

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

BALLA ALEXIA

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM

Földtudományok Doktori Iskola

Szeged

2025

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
Természettudományi és Informatikai Kar
Földtudományok Doktori Iskola
Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék

**A MIKROMŰANYAG SZENNYEZÉS TÉR- ÉS IDŐBELI DINAMIKÁJÁNAK ELEMZÉSE
A TISZA VIZÉBEN ÉS ÜLEDÉKÉBEN**

Doktori (PhD) értekezés

BALLA ALEXIA

Témavezetők:
Dr. Kiss Tímea (DSc, PhD),
független kutató
Dr. Blanka-Végi Viktória (PhD),
tudományos munkatárs

Szeged
2025

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, célkitűzések	1
2. Irodalmi előzmények	5
2.1. A mikroműanyag szennyezés lehetséges forrásai	6
2.2. Mikroműanyag a folyóvízi üledékekben	7
2.3. Mikroműanyag a folyóvízben, mint lebegtetett hordalék	12
2.4. Módszertani különbségek a mikroműanyagok mintavétele során	19
3. Vizsgálati terület	21
3.1. A Tisza vizsgált szakaszai és vízrajza	21
3.2. A mellékfolyók főbb hidrológiai jellemzői	25
3.3. A Tisza vízrendszerében a műanyag-szennyezés lehetséges forrásai	26
3.4. A vizsgálati pontok elhelyezkedése	30
4. Alkalmazott módszerek	32
4.1. Mintavétel a lerakódott friss üledékből és vízből	32
4.2. Laboratóriumi vizsgálatok	33
4.3. Mikroműanyagok azonosítása	34
4.4. A mintavételeket megelőző időszakok hidrológiai jellemzése	35
4.5. A hidrológiai helyzet, szemcseméret és a vízben és az üledékben lévő mikroműanyag koncentráció közötti kapcsolat	35
5. Eredmények	36
5.1. Az üledék szemcsemérete és mikroműanyag tartalmának kapcsolata	36
5.2. A Tisza üledékmintáiban a mikroműanyag szennyezettség időbeli és térbeli változásai	40
5.2.1. A mikroműanyag szennyezettség éves változásai a vízrendszer egészében	40
5.2.2. Az üledék mikroműanyag tartalmának térbeli alakulása szakasz-szinten	42
5.2.3. Az üledék mikroműanyag tartalmának időbeli alakulása mintavételi pontonként	48
5.3. A mikroműanyag tartalom időbeli és térbeli változásai a Tisza vizében	51
5.3.1. A mikroműanyag szennyezettség éves változásai a vízrendszer egészében	51
5.3.2. A víz mikroműanyag tartalmának térbeli alakulása szakasz-szinten	54
5.3.3. A víz mikroműanyag tartalmának tér- és időbeli alakulása mintavételi pontonként	56
5.4. A mintavételi pont geomorfológiai helyzete és mikroműanyag tartalom kapcsolata	59
5.5. A megelőző hidrológiai helyzet és a lebegtetett hordalék-koncentráció kapcsolata a vízben és az üledékben lévő mikroműanyag tartalommal	64
5.5.1. A mintavételeket megelőző időszak hidrológiai jellemzői	64
5.5.2. A hidrológiai helyzet és a vízben és az üledékben lévő mikroműanyag koncentráció közötti kapcsolat	66
5.5.3. Lebegtetve szállított hordalék és az üledékben és a vízben mért mikroműanyag koncentráció kapcsolata	68
5.6. A mellékfolyók szerepe a mikroműanyag szállításban	72

5.7. A duzzasztók hatása a mikroműanyag szállításra.....	85
6. Összegzés.....	91
7. Summary.....	102
8. Köszönetnyilvánítás.....	116
9. Irodalomjegyzék	117
10. Mellékletek	128

1. Bevezetés, célkitűzések

A mikroműanyagok, vagyis az 5 mm-nél kisebb műanyag szemcsék (Okeke et al. 2022) globális környezeti problémát jelentenek, mivel gyakorlatilag a Föld minden pontján megtalálhatóak és így globális szennyezővé váltak, ráadásul az élővilágra is negatív hatást gyakorolnak.

A mikroműanyagokat eredetük alapján elsődleges és másodlagos típusba sorolják. Az elsődleges mikroműanyagokat tudatosan mikroméretűre gyártják, hogy így használják fel a műanyagfeldolgozás következő fázisában (pl. pellet) vagy mikroméretű szemcsékre van eleve szükség (pl. szépségápolási termékekben, homokfűvókban). Ugyanakkor a másodlagos mikroműanyagok nagyobb méretű műanyag tárgyak kémiai, biológiai és fizikai folyamatok hatására történő aprózódása révén jönnek létre.

A mikroműanyag szennyezések egyik fő elnyelői és továbbítói a folyók (Scherer et al. 2020). A folyókba jutó mikroműanyagok általában másodlagosak, alakjukat tekintve lehetnek szálak, foszlányok és gömbök (Chen et al. 2021). A folyókba jutó mikroműanyagoknak két jelentős forrása lehet. Egyrészt a nem megfelelően, vagy egyáltalán nem kezelt szennyvíz, másrészt a hulladéklerakókból a folyókba szállítódó vagy illegálisan a folyórendszer mellett eldobott hulladék (pl. csomagolások, palackok, műanyag eszközök, horgászszinórok, fóliák) (Gubek 2016; He et al. 2021; Molnár et al. 2024). A mikroműanyagok további forrásai lehetnek a mezőgazdasági területek, különösen, ha szennyvíziszappal kezelték őket (He et al. 2018; Li et al. 2021), az ipari területek (Andrady 2011), az utak (például abroncsok és útburkolati festékek kopása) (Fischer et al. 2019; Corami et al. 2020), építkezések vagy turizmus (Bordós és Reiber 2016). A folyókban a mikroműanyagok ezen hulladékok tovább aprózódásából is keletkezhetnek, de eleve aprózódott műanyag is jut a folyókba (Li et al. 2023). A szintetikus textíliák mosását követően a szennyvízben feldúsuló apró műanyag szálak vagy gömbök könnyen kijuthatnak a tisztított szennyvízzel a folyókba, mivel a szennyvíztelepeken használt szűrők technológiától függő mértékben képesek kiszűrni ezeket (Corami et al. 2020). A folyókba jutó mikroműanyagok a lebegtetett hordalékkal együtt mozognak a vízrendszerben. A szállítási távolságuk jelentősen függ a mikroműanyag tulajdonságaitól, a kisebb sűrűségű mikroműanyag szemcsék nagyobb mobilitással rendelkeznek, így nagyobb távolságot képesek megtenni a folyókba kerülésük után (He et al. 2021). A műanyag szemcsék időről-időre leülepedhetnek a mederfenéken majd mobilizálódnak, illetve az ártérre kikerülve hosszabb ideig csapdázódnak.

A mikroműanyag szennyezés már nem csupán a nagyobb városok és azok vonzáskörzeteiben jelenlévő probléma, a légköri kiülepedés és a víz szállító munkája miatt a lakott területektől távol is megjelent (Luo et al. 2024). Jelentős összefüggést találtak Kataoka et al. (2019) az emberi tevékenység és mikroműanyagok magasabb koncentrációja között. Városi környezetben Chen et al. (2021) kimutatta, hogy a folyóvízi mintákban (Langat folyó, Malajzia) mikroműanyag szálak domináltak (96%), míg a maradékot töredékek, foszlányok és gömbök tették ki. Sekudewicz et al. (2021) arról számolt be, hogy a szennyvízkivezetők mellől származó üledék minták átlagosan több mikroműanyag részecskét tartalmaztak. Ezt alátámasztotta Yan et al. (2021) is, akik szerint a szennyvíztisztító telepeken keresztül jut a szennyeződések jelentős része a felszíni vizekbe. Az angliai

Irwell folyón végzett kutatás azt mutatta, hogy a víztisztítást követően folyóba engedett szennyvízből a legnagyobb arányban mikroműanyag gyöngyök és töredékek kerültek ki (Hurley et al. 2018). Ugyanakkor Zhong et al. (2020) a kínai Zhangjiang folyón azt tapasztalta, hogy a mikroműanyag szemcsék 63,7%-át mikroműanyag szálak és gyöngyök tették ki. Rodrigues et al. (2018) a portugáliai Antuã folyón végzett kutatásai kicsit tovább mentek, ugyanis már figyelembe vették a hidrológiai helyzetet is. A tavaszi árvizek idején 100–629 db/kg, októberben, pedig valamivel kevesebb 118–514 db/kg mikroműanyag szemcsét detektáltak az üledékmintákban. Tsering et al. (2021) az indiai Brahmaputrában 531–3485 db/kg, míg az Indusban 525–1752 db/kg 20–150 μm nagyságú mikroműanyag részecskét számolt, míg a nagyobb (150–5000 μm) szemcsék mennyisége kevesebb volt: csupán 20–240 db/kg a Brahmaputrában és 60–340 db/kg az Indusban. Az utóbbi évek néhány kutatása már azt is megállapította, hogy az áramlási sebesség nagy befolyással van a mikroműanyag szemcsék lerakódására és szállítására (Sekudewicz et al. 2021., Yan et al. 2021). Gerolin et al. (2020) észrevették, hogy kis vízhozam esetén a brazil Negro folyót mintegy 300 km hosszan visszaduzzasztja a Solimoes folyó, ami megemeli a folyóban lebegtetett és leülepedett mikroműanyagok koncentrációját, viszont magasabb vízhozam esetén ezek a szemcsék újból mozogni kezdtek a folyón lefelé.

Borrelle et al. (2020) becsléseik alapján 2016-ban a világszerte keletkezett műanyag hulladék 11%-a, kb. 19–23 tonna műanyag hulladék került a vízi ökoszisztémába. Ezeknek jelentős hatásuk lehet a vízi ökoszisztémákra és az emberi egészségre, azonban ezek a hatások még mindig nem teljesen ismertek (van Emmerik és Schwarz 2019). A probléma fő forrása, hogy a mikroműanyagok kis méretük miatt könnyen fogyaszthatók az apró szervezetek számára (Saarni et al. 2021, Preston-Whyte et al. 2021), ami közvetlen fizikai és biológiai károkat okozhat (pl. hamis teltség érzet). Ráadásul toxikus hatásuk is van (Onay et al. 2023), mivel az előállításuk során használt vegyszerek a műanyagok kémiai aprózódása (mállása) következtében felszabadulnak, illetve a műanyag szemcsékhez számos káros anyag (pl. gyógyszermaradványok, mérgek) kapcsolódhat, így magas kockázatú szennyező forrásként kell rájuk tekinteni. Ezért kiemelt jelentőségű a folyóvízi üledék- és vízminták vizsgálata, mivel ezek a vizsgálatok feltárhatják a mikroműanyagok tér- és időbeli változásait, ami alapvetően befolyásolja az élőlények és például a folyóvizet ivóvízként hasznosító lakosság szennyezésnek való kitettségét.

A 21. század elejére már a világ minden pontján megjelent a mikroműanyag szennyezés, ez alól Magyarország sem kivétel. Az ország folyóvízi tengelyei, azaz a Duna és a Tisza, illetve ezek mellékfolyói fontos szállító közegei a szennyezéseknek, legyen az kémiai, fizikai vagy biológiai eredetű. Ráadásul a vízrendszerekhez kapcsolódnak tavak (pl. Balaton, Tisza-tó) illetve árterek, amelyek fontos elnyelői lehetnek a szennyezéseknek (Fórián és Kiss 2022). A vizek nagy mértékű mikroműanyag szennyezettségét már Magyarországon is detektálták. Bordós et al. (2019) több magyarországi folyót (Zala, Tisza, kisebb hozzáfolyások) és tavat (Balaton, Tisza-tó) vizsgálva megállapították, hogy 3,52–32,05 db mikroműanyag szemcse volt egy köbméter vízben (átlag: $13,79 \pm 9,26$ db/ m^3). Prikler et al. (2024) a Balatonban (átlag: $21,0 \pm 12,5$ db/ m^3) és Kis-Balatonban ($7,8 \pm 5,9$ db/ m^3) főként töredékeket találtak. Prikler et al. (2024) és Svigruha et al. (2023)

eredményeik szerint a mikroműanyag fő forrása a tisztított formában környezetbe engedett szennyvíz, a közúti forgalom, valamint a turizmus.

A Tiszán 2019-ben kezdődött a mikroműanyag kutatása, először az üledékben található mikroműanyag vizsgálatával. Kiss et al. (2021) mérései szerint 2019-ben a Tisza rendkívül szennyezett volt: a folyón végzett eddigi mérések szerint ez az év volt a legszennyezettebb. A mikroműanyagok morfológiai típusából következtethetünk az eredetükre is. Kiss et al. (2021) a felmérésük során szinte csak szálakat találtak, ami a folyókba kijutó tisztított vagy tisztítatlan szennyvíz jelenlétére utal. Fórián és Kiss (2022) mért az ártéren is, és 35-40 cm mélységben is volt mikroműanyag, ami arra utal, hogy már az 1960-as évektől mikroműanyaggal szennyezett a Tisza vízrendszere.

A Tiszára vonatkozó eddigi adatok, illetve a szakirodalom alapján feltételezhető, hogy jelentős lehet a mikroműanyag mobilizációja a vízrendszerben, és évről-évre új szennyezési gócpontok jelenhetnek meg, míg más helyeken ezek a gócpontok kiürülnek. Így változhat a mikroműanyag típusa is az éppen mobilizált forrásoknak megfelelően. Ugyanakkor nem vizsgálták, hogy hogyan változik az egyes folyóvízi formákon, az egyes szakaszokon az üledék mikroműanyag szennyezettsége, ahogy azt sem, hogy a tiszai vízrendszer vizében mennyi mikroműanyag jellemző.

A kutatás egyik fő célja az, hogy meghatározzam a Tisza mentén, illetve a főbb mellékfolyók torkolati szakaszán a folyórendszerben szállítódó és kiülepedő mikroműanyag jellegzetességeit, illetve feltárjam az ezt befolyásoló környezeti tényezőkkel való kapcsolatát a part mentén lerakódott üledékek vizsgálatának segítségével. Ehhez első lépésként a frissen lerakódott üledékek mikroműanyag tartalmát vizsgáltam. Az üledékminták feltárása és elemzése során nyilvánvalóvá vált, hogy az üledékek mikroműanyag szennyezettségének vizsgálata önmagában nem elég, ezért további fő célként tűztem ki három egymást követő év nyári kisvizes időszakában a vízben lebegtetve szállított mikroműanyag tartalom meghatározását is. A kutatás során az alábbi kérdésekre kerestem a választ:

- Milyen morfológiai típusú mikroműanyagok fordulnak elő az üledékben és a vízben? Ezek milyen esetleges eredetre utalnak?

A frissen lerakódott üledék mikroműanyag tartalmának időbeli változásai

- Hogyan változik a Tiszán folyásirányban és főbb mellékfolyói üledékében a mikroműanyag tartalom? A Tisza szakaszain különbözik-e a szennyezettség?
- Hogyan változik a mikroműanyag lerakódás időbeli mintázata az üledékében négy éven át ismételt mérés-sorozat alapján?
- Hol vannak olyan pontok, amelyek szennyezési gócpontnak tekinthetők? Ezek esetlegesen kiürülhetnek-e és újra formálódhatnak-e? Mely szakaszon a legváltozékonyabbak ezek a pontok?

A vízben lebegtetve szállítódó mikroműanyag tér- és időbeli változásai

- Hogyan változik a Tisza és főbb mellékfolyói vizében a mikroműanyag tartalom? Milyen különbségek vannak az egyes szakaszok mikroműanyag szállításában?
- Hogyan változott három év alatt az egyes mintavételi helyek és szakaszok vizének mikroműanyag szennyezettsége?

- Hogyan befolyásolják a mellékfolyók a Tisza vízének mikroműanyag szennyezettségét? Melyik mellékfolyó szállítja a legtöbb mikroműanyagot?

A mikroműanyagok eloszlását befolyásoló környezeti tényezők

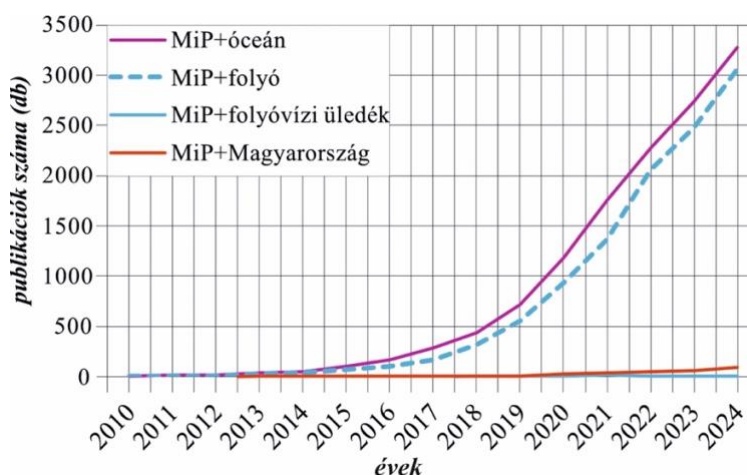
- Van-e kapcsolat az üledékminták szemcseösszetétele és a leülepedett mikroműanyag mennyisége között? Milyen szemcseösszetételű üledékek mutatják a legnagyobb változatosságot? Milyen szemcseösszetételű anyagot lenne érdemes alkalmazni egy későbbi monitoring vizsgálat során?
- Az egyes folyóvízi formák anyagában hogyan változik a mikroműanyag tartalom? A különböző geomorfológiai helyzetekben az eltérő folyamatok hogyan hatnak a lerakódó szennyezésre? Mely formákon érdemes az esetleges későbbi monitoring vizsgálatokat megtervezni?
- Hogyan befolyásolja az üledék és a víz mikroműanyag tartalmát a mintavételezést megelőző hidrológiai helyzet?
- Van-e kapcsolat a lebegtetve szállított hordaléktartalom és a mikroműanyag tartalom között?
- Hogyan befolyásolják a mellékfolyók a tiszai üledék mikroműanyag szennyezettségét? Mely mellékfolyók a leginkább szennyezettek mikroműanyaggal?
- Hogyan befolyásolják a tiszai duzzasztók és a visszaduzzasztott tér az üledék és a víz mikroműanyag tartalmát?

A víz- és üledékminták feltárása közben további célként fogalmazódott meg a feltérési módszertan fejlesztése, a mintafeltérás minél kevesebb lépésben való kidolgozása, hogy a lehető legkisebbre csökkenjen a feltérás közbeni esetleges tovább szennyeződés.

A kutatásom alaphipotézise szerint jelentős lehet a mikroműanyag szennyezés a Tisza vízrendszerében, mivel a szennyvíztisztítás vagy hiányzik vagy nem megfelelő mértékű a vízgyűjtő egyes területein. Feltételeztem, hogy a lebegtetve szállított mikroműanyagok nagy része szál, amelyek valószínűsíthetően szintetikus textilek mosásából származhatnak. Úgy véltem, hogy lehet kapcsolat az üledék szemcsemérete és mikroműanyag tartalma között, mivel a lebegtetett hordalékhoz hasonló módon szállítódnak a mikroműanyagok is. Feltételeztem, hogy azok a becsatlakozó mellékfolyók, amelyek vízgyűjtőjén a szennyvíztisztítás jobb helyzetben van (pl. Zagyva), a tisztább vízszállítás miatt hígítják a főfolyó alap szennyezettségét. Ugyanakkor más, hagyományosan egyéb anyagokkal is szennyezett mellékfolyók (pl. Sajó, Szamos–Kraszna) kapcsán azt feltételeztem, hogy ha relatíve magasabb szennyezettségük, akkor a Tisza szennyezettségét tovább növelik a torkolat alatti szakaszon. Mivel a Tisza vízjárását, vízsebességét és hordalékszállítását is befolyásolják a duzzasztók (Tiszalök, Kisköre és Törökbecse), ezért feltételeztem, hogy ezek elősegítik a mikroműanyag szemcsék leülepedését, hasonlóan a lebegtetve szállított hordalékhoz. Továbbá, azt is feltételeztem, hogy a gátak alatt a megnövekedett munkavégző képesség és tisztavíz erózió miatt a folyó mobilizálhatja a jóval régebbi és mikroműanyag mentes fenéküledéket, így a duzzasztók alatti szakaszon koncentrációjuk csökken.

2. Irodalmi előzmények

A folyóvízi környezetben végzett mikroműanyagokkal kapcsolatos kutatások száma gyorsan növekedett az elmúlt évtizedekben (1. ábra), így ma már csaknem annyi kutatás foglalkozik a mikroműanyagokkal folyóvízi környezetben, mint az óceánokban. Ugyanakkor a mikroműanyagokat mint a folyó által szállított hordalékot értelmező (földrajzi, illetve hidrológiai közelítés) kutatások aránya csupán 0,5% a folyóvízi kutatásokon belül. Ez arra utal, hogy a mikroműanyagok szállítódásának és lerakódásának környezeti hátterét gyakran figyelmen kívül hagyják a kutatások (Nel et al. 2018; Campanale et al. 2020), annak ellenére, hogy folyóvízi környezetben a környezeti háttér jelentős befolyással van a mikroműanyag szállítódására és lerakódásra. A jelenlegi kutatások többsége hangsúlyozza a különböző kémiai módszerek szerepét és a sztenterek kidolgozását a mikroműanyagok feltárásában (Xu et al. 2019; Yan et al. 2022), vagy a részecskék kémiai összetételének elemzésében (Xu et al. 2019; Kumar et al. 2021; He et al. 2023); azonban véleményem szerint a mintavételi környezet is kulcsfontosságú szempont kellene legyen a monitoring tervek kidolgozása során. A mintavétel környezeti feltételei közül kiemelendők tartom a mintavételt megelőző hidrológiai eseményeket (pl. kisvizes vagy árvizes időszak), az áramlási viszonyokat (pl. vízsebesség, sodorvonaltól való távolság), a mintavételi hely geomorfológiai jellemzőit (pl. torkolathoz viszonyított helyzet, kanyarulat külső vagy belső íve), a megmintázott anyag üledéktani hátterét (pl. szemcseösszetétel), mivel alapvető hatással vannak a mikroműanyag részecskék szállítódására a vízben, illetve leülepedésére az üledékben (Crew et al. 2020).



1. ábra: Különböző keresőszavakra adott éves találatok száma a Science Direct-ben (MiP: mikroműanyag)

Ebben a fejezetben bemutatom, hogy honnan származhatnak a vízrendszerbe jutó mikroműanyagok, majd azt, hogy milyen eredmények születtek a folyók üledékét, illetve vizét vizsgáló kutatások során. Külön figyelmet kapott, hogy milyen eredményeket szolgáltatnak azok a vizsgálatok, amelyeket térben ismételték (azaz több pontot vizsgáltak egy folyó mentén), vagy amelyeket időben ismételték ugyanazon ponton többször mérve, illetve milyen eredményt adtak a két megközelítési módszer kombinálói. Az utolsó alfejezetben pedig bemutatom a főbb laboratóriumi technikákat.

2.1. A mikroműanyag szennyezés lehetséges forrásai

A felszíni vizekben lévő mikroműanyagok számos forrásból eredhetnek. Az egyik lehetséges forrás a makroműanyagok lassú degradálódása révén létrejövő különböző méretű műanyag hulladék (van Emmerik et al. 2018), ezek makroműanyag (>5 cm), mezoműanyag (0,5-5 cm), mikroműanyag (≤ 5 mm) és nanoműanyag ($\sim \mu\text{m}$) osztályokba sorolhatók. Ezen folyamat során a műanyagok lebomlanak a napfény (ultraibolya sugárzás), a pH és a hőmérséklet, a dörzsölődés okozta fizikai kopás, az UV-B sugárzásnak való kitettség miatt bekövetkező oxidatív mállás, valamint a mikroorganizmusok általi biológiai lebomlás hatására (Li et al. 2020). A nagy műanyag tárgyak fizikai és kémiai lebomlása lassú folyamat lehet, ezért a műanyagok hosszú ideig (akár ezer évig is) fennmaradhatnak a környezetben. Ezt mutatja Liro et al. (2024) kutatása, akik PET palackok súlycsökkenését (erózióját) vizsgálták a lengyel Kárpátok egy hegyvidéki patakjában, alacsony és közepes vízhozam mellett. A vizsgálati szakaszon a PET palackok átlagos éves tömegvesztése $0,26 \pm 0,012$ g/év volt (egy palack tömegének $0,78 \pm 0,036\%$ -a), és a palack felületi degradációjának átlagos sebessége $3,13 \pm 0,14$ $\mu\text{m}/\text{év}$. Ezek a becslések azt mutatják, hogy egy PET palack viszonylag gyorsan töredezik egy hegyi folyóban, még alacsony és közepes vízhozam mellett is, anélkül, hogy a palackot nagy energiájú áramlás szállítaná, ami azt jelenti, hogy a palackok a folyómederben 0,37 km és 16,27 km közötti távolságokon belül kisebb darabokra törnek. Ugyanakkor az OECD országok (amelynek tagja Magyarország is) viszonylag kevés makroműanyagot juttatnak a környezetbe (8,8 kg/fő/év; 1. táblázat), amelyek degradálódhatnak, míg az afrikai, közép-ázsiai és latin-amerikai országok ennek közel 3-3,5-szeresét (van Wijnen et al. 2019). Egy modell (GREMiS: Global Riverine Export of Microplastics into Seas készítette van Wijnen et al. 2019) szerint az OECD országok kibocsátása alig csökkenthető, mivel itt már most is a tisztított szennyvízből származik a mikroműanyagok 60%-a, a szennyvízhálózat és hulladékgyűjtés kiépítettségének és optimalizálásának hatására.

1. táblázat: A makroműanyagok és mikroműanyagok egy főre jutó kibocsátása folyókba a különböző gazdasági régiókban (Afrika (AFR), Kelet-Ázsia és a Csendes-óceáni térség (EAP), Kelet- és Közép-Ázsia (ECA), Latin-Amerika és a Karibi térség (LAC), Közel-Kelet és Észak-Afrika (MENA), az OECD országok (OECD) és Dél-Ázsia (SAR)). (forrás: van Wijnen et al. 2019)

Műanyagok forrásai	OECD	AFR	MENA	EAP	ECA	LAC	SAR
	Az egy főre jutó becsült műanyagkibocsátás (kg/fő/év)						
Makroműanyagok	8,8	27	16	23	15	23	8,5
Mikroműanyagok							
kerék kopása	0,18	0,0072	0,068	0,018	0,077	0,041	0,0072
mosásból eredő szálak	0,11	0,007	0,047	0,041	0,047	0,028	0,036
személyi ápolási termékek	0,0055	0,0007	0,0007	0,0049	0,0049	0,0025	0,0007

Fontos mikroműanyag forrásnak tekinthetők az illegális hulladéklerakók, illetve az eldobott műanyag szemét, amelyek fokozatosan degradálódnak (Estahbanati és Fahrenfeld 2016, Di és Wang (2018). A városi környezetben is termelődik mikroműanyag: az útfestékek kopása, a műanyag

felületek (pl. műfü, szigetelés) eróziója, illetve a közlekedés (pl. gumikerekek kopása, balesetek) révén. (Fischer et al. 2019; Corami et al. 2020). Bizonyos mezőgazdasági tevékenységek során is sok mikroműanyag juthat a környezetbe, hiszen kopnak a mezőgazdasági eszközök (pl. fóliasátrak, takarófóliák és hálók) (Hamdan et al. 2023, Sa'adu és Farsang 2023), de a szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználása is gondot okozhat, hiszen mikroműanyag tartalma 44–74 ezer db/kg lehet (Hohner 2021).

A mikroműanyagok kiemelt forrása – még a fejlett országokban is (van Wijnen et al. 2019) – a nem megfelelően vagy egyáltalán nem kezelt szennyvíz (Corami et al. 2020; Liu et al. 2021; Tran-Nguyen et al. 2022; Hamdan et al. 2023). Itt meg kell azt is jegyezni, hogy a szennyvízkezelés után a tisztított víz is tartalmaz mikroműanyagot, megközelítőleg a befolyó szennyvíz mikroműanyag tartalmának 10–20%-át, ami az effluens víz révén a környezetbe jut (Estahbanati és Fahrenfeld 2016; Di és Wang 2018; Eo et al. 2019; Scherer et al. 2020). Yan et al. (2021) mikroműanyag szálakat, töredékeket, habot, pelletet és foszlányt találtak, a szennyvíz beengedések mellett, valamint a sűrűn lakott területek mellett állandó, magas szennyezettségű pontokat (gócpont) azonosítottak. Véleményük szerint legalább 80%-a a mikroműanyag szemcséknek a nem megfelelően kezelt szennyvíz révén jutott a folyókba. Gerolin et al. (2020) kutatásaikban csak a műanyag szálak jelenlétét vizsgálták. Kutatásaik alapján a Solimões, Negro és az Amazonas folyókból (Brazília) származó összes üledékminta tartalmazott mikroműanyag szálakat. Eredményeik szerint a sűrűn lakott területek mellett magasabb volt a mikroműanyag szennyezettsége a folyóknak, mint folyásirányban lentebb, amit egyértelműen a háztartási szennyvíz folyóba jutásával magyaráztak. Véleményük szerint a vizsgált folyók mikroműanyag szennyezettsége származhatott háztartási hulladékból, lehetett mezőgazdasági eredetű, de a felszíni lefolyás és a légköri kiülepedés révén is kerülhetett be a folyókba mikroműanyag.

A szennyvíz tisztítása során a melléktermékként visszamaradó szennyvíziszapot gyakran a mezőgazdaságban használják fel trágyázás céljából. Bár ez az anyag mentes a toxinoktól és nehézfémektől, de sok mikroműanyagot tartalmazhat (He et al. 2018; Hohner, 2021; Li et al. 2021). A különböző forrásból származó mikroműanyag részecskék a felszíni lefolyás (Faure et al. 2015, Bhardwaj et al. 2024), illetve a légköri ülepedés majd lemosódás révén (Dris et al. 2018, Bhardwaj et al. 2024) is eljutnak a folyókba (Hamdan et al. 2023), így a forrástól távolabbi területeket (pl. árterek, tengerek) is elszennyezhetnek.

2.2. Mikroműanyag a folyóvízi üledékekben

A folyókba jutott és ott szállítódó mikroműanyag szemcsék előfordulása az üledékben nem állandó, hiszen lehetnek kitüntetett hordalék- és mikroműanyag lerakódással jellemzett szakaszok egy folyó mentén, ráadásul a laza és friss mederüledék felkavarodhat az árhullámok során és egyes szennyezési gócpontok kiürülhetnek, míg másutt új gócpontok alakulnak ki. Tehát a mikroműanyagok mennyisége az üledékben sem időben, sem térben nem tekinthető állandónak. A folyóvízi üledékekben mért mikroműanyag szennyezés mértékére vonatkozó főbb kutatások jellemzőit a 2. táblázatban foglaltam össze.

2. táblázat: Folyóvízi üledékekben mért mikroműanyag tartalom változása a különböző kutatások alapján

Forrás	Folyó (ország)	Mikroműanyag típusa	Mikroműanyag mennyisége (db/kg)	Megjegyzések
Klein et al. (2015)	Rajna, Main (Németország)	gömb, szál, töredék	Rajna 228–3763 Main 786–1368	
Hurley et al. (2018)	Mersey, Irwell (Egyesült Királyság)	töredék, szál, mikrogyöngy	áradás előtti átlag: 6350 áradás utáni átlag: 2812 Öt nagy gócpont átlagosan: 34800 db/kg	Áradás előtt: töredékek: 57%, szálak 9%, gyöngyök: 33%, egyéb: 1%; Áradás után: töredékek: 19%, szálak: 3%, gyöngyök: 77%, egyéb: 1%
Peng et al. (2018)	Hat különböző folyó (Kína)	gömb, szál, töredék	Huangpu folyó: 72,3±30,6 Shajinggang folyó: 76,5±27,6 Caohejing folyó: 153,5±77,1 Beishagang folyó: 160±19,1 Jiangjiagang folyó: 112±5,6 Yujiabang folyó: 41±12,7	Összes mintán belüli eloszlás: Gömbök: 88,98%, Szál: 7,55%, Töredékek: 3,47 Összes folyó átlaga: 802±594 db/kg
Hu et al. (2018)	Jangce (Kína)	szál, töredék	35,76–3185,33	legnagyobb mennyiség: 3185,33±871,28 db/kg
Nel et al. (2018)	Bloukrans (Dél-Afrika)	n.a.	160,1±139,5	télen: 13,3–563,8 db/kg
Rodrigues et al. (2018)	Antuã (Portugália)	hab, szál, töredék	március: 100–629 október: 18–514	március: szál domináns, október: hab domináns
Blair et al. (2019)	Kelvin (Skócia)	szál	161–432	Szálak: 88%
Eo et al. (2019)	Nakdong (Dél-Korea)	töredék, szál, gömb	1970±62	Töredék: 84%, szál: 15%, gömb: 1%
Crew et al. (2020)	St. Lawrence folyó (USA, Kanada)	szál, fólia, hab, mikrogyöngy, töredék	65-7562	gyöngy: 489±120 db/kg, töredék: 220±81 db/kg, szál: 122±18 db/kg
Dahms et al. (2020)	Braamfontein Spruit (Dél-Afrikai Köztársaság)	n.a.	166,8	legmagasabb: 1347,5 db/kg legalacsonyabb: 4 db/kg
Gerolin et al. (2020)	Solimões, Negro, Amazonas (Brazília)	szál	417-8178	Mérettartomány: 0,063-5 mm
Xu et al. (2020)	Liaohe torkolat, Daliao, Shuangtaizi (Kína)	fólia, töredék, szál, pellet	Liaohe torkolat: 80–220 (átl.: 120±46) Daliao folyó: 100–467 (átl.: 237±129) Shuangtaizi folyó: 133–300 (átl.: 170±96)	Liaohe torkolat: fólia 30,6%, töredék 30,6%, szál 30,6%, pellet 8,2% Daliao folyó: fólia: 42,2%, töredék: 31,2%, szál: 15,6%, pellet: 10,9% Shuangtaizi folyó: fólia: 39,1%, töredék: 30,4%, szál: 28,2%, pellet: 2,1%
Liu et al. (2021)	Haihe (Kína)	szál, töredék, fólia, pellet	4980±2462	szál: 70,9%; töredék: 15,8%, fonál: 5,7%, fólia: 4,2%, pellet: 3,3%
Niu et al. (2021)	Qinhuai (Kína)	töredék, szál, fólia, hab,	163-563 (vizes üledék)	töredék: 51,3%, szál: 45,5%, fólia: 2,0%, hab: 0,3%, egyéb: 0,9%
Sekudewicz et al. (2021)	Visztula (Lengyelország)	szál, mikrogyöngy	190–580	szál: 93% (0.05–5mm), ritkán: mikrogyöngyök

Tsering et al. (2021)	Brahmaputra, Indus (Ázsia)	töredék, szál, gyöngy	Brahmaputra: 531–3485 (20–150 µm), 20–240 (150–5000 µm); Indus: 525–1752 (20–150 µm), 60–340 (150–5000 µm)	
Yan et al. (2021)	Qinhuai (Kína)	szál, töredék, hab, pellet, fólia	1115–3680	szál: 21,9–55,8%, töredék: 18,3–48,0%, hab: 9,4–29,4%
(Zhou et al. 2021)	Fuhe folyó (Észak-Kína)	töredék, szál	1049±462	
Bonyadi et al. (2022)	Torghabeh (Irán)	szál, töredék, gömb	8±2,82 (100 g üledékben)	
Fórián és Kiss (2022)	Tisza (Magyarország)	szál, foszlány, gömb	0–4800	színes, színtelen szálak: 85% gömbök: <10%
Napper et al. (2023)	Gangesz (India)	szál, töredék	57,00±5,27	túlnyomó többség szálak (>95%)
Duong et al. (2023)	Red folyó deltája (Vietnám)	szálak	1600–94300	a magas szervesanyag tartalmú területek mikroműanyag gócpontok lehetnek
Fórián (2023)	Tisza (Magyarország)	mikrogyöngy, szál, foszlány	Tisza egésze: 528–8067 Csongrád övzátony: 0–1600	
Zhou et al. (2024)	Naming (Kína)	töredék. fólia	870–7500	
Croiset et al. (2024)	Loire (Franciaország)	n.a.	867–10635	fő típus: polipropilén és polietilén

Számos kutató vizsgálta a mikroműanyag szennyeződés **térbeliségét**, vagyis arra kerestek választ, hogy adott időpontban a folyó mentén több helyszínről begyűjtött mintáknak hogyan változik a mikroműanyag tartalma, tehát a vízrendszeren belül hogyan változik a szennyezettség mértéke. Ding et al. (2019)¹⁵ ponton gyűjtöttek víz- és üledékmintákat mikroműanyag tartalom meghatározásra a Wei folyón (Kína). Eredményeik szerint az üledékben 360–1320 db/kg volt a mikroműanyag mennyisége. Kutatásuk rámutatott, hogy a leginkább szennyezett ponton a folyó kiszélesedett, így az áramlási viszonyok megváltoztak: a lassuló vízsebesség pedig elősegítette a nagyobb sűrűségű mikroműanyag részecskék leülepedését. Preston-Whyte et al. (2021) egy felmérés során 19 helyről vettek üledékmintát Durban kikötőjében (Dél-Afriai Köztársaság). Az öböl leginkább szennyezett üledékei (≥ 111 ezer db/kg) a csatornák és folyók torkolatához, valamint jacht klubokhoz közel fordultak elő, míg a kevésbé szennyezett pontokon ennek ötvened része (2400 db/kg) volt a jellemző mikroműanyag tartalom. Ezek alapján megállapították, hogy a mikroműanyag szennyezettség térbeli eloszlását leginkább a pontszerű szennyező források térbelisége befolyásolta. Gerolin et al. (2020) a Solimões, Negro és az Amazonas folyók (Brazília) üledékeit mintázták meg, de csupán 7 helyen. Az összes minta tartalmazott mikroműanyag szálakat, 0,063–5 mm-es méret-tartományban koncentrációjuk 417–8178 db/kg volt, ami eredményeik szerint egyértelműen háztartási szennyvíz eredetű lehetett. Mutlu et al. (2024) két nap alatt 20 különböző helyszínen gyűjtöttek üledékmintákat a Çoruh folyón és vízgyűjtőjén (Törökország). Vizsgálatuk során azt az eredményt kapták, hogy a mintákban átlagosan $289,34 \pm 145,14$ db/kg ($55,25$ – $723,55$ db/kg)

volt a mikroműanyag szennyezettség. Véleményük szerint a lakóterületek közelsége növelte a mikroműanyagok mennyiségét a szennyvíz kibocsátás és rekreációs vízhasználat révén. Amelyik pont közelében a helyiek szőnyegek és takarók mosására használták a folyó vizét, ott magasabb volt a mikroműanyagok jelenléte. A vízrendszeren belüli mikroműanyag szennyezettség különbségeit a vízrendszeren belüli vízsebesség különbségeire vezették vissza: főfolyó vízsebessége gyorsabb, ami nem kedvezett a mikroműanyag leülepedésének, így itt kevesebb volt a mikroműanyag a mintákban, ugyanakkor a lassabb vízfolyású patakokon, ahol a mintavételi pontok a falvakhoz közel vannak, ott az üledékekben jóval magasabb volt a mikroműanyag szennyezés. A fenti kutatások mindegyike egy időpontban, de több helyen végzett mintagyűjtésen alapul. Bár ezek átfogó képet nyújthatnak az adott terület szennyezettségének térbeliségéről egy adott időpontban (mikroműanyag források helye, aktuális mikroműanyag csapdák), de nem adnak pontos képet a szennyezés viselkedéséről, és az esetleges időbeli átrendeződéséről sem.

A kutatások másik csoportjában a mikroműanyag szennyezés **időbeli** vizsgálatát helyezik a kutatás középpontjába, hiszen az egyes hidrológiai események hatásai könnyedén értékelhetők az időben ismételt, többé-kevésbé folyamatos mintavételezések során. A kutatások célja elsősorban az volt, hogy megállapítsák, van-e az évszakok között különbség a folyóvízi üledékek mikroműanyag tartalmában, milyen hatása van az aszálynak vagy a víztöbbletnek, valamint az árhullámok hogyan befolyásolják a mikroműanyag szennyezés mértékét. Nel et al. (2018) a Bloukrans folyón (Dél-Afrikai Köztársaság) gyűjtöttek üledékmintákat a nyári és téli évszakokban. A téli évszakban gyűjtött mintákat megnövekedett szennyezettség jellemezte (átlagos: $160,1 \pm 139,5$ db/kg; tartomány: 13,3–563,8 db/kg). Ezt azzal magyarázták, hogy télen a vízhozam csökkent, ezért a folyó vízsebessége mérséklődött, ami fokozott hordaléklerakást eredményezett, ami a mikroműanyagok ülepedését is segítette. Ugyanakkor nyáron a nagyobb vízhozam és nagyobb vízsebesség mellett csupán $6,3 \pm 4,3$ db/kg volt az üledékek mikroműanyag tartalma. Pham et al. (2024) vizsgálataikat a dél-koreai Han folyón és fő mellékfolyóján, a Jungnang patakon végezték. Összesen 54 üledékmintát gyűjtöttek 2021 szeptembertől 2022 augusztusáig. Az üledékminták átlagos mikroműanyag koncentrációja 820–8060 db/kg volt. A legmagasabb koncentrációt ősszel mérték (ennek okára nem utaltak), ugyanakkor nem találtak szignifikáns kapcsolatot a vízben lebegtetve szállított mikroműanyag és az üledék mikroműanyag koncentrációja között. A fenti kutatások rávilágítanak arra, hogy a csupán időben ismételt vizsgálatok során bár egy adott földrajzi pont szennyezésének változásai vizsgálhatók (pl. az üledékek tisztulása vagy elszennyeződése), de fontos lenne ismerni és elemezni az adott pontra jellemző hidrológiai és geomorfológiai viszonyokat is. Azonban az időbeli méréssel csak egy (vagy kis számú) ponton vizsgálható az üledék mikroműanyag tartalmának változása, és az eredmények térben aligha kiterjeszthetők. Azt is figyelembe kell venni, hogy az adott pont nem ad reprezentatív képet a teljes vízgyűjtőterület szennyezettségi állapotáról, hiszen lehet helyi eredetű pontszerű szennyezőforrás a közelben, amely adott időben jelentősen befolyásolhatja az adott pont szennyezettségét.

A térben és időben egyaránt megismételt mérésekből viszonylag kevés van, hiszen ezek nagyobb kutatócsoportot feltételeznek, és magas munka- és forrásigényű kutatások lehetnek. Hurley et al. (2018) az Egyesült Királyságban végzett kutatásai során megállapították, hogy egy árvizes időszak előtt átlagosan 6350 db/kg volt az üledékminták mikroműanyag tartalma, majd az áradás után már csak 2812 db/kg. Tehát az árvíz jelentősen átmosta a vízrendszert és a mikroműanyag egy része távozott a folyórendszerből, valamint a korábbi szennyezési gócpontok áttevődtek. Az öt nagyobb szennyezési gócpont átlagosan 34800 db/kg mikroműanyag részecskét tartalmazott a Mersey, Irwell és Tame folyókon. A Mersey folyó mikroműanyag szennyezettsége 81%-kal, az Irwell folyón 64%-kal csökkent, ezzel szemben a Tame folyón ~50%-kal nőtt a téli árvíz után. Vizsgálataik szerint a mikroműanyag fajtája nem változott, csupán a mikroműanyagok morfológiai típusainak az aránya változott. Az áradás előtt 57% volt a mintákban a szintetikus szálak aránya, míg az áradás után ez lecsökkent 19%-ra, mikrogyöngyök áradás előtt 33%-ban voltak jelen, míg áradás után 77%-ra nőtt az arányuk. Rodrigues et al. (2018) a portugál Anutã folyón a kora tavaszi árvizek idején magasabb (100-629 db/kg) mikroműanyag szennyezettséget mértek, mint az őszi kisvizes időszakban (18-514 db/kg). A szálak és töredékek aránya csökkent a kisvizes időszakban, míg a pelleték, fóliák, habok és szivacsok aránya nőtt. Kiss et al. (2021) Tiszán és mellékfolyóin végzett kutatása szerint a Tisza frissen lerakott üledékei 2019-ben átlagosan 3177 ± 1970 db/kg mikroműanyagot tartalmaztak, míg a mellékfolyók üledékeiben átlagosan 3808 ± 1605 db/kg mikroműanyag volt.

A tér- és időbeli változások mellett az üledékekben mért mikroműanyag mennyiségére az üledék jellemzői, mint pl. a szemcseösszetétel is hatással vannak. Dhivert et al. (2022) jelentős mikroműanyag szinteket mutatott ki (10^4 db/kg) a finom szemcsésű üledékekkel jellemzett szakaszon. A durva szemcsésű üledékekben, a tározó felső részén és a gát alatti szakaszon a mikroműanyag szintek egy nagyságrenddel alacsonyabbak voltak. A finom szemcsésű üledék a hosszú távú ülepedési folyamatok indikátora. Az ilyen körülmények elősegítik a mikroműanyagok csapdázódását, mivel az alacsony sűrűségű, lebegő anyagok a vízoszlopban leülepednek. A durva szemcsésű üledék lerakódások a folyómeder hordalékából származnak. Ezek az üledékek nagy sebességű és magas turbulenciájú áramlási körülmények között szállítódnak. Emellett a legfinomabb frakció utólagos átdolgozása is előfordulhat hidrológiai ingadozások miatt, ami kedvezőtlen feltételeket teremt a mikroműanyagok csapdázására. A finom szemcsésű üledékekben nagyobb a polimerek sokfélesége, mint a durva szemcsésű üledékekben. Ugyanakkor a finom szemcsésű üledékek és a durva szemcsésű üledékek esetében a műanyag részecskék mérettartománya hasonló, és nincs kapcsolatban az üledék szemcseméret-eloszlásával. Ezenkívül sem a finom szemcsésű üledékekben, sem a durva szemcsésű üledékekben nem találtak összefüggést a mikroműanyag mennyisége és az üledék szemcseméret-eloszlása vagy szervesanyag-tartalma között. A tározók esetében a polimer típusok eloszlásának változása figyelhető meg a finom szemcsésű üledékes szakaszon folyásirányban lefelé haladva, a polimer sűrűségétől függően. A tározók elősegíthetik a mikroműanyagok felhalmozódását az üledékes környezetben.

A tér- és időbeli kutatásokból megállapítható, hogy a folyóvízi üledékminták mikroműanyag tartalmát elsősorban a szennyezőforrásból érkező mikroműanyag utánpótlás mértéke (Estahbanati és Fahrenfeld 2016, Di és Wang 2018; Gerolin et al. 2020; Preston-Whyte et al. 2021; Yan et al. 2021; Hamdan et al. 2023; Mutlu et al. 2024), illetve a folyó hidrológiai paraméterei befolyásolják (Hurley et al. 2018; Rodrigues et al. 2018; Dhivert et al. 2022; Fórián és Kiss 2022; Napper et al. 2023). Továbbá befolyásolja a megmintázott üledéktest szemcseösszetétele (Crew et al. 2020; Fórián és Kiss 2022; Dhivert et al. 2022) és a mellékfolyók főfolyóra gyakorolt hatása (Pham et al. 2024).

2.3. Mikroműanyag a folyóvízben, mint lebegtetett hordalék

Az eddigi vizsgálatok eredményei alapján (3. táblázat) a folyók vizébe jutott és ott lebegtetve szállítódó mikroműanyag szemcsék koncentrációja sem időben, sem térben nem állandó (Hurley et al. 2018, Kiss et al. 2021), hiszen időlegesen egy-egy ponton vagy szakaszon megnőhet a mennyiségük a szennyezőforrásokból történő beszállítás miatt, míg máskor ugyanezen a ponton a szennyezettség lecsökkenhet (Campanale et al. 2020).

A kutatások egy része **térben** vizsgálta a vízrendszeren belül a vízben lévő mikroműanyagok mennyiségét (Ding et al. 2019, Preston-Whyte et al. 2021; Kiss et al. 2021). Wang et al. (2018) mikroműanyag méréseik során 16 ponton gyűjtöttek mintát a kínai Jangce (átlag: $2516,7 \pm 911,7$ db/m³) és fő mellékfolyója, a Hanjiang vizéből (átlag: $2933 \pm 305,5$ db/m³). Méréseik szerint mind a Jangce, mind a Hanjiang folyó városi szakaszain alacsonyabb volt a mikroműanyag szemcsék koncentrációja, mint a mellékfolyó torkolatánál mért értékek ($4137,3 \pm 2461,5$ db/m³). Ding et al. (2019) szintén Kínában a Wei folyó 15 pontján gyűjtöttek vízmintát mikroműanyag tartalom meghatározásra a (átlag: 3,67–10,7 db/liter). Rámutattak, hogy az áramlási viszonyoknak és a szennyező-forrásoknak meghatározó szerepe van a mikroműanyag koncentráció alakulásában. Azon a ponton, amelynek közelében a szilárd hulladék szakszerűen volt kezelve, ott a vízmintákban lecsökkent a szennyezés mértéke. Preston-Whyte et al. (2021) a dél-afrikai Durban kikötőjében 7 helyről vettek vízmintát, amelyek átlagosan 694 db/m³ mikroműanyagot tartalmaztak. A legmagasabb mikroműanyag koncentrációt az esővíz bevezetők mellett mérték, melyek a városból gyűjtik össze az utakat leöblítő esővizet. Frias et al. (2024) manta háló segítségével gyűjtöttek 11 mintát a Galway-öbölből (Írország). Az átlagos mikroműanyag koncentráció a felszíni vizekben $1,42 \pm 0,33$ db/m³ volt. Véleményük szerint az egyik fő befolyásoló tényezője a mikroműanyag mennyiségének az öbölben a területre jellemző magas csapadék mennyisége, amely a környező városi területekről lemossa a mikroműanyagokat. A tengerfenéken több mikroműanyag szemcsét találtak, mint a felszíni vizekben, ami arra utal, hogy a nagy sűrűségű mikroműanyagok lesüllyedtek a vízoszlopban. Ugyanakkor a felszínközeli vízrétegben a szálak voltak a leggyakoribb mikroműanyag típusok.

3. táblázat: A folyók vizéből vett mintákban a mikroműanyag tartalom alakulása néhány főbb kutatás adatai alapján. A Felmérés oszlopban: T: térbeli és I: időbeli mintavételre utal.

Szerző	Folyó (ország)	Felmérés	Mérési pontok száma	Minta-gyűjtés módja	Mintázott víz mennyiség	Mikroműanyag tartalom	Lehetséges források
Lechner et al. (2014)	Duna (Ausztria)	T+I	3–4	fix uszadék gyűjtő háló	n.a.	317 db/1000 m ³	műanyag termelés
Faure et al. (2015)	Rhone (Svájc)	T+I	6	lebegő manta háló	360 m ³	7 db/m ³	felszíni lefolyás
Estahbanati és Fahrenfeld (2016)	Ratian (USA)	T	8	plankton háló	1,3-3,5 m ³	24,0–71,7 db/m ³	szennyvíz, szemét degradáció
Wang et al. (2017)	Hanjiang, Jangce (Kína)	T	16	teflon pumpa	20 L	1660±639,1–8925±1591 db/m ³	települési szennyvíz
Di és Wang (2018)	Jangce (Kína)	T	29	teflon pumpa	25 L	1597–12611 db/m ³	szennyvíz, szemét degradáció
Dris et al. (2018)	Szajna (Francia.)	T+I	3	gyűjtőtölcsér, automata mintagyűjtő	182–200 m ³	0,28–0,47 db/m ³	szennyvíz kifolyó, légköri kiülepedés, városi lefolyás
			4		0,43–2,0 m ³	4–108 db/m ³	
Lahens et al. (2018)	Saigon és csatornák (Vietnám)	T+I	6	hálók	0,3 L	172000–519000 db/m ³ 10–223 db/m ³	ipar, szennyvíz kifolyó, szemét degradáció
Rodrigues et al. (2018)	Antuã folyó (Portugália)	T+I	6	motoros víz pumpa	1,2 m ³	71–1265 db/m ³ 58–193 db/m ³	ipar, urbanizáció, szennyvíz-tisztítók
Schmidt et al. (2020)	Teltow csatorna (Németo.)	T+I	10	Niskin palack/plankton háló	átlagosan: 12,4 L	0,01–95,80 db/L	szennyvíz, felszíni lefolyás
Eo et al. (2019)	Nakdong (Dél-Korea)	T+I	9	főzőpohár, búvárszivattyú	100 L	293–4760 db/m ³	szennyvíz-tisztítók
Scherer et al. (2020)	Elba (Németo.)	T	10	Apstein plankton háló	3,2–32,7 m ³	5,57±4,33 db/m ³	szennyvíz, ipari kibocsátás
Chen et al. (2021)	Langat (Malajzia)	T+I	8	mintavevő palack	2 L	4,39 ±5,11 db/L	háztartási szennyvíz kibocsátás
Shekoohiyan és Akbarzadeh (2022)	Jajroud (Teherán)	I	7	üvegtartály	2 L	12,14±10,07 részecske/L	szennyvíz
Forrest és Vermaire (2023)	Ottawa (Kanada)	T+I	105	manta háló	20,000–163,000 L	0,050–4,955 db/m ³	légköri kiülepedés, szennyvíz-tisztítók
Gonzalez-Salidas et al. (2024)	Besòs és Tordera (Spanyolo.)	T	15 és 14	fém vödör, 50 µm szita	100 L	4,40 ±3,90/L 2,61 ±1,78/L	ipar, szennyvíz-tisztítók
Idowu et al. (2024)	Osun (Nigéria)	T	5	borostyán üveg	2.5 L	3791± 88–22,079±134 részecske /L	műanyag hulladék
Zhao et al. (2024)	XJ folyó (Kína)	T+I	21	rozsdamentes acél mintavevők	2,5 L	0,72–18,6 (7,32±2,36) db/L	szennyvíz-tisztítók, antropogén források

Tehát a térbeli monitoring vizsgálatok alapján adott pillanatban a mikroműanyag források és a gócpontok azonosíthatók (Yan et al. 2021). Azonban az egyszeri mérést megelőzően nem biztos, hogy minden szennyezőforrás, illetve nyelő egyformán aktív volt, így nem mindegyik feltárható, tehát csak hozzávetőleges képet adnak a szennyeződésről. Ugyanakkor egy sűrű feltáró mintavételezés feltárhatja azokat a pontokat, ahol hasonlóan alakul a mikroműanyag koncentráció, és például két közeli pont közül kiválasztható, hogy egy későbbi monitoring során melyik lesz a legalkalmasabb. Ráadásul a térbeli mérésekkel megállapítható, hogy a helyi áramlási viszonyokat befolyásoló hatások (pl. esés, gátak, duzzasztott szakaszok, nagyvárosok, mellékfolyók és vizük keveredése) hol és hogyan érvényesülnek.

Az **időben megismételt mérések** segítségével feltérható a folyón szállító mikroműanyag szennyezés kapcsolata a hidrológiai tényezőkkel. Campanale et al. (2020) öt vízmintavételi kampányt végeztek az Ofanto folyón (Olaszország) ugyanazon a ponton, a nap ugyanazon időpontjában 2017 februárja és 2018 májusa között. Megismételt mintagyűjtéseik során összesen 30 vízmintát gyűjtöttek. Eredményeik szerint februárban 10 ± 4 db/m³ volt a mikroműanyag koncentráció, majd csökkent, így októberben: $0,9 \pm 0,4$ db/m³ és decemberben $1 \pm 0,4$ db/m³ volt, majd újra nőni kezdett, és májusban 13 ± 5 db/m³ volt a mikroműanyag szennyezés. A mikroműanyag tartalom változásait részben a folyó hidrológiai paramétereinek alakulásával (vízszint változás, áramlási viszonyok megváltozása) magyarázták, részben azzal, hogy csapadékos időben a felszíni lefolyás megnövekedett, ami lemosta a felszínen lévő mikroműanyag szemcséket, tehát a magasabb koncentráció szárazföldi eredetű lehet. Mohsen et al. (2023a) az Alsó-Tiszán egy ponton, öt naponta vettek egy köbméternyi vízmintát, 72 alkalommal, két éven át. Összehasonlítva ezt más vizsgálatokkal, a mintavétel gyakorisága és hossza is kiemelkedő. A felmérés alatt $2-129$ db/m³ között alakult a víz mikroműanyag tartalma. Megállapították, hogy kapcsolat van a víz mikroműanyag tartalma, a lebegtetve szállított hordalék tartalom és vízszint-változás között. A kapcsolat emelkedő vízszinteknél volt a legszorosabb, amikor nőtt a lebegtetett hordalék és a szállított mikroműanyag koncentrációja is, ugyanakkor tartósan alacsony vízállásoknál (kisvizes időszakokban) volt a legkevesebb a mikroműanyag mennyisége (18 ± 11 db/m³). Barone et al. (2024) közel egy éven át, hat hetente vettek mintát manta háló segítségével 20 percen keresztül egy litván városi tóból. Mechanikus átfolyásmérőt használva $24,23-29,33$ m³ (átlagosan $27,23$ m³) vizet szűrtek át minden mérés során. Méréseik alapján a víz mikroműanyag koncentrációja nyáron volt a legmagasabb ($5,71$ db/m³), majd tél elején lecsökkent ($0,75$ db/m³). A mintákban a leggyakoribb mikroműanyagok a szálak voltak (95,6%). Tanulmányukban a késő tavaszi (május) és kora nyári (június) felszíni vízmintákban nemcsak több mikroműanyagot, hanem több szerves anyagot is találtak. Megfigyelték, hogy a lebegő algákkal aggregátumot képeztek a mikroműanyag szemcsék, így növelve a felszíni víz szennyezését. Véleményük szerint a szezonális hatásokat is figyelembe kell venni a monitorozás tervezésekor olyan régiókban, ahol az éves csapadékmennyiség nagyban változik. Továbbá azt is hangsúlyozzák, hogy a műanyag sűrűsége is nagyban hozzájárul ahhoz, hogy meddig van jelen a víztestben, és mikor süllyedhet le a meder aljára.

Bár nem közvetlenül a vízből történt Onay et al. (2023) mintavétele, kutatásuk mégis szorosan kapcsolódik a vízben szállítódó mikroműanyag szemcsék koncentrációjának meghatározásához. Vizsgálatuk során a vörös sügér (*Mullus barbatus*) emésztőrendszerében lévő mikroműanyagok szezonális előfordulását vizsgálták. Megállapították, hogy a mikroműanyagok legnagyobb része a téli és őszi időszakokban volt jelen, míg a nyári és tavaszi hónapokban csökkent a mennyiségük, méretükben nem találtak különbséget az évszakok váltakozásával. A téli hónapokban leginkább töredékeket és foszlányokat találtak, míg ősszel és tavasszal a szálak domináltak. Színük alapján minden évszakban a fehér szín dominált. Ősszel és télen hat különböző fajta műanyagot azonosítottak, míg a tavaszi és nyári hónapokban nem mutattak ekkora változatosságot.

Az üledékmintákhoz hasonlóan, ahhoz, hogy pontos és átfogó képet kapjunk egy folyórendszer vizének szennyezettségéről egyszerre kellene **térben és időben** is ismételni a vízmintavételeket. Mivel a folyamatos időbeli ismételéssel feltérképezhetők a hidrológiai hatások, a térbeli mérésekkel pedig feltárhatók a pontszerű források és nyelők. Rodrigues et al. (2018) márciusban és októberben gyűjtöttek szivattyú segítségével vízmintát az Antuã folyóból (Portugália). A mikroműanyagok mennyisége a vízben márciusban 58–193 db/m³ (azaz 5–8,3 mg/m³) között mozgott, míg októberben 71–1265 db/m³ (5,8–51,7 mg/m³) volt. Véleményük szerint ősszel azért volt magasabb a vízben a mikroműanyag szennyezettség, mert a mintavételi hely városias környezetben volt, és a mintavételt megelőzően esett és fújt a szél is. A mintavételezések során nemcsak vízből, de üledékből is vettek mintát. A kettőt összehasonlítva megállapították, hogy a mikroműanyagok mennyisége márciusban az üledékekben alacsonyabb míg a vízmintákban magasabb volt, mivel a 2016-os téli és tavaszi esőzések intenzívebbek voltak a nyári és őszi időszakhoz képest. Dris et al. (2018) kutatásaikat szintén városi szakaszokon végezték a Szajna és Marne folyón, Párizs térségében. A 0,2–4 m³ és 50–200 m³ mennyiségű vízmintákat 300 µm szövetű szitán szűrték át. Csak a szennyvíztisztítók kivezetéseinél találtak a vízben műanyag töredékeket, más pontokon csak műanyag szálak fordultak elő a vízben. A szintetikus szálak éves koncentrációja a Marne folyón 5,7–398,0 db/m³ volt (átlagosan: 100,6±99,9 szál/m³). Folyásirányban lefelé haladva azonban a mikroműanyagok mennyisége folyamatosan csökkent. Véleményük szerint az összes helyszínre egyformán ható globális tényezők valószínűleg nagyobb hatással vannak a koncentrációkra, mint a helyi tényezők, valamint felvetették, hogy a folyó vízhozama is kapcsolatban állhat a mikroműanyag szálak koncentrációjával. Chen et al. (2021) a malajziai Langat folyón egy évet felölelő kutatást végeztek. Mérési eredményeik adatai alapján a kisebb vízhozamú hónapokban 1,53±0,87 db/liter volt az átlagos mikroműanyag koncentráció, míg februárban szignifikánsan megemelkedett a vízhozam, így a mikroműanyagok koncentrációja is 17,83±6,73 db/literre nőtt. Zhdanov et al. (2022) becslése szerint a mikroműanyagok exportja az Észak-Dvina folyóból a Barents-tengerbe nem mutat jelentős szezonális változást. A mikroműanyagok exportja a tavaszi árvizek idején, májusban érte el a maximumot, 58 db/másodperc értékkel, míg a legalacsonyabb kibocsátás szeptemberben volt, 9 db/másodperc értékkel.

A mikroműanyagok a természetes lebegtetett hordalékhoz hasonlóan szállítódnak, (Cowger et al. 2021), hiszen hasonló a mérettartományuk (0,0001–5 mm), hasonlóan változatos alakú szemcsékből állnak, és aggregátumokat képezhetnek. Ugyanakkor eltérő tulajdonságaik is vannak, mivel korábban mozgásba lendülhetnek a kisebb sűrűségük miatt, mint a természetes szemcsék, és szállítás közben gyorsabban is aprózódhatnak (Waldschlager és Schüttrumpf, 2019). A különbségek ellenére egyes kutatók kapcsolatot találtak a lebegtetett hordalék és a mikroműanyag szállítás között (Laermanns et al. 2021, Moshen et al. 2023a), míg mások szerint a két szállított anyag között nincs kapcsolat (Piehl et al. 2020). Az eltérések adódhatnak abból, hogy az egyes szerzők eltérő tér- és időbeli felbontásban vizsgálták a vízrendszereket, hiszen az árvizek áradó ágában szorosabb a két paraméter között a kapcsolat (Ockelford et al. 2020), mint kisvízkor, amikor a szemcsék leülepszene a mederfenékre (Laermanns et al. 2021, Moshen et al. 2023a).

A legutóbbi kutatások már nem csupán a források és a vízjárás szerepét tárták fel, de a vízfolyások víz- és hordalékszállítását alapvetően befolyásoló duzzasztókét is, hiszen a duzzasztók mögötti tározókban a vízsebesség alapvetően módosulhat. Weideman et al. (2019) szerint a duzzasztók nem befolyásolják a mikroműanyagok vízben mért mennyiségét, mivel nem találtak különbséget a mikroműanyag koncentrációkban a duzzasztógátak felett és alatt elhelyezkedő mintavételi helyek között, továbbá nem mutatkozott erős korreláció a mikroműanyag koncentráció és a gát távolsága között. Ugyanakkor megjegyezték, hogy a mikroműanyagok és mikroszálak visszatartási aránya egy folyóban vagy tározóban a műanyag sűrűségétől, méretétől és alakjától függ. Például a víznel jóval nagyobb sűrűségű műanyagok mederanyagként szállítódnak, és ezek a legvalószínűbbek, hogy (ideiglenesen) csapdába esnek egy tározóban. Ezzel szemben a kisebb tárgyak és azok, amelyek sűrűsége csak kismértékben nagyobb, mint a vízé, a folyó vízoszlopában maradhatnak lebegve, de a vízsebesség és a turbulencia csökkenésével, amikor a víz belép a tározóba, lesüllyedhetnek és felhalmozódhatnak az aljzati üledékekben. A tanulmányban csak lebegtetve szállított mikroműanyagokat és mikroszálakat vizsgáltak, de valószínű, hogy a mikroműanyag törmelékek és mikroszálak felhalmozódnak a tározók aljzati üledékeiben, így megakadályozva, hogy lefelé haladjanak az áramlással. Véleményük szerint még fontos továbbá figyelembe venni a tározó méretét, a vízgyűjtő terület meredekségét, valamint a tározóba befolyó víz mennyiségét is. Weideman et al. (2019) eredményeivel szemben Zhang et al. (2015) azt találták, hogy a mikroműanyagok koncentrációja a Három-szurdok vízerőműben (Jangce, Kína) körülbelül 1–3 nagyságrenddel magasabb volt, ami arra utal, hogy a tározók potenciális gócpontokként szolgálhatnak a mikroműanyag szennyezés szempontjából. A vízvisszatartás következtében a vízfelszínen lebegő anyagok nem tudnak áthaladni a gáton. A folyó duzzasztása drasztikusan megváltoztatta a hidrológiai feltételeket. A felvízről érkező lebegő anyagok és a vízszint-emelkedés következtében elárasztott területekről származó úszó hulladékok a tározó vízfelszínén rekednek és halmozódnak fel. A mikroműanyag koncentráció fokozatosan növekedett a gát felé haladva. Han et al. (2023) véleménye szerint a duzzasztógátak műanyagok szállítására gyakorolt hatása a folyó áramlási és hidrodinamikai feltételeire, valamint a műanyag tulajdonságaira gyakorolt hatásától függ. Általánosságban elmondható, hogy a gyenge hidrodinamikai feltételek kedveznek a

mikroműanyagok lerakódásának, mivel biofilm-képződés és/vagy aggregáció következik be Han et al. (2023). Ezenkívül olyan tulajdonságok, mint a méret, a sűrűség és az alak, befolyásolhatják a műanyagok vertikális mozgását, és így azok képességét, hogy áthaladjanak a gáton. Azok a nagyobb műanyagok, amelyek sűrűsége kisebb, mint a vízé, nehezebben szállítódnak vertikálisan, ezért valószínűbb, hogy a tározóban maradnak. A mikroműanyagok esetében azonban a gát visszatartó hatása korlátozott, a visszatartott nagyobb műanyagokat vagy manuálisan eltávolítják más lebegő törmelékkel együtt, vagy az idő múlásával, az állandó időjárási hatások alatt mikroműanyaggá bomlanak Han et al. (2023). Nocoń et al. (2020) kutatása azt mutatta, hogy a gát típusa és működése alapvetően befolyásolja a tározók mikroműanyag visszatartó képességét. A víz a gátakból különböző módokon áramolhat ki: túlfolyhat a gát felett, vagy a gát koronája alatt, különböző mélységekben, beleértve az alsó zónát (hipolimnion). Minden esetben jelentős csökkenést figyeltek meg a mikroműanyagok mennyiségében a tározók gátjai alatt. Ez arra utal, hogy a vizsgálatban szereplő gátak tározói csapdaként működhetnek a felszíni víz 0–13 cm-es rétegében jelen lévő mikroműanyagok számára. Valószínűleg ez összefüggött azzal a ténnyel, hogy az összes vizsgált tározónak alsó kifolyása volt. Ennek eredményeként a mikroműanyag részecskék nem kerülnek ki a kifolyó vízzel. Liu et al. (2022) kutatása kimutatta, hogy a mikroműanyagok a tározók duzzasztása után hajlamosak a tározó elülső részében és a part menti vízben felhalmozódni. Emellett a szabadon lebegő növényi maradványok is felhalmozódnak a tározókban, ami a mikroműanyagok lesüllyedését eredményezi. A mikroműanyagok mennyisége a part menti vizekben (átlagosan: 8,45 db/L) jelentősen magasabb volt, mint a vizek közepén (átlagosan: 4,80 db/L). A vertikális eloszlás szempontjából a szálak százalékos aránya a három vízrétegben (felszíni, köztes és mély) kevésbé változott más mikroműanyag típusokhoz képest. Mélyebb vízben több 200 µm-nél kisebb részecskéjű mikroműanyag fordult elő. Ugyanakkor kevesebb 200–500 µm méretű mikroműanyag volt jelen. A felszíni vízben a polisztirol (PS), polipropilén (PP) és polietilén (PE) a fő polimertípusok, míg a mély vízben a polivinil-klorid (PVC), PE és polietilén-tereftalát (PET) gyakori. A part menti vízben a lebegő növényi maradványok száraz tömege pozitív korrelációt mutatott a mikroműanyagok különböző rétegekben mért mennyiségével. Xiong et al. (2019) a Három-szurdok vízerőműben (Jangce, Kína) pozitív korrelációt talált a mikroműanyagok és mezoműanyagok mennyisége között. Di et al. (2019) kutatásukban arról számoltak be, hogy a folyó felső szakaszairól szállított mikroműanyagok felhalmozódhatnak a gát közelében, így minél közelebb van a gáthoz a mintavételi pont, annál magasabb mikroműanyag koncentrációt mértek mind az üledékekben, mind a vízben.

A Duna magyarországi szakaszán, valamint a Duna menti szennyvíztisztító telepeken végzett kutatást Palotai et al. (2021). A mikroműanyagok koncentrációja a befolyó szennyvízben átlagosan 1800 db/m³ volt (800–4400 db/m³), míg a tisztított szennyvízben 11,7–84,6 db/m³-t volt. A Duna vízében 9,4–27,9 db/m³ volt a koncentráció. Bár a szennyvíztisztítók kifolyó vizének mikroműanyagok koncentrációja nem haladja meg jelentősen a folyóvízben mért koncentrációkat, a tisztított szennyvíz még így is problémát jelent. A mikroműanyagok fő forrásaiként a szennyvíztisztítók kibocsátásait, valamint az esővíz-elvezetésből és egyéb városi tevékenységekből származó szennyezést jelölték meg. Vizsgálataik kimutatták, hogy a mikroműanyagok

koncentrációja folyásirányban lefelé haladva közel 44%-kal nőtt Budapest alatt. A Duna áramlási sebessége és a lebegtetve szállított hordalék tartalma jelentős hatással volt a mintavételi eredményekre, különösen az áramlás természetes változásai miatt. Szintén a Duna budapesti szakaszán végzett kutatást Gere et al. (2024), a tisztított szennyvíz kivezető alvízi részén, 1000 m³-ben 0–500 mg mikroműanyag szemcsét találtak. Az áramlási sebesség befolyásolta a mikroműanyagok eloszlását, de nem mutattak ki egyértelmű térbeli különbségeket, továbbá a méretük, alakjuk és a sűrűségük is befolyásolták a vízrétegben való elhelyezkedésüket. Đurišić-Mladenović et al. (2024) kutatásait a Duna vízgyűjtő középső szakaszának alsó részén végezték (Nyugat-Balkán országaiban, Horvátországban és Szlovéniában), kimutatták, hogy a szennyvízkezelési gyakorlatok hiányosságai ezen a területen jelentős szerepet játszanak a szennyezés jelenlétében. Kutatásaik szerint a szennyező anyagok fő forrásai között a szennyvíz-kibocsátás, az ipari szennyezés és a mezőgazdasági eredetű vízszennyezés szerepelt. Kardos et al. (2024) szintén a Duna vízgyűjtőjén végeztek kutatásokat négy országban (Ausztria, Magyarország, Románia, Bulgária). Összefüggéseket találtak a szennyezőanyagok koncentrációja és a földhasználat, a gazdasági fejlettség és a hidrológiai viszonyok között. A magas vízállás során a nehézfémek és egyéb részecskékkel kötődő anyagok koncentrációja jelentősen megnőtt a vízben. Ez azzal magyarázható, hogy az üledékek erőteljes áramlása miatt ezek az anyagok felszabadulnak és újra a vízoszlopba kerülnek.

Bordós et al. (2019) kutatásaikat Magyarországon, a Zala folyón, Tisza-tavon és a Balatonon végezték. A vízmintákban 3,52–32,05 db/m³ mikroműanyagot találtak, a legmagasabb mikroműanyag koncentráció a Zala folyón 23,85 db/m³ és a Tisza-tavon 23,12 db/m³ volt. Megállapították, hogy a tavak egyfajta mikroműanyag elnyelőként működnek. A mikroműanyagok fő forrásai a természetes vízfolyások, valamint a szennyvízbevezetés és városi szennyeződések, de befolyásolják a mikroműanyagok koncentrációját a folyók áramlási sebessége és a mintavétel környezeti viszonyai. Svigruha et al. (2023) szintén a Balatonon végezték kutatásaikat, átlagosan 5,5 db/m³ volt a mikroműanyag koncentráció a vízben. A mikroműanyagok jelenléte összefüggést mutatott a part menti emberi tevékenységekkel és a szennyvíztisztítók közelségével. A turisták által generált szennyezés és a nyári hónapokban (július – augusztus) megnövekedett emberi aktivitás jelentős hatással volt a mikroműanyag szennyezésre.

Összességében megállapítható, hogy a folyók vizében lebegtetve szállítódó mikroműanyagok mennyiségét – az üledékekhez hasonlóan – elsősorban a szennyezőforrásból érkező mikroműanyag utánpótlás mértéke határozza meg (Bordós et al. 2019; Palotai et al. 2021; Đurišić-Mladenović et al. 2024; Gere et al. 2024). Ugyanakkor a hidrológiai befolyásoló tényezőket meglehetősen kevesebbszer vizsgálták a kutatók (Campanale et al. 2020; Palotai et al. 2021; Liu et al. 2022; Gere et al. 2024; Kardos et al. 2024). A vízjárás által vezetett átrendeződés, a vízmélység, a mellékfolyók szerepe, mikroműanyag sűrűsége és a tározók alapvetően befolyásolhatják a mikroműanyagok szállítódását, lerakódását (Zhang et al. 2015; Nocoń et al. 2020; Palotai et al. 2021; Laermanns et al. 2021; Liu et al. 2022; Moshen et al. 2023a; Han et al. 2023; Kardos et al. 2024; Zhou et al. 2024).

2.4. Módszertani különbségek a mikroműanyagok mintavétele során

Az eddigi kutatások nagyon sokféle, nehezen összehasonlítható eredményt hoztak. Fórián és Kiss (2022) kutatása rávilágít arra, hogy az üledékmintáknál nem mindegy milyen mélységből származnak a minták, hiszen a mélyben más korú üledékek vannak, melyek nem a valós szennyezettséget mutatják meg. Kiemelték, hogy az is fontos, hogy milyen folyóvízi formán történik a mintavételezés, illetve, hogy az a folyóvízi forma mennyi idő, esetleg aktívan fejlődik-e, vagy csak időszakosan öntik el a magasabb árhullámok (Fórián és Kiss 2022). Mivel az aktívan fejlődő folyóhát esetében még 50 cm mélységben is jelen vannak a mikroműanyag részecskék, addig az ártér távolabbi részein csupán 0-10 cm mélységig. Itt meg kell említeni, hogy az üledékek aktuális szennyezettségét a frissen lerakott üledékek vizsgálatával lehet kimutatni, ezért fontos a mintavétel helyszínét megfelelően kiválasztani, például egy aktívan fejlődő folyóvízi formát. Továbbá az sem mindegy milyen eszközökkel (pl. fém-, üveg eszközök) történik a mintavételezés, mivel mintavételezés közben is elszennyeződhet a minta (Bordós et al. 2019; Aghadadashi et al. 2024).

Különösen változatos körülményeket írtak le a vízmintavételek során (3. Táblázat). Az egyik legnagyobb probléma a mintavétel módszertana. A publikációkban ritkán szerepel, hogy milyen vízmélységből gyűjtik a mintát. Rendszerint a felszínközeli 10-20 cm-es vízmélységből nyerik a vízmintát, de van olyan mérés is, amikor a felszíni minták mellett a keresztmetszvény közepét, illetve alsó harmadát is megmintázták (Liu et al. 2022; Han et al. 2023; Gere et al. 2024). Az, hogy a meder mely pontján (sodorvonalban vagy a partok mentén) történik a mintavétel, rendszerint nem közlik, noha a meder-keresztmetszet adott pontján a mikroműanyag mennyisége eltér a folyón áthaladó valós mennyiségtől (Liu et al. 2021). Ráadásul a megmintázott (átszűrt) vízmennyiség sem egységes. A vízmintákat rendszerint szivattyúzással gyűjtik, miközben kiszivattyúznak néhány litertől több m^3 -ig terjedő vízmennyiséget (Rodrigues et al. 2018), vagy mérőedényekkel néhány liter vizet gyűjtenek (Schmidt et al. 2020; Eo et al. 2019; Idowu et al. 2024), ami lehetővé teszi, hogy egységnyi térfogatban meghatározzák a mikroműanyag mennyiségét és így a koncentrációját (Chen et al. 2021, Zhao et al. 2024). Azonban így a mintavételezett víz térfogata három nagyságrenddel változhat. Emellett használnak fix uszadékgyűjtő hálót (Lechner et al. 2014) vagy lebegő manta hálót is (Faure et al. 2015). Ezek a módszerek a számításokat sokkal bizonytalanabbá teszik, mivel a pontos átáramló vízmennyiséget nehéz megadni.

Néhány példa az eltérő mintavételezésekre, amelyek, mint azt bemutatam abból is erednek, hogy a vizsgált folyók mikroműanyag szennyezettsége nagyon eltérő. Faure et al. (2015) hat helyszínről, összesen 360 m^3 vizet vizsgáltak meg Rhone (Svájc) folyón, azaz átlagosan 60 m^3 -t, amelyben a nagy mintavételi mennyiség ellenére is átlagosan csupán 7 db/m^3 ($1,4 \text{ mg/m}^3$) volt a mikroműanyag szemcse. Estahbanati és Fahrenfeld (2016), nyolc helyről vettek mintát már jóval kevesebb, $1,3\text{--}3,5 \text{ m}^3$ víztömeget szivattyúzva ki a Ratian folyóból (USA), a minták összesen $24\text{--}71,7 \text{ db/m}^3$ mikroműanyagot tartalmaztak. Ezekhez a mérésekhez képest jelentősen szennyezett vízfolyásokon lényegesen kisebb vízmennyiségekkel is dolgoznak. Wang et al. (2017) a kínai Wuhan folyón csupán 20 liter vízmintát vettek mintavételi

pontonként, melyek mikroműanyag tartalma 1660–8925 db/m³. Az előzőhöz hasonlóan Di és Wang (2018) alig több, 25 liter vízmintát vettek a kínai Jangcéből, amely 1597–12611 db/m³ mikroműanyag szemcsét tartalmazott. A franciaországi Szajnából Dris et al. (2018) változatos mennyiségű (0,43-2 m³) vízmintát vettek, amelyben 4-108 db/m³ mikroműanyag szemcsét találtak. Eo et al. (2019) a Nakdong folyón (Dél-Korea), 100 liter vizet vettek, de szintén magas (293–4760 db/m³) szennyezettséget mértek a szennyvíztisztító telepek hatásának köszönhetően. Scherer et al. (2020) kisebb szennyezést mért (5,57±4,33 db/m³) 3,2–32,7 m³ mennyiségű vízből.

Az összehasonlíthatóságot az is nehezíti, hogy a mintavételek nagyon különböző környezeti, elsősorban hidrológiai feltételek mellett zajlanak és a mérések hidrológiai háttérét ritkán adják közre a publikációkban. Például érdemes lehet figyelembe venni a lebegtetve szállított hordalék tartalmát is, mivel a mikroműanyagok a lebegtetett hordalékhoz hasonlóan szállítódhatnak, a lebegtetett hordalékok monitorozására vonatkozó ismereteket alkalmazhatjuk a mikroműanyagok kutatásában is. De figyelembe kell venni, hogy a természetes hordalék növeli a mikroműanyag leülepedés mértékét (Mancini et al. 2023), mivel aggregálódhatnak (Hamdan et al. 2023). Ugyanakkor különbségek is lehetnek a természetes hordalék és a mikroműanyag szállítódása között, mivel a mikroműanyag szemcséknek jelentősen szélesebb a sűrűség-skálája, könnyebben deformálódnak és aprózódnak (Waldschlager és Schüttrumpf 2019).

Mohsen (2024) egyedülállóan hosszú és részletes vizsgálat alkalmazásával bizonyította, hogy a mikroműanyag szállításban az eltérő hidrológiai helyzetekben különbözőségek figyelhetők meg a mikroműanyag szállításban. Ugyanis míg kisvízekkor a lebegtetve szállított hordalék koncentráció és mikroműanyag koncentráció között elhanyagolható a kapcsolat, addig árhullámoknál a kapcsolat szorosabbá válik, különösen az árhullámok áradó és tetőző szakaszán. Laermanns et al. (2021) is szoros kapcsolatot dokumentáltak a mikroműanyag szállítás és az árhullámok között, az árhullámok hatékony mikroműanyag szállítószalagok míg a kisvizek idején a leülepedés jellemző. Ezeket a különbségeket figyelembe kell venni a mintavétel során; és publikálni kellene az adott vizsgálat hidrológiai háttérét. A helyzet még összetettebb, ha figyelembe vesszük, hogy a mintavétel sokkal egyszerűbb és kevésbé veszélyes alacsony vízállásnál, ezért valószínűleg a legtöbb vizsgálat alacsony vízállás mellett történik.

3. Vizsgálati terület

3.1. A Tisza vizsgált szakaszai és vízrajza

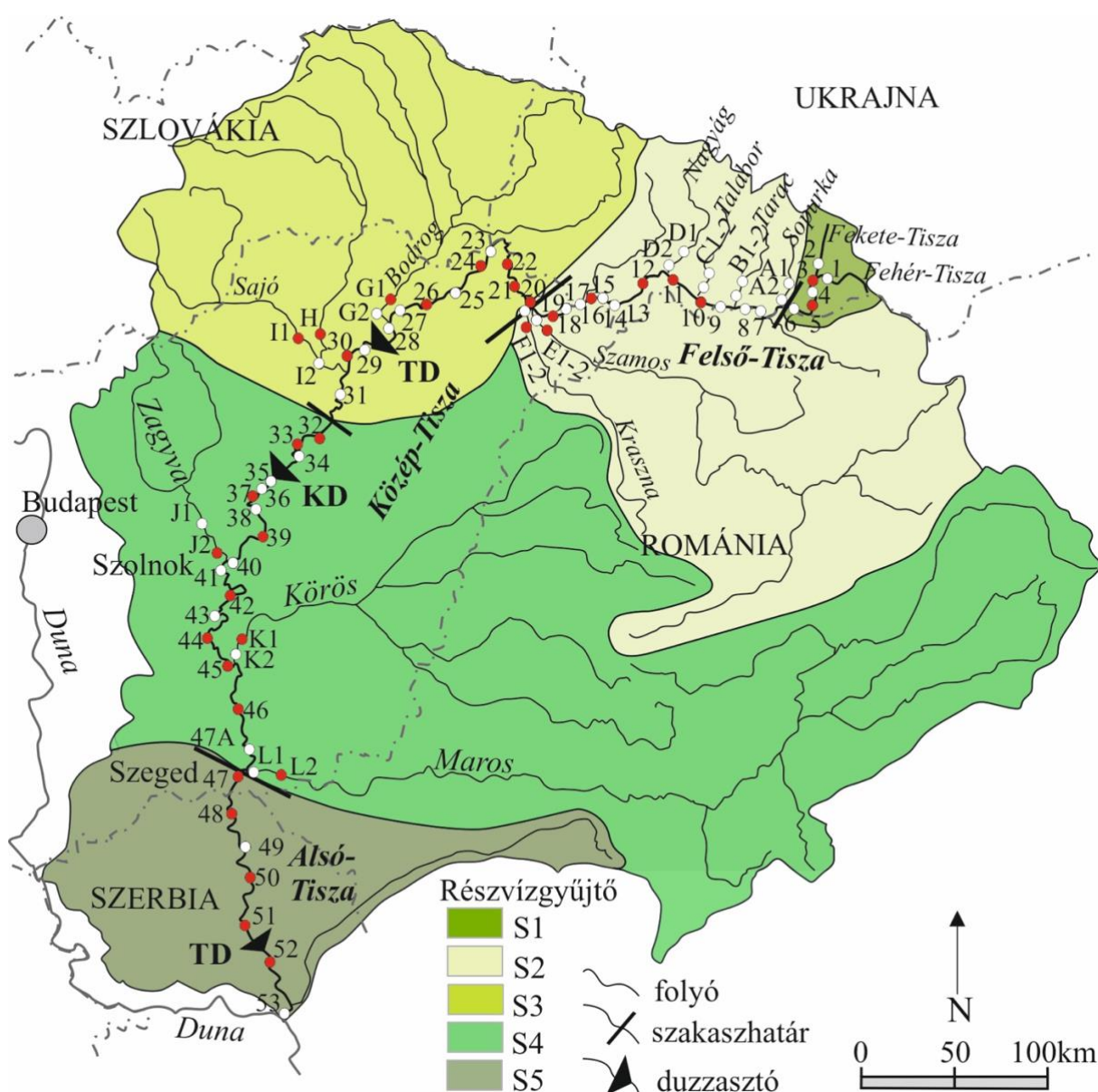
Vizsgálataimat a Tisza forrásvidékétől a torkolatáig végeztem (2. ábra) (hossz: 946 km; vízgyűjtő terület: 157.200 km²; Lászlóffy 1982), amely a Duna egyik legnagyobb mellékfolyójaként a Kárpát-medence keleti feléről gyűjti össze a vizeket (Somogyi 2003). A vízgyűjtőn öt ország, Ukrajna (8,1%), Szlovákia (9,7%), Románia (46,2%), Magyarország (29,4%) és Szerbia (6,6%) osztozik (2. ábra), amelyek eltérő természetföldrajzi jellemzőkkel, valamint hulladék- és szennyvízkezelési gyakorlattal rendelkeznek (Kiss et al. 2021).

A hosszú távú adatok alapján a Tiszán jellemzőek voltak a hóolvadásból származó tavaszi, illetve a kora nyári áradások, amikor a hegyvidéki hóolvadás és a tavaszi esők egybeesnek (Lászlóffy 1982). Az utóbbi évtizedben azonban ezeket kisebb, mederkitöltő vízszintet nem meghaladó árhullámok váltották fel, főként télen. A kisebb vízgyűjtőkön nyári árhullámok alakulhatnak ki mediterrán ciklonokhoz kapcsolódó zivatarok hatására. Korábban az alacsony vízállás augusztus és február között volt jellemző, de ez az időszak most kitolódott és meghosszabbodott (tavasztól késő őszig). A folyó vízjárása szélsőséges, a Felső-Tiszán, Vásárosnaménynál a legnagyobb és legkisebb vízszintek közötti abszolút különbség 1178 cm, a legnagyobb vízhozam ($Q_{\max}=3930\text{ m}^3/\text{s}$) pedig 131-szer nagyobb a legkisebb vízhozamnál ($Q_{\min}=30\text{ m}^3/\text{s}$) (Mezősi 2011). Ezek az értékek folyásirányban lefelé növekednek, Szegednél a vízszintek közötti különbség 1355 cm, és a legnagyobb és legkisebb vízhozam aránya 72,5-szeres ($Q_{\max}=4350\text{ m}^3/\text{s}$; $Q_{\min}=60\text{ m}^3/\text{s}$) (Kiss et al. 2019.). A Felső-Tiszán (Vásárosnamény) az árvíz általában 2–3 héttel megelőzi a közép-tiszai (Szolnok) árvízcsúcsot. Azonban a közép- és alsó-tiszai árvízcsúcsok akár egybe is eshetnek a Duna visszaduzzasztó hatása miatt. Míg a Felső-Tiszán az árhullámok néhány napig tartanak, addig Közép- és Alsó-Tiszán a tetőzés elnyújtott és egy-egy árhullám több héten át tarthat. Ezeken a szakaszokon nagy szerepet játszanak az árhullámok levonulásában a becsatlakozó mellékfolyók, melyek árhullámai gyakran egybeesnek a Tiszáéval és visszaduzzaszthatják az éppen áradó, kis esésű főfolyót. A nyár közepétől tél végig tartó kisvizes időszakban kisebb árhullámok is levonulhatnak. A vízszinteket alapvetően befolyásolják a duzzasztók. Különösen a kisvízi tartományban érződik a hatásuk, hiszen például az Alsó-Tiszán Szegednél kb. 200 cm-rel magasabbak a kisvízi vízszintek a szerbiai törökbecsei visszaduzzasztás miatt (Lászlóffy 1982).

Az első rendszer-szintű hordalékmérést az 1960-as években végezték (Bogárdi, 1971). Azóta a vízügyi hatóságok havi rendszerességgel, öt helyszínen mérik a lebegtetett hordalékot. A Tisza lebegtetett hordalék szállítása lefelé haladva növekszik, míg 0,9 millió m³/év Vásárosnamény–Gergelyugornyán, addig 12,2 millió m³/év Szegeden. Ezzel szemben a fenékhordalék szállítás 22600 m³/évről lecsökken 9000 m³/évre (Bogárdi, 1971). Ezek az adatok azonban valószínűleg már nem érvényesek, mivel a Tiszán duzzasztógátakat építettek Tiszalöknél (1959), Kiskörénél (1973) és Törökbecsénél (1976). A visszaduzzasztott szakaszok, illetve a Tisza-tó hatékony üledécsapdák, és évente 600–900 ezer m³ üledéket fognak fel (Csoma et al. 1967; Rákóczy, 1996).

A havi mérések alapján (1998–2002) a lebegtetett hordalék mennyisége 113–1553 g/m³ között változik Szolnokon, és 157–1880 g/m³ között Szegeden. A lebegtetett hordalék tartalom legmagasabb értékei (138–248 g/m³) az áradások csúcsa előtt jelennek meg, de alacsony vízállások idején a szállított lebegtetett hordalék nagy része a mederfenéken ülepszik le (Csépes et al. 2003).

A Tisza teljes hossza klasszikusan három szakaszra (Felső-, Középső és Alsó-Tisza) osztható (Lászlóffy 1982), azonban az elemzés megkönnyítése miatt a Felső- és a Közép-Tiszát kettéosztottam, így összesen öt szakaszt (S1-S5) és a hozzájuk tartozó részvízgyűjtőket különítettem el a hidrológiai és geomorfológiai jellemzők alapján.



2. ábra: A Tisza vízrendszere és a mintavételi pontok helyzete. A teljes Tisza öt szakaszra osztható, amelyekhez jelentősen eltérő vízgyűjtő területek tartoznak. A Tisza vízjárását a Tiszaleti duzzasztó (TD), a Kiskörösi duzzasztó (KD) és a Törökbecsei duzzasztó (BD) befolyásolja. Fehér jelölő: üledékmintavételi pont; piros jelölő: üledék- és vízmintavételi pont.

A Felső-Tisza felső szakasza (S1: 946–927 fkm) a Tisza forrásvidékének hegyvidéki területein található. A folyót itt nagy esés (20-50 m/km), és nagy vízsebesség jellemzi (2-3 m/s) (Lászlóffy 1982). A két forráság (Fehér- és Fekete-Tisza) Rahónál (Rakhiv) egyesül, majd a völgy kiszélesedik és esése 5 m/km-re csökken. Ezen a szakaszon a meder sziklatalapzaton fut, a Tisza helyenként nagyobb kötömbökből és kavicsokból (10-20 cm) oldalzátonyokat épít (Lászlóffy 1982). Felső-Tisza felső, S1 szakaszához tartozó vízgyűjtőn a legnagyobb település Rahó (15 ezer fő), de a völgyekben 15 kisebb település van, összesen 32 ezer fővel (Tarpai 2013, World Bank 2015a). Bár a vízgyűjtőnek ez csupán kis részét képviseli (részvízgyűjtő területe: 2 ezer km², ami a teljes vízgyűjtő 1,3%-a), jelentősen hozzájárul a Tisza műanyag-szennyezéséhez, amit részben az magyaráz, hogy a szűk völgyben nehézkes a hulladékok szakszerű kezelése (4. táblázat).

4. táblázat: A Tisza szakaszainak jellemzése (forrás: *Vízrajzi Évkönyv, **Kiss 2014)

Szakasz	Vízgyűjtő területe* (aránya a teljes vízgyűjtőn belül)	Vízhozammérő szelvény*		Vízhozam*, **		
		Helye	Torkolattól való távolság (fkm)	kisvízi (m ³ /s)	közepes (m ³ /s)	árvízi (m ³ /s)
Felső-Tisza, felső (S1)	2081 km ² (1,3%)	Rahó	897	1,6	17	860
Felső-Tisza, alsó (S2)	10540 km ² (6,7%)	Tiszabecs	744	29	197	3360
Közép-Tisza, felső (S3)	50109 km ² (32%)	Tokaj	543	88	464	4000
Közép-Tisza, alsó (S4)	75678 km ² (48%)	Szolnok	334,6	65,5	564	3820
Alsó-Tisza, (S5)	18792 km ² (12%)	Szeged	173,6	57,8	738	4346

A Felső-Tisza alsó szakasza (S2: 927–688 fkm) a hegyvidékből való kilépéstől a Szamos torkolatáig tart (ld. Mellékletek, M1 táblázat), a hozzátartozó részvízgyűjtőket elősorban domb- és síkvidéki domborzat jellemzi, bár a vízgyűjtő peremén a hegyvidék is megjelenik. Ezen a szakaszon a Tisza széles völgytalpon kanyarog. Esése fokozatosan 110 cm/km-re, majd 13 cm/km-re mérséklődik, azonban mivel a meder anyaga laza, ezért gyors parterózió zajlik, és a fonatos-anasztomizáló mederben kavicsos-homokos szigetek és zátonyok alakultak ki (Kiss et al. 2015). A kárpátaljai szakaszon az anasztomizáló mederben (esés: 110 cm/km) évente 22,6 m³ fenékhordalék szállítódik, amely 50-100 mm átmérőjű kavicsokból áll (Bogárdi 1971). A Felső-Tisza hazai szakaszán meanderező mintázatúvá válik a Tisza (esés: 13 cm/km) és a fenékhordalék szemcsemérete is csökken (Tivadarnál átlagosan: 0,25 mm; Bogárdi 1971). Az S2 szakaszon viszonylag magas a lebegtetett hordalék mennyisége (918 ezer t/év; Mezösi 2011). A Felső-Tisza ezen szakaszához tartozó vízgyűjtő kb. 11 ezer km²-nyi területű (azaz a teljes vízgyűjtő 6,7%-a, 4. táblázat), rajta három ország (Ukrajna, Románia és Magyarország)

osztózik (World Bank 2015a, b, c). Ezen a részvízgyűjtőn lévő nagyobb város Ungvár (112 ezer fő), míg a teljes lakosság száma kb. 2,7 millió fő (Tarpai 2013, World Bank 2015).

A Közép-Tisza felső szakasza (S3: 688–484 fkm) a Szamos torkolatától a Sajó torkolata alatti Tiszakesziig tart (ld. Mellékletek, M1 táblázat), részvízgyűjtői a kárpátaljai és felvidéki jellemzően hegy- és dombvidékekről, illetve a hazai síkvidéki területeiről gyűjtik össze a vizet. A meder esése 3–6 cm/km, és a vízsebesség is csupán 0,1–0,5 m/s (Lászlóffy 1982). A víz- és hordalékjárást a szakasz közepén található Tiszalöki Duzzasztó szabályozza, amely kb. 75 km hosszon duzzaszt vissza. A szállított fenékhordalék mennyisége 3,9 ezer m³/év (Mezősi 2011), ami átlagosan 0,3 mm átmérőjű Záhonynál (Bogárdi 1971). A Közép-Tisza felső, S3 szakaszán a lebegtetett hordalék dominál (Tiszapalkonya: 5,4 millió m³/év; Mezősi 2011). A szakaszhoz megközelítőleg 50 ezer km² vízgyűjtő terület tartozik (teljes vízgyűjtő 32%-a), amely Ukrajna, Szlovákia, Magyarország és Románia között oszlik meg. Rajta lévő nagyobb városok Nyíregyháza (118 ezer fő), Miskolc (157 ezer fő), Kassa (239 ezer fő) és Kolozsvár (303 ezer fő), a teljes népesség megközelítőleg eléri a 2,5 millió (Romanian Water Association 2011, Tarpai 2013, World Bank 2015d).

A Közép-Tisza alsó szakasza (S4: 484–177 fkm) a Maros torkolatáig tart (ld. Mellékletek, M1 táblázat). Ezen a szakaszon a Tisza esése már csak 1–3 cm/km, a vízsebesség is csupán 0,1–0,5 m/s (Lászlóffy 1982), így a szállított fenékhordalék is már aprószemű homok, hiszen Tiszabónél az átlagos szemcseméret 0,12 mm (Bogárdi 1971, Alföldi és Schweitzer 2003). A szakaszon található a Kiskörei Duzzasztó, ami egészen a felette lévő Tiszalöki Duzzasztóig, azaz 115 km-en keresztül duzzasztja vissza a Tiszát, amely az esést 3,7 cm/km-ről 2,5 cm/km-re csökkenti (Lászlóffy 1982). A duzzasztás miatt létrejött a 127 km² területű Tisza-tó, amely jelentősen befolyásolja a hordalék szállítását és leülepedését. A Tisza-tóban a feltöltődés mértéke átlagosan 1,3–1,5 cm/év (Teszárné Nagy et al. 2009). A Tisza-tóban is megfigyelhető, akárcsak a Tiszalök feletti szakaszon, hogy maga a Tisza meder szélesedik, és a rézsűi ellaposodnak (Dóra 1996). A Közép-Tisza alsó, S4 szakaszán is a lebegtetett hordalék dominál, amelynek mennyisége Tiszabónél évi 3,3 millió m³ (Lászlóffy 1982). Az S4 szakaszhoz tartozó részvízgyűjtőkön Magyarország és Románia osztózik. Az itt lévő, 100 ezer főnél nagyobb városok Nagyvárad (201 ezer fő), Arad (162 ezer fő), Marosvásárhely (142 ezer fő). A részvízgyűjtők teljes népessége megközelítőleg 4 millió fő (European Court of Auditors).

Az Alsó-Tisza (S5: 177–0 fkm) a Maros torkolatától kezdődik, és a dunai torkolatig tart, a szakasz döntő hányada Szerbia területén található, és zömében síkvidéki területek tartoznak a vízgyűjtőjéhez (ld. Mellékletek, M1 táblázat). A Tisza esése (1–0 cm/km) és vízsebessége (0,0–0,2 m/s) a Törökbecsei Duzzasztómű működési rendjétől függ. Ez a duzzasztó közel 200 km hosszan duzzasztja vissza a Tiszát, de csak meder-duzzasztásról van szó. Azonban a duzzasztás hatással van az S4 szakasz alsó részére is, mivel egészen a Hármaskörös torkolatáig ér (Vágás és Bezdán 2015). Emiatt a vízsebesség is csak az árvizek fel- és leszálló ágában éri el az 1 m/s-ot, ezért az Alsó-Tisza jellemző fenék hordalékának anyaga Szegednél kis (0,13 mm) szemcseméretű (Bogárdi 1971, Lászlóffy 1982). A szakasz lebegtetett hordalékhozama 12,26 millió m³/év, ugyanakkor fenékhordalék-hozama csupán 9000 t/év Szegednél (Nagy et

al. 2017). Kiss et al. (2011) vizsgálatai kimutatták, hogy a mederfenéken nincs recens hordaléklerakódás, és sok helyen nagy terjedelmű üstök alakultak ki. Az Alsó-Tisza vízgyűjtő területe közel 19 ezer km² (a teljes vízgyűjtő 12%-a, 4. táblázat). A vízgyűjtő Románia, Szerbia és Magyarország között oszlik meg, rajta lévő nagyobb városok: Szabadka (105 ezer fő), Szeged (162 ezer fő), Temesvár (306 ezer fő), teljes népessége kb. 1 millió fő (World Bank 2015e).

3.2. A mellékfolyók főbb hidrológiai jellemzői

A főfolyón az árhullám-sorozatok tél végétől, kora tavasszal jellemzőek a hóolvadásnak és a nyár eleji esőknek köszönhetően, bár egyre gyakoribbá válnak a későőszi és téli árvizek is (Lászlóffy 1982, Vágás és Bezdán 2015). Ehhez nagyban hozzájárul a Szamos vízgyűjtőjén gyakori tavasz eleji és tavaszi hóolvadás, de gyakoriak még a kora nyári csapadék maximumból kialakuló árvizek is (Vágás és Bezdán 2015). A Kraszna, bár szinte a Szamossal együtt csatlakozik a Tiszába, mégis egy nagyon kis jelentőségű mellékfolyó (Vágás és Bezdán 2015, 5. táblázat). A Bodrog vízgyűjtőjén levonuló áradások már szinte nem is érződnek a Tiszán a szlovák oldalon létesített árvíztározók miatt (Vágás és Bezdán 2015). A Hernádon jellemzőek a kora tavaszi árhullámok, de heves esőzések következtében kialakulhatnak villám árvizek is (Kiss 2014). Akárcsak a Bodrog, úgy a Sajó (mely a Tiszába már a Hernáddal együtt folyik) árvizeinek hatása sem érzékelhető Tiszán (Vágás és Bezdán 2015). A Zagyva, hasonlóan az előbbi mellékfolyókhoz, árhullámai közel jelentéktelenek. A Hármaskörösön jellemzően heves záporok alakítanak ki árvizeket, a Tisza vízjárására viszont nem gyakorolnak komolyabb hatást, csak ha időtartamuk hosszabb és/vagy egybeesnek több mellékfolyó áradásával (Vágás és Bezdán 2015). A Maros árvizei tavasszal és a kora nyári hónapokban történhetnek. Ez megelőzi a Tisza árhullámait így nem esnek egybe az árvízi események, viszont a Tisza későbbi árhulláma visszaduzzaszthatja a Maros vizét (Kiss 2014).

A mellékfolyók alapvetően meghatározzák a főfolyó víz- és hordalékhozamát, illetve befolyásolhatják a mikroműanyag szállítását is. Ezért külön fejezetben foglalkozom velük. A Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán több kisebb mellékfolyó is csatlakozik a Tiszához, melyek közül a Shopurka, Tarac, Talabor és Nagyág torkolat-közei szakaszairól is gyűjtöttünk mintát 2020-ban és 2021-ben.

A Közép-Tisza felső, S3 szakaszán csatlakozik a Tiszába a Szamos, Kraszna, Bodrog, Hernád és Sajó. A Szamos ($Q_{\text{átlag}} = 120 \text{ m}^3/\text{s}$) és a Kraszna ($Q_{\text{átlag}} = 5 \text{ m}^3/\text{s}$), melyek Romániából erednek, a Felső-Tisza alsó szakaszának végén csatlakozik a Tiszához, így gyakorlatilag az S3 szakasz szennyezettségét befolyásolják. A Bodrog ($Q_{\text{átlag}} = 124 \text{ m}^3/\text{s}$) és a Sajó–Hernád ($Q_{\text{átlag}} = 65 \text{ m}^3/\text{s}$) jelentős mennyiségű vizet és üledéket szállít a Tiszába (Lászlóffy 1982, 5. táblázat). A folyók ártéri területeit mesterséges gátak határolják, így hordalék vagy szennyvíz közvetlenül nem juthat a vízrendszerbe.

A Közép-Tisza alsó, S4 szakaszán torkollik a Tiszába a Zagyva, Hármaskörös és Maros, melyek vízgyűjtőterülete összesen 75 ezer km² (teljes vízgyűjtő 48%-a). Ehhez a szakaszhoz

tartozik a legnagyobb részvízgyűjtő, mivel Romániából a Hármas-Körös ($Q_{\text{átlag}} = 105 \text{ m}^3/\text{s}$) és a Maros ($Q_{\text{átlag}} = 160 \text{ m}^3/\text{s}$), míg Magyarországról a Zagyva ($Q_{\text{átlag}} = 10 \text{ m}^3/\text{s}$) gyűjti össze a vizeket (Lászlóffy 1982).

A mellékfolyó és a főfolyó hordalékának keveredését Moshen et al. (2021) vizsgálta a Maros és a Tisza torkolatánál. A torkolat közelében a főfolyó (átlagosan: 48,7%) vize és a mellékfolyóval keveredett víz (átlagosan: 38,9%) dominált, a mellékfolyó vize nem töltött be meghatározó szerepet (átlagosan: 12,4%). Árvízi esemény idején a Tisza vize dominált (60-100%), viszont, ha nagyobb árhullám vonult le a mellékfolyón úgy a mellékfolyó vize a torkolati szakasz több, mint felét tette ki. A keveredési arány mindkét folyó kisvízes időszakában volt a legmagasabb.

5. táblázat: Fontosabb mellékfolyók vízhozamadatai, a mintázott mellékfolyók szürkével jelölve (forrás: Andó 2002*, Somogyi 2003**).

Szakasz	Vízfolyás	Szelvény			Vízhozam		
		Helye	Torkolattól való távolság (fkm)	Vízgyűjtő (km ²)	Kisvíz (m ³ /s)	Átlag (m ³ /s)	Árvíz (m ³ /s)
Felső-Tisza (S1-2)	Visó*	Petrovabisztra	8,5	1586	3,6	29,4	1020
	Iza*	Farkasrév	9,7	1130	0,58	15,9	660
	Tarac*	Dombó	34,2	240	3,57	8,4	663
	Talabor*	Kalocsa	57,7	149	141,8	4,05	356
	Nagyág*	Huszt	1,0	781	4,14	27,0	1667
	Borsa*	Dolha	69,0	407	0,66	10,1	399
	Túr*	Túrsebes	56,1	723	0,14	8,8	300
Közép-Tisza (S3-4)	Szamos*	Csenger	47,6	15282	15,5	120	1350
	Kraszna*	Korcsod	22,8	2976	0,04	3	260
	Bodrog*	Sárospatak	36,9	12960	4	122	1250
	Sajó**	Ónod	31	11932	5,6	63,1	710
	Hernád**	Gesztely	24,4	5105	5,65	28,4	487
	Zagyva**	Jásztelek	55	4207	0,8	85	550
	Hármas-Körös**	Kunszentmárton	14,8	27354	6,73	105	1150
	Maros**	Makó	24,3	30149	24,2	151	884

3.3. A Tisza vízrendszerében a műanyag-szennyezés lehetséges forrásai

A vízgyűjtőn osztozó országokban (Ukrajna, Szlovákia, Románia, Magyarország és Szerbia) nagyon eltérő a szennyvízelvezetés és tisztítás gyakorlata, illetve a hulladékkezelés mértéke, noha ezek alapvetően befolyásolják, hogy mennyi kommunális eredetű makro- és mikroműanyag jut a vízrendszerbe.

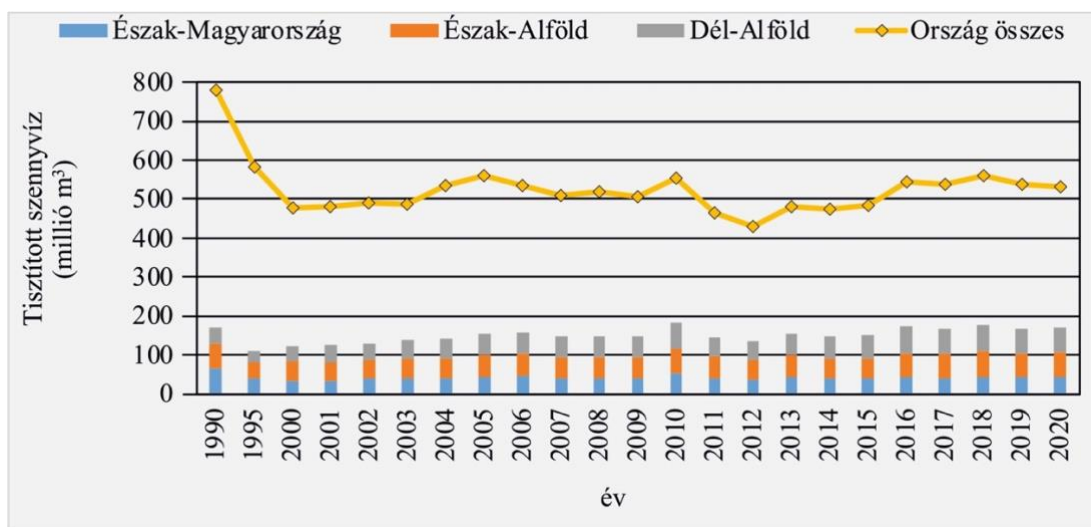
Kárpátalján, így a Felső-Tisza mentén gondot okoz a csatornázottság alacsony szintje (Tarpai 2013). A vízgyűjtő peremén, a kárpátaljai városokban csupán 68%-os, a kisvárosokban 58%, míg a falvakban alig 1,5% a szennyvízelvezetés kiépítettsége (Tarpai 2013). Romániában csak Szeben megyében haladja meg a 90%-ot a csatornázottság mértéke (index.hu, 2007), Bihar megyében 54,1% (padis.hu, 2008), mely érték közel azonos a részvízgyűjtőn lévő román

lakosság csatornázottságba való bekapcsolásához. Az országban, átlagosan 41% a szennyvíz-csatornázottság kiépítettsége, a vidéki községek területén csupán 5-15% (Romanian Water Association, 2011). Romániában további problémát okoz a nagyüzemekből származó vegyszerek és kezeletlen szennyvizek folyókba engedése. Például Vetés településen a Szamosba egy nagy húsfeldolgozó üzem üríti a kezeletlen szennyvizet, amely baktériumokat, vírusokat, nehézfémeket és egyéb szennyezéseket tartalmaz, jóval a megengedett határértékek felett (pl. ammónia hétszeres határérték-túllépés) (atlatszo.ro, 2017, szabadsag.ro, 2018). Szlovákiában valamivel jobb a helyzet, mivel átlagosan 62% a szennyvíz-csatornázottság kiépítettsége, és bár vállalták, hogy 2015-ig közel 350 ezer új lakást kötnék a szennyvízhálózatra, ebből az adott évig 14 ezret sikerült teljesíteni (Európai Számvevőszék 2015). Dél-Szlovákiában, amely részben a Tisza vízgyűjtőjéhez tartozik, 2021-ig sem épült ki teljesen a csatornahálózat (bumm.sk). Magyarországon a nagyobb városokban 83%, míg egyes falusias településeken nincs csatornázottság, a Tisza menti településeken átlagosan kisebb (56%), mint az országos átlag (82%, KSH, 2019). Bár Szerbiában jó arányban van a szennyvízelvezetés (59%), a szennyvíztisztító hálózatba való bekötöttség csupán 11% (World Bank 2015e). Ezzel szemben a Tisza szerbiai vízgyűjtője viszont az elmaradottabb régiók közé sorolható a csatornázottság szempontjából, mivel a közüzemi csatornahálózatba bekötött háztartások aránya átlagosan csupán 25-30 % körül van (Sefcsich 2006).

A különböző településtípusok közötti csatornázottságbeli eltérések bemutatására három, a Tisza vízgyűjtőjén lévő magyar települést választottam ki. Szeged (161.879 fő, 281 km²) egyike Magyarország legnagyobb városainak, Mindszent kisváros (6560 fő, 59,35 km²), míg Tiszadada falu (2247 fő, 48,75 km²; KSH 2019). Szegeden már több mint 30 éve tisztítják a szennyvizet valamilyen módon. Míg 2012-ben a lakások 92,6%-a volt bekötve a szennyvízgyűjtő hálózatba, addig 2020-ig ez az érték alig nőtt (93,6%). Ezzel szemben Mindszenten alig 10 éve fordítanak nagyobb figyelmet a szennyvíz tisztítására: míg 2012-ben a lakásoknak csupán 6,7%-a volt bekötve a szennyvízgyűjtő hálózatba, addig 2020-ig ez 86,9%-ra nőtt. Jól mutatja viszont a kisebb falvak elmaradottságát Tiszadada helyzete: itt 2012-ben szintén nagyon alacsony, csupán 13%-a volt a lakásoknak bekötve a szennyvízelvezető hálózatba, de 2020-ig még mindig csak 57%-ra nőtt ez az arány (KSH 2019). Ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy még 2024-ben is vannak olyan települések a Tisza hazai vízgyűjtőjén, melyek egyáltalán nem rendelkeznek csatornahálózattal (pl. Tiszapalkonya, Tiszadob). Leginkább a dombvidéki és a szegény észak-magyarországi régió csatornázottsága a legelmaradottabb. A Tisza menti régiók csatornázottságbeli elmaradottságát mutatja, hogy az ország összes szennyvíztisztításának alig harmadát teszik ki a Tisza magyarországi vízgyűjtőjén elhelyezkedő régiók, miközben területileg az ország csaknem felét foglalják el, ahol népesség 39%-a lakik.

A Tisza vízgyűjtőjén a begyűjtött szennyvíz sorsa sem megnyugtató (3. ábra), mivel a szennyvíztisztítók kiépítettsége nem megfelelő, ráadásul előfordul, hogy a szennyvíztisztító telepek nem képesek maradéktalanul ellátni a feladatukat: több szennyvíz keletkezik, mint amennyit meg tudnak tisztítani, vagy ha meghibásodás miatt csökken a kapacitásuk, akkor a

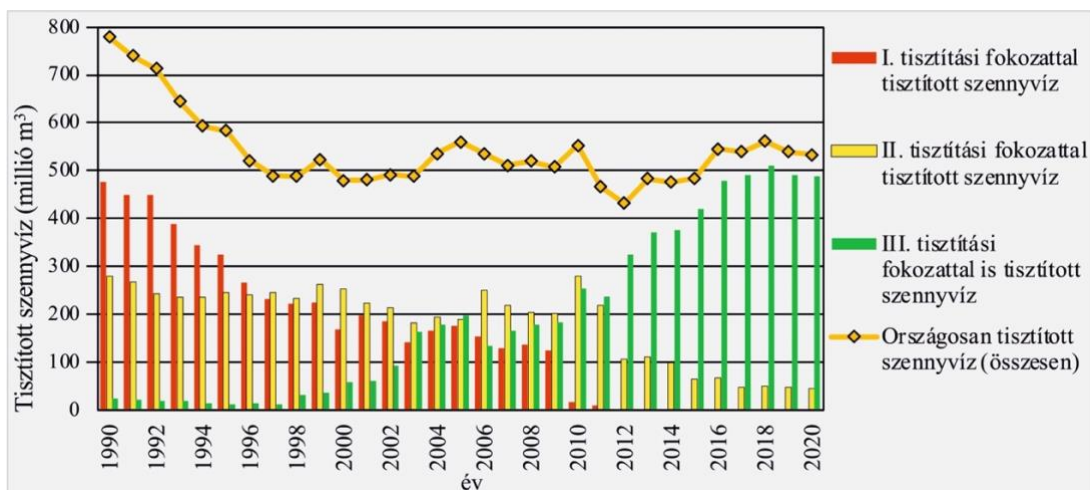
szennyvizet tisztítatlanul is beleengedik a folyókba vagy a környező csatornába (magyarnarancs.hu). Ez, a tisztítatlanul elvezetett szennyvíz Magyarországon évi 11-15 millió m³ lehet, ami az összes szennyvízelvezetés 2-2,8%-a (KSH 2022).



3.ábra: Tisztított szennyvíz mennyisége a Tisza vízgyűjtő magyarországi régióiban (forrás: KSH, 2022)

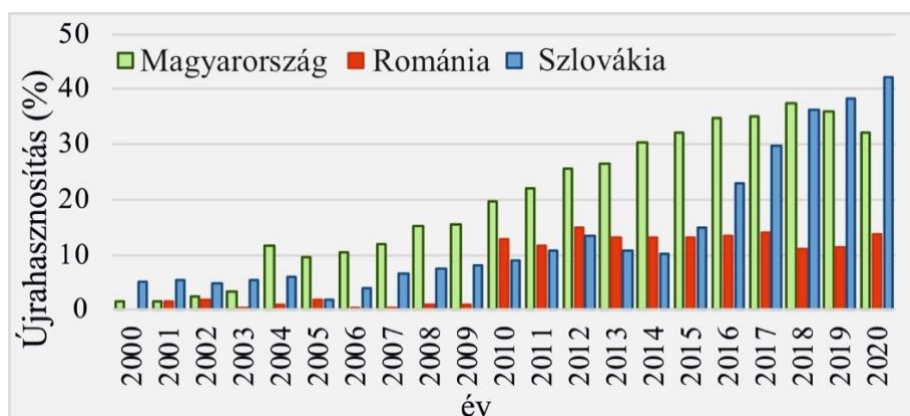
Kárpátalján a meglévő szennyvíztisztítók jelentős modernizációra szorulnak, így itt évi 7,8 millió m³ szennyvíz jut tisztítatlanul a folyókba (Tarpai 2013). Romániai szennyvíztisztítás helyzete az ukrán térséghez hasonlítható, mivel az Európai Unióhoz való csatlakozás során kitűzött célok (pl. csatornázottság fejlesztése, ivóvíz ellátottság javítása) csak részben valósultak meg. Például 2015-ig 170 román szennyvíztelepet kellett volna rehabilitálni, illetve kiépíteni, ebből 25 valósult meg; továbbá 60%-ra kellett volna növelni a megfelelően kezelt szennyvíz mennyiségét, azonban ez csak 35%-ban sikerült elérni (Európai Számvevőszék 2015). Hasonló helyzetben van Szlovákia is: 2015-ig 64 új szennyvíztisztítót kellett volna létesíteni vagy fejleszteni, amelyből 30 valósult meg (Európai Számvevőszék 2015), tehát, jobb arány, mint Románia esetében. Magyarországon rosszabb a helyzet, ugyanis 2015-ig a kialakítandó szennyvíztelep kapacitás-növelésnek csupán 5%-a valósult meg. Emellett a tervezett szennyvíztisztítási projektek eredetileg 1,3 millió lakos szennyvíz kezelését oldották volna meg, de ebből csupán 0,2 millió valósult meg (Európai Számvevőszék 2015).

Magyarországon az 1990-es években csak az I. (mechanikai) és II. (biológiai) tisztítási fokozattal tisztították a szennyvizeket, amely csupán a szilárd összetevők és a szervesanyag eltávolítására alkalmas (4. ábra). Majd a 21. században egyre inkább alkalmazzák a III. tisztítási folyamatot, amely során a szennyvízből a nitrogént és foszfort is kivonják. Hohner (2021) adatai szerint egy liter szennyvíz átlagosan 466 darab mikroműanyagot tartalmaz, míg a szennyvíziszap egy kilogrammja 33-44 ezer darabot, amelynek 90%-a szál. Parrag (2021) adatai szerint míg a tisztítás során nyers szennyvízben lévő mikroműanyagok csupán 88%-át képesek eltávolítani, ami a visszamaradó szennyvíziszapban marad, addig a mikroműanyagok 12%-a bekerül a már megtisztított és elfolyó szennyvízbe.



4.ábra: Szennyvíztisztítási technológiák Magyarországon 1990-2020 között (adatok forrása: KSH, 2022)

A Felső-Tisza magyarországi szakaszán évek óta gondot jelent a határokon túlról érkező makroműanyag szennyezés. Katona (2019) becslései alapján a felső-tiszai vízgyűjtőről évente csaknem 3500 tonna kommunális hulladék érkezik Magyarország területére a Tisza és mellékfolyói révén. A vízgyűjtő hegyvidéki területein (pl. Ukrajna, Románia) rosszul, vagy egyáltalán nem megoldott a szemét elszállítása, így gyakoriak az illegális, sokszor a folyók árterén kialakított szemétlarakók (Katona 2019). A hegyvidéki részvízgyűjtőkön a szemétszállítás és a szennyvíztisztítás gyakorlatilag nem vagy alig megoldott, ugyanis piaci alapon a cégeknek nem éri meg elszállítani a szemetet a településekről (Tarpai 2013). A műanyag hulladék szennyezésre már 2004-ben felfigyeltek (mennysisége esetenként 300-500 palack/perc is lehet; innoteka.hu, 2020). A kárpátaljai helyzetnél valamivel jobb állapotok uralkodnak Romániában, de még így is messze elmarad a hulladékkezelés mértéke Szlovákiától és Magyarországtól (5. ábra). A vízgyűjtő országai közül Romániában nagyságrendekkel több hulladék képződik és kerül hulladéklerakókba újrahasznosítás nélkül. Szlovákiában és Magyarországon fejlett hulladék- és szennyvízkezelési rendszerek működnek, de időnként így is jelentős fizikai (pl. kommunális hulladék, PET) vagy kémiai szennyezések érik a folyókat (Hungary Today 2022).



5.ábra: A települési hulladék újrahasznosítási aránya az EU országokban (adatok forrása: Eurostat 2022)

Gondot okoz a folyók árterén illegálisan lerakott, elhagyott vagy eldobott hulladék is, mivel ezek a szél vagy a felszíni leöblítés hatására a folyóba kerülve elszállítódnak és az alsóbb szakaszokon lerakódhatnak tovább szennyezve a vízrendszert. Az így továbbjutó hulladék levonulása nem akadálytalan, fennakadhat a partmenti növényzeten, de mesterségesen épített duzzasztógátakon is. Problémát okoz a Bodrogon és a Maroson lejutó műanyag hulladék, illetve a Felső-Tiszáról hazánkig eljutó szemét. A folyókba kerülő hulladék kezelésének segítésére 2007-ben egy jogszabályt hoztak létre, mely alapján a FETIVIZIG Vásárosnaménynál rendszeresen gyűjti az úszó uszadékot és szemetet. A KÖTIVIZIG 2007 és 2017 között több ízben gyűjtötte a Tiszába került kommunális hulladékokat, a 10 év alatt közel 212 tonnát emeltek ki a folyóból (Katona 2019).

A Kiskörei Duzzasztómű fontos pont a makroműanyagok szállítódásában, ugyanis a gát útját állja a vízen úszó törmeléknek is, amely jelentős mennyiségű kommunális szemetet is tartalmaz (Katona 2019). Így az uszadék rendszeresen felgyűlik a duzzasztómű előterében, így itt lehetőség van szervezett hulladék- és uszadék gyűjtésre, amire egy hulladékkezelő központ is létesült (hvg.hu, 2021). Itt 2019-ben csaknem 10 tonna szemetet távolítottak el a folyóból (index.hu, 2019). Moshen et al. (2023a) gépi tanulás útján vizsgálta ezeket a vízen úszó törmelékeket, melyek leggyakrabban március, június és augusztusban jelennek meg a Tiszán egy éven belül és kiterjedésük 25 m²-től egészen 9600 m²-ig terjedhet.

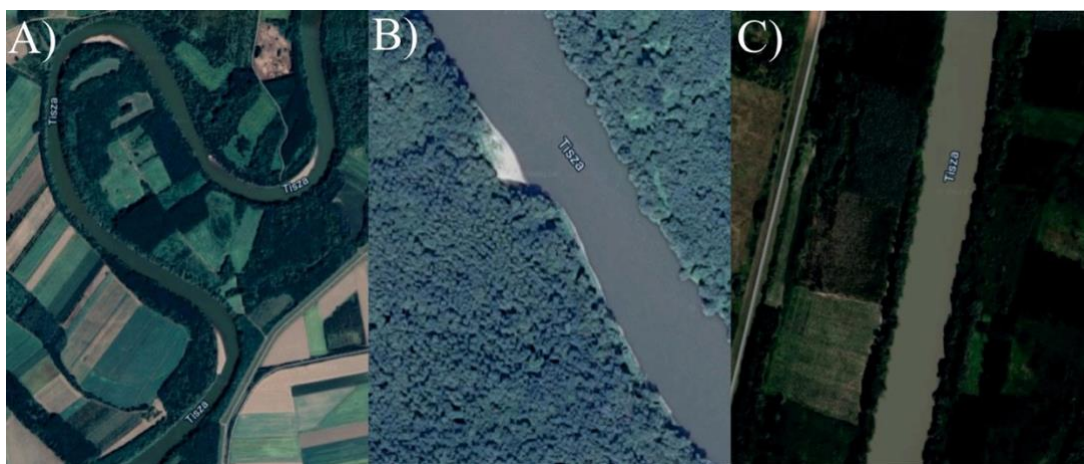
A folyó megtisztítását célzó civil kezdeményezések közül ki kell emelni a PET Kupát, amely a legismertebb és legsikeresebb hazai szervezet és a Tiszán és partjai mentén lévő hulladékot gyűjti. A minden évben egyre több helyszínen megrendezésre kerülő rendezvény keretei között időről-időre egyre több szakaszon tisztítják meg a Tiszát és mellékfolyóit. A kezdeményezés több, mint 10 éve alatt 600 ezernél is több PET palackot és 317 tonna szemetet gyűjtöttek össze a Tiszán, míg 2022-ben már csupán egy 86 km-es felső-tiszai szakaszon 15 tonna műanyag hulladékot gyűjtöttek össze (petkupa.hu). A Bodrogon például 2023-ban negyedik alkalommal rendezett gyűjtő akció során 11 tonna hulladékot gyűjtöttek. Fontos megjegyezni, hogy a PET Kupa keretein belül gyűjtött szétválogatott hulladék nagyjából 60%-a újra hasznosul (petkupa.hu).

3.4. A vizsgálati pontok elhelyezkedése

A Tiszán szisztematikusan 53 helyen, körülbelül 25–30 kilométerenként gyűjtöttünk üledékmintákat négy éven keresztül (2020–2023). Vizsgálataimat Kiss et al. (2021) 2019-es mintavétele előzte meg, amely során már kijelölték a főbb mintavételi pontokat Tisza ukrainai és magyarországi szakaszán. Mivel a cél az volt, hogy ugyanazon pontokon ismételjük meg a mintavételt, a pontok többsége azonos maradt. A változtatások egyik oka az volt, hogy az ukrán-orosz háború miatt a kárpátaljai szakaszt 2022-től kihagytuk, de a szerbiai szakasz 2021-től bevontuk a vizsgálatokba. A mintavételi helyek kiválasztásakor törekedtünk arra, hogy ugyanazokon a pontokon ismételjük meg a mintavételt, a hosszabb távú adatsor érdekében, ezért a pontok többsége azonos maradt. Emellett a mintavételi helyek kiválasztásakor ügyeltünk

arra, hogy a pontok egyenletesen helyezkedjenek el, és legyen mintavétel a főbb mellékfolyókról és torkolatuk feletti és alatti szakaszon is (ld. Mellékletek, M1. táblázat).

A Tiszán és mellékfolyóin háromféle mederformát mintáztunk meg 2020-tól 2023-ig (6. ábra). Azért nem ugyanazt a formát mintáztuk meg végig a Tiszán, mert egy-egy forma nem mindenütt található meg. Az övzátonyok (a kanyarulat belső ívén keletkező, a partélig húzódó homokos vagy kavicsos üledéktest) jellemzően a Tisza hazai szakasza mentén találhatóak, de például a szerbiai szakaszon teljes mértékben hiányoznak. Az oldalzátonyok (a gyengén kanyargó szakaszok mentén kialakuló lapos üledéktest) az erősen szabályozott hazai szakaszok, illetve a kárpátaljai szakasz jellemző formái. Az üledéklepleket (a partoldalra kiülededő réteg) leginkább a kiegyenesített szakaszok mentén mintáztuk meg, és a leggyakoribbak a szerbiai szakaszon voltak. A mintagyűjtés során mindegyik folyóvízi formán egyaránt vettünk frissen lerakódott durvaszemű (homokos) és finomszemű (agyagos-iszapos) mintákat is.



6.ábra: A) övezátonyok, B) oldalzátony, C) üledéklepel a Tisza folyón.

Az üledékek megmintázása mellett a Tisza mentén 2021 és 2023 között vízmintákat is vettünk, ugyanott, ahol az üledékmintákat gyűjtöttük, de csak kb. minden második mintavételi helyen (Tiszán kb. 50 kilométerenként). Míg 2021-ben 26 db vízmintát vettünk beleértve a kárpátaljai szakaszon vett 5 db vízmintát is, addig 2022–2023-ban már ezt a szakaszt kihagytuk a háború miatt, így a magyar és szerb szakaszokon összesen 21 mintát vettünk a Tiszáról és további 8 mellékfolyót is megmintáztunk a torkolattól folyásirányban feljebb kb. 20 km-re (ld. Mellékletek, M1. táblázat).

A mintavételek során a Tiszáról származó üledékminták számjelölést kaptak (1–53-ig), a vízmintákat kis betűvel jelöltük („a–z”), míg a mellékfolyókról származó mintákat nagy betűvel („A–L”) jeleztük.

4. Alkalmazott módszerek

A vizsgálat során üledék- és vízmintákat gyűjtöttünk a Tisza mentén a nyári kisvizes időszakokban. Ezekben a mintákban a laboratóriumi feltárást követően meghatároztam a mikroműanyagok mennyiségét. Az adatokat összevettem a mintavételi helyek főbb jellemzőivel (pl. üledék szemcseösszetétele, üledéktest típusa, szakaszok, mellékfolyók és duzzasztók hatása), illetve a mintavételt megelőző hidrológiai viszonyokkal.

4.1. Mintavétel a lerakódott friss üledékből és vízből

Az üledékmintákat a formák középvonalában vettük, a vízszinthez közel. A feltételezhetően frissen lerakódott üledék felső 1 mm-es rétegét mintáztam meg egy 50x50 cm-es területen fém spatula segítségével (7. ábra) (Tsering et al. 2021; Kiss et al. 2021). A mintagyűjtés során mindegyik formán egyaránt vettünk frissen lerakódott homokos és agyagos mintákat, illetve gyűjtöttünk mintát a szemcseösszetétel meghatározásához is. A mintavétel során feljegyeztük a mintavételi pont GPS koordinátáit, illetve a műanyag-szennyezésre utaló jeleket.



7. ábra: Üledék mintavétel egy 50x50-es területen a Felső-Tiszán.

A vízben található mikroműanyag elemzéshez szükséges mintavételt vízszivattyúval végeztük (8. ábra): 1,0 m³ vizet szivattyúztunk ki a folyóból a vízfelszíntől számított 10–20 cm-es mélységben, a parttól kb. 2 méterre (a szivattyúzás általában 30–45 percet vett igénybe). A vizet fémszitákon (200–90 µm) keresztül átszűrtük, így begyűjtve a 90 µm-nél nagyobb mikroműanyag szemcséket (Atwood et al. 2019). A mintákat üvegedényekbe mostuk és így szállítottuk a laborba. A vízmintavételek során minden ponton gyűjtöttünk továbbá 1,5 L vizet a lebegtetve szállított hordaléktartalom mérésre. A begyűjtött vizet elpárologtattam, majd a visszamaradt szárazanyagot analitikai pontosságú mérleg segítségével lemértem.



8. ábra: Vízmintavétel szivattyúval.

4.2. Laboratóriumi vizsgálatok

Az üledékmintákat kiszárítottam (60 °C), majd 50 grammos anyagmennyiséggel dolgoztam a korábban kialakított protokollnak megfelelően (Kiss et al. 2021). Mivel a magas agyagtartalom megnehezíti a műanyagok szétválasztását, először vizes szitálással (90 μm) eltávolítottam az iszap és agyagszemcséket. A szitán maradt anyagból a szervesetlen üledéket cink-klorid (1,8 g/cm³) segítségével választottam le, majd hidrogén-peroxid (30%) felhasználásával két napon át roncsoltam a visszamaradt szervesanyagokat. Az így kapott mikroműanyag mintákat üveg Petri-csészékbe mostam, majd a vizet elpárologtattam a szárító szekrényben (60 °C).

A vízből kiszivattyúzott mintákat 30 ml hidrogén-peroxiddal (30%) kezeltem 24 órán keresztül a szerves anyagok elroncsolása érdekében. Majd a visszamaradt mintákat az üledékmintákhoz hasonlóan, Petri-csészékbe mostam, és a vizet elpárologtattam a szárító szekrényben (60 °C).

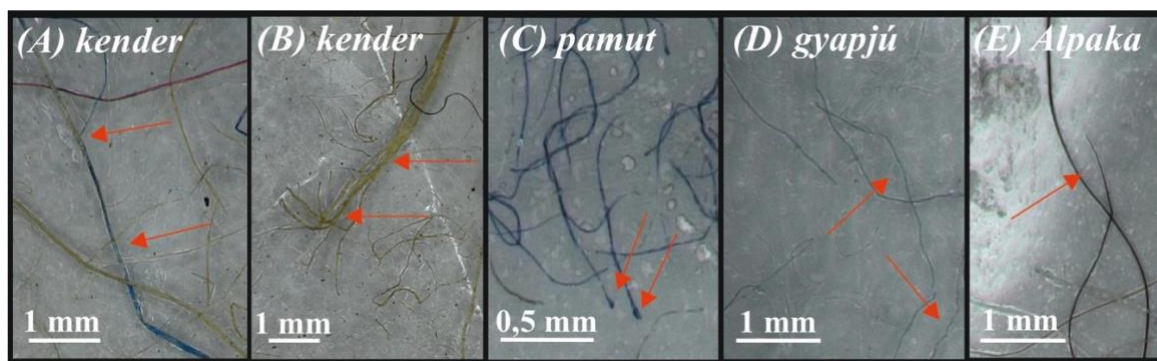
A feltárás közbeni szennyeződés elkerülése érdekében csak üveg- és fémeszközöket használtam, valamint természetes anyagból készült laborköpenyt viseltem. Törekedtem arra, hogy minél kevesebb lépésből álljon a feltárás, hogy csökkentssem a minták elszennyeződésének esélyét. Minden lépés előtt és után lefedtem a mintákat, hogy kizárjam a lépések között a levegőből kiülepedő esetleges szennyezést. Minden harmadik mintához tartozott egy vakminta, amellyel ugyanazokat a feltárási lépéseket végeztem, mint a tényleges mintákkal. A vakminták célja a feltárás közben a háttérszennyezés kimutatása volt, mivel a laboratórium levegőjében lehettek mikroműanyagok. A vakminták átlagosan 4 $\pm$ 2 db/minta mikroműanyagot tartalmaztak, amely értéket kivontam az éppen feldolgozott minták mikroműanyag tartalmából.

4.3. Mikroműanyagok azonosítása

Az üledék- és vízmintákban lévő szemcsék azonosítására 60x-os nagyítású fénymikroszkópot használtam (Ash Inspex II). Akkor tekintettem mikroműanyagnak egy adott szemcsét, ha:

- nem mutattak jellegzetes sejtszerkezetet (9. ábra) (Meri 2017);
- forró tűvel hozzájuk érve olvadtak vagy zsugorodtak (De Witte et al. 2014; Anuar et al. 2023);
- a szálak kezdetüktől végükig egyenletes vastagságúak voltak, nem ágaztak el vagy bolyhosodtak ki (3. ábra) (Hurley et al. 2018);
- a szemcsék színe egyenletes volt (Xu et al. 2019; Jaouani et al. 2022).

A mikroműanyag szemcséket formájuk és színük alapján osztályoztam, szálakat (színes és színtelen), töredékeket, foszlányokat és gömböket azonosítva. A minták mikroműanyag tartalmát üledékminták esetében db/kg (szárazanyagra vonatkoztatva), míg a vízminták esetében db/m³-ben adtam meg.



9. ábra: A természetes mikroszálakat kizártuk az elemzésből. (A) Kenderrost egyenetlen vastagsággal és nem egyenletes színezéssel; (B) Szakadt kenderrost szálakkal. (C) Pamutszálak egyenetlen vastagsággal és gumókkal. (D) Gyapjúsál egyenetlen vastagsággal. (E) Alpaka gyapjúsál vékonyodó végekkel.

Az azonosítás pontosságát, illetve a műanyagok kémiai összetételét Fourier-transzformációs infravörös (FTIR) spektroszkópiával határoztam meg az Újvidéki Egyetem Műszaki Tudományok Karán az Anyagmérnöki tanszéken Dr. Vesna Teofilovic és Dr. Branka Pilić segítségével. A méréseket ATR-FTIR Shimadzu Infinity –1s műszerrel végeztem 400–4000 cm⁻¹ tartományban, 4 cm⁻¹ felbontással, a Shimadzu Standard Library adatbázist (Shimadzu Labsolutions) használva. A mérés során 206 db szemcsét vizsgáltam, melyből 193 szemcse bizonyult mikroműanyag szemcsének (pl. polietilén, polietilén tereftalát, polipropilén, poliamid, poliészter, polisztirol), míg 13 db egyéb összetételű volt (pl. cellulóz, emberi haj, üvegszál). Tehát az azonosítás pontossága 93%-osnak tekinthető.

Az első mérési év adatai alapján szennyezési gócpontoknak tekintettem azokat a helyeket, ahol az agyagos üledék mikroműanyag tartalma 2000 db/kg felett volt. A vízminták esetében a 30 db/m³ feletti értékkel rendelkező helyeket tekintettem gócpontoknak. A négy év tükrében meg lehetett volna változtatni ezt a „határértéket”, azonban az összehasonlíthatóság és már megjelent eredmények miatt ezt nem tettem, ezeket a határokat tartottam meg végig.

4.4. A mintavételeket megelőző időszakok hidrológiai jellemzése

A tapasztalataink szerint a mintavételt megelőző időszak vízjárása alapvetően befolyásolhatja a minták mikroműanyag tartalmát, mivel a kisebb-nagyobb árhullámok mobilizálhatják a mikroműanyagokat a vízgyűjtőn és a folyórendszerben is. A napi vízállás adatok több mérőállomáson is rendelkezésre állnak, de nem minden mintavételi helyről, ezért mindig a legközelebbi, felvízi állomás adatait használtuk a hidrológia jellemzéséhez. Az elemzésbe bevontuk a mintavétel napján leolvasott vízszinteket (H_0), a mintavétel napja és az előző nap közötti vízszintváltozást (H_1), a mintavétel előtti egy (H_7), illetve három hét (H_{21}) összegzett (kumulatív) vízállás-változásait. Az összegzett vízállás-változást a vizsgált napok közötti vízállás-változások abszolút értékeinek összegeként határoztam meg. Az adatokat az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság (ATIVIZIG) bocsátotta rendelkezésünkre.

4.5. A hidrológiai helyzet, szemcseméret és a vízben és az üledékben lévő mikroműanyag koncentráció közötti kapcsolat

A hidrológiai helyzet, a lebegtetve szállított hordalék koncentráció, a vízben és üledékben lévő mikroműanyag koncentráció közötti kapcsolat elemzésére a Pearson-féle korrelációt alkalmaztam, mely a kapcsolatok erősségét és irányát adta meg. Ez a teszt két változó adatainak felhasználásával azt vizsgálja, hogy van-e lineáris kapcsolat közöttük és az milyen erősségű (Akoglu 2018). A korreláció értékei -1 és 1 között mozognak, ahol a -1 a tökéletes, negatív lineáris kapcsolat, az 1 a tökéletes, pozitív lineáris kapcsolat (6. táblázat).

A szárított finom- és durvaszemcsés üledékminták szemcseméretét száraz szitálással és Fritsch Analysette 22 MicroTecPlus lézeres szemcseméret elemző készülékkel határoztam meg. Minden mintához kiszámítottam az átlagos szemcseméretet (d_{50}). A minták közepes szemcsemérete (d_{50}) és a mikroműanyag tartalom közötti összefüggésének meghatározására Pearson-féle korrelációt használtam.

6. táblázat: Korrelációs együtthatók (ρ) és a klasszifikáció kategóriája (Dancey és Reidy 2007. alapján).

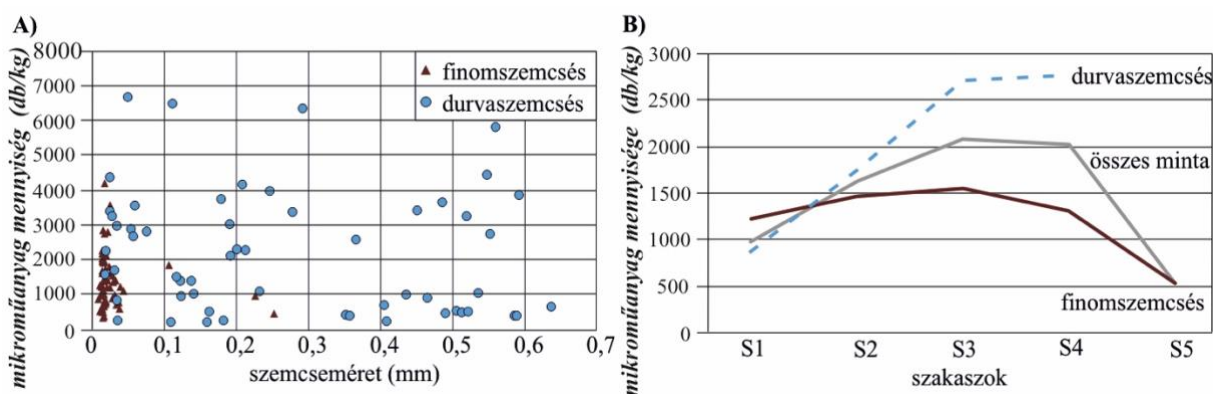
Korrelációs együttható (ρ)	Kategória	Korrelációs együttható (ρ)	Kategória
1,0	tökéletes, pozitív	$-1,0$	tökéletes, negatív
0,99 – 0,7	erős, pozitív	$-0,99$ – $-0,7$	erős, negatív
0,69 – 0,4	közepes, pozitív	$-0,69$ – $-0,4$	közepes, negatív
0,39 – 0,01	gyenge, pozitív	$-0,39$ – $-0,01$	gyenge, negatív
0	nincs	0	nincs

5. Eredmények

A kutatás során a Tisza és mellékfolyói üledékében és a vízben lévő mikroműanyagok időbeli és térbeli változásait, valamint a mikroműanyag tartalom kapcsolatát tárom fel a folyó különböző szakaszai és geomorfológiai formái és a szemcseméret között. Bemutatva a hidrológiai tényezők szerepét, beleértve az árhullámok, a lebegtetett hordalék és a vízállás-változások hatását a mikroműanyagok szállítódására, kiülepedésére és mobilizációjára. A mellékfolyók szerepét külön is elemzem, kitérve arra, hogy azok miként járulhatnak hozzá a Tisza szennyezettségéhez. Emellett a duzzasztóművek hatását a mikroműanyagok szállítására és felhalmozódására, feltárva a visszaduzzasztott szakaszokban tapasztalt feldúsulási és leülepedési folyamatokat. A fejezet célja, hogy átfogó képet adjon a mikroműanyagok viselkedéséről a Tisza vízrendszerében, azonosítva a tér- és időbeli változásokat befolyásoló tényezőket.

5.1. Az üledék szemcsemérete és mikroműanyag tartalmának kapcsolata

A 2020-as mintavétel során minden mintavételi ponton törekedtünk arra, hogy egyaránt gyűjtsünk finomszemcsés (agyagos, $d_{50}: \leq 0,062$ mm) és durvaszemcsés (homokos, $d_{50}: > 0,062$ mm) üledékmintákat is (Bogárdi 1971), hogy feltárjuk van-e, és milyen összefüggés a mikroműanyag tartalom és szemcseméret között (10A. ábra). Az összes mintát figyelembe véve a minták közepes szemcsemérete (d_{50}) és a mikroműanyag tartalom között az összefüggés nem egyértelmű ($R^2 < 0,1$), hiszen a szemcseméret csökkenésével nem változik egyértelműen az üledék mikroműanyag tartalma.



10. ábra: A 2020-ban gyűjtött üledékminták szemcsemérete (d_{50}) és mikroműanyag tartalma (db/kg) közötti kapcsolat (A). A Tisza különböző szakaszain gyűjtött finomszemcsés ($d_{50}: \leq 0,062$ mm) és durva-szemcsés üledékek ($d_{50}: > 0,062$ mm) átlagos mikroműanyag tartalma (B).

A különböző szemcseösszetételű mintákat a Tisza menti elhelyezkedésük és geomorfológiai helyzetük alapján is elemeztem, hiszen ez alapvetően befolyásolja a minta lerakódásakor uralkodó áramlási viszonyokat és a szennyezés mértékét is. A Felső-Tisza felső, S1 szakaszán a finomszemcsés minták 39%-kal több a mikroműanyagot tartalmaztak, mint az ugyanazon a helyszínen gyűjtött durvaszemcsés minták (10B. ábra, 7. táblázat). Azonban az

alsóbb szakaszokon (S2–S5) két üledéktípus között a különbség megfordult, azaz a finomszemcsés minták egyre kevesebb mikroműanyagot tartalmaztak a durvaszemcsés mintákhoz képest a folyón lefelé haladva. Ráadásul a két üledéktípus között a különbség folyásirányban fokozatosan nőtt. Így a Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán csupán csak 4%-kal de a finomszemcsés üledékek kevesebb mikroműanyagot tartalmaztak, mint a durvaszemcsés minták. A Közép-Tisza felső szakaszán (S3) a két üledéktípus között már 38%-os az eltérés a durvaszemcsés minták javára, majd a Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) már 51%-os. Az Alsó-Tiszán (S5) már nem találtunk frissen lerakódott homokot, mivel a partok mentén csak finomszemcsés üledék fordul elő, így nem lehetett a két mintatípus közötti különbséget értékelni (7. táblázat).

Bár mindkét üledéktípus esetében megfigyelhető a Felső-Tisza felső szakaszától a mikroműanyag szennyezettség emelkedése a Közép-Tisza felső szakaszáig, a finomszemcsés minták átlagos mikroműanyag tartalma a Közép-Tisza egészén csupán kétharmada a durvaszemcsés mintákban mért mikroműanyag mennyiségnek, és a teljes mintaterület átlagától is elmarad.

7. táblázat A Tisza egyes szakaszairól és a mellékfolyókról származó durva- ($d_{50}: >0,062\text{ mm}$) és finomszemcsés ($d_{50}: \leq 0,062\text{ mm}$) üledékminták átlagos mikroműanyag tartalma (db/kg) 2020-ban.

<i>Szakasz</i>	<i>Mikroműanyag tartalom (db/kg)</i>			
	Durva- szemcsés minta	Finom- szemcsés minta	A finomszemcsés minta mikroműanyag tartalma a durvaszemcséshez képest	Összes minta átlaga
Felső-Tisza felső (S1)	880±979	1224±23	+39%	978±817
Felső-Tisza alsó (S2)	1325±1327	1275±544	–4%	1303±1047
Közép-Tisza felső (S3)	2932±1948	1832±1011	–38%	2367±1617
Közép-Tisza alsó (S4)	2776±1482	1378±550	–51%	1987±1259
Alsó-Tisza (S5)	n.a.	530±169	n.a.	530±169

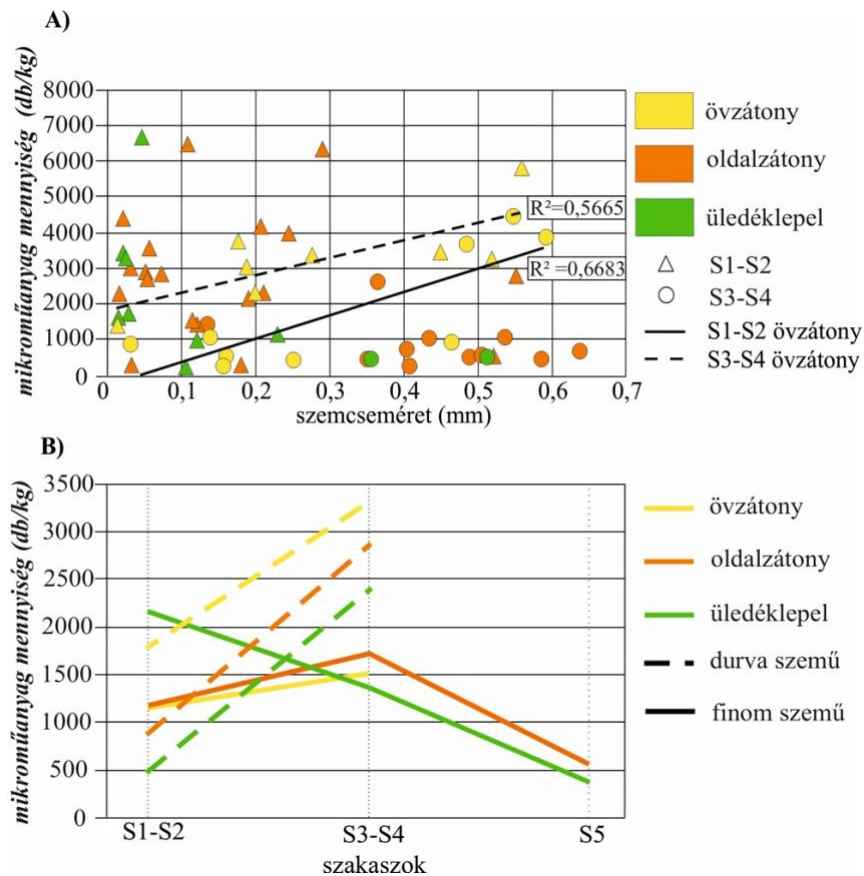
Az elemzés során azt is megvizsgáltam, hogy vajon a mikroműanyag tartalom változása folyásirányban eltérő térbeli trendet mutat-e a különböző szemcseösszetételű minták esetében (10B. ábra). A durvaszemcsés üledékekben a mikroműanyag tartalom 2020-ban folyamatosan növekedett az S3 szakaszig: az S1 szakaszon az üledék átlagos mikroműanyag tartalma 880±979 db/kg volt, majd 51%-kal nőtt a szennyezés az S2 szakaszon (1325±1327 db/kg). Végül a legmagasabb értéket a durvaszemcsés üledékekben a Közép-Tisza felső szakaszán mértem, ahol a mikroműanyag tartalom már 2,2-szer volt magasabb (S3: 2932±1948 db/kg). Ezeket az adatokat figyelembe véve a durvaszemcsés mintákban 3,3-szorosára nőtt a mikroműanyag tartalom (S1–S3). Bár a lentebbi szakaszon (S4: 2776±1482 db/kg) már enyhe, –5%-os csökkenés látszik a minták átlagos mikroműanyag tartalmában. Az egyes szakaszokon

becsatlakozó mellékfolyók is ezt a térbeli tendenciát erősítik, mivel a Felső-Tisza alsó szakaszán tisztább a becsatlakozó folyók durvaszemcsés üledéke, mint a Közép-Tisza felső szakaszán.

A finomszemcsés üledékben a Felső-Tisza felső, S1 szakaszán átlagosan 1224 ± 23 db/kg volt a mikroműanyag tartalom a mintákban, majd az S2 szakaszán ez 4%-kal nőtt (átlag: 1275 ± 544 db/kg), majd a Közép-Tisza felső szakaszán éri el csúcsát (1832 ± 1011 db/kg), mivel az S2 és S3 szakaszok finomszemcsés mintáiban a mikroműanyag tartalom 44%-kal nőtt, tehát jóval kisebb mértékben, mint a durvaszemcsés minták esetében. Az alsóbb szakaszokon pedig ez a térbeli tendencia megváltozik, hiszen erőteljes csökkenés következik be: az S3 (1832 ± 1011 db/kg) és S4 (1378 ± 550 db/kg) szakaszok között 25%-kal, majd az S4–S5 szakaszok között 62%-kal csökkent a mikroműanyag tartalom a finomszemcsés üledékben. A becsatlakozó mellékfolyókról is származnak finomszemcsés minták és itt is hasonló tendenciát lehet megfigyelni. A Közép-Tisza felső szakaszáig növekszik a mikroműanyag mennyisége az üledékeikben, majd a Közép-Tisza alsó szakaszán lévő mellékfolyók finomszemcsés mintáiban már átlagosan kevesebb mikroműanyag van.

Ugyanazon geomorfológiai formák esetében is megvizsgáltam, hogy vajon van-e különbség a durva- és finomszemcsés minták mikroműanyag tartalmában. Az övzátonyokon a durvaszemcsés anyag mikroműanyag tartalma 34–55%-kal magasabb volt, mint ugyanazon helyszínen a finomszemcsés mintáké (11. ábra). A különbség különösen kifejezett volt a Közép-Tiszán (S3–S4), ahol a legtöbb mikroműanyag részecske fordult elő. Az övzátonyok durvaszemcsés anyagában csak közepes korreláció volt kimutatható a mikroműanyag tartalom és a szemcseméret között (Felső-Tisza: $R^2=0,66$; Közép-Tisza: $R^2=0,56$). Azonban az oldalzátonyok és üledéklepek esetében kimutatható korreláció a durva- vagy finomszemcsés minták mikroműanyag tartalma között. A Felső-Tiszán az oldalzátonyok és üledéklepek finomszemcsés anyaga 30%-kal több mikroműanyagot tartalmazott, mint a durvaszemcsés anyag, de a Közép-Tiszán fordított helyzet volt megfigyelhető, ott ugyanezen formák durvaszemcsés mintái 39–44%-kal több mikroműanyagot tartalmaztak.

A vizsgálataim alapján tehát nincs egyértelmű kapcsolat az üledékminták szemcsemérete és mikroműanyag tartalma között. Ezzel szemben a mikroműanyagok és szemcseméret kapcsolatáról Vermaire et al. (2017) azt állapították meg, hogy az üledékben a szemcseméret növekedésével a mikroműanyagok mennyisége exponenciálisan csökkent. Ugyanakkor más kutatások (Crew et al. 2020, He et al. 2020b, Qian et al. 2021) pozitív korrelációt találtak az finomszemcsés üledék frakciók és a mikroműanyag tartalom között.



11. ábra: A minták átlagos szemcseméretének (d_{50}) és mikroműanyag tartalmának (db/kg) kapcsolata a Tisza különböző mederformáiról 2020-ban gyűjtött minták esetében (A). A mikroműanyag tartalom (db/kg) térbeli változásai az egyes formák átlagos értékei alapján a Tisza három fő szakasza mentén (B). S1–S2: Felső-Tisza; S3–S4: Közép-Tisza és S5: Alsó-Tisza.

Ezt az ellentmondást a Tisza menti minták is tükrözik, hiszen míg a legnagyobb vízsebességű (S1) szakaszon a finomszemcsés minták 39%-kal több mikroműanyagot tartalmaztak, addig az alsóbb szakaszokon már a durvaszemcsés üledékek tartalmaztak több mikroműanyagot. Ráadásul, ahogy a folyó esése mérséklődött, az eltérő szemcseméretű hordalékok mikroműanyag tartalma közötti különbség is egyre nőtt, azaz a durvaszemcsés minták egyre több mikroműanyagot tartalmaztak (S2: +8%, S3: +60%, S4: +220%).

A két hordalék-típus közötti különbség leginkább az ővzátányokon volt nyilvánvaló, ahol a durvaszemcsés anyag mikroműanyag tartalma 34–55%-kal magasabb volt, mint ugyanazon a helyszínen a finomszemcsés mintáké. Ugyanakkor az oldalzátonyok vagy üledéklepek esetében nem találtam jellegzetes különbségeket a durva- és finomszemcsés minták mikroműanyag tartalma között. Valószínűleg ez összefüggésben lehet azzal, hogy a mikroműanyag szemcsék más hordalékokkal aggregátumokat képeznek (Akdogan és Guven 2019, Christensen et al. 2020), illetve felületükön biofilm képződhet (Hoellein et al. 2019; Liu et al. 2021). Tehát az aggregátumok révén inkább a nagyobb szemcseméretű fenékhordalékhoz hasonlatosan ülepszik le a mikroműanyag, azaz közepes vízsebességű víztestből és nem állóvízből, mint a lebegtetett hordalék. A nagyobb szemcsék leülepedésének kedvez az ővzátányok a sodorvonalától távolabbi homokos területe, ahol a kisebb vízsebességű vízből a nagyobb aggregátumok nagyobb mértékben halmozódhatnak fel, így itt a mikroműanyag

tartalom is feldúsul, szemben az állóvízből vagy alig mozgó vízből kiüledő lebegtetett hordalékkal. A többi formán az üledék változatos mikroműanyag tartalma és szemcseösszetétele a sodorvonal közelsége miatti sokszínűbb ülepedési körülmények miatt nem egyértelmű.

Az első év elemzésének eredményei alapján a következő években csak az agyagos mintákkal dolgoztam tovább, mivel (1) az agyagos mintákban a mikroműanyag tartalom független a szemcsemérettől, miközben a homokos mintákban a szemcseméret növekedésével nő az átlagos mikroműanyag tartalom; (2) agyagos üledékek a folyó teljes vizsgált hosszán megtalálhatók, míg homokos üledékek például a szerbiai (S5) szakaszon egyáltalán nincsenek; és (3) mivel a homok szemcsemérete fokozatosan finomodik alvízi irányba, így a mikroműanyag tartalma is változik. Tehát az agyagos minták vizsgálatával a teljes vízrendszerből kaphattam a szemcsemérettől független átlagos mikroműanyag szennyezés adatot.

5.2. A Tisza üledékmintáiban a mikroműanyag szennyezettség időbeli és térbeli változásai

5.2.1. A mikroműanyag szennyezettség éves változásai a vízrendszer egészében

Az összehasonlíthatóság érdekében Tiszabecstől Titelig tartó szakaszon vizsgáltam az üledékek mikroműanyag tartalmának változását, megemlítve az ukrán szakasz szennyezettségét. A Tisza üledékében az átlagos mikroműanyag szennyezettség a négy vizsgált évben jelentősen változott. Az első évben (2020) átlagosan 1280 ± 629 db/kg mikroműanyagot tartalmaztak a tiszai üledékek. Ebben az évben az ukrán szakasszal együtt 1291 ± 618 db/kg volt az üledékek szennyezettsége. A következő évben (2021) közel felével csökkent az átlagos szennyezettsége a folyónak (665 ± 418 db/kg), így ez volt a legkevésbé szennyezett felmérési év. Az ukrán szakasszal együtt is a legkevésbé szennyezett (730 ± 568 db/kg) év volt. Majd 2022-ben hasonlóan alakult az átlagos mikroműanyag tartalom, csupán kismértékű növekedést mértem (766 ± 437 db/kg). Az utolsó felmérési évben (2023) több, mint duplája nőtt (1614 ± 826 db/kg) a mikroműanyag tartalom a korábbi évhez képest, így ebben az évben bizonyultak a legszennyezettebbnek a Tisza üledékei a felmérés alatt (8. táblázat). Tehát a négy vizsgált évben Tisza üledékében az átlagos mikroműanyag tartalom 2020–21 között csökkent (48%-kal), majd 2022-ben 15%-kal emelkedett, 2023-ban pedig 2,1-szer vált magasabbá a szennyezés.

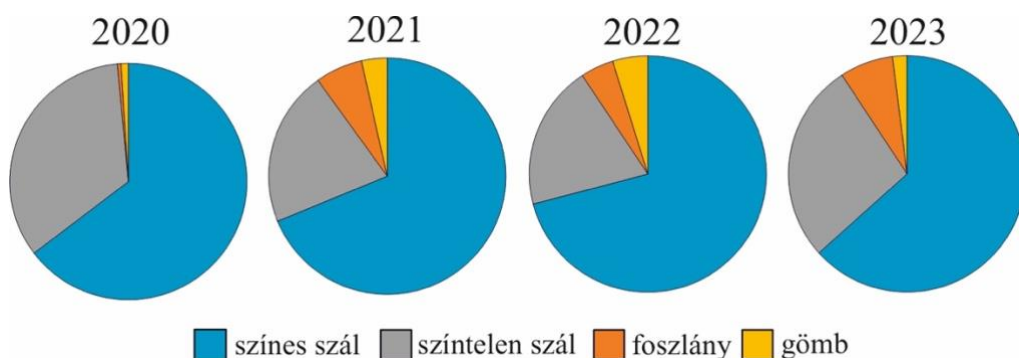
A Tisza üledékéhez hasonlóan a mellékfolyók üledékében is jelentős változásokat tapasztaltam. Az első (2020) évben átlagosan 2523 ± 462 db/kg volt a mellékfolyók szennyezettsége, ez 97%-kal magasabb szennyezést jelent, mint a Tiszában mértek. A következő évben csökkent az üledék mikroműanyag tartalma (1193 ± 507 db/kg), de még mindig 79%-kal volt magasabb a Tiszán mérthez képest. A harmadik felmérési évben (2022) növekedett a mellékfolyók üledékének átlagos mikroműanyag tartalma 2036 ± 1444 db/kg-ra, ami több, mint 2,65-szöröse volt a Tisza szennyezettségéhez viszonyítva. Az utolsó évben hasonlóan alakult a szennyezés (2057 ± 993 db/kg), ami a Tisza szennyezettségéhez mérve csak 27%-kal magasabb a Tisza jelentősebb szennyezettsége miatt.

8. táblázat: A Tiszában és mellékfolyóiban a frissen lerakódott agyagos üledék átlagos mikroműanyag szennyezettsége Tiszabecs és Titel között, 2020 és 2023 között
S1-S5: a Tisza szakaszai, M/T: a mellékfolyók és a Tisza finom szemű üledékének mikroműanyag tartalma közötti hányados

	Tisza mikroműanyag szennyezettség (db/kg)								Mellékfolyók (db/kg)			M/T
	Átlag	Min.	Max.	S1	S2	S3	S4	S5	Átlag	Min.	Max.	
2020	1280± 629	360	2880	969± 441	1264± 582	1535± 684	1370± 493	530± 169	2523± 462	587	6383	1,97
2021	665± 418	120	1600	1185± 748	1040± 629	612± 410	608± 409	709± 366	1193± 507	420	1940	1,79
2022	766± 437	120	2280	n.a.	1420± 590	625± 380	617± 274	974± 371	2036± 1444	320	4860	2,65
2023	1614± 826	440	4020	n.a.	1270± 761	1748± 767	1631± 981	1526± 696	2057± 993	700	3500	1,3

Ezeket az üledékben mért értékeket összevetve más kutatások eredményeivel megállapítható, hogy a Tisza szennyezettsége hasonló a németországi Rajnán (228-3763 db/kg) és Majnán (786-1368 db/kg; Klein et al. 2015), a St. Lawrence folyó üledékében (65-7562 db/kg; Crew et al. 2020), a Solimões, Negro és Amazonas folyókon (418-8178 db/kg; Gerolin et al. 2020), illetve a Haihe folyón (4980±2462 db/kg; Liu et al. 2021) mért szennyezettséghez. A Tisza kevésbé szennyezett szakaszaihoz és időszakaihoz hasonló értékeket mértek a kínai Qinhuai és Fuhe folyók üledékében (800-1100 db/kg; Yan et al. 2021; Zhou et al. 2021) vagy a Visztulán (190-580 db/kg; Sekudewicz et al. 2021). De vannak olyan folyók is – akár urbanizált, sűrűn lakott vízgyűjtővel –, ahol a Tisza legkevesbé szennyezett pontjánál is tisztább volt a folyók átlagos mikroműanyag tartalma: pl. Dél-Afrikában a Braamfontein Spruit patakban (Dahms et al. 2020), vagy Skóciában a Kelvin folyón (Blair et al. 2019).

A négy mintavétel mindegyike kisvízkor történt, de míg a 2020-as, a 2021-es és a 2023-as augusztusban, addig a 2022-es június-júliusban. A kisvízi mintavételezés miatt – a korábbi tapasztalatok alapján – feltételeztük, hogy ebben az időszakban a mikroműanyag szennyeződés alapvetően a települési szennyvizekből ered, amit az is alátámaszt, hogy a szemcsék 89-97%-a szálakból tevődött össze, amelyek kétharmada színes szál volt (12. ábra).



12. ábra: Mikroműanyag típusok megoszlása 2020-2023 időszakban

Ez egyértelműen arra utal, hogy a mikroműanyag szintetikus ruhák anyagából származik (Habib et al. 1996), és a kezelt vagy kezeletlen szennyvizek folyókba engedése révén jut a vízrendszerbe (Gubek 2016). A szálak dominanciájáról az üledékekben több kutatás is beszámol (Blair et al. 2019; Watkins et al. 2019; Corami et al. 2020, Gerolin et al. 2020, Huang et al. 2021; Liu et al. 2021; Sekudewicz et al. 2021), bár más folyókban a gömbök és foszlányok jelenléte gyakoribb (Hurley et al. 2018, Peng et al. 2018, Chen et al. 2021). A kisvizes állapot és a szálak miatt feltételeztem, hogy ha négy éven át magasabb, vagy folyamatos volt egy ponton a mikroműanyag szennyezettség, akkor a pont közvetlen közelében folyamatos, helyi utánpótlása van a mikroműanyag szemcséknek. Ugyanakkor ahol csupán egy-egy évben mértem kimagasló értékeket, ott valószínűsíthetően a mikroműanyag emelkedett jelenléte a mintavételi helynél korábbi árhullámmal áthaladó szennyezés hullámmal magyarázható, vagy egy korábban áradó mellékfolyó mobilizálhatta a már leülepedett részecskéket.

5.2.2. Az üledék mikroműanyag tartalmának térbeli alakulása szakasz-szinten

A Tisza agyagos üledékében lévő mikroműanyagok mennyisége a forrástól a torkolat felé jellegzetes térbeliségi különbségeket mutat, azonban ez évről-évre átrendeződött (13. ábra, 8. táblázat).

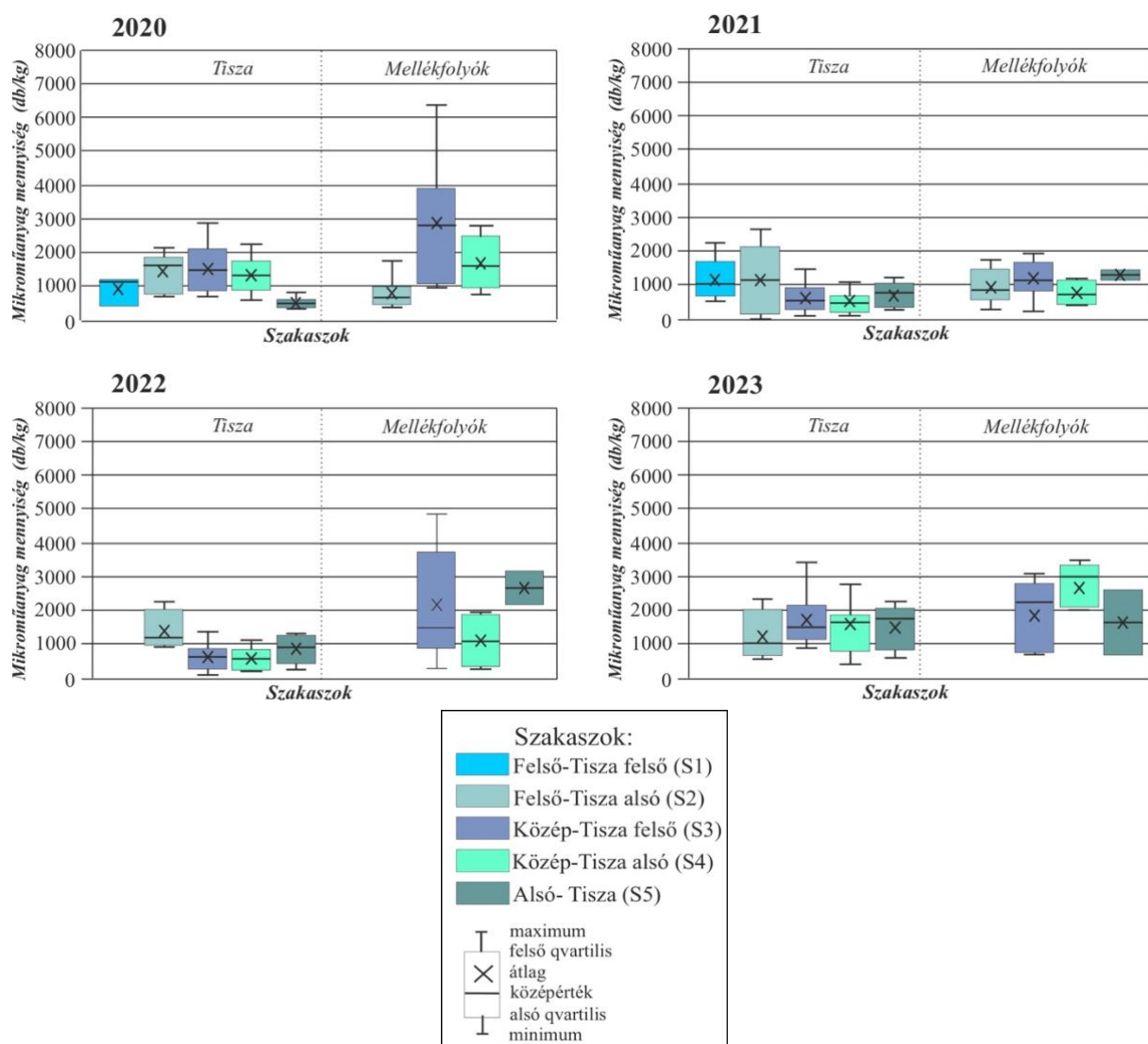
A) Az üledékek mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2020-ban

Az első felmérési évben, 2020-ban, a Felső-Tisza felső szakaszán (S1), ahol a Tisza nagy esésű, átlagosan 969 ± 441 db/kg mikroműanyagot tartalmazott a hordalék. A legkevesebbet Terebesfejérpatakon (No.5: 460 db/kg), míg a legtöbbet a Tisza két forráságának találkozásánál Rahónál mértük (No. 3: 1240 db/kg), ahol a Tisza árterében és medrében is sok makroműanyag hulladékot találtunk.

Az üledékek átlagos mikroműanyag tartalma 30%-kal nőtt a Felső-Tisza alsó szakaszán (S2, átlag: 1264 ± 582 db/kg), ahol a Tisza már kisebb esésű mederben halad, és vízsebessége is csökken (13. ábra). Ezen a szakaszon 60%-kal nőtt a legkevesebb mikroműanyagot tartalmazó minta szennyezettsége is a felsőbb szakasz minimum értékéhez képest (No.19: Tivadar: 736 db/kg) és a legtöbb mikroműanyagot tartalmazó minta szennyezettsége is nőtt 74%-kal (No. 10: Bustyaháza/Bustino: 2160 db/kg). A Felső-Tisza alsó szakaszán becsatlakozó mellékfolyók 2020-ban átlagosan csupán feleannyi mikroműanyagot tartalmaznak (átlag: 871 ± 462 db/kg), mint a Tisza maga, és minimum értékük (No. A1, Shopurka, 440 db/kg) is jóval (közel fele) alacsonyabb. Itt a legtöbb mikroműanyagot a Tarac (1871 db/kg) üledékében mértük, de ez is alatta maradtak a Tiszáénak.

A 2020-as mintavételkor a Tisza legszennyezettebb szakasza a Közép-Tisza felső szakasza (S3) volt (13. ábra), ahol további 21%-kal nőtt a mikroműanyag tartalom (átlag: 1535 ± 684 db/kg). A legkisebb mikroműanyag szennyezés a felsőbb szakaszhoz képest 68%-kal csökkent (No. 30: Záhony: 237 db/kg), míg a maximális érték tovább nőtt, a felvízi szakaszhoz képest 33%-kal (No. 31: Tiszapalkonya: 2880 db/kg). Így 2020-ban Tiszapalkonya

a Tisza teljes hosszán a legszennyezettebb helynek számított. Az ehhez a Tisza szakaszhoz csatlakozó mellékfolyók 2020-ban szintén a vízgyűjtő legszennyezettebbjei (átlag: 2887 ± 1769 db/kg), és 88%-kal több mikroműanyagot is tartalmaznak, mint a Tisza. Közülük a legszennyezettebb a Kraszna (No. F2 4220 db/kg) és a Sajó (No. I2: 6383 db/kg). Az üledékeik szennyezettségének minimum értéke is kétszerese a Tiszán mértnek (No. 36: Bodrog, 537 db/kg).



13. ábra: A Tisza és mellékfolyói üledékének átlagos mikroműanyag tartalma 2020–2023 között

A következő szakaszon, a Közép-Tisza alsó szakaszán (S4, átlag: 1370 ± 973 db/kg), már 10%-kal csökkent az üledék mikroműanyag tartalma, de még így is a felső-tiszai adatok átlagához képest 1,4-szer több halmozódott fel itt. Ennek a szakasznak a minimum értéke 2,6-szor több volt a Felső-tiszai szakasz üledékéhez képest (No. 38: Kőtelek: 620 db/kg). A legtöbb mikroműanyagot tartalmazó mintát az S4 szakaszon Nagykörűn gyűjtöttük (No. 39.: 1960 db/kg), amelyben a mikroműanyagok mennyisége csupán 3%-kal kevesebb, mint az előző szakaszon mért. Az itt becsatlakozó mellékfolyók üledéke 2020-ban átlagosan 25 %-kal több

mikroműanyagot tartalmaz (1706 ± 820 db/kg), mint a Tiszáé és a minimum érték (No. J2: Zagyva, 787 db/kg) is 27%-kal több, mint a Tiszán mért.

Az Alsó-Tiszán (S5) az előző szakaszhhoz képest jelentősen, 61%-kal csökkent az átlagos mikroműanyag szennyezettség (átlag: 530 ± 169 db/kg). Így 2020-ban ez volt a Tisza mikroműanyagokkal legkevésbé szennyezett szakasza. A legkisebb mértékű szennyezettség (No. 51: Óbecse: 360 db/kg) 41%-kal kevesebb volt és a maximális érték (No. 49: Zenta: 840 db/kg) is messze elmaradt (12%-kal kevesebb) a korábbi szakaszon mért minimum és maximum értékektől.

B) Az üledékek mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2021-ben

A következő, 2021-es felméréskor már közel felére csökkent az agyagos üledékek átlagos mikroműanyag tartalma (665 ± 418 db/kg). A korábbi folyásiránybeli trend megváltozott, mivel folyásirányban csökkent a szennyezettség az S1 és S4 szakaszok között, így a legkevésbé szennyezett szakasszá a Közép-Tisza alsó szakasza (S4) vált. Ugyanakkor a korábban legkevésbé szennyezett S5 szakaszon az mikroműanyag koncentrációja harmadával nőtt (13. ábra, 8. táblázat). A mellékfolyók szennyezettsége (1193 ± 507 db/kg) is közel 40%-kal csökkent, de még mindig hasonló arányban több mikroműanyagot szállítottak, mint a Tisza. A Tiszához hasonlóan a mellékfolyók is eltérő térbeli mintázatot mutattak. Bár erősen szennyezett maradt a Sajó (1940 db/kg), a korábbinál szennyezettebbé vált a Szamos (1660 db/kg) és a Bodrog (1760 db/kg).

A 2021-es felméréskor a Felső-Tisza felső szakasza (S1) bizonyult a legszennyezettebb szakasznak (1185 ± 748 db/kg). A szennyezés korábbi térbelisége teljesen átalakult, hiszen a legszennyezettebb mintavételi pont vált a legkevésbé szennyezetté és fordítva. Így a legkevésbé szennyezett ponton a minta mikroműanyag tartalma (No. 2. Rahó) 540 db/kg volt, míg a legszennyezettebb ponton (No. 5. Terebesfejrpaták) 2260 db/kg.

A Felső-Tisza alsó szakasza (S2) felé csökkenni kezdett az üledékben a mikroműanyagok koncentrációja, így a szakaszra jellemző átlag már csak 1040 ± 629 db/kg volt. A legkisebb szennyezés itt már csupán 20 db/kg volt (No. 10. Bustyaháza, és No. 14. Tiszabökény), ami 26-szor kevesebb mint a felvízi S1 szakaszon. Itt is megfigyelhető, ami az S1 szakaszon, hogy a korábbi évben legszennyezettebb bustyaházi mintavételi ponton „kiürült” a szennyezettség. Ezzel szemben a maximum érték (No. 12. Alsóveresmart 2660 db/kg) közel hasonló maradt, mint a felsőbb szakaszon.

A szennyezés tovább csökkent folyásirányban, így a Közép-Tisza felső szakaszán (S3) már csak 612 ± 410 db/kg volt az üledékben a mikroműanyagok koncentrációja, ami 37%-kal kevesebb, mint a fentebbi szakaszon. Ugyanakkor a minimum érték (No. 29. Tiszadada: 120 db/kg) hatszorosa az előző szakaszon kapott legkisebb értéknek. Ezzel szemben a legszennyezettebb minta (No. 22. Tisza-mogyorós) csupán 1480 db/kg mikroműanyagot tartalmazott, ami 44%-kal kisebb szennyezettséget jelent, mint a felvízi szakasz legszennyezettebb mintájában tapasztalt koncentráció.

A Közép-Tisza alsó szakaszáig (S4) tart ez a csökkenés, így ebben az évben ez volt a legkevésebb szennyezett szakasz (608 ± 409 db/kg). Ezen a szakaszon a legkisebb szennyezés szintén 120 db/kg (No. 36. Tisasüly), tehát hasonlít az S3 szakaszon mérthez. A legnagyobb szennyezés is közel azonos az előző szakaszon tapasztaltnak (No. 46. Mindszent: 1580 db/kg).

Az Alsó-Tiszán (S5) már 17%-kal magasabb szennyezést tapasztaltunk (709 ± 366 db/kg), mint az S4 szakaszon. A legkevésebb szennyezett mintán is megmutatkozik (No. 53. Titel: 300 db/kg), mivel mikroműanyag tartalma 2,5-szer nagyobb, mint a korábbi szakaszon mért legkisebb érték. Ugyanakkor a maximális szennyezettség tovább csökkent, mivel a legszennyezettebb minta (No. 48. Kanizsa: 1240 db/kg) 22%-kal tartalmazott kevesebb mikroműanyagot mint az előző szakasz hasonló mintája.

C) Az üledékek mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2022-ben

A tiszai üledékek átlagos mikroműanyag koncentrációja 2022-ben 15%-kal nőtt (766 ± 437 db/kg). Bár az orosz-ukrán háború miatt nem tudtunk mintát venni az S1 szakaszból, a folyásiránybeli trend hasonlatos a 2021-ben tapasztaltnak, azaz a Felső-Tisza alsó magyarországi szakasza (S2) felől fokozatosan mérséklődött a mikroműanyag szennyezés az S4 szakaszig, majd az S5 szakaszon újfent magas értékeket mértem, hasonlóan az előző évhez (13. ábra, 8. táblázat). A mellékfolyók üledéke ugyanakkor a korábbi évhez képest átlagosan 70%-kal több mikroműanyag részecskét tartalmazott (2036 ± 1444 db/kg), így a mellékfolyók és a Tisza közötti 1,79-es arány 2,65-re nőtt. A leginkább szennyezett mellékfolyók a Közép-Tisza felső szakaszán becsatlakozó mellékfolyók (Sajó: 3800–4860 db/kg; Kraszna: 3440–3700 db/kg), illetve az S4 és S5 szakaszok határán becsatlakozó Maros (3160 db/kg) voltak.

A Felső-Tisza alsó szakaszán (S2) volt a legmagasabb a szennyezés a 2022-es mintavételi évben (1420 ± 590 db/kg). Ezen a szakaszon a legkevésebb szennyezett minta Tiszabecsről (No. 16: 960 db/kg) származott, míg a leginkább szennyezett minta Szatmárcsekéről (No. 18: 2280 db/kg).

Az üledék mikroműanyag tartalma a Közép-Tisza felső szakaszára (S3) jelentősen csökkent, már csupán 625 ± 380 db/kg volt az átlagos szennyezés, ami több, mint felével (56%-kal) kevesebb, mint a fentebbi szakaszon. A legkisebb szennyezést Szabolcsnál mértem (No. 27: 120 db/kg), ami 88%-kal kevesebb, mint az előző szakasz minimális értéke. A legszennyezettebb minta (No. 23. Záhony) csupán 1400 db/kg mikroműanyagot tartalmazott, ami 39%-kal kevesebb, mint a felsőbb szakasz maximuma.

A Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) is tovább tartott a mikroműanyag tartalom csökkenése, így ez vált a legkevésebb szennyezett szakasszá (átlag: 617 ± 274 db/kg). Ezen a szakaszon a legkisebb szennyezés (No. 37. Tiszaroff: 240 db/kg) duplája az S3 szakasz minimum értékének, míg a legnagyobb szennyezés (No. 35. Kisköre: 1120 db/kg) közel azonos a felvízi szakaszon tapasztaltnak.

Az Alsó-Tiszán (S5) az S4 szakaszhoz képest már 60%-kal magasabb szennyezést (974 ± 371 db/kg) tapasztaltam. Ezen szakasz legkevésebb szennyezett üledéke Szegedről származott (No. 47: 280 db/kg), ami alig haladja meg az S4 szakasz minimum értékét. Viszont

a maximális mikroműanyag koncentráció nőtt, mivel a legszennyezettebb minta (No. 48. Kanizsa: 1340 db/kg) 20%-kal több mikroműanyagot tartalmazott, mint az előző szakasz legszennyezettebb mintája.

D) Az üledékek mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2023-ban

A 2023-as felmérési év egyes szakaszokra vonatkozó átlagos mikroműanyag koncentrációi hasonló térbeli eloszlást mutattak, mint 2020-ban, mivel ebben az évben is a Közép-Tisza (S3) volt a legszennyezettebb szakasz (13. ábra). Az utolsó felmérési évben a legkevésbé szennyezett szakasz (átlag: 1270 ± 761 db/kg) a Felső-Tisza alsó szakasza (S2) volt. A mellékfolyók üledékének átlagos mikroműanyag tartalma a korábbi évhez képest alig változott (1%-kal több mikroműanyag részecskét tartalmazott (2057 ± 993 db/kg), így a mellékfolyók és a Tisza közötti arány 1,3-ra mérséklődött. A leginkább szennyezett mellékfolyók a Közép-Tisza felső szakaszán becsatlakozó mellékfolyók (I2, Sajó: 3100 db/kg; J1, Zagyva: 3500 db/kg) voltak. Ugyanakkor a Szamos (E2: 800 db/kg), Kraszna (F2: 760 db/kg), Sajó (I1: 960 db/kg) és Maros (L2: 700 db/kg) pontok kivételével minden ponton nőtt vagy hasonló maradt a szennyezés a korábbi évhez képest.

A Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán a minimum mikroműanyag tartalmat Tivadaron (No. 19: 600 db/kg) mértem, míg a maximumot (No. 16: 2360 db/kg) Tiszabecsen, ami enyhén meghaladta az előző évben mért legnagyobb értéket.

A Közép-Tisza felső szakasza (S3) bizonyult a legszennyezettebbnek (átlag: 1748 ± 767 db/kg), amit a minták minimum (No. 24. Tuzsér: 920 db/kg) és maximum (No. 29. Tiszadada: 3440 db/kg) műanyag-tartalma is jól mutatja, amelyek 53%-kal és 46%-kal magasabbak voltak, mint egy szakasszal fentebb.

A Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) az átlagos szennyezés 7%-kal csökkent (átlag: 1631 ± 981 db/kg). A legkisebb mikroműanyag tartalmat Szolnoknál (No. 41: 440 db/kg) mértem, míg a legnagyobb szennyezettséget Tiszadorogmánál (No. 33: 4020 db/kg), ami 17%-kal magasabb volt az előző szakaszhoz képest.

Az Alsó-Tiszán további 6%-kal csökkent az üledék átlagos mikroműanyag tartalma (1526 ± 696 db/kg). A legkisebb szennyezettség 620 db/kg volt (No. 50. Ada), míg a legmagasabb 2300 db/kg (No. 51. Óbecse).

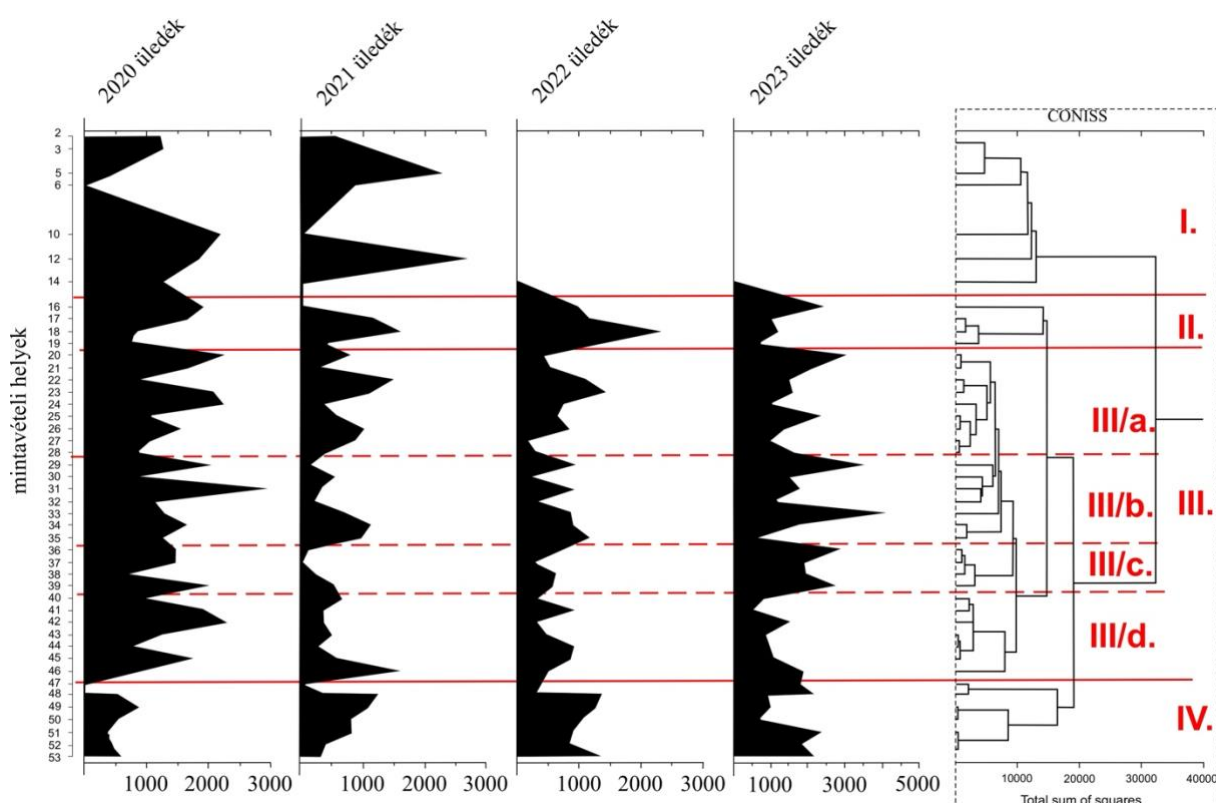
E) Az üledék mikroműanyag tartalom térbeli alakulásának főbb jellegzetességei

Feltételezésem szerint a *legkisebb mikroműanyag koncentráció egy folyó alap szennyezettségét* jelzi, míg az extrém magas értékeket helyi és/vagy időben változó források, illetve tényezők okozhatják.

A Tiszán folyásirányban lefelé haladva a minimum értékek változatossága arra utal, hogy az alap-szennyezettség mértéke bár évente változik, de az alsó szakasz felé haladva folyamatosan növekszik. Ez összefüggésben lehet a vízgyűjtő nagyságával, szennyezettségével és a vízsebesség fokozatos mérséklődésével, ami lehetővé teszi egyrészt a mikroműanyagok leülepedését, másrészt a felsőbb szakaszról érkező mikroműanyag kiürülését (kimosódását)

gátolja, így nehezíti, hogy a műanyag-szennyezés távozzon a vízrendszerből. Ezért csak a hidrológiailag egységes szakaszokon belül érdemes folyásirányú kapcsolatokat keresni minimum értékek alapján. Nagy valószínűséggel a hidrológiailag egységes szakaszok figyelmen kívül hagyása vezetett oda, hogy egymásnak ellentmondó eredmények születtek a mikroműanyag longitudinális változásaira vonatkozóan. Míg egyes kutatások szerint a mikroműanyag szennyezettség növekszik folyásirányban lefelé haladva (He et al. 2020; Scherer et al. 2020), addig mások csökkenést jeleztek (Kapp and Yeatman 2018), vagy egyáltalán nem találtak folyásiránybeli tendenciát (Barrows et al. 2018).

A szakaszbeosztás helyességének ellenőrzésére készült klaszteranalízis (14. ábra), alapján három fő szakasz különíthető el: I-II, III, IV, azonban meg kell jegyezni, hogy az első szakasz határa – bár egybeesik a magyar–ukrán határral – valószínűleg azért különül el mert a második évtől adat hiány volt, a harmadik és negyedik évben pedig a teljes szakasz kihagyásra került. A klaszteranalízissel lehatárolt fő szakaszhatárok (II, III, IV) egybeesnek a szakirodalomban szereplő szakaszhatárokkal (Lászlóffy 1982), valamint azokkal, amiket a kutatás során használtam. Ugyanakkor kirajzolódnak a szakaszokon belül egyes al-szakaszok: a III/a szakasz alsó határa a Bodrog torkolata, az III/b alsó hatása a kiskörei duzzasztómű, III/c szakaszhatároló a Zagyva torkolata alatt található, az III/d szakaszhatár a Maros torkolatát jelzi.

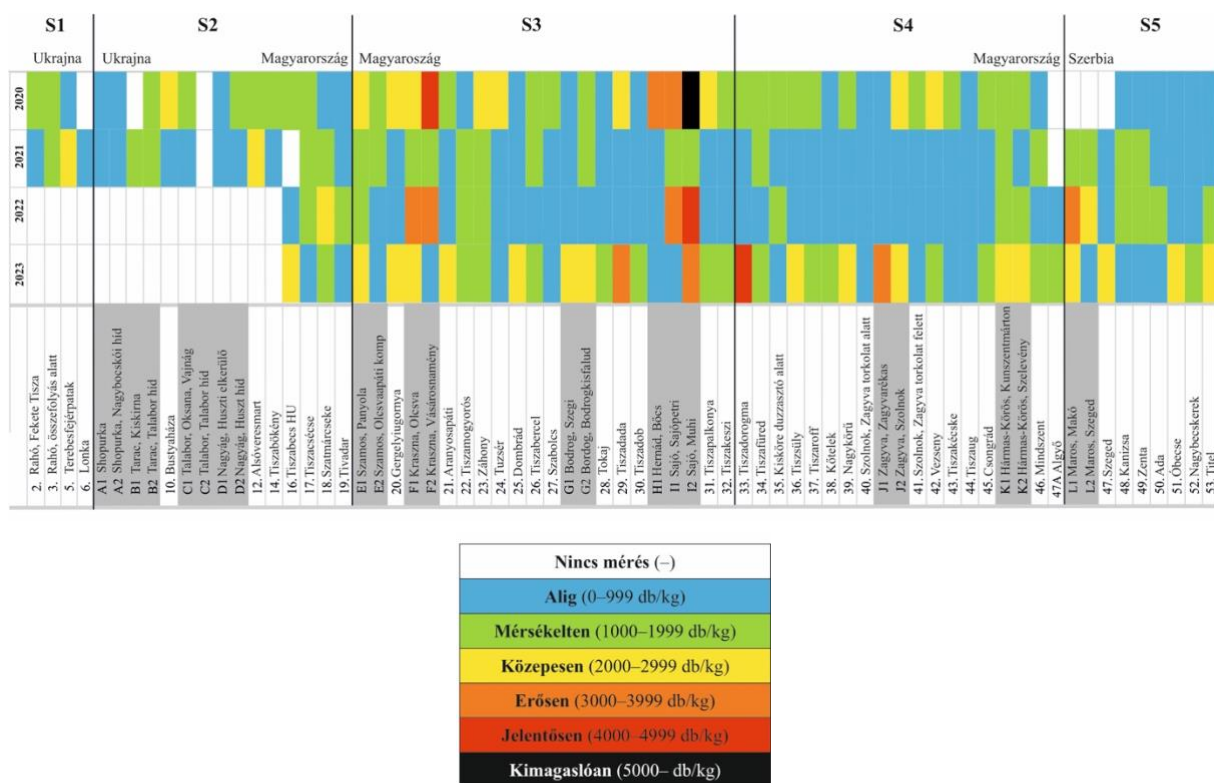


14. ábra: Klaszter analízis eredménye az üledékben lévő mikroműanyag mennyiségének vizsgálatával.

Véleményem szerint az üledékben az *extrémén magas mikroműanyag értékek* kialakulása részben a vízben aktuálisan magas műanyag-koncentrációra (pl. árvizek során), illetve részben a lebegtetett szennyeződés szállítási feltételeinek hirtelen bekövetkező romlására vezethető vissza. Ugyanakkor a lerakódott hordalékot a következő árhullám mobilizálhatja, így a mikroműanyaggal együtt elmoshatja az üledékréteg egy részét, azaz adott ponton a „szennyezési gócpont” kiürülhet. Például 2020-ban a legszennyezettebb pontokon (≥ 2000 db/kg) átlagosan 2252 ± 292 db/kg volt a mikroműanyag koncentráció az üledékben, míg 2021-ben ugyanazon pontokon már csak átlagosan 434 ± 386 db/kg, tehát a mennyiségük 81%-kal csökkent. Mivel a hordalék lassabban mozog, mint a víz, és a hordalékszállítás szakaszos, ezért a mobilizálódott szennyezett hordalék folyásirányban lejjebb rakódik le. Így új szennyezési gócpontok alakulhatnak ki olyan helyeken, ahol korábban alig vagy mérsékelten szennyezett üledékek voltak. Mivel ugyanazon helyen, ugyanazon forma ugyanazon pontján az áramlási viszonyok alig változhattak egy év alatt, a műanyag koncentráció változására az ad magyarázatot, hogy az adott pontra érő mikroműanyaggal szennyezett fluxus éppen hol rakódott le, azaz hol csökkent a folyó vízsebessége a szállítási sebesség alá az adott árhullám lecsengése alatt. Tehát az extrém értékek kialakulása az utánpótlás mennyiségétől, és az erózió-szállítás-akkumuláció tér- és időbeli változásaitól, azaz a szállítás ritmusától is függhet. Ugyanakkor a gócpontok kialakulásában kiemelkedő szerepet játszanak azok a pontok is, ahol extrém magas a mikroműanyag input. Ilyen pontok esetünkben például a No. 18.; 20.; 23. voltak. Kiemelkedő mennyiségű mikroműanyag utánpótlás érkezik a megvárosokból (Peng et al. 2018), a mezőgazdaság és szennyvíztisztító telepekből (Kapp and Yeatman 2018), valamint egyes helyeken nagymértékű lehet az ipari szennyezőanyag kibocsátás is (Scherer et al. 2020). Továbbá növeli az állandó gócpontok kialakulásának lehetőségét a folyók természetes vagy mesterséges visszaduzzasztása (van Emmerik and Schwarz 2019, Liu et al. 2021, Yan et al. 2021).

5.2.3. Az üledék mikroműanyag tartalmának időbeli alakulása mintavételi pontonként

Az egyes mintavételi pontok szennyezettségének értékeléséhez, szennyezettségi kategóriákba soroltam a mintákat. A kategóriák kijelölésénél egyenlő osztályközű intervallumokat alkalmaztam: alig (0-999 db/kg), mérsékelten (1000-1999 db/kg), közepesen (2000-2999 db/kg), jelentősen (3000-3999 db/kg) és kiemelkedően szennyezett (5000 db/kg felett). Emellett a közepesen vagy annál nagyobb mértékben szennyezett (2000 db/kg feletti) pontokat szennyezettségi gócpontnak tekintettem. A 2020-as mérés során a vízrendszerben 14 mintavételi pont, azaz a helyek 22%-a volt gócpontnak tekinthető, ahol az üledék mikroműanyag tartalma meghaladta a 2000 db/kg-ot (2048 és 6383 db/kg között változott). Ezen gócpontok fele a Tiszán, míg másik fele a mellékfolyókon fordult elő. Ugyanakkor 2020-ban a mintavételi helyek 37%-a alig volt mikroműanyaggal szennyezett és a pontok további 41%-a is csak mérsékelten szennyezett volt (15. ábra).



15. ábra: A Tisza és mellékfolyóin az egyes mintavételi pontokon az üledék mikroműanyag szennyezettségének alakulása 2020 és 2023 között

A következő évben (2021) a vízrendszerből a mikroműanyagok jelentősen kiürültek, hiszen a legtöbb mintavételi hely üledéke alig (68%) vagy mérsékelt (29%) szennyezetté vált. A mérsékelt szennyezett helyek kétharmada ugyanott volt, mint a korábbi évben, és az S1-S4 szakaszokon csupán egy-egy helyen jelentek meg új, mérsékelt szennyezett helyek, bár az S5 szakaszon jóval gyakoribbá váltak. Ugyanakkor a korábban mérsékelt vagy annál jobban szennyezett mintavételi helyek háromnegyedében a helyzet javult, azaz szennyezettségük mérséklődött. Az egész vízrendszerben csupán két új gócpont (a helyek 3%-a) formálódott ebben az évben: a Felső-Tisza Terebesfejpataknál (No.5) és Alsóveresmartnál (No.12), és ezek valamivel kevesebb mennyiségű mikroműanyag szemcsét tartalmaztak (2260-2660 db/kg), mint a korábbi gócpontok.

A következő évben, 2022-ben, az alig (65%) és mérsékelt szennyezett (22%) helyek száma enyhén csökkent. A korábbi évben mérsékelt szennyezettségű helyek közül csak kettő tisztult tovább, a pontok felénél a szennyezés helyzete romlott. Ezt mutatja az is, hogy 7 új gócpontot (13%) azonosítottam, de csupán egyet a Tiszán, míg hatot a mellékfolyókon (F1-2: Kraszna; I1-2: Sajó; L1-2, Maros). A tiszai gócpont (No. 18 Szatmárcseke) szennyezettsége folyamatosan nőtt a három vizsgált évben. A mellékfolyókon azonosított szennyezési gócpontok 2020-ban is léteztek, majd 2021-ben kiürültek, de 2022-ben újra formálódottak a Krasznán és a Sajón.

Az utolsó felmérési évben (2023) az alig szennyezett mintavételi helyek száma felére csökkent (31%), viszont a mérsékelt szennyezett helyek száma harmadával, 30%-ra nőtt. Ebben az évben már 21 gócpontot azonosítottam, amelyek közel fele (10 mintavételi hely) a

mellékfolyókon volt. Csupán három olyan gócpont fordult elő 2023-ban, amelyek korábban is gócpontok voltak, tehát 18 helyen teljesen új gócpontok alakultak ki. Minden mellékfolyón található volt legalább egy gócpont, de olyan folyó is akadt (Bodrog, Zagyva és Hármas-Körös) ahol mind a két mintavételi pont gócpontként definiálható.

Míg a mintavételi pontok többségén dinamikusan alakul az üledékek mikroműanyag szennyezettsége, addig akadtak olyan mintavételi helyek is, ahol a mikroműanyag koncentráció legalább három, vagy mind a négy évben hasonlóan alakult. Ezek közé tartozott a mérsékelt vagy alig szennyezett Tiszacsécsénél (No. 17: 980-1640 db/kg), Tivadarnál (No. 19: 36-1300 db/kg), Tiszaogyorósnál (No. 22: 800-1480 db/kg), Tiszabercelnél (No. 26: 800-1500 db/kg), Szabolcsnál (No. 27: 120-1045 db/kg), Tokajnál (No. 28: 280-1540 db/kg), Tiszadobnál (No. 30: 180-1420 db/kg), Tiszafürednél (No. 34: 860-1680 db/kg), Köteleknél (No. 38: 200-1900 db/kg), Szolnoknál (No. 40: 280-920 db/kg), Tiszaugon (No. 44: 260-920 db/kg), Adán (No. 50: 520-1020 db/kg), Nagybescskereken (No. 52: 380-1780 db/kg) és a mellékfolyókon a Hármas-Körösön Kunszentmártonnál (K1: 980-1960 db/kg) volt alacsony az üledék mikroműanyag szennyezettsége mind a négy évben. Ezek a hasonló szennyezettségű pontok az első három évben leginkább az S3-S5 szakaszokon fordultak elő, míg azok a helyek, ahol változatosan alakult az üledék mikroműanyag tartalma az S1 és S2 szakaszokon fordultak elő. A szakaszok közötti különbség háttérben az eltérő esés és vízsebesség és a vízjárás nagyobb változékonysága állhat, hiszen az S1 és S2 szakaszokon a nagyobb vízsebesség elősegíti a már leülepedett szennyezés mobilizálódását.

Részösszegzés

Tehát a vizsgált időszak alatt (2020-2023) a Tisza vízrendszeréből való hatékony mikroműanyag mobilizációt és részleges kiürülést mutatja (1) az egyes szakaszok között a mikroműanyag koncentráció térbeli változása, (2) a korábban kevésbé szennyezett (S1-S3) szakaszok szennyezetté válása, (3) a mellékfolyók üledékében a mikroműanyag mennyiségének csökkenése, illetve a (4) korábbi gócpontok eltűnése és helyettük új gócpontok kialakulása korábban alig szennyezett helyeken. Hasonló átrendeződést tapasztaltak Hurley et al. (2018) a Mersey vízgyűjtőjén, vagy Sekudewicz et al. (2021) a Visztula vízrendszerében, ahol egy-egy árhullám átrendezte szennyeződési gócpontokat, illetve jelentősen ki is tisztított egy-egy szakaszt. Egyrészt az árhullámok be is moshatnak nagy mennyiségű mikroműanyagot a vízrendszerekbe (Sekudewicz et al. 2021), ugyanakkor a nagyobb vízsebesség mobilizálhatja a mikroműanyagot a már korábban lerakódott üledékből (van Emmerik és Schwarz 2019). Tehát a mikroműanyag mennyisége térben és időben is nagyon változhat, és a dinamika megértéséhez szükséges lenne a jövőben a mintavételek térbeli és időbeli sűrítése.

Az eddig begyűjtött adatok azt tükrözik, hogy az átrendeződés *nem egy egyértelmű folyamat*, mivel az *egyes szakaszokon és egyes formákon* a mikroműanyag mennyisége nem azonos mértékben változott. Alapvetően befolyásolta a mikroműanyag átrendeződését és kiürülését *az esés*, mivel a legjelentősebb mikroműanyag tartalom csökkenést egyrészt a

legnagyobb esésű szakaszokon (S1 és nagy esésű mellékfolyói) tapasztaltam, illetve az S5 szakaszon, ahol a visszaduzzasztás miatt sok mikroműanyag halmozódhat fel a meder üledékeiben. A Tisza alsó S5 szakaszán a visszaduzzasztás idején a lassú vízből nagymennyiségű mikroműanyag rakódott le, hasonlóan a mellékfolyók torkolatközeli, visszaduzzasztott szakaszaihoz. Azonban a mérések közötti összesen 6 alkalommal fordultak elő mederkitöltő vízszint körüli árhullámok, amikor az esés megnőtt, így az árhullámok hatékonyan mobilizálhatták a mederfenékre kisvízkor lerakódott üledéket. Mivel ezek az árhullámok döntő mértékben a mederben maradtak (csupán néhány centiméterrel haladták meg a partél szintjét) és nem duzzasztotta vissza őket sem Duna, sem a mellékfolyók, így az alsó szakaszon is mobilizálódhatott az üledék. A kimosódott mikroműanyag nem feltétlenül vonult végig a vízrendszeren, hiszen új helyeken rakódhatott le új gócpontokat formálva. Hasonló *mobilizálódási mintázat* volt jellemző az angliai Mersey-n, ahol a felvízi és alvízi szakaszcsoportról is mosódott ki mikroműanyag szennyeződés (Hurley et al. 2018). Ugyanakkor Rodrigues et al. (2018) rámutatott arra, hogy ez a mintázat hidrológiai helyzetenként változhat, és a mikroműanyag kiürülése a vízrendszerből fokozatos.

A mikroműanyag utánpótlásban alapvető szerepűek a *mellékfolyók*, amelyek a részvízgyűjtőkről különböző mértékben szennyezett vizet és üledéket szállítanak a főfolyóba. Eredményeim szerint a vizsgált 12 mellékfolyó közül 9 esetében volt nagyobb (+20%) az üledék mikroműanyag tartalma, mint a torkolat-közeli Tiszáé, és a főfolyó üledékében a mikroműanyag tartalmat átlagosan 52%-kal növelték. Ráadásul mivel egyre nagyobb mellékfolyók csatlakoznak a Tiszához egyre több hordalékkal, és benne egyre több mikroműanyaggal, ezért a hatásuk egyre kifejezettebb lehet a főfolyó átlagos szennyezettségének növelésében. A mellékfolyók fontosságát, mint mikroműanyag forrást jelezte többek között Skalska et al. (2020), Dahms et al. (2020), Kiss et al. (2021) és Tsering et al. (2021). A mellékfolyók fontos utánpótlást biztosítanak főfolyó mikroműanyag szállításában (Niu et al. 2021, Yan et al. 2021), amit az is fokozhat, hogy a szennyvíztisztító telepek gyakran nem közvetlenül a főfolyó mentén vannak, hanem kisebb mellékfolyókba vagy csatornába juttatják a tisztított vizet, ami végül a főfolyóba jut (Klein et al. 2015, Kapp and Yeatman 2018, Scherer et al. 2020). Fokozott terhelést jelenthet a mellékfolyók mentén az esetleges nagy népsűrűség, a dinamikus gazdasági fejlődés, melyek végső szennyező hatása minden esetben a főfolyót érinti (Rodrigues et al. 2018).

5.3. A mikroműanyag tartalom időbeli és térbeli változásai a Tisza vízében

5.3.1. A mikroműanyag szennyezettség éves változásai a vízrendszer egészében

Az összehasonlíthatóság érdekében Tiszabecstől Titelig tartó szakaszon vizsgáltam a víz mikroműanyag tartalmának változását, megemlítve az ukrán szakasz szennyezettségét. A Tisza vízében az átlagos mikroműanyag tartalom a három vizsgált évben fokozatosan nőtt (9. táblázat). A 2021-es mérés során a Tisza átlagosan $15,8 \pm 10,9$ db/m³ mikroműanyag részecskét szállított, ugyanakkor az első évben mintázott ukrán szakasszal együtt ez átlagosan $19 \pm 13,6$

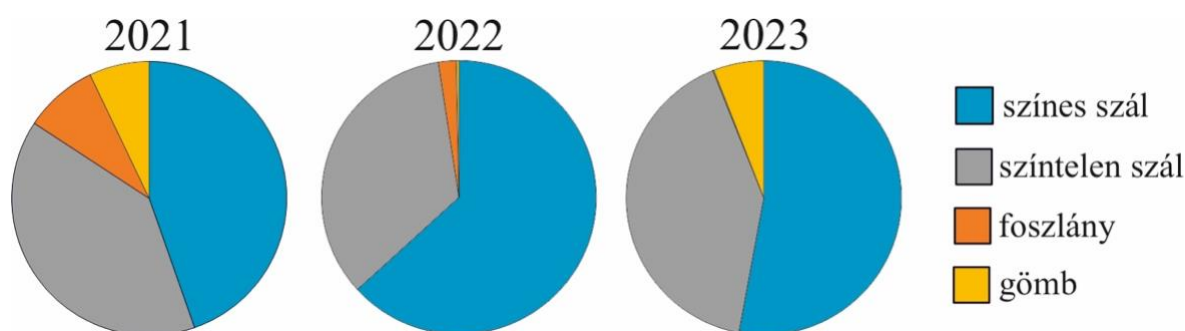
db/m³ mikroműanyag részecske volt. A második évben, 2022-ben átlagosan 23,7±15,8 db/m³ volt a mikroműanyag koncentráció a vízrendszer egészét tekintve. A Tisza szennyezettsége közel 18%-kal nőtt (22,4±14,8 db/m³), a mellékfolyókon átlagos szennyezettsége (27±19 db/m³) 21%-kal volt magasabb a Tiszához képest. A legszennyezettebb mellékfolyó 2022-ben a Zagyva (63 db/m³) és a Szamos (48 db/m³) voltak. Közepes szennyezettségű volt a Hernád, a Sajó és a Maros (24–23–25 db/m³), míg a legkevésbé szennyezett mellékfolyók a Kraszna, Bodrog és a Hármas-Körös voltak (11–11–11 db/m³). A 2023-as felmérés alatt átlagosan 57±44,8 db/m³ volt a vízrendszer egészén mért mikroműanyag koncentráció. A szennyezés (52±41,6 db/m³) tovább nőtt, az előző évhez képest 2,3-szorosára a Tisza vizében, míg a mellékfolyókon 2,6-szorosára nőtt a szennyezés (70,25±53,2 db/m³), a Tiszához képest, pedig 35%-kal volt magasabb a mellékfolyók vizének mikroműanyag tartalma. A legszennyezettebb mellékfolyó ebben az évben a Sajó (196 db/m³) és a Hernád (77 db/m³) voltak. Hasonlóan, jelentősen szennyezett volt a Szamos és a Maros (56–73 db/m³), míg a legkevésbé szennyezett mellékfolyók a Kraszna és a Zagyva volt (33–38 db/m³).

9. táblázat: A Tisza és mellékfolyói vizében mért átlagos mikroműanyag tartalom 2021 és 2023 között. S1-S5: a Tisza szakaszai; M/T: a mellékfolyók és a Tisza vizében mért mikroműanyag tartalom hányadosa

	Mikroműanyag mennyisége a vízben (db/m³)											M/T
	Tisza								Mellékfolyók			
	Átlag	Min.	Max.	<i>S1</i>	<i>S2</i>	<i>S3</i>	<i>S4</i>	<i>S5</i>	Átlag	Min.	Max.	
2021	15,8± 10,9	0	42	32,8± 16,7	7, 0	15,8± 13,8	14,5± 7,9	22,6± 10,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2022	22,4± 14,8	4	63	n.a.	45, 16	16,5± 6,6	21,5± 18,7	27,6± 14,2	27± 19	11	63	1,2
2023	52± 41,6	8	184	n.a.	103, 54	40,7± 24,3	33,5± 25,1	84,6± 62,8	70,3± 53,2	33	196	1,35

Ezt összevetve a más folyókon mért értékekkel megállapítható, hogy a Tisza vizének mikroműanyag szennyezettsége hasonlóan alakul a Ratian folyón mért mikroműanyag mennyiséghez (24,0–71,7 db/m³; Estahbanati és Fahrenfeld 2016). A Tisza szennyezettségéhez képest Faure et al. (2015) a Rajnán (7db/m³), Dris et al. (2018) a Szajnában (0,28–0,47 db/m³) Scherer et al. (2020) az Elba vizében (5,57±4,33 db/m³), Forrest és Vermaire (2023) az Ottava folyón (0,050–4,955 db/m³) a tiszai minimum értékekhez hasonló szennyezettséget mértek. Rodrigues et al. (2018) eredményei ugyanakkor a Tisza vízrendszerében mért adatokhoz hasonló szennyezettséget mutattak márciusban (58–193 db/m³) viszont kutatásuk rámutatott, hogy nagyobb csapadékos események megnövelhetik a mikroműanyag mennyiségét a folyókban (71–1265 db/m³). Wang et al. (2018) a Tisza szennyezettségéhez képest extrém magas szennyezettséget tapasztalt a Jangce (átlag: 2516,7±911,7 db/m³) és Hanjiang (átlag: 2933±305,5 db/m³) folyók vizében, valamint Di és Wang (2018) a Jangce vizében (1597–12611 db/m³).

A három mintavétel mindegyike kisvízkor történt, de míg a 2021-es és a 2023-as augusztus végén, tehát a kisvizes időszak közepén, addig a 2022-es június végi és július eleji mintavétel inkább a kisvizes időszak kezdetét jelzi. A korábbi feltételezésemet, miszerint a kisvízi mintavételezés miatt ebben az időszakban a mikroműanyag szennyeződés alapvetően a tisztított vagy tisztítatlan települési szennyvizekből ered, alátámasztották a vízmintákban talált mikroműanyag típusok. Ugyanis a szemcsék 84,2-97,8%-a szálaból tevődött össze, amelyek kétharmada színes szál volt (16. ábra).



16. ábra: Mikroműanyag típusok eloszlása a vízmintákban.

A 2021-es mérés során a Tisza teljes hosszán a műanyag szálak domináltak (átlagosan: 84,2%), de előfordult a mintákban gömb (8,7%) és foszlány is (7,1%). Ehhez képest a 2022-es mérés során a Tisza és mellékfolyói mintáiban a mikroműanyag részecskének már 97,8%-a szál volt, közülük is a színes szálak domináltak. A mikroműanyagnak csupán 1,7%-a volt gömb, amelyek a mellékfolyókban (Sajó, Hernád, Zagyva) illetve leginkább a Közép-Tiszán fordultak elő. A szemcsék csupán 0,5%-a volt foszlány, és csak két mintavételi helyen („f”, Tiszabecs; „q”, Nagykörű) fordultak elő (16. ábra). Ehhez képest 2023-ban a műanyag szálak aránya csökkent (94%), bár a mintákban ekkor is a színes szálak domináltak (53%). A szintelen szálak aránya leginkább azon mintákban nőtt meg, amelyekben nagyon sok mikroműanyag volt (pl. „b”, Terebesfejérpatak; „i”, Aranyosapáti; „v”, Szeged; és „z”, Nagybecskerek mintavételi pontok). Gömbök csak a Középső- és Alsó-Tiszán (S3-S5) fordultak elő, és mennyiségük folyásirányban haladva nőtt. Ugyanakkor foszlányok csaknem a Tisza teljes hosszán előfordultak, és néhány helyen (pl. „d”, Huszt; „i”, Aranyosapáti; „u”, Mindszent és „x”, Ada) viszonylag magas arányban képviseltették magukat.

Több kutatás hasonlóan szálak jelenlétéről és dominanciájáról számol be. Dris et al. (2018) kutatásuk során szálak mellett töredékeket találtak a szennyvízkivezetők közelében. Onay et al. (2023) időbeli különbségeket tapasztalt: a téli hónapokban töredékek és foszlányok domináltak, ezzel szemben tavasszal és ősszel a szálak gyakoriságát jegyezték fel. Frias et al. (2024) a szálak jelenlétét felszíni lefolyással magyarázta, valamint azzal, hogy kisebb sűrűségük miatt tovább maradnak lebegtetve a vízoszlopban. Barone et al. (2024) mérései alapján is a szálak (95,6%) voltak a leggyakoribb mikroműanyag típusok.

5.3.2. A víz mikroműanyag tartalmának térbeli alakulása szakasz-szinten

A Tisza vizében lévő mikroműanyagok mennyisége a forrástól a torkolat felé jellegzetes térbeliségi különbségeket mutat, azonban ez évről-évre változott (17. ábra, 9. táblázat).

A) A víz mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2021-ben

Az ukrajnai Felső-Tisza felső (S1) szakaszán átlagosan $32,8 \pm 16,7$ db/m³ volt a mikroműanyag tartalom. A Tisza teljes hosszán itt mértem a legmagasabb mikroműanyag koncentrációt (61 db/m³) Terebesfejérpatak településnél, ami a Tisza hegyvidéki szakaszán található, és ahol nincs kiépítve szennyvízcsatorna-hálózat, és több helyen is láttunk a Tiszába közvetlenül csatlakozó szennyvíz-befolyókat.

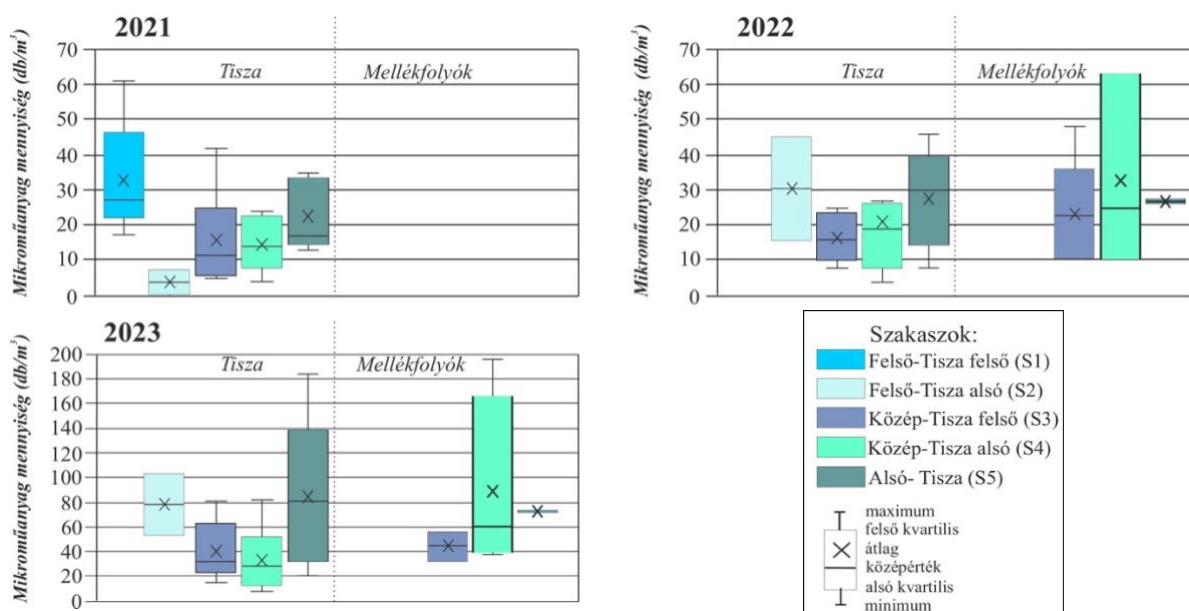
A Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán már csökkent a víz mikroműanyag tartalma így ez a szakasz volt a Tisza vízrendszerének legkevésbé szennyezett része 2021-ben. Ugyanakkor a kárpátaljai települések mentén (S1) jóval több mikroműanyag volt a vízben ($17\text{--}32$ db/m³), mint a magyar szakaszon ($0\text{--}7$ db/m³). Itt azt is meg kell jegyezni, hogy a kárpátaljai szakaszon a nagyobb városokban (pl. Rahó, Bustyaháza, Huszt, Aknaszlata, Técső) bár van szennyvízelvezetés, de a szennyvíztisztók rossz állapota miatt Rahó, Nagyszőlős, Técső, Huszt és Aknaszlata voltak a felszíni vizek legjelentősebb szennyezői a Tisza mentén a Kárpátaljai Környezetvédelmi Főosztály 2010-es adatai szerint (Tarpai 2013). A magyarországi szakaszon Tiszabecs környékén 5 településen a háztartások $61\text{--}78\%$ -át kötötték a szennyvízhálózatra, míg a folyásirányban lejjebb lévő további 6 faluban (pl. Tivadar) egyáltalán nincs csatornázottság (KSH 2022).

A Közép-Tisza felső szakaszán (S3) nőtt az átlagos mikroműanyag tartalom ($15,8 \pm 13,8$ db/m³). Itt a legkisebb (5 db/m³) szennyezettséget Tiszaújlaknál („j”) a legmagasabbat (42 db/m³) pedig Aranyosapátnál („i”) mértük, amely az egyik legszennyezettebb mellékfolyó, a Kraszna torkolata alatt helyezkedik el, ráadásul a szakasz menti 15 településből 10 csatornázatlan. A szakasz utolsó három mintavételi helyén már a Tiszalöki és a Kiskörei duzzasztók hatása érvényesülhet (17. ábra, 9. táblázat), ezért nő folyásirányban a mikroműanyag tartalom („k–m”, $1\text{--}119$ db/m³).

A Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) enyhén csökkent a víz mikroműanyag tartalma (átlag: $14,5 \pm 7,9$ db/m³), de lassú növekedés tapasztalható folyásirányban a szakaszon belül. A legtisztább (4 db/m³) a Tiszaroffról („p”) származó minta volt, míg a maximum szennyezés (24 db/m³) Mindszenten volt. Ezen a szakaszon a Tiszakeszi és Tiszadorogma közötti mintavételi helyek ($8\text{--}10$ db/m³) állnak visszaduzzasztás alatt.

Az Alsó-Tiszán (S5) növekedett az átlagos mikroműanyag tartalom ($22,6 \pm 10,1$ db/m³), az S4 szakaszhoz képest 56% -kal. A szakasz legkisebb (13 db/m³) mikroműanyag tartalma a kanizsai („w”) mintavételi pontról származó mintában volt, a legmagasabb (35 db/m³) szennyezést a nagybecskereki („z”) mintában mértem.

Tehát a szakaszok átlagos mikroműanyag tartalmában fokozatos csökkenés tapasztalható az S1 és S4 szakaszok között, majd az S5 szakaszra érve ismét megemelkedett a vízben szállított mikroműanyag mennyisége.



17. ábra: A Tisza és mellékfolyói vizében mért átlagos mikroműanyag tartalom 2021–2023 között.

B) A víz mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2022-ben

Sajnos 2022-ben nem tudtunk mérni a kárpátaljai mintavételi pontokon, így csak az S2-S5 szakaszokról származó minták összehasonlíthatók (9. táblázat, 17. ábra).

A Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán 2022-ben a szennyezés igen jelentősen megnőtt, részben azért, mert két mintavételi helynél is kiugróan magas volt a víz mikroműanyag tartalma: „f”, Tiszabecs: 45 db/m³ és „g”, Tivadar: 16 db/m³. Összességében ekkor ez lett az egyik legszennyezettebb vizű szakasz az egész Tiszán, holott korábban kifejezetten tisztának számított.

A Közép-Tisza felső (S3) szakaszán az előző évhez hasonló volt a mikroműanyag szennyezettség (2022: 16,5±6,6 db/m³). A legkisebb (8 db/m³) mikroműanyag tartalmat a tiszadobi („m”) mintában mértem és ebben az évben is ugyanaz a mintavételi hely volt a legszennyezettebb („i”, Aranyosapáti), bár itt a mikroműanyag koncentráció 40%-kal csökkent (42 db/m³-ról 25 db/m³-ra). Ugyanakkor míg 2021-ben a szakasz alsó határáig egy erőteljes visszaesést követően folyamatosan nőtt a mikroműanyag mennyisége, addig 2022-ben fokozatosan csökkent. Érdekes módon, a Tiszalöki Vízlépcső visszaduzzasztott terében, ahol a visszaduzzasztás a legnagyobb („l”, Tiszabercel: +377 cm) a két mérés közel hasonló eredményt adott (12, illetve 11 db/m³). A szakaszon becsatlakozó mellékfolyók átlagos mikroműanyag tartalma 42%-kal magasabb a Tiszáénál (24,4±21,4 db/m³).

A Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) a Tisza vizében az átlagos mikroműanyag terhelés nőtt 30 %-kal (2022: 21,5±18,7 db/m³). A legkevesbé (4 db/m³) szennyezettnek a tiszaugi („s”) minta bizonyult, míg a Mindszenti („u”) mintában volt a legmagasabb (63 db/m³) a mikroműanyag koncentráció. A korábbi szakaszhoz hasonlóan, a Kiskörei Vízlépcső tározójában („n”, Tiszakeszi és o, Tiszadorogma) és a Törökbecsei visszaduzzasztással érintett szakaszon („t”, Csongrád) a két évben mért adatok nagyon hasonlóak, kivéve az „u” Mindszent

ponton, ahol 2022-ben közel háromszorosára nőtt a szennyezettség mértéke (2021: 24 db/m³; 2022: 63 db/m³). Ugyanakkor a minták mikroműanyag tartalmának térbeli trendje is hasonló, bár van olyan pont, ahol a korábbinál jóval szennyezettebbé vált a víz (pl. „p”, Tiszaroff: 6-szoros növekedés). A szakaszon csatlakozó mellékfolyók 41%-kal szennyezettebbek (30,3±22,6 db/m³), mint a Tisza.

Az Alsó-Tiszán (S5) a 2021-es átlaghoz (22,6±10,1 db/m³) képest 22%-kal nőtt a szennyezettség (27,6±14,2 db/m³). Folyamatosan nő a Tisza által szállított mikroműanyag tartalom a dunai torkolat felé haladva. Ugyanakkor a Törökbecse Vízlépcső is itt fejt ki legjobban hatását. Ezt jól mutatja, hogy a leginkább visszaduzzasztott mintavételi helynél („x”, Ada: 46 db/m³) mértük a vízben a legtöbb mikroműanyag szemcsét, míg a legkisebb (8 db/m³) szennyezés a folyásirányban fentebb, Szegednél („v”) volt. Az ide csatlakozó mellékfolyó („L”, Maros) szennyezése hasonló a szakasz átlaghoz (25 db/m³).

C) A víz mikroműanyag szennyezettségének térbeli alakulása 2023-ban

A 2023-as mérés során is csak az S2-5 szakaszokról gyűjtöttünk mintákat. (17. ábra, 9. táblázat). A Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán a szennyezés 2,3–3,4-szeresére nőtt a korábbi évhez képest. Az erről a szakaszból származó minták mind jelentősen szennyezettek voltak (54–103 db/m³).

A Közép-Tisza felső szakaszán (S3) a mikroműanyag tartalom közel felére csökkent (40,7±24,3 db/m³). A legkevésbé szennyezett ponton (o, Tiszadorogma) csupán 8 db/m³ volt a mikroműanyag, mely a Tisza egészén az adott évi minimum érték is egyben. A szakasz legmagasabb mikroműanyag tartalmú mintája a „k” minta volt (Tuzsér: 81 db/m³). Az S3 szakasz mellékfolyói 10%-kal szállítottak több mikroműanyagot (44,7±11,5 db/m³), mint a Tisza.

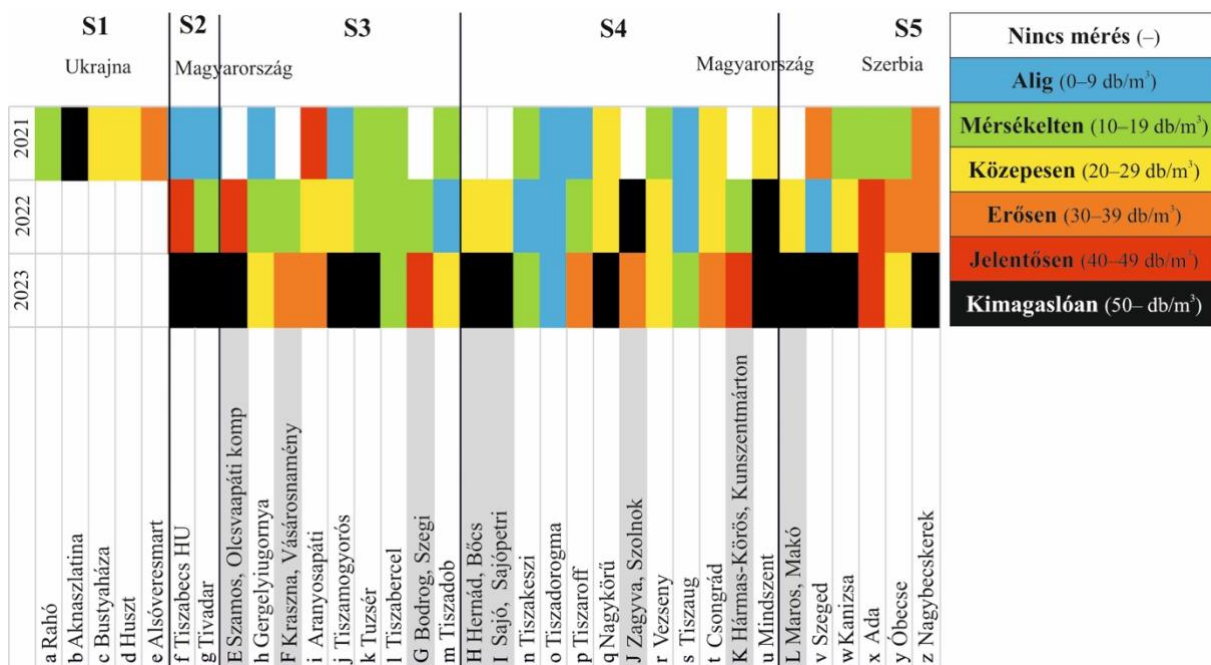
A Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) további 18%-kal csökkent a mikroműanyag koncentráció (33,5±25,1 db/m³). Ez a szakasz bizonyult a legtisztábbnak 2023-ban. Ezen a szakaszon a legkisebb mikroműanyag értéket Tiszaugon mértem („s”: 18 db/m³), míg a legmagasabbat Nagykörűn („q”: 82 db/m³). A szakasz mellékfolyói 2,6-szor több mikroműanyagot (88,8±73,5 db/m³) szállítottak átlagosan, mint a főfolyó.

Az Alsó Tiszán volt a legmagasabb a mikroműanyag szennyezés, mely 2,5-szer volt magasabb az előző szakaszhoz képest (84,6±62,8 db/m³). A szakasz legtisztább mintája 21 db/m³ mikroműanyagot tartalmazott („y”, Óbecse). A szakaszon és egyben a mérés során a legszennyezettebb vízmintát Szegeden gyűjtöttük („v”, 184 db/m³). A szakaszon becsatlakozó Maros („L”) ebben az évben 73 db/m³ mikroműanyagot szállított.

5.3.3 A víz mikroműanyag tartalmának tér- és időbeli alakulása mintavételi pontonként

Az első felmérés során (2021) a vízben lebegtetve szállított mikroműanyag koncentráció 0 és 42 db/m³ között változott (18. ábra). Ekkor öt gócpont (≥30 db/m³) volt a 26 pont közül, azaz a mintavételi helyek 19%-a tekinthető erősen vagy jelentősen szennyezettnek. A későbbi

összehasonlítást nehezíti, hogy ebben az évben a kárpátaljai szakaszon is gyűjtöttünk vízmintákat, de a mellékfolyók még nem kerültek megmintázásra. Ekkor a leggyakoribbak (35%) a mérsékelt szennyezett minták voltak, míg legkisebb gyakorisággal a kimagaslóan (4%) és jelentősen (4%) szennyezett minták fordultak elő.



18. ábra: A víz mikroműanyag koncentrációjának változása a mintavételi helyeken 2021 és 2023 között. A szürke szín a mellékfolyót jelzi.

A következő évben (2022) a kárpátaljai szakasról nem gyűjtöttünk mintát, de belevettük a mintagyűjtésbe a mellékfolyókat is. A 29 mintavételi ponton a vízben a mikroműanyag koncentráció csaknem megduplázódott az előző évhez képest, mivel a koncentráció 4 és 63 db/m³ között változott. Ekkor a mintavételi helyek közül 7 pont bizonyult gócpontnak (a mintapontok 24%-a), közülük öt pont a Tiszán volt, tehát itt az arányuk nem változott, miközben két gócpontot a mellékfolyókon azonosítottunk. A vízrendszer jelentősebb szennyeződését mutatja, hogy a leggyakoribb (31%) a közepesen szennyezett minták váltak, és kevesebb (17%) alig szennyezett pont maradt, miközben az erősen szennyezett mintavételi helyek gyakorisága (7%) csökkent, de a kimagaslóan (10%) és jelentősen (7%) szennyezett helyek aránya növekedett. A korábbi évben azonosított öt gócpontból két ponton a víz tisztult: például az „i” ponton (Aranyosapáti), ahol közel felére csökkent a mikroműanyag koncentráció, bár továbbra is közepesen szennyezett maradt, valamint a „v” ponton (Szeged), ahol negyedére csökkent a szennyezés, így alig szennyezett ponttá vált. További három pont 2021-ben és 2022-ben azonos szennyezettségű maradt: így Nagykörűn („q”) (2021: 21 db/m³ és 2022: 27 db/m³) és Csongrádon („t”) (2021: 23 és 2022: 24 db/m³) pontok közepes szennyezettségűek maradtak, míg Nagybecskerek („z”) is erősen szennyezett maradt (2021: 35 és 2022: 33 db/m³). Voltak olyan pontok is, ahol a víz szennyezettebbé vált. Például a 2022-ben az „f” (Tiszabecs) gócponton hatszorosára nőtt a mikroműanyag koncentráció (2021: 7 db/m³-ről 2022: 45 db/m³-

re), míg az „u” (Mindszent) és „x” (Ada) pontokon 2,6 és 2,9-szer volt magasabb a szennyezés, és így újabb gócpontok jöttek létre. A szennyezettség növekedését mutatja, hogy míg 2021-ben volt olyan minta („g” Tivadar) ahol a víz nem tartalmazott mikroműanyagot, addig 2022-ben már a minimum érték 4 db/m³ volt („p”, Tiszaroff). Míg 2021-ben a legszennyezettebb ponton a víz 42 db/m³ mikroműanyagot szállított („i”, Aranyosapáti), addig 2022-ben már 46, 63, illetve 45 db/m³ mikroműanyag is előfordult („f”, Tiszabecs; „u”, Mindszent, illetve „x”, Ada).

Az utolsó mintavételi évben (2023) a mintavételi pontokon a vízben a mikroműanyag koncentráció megháromszorozódott, mivel a koncentráció 8 és 196 db/m³ között változott, míg Csupán két helyen csökkent a mikroműanyag koncentráció a korábbi év adatához képest: a „J” (Zagyva, Zagyvarékas) ponton közel felére és az Óbecse („y”) ponton, ahol kétharmadára csökkent mikroműanyag koncentráció. Két pont esetében maradt mindhárom évben hasonló mértékű a szennyezés, Tiszabercelen („l”) (2021: 12 db/m³, 2022: 11 db/m³ és 2023: 15 db/m³) és Tiszadorogmán („o”) (2021–2023: 8 db/m³) pontokon, míg további három ponton („r”, Vezseny; „u”, Mindszent; „x”, Ada) maradt hasonló szennyezés, mint 2022-ben.

A harmadik felmérési évben a legtöbb pont (20 db) tovább szennyeződött, igaz, eltérő mértékben, a közel 50%-os növekedéstől egészen a 23-szoros növekedésig. Például az „I” (Sajó, Sajópetri) ponton 2022-ben 23 db/m³ volt a mikroműanyag koncentráció, ami 2023-ban 196 db/m³-ra nőtt; vagy a „v” pontnál (Szeged) 2022-ben még csak 8 db/m³ volt a mikroműanyag koncentráció, de szennyezettsége 2023-ra 184 db/m³-ra nőtt. Így új gócpontok jöttek létre, ezért a 29 mintavételi pont közül 21 olyan helyet azonosítottunk (a helyek 72 %-a), ahol ≥ 30 db/m³ volt a mikroműanyag koncentráció, ami az előző évhez képest a gócpontok gyakoribbá válását mutatja. A szennyezési gócpontok közül 13 hely volt a Tiszán, azaz itt a gyakoriságuk 2,6-szorosra nőtt. Ugyanakkor a mellékfolyókon a gócpontok száma 6-tal nőtt, így itt már mind a 8 mintavételi pont gócponttá vált. A leggyakoribb (45%) a jelentősen szennyezett (>50 db/m³) minták váltak, míg alig szennyezett csupán 3%-ban fordultak elő. Ezzel a 2023-as év bizonyult a legszennyezettebb évné a három felmérési év közül.

Összevetve az adatokat mások mérési eredményével, elmondható, hogy a mikroműanyag mennyisége összefüggésben lehet a mérés idejével, például, hogy melyik évszakban (csapadékos, száraz) történik a mintavétel (Campanalae et al. 2020; Chen et al. 2021; Onay et al. 2023; Mohsen 2024; Barone et al. 2024). Rodrigues et al. (2018) hasonló megállapításra jutott, ugyanakkor a folyó fentebbi és alsó szakaszai között is találtak különbségeket: folyásirányban lefelé csökkent a koncentráció. Dris et al. (2018) adatai is ezt támasztják alá; mintaterületükön a mikroműanyag koncentráció a vízben folyamatosan csökkent folyásirányban lefelé haladva. A Tisza esetében is van folyásirányban és évenként is folyamatos átrendeződés a mikroműanyag koncentráció a vízben.

5.4. A mintavételi pont geomorfológiai helyzete és mikroműanyag tartalom kapcsolata

Az áramlási viszonyok alapvetően befolyásolják a hordalék lerakódását, így a különböző mederformákon különböző szemcse-összetételű hordalék rakódik le. Mivel a mikroműanyag is egyfajta hordalék, ezért feltételezésem szerint a mintavételi hely geomorfológiai sajátosságai is befolyásolhatják az üledék mikroműanyag tartalmát. Ezért a mintavétel során a meder különböző formáiról (oldalzátony, üledéklepel és övzátony) is gyűjtöttem mintákat. Mivel a durvaszemcsés üledék szemcsemérete a kavicstól a finomhomokig változik a folyón, és az S5 szakaszon nincs homokzátony, ugyanakkor finomszemcsés mintákat mind az öt szakasról lehet gyűjteni, ezért az alábbi elemzés finomszemcsés mintákon végeztem el. A mederszabályozások során az erősen meanderező folyó kanyargósságát lecsökkentették, ezért az oldalzátonyok azok a formák, melyek a Tisza egészén megtalálhatóak, míg az üledéklepek csak négy szakaszon (S2–S5), az övzátonyok, pedig csupán három szakaszon (S2–S4) maradtak fenn.

Az eredmények azt mutatják, hogy a formák mikroműanyag tartalma sem térben és sem időben nem azonos módon változott. A Tiszán az első (2020) és utolsó (2023) évben az üledéklepeken volt a legmagasabb a mikroműanyag koncentráció, míg a második (2021) évben az oldalzátony és övzátony hasonló magasabb szennyezettséget mutatott, a harmadik évben (2022) az övzátonyok anyaga vált a leginkább szennyezetté (10. táblázat).

Az övzátonyokhoz képest az oldalzátonyok 5–27%-kal kevesebb mikroműanyagot raktároztak 2020-ban és 2022-ben, míg az üledéklepek 2021-ben és 2022-ben között az oldalzátonyoknál is 0,1–28,5%-kal kevesebbet (10. táblázat). Érdekes, hogy 2021-ben az oldalzátonyok és övzátonyok szennyezettsége hasonló volt, 2022-ben pedig az oldalzátonyok és az üledéklepek szennyezettsége gyakorlatilag megegyezett, mivel az oldalzátonyok anyagából kimosódhattak a mikroműanyag szemcsék, míg az üledéklepek szennyezettebbé váltak.

10. táblázat: A Tiszán megmintázott mederformák átlagos mikroműanyag tartalma (db/kg) az egyes években.

Tisza	Oldalzátony (n _{2020–21} =22–23; n _{2022–23} =20)	Üledéklepel (n _{2020–21} =11; n _{2022–23} =10)	Övzátony (n _{2020–21} =10–9; n _{2022–23} =8)
2020	1238±671	1388±618	1301±535
2021	796±639	569±394	758±570
2022	707±384	706±373	964±373
2023	1663±865	1700±819	1409±806

A Tiszán mindhárom folyóvízi formán kialakult mikroműanyag szennyezési gócpont (2000 ≥ db/kg) bizonyos időszakokban. A leggyakrabban az oldalzátonyok és üledéklepek váltak gócponttá 2020-ban (3–3 hely, az oldalzátonyok 13,6%-a és az üledéklepek 27,3%-a), míg övzátony csak egy esetben (10%). A második mérés alatt (2021) összesen két gócpontot azonosítottam, mindkettőt oldalzátonyon, majd 2022-ben csupán egy övzátonyon alakult ki mikroműanyag szennyezési gócpont. Az utolsó, 2023-as év bizonyult a legszennyezettebbnek,

ekkor 11 gócpont volt összesen, ebből 6 oldalzátanyokon (oldalzátonyok 30%-a), kettő övzátonyokon (22%) és három üledéklepleken (30%).

A mellékfolyókon az övzátonyokon egyszer sem alakult ki mikroműanyag szennyezési gócpont. Az első felmérési évben (2020) a mellékfolyók 7 gócpontjából 6 oldalzátanyon alakult ki és egy üledékleplen. A következő évben (2021) nem alakultak ki gócpontok. Ezt követően 2022-ben négyre nőtt az oldalzátanyokon a gócpontok száma, míg kettőre növekedett az üledéklepleken. Az utolsó évben (2023) volt a legtöbb (10) a mellékfolyókon a gócpontok száma, hasonlóan a Tiszához, 6 közülük az oldalzátanyokon, négy pedig az üledéklepleken.

Ugyanakkor az alig szennyezett ($1000 \leq \text{db/kg}$) helyek aránya a felmérési években hasonlóan alakult az egyes formákon a Tiszán. Míg az első felmérési évben az oldalzátanyok pontjainak 41%-a volt alig szennyezett, az övzátonyok esetében ez 40% volt, az üledéklepleknek pedig csupán 36%. Ehhez képest 2021-ben már az oldalzátanyok 74%-a változott alig szennyezetté, míg ez 67% illetve 73%-ra növekedett az övzátonyok, illetve üledékleplek esetében. Majd 2022-ben az oldalzátany pontok közül már valamivel kevesebb, csak 70% volt alig szennyezett, míg az övzátonyon az arány az előző évvel (67%) egyezett meg, az üledékleplen viszont lecsökkent 10%-ra. Végül 2023-ban az oldalzátanyok már csak 35%-a volt alig szennyezett, az övzátonyok szennyezettsége 44%-ra csökkent, míg az üledéklepleken maradt a korábbi arány (10%).

Az egyes formákon a mikroműanyag csapdázás majd kiürülés eltérő folyamatát jól mutatják az egymást követő évek adatai. Például az egyik övzátonyon (No. 18.) az első évben 800 db/kg volt a szennyezés, a második évben megduplázódott, majd a harmadik évben további 43%-kal nőtt a szennyezés, 2023-ra pedig felére csökkent. Ugyanakkor egy másik övzátonyon (No. 20) az első év közepesen szennyezett volt (2216 db/kg), majd 65%-kal csökkent a pont szennyezettsége 2021-ben, és további 49%-kal 2022-ben, majd 2023-ban a korábbihoz képest 7,5-szeresére nőtt a mikroműanyag tartalom (2980 db/kg), azaz ezen a mintavételi helyen ekkor vált a legszennyezettebbé az övzátony anyaga. A kiürülés mértéke is jelentősen változhatott, mert például volt olyan üledéklepel (H1), ahol a 2020-as magas szennyezettség (3440 db/kg), csaknem teljesen kiürült 2021-ben, hiszen üledékében a mikroműanyag mennyisége 90%-kal kevesebb lett (320 db/kg) és később is alig szennyezett maradt 2023-ban, de még így is 2,2-szeresére nőtt a mikroműanyag tartalom (720 db/kg).

A) Oldalzátanyok mikroműanyag tartalma a szakaszok alapján a Tiszán

Nem csupán időben van eltérés a formák anyagának mikroműanyag tartalmában, hanem térben is. Az oldalzátanyok a Tisza egészen megtalálhatóak, viszont a háborús helyzet miatt csupán 2020-ban és 2021-ben volt alkalmunk mintát gyűjteni az ukrán szakaszon (S1) (11. táblázat). Az első évben a Közép-Tisza felső szakaszán (S3) voltak a legszennyezettebbek az oldalzátanyok (1711 ± 849 db/kg), ehhez képest 67%-kal kevesebb mikroműanyagot tartalmaztak a legkevésbé szennyezett Alsó-Tiszán (S5: 564 ± 164 db/kg). A második évben (2021) a leginkább szennyezett oldalzátanyok a Felső-Tisza felső szakaszán (S1) fordultak elő, de a 2020-as mérés maximumához képest 31%-kal kisebb volt a mikroműanyag tartalmuk. A

korábbi évben mért kimagasló szennyezettség kiürült a lentebbi szakaszon és egy új szennyezési hullám jelent meg. Ebben az évben a legkevésbé szennyezett szakaszon (S4) 58%-kal kisebb volt a mikroműanyag tartalom, a maximális szennyezettséghez képest, de közel azonos volt a korábbi év minimum értékéhez. Ezt követően, 2022-ben 16%-kal csökkent a legnagyobb szennyezés mértéke, és az Alsó-Tisza (S5) oldalzatonyai tartalmazták a legtöbb mikroműanyagot. A legkisebb mikroműanyag tartalom ebben az évben, bár 9%-kal növekedett, ismét az S4 szakaszon volt. Majd 2023-ban a Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) lett a legmagasabb az oldalzatonyok átlagos mikroműanyag tartalma, ami a korábbi évhez képest 44%-kal nőtt. A legkevésbé szennyezett szakasz ebben az évben az S5 szakasz volt, de 2,5-szerese volt a korábbi évi szennyezésnek (11. táblázat).

11. táblázat: Oldalzatonyok anyagának mikroműanyag tartalma (db/kg) az egyes szakaszokon 2020 és 2023 között.

Oldalzatony	A Tisza szakaszai				
	S1 (n=4)	S2 (n=1)	S3 (n=5)	S4 (n=9)	S5 (n=6)
2020	969±441	1820	1711±849	1391±527	564±164
2021	1185±748	2660	644±529	503±296	693±399
2022	–	–	652±366	547±298	993±403
2023	–	–	1432±500	1969±1088	1397±665

B) Üledékleplek mikroműanyag tartalma a szakaszok alapján a Tiszán

Üledékleplek csak négy szakaszon található meg a Tiszán, és csupán egy-egy fordult elő az S2 (Felső-Tisza alsó) és S5 (Alsó-Tisza) szakaszokon. Az első évben a Felső-Tisza alsó szakaszán (S2) lévő üledékleplek voltak a legszennyezettebbek (2160 db/kg), a legkevésbé szennyezett forma az Alsó-Tiszán (S5) volt, ami 83,3%-kal kevesebb mikroműanyagot tartalmazott (12. táblázat). A második és harmadik felmérési évben az Alsó-Tiszán (S5) lévő üledéklepel volt a szennyezettebb (2021: 800 db/kg, 2022: 860 db/kg), ugyanakkor a Közép-Tisza alsó (S4) szakaszán lévő üledéklepelnek is hasonlóan szennyezett (2022: 870±14 db/kg) volt, a felső szakasz (S3) átlagosan valamivel tisztább volt (24–20%) mindkét évben (2021–2022). Az utolsó felmérési évben a legmagasabb szennyezés az S5 szakaszon volt és 2,5-szerese a korábbi évnek, de a legkisebb szennyezés (S4) is 52%-kal nőtt.

12. Táblázat: Üledékleplek mikroműanyag tartalma (db/kg) a négy év alatt, a szakaszok alapján.

Üledéklepel	A Tisza szakaszai				
	S1	S2 (n=1)	S3 (n=7)	S4 (n=2)	S5 (n=1)
2020	–	2160	1312±543	1780±226	360
2021	–	20	566±376	740±537	800
2022	–	–	697±446	870±14	860
2023	–	–	1797±819	1061±877	2300

C) Övzátonyok mikroműanyag tartalma a szakaszok alapján a Tiszán

Az övzátonyok voltak azok a formák melyeket már csupán három szakaszon (S2–S4) tudtunk megmintázni (13. táblázat), azon belül is az S3 szakaszon csak egyet. Az első felmérési évben, 2020-ban, az S3 szakaszon lévő övzátony anyaga volt a legszennyezettebb (2216 db/kg), amelyhez képest csak 11%-kal voltak kevésbé szennyezettek az S4 szakasz övzátonyai. A második évben az S3 szakaszon lévő övzátony anyaga és a szennyezési gócpont is hasonló mennyiségű mikroműanyagot tartalmazott, és a maximum szennyezés is ugyanazon a szakaszon volt, de tisztult (–38%), ahogy a legkevésbé szennyezett anyagú övzátonyok a Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) voltak, de már a szennyezettségük mértéke 36%-kal kevesebb volt, mint az előző évben. A harmadik évben (2022) újból a Felső-Tisza alsó (S2) szakaszán lévő övzátonyokon volt a legmagasabb a mikroműanyag koncentráció (1420±590 db/kg), hiszen itt a szennyezettség mértéke 81%-kal nőtt, de a legtisztább szakaszon (S4) viszont csökkent 10%-kal az övzátony anyagának átlagos mikroműanyag tartalma. Meg kell jegyezni, hogy a 2022-es felmérési évben a Közép-Tisza felső szakaszán egy mintát volt lehetőségünk övzátonyról gyűjteni, ezen a ponton az üledék szennyezettsége 400 db/kg volt. Majd az utolsó évben az S3 szakaszból származó övzátony minta mikroműanyag tartalma kiugróan megnőtt (2980 db/kg). A Felső-Tisza alsó szakaszán (S4) csökken az övzátonyok anyagának maximális szennyezése 11%-kal a korábbi évhez képest, de még mindig itt volt a legmagasabb a mikroműanyag tartalom. A legkevésbé szennyezett minták az S4 szakaszon lévő övzátonyokról származtak, anyaguk egy tizedével tartalmazott kevesebb mikroműanyagot (1155±465 db/kg), mint az előző évben. Tehát az övzátonyok esetében is évről-évre átrendeződnek a gócpontok az S2 és S3 szakaszok között, azaz a korábban szennyezett üledéktestek kiürültek, és a szennyezettség folyásirányban lassabban mozgott és újból gócpontokat alakított ki. Ugyanakkor az érdekes, hogy az S4 szakaszon az övzátonyok rendkívül kis szennyezettségű formák maradtak. Ennek pontos okát további vizsgálatokkal lehetne feltárni, de valószínű, hogy az övzátonyokat formáló közepes vízsebesség nem kedvezett a mikroműanyagok lerakódásának.

13. Táblázat: Övzátonyok mikroműanyag tartalma (db/kg) a négy év alatt, a szakaszok.

Övzátony	A Tisza szakaszai				
	S1	S2 (n=5)	S3 (n=1)	S4 (n=4)	S5
2020	–	1259±504	2216	1125±443	–
2021	–	785±724	780	725±585	–
2022	–	1420±590	400	650±232	–
2023	–	1270±761	2980	1155±465	–

D) Mellékfolyók folyóvízi formáinak mikroműanyag tartalma a Tiszán

A mellékfolyók mentén is ugyanezen három mederforma anyagának mikroműanyag szennyezettségét vizsgáltam. Az eredmények azt mutatják, hogy az oldalzátonyok mikroműanyag tartalma rendszerint a többi folyóvízi formáénál magasabb. Míg az első évben az oldalzátonyok átlagosan 2206 ± 1746 db/kg mikroműanyagot tartalmaztak, addig a második évben ez 49%-kal csökkent (1124 ± 528 db/kg), majd a 2022-ben több mint kétszeresére nőtt (2463 ± 1692 db/kg), 2023-ra viszont 12%-kal csökkent a szennyezettségük (14. táblázat), de ennek ellenére a legszennyezettebb formák maradtak.

Az üledéklepek anyagában a mikroműanyagok mennyisége hasonló időbeli eloszlást mutatott. Míg 2020-ban átlagosan 1871 ± 1120 db/kg mikroműanyagot tartalmaztak, majd 2021-ben 46%-kal csökkent a mikroműanyag tartalmuk ($1020 \pm 330,8$ db/kg). Így ekkor ezek voltak a mellékfolyók legkevésbé szennyezett formái. Majd folyamatos növekedés következett, 2022-ben 61%-kal (1643 ± 1062 db/kg), 2023-ban további 30%-kal (2127 ± 1164 db/kg) nőtt üledékeikben a mikroműanyagok koncentrációja. Ezzel ebben az évben érte el a legmagasabb mikroműanyag tartalmat.

Az övzátonyok anyagának szennyezettsége a fenti formákkal szemben teljesen másképp alakult. A szélsőséges mikroműanyag csapdázódásukat mutatja, hogy általában a legkevésbé szennyezett formák voltak, bár 2021-ben az övzátonyok anyaga volt a legszennyezettebb a mellékfolyókon. Az első felmérés évében 913 ± 391 db/kg volt az átlagos mikroműanyag tartalom, ami kevesebb mint fele volt az oldalzátonyokon mért értéknek. A következő évben az övzátonyokban 44%-kal nőtt ($1141 \pm 456,8$ db/kg) a mikroműanyagok koncentrációja, ami magasabb volt a többi formában mértnél. Majd 2022-ben (980 db/kg) és 2023-ban (800 db/kg) csak egy-egy formán sikerült mintát gyűjteni, melyek értékei hasonlóak voltak a korábbi évek átlagaihoz, így ekkor ezek a formák voltak a legkevésbé szennyezettek, hiszen az oldalzátonyokhoz képest kevesebb, mint fele annyi mikroműanyagot tartalmaztak.

14. táblázat: A mellékfolyókon mintázott formák mikroműanyag tartalma (db/kg) a négy év alatt.

Mellékfolyók	Oldalzátony ($n_{2020-21}=14$; $n_{2022-23}=8$)	Üledéklepel ($n_{2020-21}=4$; $n_{2022-23}=6$)	Övzátony ($n_{2020-21}=3$; $n_{2022-23}=1$)
2020	2206 ± 1746	1871 ± 1120	913 ± 391
2021	1124 ± 528	1020 ± 331	1311 ± 493
2022	2463 ± 1692	1643 ± 1062	980
2023	2163 ± 873	2127 ± 1164	800

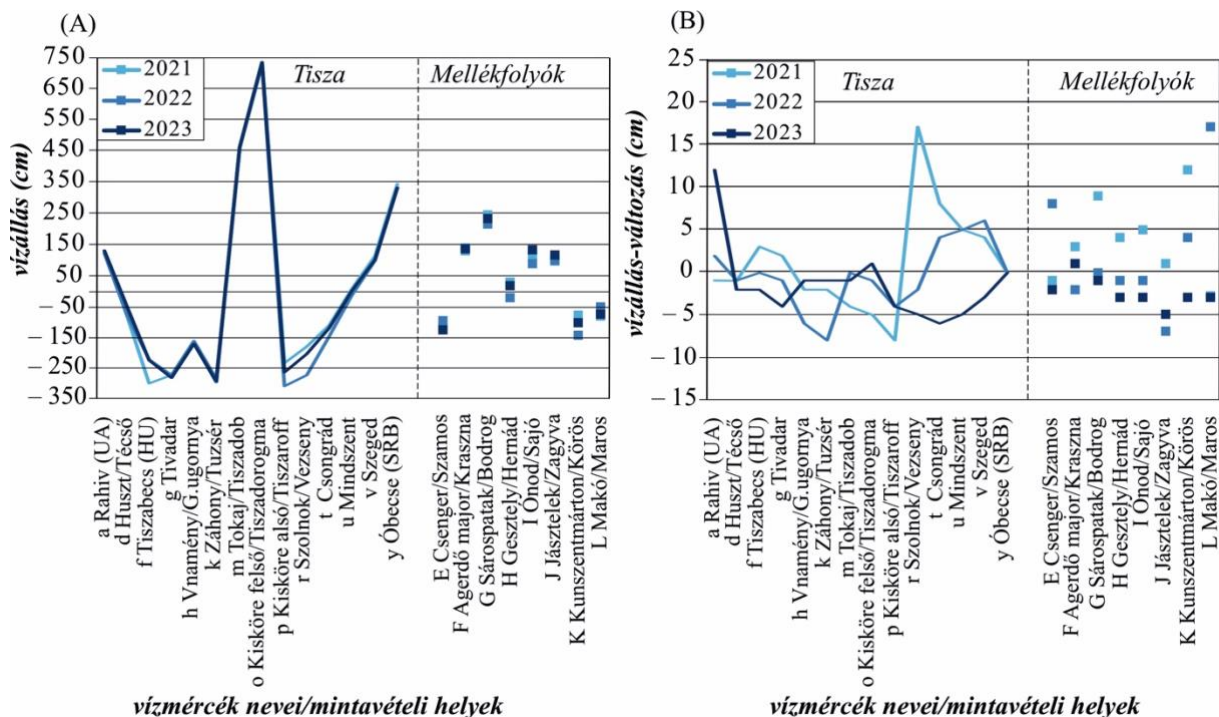
Tehát az egyes formák anyagában talált mikroműanyag tartalom nem azonos módon változott. Ennek hátterében állhat a formák anyagának áthalmozásához, illetve lerakásához szükséges eltérő vízsebesség. Scherer et al. (2020) és Chen et al. (2021) vizsgálatai szerint a víz folyamatos áramlása mellett az ülepedési sebesség nagyon alacsony, mely növeli a lebegtetve szállított mikroműanyag koncentrációt és csökkenti felhalmozódását az üledékben. Ezt alátámasztja, hogy Pan et al. (2020) a Zhangjiang folyó sodorvonalából származó vízmintában mérték a legtöbb mikroműanyagot. Tehát a mintázott formák sodorvonaltól való távolsága, illetve a megmintázott anyag leülepedési körülményei nagyban befolyásolhatták a mikroműanyag tartalmat is. Méréseim alapján a Tisza vízrendszerében az összes mintavételi helyet figyelembe véve és a mellékfolyók mintavételi helyeit értékelve az övzátonyok bizonyultak a mikroműanyagokkal legkevésbé szennyezett folyóvízi formának, ugyanakkor rendszerint az oldalzáttonyok tartalmazták a legtöbb műanyagszemcsét a vizsgált években. Ugyanakkor ez a Tisza mintavételi helyeit különválasztva már nem ugyanezt az eredményt adja, mivel a Tiszán nagyobb változékonyság volt jellemző. Itt az első (2020) és utolsó (2023) évben az üledéklepleken volt a legmagasabb a mikroműanyag koncentráció, míg a második (2021) és harmadik évben (2022) az üledékleplek voltak a legkevésbé szennyezettek.

A kutatás fontos új eredménye, annak megállapítása, hogy ha különböző mederformákról származó üledék mikroműanyag tartalmát vizsgáljuk akkor teljesen más folyásiránybeli trendet kapunk. Ezért nagyon fontos, hogy a jövőben a hosszabb szakaszokat érintő kutatások során ugyanazon forma hasonló pontjáról gyűjtsünk mintát. Ha választani lehet, hogy milyen mederformát mintázzunk meg, javaslom az oldalzáttonyok megmintázását. Egyrészt ezek a formák az alluviális folyókon az övzátonyoknál is gyakoribbak lehetnek, így a mintaterület minden szakaszát reprezentálhatják. Ráadásul az oldalzáttonyokon a mikroműanyag szennyeződés értékek leginkább közelítették (+0–9%) a szakaszátlagokat és hasonló térbeli trenddel is változtak.

5.5. A megelőző hidrológiai helyzet és a lebegtetett hordalék-koncentráció kapcsolata a vízben és az üledékben lévő mikroműanyag tartalommal

5.5.1. A mintavételeket megelőző időszak hidrológiai jellemzői

Az éves mintavételezést a Tisza és mellékfolyói mentén közel azonos vízállás (H_0) mellett végeztük minden évben (19A. ábra). Az összehasonlíthatóság miatt a felméréseket nyári alacsony vízállások idején végeztük, magasabb vízállás csak a duzzasztott szakaszokon fordult elő. Megvizsgáltam, hogy a mintavétel előtti 24 órában (H_1) és az azt megelőző egyhetes (H_7) és háromhetes (H_{21}) időszakban összesen mennyit változott a vízállás, és ez hogyan befolyásolta a vízmércéhez legközelebbi mintavételi ponton a víz és a lerakódott hordalék mikroműanyag tartalmát.

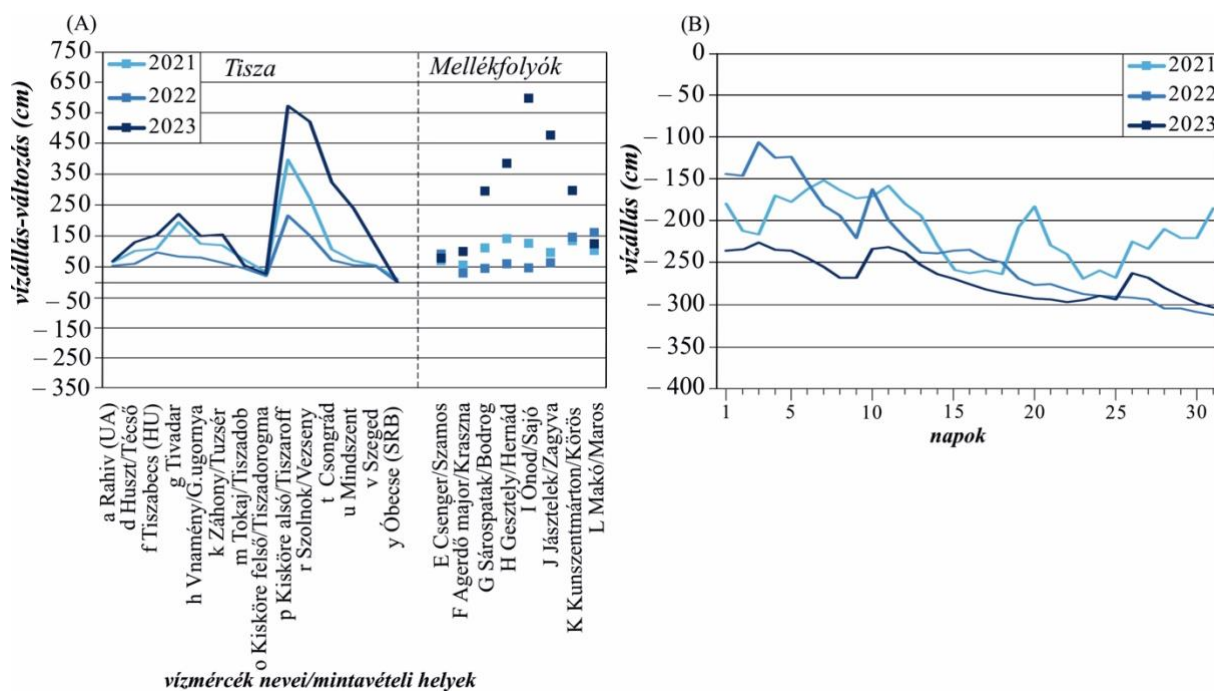


19. ábra: A mintavételi napokon a vízállás (H_0) alakulása a három év során (A). A mintavételt megelőző 24 óra összegzett (kumulatív) vízszintváltozásai kis árhullámok jelenlétét mutatják a vízrendszerben (B).

A mérés előtt, egy nap alatt (H_1) a vízszintváltozás -8 és $+17$ cm közötti volt (19B. ábra). A napi vízszintingás a Tiszán 2021-ben volt a legnagyobb. Ekkor a Felső-Tiszán egy kisebb vízszintemelkedés vonult le, amelynek csúcsa Tiszabecsnél volt ($+3$ cm). Folyásirányban lejjebb a folyó apadt, de Vezsenynél egy másik árhullám ($+17$ cm) volt jelen. A mellékfolyók általában áradtak, közülük kiemelkedett a Bodrogon ($+9$ cm) és a Hármas-Körösön ($+12$ cm) tapasztalt vízszintemelkedés. A következő évben, 2022-ben a Tiszára az apadás volt jellemző az Alsó-Tisza kivételével, ahol egy $4-6$ cm/nap áradási sebességű kis vízszintemelkedést regisztráltak. A Kraszna ($+8$ cm) és a Maros ($+17$ cm) kivételével a mellékfolyók vízszintje is apadt. A legkevesbé változatos napi hidrológiai helyzet a 2023-as mintavételkor volt jellemző, amikor gyakorlatilag a Tisza vízrendszerének egészében apadó vagy stagnáló vízszinteket rögzítettek.

A mintavételt megelőző három hét összegzett (kumulatív) vízállás-változásai (20A ábra) 10 és 600 cm között változtak, ami korábbi kisebb árhullámok áthaladását jelezte egyes vízmércéknél. Érdekes módon, a napi adatokhoz képest a háromheti adatok teljesen más képet tükröznek, ugyanis ezen adatsorok alapján hidrológiailag a legaktívabb év 2023 volt, amikor a legnagyobb vízszintváltozások jelentek. A legmagasabb árhullámokat mindhárom évben a Tiszán a Kisköre-Alsó vízmércénél (tiszaroffi mintavételi ponthoz közel) jegyezték fel, ahol három hét alatt 218 és 575 cm közötti kumulatív vízszintváltozás volt jellemző. Ez a vízmérce adatait megvizsgálva abból eredhetett, hogy a tározótérből rendszeres időközönként többlet vizet engedtek az alsóbb szakaszra. Így ezek a miniárhullámok lassan ellapultak az Alsó-Tiszán. A Felső-Tiszán is több, kis magasságú, $30-50$ cm vízszintemelkedést eredményező árhullám alakult ki, ami a kumulatív

vízszintváltozás magasabb értékeiben is megjelent. A mellékfolyók a legaktívabbak 2023-ban voltak, amikor elsősorban az északi és északnyugati vízgyűjtőkön árhullámok alakultak ki. A legnagyobb árhullámot a Sajón regisztrálták az ónodi vízmércén, ahol a kisvízes vízszintre (100–150 cm) egy 414 cm-es vízállást elérő árhullám futott rá, így itt a kumulatív vízszintváltozás 600 cm volt. A duzzasztott szakaszokon ezek az árhullámok fokozatosan ellaposodtak, például Tiszadorogmán („o”) a H₂₁ sosem haladta meg a 20–33 cm-t, Kisköre-alsó vízmércén ezzel szemben jól kirajzolódtak a levonuló árhullámok (218–575 cm) (20B ábra).



20. ábra: A mintavételeket megelőző három hét (H₂₁) kumulatív vízszintváltozásai (A), Kisköre-alsó vízmérce egy havi vízállás adatai (2021 augusztus; 2022 június; 2023 augusztus) (B)

5.5.2. A hidrológiai helyzet és a vízben és az üledékben lévő mikroműanyag koncentráció közötti kapcsolat

Az adott napi vízállás (H₀), a vízállás kumulatív változásai (H₁, H₇ és H₂₁), a lebegtetve szállított hordalék (g/m³) és az üledékben (db/kg) illetve a vízben lévő mikroműanyag koncentráció (db/m³) értékei évente eltérő kapcsolatban álltak (15. táblázat), de rendre elhanyagolható vagy gyenge korrelációt mutattak.

Az üledék mikroműanyag tartalma és a hidrológiai paraméterek között gyenge vagy mérsékelt volt a kapcsolat 2021-ben, majd elhanyagolhatóvá vált 2022-ben. Végül, 2023-ban a kapcsolat erősödött, így a mellékfolyókon már erős, pozitív ($p = 0,75$) kapcsolat volt közöttük kimutatható. Ugyanakkor, évről-évre változott a kapcsolat iránya (negatív vagy pozitív), illetve az is, hogy az egyes hidrológiai paraméterek közül melyikkel korrelált erősebben. A víz mikroműanyag tartalma és a hidrológiai paraméterek között még gyengébb (elhanyagolható vagy gyenge) volt a kapcsolat, mint az üledék esetében. Ráadásul időben is eltérően alakult, ugyanis a gyenge kapcsolat közöttük leginkább 2021-ben volt, a későbbi években

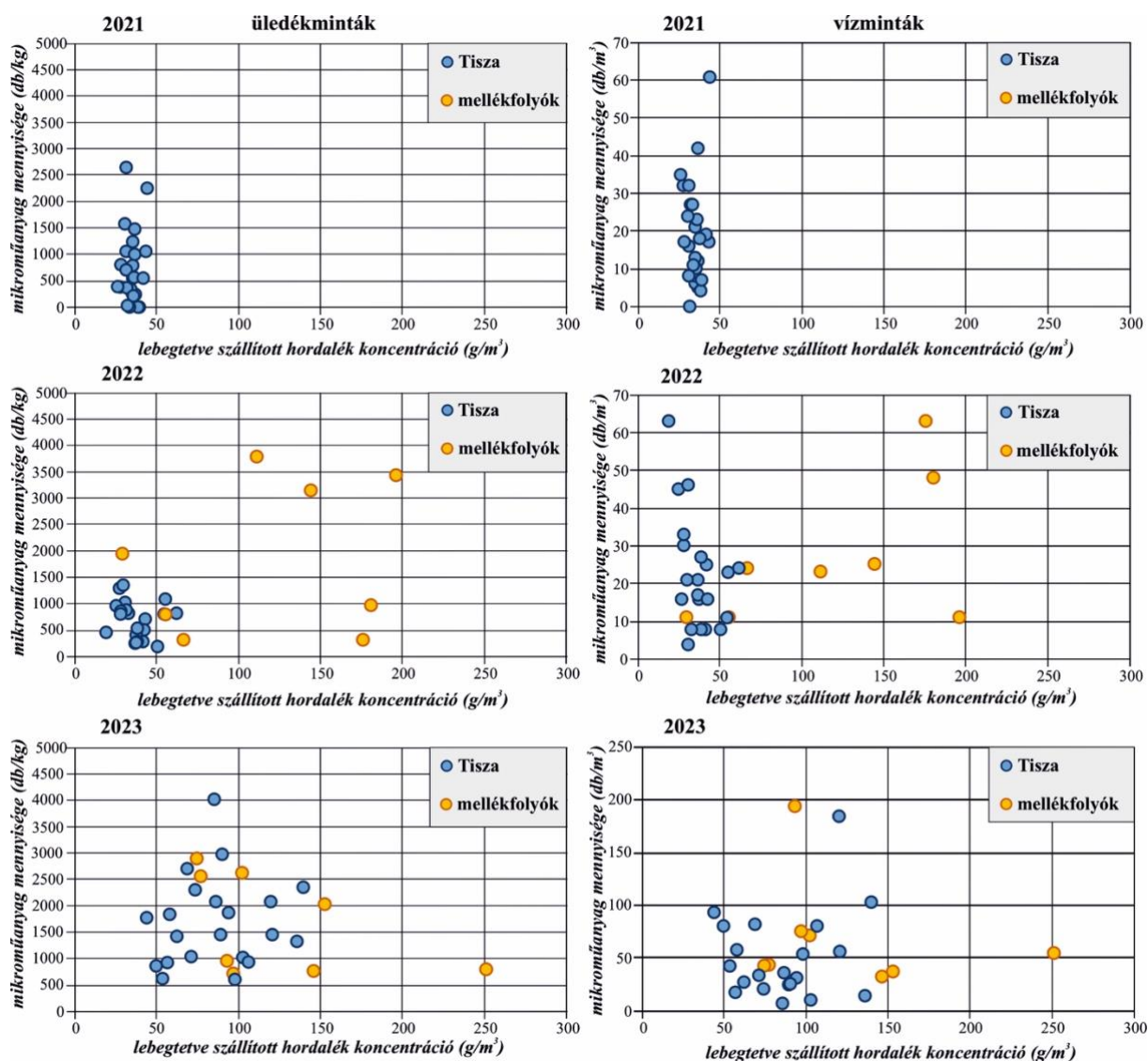
elhanyagolhatóvá vált. Az üledékben és a vízben mért mikroműanyag koncentráció kapcsolata is évről-évre változott: míg 2021-ben a Tiszán közepes erősségű, pozitív ($\rho = 0,51$) volt a kapcsolatuk, addig a többi évben elhanyagolható. A kapcsolat erőssége (és iránya) a mellékfolyókon is változatosan alakult.

15. táblázat: A vízállás és annak változásai, az üledékben és vízben mért mikroműanyag koncentráció és a lebegtetve szállított hordalék koncentráció közötti kapcsolat a tiszai minták esetében az egyes években. H_0 : vízállás (cm) a mintagyűjtés napján, H_1 : vízállás-változás (cm) a mintagyűjtés előtti 24 órában, H_7 és H_{21} : vízállás-változás (cm) a mintagyűjtés előtti 7, illetve 21 napban. $\ddot{U}_{MP}$: üledékben mért mikroműanyag tartalom (db/kg), $Víz_{MP}$: vízben mért mikroműanyag tartalom (db/m³), $LebH$: a víz lebegtetett hordaléktartalma (g/m³). A Zöld jelölés: gyenge, piros: közepes, lila: erős korrelációt jelent.

Tisza							Mellékfolyók					
2021	H_0	H_1	H_7	H_{21}	$\ddot{U}_{MP}$	$Víz_{MP}$	H_0	H_1	H_7	H_{21}	$\ddot{U}_{MP}$	$Víz_{MP}$
H_0	1						1					
H_1	-0,31	1					0,34	1				
H_7	-0,29	0,02	1				0,02	0,45	1			
H_{21}	-0,58	0,06	0,91	1			-0,01	0,52	0,76	1		
$\ddot{U}_{MP}$	0,21	-0,04	-0,44	-0,43	1		0,12	0,23	-0,03	-0,01	1	
$Víz_{MP}$	0,23	0,38	-0,24	-0,43	0,51	1						
$LebH$	-0,16	-0,07	0,30	0,33	-0,17	-0,22						
2022	H_0	H_1	H_7	H_{21}	$\ddot{U}_{MP}$	$Víz_{MP}$	H_0	H_1	H_7	H_{21}	$\ddot{U}_{MP}$	$Víz_{MP}$
H_0	1						1					
H_1	0,29	1					-0,58	1				
H_7	-0,68	-0,35	1				-0,85	0,79	1			
H_{21}	-0,68	-0,32	0,71	1			-0,78	0,79	0,96	1		
$\ddot{U}_{MP}$	0,02	0,07	-0,07	-0,28	1		0,11	0,20	0,01	0,01	1	
$Víz_{MP}$	-0,25	0,34	-0,08	-0,02	0,17	1	-0,13	-0,15	0,05	0,00	-0,40	1
$LebH$	0,02	0,00	0,17	0,03	-0,28	-0,56	0,14	0,02	-0,10	-0,20	0,18	0,55
2023	H_0	H_1	H_7	H_{21}	$\ddot{U}_{MP}$	$Víz_{MP}$	H_0	H_1	H_7	H_{21}	$\ddot{U}_{MP}$	$Víz_{MP}$
H_0	1						1					
H_1	0,37	1					0,26	1				
H_7	-0,50	-0,45	1				0,01	-0,47	1			
H_{21}	-0,62	-0,54	0,97	1			0,45	-0,58	0,51	1		
$\ddot{U}_{MP}$	0,58	0,61	-0,31	-0,38	1		0,29	-0,56	0,75	0,57	1	
$Víz_{MP}$	-0,24	-0,13	-0,16	-0,13	-0,15	1	0,13	-0,23	0,08	0,61	0,23	1
$LebH$	-0,41	0,12	-0,04	0,01	0,07	0,66	-0,35	0,09	-0,60	-0,45	-0,48	-0,24

5.5.3. Lebegtetve szállított hordalék és az üledékben és a vízben mért mikroműanyag koncentráció kapcsolata

A vízminta gyűjtések során minden ponton gyűjtöttünk vízmintát lebegtetett hordalékmennyiség meghatározásához is, amely alapján meghatározhattam a mintavétel pillanatában a lebegtetve szállított hordalék koncentrációt. A mérések hároméves átlaga alapján a Tisza lebegtetve szállított hordalék koncentrációja $51,3 \pm 28,5 \text{ g/m}^3$ volt, míg a mellékfolyók jóval nagyobb töménységben szállítottak lebegtetett hordalékot ($116,9 \pm 57,9 \text{ g/m}^3$) (21. ábra).

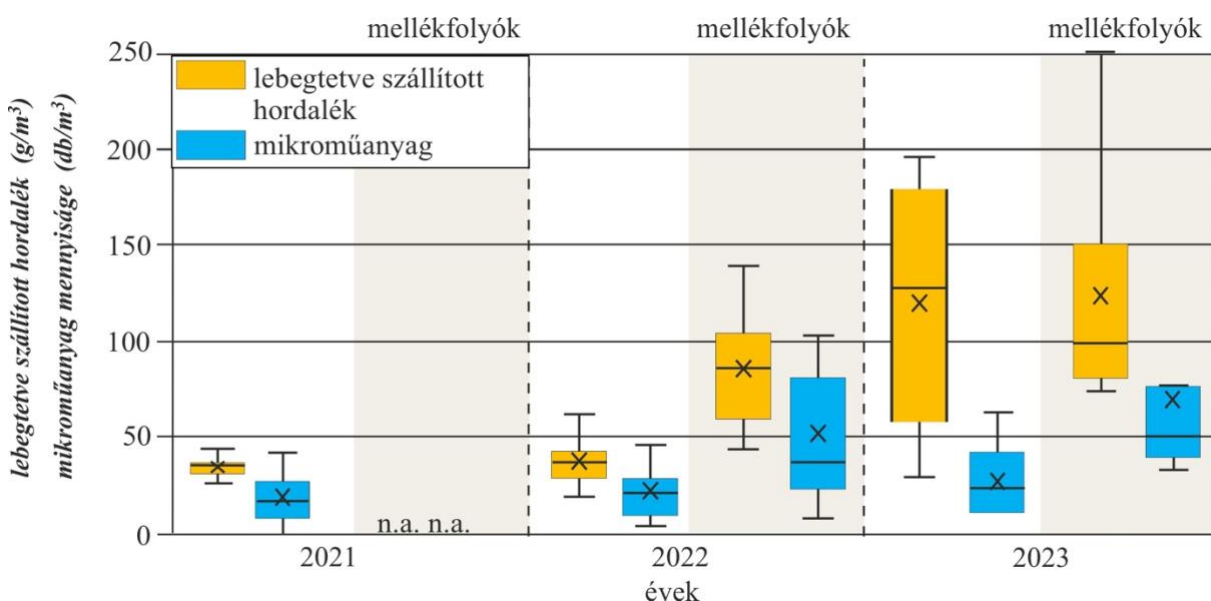


21. ábra: A lebegtetve szállított hordalék koncentráció, a vízben és üledékben lévő mikroműanyag mennyisége közötti kapcsolat a mintavételek idején (alacsony vízállásnál).

Az egyes években hasonló értékeket mértem, bár a mellékfolyók lebegtetve szállított hordalék koncentrációja 2023-ban kissé magasabb volt ($123,8 \pm 58,9 \text{ g/m}^3$), hiszen akkor több folyón is árhullámok alakultak ki. A Tisza mentén a legmagasabb lebegtetve szállított hordalék koncentrációt (139 g/m^3) Tiszabecsen („f”) mértem 2023-ban, amikor kisebb vízszintemelkedés volt a vízmércénél. A legalacsonyabb lebegtetve szállított hordalék koncentrációt (19 g/m^3)

2022-ben mértem Mindszentnél („u”), ami valószínűleg az egyenletesebb hidrológiával (árhullámok hiánya) és a visszaduzzasztással magyarázható. A mellékfolyók közül a legtöbb lebegtetett hordalékot (250,7 g/m³) a Szamos szállította Olcsván („E”) 2023-ban, míg a legkevesebbet (29,3 g/m³) a Hármaskörös Kunszentmártonnál („K”) 2022-ben.

A 2021-es mérés idején a lebegtetett hordalék koncentráció 31–44 g/m³ között változott (átlag: 34,6±4,5 g/m³; 22. ábra). Kiemelendő, hogy a legmagasabb mikroműanyag tartalom (61 db/m³) a vízben Terebesfejpataknál („b”) a legmagasabb lebegtetett hordalék koncentrációval járt együtt (44 g/m³). Ez arra utalhat, hogy egy zápor vagy zivatar a hegyvidéken gyors lefolyást generált, és nem csupán lejtőüledék, de mikroműanyag is több jutott a Tiszába. Ugyanakkor a Tisza összességét nézve csupán gyenge korreláció létezett a lebegtetett hordalékkoncentráció és a heti, illetve háromheti vízállás-változás között. A Közép-Tisza két szakaszán (S3: 36,6±2,5 g/m³ és S4: 34,7±3 g/m³) és az Alsó-Tiszán (S5: 29,5±3,6 g/m³) közel hasonló volt a lebegtetett hordalék koncentráció, bár megfigyelhető átlagaik enyhe csökkenése folyásirányban. Ebben az évben a vízben szállított mikroműanyag mennyisége a Tiszán 0–61 db/m³ között változott, míg az üledékben 20–2660 db/kg között volt. A lebegtetett hordalék és vízben szállítódó mikroműanyag mennyisége között gyenge, negatív korreláció ($\rho = -0,22$) volt (15. táblázat), és gyakorlatilag nem volt kapcsolat a vízből kiülepedett mikroműanyag és a lebegtetett hordalékkoncentráció között.



22. ábra: A lebegtetve szállított hordalék koncentrációját (g/m³) és a mikroműanyag koncentráció (db/m³) a Tiszában és mellékfolyóiban 2021–2023 között.

A következő évben, 2022-ben a Tiszán 16%-kal magasabb volt a víz átlagos hordalékkoncentrációja (40,2±10 g/m³), és jóval változatosabb is volt az egyes mérési pontok között (23,5–65 g/m³), mint az előző évben (22. ábra). A mellékfolyók jelentős mennyiségű lebegtetett hordalékot szállítottak, hiszen átlagos hordaléktöménységük (119,9±63,8 g/m³) háromszorosa volt a Tiszáénak. Közülük is kiemelkedő volt a Kraszna (196 g/m³), a Szamos (180 g/m³) és a Zagyva (152 g/m³). Ebben az évben a Tisza vizében szállított mikroműanyag

menntisége 4–63 db/m³ enyhén nőtt, az üledékben 120–2280 db/kg között volt. A mellékfolyók vizében hasonlóan alakult a mikroműanyag mennyisége (11–63 db/m³), míg üledékében 320–4860 db/kg között változott. A lebegtetett hordalék és a vízben mért mikroműanyag koncentráció között ebben az évben is negatív korreláció volt a Tiszán, de immár közepes erősségű ($\rho = -0,56$), míg a mellékfolyókon közepes erősségű pozitív korreláció volt ($\rho = 0,55$) (15. táblázat). Ebben az évben, a korábbi évhez hasonlóan, az üledék mikroműanyag tartalma gyengén, negatívan ($\rho = -0,28$) korrelált a lebegtetett hordalék mennyiségével.

A Tiszán az utolsó mérési évben, 2023-ban 2,1-szerese volt a lebegtetve szállított hordalék töménysége (átlag: 85,6±28 g/m³) a korábbi mérési évhez képest, és jóval szélesebb határok között változott (43,7–139,3 g/m³) (22. ábra). A legmagasabb lebegtetett hordalék-koncentrációt Tiszabecsen („f”), míg a legkisebbet Nagybecskerekén („z”) mértük. A mellékfolyókon is magasabb volt a lebegtetett hordalék koncentráció (átlag: 123,8±58,9 g/m³), mint a korábbi évben, bár csupán 3,3%-kal, és a mennyisége 74,1–250,7 g/m³ között változott. A legtöbb lebegtetett hordalékot a Szamos szállította („E”: 251 g/m³), míg a legkevesebbet a Hármás-Körös („K”: 74 g/m³). Ebben az évben a Tisza vizében szállított mikroműanyag mennyisége széles határok között változott (8–184 db/m³), az üledékben 440–4020 db/kg között volt. A mellékfolyók vizében hasonlóan nőtt a mikroműanyag mennyisége (33–196 db/m³), míg üledékében 700–3500 db/kg között változott. A Tiszán a vízben mért mikroműanyag koncentráció és lebegtetve szállított hordalék között csak ebben az évben volt pozitív a korreláció, amely ekkor volt a legmagasabb is, bár még mindig csak közepes mértékű ($\rho = 0,66$). Ugyanakkor a Tiszán a lebegtetett hordalék és az üledék mikroműanyag tartalma között a korreláció gyakorlatilag nem volt. A mellékfolyókon ebben az évben a korreláció negatív lett a lebegtetett hordalék és a víz mikroműanyag koncentrációja között, és gyengébb, mint az előző évben ($\rho = -0,24$; 15. táblázat). A tiszai mintákkal szemben azonban az üledékek mikroműanyag tartalma közepes mértékű, negatív ($\rho = -0,48$) korrelációt mutatott.

Részösszegzés

Véleményem szerint a tapasztalt különbségek a lebegtetett hordalék időbeli alakulásában a méréseket megelőző időszakok eltérő hidrológiai jellemzőivel magyarázhatók. Az első évben, 2021-ben augusztus végén gyűjtöttük a mintákat a kisvizes időszak közepén. Ekkor a száraz időszakban a vízrendszerbe bejutó lefolyás minimális lehetett, és a kis vízsebesség miatt a lebegtetett hordalék egyrésze is már leülepedett. Ugyanakkor 2022-ben júniusban mértünk, azaz a kisvizes időszak elején, amikor még a vízből a hordalék leülepedése nem lehetett ugyanolyan mértékű, mint augusztusban. Ezzel párhuzamosan, 2022-ben az átlagos mikroműanyag tartalom is magasabb volt 20%-kal. Végül 2023-ban szintén a kisvizes időszak végén, azaz augusztus végén mértünk, de ekkor a Bodrogon, a Sajón és a Hernádon árhullámok vonultak le, amelyek lecsengő ága még éreztette hatását. Így bár a vízgyűjtő nagy részén száraz időszak volt, de ezen folyók torkolata alatt a víz sebessége még nem csökkent a nyárvégi minimumra, mivel a mellékfolyókon kisebb árhullámok szaladtak le (pl. Tiszadob,

„m”; Tiszakeszi „n”; Tiszadorogma „o” pontok), ráadásul a turisztikai szezon is elkezdődött, és a motorcsónakok, jet-sky-k és a fürdőzők felkavarhatták a vizet egyes mintavételi helyeken (pl. Tiszabercel, „l” és Mindszent, „u” pontok). Mivel a helyi tényezők (pl. árhullám aktuális helyzete, mesterséges zavaró hatások) és a mikroműanyag szennyezés időszakossága (pl. szennyvíztisztítókból) egy-egy ponton befolyásolhatta csak jelentősen a víz- és az üledék mikroműanyag tartalmát, ezért a rendszer egészében a mintavételezést megelőző időszak hidrológiai paraméterei és a mikroműanyag tartalom között ellentmondásos, rendszerint elhanyagolható vagy gyenge kapcsolat létezik.

A lebegtetve szállított hordalék és a vízben szállított mikroműanyag koncentráció közötti korreláció rendszerint szorosabb, mint a lebegtetve szállított hordalék és a már leülepedett hordalékban lévő mikroműanyag tartalom között. Általában gyenge vagy közepes, negatív korreláció figyelhető meg a lebegtetve szállított hordalék és a víz, illetve az üledék mikroműanyag koncentrációja között. A legszorosabb pozitív korreláció is csupán közepes volt a Tiszán 2023-ban ($\rho = 0,66$) illetve a mellékfolyókon ($\rho = 0,55$) 2022-ben a vízben lévő mikroműanyag és a lebegtetett hordalékszállítás között (15. táblázat).

Az irodalmi adatok alapján csupán néhány helyen vizsgálták a hidrológiai helyzet és a mikroműanyag tartalom kapcsolatát. Rodrigues et al. (2018) megállapították, hogy az Antuã folyó (Portugália) kisvíz alkalmával $71\text{--}1265\text{ db/m}^3$ volt a mikroműanyag értéke a vízben, míg árvíz alkalmával kevesebb, $58\text{--}193\text{ db/m}^3$ mikroműanyag részecskét szállított. Eo et al. (2019) ezzel szemben a Nakdong folyón (Dél-Korea) ellentétes eredményeket kapott, ahol kisvízkor a felvízi szakaszon $293\pm 83\text{ db/m}^3$ mikroműanyag részecskét mértek, árvízkor, alsó szakaszon, pedig $4760\pm 5242\text{ db/m}^3$ -t. Wu et al. (2019) a Maozhou folyón (Kína) száraz, kisvízes időszakban $4,0\pm 1,0 - 25,5\pm 3,5\text{ db/l}$, nedves, nagyvízes időszakban pedig $3,5\pm 1,0 - 10,5\pm 2,5\text{ db/l}$ mikroműanyag részecskét mértek a vízben.

Moshen (2024) méréseit két éven át, 5 naponta végezte a Tiszán Mindszentnél. Eredménye szerint a vízszint emelkedésével növekszik a lebegtetve szállított hordalék és a vízben lévő mikroműanyag koncentrációja is. Ugyanakkor megállapította, hogy a két paraméter között gyenge a kapcsolat kisvizek idején. Mivel méréseimet a Tisza mentén kisvízkor végeztem, ezért kaphattam egymásnak ellentmondó eredményeket a víz és az üledék mikroműanyag koncentrációja és a hidrológiai paraméterek (vízállásváltozások és lebegtetett hordalékszállítás) között.

Roebroek et al. (2022) rámutatott arra, hogy a folyók vízhozama (és más környezeti tényezők) valamint a műanyag szállítás közötti korrelációk soha nem haladják meg a 0,5-öt, és erősen eltérnek a vízgyűjtők között. Ugyanakkor feltételezték, hogy szélsőséges körülmények között valószínűleg létezik kapcsolat a műanyag szállítás és a vízhozam között. Tehát arra a következtetésre jutottak, hogy jelenleg nem ismert, hogy mi okozza a folyókban a műanyag szállítás időbeli változásait (és ez valószínűleg jelentősen eltér a különböző vízgyűjtők között), ezért azt javasolták, hogy ne a vízhozamot használják a műanyag szállítás évszakos változásainak modellezésére egy folyón belül.

A vízállás és a víz és az üledék mikroműanyag tartalma között nem egyértelmű kapcsolatot találtam a Tiszán végzett méréssorozatokban, mivel a méréseket kisvízkor végeztem, amikor az üledék egy része lerakódik a mederbe és a befolyó szennyezett víz szerepe felerősödik. Ugyanakkor a kisebb árvizek egyrészt mobilizálják a fenéken lerakott üledéket és mikroműanyag tartalmát, ráadásul a vízgyűjtőről is szennyezéseket moshatnak be. Ezért a jövőbeli mérések során fontosnak tartom, hogy a kutatók rögzítsék a mintavétel idején, valamint az azt megelőző napokban-hetekben a vízállás-változásait. Így egyrészt megismételhető a mérés hidrológiai szempontból is, másrészt értékelhető, ha egy-egy árhullám mikroműanyag többletet okoz, amely nem a folyórendszer egészének szennyezését mutatja, csupán azt, hogy a szennyezett vizet szállító árhullám éppen elért az adott pontra. A méréseim arra is rávilágítottak, hogy a vízben és hordalékban lévő mikroműanyag tartalmat nem csupán kisvízkor kellene végig mérni egy folyó mentén, de kisebb árhullámok és nagyobb árvizek idején is. Ugyanakkor ezen időszakokban a vízmintavétel jóval nehezebb lehet, mivel nehezebb megközelíteni a folyót, illetve a hideg víz is komoly kihívást jelenthet.

5.6. A mellékfolyók szerepe a mikroműanyag szállításban

A mellékfolyók nagyon fontos szerepet játszanak a Tisza víz- és hordalékszállításában, és így szerepük lehet a mikroműanyag szennyezésben is. Vizsgálataim szerint általában magasabb lebegtetve szállított hordalék koncentrációval rendelkeztek, mint a Tisza. Továbbá a mellékfolyók vize és üledéke is szennyezettebb volt mikroműanyagokkal, mint a Tiszáé (ld. Eredmények, 5.2. fejezet 8. táblázat és 5.3. fejezet 9. táblázat). A mellékfolyókban is hasonló folyamatok (pl. illegális bevezetés, szennyvíztisztítók kifolyó vize, bemosódás) révén juthatnak mikroműanyag szemcsék, mint a Tiszába, és medrükben is megjelenhet a már lerakott hordalék és a műanyagok mobilizációja. Viszont a mellékfolyók vizének és hordalékának magas mikroműanyag koncentrációját okozhatja az, hogy átlagosan kisebb vízhozamuk miatt kevésbé hígul fel a bejutó szennyezés, illetve mivel kisebb méretűek, ezért közvetlenebb kapcsolatban állhatnak a szennyezőforrásokkal (pl. települések, ipari létesítmények, hulladéktárolók), míg a Tisza széles hullámtere hatékonyabban szétkapcsolja a mikroműanyag forrásokat a folyótól.

A legutolsó év mérése (2023) világította meg legjobban a mellékfolyókon levonuló, de a Tiszán vízszintemelkedésben alig megjelenő árhullámok szerepét a mikroműanyag szállításban. Egy ciklon hatására 2023 nyarán a mellékfolyók egy részén (Bodrog, Hernád–Sajó, Zagyva és Hármas-Körös) mederkitöltő árhullámok vonultak le. Így a mérés előtti három hétben a kumulált vízállás-változás a mellékfolyókon 300–600 cm között volt, de a mintavételt már az árhullámok levonulta után, apadó ágban végeztük. Ekkor a mellékfolyók üledékében és vizében magas volt a mikroműanyag koncentráció, azonban mivel mérsékelt vízhozam-többletet eredményeztek a Tiszán, emiatt alig növelték vagy csupán fenntartották a főfolyó mikroműanyag szennyezettségét.

A Tiszán a folyásirányban végbemenő mikroműanyag koncentráció változásokat alapvetően befolyásolhatták a mellékfolyók, ezért fontosnak tartottam megvizsgálni a

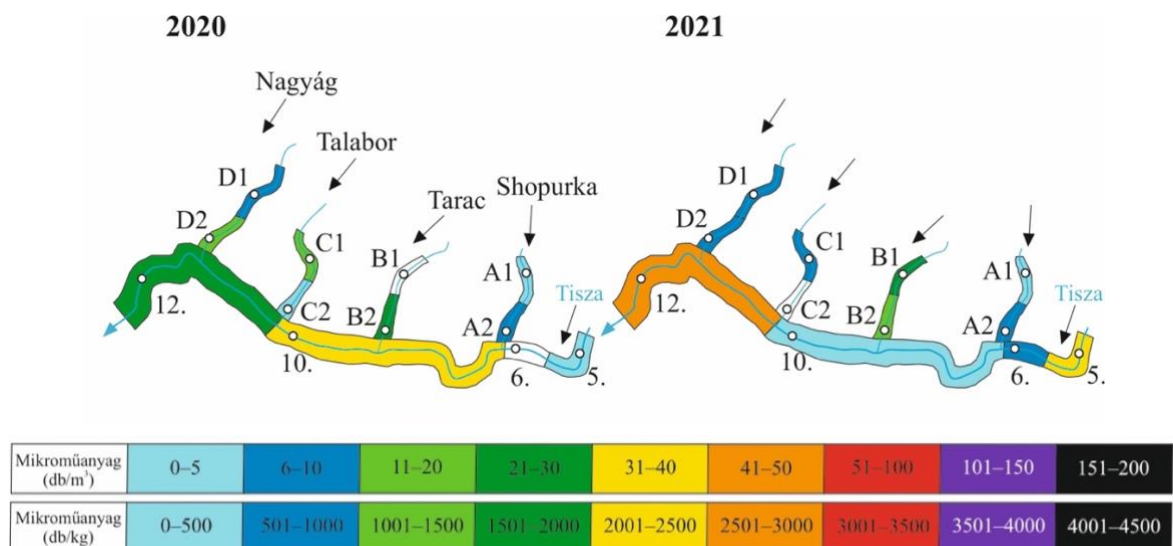
becsatlakozó főbb mellékfolyók által szállított mikroműanyag mennyiségének változását is, valamint az üledékben mért koncentrációt a becsatlakozó mellékfolyók torkolatai felett és alatt. A kutatás során 12 nagyobb mellékfolyó hatását vizsgáltam, a torkolat-közei szakaszaikon végzett mérések alapján. Közülük 8 van Magyarországon és 4 Kárpátalján. Így üledékminta csak az első két évből van (2020–2021) az összes mellékfolyóról, vízminta pedig csak a 8 magyarországi mellékfolyóról (2022–2023).

A) A kárpátaljai Shopurka, Tarac, Talabor és Nagyág vízrendszer torkolatközei szakasza

A kárpátaljai mellékfolyókon (A, Shopurka; B, Tarac; C, Talabor; D, Nagyág) csak 2020-2021-ben vettünk üledékmintát. De ezekben az években is az ukrán-román határon futó Tisza megmintázása problémákba ütközött, így nem sikerült azt a szisztematikus mintavételezést véghez vinni, amit elterveztünk. Eredetileg a mellékfolyókon két-két ponton, míg a Tiszán a torkolatok alatt és felett terveztük a mintagyűjtést (23. ábra).

Az első mérési évben, 2020-ban négy ukrainai mellékfolyó közül a Shopurka (A1: 440 db/kg; A2 740 db/kg) és a Tarac (B2: 1775 db/kg) torkolatai feletti tiszai mintavételi ponton (No.5. Terebesfejrpatok) 460 db/kg volt a mikroműanyag az első évben, míg a torkolatok alatti ponton 4,7-szer nagyobb (No.10: Bustyaháza: 2160 db/kg) volt a mikroműanyag tartalom a mintában. A következő évben (2021) a Tiszán, Lonkánál (No.6.) 880 db/kg volt a mikroműanyag tartalom, a Shopurka (A1: 275 db/kg; A2 860 db/kg) és Tarac (B1: 1740 db/kg; B2: 1460 db/kg) mellékfolyókban a korábbi évhez hasonló volt. A torkolatok alatti és folyásirányban lentebbi mintavételi ponton (No.10. Bustyaháza: 20 db/kg) század részére csökkent a szennyezés a korábbi évhez képest. Tehát az első évben hozzájárultak a szennyezéshez és fent is tartották azt, a második évben ugyanakkor magasabb szennyezettségük ellenére sem növelték a mikroműanyag tartalmát a Tisza üledékének.

Az első évben (2020) a Talabor (C1: 1020 db/kg; C2: 480 db/kg) és a Nagyág (D1: 620 db/kg; D2: 1020 db/kg) torkolatai feletti bustyaházi (No.10) ponton 2160 db/kg volt a szennyezettség. A torkolatok alatti ponton, Alsóveresmarton a bustyaházihoz képest 16%-kal kisebb volt a mikroműanyag tartalom (1820 db/kg). A második évben (2021) Talabor (C1: 580 db/kg) és Nagyág (D1: 700 db/kg; D2: 963 db/kg) torkolat alatti mintavételi ponton (No.12. Alsóveresmart: 2660 db/kg) 132-szeresére nőtt a mikroműanyag a korábbi évhez (2020) képest (No.10. Bustyaháza: 20 db/kg). Így tehát az első évben a kisebb szennyezettségű mellékfolyók hatása nem mutatkozott a Tiszán, míg a második évben a Tarac és Talabor folyók is befolyásolhatták a szennyezettséget közelségük miatt, ugyanakkor ez az első évben nem érvényesülhetett mivel szennyezettségük a torkolatuk alatti ponton (No.10. Bustyaháza) növelte a Tisza üledékében a mikroműanyag tartalmát. Ezen a szakaszon a Tisza még kisebb, így a mellékfolyók jobban befolyásolhatják. A magasabb mikroműanyag tartalmat okozhatja, hogy a Tiszát közvetlenül érte ott a szennyezés.



23. ábra: A Tisza, Shopurka, Tarac, Talabor és Nagygag torkolat-közel szakaszain az üledék mikroműanyag szennyezettségének változásai (méretarány nélküli vázlat).

B) Szamos–Kraszna vízrendszer torkolatközel szakasza

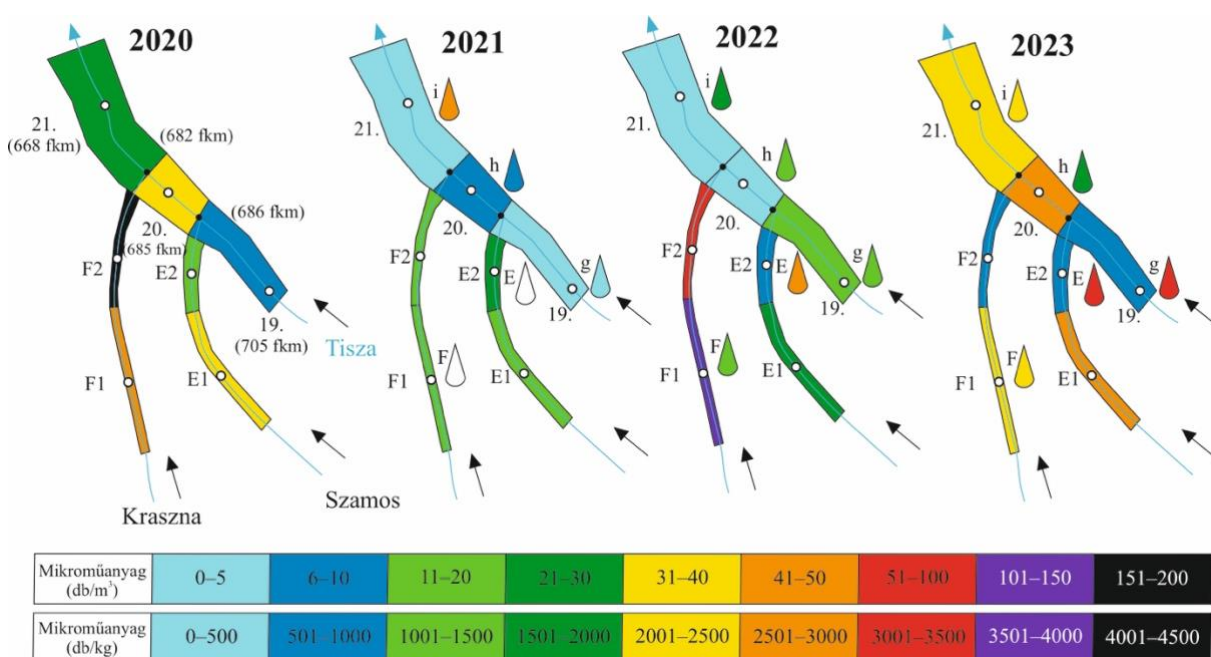
A legösszetettebb térbeli helyzetet a Szamos és a Kraszna torkolati szakaszai képviselik, amelyek egymáshoz közel csatlakoznak a Tiszába (24. ábra). A Szamos kisvízi vízhozama 15,5 m³/s míg a Krasznáé csupán 0,04 m³/s. Ennek ellenére a két mellékfolyó jelentős mennyiségű mikroműanyagot juttat a Tisza vízrendszerébe, hiszen a Szamos üledékei közepesen és mérsékelten szennyezettek, míg a Krasznáé közepesen és jelentősen szennyezettek.

A Szamos üledékének mikroműanyag tartalma 2020-ban E1: 2282 db/kg és E2: 1240 db/kg volt, ugyanekkor a Kraszna egyik pontján ennek az értéknek a dupláját (F1: 2820 db/kg; F2: 4220 db/kg) mértem. Majd 2021-ben a Szamos egyik pontján 34%-kal nőtt a szennyezés, míg a másikon és a Kraszna mindkét pontján csökkent az üledék mikroműanyag tartalma (E1: –51%; F1: –47%. F2: 73%). A szennyeződés mértéke 2022-ben a Szamoson hasonló maradt (E1: 1820 db/kg; E2: 980 db/kg), miközben 2–2,7-szeresére nőtt a szennyezés a Krasznán (F1: 3700 db/kg; F2: 3440 db/kg). Az utolsó évben a Szamos egyik pontján 50%-kal (E1: 2720 db/kg) emelkedett az üledék mikroműanyag szennyezése, míg a másik ponton 18%-kal (E2: 800 db/kg) és a Krasznán 39% és 78%-kal (F1: 2260 db/kg; F2: 760 db/kg) csökkent.

A torkolatok feletti tiszai mintavételi hely (No. 19: Tivadar) a négy év alatt alig vagy mérsékelten szennyezett volt (360–1300 db/kg). A Tivadar alatt a Tiszába torkolló Szamos mindkét mintavételi pontján (E1–2) a mikroműanyag tartalom az évek során az alig szennyezettől az közepesen szennyezettig változott (E1: 1120–2720 db/kg; E2: 800–1660 db/kg), és jellemzően felülmúlta a torkolat feletti tiszai mérési ponton mért értékeket. Így a Szamos torkolata alatti Tisza szakaszon (No. 20: Gergelyiugornya) három évben nőtt a tiszai agyagos üledék mikroműanyag koncentrációja: 2020-ban háromszorosára, 2021-ben több, mint duplájára, 2023-ban pedig ötszörösére. Csak 2022-ben csökkent a Szamos torkolata alatti mintában a mikroműanyag mennyisége (–70%). Tehát a Szamos által szállított szennyezés befolyással van a Tisza szennyezésére, mivel a 2020-as felmérést kivéve folyamatosan növelte a Tisza szennyezettségét.

A gergelyiugornyai (No. 20) mintavételi pont alatt csatlakozik a Kraszna a Tiszához. A Kraszna üledékei az alig szennyezettől a kimagaslóan szennyezettig változtak (F1: 1500–3700 db/kg; F2: 760–4220 db/kg). Ennek ellenére a torkolat alatt 14 km-rel lévő tiszai mintavételi ponton (No. 21. Aranyosapáti) az első három évben mérsékelt szennyezett, illetve csak alig szennyezett volt a Tisza, 2023-ban viszont közepesen szennyezetté vált. Míg a tiszai üledékek mikroműanyag szennyezettsége csökkent a felvízi és alvízi pont között 2020-ban (–26%), 2021-ban (–69%) és 2023-ban (–30%), 2022-ben viszont növekedést (25%) tapasztaltam.

Tehát ha a szennyezésük nagy volt jelentősen befolyásolni tudták a Tisza szennyezettségét, a Kraszna alapvetően szennyezettebb, mint a Szamos.

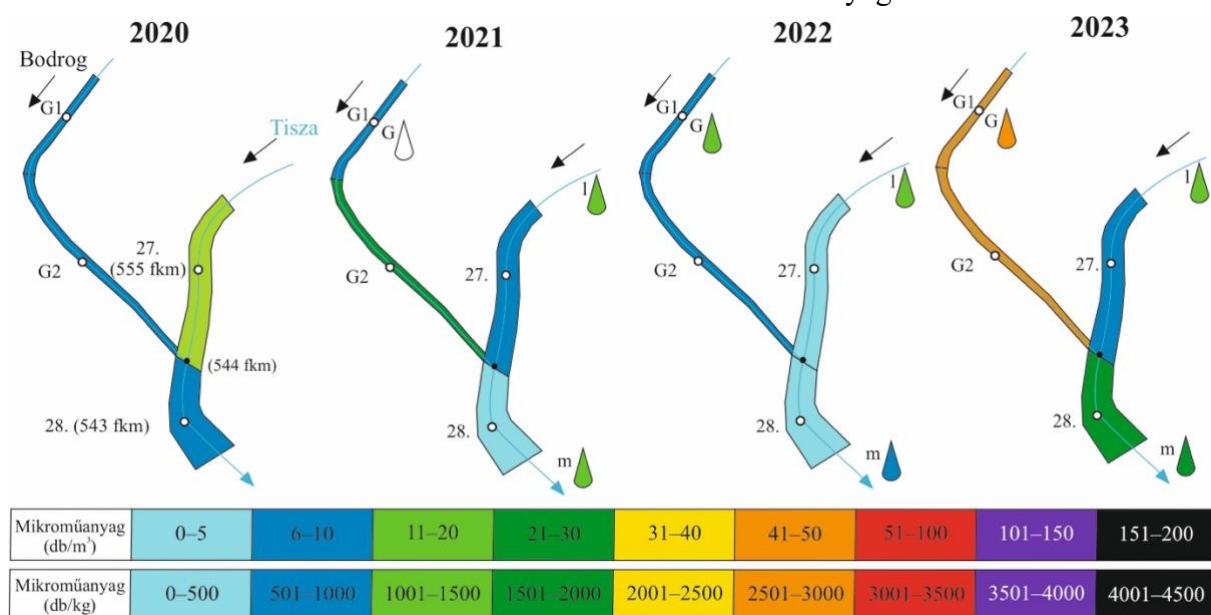


24. ábra: A Tisza, a Szamos és a Kraszna torkolat-közel szakaszain az üledék mikroműanyag szennyezettségének változásai (méretarány nélküli vázlat).

A Szamos és a Kraszna torkolati szakaszairól származó vízminták viszont teljességgel más szennyeződési mintázatot mutatnak. A Szamos torkolat feletti tiszai mintavételi pont (Tivadar, „g”, 16–54 db/m³) ugyanakkora vagy magasabb szennyezettséggel bírt, mint az alatta levő (Gergelyiugornya, „h”, 16–26 db/m³), még akkor is, ha a Szamos (Olcsvaapáti, „E”, 48–56 db/m³) vize szennyezettebb volt mindkét évben, mint a torkolat feletti tiszai ponton a víz. A Kraszna torkolat feletti („h”, 16 db/m³) és alatti tiszai ponton („i”, 25 db/m³) is szennyezettebb volt a víz, mint a Krasznán (F: 11 db/m³) 2022-ben. A következő évben mindhárom mintavételi helyen nőtt a víz mikroműanyag tartalma, a torkolat feletti 26 db/m³-hez képest a torkolat alatt több, mint 42%-kal volt magasabb a víz szennyezettsége, ez alatt a Kraszna vizében 33 db/m³-re nőtt a korábbi évhez képest. Az üledékmintákkal ellentétben a vízben lebegtetve szállított mikroműanyag nem, vagy csak alig befolyásolta a Tisza szennyezettségét, ami összefügg a Szamos (15,5 m³/s) és Kraszna (0,04 m³/s) alacsony kisvízi vízhozamával. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy a Kraszna vízhozamát és szennyezettségét összevetve arányaiban a Szamoshoz képest magas szennyezettséget szállított.

C) Bodrog torkolatközei szakasza

A Bodrog kisvízi vízhozama ($4 \text{ m}^3/\text{s}$) nagyságrendekkel nagyobb, mint a Krasznáé, mégis hasonló mennyiségű mikroműanyagot szállítanak. Az első mérési évben, 2020-ban a torkolat feletti tiszai mintavételi ponton (No.27: Szabolcs) mérsékelt volt a mikroműanyag szennyezettség (No.27: 1045 db/kg) (25. ábra). Ehhez hasonló volt az üledék mikroműanyag tartalma a Bodrogon, ahol alig, illetve mérsékelt (G1: 998 db/kg ; G2: 1000 db/kg) szennyezett volt az üledék. Ez befolyással volt a Bodrog torkolat alatti, tokaji tiszai mintavételi pont szennyezettségére is, hiszen az 20%-kal csökkent a felvízi mintavételi ponthoz képest (No.28. Tokaj: 832 db/kg). A korábbi évhez képest 2021-ben a szabolcsi és tokaji tiszai mintavételi pontok szennyezettsége 17,7 és 49,5%-kal csökkent, miközben a Bodrog szennyezettsége nőtt (G1: 840 db/kg ; G2: 1760 db/kg). De még így is kisebb volt az üledék mikroműanyag tartalma a torkolat alatt a Tiszán, mint a torkolat feletti ponton. Majd 2022-ben, a tiszai pontok szennyezettsége a torkolat alatt és felett is tovább csökkent (No. 27: 86%-kal, No. 28: 33%-kal), de a Tiszán a két pont közötti enyhe mikroműanyag szennyezettség növekedés volt jellemző (1,3-szoros) a felvízi mintavételi ponthoz képest, amihez hozzájárulhatott a Bodrog alig szennyezett (G1: 800 db/kg , G2: 960 db/kg), de a Tiszáénál szennyezettebb hordaléka. Az utolsó évben mind a négy ponton nőtt az üledék mikroműanyag tartalma. A torkolat felett, Szabolcsnál nyolcszorosára (960 db/kg) nőtt a mikroműanyag tartalom az előző évhez képest. A Bodrogon lévő két ponton 3,2 és 3-szorosára nőtt a pontok szennyezettsége (G1: 2560 db/kg , G2: 2900 db/kg), ami a Tisza felvízi mintavételi pontján mért szennyezettség 3-szorosa. A torkolat alatt, Tokajnál 5,5-szer volt több műanyag szemcse a korábbi évhez képest és 60%-kal volt magasabb a torkolat feletti pontnál. Tehát, míg az első két évben tisztító hatással volt a Tisza üledékének szennyezettségére nézve a Bodrog, addig 2022-ben és 2023-ban növelte a torkolat alatti üledék mikroműanyag tartalmát.



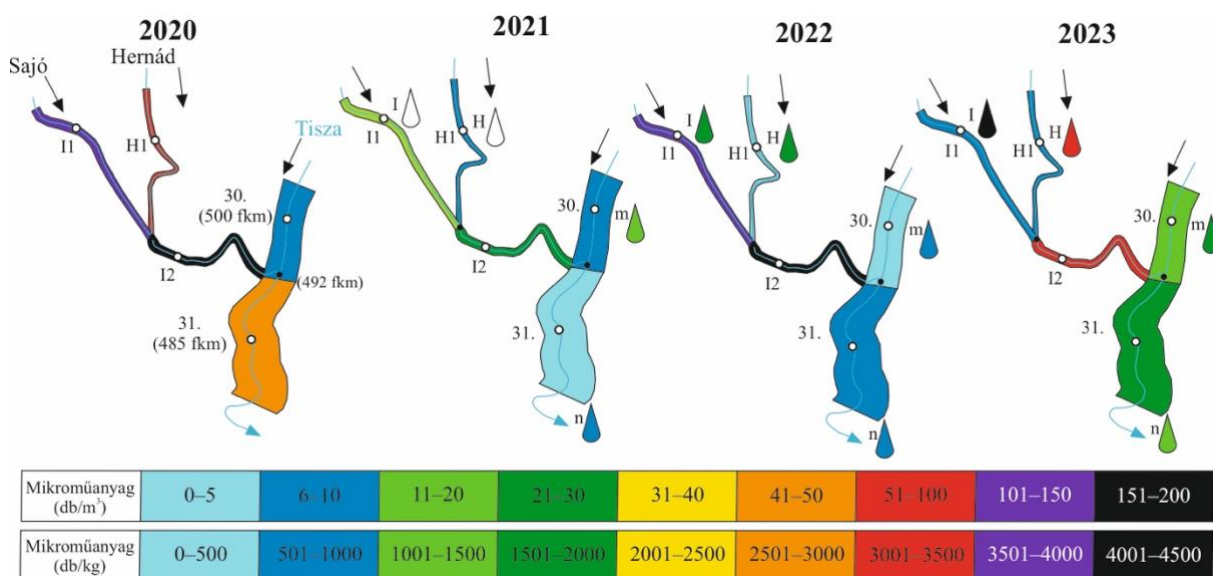
25. ábra: A Bodrog torkolat-közei szakaszon lévő mintavételi pontokon az üledék mikroműanyag szennyezettsége (méretarány nélküli vázlat).

A Bodrogon (Szegi, „G”), torkolata felett („I”, Tiszabercel) és alatt („m”, Tiszadob) két évben vízminztát is gyűjtöttünk. A 2022-es eredmények szerint a torkolat feletti Tisza szakaszon és a Bodrogon is azonos volt (11 db/m^3) a vízben lebegtetve szállított mikroműanyag mennyisége, míg a torkolat alatti ponton némileg kevesebb (8 db/m^3). A második (2023) felmérés során mindhárom pont vízminztáiban nőtt a mikroműanyag mennyisége. A torkolat felett harmadával (15 db/m^3), a Bodrogon több, mint 4-szeresére (45 db/m^3), mely befolyásolhatta a torkolat alatti pont mikroműanyag tartalmát is, ahol 3,5-szeresére (28 db/m^3) nőtt a szennyezés. Tehát az első évben az egyébként is alacsony szennyezettségű Tisza vizét nem szennyezte tovább a Bodrog, ugyanakkor a második évben már nőtt a mikroműanyag tartalom a Tiszán is, azaz a Bodrog vizében lévő magasabb szennyezés a kis vízhozama ellenére is nagy hatással lehetett a Tiszára. Meg kell jegyezni ugyanakkor, hogy a nagyobb távolság miatt ezen a szakaszon több befolyásoló hatás érvényesülhet, például a Tiszalöki duzzasztógát hatása okozhat mikroműanyag feldúsulást nem csak a Tisza de a Bodrog vizében is, emellett ezen a szakaszon található a az üledékeknel rendre kiugró értékeket mintató tiszadadai mintavételi pont.

D) Sajó–Hernád vízrendszer torkolatközeli szakasza

A Sajó (I1-I2) és a Hernád (H1) torkolatát is érdemes együtt tárgyalni, hiszen a Hernád előbb a Sajóba ömlik, majd együtt a Tiszába torkollanak (26. ábra). Kisvízi vízhozamuk hasonló (Sajó: $5,6 \text{ m}^3/\text{s}$ és Hernád: $5,65 \text{ m}^3/\text{s}$) a Bodrogéhoz, mégis magasabb szennyezettségűek voltak a vizsgált évek alatt. Az első felmérési évben a Sajó–Hernád vízrendszere jelentősen növelte a Tisza szennyezettségét: a Hernád (Böcs, H1) üledéke 3440 db/kg mikroműanyagot tartalmazott, a Sajó üledékei pedig (Sajópetri, I1) 3600 db/kg és (Muhi, I2) 6383 db/kg -t. Ez az erősen, illetve kimagasló mértékben szennyezett hordalék a Tiszára is hatással volt, hiszen a Sajó torkolata felett a Tisza üledéke alig szennyezett volt (No.30. Tiszadob: 740 db/kg), míg a torkolat alatti ponton az üledék mikroműanyag tartalma közel háromszorosára nőtt, és így közepesen szennyezetté vált (No.31. Tiszapalkonya: 2880 db/kg). A következő felmérési évben (2021) mindegyik mintavételi ponton csökkent a mikroműanyag tartalom. A Hernád üledéke már alig szennyezett volt (H1: 860 db/kg) és a Sajó is mérsékelten szennyezetté vált (I1: 1400 db/kg ; I2: 1940 db/kg). Így a Sajó torkolata alatt sem lett magasabb a tiszai minták mikroműanyag tartalma, sőt a felvízi tiszai ponthoz képest 44%-kal csökkent (No.30: 540 db/kg ; No.31: 300 db/kg). Ezzel szemben 2022-ben hasonló térbeli tendenciát tapasztaltam, mint 2020-ban, azaz a torkolat feletti Tiszadobnál a Tisza üledéke alig tartalmazott mikroműanyagot (No.30: 180 db/kg), addig a torkolat alatti ponton a szennyezés közel négyszeresére növekedett (No.31. Tiszapalkonya: 860 db/kg). Ehhez a Sajó 1,5–1,7-szeres mikroműanyag koncentráció növekedése vezethetett (I1, Sajópetri: 3800 db/kg ; I2, Muhi: 4860 db/kg), bár ebben az évben a Hernád szennyezettsége tovább csökkent 63%-kal (H1, Böcs: 320 db/kg). Az utolsó évben a tiszai pontokon a korábbi évhez képest a felvízi mintavételi helyen nyolcszoros, míg az alvízi ponton duplájára nőtt a mikroműanyag tartalom (No.30. Tiszadob: 1420 db/kg ; No.31. Tiszapalkonya: 1740 db/kg). A Hernád üledékében is 2,2-szeresére nőtt (720 db/kg)

mikroműanyag tartalom, ugyanakkor a Sajó üledékeiben 75%-os és 36%-os visszaesést mértem. De a Sajó torkolat-közei pontján (I2, Muhi) még így is magasabb (3100 db/kg) volt a szennyezés, mint a Tiszán, ami hozzájárulhatott a torkolat alatti szakaszon a mikroműanyag tartalom növekedéséhez.



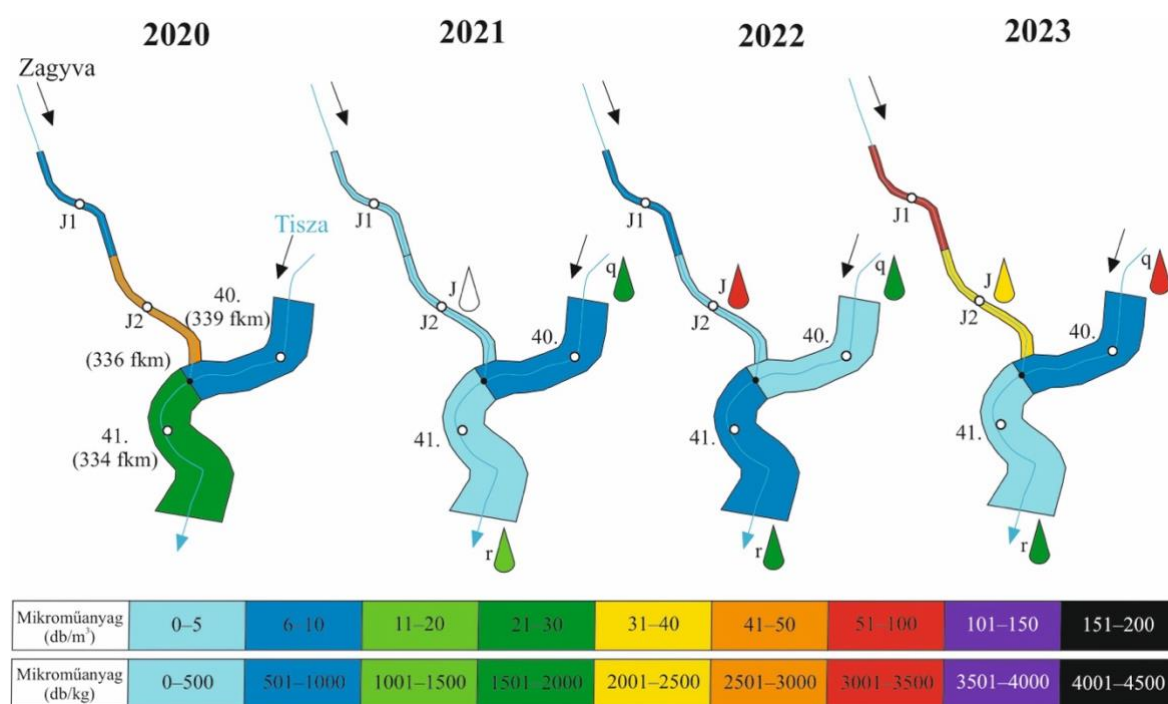
26. ábra: Hernád–Sajó torkolat-közei szakaszon lévő mintavételi pontokon az üledék mikroműanyag szennyezettsége (méretarány nélküli vázlat).

A Hernádról és a Sajóról származó vízminták mind a két felmérési évben több mikroműanyagot tartalmaztak, mint a tiszai minták. A 2022-es mérés során a tiszai pontok („m”, Tiszadob: 8 db/m³; „n”, Tiszakeszi: 8 db/m³) mikroműanyag tartalma azonos volt. Ekkor a Sajó és Hernád közel dupla annyi mikroműanyagot szállított (H, Hernád: 24 db/m³; I, Sajó: 23 db/m³), mint a Tisza, de hatásuk nem volt mérhető a torkolat alatti tiszai mérési ponton. Ezzel szemben a 2023-as mintavételezés alatt minden ponton növekedett a mikroműanyag tartalom a vízmintákban, viszont a torkolat feletti tiszai ponton magasabb volt („m”: 28 db/m³), mint a torkolat alatti ponton („n”: 11 db/m³), annak ellenére, hogy mindkét mintavételi ponton igen magas koncentrációkat mértünk. A Hernádon (H: 77 db/m³) háromszor, míg a Sajón (I: 196 db/m³) 8,5-szer volt magasabb a lebegtetve szállított mikroműanyag értéke, mint a korábbi évben. Tehát, kis vízhozamuk miatt nem feltétlen tudják hatékonyan növelni a Tisza vizében a mikroműanyag koncentrációt, vagy az a szennyezett hullám, amiből a mellékfolyón mintát vettünk, még nem érte el a tiszai mintavételi pontot.

E) Zagyva torkolatközei szakasza

A Zagyva egy olyan mellékfolyója a Tiszának, mely szinte teljes egészében Magyarországon ered, kisvízi vízhozama 0,8 m³/s, azaz a vizsgált folyók közül a Kraszna után a második legkisebb kisvízi vízhozammal rendelkezik. Ugyanakkor vizében a lebegtetve szállított mikroműanyag tartalom 2022-ben magasabb volt a többi vizsgált mellékfolyónál. A Zagyva betorkollása felett 2020-ban a Tisza üledéke mérsékelten szennyezett volt mikroműanyaggal

(No.40. Szolnok, Zagyva torkolat felett: 920 db/kg). Ehhez képest a Zagyva torkolattól távolabbi, felvízi mintavételi pontján kevesebb (J1: 787 db/kg), majd a torkolatközei szakaszon 2,5-szer több (J2: 2780 db/kg) mikroműanyagot tartalmazott az üledék. A torkolat alatti tiszai mintavételi ponton (No.41. Szolnok, Zagyva torkolat alatt: 1940 db/kg) a felvízi ponthoz képest 2,1-szeresére nőtt a szennyezettség (27. ábra). A következő évben (2021) mindegyik ponton csökkent az mikroműanyag tartalom, és a Zagyva kis mikroműanyag szennyezettségű hordaléka (J1: 480 db/kg; J2: 420 db/kg) nem növelte a torkolat feletti mintavételi ponthoz képest (No.40: 640 db/kg) a torkolat alatti tiszai mintavételi ponton a szennyezettséget (No.41: 360 db/kg). A harmadik évben egy új szennyezési mintázatot azonosítottam: míg a torkolat feletti mintavételi ponton további csökkenést tapasztaltam a mikroműanyag koncentrációban (No. 40: 280 db/kg), addig a torkolat alatti mintavételi ponton megduplázódott az üledék mikroműanyag mennyisége (No. 41: 880 db/kg). Ugyanakkor a Zagyva szerepe ebben nem egyértelmű, mivel a Zagyván csak a felsőbb szakaszon nőtt a mikroműanyag mennyisége (J1: 560 db/kg), míg a torkolat közelében tovább csökkent 43%-kal (J2: 320 db/kg). A Zagyva a legszennyezettebb a negyedik évben volt (J1: 3500 db/kg; J2: 2040 db/kg), amikor üledékei mikroműanyag tartalma 6,2–6,4-szeresére nőtt. Bár a mikroműanyag koncentráció a torkolat feletti tiszai ponton 2,5-szeresére nőtt (720 db/kg) a korábbi évhez képest, ugyanakkor a Zagyva kimagasló szennyezettsége nem befolyásolta a torkolat alatti mintavételi ponton a mikroműanyag mennyiségét (440 db/kg), ami felére csökkent a korábbi évhez képest és 39%-kal kevesebb, mint a torkolat feletti ponton. Bár a Zagyván nem érvényesül a Tisza visszaduzzasztó hatása, de nyáron kisvizes időszakban a folyó vízszintjét mesterségesen tartják, ezért lehet a torkolat-közei szakaszon nagyobb a vízmozgás mint folyásirányban fentebb, amely magyarázhatja hogyan lehet alacsonyabb három évben a torkolat-közei mintavételi pont üledéke.

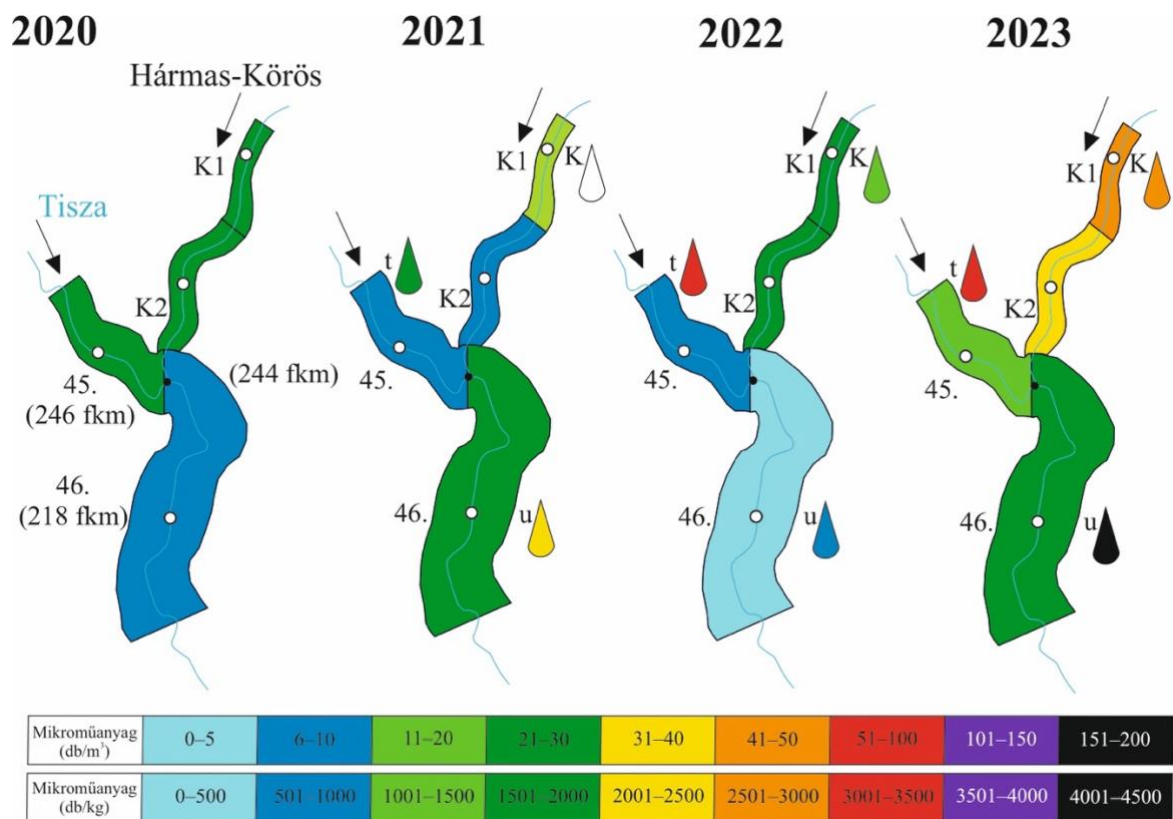


27. ábra: Zagyva torkolat-közei szakaszon lévő mintavételi pontokon az üledék mikroműanyag szennyezettsége (méretarány nélküli vázlat).

A Zagyváról származó vízminták jelentősen és erősen szennyezettek voltak, ugyanakkor a Tisza torkolat-közei mintavételi pontjain is magas, közepesen és jelentősen szennyezett vízmintákat mértem. A 2022-es évben a torkolat feletti mintavételi ponton („q”, Nagykörű) 27 db/m³ volt a mikroműanyag mennyisége a vízben, miközben a Zagyván az egyik legmagasabb (63 db/m³) volt a szennyezés mértéke. A torkolat alatti ponton Vezsenynél („r”) viszont a Tisza vizében 22%-kal kisebb (21 db/m³) volt a mikroműanyag tartalom, mint Nagykörűnél. A következő évben a torkolat feletti mintavételi ponton háromszorosára nőtt a szennyezés (82 db/m³), eközben a Zagyván 40%-kal kevesebb lett (38 db/m³). A torkolat alatti mintavételi ponton ugyan 20%-kal nőtt a korábbi évhez képest (25 db/m³), ellenben 70%-kal kevesebb mikroműanyagot tartalmazott, mint a torkolat feletti ponton. A kisvizes időszak alatt mesterségesen tartott vízszint következménye, hogy a Zagyva vizében szállítódó mikroműanyag szennyezés nincs számottevő hatással a Tisza vizének szennyezettségére.

F) Hármaskörös torkolatközei szakasza

A Hármaskörös kisvízi vízhozama (6,7 m³/s) alapján a nagyobb mellékfolyók közé sorolható, de mikroműanyag szennyezettsége kisebb volt a mellékfolyók többségénél. Torkolatánál 2020-ban a torkolat feletti tiszai mintavételi ponton Csongrádnál a mikroműanyag szennyezettség (No.45: 1720 db/kg) csaknem azonos volt a Hármaskörösi mértékkel (K1: 1575 db/kg; K2: 1680 db/kg) (28. ábra). Ugyanakkor a torkolat alatti mintavételi ponton, Mindszenten már 48%-kal kevesebb volt a mikroműanyag tartalom az üledékben (No.46: 900 db/kg). A következő évben, 2021-ben csökkent az üledék mikroműanyag tartalma, de a szennyezés térbelisége megváltozott. A torkolat feletti tiszai ponton harmadára csökkent a szennyezés (No. 45: 560 db/kg), és a Hármaskörös is mérsékelten szennyezetté váltak (K1: 1200 db/kg; K2: 980 db/kg). Ugyanakkor, a torkolat alatti ponton, Mindszenten a Tisza szennyezettsége 1,8-szorosára nőtt (No.46: 1580 db/kg). A felmérés következő évében, 2022-ben a korábbi térbeli mintázat ismét megváltozott, mivel az előző évhez képest közel 1,5-szeresére nőtt a torkolat feletti ponton az üledék mikroműanyag tartalma (No.45. Csongrád: 820 db/kg). A Hármaskörösi is 1,6–1,7-szeresére nőtt a szennyezés (K1, Kunszentmárton: 1960 db/kg; K2, Szelevény: 1660 db/kg). Ugyanakkor a torkolat alatti ponton csökkent a szennyezettség (No.46. Mindszent: 460 db/kg). Az utolsó évben minden ponton nőtt a minták mikroműanyag tartalma, ugyanakkor ismét változott a szennyezés térbelisége: Csongrádon a torkolat feletti mintavételi ponton 27%-kal nőtt a minta mikroműanyag tartalma (No.45: 1040 db/kg) az előző évhez (2022) képest. A Hármaskörös 48% és 40%-kal nőtt a szennyezés a megelőző évhez képest (K1, Kunszentmárton: 2900 db/kg; K2: 2320 db/kg), mely hozzájárulhatott, hogy a torkolat alatti ponton is megnöjjen a szennyezés (No.46. Mindszent: 1840 db/kg) 77%-kal a torkolat feletti tiszai ponthoz képest. A Törökbecsei duzzasztó visszaduzzasztó hatása esetenként a Hármaskörös torkolatánál is érzékelhető hatású, ugyanakkor a négy év alatt a kunszentmártoni (K1) ponton az első év kivételével nincs visszaduzzasztásra utaló jel.



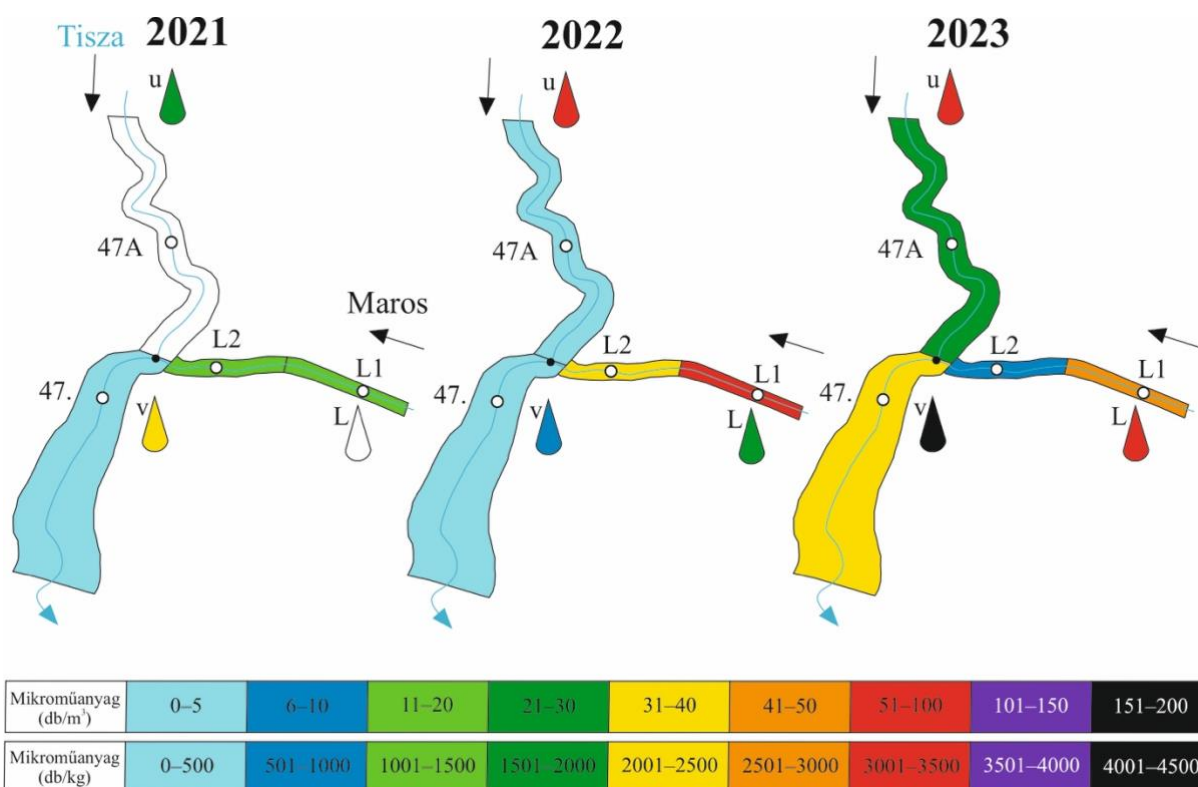
28. ábra: Hármas-Körös torkolat-közei szakaszon lévő mintavételi pontokon az üledék mikroműanyag szennyezettsége (méretarány nélküli vázlat).

A vízminták mikroműanyag tartalma kevésbé változott. Az első évben (2022) a torkolat feletti mintavételi ponton („t”, Csongrád) 24 db/m³ volt a Tisza vizének mikroműanyag tartalma, míg Kunszentmártonnál a Hármas-Körösön csupán ezen érték közel felét mértem (11 db/m³). Ugyanakkor a torkolat alatti ponton 2,6-szor magasabb volt a szennyezés (Mindszent, „u”, 63 db/m³), mint a torkolat feletti ponton. Majd 2023-ban Csongrádon másfélszeresére (34 db/m³) és Kunszentmártonnál a Hármas-Körösön négyszeresére nőtt a vízben a mikroműanyag tartalom (44 db/m³). A torkolat alatti ponton Mindszenten viszont közel azonos volt („u” 58 db/m³), 8%-ot csökkent, de még így is magasabb volt 71%-kal a mikroműanyag tartalom, mint a torkolat feletti mintavételi ponton. Tehát a Hármas-Körös szennyezettsége enyhén befolyásolta a Tisza szennyezését, inkább szennyezés fenntartó hatása volt a Tisza vizének mikroműanyag tartalmára.

G) Maros torkolatközei szakasza

A Maros kisvizes vízhozama (24,2 m³/s) a mellékfolyók között. A 2021-es évben a Maros torkolata fölött, Algyőnél (No. 47A) nem gyűjtöttünk mintát, de folyásirányban fentebb Mindszentnél (No.46.) 1580 db/kg volt a mikroműanyag mennyisége az üledékben (29. ábra). A Maroson ennél alacsonyabb volt a mikroműanyag tartalom, mivel a torkolattól távolabbi Makón (L1) 1160 db/kg, míg Szegeden(L2) 1440 db/kg értékeket mértem. A torkolat feletti mintavételi pont értékéhez képest a torkolat alatti tiszai ponton (No.47. Szeged: 380 db/kg) több, mint kétharmadával volt alacsonyabb a szennyezés. A következő

évben a torkolat felett az Algyőről (No.47A) származó üledékminta 360 db/kg mikroműanyagot tartalmazott, míg a Maros üledéke jóval több mikroműanyagot (L1: 3160 db/kg; L2: 2200 db/kg) tartalmaztak, mint a korábbi évben. De ez ismét nem befolyásolta a torkolat alatti ponton, Szegeden az üledék mikroműanyag tartalmát (No.47: 280 db/kg), mely 26%-kal kevesebb volt a megelőző évhez képest és 22%-kal kevesebb a torkolat feletti ponthoz képest. Végül 2023-ban Algyőnél közel ötszörösére (No.47A: 1740 db/kg), míg Szegednél a Tiszán a torkolat alatti ponton 7,4-szeresére nőtt a szennyezés (No.47: 2080 db/kg). A Maroson mindkét ponton csökkent az üledék szennyezettsége (L1: 2620 db/kg és L2: 700 db/kg).



29. ábra: Maros torkolat-közeli szakaszon lévő mintavételi pontokon az üledék mikroműanyag szennyezettsége (méretarány nélküli vázlat).

A Marosról származó vízminták közepesen és jelentősen szennyezettek voltak. A 2022-es mérés során a Tisza vize Mindszentnél („u”) két és félszer szennyezettebb volt (63 db/m^3), mint a Maros vize Makónál (25 db/m^3), míg a torkolat alatti tiszai vízminta csak 8 db/m^3 mikroműanyagot tartalmazott. A következő évben, 2023-ban, mind a három ponton a víz jelentősen szennyezett volt. Mindszentnél bár 8%-kal csökkent a szennyezés („u”: 58 db/m^3), de még így is jelentősen szennyezettnek volt mondható. A Maros vizében háromszorosára nőtt a szennyezés („L”: 73 db/m^3), a torkolat alatti ponton pedig elérte a 184 db/m^3 -t a mikroműanyag tartalom a Tisza vizében Szegednél. Tehát, míg az első évben a tisztább Maros vize nem növelte a szennyezést a Tiszán, addig a második felmérési év adatai alapján szennyezettség növelő hatással volt a Tisza vizére.

A mellékfolyók fontos „szállítószalagjai” a mikroműanyagoknak, amit az is tükröz, hogy a Tisza mellékfolyói jelentős mennyiségű mikroműanyagot szállítanak. Ezt az 5.2. és 5.3. fejezetben részletesen elemeztem (ld. Mellékletek, M1. táblázat). A mellékfolyók üledékeinek szennyezettsége átlagosan 1,5–2,6-szorosa a Tiszáénak, míg a vízben szállított mikroműanyagok mennyisége 1,2–1,35-szöröse volt. Az, hogy egy mellékfolyó a Tisza mikroműanyag tartalmát befolyásolni tudja-e, a torkolattól felvízi és alvízi tiszai mérőpontokon és a mellékfolyón végzett mérések összehasonlításával kívántam vizsgálni. Egy mellékfolyó két módon befolyásolhatja a főfolyó üledékének és vizének mikroműanyag tartalmát (Wang et al. 2017). Egyrészt, ha mikroműanyag mentesek vagy kevés mikroműanyagot szállítanak, akkor víztöbbletük révén tisztító hatással lehetnek a főfolyóra. Másrészt az általuk szállított nagyobb mennyiségű mikroműanyaggal tovább szennyezhetik a főfolyót.

Összesen 12 mellékfolyó hatását vizsgáltam a Tiszára. Az adatok összessége azt mutatja, hogy nincs meghatározó kapcsolat a főfolyó és a mellékfolyó vízhozamaránya, illetve a mellékfolyó által szállított mikroműanyag mennyisége és az alvízi tiszai mintavételi ponton a vízben vagy az üledékben mért mikroműanyag tartalom között. Ugyanakkor egyes években a mellékfolyók befolyásolhatják a főfolyó mikroműanyag tartalmát, igaz, csak akkor, ha viszonylag jelentős a részesedésük a Tisza vízhozamában. Például a Szamos a Tisza egyik legbővizűbb mellékfolyója, hiszen a torkolatánál a Tisza vízhozamának 36%-át adja. A Szamos mérsékelt és közepes szennyezettsége is hozzájárulhatott, hogy a torkolat alatt 2020, 2021 és 2023-ban duplájára, illetve háromszorosára nőtt a Tisza mikroműanyag tartalma. Bár a Kraszna üledéke több évben is erősen szennyezett volt, de kis vízhozama miatt (a Tisza vízhozamának 1,5%-a) csupán 2022-ben növelhette meg a Tisza szennyezettségét (25%-kal), míg az első két évben és 2023-ban a Tisza üledéke a torkolat alatt kevésbé volt mikroműanyaggal szennyezett. A Szamos és Kraszna vize, bár mérsékelttől jelentősen szennyezettig terjedt mindkét évben, 2022-ben csupán a szennyezést tartotta fent, 2023-ban pedig közel felére csökkent a torkolatuk alatti mintavételi ponton a mikroműanyag tartalom. A Bodrog üledéke alig szennyezett és közepesen szennyezett között változott, míg 2020-ban és 2021-ben nem növelte a Tisza üledékének szennyezettségét, addig 2022-ben 2,3-szorosára, 2023-ban 60%-kal növelte a kis vízhozama ellenére. A vízében lebegtetve szállított mikroműanyag mennyisége 2022-ben mérsékeltten szennyezett volt, csakúgy, mint a torkolat feletti ponton, így a torkolat alatti ponton a Bodrog szerepe nem érvényesült, sőt csökkent a víz mikroműanyag tartalma 27%-kal, ugyanakkor 2023-ban a kimagaslóan szennyezett Bodrog 87%-kal növelte a torkolat alatti ponton a víz mikroműanyag tartalmát. A Sajó és Hernád a Bodrogéhoz hasonló kis vízhozammal rendelkeznek, ennek ellenére 2020, 2021 és 2023-ban is jelentősen hozzájárulhatott a Tisza üledékének szennyezettségéhez, mivel ezekben az években négyszeresére, ötszörösére, illetve 23%-kal növekedett a Tisza üledékének mikroműanyag tartalma, csupán 2022-ben csökkent 44,4%-kal a torkolat alatti üledék szennyezettsége. Ugyanakkor vizük közepes szennyezettsége 2022-ben szinten tartotta a szennyezést a Tisza vizében, míg 2023-ban jelentős szennyezettségük ellenére is 61%-kal kevesebb

mikroműanyagot tartalmazott a torkolat alatti ponton a víz. A Zagyva a Kraszna után a második legkisebb vízhozamú mellékfolyó mégis 2020-ban és 2022-ben a Tisza üledékének szennyezettsége kétszeresére, illetve háromszorosára nőtt a torkolat alatti mintavételi ponton, ugyanakkor 2021-ben 44%-kal csökkent a torkolat alatti üledék mikroműanyag tartalma, 2023-ban a Zagyva közepes és erős szennyezettsége ellenére is 39%-kal csökkent az üledék mikroműanyag tartalma a torkolat feletti és alatti pontok között. Az első évben (2022) a Zagyva jelentős szennyezettsége ellenére is csökkent a torkolat alatti ponton a víz mikroműanyag tartalma (–22%), valamint a második évben is 70%-kal tartalmazott kevesebb mikroműanyagot a víz a torkolat alatti ponton. A Hármas-Körös torkolati szakaszán 2021-ben háromszorosára, 2023-ban pedig 77%-kal növekedett a mikroműanyag tartalom a torkolat alatt az üledékben, ezzel szemben 2020-ban és 2022-ben közel felére csökkent a torkolat alatti üledékek mikroműanyag tartalma. A Hármas-Körös torkolata alatt a vízben 2022-ben 2,6-szorosára, 2023-ban 70%-kal nőtt a mikroműanyag tartalom a torkolat feletti ponthoz képest. A Maros kisvízi vízhozama (24,2 m³/s) az egyik legmagasabb a mellékfolyók között mégis csak 2023-ban növekedett 19%-kal a Tisza üledékének mikroműanyag tartalma, ezzel szemben 2022-ben 22%-kal csökkent az üledék mikroműanyag tartalma a torkolat feletti üledékhez képest. Az első évben (2022) a Maros vizének közepes szennyezettsége nem járult hozzá a Tisza szennyezettségéhez így a torkolat alatti víz 87%-kal kevesebb mikroműanyagot tartalmazott, mint a torkolat felett, viszont 2023-ban a torkolat feletti, alatti és Maroson lévő pont vize is jelentősen szennyezetté vált és a torkolat feletti ponthoz képest háromszor több mikroműanyagot tartalmazott a torkolat alatti ponton a víz.

A mellékfolyók torkolati szakaszain a víz és üledék mikroműanyag tartalma is jelentősen eltérő térbeli mintázatot mutatott a vizsgált időszakban. Az adatok alapján arra következtettem, hogy a torkolati szakaszokon nagy a változékonyság.

A mellékfolyók közül a Bodrogon és Sajón jól látható a tiszalöki és kiskörei visszaduzzasztás hatása, míg a torkolat-közel ponton minden évben magasabb szennyezettséget mértem az üledékben, addig a folyásirányban fentebb lévő pontokon alacsonyabbat, ez a lassuló vízsebességgel magyarázható, szinte állóvíz jön létre. A víz esetében ez nem mondható el, mivel a mellékfolyókon csak egy ponton volt mintavétel. Ugyanakkor, a Maros folyó torkolatánál érzékelhető a törökbecsei duzzasztómű hatása, de még kisvíz esetén is 24,2 m³/s a vízhozama miközben a Tiszáé közel azonos (35 m³/s) ezen a szakaszon így a visszaduzzasztó hatás nem olyan erőteljes, hogy mérhető legyen az üledék mikroműanyag szennyezettségében.

Tehát míg néhány mellékfolyó szállította szennyezett víz fenntartotta vagy növelte a Tisza szennyezettségét (például Hernád és Sajó, Zagyva, Maros), addig más mellékfolyók nem hatottak a Tisza szennyezettségére, sőt a torkolat alatt a Tisza üledékei kevesebb mikroműanyagot tartalmaztak (például a Kraszna), ugyanakkor a Shopurka, Tarac, Talabor, Nagyág, Szamos, Bodrog, Zagyva és Hármas-Körös mindkét fajta hatást mutatta. Ez azzal magyarázható, hogy vagy viszonylag tiszta vizükkel hígíthatták a Tisza szennyezettségét, vagy az alvízi mérőpont előtt a főmederben csapdázódott a mikroműanyag, vagy olyan kis

vízhozammal és mikroműanyag hozammal járultak hozzá a Tisza vizéhez és mikroműanyag tartalmához, hogy az nem volt mérhető hatás.

Tehát fontos lenne, hogy a mintavételek alkalmával ugyanolyan távol legyenek a pontok a torkolatoktól, a főfolyó és mellékfolyó vizek keveredésének, a keveredés csóva oldalának, továbbá a keveredési mintázat és térbeli hosszának figyelembevételével (Mohsen et al. 2021).

A mellékfolyók hordaléka és vele a mikroműanyag szennyezettség előbb-utóbb eljut a főfolyóba. Így egyet kell értenem Ding et al. (2019) megállapításával, miszerint a mellékfolyók komoly befolyással bírnak a főfolyó szennyezésére, de véleményünk szerint ez nem mindig kimutatható a torkolati-szakaszon. Wen et al. (2018) szintén kiemelt egységként kezelték a mellékfolyók torkolati szakaszát, mivel szerintük itt több mikroműanyag szemcse található a különleges hidrológiai viszonyok (pl. visszaduzzasztás, áramlási holttér) miatt. Az általuk kiemelt visszaduzzasztás akár néhány tíz vagy száz méteres szakaszokon is hathat az esés és a hidrológiai helyzet függvényében, amit szintén érdemes lenne figyelembe venni a mérések és az adatok elemzése során. Ezzel szemben a Tiszán más lehet a helyzet mivel itt a kis esés miatt a visszaduzzasztott szakaszok jóval hosszabbak lehetnek.

5.7. A duzzasztók hatása a mikroműanyag szállításra

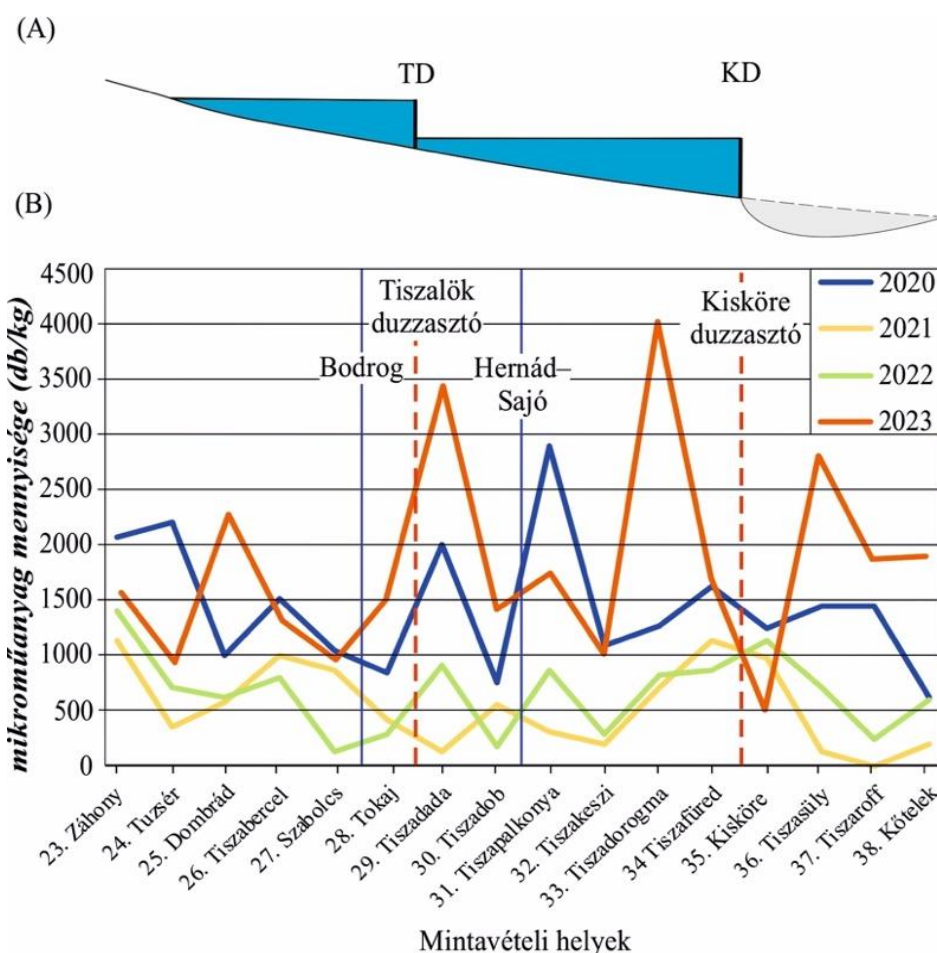
A vízben lebegő és a lerakódó mikroműanyagok mennyiségét befolyásolhatják a folyón található duzzasztóművek, hiszen a visszaduzzasztott szakaszon a víz sebessége lelassul, ami lehetőséget ad a lebegő mikroműanyag részecskék feldúsulására, illetve kiülepedésére. Ugyanakkor a duzzasztógátak alatt a tiszta víz eróziója mobilizálhatja a meder fenekén lévő idős lerakódásokat (Kiss et al. 2011), ami mikroműanyag mentes hordalékkal járulhat hozzá a Tisza hordalékszállításához. A Tiszán három vízerőművet építettek, amelyek hatását megvizsgáltam a víz és az üledék mikroműanyag tartalmára. A Tisza-öki Duzzasztót 1954-ben, Kiskörei Vízlépcsőt 1973-ban és a Törökbecsei Duzzasztót pedig 1976-ban adták át.

A) A gátak mögötti visszaduzzasztott térben az üledékek mikroműanyag tartalma

A Kiskörei Vízlépcső víz visszaduzzasztó hatása a Tisza-öki Vízlépcső lábáig tart, azaz mintegy 114,6 fkm hosszú szakaszon érvényesül. Ezt a szakaszt mintáztuk meg a tiszadadi és tiszafüredi mintavételi helyek között összesen hat mintavételi ponton (No. 29–34.). A visszaduzzasztás sajátossága, hogy a felső felében csak a mederben érvényesül a visszaduzzasztás, míg az alsó felében egy kb. 6 km széles mesterséges tó jött létre, amely a korábbi árteret is elborította. A tározó felső felében (No. 29–31) az üledék mikroműanyag mennyisége mindegyik évben és az évek között folyamatosan ingadozott, bár Tiszadadánál és Tiszapalkonyánál rendre kiugró értékeket mértem. A tározó felső, meder-duzzasztás alatt álló részén 2020-ban 740–2880 db/kg volt az üledék mikroműanyag tartalma, míg 2021-ben csupán 120–540 db/kg. Majd 2022-ben az értékek enyhén nőttek (180–900 db/kg), végül 2023-ban mértem a legmagasabb mikroműanyag szennyezettséget (1420–3440 db/kg). A szakasz szennyezettségét befolyásolhatja a Tiszadob (No. 30). és Tiszapalkonya (No.31) pontok között

becsatlakozó, rendszerint magas mikroműanyag szennyezettségű hordalékot szállító Sajó–Hernád vízrendszer (30. ábra). Ráadásul ezen a szakaszon a Tisza menti településeken sem megfelelően megoldott a szennyvíz elszállítása és kezelése. Például Tiszadadán (No. 29.) a háztartások csupán 11%-a van bekötve a közüemi szennyvízhálózatba, míg Tiszadobon (No. 30.) ez az érték 60% körüli (KSH, 2022).

Ugyanakkor a Kiskörei Duzzasztó mögött, a tározó alsó felében Tiszakeszi és Tiszafüred közötti (No. 32–34) 60 km hosszú szakasz mentén mindegyik évben nőtt folyásirányban az üledék mikroműanyag tartalma. Így 2020-ban 1080–1620 db/kg volt, addig 2021-ben lecsökkent 200–1120 db/kg-ra. Majd ez az érték a következő évben alig változott (2022: 280–960 db/kg), végül 2023-ban itt is magasabb értékeket mértem (1020–4020 db/kg) a korábbi évekhez képest. Így a Tisza-tó területén 2020-ban 50%-kal, 2021-ben 460%-kal 2022-ben 200%-kal 2023-ban pedig 65%-kal nőtt a duzzasztó felé haladva az üledékek mikroműanyag tartalma (30. ábra). Mindez annak ellenére, hogy kiemelt turisztikai régióként a Tisza-tó menti településeken a háztartások nagy része ($\geq 80\%$) be van kapcsolva a szennyvízgyűjtő hálózatba (KSH, 2022).

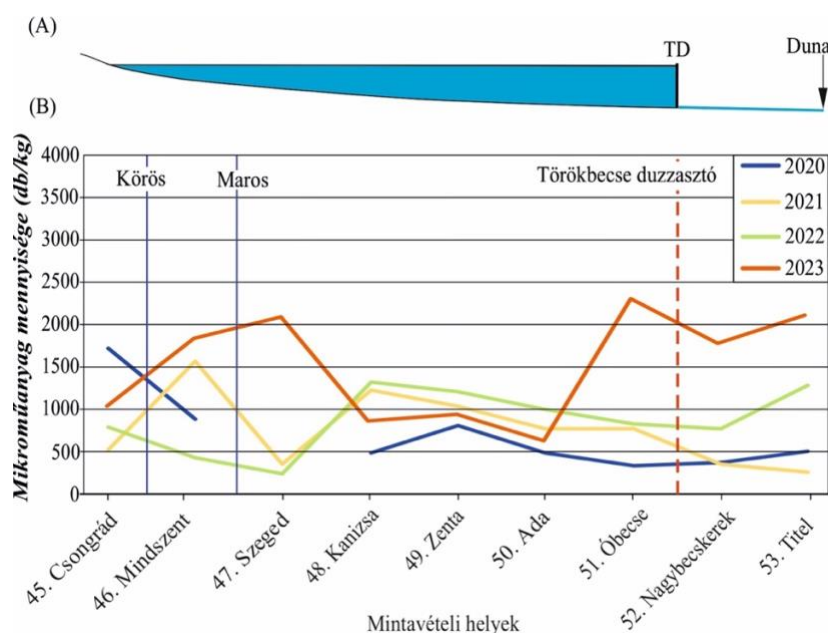


30. ábra: A Tisza-tó és Kiskörei Duzzasztók által visszaduzzasztott szakaszon, illetve a tisztavíz erózióval érintett szakaszon az üledékek mikroműanyag tartalma 2020 és 2023 között.

A Tiszalöki és Törökbecsei Vízlépcsők közös tulajdonsága, hogy a legmagasabb visszaduzzasztott vízszint a partélig ér, és a hullámtéren nincs vízvisszatartás.

A Tiszalöki Duzzasztó visszaduzzasztó hatása 110 km hosszan, kb. Tuzsérig érzékelhető, így befolyásolhatja a mikroműanyagok lerakódását a Tuzsér és Tokaj (No. 24–28) közötti szakaszon (30 ábra). Időben hasonló módon alakult a szennyezettség Tuzsér és Tokaj között, mint a Kisköre feletti szakaszon, hiszen 2020-ban viszonylag magas értékeket (832–2200 db/kg) mértem. Majd a koncentráció csökkent (2021: 340–1000 db/kg; 2022: 120–800 db/kg), végül 2023-ban újra magas értékeket mértem (960–2280 db/kg). Mind a négy mintavételi évben a visszaduzzasztott szakasz menti üledékekben a mikroműanyag szennyezettség fokozatosan csökkent folyásirányba, tehát fordított folyásiránybeli trendet tapasztaltam, mint a Kiskörei Duzzasztó esetében. A Tiszalöki Vízlépcső alsó, 50-km-es visszaduzzasztott terében a lerakódott mikroműanyag mennyisége az agyagos mintákban folyásirányba haladva (No.26–28) 2020-ban 45%-kal, 2021-ben 58%-kal, 2022-ben pedig már 65%-kal csökkent. Ez a térbeli trend 2023-ban megtört, ugyanis ekkor folyásirányban 17%-kal nőtt a mikroműanyagok koncentrációja.

A leghosszabb visszaduzzasztást a Törökbecsei Duzzasztó valósítja meg, amely csaknem 200 km hosszan Tiszaugig duzzaszt vissza. Ezen a szakaszon található nyolc mintavételi pont (No. 45–52) Csongrád és Nagybecskerek között (31. ábra).



31. ábra: A Törökbecsei Duzzasztó által visszaduzzasztott szakaszon leülepedő agyagos üledék mikroműanyag tartalma 2020 és 2023 között.

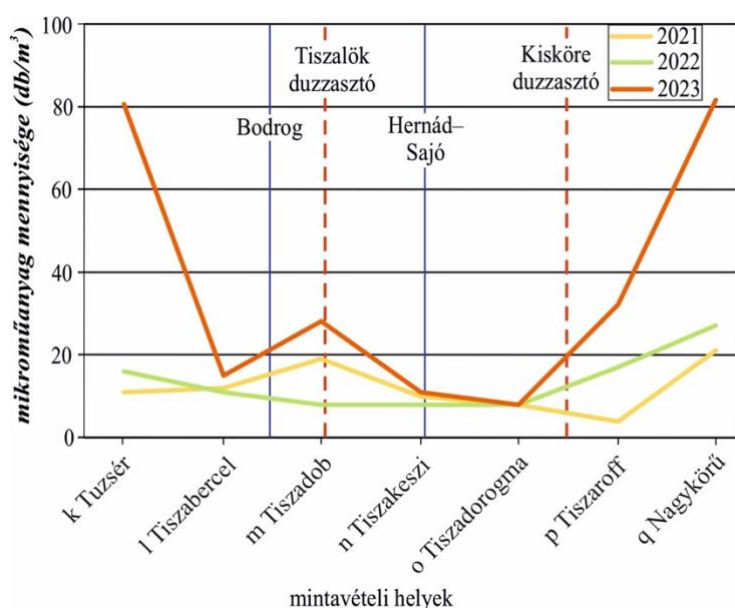
A Tisza alig, illetve mérsékelten volt szennyezett az első három évben, míg a negyedik évben közepesen szennyezetté váltak az üledékek, amely hasonlít a másik két tározó mentén tapasztalt időbeli változásokhoz. Az itt betorkolló két mellékfolyó (Hármas-Körös és Maros) üledékei rendre mérsékelten vagy erősen szennyezettek voltak. Ha a szennyezés térbeliségét vizsgáljuk, megállapítható, hogy a visszaduzzasztott szakasz alsó felén térben hasonló módon változott az üledékek mikroműanyag tartalma, mint a Tiszalöki Duzzasztónál. Ugyanakkor a

duzzasztott szakasz felső felében az itt betorkolló Hármaskörös és Maros befolyásolja a tiszai mikroműanyag szennyezés alakulását, így az térbeli trend nélkül változik. A tározótér alsó, közel 100 km-es szakaszán Kanizsa és Nagybecskerek között (No. 48–52) az agyagos minták mikroműanyag tartalma fokozatosan csökkent az első három évben (2020: –23%; 2021: –70%; 2022: –40%), hasonlóan a tiszalöki visszaduzzasztott szakaszon tapasztalhoz, azonban 2023-ban duplájára nőtt a szennyezés.

Tehát a tározók által visszaduzzasztott terekben az üledék mikroműanyag tartalmában nagy szerepet játszik, hogy milyen típusú duzzasztásról van szó, mivel a mederben történő duzzasztás más hidrológiai háttérrel biztosít a műanyag szemcsék leülepedéséhez, mint a tározó tó állóvíze. Ezen felül a visszaduzzasztott szakaszon az esetlegesen becsatlakozó mellékfolyó jelentette víz- és mikroműanyag többlet is befolyásolja a szennyezettség mértékét. Ugyanakkor a folyómenti települések szennyvízelvezetése, és valószínűleg a tisztítási folyamatok típusa is befolyásolja a Tiszába bejutó mikroműanyagok mennyiségét.

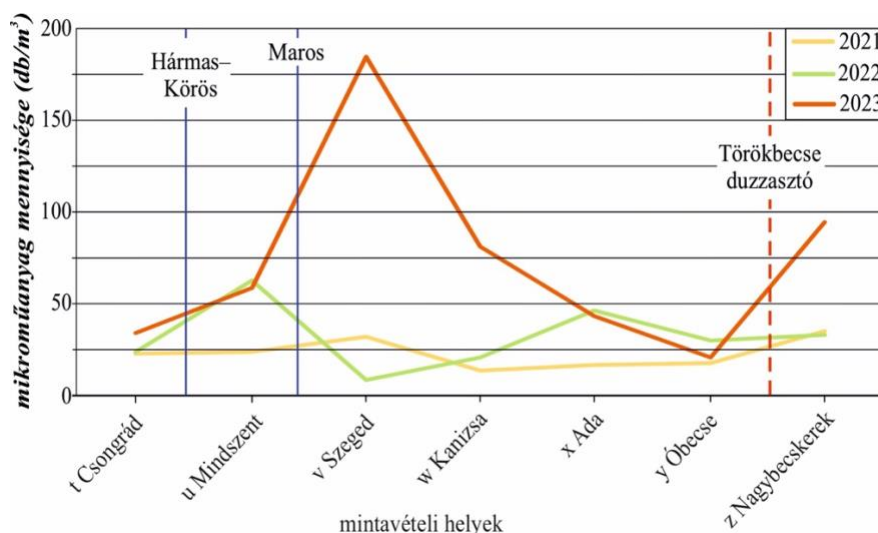
B) A gátak mögötti visszaduzzasztott térben a víz mikroműanyag tartalma

A közép-tiszai Tiszalöki Duzzasztó által visszaduzzasztott szakaszon Tuzséron („k”) és Tiszabercelen („l”) vettünk vízmintát. Bár 2021-ben (11–12 db/m³) és 2022-ben (16–11 db/m³) hasonló volt a vízben a mikroműanyagok koncentrációja, 2023-ban jelentősen megnőtt (81–15 db/m³). A Kiskörrei Vízerőmű által visszaduzzasztott szakaszokon Tiszadobon („m”), Tiszakeszin („n”) és Tiszadorogmán („o”) vettünk mintát. A vízben a mikroműanyag tartalom időben hasonló módon alakult (32. ábra), azaz 2021-ben (19–10–8 db/m³) és 2022-ben közel hasonló értékeket mértem (8–8–8 db/m³), majd 2023-ban nőtt a koncentráció (28–11–8 db/m³). A duzzasztók felé haladva az egyre csökkenő esés és a lassuló vízsebesség miatt a lebegtetve szállított mikroműanyag részecskék koncentrációja mindkét tározótérben csökkent vagy stagnált folyásirányban.



32. ábra: A Kisköre és Tiszalök duzzasztók mögött visszaduzzasztott tér vizének mikroműanyag tartalma 2021 – 2023 között.

A Törökbecsei Duzzasztó hatása alatt álló szakaszon (kb. 200 km) hat vízmintavételi pont található Csongrád („t”) és Óbecse („y”) között (33. ábra). Itt meg kell jegyezni, hogy ez a duzzasztott tér abban különbözik a közép-tiszai duzzasztott szakaszoktól, hogy a nyári duzzasztás idején a folyó esése a 0 cm/km-hez közelít, sebessége pedig 0,1 m/s alatti (Kiss 2014). Ezen a hosszú szakaszon érvényesülő csaknem állóvízi állapot hasonló körülményeket teremthet a mikroműanyagok feldúsulásának, így nincs egyértelmű változás a törökbecsei visszaduzzasztott térben. Ugyanakkor a vizsgált időszakban fokozatosan nőtt a víz szennyezettsége (2021: 13–32 db/m³; 2022: 8–63 db/m³; 2023: 21–184 db/m³). A vízben mért magas mikroműanyag koncentráció a szerbiai szakaszon részben a tisztítatlan szennyvízkibocsátáson keresztül történő mikroműanyag bevitellel magyarázható, mivel Szerbiában a szennyvíztisztító telepek rosszul működnek (Sefcsich 2006). Azonban a Maros által szállított mikroműanyag többlet is közrejátszhatott, mivel befolyásolhatja a főfolyó vizének lebegtetett hordalék és mikroműanyag koncentrációját (Moshen et al. 2021).



33. ábra: A Törökbecsei Duzzasztó által érintett szakaszon a lebegtetve szállított mikroműanyag tartalom 2021 és 2023 között.

C) A duzzasztók alatti tisztavízerózió hatása az üledék és víz mikroműanyag tartalmára

Adataim alapján a tisztavíz erózió hatását egyedül a Kiskörei Duzzasztó alvízi szakaszán lehet tanulmányozni (30. ábra). A Tiszalöki Duzzasztónál a vizsgálat azért nem valósítható meg, mert itt a duzzasztó alatt már érvényesül a Kiskörei Duzzasztó hatása, ami meggátolja a bevágódást. A Törökbecsei Duzzasztó alatt pedig csupán egy mintavételi pontunk van, amely alapján a tisztavíz erózió nem értékelhető. Amint azt a korábbi fejezetben bemutattam, a Kiskörei Duzzasztó visszaduzzasztott terében a vízlépcsőig fokozatosan nőtt az agyagos üledékek mikroműanyag tartalma. Közvetlenül az erőmű alatt (No. 35: Kisköre) az üledékek alig vagy mérsékelten voltak szennyezettek. Ugyanakkor a folyásirányban lentebbi Tiszasüly és Kőtelek között (No. 35–38) fokozatosan csökkent az üledékek mikroműanyag tartalma minden évben: 2020-ban 50%-kal, 2021-ben 80% és 2022-ben 47%-kal, illetve 2023-ban is volt egy enyhe, 14%-os csökkenés egy vélhetőleg pontszerű szennyezőforrás okozta mikroműanyag többlet (Tiszasüly: 2800 db/kg) után.

Részösszegzés

Az üledék és a víz mikroműanyag tartalma alapján megállapítható, hogy a tározókban megfigyelt szennyezési mintázatok sajátosságosak, ami függ a tározás típusától, a tározó működtetésétől, a hidrológiai körülményektől, illetve a szennyezőforrások dinamikájától. A Tiszán épült duzzasztók közül a legfelső és a legalsó (Tiszalöki és Törökbecsei Duzzasztók) a mederkitöltő vízszintig emelik a Tisza kisvizes szintjét. A Kiskörei Duzzasztónál ugyanakkor csak a felső felében emelik a vízszintet mederkitöltő vízszintig, míg alsó fele egy tározó tó.

A visszaduzzasztott szakaszokon vannak olyan pontok, ahol az átlagosnál jóval magasabb vagy éppen alacsonyabb értékeket mértem. Ezek a térbeli változások egyértelműen köthetők a Tisza vízgyűjtőjén a lokális mikroműanyag inputhoz (tisztítatlan szennyvíz bevezetés, pontszerű szennyezőforrások), illetve a hordalék szállítást befolyásoló egyéb tényezőkhöz (pl. esés, visszaduzzasztás).

A Kiskörei Vízlépcső alatt tanulmányozható a tisztavíz erózió szerepe is a mikroműanyag mennyiségére. A jelenség hátterében az áll, hogy míg a Kiskörei Duzzasztó fölött egyre több mikroműanyag szemcse és lebegtetett hordalék ülepedett le a tározótérben, addig a leülepedett hordalékok következtében a gát alatti szakaszon hordalékhiány lép fel, ami kombinálódva a folyó megnövekedett munkavégző képességével, újabb hordalék termelésre (vertikális vagy horizontális erózió) készíti a vízfolyást (Rákóczi 1996, Chen et al. 2021). Ennek hatására olyan, idősebb üledékek keveredtek a lebegtetett hordalék közé, amelyek nem tartalmaztak mikroműanyagot, így a leülepedett üledékben a mikroműanyag koncentrációja fokozatosan csökkent. Ugyanakkor, ezt a térbeli trendet felülírhatja egy-egy pontszerű forrásból származó nagymértékű szennyezés. Eredményeim szerint a mikroműanyag mennyisége az üledékben a gát alatti kb. 35 km hosszan fokozatosan csökkenő (50–75%-kal) mintázatot mutatott.

A vízmintákban növekvő mikroműanyag tartalmat mértem a duzzasztó alatti mintavételi pontokon. Ez látszólagos ellentmondásban van az üledékre vonatkozó „tisztavíz eróziós” elmélettel, hiszen a hordalékban szegény víz által mobilizált üledék elvileg alig tartalmaz mikroműanyagot. Ugyanakkor nem szabad elfelejteni, hogy az üledék és a benne lévő mikroműanyag a mintavételt megelőző korábbi időszakban rakódhatott le, esetleg egy kisebb árhullámot követően. Ezzel szemben mintavételek idején a nyári kisvizes időszakban a meder eróziója leállhatott, így a víz mikroműanyag tartalmát egyedül a források befolyásolhatták. Így a víz mikroműanyag tartalma a lokális források miatt rövid szakaszon belül pótlódhat.

Tehát az alvízi szakaszon a duzzasztók hatása leginkább az üledék mikroműanyag tartalmában követhető nyomon. A duzzasztók egyfajta akadályként szétkapcsolják a folyók hordalékszállítását rövidebb vagy hosszabb időre. Ugyanakkor a leülepedő hordalék miatt megnő a folyó munkavégző képessége így újabb, mikroműanyagban szegény szemcséket fog mobilizálni a megfelelő hidrológiai feltételek fennállása esetén. Véleményem szerint bár néhány következtetés így is levonható, de ezek továbbra is bizonytalanok a korlátozott számú mintavételi hely miatt. Ezért elengedhetetlen egy sűrűbb mintavételi hálózat kialakítása a tározókban és az azok alatti szakaszokon, hogy pontosabban megértsük a mikroműanyag transzport folyásiránybeli változásait és a tározók szerepét a folyamatban.

6. Összegzés

Napjainkban a folyóvízi környezetben lévő mikroműanyagokról szóló tanulmányok száma nő, azonban ezen vizsgálatok gyakran csupán pillanatnyi képet adnak a mikroműanyag szennyeződés mértékéről. Ugyanakkor, mint más szennyezők esetében is, fontos lenne a folyamatos monitoring, mivel a mikroműanyag szennyezés időbeli- és térbeli változásai segíthetnek megérteni a mikroműanyag szállítás, lerakódás és mobilizálódás folyamatait. Monitoring nélkül az olyan hatótényezőket sem értékelhetjük, mint a hidromorfológia, noha ez alapvetően befolyásolja a mikroműanyag szennyeződés tér- és időbeli dinamikáját. Ezek alapján kutatásom azért tekinthető újszerűnek, mivel a kutatás során a mikroműanyag szennyezés hidromorfológiai hátterének feltárását tűztem ki célul a Tisza mentén.

A Tisza teljes hosszán végzett kutatásom bebizonyította, hogy ha egy pont vagy szakasz mikroműanyag szennyezettségét meg szeretnénk érteni, elengedhetetlen ismerni a teljes vízrendszer szennyezettségét, annak tér- és időbeli változásait és az azt befolyásoló tényezőket is. A mintákban mért mikroműanyag tartalmat alapvetően befolyásolják az inputot adó szennyezőforrások (pl. szennyvíztelepek, illegális szennyvízbevezetések és kommunális hulladékfoltok, makroműanyagok aprózódása), és a források távolsága a folyótól és a mintavételi helyektől. A másik (output) oldalon a mikroműanyag szemcsék egy részének szállítás utáni lerakása áll, ami történhet a meder alján és oldalán különböző mederformák anyagában, de árvizekkor az ártérre is kijutnak a szemcsék. A lerakás mértékétől függően a hordalékkal együtt a mikroműanyagok egy része is végül kikerül a Tisza vízrendszeréből, és a Dunát szennyezi tovább. Az input és az output közötti anyagáram mértékét pedig elsősorban a folyó hidrológiai paraméterei (pl. esés, vízállás-változások, folyó és a mellékfolyók vízhozam aránya, hordalékszállítási jellegzetességeik) határozzák meg. Itt ki kell emelni mindazon hidrogeomorfológiai elemeket (pl. a duzzasztók hatására bekövetkező esésváltozás és tisztavíz erózió, mellékfolyók hatására bekövetkező vízhozam növekedés), amelyek a főfolyó szennyezettségének alakulását alapvetően megváltoztathatják.

E dolgozat jó példa arra, hogy a vízben lévő szennyezés vizsgálatok a vízrendszert egészében is érdemes vizsgálni, mert így feltárhatók az ok-okozati kapcsolatok és így érthetőek meg az egyes folyamatok. Ugyanakkor célom volt annak a bizonyítása is, hogy egyszeri, pillanat-felvétel szerű mérések nem elegendőek a szennyezés mértékének vizsgálatához, hiszen a mikroműanyagok mennyisége térben és időben is változik a szennyezőforrások dinamikája és a hidrogeomorfológiai folyamatok miatt.

6.1. Az üledékben és a vízben előforduló mikroműanyagok jellemzői

A kutatásom alaphipotézise az volt, hogy jelentős lehet a mikroműanyag szennyezés a Tisza vízrendszerében, mivel a vízgyűjtőn osztozó országokban igen eltérő a szennyvíztisztítás mértéke az egyes településeken.

Az üledékminták (89–97%) és a vízminták esetében (84–97,8%) is a szálak domináltak, jellemzően duplája volt a színes szálak mennyisége a színtelen szálak mennyiségének. Az ilyen nagymértékű szál jelenlét, különösképpen a színes szálaké egyértelműen azt mutatja, hogy szennyvíz eredetűek (Yan et al. 2021, Liu et al. 2021; Tran-Nguyen et al. 2022). A szálak a szintetikus textíliák mosása során töredeznek le, majd akár a tisztított szennyvízzel is a folyókba juthatnak, Magyarországon a szennyvíztisztítás után <5% kerül ki a tisztított szennyvízzel (Szabó et al. 2023). Ugyanakkor a vízgyűjtő egyes régióiban (pl. Kárpátalja, Vajdaság) a hiányzó vagy nem megfelelő mértékű szennyvíztisztítás miatt közvetlenül, vagy közvetve jut a Tiszába a szennyvíz, hisz, ha van is szennyvízelvezetés a meglévő víztisztítók is erősen korszerűsítésre szorulnak (Tarpai 2013). Fontos megjegyezni, hogy ezek a mikroműanyag szálak – hasonlóan a makroműanyagokhoz – lassú lebomlásúak ezért sokáig a környezetben maradnak.

Kisebb arányban voltak jelen a gömb alakú mikroműanyagok az üledékben (1–5%) és a vízben (0,1–8,7%). Ezek lehetnek ipari eredetűek (pl. súroló anyagok, festékek), de származhatnak kozmetikumokból vagy szépségipari termékekből (Tsering et al. 2021) is, de mindenképpen ezek is a szennyvízzel juthatnak a folyóba. A foszlányok mennyisége hasonló volt az üledékben (0–7%) és a vízben (0,3–7,1%). Ezek egyértelműen a nagyobb makroműanyagok összetöredezéséből származhatnak (pl. csomagoló anyagok, PET-palack, műanyag eszközök), amelyek illegális hulladékként jutottak a meder közelébe, ahonnan a víz mobilizálhatta őket (Liro et al. 2023, Mohsen et al. 2023b; Molnár et al. 2024).

A kémiai összetétel meghatározására használt Fourier-transzformációs infravörös (FTIR) spektroszkópiás mérés alapvető jelentőséggel bírt a mikroműanyag részecskék megkülönböztetésében a nem műanyag eredetű természetes és antropogén anyagoktól, ezáltal biztosítva a mikroműanyag elemzés magas pontosságát (93%).

6.2. Az üledékben lévő mikroműanyag tartalom térbeli és időbeli változásai

Az üledék négy éven át végzett monitoring vizsgálatában az első évben magasabb volt a szennyezés (2020: 1280 ± 629 db/kg), 2021-ben (665 ± 418 db/kg) és 2022-ben (766 ± 437 db/kg) közel azonos, míg 2023-ban duplájára (1614 ± 826 db/kg) nőtt az átlagos mikroműanyag koncentráció. A mellékfolyók szennyezettségéről feltételeztem, hogy magasabb, mint a Tiszán mértek. Bár hasonló időbeli változásokat figyeltem meg; az első évben magasabb (2020: 2523 ± 462 db/kg) volt a mikroműanyag koncentráció, mint a második (2021: 1193 ± 507 db/kg) évben, ugyanakkor a mellékfolyók esetében már a harmadik évben mikroműanyag koncentráció növekedés volt megfigyelhető (2022: 2036 ± 1444), ami 2023-ban folytatódott (2023: 2057 ± 993 db/kg).

A Tisza és mellékfolyói mérsékelten szennyezettnek tekinthetők összehasonlítva más folyókkal. Klein et al. (2015) hasonló mikroműanyag koncentrációt mutatott ki a Majnán ($786\text{--}1368$ db/kg), míg a Rajnában több, mint kétszerese volt a szennyezés ($228\text{--}3763$ db/kg). Ezzel szemben Blair et al. (2019) a Kelvin folyóban viszonylag alacsony ($161\text{--}432$ db/kg)

koncentrációt mért. Duong et al. (2023) vizsgálatai szerint viszont a Red folyó deltája extrém szennyezettséget mutatott (1600–94300 db/kg).

A Tiszát Rahótól Titelig öt szakaszra bontottam a vizsgálat során. Hipotézisem szerint a Felső-Tiszán vártam a legmagasabb mértékű mikroműanyag szennyezést a szennyvíztisztítás és a hulladékkezelés elégtelenségei miatt, és feltételeztem, hogy a szennyezettség mértéke folyásirányban fokozatosan csökken.

Ugyanakkor megállapítottam, hogy az egyes szakaszokon mind a négy évben más volt a szennyezettség mértéke, és a szakaszok közötti térbeli mintázat is változott. Míg 2020-ban a szennyezettség fokozatosan nőtt a Közép-Tisza felső (S3) szakaszáig, ami így a legszennyezettebb volt, és az Alsó-Tisza (S5) pedig a legkevésbé szennyezett, addig 2021-ben a Felső-Tisza felső (S1) szakasza vált a legszennyezettebbé és innen fokozatosan csökkent a szennyezettség a Közép-Tisza alsó (S4) szakaszáig, majd az S5 szakaszon ismét nőni kezdett. A harmadik, 2022-es felmérési évben a pedig a Felső-Tisza alsó (S2) szakasza vált a legszennyezettebbé, a legkevésbé szennyezett ismét az S4 szakasza volt. Az utolsó, 2023-mas felmérési évben a legszennyezettebbé az S3 szakasz vált (hasonlóan 2020-hoz), folyásirányban azonban gyors csökkenést tapasztaltam, mivel az S2 szakasz vált a legkevésbé szennyezetté. Véleményem szerint ezek a folyamatosan változó térbeli mintázatok azt mutatják, hogy a szennyeződés folyamatosan áttevődik, miközben egyes szakaszok kiürülnek és forrásként funkcionálnak, addig másokban intenzívebb a lerakódás és a szennyeződés nyelőiként működnek. Ez a tér- és időbeli átrendeződés magyarázhatja, hogy a korábbi kutatások ellentétes eredményekre jutottak a folyásiránybeli (longitudinális) változásokat vizsgálva (Barrows et al. 2018; Watkins et al. 2019; He et al. 2020; Kiss et al. 2021).

Nem csupán az egyes szakaszok, de a mintavételi helyek között is jelentős a mikroműanyag szennyezés tér- és időbeli változatossága, ami a szennyezési gócpontok térbeli áttevődésére utal. Tehát nem csupán szakasz-szinten beszélhetünk a mikroműanyag éves kiürüléséről vagy felhalmozódásáról, de jóval nagyobb méretarányban is. A szennyezési gócpontok hol kisebb, hol nagyobb számban (2020: 14 mintavételi helyen; 2021: két hely; 2022: 7 hely; 2023: 21 hely) mindig jelen voltak. Véleményem szerint az időben állandó gócpontok arra utalnak, hogy közelükben van a szennyező forrás (pl. szennyvíz-telep kivezetés, szennyezett mellékfolyó), ami így a mikroműanyag szennyezettséget közel állandó szinten fenntartja. Ugyanakkor a kutatás során találtam olyan pontokat is, amelyeken a szennyezés végig nagyon alacsony volt, mely egyrészt azt feltételezi, hogy az adott pont közelében nincs állandó szennyező forrás, másrészt arra utalhat, hogy az áramlási viszonyok nem teszik lehetővé a mikroműanyag kiülepedését.

Véleményem szerint az üledékben a mikroműanyag tartalom folyamatos átrendeződését az egymást követő árhullámok okozzák, amelyek mobilizálják a mikroműanyag mátrixaként szolgáló üledéket. Hasonló átrendeződést tapasztaltak még Hurley et al. (2018) és Nel et al. (2018) akik az áramlási sebesség megváltozásával magyarázták a mikroműanyag szemcsék lerakódását és újbóli mobilizálódását. Az árhullámok kiemelt mikroműanyag szállítását Mohsen et al. (2023a) igazolta, hangsúlyozva, hogy a mederkitöltő árhullámok szerepe kiemelkedő, amelyek nagy munkavégző képességük révén a leghatékonyabb mozgatói a korábban a meder aljára lerakódott üledéknek és a benne kiülepedett mikroműanyag szemcséknek. A mintavételeket megelőzően mindegyik évben

előfordult néhány mederkitöltő árhullám, ez magyarázhatja a hatékony átrendeződést. Ugyanakkor a legnagyobb mikroműanyag kiürülést 2020 és 2021 között mértem, amikor egy viszonylag nagy, a mederkitöltő vízszint felett tetőző, közel egy hónapig tartó árhullám vonult le a Tiszán. Tehát a nagy árhullámok idején várható a mikroműanyag jelentős kiürülése a vízrendszerből, viszont az azt követő időszakban újra kezdődik a vízrendszerben az akkumuláció.

6.3. A folyóvízben lebegtetve lévő mikroműanyag tartalom térbeli és időbeli változásai

A vizsgálatok előtt feltételeztem, hogy hasonló térbeli mintázatot mutat a Tisza üledékében és vizében található mikroműanyag tartalom. A három éven át végzett víz-monitoring eredményei egyértelműen a szennyezés időbeli növekedésére utalnak alacsony vízállás mellett. A Tisza teljes hosszán az átlagos mikroműanyag koncentráció 2021-ben ($15,8 \pm 10,9$ db/m³) és 2022-ben ($22,4 \pm 14,8$ db/m³) hasonló mértékű volt, míg 2023-ban megduplázódott ($52 \pm 41,6$ db/m³).

A három év alatt a szakaszok (S1-5) vizének szennyezettsége folyamatosan növekedett, bár a legerőteljesebb növekedést 2023-ban mértem. A mintavételi helyek 93%-án nőtt a mikroműanyag szennyezés, és csupán két ponton maradt közel változatlan. Különösen nagymértékű volt a növekedés a Felső-Tisza alsó szakaszán (S2) és az Alsó-Tiszán (S5). Ez alátámasztja azt a korábbi feltételezésemet, miszerint a szennyezés mértéke (a vízben) tükrözi a szennyezőforrások helyzetét. Ezek a szakaszok ugyanis a legkevésbé jó a szennyvízkezelés, hiszen Kárpátján a falvakban 1,5%, míg Szerbiában mindössze a háztartások 16%-a kapcsolódik a csatornahálózathoz, és 67,2%-uk egyéni ülepítőkből gyűjti a szennyvizet (Eurostat 2021). Nem hivatalos források szerint a kezeletlen szennyvizet közvetlenül a Tiszába vagy az azt tápláló csatornába engedik. Nincs arra vonatkozó adat, hogy a szennyvízkezelés gyakorlata megváltozott volna az elmúlt években, illetve statisztikai adatok sem állnak még rendelkezésre ezen évek víztisztításáról. Ehhez képest a Közép-Tisza alsó szakaszán (S4) jobb a helyzet (bár hazai viszonylatban rossz), mivel a Tisza menti települések csupán 61–78%-a csatlakozik a csatornahálózathoz, és az összegyűjtött szennyvíz 71–91%-át tisztítják meg (KSH, 2022).

A vizsgálatok megkezdésekor azt is feltételeztem, hogy a mellékfolyók vize jóval szennyezettebb lehet. Méréseim szerint valóban lényegesen magasabb mikroműanyag koncentráció jellemzi őket, hiszen vizük átlagosan 2022-ben 27 ± 19 db/m³, míg 2023-ban $70,3 \pm 53,2$ db/m³ mikroműanyagot tartalmazott. Eredményeimet alátámasztotta Méndez-Freire et al. (2022) is, akik szerint a mellékfolyók jelentős szerepet játszanak a lebegtetett üledék szállításában, ezért a lebegtetett mikroműanyag szállításuk is magasabb, mint a főfolyóé.

Eredményeim szerint a Tisza mikroműanyag szennyezettsége közepestől kimagaslóig terjedő kategóriába sorolható más nagy európai folyókhoz viszonyítva. Például az Elba vizében a mikroműanyag koncentráció értéke $5,57 \pm 4,33$ db/m³ volt (Scherer et al. 2020), míg a Szajnában csupán 0,28–0,47 db/m³ közötti értéket mértek (Dris et al. 2018). Ugyanakkor a mintavételi módszerek és a környezeti feltételek eltérései megnehezítik az összehasonlítást (ld. Irodalmi előzmények, 3. táblázat). De azt is figyelembe kell venni, hogy az általam közölt adatok alacsony vízállásra vonatkoznak, amikor a mikroműanyag koncentráció értéke általában alacsonyabb, hiszen

árhullámok idején Mindszentnél a vízben a mikroműanyag koncentráció elérte a 122–124 db/m³ értéket (Mohsen 2024).

Mivel a Tisza vízrendszerében kisvízkor végeztük a mintavételezést, feltételezhető, hogy ilyenkor a mikroműanyag szennyeződés mértékét alapvetően a szennyvíz beeresztés befolyásolja (ilyenkor nem mobilizálódik a lejtőkről vagy a mederből a korábban már leülepedett hordalék). A szennyvíz-eredetet alátámasztja, hogy a szemcsék 84–97,8%-a szál volt. A vizsgált időszak alatt folyamatos szennyezés növekedés figyelhető meg a teljes vízrendszerben, amit az egyre több szennyezési gócpont (bár víz esetében talán érdekesebb volna szennyezési felhőről beszélni) azonosítása támaszt alá (2021: öt hely; 2022: 7 hely; 2023: 21). Ahol ez a szennyezési felhő minden évben jelen volt, ott – hasonlóan az üledékhez – a közelben feltételezhető a közeli szennyező forrás jelenléte, ami a mikroműanyag koncentrációt magasan tartja. Ugyanakkor ahol csupán egy-egy évben mértem kimagasló értékeket, ott valószínűsíthetően a mikroműanyag koncentráció a mintavételi helynél éppen áthaladó szennyezés hullámmal magyarázható, amit igen gyakran egy korábban áradó mellékfolyó mobilizálhatott.

A kezelt és kezeletlen szennyvíz mikroműanyag szennyezésben betöltött szerepét számos folyónál kiemelték korábbi tanulmányok is (Estahbanati és Fahrenfeld 2016; Wang et al. 2017; Di és Wang 2018; Schmidt et al. 2020; Lahens et al. 2018; Eo et al. 2019; Scherer et al. 2020). Ugyanakkor néhány újabb kutatás kimutatta, hogy mikroműanyag szálak olyan helyszíneken is jelen vannak, amelyek távol esnek a szennyvíztisztító telepektől (Forrest és Vermaire, 2023). Azonban vannak olyan tanulmányok is, amelyek csak gyenge összefüggést találtak a mikroműanyagok előfordulása és a szennyvíztisztító telepek közelsége között (Kay et al. 2018; Imbulana et al. 2024).

6.4. A hordalékban és a vízben mért mikroműanyag tartalmat befolyásoló tényezők

A hordalékban és vízben mért mikroműanyag tartalom között nincs vagy nem egyértelmű az összefüggés. A három vizsgált évben a Tiszán a gyenge, negatív korreláció és a ($\rho = -0,17$) és a közepes mértékű, pozitív korreláció ($\rho = 0,51$) között változott a kapcsolat erőssége. A mellékfolyók hordalékában és vizében a mikroműanyag tartalom között közepes, negatív korreláció (2022: $\rho = -0,40$) és gyenge, pozitív korreláció (2023: $\rho = 0,23$) volt.

A) A szemcseösszetétel és a leülepedett mikroműanyag mennyiség közötti kapcsolat

A kutatás megkezdésekor feltételeztem, hogy lehet kapcsolat az üledék szemcsemérete és mikroműanyag tartalma között, mivel a lebegtetett hordalékhoz hasonló módon szállítódnak a mikroműanyagok is. Ezért feltételeztem, hogy ott, ahol finomabb a szemcseösszetétel, ott magasabb lesz a műanyag tartalom. Azonban az üledékek szemcsemérete és mikroműanyag tartalma között nem találtam egyértelmű kapcsolatot. A Tisza alsóbb szakaszain (S2–S4) a durvaszemcsés (homokos) minták több mikroműanyagot tartalmaztak, és ahogy a folyószakaszok esése csökkent, a két mintatípus (homokos vs. iszapos-agyagos) közötti különbség egyre nagyobb lett: a durvaszemcsés minták egyre több mikroműanyagot tartalmaztak. Ugyanakkor egyes kutatók

(He et al. 2020; Crew et al. 2020; Qian et al. 2021) pozitív korrelációt mutattak ki az üledékek agyagtartalma és mikroműanyag koncentrációja között.

A legnagyobb eltérés az övzátonyok üledékeiben volt, ahol a durvaszemcsés mintákban a mikroműanyag koncentráció 34–55%-kal magasabb volt, mint ugyanazon helyszínen a finomszemcsés mintákban. Ezzel szemben az oldalzátonyokon és üledéklepleken nem volt kimutatható jelentős különbség a két üledéktípus között. Az ellentmondások oka valószínűleg az, hogy a mikroműanyag részecskék más üledékszemcsékkel aggregátumokat képeznek (Akdogan et al. 2019; Christensen et al. 2020), vagy biofilm alakul ki a felszínükön (Liu et al. 2021; Hoellein et al. 2019). Az aggregátumképződés miatt a mikroműanyagok a fenékhordalék szemcsékhez hasonlóan ülepednek le, vagyis már közepes áramlási sebességű vízből is kiülepednek, és nem csupán az álló vízből, mint a lebegtetett hordalék. A fenékhordalék részecskék lerakódása jellemzően a durvaszemcsés üledéktesteken figyelhető meg, ami magyarázza, hogy a nagyobb aggregátumok mikroműanyagokat is tartalmaznak. Ezzel szemben a lebegtetett anyag üledéklepleken rakódik le, de ezek mikroműanyag tartalma erősen függ a vízben lévő aktuális mikroműanyag terheléstől.

B) A folyóvízi formák frissen lerakott üledékének mikroműanyag tartalma

A folyóvízi környezetben igen változatos áramlási viszonyok mellett többféle akkumulációs forma alakulhat ki, amelyeken a mikroműanyag leülepedésének feltételei igen eltérőek lehetnek. Ezért feltételeztem, hogy az egyes formák anyagában eltérő lesz a mikroműanyag koncentráció, és hogy ez jellegzetes, állandó tulajdonsága a geomorfológiai egységeknek. Azonban a vizsgálatot nehezíti, hogy nem feltétlen minden forma fordul elő egy hosszabb folyó teljes szakaszán az esés és hordalékszállítás térbeli különbözőségei miatt (Fryirs és Brierley 2013). Eredményeim szerint a Tisza teljes hossza mentén vannak oldalzátonyok, de az üledéklepek és az övzátonyok csak a Tisza középső szakaszain (S2–S4) alakultak ki.

A formák egészét nézve az első (2020) és az utolsó (2023) évben az üledéklepek, míg 2021-ben és 2022-ben az övzátonyok mikroműanyag tartalma volt magas. Ugyanakkor, ha az egyes helyeken a mikroműanyag dinamikáját vizsgáljuk, akkor kiemelkedő, hogy a szennyezési gócpontok leggyakrabban az oldalzátonyokon fordultak elő, míg az üledéklepek mutatták a legnagyobb változékonyságot.

A formák eltérő mikroműanyag lerakódás dinamikája a formák kialakulásának körülményeivel magyarázható. Az üledéklepek az egyenes meder oldalán rakódnak le, rendszerint a levonuló árhullámok apadó ágában, amikor a kisebb vízsebességből leülepednek a szemcsék. Az, hogy ezek a formák gyakran tartalmaznak sok mikroműanyagot és jelentős elnyelő-forrás dinamika is jellemzi őket azzal magyarázható, hogy (1) kialakulásukkor, azaz az árhullámok idején jóval több mikroműanyag szállítódik (Mohsen et al. 2022), bár az árhullámok maguk is különböző mennyiségű mikroműanyagot szállítanak (Mohsen et al. 2023a), illetve, (2) az üledéklepek egészét képes a folyó árvízkor mobilizálni a sodorvonal közelsége miatt. Ezzel szemben az oldalzátonyok és övzátonyok állandó akkumulációs formának tekinthetők, távolabb a sodorvonaltól. Azonban ezekre a helyekre a közepes és kisvizekkor is kerülhet hordalék, amelyek igen eltérő mikroműanyag

szennyezettséget mutathatnak (Mohsen et al. 2023a), ami magyarázza ezen pontok időszakos gócponttá válását.

A formákon tapasztalt változatos mikroműanyag dinamikát alátámasztja Lu et al. (2023) kutatása, amelyben a mikroműanyag szennyezettséget vizsgálták eltérő hidrológiai viszonyok mellett. Megállapították, hogy a szennyezés mértéke függ az adott ponton lévő áramlási viszonyoktól, a vízállástól és a vízhozamtól, illetve a növekvő vízsebességgel a mikroműanyag szemcsék nagyobb távolságot képesek megtenni.

C) A mellékfolyók szerepe a mikroműanyag terhelésben

Hipotézisem szerint egy mellékfolyó két módon befolyásolhatja a főfolyó vizének és hordalékának mikroműanyag tartalmát: egyrészt, ha a mellékfolyó kevesebb mikroműanyagot szállít, akkor víztöbblete révén tisztító hatással lehet a főfolyóra, ugyanakkor a mellékfolyó által szállított mikroműanyaggal tovább szennyezhetik a főfolyót.

A Tisza mellékfolyói magasabb mikroműanyag szennyezettségűek, mint maga a főfolyó. A mikroműanyag hasonló eredetű lehet (szennyvíztisztítók, fenéküledék mobilizálás, bemosódás), azonban a mellékfolyóknál egyrészt kisebb vízhozamuk miatt a szennyezések kevésbé hígulnak fel és így magasabb szennyezést mutatnak, másrészt a potenciális szennyezőforrásaikkal szorosabb kapcsolat lehetséges a domb- és hegyvidéki területeken, ahol a települések közel fekszenek a folyókhoz. Ezzel szemben, a nagyobb folyók menti árterek és gátrendszerek drasztikusan lecsökkentik a mikroműanyag szennyezés bejutásának lehetőségét Roebroek et al. (2021) szerint.

A folyóvízi rendszerek összetettek, mivel a mellékvízgyűjtők eltérő térbeli és időbeli aktivitása miatt különböző árhullámok egyidejűleg létezhetnek és fokozatosan haladnak lefelé a vízrendszerben majd a főfolyón. Nyári nagy esőzések során az árhullámok tér- és időbeli mintázata különösen bonyolult lehet, mivel egyes részvízgyűjtők rendkívül aktívak lehetnek a hirtelen zivatarok hatására, míg mások alacsony vízállással rendelkeznek. Így az alacsony vízállásokat a mellékfolyókon kialakuló kisebb árhullámok megszakíthatják, amelyek a főfolyón lassan ellapulnak, de a hordalékuk jelen marad. Ez a mozaikszerű térbeli eloszlás bonyolult mikroműanyag és lebegtetett hordalék koncentráció mintázatokat eredményezett a vizsgálataim során.

A 2023-as mérés előtt egy ciklon csapadékszámja mederkitöltő árhullámokat generált a Bodrogon, a Hernád–Sajó vízrendszerben, a Zagyván és a Hármas-Körösön. Az árhullám mobilizálta a lebegtetve szállított hordalékot és a mikroműanyag szemcséket is, így az érintett mellékfolyók vizét magas mikroműanyag koncentráció jellemezte annak ellenére, hogy már az árhullám apadó ágában vettünk mintát.

A torkolati szakaszokon megvizsgáltam, hogy milyen mértékben képesek befolyásolni a mellékfolyók a Tisza mikroműanyag szállítását. A mellékfolyók a torkolathoz közel, általában kimutathatóan magasabb lebegtetett hordalék és mikroműanyag koncentrációval rendelkeztek, mint a Tisza. A Tiszára gyakorolt hatásuk bizonyos esetekben kimutatható volt, de más esetekben nem. Például a korábban bemutatott, 2023-ban áradó mellékfolyókon jelentősen magas volt a mikroműanyag koncentráció még az apadó ágban is. Azonban kis vízhozamuk miatt csak mérsékelten növelték vagy éppen csupán fenntartották a Tisza mikroműanyag koncentrációját. Ezt

támasztja alá Ding et al. (2019) megállapítása, miszerint a torkolat-közei szakaszokon nem egyértelműen kimutatható a mellékfolyók szerepe. Ebben szerepe lehet annak is, hogy ahhoz, hogy a mellékfolyó hatása kimutatható legyen, vizüknek össze kellene keveredni a torkolat alatti mintavételi pontig. Azonban ezek a pontok a vizsgálatom során eltérő távolságban (1–25 km) voltak, ráadásul a mellékfolyó és a főfolyó vizének keveredését több tényező is befolyásolja, például a két folyó vízhozam aránya, vízállása, eséskülönbsége, víz sűrűsége (Mohsen et al. 2021). Tehát egy mellékfolyó hatását érdemes a torkolat alatt egy távolabbi ponton vizsgálni, mert könnyen meglehet, hogy a keveredés nélküli főfolyó vizét vagy üledékét mintázzuk meg.

D) A hidrológia és lebegtetve szállított hordalék szerepe a mikroműanyag szállításban

Feltételeztem, hogy a mintagyűjtést megelőző hidrológiai helyzet, azaz, hogy vonult-e le árhullám vagy hosszas kisvíz volt jellemző, befolyásolja a lebegtetett hordalék koncentrációt és a mikroműanyag tartalmat is. Azonban kimutattam, hogy a lebegtetve szállított hordalék koncentráció esetében erősebb a korreláció a mintavételt megelőző időszak hidrológiai paramétereivel, mint a vízben mért mikroműanyag koncentráció esetében. Tehát, a Tiszában a lebegtetve szállított hordalék szállítását jobban befolyásolják a hidrológiai tényezők, mint a mikroműanyagét. Gyenge, pozitív kapcsolatot többen is leírtak (Ockelford et al. 2020; Chen et al. 2021; Mohsen 2024) a lebegtetve szállított hordalék koncentráció, a hidrológiai változások és a mikroműanyag szállítás között. Ugyanakkor Wu et al. (2019) szerint a mikroműanyag részecskék mennyisége kisvízes időszakban magasabb, mint magasabb vízállásoknál.

Ennek oka az lehet, hogy a csapadékos és száraz időszakokban eltérő forrásból származik a folyók vize, és természetes vagy mesterséges hordaléka. Kisvízkor a Tisza és mellékfolyói vízhozamának nagy része a felszín alatti vizekből származik (Lászlóffy 1982), míg ugyanebben az időszakban a mikroműanyag a szennyvízből juthat a vízfolyásba, tehát a két forrás egymástól független. A Tiszán az árvizes időszak már télen elkezdődik, így a mintavételek előtt 4–5 közepes árhullám is levonult tavasz végéig. Ezek az árhullámok azonban nem egyforma mértékben mobilizálják a hordalékot és a mikroműanyagot, mivel az első kavargatja fel és szállítja tovább a mederfenekére lerakódott mikroműanyag és természetes hordalék részecskék nagy részét (Talbot és Chang, 2022). Így ezek idején jóval magasabb a koncentrációjuk az első árhullámkor, mint a következő hasonló vagy még magasabb árhullámok idején. Ráadásul egy árhullámon belül is van különbség, mivel a legmagasabb lebegtetve szállított hordalék koncentráció az árhullám áradó ágában a tetőzésig jellemző, majd ahogy az apadó ágban lecsökken a folyó munkavégzési képessége az állandósult víztöbblet miatt csökken a lebegtetve szállított hordalék tartalom is (Moskalski et al. 2020). Ezt a mintázatot követi a mikroműanyag szennyezés is (Mohsen 2024).

Különbségek vannak a lebegtetve szállított hordalék és mikroműanyag forrásai és szállításuk módja között. A lebegtetett hordalék vagy nagyobb csapadék események esetén kerülhet a folyóba a felszín leöblítése és talajerózió révén (Walling 2005), vagy a meder és a partok eróziójából eredhet (Rusnák et al. 2020), amely folyamatok erősen kapcsolódnak a hidrológiához. Ezzel szemben bár a mikroműanyag is lemosódhat a vízgyűjtőről például a szennyvíziszappal kezelt talajokról, vagy a szemétteltelepekből (Faure et al. 2015; He et al. 2018; Li et al. 2021;

Bhardwaj et al. 2024), de legfőbb forrása a vízfolyásokba közvetlenül beleengedett tisztított vagy tisztítatlan szennyvíz (Estahbanati és Fahrenfeld 2016; Wang et al. 2017; Di and Wang, 2018; Eo et al. 2019; Scherer et al. 2020). A beengedett szennyvíz mennyiségének tér- és időbelisége pedig (elvileg) független a csapadékviszonyoktól.

Másrészt, eltérhet a természetes lebegtetett hordalék és a mikroműanyag szemcsék alakja, szemcsemérete degradáltságuk és sűrűségük is eltérő (Waldschläger and Schüttrumpf, 2019). Ezért a lebegtetve a vízoszlopban maradásuk ideje, az ülepedés sebessége (Chen et al. 2021; Hamdan et al. 2023) és a későbbi mobilizálódásuk is különböző (Waldschläger and Schüttrumpf, 2019; Bussi et al. 2021). Ráadásul kisvízkor a kis áramlási sebesség és alacsony munkavégző képesség – bár eltérő ütemben (Waldschläger és Schüttrumpf, 2019) –, de hozzájárulnak a mikroműanyag és lebegtetve szállított hordalék koncentráció csökkenéséhez.

E) A duzzasztók és a visszaduzzasztott szakaszok hatása

A duzzasztógátak a felettük lévő szakaszon jelentősen lassítják a vízáramlást és segítik a hordalék lerakódását, miközben a gátak alatt a tisztavíz erózió miatt a meder vertikális vagy horizontális eróziója lehetséges (Williams és Wolman 1984; Fryirs és Brierley 2013). Tehát a gátak és víztározók megtörhetik a longitudinális, folyásiránybeli kapcsolatokat, így a hordalékszállítás térbeli trendjét (Liu et al. 2020). Ezen geomorfológiai ismeretek alapján feltételeztem, hogy a duzzasztók és tározók a mikroműanyag mennyiségét is befolyásolják, hiszen a tározótérben a mikroműanyag csapdázódhat ahogy kiülepszik a vízoszlopból, miközben a duzzasztó alatti szakaszon mikroműanyagtól mentes (pl. negyedidőszaki) hordalékot erodál a folyó, ami a mikroműanyagok koncentrációját csökkenti.

A Tiszán épült duzzasztók jellegükben eltérnek. A Tisza-öki és Törökbecsei Duzzasztók a mederkitöltő vízszintig emelik a Tisza vízszintjét. A Kisköre feletti duzzasztott tér pedig két részre osztható: felső fele mederduzzasztást valósít meg, míg az alsó fele egy sekély és széles tározó tó. Emiatt a hordalékdinamikájuk is különbözik. Árhullámok idején – amikor a zsilipkapuk nyitva vannak – a mederduzzasztott szakaszokon a hordalék időről-időre mobilizálódhat és lejjebb vándorolhat (Csoma et al. 1967; Rákóczy 1996), ugyanakkor a Tisza-tóban ugyanezen hidrológiai feltételek mellett a tóparti, már lerakódott hordalék nem mobilizálódik.

Ez az áramlási különbség magyarázhatja a duzzasztóművek felvízi szakaszán tapasztalt eltérő szennyezettségi mintázatokat az üledékekben. Míg a Tisza-öki és Törökbecsei Duzzasztók felé haladva a duzzasztott tér felétől az üledék magas mikroműanyag szennyezettsége fokozatosan csökkent, addig a Kisköre Vízlépcső mögött az erőmű felé haladva egyre nőtt. Véleményem szerint a Tisza-öki és a Törökbecsei Duzzasztók fölötti szakaszon a zsilipkapuk árvízi kinyitásokkor a természetes hordalékokkal együtt a mikroműanyag is mobilizálódhat és kiürülhet, ráadásul minél közelebb van egy pont a duzzasztóhoz, annál valószínűbb a hordalék újbóli mozgásba lendülése. Tehát a hatástávolság növekedésével a mobilizálódás mérséklődik, és a természetes hordalékkal együtt a mikroműanyagok is felhalmozódnak. Ezzel szemben a Kiskörei Duzzasztó mögötti tóban ilyen típusú hordalék mobilizálódás és kiürülés nincs, viszont a tavi állapot felvízi határán

fokozatosan egyre lejjebb tevődik a hordalék akkumulációja, és vele együtt a mikroműanyag koncentráció is.

Ezt a mintázatot természetes hordalékok esetében számos víztározóban megfigyelték (Williams és Wolman 1984). Ugyanakkor hasonló jelenséget írt le He et al. (2022) a víztározókban végzett mikroműanyag koncentráció mérései alapján is, miszerint a tározótavak által módosított hidrológiai viszonyok gátolják a mikroműanyag szemcsék áramlását és továbbjutását. A tározón belül a mikroműanyagok tipikus térbeli mintázatot mutatnak: koncentrációjuk a gát felé haladva, illetve a partvonal mentén növekszik (Liu et al. 2022), ahol az áramlási sebesség kisebb.

A Kiskörei Vízlépcső alvízi oldalán ugyanakkor tisztavíz erózió érvényesül, mivel a duzzasztó fölött a lebegtetve szállított hordalék és mikroműanyagok leülepedtek, így alvízi szakaszon hordalékhiány lép fel, aminek következtében megnő a folyó munkavégző képessége is, mely újabb hordalék termelésre (vertikális vagy horizontális erózió) készíteti a vízfolyást (Rákóczi 1996, Chen et al. 2021). Ez arra utal, hogy megfelelő hidrológiai feltételek mellett a tisztavíz erózió miatt mikroműanyagot nem vagy alig tartalmazó anyag erodálódik a mederfenékről. Mivel ez több ezeréves anyag is lehet, ezért egyre több mikroműanyaggal nem szennyezett agyagszemcse keveredik az üledékbe, ami egyre inkább hígítja az üledék mikroműanyag tartalmát.

6.5. Javaslatok monitoringra

A négy egymást követő évben végzett monitoring-jellegű üledék, és három éven át végzett vízminta vizsgálataim eredményei rávilágítottak arra, hogy az egymást követő években a minták mikroműanyag tartalma a folyó egészét, egy-egy szakaszt vagy mintavételi helyet tekintve is jelentősen eltérhet. Ez a mikroműanyag folyamatos tér- és időbeli átrendeződésére utal. Ebből következően egyszeri vizsgálat nem adhat pontos képet egy folyó mikroműanyag szennyezettségéről. Javaslom, hogy a mikroműanyag vizsgálatok során törekedjenek a kutatók a minél hosszabb időszakok vizsgálatára, mert csak így lehet egy folyó mikroműanyag dinamikáját megérteni, és a szennyeződés mértékét ténylegesen feltárni.

Amint azt a kutatásomban bebizonyítottam, a mintavételi pont morfológiai helyzete, a mellékfolyók, a víztározók, a gátak alatti tisztavíz erózió alapvetően befolyásolják az üledékben a mikroműanyag mennyiségét, illetve egy-egy ponton a mikroműanyag dinamikáját. A javaslataim egy jövőbeli monitoring megtervezésekor a következők:

1. A pontosabb összehasonlíthatóság érdekében érdemes mindig azonos szemcseméretű (finom vagy durva) mintát gyűjteni, ugyanakkor javaslom az iszapos-agyagos frakciót, mert a levonuló árhullámok után mindig ott van, és megtalálható a folyórendszer egészén.
2. Ha egy kutatás célja a folyó hosszabb szakaszán a mikroműanyag longitudinális változásainak vizsgálata, akkor a mintavétel azonos geomorfológiai formán történjen. A mintavételhez az oldalzátanyok kiválasztását javaslom, mivel ezek az alluviális folyókban gyakoribbak, mint az övzátanyok. Emellett mikroműanyag koncentrációjuk a legközelebb volt a szakaszátlagokhoz, és hasonló térbeli és időbeli változási mintázatot mutattak.

3. A mintavételi pontok kijelölésekor figyelembe kell venni a mellékfolyók hatását. Ha lehet, a mintavételi pont a két folyó vízének teljes keveredésénél kellene legyen, azonban eltérő hidrológiai (pl. esés, vízhozam arány) viszonyaik miatt a vizek keveredése is igen eltérő hosszúságú szakaszon valósulhat meg, ami befolyásolja a mellékfolyó hatástávolságát (Mohsen et al. 2021). A torkolatközeli szakaszt érdemes jóval sűrűbb tér- és időbeli mérésekkel vizsgálni, mivel a mellékfolyók valószínűleg pulzusokban szállítják a mikroműanyagot a főfolyóba, és a hordalék és szennyezőanyag „csóvájuk” különböző hosszúságú lehet.
4. Figyelembe kell venni a víztározók hatását a mikroműanyag tartalom alakulására, hiszen a tározótérben csapdázódik a mikroműanyag, míg alattuk a tisztavíz erózió befolyásolja a koncentrációt. Ráadásul a víztározó üzemeltetése során pulzusonként ürülhet ki a mikroműanyagot tartalmazó már lerakódott anyag.
5. A vizsgálatok során figyelembe kell venni a hidrológiai viszonyokat, amelyek teljesen eltérő feltételeket biztosítanak a mikroműanyagok szállítódásának és lerakódásának az év során. Érdemes ugyanolyan hidrológiai feltételek mellett mérni, hogy az adatok összehasonlíthatók legyenek. A tanulmányokban ezért fontos lenne megemlíteni azt is, hogy mikor (milyen vízhozam vagy vízállás mellett) és milyen vízszintváltozás dinamika (áradó vagy apadó) során volt a mérés. A mérések tervezésekor érdemes megfontolni az árvizes méréseket (amelyből alig van), azonban ilyenkor jóval nehezebb, kihívásokkal teli lehet a mérés, mint kisvizes időszakokban.

7. Summary

7.1. Introduction, aims

Microplastics - i.e. plastic particles smaller than 5 mm - become a global environmental issue, as they are now found everywhere on the Earth and have a significant negative impact on the environment. Microplastic pollution is no longer an urban problem; it can also occur in areas far from inhabited areas. They can be classified into primary and secondary microplastics based on their origin; the former are intentionally manufactured at a microscopic scale, while the latter result from the fragmentation of macro- and mesoplastics.

Rivers are major sink and transporter of microplastic pollution, and human activities significantly influence their microplastic concentration. One of the main sources of microplastic in rivers is wastewater, which may either be discharged untreated or treated and even if treated, still contains microplastics depending on the efficiency of the applied technology (Gere et al. 2024). Another main source is pollution from landfills and illegal waste deposits. In addition to these, agricultural land, industrial emissions, road traffic, construction, and tourism also contribute to the microplastic load of rivers. Microplastics have higher mobility because of their lower density than natural sediments (Waldschlager and Schüttrumpf 2019), allowing them to migrate for a long time and longer distances in the river system and then be deposited on the river bed or floodplain according to the flow velocity but under slightly different conditions than natural sediments.

The problem of microplastic pollution is also present in Hungary. The Danube, the Tisza, and their tributaries serve as the primary transport pathways for contamination. Studies in Hungary have shown that significant amounts of microplastics are found in surface waters and floodplain sediments (Fórián and Kiss 2022). Tourism, traffic, and wastewater discharges have been identified as the main sources of microplastic pollution in the Lake Balaton and Lake Tisza (Bordós et al. 2019; Svigruha et al. 2023). Researchers at the University of Szeged have been carrying out microplastic research on the Tisza since 2019, which has shown that the river is heavily polluted. Samples from floodplain sediments show that pollution can be dated back to the 1960s (Fórián and Kiss 2022). The high mobility of microplastics within the river system results in changing pollution pattern from year to year.

The main objective of this research was to investigate the spatio-temporal characteristics of microplastic pollution in the water and sediment of the Tisza for four years and the environmental factors that influence the pollution levels. The investigations were carried out along the entire length of the Tisza and in the tributaries near the confluence.

In my PhD research, I outlined the following detailed objectives:

Identifying the temporal variations in the microplastic content of newly deposited sediments

- How does the microplastic content vary in sediments along the Tisza and its main tributaries?
Is there a difference in the pollution levels between different sections of the Tisza?

- What are the temporal changes in patterns of microplastic deposition in sediments based on an annually repeated series of measurements over four-years?
- Where are the points that can be considered as pollution hotspots? Can they potentially be emptied and re-formed? In which sections are the location of these points most variable?

Identifying the spatial and temporal variations in suspended microplastics in water

- How does the microplastic content change in the water of the Tisza and its major tributaries? What are the differences in the transport of microplastics in different sections?
- How has microplastic pollution changed in the water at different sampling sites and river sections over the three years under study?
- How do tributaries influence the microplastic contamination of the Tisza? Which tributary carries the highest microplastic load?

Determining the role of environmental factors affecting the distribution of microplastics

- Is there a relationship between the grain size composition of sediment and the amount of deposited microplastic in the sediment samples? Considering grain size composition, which types of sediments show the greatest variability and what type of sediment would be most suitable for future monitoring purposes?
- How does microplastic content vary between in-channel forms? How do different geomorphological settings affect the deposition of microplastics? What forms could be considered when designing future monitoring studies?
- How does the hydrological condition before sampling influence the microplastic content of sediment and water?
- Is there a connection between suspended sediment concentration and microplastic content?
- How do tributaries affect the microplastic pollution of the Tisza sediment? Which tributaries are the most polluted with microplastics?
- How do the Tisza River's dams and impounded areas influence the microplastic content of sediment and water?

The main hypothesis of my research assumed that microplastic pollution in the Tisza River system could be high, as wastewater treatment is either lacking or inadequate in certain areas of the catchment. I assumed that most of the suspended microplastics are fibres, most likely from washing synthetic textiles. I supposed that the tributaries whose catchments are in a better situation for wastewater treatment (e.g. Zagyva) dilute the base pollution of the main river because of their cleaner water. However, other tributaries traditionally polluted with other substances (e.g. Sajó, Szamos-Kraszna) were assumed to increase further the pollution of the Tisza downstream if they are relatively more polluted. As the flow regime, flow velocity and sediment transport of the Tisza are also influenced by the dams (Tiszaalök, Kisköre and Törökbecse), I assumed that they contribute to the sedimentation of microplastic particles, similar to suspended sediment. Furthermore, I hypothesized that below the dams, due to increased stream power and clear-water erosion, the river may mobilize much older, microplastic-free riverbed sediments, leading to a decrease in microplastic concentrations in the downstream sections.

7.2. Research methods

7.2.1. Study area

The research was carried out on the Tisza River system from the source to its confluence (see Study area, Figure 2.) (length: 946 km; catchment area: 157,200 km²; Lászlóffy 1982). The catchment is shared by five countries, Ukraine (8.1%), Slovakia (9.7%), Romania (46.2%), Hungary (29.4%) and Serbia (6.6%), which have different natural geographic characteristics and waste and wastewater management practices (Kiss et al. 2021). The Tisza River is traditionally divided into three sections (Upper, Middle and Lower Tisza) (Lászlóffy 1982). However, to facilitate the analysis, I further subdivided the Upper and Middle Tisza, resulting in a total of five sections (S1-S5) and their sub-basins on the basis of hydrological and geomorphological characteristics (see Study area, Figure 2.).

The Tisza River's annual flow regime and discharge show high variability. Flood waves often overlap with the flood waves of its tributaries, resulting in backwater effects. The sediment transport of the Tisza is increasing downstream (Lászlóffy 1982), but the reservoir areas (Tiszaölök, Kisköre, Törökbecse) function as important sediment traps. The amount of suspended sediment is highly variable and is highest before floods. The tributaries essentially determine the water and sediment yield of the main river.

The main sources of plastic pollution in the water system are wastewater and improperly disposed waste. The lack of sewage and wastewater treatment is particularly significant in Transcarpathia, Romania and Serbia.

The study involved the collection of sediment samples at 53 sites per year for four years (2020-2023) and water samples at 29 sites per year for three years (2021-2023). The sites were spaced evenly along the river, taking into account hydrological and geomorphological factors and the influence of tributaries on the main river.

7.2.2. Materials and methods

Sediment and water samples were collected along the Tisza during the summer low-water periods. The data were compared with the main characteristics of the sampling sites (e.g. sediment grain composition, in-channel forms, influence of reaches, tributaries and dams) and with the hydrological conditions prior to sampling.

Sediment samples were collected from the midline of the forms, from the top 1 mm layer of freshly deposited sediment. Both freshly deposited coarse-grained (sandy) and fine-grained (clayey-silty) samples were collected on each form. The sediment samples were dried (60 °C) and the silt and clay fraction were removed from the previously measured (50 g) samples by wet sieving (90 µm). The larger inorganic particles were separated with zinc chloride (1,8 g/cm³) and the organic matter was removed from the supernatant with hydrogen peroxide (30%). The samples were washed into glass Petri dishes and dried at 60 °C.

Water was sampled by pumping 1.0 m³ of water from a depth of 10-20 cm, 2 m from the waterline. The water was filtered through metal sieves (200-90 µm). The water samples were treated with 30 ml hydrogen peroxide (30%) (24 h), washed in a petri dish and dried (60 °C).

To avoid contamination during exploration, I used only glass and metal utensils and wore a lab coat made of natural materials. I covered the samples before and after each step. A blank sample was added to every third sample to detect background contamination. Blank samples contained an average of 4 ± 2 microplastic per sample, which was subtracted from the microplastic content of the samples just processed.

The grain size of the sediment samples was determined by dry sieving and Fritsch Analysette 22 MicroTecPlus laser grain size analyzer and the average grain size (d_{50}) was calculated. Based on the data from the first year, in the following years I worked only with the clay samples, because (1) the microplastic content is independent of grain size, while in the sandy samples the average microplastic content increases slightly with increasing grain size; (2) clayey sediments are present along the entire length of the river studied, while sandy sediments are non-existent in the Serbian (S5) section; and (3) the grain size of the sand gradually becomes finer in the downstream direction, so that the microplastic content may also vary. Thus, the clay samples gave a more consistent view of the contamination of the whole river system.

Chemical composition analysis (FTIR) was used to determine the material composition of some plastic particles. Out of the 206 grains analyzed, 193 were defined as plastic (e.g. polyethylene, polyethylene terephthalate, polypropylene, polyamide, polyester, polystyrene), while 13 were non-plastic compositions (e.g. cellulose, human hair, glass fiber). Thus, the accuracy of my identification can be considered as 93%.

7.3. Results

7.3.1. Characteristics of microplastics in sediment and water

The main hypothesis of my research was that microplastic pollution in the Tisza may be considerable, as the level of wastewater treatment varies greatly between settlements in the countries sharing the watershed. The dominant microplastic types were fibers in both sediment samples (89–97%) and water samples (84–97,8%), with the number of colored fibers being approximately twice as high as that of colorless fibers. Such a high presence of fibres, especially coloured fibres, clearly indicates that they originated from wastewater (Yan et al. 2021, Liu et al. 2021; Tran-Nguyen et al. 2022). These fibres are fragmented during the washing of synthetic textiles and can enter rivers even through treated wastewater, in Hungary <5% is discharged with treated wastewater after wastewater treatment (Szabó et al. 2023). At the same time, in some regions of the catchment (e.g. Transcarpathia, Vojvodina), wastewater is discharged directly or indirectly into the Tisza due to lack of or inadequate wastewater treatment, because even if there is wastewater collection, existing wastewater treatment plants need major upgrading (Tarpai 2013). It is important to note that these microplastic fibres, like other macroplastics, degrade slowly and remain in the environment for a long time.

Smaller proportions of sphere microplastics were present in sediment (1–5%) and water (0,1–8,7%). These may have industrial origins (e.g. abrasives, paints) or may be derived from cosmetics or beauty products (Tsering et al. 2021), but in any case, they may also be discharged with the effluent. The number of fragments was similar in sediment (0–7%) and water (0,3–7,1%).

These could be due to the fragmentation of larger macroplastics (e.g. packaging materials, PET bottles, plastic utensils) that have been found as illegal waste near the riverbed, from where they can be mobilised by water (Liro et al. 2023, Mohsen et al. 2023b, Molnár et al. 2024).

The Fourier-transform infrared (FTIR) spectroscopy, used for determining the chemical composition of microplastics, played a fundamental role in distinguishing microplastic particles from natural and anthropogenic non-plastic materials, ensuring high analytical accuracy (93%).

7.3.2. Spatial and temporal variations in microplastic content in the sediment

During the four-year monitoring, sediment showed higher contamination in the first year (2020: 1280±629 item/kg), followed by almost the same average concentration of microplastics in 2021 (665±418 item/kg) and 2022 (766±437 item/kg), while in 2023 the average concentration doubled (1614±826 item/kg). I assumed the contamination of the tributaries to be higher than in the Tisza. Although I observed similar temporal variations; in the first year the concentration of microplastics was higher (2020: 2523±462 item/kg) than in the second year (2021: 1193±507 item/kg), for the tributaries an increase in microplastics concentration was observed already in the third year (2022: 2036±1444 item/kg), which continued in 2023 (2023: 2057±993 item/kg).

The Tisza and its tributaries are considered moderately polluted compared to other rivers. Klein et al. (2015) found similar concentrations of microplastics in the Main River (786-1368 item/kg), while the Rhine was more than twice as polluted (228-3763 item/kg). In contrast, Blair et al. (2019) found relatively low concentrations (161-432 item/kg) in the Kelvin River. On the other hand, Duong et al. (2023) found extreme pollution levels in the Red River delta (1600-94300 item/kg).

I divided the Tisza from Rahó to Titel into five sections. I hypothesized that the Upper Tisza would have the highest levels of microplastic pollution due to inadequate wastewater treatment and waste management. I assumed that the pollution levels would gradually decrease downstream.

However, I found that pollution levels differed in each of the four years, and the spatial patterns between the sections varied. In 2020, pollution gradually increased until the upstream section of the Middle Tisza (S3) became the most polluted and the Lower Tisza (S5) the least polluted. In 2021, the upstream section of the Upper Tisza (S1) became the most polluted, and from there, the pollution gradually decreased until the downstream section of the Middle Tisza (S4) and then started to increase again in the S5 section. In the third year of the survey, 2022, the downstream section of the Upper Tisza (S2) became the most polluted, while the least polluted section was again the S4. In the last survey year, 2023, the most contaminated section was S3 (similar to 2020), but there was a rapid downstream decrease as S2 became the least polluted section. In my opinion, these constantly changing spatial patterns show that pollution is continuously shifting, with some sections being emptied and acting as sources, while others are more intensively deposited and act as sinks for pollution. This spatial and temporal rearrangement may explain why previous research has found conflicting results when examining longitudinal changes in flow direction (Barrows et al. 2018; Watkins et al. 2019, He et al. 2020; Kiss et al. 2021).

Within each section, and between the sampling sites, there is a large spatial and temporal variation in microplastic pollution, indicating a spatial shift of pollution hotspots. Thus, microplastic accumulation and depletion occur at the section level and a much smaller scale. Although there has been a slow cleansing of the whole water system over the studied period, pollution hotspots have always been present in greater or lesser numbers (2020: 14 sampling sites; 2021: two sites; 2022: seven sites; 2023: 21 sites). In my opinion, the presence of permanent hotspots over time suggests that there is a contaminant source nearby (e.g. sewage water effluent, polluted tributary), which maintains the microplastic contamination at a near-constant level. At the same time, I also found sites with very low pollution levels throughout the study, which suggests that there is no permanent source of pollution near the site and/or flow conditions do not allow the microplastics to settle down.

In my opinion, the continuous rearrangement of the microplastic content in the sediment is caused by subsequent flood waves that mobilize the sediment, which serves as a matrix for the microplastic. Hurley et al. (2018) and Nel et al. (2018) also observed similar rearrangements that explained the deposition and remobilization of microplastic particles by changes in flow velocity. The important role of flood waves in the transport of microplastics was demonstrated by Mohsen et al. (2023a), emphasizing the role of bankfull flood waves, which are the most efficient transporters of sediment and microplastic particles due to their high transport capacity. Before each annual sampling campaign, several bankfull flood events occurred, likely contributing to the efficient redistribution of microplastics. However, the most intense microplastic depletion was measured between 2020 and 2021, when a relatively large flood wave was observed, peaked above the bankfull water level on the Tisza and lasted for almost a month. This suggests that major floods facilitate substantial microplastic flushing from the river system, but accumulation resumes afterwards.

7.3.3. Spatial and temporal variations in suspended microplastic content in the water

Before conducting the study, I assumed that the microplastic content in the sediment and water of the Tisza would show a similar spatial pattern. Water monitoring results over three years clearly indicate an increase in pollution over time at low water stages. The average concentration of microplastics along the entire length of the Tisza was similar in 2021 ($15 \pm 10,9$ item/ m^3) and 2022 ($22,4 \pm 14,8$ item / m^3), while it doubled in 2023 ($52 \pm 41,6$ item / m^3).

Over the three years, the water pollution in sections (S1-5) has steadily increased, although the most intense increase was measured in 2023. At 93% of the sampling sites, microplastic pollution increased and remained nearly constant at only two sites. The increase was particularly large in the downstream section of the Upper Tisza (S2) and the Lower Tisza (S5), supporting my earlier assumption that the level of pollution (in the water) reflects the location of the sources. These regions have the least developed wastewater management, with 1,5% of villages in Transcarpathia and only 16% of households in Serbia connected to the sewerage network, 67,2% of which collect wastewater in individual septic tanks (Eurostat 2021). According to unofficial sources, untreated sewage is discharged directly into the Tisza or the canals that supply it. There is no evidence that wastewater treatment practices have changed in recent years, nor are statistics available on water

treatment in those years. In comparison, the situation is better (although poor by national standards) in the downstream section of the Middle Tisza (S4), where only 61–78% of the settlements along the Tisza are connected to the sewerage network and 71–91% of the collected wastewater is treated (KSH, 2022).

At the start of the study, I also assumed that the water in the tributaries could be much more polluted. Indeed, my measurements showed that they were characterized by considerably higher concentrations of microplastics, with an average of 27 ± 19 item/m³ in 2022 and 70.3 ± 53.2 item/m³ in 2023. These results were also supported by Méndez-Freire et al. (2022), who argued that since tributaries play a significant role in suspended sediment transport, their suspended microplastic transport is higher than in the main river.

Based on my results, the microplastic pollution level of the Tisza is in the medium to high category compared to other major European rivers. For example, in the water of the Elbe, the concentration of microplastics was $5,57 \pm 4,33$ item/m³ (Scherer et al. 2020), while in the Seine, only values between 0,28-0,47 item/m³ were measured (Dris et al. 2018). However, differences in sampling methods and environmental conditions make comparisons difficult (see Literature review, Table 3.). But it should also be taken into account that the reported data refer to low water stages, when the value of microplastic concentrations is generally lower, as during flood waves the concentration of microplastics in the water at Mindszent reached 122-124 item/m³ (Mohsen 2024).

Since the sampling in the Tisza was carried out at low water stages, it can be assumed that the extent of microplastic contamination is mainly influenced by the sedimentation of the effluent (i.e. the sediment is not mobilized from the slopes or the riverbed). The origin of wastewater is confirmed by 84-97.8% of the particles being fibres. A steady increase in pollution was observed throughout the water system over the studied period, as evidenced by the identification of an increasing number of pollution hotspots (although in the case of water it might be more appropriate to speak of a pollution cloud) (2021: five sites; 2022: seven sites; 2023: 21 sites). Where this pollution cloud has been present annually, there should be a presumed contamination source nearby, similar to sediment, which keeps the concentration of microplastics high. However, where high values were measured only in a given year, the concentration of microplastics can likely be explained by a pollution wave passing through the sampling site, very often mobilized by a tributary that had previously flooded.

The role of treated and untreated wastewater in microplastic pollution has been emphasized in numerous previous studies (Estahbanati és Fahrenfeld 2016; Wang et al. 2017; Di et al. 2018; Schmidt et al. 2020; Lahens et al. 2018; Eo et al. 2019; Scherer et al. 2020). At the same time, some recent research has shown that microplastic fibres are even present at sites distant from wastewater treatment plants (Forrest and Vermaire, 2023). However, some studies have found only weak relationships between microplastic occurrence and proximity to wastewater treatment plants (Kay et al. 2018; Imbulana et al. 2024).

7.3.4. Influencing factors on microplastic concentration in sediment and water

There is no clear correlation between the microplastic content measured in sediment and water. Over the three years in the Tisza, the strength of the relationship varied between a weak negative correlation ($\rho = -0,17$) and a moderate positive correlation ($\rho = 0,51$). In tributaries, the microplastic content showed a moderate negative correlation in 2022 ($\rho = -0,40$) and a weak positive correlation in 2023 ($\rho = 0,23$).

A) Relationship between grain size composition and deposited microplastics

At the beginning of the research, I assumed there might be a relationship between the sediment grain size and the microplastic content, since microplastics are transported similarly to suspended sediment. I, therefore, assumed that where the grain size composition was finer, the plastic content would be higher. However, no clear relationship between sediment grain size and microplastic content was found. In the lower sections of the Tisza (S2-4), coarse-grained (sandy) samples contained more microplastics, and as the slope of the river sections decreased, the difference between the two sample types (sandy vs. silty-clay) became larger: coarse-grained samples contained more and more microplastics. At the same time, some researchers (He et al. 2020; Crew et al. 2020; Qian et al. 2021) have shown a positive correlation between clay content and microplastic concentration in sediments.

The greatest variation was found in the sediments of the point bars, where the coarse-grained samples had 34-55% higher microplastic concentrations than the fine-grained samples at the same site. However, no significant difference was detected between the two sediment types on the side bars and sediment sheets. This contradiction is likely due to microplastic particles forming aggregates with other sediment particles (Akdogan et al. 2019; Christensen et al. 2020) or developing biofilm layers on their surfaces (Liu et al. 2021; Hoellein et al. 2019). Due to aggregate formation, the microplastics settle similarly to bottom sediment particles, i.e. they can deposit even from water with a medium flow rate, and not only from still water like suspended sediment. The deposition of sediment particles is typically observed on coarse-grained sediment bodies, which explains why the larger aggregates also contain microplastics. In contrast, suspended material is deposited on sediment sheets, but their microplastic content is highly dependent on the current microplastic load in the water.

B) Microplastic content of newly deposited sediments

In a riverine environment, under widely varying flow conditions, several accumulation forms can develop, with very different conditions for the deposition of microplastics. Therefore, I assumed that the concentration of microplastics in the material of each form would be different and that this would be a characteristic and constant property of the geomorphological units. However, studying this process is complicated because not all forms may occur along the entire length of a longer river due to spatial variations in deposition and sediment transport (Fryirs and Brierley 2013). My results show that side bars are present along the entire length of the Tisza, but sediment sheets and point bars are only formed in the middle sections of the Tisza (S2-S4).

Considering all the forms, the sediment sheets had the highest microplastic content in the first (2020) and last (2023) years, while in 2021 and 2022 the point bars contained the highest levels of microplastics. However, looking at the microplastic dynamics at each site, it becomes evident that pollution hotspots occurred most frequently on the side bars, while the sediment sheets showed the highest variability. The differences in microplastic deposition dynamics of the forms can be explained by their formation conditions. Sediment sheets are deposited on the banks of straight river sections, typically during the falling limb of flood waves, when reduced flow velocity allows particles to settle. The reason why these forms often contain high microplastic concentrations and exhibit significant source-sink dynamics can be explained by the fact that (1) more microplastics are transported during their formation, i.e. during the flood wave (Mohsen et al. 2022), although the flood waves themselves transport varying amounts of microplastics (Mohsen et al. 2023a), and, (2) the river can mobilize the entire sediment sheet during floods due to its proximity to the thalweg. In contrast, side bars and point bars can be considered as a permanent form of accumulation, further away from the thalweg. However, these sites may also receive sediment during mid- and low-flows, showing very diverse microplastic contamination (Mohsen et al. 2023a), explaining why they can periodically become pollution hotspots.

The high variability in microplastic dynamics across these forms is supported by the findings of Lu et al. (2023), who investigated microplastic contamination under different hydrological conditions. Their study concluded that pollution levels depend on local flow conditions, water level, and discharge, and that higher flow velocities allow microplastic particles to travel greater distances.

C) The role of tributaries in microplastic load

My hypothesis was that a tributary can affect the microplastic content of the water and sediment of the main river in two ways: on the one hand, if the tributary carries less microplastic, it can have a cleaning effect on the main river through its excess water, but on the other hand, the microplastic carried by the tributary can further contaminate the main river.

The tributaries of the Tisza have higher levels of microplastic pollution than the main river itself. The sources of microplastics may be similar (wastewater, sediment mobilization, surface runoff). However, due to their lower discharge, tributaries are less diluted and, therefore, more polluted, and their potential sources of pollution are more closely linked to hilly and mountainous areas where settlements are close to rivers. In contrast, floodplains and levees along larger rivers drastically reduce the possibility of microplastic pollution inputs, according to Roebroek et al. (2021).

River systems are complex, as tributary catchments can have different spatial and temporal activity, allowing different flood waves to coexist and gradually move downstream in the water system and along the main river. During heavy summer rainfall, the spatial and temporal pattern of floodwaves can be particularly complex, as some sub-basins can be very active due to sudden thunderstorms, while others have low water stages. Thus, low flows may be interrupted by small tides on tributaries, which slowly move down on the main river, but their sediment remains present.

This mosaic-like spatial distribution resulted in complex microplastic and suspended sediment concentration patterns in my studies.

Before the 2023 measurement, a cyclonic precipitation zone generated floods in the Bodrog, Hernád-Sajó, Zagyva and Körös rivers. The flood wave mobilized both suspended sediment and microplastic particles, resulting in high concentrations of microplastics in the affected tributaries' water despite the water being sampled in the ebbing part of the flood wave.

In the confluence sections, I investigated the influence of tributaries on microplastic transport in the Tisza. Tributaries near the confluence generally had detectably higher suspended sediment and microplastic concentrations than the Tisza. Their impact on the Tisza was evident in some cases, but not others. For example, as shown earlier, the tributaries that flooded in 2023 had significantly high concentrations of microplastics even in the falling limb. However, due to their low discharge, they only moderately increased or even maintained the microplastic concentrations in the Tisza. This finding aligns with Ding et al. (2019), who stated that tributary influence is not always clearly detectable at confluences. This could be because, in order to detect the influence of the tributary, their waters would need to mix up to the sampling point below the confluence. However, these points were at different distances (1-25 km) in my study, and the mixing of tributary and main river water is influenced by several factors, such as the water yield ratio, water stage, slope difference, and water density of the two rivers (Mohsen et al. 2021). So, it is worth looking at the effect of a tributary at a more distant point below the confluence, because we may be sampling the water or sediment of the main unmixed river.

D) The influence of hydrology and suspended sediment on microplastic transport

I presumed that the hydrological conditions preceding sample collection, i.e. whether a flood wave had passed or a prolonged low flow condition occurred, might influence both suspended sediment concentrations and microplastic content. However, my results show that suspended sediment concentrations are more strongly correlated with pre-sampling hydrological parameters than the concentration of microplastics in water. Several studies have reported a weak but positive correlation between suspended sediment concentration, hydrological variations, and microplastic transport (Ockelford et al. 2020; Chen et al. 2021; Mohsen 2024). Meanwhile, Wu et al. (2019) found that microplastic concentrations are higher during low water stages than at higher water levels.

This may be caused by the difference in the water sources and sediment origins during wet and dry periods. During low stages, most of the discharge in the Tisza and its tributaries originates from groundwater (Lászlóffy 1982), while during the same period, microplastics can enter the river from wastewater, so the two sources are independent of each other. On the Tisza, the flood period starts in winter, so 4-5 medium floods had already passed before the sampling until the end of spring. However, these flood waves do not mobilize sediment and microplastics to the same degree, as the first wave mobilizes and transports most of the microplastics and natural sediment particles deposited on the river bed (Talbot and Chang 2022). Thus, their concentration during the first flood wave is much higher than during the next similar or even higher flood wave. Moreover, there is also

a difference within a flood wave, as suspended sediment concentrations are highest in the rising limb of the flood wave until the peak, and then as the water and sediment transport capacity of the river decreases in the falling limb due to the steady-state excess water volume, suspended sediment content decreases (Moskalski et al. 2020). Microplastic pollution also follows this pattern (Mohsen 2024).

There are differences between the sources of suspended sediment and microplastics and how they are transported. Suspended sediment can enter the river during major rainfall events through surface runoff and soil erosion (Walling 2005), or it can result from riverbed and bank erosion (Rusnák et al. 2020) processes strongly linked to hydrology. In contrast, although microplastics can also enter the river system via surface runoff from agricultural lands applying sewage sludge or from landfills (Faure et al. 2015; He et al. 2018; Li et al. 2021; Bhardwaj et al. 2024), the main source is treated or untreated wastewater discharged directly into rivers (Estahbanati és Fahrenfeld 2016; Wang et al. 2017; Di and Wang 2018; Eo et al. 2019; Scherer et al. 2020). The spatial and temporal distribution of discharged wastewater is (theoretically) independent of precipitation conditions.

On the other hand, the shape, size, degradation and density of natural suspended sediment and microplastic particles may differ (Waldschläger and Schüttrumpf 2019). Therefore, the time they remain suspended in the water column, the rate of sedimentation (Chen et al. 2021; Hamdan et al. 2023) and their subsequent mobilization are also different (Waldschläger and Schüttrumpf 2019; Bussi et al. 2021). Moreover, low stages and flow velocities, and reduced transport capacity, although at different rates (Waldschläger and Schüttrumpf 2019), contribute to decreased suspended sediment and microplastic concentrations.

E) The effect of dams and impounded sections

Dams significantly slow down the water flow in their upstream section, facilitating sediment deposition, while clear-water erosion below the dams can lead to vertical or horizontal channel erosion (Williams and Wolman 1984; Fryirs and Brierley 2013). Thus, dams and reservoirs can disrupt longitudinal, downstream connections and spatial trends in sediment transport (Liu et al. 2020). Based on these geomorphological insights, I hypothesized that dams and reservoirs also affect the spatial pattern of microplastic concentration, as microplastic may be trapped in the reservoir as it is deposited from the water column. In contrast, in the section below the dam, microplastic-free (e.g., quaternary) sediment is eroded by the river, reducing microplastic concentration.

The dams built on the Tisza differ in their characteristics. The Tiszaalök and Törökbecse dams raise the water level to the bankfull stage. The impounded section above Kisköre can be divided into two parts: the upper half is a channel impoundment, while the lower half is a shallow and wide reservoir lake. For this reason, their sediment dynamics are different. During flood waves - when the sluice gates are open - sediment in the impounded sections can periodically mobilize and migrate downstream (Csoma et al. 1967; Rákóczy 1996), whereas in the Lake Tisza, under the same hydrological conditions, the sediment already deposited on the lake shore does not mobilize.

This hydrodynamic difference may explain the different pollution pattern in the sediments upstream of the dams. While the microplastic contamination of sediments gradually decreased from half of the impounded area towards the Tiszalök and Törökbecse dams, it increased behind the Kisköre dam towards the power plant. In my opinion, in the section above the Tiszalök and Törökbecse dams, microplastics can be mobilized and transported together with the natural sediments when the sluice gates are opened during floods. The closer a point is to the dam, the more likely the sediment could be mobilized again. Thus, as the distance from the dam increases, remobilization decreases and microplastics accumulate along with the natural sediment. In contrast, in the lake behind the Kisköre dam, no such sediment remobilization and transportation occur. However, at the upper boundary of the lake section, sediment accumulation gradually shifts downstream, and with it, microplastic concentrations also increase.

This pattern has been observed in natural sediments in several reservoirs (Williams and Wolman 1984). However, a similar pattern was described by He et al. (2022) based on measurements of microplastic concentrations in reservoirs, suggesting that hydrological conditions, modified by reservoir ponds, inhibit the flow and transport of microplastic particles. Within the reservoir, microplastics show a typical spatial pattern, with concentrations increasing towards the dam and along the shoreline (Liu et al. 2022), where flow velocities are lower.

However, on the downstream side of the Kisköre dam, clear-water erosion occurs because suspended sediment and microplastics are deposited above the dam, resulting in a sediment deficit in the downstream section, which increases the river's transport capacity, leading to further sediment production (vertical or horizontal erosion) (Rákóczi 1996; Chen et al. 2021). This suggests that under suitable hydrological conditions, clear-water erosion removes sediment from the riverbed that contains little to no microplastics. As this could be thousands of years old material, sediment particles with no microplastics are mixed into the recent sediment, progressively diluting the sediment's microplastic content.

7.3.5. Monitoring recommendations

The results of my four-year sediment monitoring and three-year water sampling highlighted that the microplastic content of the samples can vary significantly from year to year considering the entire river, individual sections, or specific sampling sites. This indicates a continuous spatial and temporal redistribution of microplastics. Consequently, a single analysis cannot give an accurate picture of the microplastic contamination of a river. I recommend that when investigating microplastics, researchers should aim to study microplastics over as long a period as possible, as this is the only way to understand the dynamics of microplastics in rivers and reveal the extent of contamination.

As demonstrated in my research, the geomorphological setting of sampling sites, tributaries, reservoirs, and clear-water erosion below dams fundamentally influence the microplastic content in sediments and its dynamics at a point. Based on my findings, my recommendations for planning future monitoring are as follows:

1. For a more accurate comparison, sediment samples should be collected consistently from the same grain size (fine or coarse); I recommend the silt-clay fraction as these are always present after the flood waves and are found all along the river system.
2. If a study aims to investigate longitudinal changes in microplastic concentrations over a longer stretch of a river, sampling should be carried out on the same geomorphological forms. For sampling, I recommend to select side bars, as they are more common in alluvial rivers than point bars. In addition, their microplastic concentrations were closest to the section averages and showed similar spatial and temporal variation patterns.
3. When selecting sampling sites, the effects of tributaries should be considered. If possible, the sampling point should be at the full mixing point of the two rivers, but due to their different hydrological conditions (e.g. slope, discharge), the mixing of the waters can occur over very different distances, which will affect the tributary's reach (Mohsen et al. 2021). The confluence section is worth investigating with much denser spatial and temporal measurements, as tributaries are likely to transport microplastics to the main river in pulses and their sediment and contaminant "plumes" may have different lengths.
4. The effect of reservoirs on the evolution of microplastic content must be taken into account, as microplastics are trapped in the reservoir, while below the reservoirs, the concentration is affected by clear-water erosion. In addition, the reservoir operation may result in a pulse-by-pulse discharge of already deposited microplastics.
5. The studies must consider the hydrological conditions, which provide completely different circumstances for the transport and deposition of microplastics throughout the year. It is advised to measure under the same hydrological conditions so that the data can be compared. Therefore, it would be important to mention in the studies when (at what flow or water stage) and during what water level change dynamics (rising or falling) the measurement was made. Measurements during floods (as there are very few of these) should be considered when designing measurements, but they can be much more challenging to measure than during low water periods.

4. Conclusions

Nowadays, the number of studies on microplastics in riverine environment are increasing. However, these studies often give only a snapshot of the microplastics contamination levels. At the same time, as for other pollutants, continuous monitoring would be important, as the temporal and spatial variations of microplastic pollution can help to understand the processes of microplastic transport, deposition and mobilization. Without monitoring, we cannot understand the impact factors such as hydro-morphology, although this is a key determinant factor of the spatial and temporal dynamics of microplastic pollution. Therefore, my research has a clear novel by exploring the hydro-morphological background of microplastic pollution along the Tisza.

My research along the entire length of the Tisza has shown that in order to understand the microplastic pollution of a point or a section, it is essential to understand the pollution of the entire river system, its spatial and temporal variations and the factors that influence it. The microplastics content of the samples is largely influenced by the input sources (e.g. wastewater treatment plants, illegal discharges and municipal waste patches, macropollutant fragmentation) and the distance of the sources from the river and sampling sites. On the output side, microplastic particles are deposited after transport, which can occur at the riverbed and banks in different sedimentary bodies, but also in the floodplain during floods. Depending on the rate of deposition, some of the microplastics, along with the sediment, will eventually leave the Tisza water system and continue to pollute the Danube. The magnitude of material flow between input and output is mainly determined by the hydrological parameters of the river (e.g. slope, water level changes, discharge ratios of the river and tributaries, and sediment transport characteristics). It is important to highlight the importance of hydro-geomorphological parameters (e.g., slope changes and clear-water erosion induced by dams, discharge increases due to tributary inflows) that can fundamentally change the evolution of the pollution of the main river.

This study serves as a good example of why it is essential to look at a river system as a whole when investigating microplastic pollution in water, in order to understand the cause-and-effect relationships and the underlying processes. Furthermore, I also aimed to demonstrate that single, snapshot-like measurements are not sufficient to assess the rate of pollution, as the amount of microplastics varies in space and time due to the dynamics of the pollutant sources and hydro-geomorphological processes.

8. Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek Dr. Kiss Tímeának, aki már mesterképzésem kezdete óta éveken keresztül folyamatosan támogatott és ösztönzött a doktori fokozat megszerzésére, kitartó segítsége és biztatása nélkül nem jöhetett volna létre ez a dolgozat.

Köszönettel tartozom Dr. Blanka-Végi Viktóriának, aki harmadéves koromtól társtémavezetőmként támogatta a munkám, bár rövidebb ideig dolgoztunk együtt, építő jellegű meglátásaival hozzájárult a dolgozat tökéletesítéséhez.

Köszönettel tartozom a hallgatóknak, Fórián Szilveszternek, Posta Zsoltnak, Szkalicity Andrásnak, Ahmed Mohsennek, valamint öcsémnek, Balla Robinnak, akik a terepi mintagyűjtések során segítségemre voltak és kitartottak a nehézségek ellenére is.

Végezetül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni édesanyámnak, édesapámnak, nővéremnek, páromnak és barátaimnak a rengeteg bátorítást, hogy mellettem álltak és hittek bennem még akkor is mikor nekem már nem ment.

9. Irodalomjegyzék

- Aghadadashi, V., Mehdinia, A., Rezaei, M., Molaei, S., Seyed Hashtroudi, M., Ahmadian, F., Hamzehpour, A., Rahnama, R. 2024: Basin scale monitoring of microplastics and phthalates in sediments from the Persian Gulf and the Gulf of Makran using GIS-based algorithms: Insights towards spatial variation and potential risk assessment. *Science of The Total Environment*, 927, 171950.
- Akdogan, Z., Guven, B. 2019: Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution* 254, Part A, 113011.
- Akoglu, H. 2018: User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, 18(3), 91–93.
- Alföldi L., Schweitzer F. 2003: A Tisza vízrendszerének földrajzi és hidrológiai jellemzése. In: Teplán I. (szerk.): A Tisza és vízrendszere I. MTA Társadalomkutató központ, pp. 41 – 51.
- Andó M. 2002: A Tisza vízrendszer hidrogeográfiája. Szeged, Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi Tanszék
- Andrady A.L. 2011: Microplastic in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1596–1605.
- Anuar, S. T., Abdullah, N. S., Yahya, N. K. E. M., Chin, T. T., Yusof, K. M. K. K., Mohamad, Y., Azmi, A. A., Jaafar, M., Mohamad, N., Khalik, W. M. A. W. M., Ibrahim, Y. S. 2023: A multidimensional approach for microplastics monitoring in two major tropical river basins, Malaysia. *Environmental Research*, 227, 115717.
- Association R.W. Municipal Water and Wastewater Treatment Sector in the context of the EU Environmental Policy. 2011. Available online:
- Atwood, E.C., Falcieri, F.M., Piehl, S., Bochow, M., Matthies, M., Franke, J., Carniel, S., Sclavo, M., Laforsch, C., Siegert, F., 2019: Coastal accumulation of microplastic particles emitted from the Po River, Northern Italy: comparing remote sensing and hydrodynamic modelling with in situ sample collections. *Marine Pollution Bulletin* 138, 561–574.
- Barone, M., Dimante-Deimantovica, I., Busmane, S., Koistinen, A., Poikane, R., Saarni, S., Stivrins, N., Tylmann, W., Uurasjärvi, E., Viksna, A. 2024: What to monitor? Microplastics in a freshwater lake – From seasonal surface water to bottom sediments. *Environmental Advances*, 17, 100577.
- Barrows, A.P., Christiansen, K.S., Bode, E.T., Hoellein, T.J., 2018. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. *Water Res.* 147, 382–392.
- Bhardwaj, L.K., Rath, P., Yadav, P., Gupta, U. 2024: Microplastic contamination, an emerging threat to the freshwater environment: a systematic review. *Environmental System Research* 13, 8
- Blair, R. M., Waldron, S., Phoenix, V. R., Gauchotte-Lindsay, C. 2019: Microscopy and elemental analysis characterisation of microplastics in sediment of a freshwater urban river in Scotland, UK. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), 12491–12504.
- Bogárdi J. 1971: Vízfolyások hordalékszállítás. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 19 – 31, 102 – 118, 318 – 337, 631 – 634, 693 – 752, 767 – 774.
- Bordós G., Reiber J., 2016: Microplastics in the environment and the food chain, Élelmiszervizsgáló közlemények – 2016. LXII. évf. 2. szám, pp. 1020-1048.
- Bordós G., Urbányi B., Micsinai A., Kriszt B., Palotai Z., Szabó I., Hantosi Zs., Szoboszlai S. 2019: Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe, *Chemosphere* 216. 110-116
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., Rochman, C. M. 2020: Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* (New York, N.Y.), 369(6510), 1515–1518.

- Bussi, G., Darby, S. E., Whitehead, P. G., Jin, L., Dadson, S. J., Voepel, H. E., Vasilopoulos, G., Hackney, C. R., Hutton, C., Berchoux, T., Parsons, D. R., Nicholas, A. 2021: Impact of dams and climate change on suspended sediment flux to the Mekong delta. *Science of The Total Environment*, 755, 142468.
- Campanale, C., Stock, F., Massarelli, C., Kochleus, C., Bagnuolo, G., Reifferscheid, G., Uricchio, V. F. 2020: Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in southeast Italy. *Environmental Pollution*, 258, 113284.
- Chen, H.L., Gibbins, C.N., Selvam, S.B., Ting, K.N., 2021: Spatio-temporal variation of microplastic along a rural to urban transition in a tropical river, *Environmental Pollution* 289 (2021) 117895
- Christensen, N. D., Wisinger, C. E., Maynard, L. A., Chauhan, N., Schubert, J. T., Czuba, J. A., Barone, J. R. 2020: Transport and characterization of microplastics in inland waterways. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101640.
- Corami, F., Rosso, B., Bravo, B., Gambaro, A., Barbante, C. 2020: A novel method for purification, quantitative analysis and characterization of microplastic fibers using Micro-FTIR
- Cowger, W., Gray, A. B., Guilinger, J. J., Fong, B., Waldschläger, K. 2021: Concentration Depth Profiles of Microplastic Particles in River Flow and Implications for Surface Sampling. *Environmental Science & Technology*, 55(9), 6032–6041.
- Crew, A., Gregory-Eaves, I., Ricciardi A., 2020: Distribution, abundance, and diversity of microplastics in the upper St. Lawrence River
- Croiset, C., Dhivert, E., Phuong, N. N., Grosbois, C., Zalouk-Vergnoux, A., Baltzer, A., & Gasperi, J. 2024: Exploring possible controlling factors of spatial distribution of microplastics in sediments of a river segment (Loire River, France). *Science of The Total Environment*, 956, 177328.
- Csépes E., Bancsi I., Végvári P., Aranyné Rózsavári A. 2003: Sediment transport study on the Middle Tisza (between Kisköre 1132 and Szolnok). MHT Szolnok, (CD), 2, 1-10
- Csoma, J.; Szilágyi, J.; Zboray, K. 1967: A tiszalöki duzzasztott tér víz-, hordalék- és jéglevonulási viszonyai. *Vízügyi Közlemények*, 49, 249–259.
- Dahms, H. T. J., van Rensburg, G. J., Greenfield, R. 2020: The microplastic profile of an urban African stream. *Science of The Total Environment*, 731, 138893.
- Dancey, C.P., Reidy, J., 2007: *Statistics Without Maths for Psychology*, Fourth edition. Pearson education limited, England.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J. 2014: Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 146–155.
- Dhivert, E., Phuong, N. N., Mourier, B., Grosbois, C., Gasperi, J. 2022: Microplastic trapping in dam reservoirs driven by complex hydrosedimentary processes (Villerest Reservoir, Loire River, France). *Water Research*, 225, 119187.
- Di, M., & Wang, J. 2018: Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment*, 616–617, 1620–1627.
- Di, M., Liu, X., Wang, W., Wang, J. 2019: Manuscript prepared for submission to *environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China*, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Volume 65, Pages 82-89
- Ding, L., Mao, R. fan, Guo, X., Yang, X., Zhang, Q., Yang, C. 2019: Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Science of The Total Environment*, 667, 427–434.
- Dóra T. 1996: Folyami vízlépcsők környezeti hatásai a kiskörei vízlépcső 18 éves üzemi tapasztalatai alapján. *Hidrológiai közlöny*, 76/2, 73-83.
- Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., 2018: Sources and fate of microplastics in urban areas: a focus on paris megacity. In: Wagner M, Lambert S (eds) *Fresh-water microplastics: emerging environmental contaminants?* Springer International Publishing, Cham, pp 69–83

- Duong, T. T., Nguyen-Thuy, D., Phuong, N. N., Ngo, H. M., Doan, T. O., Le, T. P. Q., Bui, H. M., Nguyen-Van, H., Nguyen-Dinh, T., Nguyen, T. A. N., Cao, T. T. N., Pham, T. M. H., Hoang, T. H. T., Gasperi, J., Strady, E. 2023: Microplastics in sediments from urban and suburban rivers: Influence of sediment properties. *Science of The Total Environment*, 904, 166330.
- Eo S., Hong S.H., Song Y.K., Han G.M. 2019: Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea, *Water Research* 160 (2019) 228-237
- Estahbanati, S., & Fahrenfeld, N. L. 2016: Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162, 277–284.
- Eurostat 2021: Population connected to wastewater treatment plants. 1970 -2021.
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., de Alencastro, L.F. 2015: Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry* 12:582–591.
- Fischer, D., K  ppler, A., Fischer, F., Brandt, J., Bittrich, L., Eichorn, K.J. 2019: Identification of Microplastics in Environmental Samples. Published on Laboratory Journal – Business Web for Users in Science and Industry
- Fórián Sz.   s Kiss T. 2022:   rt  ri   led  kek mikrom  anyag tartalma az als  -t  za egy kanyarulata mentén. *Földrajzi Közlemények*. 146. 1. pp. 1–15.
- Fórián, Sz., 2023: A folyóvízi üledék mikrom  anyag tartalma a T  za v  zgy  jt   ter  lten, Szakdolgozat, Szegedi Tudományegyetem, Szeged.
- Forrest, S.A., Vermaire, J.C. 2023: Spatial distribution of microplastics in a large watershed: a case study of the Ottawa River watershed. *Environmental Monitoring and Assessment* 195:645.
- Frias, J., Joyce, H., Brozzetti, L., Pagter, E.,   v  nja, M., Kavangh, F., & Nash, R. (2024). Spatial monitoring of microplastics in environmental matrices from Galway Bay, Ireland. *Marine Pollution Bulletin*, 200, 116153.
- Fryirs, K.A., Brierley, G.J. 2013: *Geomorphic Analysis of River Systems: An Approach to Reading the Landscape*; Wiley-Blackwell: Chichester, UK; Hoboken, NJ, USA, p. 345.
- Gere, D.; Pom  zi, F.; Sz  ll  si, A.; Jahanpeyma, P.; Ermilov, A. A.; Baranya, S.; Toldy, A. 2024: Mikrom  anyag szennyezés v  zg  lata a Duna budapesti szakaszán, Exploring microplastic contamination in the Budapest segment of the Danube River. *POLIMEREK*, 10 (2). pp. 66-72. ISSN 2415-9492
- Gerolin, C.R., Pupimb, F.N., Sawakuchi, A.O., Grohmann, C.H., Labuto, G., D., 2020: Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil
- Gonzalez-Saldias, F., Sabater, F., Gom  , J. 2024: Microplastic distribution and their abundance along rivers are determined by land uses and sediment granulometry. *Science of The Total Environment*, 933, 173165.
- Gubek, I. 2016: A tengerek   s   ce  nok m  anyag szennyez  s  nek komplex hatása - 1. r  sz: A probléma bemutat  sa, *Term  szetv  delmi Közlemények* 22, pp. 33–61,
- Habib, D.; Locke, D.C.; Cannone, L.J. 1998: Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water Air Soil Pollution*, 103(1/4), 1–8.
- Hamdan, A. M., Lubis, S. S., Nazla, C. T., Jaswita, D., Maulida, Z., Munandar, A., Hamdi, H., Ardiansyah, R., Khairuzzaman, H. 2023: Magnetic susceptibilites of suspended sediment and microplastic abundance in a tropical volcanic estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 61, 102927.
- Han, N., Ao, H., Mai, Z., Zhao, Q., Wu, C. 2023: Characteristics of (micro)plastic transport in the upper reaches of the Yangtze River, *Science of The Total Environment*, Volume 855, 158887
- He, B., Duodu, G.O., Rintoul, L., Ayoko, G.A., Goonetilleke, A. 2020: Influence of microplastics on nutrients and metal concentrations in river sediments, *Environmental Pollution*, Volume 263, Part A, 114490, ISSN 0269-7491

- He, B., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A., Rintoul, L. 2019: Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. *Science of The Total Environment*, 134467.
- He, B., Smith, M., Egodawatta, P., Ayoko, G.A., Rintoul, L., Goonetilleke A., 2021: Dispersal and transport of microplastics in river sediments
- He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L. 2018: Microplastics in soils: analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*.
- He, J., Jiang, Z., Fu, X., Ni, F., Shen, F., Zhang, S., Cheng, Z., Lei, Y., Zhang, Y., He, Y. 2023: Unveiling interactions of norfloxacin with microplastic in surface water by 2D FTIR correlation spectroscopy and X-ray photoelectron spectroscopy analyses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 251, 114521.
- He, K., Wang, J., Chen, Q., Wu, F., Yang, X., Chen, J. 2022: Effects of cascade dams on the occurrence and distribution of microplastics in surface sediments of Wujiang river basin, Southwestern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 240, 113715.
- Hoellein, T. J., Shogren, A. J., Tank, J. L., Risteca, P., Kelly, J. J. 2019: Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Scientific Reports*, 9(1).
- Hohner, K. 2021: Mikroműanyagok Vizsgálata Szennyvíziszapból Készült Komposztban (Microplastics in the Sewage Sludge); Szegedi Tudományegyetem: Szeged, Hungary.
- Hu, L., Chernick, M., Hinton, D.E., Shi H. 2018: *Environmental Science & Technology* 52 (15), 8885-8893
- Huang, D., Li, X., Ouyang, Z., Zhao, X., Wu, R., Zhang, C., Lin, C., Li, Y., Guo, X. 2021: The occurrence and abundance of microplastics in surface water and sediment of the West River downstream, in the south of China. *Science of The Total Environment*, 756, 143857.
- Hurley R., Woodward J., Rothwell J. J. 2018: Microplastic contamination of riverbeds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience* 11 251-257.
- Idowu, G. A., Oriji, A. Y., Olorunfemi, K. O., Sunday, M. O., Sogbanmu, T. O., Bodunwa, O. K., Shokunbi, O. S., Aiyesanmi, A. F. 2024: Why Nigeria should ban single-use plastics: Excessive microplastic pollution of the water, sediments and fish species in Osun River, Nigeria. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 13, 100409.
- Imbulana, S., Tanaka, S., Oluwoye, I. 2024: Quantifying annual microplastic emissions of an urban catchment: Surface runoff vs wastewater sources. *Journal of Environmental Management*, 360, 121123.
- Jaouani, R., Mouneyrac, C., Châtel, A., Amiard, F., Dellali, M., Beyrem, H., Michelet, A., Lagarde, F. 2022: Seasonal and spatial distribution of microplastics in sediments by FTIR imaging throughout a continuum lake - lagoon- beach from the Tunisian coast. *Science of The Total Environment*, 838, 156519.
- Kapp, K. J., & Yeatman, E. 2018: Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: A journey from the Greater Yellowstone Ecosystem to the Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 241, 1082–1090.
- Kardos, M.K., Clement, A., Jolánkai, Zs., Zessner, M., Kittlaus, S., Weber, N., Gabriel, O., Broer, M.B., Soare, F., Hamchevici, C., Sidau, M., Tonev, R. Milačič, R., Ščančar, J., Horvat, M., Marković, K., Kulcsar, S., Schuhmann, A., Bordós, G., Pataj, E., Zoboli, O., 2024: Development and testing of an efficient micropollutant monitoring strategy across a large watershed, *Science of The Total Environment*, Volume 948, 174760
- Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., Hinata H., 2019: Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan, *Environmental Pollution* 244, 958e965
- Katona G. 2019: A Tisza folyó hulladékszennyezése. *Műszaki Katonai Közlöny* 29: 65-80
- Kay, P., Hiscoe, R., Moberley, I. Bajic, L., McKenna, N. 2018: Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environ Sci Pollut Res* 25, 20264–20267

- Kiss T., Fórián Sz., Szatmári G., Sipos Gy., 2021: Spatial distribution of microplastics in the fluvial sediments of a transboundary river – A case study of the Tisza River in Central Europe, *Science of the Total Environment* 785, 147306
- Kiss T., Sipos Gy, Fiala K., 2011: Az Alföld töltések közé szorított folyói, In: Rakonczai J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány Kötetei 7. (ISBN 978-963 85437 8 3) Békéscsaba pp. 211 – 222.
- Kiss, T., 2014: Fluviális folyamatok antropogén hatásra megváltozó dinamikája: egyensúly és érzékenység vizsgálata folyóvízi környezetben, Akadémiai doktori értekezés, Szeged.
- Kiss, T., Fiala, K., Sipos, Gy., Szatmári, G., 2019: Long-term hydrological changes after various river regulation measures: are we responsible for flow extremes?. *Hydrology Research*; 50 (2): 417–430.
- Kiss, T., Hernesz, P., Sümeghy, B., Györgyövecs, K., Sipos, G. 2015: The evolution of the Great Hungarian Plain fluvial system – Fluvial processes in a subsiding area from the beginning of the Weichselian. *Quaternary International*, 388, 142–155.
- Klein, S.; Worch, E.; Knepper, T.P. 2015: Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology*, 49, 6070–6076.
- Kumar, R., Sharma, P., Verma, A., Jha, P. K., Singh, P., Gupta, P. K., Chandra, R., Prasad, P. V. V. 2021: Effect of Physical Characteristics and Hydrodynamic Conditions on Transport and Deposition of Microplastics in Riverine Ecosystem. *Water*, 13(19), 2710.
- Laermanns, H., Reifferscheid, G., Kruse, J., Földi, C., Dierkes, G., Schaefer, D., Scherer, C., Bogner, C., Stock, F. 2021: Microplastic in Water and Sediments at the Confluence of the Elbe and Mulde Rivers in Germany, *Frontiers in Environmental Science*, Volume 9
- Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., Tassin, B. 2018: Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661–671.
- Lászlóffy W. 1982: A Tisza. Akadémiai Kiadó, Budapest, p.609.
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E. 2014: The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177–181.
- Li, C., Busquets, R., Campos, L. C. 2020: Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of The Total Environment*, 707, 135578.
- Li, B., Li, B., Jia, Q., Cai, Y., Xie, Y., Yuan, X., Yang, Z. 2023: Dynamic characteristics of microplastics under tidal influence and potential indirect monitoring methods. *Science of The Total Environment*, 869, 161869.
- Li, J., Ouyang, Z., Liua, P., Zhao, X., Wuc, R., Zhang, C., Lind, C., Li, Y., Guoa X., 2021: Distribution and characteristics of microplastics in the basin of Chishui River in Renhuai, China, *Science of the Total Environment* 773, 145591
- Liro, M., Zielonka, A., Mikuś, P. 2024: First attempt to measure macroplastic fragmentation in rivers. *Environment International*, 191, 108935.
- Liro, M., Zielonka, A., van Emmerik, T. H. M., Grodzińska-Jurczak, M., Liro, J., Kiss, T., Mihai, F. C. 2023: Mountains of plastic: Mismanaged plastic waste along the Carpathian watercourses. *Science of The Total Environment*, 888, 164058.
- Liu, X., Cao, W., Hu, Y., Zhang, J., Shen, W. 2022: Horizontal and vertical distribution of microplastics in dam reservoir after impoundment, *Science of The Total Environment*, Volume 832, 154962
- Liu, Y., You, J. A., Li, Y. J., Zhang, J. di, He, Y., Breider, F., Tao, S., Liu, W. X. 2021: Insights into the horizontal and vertical profiles of microplastics in a river emptying into the sea affected by intensive anthropogenic activities in Northern China. *Science of The Total Environment*, 779, 146589.

- Liu, Y., Zhang, J. di, Tang, Y., He, Y., Li, Y. J., You, J. A., Breider, F., Tao, S., Liu, W. X. 2021: Effects of anthropogenic discharge and hydraulic deposition on the distribution and accumulation of microplastics in surface sediments of a typical seagoing river: The Haihe River. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124180.
- Liu, Y., Zhang, J., Tang, Y., He, Y., Li, Y., You, J., Breider, F., Tao, S., Liu, W., 2021: Effects of anthropogenic discharge and hydraulic deposition on the distribution and accumulation of microplastics in surface sediments of a typical seagoing river: The Haihe River, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 404, Part B.
- Lu, X., Wang, X., Liu, X., & Singh, V. P. 2023: Dispersal and transport of microplastic particles under different flow conditions in riverine ecosystem. *Journal of Hazardous Materials*, 442, 130033.
- Luo, D., Wang, Z., Liao, Z., Chen, G., Ji, X., Sang, Y., Qu, L., Chen, Z., Wang, Z., Dahlgren, R. A., Zhang, M., & Shang, X. 2024: Airborne microplastics in urban, rural and wildland environments on the Tibetan Plateau. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133177.
- Mancini, M., Serra, T., Colomer, J., Solari, L. 2023: Suspended sediments mediate microplastic sedimentation in unidirectional flows. *Science of The Total Environment*, 890, 164363.
- Méndez-Freire, V., Villaseñor, T., Mellado, C. 2022: Spatial and temporal changes in suspended sediment fluxes in central Chile induced by the mega drought: The case of the Itata River Basin (36°-37°S). *Journal of South American Earth Sciences*, 118, 103930.
- MERI 2017: Guide to Microplastic Identification. Marine and Environmental Research Institute, Blue Hill, ME, USA, p. 15.
- Mezősi G. 2011: Magyarország természetföldrajza, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 139 – 154.
- Mohsen, A. 2024: A multi-scale investigation of sediment and plastic pollution transport in the Tisza River applying remote sensing and machine learning: a hydrological perspective. University of Szeged, Szeged
- Mohsen, A., Balla, A., Kiss, T. 2023a: High spatiotemporal resolution analysis on suspended sediment and microplastic transport of a lowland river. *Science of The Total Environment*, 902, 166188.
- Mohsen, A., Kiss, T., Kovács, F. 2023b: Machine learning-based detection and mapping of riverine litter utilizing Sentinel-2 imagery. *Environmental Science Pollution Research* 30, 67742–67757
- Mohsen, A., Kovács, F., Kiss, T. 2022: Riverine Microplastic Quantification: A Novel Approach Integrating Satellite Images, Neural Network, and Suspended Sediment Data as a Proxy. *Sensors*, 23(23), 9505.
- Mohsen, A., Kovács, F., Mezősi, G., Kiss, T. 2021: Sediment Transport Dynamism in the Confluence Area of Two Rivers Transporting Mainly Suspended Sediment Based on Sentinel-2 Satellite Images. *Water*, 13(21), 3132.
- Molnár, A. D., Málnás, K., Böhm, S., Gyalai-Korpos, M., Cserép, M., Kiss, T. 2024: Comparative Analysis of Riverine Plastic Pollution Combining Citizen Science, Remote Sensing and Water Quality Monitoring Techniques. *Sustainability*, 16(12), 5040.
- Moskalski, S., Floc'h, F., Verney, R. 2020: Suspended sediment fluxes in a shallow macrotidal estuary. *Marine Geology*, 419, 106050.
- Mutlu, T., Minaz, M., Baytaşoğlu, H., Gedik, K. 2024: Monitoring of microplastic pollution in sediments along the Çoruh River Basin, NE Türkiye. *Journal of Contaminant Hydrology*, 263, 104334.
- Nagy J., Fiala K., Blanka V., Sipos Gy., Kiss T., (2017): Hullámtéri feltöltődés mértéke és árvizek közötti kapcsolat az Alsó-Tiszán, *Földrajzi Közlemények*, 141. 1. pp. 44–59
- Napper, I. E., Baroth, A., Barrett, A. C., Bhola, S., Chowdhury, G. W., Davies, B. F. R., Duncan, E. M., Kumar, S., Nelms, S. E., Niloy, M. N. H., Nishat, B., Maddalene, T., Smith, N., Thompson, R. C., Koldewey, H. 2023: The distribution and characterisation of microplastics in air, surface water and sediment within a major river system. *Science of The Total Environment*, 901, 166640.

- Nataša Đurišić-Mladenović, Jelena Živančev, Igor Antić, Dušan Rakić, Maja Buljovčić, Biljana Pajin, Marta Llorca, Marinella Farre, 2024: Occurrence of contaminants of emerging concern in different water samples from the lower part of the Danube River Middle Basin – A review, *Environmental Pollution*, Volume 363, Part 1, 125128
- Nel, H. A., Dalu, T., & Wasserman, R. J. 2018: Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of The Total Environment*, 612, 950–956.
- Niu, L., Li, Y., Li, Y., Hu, Q., Wang, C., Hu, J., Zhang, W., Wang, L., Zhang, C., Zhang, H. 2020: New insights into the vertical distribution and microbial degradation of microplastics in urban river sediments. *Water Research*, 116449.
- Nocoń, W., Moraczewska-Majkut, K., Wiśniowska, E., 2020: Microplastics upstream and downstream dam-reservoirs, *Desalination and Water Treatment*, Volume 199, Pages 263-272
- Ockelford, A., Cundy, A. Ebdon, J.E. 2020: Storm Response of Fluvial Sedimentary Microplastics. *Scientific Reports* 10, 1865.
- Okeke, E.S., Okoye, C.O., Atakpa, E.O., Ita, R.E., Nyaruaba, R., Mgbechidinma, C.L., Akan, O.D., 2022: Microplastics in agroecosystems-impacts on ecosystem functions and food chain, English, Journal article, UK, 0921-3449, 177, Oxford, Resources, Conservation and Recycling, Elsevier Ltd.
- Onay, H., Karşı, B., Minaz, M., Dalgıç, G. 2023: Seasonal monitoring of microplastic pollution in the Southeast Black Sea: An example of red mullet (*Mullus barbatus*) gastrointestinal tracts. *Marine Pollution Bulletin*, 191, 114886.
- Palotai, Z., Bordós, G., Prikler, B., Mári, Á. 2021: Microplastics in wastewater, Analysis of wastewater treatment plants along the Hungarian stretch of the Danube River, Report for EU SDR PA4 „Water Quality”, Wessling Hungary Ltd. 24p https://dunaregiostrategia.kormany.hu/download/f/2e/d2000/Microplastics-in-wastewater_report_2021.pdf
- Pan, Z., Sun, Y., Liu, Q., Lin, C., Sun, X., He, Q., Zhou, K., Lin, H. 2020: Riverine microplastic pollution matters: A case study in the Zhangjiang River of Southeastern China. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111516.
- Pan, Z., Sun, Y., Liu, Q., Lin, C., Sun, X., He, Q., Zhou, K., Lin, H. 2020: Riverine microplastic pollution matters: A case study in the Zhangjiang River of Southeastern China. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111516.
- Parrag, T.K. 2021: Mikroműanyagok előfordulása és kockázatuk csökkentése (Abundance and harmfulness of the microplastics). *Védelem Tudomány*, 6, 19.
- Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., & Li, D. 2018: Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*, 234, 448–456.
- Pham, D. T., Choi, S. H., Kwon, J. H. 2024: Year-round spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of an urban freshwater system (Jungnang Stream, Korea). *Environmental Pollution*, 357, 124362.
- Piehl, S., Atwood, E. C., Bochow, M., Imhof, H. K., Franke, J., Siegert, F., Laforsch, C. 2020: Can Water Constituents Be Used as Proxy to Map Microplastic Dispersal Within Transitional and Coastal Waters? *Frontiers in Environmental Science*, 8.
- Preston-Whyte, F., Silburn, B., Meakins, B., Bakir, A., Pillay, K., Worship, M., Paruk, S., Mdazuka, Y., Mooi, G., Harmer, R., Doran, D., Tooley, F., Maes, T. 2021: Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: A case study for the Port of Durban, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111948.
- Prikler, B., Svigruha, R., Háhn, J., Harkai, P., Fodor, I., Kaszab, E., Kriszt, B., Tóth, G., Szabó, I., Csenki, Z., Bordós, G., Micsinai, A., Nyíró-Fekete, B., Palotai, Z., Lovász, Zs., Pirger, Zs., Szoboszlay, S. 2024: Spatial Variations in Microplastics in the Largest Shallow Lake of Central Europe and Its Protecting Wetland Area. *Water*, 16, 1014.

- Qian, J., Tang, S., Wang, P., Lu, B., Li, K., Jin, W., He, X. 2020: From source to sink: Review and prospects of microplastics in wetland ecosystems. *Science of The Total Environment*, 143633.
- Rákóczi, L. 1994: River processes in lowland rivers. In *Proceedings of the IHP-V Project Technical Documents in Hydrology No.2, Proceedings St. Petersburg Workshop*, St. Petersburg, Russia, May; pp. 86–112.
- Rodrigues, M.O., Abrantes, N., Gonçalves, F.J.M., Nogueira, H., Marques, J.C., Gonçalves A.M.M., 2018: Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal), *Science of the Total Environment* 633, 1549–1559
- Roebroek, C. T. J., Laufkötter, C., González-Fernández, D., van Emmerik, T. 2022: The quest for the missing plastics: Large uncertainties in river plastic export into the sea. *Environmental Pollution*, 312, 119948.
- Rusnák, M., Kaňuk, J., Kidová, A., Šašák, J., Lehotský, M., Pöpl, R., Šupinský, J. 2020: Channel and cut-bluff failure connectivity in a river system: Case study of the braided-wandering Belá River, Western Carpathians, Slovakia. *Science of The Total Environment*, 733, 139409.
- Sa'adu, I., & Farsang, A. 2023: Plastic contamination in agricultural soils: a review. *Environmental Sciences Europe* 35, 13.
- Saarni, S., Hartikainen, S., Meronen, S., Uurasjärvi, E., Kalliokoski, M., Koistinen, A. 2021: Sediment trapping – An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems. *Environmental Pollution*, 274, 116568.
- Scherer, C., Weber, A., Stockb, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., Arendt, N., Foeldi, C., Dierkes, G., Wagner, M., Brennholt, N., Reifferscheid G., 2020: Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river, *Science of the Total Environment* 738, 139866
- Schmidt, C., Kumar, R., Yang, S., Büttner, O. 2020: Microplastic particle emission from wastewater treatment plant effluents into river networks in Germany: Loads, spatial patterns of concentrations and potential toxicity. *Science of The Total Environment*, 737, 139544.
- Sefcsich Gy., 2006: Energiaszolgáltatás (áram, gáz, hő, víz, hulladék) in. *Kistérségek élettereje – Délvidéki fejlesztési lehetőségek*, szerk. Dr. Gábrity Molnár Irén és Ricz András, Realtime, Szabadka, pp. 191-192.
- Sekudewicz, I., Dąbrowska, A.M., Syczewski M.D., 2021: Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland), *Science of the Total Environment* 762, 143111
- Shekoohiyan, S., & Akbarzadeh, A. 2022: The abundance of microplastic pollution along the Jajroud river of Tehran: Estimating the water quality index and the ecological risk. *Ecological Indicators*, 145, 109629.
- Skalska, K., Ockelford, A., Ebdon, J. E., Cundy, A. B. 2020: Riverine microplastics: Behaviour, spatio-temporal variability, and recommendations for standardised sampling and monitoring. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101600.
- Somogyi S. (2003): A Tisza vízgyűjtőjének földrajzi helyzete. In: Teplán István (szerk.): *A Tisza és vízrendszere I*. MTA Társadalomkutató központ, pp. 91 – 106.
- Svigrúha R., Prikler B., Farkas A., Ács A., Fodor I., Tapolczai K., Schmidt J., Bordós G., Háhn J., Harkai P., Kaszab E., Szoboszlai S., Pirger Zs. 2023: Presence, variation, and potential ecological impact of microplastics in the largest shallow lake of Central Europe, *Science of The Total Environment*, Volume 883, 163537

- Szabó, I., Pitás, V., Bordós, G., Prikler, B., Harasztiné Hargitai, R., Micsinai, A., Szoboszlai S., 2023: Modellrendszer alkalmazása szennyvíztisztító telepek mikroműanyag forgalmának in vitro elemzésére. in Kovács B. Virthné Kemes K. (szerk.) IX. Soós Ernő Nemzetközi Tudományos Konferencia, Víz- és szennyvízkezelés az iparban, Absztraktkötet pp 27.
- Talbot, R., & Chang, H. 2022: Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. *Environmental Pollution*, 292, 118393.
- Tarpai, J. 2013: A Természeti és Társadalmi Erőforrások Szerepe Kárpátalja Turizmusfejlesztésében és Hatása a Területfejlesztésre, Doktori disszertáció, Pécsi Tudományegyetem: Pécs, Magyarország p. 181.
- Teszárné Nagy M, Péter V, István B, Szilágyi Enikő K, Anikó AR, Pál K (2009) 30 éves a Kiskörei tározó [Kisköre reservoir is 30 years old]. *Hidrológiai Közlöny* 89(6):68–71
- Tran-Nguyen, Q. A., Vu, T. B. H., Nguyen, Q. T., Nguyen, H. N. Y., Le, T. M., Vo, V. M., Trinh-Dang, M. 2022: Urban drainage channels as microplastics pollution hotspots in developing areas: A case study in Da Nang, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113323.
- Tsering T., Sillanpää M., Sillanpää M., Viitala M., Reinikainen S.P., 2021: Microplastics pollution in the Brahmaputra River and the Indus River of the Indian Himalaya, *Science of the Total Environment* 789, 147968
- Vágás I., Bezdán M. 2015: A Tisza és árvizei. Kisbíró Kft., Szeged 8-25; 63-78.
- van Emmerik, T., Schwarz, A. 2019: Plastic debris in rivers. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 7, 1-24.
- Van Wijnen, J., Ragas, A. M. J., Kroeze, C. 2019: Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Science of The Total Environment*.
- Vermaire, J.C., Pomeroy, C., Herczegh, S.M., Haggart, O., Murphy, M. 2017: Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS*. 2: 301-314.
- Waldschläger K. and Schüttrumpf H. 2019: Erosion Behavior of Different Microplastic Particles in Comparison to Natural Sediments. *Environmental Science & Technology*, 53 (22), 13219-13227
- Walling, D. E. 2005: Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of The Total Environment*, 344(1–3), 159–184.
- Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L. 2017: Microplastics in the surface sediments from the Beiji River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171, 248–258.
- Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., Wang, J. 2017: Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 575, 1369–1374.
- Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P. J., Walter, M. T. 2019: The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Science of The Total Environment*.
- Weideman, E. A., Perold, V., Ryan, P. G. 2019: Little evidence that dams in the Orange–Vaal River system trap floating microplastics or microfibrils. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110664.
- Wen, X., Du, C., Xu, P., Zeng, G., Huang, D., Yin, L., Yin, Q., Hu, L., Wan, J., Zhang, J., Tan, S., Deng, R. 2018: Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: Abundance, composition, surface textures. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 414–423.
- Williams, G.P.; Wolman, M.G. 1984: Downstream Effects of Dams on Alluvial Rivers; Professional Paper; US Government Printing Office: Washington, DC, USA.
- World Bank. 2015a: Water and Wastewater Services in the Danube Region: Ukraine Country Note. Washington, 1 – 16.
- World Bank. 2015b: Water and Wastewater Services in the Danube Region: Romania Country Note. Washington, 1 – 16.

- World Bank. 2015c: Water and Wastewater Services in the Danube Region: Hungary Country Note. Washington, 1 – 16.
- World Bank. 2015d: Water and Wastewater Services in the Danube Region: Slovakia Country Note. Washington, 1 – 16.
- World Bank. 2015e: Water and Wastewater Services in the Danube Region: Serbia Country Note. Washington, 1 – 16.
- Wu, P., Tang, Y., Dang, M., Wang, S., Jin, H., Liu, Y., Jing, H., Zheng, C., Yi, S., Cai, Z. (2020). Spatial-temporal distribution of microplastics in surface water and sediments of Maozhou River within Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. *Science of The Total Environment*, 717, 135187.
- Xiong, X., Wu, C., Elser, J. J., Mei, Z., Hao, Y. 2019: Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River – From inland to the sea. *Science of The Total Environment*, 659, 66–73.
- Xu, J. L., Thomas, K. v., Luo, Z., Gowen, A. A. 2019: FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 119, 115629.
- Xu, Q., Xing, R., Sun, M., Gao, Y., An, L. 2020: Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *Science of The Total Environment*, 729, 139025.
- Yan, X., Cao, Z., Murphy, A., Qiao, Y. 2022: An ensemble machine learning method for microplastics identification with FTIR spectrum. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(4), 108130.
- Yan, Z., Yufang Chen, Bao, X., Zhang, X., Ling, X., Lu, G., Liu, J., Nie Y., 2021: Microplastic pollution in an urbanized river affected by water diversion: Combining with active biomonitoring, *Journal of Hazardous Materials* 417, 126058
- Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., Wu, C. 2015: Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, 204, 117–123.
- Zhao, W., Li, J., Liu, M., Wang, R., Zhang, B., Meng, X. Z., & Zhang, S. (2024). Seasonal variations of microplastics in surface water and sediment in an inland river drinking water source in southern China. *Science of The Total Environment*, 908, 168241.
- Zhdanov, I., Lokhov, A., Belesov, A., Kozhevnikov, A., Pakhomova, S., Berezina, A., Frolova, N., Kotova, E., Leshchev, A., Wang, X., Zavialov, P., Yakushev, E. 2022: Assessment of seasonal variability of input of microplastics from the Northern Dvina River to the Arctic Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 175, 113370
- Zhou, J., Liu, X., Li, W., Cao, Y. 2024: Characteristics, sources, and distribution of microplastics in sediments and their potential ecological risks: A case study in a typical urban river of China. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114575.
- Zhou, Z., Zhang, P., Zhang, G., Wang, S., Cai, Y., Wang, H. 2021: Vertical microplastic distribution in sediments of Fuhe River estuary to Baiyangdian Wetland in Northern China. *Chemosphere*, 280, 130800.

Internetes hivatkozások:

- atlatszo.ro, 2017: <https://atlatszo.ro/kornyezet/sulyosan-fertozo-szennyvizet-pumpal-a-szamosba-a-vetesi-husfeldolgozo/> (hozzáférve: 2024. október 12.)
- bumm.sk, 2021: Kritikus a szennyvízelvezetési helyzet Dél-Szlovákiában. <https://www.bumm.sk/regio/2021/12/20/kritikus-a-szennyvizelvezetesi-helyzet-del-szlovakiaban> (hozzáférve: 2024. október 12.)
- Európai számvevőszék 2015: Unió finanszírozású települési szennyvíztisztítótelepek a Duna-medencében: a tagállamoknak további segítségre van szükségük az uniósszennyvíz-politikai célok eléréséhez. Európai Számvevőszék 12, rue Alcide De Gasperi 1615 Luxembourg. Elérhető online: https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR15_02/SR_DANUBE_RIVER_EN.pdf (hozzáférve: 2024. október 15.)
- Hungary Today. 2022: Sajó River Wildlife Endangered due to Polluted Mine Water from Slovakia. <https://hungarytoday.hu/entire-wildlife-sajo-river-polluted-slovakia-mine-water-poison/> (hozzáférve: 2024. október 16.)
- hvg.hu, 2021: https://hvg.hu/zhvg/20210901_pet_palackok_tisza_pet_kupa_muanyag hulladek (hozzáférve: 2024. október 15.)
- index.hu, 2007: <https://index.hu/kulfold/eu/vizugy637282/> (hozzáférve: 2024. október 14.)
- index.hu, 2019: <https://index.hu/belfold/2019/12/11/tizezer-tonna-hulladekot-es-uszadekfut-emeltek-k-i-a-tiszbol-a-kiskorei-vizlepcsone/> (hozzáférve: 2024. október 15.)
- innoteka.hu, 2020: <https://www.innoteka.hu/cikk/megtisztulnak-a-felső-tisza-vidék-folyói.2166.html> (hozzáférve: 2024. október 12.)
- KSH. 2019: A Települések Infrastrukturális Ellátottsága. Elérhető online: <https://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/stattukor/telepinfra/2019/index.html> (hozzáférve: 2024. október 15.).
- KSH. 2022: Térképes Interaktív Megjelenítő Alkalmazás, Elérhető online: <https://map.ksh.hu/timea/?locale=hu> (hozzáférve: 2024. október 15.)
- magyarnarancs.hu, 2016: „A Tisza egy halott folyóvá válik” – Baranyi Krisztina a szennyben úszó természetéről <https://magyarnarancs.hu/kismagyarorszag/a-tisza-egy-halott-folyova-valik-baranyi-krisztina-a-szennyben-uszo-termeszetrol-100950> (hozzáférve: 2024. október 12.)
- padis.hu. 2008: <https://padis.hu/iranytu/bihar-megye.html> (hozzáférve: 2024. október 14.)
- petkupa.hu, Elérhető online: https://petkupa.hu/hu_HU/ (hozzáférve: 2024. október 12.)
- Romanian Water Association: Municipal Water and Wastewater Treatment Sector in the context of the EU Environmental Policy. 2011. Elérhető online: <https://www.yumpu.com/en/document/read/49722811/romanian-water-association> (hozzáférve: 2024. október 12.)
- szabadsag.ro, 2018: <http://szabadsag.ro/-/nagyszabasu-viz-es-szennyvizhalozat-fejlesztesbe-kezd-a-megye> (hozzáférve: 2024. október 15.)

10. Mellékletek

M1 táblázat: A Tiszán és mellékfolyóin 2020–2023 közötti időszakban végzett felmérések mintavételi pontjainak részletes eredményei. A mellékfolyók szürkével kiemelve.

Szakaszok	Koordináták		Ország	Mellékfolyó/ Település	Folyóvízi forma	Üledék (labID)	Víz (labID)	2020	2021		2022		2023	
	Szélesség	Hosszúság						Üledék (db/kg)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)
S1	48° 4'31.75"	24° 14'38.90"	UA	Rahó, Fekete Tisza	oldalzátony	2.		1208	540					
	48° 4'23.09"	24° 14'33.55"	UA	Rahó	oldalzátony	3.	a	1240	1060	17				
	47° 56'12.56"	24° 10'39.12"	UA	Terebesfejérpatak	oldalzátony	5.		460	2260					
	47° 57'13.93"	24° 3'26.96"	UA	Lonka	üledéktelep	6.			880					
S2	47° 59'57.63"	24° 1'40.43"	UA	Shopurka/ Velykyi Bosko	oldalzátony	A1		440	275					
	47° 58'10.98"	24° 0'31.48"	UA	Shopurka/ Velykyi Bosko	oldalzátony	A2		740	860					
	47° 58'4.84"	23° 49'58.69"	UA	Aknaszlatina	oldalzátony		b			61				
	48° 2'43.75"	23° 42'23.43"	UA	Tarac/Bilovartsi		B1			1740					
	48° 0'0.01"	23° 40'36.35"	UA	Tarac/Tereszva	oldalzátony	B2		1775	1460					
	48° 2'4.53"	23° 29'58.58"	UA	Bustyaháza	oldalzátony	10.	c	2160	20	27				
	48° 4'40.93"	23° 32'20.38"	UA	Talabor/ Vonihove	oldalzátony	C1		1020	580					
	48° 2'28.77"	23° 29'24.64"	UA	Talabor/ Bustyaháza	övezátony	C2		480						
	48° 7'41.95"	23° 21'8.06"	UA	Huszt	üledéktelep		d			27				
	48° 12'4.11"	23° 17'36.50"	UA	Nagyág/Huszt	oldalzátony	D1		620	700					
	48° 10'51.26"	23° 16'12.69"	UA	Nagyág/Huszt	övezátony	D2		1020	963					
	48° 9'49.22"	23° 6'36.02"	UA	Alsóveresmart	övezátony	12.	e	1820	2660	32				
	48° 4'59.67"	22° 52'55.82"	UA	Tiszabökény	övezátony	14.		1240	20					
	48° 6'26.32"	22° 49'52.61"	HU	Tiszabecs HU	övezátony	16.	f	1880		7	960	45	2360	103
	48° 7'11.84"	22° 45'23.05"	HU	Tiszacsécse	övezátony	17.		1640	1160		1140		980	
	48° 6'12.75"	22° 37'16.43"	HU	Szatmárcseke	övezátony	18.		800	1600		2280		1140	

Szakaszok	Koordináták		Ország	Mellékfolyó/ Település	Folyóvízi forma	Üledék (labID)	Víz (labID)	2020	2021		2022		2023	
	Szélesség	Hosszúság						Üledék (db/kg)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)
S2	48° 3'39.20"	22°31'5.85"	HU	Tivadar	övezátány	19.	g	736	360	0	1300	16	600	54
S3	48° 2'24.93"	22°23'39.49"	HU	Szamos/Panyola	oldalzáány	E1		2282	1120		1820		2720	
	48° 5'7.80"	22°20'34.55"	HU	Szamos/ Olcsvaapáti	övezátány	E2	E	1240	1660		980	48	800	56
	48° 7'11.72"	22°20'7.68"	HU	Gergelyiugornya	övezátány	20.	h	2216	780	6	400	16	2980	26
	48° 5'8.99"	22°19'43.46"	HU	Kraszna/Olcsva	oldalzáány	F1		2820	1500		3700		2260	
	48° 7'35.55"	22°19'20.40"	HU	Kraszna/ Vásárosnamény	oldalzáány	F2	F	4220	1140		3440	11	760	33
	48°12'1.09"	22°16'27.67"	HU	Aranyosapáti	oldalzáány	21.	i	1630	240	42	500	25	2080	37
	48°19'1.57"	22°14'55.64"	HU	Tiszaogorós	oldalzáány	22.	j	800	1480	5	1080	23	1460	57
	48°23'50.66"	22° 9'19.36"	HU	Záhony	üledéktelep	23.		2048	1120		1400		1560	
	48°20'44.59"	22° 6'19.87"	HU	Tuzsér	oldalzáány	24.	k	2200	340	11	700	16	920	81
	48°14'16.84"	21°55'8.09"	HU	Dombrád	üledéktelep	25.		986	560		620		2280	
	48° 9'53.51"	21°39'39.66"	HU	Tiszabercel	üledéktelep	26.	l	1500	1000	12	800	11	1320	15
	48°10'42.50"	21°29'38.71"	HU	Szabolcs	üledéktelep	27.		1045	860		120		960	
	48°11'45.61"	21°23'4.15"	HU	Bodrog/Szegi	oldalzáány	G1	G	998	840		800	11	2560	45
	48°10'14.18"	21°21'44.42"	HU	Bodrog/ Bodrogkisfalud	oldalzáány	G2		1000	1760		960		2900	
	48° 6'48.68"	21°24'57.45"	HU	Tokaj	üledéktelep	28.		832	420		280		1540	
	48° 1'46.59"	21°13'50.82"	HU	Tiszadada	üledéktelep	29.		2000	120		900		3440	
	48° 0'32.37"	21° 8'23.66"	HU	Tiszadob	üledéktelep	30.	m	740	540	19	180	8	1420	28
	48° 6'29.22"	20°57'38.13"	HU	Hernád/ Gesztely	oldalzáány	H1	H	3440	860		320	24	720	77
	48° 1'59.29"	20°53'44.49"	HU	Sajó/Sajópetri	üledéktelep	I1	I	3600	1400		3800	23	960	196
	47°59'7.64"	20°56'43.06"	HU	Sajó/Muhi	oldalzáány	I2		6383	1940		4860		3100	
	47°53'3.88"	21° 3'48.34"	HU	Tiszapalkonya	oldalzáány	31.		2880	300		860		1740	
	47°47'7.66"	20°59'59.93"	HU	Tiszakeszi	üledéktelep	32.	n	1080	200	10	280	8	1020	11
S4	47°40'31.49"	20°51'54.47"	HU	Tiszadorogma	oldalzáány	33.	o	1260	700	8	820	8	4020	8
	47°38'26.28"	20°43'33.61"	HU	Tiszafüred	üledéktelep	34.		1620	1120		860		1680	
	47°29'28.34"	20°30'49.36"	HU	Kisköre	oldalzáány	35.		1228	960		1120		500	

Szakaszok	Koordináták		Ország	Mellékfolyó/ Település	Folyóvízi forma	Üledék (labID)	Víz (labID)	2020	2021		2022		2023	
	Szélesség	Hosszúság						Üledék (db/kg)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)	Üledék (db/kg)	Víz (db/m³)
S4	47°23'38.66"	20°23'29.55"	HU	Tiszasüly	üledéklepel	36.		1440	120		700		2800	
	47°23'19.46"	20°26'29.28"	HU	Tiszaroff	üledéklepel	37.	p	1437		4	240	17	1880	32
	47°20'14.06"	20°26'43.42"	HU	Kőtelek	oldalzátony	38.		620	200		600		1900	
	47°16'4.76"	20°27'19.73"	HU	Nagykörű	oldalzátony	39.	q	1960	540	21	540	27	2700	82
	47°10'23.49"	20°13'2.76"	HU	Szolnok	oldalzátony	40.		920	640		280		720	
	47°13'59.88"	20° 7'27.76"	HU	Zagyva/ Zagyvarékas	üledéklepel	J1		787	480		560		3500	
	47°11'17.28"	20°12'3.46"	HU	Zagyva/Szolnok	oldalzátony	J2	J	2780	420		320	63	2040	38
	47° 9'30.44"	20°10'48.03"	HU	Szolnok	üledéklepel	41.		1940	360		880		440	
	47° 2'3.58"	20°13'2.45"	HU	Vezseny	oldalzátony	42.	r	2260	360	18	260	21	1460	25
	46°56'31.67"	20° 7'21.92"	HU	Tiszakécske	övezátony	43.		1180	500		440		820	
	46°51'21.19"	20° 2'40.92"	HU	Tiszaug	oldalzátony	44.	s	700	260	8	880	4	920	18
	46°42'57.61"	20°11'8.07"	HU	Csongrád	övezátony	45.	t	1720	560	23	820	24	1040	34
	46°50'13.99"	20°16'54.77"	HU	Hármas-Körös/ Kunszentmárton	üledéklepel	K1	K	1575	1200		1960	11	2900	44
	46°48'16.78"	20°12'48.88"	HU	Hármas-Körös/ Szelevény	üledéklepel	K2		1680	980		1660		2320	
	46°31'14.00"	20° 9'52.98"	HU	Mindszent	övezátony	46.	u	900	1580	24	460	63	1840	58
S5	46°20'17.33"	20°13'8.18"	HU	Algyő	oldalzátony	47A					360		1740	
	46°11'45.90"	20°28'26.90"	HU	Maros/Makó	üledéklepel	L1	L		1160		3160	25	2620	73
	46°14'57.62"	20°11'57.39"	HU	Maros/Szeged	üledéklepel	L2			1440		2200		700	
	46°15'0.41"	20° 9'15.53"	HU	Szeged	oldalzátony	47.	v		380	32	280	8	2080	184
	46° 4'11.00"	20° 3'56.00"	SRB	Kanizsa	oldalzátony	48.	w	520	1240	13	1340	21	860	81
	45°55'57.00"	20° 5'46.00"	SRB	Zenta	oldalzátony	49.		840	1060		1220		940	
	45°47'56.79"	20° 8'51.93"	SRB	Ada	oldalzátony	50.	x	520	800	16	1020	46	620	43
	45°36'37.35"	20° 3'44.69"	SRB	Óbecse	üledéklepel	51.	y	360	800	17	860	30	2300	21
	45°23'31.75"	20°12'24.76"	SRB	Nagybecskerek	oldalzátony	52.	z	400	380	35	800	33	1780	95
	45°10'37.00"	20°16'59.00"	SRB	Titel	oldalzátony	53.		540	300		1300		2100	