



*A kép illusztráció / Picture is for illustration only*

# Mikroműanyagok a környezetben és a táplálékláncban

## 1. Összefoglalás

A műanyagokat kitűnő mechanikai és kémiai tulajdonságaik miatt egyre növekvő mértékben alkalmazzuk az élet minden területén. Napjainkban a mikroműanyagok előfordulásának kérdése különböző környezeti elemekben és a táplálékláncban a tudományos érdeklődés középpontjában áll. Az elmúlt években végzett kutatások alapján publikált szakirodalomban szennyvíztisztító telepeken, felszíni vizekben (folyókban és tavakban), óceánokban és partjaikon, valamint különböző élőlényekben (halakban, kagylókban és egyéb gerinctelenekben) változó mértékű mikroműanyag-szennyezésről számolnak be. A műanyagok szétesését a környezetben zajló folyamatok okozzák. Általánosan az öt milliméternél kisebb műanyagdarabokat nevezik mikroműanyagoknak.

Dolgozatunkban átfogó képet adunk a mikroműanyagok eredetéről, azok kategorizálásáról, előfordulásáról és az azonosításukra a WESSLING cégcsoportnál kidolgozott analitikai módszerekről. Ismertetjük továbbá a kialakult környezeti probléma részletes megismeréséhez szükséges validált mintavételi és azonosítási módszerek kidolgozását, amelyek alkalmazásával hozzájárulhatunk az élőlényekre vonatkozó kockázat megítéléséhez is.

## 2. Bevezetés

A globális műanyagtermelés jelenleg is nő. 2014-ben összesen 311 millió tonna műanyagot gyártottak világszerte. Az Európai kapacitás az elmúlt 10 évben 60 millió tonna körül alakult. Ennek a mennyiségnek 39,5%-át hasznosítják csomagolóanyagként. Mivel a csomagolóanyagok legtöbbször egyszer használatos termék (a gyártás évében hulladékká válnak), az EU tagállamaiban csak a csomagolóipar 24 millió tonna hulladékot generál évente. 2014-ben összesen 25,8 millió tonna műanyag hulladékot kezeltek Európában (ebből 8 millió tonnát raktak le, 7,7 millió tonnát anyagában hasznosították újra, 10,1 millió tonnát pedig energetikailag hasznosították) [1]. Ez az érték alig haladja meg a 24 millió tonna/év csomagolóanyag termelést. Annak ellenére, hogy az egyéb iparágakban használt műanyagtermékek (pl. autóipar, építőipar, elektromos és elektronikai berendezések) életciklusa hosszabb, a korábbi években elhasználódott termékek is nyilvánvalóan hozzájárulnak az adott évben bejelentett hulladékmennyiséghez, feltételezhetően 1,8 millió tonnánál nagyobb mennyiségben. A terme-

lési és hulladékkezelési adatok között mutatkozó rés megerősíti, hogy jelentős mennyiségű műanyag csomagolási hulladék kerül ki a környezetbe. Feltételezhető tehát, hogy ezek a mikroműanyagok elsődleges forrásai.

A széles körben elterjedt műanyag típusok igen ellenállóak a különböző környezeti hatásokkal szemben, ennek a perzisztenciának a következtében halmozódott fel nagy mennyiségű műanyag hulladék mind a szárazföldi, mind a tengeri környezetben [2]. Az 1. táblázat a környezetben jellemzően előforduló mikroműanyag-típusokat mutatja be. Az adatok 42 tanulmány adataiból származnak.

A „mikroműanyag” kifejezés az elaprózódó műanyag hulladék méretére utal. Általánosan elterjedt, de nem jogi terminológia alapján mikroműanyagoknak nevezik a környezetben előforduló öt milliméternél kisebb műanyagdarabokat, amelyek közül eredetük alapján elsődleges vagy másodlagos mikroműanyagokat különböztetnek meg. Az elsődleges mikroműanyagok az ipari termelésben eredendően kisméretűre és kí-

<sup>1</sup> WESSLING Hungary Kft.

<sup>2</sup> WESSLING GmbH

vánt alakúra gyártott, formázott termékek. Ezek az anyagok további műanyagtermék előállításának kiindulópontjai vagy közvetlenül fogyasztói termékekben koptató hatású anyagként alkalmazott adalékok. A másodlagos mikroműanyagok a környezetbe kikerülő hulladékból származnak. A műanyagok szétesése mechanikai, kémiai, fizikai és biológiai folyamatok eredménye. Ezek közül nagyon jelentős tényező az ultraibolya sugárzás, az UV-B (~295-315 nm) és az UV-A (~315-400 nm) tartományban [4], amely az oxigénatomoknak a polimerláncba való beépüléséhez szükséges aktiválási energiát biztosítja [5]. Ez a folyamat lánchasadást eredményez, így egyre apróbb műanyag fragmentumok keletkeznek (fotodegradáció). A hagyományos, kőolaj alapú műanyagok ese-

tében a polimerláncok szétesése végbemegy ugyan, de ezt nem követi azonos ütemben a biológiai lebomlás, mert a keletkező fragmentumok molekulatömege még mindig a mikrobiológiai hozzáférhetőség feletti érték lehet. Ez a fő oka a (mikro)műanyagok környezetben való megjelenésének és felhalmozódásának, amely az ökoszisztémát jelentősen érintő környezeti problémák egyike.

A mikroműanyagok megjelenését különböző környezeti mátrixokban (mint például vízben és üledékben) leíró publikációk egyre növekvő száma globális antropogén szennyezésre utal. Az elterjedés monitorozása még mindig kezdeti fázisban van. Megfigyelésükben, azonosításukban és a szennyezés felszámolásában

1. táblázat: Különböző típusú mikroműanyagok előfordulásának gyakorisága a környezetben a leíró tanulmányok száma alapján [3].

Table 1: Number of studies that identified polymer types of microplastics [3].

Műanyag típus polymer type	Sűrűség (g/cm <sup>3</sup> ) polymer density (g/cm <sup>3</sup> )	Tanulmányok száma no. of studies
polietilén / polyethylene	0.917-0.965	33
polipropilén / polypropylene	0.90-0.91	27
polisztirol / polystyrene	1.04-1.10	17
poliamid (nylon) / polyamide (nylon)	1.02-1.05	7
poliészter / polyester	1.24-2.30	4
akril / acrylic	1.09-1.20	4
polioximetilén / polyoxymethylene	1.41-1.61	4
polivinilalkohol / polyvinyl alcohol	1.19-1.31	3
polivinilklorid / polyvinylchloride	1.16-1.58	2
polimetilakrilát / poly methylacrylate	1.17-1.20	2
polietilén tereftalát / polyethylene terephthalate	1.37-1.45	1
alkid / alkyd	1.24-2.10	1
poliuretán / polyurethane	1.20	1

Data from a total of N = 42 studies

2. táblázat: Javaslat a műanyagok kategorizálására méretük, az érintett élőlénycsoportok és a jellemző ipari felhasználásuk alapján [8].

Table 2: Overview of size classes and terms related to the typical dimensions of the affected organisms and the industrial applications of plastics [8].

Műanyag hulladék átmérője Diameter of plastic marine litter	Elnevezés Term	Tipikusan érintett élőlény Typical affected organisms	Jellemző ipari felhasználás Typical industrial applications of plastics
> 25 mm	makroműanyag macroplastics	gerincesek, madarak vertebrates, birds	végtermék és gyártásközi termék pre-product and end-product
5-25 mm	mezoműanyag mesoplastics	madarak, halak birds, fish	gyártásközi termék és alapanyag (pellet/ granulátum) pre-product and granules (pellets)
1-5 mm	nagy mikroműanyag részecskék large microplastics particles	halak, rákok fish, crustaceans	alapanyag (pellet/granulátum) granules (pellets)
< 1mm	kis mikroműanyag részecskék small microplastics particles	kagylók, plankton szervezetek mussels, plankton	kozmetikumokban használt mikroműanyagok microparticle in the cosmetic industry

nehézséget jelent az is, hogy a mikroműanyagok darabszámukat tekintve jóval felülmúlják a nagyobb műanyag hulladék mennyiségét, de tömegarányuk fordítva alakul a még el nem aprózódott műanyag hulladékokhoz képest [6].

### 2.1 Mikroműanyagok a környezetben

Apró műanyagdarabokat elsőként a tengerekben figyeltek meg az 1970-es években. Az elmúlt években az 5 mm-nél kisebb méretűeket mikroműanyagként tartják számon. Bizonyos esetekben az egy mikrométer alattiakat külön nevezéktannal említik (nanoműanyagok) [7]. Az Európai Unióban az ilyen jellegű anyagokra vonatkozó harmonizált kifejezés nem létezik. Az EU tengeri műanyag hulladékkal foglalkozó szakértői csoportja (Technical Subgroup on Marine Litter – TSG ML) javaslatot dolgozott ki a kisméretű műanyagok kategorizálására (2. táblázat), figyelembe véve az érintett élőlénycsoportokat és a műanyagok ipari alkalmazását [8].

A mikroműanyagok két különböző csoportba sorolhatók. Az *elsődleges mikroműanyagok* eleve kisméretűre tervezett és gyártott anyagok, jellemzően kozmetikai termékekben kerülnek felhasználásra (pl. bőrhámlasztó készítményekben, fogkrémekben). A *másodlagos mikroműanyagok* a nagyobb méretű műanyag hulladékok széteséséből keletkeznek [9]. Míg az utóbbiak lassabb folyamatok révén jönnek létre, az elsődleges mikroműanyagok a szennyvízzel közvetlenül a környezetbe kerülnek. Statisztikai adatok alapján a környezetben megjelenő mikroműanyagoknak kisebb része származik kozmetikumokból. A folyékony szappanok összetevőinek 6%-a, míg a bőrradírok 0,6%-a tartalmaz mikroműanyagot [10]. Az elsődleges mikroműanyagok környezetbe való kibocsátása könnyebben felszámolható. Németországban ennek érdekében 2020-ra a mikroműanyagok kozmetikai felhasználásának teljes kiváltását tervezik [11].

Bár pontos adatok még nem állnak rendelkezésre, az már bizonyos, hogy a másodlagos mikroműanyagok aránya a környezetben jóval nagyobb, mint az elsődlegeseké. Az adathiány egyik oka, hogy még mindig hiányoznak széles körben elfogadott és validált módszerek mikroműanyagok mérésére és monitorozására különböző mátrixokban (mint pl. víz és üledék).

A kutatások jelentősebb része a tengerekre és óceánokra korlátozódik, de az elmúlt években szárazföldi felszíni víztesteket (tavakat, folyókat) vizsgáló tanulmányok is megjelentek. A tavak szennyezettségét több kontinensen is leírták: a különböző emberi tevékenységekhez közeli európai Garda-tó [12] és az észak-amerikai Nagy-tavak [13] szennyezettségét ugyan úgy kimutatták, mint egy érintetlen helyen fekvő hegyi tóét Mongóliában [14].

A folyók lehetnek a műanyag hulladék legjelentősebb szállítói. A Duna ausztriai szakaszán végrehajtott mérések alapján évente több mint 1500 tonna, 5 cm-nél kisebb műanyag kerül a Fekete-tengerbe [15]. Jó példa, hogy az osztrák környezetvédelmi hatóság is foglalkozik a problémával és méréseket is végeznek [16]. Az osztrák hatóság hozzáállása elősegíti az érintett felek közötti párbeszédet. A hatóság és kutatók együttműködése pedig a szükséges jogi szabályozás létrejöttét mozdíthatja elő. Az Ausztriában észlelt szennyezettség feltehetően érinti a Duna alsóbb régióit is, de azon a folyószakaszon még nem végeztek vizsgálatokat. A Rajnában 11 mintavételi ponton vizsgálták a 300 µm és 5 mm közötti mikroműanyagok jelenlétét. Az összes mintát szennyezettnek találták. A csúcskoncentráció (15-20 részecske/m<sup>3</sup>) a Ruhr-vidék iparosított területén jelentkezett [17]. Különös figyelmet érdemel az ivóvízbázist alkotó vizek mikroműanyag tartalma. Annak ellenére, hogy ezekben a víztestekben széleskörűen kimutattak mikroműanyagokat, magában az ivóvízben csupán egy esetben találtak szennyezést. A szennyezettnek bizonyult

3. táblázat: Különböző mértékegységek előfordulása egyes tanulmányokban\* [54].  
Table 3: Various quantitative units used in different studies\* [3].

Mértékegység results units	N = 22 üledék sediment	N = 21 vízfelület sea surface	N = 5 vízoszlop water column
<b>Gyakoriság (N = 39) / Abundance (N = 39)</b>			
darab/m <sup>2</sup> / items/m <sup>2</sup>	13	13	-
darab/m <sup>3</sup> / items/m <sup>3</sup>	5	6	5
darab/m vízpart / items/m strandline	3	-	-
darab/kg üledék / items/kg sediment	1	-	-
<b>Tömeg (N = 13) / Mass (N = 13)</b>			
gramm/m <sup>2</sup> / grams/m <sup>2</sup>	2	6	-
gramm/m <sup>3</sup> / grams/m <sup>3</sup>	-	2	1
gramm/gramm üledék / grams/gram sediment	3	-	-
*N = 43 tanulmány; adott tanulmány több mértékegységet is meghatározhat. *N = 43 studies; note that the number of studies with the respective units exceeds the total number of studies.			

mintában talált, köbméterenkénti hét részecske feltehetően egy sérült csőből származhatott, nem közvetlenül a vízbázisból [18].

A szennyvíztisztító telepekre érkező és onnan elfolyó szennyvizekben [19], valamint különböző üledékekben (tengerparti, mélytengeri, tavi) egyaránt kimutattak mikroműanyagokat [20]. Egy német tanulmányban 12 szennyvíztisztító telepet mértek fel. A tisztított szennyvízben 100 és 1500 részecskét találtak egy köbméterre vonatkoztatva, amelyek átmérője főként 50-100 µm közötti volt. A telepek egyikén egy további szűrőrendszer alkalmazása után az elfolyó tisztított szennyvíz mikroműanyag tartalma 1131 részecske/m<sup>3</sup> értékről 29 részecske/m<sup>3</sup> értékre csökkent [21].

Sajnálatos módon, a mikroműanyagokkal foglalkozó tanulmányok eredményei sok esetben nem összehasonlíthatók az eltérő mintavételi és azonosítási tech-

nika, valamint a különböző mértékegységek használata miatt. A 3. táblázatban a tudomásunk szerint eddig megjelent tanulmányokban használt mértékegységek láthatók 43 publikáció alapján.

Az elmúlt évtizedben született tanulmányok jelentős részében szilárd vagy folyékony közegek vizsgálatáról számoltak be, de egyes kutatások eredményei alapján a környezeti levegőt is terhelheti mikropasztik szennyeződés. Ezt a jelenséget Franciaországban vett környezeti és beltéri levegő mintákból mutatták ki (az anyagok 50-80%-a 100-500 µm közötti volt) [22]. Ez a szennyezettség már közvetlen egészségügyi kockázatot jelent, hiszen az ilyen kisméretű részecskék könnyen bejuthatnak a légutakba. Gumiabroncsok kopásából 100 µm átmérőnél kisebb, szállópor (PM 2,5) részecskéket is azonosítottak [23], amelyek a légzőszervbe kerülve hosszú ideig a tüdőben maradnak.

4. táblázat: A szárazföldi és tengeri eredetű műanyag hulladékok csoportosítása [25]  
Table 4: Sea-based sources and land-based sources of marine litter [25].

Tengeri eredetű műanyag hulladék <i>Sea (ocean)-based sources of marine litter (SSL)</i>	Szárazföldi eredetű műanyag hulladék <i>Land-based sources of marine litter (LSL)</i>
<b>Hajókról származó hulladék / Waste from vessels</b>	<b>Egyéni tevékenységek / Individual actions</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kereskedelmi hajózás, szállítmányozás</li> <li>- Haditengerészet, kutatóhajók</li> <li>- Szabadidős hajózás</li> <li>- Közönségi hajózás (tengerjárók, kompok)</li> <li>- <i>Merchan shipping (cargo, equipment, etc.)</i></li> <li>- <i>Naval and research vessels</i></li> <li>- <i>Private vessels (pleasure)</i></li> <li>- <i>Public vessels (cruise liners, ferries)</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Szemetelés</li> <li>- Turizmus által okozott szemetelés</li> <li>- Rendezvények</li> <li>- <i>Littering in general (inland and coastal)</i></li> <li>- <i>Littering caused by tourism (recreational visitors to the coast)</i></li> <li>- Events</li> </ul>
<b>Halászati tevékenység <i>Fishing activities</i></b>	<b>Ipari létesítmények és építkezések <i>Facilities and construction</i></b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Halászhajók</li> <li>- Elvesztett, illegálisan lerakott eszközök (hálók, zsinórok, világítópatronok)</li> <li>- Aquakultúra berendezései</li> <li>- <i>Fishing vessels</i></li> <li>- <i>Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear (fishing nets, ropes and light sticks)</i></li> <li>- <i>Aquaculture installations</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ipari vagy termelési hulladék (pl. melléktermékek, gyártási alapanyagok)</li> <li>- Építési és bontási területek</li> <li>- Kikötők</li> <li>- Hajóbontó létesítmények</li> <li>- Mezőgazdasági tevékenység</li> <li>- <i>Industrial or manufacturing outfall (e.g. by-products, plastic resin pellets)</i></li> <li>- <i>Construction and demolition sites</i></li> <li>- <i>Harbours</i></li> <li>- <i>Ship-breaking yard</i></li> <li>- <i>Agriculture activities</i></li> </ul>
<b>Egyéb tevékenységek <i>Other structures</i></b>	<b>Települések / Municipalities</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tengeri hulladéklerakás</li> <li>- Kőolajkitermelés létesítményei</li> <li>- <i>Legal and illegal dumping at sea</i></li> <li>- <i>Offshore oil and gas platforms, and drilling rigs</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nem szakszerű hulladékkezelésből származó szemét</li> <li>- Vízparton helyezkedő lerakókból származó hulladék</li> <li>- Kezeletlen kommunális szennyvíz</li> <li>- <i>Litter and waste generated in coastal and inland zones from improper waste management</i></li> <li>- <i>Wastes from dumpsites located on the coast or riverbanks</i></li> <li>- <i>Untreated municipal sewage</i></li> </ul>
<b>Hulladékok transzportja <i>Transport of litter and waste</i></b>	<b>Hulladékok transzportja <i>Transport of litter and waste (on land or on water-ways)</i></b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Természeti események (cunami, viharok, erős hullámmzás)</li> <li>- <i>Natural events (tsunamis, storms, strong sea)</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Folyókák, árvizek</li> <li>- Csatornákból származó hulladék</li> <li>- Viharok (pl. hurrikán, tornádó)</li> <li>- <i>Rivers and floodwaters</i></li> <li>- <i>Discharge from storm water drains/sewer</i></li> <li>- <i>Natural storm related events (e.g. tornadoes, hurricanes)</i></li> </ul>

## 2.2 A mikroműanyagok lehetséges forrásai

Napi életünk során gyakran használunk különböző műanyag tárgyakat, a csomagolóanyagoktól kezdve a szintetikus ruházaton át a gumiabroncsokig, amelyek modern életünk már-már nélkülözhetetlen részét képezik. A szennyezőforrások megismeréséhez szükséges különválasztanunk az elsődleges és másodlagos mikroműanyagokat. Eredetükön túl elterjedésük megismerése is fontos, de a leglényegesebb, hogy végső soron környezetbe való kikerülésüket megakadályozzuk.

Az elsődleges mikroműanyagokat jellemzően koptatóanyag formájában kozmetikumok készítéséhez használják, de előfordulnak kenőanyagokban, vízlágyítókban és színezékek vivőanyagaként is. Gyógyszeripari termékekben a hatóanyagok célzott bevitelét szolgálhatják. Bizonyos gyártási folyamatokban meghatározott (mikronos) szemcseméretű anyagokat, ún. szintetikus viaszokat használnak, amelyek különböző bevonatok, pigmentek, tapadást fokozó anyagok, festékek és élelmiszer-csomagolóanyagok alkotói lehetnek [8].

A hulladékok aprózódásából keletkező másodlagos mikroműanyagokat a legtöbb kutatócsoport a műanyagszennyezés legfőbb problémájának tekinti. Ez a folyamat különösen azokban az országokban jellemző, ahol a hulladékkezelési rendszerek nem megfelelőek vagy hiányoznak. Az így a környezetbe kerülő műanyagok hosszú ideig megmaradnak, lebomlásuk – amely az anyag típusától függ – évtizedekig, évszázadokig is eltarthat. Mosás és szárítás közben a szintetikus szövetekből származó és a lefolyóba kerülő műanyagrostok is jelentős forrásai lehetnek a másodlagos mikroműanyagoknak [8], [24]. Másodlagos mikroplasztikként említhető továbbá az autógumik kopásából és a műanyaggyártás során fellépő anyagvesztéséből származó szennyezés is. A szennyezési útvonalak között a jövőben szükségszerű a levegőbe kerülő részecskék további tanulmányozása is. A szennyezők viselkedésének jobb megértésében szintén segíthet a szennyezés szárazföldi vagy tengeri eredetének megkülönböztetése, amelyet a 4. táblázat mutat be. Látható, hogy a szárazföldi eredetű kommunális hulladékon kívül bizonyos gyárak és a szennyvíztisztító telepek is nagy műanyag-terhelést okozhatnak. Kijelenthető, hogy a műanyagdarabok pályafutása a környezetben a vízi ökoszisztémákban végződik.

## 2.3 Szennyezőanyagok adszorpciója

A mikroműanyagok fogyasztása által okozott fizikai veszélyeken túl (pl. gyulladási folyamatok indukálása az emésztőrendszerben) az elmúlt években egyre több kutatás irányul a magukkal hordozott kémiai veszély feltérképezésére, hiszen bizonyos szennyezőanyagok promoterei lehetnek. Ennek egyik lehetséges útja a gyártás során felhasznált, többnyire mérgező vagy hormonháztartást zavaró anyagok (pl. biszfenol-A [BPA], ftalátok, égésgátlóként használt polibrómozott bifeniléterek [PBDE]) kioldódása [26].

Ezen túlmenően a mikroplasztikok felületén a vizekben már jelen lévő perzisztens szerves szennyezők (POP - persistent organic pollutants) adszorbeálódhatnak, hiszen ezen vegyületek víz-polimer megoszlási hányadosa nagy a polimerek javára [27], [28]. A felületükön megkötött vegyületek extrakciójára, dúsítására és azonosítására léteznek kidolgozott analitikai módszerek. Az ezekkel a módszerekkel végzett vizsgálatok eredményei igazolják, hogy a műanyag hulladékok a perzisztens szerves szennyezőket jelentősen koncentrálnak [29]. A szennyezőanyagok ilyen szorpciója azt eredményezi, hogy az adott helyen előforduló fauna koncentráltabb POP-szennyezésnek van kitéve és a perzisztens szennyezők bioakkumulációja is fokozottabb.

A leggyakrabban vizsgált anyagok a policiklikus aromás szénhidrogének (PAH-ok, elsősorban a fenantren), a poliklórozott bifenilek (PCB), a diklórdifenil-triklóretán (DDT) és bomlástermékei. A megkötött anyagok mennyisége közötti eltérés igen nagy lehet. Egy tanulmányból kiderül, hogy tengervíz-ből és tengerpartról származó minták mindegyikében kimutathatók a PAH-ok és a PCB-k. Az egyes műanyagrészecskéken mutatkozó koncentrációk változékonysága nagy (PCB: 1-436 ng/g; PAH: 1,0-9300 ng/g), de az a trend megfigyelhető, hogy a város közeli tengerparti minták szennyezettebbek, mint a civilizációtól távolabb eső partszakaszokon, illetve a nyílt vízen gyűjtöttek. A DDT és bomlástermékeinek koncentrációja 0,2 és 124 ng/g között alakult [30]. Vízműködés szempontjából egyre nagyobb figyelmet érdemlő szennyezőanyagok adszorpcióját is vizsgálták: a perfluor-oktánsav (PFOA) kis affinitást mutatott polietilén (PE) és polivinil-klorid (PVC) anyagokon vizsgálva, csakúgy, mint a di-2-etilhexil-ftalát (DEHP) PVC-n. DEHP adszorpciója PE-n hatékonyan mutatkozik, olyan szinten, ahogy a DDT kötődik PE és PVC felülethez [31]. Kutatók azt is igazolták, hogy a műanyagok felületén adszorbeálódott szennyezők képesek különböző állatfajok szöveteibe migrálni. Pirénnel szennyezett mikroműanyagok kagylók szöveteibe kerülve a szennyezőanyag kimutatható akkumulációját eredményezték [32]. A magasabb trofitási szinten elhelyezkedő élőlényeket tekintve egy madarakkal végzett etetési kísérlet mutat rá a PCB-k transzportjára az elfogyasztott mikroplasztikokból [33].

A mikroműanyagok szerves szennyezők (fémek) transzportjára gyakorolt hatása jelenleg kevéssé kutatott terület. A króm(VI) és 1-5 µm méretű PE gyöngyök párhuzamos expozíciója halakban (*Pomatoschistus microps*) szignifikánsan növelte a lipidperoxidációs aktivitást. Csak a Cr(VI) és mikroméretű PE expozíció során nem következett be hasonló változás [34]. Zebradánió (*Danio rerio*) végzett kísérlet során azt találták, hogy a mikroműanyagok párhuzamos jelenléte nem növelte az ezüst hozzáférhetőségét. Sőt, a 10-106 µm méretű, expozíciót megelőzően azonos koncentrációjú ezüsttel inkubált PE adagolása csökkentett ezüstfelvételt mutatott a teszt során [35]. Utóbbi eredmény azt mutatja, hogy a szerves szennyezők problémakörét is vizsgálni kell, hiszen azok is a mik-

romúanyagok felületéhez kötődhetnek. Az emésztést követő deszorpció további kutatás témája lehet.

## 2.4 Mikroműanyagok a táplálékláncban

A műanyagok tengeri élőlényekre gyakorolt hatása az elmúlt években egyértelművé vált, sok teknős-, madár- és emlősfaj érintettségét is jelentették. A műanyagok elfogyasztása fizikai vagy mechanikai stresszhez vezet, az élőlények tápcsatorájában sérülések keletkezhetnek. További veszélyt jelentenek a csomagoló kötegek, szintetikus zsinórok vagy az elszabadult halászhalók, amelyek az állat testére terjedve pusztulást okozhatnak [36].

A mikroműanyagok a táplálékláncba jellemzően nem tudatos (pl. szűrő jellegű fogyasztás) vagy téves fogyasztás (összetévesztés céltáplálékkal) révén kerülnek be [28]. Méretükből és előfordulásukból (üledéki [bentikus] és nyílt vízi [pelágikus] zónában egyaránt) adódóan főbb fogyasztóik a zooplanktonon túl a gerinctelen élőlények és különböző halfajok.

Laboratóriumi kísérletek igazolják, hogy az 1-30 µm méretű mikroplasztikokat zooplankton szervezetek fogyasztják [37]. A mikroműanyagok a tápláléklánc különböző trofitási szintjén elhelyezkedő élőlények közötti transzportját már kimutatták (mezozooplankton által fogyasztott 10 µm polisztirol gyöngyök makrozooplanktonba kerültek) [38]. A mikroműanyagok fogyasztása egyéb alacsony trofitási szinten elhelyezkedő élőlények széles körében is kimutatható, úgymint tengeri uborkákban [39], csaliféregben (*Arenicola marina*) [40], tengeri csigákban [42], garnélákban és egyéb rákokban [41], [43]. Öt európai országra kiterjedő vizsgálat alapján csak egy, Dániából származó mintában nem találtak mikroműanyagot. Francia, spanyol, olasz és holland ehető kékkagyló (*Mytilus edulis*) mintákból 0,04-0,34 részecskét azonosítottak a szövet egy grammjára vonatkoztatva [44]. A mikroműanyag fogyasztását más tanulmányokban is leírják [45], [46], [40], jelenleg ez a kagylófaj a leggyakrabban használt gerinctelen testorganizmus. A mikroműanyagok képesek átjutni a gerinctelenek keringési rendszerébe [46] és szövetbe, valamint a zsákmányállat szöveiteiből a magasabb trofitási szintű élőlénybe is [45].

Gerincesek vonatkozásában az európai tengerpart különböző pontjain halak tápcsatoráját vizsgálták. Az Északi- és Balti-tengerben három fenéklakó faj (atlanti tőkehal [*Gadus morhua*], közönséges lepényhal [*Limanda limanda*], érdes lepényhal [*Platichthys flesus*]) és két nyílt vízi faj (hering [*Clupea harengus*] és közönséges makréla [*Scomber scombrus*]) egyedeiből vett mintákat vizsgáltak. Mikroműanyagokat az összes fenéklakó halfajból kimutattak, átlagosan az egyedek 3,4%-ában (0,03±0,61 darab egy-egy állatban). Ha ezt összehasonlítjuk a nyíltvízi fajokban mért eredményekkel, azt fogjuk látni, hogy utóbbiaknál sokkal valószínűbb a fogyasztás (az egyedek 10,7%-a érintett átlagosan 0,19±0,61 darab halan-

kénti fogyasztási értékkel). Fontos azonban az eredmények faji szinten történő értelmezése is, hiszen hering egyedekben nem találtak mikroplasztikokat, míg a makrélák az összes halfaj közül a legnagyobb fogyasztási rátát mutatják (17,7%). A cikk szerzői azt feltételezik, hogy a mintázott heringek éppen egy olyan fejlődési fázisban voltak, amikor táplálkozási aktivitásuk csökken, hiszen a mintaegyedek tápcsatornái üresek voltak. Ha csak a szennyezéssel érintett egyedeket vesszük figyelembe megállapítható, hogy 44% fenéklakó, míg 56% nyílt vízi életmódot folytat. A halak tápcsatorájában megfigyelt műanyagok legnagyobb része (majdnem 40%) polietilén volt [47]. Ezekhez az eredményekhez képest az elfogyasztott mikroműanyagok száma a halak életmódját tekintve a portugál partoknál vett mintákban ellentétesen alakult: az érintett egyedek 63,5%-a fenéklakó, míg 36,5%-uk nyíltvízi. Összesen 17 faj egyedeiből mutattak ki mikroműanyagokat, 30%-os fogyasztási aránnyal, átlagosan 0,27±0,63 darab egy-egy állatra vetítve. Csak az érintett egyedeket tekintve ez az érték 1,40±0,66 [48]. Az Adriai-tengerben a vizsgált 125 egyed 28%-ában találtak mikroműanyagot. A legjellemzőbb típus – a részecskék 65%-a – itt is polietilén, míg 19% polietilén-tereftalát (PET). PE és polisztirol (PS) részecskéket a vizsgálat során a halak májszövetéből is ki lehetett mutatni [49]. Egy francia vizsgálat során 11 vízfolyásban vizsgálták az Európa szerte elterjedt fenékjáró küllők (*Gobio gobio*) béltartalmát, a minták 12%-ában azonosítottak mikroműanyagokat [50]. A fentebbi eredmények kapcsán fontos megjegyezni, hogy a mikronos méretű műanyag részecskék az azonosítási módból kifolyólag ezekben a tanulmányokban alulreprezentáltak. Ahogy azt laboratóriumi kísérletek is megerősítik, a <100µm méretű részecskék (jellemzően fluoreszcensen jelölt polisztirol, ~10µm) könnyen felvehetőek [37], [42]. Az ilyen méretű anyagok transzlokációja a tápláléklánc mentén könnyen megvalósulhat, így e mérettartomány monitorozása természetes vizekből származó élőlényekből mindenképpen ajánlott.

Mivel az élelmiszerek mikroműanyag-tartalmát nem ellenőrzik széleskörűen, így ezen a területen egyelőre kevés adat áll rendelkezésre. Amennyiben a fentebb bemutatott, egész ökoszisztémára gyakorolt hatásukat tekintjük, feltételezhető, hogy az emberi táplálék is érintett a szennyezéssel. A mikroműanyagok fogyasztását alacsonyabb rendű szervezetekben már több esetben kimutatták (pl. az ehető kékkagylóban – *Mytilus edulis*). A halak vizsgálata során főként a tápcsatorából azonosították a mikroműanyagokat, de ez a szervrendszer – alapból – jellemzően nem képezi emberi fogyasztás részét. Mindazonáltal a fogyasztott halszövetek szennyezése is feltételezhető, hiszen mikroműanyagok szervekbe történő transzlokációját gerincteleneken több esetben kimutatták, és egy esetben egy hal májából is jelentették előfordulásukat.

Mivel az élet minden területén használunk műanyagokat, a mikroplasztikok élelmiszerbe jutása más módon is elképzelhető (pl. a csomagolóanyagok révén). A mik-

romúanyagok felületén hordozott szennyezőanyagok szintén az élelmiszer szennyeződését eredményezhetik, de ezeket a vegyületeket – a mikroműanyagokkal ellentétben – forgalomba hozatal előtt vagy hatósági ellenőrzés során vizsgálják. A mikroműanyagok bizonyított jelenléte, valamint az általuk potenciálisan hordozott szennyezőanyagok a gerinctelen és gerinces biótában figyelemztetnek az ellenőrző vizsgálatok szükségességére a legérintettebb területeken (halak). Csak így biztosíthatók hosszútávon a magas szintű élelmiszerbiztonsági követelmények.

Összegzésként megállapítható, hogy a mikroműanyagok elterjedését és hatását mutató adatok meglehetősen diverzek a földrajzi elterjedés, az élőhelyek és az érintett fajok szempontjából. A környezeti és bióta mintákra egyaránt jellemző, hogy az édesvízi vizsgálatok alulreprezentáltak, még mindig a tengeri élőhelyek kapnak kiemelt figyelmet. Általánosságban elmondható, hogy a jelenleg publikált adatokat különböző kísérletbeállítási és számszerűsítési elvek alapján állapították meg. Ahhoz, hogy reprezentatív eredményeket vagy legalább széles körű áttekintést kapjunk a mikroműanyagok jelenlétéről a táplálékláncban, további kutatások szükségesek.

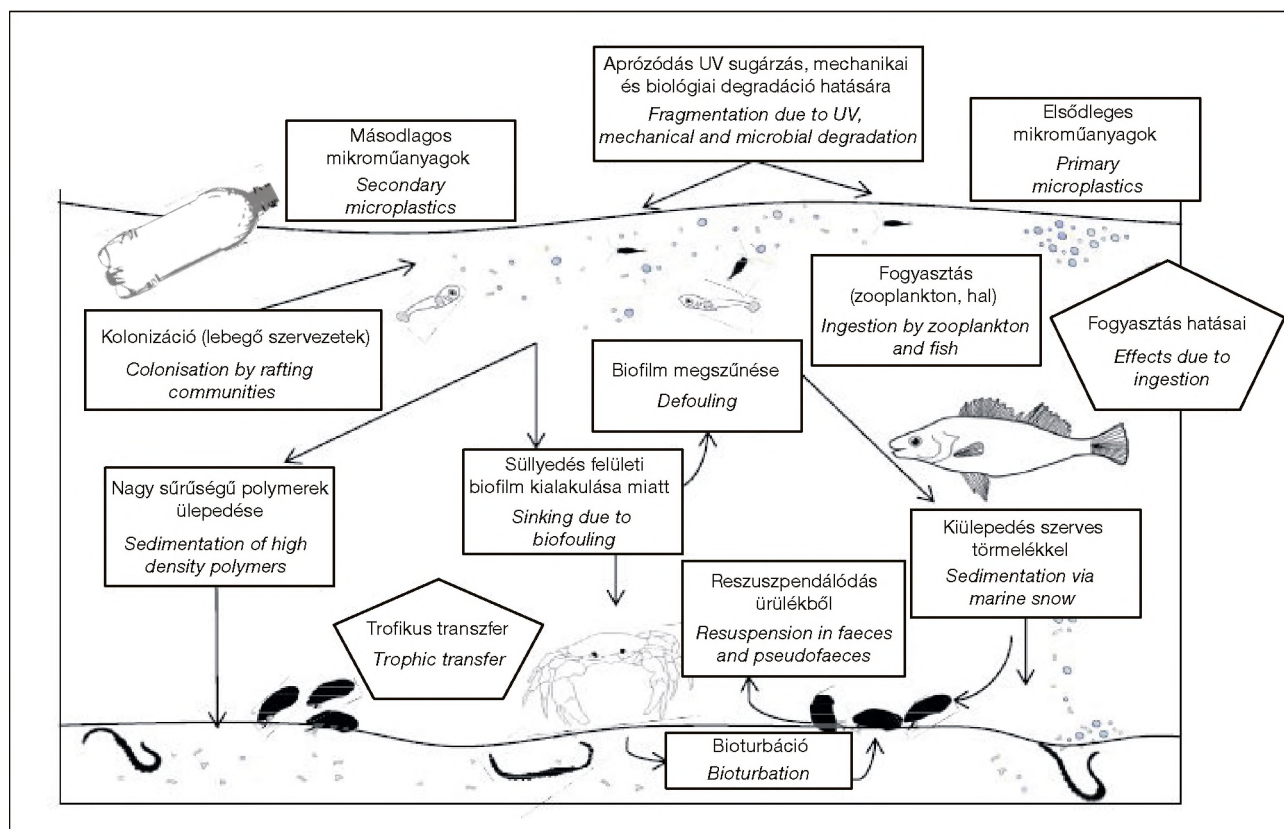
### 3. Mikroműanyagok kockázata és hatása az élőlényekre

A mikroműanyagok jelentős kockázatot jelentenek a szárazföldi és vízi élőlényekre egyaránt. Az elmúlt évek első tanulmányai fizikai hatásukat mutatták; a lenyelt műanyagok az állatok testében különböző

sérüléseket okoztak (alakjuk, sűrűségük és méretük miatt). Fizikai hatásukat potenciális felhalmozódásuk és transzlokációjuk is befolyásolja [51]. Egy 1 µm nagyságú és egy másik, 5µm nagyságú részecske viselkedése sok szempontból egymástól eltérő, így a toxicitásuk is teljesen különböző lehet. Például az 1 µm-nél nagyobb részecskék a tápcsatormából képesek kiürülni, de az ennél kisebb méretű szemcsék könnyen átjuthatnak a sejtmembránon. Két további tényező is hozzájárul a mikroműanyagok kockázatának meghatározásához; a gyártásuk során használt káros adalékok szivároghatnak belőlük, valamint képesek veszélyes anyagok adszorpciójára (ld. 2.3 fejezet) [16]. A mikroműanyagok lehetséges terjedési útvonalait (különösen tengerekben, folyókban) és biológiai hatásait az 1. ábra szemlélteti.

A műanyag hulladék aprózódása UV-sugárzás, mechanikai hatások és mikrobiológiai aktivitás révén valósul meg. A mikroműanyagok a víztestek különböző részeiben fordulnak elő. Sűrűségüknél fogva vagy a felszínen úsznak, vagy kiülednek az aljzatra. Alámerülésüket a felületükön kialakuló biofilm is okozhatja. Változatos előfordulásuk miatt különböző fajokat érinthetnek (zooplankton szervezetek, kagylók, rákfélék és egyéb gerinctelenek, halak). Fogyasztásukat a részecskék mérete és alakja is befolyásolja. Különböző élőlények lehetséges expozíciójáról ad összefoglalást az 5. táblázat.

A makro- és mikroműanyag-fogyasztás következtében kialakuló biológiai kölcsönhatások könnyen beláthatók. Ezek az anyagok az emésztőszervek el-



1. ábra: A mikroműanyagok lehetséges terjedési útvonalai és biológiai hatásai [51].

Figure 1: Potential pathways for the transport of microplastics and their biological interactions [51].



5. táblázat: Mikroműanyag-fogyasztással érintett tengeri élőlények lehetséges expozíciós útvonalai [51].  
Table 5: Marine organisms susceptible to microplastic ingestion and their exposure pathways [51].

Fajok / Species	Expozíciós útvonalak / Exposition pathways
Tengeri algák (pl. <i>Scenedesmus</i> sp.) <i>Marine algae</i> e.g. <i>Scenedesmus</i> sp.	Nanoműanyagok megkötése (különösen ha pozitív töltésűek). <i>Adsorbs nanoplastics, especially when positively charged.</i>
Mikrozooplankton (pl. a tengeri, csillós <i>Strombidium sulcatum</i> ) <i>Microzooplankton</i> e.g. <i>the marine ciliate Strombidium sulcatum</i>	Megfelelő méretű mikroműanyagok fogyasztása. <i>Size-based selectivity indicates potential to ingest microplastics of appropriate size.</i>
Bentikus üledéklakók (pl. <i>Arenicola marina</i> , <i>Holothuria floridana</i> ) <i>Benthic deposit feeders</i> e.g. <i>Arenicola marina</i> and <i>Holothuria floridana</i>	Az aljzaton felgyülemelő nagy sűrűségű mikroműanyagok fogyasztása az üledékekkel együtt ( <i>A. marina</i> ; mikroműanyagok (első sorban rostok) szelektív fogyasztása <i>H. floridana</i> által). <i>The sea bed is a sink for high-density microplastics; size-based, deposit-feeding strategies adopted by A. marina indicate potential to ingest microplastics of appropriate size; H. Florida selectively ingests plastic particles, showing a preference for fibrous shapes.</i>
Aljzatlakó dögevők (pl. a <i>Nephrops norvegicus</i> rák) <i>Benthic scavengers</i> e.g. <i>the crustacean Nephrops norvegicus</i>	A tengerfenéken felgyülemelő műanyagrostok passzív fogyasztása a táplálékkal, vagy a táplálkozás során az üledékből. <i>Fibrous microplastics have been found to accumulate in marine sediments; gut content analysis has shown plastic microfibers are being ingested in the environment; ingestion is passive via food it scavenges or sediment.</i>
Mezozooplankton (pl. tüskésbőrűek lárvái, evezőlábú rákok, nyílférgék) <i>Mesozooplankton</i> e.g. <i>echinoderm larvae, calanoid copepods, chaetognaths</i>	A tengeri áramlatokban és ipari kikötőkben nagy számban előforduló kis sűrűségű, tápláléknak megfelelő méretű mikroműanyagok fogyasztása. <i>Low density microplastics present on the sea surface with greatest abundances in gyres and industrial harbours; size-based selectivity indicates potential to ingest microplastics of appropriate size.</i>
Üledékevők (pl. kagyló - <i>Mytilus edulis</i> ) <i>Benthic suspension feeders</i> e.g. <i>the bivalve Mytilus edulis</i>	Az aljzatra süllyedő mikroműanyagok fogyasztása. <i>Susceptible to sinking microplastics</i>



2. ábra: Mikroműanyag mintázás planktonhálójával tengerből [52].  
Figure 2: Manta net, being used to collect microplastics from surface waters [52].

záródását képesek előidézni, de az érdes részecskék koptathatják is a tápcsatorna felületét, illetve képesek a szövetekbe beágyazódni. Csökkenhet az enzimermelődés és a táplálkozási aktivitás. A tápanyagok nehezebb felszívódását idézhetik elő, mely növekedési zavarokat okozhat. A reprodukciós folyamatokra is hatással lehetnek; csökkenhet a szteroid hormon szint, kitolódhat a peteérés [51].

A fogyasztás által okozott közvetlen egészségügyi hatásokat madarakon, hüllőkön és emlősökön (ideértve az embereket is) még nem specifikálták, de komoly indirekt veszélyt jelez, hogy a mikroműanyagok bekerülhetnek a keringési rendszerbe [46]. Ez az eredmény az emlősökbe való bejutást is előrevetíti.

#### 4. Mikroműanyagok azonosítása különböző mátrixokban

A mikroműanyagok forrásának és környezeti elterjedésének meghatározásához (azonosításhoz, számszerűsítéshez) szükséges, széles körben elterjedt és alkalmazott módszer jelenleg nem áll rendelkezésre. A mintavételhez, előkészítéshez és azonosításhoz használt módszereket különböző tényezők határozzák meg, így például a célmátrix (víz, üledék, bióta), a műanyagok elhelyezkedése és a lehetséges egyéb szennyezők. A továbbiakban a WESSLING cégcsoport tapasztalatai alapján kidolgozott és alkalmazott komplex vizsgálati módszert ismertetjük.

#### 4.1 Mintavétel

A mintavétel stratégiája alapvetően különbözik a víz- és üledékmátrixok mintázása esetén. Alapelv a víz térfogatának csökkentése, ami lehetővé teszi, hogy nagy térfogatú mintából (több m<sup>3</sup>) csak a szilárd anyag kerüljön a laboratóriumba, ami a további kezelést megkönnyíti. Folyók és tengerek mintázásához neuszton- vagy planktonhálót (2. ábra) használnak 300 µm-nél nagyobb pórusátmérővel. Ez az eszköz csak víztestek felszínén történő mintavételre alkalmas.

Az üledék-mintavétel során a térfogat csökkentése nem cél, hiszen ilyen esetben eleve szilárd anyagból indulunk ki. Ennek a technikának akkor van a legnagyobb jelentősége, amikor a mikroműanyagok szabad szemmel nem azonosíthatók, mert azokat az üledék esetleg elfedte, vagy gyakoriságuk olyan kicsi, hogy túl nagy mennyiségű anyagot kellene átválogatni [3]. Amennyiben lehetséges, a gyűjtés helyén végzett rostálással történő válogatás megkönnyíti a további munkát.

A gyűjtött minta mennyiségét a helyszínen fel kell jegyezni, hogy a vizsgálat során azonosított mikroműanyagok mennyiségét egységnyi térfogatra, tömegre adhassuk meg. Mindkét technika további laboratóriumi előkészítést igényel.

A WESSLING cégcsoportnál alkalmazott mintavételi



3. ábra: Vízmintavétel a WESSLING cégcsoportnál alkalmazott módszer szerint.  
Figure 3: Setup and method of water sampling at WESSLING.

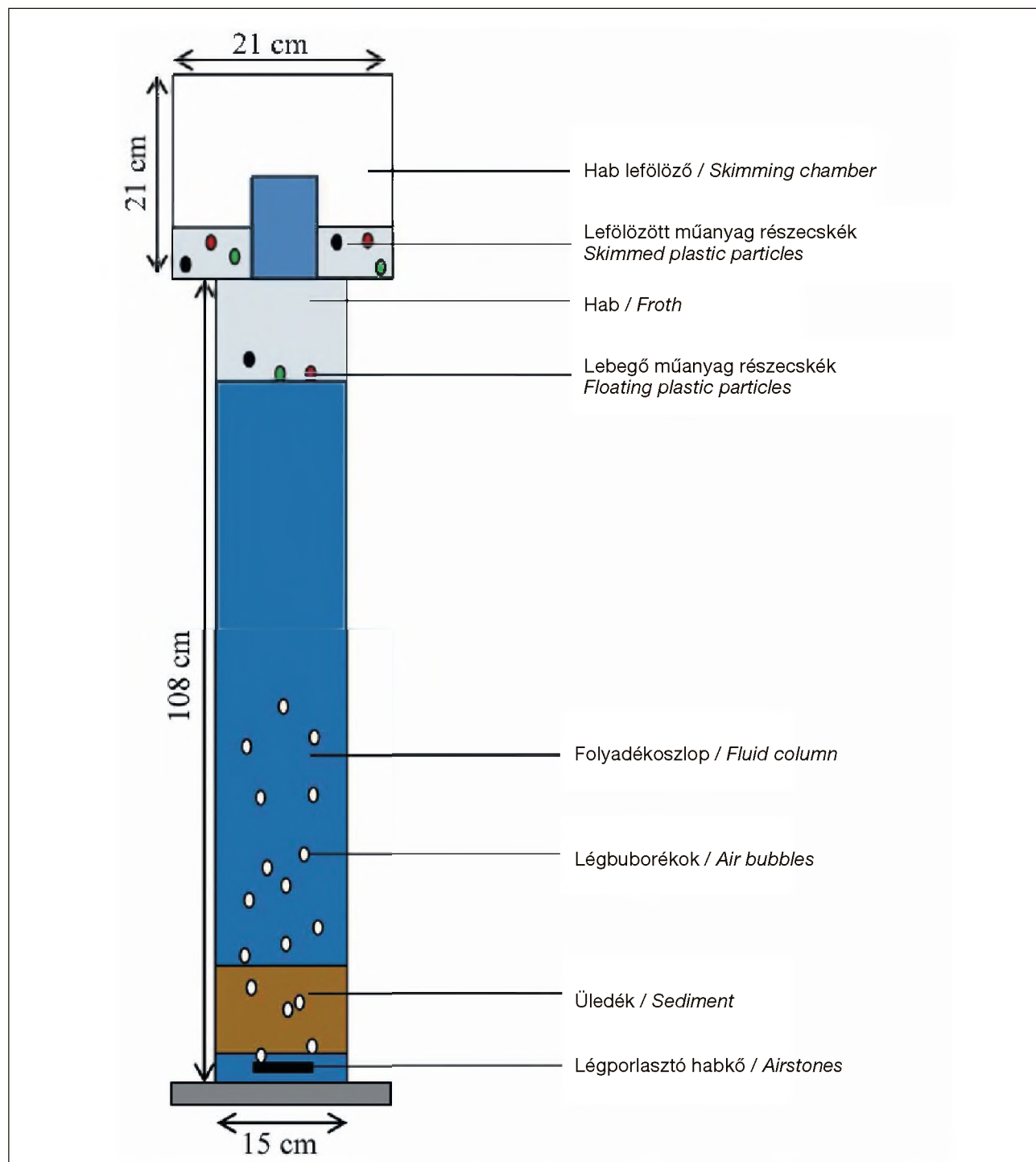
eljárás során (jelen esetben szennyvíztisztító telepen) 1m<sup>3</sup> szennyvizet szivattyúzunk át egy szűrőn, ami a nagy mintatérfogat folyadéktartalmának csökkentését szolgálja. A vízmintavétel módját a **3. ábrán** mutatjuk be.

#### 4.2 Mintaelőkészítés

A mintavételt követő előkészítési lépés a műanyagrészek vagy -szálak különválasztása az üledéktől és szerves anyagoktól (pl. növényi részek), amelyek zavarnák az azonosítást. A víz, üledék és műanyag egymástól való elválasztása eltérő sűrűségükből adódóan ülepítéssel oldható meg. Az ülepítést ná-

rium-klorid vagy cink-klorid oldattal végzik (1,6-1,7 kg/L). Imhof és munkatársai egy „Munich Plastic Sediment Separator” (MPSS) elnevezésű eszközt fejlesztettek ki, amely a műanyagok elválasztását üledékmintákból felúsztatással végzi el [53]. A berendezés működési elvét a **4. ábra** mutatja.

Általános érvényű elv, hogy a szerves szennyezőket el kell távolítani a mintából. A mintaelőkészítésnek ebben a fázisában savakat, bázisokat, oxidálószerket vagy enzimeket használhatunk (pl. 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Ezek az eljárások, különösen az enzimatis bontás, alkalmasak élőlények és élelmiszerminták előkészítésére is. A mintaelőkészítés utolsó lépésében a



4. ábra: Mikroműanyagok elválasztására szolgáló berendezés üledékminta vizsgálatához [53].  
Figure 4: Apparatus for froth flotation, and the experiment with classic density separation setup [53].

műanyagrészekké alumínium-oxid vagy arany szűrőre választhatók le.

### 4.3 Azonosítás

A mikroműanyagok azonosítása Fourier-transzformációs infravörös (FTIR) [3], [54] vagy Raman spektroszkópia alapján történik [12], [53]. Mindkét technika a műanyagokra jellemző funkció csoportok energiaelnyelése alapján határozza meg a típusukat. Ezek a módszerek optikai mikroszkóppal kombinálva alkalmasak különböző részecskék méretének, struktúrájának és anyagfajtájának meghatározására. FTIR mikroszkóppal 10  $\mu\text{m}$ -nél nagyobb részecskék vizsgálhatók, míg Raman mikroszkópiával 1  $\mu\text{m}$  a felbontás. A technika alkalmazhatóságát bizonyos tényezők korlátozzák, mert a vizsgálandó anyagok spektruma megváltozhat például biofilm-képződés vagy szerves szennyezés hatására. Kvantitatív adatokat ez a technika nem szolgáltat. Mennyiségi analízishez pirólízis-GC-MS vagy TDS-GC-MS [55] technikát kell alkalmazni. A kromatográfiai technikák hátránya a nagy idő- és költségigény.

Vizsgálatainkhoz a legelterjedtebb FTIR spektroszkópiát alkalmaztuk. A műszert két üzemmódban lehet használni. Az egyik a „Transmission mode”, amelynek során a vizsgálandó részecskéket alumínium-oxid szűrőn koncentrálnak. A másik az „ATR (attenuated total reflection) mode”, ahol arany szűrő felületén koncentrált részecskék vizsgálhatók. Az FTIR mikroszkóppal a részecskék egyenként azonosíthatók („particle by particle”) vagy nagyszámú részecskék meghatározásához az egész terület szkennelhető.

A mérési módszerek közötti eltérést a 6. ábrán mutatjuk be, amelyen egy alumínium-oxid szűrőn „transmission mode”-ban vizsgált minta („partic-

le by particle”) spektruma látható. Az azonosításhoz spektrumkönyvtár használható. A 7. ábrán egy szkennelt részt mutatunk be „transmission mode”-ban. E technika előnye, hogy nagyszámú mérési pont tehető láthatóvá egy képen a műanyagokra jellemző 1480-1430  $\text{cm}^{-1}$  és 1790-1700  $\text{cm}^{-1}$  jel karakterisztika révén. A kép a jelintenzitás alapján színskálával illusztrálható.

A következőkben a vizsgálatok közül egy tengeri sóminta analízisét mutatjuk be. A mintaelőkészítés a 3.2 fejezetben leírtaknak megfelelően történt; a sómintát vízben oldottuk, aztán üleptítettük, majd kémiaiilag kezeltük és arany szűrőn koncentráltuk. A vizsgálat FTIR mikroszkóppal történt, ATR módban. A 8. és 9. ábra a mikroszkópos képet és a befogott anyagok spektrumát mutatja. A tengeri só vizsgálata különböző részecskéket és rostokat mutatott, amelyek egy része mikroműanyagként volt azonosítható. A mikroszkópos képen szerves szennyeződések is láthatók. Ez mutatja, hogy a szerves anyagok kiküszöbölése nehéz, a jó mintaelőkészítés az egyik legfontosabb lépés.

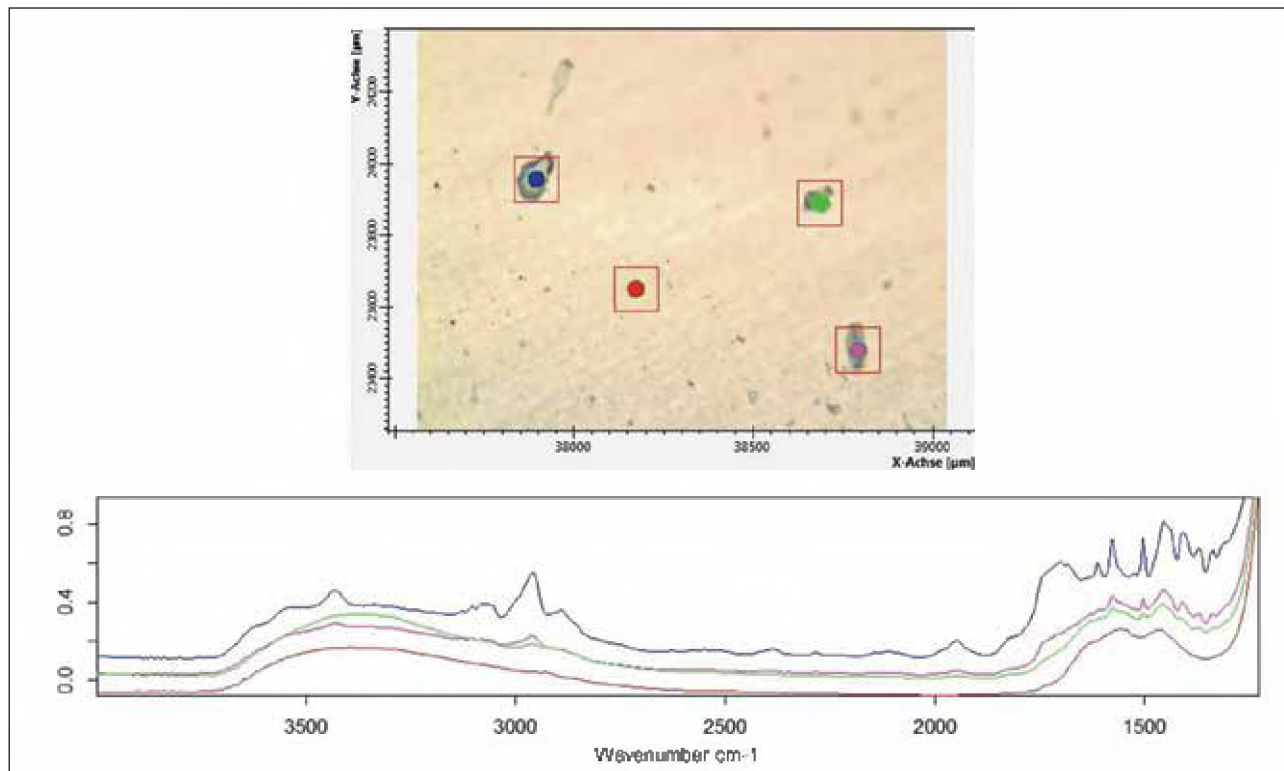
Összehasonlításként egy Raman spektroszkópiával végzett vizsgálat eredménye látható a 10. ábrán. Ez a technika 1  $\mu\text{m}$ -es felbontásra képes, az azonosítást adatbázisból vagy referenciaanyag alapján végzi.

### 5. Következtetések, kitekintés

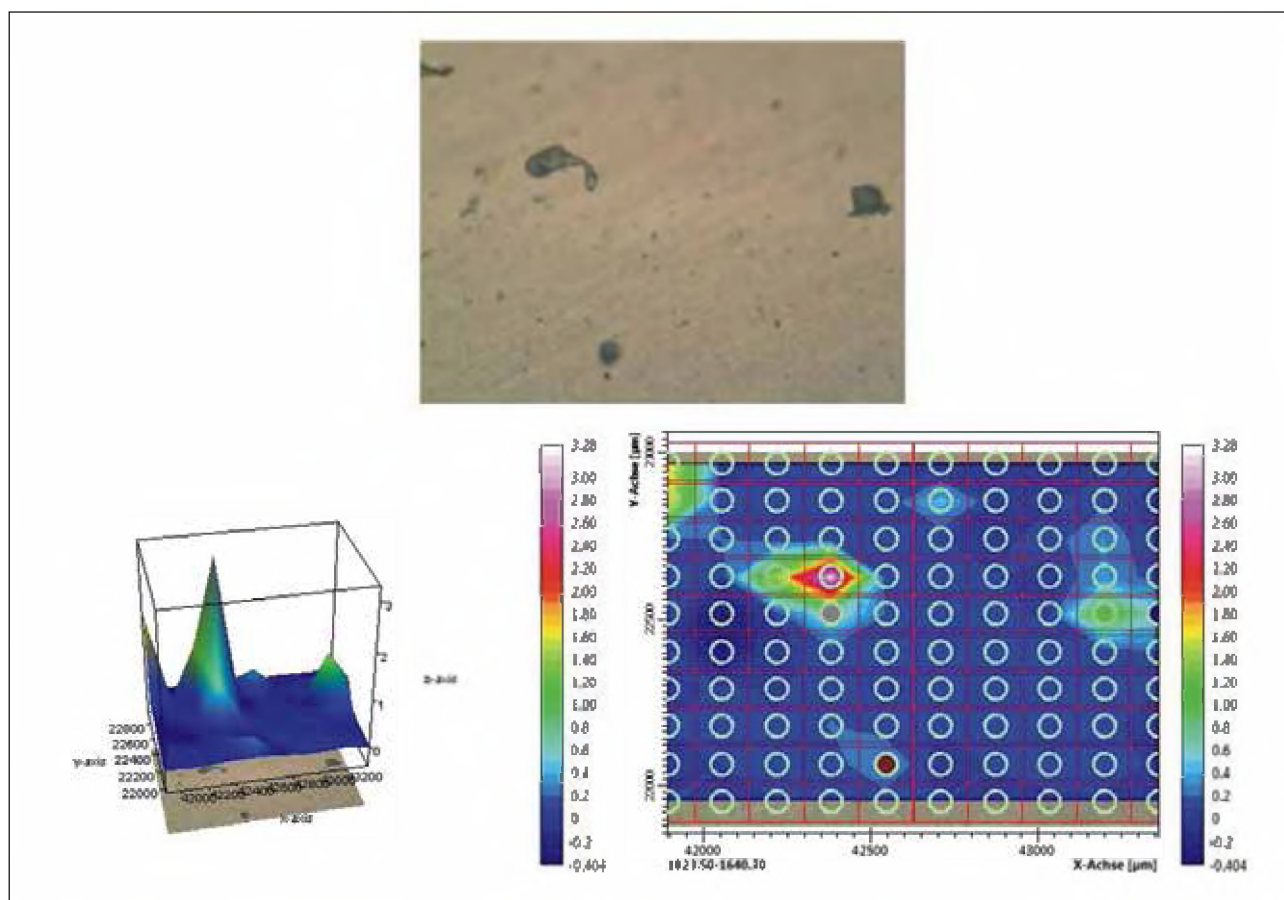
Az elmúlt évek kutatásai különböző környezeti mátrixokból és biótárból is kimutatták mikroműanyagok jelenlétét, különböző mintavételi és azonosítási technikákkal. Kimutatásukra a WESSLING-nél kidolgoztak egy olyan módszert, amely magában foglalja a mintavételt, mintaelőkészítést és a vizsgálatot is.



5. ábra: Vízminták előkészítése: kémiai kezelés, elválasztás és szűrés.  
Figure 5: Sample preparation of water samples, including chemical treatment, density separation and filtration.



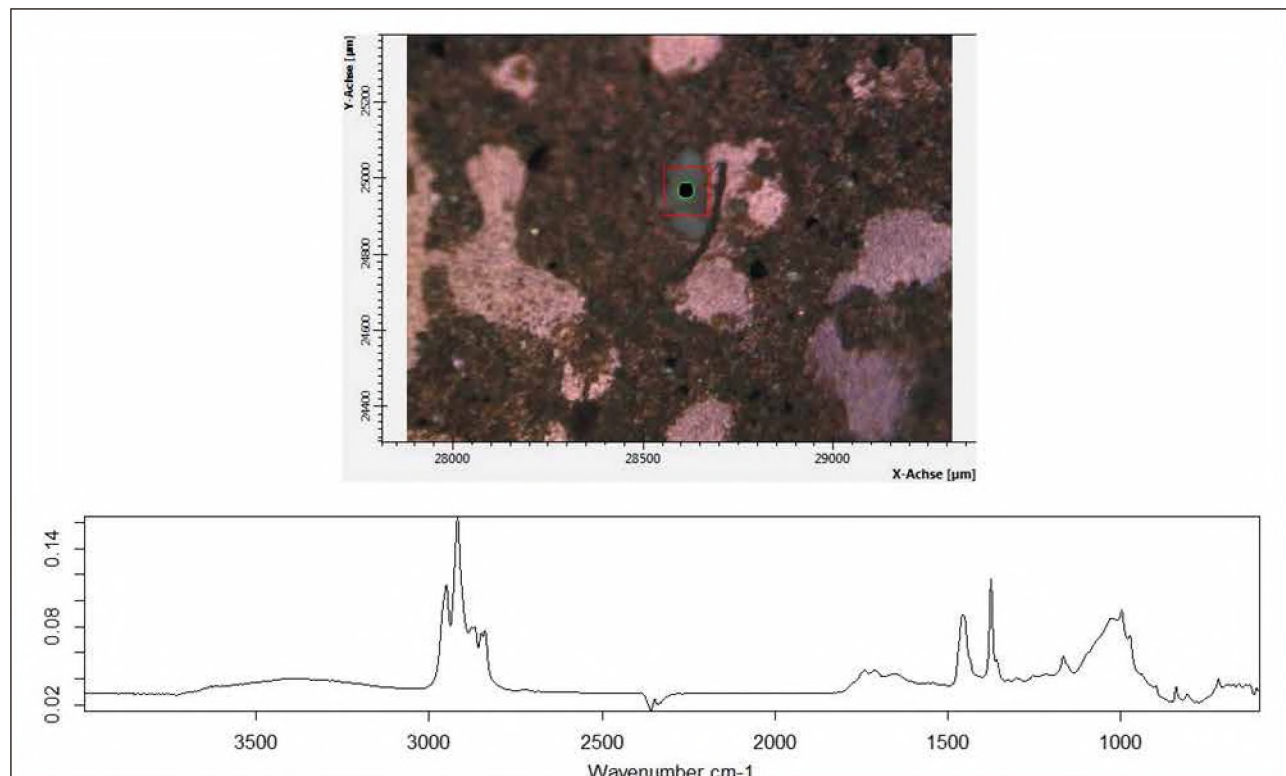
6. ábra: FTIR mikroszkópos spektrum alumínium-oxid szűrőn, „transmission mode”-ban. „Particle by particle” analízis.  
Figure 6: FTIR of an aluminum oxide filter in transmission mode. Analysis particle by particle.



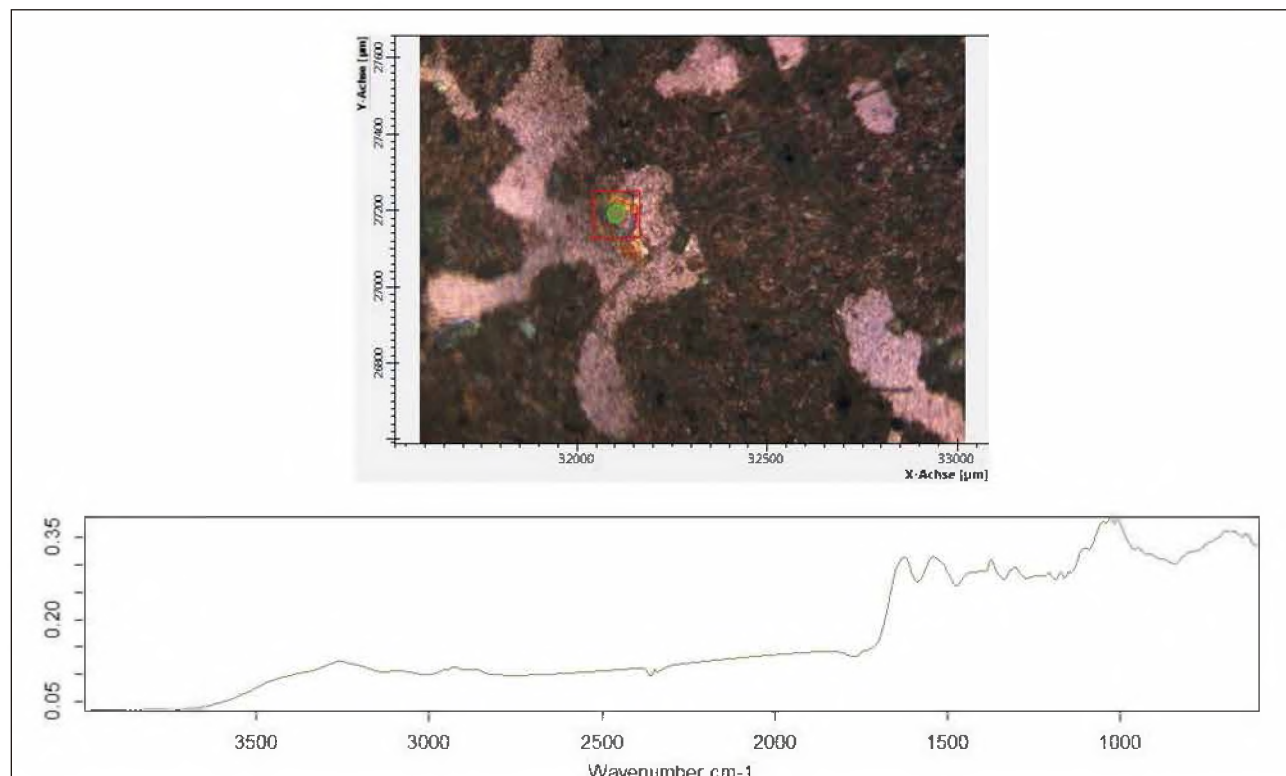
7. ábra: FTIR mikroszkópos spektrum alumínium-oxid szűrőn, „transmission mode”-ban.  
Analízis egy adott terület szkennelésével.  
Figure 7: FTIR of an aluminum oxide filter in transmission mode. Scanning of an area.

Ahhoz, hogy a különböző helyen létrejövő eredmények összehasonlíthatóak legyenek, először is szükséges egy egységes definíció megalkotása a mikroműanyagokra (pl. szükséges-e egy alsó méret-tartárt bevezetni a maximum kritérium 5 mm-en túl,

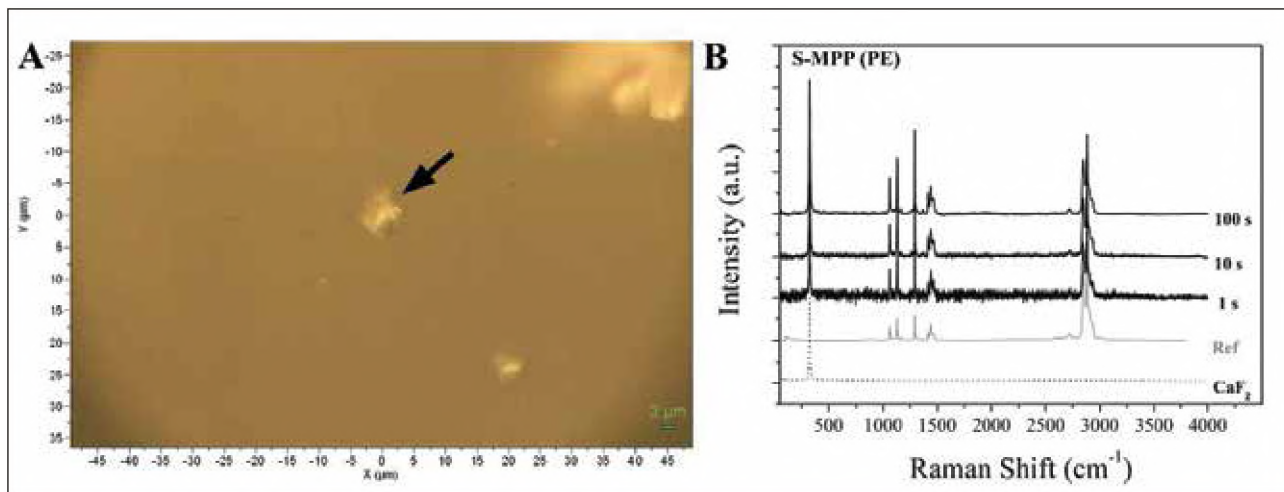
és párhuzamosan megalkotni a nanoműanyag fogalmát, vagy sem). Ez a differenciálás nem lenne szükségszerű, ha a mintavételi módszerek szabványosítva lennének. Az azonosítási módszerek is sokfélék (FTIR vagy RAMAN mikroszkópia, pirolízis-GC-MS,



9. ábra: Az FTIR analízis eredménye (ATR) A jelölt terület adatbázis alapján 76%-os egyezést mutat olefínnel.  
Figure 9: Result of an FTIR analysis (ATR). Database alignment: 76% agreement with olefin.



8. ábra: Az FTIR analízis eredménye (ATR) A jelölt terület adatbázis alapján 62%-os egyezést mutat a műselyemmel.  
Figure 8: Result of an FTIR analysis (ATR). Database alignment: 62% agreement with rayon.



10. ábra: Optikai mikroszkópos kép (A) és a hozzá tartozó spektrum (B) kb. 5 µm átmérőjű polietilén mikroműanyagról (fekete nyíllal jelölve, ill. fekete vonallal 1; 10 és 100 s akvizíciós idő mellett), referencia PE (szürke vonal) és CaF<sub>2</sub> (szürke szaggatott vonal) [53].

Figure 10: Optical microscopic image (A) and corresponding spectra (B), of microplastic particles of polyethylene (PE); size around 5 µm in diameter (black arrow, black solid lines for 1 s, 10 s, and 100 s acquisition time), reference polymer PE (gray solid line), and CaF<sub>2</sub> substrate (pointed gray line) [53].

stb.). A számszerűsítéshez szükséges lenne egy olyan módszert fejleszteni, amely figyelembe veszi az azonosított mikroműanyagok szemcseméret eloszlását. A szabványos módszerek lehetővé tennék az adatok nemzetközi validálását. Mivel a mintavételi és vizsgálati módszerek nem egységesek, ezért több monitoring programra van szükség a jövőben, hogy összehasonlítható és validált eredményeket kapjunk.

Az édesvizekre külön hangsúlyt fektetve a tudomány jelen állása szerint a következő területeken szükség-szerű sürgős fejlesztéseket végezni [56]:

1. Mikroműanyagok édesvízi előfordulásának monitorozása.
2. A mikroműanyagok forrásainak és sorsának vizsgálata édesvizekben.
3. Mikroműanyagoknak való kitettség értékelése.
4. Biológiai hatások felmérése.
5. Egyéb vízszennyezők és mikroműanyagok közötti kölcsönhatások megértése.
6. Újszerű keretrendszer kidolgozása a mikroműanyagok kockázatbecslésére.

Ahhoz, hogy ezeket az elveket a gyakorlatba ültessük, elő kell segíteni az érintett felek (kutatóműhelyek, vízművek, szennyvíztisztítók, civil szervezetek) együttműködését, hogy naprakész információk legyen a környezet állapotáról. A mikroműanyagok, mint környezeti jellemzők monitorozását be kellene emelni a Víz Keretirányelvbe (20/60/EK). Ennek szükségszerűségét az is alátámasztja, hogy a problémakört már leírták az Európai Tengervédelmi Stratégiáról Szóló Keretirányelvben (2008/56/EK). Ezen felül a mikroműanyagok szennyezőanyagok (különös tekintettel a Víz Keretirányelvbe foglalt elsőbbségi anyagokra, mint di(etilhexyl)-ftalát, nonil- és oktil-fenol, PAH-ok) szállítói lehetnek, ezért is a lista ígéretes jelöltjeinek tekinthetők [56].

A víztesteket érő szennyezés monitorozásán túl – amíg nincsenek jogszabályban foglalt határértékek – a szennyvíztisztító telepek önellenőrzése javasolt, mivel ezek a mikroműanyag-szennyezés jelentős forrásai lehetnek. Az önellenőrzés vízműveknek is ajánlható, hogy a vízkezelés eredményeként létrejövő ivóvíz minősége és biztonságossága 100%-os legyen, hiszen a tiszta vízhez való egyetemes hozzáférés alapvető emberi jog.

Jelenleg a mikroműanyagok kockázata az ökoszisztémára és az emberekre nem tisztázott pontosan. Bizonyos negatív hatások kimutathatók (emésztőszervi elváltozások, szövetekbe való bekerülés, szennyezőanyagok transzportja), de feltételezhetően sok olyan további káros hatásuk lehet, amelyeket még nem ismerünk. Ennek következtében a jövőbeli kutatásoknak le kell fednie az alábbi témákat is:

- A mikroműanyagok útja és hatása az élőlényekben.
- Különböző alakú és fajtájú műanyagok hatása a szervezetben.
- Az adszorbeált perzisztens szerves (POP) és egyéb szennyezők biológiai hozzáférhetősége.
- A mikroműanyagok útja különböző trofikus szinten elhelyezkedő élőlények között.

Ezeket túl szükséges az élelmiszerbiztonságra és emberi egészségre gyakorolt hatásukat is vizsgálni. Jelenleg ezen a téren nagyon limitáltak az információk.

## 6. Irodalom

- [1] Plastics – The Facts 2015. Plastics Europe. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2015.aspx> (Hozzáférés: 2015. 06. 25.)
- [2] Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil Trans R Soc B.* (364) 1526 pp. 1-14.
- [3] Hidalgo-Ruz V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification, *Environ. Sci. Technol.*, 46, 3060–3075
- [4] Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnol Adv.* 6 (3) pp. 246-265.
- [5] Webb, H. K., Arnott, J., Crawford, R. J., Ivanova, E. P. (2015): Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly(ethylene terephthalate). *Polymers.* 5 (1) pp. 1-18.
- [6] Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2010): Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ Sci Technol.* 44 (9) pp. 3404–3409.
- [7] GESAMP (2015). “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment” (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.
- [8] Federal Environment Agency, Germany (2015): Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany, Report (UBA-FB) 002147/E; 64/2015, pp. 1-46
- [9] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar Pollut Bul.* 62 (12) pp. 2588–2597.
- [10] Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Koning, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., Wolf, T. (2015): Use of Micro-Plastic Beads in Cosmetic Products in Europe and Their Estimated Emissions to the North Sea Environment. *International Journal for Applied Science (Personal Care - Detergents -Specialties)*. 141 (3) pp. 39-46.
- [11] <http://www.ikw.org/schoenheitspflege/themen/alle/kunststoffe-in-kosmetischen-mitteln/> (Hozzáférés: 2015. 05. 14.)
- [12] Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013): Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr Biol.* 23 (19) pp. R867-R868.
- [13] Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar Pollut Bull.* 77 (1-2) pp. 177–182.
- [14] Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., Boldgiv, B. (2014): High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar Pollut Bull.* 85 (1) pp. 156-163.
- [15] 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. *Environ Pollut.* 188 pp. 177–181.
- [16] Philipp Hohenblum, Bettina Liebmann, Marcel Liedermann (2015): The Environment Agency Austria, PLASTIC AND MICROPLASTIC IN THE ENVIRONMENT, Report Rep-0551.
- [17] Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P. (2015): Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5. Article number: 17988. 7 p.
- [18] <http://www.rwlwater.com/wastewater-treatment-does-not-fully-remove-microplastics/> (Hozzáférés: 2015. 07. 02.)
- [19] Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G. (2016): Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.* 91 pp. 174-182.
- [20] Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C. R. (2015): Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar Environ Res.* 111 pp. 5-17.
- [21] Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdt, G. (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Asserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) Biologische Anstalt Helgoland. 41 p.
- [22] Gasperi, J., Dris, R., Mirande-Bret, C., Mandin, C., Langlois, V., Tassen, B. (2015): First overview of microplastics in indoor and outdoor air. 15th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, Leipzig, Germany.
- [23] Pant, P., Harrison, R. M. (2013): Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmos Environ.* 77 pp. 78-97.



- [24] Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ Sci Technol.* 45 (21) pp. 9175-9179.
- [25] Werner S., Federal Environment Agency, Germany (2014): presentation "Mikroplastik in der Gesamtschau mareiner Abfälle- Quellen und Folgen"
- [26] Saal, F. S., Parmigiani, S., Palanza, P. L., Everrett, L. G., Ragaini, R. (2008): The plastic world: sources, amounts, ecological impacts and effects on development, reproduction, brain and behavior in aquatic and terrestrial animals and humans. *Environ Res.* 108 (2) pp. 127-130.
- [27] Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 62 (8) pp. 1596-1605.
- [28] Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., Hoh, E., (2012): Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere.* 86 (3) pp. 258-263.
- [29] Rios, L. M., Moore, C., Jones, P. R. (2007): Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar Pollut Bull.* 54 (8) pp. 1230-1237.
- [30] Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., Ward, M. W. (2011): Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar Pollut Bull.* (62) 8 pp. 1683-1692.
- [31] Bakir, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2014): Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ Pollut.* 185. pp. 16-23.
- [32] Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., Regoli, F. (2015): Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut.* 198 pp. 211-222.
- [33] Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D.R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil Trans R Soc B.* 364 (1526) pp. 2027-2045.
- [34] Luísa, G. L., Ferreira, P., Fontea, E., Oliveira, M., Guilhermino, L. (2015): Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium(VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquat Toxicol.* 164 pp. 163-174.
- [35] Khan, F. R., Syberg, K., Shashoua, Y., Bury, N. R. (2015): Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environ Pollut.* 206 pp. 73-79.
- [36] Derraik, J. G. B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar Pollut Bull.* 44 (9) pp. 842-852.
- [37] Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ Sci Technol.* 47 (12) pp. 6646-6655.
- [38] Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ Pollut.* 185 pp. 77-83.
- [39] Graham, E. R., Thompson, J. T. (2009): Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *J Exp Mar Biol Ecol.* 368 (1) pp. 22-29.
- [40] Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegheuchte, M. B., Janssen, C. R. (2015): Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ Pollut.* 199 pp. 10-17.
- [41] Devriese, L. I., van der Meulen, M. D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frcer, L., Robbens, J., Vethaak, A. D. (2015): Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar Pollut Bull.* 98 (1-2) pp. 179-187.
- [42] Gutow, L., Eckerlebe, A., Gimenez, L., Sabrowski, R. (2015): Experimental Evaluation of Seaweeds as a Vector for Microplastics into Marine Food Webs. *Environ Sci Technol.* 50 (2) pp. 915-923.
- [43] Brennecke, D., Ferreira, E. C., Costa, T. M. M., Appel, D., da Gama, B. A. P., Lenz, M. (2015): Ingested microplastics (>100 µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Mar Pollut Bull.* 96 (1-2) pp. 491-495.
- [44] Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M. J. J., Diogène J., Bekaert, K., Robbens, J., Devriese, L. (2015): A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environ Res.* 143 pp. 46-55.

- [45] Farrel, P., Nelson, K. (2013): Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ Pollut.* 177 pp. 1-3.
- [46] Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. (2008): Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ Sci Technol.* 42 (13) pp. 5026–5031.
- [47] Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler E-M., Janke, M., Gerdt, G. (2016): Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar Pollut Bull.* 102 (1) pp. 134-141.
- [48] Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., Pereira, T. (2015): Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar Pollut Bull.* 101 (1) pp. 119-126.
- [49] Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F. (2015): Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar Environ Res.* 111 pp. 18-26.
- [50] Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J-M. (2014): Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environ Res.* 128 pp. 98-100.
- [51] Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ Pollut.* 178, pp. 483-492.
- [52] <http://www.eurofleets.eu/np4/419.html> (Hozzáférés: 2015. 07. 20.)
- [53] Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., Laforsch, C. (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments, *Limnol Oceanogr: Methods* 10, pp. 524–537.
- [54] 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. *Environ Sci Technol.* 49 pp. 6070–6076.
- [55] Dümichen, E., Barthel, A-K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., Senz, R. (2015): Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Res.* 85 pp. 451-457.
- [56] Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Env Sci Eur* 26 (12) 9 p.



A kép illusztráció / Picture is for illustration only. Foto/photo: Mezei Péter, Bordós Gábor