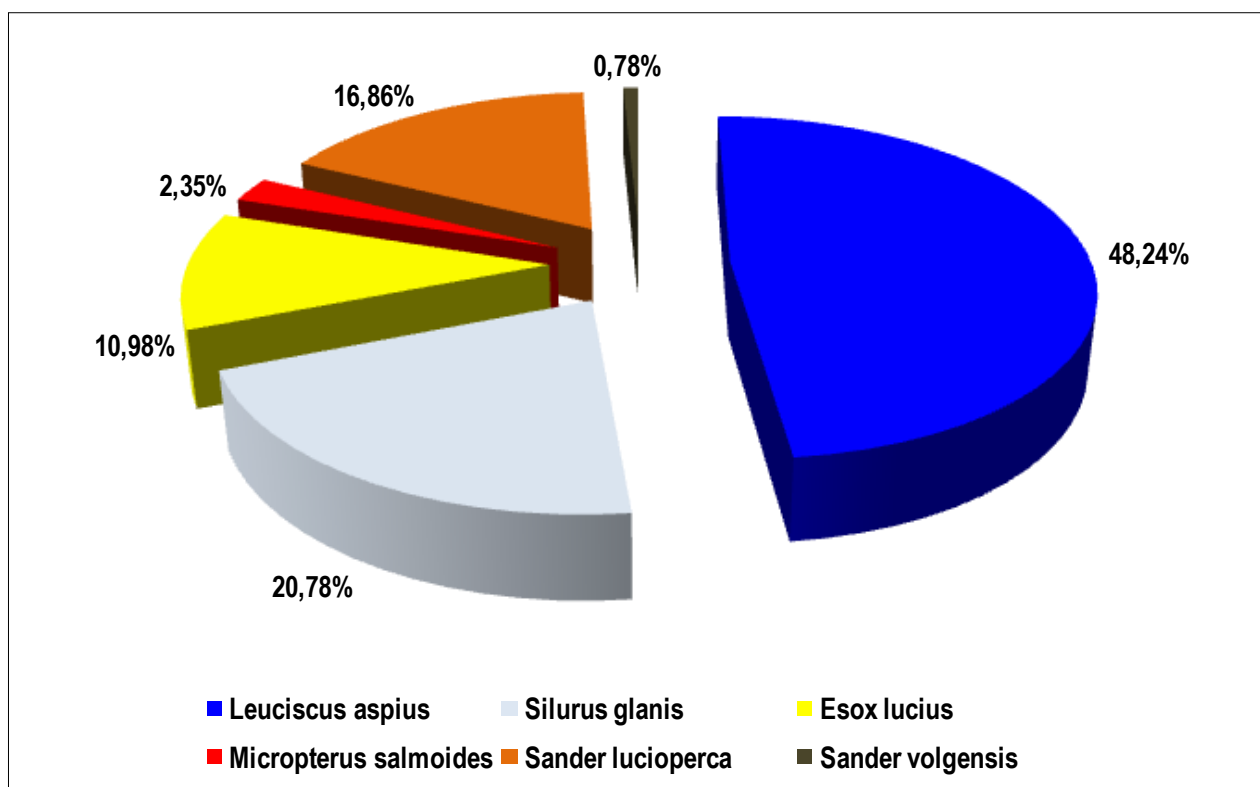
A gyakoriságot illetően (1-2 mintavételi területen való előfordulás) ritka fajnak mutatkozott a *Squalius cephalus*, *Leuciscus idus*, *Carassius carassius*, *Pseudorasbora parva*, *Micropterus salmoides*, *Gymnocephalus baloni*, *Sander volgensis*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *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 (21. ábra). A kis gyakoriságú fajok rendre alacsony egyedszámmal fordultak elő.



21. ábra: Tavasszal kimutatott fajok abundancia értékei

Elemeztem 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* sokszorososan 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 fogtam. A 6 faj összesített egyedszáma alapján az adott időszakban a *Leuciscus aspius* volt a legnagyobb aránnyal (és ugyanakkor a legnagyobb gyakorisággal) előforduló ragadozó (22. ábra). Magas egyedszámmal fogtam még a *Silurus glanis* és a *Sander lucioperca* egyedeit. A *Micropterus salmoides* és a *Sander volgensis* ritkának bizonyult.



22. ábra: A ragadozó halfajok aránya a tavaszi mintákban

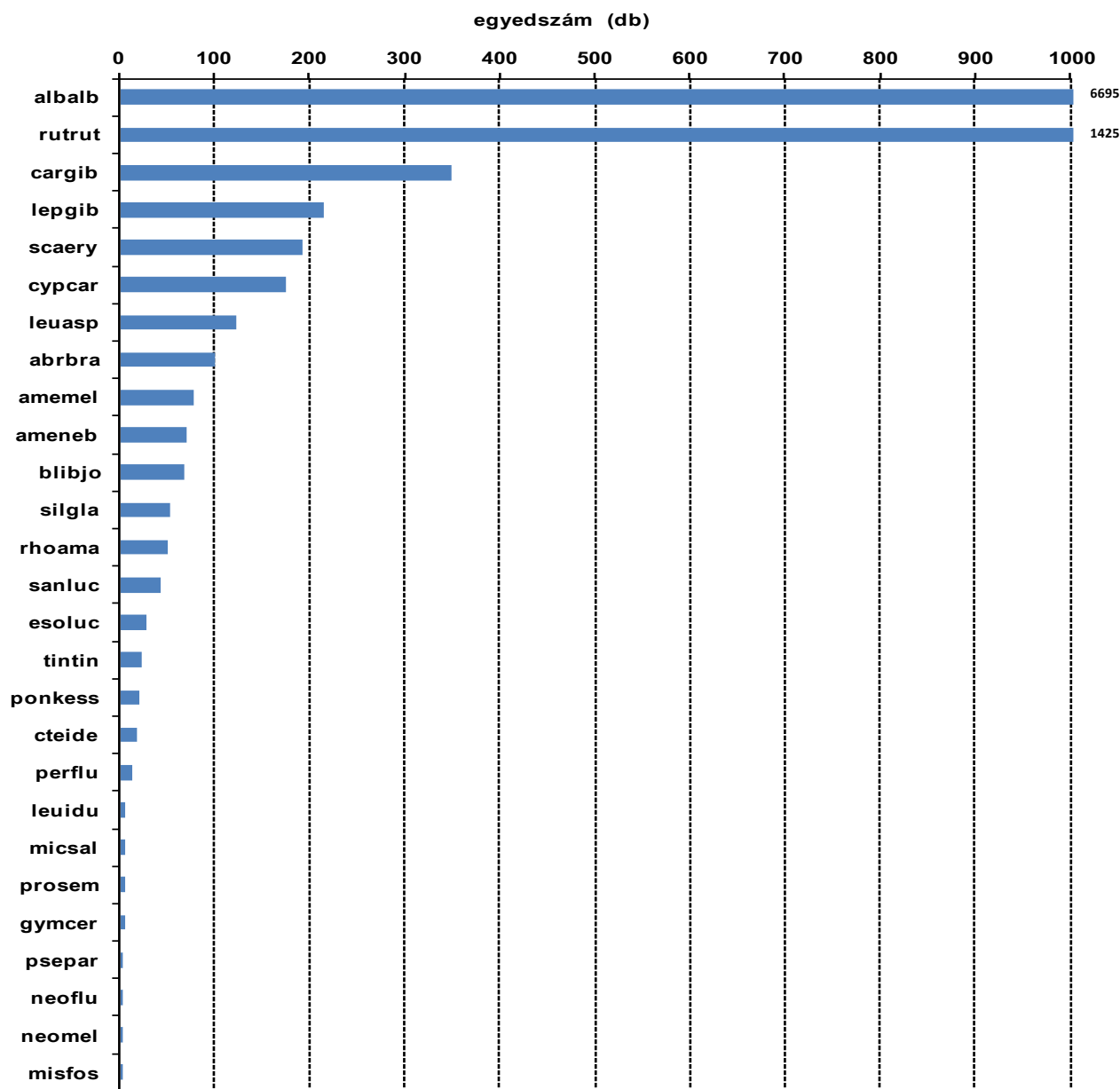
A nyári mintavételek alkalmával 27 halfaj 9 775 egyedét fogtam (23. ábra). A mintavételi részterületek több mint 80%-án mutattam ki a *Rutilus rutilus* (26 mintavételi részterület), az *Alburnus alburnus* (26), a *Leuciscus aspius* (25) a *Cyprinus carpio* (25), a *Lepomis gibbosus* (24) és a *Carassius gibelio* (23) példányait. A bodorka és a küsz, csakúgy, mint tavasszal, most is mind a 26 mintavételi részterületen előfordult. Feltűnő, hogy a naphalat tavasszal még csak 17, nyáron már 24 mintavételi részterületen találtam meg. Egy-két víztesten mutattam 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 (23. ábra). A ponty helyett most a harmadik a *Carassius gibelio* lett (349 egyed – 3,6%). A *Lepomis gibbosus* relatív abundanciája csaknem a tavasszal volt azonos (2,2%). Az ötödik legnagyobb abundanciával előforduló faj a *Scardinius erythrophthalmus* volt (192 egyed – 1,96%). A bodorka és a vörösszárnyú keszeg aránya a tavaszihoz képest szinte nem változott, a ráta 88:12 volt. A dévérkeszeg összességében most is nagyobb egyedszámmal fordult elő a mintavételi területeken, mint a karikakeszeg, ám az arány valamelyest javult az utóbbi faj javára (60:40). Az *Ameiurus melas* és az *Ameiurus nebulosus* egyedeiket nyáron csaknem azonos arányban (52:48) fogtam.

Az augusztusi mintavételek során a 26 mintavételi részterületen összesen 253 ragadozó hal egyedet gyűjtöttem. Az 5 faj (kősüllőt nem fogtam) összesített aránya szerint most is a balin volt a legnagyobb egyedszámmal és gyakorisággal előforduló ragadozó (24. ábra). A *Silurus glanis* és a *Sander lucioperca* egyedei nyáron is magas részarányval voltak jelen az RSD ragadozó állományában.

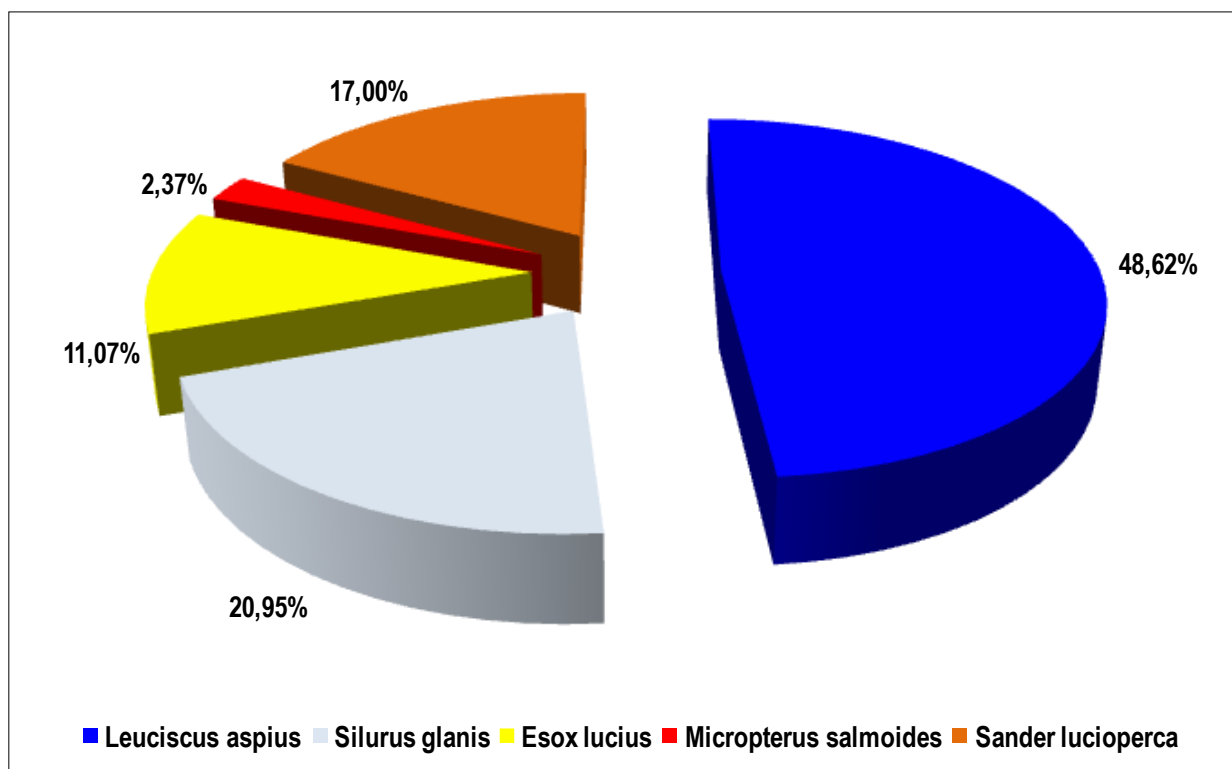
Az őszi gyűjtések alkalmával mutattam ki a legtöbb fajt, szám szerint 35-öt. A mintavételi területek több mint 80%-án találtam meg a *Rutilus rutilus* (26 mintavételi részterület), *Alburnus alburnus* (25), a *Lepomis gibbosus* (23), a *Carassius gibelio* (22) és az *Esox lucius* (22) egyedeit.

A kűsz egyetlen mintavételi részterületről 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 (25. ábra).



23. ábra: Nyáron kimutatott fajok abundancia értékei

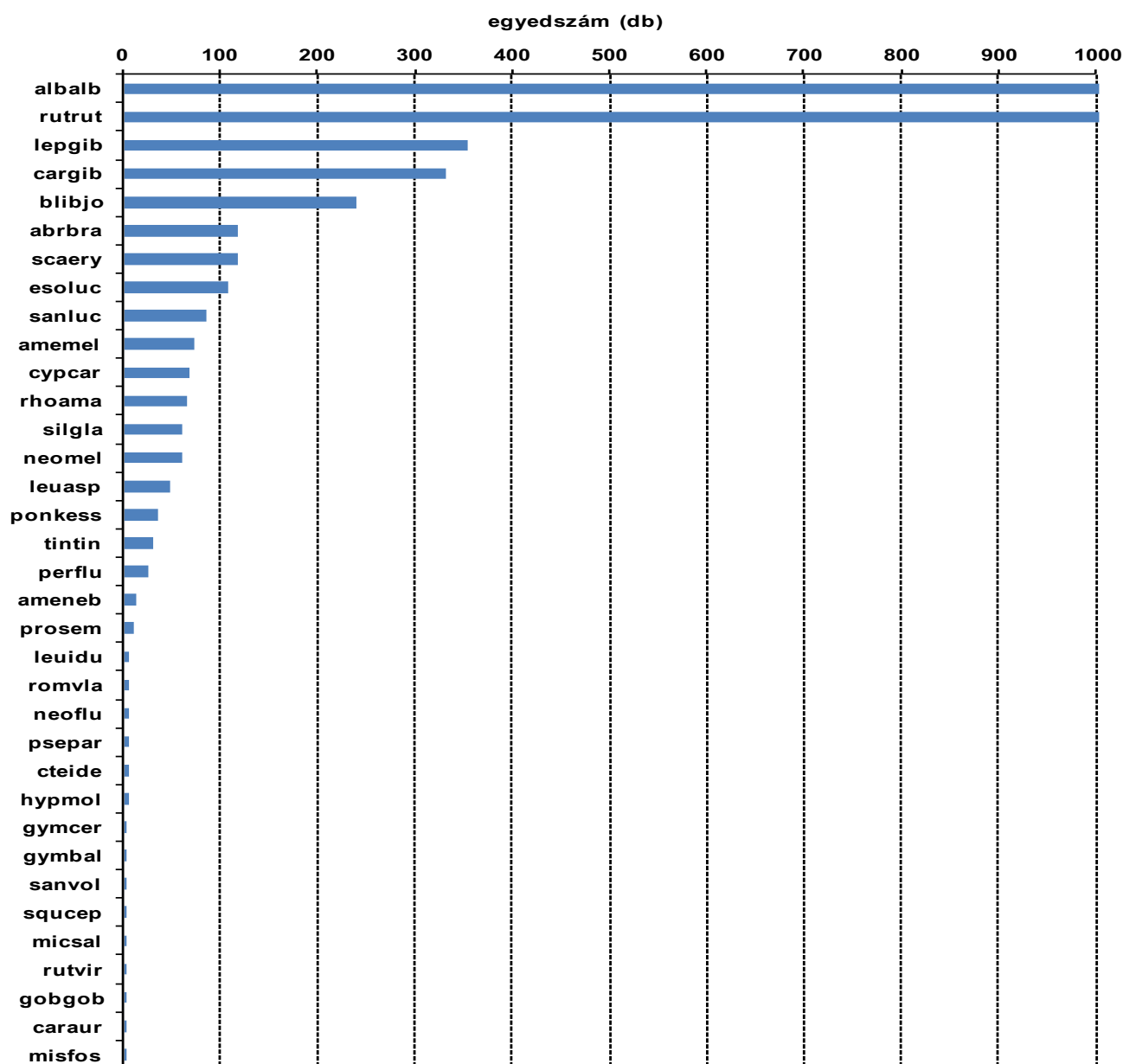


24. ábra: A ragadozó halfajok aránya a nyári mintákban

A kűsz dominanciája továbbra is maradt, azonban a bodorka egyedszám aránya a megelőző mintavételek eredményeihez viszonyítva, számottevő mértékben megnőtt. A kis gyakoriságú fajok összességében 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 vörösszárnú keszeg rovására. A tavaszi és nyári mintavételezések alkalmával tapasztaltakhoz képest az *Abramis brama*:*Blicca bjoerkna* arány megfordult, a mintákban a karikakeszeg fordult elő nagyobb egyedszámmal (67:33). A két törpeharcsa arányát (*Ameiurus melas*:*Ameiurus nebulosus*) a mintázások során 84:16-nak találtam. A törpeharcsát feleannyi, mindössze 5 mintavételi területen mutattam ki.

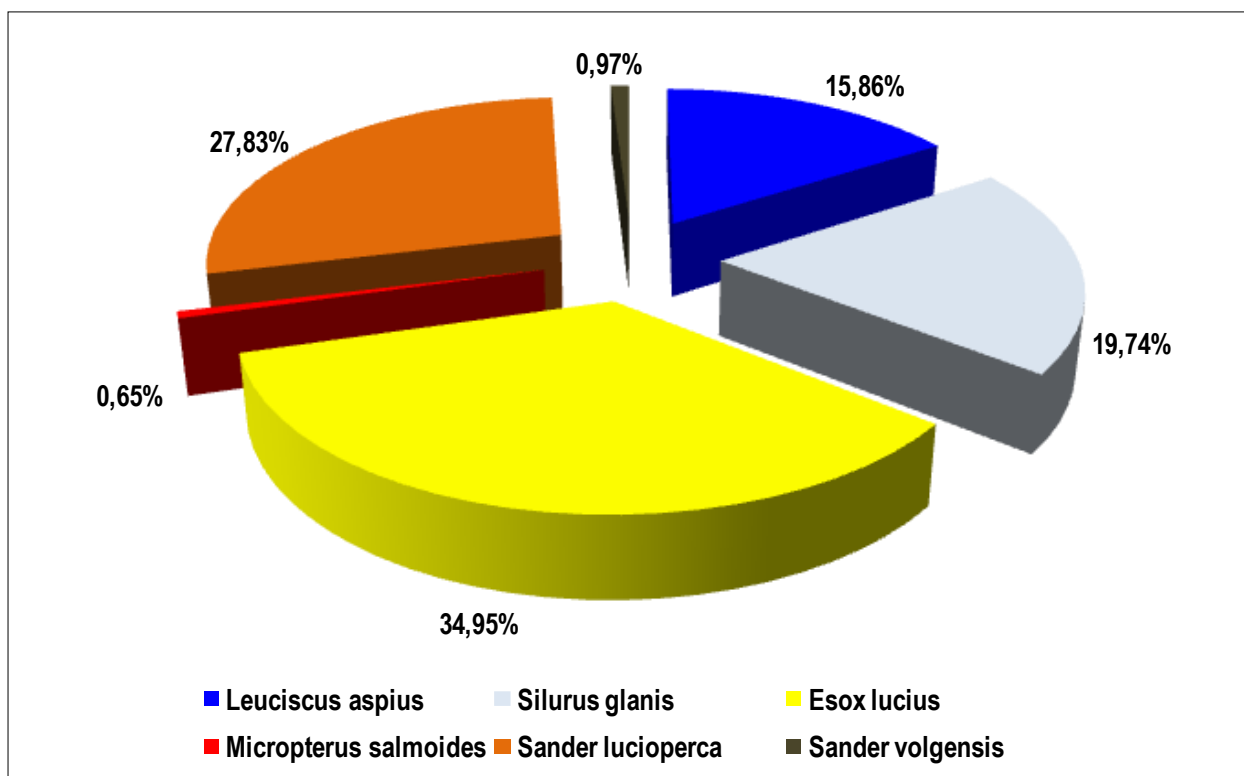
Az októberi mintavételek során összesen 309 ragadozó hal (*Leuciscus aspius*, *Silurus glanis*, *Esox lucius*, *Micropterus salmoides*, *Sander lucioperca*, *Sander volgensis*) egyedet gyűjtöttem. A 6 faj összesített aránya alapján a korábbi mintavételek eredményétől eltérően, az *Esox lucius* volt a legnagyobb egyedszámmal előforduló ragadozó (26. ábra). Magas egyedszámmal fogtam a *Silurus glanis* és a *Sander lucioperca* egyedeit. A kőszüllő és a pisztrángsünger ragadozó állományon belüli aránya jelentéktelennek ítéltető.

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

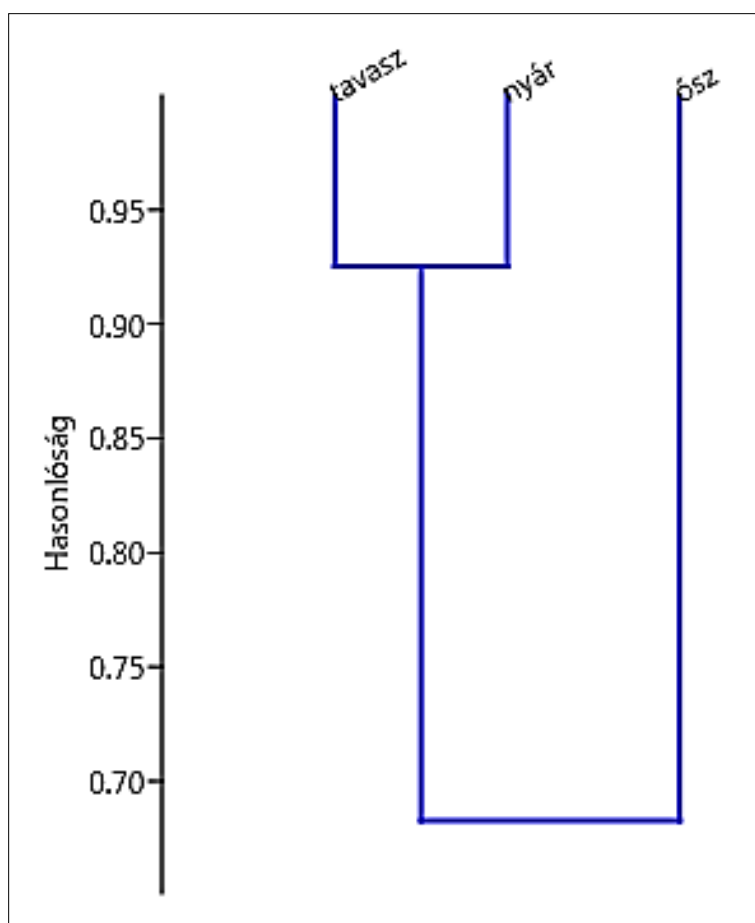


25. ábra: Ősszel kimutatott fajok abundancia értékei

A tavaszi és őszi fajlistákban a közös fajok száma 27, a hasonlóság kevésbé alacsonyabb, $J=0,7500$. A májusi fajlistához képest csak a *Carassius carassius* hiányzott, „többet” 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 megfogtam, és ősszel, a nyári gyűjtésekhez képest további 8 faj jelenlétét igazoltam: *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 mintavételi területek hálközösség-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 (27. 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 igazolhatóak statisztikailag ($p=0,3232$), azaz a három különböző időszakban gyűjtött halegyüttesek strukturális viszonyai nem különböztek egymástól.



26. ábra: A ragadozó halfajok aránya az őszi mintákban



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

5.5. A halegyüttesek térbeli mintázata

Az egyes vízterületek halegyüttesének mintaterületenkénti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának, mint az élőlényközösség lényeges inherens tulajdonságának kvantifikálására jó megközelítést ad a β -diverzitás számszerűsítése. Csak a főágban történt mintavételezéseket figyelembe véve megközelítőleg lineáris gradiensről beszélhetünk. A vízfolyás teljes szakaszára, az RSD-1/B→RSD-13/B irányban, a 13 mintavételi terület fajkészletének variabilitását jellemző Routledge-féle diverzitás a tavaszi mintavételek alapján, $\beta_I=0,1787$. A nullától eltérő érték mutatja, hogy nem minden faj fordul elő minden fajjal akárcsak egyetlen mintavételi területen, azaz az RSD főágának halegyüttesében tavasszal létezik egy bizonyos szintű mozaikosság, amely mértéke közepesnek mondható.

A mutató mintavételi területek páronkénti összehasonlítása során nyert értékeit az 8. táblázatban összesítettem. Az index szerint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep alatti RSD-szakasz (RSD-3/B) fajkészletének variabilitása (az index 0,3010 maximális lehetséges értékéhez képest) alacsonynak tekinthető a szennyezett szakaszhoz (RSD-2/B) viszonyítva, RSD-2/B→RSD-3/B: $\beta_I=0,0879$. A fajösszetétel variabilitásának mutatója alapján tavasszal nem lehetett nyomatékosan bizonyítani a szennyvíztisztító vizének diszturbanciát okozó hatását. A páronkénti összehasonlítás során sehol nem volt számottevően magas az egymást követő mintavételi területeken a Routledge-féle diverzitás index. A fajösszetételbeli variabilitás jelentékenynek csak az RSD-3/B és az RSD-7/B ($\beta_I=0,1646$), valamint az RSD-3/B és az RSD-8/B mintavételi részterületek párosításában volt tapasztalható ($\beta_I=0,1880$).

8. táblázat: A β_I -diverzitás mintavételi területenkénti változásának adatmátrixa (2018. 05. hó)

	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/A	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	0,0911	0,1064	0,1403	0,1080	0,0905
RSD-2/B		0,0000	0,0879	0,0332	0,0749	0,0988	0,0879	0,1006	0,0496	0,0634	0,1141	0,0839	0,0540
RSD-3/B			0,0000	0,0441	0,1420	0,0999	0,1646	0,1880	0,1041	0,1237	0,1204	0,0803	0,0757
RSD-4/B				0,0000	0,0551	0,0571	0,0931	0,1044	0,0592	0,0724	0,0943	0,0682	0,0463
RSD-5/B					0,0000	0,0580	0,0524	0,0719	0,0670	0,0866	0,0786	0,0959	0,0821
RSD-6/B						0,0000	0,0738	0,0895	0,0706	0,0875	0,0999	0,1174	0,0688
RSD-7/B							0,0000	0,0191	0,0757	0,0712	0,0642	0,0816	0,0878
RSD-8/B								0,0000	0,0836	0,0801	0,0817	0,0957	0,0924
RSD-9/A									0,0000	0,0483	0,0810	0,0816	0,0642
RSD-10/B										0,0000	0,0996	0,0977	0,0730
RSD-11/B											0,0000	0,0256	0,0757
RSD-12/B												0,0000	0,0615
RSD-13/B													0,0000

A nyári (augusztus végi) mintavételek eredményei szerint a térbeli variabilitás mutatója, az RSD-1/B → RSD-13/B irányban, a tavaszi minták alapján számítottal csaknem azonos volt $\beta_I=0,1812$ (9. táblázat). A szennyvíztisztító alatti szakasz halközösségének variabilitása alacsonyabb, mint tavasszal, RSD-2/B → RSD-3/B: $\beta_I=0,0592$. Ezek alapján augusztusban ugyancsak nem bizonyítható határozottan a szennyvíztisztító rendszernek a halközösség struktúráját, illetve működését befolyásoló hatása. A páronkénti összehasonlításban a Routledge-féle diverzitás index az egymást követő mintavételi területek sorában egyedül az RSD-12/B → RSD-13/B esetében volt számottevően magas ($\beta_I=0,1403$). A fajösszetételbeli variabilitás, különösen az RSD felsőbb szakaszaival való összevetésben (RSD-2/B, RSD-4/B, RSD-5/B, RSD-6/B, RSD-7/B), az RSD-12/B mintavételi terület esetében a párosítások 40%-ban magasnak mutatkozott a felső szakaszok magasabb fajszámának és jelentősen eltérő fajösszetételének köszönhetően.

Az őszi mintavételek eredményei szerint a vizsgált vízfolyás halközösségének térbeli variabilitás mutatója, az RSD-1/B → RSD-13/B irányban, mind a tavaszi, mind pedig a nyári mintázások adataiból számítottól magasabb, $\beta_I=0,2205$ (10. táblázat).

9. táblázat: A β_I -diverzitás mintavételi területenkénti változásának adatmátrixa (2018. 08. hó)

	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/A	RSD-10/B	RSD-11/B	RSD-12/B	RSD-13/B
RSD-1/B	0,0000	0,0515	0,0640	0,0912	0,1254	0,1254	0,0754	0,0977	0,1003	0,0957	0,1003	0,0803	0,0839
RSD-2/B		0,0000	0,0592	0,0738	0,1117	0,1117	0,0712	0,1235	0,0816	0,0592	0,1117	0,1311	0,0879
RSD-3/B			0,0000	0,0561	0,0640	0,0957	0,1075	0,0801	0,0640	0,0430	0,0640	0,0817	0,1006
RSD-4/B				0,0000	0,0650	0,0650	0,0875	0,0875	0,0912	0,0895	0,0650	0,1285	0,1239
RSD-5/B					0,0000	0,0502	0,0754	0,0531	0,0502	0,0640	0,0502	0,1350	0,0839
RSD-6/B						0,0000	0,0977	0,0754	0,0502	0,0957	0,1003	0,1350	0,1080
RSD-7/B							0,0000	0,0602	0,0754	0,0801	0,0754	0,1478	0,0634
RSD-8/B								0,0000	0,0531	0,0801	0,0308	0,0996	0,0634
RSD-9/A									0,0000	0,0640	0,0753	0,1077	0,0599
RSD-10/B										0,0000	0,0640	0,1172	0,0705
RSD-11/B											0,0000	0,1077	0,0839
RSD-12/B												0,0000	0,1403
RSD-13/B													0,0000

A preferált területen a mutató kifejezett mozaikosságra utal, az RSD-1/B $\rightarrow$ RSD-2/B mintavételi területek között, $\beta_I=0,1172$, az RSD-2/B $\rightarrow$ RSD-3/B között pedig $\beta_R=0,1534$. A diverzitás mutató a víztér szóban forgó soroksári szakaszán, a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékén, komoly zavaró hatást jelez. A páronkénti összehasonlításban a Routledge-féle diverzitás index az egymást követő mintavételi területek sorában más esetben nem volt számottevően magas ($\beta_I=0,0251-0,0926$). Az RSD-2/B mintavételi terület fajösszetételéhez képest az összes többi mintázott szakasz fajösszetételbeli variabilitása jellemzően kiemelkedő.

Az RSD-ben a „főág”, valamint a mellékágak, holtágak és a hókonyok halközösségének minőségi és mennyiségi összetétele különböző. A területen összesen kimutatott 36 fajból a főágban 33, a mellékágakban pedig 30 faj kisebb-nagyobb populációjának jelenlétét igazoltam. A főág halközösségéből hiányzott a *Carassius carassius*, *Misgurnus fossilis*, *Micropterus salmoides*, amelyek kivétel nélkül stagnofil fajok. A mellékágak, hókonyok vizeitereiben pedig nem találtam meg a *Rutilus virgo*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladykovi*, *Carassius auratus* és a *Hypophthalmichthys molitrix* egyedait, melyek közül az első négy obligát reofil, a halványfoltú küllő és a fehérbusa a vízáramlás szempontjából euritóp, az aranyhal pedig stagnofil. A közös fajok száma 21, a Jaccard-féle hasonlósági index viszonylag magas, $JQ = 0,75$.

10. táblázat: A β_R -diverzitás mintavételi területenkénti változásának adatmátrixa (2018. 10. hó)

	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/A	RSD-10/B	RSD-11/B	RSD-12/B	RSD-13/B
RSD-1/B	0,0000	0,1172	0,1271	0,0945	0,1452	0,1270	0,0992	0,0992	0,1077	0,0905	0,1077	0,1465	0,1262
RSD-2/B		0,0000	0,1534	0,1095	0,1892	0,1001	0,1377	0,1377	0,1775	0,1446	0,1293	0,1534	0,1283
RSD-3/B			0,0000	0,0806	0,0737	0,0737	0,0650	0,0650	0,0821	0,0988	0,1368	0,1642	0,1222
RSD-4/B				0,0000	0,0623	0,0623	0,0715	0,0715	0,0806	0,0623	0,1014	0,1014	0,0836
RSD-5/B					0,0000	0,0926	0,0839	0,0839	0,0737	0,0695	0,1490	0,1741	0,1206
RSD-6/B						0,0000	0,0839	0,0599	0,1239	0,0926	0,0988	0,1239	0,1011
RSD-7/B							0,0000	0,0251	0,0650	0,0599	0,1174	0,1174	0,0916
RSD-8/B								0,0000	0,0650	0,0358	0,0912	0,0912	0,0916
RSD-9/A									0,0000	0,0737	0,1095	0,1368	0,0806
RSD-10/B										0,0000	0,0737	0,0988	0,0817
RSD-11/B											0,0000	0,0821	0,0599
RSD-12/B												0,0000	0,0599
RSD-13/B													0,0000

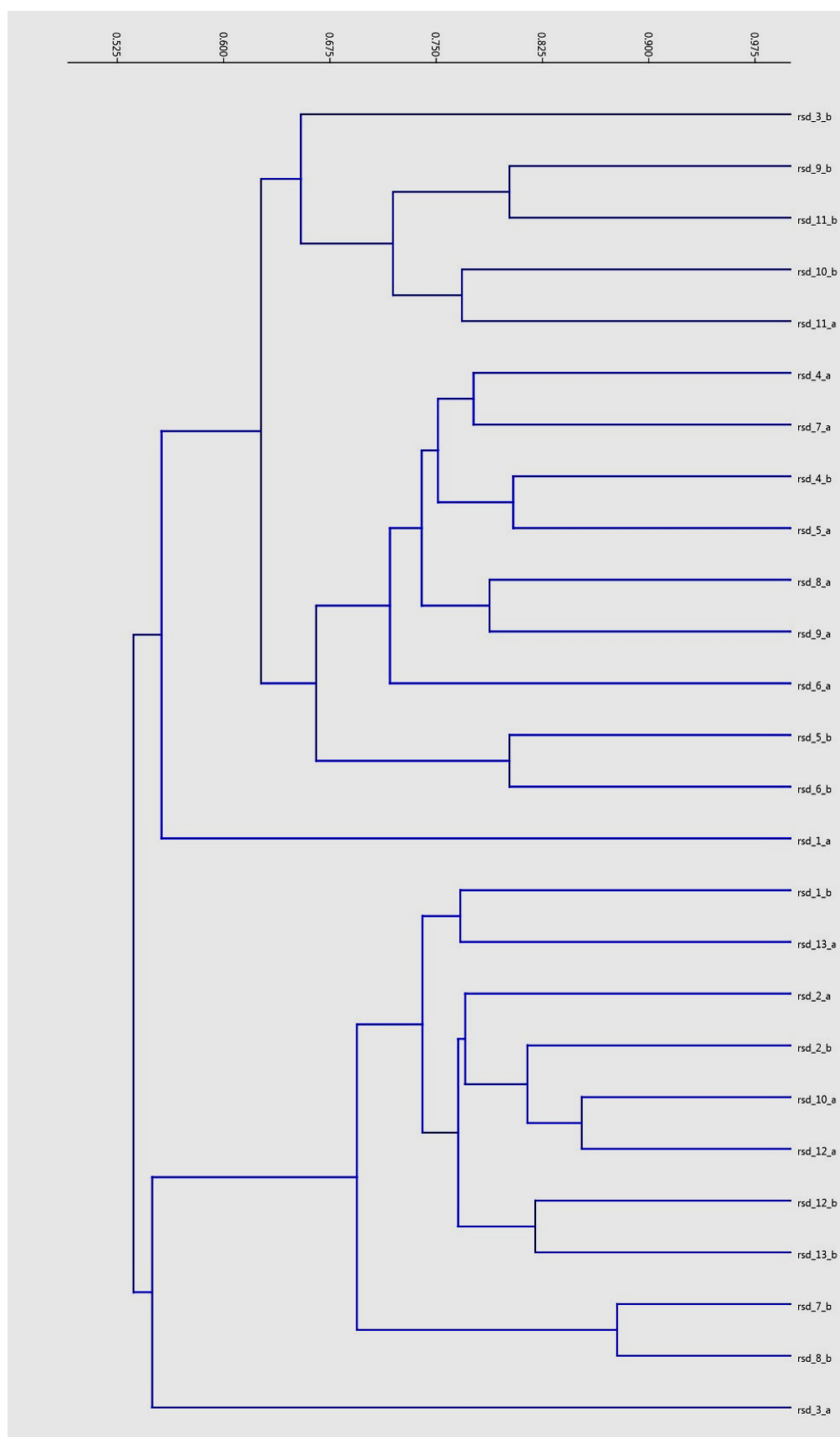
A mintavételi területek halközösségének strukturális (minőségi, mennyiségi) hasonlóságát a Bray-Curtis féle százalékos különbözőségi formula alapján számítottam. A klaszteranalízis során

a tavaszi minták alapján 5 csoportot lehet megkülönböztetni, kb. 0,650 hasonlósági értéknél „vágva” a dendrogramot (28. ábra). A dendrogramban szereplő ultrametrikák és az eredeti távolságértékek csekély torzítását a kofonetikus 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, illetve az egymást követő mintavételi területek halközössége hasonlít a legjobban egymáshoz, az ultrametrikák magasabb értékűek a közel azonos habitusú mintavételi területek halközössége között (pl. RSD-4/A és RSD-7/A). Külön klaszterbe került a legészakibb főági mintavételi terület különböző habitusú jobb és bal partja (RSD-1/A, RSD-1/B), valamint az RSD-3/A (Molnár-szigeti mellékág) és az RSD-3/B (Csepel-Soroksár komp alatti szakasz) mintavételi részterületek is. A szennyvízbevezetés hatása alatt álló RSD-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.

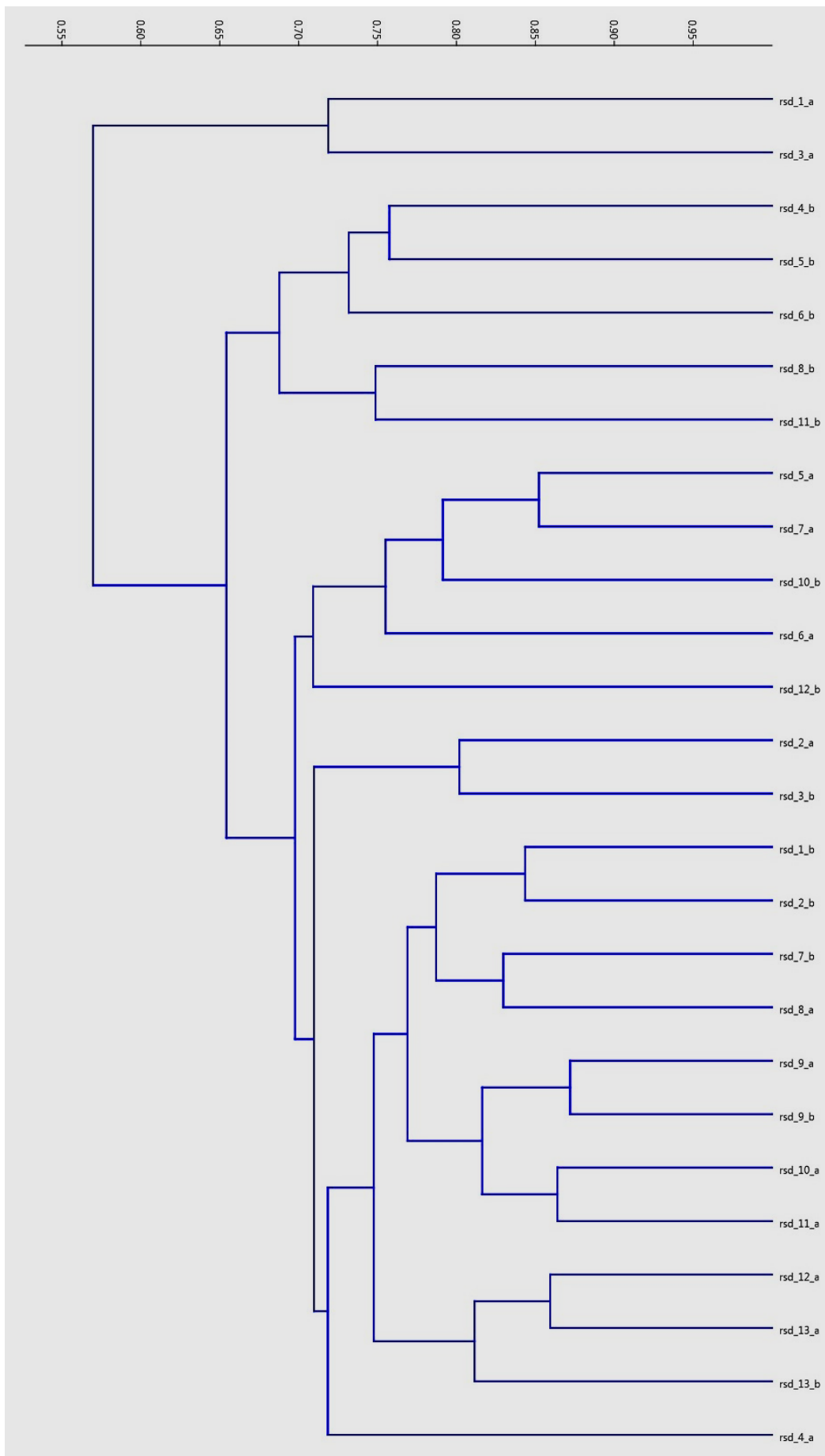
A nyári minták alapján csak három csoportot lehet megkülönböztetni a tavaszival azonos hasonlósági értéknél vágva a dendrogramot (29. ábra). A kofonetikus korreláció ugyancsak alacsony torzítást igazolt, $COPH=0,717$. Az egyirányú ANOSIM teszt a csoportok közötti különbözőséget a várható véletlen esélynél $R=0,642$ érték mellett $p=0,0001$ szinten szignifikánsnak számította. Külön klaszterbe lett sorolva a Kvassay-zsilip alatti bal parti (RSD-1/A) szakasza, illetve a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékét követő Molnár-szigeti mellékág. A szennyvízbevezetés hatása alatt álló RSD-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, illetve az RSD-2/B (jobb part) a Kvassay-zsilip alatti jobb parti (RSD-1/B) mintavételi részterülettel mutatta. A hierarchikus osztályozás egy csoportba sorolta 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 0,650 hasonlósági értéknél „vágva” a dendrogramot (30. 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 terület két mintavételi részterülete, a Kvassay-zsilip bal és jobb partja (RSD-1/A és RSD-1/B), a két mintavételi részterület halközössége az őszi minták alapján jelentősen különbözött a többi mintavételi területétől. A szennyvízbevezetés hatása alatt álló RSD-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 az RSD alsó szakaszának (RSD-12/A, RSD-13/A, RSD-13/B) halegyütteseivel mutatott hasonlóságot. A szennyvíztisztító alatti mintavételi terület jobb parti részterületének (RSD-2/B) halfajstruktúrája előbb a Czuczor-szigeti mellékág (RSD-4/A), a szigetszentmiklósi Paradicsom-szigettel szemközti bal part (RSD-5/B) és a Tebe sor és Herman Ottó 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) halközösségéhez hasonló. A szennyvíztisztító hatásának kitett szakaszt követő mintavételi terület 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 mutatta 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 Vesszőzátóny-sziget két részterület halegyüttesének hasonlósága magas volt, egy klaszterbe kerültek az előbbi részterületekkel. Mind

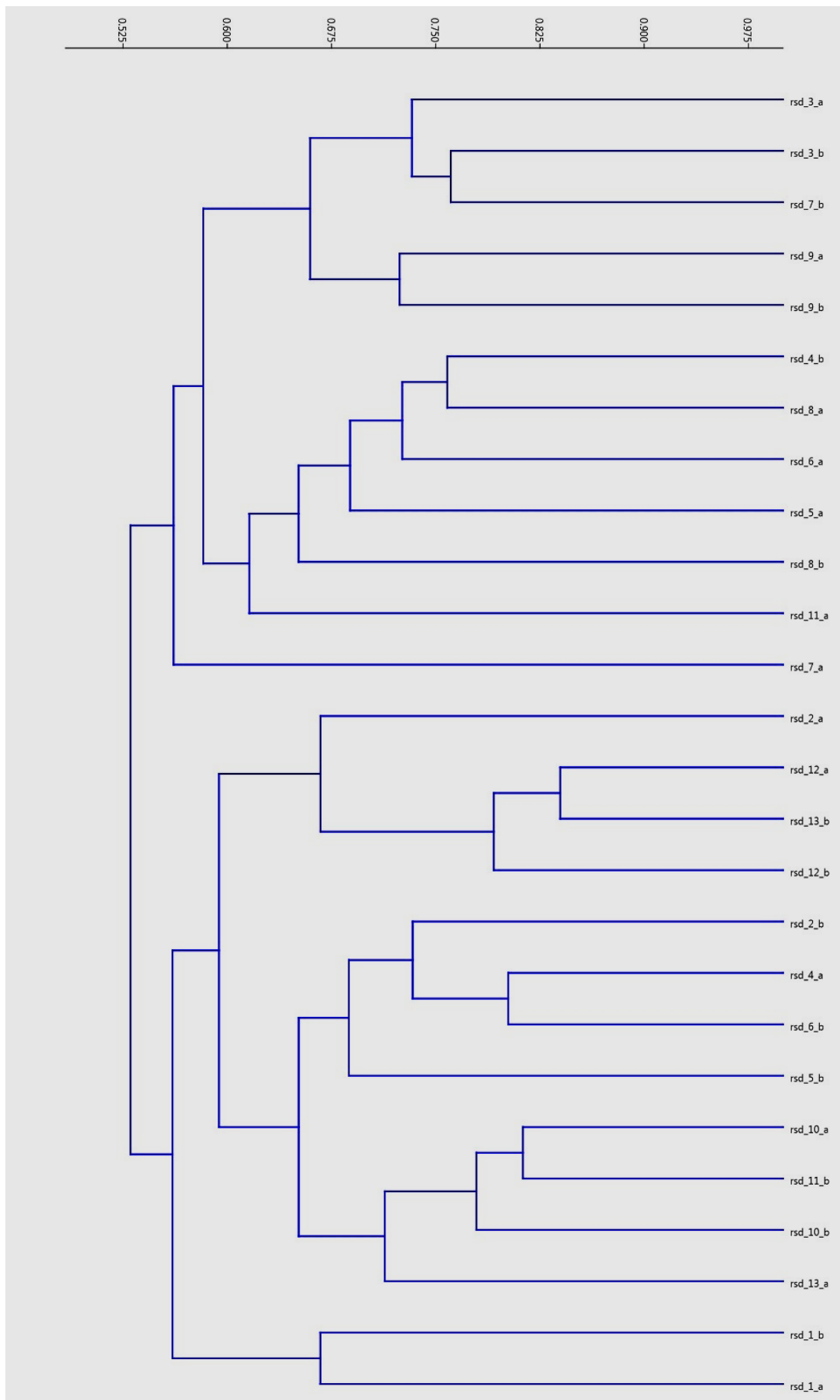
a Domariba-szigeti mellékág (RSD-7/A), mind pedig a Dömsödi Holt-Duna (RSD-11/A) egy-egy olyan külön klaszterbe került, amely különvált a többi csoporttól.



28. ábra: A mintaterületek klaszterdiagramja a halközösség struktúrája szerint (TAVASZ)



29. ábra: A mintaterületek klaszterdiagramja a halközösség struktúrája szerint (NYÁR)



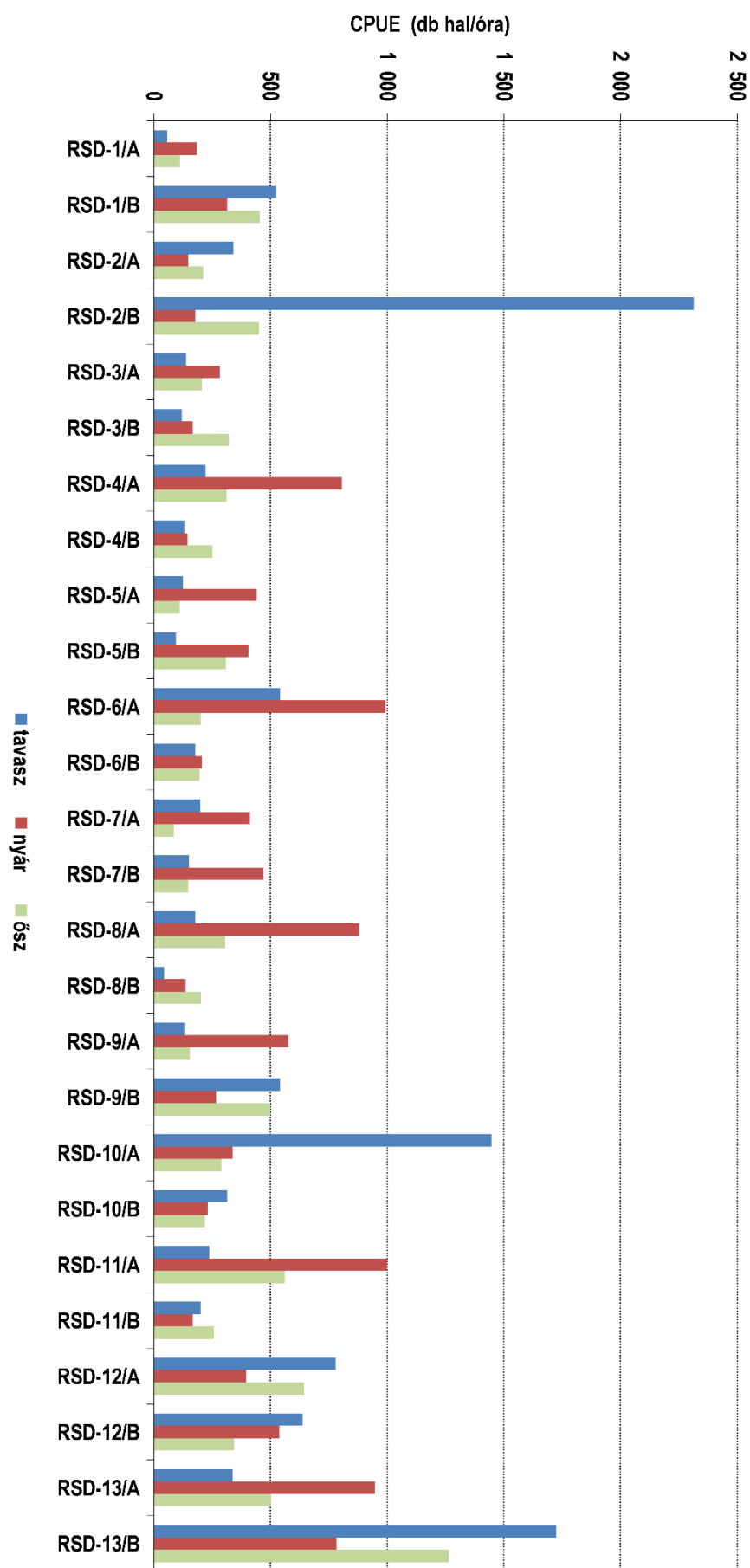
30. ábra: A mintaterületek klaszterdiagramja a halközösség struktúrája szerint (ŐSZ)

5.6. Fogáshatékonyság

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 töltöttem (min. 32 perc, max. 73 perc). A F-próba szerint a szórások statisztikailag nem különböztek egymástól, a T-próba pedig igazolta, hogy az átlagos időtartamok közötti eltérés sem igazolható statisztikailag. 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 indikálták.

A fogáshatékonyság (CPUE) tavasszal 450 ± 555 db hal volt óránként. Nyáron valamivel alacsonyabb volt a CPUE-értéke, 439 ± 289 db hal/óra. Októberben óránként már csak 331 ± 240 halat sikerült egy óra alatt fogni részterületenként. A fogáshatékonyság értékek között sem az F-, sem pedig a T-próba nem igazolt statisztikailag különbséget, mindazok ellenére, hogy a CPUE-értékeiben részterületenként látványos eltéréseket tapasztaltam pl. a tavaszi mintavételezések eredményeinek értékelése során (31. 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), a mederfenéken élőket rendszerint jóval alul reprezentálja (MCCAIRNS és FOX 2004).

A nyári magas fogáshatékonyság értékek esetében ugyanezt a törvényszerűséget tapasztaltam. Az októberi egyetlen kiugró érték ugyancsak a kűsz dominanciájának köszönhető (77,9%). Megfigyeltem, hogy mindhárom időszakban a CPUE-értéke trendjében a folyásirányban növekvő. A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi területen a három időszak és két részterület egységnyi mintavételi 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 statisztikailag igazolható különbséget jelzett a varianciák esetében) statisztikailag igazolható 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.



31. ábra: Egységnyi halászati időre jutó fogás (db hal/óra) az RSD különböző mintavételi területein

5.7. Funkcionális diverzitás

A víztér mintavételi területeinek halközösségeit funkcionális jellemzői szerint is karakterizáltam. Szándékom volt annak igazolása, hogy SÁLY és ERŐS (2016) osztályozásában megjelenített funkcionális traitek használhatók-e a halközösség szerkezete és az RSD működése közötti kapcsolatok megértéséhez. Az egyes traitek, mint biológiai tulajdonságok jellegzetesen meghatározzák a halfajok teljesítményét, és ezek a funkcionális jellemzők kapcsolódnak a víztér anyag- és energiaáramlási folyamataihoz, stabilitásához, valamint a biológiai intra- és interspecifikus kölcsönhatásokhoz, továbbá az élőhely-módosításokhoz. Definiáltam az adult egyedek táplálkozási jellemzői, a táplálkozási habitat típusa, a vízáramlási preferencia és a biogeográfiai státusz szerint az egyes mintavételi részterületeken a trait csoportokba tartozó fajok relatív éves összesített relatív gyakoriságának értékeit (32. ábra).

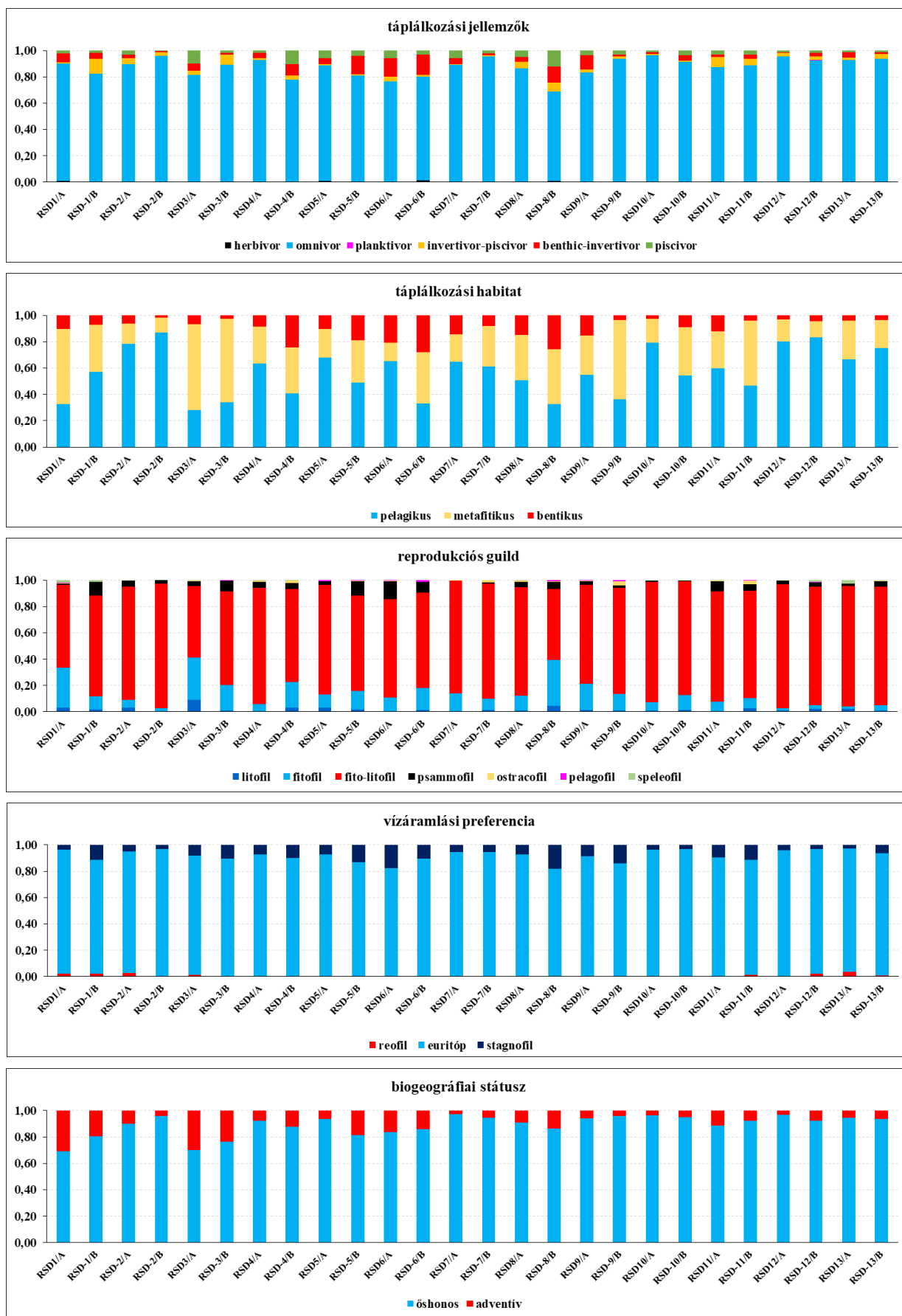
Az RSD teljes szakaszán 2018-ban kimutatott 36 halfajt összesen 21 traitbe tartozóan lehetett csoportosítani. A **hat táplálkozási sajátosság** közül minden mintavételi részterületen az *omnivor* típus volt a leggyakoribb, helyenként akár 96%-kal (RSD-2/B). A mindenevők aránya a Taksony-sziget környékén (RSD-6/A és RSD-6/B), illetve a Csupics-sziget keleti oldalán (RSD-8/B) volt a legalacsonyabb, de még ezeken a mintavételi részterületeken is az arányuk meghaladta az 50%-ot. Második leggyakoribb táplálkozási trait a *benthic-invertivor* típus volt, a csoportba tartozó halfajok markáns előfordulási helye a Paradicsom-szigettel szemközti szakaszra (RSD-5/B) és a Taksony-sziget környékére (RSD-6/A és RSD-6/B) volt tehető, illetve viszonylag számottevő rátával rendelkeztek még az RSD-1/A, az RSD-3/A, az RSD-4/A, az RSD-4/B, az RSD-7/A, az RSD-8/A, az RSD-9/A, az RSD-10/B, az RSD-11/B, az RSD-12/B és az RSD-13/A mintavételi részterületeken is. Az *invertivor-piscivor* altípusba tartozó halfajok (sajnálatos módon zömmel a naphal) legmagasabb rátával az RSD felső szakaszán fordultak elő (RSD-1/B, RSD-2/A, RSD-3/B), a Csupics-sziget hókonyaiban és a sziget keleti oldalán (RSD-8/A, RSD-8/B), valamint Dömsöd és Szigetbecse (RSD-11/A, RSD-11/B) környékén. Az első két víztér esetében a meder jellemzően köves-kavicsos gyér partszegélyi magasabb rendű növényzettel társulva, a többi szakasz esetében ugyan dominás a litorális öv dús növényzete, azonban a meder apró kavicsos-homokos, ami kedvező a naphal számára. A ragadozó halak nagyobb (közel, illetve több mint 10%-os) jelenléti aránya karakteresen az RSD-3/A, az RSD-4/B és az RSD-8/B mintavételi részterületeken volt kimutatható. A Molnár-sziget mellékágában és a Csupics-sziget keleti oldalán a balin volt a jellemző ragadozó halfaj, a Czuczor-szigeti főágban a csuka-harcsa-süllő-balin közel azonos rátával volt jelen. Viszonylag nagyobb relatív gyakorisággal fordultak elő még a *piscivor* táplálkozási csoportba tartozó halfajok az RSD-5/A, az RSD-6/A és az RSD-7/A mintavételi részterületeken. A Duna-Tisza-csatorna torkolati szakaszának karakterizáló ragadozó hala éves átlagban a balin volt. A Taksonyi-holtágban a csuka-süllő és a harcsa közel azonos arányban volt jelen, a Domariba-sziget előtti nádasok és gyékényesek fő ragadozó halának a süllő bizonyult. A *herbivor* és *planktivor* táplálkozású halak aránya az RSD teljes szakaszán a többi traitbe tartozó halakéhoz képest alárendelt.

A **táplálkozási habitat 3 funkcionális** jellemzője közül átlagosan a *pelagikus* típus volt a leggyakoribb (63,5%). A traitbe tartozó halak (legnagyobb hányaddal a küsz) a víztér felső és alsó szakaszán nagyobb gyakorisággal fordultak elő. A *metafitikus* fajok jellemzően magas gyakorisága általában azon mintavételi részterületekhez köthetőek, ahol az emerz és szubmerz makrofita igen dús állománnyal rendelkeztek (RSD-3/A, RSD-3/B, RSD-9/B). Nem volt igazolható, hogy a funkcionális csoport halainak előfordulása a mellékágakra jellemzőbbek lennének, mint a főágra. Ez jobbra annak tudható be, hogy a főág vizsgált szakaszain is karakterisztikusan jelen voltak a makrofita állományok (nádasok, gyékényesek, hínarasok). A *bentikus* táplálkozási habitat típusba tartozó halfajok (pl. dévérkeszeg, karikakeszeg, ponty, süllő, harcsa, törpeharcsák) az RSD középső szakaszán voltak a leggyakoribbak. Utóbbi trait halainak hányada a víztér alsó szakaszán a legalacsonyabb.

A **hét szaporodási csoport** közül az RSD-t jellemző 36 halfaj egyedeinek legnagyobb része (átlagosan 84,5%-a) a *fito-litofil* traitbe tartozik. Második leggyakoribb csoportnak a *fitofil* szaporodási típus bizonyult (8,7%). A további traitek között több színező típust is találtam, mint pl. a *litofil*, a *pszammofil* és az *ostracofil*. A litofil fajok relatív gyakoriság értékét – a domolykó és a Kessler-géb elenyésző hányada mellett – túlnyomórészt a balin jelentette. A pszammofil szaporodási csoport 5 faja közül három sajnálatos módon nem őshonos (törpeharcsa, fekete törpeharcsa, naphal). A traitbe tartozó halfajok legjellemzőbb előfordulási helye a Taksony-sziget sekélyvizű térségére tehető (RSD-5/B, RSD-6/A, RSD-6/B), de viszonylag gyakori volt még az RSD-1/B, RSD-3/B, RSD-11/B mintavételi részterületeken, amelyeken a sóderes-homokos szakaszok gyakrabban fordultak elő. Az ostracofil szaporodási típus egyetlen képviselője a szivárványos ökle.

A **vízáramlással szembeni preferencia** szempontjából megállapítottam, hogy a *reofil* fajok relatív gyakorisága elenyésző (átlagosan 0,8%) volt. Az áramlásjellemző traitbe tartozó halfajok előfordulását kizárólagosan az RSD felső és az alsó szakaszán bizonyítottam (RSD-1 – RSD-3 és RSD-11 – RSD-13). Valamivel gyakoribbnak bizonyult a *stagnofil* trait (7,5%). Az *euritóp* fajok relatív gyakorisága az egész RSD-t tekintve kimagasló. Természetesen, miután a főág vízáramlás sebessége igen csekély, bőven találtam a főág halközösségben is stagnofil halfajokat: törpeharcsa és fekete törpeharcsa, csuka, naphal, szivárványos ökle, razbóra, compó, vörösszárnyú keszeg, illetve a sodrás nélküli mellékágakban néhány reofil faj, a jászkeszeg (RSD-3/A, RSD-4/A, RSD-8/A), a feketeszájú géb (RSD-11/A) és a Kessler-géb (RSD-3/A, RSD-4/A, RSD-8/A) egyedeit is megtaláltam.

A **biogeográfiai státusz** szerinti két trait (*adventív* és *őshonos*) relatív gyakorisága szerint az adventív fajok inkább az RSD felső szakaszára jellemzők, mintegy jelezve – elsősorban a fekete-tengeri inváziós Gobiidae fajok – bevándorlási irányát. Az idegenhonos halfajok viszonylag kimagasló gyakoriságértéke leginkább négy fajnak köszönhető: naphal, fekete törpeharcsa, törpeharcsa, ezüstkárász.



32. ábra: Az RSD halközössége funkcionális csoportjainak relatív gyakoriság értékei ($0 < y \leq 1$) mintavételi részterületenként ($x \in \text{RSD-1/A} \Rightarrow \text{RSD-13/B}$)

5.8. Fajdiverzitás

A tavaszi mintavételek alkalmával fajgazdagnak találtam a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi-zsilip előtti vízterületet (RSD-13/B), ahol 20 halfaj populációjának a jelenlétét igazoltam. Fajgazdag területnek bizonyult még a Taksonyi holtág 18 fajjal (RSD-6/A). A 12,2 tavaszi fajszaám átlag alatt volt a felmérés idején pl. Szigetcsép környékén a Csupics-sziget keleti oldalának halközössége (RSD-8/B), ahol mindösszesen 7 faj egyedeivel találkoztam (11. táblázat).

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

Mintavételi terület	N	S	n_{max}/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-12A	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-szigeti mellékág (RSD-3/A: 8 faj) és a Tököli Parkerdő alatti szakasz (RSD-7/B: 8 faj). A magas Berger-Parker index ($>0,800$) minden esetben küsz dominanciához kapcsolható (RSD-2/A, RSD-2/B, RSD-10/A, RSD-12/A, RSD-13/A).

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. A 26 mintavételi részterületen gyűjtött tavaszi minta összesítése alapján az RSD halközösségének Shannon-Wiener

mutatója 1,229 volt, a mutatók átlaga pedig 1,345. A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület (összevont RSD-2) halközösségének α -diverzitása alacsonyabb ($p=0,0007$ és $p=0,0067$ szignifikanciaszinten) volt, mint a megelőző (összevont RSD-1), vagy követő (összevont RSD-3) szakaszé. A szóban forgó szakasz jobb parti részterület (RSD-2/B) halközösségének Shannon-Wiener féle lokális diverzitása a tavaszi időszakban tapasztalható legalacsonyabb értéket ($H=0,295$) mutatta. Alacsony α -diverzitással volt jellemezhető tavasszal 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 mutattam ki, a lokális α -diverzitás, $H=1,548$ volt. Ugyanazon fkm-ek között, de a jobb parton a fajszám 13, a diverzitás mutató pedig csak $H=0,934$ volt.

A SOLOW (1993)-féle statisztikai próba alapján a két részterület Shannon-Wiener féle lokális diverzitása szignifikánsan különbözött egymástól ($p=0,041$). Hasonló szignifikáns eltérést tapasztaltam az RSD-2/A és az RSD-2/B részterületek α -diverzitásában is ($p<0,0001$). Az alsó szakaszon Dömsöd-Makád térségében az RSD-12/A és RSD-12/B részterületek esetében is statisztikailag igazolható 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 Csupics-sziget keleti oldalán kijelölt mintavételi részterület $n=27$ abundancia szintjén számítottam. 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 szeretném, 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. Pl. a 63%-os fajszám csökkenés esetében az arányosítás egyszer 27/262 (RSD-1/B), máskor 27/467 (RSD-12/A), illetve 27/614 (RSD-9/B).

Az augusztusi mintavételek alkalmával fajgazdag részterületnek találtam a szigetcsépi Csupics-szigeti hókonnyt (RSD-8/A), illetve a Dömsödi Holt-Duna alsó szakaszát (RSD-11/A), ahol 18, illetve 17 faj előfordulását igazoltam. A mintavételi területek halközösségének fajszám átlaga nyáron is 12,2 volt. A középértéktől jóval kevesebb fajt tudtam kimutatni a Csepel Királyerdő szakaszon (RSD-3/B) és Ráckeven a Kerekzátony nyugati oldalán (RSD-10/B), ahol mindösszesen 7-7 halfaj előfordulását igazoltam (12. táblázat). Ezenkívül fajszegevénynek találtam a Dél-pesti 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 mintaterületenkénti dominancia mutatói nem különböztek statisztikailag a tavasszal tapasztaltakétól (unequal var. Welch-próba $p=0,162$). A magas Berger-Parker index érték a szóban forgó időszakban is kizárólagosan a kűsz 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 mintaterületenkénti diverzitásmutatói nem különböznek statisztikailag a tavasszal tapasztaltakétól (unequal var. Welch-próba $p=0,148$). Az összes nyári minta alapján az α -diverzitás index 1,274. Augusztusban a legmagasabb diverzitást a 15 fajú szigetcsépi Csupics-sziget keleti oldalának (RSD-8/B) halegyüttese mutatta. Ugyanezen a részterületen tavasszal csupán 7 taxon jelenlétét tudtam igazolni statisztikailag igazolhatóan 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 volt, mint a közvetlen megelőző, vagy a követő szakaszé. A Solow-teszt az RSD-1 – RSD-2, valamint az RSD-2 és RSD-3 párosítás esetében statisztikai eltérést igazolt ($p=0,0082$ és $p=0,0028$). A nyári időszakban tapasztalható legalacsonyabb α -diverzitás értéket ($H=0,503$) a Makádi Parkerdő alatti szakasz (RSD-12/B) halközössége alapján számítottam. 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 tudtam igazolni. Az RSD-1 mintavételi területen a két litorális régió halközösségének Shannon-Wiener indexe alapján a bal part fajdiverzitása nagyobb volt, mint a jobb $p=0,044$ szignifikanciaszinten. A következő mintavételi terület (RSD-2) esetében a tavasszal tapasztalttal 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 ismételten statisztikailag igazolható különbséget mutattam ki a jobb és bal part halközösségének diverzitása között a Solow-féle teszt ($p<0,0001$) alapján.

12. 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-12A	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

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 az *Ameiurus nebulosus* (RSD-6/A), illetve a *Carassius gibelio* (RSD-10/B). A ritkított mintanagysághoz tartozó mintaterületenkénti fajszámot a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló bal parti részterület n=91 abundancia szintjén számítottam. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a Bűdös-sarok részterületen (RSD-13/A) a legkisebb, a különbség -60,0%-os.

13. 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

Októberben fajgazdag területnek bizonyult a Kvassay-zsilip alatti szakasz jobb partja (RSD-1/B), ahol 20 faj egyedeinek előfordulását sikerült bizonyítanom. Magas volt még a lokális fajgazdagsága a Czuczor-szigeti főágnak (RSD-4/B), Szigetcsépen a Csupics-szigeti hókonyknak (RSD-8/A), valamint a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi-zsilip előtti vízterületnek (RSD-13/B). Mindhárom részterület őszi halközössége 18 fajból állt (13. táblázat). A 26 mintavételi részterület

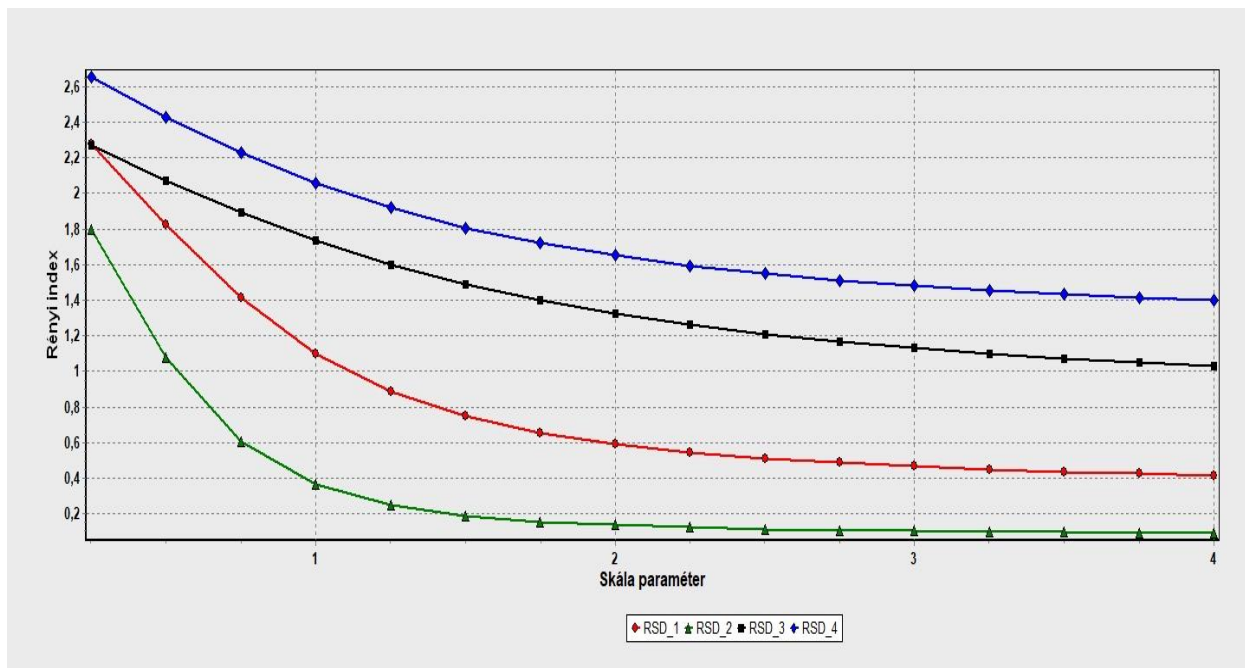
halközösségének őszi fajszám átlaga 13,6 volt, ez statisztikailag sem a tavaszi, sem pedig a nyáritól nem különbözött. A középértéktől jóval kevesebb fajt tudtam kimutatni a Rózsa-sziget melletti Büdös-sarokban (RSD-13/A), ahol mindösszesen 8 halfaj előfordulását igazoltam. A Berger-Parker index egyenletesebb struktúrájú őszi halközösségeket jelzett, az augusztusihoz képest az októberi dominancia indexek átlaga statisztikailag alacsonyabb (t-próba $p=0,0006$). A mutató értéke egyetlen esetben sem volt magasabb, mint 0,8000. A halközösségeket többnyire most a *Rutilus rutilus* dominálta (14 eset), az *Alburnus alburnus* a fennmaradó esetekben volt domináns faja 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 mutattam ki, a legalacsonyabbat pedig a 14 fajú szigetbecsei Királyrét alatti részterületen (RSD-12/A). Az összes minta szerint az őszi α -diverzitás index 1,733 volt, a diverzitás mutatók átlaga 1,514, ami statisztikailag magasabb ($p=0,0004$) mint a 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 ősszel is alacsonyabb volt, mint a közvetlen megelőző szakaszé, a Solow-teszt az RSD-1–RSD-2 párosítás esetében statisztikai eltérést igazolt ($p<0,0001$). Az összevontan kezelt RSD-2 és az ugyancsak összevontan kezelt RSD-3 mintavételi területek halközösségének α -diverzitása között nem volt kimutatható statisztikailag igazolható különbség ($p=0,209$). A jobb és a bal parti részterületek lokális fajgazdagságában csak bizonyos szakaszokon mutatkozott számottevő eltérés. A Kvassay-zsilip alatti mintavételi területen a bal parti (RSD-1/B) részterületen 15 fajt mutattam 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 terület jobb és bal litorális részterületén 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 statisztikai 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 volt 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 dominálta. Négy mintavételi terület esetében (RSD-5/A, RSD-6/A, RSD-7/A és RSD-8/B) az effektív fajszám ($\exp H$) meghaladta 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 részterület $n=73$ abundancia szintjén számítottam. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassizsilip 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/A) mintavételi részterület esetében a legkisebb, a differencia mindössze -1,67%.

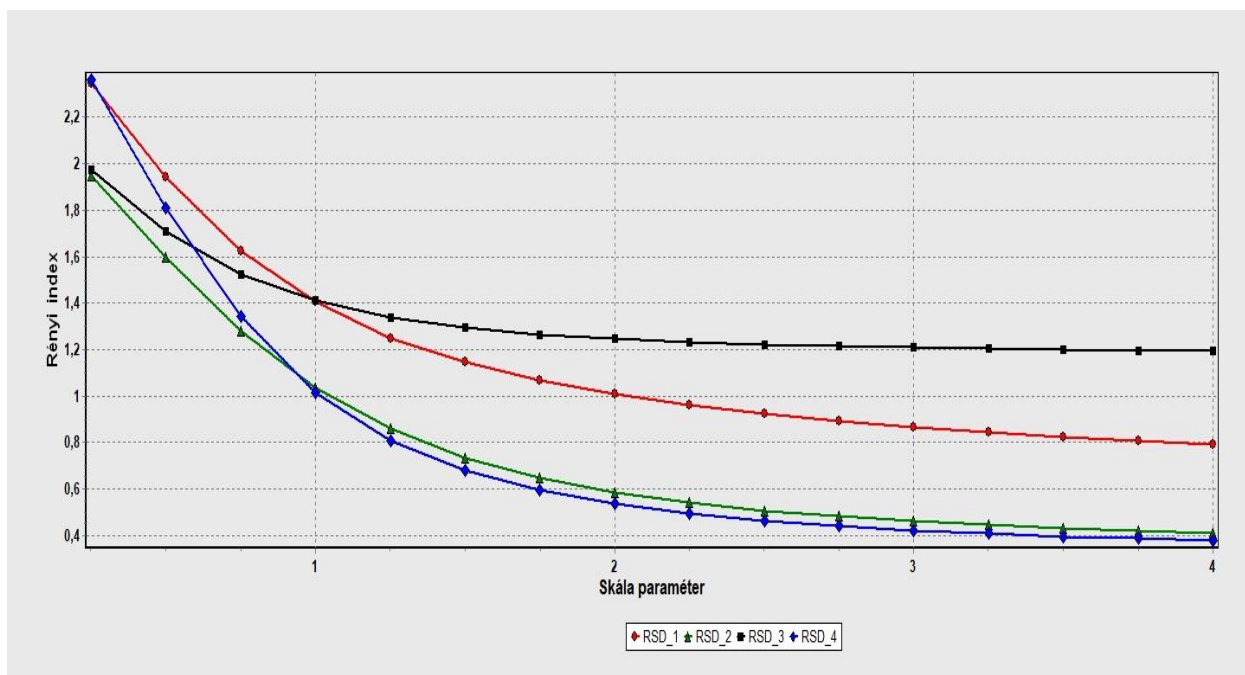
A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület (RSD-2), valamint a közvetlenül felette (RSD-1) és alatta lévő mintavételi területek (RSD-3 és RSD-4) halközösségének diverzitását a Rényi-féle diverzitási profilok összevetésével is elvégeztem. Ezt azért tartottam szükségesnek, mert az általánosan alkalmazott diverzitásmutatók a fajok tömegességeit más és más fontossággal veszik figyelembe. A különböző abundanciájú halegyüttesek diverzitásának sorba rendezése során gyakran kaphatunk félrevezető sorrendet. A részterületek halközösségét mintavételi területenként egyesítve kezeltem.

A Rényi-féle diverzitásrendezés szerint, a májusi mintavételek alapján, a 4 mintavételi terület halközösségének diverzitása sorba rendezhető. Jól látható módon a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep szennyvizével érintett szennyezett szakasz (RSD-2) fajdiverzitása a legalacsonyabb, mindhárom halközösség diverzitásprofilja e felett fut a skálaparaméter teljes tartományán (33. ábra). A nyári minták alapján a mintavételi területek halközösségének diverzitása teljes egészében nem rangsorolható, ugyanis a diverzitásprofilok több esetben metszik egymást. Annyi azonban megállapítható, hogy mind a Kvassay-zsilip (RSD-1), mind pedig a

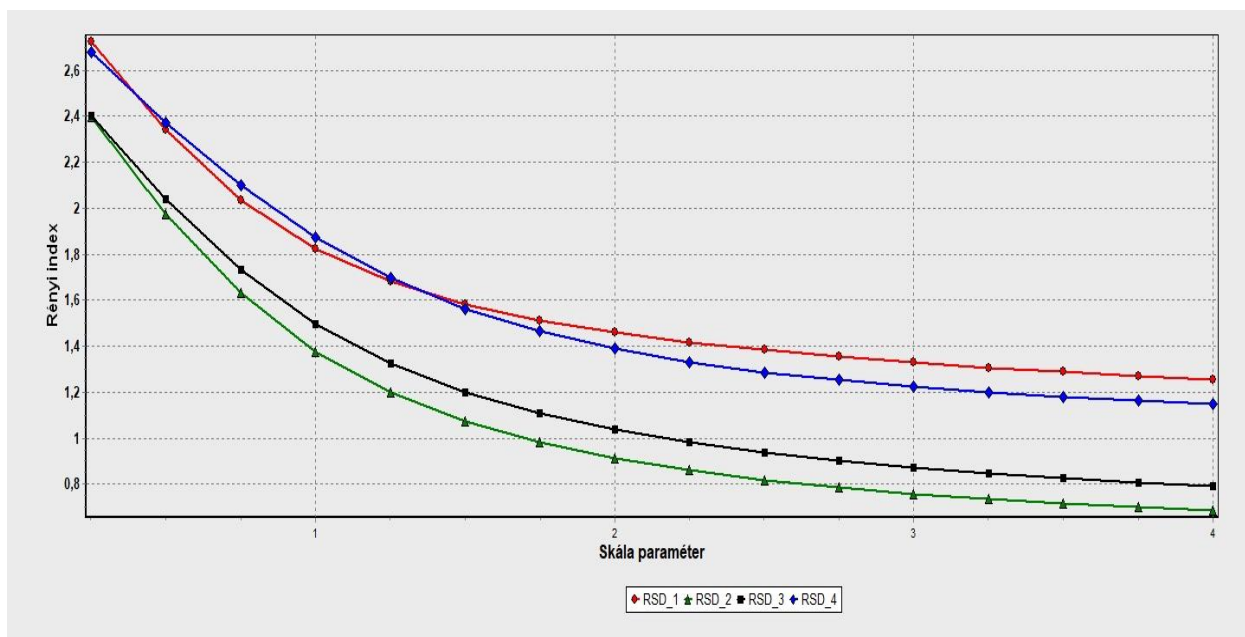
Csepel-Soroksár komp (RSD-3) térségének halegyüttese diverzebb, a Czuczor-sziget (RSD-4) környékének halközössége pedig ritka fajok tekintetében változatosabb, mint a szennyezett szakaszé (34. ábra). Az őszi minták esetében is csak annyi állapítható meg a diverzitásrendezés ábrájából, hogy mind a Czuczor-szigeti, mind pedig a Csepel-Soroksár komp mintavételi területek halközössége diverzebb, mint a szennyezett szakaszé (35. ábra).



33. ábra: A Duna-ági mintavételi területek halközösségeinek diverzitásrendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint (tavasz)

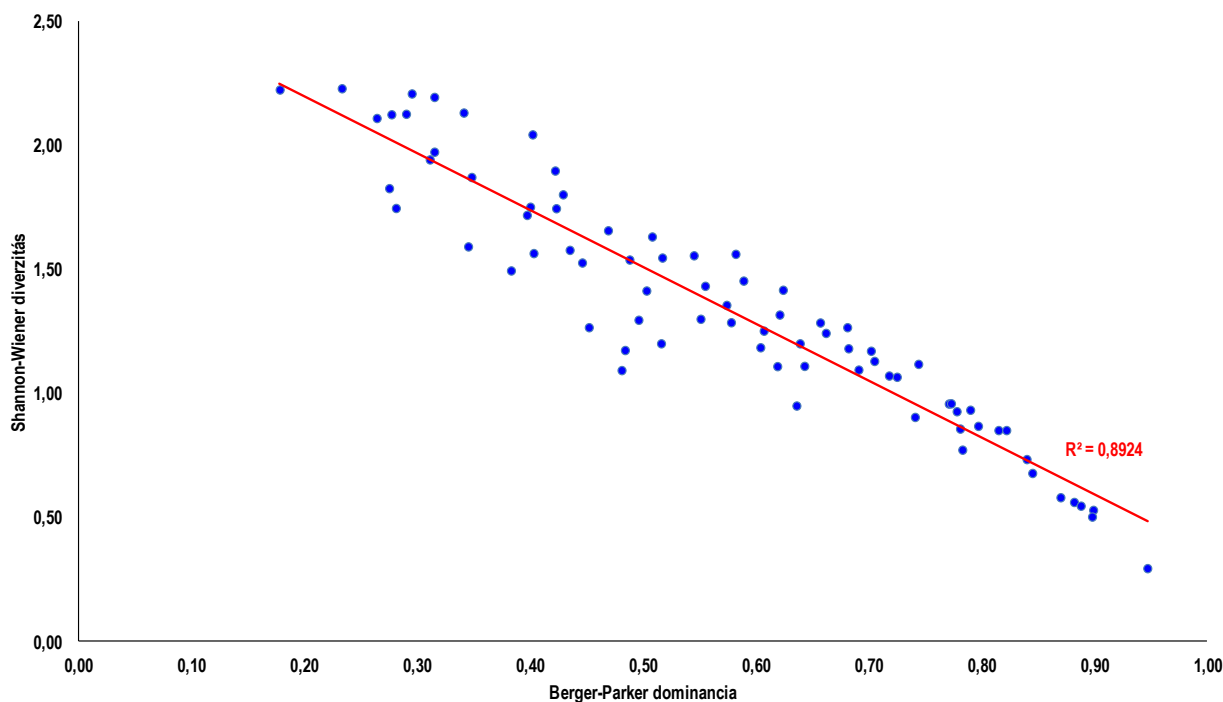


34. ábra: A Duna-ági mintavételi területek halközösségeinek diverzitásrendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint (nyár)



35. ábra: A Duna-ági mintavételi területek halközösségeinek diverzitásrendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint (ősz)

MAY (1975) arra a következtetésre jutott, hogy a Berger-Parker-index az egyik legmegfelelőbb diverzitásmérő. Fogalmilag egyébként egyenértékűnek tekinthető a k geometriai sorozattal, mivel mindkét mérőszám az állományban legdominánsabb faj relatív fontosságát írja le (MAGURRAN 2008). A legnagyobb abundanciával rendelkező faj numerikus jelentősége abban nyilvánul meg, hogy az index növekedését a Shannon-Wiener index értékének csökkenése kíséri (36. ábra).



36. ábra: Az 26 mintavételi részterület Berger-Parker dominanciájának és Shannon-Wiener diverzitás indexének összefüggése a három időszak (tavasz-nyár-ősz) összesített adatai után

5.9. Rekordméretű pontyok jelölés-visszafogási eredményei

Adatbázisom a nagypontyvédelmi program megindításától 2024. december 31-ig bezárólag 1394 ponty egyed 2515 fogásának (Hhvtv. terminológia szerint „megfogás”) adatait tartalmazza. Két olyan egyed volt, melyet 9 alkalommal, egy olyan egyed, melyet 8 alkalommal, hét olyan egyed, melyet 7 alkalommal is megfogtak, hatszor 22 halat, ötször 29 halat, négyszer 84 halat, háromszor 148 halat, kétszer 282 halat fogtak meg, és 819 egyed csupán egyszer került horogra (14. táblázat).

Figyelembe véve az 57,3 fkm hosszú RSD térbeli dimenzióit, avagy távolsági „korlátait”, a 15. táblázat a nagyméretű pontyok vándorlásának extrém nagy távolság értékeit mutatja be, a tíz legnagyobb távolságot aktív helyváltoztatással megtett ponty egyed esetében. A leghosszabb – az RSD hossz-szelvénye mentén – folyásiránnyal szemben (*upstream*) mért vándorlás hossza 49 km, és ehhez kapcsolódóan az adott egyed két detektált fogása között eltelt idő 369 nap volt. A leghosszabb – az RSD hossz-szelvénye mentén – folyásirányban (*downstream*) mért vándorlás hossza 45 km, és ehhez kapcsolódóan az adott egyed két detektált fogása között eltelt idő mindössze 66 nap volt. A 16. táblázat a 10 leggyorsabb helyváltoztatást produkáló egyed adatait tartalmazza a két egymás utáni megfogásuk között eltelt különböző időszakok kiszámítva. A leggyorsabb helyváltoztatást, 5 km/nap átlagsebességet, egy a folyásirány szerint, azaz „lefelé” úszó példány esetében figyeltem meg, tekintettel a két fogása között eltelt 3 napra és az összesen megtett 15 fkm-re. A pontyok által megtett út a folyásirány függvényében történő ábrázolása szimmetrikus, normál Gauss-eloszlás képét mutatja (37. ábra).

14. táblázat: A feldolgozott jelölés-visszafogások megoszlása

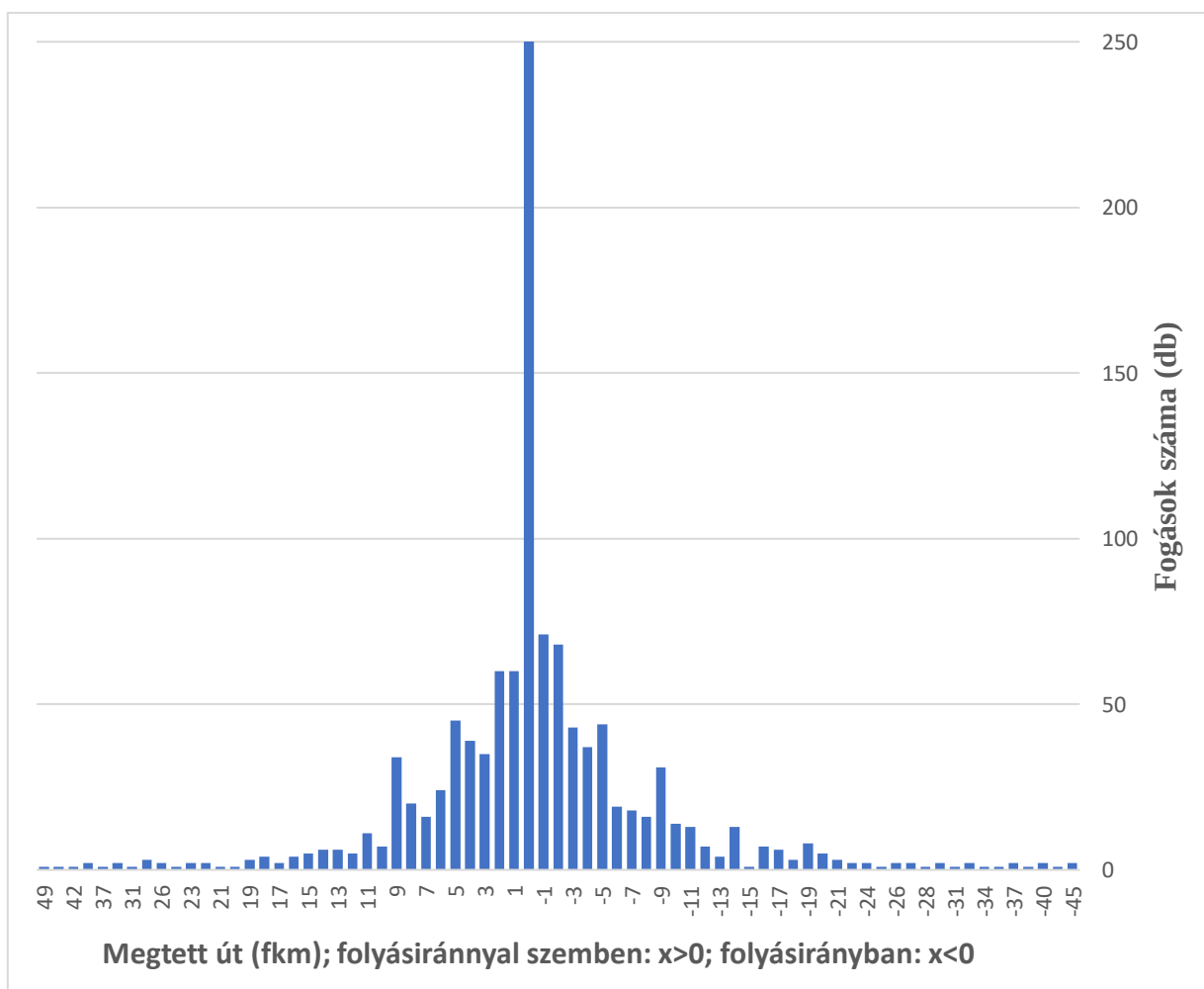
Adott egyed fogása hány alkalommal történt	Egyedszám	Arány
1-szer	819	0,58752
2-szer	282	0,20230
3-szor	148	0,10617
4-szer	84	0,06026
5-ször	29	0,02080
6-szor	22	0,01578
7-szer	7	0,00502
8-szor	1	0,00072
9-szer	2	0,00143
Összes egyed	1394	1,00000

15. táblázat: A 10 legtávolabbi vándorlás az RSD hossz-szelvénye mentén

Megtett távolság (RSD hossz-szelvény mentén, km)	Vándorlás iránya a folyásirányhoz képest	Napok száma
49	felfelé	369
48	felfelé	189
45	lefelé	66
45	lefelé	119
43	lefelé	361
42	felfelé	338
40	lefelé	161
40	lefelé	361
38	felfelé	74
38	felfelé	745

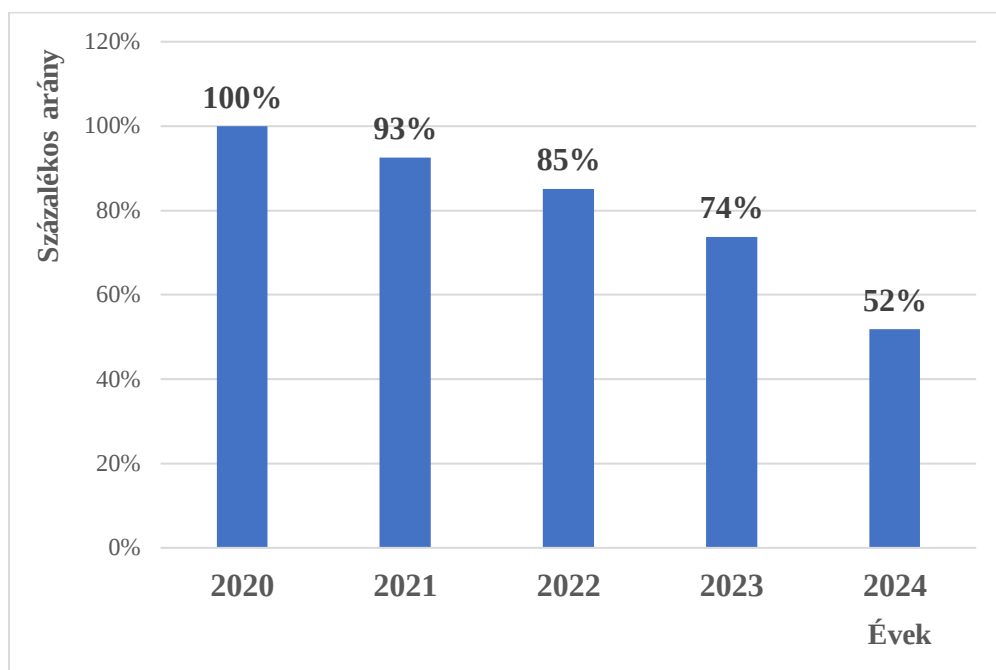
16. táblázat: A 10 leggyorsabb helyváltoztatás az RSD hossz-szelvénye mentén

Chip azonosító	Megtett távolság (RSD hossz-szelvény mentén, km)	Vándorlás iránya a folyásirányhoz képest	Eltelt napok száma a fogások között	Naponta átlagosan megtett távolság (km/nap)
2239	15	lefelé	3	5,00
2680	29	lefelé	6	4,83
2596	10	lefelé	3	3,33
2920	8	felfelé	3	2,67
2804	29	lefelé	11	2,64
1753	35	lefelé	14	2,50
3869	5	felfelé	2	2,50
3643	11	felfelé	7	1,57
3896	14	lefelé	9	1,56
3836	33	felfelé	22	1,50



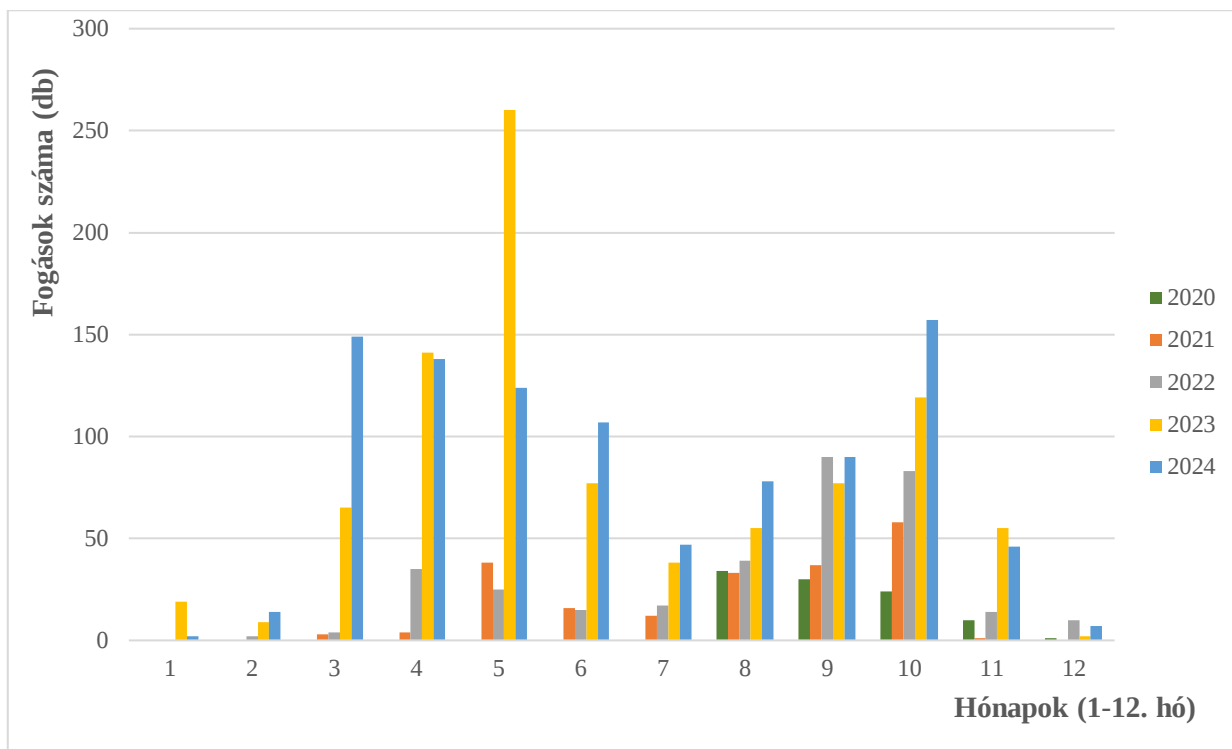
37. ábra: A pontyok által megtett út a folyásirány függvényében

Megvizsgáltam az adott egyed vonatkozásában az első megfogások (előkerülések) – és egyben chippel történő megjelölések – százalékos arányát, 2020 és 2024. évek között, az adott évben a detektált összes fogást 100%-nak tekintve. Az alábbi adatokat nyertem az egyes évek tekintetében: 2020. évben az összes fogás 99 egyed, melyből az újak aránya 100%, 2021. évben az összes regisztrált fogás 202, melyből az újak aránya 93%, 2022. évben az összes regisztráció 334, melyből az újak aránya 85%, 2023. évben az összes regisztráció 917, melyből az újak aránya 74%, 2024. évben az összes regisztráció 963, melyből az újak aránya 52% (38. ábra).

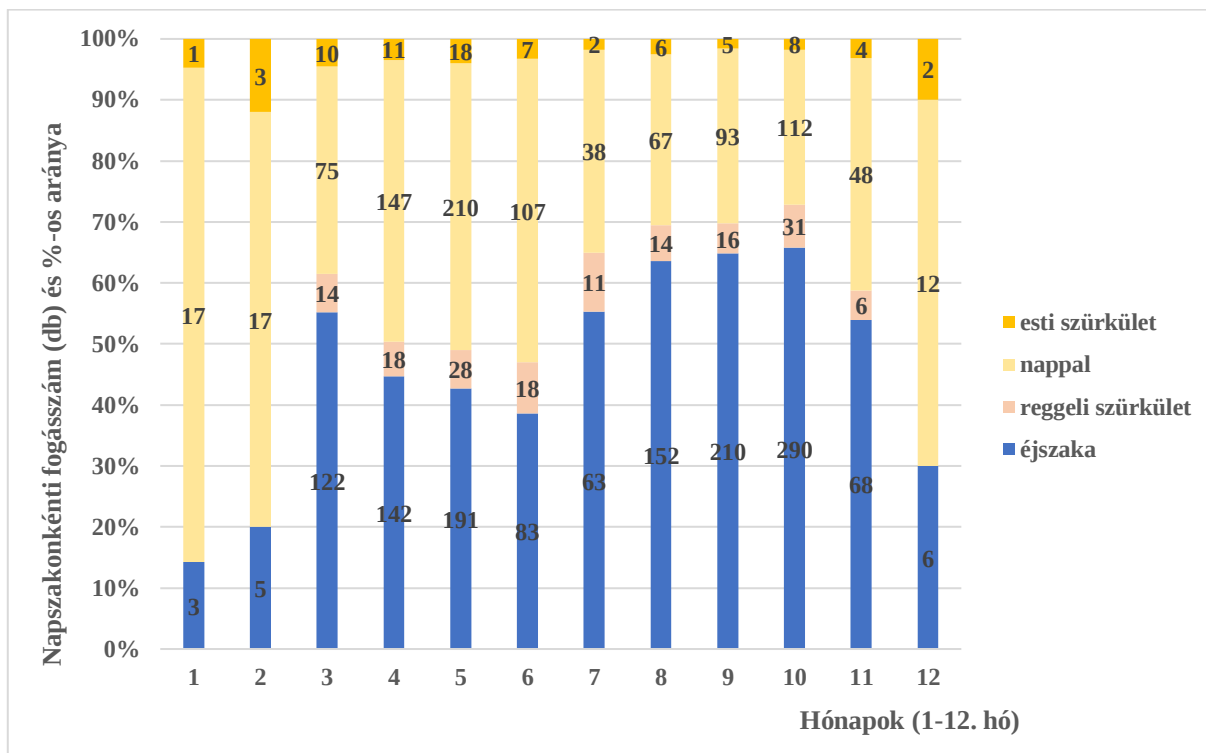


38. ábra: Az első „megfogások” aránya az adott évben detektált összes fogás (100%) arányában

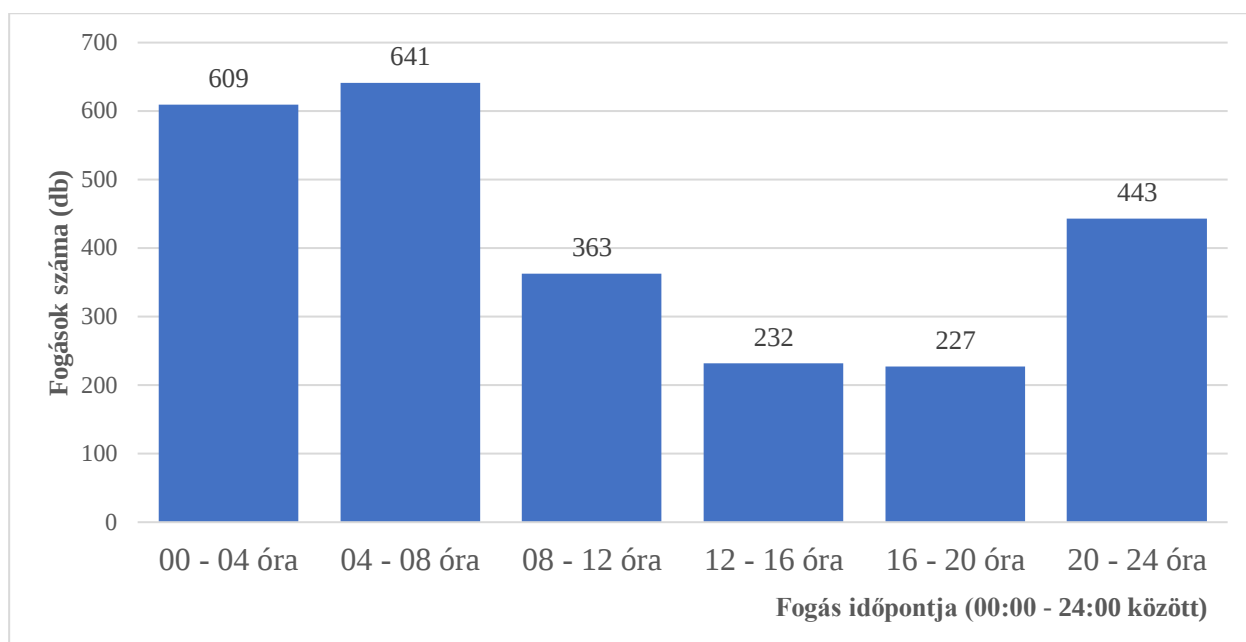
A 39. ábra a fogások havi eloszlásait mutatja be a 2020 és 2024. évek közötti időszakban. Az öt vizsgált év oszlopdiagramját elemezve jól látható egy tavaszi (5. hó) és egy őszi (10. hó) csúcs, amikor a legtöbb fogás esett. A 40. ábra a fogások napszakonkénti megoszlását mutatja be, a nappal és az éjszaka időszakán kívül külön bemutatva a reggeli és esti szürkület (fényváltás) időszakát, mely a halak kapókedvére általában pozitív hatással van. Látható, hogy a téli hónapokban (11-12. hó és 1. hó) a fogások nagyrészt a nappali időszakra esnek, ami magyarázható azzal, hogy a helyi horgászrend szerint az RSD-n és mellékvizein január 1-től február 28-ig és december 1-től december 31-ig horgászni csak 06:00 órától 20:00 óráig engedélyezett. A nyári-őszi időszakban (7-11. hó) a fogások nagyobbik része pedig éppen az éjszakai-éjjeli időszakra esett. A 41. ábra a fogások négyóránkénti blokkokba rendezését szemlélteti a 2020 és 2024. év közötti időszak valamennyi adatát feldolgozva. Jól látható, hogy a fogások legnagyobb része (641 fogás) a 04:00 és 08:00 óra közé esett, ezt követi a 00:00 és 04:00 közötti időszak 609 fogással, a 20:00 és 24:00 óra közötti időszak 443 fogással, a 08:00 és 12:00 óra közötti időszak 363 fogással, a 12:00 és 16:00 óra közötti időszak 232 fogással, és végül a 16:00 és 20:00 óra közötti időszak 227 fogással.



39. ábra: Havi fogások száma a vizsgált időszakban (2020-2024. év)



40. ábra: Nappali és éjszakai fogások aránya havi tömbösítésben (2020-2024. év)



41. ábra: Fogások száma napszakonként – 4 órás intervallumokra osztva

Amennyiben a halegyedek testtömegének változását megvizsgáljuk, a két egymás utáni fogás, (illetve adott esetben visszafogás-) közötti időszakban a 20 legnagyobb testtömeg-gyarapodással bíró egyed fontosabb adatait a 17. táblázatban tüntettem fel. Kiugróan magas értéket képvisel egy egyed, amely 9,8 kg-os testtömeg-növekedést produkált mindössze 105 nap alatt. A 18. táblázatban pedig a 20 legnagyobb mértékű testsúlyvesztést felmutató egyed adatait foglaltam össze. A legextrémebb – 10,26 kg-os – fogyást egy olyan egyednél mutattam ki, amelyiknek a két megfogása között 409 nap telt el.

17. táblázat: A 20 legnagyobb testtömeg-gyarapodást produkáló egyed adatai

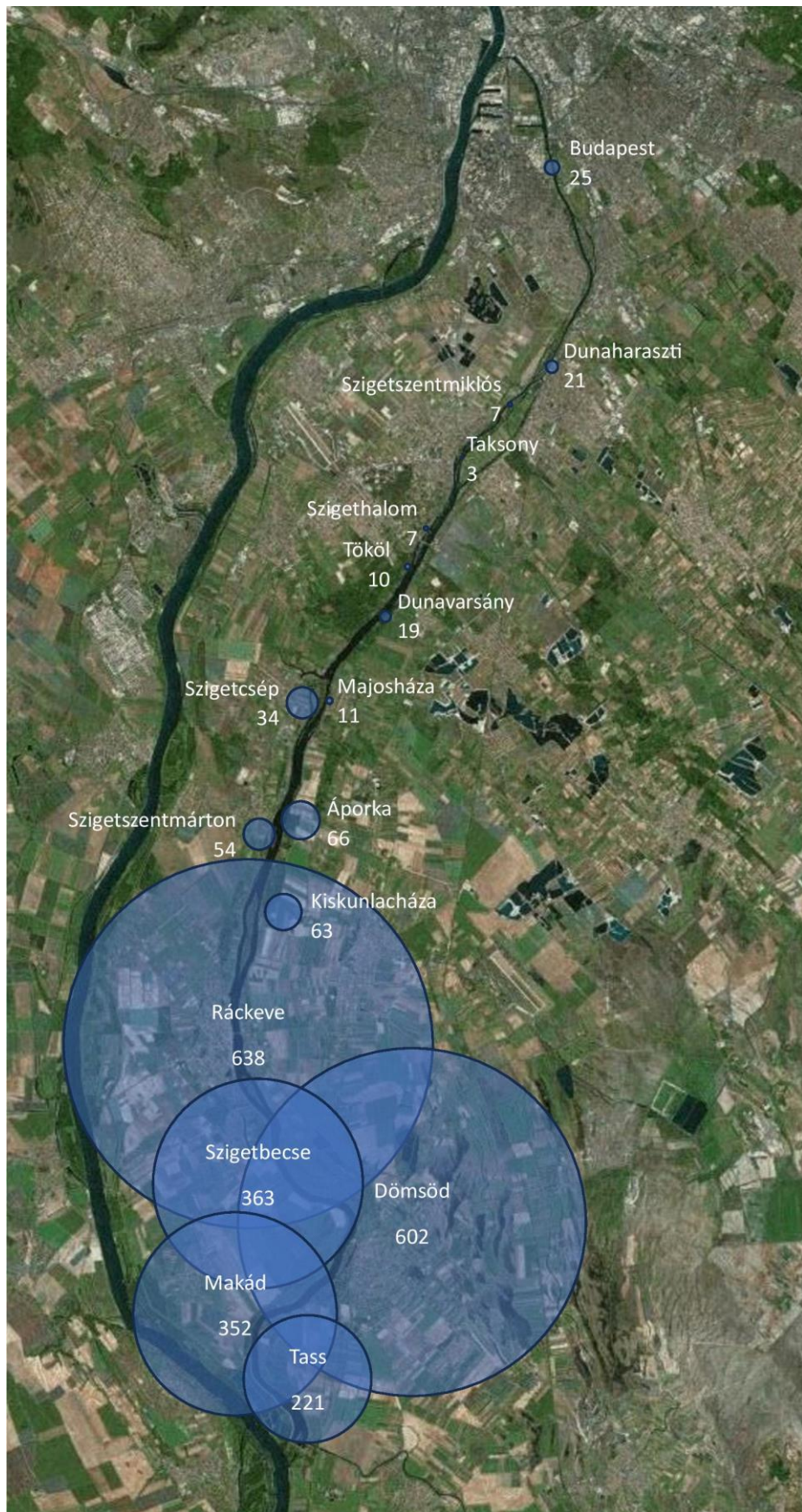
Testtömeg-gyarapodás (kg)	Két fogás között eltelt napok száma	Változás/nap
9,80	105	0,0933
8,99	788	0,0114
8,48	1364	0,0062
8,37	906	0,0092
7,84	948	0,0083
7,78	993	0,0078
7,41	686	0,0108
7,21	748	0,0096
6,98	555	0,0126
6,91	69	0,1001
6,70	1341	0,0050
5,25	805	0,0146
4,41	818	0,0973
4,02	367	0,0255
3,71	745	0,0184
3,35	568	0,0238
2,50	715	0,0139
2,40	382	0,0276
1,95	715	0,0478
1,86	443	0,0873

18. táblázat: A 20 legnagyobb testtömeg-csökkenést mutató egyed adatai

Testtömeg-csökkenés (kg)	Két fogás között eltelt napok száma	Változás/nap
-10,26	409	-0,0251
-5,85	41	-0,1427
-5,81	310	-0,0187
-5,30	28	-0,1893
-4,97	333	-0,0149
-4,95	174	-0,0284
-4,71	66	-0,0713
-4,60	14	-0,3286
-4,51	311	-0,0145
-4,45	87	-0,0511
-4,34	35	-0,1240
-4,32	43	-0,1005
-4,27	44	-0,0970
-4,20	43	-0,0977
-3,80	240	-0,0595
-3,36	429	-0,0214
-3,07	434	-0,0387
-2,68	348	-0,0181
-2,28	247	-0,0648
-2,09	313	-0,0137

19. táblázat: A fogások megoszlása a települések közigazgatási határának megfelelően

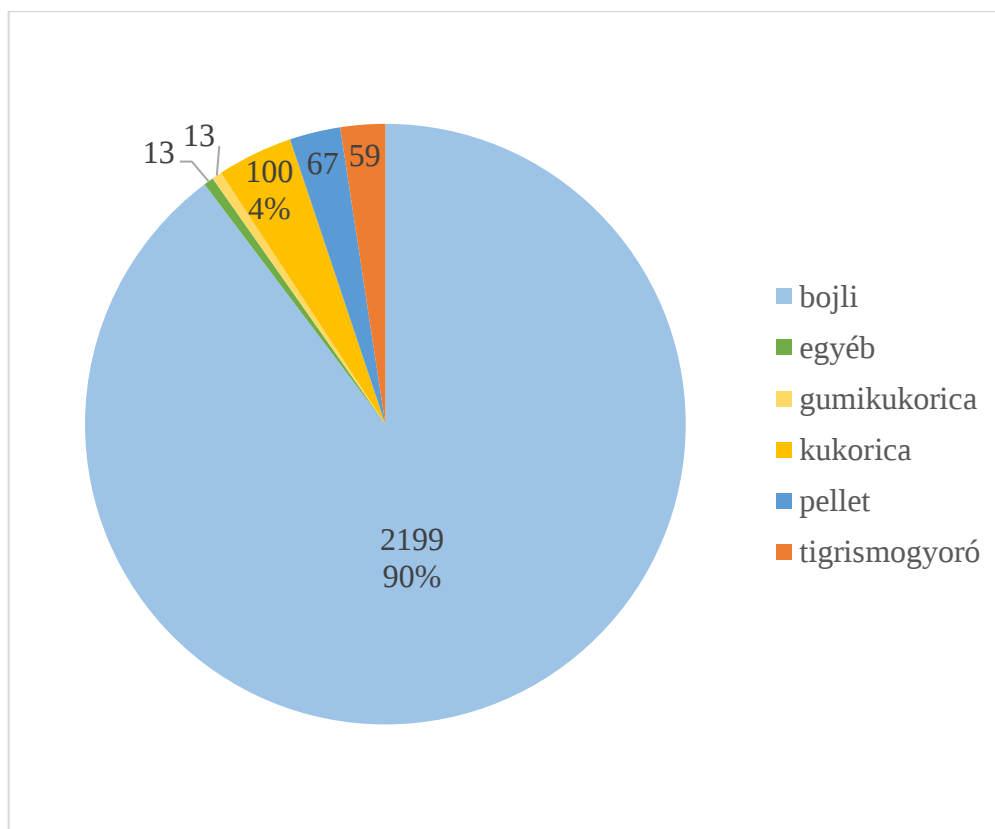
Település (fogás helyszíne)	Darabszám	Össztömeg (kg)	Egyedenkénti számított átlagtömeg (kg)
01 - Budapest	25	446,46	17,86
02 - Szigetszentmiklós	7	140,04	20,01
03 - Dunaharaszti	21	367,58	17,50
04 - Taksony	3	51,41	17,14
05 - Szigethalom	7	135,79	19,40
06 - Dunavarsány	19	337,95	17,79
07 - Tököl	10	178,48	17,85
08 - Majosháza	11	218,88	19,90
09 - Szigetcsép	34	596,06	17,53
10 - Áporka	66	1 162,15	17,61
11 - Szigetszentmárton	54	1 013,40	18,77
12 - Kiskunlacháza	63	1 158,19	18,38
13 - Ráckeve	638	11 955,43	18,74
14 - Szigetbecse	363	6 482,31	17,86
15 - Dömsöd	602	11 180,48	18,57
16 - Makád	352	6 583,25	18,70
17 - Tass	221	4 045,52	18,31
Összesen:	2496	46 053,36	18,45



42. ábra: Az egyes települések közigazgatási területéhez tartozó RSD-szakaszon fogott nagyméretű pontok mennyiségi eloszlása

A 19. táblázat és a 42. ábra a pontyok fogásának helyszíne szerinti rendezését szemlélteti, figyelembe véve az érintett RSD parti települések közigazgatási határát. Szembe ötlően kitűnik, hogy a ponty rekordfogások legnagyobb része a fővárost (4 érintett kerületét) és 16 további RSD menti települést megvizsgálva az 5 legdélibb településhez (Ráckeve 638, Szigetbecse 363, Dömsöd 602, Makád 352, illetve Tass 221 fogás) kapcsolódik, ami összeségében 86,5%-os arányt reprezentál az RSD összes nagypontyfogási eredményéhez viszonyítva a vizsgált – 2020 és 2024 közötti – időszakban.

Érdemes megemlíteni, hogy a halak 90%-át (2 199 fogás) egyetlen csalitípussal, bojlival fogták, az összes többi csali osztozott a maradék 10%-on (kukorica – 100, pellet – 67, tigrismogyoró – 59, gumikukorica – 13, valamint „egyéb” csali 13 fogás esetében) (43. ábra).



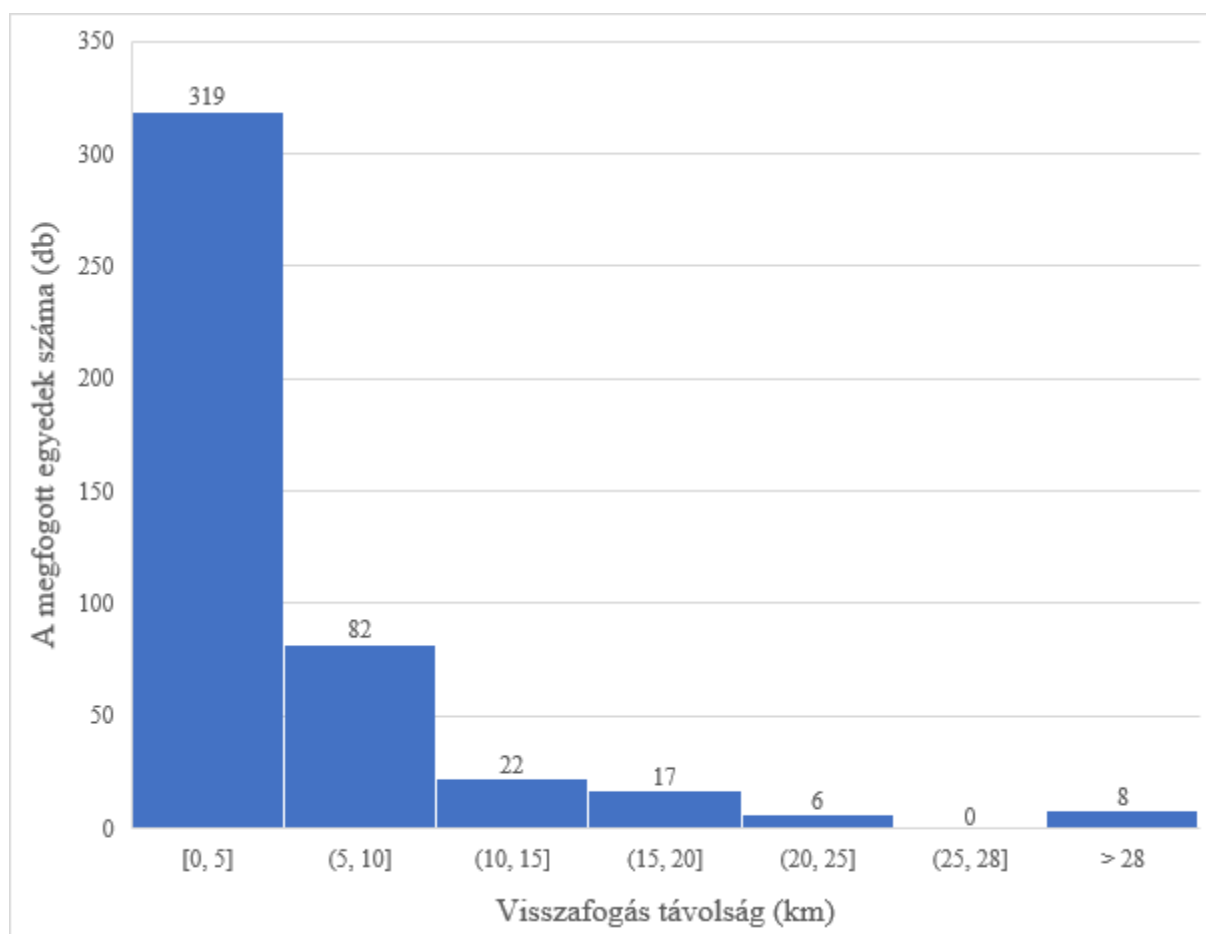
43. ábra: Csalitípusok eloszlása %-os arányban és fogások számában kifejezve (mértékegység nélkül)

Önmagában a nagyméretű halak fogása is érdekes adat lehet, ám érdemes összevetni a pontytelepítési adatokkal is (20. táblázat), hiszen egy rendszeresen telepített vízterület esetében ez a fontos módosító tényező. (Megjegyzés: a statisztikai elemzéshez csak a 2020-2023. év adatait használtam fel.)

20. táblázat: Pontytelepítések az RSD-n és mellékvizein (kg)

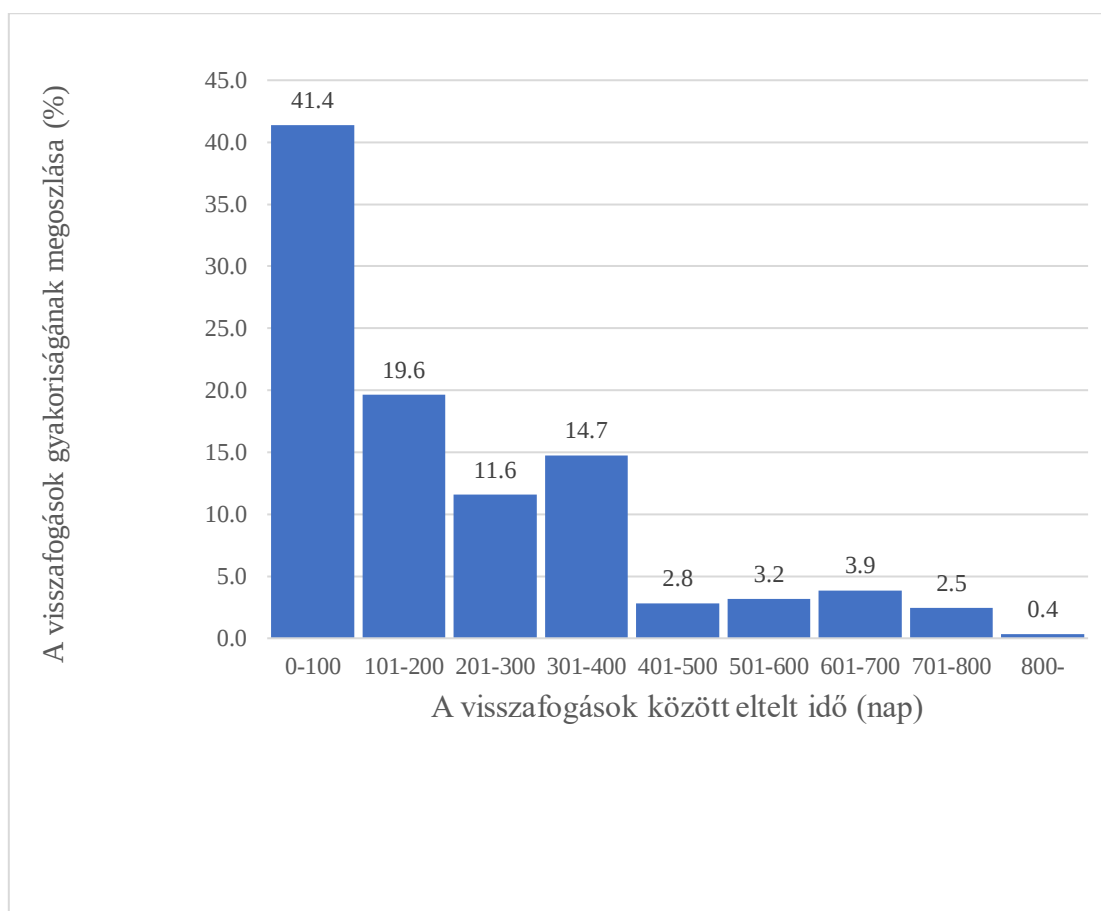
RSD-szakasz	2017. év	2018. év	2019. év	2020. év	2021. év	2022. év	2023. év	Összes
0,5-14,32 fkm	57 059	67 087	56 224	46 148	62 413	37 075	71 393	397 399
14,32-28,64 fkm	41 547	85 885	46 660	51 047	76 362	43 355	87 427	432 283
28,64-42,96 fkm	55 384	27 423	43 411	36 147	26 900	14 756	4 916	208 937
42,96-57,2 fkm	33 577	50 696	37 243	54 950	51 684	18 896	28 537	275 583
Mellékvizek	12 864	8 470	13 610	15 642	23 243	13 147	9 929	96 905

A korreláció analízis azt mutatta, hogy a két tényező között statisztikailag igazolható összefüggés van ($r=0,8348$), tehát a valószínűleg a pontytelepítések és a nagytermetű pontyok fogási valószínűsége között kapcsolat van. Érdekes megnézni a térbeli eloszlás más aspektusát is: a legalább háromszor megfogott halak esetében azt, hogy milyen távolságra kerültek elő újból az egyedek. Az adott halhoz tartozó két legtávolabbi fogási pont átlagos távolsága 4,97 km volt (tehát kevesebb, mint az RSD főág hosszának tizede), ám volt több olyan egyed, melyet 1 km-en belül háromszor fogtak meg. Az adatok hisztogramját a 44. ábra szemlélteti. Megfigyelhető, hogy a halak több mint 70%-a maximum 5 km-t mozdult el, de a 93%-a sem úszott el 16 km-nél messzebb, ami azt jelzi, hogy a halak a vízrendszernek csak egy kis részét használják rendszeresen.



44. ábra: A visszafogások távolságának megoszlása

A halak – 2020 és 2023. évek közötti időszak – testméret adatait megvizsgálva az alábbi megállapítások tehetők: a legkisebb hal testtömege 10 060 g, míg a legnagyobb 32 930 g volt. Három egyed tömege haladta meg a 30 kg-ot. Az átlag $18\,438 \pm 3012$ g volt. Ha megnézzük, hogy a halak testtömege hogyan változott a visszafogások során azt láthatjuk, hogy a halak testtömege átlagosan 721 ± 2253 g-mal nőtt az első és az utolsó megfogás között. A nagymértékű szórás oka az volt, hogy ugyan előfordult olyan hal, melynek tömege 6 550 g-ot gyarapodott, de olyan is, melynek testtömege a fogás, majd az újabb megfogás között 4 380 g-ot csökkent. Érdekes aspektus lehet a visszafogások között eltelt idő is. Az első és az utolsó visszafogás között átlagosan 534 ± 300 nap telt (minimum 73 nap, maximum 1160 nap), de az egyes fogások közötti is igen tág intervallumban mozgott: volt olyan hal, amit 3 napon belül újra megfogtak, míg másik esetben a két megfogás között több mint 988 nap telt el. Az átlag 210 ± 87 nap volt (45. ábra).



45. ábra: A visszafogások között eltelt idő (nap) gyakoriságának megoszlása (%)

Ugyanerre az időszakra érdemes megnézni azt is, hogy a testtömeg változása hogyan változott a visszafogásokkal. A két megfogás között és a testtömeg változásának korreláció elemzése azt mutatta, hogy összefüggés van a két megfogás között eltelt idő és a halak testtömegének növekedése között ($r=0,3036$), ami hasonlóan a testtömeg változásához azt jelzi, hogy a megfogások ellenére a halak tömege időarányosan növekszik. Ha összevetjük, hogy első és utolsó megfogáskori kondícióját a 3-5 alkalommal megfogott halaknak (ezen esetekben áll rendelkezésünkre elegendő adat a megalapozott statisztikai elemzéshez), akkor azt látjuk, hogy két esetben az utolsó megfogáskor az átlagos kondíció kissé gyengébb, mint az első megfogás alkalmával, egy esetben viszont minimálisan, de jobb volt a kondíció az utolsó megfogás alkalmával. Statisztikailag igazolható különbséget egyik alkalommal sem találtam (21. táblázat).

21. táblázat: A többször megfogott halak kondíciójának összehasonlítása az első és az utolsó megfogás alkalmával

Hányszor fogták meg a halat?	Átlagos kondíció az első megfogáskor	Átlagos kondíció az utolsó megfogáskor	P érték	Elemzés
3	2,127±0,3335	2,110±0,2510	0,7427	69
4	2,159±0,2386	2,043±0,2871	0,1066	28
5	2,041±0,2652	1,961±0,2905	0,5295	10

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS A JAVASLATOK

6.1. Vízminőség, vízmennyiség

Az RSD vízminőségi problémái nem újkeletűek, gyakorlatilag a gubacsi zárás kialakításának időpontjától keltezhetők. A feltöltődés, feliszapolódás, az ipari üzemek szennyezései az elzárt mellékágban súlyos vízminőségi problémákat okoztak az 1871 óta eltelt 154 év folyamán.

Az RSD-re napjainkban jellemző komplex vízgazdálkodási rendszer (hajóút, belvív- és tisztított szennyvízbefogadás, ipari és öntözővíz szolgáltatás, rekreáció) nem volt és ma sem képes megbirkózni a vízminőség romlásával, és a kedvezőtlen állapotot tovább súlyosbítja a multifunkcionalitásnak való megfeleltetés.

A 2018. év nyarán az oldottoxigén-tartalom tartósan 4-6 mg/l között mozgott a délelőtti órákban, ami alapján feltételezhető a hajnali oxigénhiány. Ebben az időszakban a KÖTIVIZIG négy levegőztető berendezést telepített a RSD-n, hogy megelőzze a kánikulai időszakban az esetleges halpusztulást (LACZI 2018). Ez azonban nem sikerült maradéktalanul (TÓTH 2018). A relative többször jelentkező oxigénhiány ellenére a VGT2 szerint az RSD víztest minősítése az oxigénháztartás alapján kiváló. A magas koncentrációjú ammónium-nitrogén és a nitrát-nitrogén azt indikálja, hogy az RSD öntisztuló képessége már nem elegendő arra, hogy az elsősorban a Népjóléti-árokából, illetve a Gyáli I. főcsatorna szennyvizeiből eredő terhelések hatásait feldolgozza.

Az RSD vízminőség monitorozás eredményei karakteresen hanyatló irányt jeleznek, ami mindenekelőtt a víztestet érő szennyvíz terhelésnek rovására írható (NAGY et al. 2017, INNO-WATER 2018). **Megállapítható, az utóbbi 15 év fejlesztései** [pl. KEOP-2.2.1/2F – A Ráckevei (Soroksári)-Duna vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása, a szennyezőanyagok kivezetése a parti sávból, vagy KEHOP-1.3.1-15 – A Ráckevei (Soroksári)-Duna és mellékágai kotrása, műtárgyépítés és rekonstrukció” projekt I. szakasza], **számontevően nem tükröződtek az RSD oxigénháztartási paramétereiben.**

A vízminőségi viszonyok jövőbeni várható alakulását, javulását tekintve **szükségesnek tartom a szennyvíztisztítás hatásfokának javítását, a vízgyűjtőn lévő pontszerű és nem pontszerű lakossági és mezőgazdasági eredetű szennyezések kizárását, a vízszállító képesség javítását** (ez a KEHOP-1.3.1-15 projekt II. szakasz folyamatban), **de elsősorban a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepéről jelenleg az RSD-be vezetett tisztított szennyvíz átvezetését a Duna fő medrébe** (promontori ág). Annak ismeretében, hogy az RSD-ben Ráckeve és Tass között kétségtelenül igazolható az öntisztuló minőség, a fentiek megvalósulását követően a mostaninál jelentősen kedvezőbb vízminőségi állapotok alakulhatnak ki az RSD teljes szakaszán. A tervezett projektelemek megvalósításával várható immissziós állapot javulását a sokéves fizikai-kémiai paraméterek átlagértékei alapján NAGY és PUSKÁS (2010) 38-51% közöttire prognosztizálta.

Összességében a mezo- és mikrohabitatok degradációja, azok komplexitásának jelentékeny csökkenése káros a halak sokféleségére, egyszerűsíti (homogenizálja), megváltoztatja a halközösségek strukturális viszonyait. Vizes élőhelyek esetében egy tervezett, bármilyen léptékű beavatkozás indoklásához, hatásának minősítéshez az élőhelyváltozások eseti felülvizsgálatára (hatástanulmányára) van szükség. **A beavatkozások valószínűsíthetően a halak faji vagy közösségi struktúráját változtatnák meg, így a projektek szükségességét, hatásuk mértékének értékelését nemcsak gazdaságpolitikai kontextusba kell helyezni, hanem halgazdálkodási céloktól is függővé kellene tenni.**

Az RSD-4/A mintavételi részterületen található, RSD 45,0-46,2 fkm-ek közötti szakaszának jobboldali mederszélén az 1500 m hosszú mellékág északi végében lévő korábbi ismert „lápi póc” élőhelyen, 2018. évben, vízmennyiségi probléma által előidézett habitatvesztés következtében, még ha az időben és térben korlátozott is volt, a lápi póc populációja a fennmaradáshoz szükséges minimális létszám alá esett. A hókony egyébként is kis vízmélységgel rendelkező öblözet alkalmatlanná vált a halak számára, mint élőhely. Csak találgatni lehet, hogy

a hosszú évek során biztos önfenntartó állománnyal rendelkező lápi póc populáció véglegesen kipusztult az adott élőhelyről, vagy szerencsésebb esetben, el tudott vándorolni egy olyan közeli refúgium területre, amelyről még nem kolonizálta újra a régi területét. **Megállapítható, hogy a vízszintcsökkentésre, mint romboló, súlyos károkat okozó diszturbanciára a lápi póc populációja nem volt képes felkészülni és nem tudta azt tolerálni.**

6.2. Fajkészlet

*Az RSD halkészletének változása a korai időszak adathiánya miatt nem követhető pontosan nyomon. Mindez arra hívja fel a figyelmet, hogy **vizeink halfauna-kutatása fontos feladat kell legyen, azt megfelelő gyakorisággal szükséges végezni, hogy a változásokat és azok okait minden részletre kiterjedően meg lehessen állapítani.***

*Az általam a 2018-as átfogó felmérésem során kimutatott fajok száma (36) jóval elmarad az RSD-ből eddig ismertté vált halfajok számától (61), ennek oka lehet az, 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, pl. az *Eudontomyzon mariae*. Az egy-két mintavételi területről előkerülő ritka előfordulású halfajok ugyanakkor a víztér fajkészletének természetes faunaelemei, értékes színező fajok.*

Az RSD teljes szakaszára jellemző, jackknife 2 módszerrel becsült teljes fajszaám a legközelebbi egész számmra kerekítve 42. Az elvileg létező fajszaám felső határa más módszerrel (Chao 2, jackknife 1, bootstrap) számítva 38-40 között változott, azaz nem sokkal tértek el egymástól. A fajszaám extrapoláció megmutatta, hogy további hat olyan faj fordulhat még elő a közösségben, amelyek a 2018-as mintázások során nem kerültek elő. Az eddig kimutatott 5 gébfaj (*Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*, *Babka gymnotrachelus*) mellett sajnálatos módon a közeljövőben várható a *Perccottus glenii* előkerülése is (TAKÁCS és VITÁL 2012, TÓTH 2018). További lehetséges előfordulású taxonként említhetők a fehér busa x pettyes busa, illetve a pettyes busa x fehér busa hibridek, valamint a *Gasterosteus gymnurus*, és a tuskés pikó x nyugati pikó hibridje.

Az RSD halfajkészletének bővülése elsősorban az észak-amerikai, valamint a közép- és kelet-ázsiai halfajok átgondolatlan honosításainak, telepítéseinek, illetve a ponto-kaszpikus gébfajok térhódításának, természetes gradációjának köszönhető. Az ún. biológiai intruderek ma már globális problémát jelentenek, és az ökoszisztémák biológiai sokféleségét fenyegető fő veszélynek tekinthetők, ami ökológiai és evolúciós következményekkel járó biotikus homogenizációhoz vezetnek (OLDEN et al. 2004). Az inváziós halfajok gyors szukcesszióját viszonylag nagy genetikai változatosságuk és hihetetlen morfológiai és fiziológiai plaszticitásuk biztosítja (VELLEND et al. 2007).

E halfajokat általában rövid életciklus, nagy növekedési sebesség és opportunista táplálkozási stratégiák jellemzik, beleértve a polifágiát is. Az idegenhonos halak jelenléte által okozott következményeket és veszélyeket nehéz megbecsülni, jóllehet ezek olyan történésekhez kapcsolódnak, mint pl. a vízi ökoszisztémák integritásának diszturbanciája (verseny az élőhelyekért, táplálékért és ívóhelyekért), új kórokozók és paraziták transzportja, a hibridizáció potenciális kockázata vagy a halgazdálkodás veszteségei (HLIWA 2011). A folyamat jónéhány őshonos halfaj populációjának kipusztulásához vezethet. A fenntartható fejlődés szempontjából ez rendkívül veszélyes következmény, amely veszélyezteteti a hazai natív halfajok állományainak megőrzését célzó programok alapvető célkitűzéseit. A magyarországi természetes vizeken az elmúlt két évtizedben nyilvánvalóvá vált az idegen halfajok számának növekedése (WEIPERTH et al. 2013, GUTI 2017).

WEIPERTH et al. (2013) összesen 32 gazdasági vagy akvarisztikai célból behozott, valamint areaexpanszió útján behatolt halfajt írtak le Magyarország vizeiből, GUTI (2017) négy évvel később megjelent dolgozatában 33 adventív halfajról tesz említést. A Duna hazai szakaszán előforduló 24 idegenhonos taxonból, 15 tekinthető inváziósnak (WEIPERTH et al. 2013), melyek

közül 10, a magyarországi Duna-szakaszon és a kapcsolódó víztestek nagy hányadában is gyakorinak mondható: *Ctenopharyngodon idella*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Hypophthalmichthys* sp., *Lepomis gibbosus*, *Babka gymnotrachelus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*, *Proterorhinus semilunaris*. **A felsorolt halfajok közül kilencnek az egyedeit – a *Babka gymnotrachelus* kivételével – a 2018-as mintavételezések során mutattam ki az RSD-ben.**

Az első adventív telepített halfaj az *Ameiurus nebulosus* volt, ami 1905-ben vált a mellékág faunaelemévé. Az 1950-es években történt telepítések során került a vízterbe a *Micropterus salmoides*. A távol-keleti *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix* és *Hypophthalmichthys nobilis*, valamint nem szándékosan a *Pseudorasbora parva* pedig valószínűleg az 1970-es években. A busafajok táplálék kompetíciós impressziójuk miatt okozhatnak komplikációt. Jelentékeny planktonfogyasztásukkal az összes őshonos halivadék fejlődését nagymértékben gátolhatják, táplálkozásuk során magukat a hallárvákat is kiszűrik. Az amur, mint herbivor halfaj a hínárféleségek, valamint a nád és a gyékényfajok hajtásainak fogyasztásával egyrészt befolyásolja a víztest anyagforgalmát, másrészt a habitatok strukturális diverzitásának csökkenését idézi elő. A szubmerz és emerz makrofíták számos halfaj ivadékanak számára jelentenek komfortos búvóhelyeket, valamint több fitofil szaporodású faj elsőrendű ívőhelye is, továbbá a metafitikus halak élőhelye. A makrofita állományok csökkenésével számottevő habitat veszteség és átstrukturálódás következik be, aminek következtében csökkenhet a vízter halegyüttesének diverzitása.

A *Carassius gibelio* Duna-ági előfordulásáról egészen 1968-ig nem volt biztos adat (HORVÁTH 1968b). Hazai vizeinkben való megjelenésének dátuma és körülményei nem teljesen tisztázottak (PINTÉR 2002, KOTTELAT és FREYHOF 2007). A betelepítés vagy areaexpansió tulajdonképpen mozzanataira a *Carassius auratus* fajjal való összetévesztés és a fajra jellemző komplex szaporodási mód miatt nem álltak rendelkezésre egyértelmű és pontos adatok. Egyrészt ismert egy 1954-es, Bulgáriából származó importja (SZALAY 1954), másrészt úgy tartják, hogy a faj Kelet- és Közép-Európába az utolsó posztglaciális időjárási optimum időszakában vándorolt be természetes módon (BALON 1967). Az 1954-es első előfordulási adat ellen hozható fel HERMAN (1887) kövi kárász (*Carassius gibelio* Nilsson) fajról szóló említése, amelynek nem eléggé részletező morfológiai leírása ellenére is az ezüstkárászra lehet ismerni. A *Carassius auratus* Európába hozatalának időpontjára vonatkozóan sincs pontos időpont, ismert az 1611-es, az 1691-es és az 1728-as dátumok is (MULLERT 1902, STERBA 1977). Magyarországi jelenlétéről elsőként egy tatari halastavi 1787-es észlelése alapján GROSSINGER (1794) tett említést. Az utóbbi 20-30 évben több magyarországi vízből került elő az aranyhal különböző formája, pl. a Felső-Tisza vidékének egyik sóderbányájából (1996), illetve a Tolnai Holt-Dunából (1997) fátymfarkú, Orosházáról (2003) piros, a Tisza algyői szakaszáról (2008) tarka változata (GYÖRE szóbeli közlés 2020). **Az RSD mintázása során a faj egyetlen piros színű egyedét a dömsödi Napos part szakaszán (RSD-12/A) fogtam 2018. október 11-én.**

Az *Ameiurus melas* egyedeiről szóló első konkrét Duna-ági előfordulási adat 2007-ből származik (UGRAI és GYÖRE 2007). A XIX-XX. század fordulóján az európai és így a hazai betelepítések alkalmával nem vizsgálták a törpeharcsa állományok faji hovatartozását, így sokáig csak a törpeharcsa faj (*Ameiurus nebulosus*) jelenlétéről szóltak a tudósítások. 1980-tól, egy olasz importot követően, azonban már mindkét faj ismert volt hazánk vizeiből (PINTÉR 2002).

Az öt gébfajból elsőként a *Proterorhinus semilunaris* taxont írták le a mellékág faunaelemeként (HORVÁTH 1968b), majd 2000-ben a *Neogobius fluviatilis* és a *Ponticola kessleri* (NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. 2000), 2007-ben a *Neogobius melanostomus* (UGRAI és GYÖRE 2007), 2020-ban pedig a *Babka gymnotrachelus* vált ismertté (HARKA et al. 2020), majd az utóbbit megerősítve 2024.04.06-án Weiperth András elektromos halászgéppel a *Babka gymnotrachelus* 3 egyedét mutatta ki a Szigetszentmiklósi Úszóláp Tanösvény RSD főág felőli oldalán (WEIPERTH szóbeli közlés 2024). **Az idegenhonos gébek összesített egyedszámaránya** az RSD halközösségében 2007-ben még csak 0,08% volt (UGRAI és GYÖRE

2007), 2010-ben 0,24% (GYÖRE et al. 2012), **vizsgálataim alapján 2018-ra pedig már 0,81%-ra gyarapodott.**

A halfajkészlet változásainak egyik fontos okozója a keresztgátak megépítése, létezése. Számos reofil halfaj csak mint alkalmi vendég fordulhat elő a lassú vízáramú mellékágban, így pl. az *Eudontomyzon mariae*, *Acipenser ruthenus*, *Squalius cephalus*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*. A vándorlásukban gátolt fajok egy részét már a múlt évszázad közepén is ritkának minősítették (HORVÁTH 1968b). **A tipikus folyóvízi halak nemcsak az ún. ívási, de táplálkozási habitatukat sem találják meg, még az RSD főágában sem. A felsorolt fajok kizárólagosan a zsilipkapuk nyitásakor úszhatnak be a mellékágba, de nem valószínű, hogy messzire távolodnának el a zsilipektől.** A dunai ingola mellékági előfordulása a NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. (2000) hatástanulmányából ismert, azonban a dolgozat nem tartalmaz szakirodalmi hivatkozásokat. A fajt Tyahun Szabolcs nem közölte, 1970-74 közötti fogási adata alapján vették fel a fajlistára (TYAHUN szóbeli közlés 2020), VADADI-FÜLÖP et al. (2007) pedig valószínűsíthetően az előbbi hatástanulmány alapján szerepeltették dolgozatukban. Más kutatók nem jelezték RSD-beli előfordulását. A kecsegét a korai dolgozatok (MIHÁLYI 1954, HORVÁTH 1968b) említették, mint mellékági faunaelemet, a későbbiek (NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. 2000, VADADI-FÜLÖP et al. 2007) minden bizonnyal ezekre hivatkozva sorolták fel a fajlistáikban. A MOHOSZ által támogatott országos kecsegetelepítési programnak köszönhetően 2024. évben – első ízben – az RSD-be is történt kecsegetelepítés. 2024. április 24-én 196 egyed, mindösszesen 200 kg, a Bajcsfal Kft. által tenyésztett, a hátúszójánál egyedi haljellel ellátott kecsegét telepített az RDHSZ – a MOHOSZ 50%-os pénzügyi támogatása mellett – az RSD Kvassay-zsilip alatti szakaszán. 10 nappal a telepítés után megtörtént az első visszafogás ebből a telepített haltételből, 2024. május 4-én az RSD bal partján a Taksony vezér híd felett kb. 400 méterrel (Taksony) fogta meg egy horgász az egyik jelölt, telepített kecsegét (UDVARI 2024a).

A paduc első említése 1968-ra datálható (HORVÁTH 1968b), az utolsó 2012-re (GYÖRE et al. 2012). A márna az RSD vizéből 1968 óta (HORVÁTH 1968b) ismert, azóta több dolgozat, tanulmány említi előfordulását. A szerzők ritka fajnak tartották a mellékágban, alkalmanként a Kvassay-zsilip környékén volt megtalálható egy-két példány, mint vendég. GYÖRE et al. (2012) bizonyították a faj jelenlétét a mellékágban, mindössze 4, 0+ korosztályba tartozó egyed alapján. A RSD-ből kiágazó Duna-Tisza-csatorna (a továbbiakban: DTCS) alsónémedi szakaszán (47.270150088823115, 19.18282028014508) 2022-ben csalihalfogó hálózattal fogtak egy 7 cm-es márnaivadéket. Napjainkban az RSD-n és mellékvizein, mint amilyen a DTCS is, a halfauna-szerkezet átalakulásának lehetünk szemtanúi, mióta 2021 nyarán átadták a Sajó Elemér többfunkciójú vízleeresztő műtárgyat Tasson. A DTCS évek óta tartó megnövekedett öntözővíz-szállítása a víz sebességének és hozamának növelésével járt, így az áramlásokvelő halfajok a távolabbi szakaszaira is eljuthatnak (UDVARI és PFEIFER 2022). Legutóbb írtam le az RSD-ből a márna előfordulását, amikor egy juvenilis példány esett ki egy hajó kiemelésékor a hajó állandóan víz alatt lévő alkatrészéből 2022.11.06-án, a ráckevei Árpád híd Cadran Yacht Marina területén (UDVARI 2023b). A vízi járművek szerepe a halak és más vízi szervezetek terjesztésében közismert, melyek a folyókon a hosszirány mentén nagyobb távolságra képesek hurcolni a vízi élőlényeket. A hajók ballasztvize, illetve a hajótest kisebb-nagyobb üregeiben lévő víz alkalmas arra, hogy a kisebb termetű halak ebbe a közegbe bekerülve, akár nagyobb távolságot utazzanak a hajóval együtt, így az emberi „segítséggel” új élőhelyeket népesítsenek be. Nem kizárt, hogy a 2022-ben Ráckevénél kimutatott juvenilis márna egyed is a hajó „potyautasaként” juthatott be a Nagy-Dunából az RSD-be, ugyanakkor lehetséges az is, hogy a ráckevei Árpád híd környéki, a fajnak kedvezőbb, mederszűkület miatt áramló víztestben megtalálta életfeltételeit az ivadék márna és már ezen az élőhelyen úszott be a hajótest üregébe. A magyar bucó előfordulásáról csupán két dolgozat tudósít (NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. 2000, VADADI-FÜLÖP et al. 2007). A mellékágnak nagyon ritka faunaeleme lehet, alkalmanként kerülhet be a víztérbe a zsilipeken keresztül. Napjainkban nem igazolták jelenlétét. A német bucót elsőként HORVÁTH (1968b) jelezte a mellékágból, nagyon ritkának írta a fajt. Az előfordulását

említő két további dolgozat (NOVUM KKT. és H-SYSTEM KFT. 2000, VADADI-FÜLÖP et al. 2007) minden bizonnyal ezt az adatot ismételte. Előfordulásáról az újabb dolgozatokban nem találtam bizonyítékot.

Ugyan nem ritka reofil halfaja az RSD-nek a jászkeszeg, ugyanakkor egy figyelemre méltó vándorlási viselkedést sikerült feljegyezni, amikor 2021.03.14-én 10 db 20-35 cm közötti standard testhosszúságú jászkeszeg mutattam ki a DTCS Babádi hídjának közelében Dabas település közigazgatási külterületén volt, tehát mintegy 15,8 km távolságra az RSD torkolatától. Valószínűsíthető, hogy ez az észlelés is a Sajó Elemér többfunkciójú vízleeresztő műtárgy 2021-es üzembe helyezésének köszönhető, ami a víz áramlását a korábbiakhoz viszonyítva relatíve intenzívebbé tette (UDVARI és PFEIFER 2022).

Meglepő, hogy a ponty a tavaszi teljes mintában 2007-ben még 8,1%-kal részesedett (2 461 db ponty/30 449 db összes hal), 2010-ban már csak 2,9%-kal (744 db ponty/26 582 db összes hal). 2018-ban a hányad csaknem azonos volt (2,9%) a 2010-ben tapasztaltakéval, azonban a fogott halak mennyisége, mindazok ellenére, hogy a fogási módszer mindhárom esetben ugyanaz volt, drasztikusan visszaesett, mindösszesen 267 db ponty volt a 9 183 db halból álló mintában. **A korábbi évekhez képest tapasztalható elektromos halászattal történő fogáscsökkenés oka talán abban kereshető, hogy a 2018-as év több tekintetben (alacsony vízállás, csekély mennyiségű vízcseré, csaknem állóvíz jelleg) rendhagyó volt, így a tavaszi időszakban a halak által „megszokott” partszegélyi habitatokban jóval kevesebb egyed tartózkodott.** Valószínűsíthetően a kűsz rendkívül magas egyedszám aránya (80%) is ennek a körülménynek tudható be, mint pelagikus halfaj a partszegélyi kiüresedett habitatokba behatolt. Őszre a víz átlátszóságának növekedése miatt a halak térbeli elhelyezkedése megváltozott, jellemző volt a mederközép felé történő elmozdulásuk, csak a fiatal 0+ és 1-2 éves halak maradtak nagyobb számban a partszegély növényzetének védelmében. Bizonyítja ezt az is, hogy a kűsz egyedszám aránya ősszel a litorális régióban már csak 43,3% volt.

Az **RSD leggyakoribb halai** a *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Leuciscus aspius*, *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio* és a *Lepomis gibbosus*, mely fajok egyedei a három mintavétel során mind a 26 mintavételi részterületen előfordultak, azaz **a mellékág teljes szakaszán mindvégig jelen voltak**. Gyakorinak bizonyult még (24-25 mintavételi részterületen való előfordulás alapján), az *Abramis brama*, *Silurus glanis*, *Esox lucius* és a *Sander lucioperca*. **A víztér ritka, színező elemei a mindössze egy-két mintavételi területen nagyon kevés példányszámban kimutatott** *Rutilus virgo*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio complex*, *Carassius carassius*, *Carassius auratus*, *Misgurnus fossilis*. A reofil leánykancér és domolykó ritkasága egy csaknem állóvízű víztestben érthető, az előbbi faj egyetlen példányát közvetlenül a Kvassay-zsilip alatti szakaszon fogtam. A domolykó egyik egyedét ugyancsak az RSD-1/B mintavételi részterületén mutattam ki, a másodikat az RSD Ráckeve alatti szakaszán (RSD-10/A), mintegy 16 km-re a Tassi-zsiliptől. Az ugyancsak **reofil fenékjáró küllőt** HORVÁTH (1968b) is ritkának tartotta. BERINKEY (1972), valamint SEVCSIK és ERŐS (2008) a Magyar Természettudományi Múzeum gyűjteményének feldolgozása során a faj ugyanazon 1957-1959-ben gyűjtött példányait ismertette. **Több mint 60 év után a vizsgálataim során talált egyetlen egyed a faj Duna-ági kizárólagos bizonyító példánya.** A széles kárászt HORVÁTH (1968b) még gyakori fajnak írta, és azóta több célzottan faunisztikai kutatás is igazolta jelenlétét (VÁRADI 2003, UDVARI et al. 2003, TÓTH 2003, UGRAI és GYÖRE 2007, GYÖRE et al. 2012, valamint a jelen munka), mégis a gyűjtőhelyek és a megtalált egyedek száma alapján azt kell mondanom, a faj a mellékág nagyon ritka faunaelemévé vált az elmúlt hatvan év alatt. A faj hazai, illetve európai állomány nagyságának csökkenését más élőhelyeken is megfigyelték, ezt általánosságban az ezüstkárász inváziójának tudják be (LELEK 1987, HOLOPAINEN és OIKARI 1992, SCHIEMER és SPINDLER 2006, MÜLLER et al. 2007, LUSK et al. 2010, SAYER et al. 2013, WITKOWSKI és GRABOWSKA 2012, BRAUN et al. 2018). Ugyanezen indok hozható fel az RSD esetében is. Az állomány drasztikus csökkenésének másik okaként a víz fokozott szennyezését tartják, amely a víz alatti növényzet szinte teljes pusztulását eredményezi, ahol a halfaj él, táplálkozik és szaporodik

(SZCZERBOWSKI és SZCZERBOWSKI 2001). A *stagnofil réti csíkot* HORVÁTH (1968b) jelzése óta csak mintegy 35 év elteltével TÓTH (2003, 2004), valamint 42 év elteltével GYÖRE et al. (2012) által végzett kutatások eredményeképpen igazolták az RSD faunaelemeként. **A ritka halfaj egy-egy példányát 2018-ban a Csupics-sziget mellékágában (RSD-4/A) és a Domariba-sziget előtti nádasok, gyékényesek keleti mellékágának sekély mocsaras jellegű vizében (RSD-7/A) fogtam.** Az RSD-n belüli szórványos előfordulása a mellékágak, hókonyok térségére korlátozható, TÓTH (2003, 2004) is az RSD egyik legjelentősebb mellékágában, a Taksonyi hókony halegyüttesében mutatta ki.

A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület, illetve a közvetlenül felette és alatta lévő RSD-szakaszok halközösségében tavasszal összesen 21 halfaj egyedeinek előfordulását igazoltam, ami a teljes fajkészlet 35%-a. Ugyanezen szakasz ugyanazon 4 mintavételi területén 2007 tavaszán 26 halfaj előfordulását igazolták (GYÖRE et al. 2012). A 2007. év tavaszi mintázásainak eredményeivel összevetve a 2018-as tavaszi adatokat, a fajkicserélődés mértéke közepesnek ítéhető, $ST_{(2007, 2018)}=19,1\%$. A hét „eltűnt” faj, *Rhodeus amarus*, *Umbra krameri*, *Gymnocephalus cernua*, *Gymnocephalus baloni*, *Sander volgensis*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius melanostomus* helyett 2018-ban csak kettő, a *Scardinius erythrophthalmus* és a *Neogobius fluviatilis* jelent meg az adott területen. A cianidszennyezés után a Szamosban az 1994. évi halközösséghez képest a fajkicserélődési index jóval nagyobb, 83% volt (ANTAL 2013). A regenerációt követő években (2000-2009) is magas, mintegy 66%-os maradt a mutató értéke. A Balaton északi befolyóinak fajkicserélődési indexe is magasabb, átlagosan 41,1% volt 2007-ben az 1987-es adatokhoz képest (SÁLY et al. 2007).

Az RSD-szakaszok között a 2010 és 2018 között végbement biotikus homogenizáció százalékos értéke a Bray-Curtis metrika szerint 1,61 ($\pm 25,40$). Utóbbi érték szerint a nyolc év alatt nem mutatható ki az RSD 26 mintavételi részterületének fajegyüttesében számottevő homogenizáció. MCKINNEY és LOCKWOOD (1999) tanulmánya szerint a fajbőség nem járul hozzá meghatározó módon a homogenizáció folyamatához. A Jaccard-index alapján számított negatív átlagos százalékos „homogenizáció” érték pedig nem a hasonlóság növekedése felé való elmozdulást, hanem egyenesen differenciálódást igazol. **Mind a rendkívül alacsony homogenozáció, mind pedig a negatív közösségi hasonlóság interpretálható azzal, hogy az elemzett időszak (2010-2018) között eltelt nyolc év rövid időszak volt nagyobb változások generálására.** Sajnálatos módon hosszabb időszakot nem volt lehetőségem figyelembe venni a vonatkozó kutatási adatok hiányában.

6.3. Faj- és funkcionális diverzitás

MAGURRAN (2008) szerint nem szükséges, de nem is előnyös több különböző α -diverzitás indexet számítani, majd kiválasztani azt az egyet, amely a legtestetesebb választ adja. Mindazonáltal a különböző diverzitás indexek különböző módon hangsúlyozzák a minta közönséges vagy ritka előfordulású fajait, ennél fogva mégiscsak elfogadott (sőt ajánlott) több diverzitás mutatóval jellemezni az adott közösséget. Általában a 0 (fajgazdagság), 1 (Shannon-Wiener entrópia) és ∞ rendű (Berger-Parker) diverzitásokat veszik figyelembe. Javasolt a Rényi-féle diverzitási profil ábrázolása is, amely világosan megmutatja több minta összehasonlításakor, hogy azok diverzitása rendezhető-e vagy nem. Utóbbi függvénycsalád folyamatos grafikonja (kis és nagy minta esetében is) magába foglalja a fent felsorolt diverzitás mutatókat. A fajgazdagság (fajszám) a legkevésbé informatív és egyben a legpontatlanabb diverzitás index, mivel a ritka, a mintába esetlegesen bekerülő fajoknak ugyanolyan fontosságot tulajdonít, mint a domináns fajoknak. 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, JOST 2010). Ezt az effektív fajszám, mint valós diverzitás teszi lehetővé, amelynek egyik lehetséges értelmezése a Shannon-Wiener (H) index exponenciálisa ($\exp H$). Az effektív fajszámmal 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), illetve a Csepel-Soroksár komp alatti mintavételi terület RSD-3/B mintavételi részterületének halközössége kétszer-háromszor változatosabb, mint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének hatása alatt álló mintavételi területek (RSD-2/A és RSD-2/B) halközössége. Az M0-s híd környéki szakasz (RSD-4/A és RSD-4/B) halközössége pedig már ötször-hatszor diverzebb. A diverzitásbeli különbség a szóban forgó mintavételi területek halegyütteseiben a nyári és az őszi mintavételek alkalmával is kimutathatóak voltak, még ha nem is olyan nagy mértékben, mint tavaszi minták alapján.

A Berger-Parker index jól mutatja a halközösség valamilyen tényező által zavart abundancia eloszlását (CARUSO et al. 2007). TÓTHMÉRÉSZ (2002) szerint is az a közösség, amelyre a szóban forgó dominancia index értéke nagyobb mint 0,8, az nem nevezhető diverznek. Tavasszal öt mintavételi terület (RSD-2/A, RSD-2/B, RSD-10/A, RSD-12/A, RSD-13/A) halközösségének Berger-Parker-féle indexe volt nagyobb, mint 0,8. **A szennyezett szakasz halközösségének zavart abundancia eloszlása jól megmutatkozott.** A dominancia az *Alburnus alburnus* populáció jelenlétéhez volt köthető. Ez azzal is magyarázható ebben az esetben, hogy a befolyók környékét, még ha azok jelentősen szennyezett vizet is szállítanak, a kűsz (de egyéb más halfaj is) előszeretettel keresi fel nagy csapatokban. Nyáron ugyancsak öt, de a tavaszival csak két részben megegyező (RSD-5/A, RSD-6/A, RSD-7/A, RSD-10/B, RSD-12/B) szakasz halegyüttesének dominancia indexe indikálta az alacsony diverzitást. Ebben az évszakban is, a szóban forgó mintavételi területeken a kűsz volt a domináns állomány alkotó faj. A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep környékének halegyüttese nyáron diverzebbnek mutatkozott, amit egyébként az effektív fajsza szám növekedés is igazolt, mivel az magasabb volt (2,9 és 2,5), mint tavasszal (2,0 és 1,3).

Ma már egy adott faunaterületen egyaránt megtalálhatók az őshonos és a nem őshonos halfajok. Az őshonosság kérdésében Magyarországon a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 8. §-ának (2) bekezdése szerinti megfogalmazását kell elfogadnunk, ami a 2000 éve faunaterületünkön élő fajokat tekinti natívnak. Ismert ugyanakkor, hogy a natív halfaj fogalma, MANCHESTER és BULLOCK (2000) meghatározásában is, sokkal szigorúbb kategória, mely szerint őshonos az a faj, amelyik természetes előfordulása az adott földrajzi területen, elterjedése független a direkt, indirekt, szándékos vagy akaratlan emberi beavatkozásoktól, és jelen volt már az adott földrajzi területen 6000-8000 évvel ezelőtt, a neolitikum előtti időkben is. Világos, hogy a fogalomnak nem megfelelő faj az adott faunaterületen idegen (*alien*), egzotikus (*exotic*), betelepített (*introduced*), nem őshonos (*non-native*), nem bennszülött (*non-indigenous*). A felsorolásból kitűnik, hogy mind magyarul, mind pedig angolul a faunaidegen fajra többféle elnevezést használnak azonos fogalom tartalommal (COPP et al. 2005).

Nehéz megítélni az adventív halfajok natív ichthyofauna diverzitására való hatásának következményeit, ugyanis ezek a biointruder fajok kezdetben, növelve a fajsza számot, taxon változatosságot növelő befolyással bírnak. Általában azonban veszélyt jelentenek a vízi ökoszisztéma ökológiai stabilitására, megnövelik akár a nemzetiségek közötti hibridizáció potenciális kockázatát is. A ponto-kaszpikus gébfajok természetes gradációja miatt bekövetkezett diverzitás csökkenést a Duna szlovákiai szakaszán is megfigyelték, jelentősen visszaszorultak a bentikus *Cottus gobio* és *Romanogobio vladkovi* populációi (JURAJDA et al. 2005). SANDLUND és HESTHAGEN (2011) a norvég vizek halegyütteseinek sokféleségével kapcsolatos problémákat az adventív fajok jelenlétével magyarázzák, de megjegyzik, hogy az őshonos fajok szándékos betelepítése olyan vizekbe, amelyekben addig azok nem voltak honosak, legalább olyan problémát jelentenek, mint a nem őshonos fajok térnyerése. Egyes ökoszisztémák halegyüttesének, az adventív fajok szerepének ismerete teszi lehetővé, hogy a biodiverzitást megfelelően működtessük (MARSHALL és RYAN 1987).

KRASZEWSKI (2006) azt indítványozta, hogy a nem őshonos halak areaexpenzióját fokozott figyelemmel kell kísérni, a lehető legtöbb információt kell összegyűjteni biológiájukról, genetikai variációjukról. A karakterizáló adatok definiálása később lehetővé teszi, hogy új betolakodó és új élőhelyek esetében már előre prognosztizálni lehessen a következményeket, a

tudás birtokában aktív védelmi programok szervezhetők. A napjainkban tapasztalható klímaváltozás (globális felmelegedés, extrém csapadékos és aszályos időszakok) a habitatok változását idézi elő, amelyhez az őshonos halfajok (jelen vizsgálatban az *Umbra krameri*) nehezebben alkalmazkodnak, az adventív fajok terjeszkedését azonban elősegítik. HLIWA (2011) szerint a biointruderek térhódítása a fenntartható fejlődésre nézve nagyon veszélyes folyamat, megkérdőjelezi az ökológia és a gazdaság szempontjából fontos értékek fenntartását célzó programok alapvető céljait.

Nehéz megtalálni azokat az őshonos ragadozó halfajokat, amelyek sikeresen csökkenthetik ezeknek az adventív fajoknak az állomány nagyságát, vagy esetleg ki is irthatják azokat. Magyarországon is történt erre vonatkozólag kísérlet (HORVÁTH et al. 2007), alapul véve azt, hogy a ragadozóhal populációk mesterséges növelése a táplálék hálózaton a felülről lefelé ható (*top down*) szabályozást valósítja meg. Az RSD ragadozóhal állományának struktúráját (sok balin) a süllő, de különösen a csuka telepítésével meg kell változtatni (UDVARI et al. 2019b). Az RDHSZ, mint halgazdálkodási hasznosító, felismerte a halfaunisztikai ismeretek fontosságát, annak kulcsfontosságú szerepét a modern halgazdálkodás kialakításának érdekében. Az RDHSZ a jövőben a ragadozó halfajok állományának javítása érdekében azok szaporítására, telepítésére nagyobb hangsúlyt fektet. A csuka esetében már történtek 2018 és 2023 között célzott haltelepítések.

Számos szerző osztja azt a nézetet, hogy egy adott ökoszisztéma működését alapvetően nem a fajgazdagság, hanem a funkcionális sokféleség határozza meg (GRIME 1997, CHAPIN et al. 2000, NAEEM 2002). Ezt a paradigma váltást üdvözik és ismertetik részletesen konkrét hazai példák alapján SCHMERA et al. (2009) is. A funkcionális csoportok „bevezetése” fontos lépés volt a diverzitás becslésében. Ezen csoportok alkalmazása lehetővé tették a klímaváltozások (DIAZ és CABIDO 1997) vagy a fajvesztések (FONSECA és GANADE 2001) folyamatainak nyomonkövetését, interpretálását. Az ökoszisztémák stabilitásának fenntartásában a funkcionális tulajdonságok diverzitásának nagymértékű szerepe van, a változatosság diszturbanciákra adott válasza biztosíthatja az ellenállóképesség, helyreállítás folyamatának erősségét. A funkcionális diverzitás kompenzálhatja a hasonló funkciókat betöltő egyes fajok elvesztését. Világos, hogy amennyiben egy halegyüttes egy-egy faja egy-egy funkciót képvisel, úgy egy faj elvesztése a funkcionális diverzitás mélyreható, vagy minimális csökkenését eredményezi. A funkcionális sokféleség és a halegyüttesek fajgazdagsága között sajátos kapcsolat írtak le DUMAY et al. (2004). Szerintük egy adott ökoszisztémában a funkcionális diverzitás lassabban növekszik, mint a taxon diverzitás, azaz nem minden új faj ad új funkció csoportot a meglévőkhöz. A funkcionális csoportok eltérő sebezhetősége következtében az ökoszisztéma kulcsfontosságú funkcióit veszítheti el (LARSEN et al. 2005).

Az RSD funkcionális csoportjait elemezve, meg kell állapítani, hogy a halfajok funkcionális csoportok közötti eloszlása rendkívül egyenlőtlen, néhány guildbe következetesen, szembetűnően több faj tartozik. Jónéhány funkcionális csoport viszonylag kevés fajjal rendelkezik, így ezek a guildok kis hatással vannak a közösség diverzitására. A fajok gyakoriságában mutatkozó különbségek részben magyarázatot adnak arra, hogy egyes funkcionális csoportok viszonylag sok fajjal rendelkeznek. Megállapítható, hogy a több fajjal rendelkező csoportokba tartozó taxonok általában magas egyedszámmal is rendelkeznek az RSD halközösségében és nagy gyakorisággal fordulnak elő a víztér szakaszain. ***Az omnivor táplálkozású, a fito-litofil reprodukciós guildbe tartozó, és a vízáramlás szempontjából euritóp, illetve stagnofil csoportba tartozó halfajok kimagaslóan magas dominanciája alapján az RSD halegyüttese egy degradált állóvízi ökoszisztémát jelez.***

6.4. Jelölt rekordpontyok

Öt év (2020-2024) nagypontyjelölési vizsgálatainak elemzése során kimutattam, hogy az 1394 megfogott és jelölt 15 kg feletti ponty (*Cyprinus carpio L.*) egyedből volt olyan egyed, amelyet az évek során már 9 (!) alkalommal fogtak meg. Ugyanakkor, a 2024. évben a 693 fogott

egyedből 359 egyed volt az első ízben regisztráltak aránya, amely azt mutatja, hogy az RSD vízterületéből az addig még nem kimutatott egyedek százalékos aránya (51,8%) továbbra is tiszteletet parancsoló, a vízterületnek komoly erőforrás tartalékai vannak a chippet még nem hordozó egyedek tekintetében. Mindazonáltal, azt is érdemes figyelembe venni, hogy a chippel még nem jelölt egyedek aránya statisztikailag igazolhatóan csökken (38. ábra). Amennyiben kellően hosszú ideig fenn tudjuk tartani a haljelölési rendszert, akkor a chippel jelölt nagyméretű pontyok aránya a teljes populáció vonatkozásában idővel a „telítési görbe” jellegzetességeit fogja mutatni, ugyanakkor mindig lesznek új, a hitelesítési/jelölési méretet elérő (=15 kg) egyedek.

A vizsgálataim statisztikailag igazolhatóan bizonyították, hogy az RSD nagyponty-állományának legnagyobb része az RSD Ráckeve alatti szakaszán összpontosul (86,5%), amire a ponty faj számára ideális élőhelyi adottságok (pl. RSD felső szakaszához képest jó vízminőség, valamint a természetes haltáplálék szervezetek, különösen a puhatestűek jelentős biomasszája) adhatnak magyarázatot, de közre játszhat a telepítések nagyobb volumene is.

Megállapítottam, hogy az RSD nagyponty-fogásaiban a legeredményesebb halfogási módszer a bojlis behúzó horgászat, amit mi sem jellemez jobban, mint hogy a halak közel 90%-át ezzel a módszerrel és csalítípussal fogták. Az RSD alsó szakaszán a nagypontyok „helyben tartásában” valószínűsíthetően a bojlis etetés, a bojli formájában folyamatosan rendelkezésre álló nagy mennyiségű, fehérjedús és nagy energiatartalmú táplálékkészlet is szerepet játszhat, azonban ennek igazolása további, célzott vizsgálatokat igényelne.

Az általam megvizsgált adatok több tekintetben is alátámasztották a korábbi vizsgálatok eredményeit, de némileg árnyalják azokat. A több mint 4 éves időszakra, valamint 1963 hektárra kiterjedő vizsgálat eredményei nagyon hasonló mintázatot mutattak, mint a RAAT (1985) alig több mint 3 hónapos két ismétlésben végzett vizsgálata, melyet egy 0,4 ha-os tavon végzett el. Az egyszer megfogott halak aránya RAAT (1985) vizsgálatai esetében 50%, illetve 73%, míg az esetemben 58,75% volt, a kétszer megfogott halak aránya 29%, 23%, míg a saját vizsgálatom esetében 20,23% volt. Végezetül, a háromszor megfogott pontyok esetében a 15%, 4%, illetve a saját vizsgálatom esetében 10,61%. A fenti eredmények felvetik annak lehetőségét, hogy a pontyok között létezik valamiféle olyan konzervatív mintázat, ami alapján a populációkban azonos arányban találhatók félénk, illetve kevésbé félénk egyedek, esetleg tanulási folyamat (csali elkerülés) nagyon hasonló módon zajlik. Az sem zárható ki, hogy a mortalitás is szerepet játszik ennek a visszafogási arány mintázatnak a kialakulásában.

A fogások térbeli eloszlásra vonatkozó adatok részben alátámasztják STUART és JONES (2006), SPECZIÁR és TURCSÁNYI (2014), valamint VITÁL et al. (2022) megállapításait, miszerint a pontyok jellemzően csak kis területen mozognak. STUART és JONES (2006) két éven át tartó vizsgálata esetében a halak közel 80%-a 5 km-en belül került meg, és az átlagos távolság 19 km, míg a vizsgálatom esetében az átlagos elmozdulás kisebb volt (4,97 km). Ez a távolság viszont lényegesen kisebb, mint az ugyanezen a vízterületen, de fiatalabb korosztályú pontyok vizsgálatával végzett felmérés eredménye, ami átlagosan 12 km-t mutatott ki (VITÁL et al. 2022). Ez a tény lehet érdekes megvilágításba helyezi a telepítés és a fogás megoszlása közötti szoros korrelációt. Továbbá, felveti annak lehetőségét, hogy horgászok már a XX. század első felében felfedezték, amikor még lényegében nem létezett a napjainkra jellemző nagyarányú telepítés, hogy ez a folyószakasz kiváló élőhelye a pontynak. Ezért jelentős volt a horgászlétszám ezen a területen, így a telepítések megindulásakor a horgászszervezetek gyakorlata is arra irányult és irányul ma is, hogy fenntartsák a magas szintű fogásokat és hagyományosan ezért telepítenek az RSD-be több halat. Ebben az esetben azonban nem telepítések hatására lesz több a nagyméretű hal, hanem a kiváló halélőhelynek és a bőséges haltápláléknak, összességében a vízterület jó haleltartó-képességének köszönhetően.

A halak testtömegét vizsgálva megállapítható, hogy még ebben az igen idős korosztályban is van még növekedés [a legtöbb hal vélelmezhető életkora WINKER et al. (2011) alapján 6+ és 28+ év között lehet]. Érdekes aspektus, hogy a két megfogás között eltelt átlagos idő 210 nap, ami nagyon hasonló érték, mint a CZAPLA et al. (2023) munkájában jelzett hét hónap, mely az az átlagos idő, amíg a pontyok esetében igazolták a korábbi megfogás utáni csali/horog elkerülést.

Ez azt jelenti, hogy természetes körülmények között is igazolódni látszik a laboratóriumi körülmények között bizonyított feltevés. A halak testtömegének változása, illetve, hogy a testtömeg változása az idővel korrelál két lehetőséget vet fel. Az első esetben a halak növekedése folyamatos, és elsősorban az idő függvénye, míg a második esetben előfordulhat, hogy azért arányos, mert a fogások okozta stressz hatása hosszabb idő alatt könnyebben eliminálódik. Ha megnézzük, hogy a halak kondíciója hogyan változott az első megfogás és az utolsó megfogás között, akkor az eredmények azt mutatják, hogy a megfogás nem módosította jelentősen a halak kondícióját. Ez viszont azt jelenti, hogy az első hipotézis lehet az igaz. Ez a megállapítás egybevág más kutatók *Micropterus salmoides* fajon végzett megfigyeléseivel (SASS et al. 2018), ahol a halak kondíciója nem változott a megfogást követően, és más megvilágításba helyezik RAAT (1985) eredményeit, ahol ugyan gyenge természetes táplálék kínálat mellett, de romlott a halak kondíciója.

6.5. Javaslatok

- A) A **vízminőség védelme** érdekében szükségesnek tartom a szennyvíztisztítás hatékonyságának javítását, a vízgyűjtőn lévő pontszerű és nem pontszerű lakossági és mezőgazdasági eredetű szennyezések kizárását, a vízszállító képesség javítását, részleteiben:
- A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepen a teljes tisztításra nem kerülő csapadékvízzel kevert szennyvíz mechanikai tisztítását (rácsszemét eltávolítása, olajfogó kiépítése).
 - A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepéről jelenleg az RSD-be vezetett tisztított (intenzív nagycsapadékok esetén tisztítatlan) szennyvíz végleges átvezetését a Nagy-Dunába.
 - A Kvassay-vízlépcsőnél az új szivattyútelep létrehozását az RSD megfelelő vízminősége eléréséhez az öntözővízigények biztosítása mellett is.
 - Az RSD főágán és mellékágain kiüledett mederiszap kotrását és hasznosítását.
 - A RSD parti sávjában az üdülőterületek végleges és teljes bekötését a kialakított csatornahálózatba.
- B) Az **őshonos halfauna védelme** és a horgász célú halgazdálkodás fejlesztése érdekében az RDHSZ mint halgazdálkodásra jogosult részére az alábbi javaslatokat fogalmazom meg:
- Az idegenhonos halfajok állomány nagyságának csökkentése érdekében őshonos ragadozó halfajok telepítését az RSD-be (*top down* szabályozás).
 - Az RSD jelenlegi ragadozóhal állományának struktúráját (sok balin) a süllő, de különösen a csuka telepítésével meg kell változtatni. Javaslatomra az RDHSZ a jövőben a ragadozó halfajok állományának javítása érdekében azok szaporítására, telepítésére nagyobb hangsúlyt kíván fektetni, amely a 2019-2024. évek időszakában már megindult.
 - Az RSD egyik fontos lápi pócos élőhelyén habitatvesztés következtében a lápi póc populációja a fennmaradáshoz szükséges kritikus egyedszám alá esett. Javasolom, hogy az érintett hókonyba az (RSD-ből begyűjtött anyáktól származó szaporulatból) a lápi póc kerüljön visszatelepítésre. A hókony vízgazdálkodását javítani szükséges, annak érdekében, hogy a lápi póc eltűnését előidéző alacsony vízszint és így káros vízmennyiségi helyzetek a jövőben a természetvédelmi szempontból értékes élőhelyen ne alakulhassanak ki.
 - Az RSD nagypontyállományának (15 kg+) védelmére indított, általam bevezetett, chipes haljelöléses rendszert indokolt hosszú távon fenntartani, mivel a hallopások elleni aktív védelem mellett az ebből kinyerhető, rendszerezett statisztikai adatok a nagypontyállomány szerkezetéről, a pontyok növekedési és vándorlási mintázatairól, valamint ezek hosszú idősoros változásairól adnak fontos információt. Ezek a jövőbeni hasznosítói döntések (haltelepítések tervezése, halörzés) alapjául szolgálhatnak.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Az RSD 26 mintavételi részterületén 8 halcsalád összesen 36 halfaj 26 589 egyedének előfordulását igazoltam. A fajkészletből a natív halfajok száma mindössze 23. Adventív (telepített, behurcolt, bevándorolt) halfajok közül 13 jelenlétét sikerült bizonyítanom. A Magyarországon védett 37 halfajból a mintázott vízterületen mindössze 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* egyedeinek előfordulását sikerült igazolnom. A NATURA 2000 jelölőfajok közül az *Aspius aspius* populációjának jelenlétét tudtam kimutatni. A vízterületen két olyan faj előfordulását igazoltam (*Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua*), melyek nem fogható őshonos halfajok. Fajszegénységnek mutatkozott a Molnár-szigeti mellékág (8 faj) és a Tököli Parkerdő alatti szakasz (8 faj). Fajgazdagnak találtam a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassizsilip előtti vízterületet, ahol 20 faj populációjának a jelenlétét igazoltam. Fajgazdag területnek bizonyult még a Taksonyi holtág 18 fajjal. **2018-ban az RSD vízterületéről elsőként sikerült leírnom a *Carassius auratus* faj egy egyedének, valamint 2022-ben az *Acipenser gueldenstaedtii* faj két egyedének az előfordulását.**

2. A halközösség strukturális hasonlóságának vizsgálatára az RSD esetében elsőként alkalmaztam a Bray-Curtis-féle százalékos különbözőségi formulát és elkészítettem a mintaterületek évszakonkénti (tavasz, nyár, ősz) klaszterdiagramját. Az RSD halközösség-struktúra időbeli mintázatának vizsgálata során megállapítottam, hogy egy adott vizsgálati év három különböző évszakában vett minták klaszterezése alapján a három különböző időszakban gyűjtött halegyüttesek strukturális viszonyai statisztikailag igazolhatóan nem különböztek egymástól.

3. Az RSD halegyüttesének mintavételi területenkénti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának, mint az élőlényközösség lényeges inherens tulajdonságának kvantifikálására jó megközelítést ad a β -diverzitás számszerűsítése. **A 2018. őszi mintavételek eredményei szerint, a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékén a diverzitásmutató komoly zavaró hatást jelzett, így a fajösszetétel variabilitásának mutatója alapján elsőként sikerült bizonyítanom a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep vizének diszturbanciát okozó hatását az RSD vízterében.**

4. Az RSD esetében elsőként igazoltam, hogy a SÁLY és ERŐS (2016) osztályozásában megjelenített funkcionális jellemzők alkalmazhatóak a halközösség szerkezete és az RSD működése közötti kapcsolatok megértéséhez. Az RSD teljes szakaszán 2018-ban kimutatott 36 halfajt összesen 21 traitbe tartozóan lehetett csoportosítani. A hat táplálkozási sajátosság közül minden mintavételi területen az omnivor típus volt a leggyakoribb, helyenként akár 96%-kal, míg a táplálkozási habitat 3 funkcionális jellemzője közül átlagosan a pelagikus típus volt a leggyakoribb (63,5%). A hét szaporodási csoport közül az RSD-t jellemző 36 halfaj egyedeinek legnagyobb része (84,5%-a) a fito-litofil traitbe tartozik. Vízáramlással szembeni preferencia szempontjából az euritóp fajok relatív gyakorisága az egész RSD-t tekintve kimagasló. A biogeográfiai státusz szerinti két trait (adventív és őshonos) relatív gyakorisága szerint az adventív fajok inkább az RSD felső szakaszára jellemzők, mintegy jelezve – elsősorban a ponto-kaszpikus Gobiidae fajok – bevándorlási irányát. Az idegenhonos halfajok viszonylag kimagasló gyakoriságértéke leginkább négy fajnak köszönhető: naphal, fekete törpeharcsa, törpeharcsa, ezüstkárász.

5. Az RSD ragadozóhal-állományainak struktúrájában statisztikailag igazolható változást mutattam ki a korábbi felmérésekhez képest: a balinpopuláció mérete jóval nagyobb lett,

ugyanakkor a csukának a ragadozóhal állományokon belüli részaránya közel a negyedére apadt. A ragadozóhal-állományok strukturális viszonyainak megváltoztatása érdekében – vélhetően a klímaváltozás hatásait természetesvízi állományaik zsugorodásával indikáló hidegvízi halfajok, így – a süllő, de különösen a csuka telepítését javasoltam a halgazdálkodásra jogosultnak.

6. Hazai viszonylatban elsőként alkalmaztam a rekordméretű (15 kg+) pontyok növekedési és vándorlási mintázatának nyomon követésére és statisztikai értékelésére a mikrotranszponderes haljelölést egy nagy kiterjedésű halgazdálkodási vízterület (RSD) hosszabb időtartamú (5 év) vizsgálata esetében, melynek során 1394 ponty egyed 2515 fogásának (jelölés-visszafogás) adatait elemeztem.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

A Ráckevei (Soroksári)-Duna a magyarországi Duna-szakasz második leghosszabb mellékága, az ország egyetlen komplex vízgazdálkodási rendszere, a legnagyobb természetes állóvízi jellegű erősen módosított vízfolyása. Az RSD vízminőségére a legnagyobb terhelés a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepről érkező napi 72 000 m³ biológiailag tisztított szennyvíz. Az oxigénhiánnyal, a nem megfelelő vízáramlással összefüggő haváriahelyzetek alapján az RSD hazánk legveszélyeztetettebb felszíni vize, a halpusztulások jelzik, hogy a víztest a terhelhetőségének végső határán van. Munkám során az RSD vízterére az EU Víz Keretirányelvben előírt öt élőlénycsoport közül a halfauna alapján történő ökológiai állapotminősítést alkalmaztam. Célkitűzésem volt az RSD vízminőségi korlátainak összefoglalása, a halgazdálkodással szembeni kihívásainak bemutatása, valamint a jelentősebb vízszennyezők hatásainak vizsgálata az RSD halközösségének szerkezetére. Az RSD halkészletének felmérését a VKI protokollja szerint végeztem el, valamint elemeztem az RSD halállományának strukturális összetételét különböző diverzitásmutatók segítségével. Összehasonlítottam az RSD különböző szakaszainak halfaunáját, elemeztem annak változásait a hossz-szelvény mentén. Sikertől igazolnom, hogy a vízhiányos időszakokban a mezőgazdasági, illetve a lakossági eredetű szennyezőanyagok hatására az RSD adott szakaszainak vízminősége gyakran az elfogadható jó állapot alatti volt. Az RSD öntisztuló képessége már nem elegendő arra, hogy az elsősorban a Népülési-árok szennyvizeiből eredő terhelések hatásait feldolgozza. Az RSD 26 mintavételi részterületén 8 halcsalád összesen 36 halfaj 26 589 egyedének előfordulását igazoltam. A fajkészletből a natív halfajok száma mindössze 23, melyből 6 védett-, 2 endemikus-, 1 NATURA 2000 jelölő-, 2 nem fogható őshonos halfaj, valamint további 13 adventív halfaj jellemezte a vízterületet. Elsőként sikerült a vízterületről leírnom a *Carassius auratus*, valamint az *Acipenser gueldenstaedtii* fajok egyedeinek előfordulását. A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület, valamint a közvetlenül felette és alatta lévő RSD-szakaszok halközösségének diverzitását a Rényi-féle diverzitási profilok összevetésével is elvégeztem. Megállapítottam, hogy a Kvassay-zsilip és a Csepel-Soroksár komp alatti mintavételi területek halközössége kétszer, illetve öt és félszer változatosabb, mint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizének hatása alatt álló mintavételi terület halközössége. Az omnivor táplálkozású, a fito-litofil reprodukciós guildbe tartozó, és a vízáramlás szempontjából euritóp, illetve stagnofil csoportba tartozó halfajok kimagaslóan magas dominanciája alapján az RSD halegyüttese egy degradált állóvízi ökoszisztémát jelez. Felmértem az RSD ragadozóhal-állományának strukturáját. A ragadozóhal állomány strukturális viszonyainak megváltoztatása érdekében, a klímaváltozás hatásait érzékenyebben indikáló hidegvízi halfajok, mint a süllő és a csuka telepítését javasoltam a halgazdálkodásra jogosultnak. Megállapítottam, hogy az RSD egy fontos lápi pócos élőhelyeként ismert hókonyában habitatvesztés következtében, a lápi póc populációja a fennmaradáshoz szükséges minimális létszám alá esett. A hosszú évek során biztos önfenntartó állománnyal rendelkező lápi póc populáció véglegesen kipusztult az adott élőhelyről, vagy szerencsésebb esetben, el tudott vándorolni egy olyan közeli refúgium területre, amelyről még nem kolonizálta újra a régi területét. A vízszintcsökkentésre, mint súlyos károkat okozó diszturbanciára a lápi póc populációja nem volt képes azt tolerálni. Javaslataimban szükségesnek tartom a vízgyűjtőn lévő pontszerű és nem pontszerű lakossági és mezőgazdasági eredetű szennyezések kizárását, de elsősorban a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepéről jelenleg az RSD-be vezetett „tisztított” szennyvíz átvezetését a Nagy-Duna fő medrébe. Megállapítottam, hogy a Sajó Elemér többfunkciójú vízleeresztő műtárgy 2021. évi beüzemelésével, az RSD vízgazdálkodásának megváltoztatásával, a korábbiaknál nagyobb faj- és egyedszámban jelentkeznek a reofil halfajok (jászkeszeg, márna, kecsege). Vizsgálataimban mikrotranszponderes haljelöléseket is végeztem, a fogási (jelölés-visszafogási) adatokat elemeztem, és különös figyelemmel a rekordméretű (15 kg+) pontyok növekedésére és vándorlására mutattam be eredményeimet.

9. SUMMARY

The Ráckeve (Soroksár)-Danube is the second longest tributary of the Hungarian Danube, the only complex water management system in Hungary, and the largest natural, highly modified watercourse of stagnant watercourse. The greatest pressure on the water quality of the RSD is the 72 000 m³ of biologically treated wastewater per day from the South-Pest Wastewater Treatment Plant. The RSD is the most endangered surface water in the country, with oxygen deficiency and inadequate water flow, and fish mortality indicating that the water body is at the final limit of its load capacity. For the RSD, I applied an ecological status classification based on fish fauna among the five groups of organisms required by the EU Water Framework Directive. My objectives included a summary of the RSD water quality limits, to present the challenges of fisheries management and to study the effects of major water pollutants on the structure of the RSD fish community. The survey of RSD fish stocks was carried out according to the WFD protocol and I analyzed the structural composition of RSD fish stocks using various diversity indicators. I compared the fish fauna of the different sections of the RSD and analysed its variation along the length-section. I was able to demonstrate that during periods of water scarcity, the water quality of specific stretches of the RSD often falls below the acceptable level of good status due to agricultural and domestic pollutants. The self-cleaning capacity of the RSD is no longer sufficient to process the effects of the loads arising mainly from the Népjóléti ditch. In the 26 sampling area of the RSD I confirmed the occurrence of a total of 26,589 individuals of 8 fish species in 8 fish families. The number of native fish species was only 23, of which 6 protected, 2 endemic, 1 NATURA 2000 candidate, 2 non-captive native fish species and 13 adventive fish species were found in the water area. I was the first to describe individuals of two species, *Carassius auratus*, and *Acipenser gueldenstaedti* from the water area. The diversity of the fish community in the sampling area directly affected by the effluent of the South-Pest Wastewater Treatment Plant and the RSD sections immediately above and below it was also assessed by comparing the Rényi diversity profiles. I found that the fish communities of the sampling areas below the Kvassay sluice and the Csepel-Soroksár ferry are twice and five and a half times more diverse than the fish communities of the sampling area under the influence of the treated wastewater of the South-Pest Wastewater Treatment Plant. The high dominance of fish species with omnivorous diets, belonging to the phyto-lithophilic reproductive guild and belonging to the eurytopic and stagnophilic groups in terms of water flow, indicates that the fish assemblage of the RSD is indicative of a degraded stagnant aquatic ecosystem. I surveyed the structure of the RSD predator fish stock. In order to change the structure of the predator fish stock, I have proposed to the fish farmer the introduction of cold-water fish species, such as pikeperch and pike, which are more sensitive to the effects of climate change. I found that RSD was known to be an important mudminnow (*Umbra krameri*) habitat and due to habitat loss, the mudminnow population fell below the minimum number required for survival. The marsh seal population, which had been a secure self-sustaining population for many years, was either permanently extirpated from the habitat or, more fortunately, was able to migrate to a nearby refugium area from which it had not yet recolonised its former range. The marsh pondweed population was not able to tolerate water level lowering as a severely damaging disturbance. In my proposals, I consider it necessary to exclude point and non-point pollution of residential and agricultural origin in the catchment, but above all to transfer the 'treated' effluent currently discharged into the RSD from the South Pest Sewage Treatment Plant to the main channel of the Great Danube. I have found that with the opening of the Elemér Sajó multifunctional outlet in 2021 and the change in the water management of the RSD, reophilic fish species will be more abundant and more numerous than before. I also carried out microtransponder fish tagging, analysed catch (tagging-recapture) data and presented my results with special attention to the growth and migration of record size (15 kg+) common carp.

MELLÉKLETEK

M1. IRODALOMJEGYZÉK

- 1.) ANGERMEIER, P.L., KARR, J.R. (1986): Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. In: *North Am. Journ. Fish. Manag.*, 6: 418-429. p.
- 2.) ANTAL L. (2013): A Szamos hazai szakaszának halközösségében bekövetkezett változások a cianid- és nehézfém szennyezést követően. Doktori értekezés. Debrecen: Debreceni Egyetemi Kiadó, 104 p.
- 3.) ARILLO, A., MARGIOCCO, C., MELODIA, F., MENSI, P., SCHEMONE, G. (1981): Ammonia toxicity mechanism in fish: studies on rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich.). In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 5: 316-328. p.
- 4.) ARLINGHAUS, R. (2007): Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialised carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. In: *Fisheries Management and Ecology*, 14: 161-171. p.
- 5.) BACKIEL, T. (1971): Kryteria jakosci wód dla europejskich ryb słodkowodnych. In: *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 116
- 6.) BALON, K. E. (1967): Vývoj ichtyofauny Dunaja, jej súčasný stav a pokus o prognózu ďalších zmien po výstavbe vodných diel. In: *Biologické Práce*, 13(1): 5–99. p.
- 7.) BÁLDY B. (1947): Természeti vizeink halállományának fokozása. In: *Halászat*, 46 (1-2): 16-18. p.
- 8.) BÁSKAY I. (2000): Halasított vízterületek vízvizsgálati tapasztalatai 1995-1999 között. In: *Halászatfejlesztés*, 24: 106-114. p.
- 9.) BÉL, M. (1730-1740): Tractus de re Hungarorum. De piscatione Hungarica. In: DEÁK A. (1984): *Bél Mátyás élete és munkássága*. Budapest, 29-73. p.
- 10.) BENDA, L., POFF, N.L., MILLER, D., DUNNE, T., REEVES, G., PESS, G., POLLOCK, M. (2004): The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. In: *BioScience*, 54: 413–427. p.
- 11.) BERGER, W.H., PARKER, F.L. (1970): Diversity of planktonic foraminifera in deep sea sediments. In: *Science*, 168: 1345-1347. p.
- 12.) BERINKEY L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. In: *Vertebr. Hung.*, 13: 3-24. p.
- 13.) BERRA, T.M. (1981): An Atlas of Distribution of the Freshwater Fish Families of the World. Lincoln: University of Nebraska Press, 197 p.
- 14.) BINNS, N.A., EISERMAN, F.M. (1979): Quantification of Fluvial Trout Habitat in Wyoming. In: *Transactions of the American Fisheries Society*, 108 (3): 215-228. p.
- 15.) BM-OVF (2018): Magyarország vízgyűjtő-gazdálkodási honlapja. <http://www.vizeink.hu/?module=ovgt100505>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: VGT2. Lekérdezés időpontja: 2025.01.21.
- 16.) BODNÁR GY. [n.a.]: A Csepel-sziget. <https://maps.hungaricana.hu/hu/HTITerkeptar/34829/>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Bodnár Csepel-sziget. Lekérdezés időpontja: 2024.11.03.
- 17.) BODÓ I. (1974): Őshonos halaink védelmében. In: *Halászat*, 67 (3): 68-69. p.
- 18.) BOTTA I., KERESZTESSY K., PINTÉR K. (1984): Új halfaj vizeinkben: a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*; Holčík és Hensel, 1974). In: *Halászat*, 77 (4): 98-99. p.
- 19.) BOZZETTI, M., SCHULZ, U. H. (2004): An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. In: *Hydrobiologia*, 529: 133–144. p.
- 20.) BRAUN Á., TATÁR S., TÓTH B., URBÁNYI B., MÜLLER T. (2018): A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram keretében folytatott tóvizsgálat eredményei, valamint a széles kárász (*Carassius carassius*) ivadékok ketreces nevelésének lehetősége állománymegsegítés céljából. In: *Pisces Hungarici*, 12: 37-45. p.

- 21.) BRUNS, D.A., MINSHALL, G.W., CUSHING, C.E., CUMMINS, K.W., BROCK, J.T., VANNOTE, R.L. (1984): Tributaries as modifiers of the river-continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. In: *Archives of Hydrobiology*, 99: 208-220. p.
- 22.) CARUSO, T., PIGINO, G., BERNINI, F., BARGAGLI, R., MIGLIORINI, M. (2007): The Berger-Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: a case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida). In: *Biodivers Conserv.*, 16: 3277–3285. p.
- 23.) CASTRO-SANTOS, T. (2005): Optimal swim speeds for traversing velocity barriers: an analysis of volitional high-speed swimming behavior of migratory fishes. In: *Journal of Experimental Biology*, 208: 421-432. p.
- 24.) CHAPIN, F.S., ZAVALA, E.S., EVINER, V.T., NAYLOR, R.L., VITOUSEK, P.M., REYNOLDS, H.L., HOOPER, D.U., LAVOREL, S., SALA, O.E., HOBBI, S.E., MACK, M. C., DIAZ, S. (2000): Consequences of changing biodiversity. In: *Nature*, 405: 234–242. p.
- 25.) CLEMENT A. (1994): Pestszentimre szennyvíz-elhelyezésének szerepe a Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőség-védelmében. *Hidrológiai Tájékoztató*, 34: 9-10. p.
- 26.) COLEMAN, M.D., MARES, M.D., WILLIG, M.R., HSIEH, Y.H. (1982): Randomness, area, and species richness. In: *Ecology*, 63: 1121-1133. p.
- 27.) COLWELL, R.K., CODDINGTON, J.A. (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. In: *Phil. Trans. R. Soc., London B-Biol. Sci.*, 345: 101-118. p.
- 28.) COPP, G.H., BIANCO, P.G., BOGUTSKAYA, N.G., ERŐS, T., FALKA, I., FERREIRA, M.T., FOX, M.G., FREYHOF, J., GOZLAN, R.E., GRABOWSKA, J., KOVÁČ, V., MORENO-AMICH, R., NASEKA, A.M., M. PEÑÁZ, M., POVŽ, M., PRZYBYLSKI, M., ROBILLARD, M., RUSSELL, I.C., STAKÉNAS, S., ŠUMER, S., VILA-GISPERT, A., WIESNER, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? In: *J. Appl. Ichthyol.* 21: 242–262. p.
- 29.) COWX, I.G., WELCOMME, R.L. (1998): Rehabilitation of rivers for fish. FAO, Fishing News Books, 260 p.
- 30.) CZAPLA, P., WALLERIUS, M.L., MONK, C.T., COOKE, S.J., ARLINGHAUS, R. (2023): Reexamining one-trial learning in common carp (*Cyprinus carpio*) through private and social cues: No evidence for hook avoidance lasting more than seven months. In: *Fisheries Research*, 259: 106573
- 31.) CZÉDLI H. (2014): Halak nehézfém-tartalmának elemzése különböző elem-analitikai módszerek alkalmazásával. PhD értekezés, Debrecen, 171 p.
- 32.) DARLINGTON, P.J. (1957): Zoogeography: The geographical distribution of animals. New York: Wiley, 673 p.
- 33.) DÉVAI GY., GALLÉ L., JUHÁSZ-NAGY P. (1992): Vízminőség és ökológiai vízminősítés. In: *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 4: 1-240. p.
- 34.) DÉVAI GY., NAGY S., WITTNER I., ARADI CS., CSABAI Z., TÓTH A. (2001): A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. In: BÓHM, A., SZABÓ, M. (Szerk.): *Vizes élőhelyek: a természeti és a társadalmi környezet kapcsolata*. TEMPUS Institutional Bilding Joint European Project, 11-74. p.
- 35.) DÉVÉNYI L. (1989): A Ráckevei- (Soroksári) Duna környezetvédelmi helyzete. *Hidrológiai Tájékoztató*, 29: 28-30. p.
- 36.) DIAZ, S., CABIDO, M. (1997): Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. In: *Journal of Vegetation Science*, 8: 463–474. p.
- 37.) DIDIER, J., KESTEMONT, P. (1996): Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (The Meuse, Belgium). In: *Hydrobiologia*, 341: 133–144. p.
- 38.) DIEHL, S. (1988): Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. In: *Oikos*, 53: 207–214. p.

- 39.) DOMBAI B., SÁLY P., TÓTH B., KISS I. (2010): Gébfajok (*Neogobius* spp.) aljzatfüggő éjszakai eloszlásmintázata a Duna gödi és szentendrei szakaszán. In: *Pisces Hungarici* 4: 17–25. p.
- 40.) DÖGEI I. (1959): Megjelent – a tilalmi rendelet! In: *Halászat*, 53 (3): 42. p.
- 41.) DÖVÉNYI Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, 876 p.
- 42.) DUMAY, O., TARI, P.S., TOMASINI, J.A., MOUILLOT, D. (2004): Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. In: *Journal of Fish Biology*, 64: 970-983. p.
- 43.) DUNCAN, J.R., LOCKWOOD, J.L. (2001): Spatial homogenization of aquatic fauna of Tennessee: extinction and invasion following land use change and habitat alteration. In: LOCKWOOD, J.L., MCKINNEY, M.L. (Szerk.): *Biotic homogenization*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 245–258. p.
- 44.) DVIHALLY ZS. (1962): A fenolos szennyvizekről. In: *Halászat*, 55 (4): 102-103. p.
- 45.) ECOSURV CONSORTIUM (2005): ECOSURV-final Technical Report. EuropeAid/114951/D/SV/ 2002-000-180-04-01-02-02. KvVM Arcadis Co.
- 46.) EFI+ CONSORTIUM (2009): Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters on support of the Water Framework Directive, <http://efi-plus.boku.ac.at/software>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: EFI fish software. Lekérdezés időpontja: 2021.06.26.
- 47.) ERŐS T. (2017): Halközösségek sokfélesége, szerveződése és védelme a Kárpát-medence vízfolyásaiban. MTA Doktori értekezés. Tihany, 146 p.
- 48.) ERŐS T., GUTI G. (1997): Kessler-géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. In: *Halászat*, 90 (2): 83–84. p.
- 49.) 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. In: *Journal of Applied Ichthyology*, 21: 350–357. p.
- 50.) ERŐS T., SZALÓKY Z., SÁLY P. (2015): Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez. Tihany: MTA Ökológiai Kutatóközpont, 36 p.
- 51.) ERŐS T., TÓTH B., SEVCSIK A., SCHMERA D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). In: *International Review of Hydrobiology*, 93: 88–105. p.
- 52.) 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. In: *Fisheries Research*, 96: 70-76. p.
- 53.) FÁBIÁN E. (1977): Gazdálkodás a horgászkezelésű vizeken. In: *Halászat*, 70 (3): 69-72. p.
- 54.) FÁBIÁN GY. (1972): Haljelölések a soroksári Duna-ágban. In: *Halászat*, 65 (3): 88-89. p.
- 55.) FALUDI G., SZÁDECZKY A. (2002): Az 1956. évi jeges árvíz a Duna magyarországi déli szakaszán (Dokumentumok, visszaemlékezések). In: *Hidrológiai Közlöny*, 82: 293-304. p.
- 56.) FAME CONSORTIUM (2004): Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.
- 57.) FAO (2024): The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>
- 58.) FAUSCH, K.D., KARR, J.R., YANT, F.R. (1984): Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. In: *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 113: 39-55. p.
- 59.) FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R., ANGERMEIER, P.L. (1990): Fish Communities as Indicators of Environmental Degradation. In: *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144. p.

- 60.) FEKETE E., SZABÓ S.A., TÓTH Á. (1991): A vízszennyezés ökológiája. Budapest: Pro Natura Kiadó, 192 p.
- 61.) FISHBASE (2021): (34700 Species, 324000 Common names, 60900 Pictures, 58100 References, 2430 Collaborators, 700000 Visits/Month). <http://www.fishbase.org>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: FishBase. Lekérdezés időpontja: 2021.01.15.
- 62.) FISHER, S.G. (1997): Creativity, idea generation, and the functional morphology of streams. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 305-318. p.
- 63.) FONSECA, C.R., GANADE, G. (2001): Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. In: *Journal of Ecology*, 89: 118-125. p.
- 64.) FROESE, R. (2006): Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. In: *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 241-253. p.
- 65.) FÜRÉSZ GY. (1982): Haltermelés a Ráckevei Dunaág hullámterén. In: *Halászat*, 75 (3): 73-74. p.
- 66.) FÜRÉSZ GY., ZELLEI Á. (1996): Adatok a Ráckevei-Duna-ág süllőállományának ivásáról. In: *Halászatfejlesztés*, 19: 119-134. p.
- 67.) GANASAN, V., HUGHES, R.M. (1998): Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. In: *Freshwater Biol.*, 40: 367-383. p.
- 68.) GÖNCZY J., TAHY B. (1985): Az angolna. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, 206 p.
- 69.) GRIME, J.P. (1997): Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. In: *Science*, 277: 1260-1261. p.
- 70.) GROSSINGER J.K. (1794): A Magyar Királyság általános természetrajza. III. Állatok országa Ichthyologia avagy a halak természetrajza. Fordításban megjelent 2018-ban.
- 71.) GUTI G. (1997): A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. In: *Halászat* 90 (3): 129-140. p.
- 72.) GUTI G. (2001): A hazai vízfolyások biológiai integritásának minősítése a halállomány alapján. In: *Halászatfejlesztés*, 26: 36-47. p.
- 73.) GUTI G. (2002a): Vízfolyások ökológiai állapotának minősítése a halállomány alapján az EU Víz Keret-irányelv szerint. Az EU Víz Keretirányelvnek bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén tudományos tanácskozás. Pécs.
- 74.) GUTI G. (2002b): A halállomány vizsgálatára alapozott biológiai vízminősítési eljárás kidolgozása Magyarországon az EU Víz Keret-irányelv szerint. In: *Halászatfejlesztés*, 27: 21-31. p.
- 75.) GUTI G. (2007): A Mosoni-Duna halegyütteseinek longitudinális mintázata. In: *Hidrológiai Közlöny*, 87 (6): 45-48. p.
- 76.) GUTI G. (2017): Idegen halfajok a Duna magyarországi szakaszán – a problémák kezelésének stratégiai kérdései. In: *Pisces Hungarici* 11: 5-17. p.
- 77.) GYÖRE K. (1995): Magyarország természetesvízi halai. (Vízi Természet- és Környezetvédelem 1.) Budapest, 339 p.
- 78.) GYÖRE K. (2020). Szóbeli közlés. (Dr. Györe Károly halászatbiológus, a természetesvízi halfaunisztikai felmérései során detektált aranyhal fogásait közölte személyes interjú keretében.)
- 79.) GYÖRE K., JANURIK E., OLÁH J., SZABÓ P. (1984): A ponty (*Cyprinus carpio* L.) ammóniafüggő légzése és ammóniatűrése. In: *Halászat*, 30 (3): 81-83. p.
- 80.) GYÖRE K., JÓZSA V. (2010): A Tisza halközösségének monitorozása 2009-ben. In: *Pisces Hungarici*, 4: 39-59. p.
- 81.) GYÖRE K., UGRAI Z., CSIKAI CS. (2012): A ráckevei-Duna-ág halközösségének vizsgálata 2010-ben. In: *Halászatfejlesztés* 34: 34-48. p.
- 82.) GYULAI F. (1991): Horgon a busa. In: *Halászat*, 84 (2): 76-78. p.
- 83.) HAKKARI, L., BAGGE, P. (1984): On the fry densities of pike (*Esox lucius* L.) in Lake Saimaa, Finland. In: *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 2560-2565. p.

- 84.) HALASI-KOVÁCS B. (2008): A Ráckevei-Duna ökológiai állapotminősítése a 2007. október-december között végzett terepi felmérések alapján. Tanulmány.
- 85.) HALASI-KOVÁCS B. (2019): A magyarországi vízfolyások halközösségeinek ökológiai szempontú elemzése. NAIK HAKI, 1-108. p.
- 86.) HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L. (2011): Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. In: *Halászat*, 104 (3-4): 120-128. p.
- 87.) HALASI-KOVÁCS B., ERŐS T., HARKA Á., NAGY S.A., SALLAI Z., TÓTHMÉRÉSZ B. (2009): A magyarországi folyóvíztestek halközösség alapú minősítése. *Pisces Hungarici*, 3: 47–58. p.
- 88.) HALASI-KOVÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. (2007): Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. In: *Hidrológiai Közlöny*, 87: 179-182.
- 89.) HALASI-KOVÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. (2011): A hazai vízfolyások halegyütteseken alapuló és a víz keretirányelv előírásainak megfelelő ökológiai minősítési rendszere. In: *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica*, 25: 77–100. p.
- 90.) HAMMER, O., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. In: *Paleontologia Electronica*, 4: 9. p.
- 91.) HARGEBY, A., ANDERSSON, G., BLINDOW, I., JOHANSSON, S. (1994): Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. In: *Hydrobiologia*, 279/280: 83–90. p.
- 92.) HARKA Á. (1997): Halaink. Budapest: Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, 175 p.
- 93.) HARKA Á., SALLAI Z. (2004): Magyarország halfaunája. Budapest, 269 p.
- 94.) HARKA Á., SALLAI Z., NYESTE K., MOLNÁR K., SZÉKELY CS., CSABA GY., WEIPERTH A. (Szerk.) (2020): Magyar Haltani Társaság honlapja „Mit fogtam?” rovat. http://haltanitarsasag.hu/mitfogtam_hu.php. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Mit fogtam? Lekérdezés időpontja: 2020.07.15.
- 95.) HEASLEY, E.L., CLIFFORD, N.J., MILLINGTON, J.D.A. (2019): Integrating network topology metrics into studies of catchment-level effects on river characteristics. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23: 2305-2319. p.
- 96.) HERMAN O. (1887): A magyar halászat könyve I.-II. Budapest: K. M. Magyar Természettudományi Társulat, 860 p.
- 97.) HILL, M.O. (1973): Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. In: *Ecology*, 54: 427-432. p.
- 98.) HLIWA, P. (2011): Alien invasive fish species as a threat to sustainable development. In: JANKUN, M., FURGAŁA-SELEZNIOW, G., WOŹNIAK, M., WIŚNIEWSKA, A.M.: *Water biodiversity assessment and protection*. Olsztyn, 191-195. p.
- 99.) HOCKLEY, F.A., WILSON, C.A.M.E., BREW, A., CABLE, J. (2014): Fish responses to flow velocity and turbulence in relation to size, sex and parasite load. In: *J. R. Soc. Interface.*, 11: 201308142. <https://doi.org/10.1098/rsif.2013.0814>
- 100.) HOCUTT, C.H., JOHNSON, P.N., HAY, C., ZYL, B.J. (1994): Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. In: *Revue Hydrobiologique Tropicale*, 27: 361–384. p.
- 101.) HOLLÓSY M. (1995): A Ráckevei-Soroksári Dunaág vízminőségének vizsgálata. In: *Hidrológiai Közlöny*, 75: 94-100. p.
- 102.) HOLLÓSY M., FEKETE J., RATKAI T. (1996): Olajszennyezés eredetének meghatározása kombinált módszerekkel a Ráckevei Duna-ágon. In: *Hidrológiai Közlöny*, 76: 369-373. p.
- 103.) HOLMBERG, G., JENSEN, S., LARSSON, A., LEWANDER, K., OLSSON, M. (1972): Metabolic effects of technical pentachlorophenol (PCP) on the eel *Anguilla anguilla* L. In: *Camp Biochem Physiol.*, 43: 171-183. p.

- 104.) HOLOPAINEN, I.J., OIKARI, A. (1992): Ecophysiological effects of temporary acidification on crucian carp, *Carassius carassius* (L.): A case history of a forest pond in eastern Finland. In: *Annales Zoologica Fennici*, 29: 29– 38. p.
- 105.) HORVÁTH, L. (1960): Ismerkedés a soroksári Dunaág élővilágával. In: *Búvár*, 5: 172-176. p.
- 106.) HORVÁTH L. (1968a): Gondolatok a soroksári Duna-ág halgazdálkodásáról. In: *Halászat*, 61 (2): 47. p.
- 107.) HORVÁTH L. (1968b): Gondolatok a Soroksári Duna-ág halfaunájáról. In: *Halászat*, 61 (5): 159. p.
- 108.) HORVÁTH L. (1968c): A Soroksári Duna-ág (A természetkedvelők paradicsoma). (Ráckevei Járási Füzetek 2.), Ráckeve 46 p.
- 109.) HORVÁTH L., CSORBAI B., URBÁNYI B. (2007): A tájidegen gyomhalak visszaszorítása őshonos ragadozó halfajokkal. Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, 128 p.
- 110.) HURLBERT, S.H. (1971): The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. In: *Ecology* 52: 577-586. p.
- 111.) HYNES, H.B.N. (1975): Elgardo Baldi Memorial Lecture. The stream and its valley. In: *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1–15. p.
- 112.) INNO-WATER ZRT. (2018): Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág Gubacsi-hídtól délre eső budapesti területének vízrendezési, vízgazdálkodási fejlesztési lehetőségei. Feltáró tanulmány, Budapest.
- 113.) IRVING, L., BLACK, E. C., SAFFORD, V. (1941): The influence of temperature upon the combination of oxygen with the blood of trout. In: *Biol. Bull.*, 80: 1-17. p.
- 114.) ITOF (2014): Effects of oil pollution on fisheries and mariculture. (Technical Information Papers 11.), London, 12. p.
- 115.) IUCN (1980): How to use the Red Data Book categories. Kew, U.K.: IUCN
- 116.) IUCN (1990): 1990 IUCN Red List of Threatened Animals. Gland, Switzerland: IUCN, 1-228. p.
- 117.) JAKAB A. (2005): A Kis-Duna revitalizációja. In: *ÖKO*, 13: 50-68. p.
- 118.) JAKAB A., PAPANÉK L. (2005): RSD Kiadvány. A Kisdunáért Önkormányzati Társulás megbízásából „A homokhátság talajvízszint szabályozási feltételeinek kialakítása, avagy a Kis-Duna revitalizációja, különös tekintettel a várható vízhasználatokkal összhangban a természeti értékek védelmére” előzetes megvalósíthatósági tanulmány alapján. 1-25. p.
- 119.) JÁSZFALUSI L. (1950): Adatok a Duna Szentendrei-szigeti szakaszának halászati biológiai viszonyaihoz. In: *Hidrológiai Közlöny*, 30: 143-146. p.
- 120.) JÁSZFALUSI L. (1960): Vadponty és nemesponty tenyésztési kérdései. In: *Halászat* 54 (3): 46-47.
- 121.) JOST, L. (2006): Entropy and diversity. In: *Oikos*, 113: 363-375. p.
- 122.) JOST, L. (2010): Independence of alpha and beta diversities. In: *Ecology*, 91: 1969-1974. p.
- 123.) JUHÁSZ-NAGY P. (1986): Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Budapest: Akadémiai Kiadó, 250 p.
- 124.) JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. (2000): Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. In: *Hydrobiologia*, 422: 85-97. p.
- 125.) JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. (2002): Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. In: *Freshwater Biology*, 47: 867-887. p.
- 126.) JURAIDA, P., ČERNÝ J., POLAČIK, M., VALOVÁ, Z., JANÁČ, M., BLÁŽEK, R., ONDRAČKOVÁ, M. (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. In: *J. Appl. Ichthyol.*, 21: 319-323. p.

- 127.) KARR, J. R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. In: *Fisheries (Bethesda)*, 6: 21-27.
- 128.) KATOPODIS, C., GERVAIS, R. (2016): Fish swimming performance database and analyses. Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS), 550 p.
- 129.) 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. In: *North American Journal of Fisheries Management*, 37: 1191-1198. p.
- 130.) KDVKÖVIZIG (2014): A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság honlapja, Ráckevei (Soroksári)-Duna (R/S/D).
- 131.) KERÉNYI A., KISS T., SZABÓ GY. (2013): Környezeti rendszerek. A Környezeti rendszerek című tantárgy digitális tananyaga az MSc szintű geográfus szakosok számára. Debreceni Egyetem, Szegedi Tudományegyetem. 149 p.
- 132.) KESTEMONT, P., GOFFAUX, D. (2002): Work package 3. Rewiewing and classifying metrics and sampling procedure for FAME. Final report, 88 p.
- 133.) KLEFOTH, T., PIETEREK, T., ARLINGHAUS, R. (2013): Impacts of domestication on angling vulnerability of common carp, *Cyprinus carpio*: The role of learning, foraging behaviour and food preferences. In: *Fisheries Management and Ecology*, 20: 174-186. p.
- 134.) KOLEFF, P., GASTON, K.J., LENNON, J.J. (2003): Measuring beta diversity for presence-absence data. In: *Journal of Animal Ecology*, 72: 367-382. p.
- 135.) KOTTELAT, M., FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 p.
- 136.) KOVÁCS GY., UDVARI ZS. (2022): A ráckevei fogassüllő és ráckevei harcsa állami fajtaelismerése, a két legelső ragadozó halfajta Magyarországon. In: *Halászat* 115 (1): 9-11. p.
- 137.) KRASZEWSKI, A. (2006): Ekspansje obcych gatunków w ekosystemach wodnych – zagrożenie czy szansa zwiększenia bioróżnorodności? In: *Kom. Ryb.*, 3: 14-17. p.
- 138.) KÜLTZ, D. (2015): Physiological mechanisms used by fish to cope with salinity stress. In: *Journal of Experimental Biology*, 218: 1907-1914. p.
- 139.) LACZI Z. (2018): Levegőztetik a Ráckevei-Dunát. https://www.kotikovizig.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=1675:levegztetik-a-rackevei-dunat&catid=7:koernyezeti-karelharitas&Itemid=56. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Levegőztetik a Ráckevei-Dunát. Lekérdezés időpontja: 2024.11.03.
- 140.) LARSEN, T.H., WILLIAMS, N.M., KREMEN, C. (2005): Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. In: *Ecol. Lett.*, 8: 538–547. p.
- 141.) LÁNG I. (2001): Folyóinkkal való gazdálkodás 2002. Folyógazdálkodási Tárcaközi Bizottság, 70 p.
- 142.) LEGENDRE, L., LEGENDRE, P. (1983): Numerical Ecology. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- 143.) LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology, 2nd English ed. Elsevier, 853 p.
- 144.) LELEK, A. (1987): The freshwater fishes of Europe. (Threatened fishes of Europe 9.) Wiesbaden: Aula-Verlag, 168-170. p.
- 145.) LEONARD, P.M., ORTH, D.J. (1986): Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. In: *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 115: 401-414. p.
- 146.) LEOPOLD, L.B., WOLMAN, M.G., MILLER, J.P. (1964): Fluvial processes in geomorphology. San Francisco, California: W. H. Freeman, 522 p.
- 147.) LEWIS, W.M., MORRIS, D.P. (1986): Toxicity of Nitrite to Fish: A Review. In: *Transactions of the American Fisheries Society*, 115: 183-195. p.
- 148.) LÓCZY D. (2011): A Kapos ártérének hidromorfológiai és tájökológiai értékelése. MTA doktori értekezés, Pécs.
- 149.) LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HANEL, L. (2010): Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. In: *Folia Zoologica*, 59: 57– 72. p.
- 150.) MAGURRAN, A.E. (2008): Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, 256 p.

- 151.) MAJER J. (2002): Az Integrált Biotikai Index (IBI) alkalmazási lehetősége halakon. In: HANYUS E. (Szerk.): *Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén*. A WWF Magyarország tudományos tanácskozásának összefoglalója. Pécs: MTA PAB, 80-103. p.
- 152.) MAJER J., BORDÁCS M. (2001): A Dráva magyarországi felső szakaszának természetvédelmi értékelése halfaunája alapján. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 9: 251-263. p.
- 153.) MANCHESTER, S.J., BULLOCK, J.M. (2000): The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. In: *Journal of Applied Ecology*, 37: 845-864. p.
- 154.) MAROSI S., SOMOGYI S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere. I–II. Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, 1023 p.
- 155.) MARSHALL, T.R., RYAN, P.A. (1987): Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. In: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 198-215. p.
- 156.) MARSIGLI, L.F. (1726): Danubius Pannonico-Mysicus. Tomus 1. A Duna magyarországi és szerbiai szakasza. In: DEÁK A. A. (2004): A Duna fölfedezése. Budapest: Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvgyűjtemény, 56-64. p.
- 157.) MAY, R.M. (1975): Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M. L., DIAMOND, J.M. (Szerk.): *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 81-120. p.
- 158.) MCCAIRNS, S.R.J., FOX, M.G. (2004): Habitat and home range fidelity in a trophically dimorphic pump-kinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) population. In: *Oecologia*, 140: 271–279. p.
- 159.) 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, 1-49. p.
- 160.) MCKINNEY, M.L., LOCKWOOD, J.L. (1999): Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. In: *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450–453. p.
- 161.) MÉSZÁROS G. (2015): A Cladocera és Copepoda együttesek összetételének tér-időbeli változásai a Ráckevei (Soroksári) – Dunaágon. PhD értekezés, Gödöllő: Szent István Egyetem, 133 p.
- 162.) MIHÁLYI F. (1954): Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. In: *Term. Tud. Múz. Évkönyve*, 6: 433–456. p.
- 163.) MILESI, S.V., MELO, A.S. (2013): Conditional effects of aquatic insects of small tributaries on mainstream assemblages?: position within drainage network matters. In: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 71: 1–9. p.
- 164.) MOLNÁR K., BASKA F. (1998): Megjegyzések egyes halfajok előfordulási gyakoriságát illetően, a Kessler-géb (*Neogobius kessleri*) tömeges előfordulása kapcsán. In: *Halászat*, 91 (3): 94–96. p.
- 165.) MONK, C.R., ASLAK, U., BROCKMANN, D., ARLINGHAUS, R. (2023): Rhythm of relationships in a social fish over the course of a full year in the wild. In: *Movement Ecology*, 11. 10.1186/s40462-023-00410-4.
- 166.) MOUNT, D.I. (1972): Chronic effect of low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. In: *Wat. Res.*, 7: 987-993. p.
- 167.) MUKHERJEE, D., BHATTACHARYA, S., KUMAR, V., MOITRA, J. (1990): Biological significance of [¹⁴C] phenol accumulation in different organs of a murrel *Channa punctatus*, and the common carp, *Cyprinus carpio*. In: *Biomed. Environ. Sci.*, 3: 337-342. p.
- 168.) MUKHERJEE, S., BHATTACHARYA, S. (1977): Variations in the hepatoponemas α -amylase activity in fishes exposed to some industrial pollutants. In: *Water Res.*, 11: 71-74. p.
- 169.) MULLERT, H. (1902): The goldfish and its systematic culture. Brooklyn, New York, 143 p.

- 170.) MÜLLER T., CSORBAI B., URBÁNYI B. (2007): A széles kárász – *Carassius carassius* (L.) – szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. In: *Pisces Hungarici*, 2: 73-81. p.
- 171.) MYERS, G.S. (1951): Fresh-water fishes and East-Indian zoogeography. In: *Stanford Ichthyological Bull.*, 4 (1): 11-21. p.
- 172.) NAEEM, S. (2002): Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments. In: *Ecology*, 83: 2925–2935. p.
- 173.) NAGY I., MÉSZÁROS SZ., RÁKOSI J. (2017): A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág állapota, a közelmúltban megvalósult és a továbbiakban szükséges vízminőség-javító intézkedések. In: *Hidrológiai Közlöny*, 97: 32-51. p.
- 174.) NAGY I., PUSKÁS E. (2010): A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása tárgyú komplex vízvédelmi projekt intézkedéseinek a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezéssel való összehangolása. In: *ÖKO*, 18: 74-103. p.
- 175.) NAGY L.Z. (2015): A Csepel-sziget és a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág történeti földrajza. ELTE, Doktori értekezés, 262 p.
- 176.) NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., PASTOR, J., JOHNSTON, C.A. (1988): The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 289–306. p.
- 177.) NÉMEDI L., TÖRÖK P., PIETRASKÓ G. (1981): A Ráckevei (Soroksári) Duna-ág bakteriológiai vízminőségét meghatározó budapesti szennyező források. In: *Hidrológiai Közlöny*, 61: 560-565. p.
- 178.) NEMO (1905): Törpeharcsák közvizeinkben. In: *Halászat*, 6 (16): 121-122. p.
- 179.) NEY-NIFLE, M., MANGEL, M. (2000): Habitat loss and changes in the species-area relationship. In: *Conservation Biology*, 14: 893-898. p.
- 180.) NIKOLSKY, G.V. (1964): The Ecology of Fishes. London and New York: Academic Press. 352 p.
- 181.) NOBLE, R.A.A., COWX, I.G., GOFFAUX, D., KESTEMONT, P. (2007): Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. In: *Fisheries Management and Ecology*, 14: 381-392. p.
- 182.) NOVUM KKT., H-SYSTEM KFT. (2000): A Ráckevei (Soroksári) Duna környezeti állapotának felmérése és a tervezett mederkotrások ökológiai, környezetvédelmi hatásai. Előzetes környezeti hatástanulmány. Budapest.
- 183.) OERTEL N. (2004): A folyókutatás aktuális helyzete. In: *Hidrológiai Közlöny*, 84: 108-111. p.
- 184.) OLÁH J. (1991): Vízminősítés-halfajokkal. In: *Magyar Mezőgazdaság*, 46: 12-13. p.
- 185.) OLÁH J., PEKÁR F., JANURIK E., NEMCSÓK J. (1987): Hévízek halas hasznosítása és elhelyezése. In: *Halászatfejlesztés*, 13: 1-72. p.
- 186.) OLDEN, J.D. (2008): Biotic homogenization. In: Encyclopedia of Life Sciences (ELS). Chichester: Wiley. DOI: 10.1002/9780470015902.a0020471
- 187.) OLDEN, J.D., LEROY POFF, N., DOUGLAS M. R. DOUGLAS, M. E., FAUSCH, K. D. (2004): Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. In: *Trends. Ecol. Evol.*, 19: 8-15. p.
- 188.) OLDEN, J.D., POFF, N.L. (2003): Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. In: *The American Naturalist*, 162: 442-460. p.
- 189.) OLDEN, J.D., ROONEY, T.P. (2006): On defining and quantifying biotic homogenization. In: *Global Ecology and Biogeography*, 15: 113–120. p.
- 190.) OWENS, P.N., BATALLA, R.J., COLLINS, A.J., GOMEZ, B., HICKS, D.M., HOROWITZ, A.J., KONDOLF, G.M., MARDEN, M., PAGE, M.J., PEACOCK, D.H., PETTICREW, E.L., SALOMONS, W.N., TRUSTRUM A. (2005): Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. In: *River Research and Applications*, 21 (7): 693-717.

- 191.) ÖKO ZRT. (2008): A Ráckevei (Soroksári) – Duna-ág ökológiai állapotának felmérése és értékelése. Budapest.
- 192.) ÖKO ZRT. (2010): Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág vízgazdálkodásának, vízminőségének javítása. Szennyezőanyagok kivezetése a parti sávból. Részletes megvalósíthatósági tanulmány, Budapest.
- 193.) PAPP K., DUDÁS T., POÓR CS. (2003): Horgászatiilag hasznosított területek vízminőségi állapota. In: *Halászatfejlesztés*, 28: 87-94. p.
- 194.) PÁSKÁNDY J. (1976): Mit fogtak, mit halasítottak a horgászok 1975-ben? In: *Halászat*, 69 (4): 116-117. p.
- 195.) PÁSKÁNDY J. (1985): Horgászat és horgász-halgazdálkodás 1984-ben. In: *Halászat*, 78: (3): 78-79. p.
- 196.) PERSSON, L., CROWDER, L.B. (1998): Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. In: JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., SONDERGAARD, M., CHRISTOFFERSEN, K. (Szerk.): *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. New York: Springer, 3-23. p.
- 197.) PETR, T. (2000): Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. *FAO Fisheries Technical Paper*, 396. Rome, FAO, 185 p.
- 198.) PÉNZES B. (1968a): Hol növekszik legnagyobb a dévérkeszeg. In: *Halászat*, 61 (2): 52-53. p.
- 199.) PÉNZES B. (1968b): Magyarországi dévérkeszeg-populációk összehasonlító növekedésvizsgálata. In: *Állattani Közlemények*, 55: 87-96. p.
- 200.) PFEIFER R. (2021): Harc az olajjal. *Új Duna-ági Híradó*, 5 (1): 1-3. p.
- 201.) PIELOU, E.C. (1984): The Interpretation of Ecological Data: A Primer on Classification and Ordination. New York: Wiley, 288 p.
- 202.) PINTÉR K. (2002): Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk. Második, átdolgozott kiadás Budapest: Akadémiai Kiadó, 222 p.
- 203.) PODANI J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Budapest: Scientia Kiadó, 412 p.
- 204.) POLLARD, P., HUXHAM, M. (1998): The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 773–792. p.
- 205.) POOLE, G.C. (2010): Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology. In: *Journal of North American Benthological Society*, 29: 12–25. p.
- 206.) POTYÓ I., WEIPERTH A., GUTI G. (2013): Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban. In: *Pisces Hungarici*, 7: 57-64. p.
- 207.) QUADIR, A., MALIK, R.N. (2008): Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan. In: *Hydrobiologia*, 621: 127-153. p.
- 208.) RAAT, A.J.P. (1985): Analysis of angling vulnerability of Common Carp, *Cyprinus carpio* L., in catch-and-release angling in ponds. In: *Aquaculture and Fisheries Management*, 16: 171–187. p.
- 209.) RÁCZ B. (1967): A Balaton és a Soroksári Duna-ág halállományának vizsgálata jelöléssel. In: *Halászat*, 60 (2): 54-55. p.
- 210.) RAHEL, F.J. (2002): Homogenization of Freshwater Faunas. In: *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33: 291-315. p.
- 211.) RAPP, T., COOKE, S.J., ARLINGHAUS, R., (2008): Exploitation of specialised fisheries resources: the importance of hook size in recreational angling for large common carp (*Cyprinus carpio* L.). In: *Fish. Res.*, 94: 79–83. p.
- 212.) RAPP, T., HALLERMANN, J., COOKE, S.J., HETZ, S.K., WUERTZ, S., ARLINGHAUS, R. (2012): Physiological and behavioural consequences of capture and

- retention in carp sacks on common carp (*Cyprinus carpio* L.), with implications for catch-and-release recreational fishing. In: *Fisheries Research*, 125–126: 57– 68. p.
- 213.) RDHSZ (2025): A Ráckevei (Soroksári)-Duna (RSD) és mellékvizeinek (Duna–Tisza-csatorna, Dunavölgyi-főcsatorna, Északi-övcatorna, Dömsödi Holt Duna-ág, Somlyói-csatorna, Szigetbecsei-holtág) 2025. évi horgászrendje. Ráckeve: Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség, 44 p.
- 214.) RELYS, V., KOPONEN, S., DAPKUS, D. (2002): Annual differences and species turnover in peat bog spider communities. In: *The Journal of Arachnology*, 30: 416-424. p.
- 215.) RÉNYI, A. (1961): On measures of entropy and information. In: NEYMAN, J. (Szerk.): *Proceedings of the fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*. Berkeley, CA, 547-561. p.
- 216.) RÉPÁSSY M. (1902): Az angolnáról. In: *Halászat*, 3 (13): 93-95. p.
- 217.) RÉPÁSSY M. (1939): A jövő. In: *Halászat*, 40 (1-2): 2-3. p.
- 218.) RIBIÁNSZKY M. (1977): A Ráckevei (Soroksári)-Dunaág halgazdálkodási adottságai. In: *Halászat*, 70 (2): 38-40. p.
- 219.) RICE, S.P., GREENWOOD, M.T., JOYCE, C.B. (2001): Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 (4): 824-840. p.
- 220.) ROONEY, T.P., WIEGMANN, S.M., ROGERS, D.A., WALLER, D.M. (2004): Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. In: *Conservation Biology*, 18: 787–798. p.
- 221.) ROUTLEDGE, R.D. (1977): On Whittaker's components of diversity. In: *Ecology*, 58: 1120-1127. p.
- 222.) RUTTKAY A. (1978): A halastavak anyag- és energiaforgalmának vizsgálata. In: *Halászatfejlesztés*, 5: 81 p.
- 223.) RYKOVA, T.I. (1969): Vliianie solienosti na ikru i lichinok piestrogo tolstolobika. Trudy Molodykh Uchiennykh VNIRO, Moskva, 1: 101-112.
- 224.) SALLAI Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) magyarországi elterjedése élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolontóba. In: *A Puszta*, 22: 113-172. p.
- 225.) SALLAI Z. (2014): Gerincesek, Halak. In: HARASZTHY L. (Szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Csákvár: Pro Vértes Közalapítvány, 402-467. p.
- 226.) SALLAI Z., SALLAI M. (2021): Halfaunisztikai felmérés a Ráckevei (Soroksári)-Dunán (2019–2020). In: *Új Duna-ági Híradó*, 5 (2): 1-5. p.
- 227.) SÁFRÁN N. (2014): A Ráckevei Duna-ág halivadékainak vizsgálata. Szakdolgozat, Szegedi Tudományegyetem Természettudományi Kar, 35 p.
- 228.) SÁLY P. (2007): A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyüttesek természetességének minősítésére. In: *Pisces Hungarici*, I: 93-101. p.
- 229.) SÁLY P., ERŐS T. (2016): Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása. In: *Pisces Hungarici*, 10: 15-45. p.
- 230.) SÁLY P., ERŐS T., TAKÁCS P., BERECKZI CS., BÍRÓ P. (2007): Halegyüttesek szerkezetének változásai a Balaton három északi oldali befolyóvizében. In: *Pisces Hungarici*, 2: 101-116. p.
- 231.) SANDERS, H.L. (1968): Marine Benthic Diversity: A Comparative Study. In: *The American Naturalist*, 102: 243-282. p.
- 232.) SANDERS, R.E. (1992): Day Versus Night Electrofishing Catches from Near-Shore Waters of the Ohio and Muskingum Rivers. In: *Ohio Journal of Science*, 92 (3): 51-59. p.
- 233.) SANDIN, L., FRIBERG, N., FURSE, M.T., CLARKE, R., LARSEN, S. (2004): Intercalibration and harmonisation of "invertebrate methods". STAR 8th deliverable. Project under 5th Framework Programme, 1-238. p.
- 234.) SANDLUND, O.T., HESTHAGEN, T. (2011): Fish diversity in Norwegian lakes: conserving species poor systems. In: JANKUN, M., FURGAŁA-SELEZNIEW, G.,

- WOŹNIAK, M., WIŚNIEWSKA, A.M.: *Water biodiversity assessment and protection*. Olsztyn, 7-20. p.
- 235.) SANNADURGAPPA, D., ALADAKATTI, R.H. (2010): Effect of phenol on oxygen consumption and bioaccumulation in different tissues of freshwater fish *Cyprinus carpio*. In: *Journal of Basic and Clinical Physiology and Pharmacology*, 21 (1): 1-14. p.
- 236.) SARLÓS D.A. (2014): A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfaunisztikai vizsgálata, 2005-2014 közötti időszakban. Szakdolgozat. Gödöllő: Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájjgazdálkodási Intézet, Halgazdálkodási Tanszék, 60 p.
- 237.) SASS, G.G., GAETA, J.W., ALLEN, M.S., SUSKI, C.D., SHAW, S.L. (2018): Effects of catch-and-release angling on a largemouth bass (*Micropterus salmoides*) population in a north temperate lake, 2001–2005. In: *Fisheries Research*, 204: 95-102. p.
- 238.) SAYER, C.D., SHILLAND, E.M., GREAVES, H., DAWSON, B., PATMORE, I.R., EMSON, D., WIIK, E. (2013): Managing Britain's ponds – Conservation lessons from a Norfolk farm. In: *British Wildlife*, 25: 21–28. p.
- 239.) SCHIEFFNER, K., URBÁNYI, A. (1970): A Soroksári Duna-ág Komplex higiénés vizsgálata. In: *Hidrológiai Közlöny*, 50: 318-324. p.
- 240.) SCHIEMER, F., KECKEIS, H., RECKENDORFER, W., WINKLER, G. (2001): The "inshore retention concept" and its significance for large rivers. In: *Large Rivers*, 12: 509-516. p.
- 241.) SCHIEMER, F., SPINDLER, T. (2006): Endangered fish species of the Danube River in Austria. In: *Regulated Rivers: Research and Management*, 4: 397–407. p.
- 242.) SCHMERA D., ERŐS T., PODANI J. (2009): A measure for assessing functional diversity in ecological communities. In: *Aquat. Ecol.* 43: 157-167. p.
- 243.) SCHMITZ, W. (1956): Salzgehaltsschwankungen in der Werra und ihre fischereilichen Auswirkungen. In: *Vom Wasser* 23: 113-136. p.
- 244.) SCHMUTZ, S., COWX, I. G., HAIDVOGL, G., PONT, D. (2007a): Fish-based methods for assessing European running water: a synthesis. In: *Fisheries Management and Ecology*, 14: 369-380. p.
- 245.) SCHMUTZ, S., KAUFMANN, M., VOGEL, B., JUNGWIRTH, M., MUHAR, S. (2000): A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. In: *Hydrobiologia*, 422: 279-289. p.
- 246.) SCHMUTZ, S., MELCHER, A. FRANGEZ, C., HAIDVOGL, G., BEIER, U., BÖHMER, J., BREINE, J., SIMOENS, I., CAIOLA, N., DE SOSTOA, A., FERREIRA, M.T., OLIVEIRA, J., GRENOUILLET, G., GOFFAUX, D., DE LEEUW, J.J., NOBLE, R. A.A., ROSET, N., VIBRICKAS, T. (2007b): Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. In: *Fisheries Management and Ecology*, 14: 441-452. p.
- 247.) SEABY, R.M., HENDERSON, P.A. (2006): Species Diversity and Richness Version 4. Lymington, England: Pisces Conservation Ltd.
- 248.) SEVCSIK A., ERŐS T. (2008): A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). In: *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 100: 331-383. p.
- 249.) SHEPARD, R.N. (1980): Multidimensional scaling, tree-fitting, and clustering. In: *Science*, 210: 390-398. p.
- 250.) SIMON M. (1990): Hazai lapszemle. In: *Halászat*, 83 (3): 89-90. p.
- 251.) SKALSKI, J.R., RYDING, K.E., MILLSPAUGH, J.M. (2005): Analysis of population indices. *Wildlife Demography: Analysis of Sex, Age, and Count Data*. Academic, 636 p.
- 252.) SMOKOROWSKI, K. E., PRATTA, T. C. (2007): Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems – a review and meta-analysis. In: *Environmental Reviews*, 15: 15–41. p.

- 253.) SOLOW, A.R. (1993): A simple test for change in community structure. In: *Journal Animal Ecology*, 62 (1): 191-193. p.
- 254.) SOUTHWOOD, T.R.E., HENDERSON, P.A. (2000): *Ecological Methods*. Third Edition. Blackwell Science, 575 p.
- 255.) SPECZIÁR A., TURCSÁNYI B. (2014): Effect of stocking strategy on distribution and recapture rate of common carp *Cyprinus carpio* L., in a large and shallow temperate lake: implications for recreational put-and-take fisheries management. In: *J. Appl. Ichthyol.*, 30: 887–894. p.
- 256.) STARMACH, K., WRÓBEL, S., PASTERNAK, K. (1976): *Hydrobiologia*. Warszawa: PWN, 620 p.
- 257.) STERBA, G. (1977): *Süßwasserfische aus aller Welt*. Berlin, Basel, Wien: Verlag J. Neumann-Neudamm. Melsungen, 558 p.
- 258.) STUART, I.G., JONES, M.J. (2006): Movement of common carp, *Cyprinus carpio*, in a regulated 432 lowland Australian river: implications for management. In: *Fish. Manage. Ecol.*, 13: 213-219. p.
- 259.) SUHAIMI N.S., SELLYEI B., UDVARI ZS., SZÉKELY CS., CECH G. (2024): Characterization of four novel actinospore types of fish parasitic myxozoans and the occurrence of *Branchiodrilus hortensis* and *Ophidonais serpentina* from fish farms of Hungary. In: *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 25: 100994. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2024.100994>
- 260.) SZABÓ I. (1974): A Ráckevei (Soroksári) Duna és üdülőkörzete vízgazdálkodás-fejlesztési terve. In: *Vízügyi Közlemények*, 56: 291-298. p.
- 261.) SZALAY M. (1954): Új halfaj Magyarországon. In: *Halászat* 1 (3): 16. p.
- 262.) SZCZERBOWSKI, J. (1981): *Rybactwo jeziorowe i rzeczne*. Warszawa: PWRiL, 275 p.
- 263.) SZCZERBOWSKI, J.A. (1995): *Inland fisheries in Poland*. Olsztyn, 544 p.
- 264.) SZCZERBOWSKI, J.A., SZCZERBOWSKI, A.J. (2001): *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758). In: BANARESCU, P. M., PAEPKE, H.-J.: *The freshwater fishes of Europe. Cyprinidae* 2. Aula-Verlag, 43-78. p.
- 265.) SZIVÁK I. (2013): Az élőhelyi heterogenitás által indukált változások hegyvidéki kisvízfolyások vízirovar fajegyütteseinek taxonómiai és funkcionális szerkezetében. PhD értekezés, Pécs: Pécsi Tudományegyetem, 118 p.
- 266.) SZOMBATHY V. (1961): *A Csepel-sziget*. Budapest: A Pest Megyei Tanács Idegenforgalmi Hivatala, 136 p.
- 267.) TAHY B. (1981): Mi újság ma a Tisza II. víztározón? In: *Halászat*, 74 (4): 124. p.
- 268.) TAKÁCS P., VITÁL Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. In: *Halászat*, 105 (4): 16. p.
- 269.) TATÁR S., BAJOMI B., SPECZIÁR A., TÓTH N., MÜLLERNÉ TRENOVSZKI M., URBÁNYI B., CSÁNYI B., SZEKERES J., MÜLLER T. (2016): Habitat establishment, captive breeding and conservation translocation to save threatened populations of the Vulnerable European mudminnow *Umbra krameri*. In: *Oryx*, 51 (4): 718–729. p.
- 270.) TAYLOR A.H., TRACEY S.R., HARTMANN K., PATIL J.G. (2012): Exploiting seasonal habitat use of the common carp, *Cyprinus carpio*, in a lacustrine system for management and eradication. In: *Marine and Freshwater Research*, 63 (7): 587-597. p.
- 271.) TENK A., MERKL O., GERGELY A. (2014): *Csepel természeti képe*. Budapest: Csepeli Városkép, 115 p.
- 272.) THORP, J.H., DELONG, M.D. (1994): The Riverine Productivity Model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. In: *Oikos*, 70: 305-308. p.
- 273.) THORP, J.H., THOMS, M.C., DELONG, M.D. (2006): The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. In: *River Res. Applic.*, 22: 123–147. p.
- 274.) THYLL SZ. (1998): *Vízszennyezés, vízminőségvédelem*. Debrecen: ATE Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék, 159 p.

- 275.) TILL SZ. (1972): Vándor-maréna a magyar Duna-szakaszon. In: *Halászat*, 65 (2): 46-47. p.
- 276.) TÓTH B. (2003): A Taksonyi hókony halfaunisztikai vizsgálata I. Budapest: Közép-Duna Völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság.
- 277.) TÓTH B. (2004): A Taksonyi hókony halfaunisztikai vizsgálata II. Budapest: Közép-Duna Völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság.
- 278.) TÓTH B. (2018): A Turjánvidék halai. In: KORDA M. (Szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén*. In: *Rosalia*, 10: 873-892. p.
- 279.) TÓTH B., NAGY A. (2012): Halak a zagyban. In: *Halászat*, 105 (2): 17-18. p.
- 280.) TÓTH I. (2018): Halpusztulás a Duna-ágon. <https://www.rdhsz.hu/index.php/hirek/173-halpusztulas-a-duna-agon>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Halpusztulás a Duna-ágon. Lekérdezés időpontja: 2024.11.03.
- 281.) TÓTH J. (1966): Egy halhonosítás története. In: *Halászat*, 59 (2): 54. p.
- 282.) TÓTH ZS. (2014): A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág helyzetének környezet és természetvédelmi szempontú bemutatása hidrológiai adatok alapján. In: *Tájékológiai Lapok*, 12: 75-93. p.
- 283.) TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): Diverzitási rendezések. Budapest: Scientia Kiadó, 1-98. p.
- 284.) TÓTHMÉRÉSZ B. (1998): Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. In: FEKETE, G. (Szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Budapest, Scientia, 145-160. p.
- 285.) TÓTHMÉRÉSZ B. (2002): A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. In: SALAMON-ALBERT É. (Szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón*. Pécs: PTE Növénytan Tanszék, 607-638. p.
- 286.) TÓZSA I. (1998): Tájképi homogenitás Magyarországon. In: *Földrajzi Értesítő*, 47: 3. füzet, 432-445. p.
- 287.) TÖLG I. (1962): Az 1962. őszi angolnatelepítések. In: *Halászat*, 55 (6): 168. p.
- 288.) TREER, T., VARGA, B., SAFNER, R., ANICIC, I., PIRIA, M., ODAK, T. (2003): Growth of the common carp (*Cyprinus carpio*) introduced into the Mediterranean Vransko Lake. In: *J. Appl. Ichthyol.* 19 (6): 383-386. p.
- 289.) TYAHUN SZ. (2020): Szóbeli közlés. (Dr. Tyahun Szabolcs a Kvassay-zsilipnél működő Környezetvédelmi Mérőközpont laboratóriumának nyugdíjasa, aki biológusként és horgászként figyelemmel kísérte az elmúlt évtizedekben az RSD halfaunájának elemeit és változását. A vele készült személyes interjúkból származnak a hivatkozott halfaunisztikai adatok.)
- 290.) UDVARI ZS. (2019a): Nagypontyvédelmi program indult az RSD-n. In: *Új Duna-ági Híradó* 3 (2): 12.
- 291.) UDVARI ZS. (2019b): Tisztelt Olvasó! In: *Új Duna-ági Híradó*, 3 (3): 1. p.
- 292.) UDVARI ZS. (Szerk.) (2023a): A Ráckevei (Soroksári)-Duna/RSD horgászatának története. Ráckeve: Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség, 510 p.
- 293.) UDVARI ZS. (2023b): Rövid hírek: Ponty teljesítményvizsgálat eredménye/ Idegenforgalmi adó a Rózsa-szigeten/ RSD mellékvizek kivétele az országos jegyből/ Együttműködés az Állami Halőri Szolgálat/ Márnaivadék Ráckevéről. In: *Új Duna-ági Híradó*, 7 (1): 14-15. p.
- 294.) UDVARI ZS. (2023c): Újabb vágótok (*Acipenser gueldenstaedtii*) a Ráckevei Duna-ágból. In: *Halászat*, 116 (2): 13. p.
- 295.) UDVARI ZS. (2024a): Kecsege visszafogás a 2024. tavaszi RSD telepítésből. In: *Új Duna-ági Híradó*, 8 (2): 14. p.
- 296.) UDVARI ZS. (2024b): Újabb kecssege visszafogási adat az RSD-ből. In: *Új Duna-ági Híradó*, 8 (4): 16. p.
- 297.) UDVARI ZS., GYÖRE K. (2020): A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfajkészlete (1902-2020). In: *Pisces Hungarici*, 14: 151-162. p.

- 298.) UDVARI ZS., GYÖRE K., POÓR CS. (2018): A magyar államot megillető halgazdálkodási jog felértékelésének módszertana a Ráckevei (Soroksári)-Duna példáján. In: *Pisces Hungarici* 12: 123-137. p.
- 299.) UDVARI ZS., MOSONYI G., DÉRER I. (2023a): Nagy-Dunába telepített kecsegék (*Acipenser ruthenus*) visszafogása a Ráckevei (Soroksári)-Dunából. In: *Halászat*, 116 (3): 14. p.
- 300.) UDVARI ZS., PÁLINKÁS I. P. (2017): Módosuló miniszteri rendeletek. In: *Halászat*, 110 (1): 21. p.
- 301.) UDVARI ZS., PFEIFER R. (2022): Márna (*Barbus barbus*) és jászkeszeg (*Leuciscus idus*) a Duna-Tisza-csatornából. In: *Halászat*, 115 (4): 20. p.
- 302.) UDVARI ZS., PFEIFER R. (2023a): Két vágótok (*Acipenser gueldenstaedtii*) a Ráckevei (Soroksári)-Dunából. In: *Halászat*, 116 (1): 10. p.
- 303.) UDVARI ZS., PFEIFER R. (2023b): Vágótok a Ráckevei-Duna-ágból. In: *Magyar Horgász*, 77 (2): 84. p.
- 304.) UDVARI ZS., PFEIFER R., BÉRES A. (2023b): Vágótokfogások az RSD-ből. In: *Új Duna-ági Híradó*, 7 (1): B2.
- 305.) UDVARI ZS., STIBINGER É., PEKLI J., ZELLEI Á., KERESZTESSY K., VÁRADI L. (2003): A pontyállomány természetes szaporodásának lehetőségei a Ráckevei Dunaágon. In: *Halászatfejlesztés*, 28: 123-140. p.
- 306.) UDVARI ZS., UGRAI Z., GYÖRE K. (2019a): A Ráckevei (Soroksári)-Dunába vezetett tisztított kommunális szennyvíz hatása a halközösség szerkezetére. In: *Pisces Hungarici*, 13: 101-113. p.
- 307.) UDVARI ZS., UGRAI Z., GYÖRE K. (2019b): Ragadozóhal állomány struktúrája a Ráckevei (Soroksári)-Dunában 2018-ban és a 2019. évi hasznosítói intézkedések. XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 16-21. p.
- 308.) UGRAI Z., GYÖRE K. (2007): A Ráckevei-Duna-ág halközösségének felmérése. In: *Pisces Hungarici*, 2: 95-100. p.
- 309.) UGRAI Z., UDVARI ZS. (2021): Fogassüllő termelése a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetségnél. In: *Halászat*, 114 (2): 47-48. p.
- 310.) UGRAI Z., UDVARI ZS., KOCSIS L., MOLNÁR P. (2019): A Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség a horgászokért. Átgondolt telepítések, egyedi haljelölések a nyomon követés érdekében. In: *Magyar Horgász* 73(5): 10-11.
- 311.) VADADI-FÜLÖP CS. (2010): Planktonikus rák együttesek tér-időbeli dinamikája a budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában. Doktori (PhD) értekezés, Budapest: ELTE TTK, 131 p.
- 312.) VADADI-FÜLÖP CS., MÉSZÁROS G., JABLONSKY GY., HUFNAGEL L. (2007): Ecology of the Ráckeve-Soroksár Danube. In: *Applied Ecology and Environmental Research*, 5: 133-163. p.
- 313.) VANNOTE, R.L., MINSCHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. (1980): The River Continuum Concept. In: *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences*, 37: 130-137. p.
- 314.) VÁRADI L. (2003): A pontyállomány természetes szaporodásának vizsgálata a Ráckevei Duna-ágon. SZIE-RDHSZ témabeszámoló, Gödöllő-Ráckeve.
- 315.) VARGA P., STEINDL ZS., TYAHUN SZ. (1985): Adatok a Ráckevei (Soroksári) Dunaág vízminőségéhez. Bratislava: IAD, 225-278. p.
- 316.) VARLEY, M.E. (1967): British Freshwater Fishes. London: Fishing News Books, 148 p.
- 317.) VELASCO, J., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., BOTELLA-CRUZ, M., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ARRIBAS, P., CARBONELL, J.A., MILLÁN, A., PALLARÉS, A. (2018): Effects of salinity changes on aquatic organisms in a multiple stressor context. In: *Phil. Trans. R. Soc. B*, 374: 20180011. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0011>

- 318.) VELLEND, M., HARMON, L.J., LOCKWOOD, J.L., MAYFIELD, M.M., HUGHES, A.R., WARES, J.P., SAX, D.F. (2007): Effects of exotic species on evolutionary diversification. In: *Trends Ecol. Evol.*, 22: 481-488. p.
- 319.) VENUGOPAL, M.N., WINFIELD, I.J. (1993): The Distribution of Juvenile Fishes in a Hypereutrophic Pond: Can Macrophytes Potentially Offer a Refuge for Zooplankton? *Journal of Freshwater Ecology*, 8 (4): 389-396. p.
- 320.) VERMA, S.R., RANI, S., TYAGI, A.K., DALELA, R.C. (1980): Evaluation of acute toxicity of phenol and its chloro-and nitro-derivatives to certain teleosts. In: *Water Air Soil Pollut.*, 14: 95-102. p.
- 321.) VESZPRÉMI B. (1966): Milyen halpusztulásokkal jár a vízszennyezés? (Vízszennyezés okozta halpusztulások 1964-ben. – Vízszennyezés okozta halpusztulások 1965-ben.) In: *Halászat*, 59 (3): 90-91. p.
- 322.) VESZPRÉMI B. (1977): A Duna vízminőségéről. In: *Halászat*, 70 (5): 152-154. p.
- 323.) VITÁL Z., FAZEKAS D.L., HALASI-KOVÁCS B., UDVARI ZS., UGRAI Z., TÓTH F., MOZSÁR A. (2022): Capture rate and distribution patterns of newly-stocked common carp (*Cyprinus carpio*) in a put and take lotic fishery: a multi-year case study. In: *International Aquatic Research*, 14: 293–302. p.
- 324.) VKKI-ADUKÖVIZIG (2010): A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. Vízgyűjtő-gazdálkodási terv. 1-10 Duna-völgyi-főcsatorna. http://www2.vizeink.hu/files3/1_10_Duna-volgyi-focsatorna.pdf. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Duna-völgyi-főcsatorna 2010. Lekérdezés időpontja: 2024.11.03.
- 325.) WALLERIUS, M.L., JOHNSON, J.I., COOKE, S., ARLINGHAUS, R. (2020): Hook Avoidance Induced by Private and Social Learning in Common Carp. In: *Transactions of the American Fisheries Society*, 149: 498-511.
- 326.) WARD, J.V., STANFORD, J.A. (1983): Serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE T.D., BARTELL S.M. (Szerk.): *Dynamics of lotic systems*. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science, 29–42. p.
- 327.) WARD, J.Y., STANFORD, J.A. (1995): The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. In: *Regul. Rivers: Res. Manage*, 10: 159-168. p.
- 328.) WEIPERTH A. (2024): Szóbeli közlés. (Dr. Weiperth András ökológus elektromos halászgéppel a Szigetszentmiklósi Úszóláp Tanösvényen bemutató elektromos halászatot tartott. Az itt gyűjtött halakról szóbeli közlést adott.)
- 329.) WEIPERTH A., STASZNY Á., FERINCZ Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. In: *Pisces Hungarici*, 7: 103-112. p.
- 330.) WEIPERTH A., TÓTH B., SEVCSIK A., KERESZTESSY K. (2015): Halfaunisztikai adatgyűjtés a Visegrádi-hegység két patakjában. In: *Pisces Hungarici* 9: 51–54. p.
- 331.) WERNER, E.E., MITTELBACH, G.G., HALL, D.J. (1981): The role of foraging probability and experience in habitat use by the bluegill sunfish. In: *Ecology*, 62: 116-125. p.
- 332.) WESCHE, T.A., GOERTLE, C.M., HUBERT, W.A. (1987): Modified habitat suitability index model for brown trout in southeastern Wyoming. In: *North American Journal of Fisheries Management*, 7: 232-237. p.
- 333.) WILLIAMS, I.E., MILLER, R.R. (1990): Conservation status of the North American fish fauna in fresh water. In: *Journ. Fish Biol.*, 37: 79-85. p.
- 334.) WILSON, M.V., SHMIDA, A. (1984): Measuring beta diversity with presence-absence data. In: *J. Ecol.*, 84: 527-538. p.
- 335.) WINKER, H., WEYL, O., BOOTH, A., ELLENDER, B. (2011): Life history and population dynamics of invasive common carp, *Cyprinus carpio*, within a large turbid African impoundment. In: *Marine and Freshwater Research*, 62: 1270-1280. p.
- 336.) WITKOWSKI, A. (1992): Treats and protection of freshwater fishes in Poland. In: *Netherlands Journal of Zoology*, 42: 243-259. p.

- 337.) WITKOWSKI, A., GRABOWSKA, J. (2012): The non-indigenous freshwater fishes of Poland. Threats to the native ichthyofauna and consequences for the fishery: A review. In: *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 42: 77–87. p.
- 338.) ŽÁK, J. (2021): Diel pattern in common carp landings from angling competitions corresponds to their assumed foraging activity. In: *Fisheries Research*, 243: 106086. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106086>
- 339.) ZSÁK H. (1872): A Budapesti dunaszabályozás III. szakaszában 1871-ben teljesített munkák tervvázlata. <https://maps.hungaricana.hu/hu/MOLTerkeptar/33378/>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Budapesti dunaszabályozás 1871. Lekérdezés időpontja: 2024.11.03.

SZABVÁNYOK:

- MSZ 260-2:1955 Szennyvizek vizsgálata. Hőmérséklet, átlátszóság, habzás, szín és szag meghatározása, viselkedés állás közben
- MSZ ISO 7150-1:1992 Az ammónium meghatározása vízben. Manuális spektrofotometriás módszer
- MSZ 12749:1993 Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés
- ISO 11785:1996 Radio frequency identification of animals — Technical concept
- MSZ EN 25814:1998 Víztisztaság. Az oldott oxigén meghatározása. Elektrokémiai szondás módszer (ISO 5814:1990)
- MSZ EN 27888:1998 Víztisztaság. Az elektromos vezetőképesség meghatározása (ISO 7888:1985)
- MSZ ISO 10523:2003 Víztisztaság. A pH meghatározása
- MSZ EN 14011:2003 Víztisztaság. Halak mintavétele elektromos halászati módszerrel
- EN 14962:2006 Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods
- MSZ 1484-13:2009 Víztisztaság. 13. rész: A nitrát- és a nitrattartalom meghatározása spektrofotometriás módszerrel
- MSZ 1484-22:2009 Víztisztaság. 22. rész: A pH és az egyensúlyi pH meghatározása
- ISO 11784:2024 Radio frequency identification of animals — Code structure

JOGSZABÁLYOK ÉS AZ ÁLLAMI IRÁNYÍTÁS EGYÉB JOGI ESZKÖZEI:

- az államot megillető halgazdálkodási jog vagyongazdálkodásba, pályázati úton történő haszonbérbe, valamint alhaszonbérbe adásának egyes szabályairól szóló 89/2015. (XII. 22.) FM rendelet
- az állattenyésztés részletes szabályairól szóló 45/2019. (IX. 25.) AM rendelet
- az állattenyésztésről szóló 188/2019. (VII. 30.) Korm. rendelet
- az állattenyésztés szabályozásához szükséges törvényi szintű rendelkezésekről szóló 2019. évi LVI. törvény
- a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szóló 10/2010. (VIII.18.) VM rendelet
- a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet
- a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény
- a környezet védelmének általános szabályairól szóló 1995. évi LIII. törvény
- a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág vízminőségének javításáról szóló 2022/2000. (II. 4.) Korm. határozat
- a Tanács 92/43/EGK irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről (EU)
- a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény

M2. VÍZSZENNYEZÉSEK ÉS HALPUSZTULÁSOK A RÁCKEVEI (SOROKSÁRI)- DUNÁN 1915–2024 KÖZÖTT

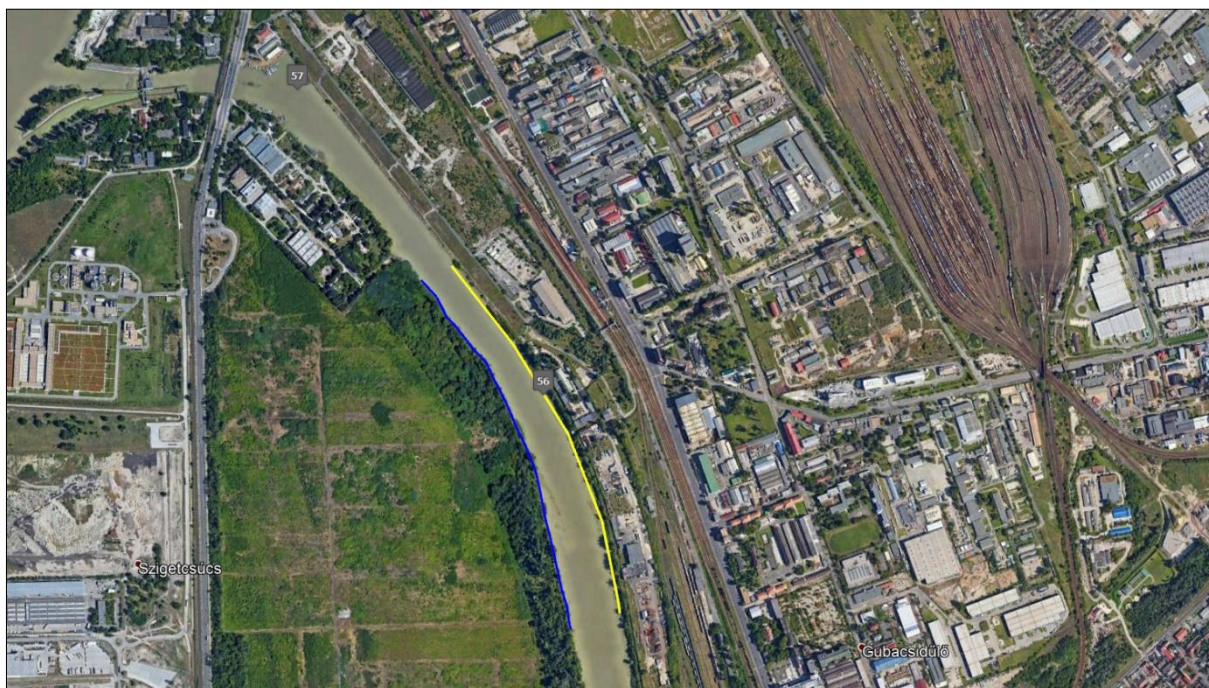
(Forrás: saját adatgyűjtés)

Dátum (év/hó/nap)	Mennyiség	Oka	Helyszín	Megjegyzés
1915. június 15.	tömeges	<i>Anabaena osciliarioides</i> nevű kékalgá okozta vízvirágzás	RSD Dömsöd	halak és vízicsigák tömeges pusztulása
1928/29. tél	katasztrofális mértékű (n.a.)	fenékgig befagyás	RSD sekélyebb parti mederrészek	ezután az RSD halállomány regenerálódása csak 1936. évben érzékelhető
1939. január	10000 kg	jégre hullott tartós hótakaró okozta oxigénhiány	RSD alsó szakaszán, főleg a tassi turbinatelepnél	kényszerlehalászatra, értékesítésre kerültek
1942	10000 kg	szennyvíz	RSD tassi rácshoz sodródva	süllő, ponty, harcsa és egyéb hal bódult állapotban
1949. június	10000 kg	szulfidlúgos szennyvíz	RSD	Neményi Papírgyár okozta
1951. október	20000 kg	szennyvíz (kátrány, karbolsav)	RSD Jutagyári befolyótól Dunaharasztiig	főként értékes süllő és csuka pusztulás; fő szennyezők: Hofherr Traktorgyár, Gránit Csiszolókorong és Kőedénygyár
1953. december 24. - 1954. január 25.	300000-350000 kg	alacsony őszi nagy-dunai vízállás miatt a betáplálás lehetetlensége, a Jutagyári befolyón ömlő szennyvíz és a hótakaróval fedett vastag jégpáncél	RSD	ponty, harcsa, balin, csuka, pisztrángsügér, dévérkeszeg és egyéb fehérhal pusztulása (becslések szerint az RSD halállományának 90%-a elpusztult)
1956. november	katasztrofális mértékű (n.a.)		RSD	az RSD-t nagy-dunai vízzel kimosták
1959. szeptember/október	3000-4000 kg	papírgyári szennyvíz	RSD - papírgyári befolyó alatt, egészen Dunaharasztiig	főként keszeg, igen kevés nemeshal

1962. június 18.	néhány kg	a vezetékek fertőtlenítésére használt nátrium-hipoklorit	RSD	szennyező üzem: Csepeli Papírgyár
1963. január-március	70000 kg	olajos, fenolos, nehézfém tartalmú vegyes ipari szennyvíz	RSD	szennyező üzemek: Budapest déli iparvidék + Csepel Autógyár
1964. január	több mázsa nemesfal és sok keszeg	olajos, nagy oxigénfogyasztású egyéb szennyvíz	RSD	szennyező üzem: Autógyár + Budapest déli iparvidék üzemei
1970. január 6-13.	100-200 kg süllő és keszeg	olajos, ammóniás, kénhidrogén szennyvíz	RSD	szennyező üzem: Csepel Autógyár
1970. január 16.	több mázsa süllő és keszeg	rothadó, kénhidrogén szennyvíz	RSD	szennyező üzem: Budapest Déli Iparvidék üzemei
1970. július 20.	több mázsa vegyes hal	melléküzemági ipari szennyvíz	RSD	Szennyező üzem: Taksonyi TSZ
1973. február 9.	szórványos süllő elhullás	toxikus szennyvíz	RSD	Szennyező üzem: Dél-pesti Szennyvíztelep
1974. június 2.	több mázsa vegyes hal	részben korábbi eredetű rothadó fenéküledék	RSD	szennyező üzem: Csepel Autógyár
1975. április elején és május közepén	pipálás és kezdődő halelhullás	mérgező szennyvíz	RSD	szennyező üzem: Csepel Autógyár
1975. május 22.	több mázsa vegyes hal	rothadó szervesanyag bemosódása	DTCS, Bugyi térségében	szennyező: ismeretlen
1975. szeptember 16.	több mázsa hal, főként amur	rothadó szervesanyag bemosódása	DTCS	szennyező: ismeretlen
1975. december 8.	szórványos dévérkeszeg-elhullás	rothadó szervesanyag-tartalmú szennyvíz	RSD Pesterzsébet	szennyező: ismeretlen
1976. július 31.	több mázsa vegyes hal	olajos és kommunális szennyvíz	RSD Francia-öböl	szennyező: Autóker telepe
1976.	5000-8000 kg	oxigénhiány	Kunsági-főcsatorna (Tassnál)	rühös birkák fürösztéséhez használt fertőtlenítőszer okozta (?) - bizonyítást nem nyert

1978.	több 100 db süllő, köztük 60-100 cm nagyságúak is		BKV HE vízterületétől lefelé Ráckeveig	szúnyogirtószer, permetezés (?) - bizonyítást nem nyert
1990.	tömeges kagylópusztulás		RSD	
2003. június 12.	35 kg	oxigénhiány, vízszennyezés	XXX-as és XXXI-es csatornák leágazása, és RSD-Északi-övcatorna torkolata	területbejárást tartottak, az egyik helyen oxigénhiányt állapítottak meg a másikon pedig olaj csepegett a zsilipről
2015. május 26.	500 kg		RSD	főleg busatetemek
2015. július 6.	50-100 kg		RSD, Gyáli-patak befolyó	Barna színű befolyó víz, különféle halak pusztultak el.
2016.	4030 kg	vízszennyezés, téli döglés, lerneózis	egész RSD	
2017. május-június	3700(-10000) kg	vízszennyezés (?), téli döglés	egész RSD	több mint a fele nagytestű busa, ezen kívül ponty, harcsa, süllő, csuka
2018.	5701 kg	vízmennyiségi probléma és szennyvíz	egész RSD	a tényleges mennyiség a szedett és ártalmatlanított dögnek a többszöröse lehetett (ponty 2797 kg, busa 1500 kg, harcsa 1200 kg, csuka 152 kg, süllő 52 kg)
2019. április-május	14865 kg	POX-vírus, szennyvíz és magas nitrit koncentráció	egész RSD	
2021. május	2841 kg		egész RSD	
2022. július 31.-augusztus 3.	kb. 1500 kg	szennyvíz okozta oxigénhiány	Dél-pesti Szennyvíztisztítótól Dunaharasztiig	ivadék (süllő, kősüllő, csuka, küsz, keszegfélék, menyhal), gébfélék
2024. augusztus	200 kg	szennyvíz okozta oxigénhiány	RSD, Molnár-szigeti kiság	zömében egynyaras ivadék csuka és keszeg, valamint néhány adult csuka és compó

M3. MINTAVÉTELI TERÜLETEK



RSD-1 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)

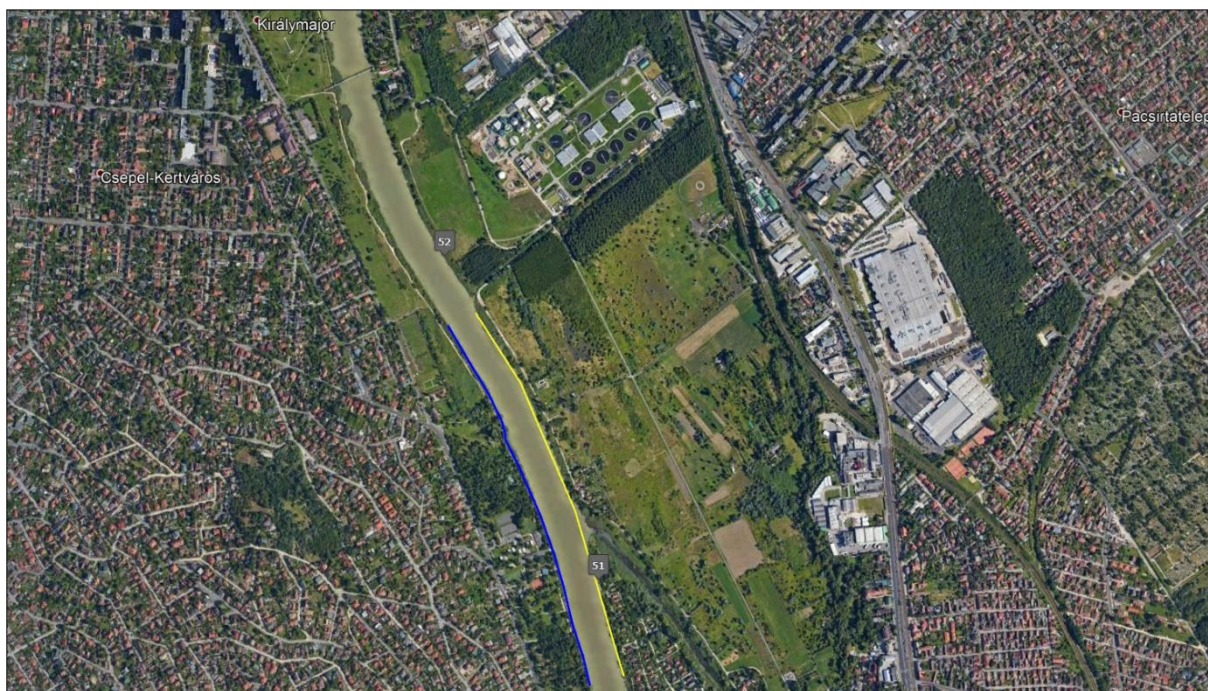


RSD-1 „A” részterület felső szakasza 2018.08.29.



RSD-1 „B” részterület középső szakasza 2018.05.28.

A Ráckevei (Soroksári)-Duna legfelső szakaszán (55,400-56,400 fkm), a Kvassay-zsilip alatt mintegy 750 méterre kezdődő 1 000 m hosszú szakasz volt az RSD-1 mintavételi terület. A szakasz bal oldalán („A” részterület) az első száz méteren betonfal, majd az etap végéig bokros, helyenként ritkás nádas partél található. A jobb oldal („B” részterület) végig kőszórásos, helyenként nádas van.



RSD-2 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-2 „A” részterület 2018.05.28.



RSD-2 „B” részterület 2018.05.28.

Az RSD-2 mintavételi terület a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójától a csepeli strandig tart (50,750-51,750 fkm). A víztükör szélessége 75-80 m között változik, a mélység 3-4 m körüli. Az „A” részterület partján 1-2 méter szélességű nádas, illetve gyékényes található. A „B” részterület partszegélye fás-bokros, helyenként kőszórásos.



RSD-3 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-3 „A” részterület 2018.05.28.

RSD-3 „A” részterület 2018.08.29.

RSD-3 „B” részterület 2018.05.28

Az RSD-3 mintavételi terület „A” részterülete a Molnár-sziget belső oldalának két, északi és déli vég fragmentált szakaszából áll. A mellékág mindkét partján sűrű nádas, illetve gyékényes található. Nyár végére a kiterjedt hinarasok miatt a szabad vízfelület 50% alá csökken. A vízmélység alig 50-70 cm. Az alsó torkolati szakasznál ömlik a mellékágba a Gyáli-patak, amely több település kommunális szennyvíztisztítójának befogadója. A „B” részterületet a Királyerdő nevű szakaszon jelöltem ki (48,250-49,250 fkm).

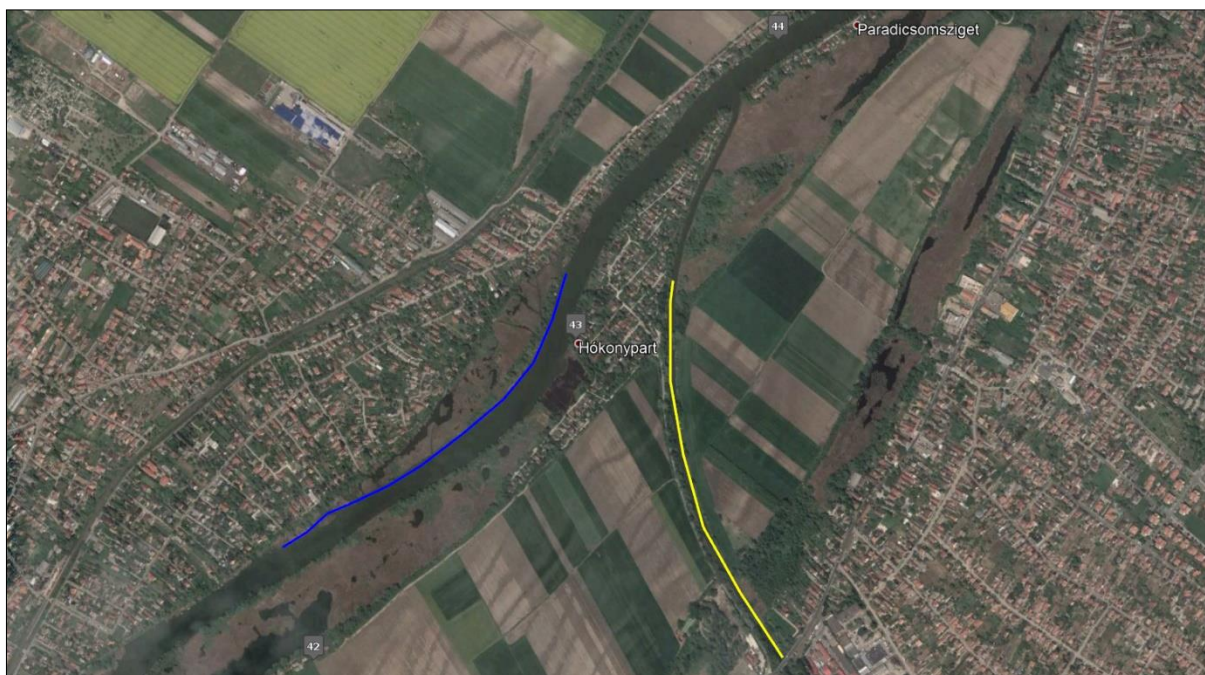


RSD-4 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-4 „A” részterület északi vége 2018.05.29. **RSD-4** „A” részterület középső szakasz 2018.08.30. **RSD-4** „B” részterület 2018.05.29.

Az RSD-4 mintavételi terület Dunaharaszti térségében van. Az „A” részterület (a főág 15,500-46,500 fkm-ek közötti szakaszán) egy tipikus hókony (mellékág), amely a főággal csak az alsó és felső végén van kapcsolatban. A mellékág felső (északi) szakaszán értékes úszólápos terület található. Az 1980-as évek közepén történt mederkotrás óta az ág jelentős mértékben feliszapolódott, a vízmélység jószereével az egy métert is alig éri el, pedig a vízforgalom javítása érdekében, az alsó torkolatnál csőátereszt építettek a szigeti bejáróút alá. A vízterület középső szakaszán a szélessége 10-20 m közötti. A „B” részterületet a főágban a sziget bal oldalán található kiterjedt nádasok szegélye alkotja a 45,000-46,000 fkm-ek között. A nádas helyenként sűrű, áthatolhatatlan, máshol ritkásabb, szegélye tagoltabb, a babásodás jeleit mutatja. A meder átlagos szélessége 50-60 m körüli, a vízmélység 2-3 m között van.



RSD-5 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-5 „A” részterület 2018.08.30.



RSD-5 „B” részterület 2018.05.29.

Az RSD-5 mintavételi területen az „A” részterületet a Duna–Tisza-csatorna torkolatától 500 méterre, az 510-es számú közút hídjáig terjedő szakaszon jelöltem ki. A vizsgált szakaszon a csatorna egyformán 10-15 m széles, mederközépen 2-3 méter mély. A bal part végig beépítetlen (a mintázás itt történt), a jobb part a torkolattól kb. 600-700 méteren keresztül parcellázott, amelyeken hétvégi házak sorakoznak. A „B” részterületet a főágban a 42,150-43,150 fkm-ek között, a meder bal partszegélyén jelöltem ki. A jellemző vízmélység 2-3 m körüli. A partot itt sűrű, nádas, illetve gyékényes szegélyezi, amely a szakasz felső végén 70-130 m, délen valamivel keskenyebb, 20-50 m széles. A nádasban a partig számos helyen csatornákat nyitottak.



RSD-6 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-6 „A” részterület 2018.05.29.



RSD-6 „A” részterület algás vize 2018.08.30.



RSD-6 „B” részterület 2018.05.29



Elektromos halászgéppel történt mintavétel során az **RSD-6/B** mintavételi részterületén fogott tőponty

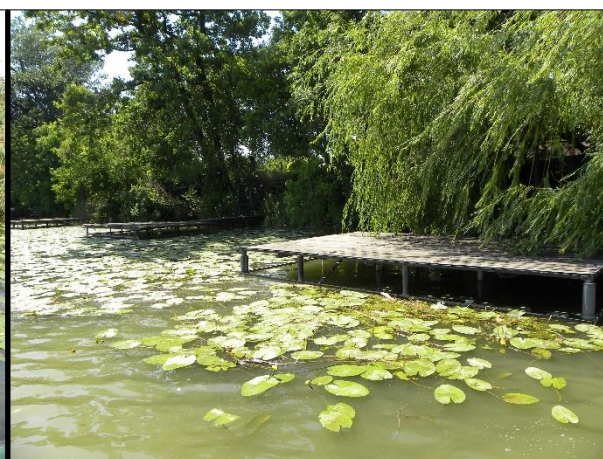
Az RSD-6 mintavételi területének „A” részterületét a Taksonyi holtág (hókony) alsó végén jelöltem ki. A mellékág 40-70 m széles, 0,5-1,8 m mély. Az ágot, az alsó torkolattól számított 1 km-re közúti híd keresztezi. A híd alatti szakaszon a meder közepén úszóláp foltokkal tarkított gyékényes-nádas sáv húzódik, amelynek mindkét oldalát 500-500 méteren mintáztuk. A mintavételi terület másik részterülete (**B**) az RSD Szigetszentmiklós térségében lévő 39,250-40,250 fkm-ek között lévő szakaszán található jobb oldali nádas-gyékényes szegély. A jellemző vízmélység itt 0,5-1,0 méter, helyenként azonban, különösen a szakasz közepén a gyékényesek mentén, az idei év alacsony vízállása miatt, mindössze 30-40 cm.



RSD-7 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-7 „A” részterület 2018.08.31.



RSD-7 „B” részterület 2018.05.29.

Az RSD-7 mintavételi terület „A” részterülete a Domariba-sziget északi vége előtt található nádasok és gyékényesek képezték (35,000-36,000 fkm). A mederszakasz hínár növényekkel (*Trapa natans*, *Nuphar luteum*, *Salvinia natans*) való benőttsége számottevő, a nád- és gyékényfoltok szegélyén, a hinarasok alatt a víz mindössze 0,5-0,8 m mély. A „B” részterületet a főág jobb oldalán jelöltem ki. A szakasz teljes hosszában horgászállásokkal sűrűn beépített, a stégek előtt és között nagy kiterjedésű *Nuphar* mezők találhatók. A vízmélység 1-2 m.



RSD-8 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-8 „A” részterület 2018.08.31.



RSD-8 „B” részterület 2018.05.30.

Az RSD-8 mintavételi területet az RSD 30,625-31,625 fkm-ek közötti szakaszán jelöltem ki. Az „A” részterület a felülről elzáródott Csupics-szigeti hókony felső, északi részében található. A szabad víztükör szélessége 30-70 m között változik, a víz mélysége 0,5-1,5 m körüli. A mellékág feliszapolódottsága és vízínövényekkel való benőttsége közepes mértékű. A láptóval, úszóláppal, lápréttel, rekettyéssel, láperdővel tarkított mintavételi részterület az RSD legváltozatosabb, természeti értékben leggazdagabb, védett szakasza. A „B” részterületet a Csupics-sziget keleti oldalának ritkás nádasai, gyékényesei mentén jelöltem ki. A víztükör a szakasz északi végén még csak 70 m, a déli végén már 170 m széles. A vízmélység a szakaszon közel azonos, 1,5-2 m. A nádasok, gyékényesek előtt nagy kiterjedésű *Nuphar* mezők találhatók.



RSD-9 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-9 „A” részterület Sós-kás-sziget 2018.08.31. RSD-9 „B” részterület Lagúna 2018.05.30.

Az RSD-9 mintavételi terület a vízfolyás 23,400-25,000 fkm-ek közötti szakaszán található, a Sós-kás- Opera- és a Vesszőzátony-sziget térségében. Mindkét részterület két különálló (fragmentált) szakaszból áll. Az „A” részterület első 400 méteres szakasza a Sós-kás- és Opera-sziget bal, mederközép felé eső oldala volt. A vízmélység 1,5-2,5 méter között változott. A második 600 méteres szakaszt a Vesszőzátony-sziget ugyancsak baloldali, stégekkel beépített partszegélyén jelöltem ki. A vízmélység ezen a területen már csak 1-1,5 méter volt. Karakteres a nagy kiterjedésű *Nuphar* mezők jelenléte a stégek között. A „B” részterület első 400 méteres szakaszát a Sós-kás- és Opera-sziget jobb oldalán lévő keskeny csatornaszerű víztér stégekkel beépített területén, a második 600 méteres szakaszt pedig az Vesszőzátony-sziget jobb oldalának partszegélyén, valamint a Vesszőzátony- és az Angyali-szigetet elválasztó Lagúnában jelöltem ki. A lagúna szélessége mindössze 5-10 méter, vízmélysége csekély, 0,5-0,8 m. A feliszapolódás mértéke jelentős. Említést érdemel a terület úszóláp foltjai. Alámerülten élő vízinövényekkel (*Trapa natans*, *Salvinia natans*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Cladophora* sp.) való benőttsége változó, helyenként 80-100%-os.



RSD-10 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-10 „A” részterület 2018.08.31.



RSD-10 „B” részterület 2018.05.30.

Az RSD-10 mintavételi terület „A” részterületét az RSD 15,900-16,900 fkm-ek közötti, Ráckeve déli végétől a Dömsödi holtág zsilipjéig terjedő szakaszán jelöltem ki. A szakasz teljes hosszában stégekkel beépített. A partszegélyen a stégek között ritkás szálú nádas és gyékényes nő. A második, „B” részterület a Kerekzátony-sziget nyugati oldalának partszegélyén van (16,900-17,900 fkm), a partszegély többnyire fás-bokros, közöttük foltokban, igen keskeny és ritkás nádas és gyékényes található. A partok beépítettsége számottevő, itt található a legtöbb horgásztanya, hétvégi pihenő, nyaraló. A részterület horgászstégekkel sűrűn beépített.



RSD-11 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-11 „A” részterület 2018.09.01.



RSD-11 „B” részterület 2018.05.31.

Az RSD-11 mintavételi terület „A” részterülete a Dömsödi Holt-Duna alsó, az első közúti hídig tartó szakasza. A holtág szakasz közigazgatásilag Dömsödhöz tartozik, szélessége 25-40 m, átlagos vízmélysége mederközépen 3-4 méter. Az észak-nyugati partszegély ritkás nádassal benőtt, a dél-keleti oldal fás-bokros. A víz átlátszósága jelentősen nagyobb, mint a főágban. A „B” részterületet az RSD jobb partján, az ún. Királyréti kanyarnak széles, ritkás nádasában, gyékényeseiben jelöltem ki a 10,000-11,000 fkm-ek közötti szakaszon. A területen tájképileg jellemző a felépítményes horgászállás. A stégek között kiterjedt *Nymphaea* és *Nuphar* mezők találhatók. A víztükör szélessége itt már 220-300 m, a vízmélység ezen a szakaszon mély, 3-7 m között van.



RSD-12 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-12 „A” részterület 2018.09.01.



RSD-12 „B” részterület 2018.05.31.

Az RSD-12 mintavételi területet az RSD 5,450-6,450 fkm-ek közötti parkerdei szakaszának jobb és bal partszegélyén jelöltem ki. A víztükör 200-270 m széles, a vízmélység a mederközepén 3-7 m. Az „A” részterület teljes hosszában stégekkel beépített. A partszegély a stégek között fás-bokros, helyenként ritkás szálú nádas és gyékényes található. A jellemző vízmélység 1-1,5 m. A „B” részterületen a partszakaszon nem voltak telkek és kiépített horgászállások. A part fás, bokros volt, a vízbe bedőlt és otthagyt fák elvileg kiváló haltartó élőhelyek. Kevés helyen keskeny ritkás nádas nő. A mintázott partszegély területén a vízmélység 1-2 m.



RSD-13 mintavételi terület (— „A” részterület, — „B” részterület)



RSD-13 „A” részterület 2018.09.01.

RSD-13 „B” részterület 2018.05.31.

Az RSD-13 mintavételi terület (0,800-1,650 fkm) „A” részterülete a Rózsa-sziget jobb oldalán lévő víztest. A mellékágat napjainkban a vízfrissítés hiánya miatt „Büdös-saroknak” nevezik. A vízterület mélysége a meder közepén az 4-5 m-t is eléri, a széleken azonban alig 0,5-1 m. A partot 1-2 méter szélességben nádas szegélyezi. A „B” részterület a Kiskunsági-főcsatorna zsilipje előtti 500 méteres, 40-45 m szélességű csatorna szakasz, valamint a Tassi-zsilip előtti vízterület 500 méter hosszú partszegélye. A csatorna teljes hosszában mindkét oldalon stégekkel beépített, közöttük nádas szegélyezi a partot. A nádasok előtt 1 méter szélességben alámerülten élő hinarasok találhatók. A Tassi-zsilip környékén a parton kőszórás van.

Az M3. melléklet valamennyi mintavételi terület terepi fotójának szerzője: Györéné Cs. I.

M4. MINTAVÉTELI JEGYZŐKÖNYV

1.1 Vízter neve: Ráckevei (Soroksári)-Duna		1.2 Mintavételi hely: Budapest, Soroksár		1.3 Mintaegység: RS D-2/A	
1.4 Koordináták (EOV Y/X):		Felső: 653706 230422		Alsó: 654088 229501	
1.6 Dátum: (éé.hh.nn.): 2018.05.28.		1.8 Fotó (igen/nem): DSCN6792, DSCN6793, DSCN6794, DSCN6803		1.9 Mintavevők: Dr. Győre Károly, Udvari Zsolt	
1.7 Időpont: (óó:pp): 14:00		Győréné Csere Eszter			
2. MINTAVÉTELRE VONATKOZÓ ADATOK					
2.1 Mintavételi egység hossza (m): 1000		2.2 Mintavételi módszer:		gázolva	
2.3 Mintavételi stratégia:		folyamatos fragmentált		Részleges: folyamatos fragmentált	
2.4 EME típusa (max P): 250 W		hűtő gép		aggregátoros	
2.6 Mintavételre való alkalmasság:		megfelelő		alkalmatlan	
3. MINTAVÉTELI HELYSZÍN ADATAI					
3.1 Vizsgált élőhely típusok:		a. nyílt (%) 20..... b. aljzat által meghatározott (%)..... c. növényzet által meghatározott: forrasztás nélküli alga (%)..... lebegő hínár (%)..... alga, finom levelű hínár (%)..... alga, erős levelű hínár (%)..... kiterülő levelű hínár (%)..... mosásos növényzet (Phragmites) (%) 60..... (Typha sp.) (%) 10..... egyéb (%)..... amfibikus növényzet (%)..... ripás növényzet élő részei (%) 10..... ripás növényzet elhalt részei (%).....			
3.2 Nedvesített mederszélesség:		3.3 Mélység (m):			
Átlagos (m): 100..... Max. (m): 100.....		Átlagos (m): 3..... Max. (m): 4.....			
3.4 Hozzájárulás:		természetes mesterséges szennyvíz/béltisztító egyéb			
3.5 Aljzat		természetes mesterséges beton (%)..... kő (%)..... egyéb (%).....			
3.6 Növényborítás:		0-5% 5-25% 25-50% 50-75% 75-100%			
4. EMBERI HATÁSOK A MINTAHELYEN					
4.1 Meder jellege:		természetes módosított Zavart			
4.2 Part jellege:		természetes módosított Zavart			
4.3 Műtárgyak:		meder kővezés part kővezés hosszítottás keresztárok			
5. Kiegészítő ADATOK					
5.1 Időjárás:		Napsütés:		Szél:	
		teljes/változó/nincs		nincs/gyenge/közepes/erős/viharos	
5.2 Víz színe:		5.3 pH: 8,51		5.4 Víz hőmérséklet (°C): 23,1	
5.6 Sodrás:		5.7 Vízállás:		5.8 Vízállás értékei:	
átlagos zöld zöld nincs gyenge közepes erős		barnás barna egyéb: száraz-nedves részleges alacsony magas áradó		Mirta előtti nap (cm): Mintavételi nap (cm): Mirta utáni nap (cm):	
Megjegyzés:					

M5. REKORDHAL HITELESÍTÉSI JEGYZŐKÖNYV MINTA



Rekordhal hitelesítési jegyzőkönyv

Sorszám:

Három példányban (önátírós) kitöltendő:

- Az 1. példány az RDHSZ példánya, melyet fényképekkel igazolva két héten belül a halgazdálkodási ágazatvezetőnél kell leadnia a hivatásos halórnek.
- A 2. példány a rekordot bejelentő horgásznál marad, mellyel igazolja a fogást.
- A 3. példány a Rekordhal hitelesítési jegyzőkönyv nyomtatványtömbben marad.

Csak a hitelesítési jegyzőkönyv és a fénykép együttes beérkezése esetén regisztrálható a rekordfogás!

1. A halat fogó horgász

Neve:
Regisztrációs azonosítója:
Egyesülete:
Lakcíme:
Telefonszáma:
E-mail címe:
Gyermekek- és ifjúsági horgászoknál életkora:
Területi jegy típusa:

2. A fogott hal

Faja:
Pontos tömege (gramm):
Testhossza, farokúszó nélkül (cm):
Legnagyobb kerülete (cm):
Chip-száma:



3. Nyilvántartott halgazdálkodási vízterület megnevezése és víztérkódja, a fogás pontos helye:

.....
.....

4. A fogás időpontja (év, hó, nap, óra, perc):

5. A csali, az etetőanyag, és az etetési módszer:

6. Horgásmódszer, felszerelés (legalább a bot, a zsinór és a horog adatai):

7. A fogás és esetleg a kapás egyéb körülményei (időjárás, szél, fárasztás stb.):

8. A hal kíméletesen vissza lett engedve: igen / nem (a megfelelő szó aláhúzendő)

Kelt,

Hitelesítő
Ph

Tanú 1

Név:
Lakcím:
Szem. ig. sz.:
Aláírás:

Tanú 2

Név:
Lakcím:
Szem. ig. sz.:
Aláírás:

M6. FAJLISTÁK

2018. tavaszi mintavétel

TAXON	MINTAVÉTELI RÉSZTERÜLETEK													
	RSD-1/A	RSD-1/B	RSD-2/A	RSD-2/B	RSD-3/A	RSD-3/B	RSD-4/A	RSD-4/B	RSD-5/A	RSD-5/B	RSD-6/A	RSD-6/B	RSD-7/A	RSD-7/B
<i>Rutilus rutilus</i>	15	20	18	28	2	11	78	17	12	18	17	40	28	4
<i>Rutilus virgo</i>														
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1					1		1	3	1	3	1	1	
<i>Sardinus erythrophthalmus</i>							3		1		5	2	2	4
<i>Squalius cephalus</i>		1												
<i>Leuciscus idus</i>							3							
<i>Leuciscus aspius</i>		1	3	1	33		5	3	3	3	2		2	3
<i>Alburnus alburnus</i>	6	207	196	1388	55	27	82	38	28	11	134	5	33	60
<i>Blicca bjoerkna</i>	1	1	1	1			6	4	2	2	8	2	14	4
<i>Abramis brama</i>			7	5	3		17	19	10	10	7	16	6	10
<i>Tinca tinca</i>	1				1	4	5	2			3	1	1	
<i>Gobio gobio complex</i>														
<i>Romanogobio vladykovi</i>														
<i>Pseudorasbora parva</i>											3			
<i>Rhodeus amarus</i>											8			
<i>Carassius carassius</i>							2							
<i>Carassius auratus</i>														
<i>Carassius gibelio</i>	2	7		1		6	8	9	13	1	13	1	2	1
<i>Cyprinus carpio</i>		2	1	5	14	2	7	25	7	17	33	22	10	2
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>														
<i>Misgurnus fossilis</i>														
<i>Silurus glanis</i>	1	1	2	2		1	1	2	1		6		2	
<i>Ameiurus nebulosus</i>														
<i>Ameiurus melas</i>							4		6		64			
<i>Esox lucius</i>	1	2	1	2	2	1	1	3	5		7	1	1	
<i>Lepomis gibbosus</i>		2		27		14	6	4	2		11			
<i>Micropterus salmoides</i>														
<i>Perca fluviatilis</i>	1	5		1									1	
<i>Gymnocephalus cernua</i>														
<i>Gymnocephalus baloni</i>														
<i>Sander lucioperca</i>			2	1			8	9	2	1	8	1	3	
<i>Sander volgensis</i>											1			
<i>Proterorhinus semilunaris</i>														
<i>Neogobius fluviatilis</i>		8												
<i>Neogobius melanostomus</i>														
<i>Ponticola kessleri</i>		5	1	3	1	1		1						
Összesen faj/egyedszám	9/29	13/262	10/232	13/1465	8/111	10/68	16/236	14/137	14/95	9/64	18/333	11/92	14/106	8/88

2018. tavaszi mintavétel (folytatás)

TAXON	MINTAVÉTELI RÉSZTERÜLETEK											
	RSD-8/A	RSD-8/B	RSD-9/A	RSD-9/B	RSD-10/A	RSD-10/B	RSD-11/A	RSD-11/B	RSD-12A	RSD-12/B	RSD-13/A	RSD-13/B
<i>Rutilus rutilus</i>	33	1	26	183	26	64	27	41	16	39	10	189
<i>Rutilus virgo</i>												
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1		2	3	2			1		2		1
<i>Sardinus erythrophthalmus</i>		1	8	51	21	5		3	8	1		10
<i>Squalius cephalus</i>												
<i>Leuciscus idus</i>												
<i>Leuciscus aspius</i>	2	1	2		4	4	2	1	7	4	7	5
<i>Alburnus alburnus</i>	69	21	37	309	976	206	133	109	412	397	350	1329
<i>Blicca bjoerkna</i>	1	1	3			4					1	24
<i>Abramis brama</i>	2	1	13	10	7	15		4	16	10		10
<i>Tinca tinca</i>				4		2	1				2	1
<i>Gobio gobio complex</i>												
<i>Romanogobio vladykovi</i>												
<i>Pseudorasbora parva</i>												3
<i>Rhodeus amarus</i>	1			16	1			9		1		8
<i>Carassius carassius</i>												
<i>Carassius auratus</i>												
<i>Carassius gibelio</i>	5	1	6	13	22	13	3	5	1	20	4	33
<i>Cyprinus carpio</i>	28		29	6	12	22	11	4		1	2	5
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>												
<i>Misgurnus fossilis</i>												
<i>Silurus glanis</i>	3		1	3	4	4	11		1	2		3
<i>Ameiurus nebulosus</i>												
<i>Ameiurus melas</i>												1
<i>Esox lucius</i>	2		1	2			1					2
<i>Lepomis gibbosus</i>	11		6	9	8	3	22	13	5	14		70
<i>Micropterus salmoides</i>	2											
<i>Perca fluviatilis</i>	2		2	2		2	2		1		3	2
<i>Gymnocephalus cernua</i>												
<i>Gymnocephalus baloni</i>			1			1						
<i>Sander lucioperca</i>	1		2	2		2	1					10
<i>Sander volgensis</i>			1									
<i>Proterorhinus semilunaris</i>						3						
<i>Neogobius fluviatilis</i>				1								
<i>Neogobius melanostomus</i>												11
<i>Ponticola kessleri</i>					2					7	15	6
Összesen faj/egyedszám	15/163	7/27	16/140	15/614	12/1085	15/350	11/214	10/190	9/467	12/498	9/394	20/1723

2018. nyári mintavétel

TAXON	MINTAVÉTELI RÉSZTERÜLETEK													
	RSD-1/A	RSD-1/B	RSD-2/A	RSD-2/B	RSD-3/A	RSD-3/B	RSD-4/A	RSD-4/B	RSD-5/A	RSD-5/B	RSD-6/A	RSD-6/B	RSD-7/A	RSD-7/B
<i>Rutilus rutilus</i>	26	42	4	19	57	15	101	17	28	36	8	36	25	90
<i>Rutilus virgo</i>														
<i>Ctenopharyngodon idella</i>									1		2	5		
<i>Sardinus erythrophthalmus</i>	2				2		1		6	2	5	5	14	3
<i>Squalius cephalus</i>														
<i>Leuciscus idus</i>			4				2							
<i>Leuciscus aspius</i>	2	2	2	2	1	1	2	11	11	7	3	5		5
<i>Alburnus alburnus</i>	46	140	66	86	18	64	588	101	318	161	708	95	356	351
<i>Blicca bjoerkna</i>		8		1			8	2	1		5	11	1	1
<i>Abramis brama</i>	1						2	1	4	3	1	20	2	23
<i>Tinca tinca</i>	2	2		2					3				3	2
<i>Gobio gobio complex</i>														
<i>Romanogobio vladykovi</i>														
<i>Pseudorasbora parva</i>					2									
<i>Rhodeus amarus</i>	1				2		14			1				10
<i>Carassius carassius</i>														
<i>Carassius auratus</i>														
<i>Carassius gibelio</i>	35	15	7	3	70	17	15	7	3	15	11	14	8	11
<i>Cyprinus carpio</i>	4	1	1	1	1	1		10	7	3	16	16	9	1
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>														
<i>Misgurnus fossilis</i>													1	
<i>Silurus glanis</i>		1				1		4		1	5	3		
<i>Ameiurus nebulosus</i>							6		3		52			
<i>Ameiurus melas</i>							4	3		52	1	13		
<i>Esox lucius</i>								2	1		9			2
<i>Lepomis gibbosus</i>		5	6	2	2	7	5	4	2	5	22		1	6
<i>Micropterus salmoides</i>													1	
<i>Perca fluviatilis</i>		1												1
<i>Gymnocephalus cernua</i>											1			
<i>Gymnocephalus baloni</i>														
<i>Sander lucioperca</i>	1						1		2	4	12	2	3	1
<i>Sander volgensis</i>														
<i>Proterorhinus semilunaris</i>		1												1
<i>Neogobius fluviatilis</i>			1				3							
<i>Neogobius melanostomus</i>														
<i>Ponticola kessleri</i>		1					1							
Összesen faj/egyedszám	10/120	12/219	8/91	8/116	9/155	7/106	15/753	11/162	14/390	12/290	16/861	12/225	12/424	15/508

2018. nyári mintavétel (folytatás)

TAXON	MINTAVÉTELI RÉSZTERÜLETEK											
	RSD-8/A	RSD-8/B	RSD-9/A	RSD-9/B	RSD-10/A	RSD-10/B	RSD-11/A	RSD-11/B	RSD-12A	RSD-12/B	RSD-13/A	RSD-13/B
<i>Rutilus rutilus</i>	175	20	44	43	40	4	99	47	55	15	219	160
<i>Rutilus virgo</i>												
<i>Ctenopharyngodon idella</i>		2	1	3	1		1		1	1	1	
<i>Sardinus erythrophthalmus</i>	4	11	29	13	13	1	11	7	5		8	50
<i>Squalius cephalus</i>												
<i>Leuciscus idus</i>												
<i>Leuciscus aspius</i>	5	9	9	9	4	2	5	9	2	3	6	6
<i>Alburnus alburnus</i>	622	45	412	190	209	141	539	91	135	290	462	461
<i>Blicca bjoerkna</i>	26						3					
<i>Abramis brama</i>	11	16	8	3	1		2	1	1			1
<i>Tinca tinca</i>			1	5							1	2
<i>Gobio gobio complex</i>												
<i>Romanogobio vladykovi</i>												
<i>Pseudorasbora parva</i>										2		
<i>Rhodeus amarus</i>	4	2					5	10			1	
<i>Carassius carassius</i>												
<i>Carassius auratus</i>												
<i>Carassius gibelio</i>	19	5	18	7	12	9	38	3				7
<i>Cyprinus carpio</i>	8	15	47	10	2	4	2	8	2	1	2	2
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>												
<i>Misgurnus fossilis</i>												
<i>Silurus glanis</i>	12	5	2	2	3		8	3		1	2	
<i>Ameiurus nebulosus</i>												10
<i>Ameiurus melas</i>					1		3				1	
<i>Esox lucius</i>	8	1		1			1	2			1	
<i>Lepomis gibbosus</i>	27	4	14	2	2	1	42	11	14	6	15	10
<i>Micropterus salmoides</i>	4						1					
<i>Perca fluviatilis</i>	3	4			1		1				1	1
<i>Gymnocephalus cernua</i>	4											
<i>Gymnocephalus baloni</i>												
<i>Sander lucioperca</i>	4	3	2	1	1		4					2
<i>Sander volgensis</i>												
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	2				1					1		
<i>Neogobius fluviatilis</i>												
<i>Neogobius melanostomus</i>									1		3	
<i>Ponticola kessleri</i>	2	1						2	2	3	3	5
Összesen faj/egyedszám	18/940	15/143	12/587	13/289	14/291	7/162	17/765	12/194	10/218	10/323	15/726	13/717

2018. őszi mintavétel

TAXON	MINTAVÉTELI RÉSZTERÜLETEK													
	RSD-1/A	RSD-1/B	RSD-2/A	RSD-2/B	RSD-3/A	RSD-3/B	RSD-4/A	RSD-4/B	RSD-5/A	RSD-5/B	RSD-6/A	RSD-6/B	RSD-7/A	RSD-7/B
<i>Rutilus rutilus</i>	29	99	5	89	66	111	97	78	33	69	31	54	23	55
<i>Rutilus virgo</i>		1												
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1			1										
<i>Sardinus erythrophthalmus</i>		1			3	2			3	6		1	5	5
<i>Squalius cephalus</i>		1												
<i>Leuciscus idus</i>					4									
<i>Leuciscus aspius</i>			3			2		1	4	1	3	1		
<i>Alburnus alburnus</i>	30	180	113	178	5	31	167	81	17	103	13	44		6
<i>Blicca bjoerkna</i>		5					10	14	6	3	24		2	
<i>Abramis brama</i>	4	4	6	2		1	4	17	4		2	1	5	4
<i>Tinca tinca</i>		1		3	2	2	3	6		1	1	1	1	1
<i>Gobio gobio complex</i>				1										
<i>Romanogobio vladykovi</i>	1	3		3										
<i>Pseudorasbora parva</i>	1			1	3									
<i>Rhodeus amarus</i>						1	2	11	1	3			1	1
<i>Carassius carassius</i>														
<i>Carassius auratus</i>														
<i>Carassius gibelio</i>	28	38	10	20	28	33	14	25	1	29	4	6	4	18
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1			3	1		2		3	3		8	6
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>														
<i>Misgurnus fossilis</i>							1							
<i>Silurus glanis</i>			1				1	8	1	4	4	1	8	1
<i>Ameiurus nebulosus</i>				2			4	4		2		2		
<i>Ameiurus melas</i>			1		2	1	23	4	2	5	17	16		
<i>Esox lucius</i>		8	2	2	2		4	7	4		12	1	1	2
<i>Lepomis gibbosus</i>	1	86	15	18	10	7	7	7	1		12	5		1
<i>Micropterus salmoides</i>														
<i>Perca fluviatilis</i>		3	3	1			3	2			1	1		
<i>Gymnocephalus cernua</i>	1	2					1							
<i>Gymnocephalus baloni</i>		4												
<i>Sander lucioperca</i>	1	4			1		1	9		2	6		15	1
<i>Sander volgensis</i>	1													
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	2	3			1									
<i>Neogobius fluviatilis</i>	2	2						2						
<i>Neogobius melanostomus</i>														
<i>Ponticola kessleri</i>	6	8	7	2				1						
Összesen faj/egyedszám	15/109	20/454	11/166	14/323	13/130	11/192	16/342	18/279	12/77	13/231	14/133	13/134	11/73	12/101

2018. őszi mintavétel (folytatás)

TAXON	MINTAVÉTELI RÉSZTERÜLETEK											
	RSD-8/A	RSD-8/B	RSD-9/A	RSD-9/B	RSD-10/A	RSD-10/B	RSD-11/A	RSD-11/B	RSD-12A	RSD-12/B	RSD-13/A	RSD-13/B
<i>Rutilus rutilus</i>	127	19	78	390	138	156	82	157	102	19	177	134
<i>Rutilus virgo</i>												
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1			2								
<i>Sardinus erythrophthalmus</i>		11	5	35	11	6	1	8	3		1	11
<i>Squalius cephalus</i>					1							
<i>Leuciscus idus</i>	1			1	1							
<i>Leuciscus aspius</i>	5	2	2	2	2	3		2	2	6	3	5
<i>Alburnus alburnus</i>	45	12	10	10	117	63	129	110	520	204	213	903
<i>Blicca bjoerkna</i>	52		3	1		4	102		12			3
<i>Abramis brama</i>	35	6	1	4			1			1		17
<i>Tinca tinca</i>		1		4	2	1						
<i>Gobio gobio complex</i>												
<i>Romanogobio vladkovi</i>												
<i>Pseudorasbora parva</i>												1
<i>Rhodeus amarus</i>	6		6	30			2		1			1
<i>Carassius carassius</i>												
<i>Carassius auratus</i>									1			
<i>Carassius gibelio</i>	33	14	4	6	2	8		3				4
<i>Cyprinus carpio</i>	6	18	13	1		1			1			
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>									1	2		2
<i>Misgurnus fossilis</i>												
<i>Silurus glanis</i>	6	1		1	4	6	5		1	2	1	5
<i>Ameiurus nebulosus</i>												
<i>Ameiurus melas</i>							3					
<i>Esox lucius</i>	15	8	5	18		4	1	5	2	1	2	2
<i>Lepomis gibbosus</i>	20	11		14	2	1	37	10	15	12	10	53
<i>Micropterus salmoides</i>	2											
<i>Perca fluviatilis</i>	2			2			2	2				3
<i>Gymnocephalus cernua</i>												
<i>Gymnocephalus baloni</i>												
<i>Sander lucioperca</i>	12	4	7	3	1	2	6	1	1	3		6
<i>Sander volgensis</i>	1											1
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	3						1					
<i>Neogobius fluviatilis</i>					1							
<i>Neogobius melanostomus</i>					2		2	1	2	12	36	6
<i>Ponticola kessleri</i>					1	2		5		2		2
Összesen faj/egyedszám	18/372	12/107	11/134	17/524	14/285	13/257	14/374	11/304	14/664	11/264	8/443	18/1159

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani **Dr. Zsuga Katalin** témavezetőmnek, aki 23 éve mellettem van, amikor 2002-ben először elkezdtem a biológia tudományi doktori képzést, majd biztatott az újrakezdésben és lankadatlanul támogat ma is a kitűzött céljaim elérésében.

Nagy hatással volt rám egyetemi éveim alatt **Prof. Dr. Horváth László** tanár úr, aki a haltenyésztés tudományát megismertette velem, és **Dr. Pekli József** tanár úr, aki az agrármérnök képzésben mindvégig mentorom volt és a doktori tanulmányaimban is folyamatosan támogatott.

Szeretném megköszönni **Dr. Györe Károly** halászatbiológusnak, aki önzetlen segítséget nyújtott a kutatómunkám elvégzésében, valamint az értekezés elkészítéséhez is nélkülözhetetlen tanácsokat adott. Köszönöm továbbá **Dr. Györéné Cseres Ildikó** asszonynak, a mintavételezésben nyújtott szíves segítségét és a felmérések során készített fotók rendelkezésre bocsátását.

Köszönöm a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetségnek dolgozó kollégáimnak, **Pfeifer Rikárd** halórzési és horgászturisztikai ágazatvezetőnek és a hivatásos halőröknek, akik a rekordhal jelölésekben és a halak testparamétereinek mérésében nyújtottak segítséget. Kiemelt köszönetet kívánok mondani **Béres Attila** elnökségi tagnak, aki a nagyponty jelölés-visszafogási adatok statisztikai elemzésében biztosított módszertani támogatást.

Itt kívánok köszönetet mondani műhelyvita opponenseimnek, **Dr. Hegyi Árpádnak** és **Dr. Keresztessy Katalinnak**, akik értékes és jobbító szándékú javaslataikkal segítették munkámat az értekezés véglegesítésében.

Ezúton is köszönöm **Prof. Dr. Urbányi Béla** egyetemi tanárnak és **Dr. Csorbai Balázs** tudományos munkatársnak, a MATE AKI Halgazdálkodási Tanszék munkatársainak, akik az idegen nyelvű publikálásban gyakorlati tanácsokkal segítették a munkámat.

Hálásan köszönöm feleségem, Udvari-Kárász Edina és kislányaim (Boglárka és Eliza) támogatását és szeretetét, akik erőt adtak a doktori munkámhoz.

Végül, de nem utolsósorban köszönöm nagyszüleimnek, Preizner Gyulának és Preizner Gyulánénak, akik megszeretették velem a Ráckevei Duna-ágot és a halak világát. Az Ő örök emléküknél ajánlom ezt az értekezést.