

ÁRTÉRI ÜLEDÉKEK MIKROMŰANYAG TARTALMA AZ ALSÓ-TISZA EGY KANYARULATA MENTÉN

FÓRIÁN SZILVESZTER – KISS TÍMEA

MICROPLASTIC CONTENT OF FLUVIAL SEDIMENTS ALONG
A MEANDER OF THE LOWER TISZA, HUNGARY

Abstract

Plastics get into the environment legally or illegally, and their amount is increasing continuously because their usage is constantly increasing. Microplastics (<5 mm) have several morphological types: fragments can be formed by physical weathering of larger plastic objects; fibres usually originate from washing synthetic clothes; while pearls used in cosmetics get into the environment by means of communal waste. Our aim is to analyse the sedimentation pattern of microplastics on various floodplain forms along a natural meander of the Lower Tisza River, Hungary. The uppermost sediment layer (0–5 cm) of the floodplain forms contains 0–1800 microplastics/kg. The sediments of the swales (458–1300 particles/kg) and the point bar sediments (220–1600 particles/kg) are the most polluted, but the samples from the low-lying clay pits are also highly contaminated (818–880 particles/kg). The active point bar and the natural levee have lower levels of microplastic contamination (100–620 particles/kg). In the natural levee along the channel, microplastics are present to a depth of 50 cm (1753–4800 particles/kg), while in the distal parts of the floodplain only the upper 0–10 cm sediment layer is polluted. Plastic fibres are the most common plastic types in the samples, clearly indicating that they originate from treated or untreated wastewater.

Keywords: microplastic, alluvial sediment, fluvial form, communal wastewater, Central Europe

Bevezetés

A világ műanyag felhasználása folyamatosan növekszik, évente több mint 300 millió tonna műanyagot állítanak elő, melynek közel fele egyszeri használatra készül (IZSÁK É. – VARGA M. 2020). A műanyagok kikerülhetnek a környezetbe, így a műanyag-szennyezés napjainkra az egyik leglátványosabb globális környezeti problémává vált. A környezetbe kijutó, ott lerakódó műanyagokat méretük alapján csoportosíthatjuk. A mikroműanyagok közé az 5 mm-nél kisebb műanyagdarabok tartoznak (STOVEN, K. et al. 2015). Az elsődleges mikroműanyagokat már eleve kisméretűre gyártják, és jellemzően kozmetikai szerekben (pl. arcradír, bőrhámlasztó, fogkrém) fordulnak elő (COLE, M. et al. 2011). A másodlagos mikroműanyagok ugyanakkor a nagyobb műanyagok fizikai és kémiai úton való kopásával és töredezésével jönnek létre (COLE, M. et al. 2011).

Az utóbbi évtizedben egyre több kutatás indult a mikroműanyagok vizsgálatára az óceánokban (EVERAERT, G. et al. 2020), tavakban (ERIKSEN, M. et al. 2013), valamint folyók üledékében (HORTON, A. et al. 2017) és vizében (HE, D. et al. 2021). Hazánkban BORDÓS, G. és munkatársai (2019) tavakban vizsgálták a mikroműanyagok mennyiségét, megállapítva, hogy némileg szennyezettebbek, mint az európai vizek. A Tisza és mellékfolyói mentén KISS, T. és munkatársai (2021b) az üledékben vizsgálták a mikroműanyagok folyásirány szerinti változását. Megállapították, hogy a Felső- és az Alsó-Tiszát, illetve a Szamost és a Krasznát veszélyezteteti leginkább a mikroműanyag-szennyezés.

Egyre több kutatás jut arra a következtetésre, hogy a legfőbb mikroműanyag szennyező forrás a folyókba jutatott tisztított vagy tisztítatlan szennyvíz, ugyanis a mintákban a ruhák mosásából származó szintetikus szálak a leggyakoribbak (HORTON, A. et al. 2017; HURLEY, R. et al. 2018; SEKUDEWICZ, I. et al. 2021; ZHOU, Z. et al. 2021). Így van ez a Tisza és mellékfolyói esetében is (KISS, T. et al. 2021b). YANG, L. és munkatársai (2019) szerint megközelítőleg 75 ezer szintetikus szál kerül a mosóvízbe 1 m² szintetikus textília mosása során. PARRAG T. és KÁTAI-URBÁN L. (2020) a pécsi szennyvizet vizsgálva megállapították, hogy a nyers szennyvíz 1794 db/liter mikroműanyagot tartalmaz, míg a tisztított szennyvíz már csak 221 db/litert. Ezen adat alapján a pécsi szennyvíztisztító telepből naponta több tíz millió mikroműanyag jut a természetbe. Ugyanakkor ez azt is sugallja, hogy a földekre kijuttatott szennyvíziszap is jelentős szennyezőforrás lehet, ráadásul a talajerózió következtében a mikroműanyagok a vizekbe is bejuthatnak.

A folyórendszerekbe bejutott mikroműanyag szennyezés előbb-utóbb lerakódik az ártéren vagy a meder különböző formáin. A hordalék lerakódásának mintázatát és ütemét több tényező is befolyásolja. Az adott folyószakaszra és ártérre érkező hordalék és a vele együtt érkező szennyeződések mennyiségét a vízhozam, az esés, szállítódó hordalék mennyisége és minősége, illetve a meder eróziós folyamatai befolyásolják (KNIGHTON, D. 1998). Ezzel szemben azt, hogy a szállított hordalék, hol és milyen vastagságban rakódik le, az ártér morfológiája, az ártérre lépő víz hordalékhozama, az árvíz áramlási viszonyai, a folyótól mért távolság és az ártér növényborítottsága határozza meg (JAKUCS, L. 1982; BALOGH, K. 1991; GÁBRIS, GY. et al. 2002; SÁNDOR, A. 2011). Mivel ezek időben változhatnak, ezért két egymást követő árvíz esetében sem egyforma az akkumuláció mértéke, ráadásul annak mintázata is módosulhat (KISS T. et al. 2002, LOVÁSZ, GY. 2005).

Az ártéren felhalmozódó üledék mintázatát és akkumulációjának mértékét alapvetően az ártér domborzata befolyásolja, ami meghatározza az áramlási viszonyokat. Általában a mélyebb fekvésű térszíneken a víz sebességsökkenése miatt a lebegtetett hordalék jelentős része kiüledszik (OROSZI, V. 2009). SÁNDOR A. (2011) azt is megállapította, hogy a folyó hordalékhozama még hasonló magasságú és vízhozamú, hasonló időszakokban kialakult árvizek esetén is jelentős eltérést mutathat, ami befolyásolja, hogy egy árvíz mennyi hordalékot rak le az ártereken. Ezek mellett az ártér mélyebb részeit pl. lecsapoló medreket vagy kubikgödöröket jobban érinti az üledék akkumulációja, mint az ártér magasabb részeit (OROSZI, V. et al. 2006). Ugyan a kubikgödörök gyakran a medertől távol helyezkednek el, de csatornákkal és lecsapoló medrekkel kapcsolódnak a mederhez, és így ide már mederkitöltő vízkor is víz áramlik, melynek következtében a hordalék is ki tud ülepedni.

A hordalék akkumulációját elősegítheti a hullámtérre kilépő víz szétáramlása, mivel az ártéren a vízoszlop magassága kisebb, mint a mederben, így a víz elveszíti a hordalék továbbszállításához szükséges energiája jelentős részét (BRIERLEY, G. et al. 1997). Az áramlási viszonyok és a lerakódás közötti kapcsolatot elemezve BORSY Z. (1972) megállapította, hogy az áramlási holtterekben, illetve az egymást kioltó áramlatok hatására a vízsebesség lecsökken és a hordalék lerakódik.

A lerakódás mintázatát és szemcseösszetételét alapvetően meghatározza a folyótól való távolság, mivel a part közeli sávban rakódik le a legtöbb üledék, míg az ártér távolabbi területei felé haladva a feltöltődés mérséklődik (ASSELMAN, N.E.M. – MIDDELKOOP, H. 1995; OROSZI V. 2009; SÁNDOR A. 2011). Az ártér szélessége és a feltöltődés üteme közötti kapcsolat sokáig nem volt tisztázott. GÁBRIS GY. és munkatársai (2002) szerint pozitív korreláció figyelhető meg, míg KÁROLYI Z. (1960) szerint negatív. NAGY J. et al. (2017) alsó-tiszai eredményei viszont alátámasztják, hogy a hullámtér szélessége és a felhalmozódott hordalék térfogata között egyenes arányosság van. A mederhez közel mindig jelentős mértékű az akkumuláció, legyen az egyenes vagy meanderező szakasz (OROSZI

V. et al. 2006). FIALA K. (2002) kutatásai szerint minél kisebb görbületi sugarú a folyókanyar, annál intenzívebb és szélesebb sávot érint az üledékfelhalmozódás.

Az ártéri morfológia és a folyótól való távolság következtében létrejött üledékfelhalmozódást az ártér növényborítottsága és területhasználata módosítja, ugyanis a növényzet az ártér érdességének növelése révén csökkenti a vízsebességet. GEERLING, G. W. és munkatársainak (2008) kutatása kimutatta, hogy az erdővel borított területen nagyobb az akkumuláció, mint a mezőgazdasági művelés alatt álló ártéren, bár erdős területen sem egyforma az üledék-lerakódás mintázata, mivel az áramlási viszonyok is különbözőek. A növényzet sűrűsödésével nő az akkumuláció mértéke is, de túl sűrű erdő esetén a trend megfordul. KISS T. (2014) egy küszöbértéket állapított meg, mely szerint $n=0,2$ növényzeti érdesség felett megváltozik az akkumuláció mértéke, ugyanis a kisebb vízsebességgel kevesebb lebegtetett hordalék tud beáramlani, így kevesebb hordalék akkumulálódik.

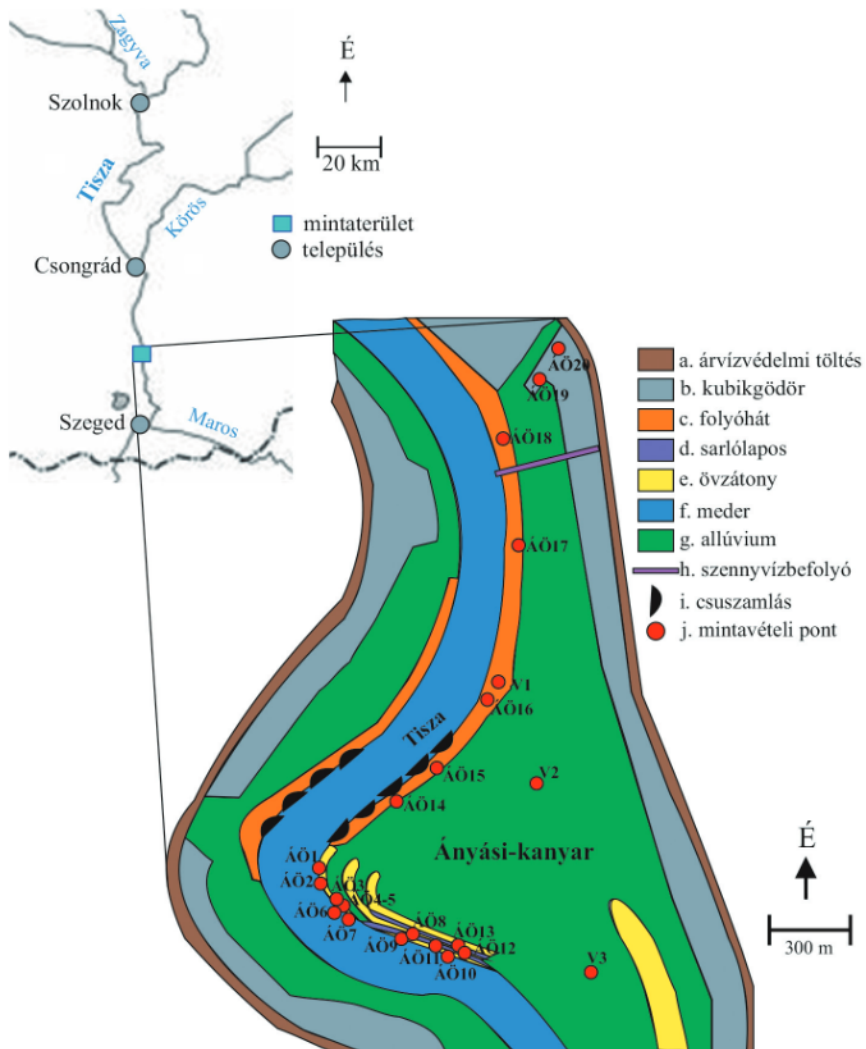
Mivel a különböző mederformákon az áramlási viszonyok eltérnek, ezért rajtuk nem csak a természetes hordaléklerakódás változik, de különböző lehet a lerakódott üledék mikroműanyag szennyezettsége is. Korábbi kutatásunkban (KISS, T. et al. 2021b) ezt nem állíthattuk nagy bizonyossággal, mivel a vizsgálatot a Tisza Rahó és Szeged közötti szakaszán végeztük, ahol a mintavételi pontok egymástól nagy távolságban (30–50 km) voltak, illetve a folyószakaszok esésviszonyai is befolyásolhatták az üledék szennyezettségét. Ezért jelen kutatásunk célja, hogy (1) egy természetesen fejlődő kanyarulat különböző ártéri formáin vizsgáljuk meg az üledék mikroműanyaggal való szennyezettségét, (2) megvizsgáljuk, hogy a mikroműanyag mennyisége hogyan változik a mélység függvényében az ártér különböző pontjain.

A mintaterület

A vizsgálatokat az Alsó-Tisza középső szakaszán, Mindszenttől délre az Ányási-kanyarulat mentén végeztük (*1. ábra*). Ez az Alsó-Tisza legélesebb kanyarulata, amely szabadon fejlődik és áthelyeződik (SÁNDOR, A. 2011, NAGY, J. 2020). Az Alsó-Tiszán az árhullámok rendszerint hosszabban elhúzódnak, mint a felsőbb szakaszokon, mivel árvízkor gyakran érvényesül a Duna és a Maros visszaduzzasztó hatása (VÁGÁS, I. – BEZDÁN, M. 2015), ami kedvez az üledékfelhalmozódásnak. A folyamatot tovább erősítheti, hogy az Alsó-Tiszán belül ez a szakasz romló esésviszonyokkal rendelkezik (KISS, T. et al. 2019). A mindszeri vízmércén a legmagasabb vízállás a 20–21. században többször is megdőlt, így az 1970-es árvíznél magasabb vízszintet mértek 2000-ben (1000 cm) és 2006-ban (1062 cm) is, ami azt jelenti, hogy 3–5 m-es mélységű vízoszlop borította a hullámteret (SÁNDOR, A. 2011). Ugyanakkor 2013 óta nem fordult elő olyan árvíz, ami a hullámtér egészét ellepte volna, legfeljebb a gátak előterében lévő mélyedésekben alakult ki néhány deciméteres vízoszlop, de a mederhez közeli magasabb térszínek szárazulatok maradtak, mivel ezek elöntéséhez 750–850 cm-es vízállás szükséges (NAGY, J. 2020).

Az Alsó-Tiszán a lebegtetett hordalék a domináns: Szegednél évente 18,7 millió tonna lebegtetett hordalékot szállít, amelynek töménysége átlagosan 370 g/m^3 , de árvízkor akár 2000 g/m^3 is lehet (BOGÁRDI, J. 1971). A lebegtetett hordalék átlagos szemcsemérete 0,02–0,05 mm, míg a fenékhordalék homokos anyagában a 0,1–0,2 mm-es szemcsék jellemzőek (LÁSZLÓFFY, W. 1982).

A mintaterületen a magasságkülönbség alig haladja meg a 2 métert. Alacsonyan fekvő térszínek a gátak lábánál kialakított kubikgödrök (79,6–79,8 m Bf), illetve a kanyarulat belső ívén lévő sarlólaposok (79,6–80 m Bf). Az ártér felszínéből kiemelkednek a folyóhátak (82–82,5 m Bf) és az övzátónyosorok (80–80,4 m Bf) (*1. ábra*). Az övzátónyok a meder

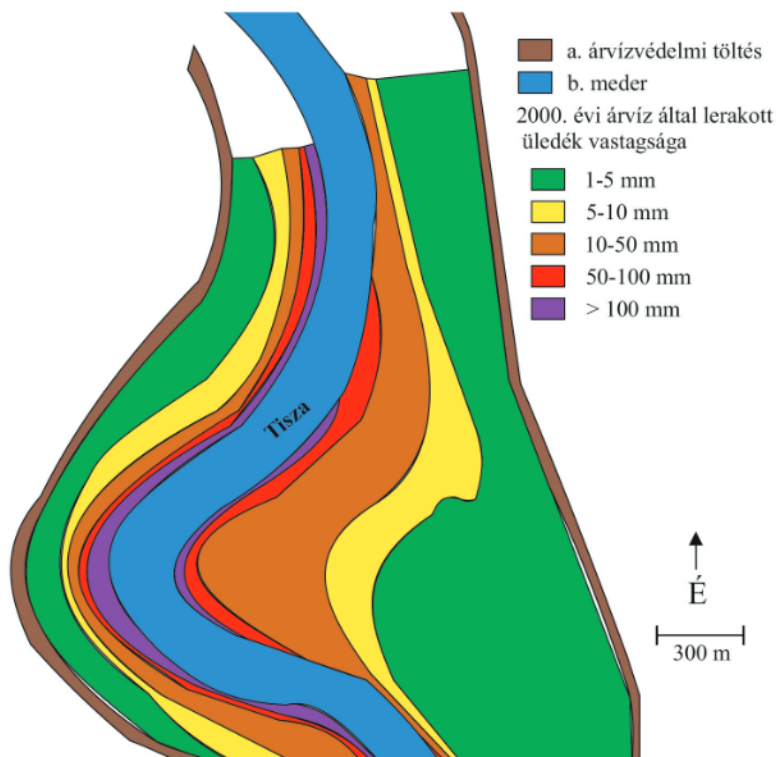


1. ábra A mintaterület geomorfológiai vázlata az ott előforduló ártéri formákkal
 Figure 1 The geomorphological forms of the study area. a. artificial levee; b. clay pit; c. natural levee; d. swale; e. point bar; f. channel; g. alluvium; h. wastewater outflow; i. landslide; j. sampling point

domború oldalán létrejövő akkumulációs formák (GÁBRIS, GY. et al. 2002), amelyeknek két típusa különíthető el a mintaterületen. Az aktív övzátóny a partél alatt, a mederben helyezkedik el, vertikális és oldalirányú növekedés is jellemzi, míg az övzátónysorok a partélen túli ártéri területen vannak és már csak vertikális feltöltődés jellemző rájuk (HAPP, S.C. et al. 1940). Az övzátónysorok csak a nagyobb árvizek során állnak vízborítás alatt és csak ekkor lehetséges a hordalék lerakódása, ugyanakkor az aktív övzátónt bármilyen vízállás érinti, de leginkább a mederkitöltő ár hullámok építik (ASSELMAN, N.E.M. – MIDDELKOOP, H. 1995; NAGY, J. 2020). Az Ányási-kanyarulat belső ívén elterülő aktív övzátónyra a mérések szerint ciklikusan hol akkumuláció, hol erózió jellemző (AMISSAH, G. J. 2020), azonban az aktív övzátóny nem magasodik a partél szintje fölé. Árvíz során a kiáradó

víz sokat veszít sebességéből, ezért a legdurvább anyagot (jellemzően homokot) a meder melletti sávban rakja le, így hozva létre a folyóhátat (GÁBRIS, Gy. et al. 2002). A meder oldalát rendre omlások és csuszamlások formálják, így a partél a mintaterületen 1-2,4 m/év ütemmel hátrál (AMISSAH, G. J. 2020).

Az Ányási-kanyarulatban az ártérfeltöltődés mértéke az ármentesítési munkák óta (1889) a keskeny, jobb parti térszínen átlagosan 95 cm, azaz kb. 323 ezer m³ hordalék akkumulálódott, míg a szélesebb bal oldali hullámtéri területen 51 cm, tehát 392,7 ezer m³ anyag rakódott le (KISS, T. et al. 2021c). A kanyarulat mentén az 1998-2000 közötti árvizek után KISS T. és munkatársai (2002) megmérték az árvizek által lerakott hordalék vastagságát. Megállapították, hogy az 1998-99-es árvizek átlagosan 37,9 mm, míg a 2000-es árvíz átlagosan 6,5 mm vastag üledékréteget hagyott maga után (2. ábra). A legnagyobb anyagfelhalmozódást a part menti sávban (folyóhát és aktív övzátóny) mérték, ahol egy-egy árvíz akár 40–50 cm vastag homokos üledéket is lerakott. Azonban az árvizek levonulása után a folyóhát mentén tömegmozgásos folyamatok hatására a lerakódott üledék jelentős része visszakerült a folyóba. A folyómedertől távolodva viszont egyre kevesebb hordalék halmozódott fel: a töltések előterében már csak 1-5 mm vastagságú agyagos-iszapos üledéklepel képződött (KISS, T. et al. 2002, 2. ábra). SÁNDOR A. (2011) a 2006-os árvíz által lerakott üledék vastagságát vizsgálta, és megállapította, hogy a folyóhátan és az aktív övzátóny területén 10–150 mm, míg a töltés mentén már csak <5 mm vastag üledék halmozódott fel. Ezek az eredmények alátámasztják, hogy a medertől távolodva folyamatosan



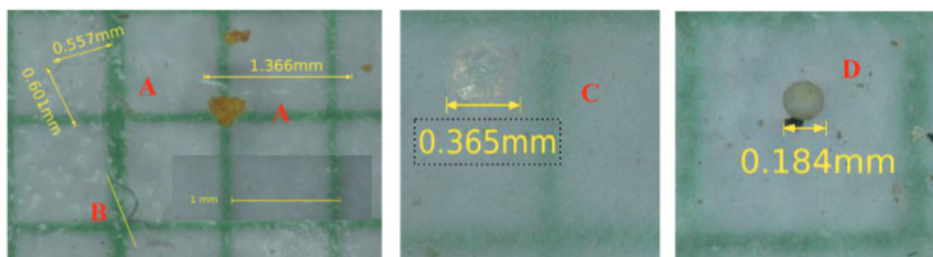
2. ábra A 2000. évi árvíz során lerakott üledék vastagsága a mintaterületen FIALA, K. (2002) alapján
Figure 2 The thickness of the sediment deposited by the 2000 flood in the study area after FIALA, K. (2002).
a. artificial levee; b. channel, riverbed

csökken az üledék akkumulációjának mértéke, illetve a szűk kanyarulat miatt a kanyarulat nyakánál a hullámtérre nagy energiával kilépő víz széles sávban rak le hordalékot.

A mintaterület északi felében engedik a Tiszába Mindszent város tisztított szennyvizét (1. ábra). A csatornahálózat kiépítése és a szennyvíztisztító rekonstrukciója 2015-ben fejeződött be. Korábban a szennyvíz nagy része alig tisztítottan vagy tisztítatlanul került ki a környezetbe.

Módszerek

A különböző ártéri formákról 20 pontban gyűjtöttünk felszíni üledékmintákat (0–5 cm). További három ponton pedig fúrásokat mélyítettünk, amelyekből 5 cm-ként vettünk mintát 1 méteres mélységig. A kiszárított mintákból a szervesanyagot és a műanyagot $1,8 \text{ g/cm}^3$ sűrűségű cink-klorid oldattal különítettük el a szervesen üledékszemszektől. A szervesanyag elroncsolására hidrogén-peroxidot használtunk (ATWOOD, E. C. et al. 2019). Az így elválasztott mikroműanyagokat (0,1–5 mm) fénymikroszkóp segítségével 50–100-szoros nagyítás alatt számoltuk, illetve az ún. „forró tű teszt” segítségével azonosítottuk (MERI 2017). Az azonosítás során elkülönítettük a színes és színtelen szálakat, gömböket és foszlányokat (3. ábra). A mikroműanyagok számát 1 kg üledékre vonatkozva adtuk meg. A mintagyűjtés és a feltárás során törekedtünk a műanyag eszközök használatának elkerülésére, illetve arra, hogy a feltárás során a levegőből ne szennyeződjenek a minták. Laboratóriumi tesztejaink szerint a feltárás során átlagosan 8 ± 4 db mikroműanyag szemcse juthat a mintákba a levegőből. Ezt az értéket kivontuk a megszámlált értékekből.



3. ábra Mikroszkópos felvételek különböző mikroműanyag típusokról.

A: színtelen szál; B: színes szál; C: foszlány; D: gömb

Figure 3 Microscopic view of various microplastic types.

A: colourless fibre; B: coloured fibre; C: fragment; D: pearl

Eredmények

Ártéri formák mikroműanyag szennyezettsége

A vizsgált Ányási-kanyar mentén négy ártéri fluvialis formáról (folyóhát, övzátonyosor, sarlólapos, és kubikgödör), illetve a mederben található aktív övzátonyról vettünk mintákat (1. táblázat).

A folyóhátat mintegy 1200 m hosszan mintáztuk meg öt ponton (ÁÖ14–ÁÖ18). A folyásirány szerinti legészakabbi mintavételi pont (ÁÖ18) a mindszeri szennyvíztisztító teleptől felvízi irányban található 80 méterre. Itt az üledék mikroműanyag tartalma 220 db/kg (4. ábra), mely szennyezettséget a Tisza felsőbb szakaszairól érkező mikroműanyagok

1. táblázat – Table 1

Az ártéri formákon lévő mintavételi pontok jellemzői és az üledék
mikroműanyag tartalma
Characteristics of the sampling points on various floodplain forms
and the microplastic content of the samples

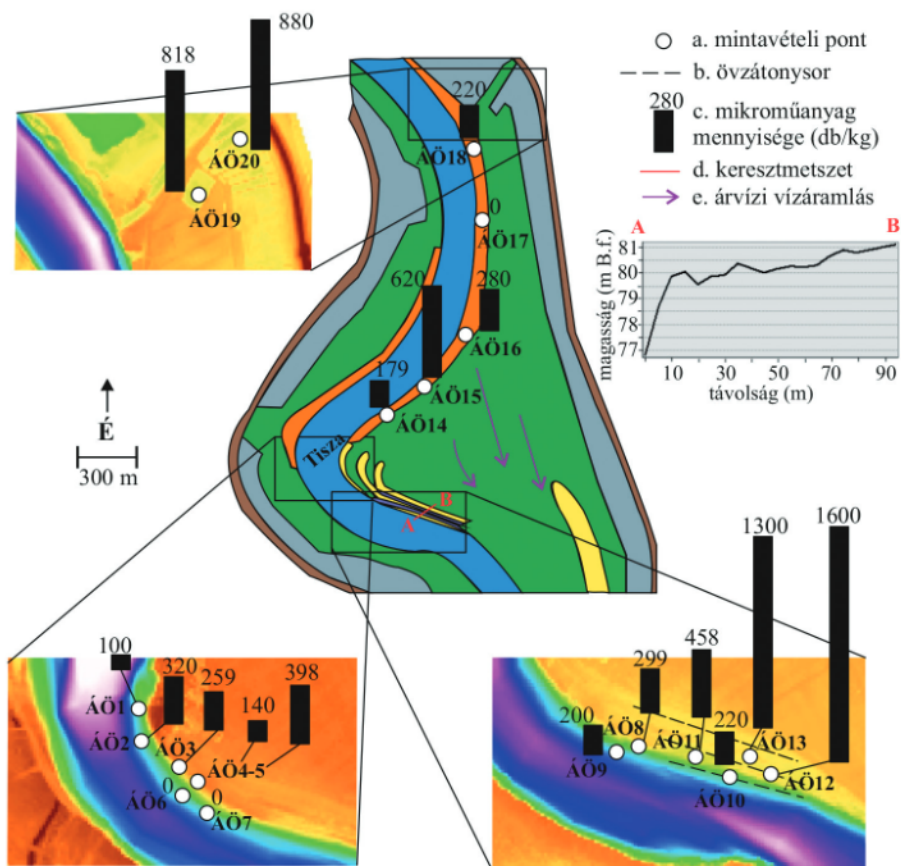
	Megmintá- zott forma (mintaszám)	Abszolút magasság (m Bf)	Relatív magasság az ártér átlagos szintjéhez (81 m) képest	Távolság a partételtől	Üledék típusa	Mikro- műanyag mennyisége (db/kg)
ártér/hullámtér	folyóhát (ÁÖ14–18)	82,0–82,5	+1-1,5 m	1-2 m	humuszos homok	0–620 (medián: 220)
	Övzátónysor (ÁÖ10, ÁÖ12)	80,0–80,4	–0,6-1,0 m	ÁÖ10: 18 m ÁÖ12: 45 m	humuszos homok	220–1600 (medián: 910)
	sarlólapos (ÁÖ11, ÁÖ13)	79,6–80,0	–1,0-1,4 m	ÁÖ11: 25 m ÁÖ13: 55 m	agyag	458–1300 (medián: 879)
	kubikgödör (ÁÖ19–20)	79,6–79,8	–1,2-1,4 m	ÁÖ19: 175 m ÁÖ20: 270 m	agyag	818–880 (medián: 849)
meder	aktív övezet (ÁÖ1–9)	ÁÖ1–3, ÁÖ7–9: 76,0	–5 m (kiszív szintje)	–5-8 m (mederben)	homok	0–320 (medián: 230)
		ÁÖ4–6: 80,5	–0,5 m (mederkitöltő vízszint)	–1-2 m (partél alatt)	ÁÖ4 és ÁÖ6: homok ÁÖ5: agyag	0–398 (medián: 140)

okozzák, a helyi szennyezőforrások nincsenek rá hatással. A következő mintavételi helyek az Ányási-kanyar és a tőle északra található mindszeri kanyar közötti inflexiós sávot kísérő folyóhátan (ÁÖ17–15), illetve annak végénél (ÁÖ14) található. Az ÁÖ17 mintavételi ponton gyakorlatilag mikroműanyag-mentes mintát gyűjtöttünk (a megszámlolt néhány szem a laboratóriumi feltárás hibahatárán belül volt). Az ezt követő mintákban folyásirányban már magasabb volt a szennyezettség (ÁÖ16: 280 db/kg, ÁÖ15: 620 db/kg, ÁÖ14: 179 db/kg).

A kanyarulat déli felében néhány, kisebb övezetből álló övezetysor is található (4. ábra), amelynek első két tagjából mintát vettünk (ÁÖ10 és ÁÖ12), illetve a közöttük/mögöttük lévő sarlólaposokból (ÁÖ11 és ÁÖ13) is. A partélhoz közelebbi övezetysor mikroműanyag szennyezettsége (ÁÖ10: 220 db/kg) jóval alacsonyabb, mint a partételtől távolabbi mintáé (ÁÖ12: 1600 db/kg). A partélhoz közelebbi sarlólapos anyagának mikroműanyag szennyezettsége szintén alacsonyabb (ÁÖ11: 458 db/kg), mint a távolabbi mintáé (ÁÖ12: 1300 db/kg).

A medertől legtávolabb lévő mintavételi pontok (ÁÖ19-20) az árvízvédelmi töltés közelében elhelyezkedő kubikgödörök aljában vannak. Bár a két kubikgödör eltérő távolságban van a medertől (1. táblázat), mindkét minta szennyezettsége hasonlóan magas (ÁÖ19: 818 db/kg, ÁÖ20: 880 db/kg; 4. ábra).

A kanyarulatban egy napjainkban is aktívan formálódó övezetysor is található, amelyből több helyen vettünk mintát a partél vonala alatt. Az ÁÖ1–3 és ÁÖ7–9 mintákat a kiszív szintjében gyűjtöttük (Mindszeri 87 cm vízállás), így feltehetően ezeket a homokos üledékeket a mintavétel előtti hetekben-hónapokban rakta le a Tisza. Ugyanakkor gyűjtöttünk mintákat az övezetysor legmagasabb pontjain is, a partél alatt (ÁÖ4–6), hogy feltárjuk a közöttük lévő különbségeket is. Megfigyelhető, hogy az övezetysor legaktívabban épülő,

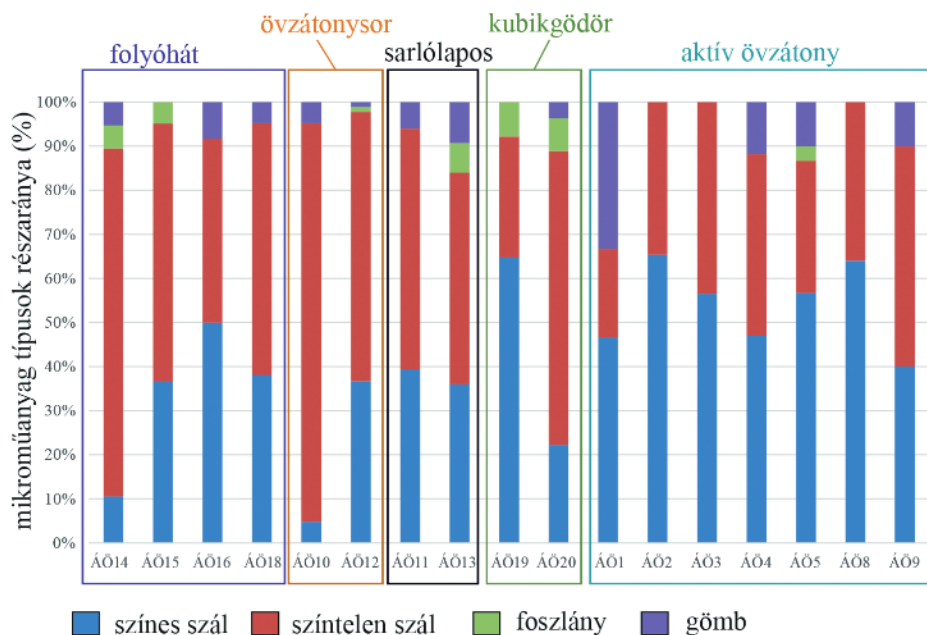


4. ábra Különböző ártéri formák legfelső üledékrétegében mért mikroműanyag tartalom
 Figure 4 Microplastic content of the uppermost sediment of different floodplain forms. a. sampling point; b. point bar; c. amount of microplastics (particles/kg); d. cross-section along the point bar – swale complex; e. flood flow direction

központi sávjában hasonló mértékű volt a szennyezettség (ÁÖ2: 320 db/kg, ÁÖ3: 259 db/kg; ÁÖ8: 299 db/kg). Ugyanakkor a kevésbé jó ülepedési feltételeket biztosító felvízi és alvízi pontokon (ÁÖ1: 100 db/kg, ÁÖ9: 200 db/kg) csökkent a csapdázódott mikroműanyagok mennyisége (4. ábra). Az övzátony magasabb területén, a partél alatt gyűjtöttünk homokos és agyagos mintát is, hogy feltárjuk, hogy vajon azonos morfológiai viszonyok mellett befolyásolja-e a mikroműanyagok mennyiségét az üledék szemcseösszetétele (1. táblázat). A 2020. tavaszi mederkitöltő árhullám által lerakott homokos minta (ÁÖ4) 140 db/kg mikroműanyagot tartalmaz, míg az agyagos minta (ÁÖ5) szennyezettsége magasabb, 398 db/kg (4. ábra). A homokos ÁÖ6 minta mikroműanyag-tartalma alacsony, hibahatáron belüli, ami azzal magyarázható, hogy itt a strandolók megbolygathatták a korábban lerakódott üledékeket, így idősebb, kevésbé szennyezett üledékből nyertünk mintákat. Ez rávilágít arra, hogy nagyon fontos a bolygatás-mentes mintavétel.

A vizsgálat során meghatároztuk a *műanyagok morfológiai típusát* is. Megállapítottuk, hogy ebből a szempontból a különböző geomorfológiai formák között elhanyagolható a különbség (5. ábra). Az aktív övzátony elejéről származó minta kivételével (ÁÖ1) a színes és szintelen szálak aránya minden mintában 85% feletti. A mikrogyöngyök és göm-

bők részaránya ÁÖ1 minta esetében 35%, a többi minta esetében 10% alatti. A nagyobb műanyagok töredezése során keletkező foszlányok a minták több mint felében nem fordultak elő, de a többi minta esetében is arányuk 10% alatti.



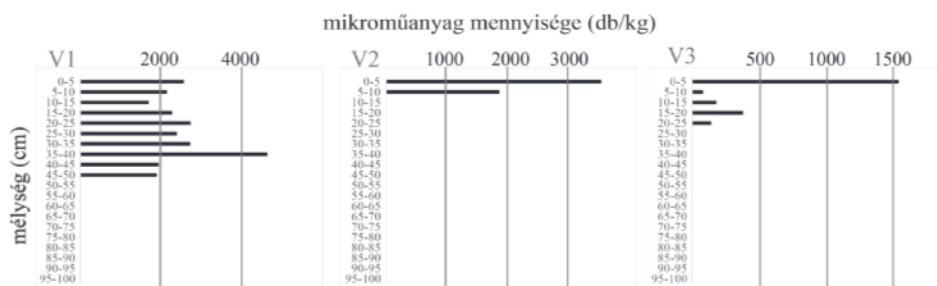
5. ábra Mikroműanyag típusok aránya a különböző ártéri formákról származó üledékekben
 Figure 5 Proportion of various microplastic types in the sediments of the floodplain forms.
 blue: coloured fibre; red: colourless fibre; green: fragment; purple: pearl

Mikroműanyagok vertikális eloszlása az ártéri üledékben

A mintaterületen három ponton (1. ábra: V1-3) azt is megvizsgáltuk, hogy milyen mélységig fordulnak elő mikroműanyagok. A mintavételi pontok a folyóhátan áttörő víz útját követik az ártér belsőbb részei felé haladva.

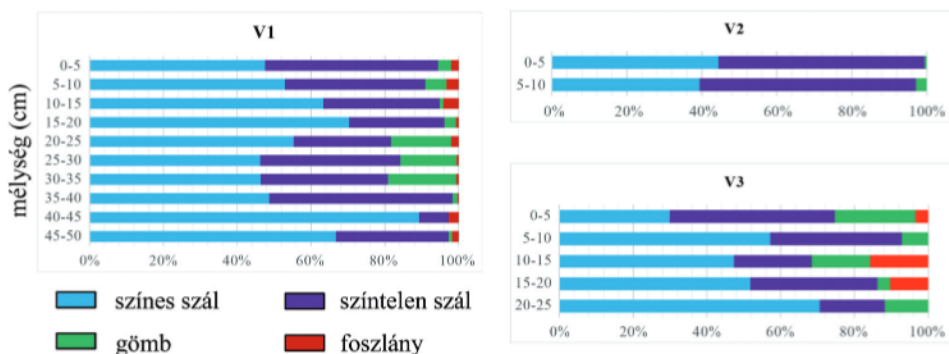
A folyóhátan, a medertől csupán 2 méterre lévő ponton (V1 szelvény) mikroműanyaggal szennyezett az üledéksor felső 50 centimétere (6. ábra). A legmagasabb mikroműanyag szennyezettséget a 35-40 cm-es sávban mértük (4800 db/kg), de a többi réteg is sok mikroműanyagot tartalmaz (1753–2820 db/kg). A medertől 390 m-re, a V2 mintavételi pontnál csak a felszínközi (0–10 cm) réteg szennyezett (1876–3565 db/kg), míg a hullámtér belsőbb részén, a medertől 280 m-re (V3) kissé vastagabb üledékrétegben találtunk mikroműanyagot (0–25 cm: 80–1540 db/kg). Ezen szelvényekben a szennyezett réteg kis vastagságát magyarázza, hogy az ártér ezen részén már jóval kevesebb, 1-5 mm vastag üledéket raknak le az árvizek (FIALA K. 2002, 2. ábra). A felszíni minták mikroműanyag-szennyezettsége az ártér belső területén lévő mindkét mintavételi pontnál kimagasló (V2: 3565 db/kg, V3: 1540 db/kg).

A szelvényekben – hasonlóan az ártéri formák felszíni mintáihoz – a műanyagtípusok közül a színes és a színtelen szálak a leggyakoribbak, arányuk 65-98% között mozog (7. ábra), közülük a színes szálak uralkodóak. A gömbök és mikrogöngyök is viszonylag gyakran fordulnak elő az üledékben (0–25%), míg a foszlányok ritkábbak (0–15%).



6. ábra Ártéri üledék mikroműanyag tartalmának változása a mélység függvényében a V1-3 mintavételi pontokon
 Figure 6 Microplastic content variations in the sediment profiles of the alluvium at the V1-V3 sampling points

A műanyag típusok alapján azonosítható a nagyobb árhullámok különböző mértékű hordalék lerakása a V1 szelvényben. Az alsó három (35–50 cm) minta egyedi műanyag-típus eloszlást mutat: bár mindhárom mintában a szálak a dominánsak ($\geq 80\%$), a legalsó 45–50 cm-es mintában viszonylag sok a színtelen szál (30%), míg a 40–45 cm-en a színes szálak (90%) magas aránya emelhető ki. Ezen két alsó minta hasonló mikroműanyag szennyezettségű, ami a szelvény többi mintájához képest alacsony érték (1960 db/kg és 2011 db/kg). Ezen mintákhoz képest bár a 35–40 cm-es mintában a kétfajta mikroszál aránya hasonló, de az üledékréteg mikroműanyag tartalma nagyon magas (4800 db/kg). A 20–35 cm közötti üledékszónában nagyon hasonló műanyag típusok rakódtak le, itt a gömbök részaránya 15–20% körüli, ráadásul a zóna mintái hasonló mikroműanyag tartalommal rendelkeznek (átlagosan 2711 db/kg). A 0–20 cm közötti minták abban hasonlítanak, hogy bennük a mikroszálak részaránya 90% feletti, a színtelen szálak felfelé haladva egyre gyakoribbá válnak, míg a gömbök és foszlányok aránya alacsony (7. ábra). Ebben a zónában az átlagos mikroműanyag szennyezés 2246 db/kg, és a felszínhez közeledve fokozatosan nő, azaz ezeket a rétegeket nagy valószínűséggel külön-külön árhullámok rakták le. Ez alapján nyolc, hasonló körülmények között lerakódó, hasonló input szennyezéssel jellemezhető üledékréteget azonosítottunk. Azonban ezek nem köthetők egyértelműen árvizekhez, hiszen 1960-as évek óta 16 olyan árvíz volt a mintaterületen, amelyek magassága meghaladta a 800 cm-t a mindsenti vízmércén, tehát amelyek előlonthették a folyóhatárt és lerakhatták az üledéket.



7. ábra Mikroműanyag típusok aránya az ártér különböző pontjain fúrt V1-3 szelvényekben
 Figure 7 Proportion of various microplastic types in the V1-3 sediment profiles.
 blue: coloured fibre; purple: colourless fibre; red: fragment; green: pearl

Eredmények megvitatása

Ártéri formák mikroműanyag szennyezettsége

A folyóhátan gyűjtött minták esetében a sávra jellemző komplex áramlási viszonyok miatt egyértelmű folyásirányú trendet nem tapasztaltunk. Ugyanakkor elképzelhető, hogy az ÁÖ15 minta magasabb szennyezettsége annak tulajdonítható, hogy az árvízkor az ÁÖ16 és ÁÖ15 pontok között lép ki a hullámtérre a víz, ami magával sodorhatta a 2015 előtt még csupán mérsékelten megtisztított szennyvizet, így a szennyezés a partmenti nagyon sűrű növényzet hatására könnyen csapdázódhatott. A folyóhátak magassága 82-82,5 m tszf, azaz NAGY J. (2020) számításai szerint csak a 750-805 cm-nél (Mindszent) magasabb árhullámok esetén kezdődhet el itt a hordalék felhalmozódása. Azonban ekkora árvíz utoljára a mintaterületen 2013-ban volt, tehát ezek a mikroműanyag mennyiségek a Tisza korábbi szennyezettségi állapotát tükrözik.

A *sarlólaposok* viszonylag magas szennyezettsége magyarázható mélyebb helyzetükkel és azzal, hogy üledékcsapdaként funkcionálnak. Ugyanakkor a magasabb, mederéltól távolabbi *övezet* mintaterület leginkább szennyezett pontja, ahol az ülepedést elősegíthette a sűrű növényzet, ami az árvíz áradó és apadó ágában is egyértelmű akadályt képez a víz áramlásával szemben. Az a tény, hogy az alacsonyabb, partélközi övezet-sarlólapos pár kisebb szennyezettségű, mint a magasabb formaegyüttes, ez arra is enged következtetni, hogy a víz által szállított mikroműanyagok mennyisége talán időben is gyorsan változhat. Így amikor az apadó vízből elindult a formákat beborító üledéklepel lerakódása, a 80,5 m tengerszint feletti vízborítás (Mindszentnél 570 cm vízállás) idején magasabb lehetett a víz szennyezettsége, mint az apadás későbbi időszakában, 80-80,5 m között (520-570 cm vízállás). Vagy az alacsonyabb formát egy későbbi, kisebb árvíz borította be, miközben a medertől távolabbi formákat nem árasztotta el a víz egy árvíz esetén.

A *kubikgördek*ben a viszonylag sok mikroműanyag felhalmozódás annak köszönhető, hogy itt a finomszemű hordalék lerakódása segítheti a műanyagok kiülepedését is. Azonban a képet tovább bonyolítja, hogy a kubikgördek ugyan távol helyezkednek el a medertől, de lecsapoló csatornákkal kapcsolódnak a Tszához, így ide már mederkitöltő vízkor is áramlik víz, ami évente előfordul. Így teljesen más szennyezettségű víz rakhatta le itt a mikroműanyagokat, mint a hullámtér más formáin.

Az *aktív övezet*ny legaktívabban épülő sávjában (ÁÖ2; ÁÖ3; ÁÖ8) magasabb mértékű a mikroműanyag szennyezettség, mint a felvízi és alvízi pontokon (ÁÖ1; ÁÖ9), amely az eltérő ülepedési feltételekkel magyarázható. A homokos (ÁÖ4) és agyagos (ÁÖ5) üledék közötti majdnem háromszoros különbség jól jelzi, hogy a finomabb szemcsék kiülepedésének kedvező pangó vagy alig mozgó víz elősegíti a mikroműanyagok kiülepedését is. Ráadásul a mikroműanyagok az agyaghoz kapcsolódva pelyheket is alkothatnak (HE, B. et al. 2020), ami gyorsítja a műanyagok lerakódását. Ugyanakkor a magasabban és az alacsonyabban elhelyezkedő homokos minták műanyag tartalma hasonló.

A magasabban fekvő ártéri mintákhoz képest az aktív övezet anyaga kisebb szennyezettségre utal. Ennek egyik oka lehet, hogy kisvízkor jóval kisebb az hordalék koncentrációja, és így az akkumuláció lehetősége is, másrésről a sodorvonal kisvízkor távol esik az övezetnytől, így a Mindszentnél beengedett szennyvíz mikroműanyag-tartalma nem tud itt kiülepedni. Harmadrészt egy rövid ideig tartó árhullám le is öblítheti a felső üledékréteget, és ezzel az üledék mikroműanyag mennyiségét jelentősen befolyásolhatja.

A mintákban a színes és színtelen szálak, illetve a mikrogöngyök magas aránya arra utal, hogy a Tiszát leginkább a folyóba juttatott tisztított vagy tisztítatlan szennyvíz szeny-

nyezi mikroműanyagokkal, hiszen a szálak egyértelműen a műszálas ruhák mosásából, míg a mikrogöngyök és gömbök különböző kozmetikumokból származhatnak.

Mikroműanyagok vertikális eloszlása az ártéri üledékben

A fúrásokból származó minták szennyezettségét az ártéri formákról begyűjtött felszíni mintákkal összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy a mélyebben lévő minták mikroműanyag-szennyezettsége kimagasló. Ez arra utal, hogy a mélyebben lévő üledékek lerakódásakor a Tisza jóval szennyezettebb lehetett. Mivel a korábbi mérések szerint (FIALA K. 2002) a mintaterületen a folyóhátan a nagy árvizek akár 10-45 cm vastag üledékréteget raknak le, illetve a környezet műanyagokkal való szennyezése az 1960-as években kezdődhetett Magyarországon, feltételezhető, hogy a legszennyezettebb (V1: 35-40 cm közötti) üledékréteget az 1970-es árvíz, vagy valamely későbbi árvíz rakta le.

Az ártér belső területén lévő fúrások felszíni mintáinak nagy szennyezettsége (V2: 3565 db/kg, V3: 1540 db/kg) egyrészt arra utal, hogy a hullámtér belsőbb részén a kis vízmozgás kedvező környezetet teremt a műanyagok leülepedéséhez, másrészt a V1 szelvény 35-40 cm-en tapasztalt maximuma a V2-3 szelvényekben már a felszíni (0-5 cm) sávba esik. (A V3 mintavételi helyen bár idős erdőt találtunk, de szántás nyomokat is, azaz a mélyebb minták valószínűleg kavart üledékeket jeleznek, és csak a legfelső minta bolygatatlan.)

Mindhárom mintavételi ponton a mélység növekedésével csökken a mikroműanyagok mennyisége (6. ábra), majd a mikroműanyag szennyezők eltűnnek. A pontok közötti különbség egyértelműen a hordalék eltérő akkumulációs mintázatával magyarázható. A mederközei sávban, ahol árvízkor több hordalék rakódik le, ott a mikroműanyaggal szennyezett rétegek is vastagabbak. Ugyanakkor az adatok arra utalnak, hogy az ártérket elöntő, korábbi árvizek egyértelműen több mikroműanyagot szállítottak, hiszen a V1 szelvény tanúsága szerint a szennyezettség némileg mérséklődött, illetve ezt mutatja a szelvényadatok összehasonlítása is az ártéri formák legfelső rétegeivel. Mindezen folyamatokat azonban az antropogén hatás felülírhatja, hiszen a bolygatás (szántás) során szennyezésmentes anyag kerülhet a szennyezett rétegek közé.

A műanyagtípusok alapján a korábbi árvizeket is leginkább a szennyvizek szennyeztették mikroműanyaggal, hiszen a műanyagszálak és gömbök aránya 85% feletti, vagyis a kommunális szennyvízzel kerültek a természetbe. A nagyobb műanyagok (pl. PET palack, fólia, zacskó) töredezéséből származó mikroműanyagok aránya jóval alacsonyabb.

Következtetések

A mikroműanyagok elővilágra gyakorolt potenciális veszélye miatt fontos annak ismerete, hogy honnan kerülnek be a vízrendszerbe, a folyóvíz hogyan szállítja, illetve hol és milyen mértékben ülepednek ki. Ehhez a földrajztudomány nagyon sokat adhat hozzá, hiszen a szállítás és leülepedés folyamata csak vízföldrajzi elemzéssel tárható fel. Ráadásul a nemzetközi kutatások elsősorban környezetkémiailag szempontból vizsgálják a mikroműanyagokat, ugyanakkor földrajzi szempontú megközelítés alig jelenik meg.

A vizsgált alsó-tiszai ártéri formák mikroműanyag szennyezettségét összehasonlítva a Tiszán végzett korábbi kutatások eredményeivel megállapítható, hogy nagyságrendileg hasonló értékeket kaptunk. Az Ányási-kanyarban az üledékek szennyezettsége átlagosan 700 db/kg, ami alacsonyabb a korábbi mérések eredményeinél. A 2019-es mintavétel során Mindszentnél 2682 db/kg mikroműanyagot (KISS, T. et al. 2021a), míg a 2020-as minta-

vétel során Csongrádnál 3398 db/kg, Mindszentnél 2331 db/kg mikroműanyagot (BALLA A. 2021) találtak a Tisza üledékében.

A korábbi kutatások egymástól nagy távolságban vizsgálták a folyóvízi üledékek mikroműanyag szennyezettségét (HORTON, A. et al. 2017; HURLEY, R. et al. 2018; KISS, T. et al. 2021b), függetlenül a mintavételi pontok geomorfológiai helyzetétől. Ezért célunk az volt, hogy egy természetesen fejlődő kanyarulat különböző formáinak legfelső rétegében, illetve mélységi fúrások üledékmintáiban megvizsgáljuk a mikroműanyag szennyezettséget.

Az aktív övzátonyon gyűjtött minták medián mikroműanyag tartalma 200 db/kg, de a forma csúcán, ahol a legintenzívebb a természetes akkumuláció, ott mértük mi is a legtöbb mikroműanyag szemcsét (398 db/kg). Az ártér/hullámtér részének tekinthető formák közül az övzátonysor (910 db/kg) és a közöttük lévő sarlólaposok szennyezettsége magas (medián: 879 db/kg), hasonlóan a kubikgödörből származó mintákéhoz (849 db/kg). A négy ártéri forma közül a folyóhátról gyűjtött minták szennyezettsége a legalacsonyabb (medián: 220 db/kg).

Az eredmények tükrében kijelenthető, hogy a kanyarulatot és környékét, illetve az ártéri öblözetben lévő formákat nem lehet egységesen kezelni, nem elegendő az egyetlen pontról történő, a formakincset figyelmen kívül hagyó mintavétel a mikroműanyag-szennyezés vizsgálata során. Ugyanis a formák eltérő áramlási viszonyaik miatt különböző feltételeket biztosítanak a lerakódó műanyag szemcsék számára (is). Még egyazon formán belül is változhat a műanyag-szennyezés, amit jól mutatott a folyóháton (179–620 db/kg) vagy az aktív övzátonyon (100–398 db/kg) mért változó mikroműanyag tartalom. A képet tovább árnyalja, hogy az utóbbi évek árvízmentesek voltak, ezért nem feltétlen hasonló korú üledéket mintáztunk a különböző formákon: az aktív övzátonyt elöntötte a mintavételezés előtt egy mederkitöltő víz (2020), ami kijuthatott a kubikgödrökbe is, de a folyóhátakat utoljára a 2010-es és 2013-as árvizek önthették csak el. Az egyes árhullámokban nem ugyanolyan mértékű szennyezést szállított a Tisza az ártér különböző területeire, ami a különféle formákra eltérő időben lerakódott anyagok mikroműanyag tartalmának összehasonlíthatóságát is megnehezíti.

Az eredmények arra is rávilágítanak, hogy egy folyószakasz vizsgálatakor mindig azonos forma azonos áramlási viszonyokkal bíró pontjáról érdemes a mintákat venni, vagy több ártéri formáról több mintát kell gyűjteni. A mintavétel időpontja is fontos: érdemes az egy-egy árvíz által lerakott üledéktakaróból mintát venni, illetve az adatok értékelésekor fontos az előtér történetének ismerete is. Mivel különösen a hullámtér belsőbb területein árvizekkor csak néhány mm anyag halmozódhat fel, érdemes lenne a fúrásokban sokkal részletesebb mintavételt végezni, hogy az egyes árvizek üledékei kevésbé keveredjenek.

A mikroműanyag típusa alapján a Tiszán a fő mikroműanyag forrás a folyókba jutott kezelt vagy kezeletlen szennyvíz. Erre utal a mintákban a mikroszálak és gömbök magas aránya (~90%), míg a nagyobb műanyagok töredezéséből (pl. PET palack, nejlon zacskó, fólia) származó foszlányok aránya alacsony (< 10%). Ezért nagyon fontos lenne a lakosság tudatformálása is, hiszen napjainkban csaknem korlátlanul mossuk ruháinkat, amelyek jellemzően különböző szintetikus anyagokból készülnek. Mivel a tisztított szennyvízből is jut mikroműanyag a folyókba, ezért fontos lenne ezen a téren is a tudatos magatartás, és a mosás gyakoriságának csökkentése, illetve a természetes alapanyagú ruhaneműk vásárlása.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA 134306 sz. pályázata támogatta. Köszönjük Oravecz Fanni és Puskás Regina segítségét, akik aktív szerepet vállaltak a mintagyűjtésben és a minták laboratóriumi feldolgozásában.

FÓRIÁN SZILVESZTER

SZTE TTIK Geoinformatikai, Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék, Szeged
forianszil@gmail.com

KISS TÍMEA

SZTE TTIK Geoinformatikai, Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék, Szeged
kisstimi@gmail.com

IRODALOM

- AMISSAH, G.J. 2020: Channel process of a large alluvial river under human impacts. PhD Dissertation, Szeged, 135 p.
- ASSELMAN, N.E.M. – MIDDELKOOP, H., 1995: Floodplain sedimentation: quantities, patterns and processes. *Earth Surface Processes and Landforms* 20. 6. pp. 481–499.
- 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. pp. 561–574.
- BALLA A. 2021: A Tisza által 2020-ban lerakott üledék mikroműanyag tartalmának alakulása Tiszabecs és Mindszent között. Diplomamunka, Szeged. 58 p.
- BALOGH K. 1991: A vízfolyások szállító és lerakó tevékenysége. In BALOGH K. (szerk.) *Szedimentológia I.*, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 131–156.
- BOGÁRDI J. 1971: *Vízfolyások hordalékszállítása*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 838 p.
- BORDÓS, G. – URBÁNYI, B. – MICSINAI, A. – KRISZT, B. – PALOTAI, Z. – SZABÓ, I. – HANTOSI, Zs. – SZOBOSZLAY, S. 2019: Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian Basin. *Chemosphere*, 216. 110–116.
- BORSY Z. 1972: Üledék- és morfológiai vizsgálat a Szatmári-síkon az 1970. évi árvíz után. *Földrajzi Közlemények* 96. 1. pp. 38–42.
- BRIERLEY, G. – FERGUSON, R. – WOOLFE, K. 1997: What is a fluvial levee? *Sedimentary Geology* 114. pp. 1–9.
- COLE, M. – LINDEQUE, P. – HALSBAND, C. – GALLOWAY, T. S. 2011: Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62. 588–2597.
- ERIKSEN, M. – MASON, J. – WILSON, S. – BOX, C. – ZELLERS, A. – EDWARDS, W. – FARLEY, H. – AMATO, S. 2013: Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77. 1–2. pp. 177–182.
- EVERAERT, G. – DE RIJCKE, M. – LONNEVILLE, B. – JANSSEN, C.R. – BACKHAUS, T. – MEES, J. – VAN SEBILLE, E. – KOELMANS, A.A. – CATARINO, A.I. – VANDEGEHUCHTE M.B. 2020: Risks of floating microplastic in the global ocean. *Environmental Pollution* 267. 115499
- FIALA K. 2002: A Tisza felszíninformáló tevékenységének vizsgálata Mindszentnél. Diplomamunka, Szeged, TFGT, 49 p.
- GÁBRIS GY. – TELBISZ T. – NAGY B. – BELLARDINELLI, E. 2002: A tiszai hullámtér feltöltődésének kérdése és az üledékképződés geomorfológiai alapjai. *Vízügyi Közlemények* 84. 3. pp. 305–322.
- GEERLING, G.W. – KATER, E. – VAN DEN BRINK, C. – BAPTIST, M.J. – REGAS, A.M.J. – SMITS, A.J.M. 2008: Nature rehabilitation by floodplain excavation: The hydraulic effect of 16 years of sedimentation and vegetation succession along the Waal River, NL. *Geomorphology* 99. pp. 317–328.
- HAPP, S.C. – RITTENHOUSE, G. – DOBSON, G.C. 1940: Some principles of accelerated stream and valley sedimentation. United States Department of Agriculture Technical Bulletin 695. 188 p.
- HE, B. – WIJESIRI, B. – AYOKO, G.A. – EGODAWATTA, P. – RINTOUL, L. – GOONETILLEKE, A. 2020: Influential factors on microplastics occurrence in river sediments. *Sci. Total Environ.* 738. 139901.
- HE, D. – CHEN, X. – ZHAO, W. – ZHU, Z. – QI, X. – ZHOU, L. – CHEN, W. – WAN, C. – LI, D. – ZOU, X. – WU, N. 2021: Microplastics contamination in the surface water of the Yangtze River from upstream to estuary based on different sampling methods. *Environmental Research* 196. 110908.
- HORTON, A. A. – SVENDSEN, C. – WILLIAMS, R. J. – SPURGEON, D. J. – LAHIVE, E. 2017: Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin* 114. pp. 218–226.
- HURLEY, R. – WOODWARD, J. – ROTHWELL, J. J. 2018: Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience* 11. pp. 251–257.

- IZSÁK B. – VARGA M. 2020: Mikroműanyag az ivóvízben. *Egészségtudomány* 64. 1-2. pp. 105–125.
- JAKUCS L. 1982: Az árvizek gyakoriságának okai és annak tényezői a Tisza vízrendszerében. *Földrajzi Közlemények* 106. 3. pp. 212–231.
- KÁROLYI Z. 1960: A Tisza mederváltozásai, különös tekintettel az árvízvédelemre. *VITUKI, Tanulmányok és kutatási Eredmények sorozat* 8, Budapest, 102 p.
- KISS T. 2014: Fluvialis folyamatok antropogén hatására megváltozó dinamikája: Egyensúly és érzékenység vizsgálata folyóvízi környezetben. *Akadémiai doktori értekezés, Szeged* pp. 56–59.
- KISS T. – FÖRIÁN SZ. – SIPOS GY. 2021a: A Tisza és mellékfolyói üledékében a mikroműanyag szennyezettség mértéke Rahó és Mindszent között. *Hidrológiai Közöny* 101. 2. pp. 54–61.
- KISS, T. – FÖRIÁN, SZ. – SZATMÁRI, G. – SIPOS, GY. 2021b: 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. – NAGY, J. – FEHÉRVÁRI, I. – AMISSAH, G. J. – FIALA, K. – SIPOS, GY. 2021c: Increased flood height driven by local factors on a regulated river with a confined floodplain, Lower Tisza, Hungary. *Geomorphology* 389. 107858.
- KISS T. – SIPOS GY. – FIALA K. 2002: Recens üledékfelhalmozódás sebességének vizsgálata az Alsó-Tiszán. *Vízügyi Közlemények* 84. pp. 456–472.
- KISS, T. – SIPOS, GY. – FIALA, K. – SZATMÁRI, G. 2019: Long-term hydrological changes after various river regulation measures: are we responsible for flow extremes? *Hydrology Research* 50.2 pp. 417–430.
- KNIGHTON D. 1998: *Fluvial forms and processes*. Arnold Publ. Oxford, 383 p.
- LÁSZLÓFFY W. 1982: A Tisza: Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben. *Akadémiai Kiadó, Budapest* pp. 27–131; 183–247.
- LOVÁSZ GY. 2005: A hullámtéri akkumuláció gyakorisága a Tisza középső szakaszán. *Földrajzi Közlemények* 129. 3–4. pp. 125–132.
- MERI, 2017: Guide to Microplastic Identification. Marine and Environmental Research Institute, Blue Hill, ME, USA, 15 p. https://www.ccb.se/documents/Postkod2017/Mtg050317/Guide%20to%20Microplastic%20Identification_MERI.pdf. (letöltve 2021.08.01.)
- NAGY J. – FIALA K. – BLANKA V. – SIPOS GY. – KISS T. 2017: Hullámtéri feltöltődés mértéke és árvizek közötti kapcsolat az alsó-Tiszán. *Földrajzi Közlemények* 2017. 141. 1. pp. 44–59.
- NAGY J. 2020: Hullámtéri akkumuláció és az azt befolyásoló tényezők vizsgálata az Alsó-Tiszán. *Doktori értekezés, Szeged* 148 p.
- OROSZI V. 2009: Hullámtér-fejlődés vizsgálata a Maros magyarországi szakaszán. *Doktori értekezés, Szeged*, 127 p.
- OROSZI V. – SÁNDOR A. – KISS T. 2006: A 2005. tavaszi árvíz által okozott ártérfeltöltődés a Maros és a Közép-Tisza egy rövid szakasza mentén. In: KISS A. – MEZŐSI G. – SUMEGI Z. (szerk.): *Táj, környezet és társadalom*. Szeged pp. 551–561.
- PARRAG T.K. – KÁTAI-URBÁN L. 2020: Szennyvizek mikroszennyező és mikroműanyag tartalma. *Iparbiztonsági és hatósági napok – 2020. február* pp. 104–113.
- SÁNDOR A. 2011: A hullámtér feltöltődés folyamatának vizsgálata a Tisza középső és alsó szakaszán. *PhD Doktori értekezés, Szeged* pp. 5–94.
- 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.
- STÖVEN, K. – JACOBS, F. – SCHNUG, E. 2015: Mikroplastik: Ein selbstverschuldetes Umweltproblem im Plastikzeitalter. *Journal für Kulturpflanzen* 67. 7. pp. 241–250.
- VÁGÁS I. – BEZDÁN M. 2015: *Tisza és árvizei*. Kisbíró Kft., Szeged, 190 p.
- YANG, L. – QIAO, F. – LEI, K. – LI, H. – KANG, Y. – CUI, S. 2019: Microfiber release from different fabrics during washing. *Environmental Pollution* 249. pp. 136–143.
- 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.