

Eötvös Loránd Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Környezettudományi Centrum

**HUN
REN**



**VÍZI
ÖKOLÓGIAI
INTÉZET**



NSZKK
NEMZETI SZAKÉRTŐI
ÉS KUTATÓ KÖZPONT

Egy szennyvíztisztító telep mikroműanyag terhelése a Dunára

Tudományos Diákköri Konferencia dolgozat

Készítette:

Petrics Magdolna

Környezettudomány mesterszakos hallgató

Belső témavezető:

Prof. Dr. Záray Gyula

Tudományos tanácsadó

HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont Vízi Ökológiai Intézet

Külső témavezető:

Dr. Tatár Enikő

Nyugalmazott egyetemi docens

Analitikai Kémiai Tanszék

Külső konzulens:

Károly Istvánné

Igazságügyi vegyészszakértő

Nemzeti Szakértői és Kutató Központ

Fizikai és Kémiai Szakértői Intézet

Budapest, 2025. január 05.

Tartalom

A dolgozatban alkalmazott rövidítések jegyzéke	2
1. Bevezetés.....	3
2. Célkitűzés.....	6
3. Irodalmi áttekintés.....	6
3.1. A mikroműanyagok definíciója és tulajdonságai	6
3.2. A mikroműanyag szennyezők előfordulása a vízi környezetben és az élőlényekben	7
3.3. A kommunális szennyvíztisztító üzemek be- és kifolyó vizében, valamint a szennyvíziszapban lévő mikroműanyagok meghatározása	10
3.3.1. Szennyvíz és szennyvíziszap mintavétel.....	10
3.3.2. Mikroműanyag szennyezők kinyerése a kezelt szennyvízből és szennyvíziszapból	11
3.3.3. Mikroműanyagok kvalitatív és kvantitatív jellemzésére alkalmas módszerek	12
3.3.3.1. Sztereomikroszkópos vizsgálatok	12
3.3.3.2. A Raman-spektroszkópiai, a Fourier-transzformációs infravörös spektroszkópiai és a Pirolízis gázkromatográfia-tömegspektrometriai módszerek mikroműanyagok vizsgálatára.....	13
3.4. A szennyvízben előforduló mikroműanyagok jellemzői.....	15
3.5. Mikroműanyag eltávolítás a kommunális szennyvíztisztító üzemekben	18
3.5.1. A kommunális szennyvíztisztító üzemek fő technológiai lépcsői	18
3.5.2. A technológiai lépcsőket jellemző eltávolítási hatékonyság	21
3.6. A mikroműanyagok koncentrációja a kommunális szennyvíztisztítók kifolyó vizében és az azt befolyásoló tényezők	26
3.7. A mikroműanyag emisszió fő útvonalai	28
3.8. A mikroműanyag környezetbe jutását akadályozó intézkedések	29
4. Kísérleti rész.....	30
4.1. Mintavétel.....	30
4.2. Mintaelőkészítés	31
4.3. Minták fizikai és kémiai jellemzése	31
4.4. Eredmények és összefüggések	34
5. Összefoglalás.....	38
6. Summary	39
7. Irodalomjegyzék.....	40
8. Függelék.....	52
9. Köszönetnyilvánítás	57

A dolgozatban alkalmazott rövidítések jegyzéke

A2O (Anaerobic/anoxic/aerobic)	Anaerob/anoxikus/aerob
ATR (Attenuated Total Reflectance)	Csillapított totálreflexió
EPS (Extracellular polymeric substance)	Extracelluláris polimer anyag
FT-IR (Fourier transform infrared spectroscopy)	Fourier transzformációs infravörös spektroszkópia
IR (Infrared radiation)	Infravörös
MBR (Membrane bioreactor)	Membrán bioreaktor
MP (Microplastic)	Mikroműanyag
MPF (Microplastic fiber)	Mikroműanyag szál
PA (Polyamide)	Poliamid
PC (Polycarbonate)	Polikarbonát
PE (Polyethylene)	Polietilén
PEG (Polyethylene glycol)	Polietilénglikol
PEO (Polyethylene oxide)	Polietilén-oxid/polietilénglikol
PET (Polyethylene terephthalate)	Polietilén-tereftalát/poliészter
PMMA (Polymethyl methacrylate)	Polimetil-metakrilát
PP (Polypropylene)	Polipropilén
PS (Polystyrene)	Polisztirol
PTFE (Polytetrafluoroethylene)	Politetrafluor-etilén
PU (Polyurethane)	Poliuretán
PVA (Polyvinyl alcohol)	Polivinil-alkohol
PVC (Polyvinyl chloride)	Polivinilklorid
PVF (Polyvinyl fluoride)	Polivinil-fluorid
PY-GC/MS (Pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry)	Pirolízis gázkromatográfia-tömegspektrometria
RO (Reverse osmosis)	Fordított ozmózis
RSF (Rapid sand filter)	Gyors homokszűrő
SBR (Sequencing batch reactor)	Szakaszos betáplálású reaktor
UF (Ultrafiltration)	Ultraszűrés
WWTP (Wastewater treatment plant)	Szennyvíztisztító telep
sz.t.	Száraztömeg

1. Bevezetés

A műanyagok a huszadik század elején jelentek meg és az 1940-es években vette kezdetét a tömeges gyártásuk (Mathalon és mtsai, 2014). Az alacsony előállítási költsége, tartóssága, kedvező fizikai és kémiai tulajdonsága miatt széles körben alkalmazzák ezeket a szintetikus anyagokat (Sun és mtsai, 2023). A szintetikus textíliákból készült ruhaneműk elárasztották a piacot. A globálisan használt eldobható arcmaszka anyaga is műanyag, amely a használatot követően degradálódik (De-la-Torre és mtsai, 2022; Zhao és mtsai, 2024). Az elmúlt három évtized alatt az évenként leggyártott műanyag mennyiség megkétszereződött, továbbá a 2022-ben az OECD által kiadott jelentést alapul véve, az egy év alatt képződő műanyag hulladék mennyisége is több, mint kétszeresére nőtt (OECD, 2022). A műanyagok növekvő mértékű felhasználása a természetes környezetben való felhalmozódásukhoz vezetett. A műanyag hulladékok lebomlásához legalább több évtizedre, ha nem több évszázadra van szükség (Barnes és mtsai, 2009). Perzisztens szennyezők, ebből kifolyólag a 21. századra már globális környezeti fenyegetéssé váltak.

Jones és munkatársai (2020) a globálisan keletkező ipari és háztartási szennyvizek mennyiségét $359,4 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$ -re becsülik, amelynek hozzávetőlegesen 63%-át gyűjtik össze és ennek csupán az 52%-át ($188,1 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$) kezelik a szennyvíztisztító telepeken (WWTP) (Jones és mtsai, 2020). 2023-ban a globálisan keletkező háztartásokból származó szennyvíz mennyisége körülbelül $267,5 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$, melynek a 63%-át összegyűjtik, viszont a teljes mennyiségnek csak az 54,7%-a ($146,3 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$) kerül kezelésre a telepeken. Ez azt jelenti, hogy a keletkező szennyvíz 45,3%-a ($121,2 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{év}$) kerül a környezetbe kezeletlen formában. A háztartási szennyvíz kezelési arányát, országos vagy regionális területre nézve, a függelékben található 1s. ábra mutatja (Quadir és mtsai, 2024).

Útjuk során a műanyagok degradálódnak a súrlódás okozta fizikai- és oxidatív mállás, UV sugárzás és mikroorganizmusok által okozott degradációs folyamatok következtében, ezzel megkönnyítve a transzportjukat a felszíni vizekben. A makroműanyagok degradációja különböző kisebb méretű részecskéket eredményez, ilyenek a mikroműanyagok (MP), illetve az ezeknél kisebb méretű nanoműanyagok (Kiss és mtsai, 2021).

A mikroműanyagokat méretük alapján definiálták, miszerint az 1 és $5000 \mu\text{m}$ mérettartományba eső részecskék tartoznak ebbe a kategóriába (Frias és Nash, 2019), amelyen belül két csoportot különböztetünk meg. Az elsődleges (primer) mikroműanyagokat már szándékosan a mikro mérettartományban gyártják például a kozmetikai ipar számára, míg a másodlagos (szekunder) mikroműanyagok a nagyobb méretű műanyag termékek, a korábbiakban említett, mechanikus, biológiai és kémiai degradációjával keletkeznek (Surana és mtsai, 2024). A szárazföldről a

folyók által az óceánokba juttatott mikroműanyagok fő forrását jelentik a textíliák mosásából származó MP szálak és a gumiabroncsok kopása során keletkező eróziós részecskék (Boucher és Friot, 2017; Xu mtsai, 2019). Az MP szennyezés okozói közül fontos még megemlíteni az eldobott, egyszer használatos arcmaszkok bomlásából származó mikroműanyag részecskéket, amelyek eljutnak a felszíni vizekbe és a talajvízbe is (Fadare és mtsai, 2020; Shukla és mtsai, 2022). A hulladéklerakókból szintén jelentős mennyiségű MP részecskék jutnak a környezetbe (Gao és mtsai, 2023).

Az édesvízi és tengeri ökoszisztémákba eljutó műanyag szennyezők környezeti kockázatot jelentenek (Vieira és mtsai, 2021), mivel táplálkozással, belégzéssel vagy bőrön keresztül (Teuten és mtsai, 2009; Surana és mtsai, 2024) bejutnak a vízi organizmusok szervezetébe (Joyce és mtsai, 2022a,b). Mikroműanyagok számtalan színben, állagban és alakban vannak jelen a vízben. Az élőlények vagy közvetlenül fogyasztják el ezeket a részecskéket, mivel összetévesztik a táplálékukkal, vagy közvetve, azokkal együtt nyelik le (Berta és mtsai, 2022). A mikroműanyagok különösen szálak formájában jelentenek veszélyt az elfogyasztó élőlényekre. A nagy hossz/átmérő arány miatt hatékonyabban kerülnek be a szervezetbe, mint a más alakú műanyag részecskék (Gaylarde és mtsai, 2021). A MP szálak vízi organizmusokra kifejtett számos káros hatását figyelték meg, amelyek a különböző szövetekbe szállítva felhalmozódhatnak, szövetkárosodást, csökkent növekedést, emésztőrendszerbeli elzáródást okozva a populációban magasabb halálozási rátát eredményeznek (Wright és mtsai, 2013; Mathalon és mtsai, 2014). Az ilyen káros hatások javarészt a táplálkozási lánc alján lévő élőlényekben (zooplanktonok) a legnagyobb mértékűek (Walkinshaw és mtsai, 2020; Rebeleir és mtsai, 2021). A műanyagoknak és így a MP-oknak is toxikus összetevői és szennyezői vannak, ilyenek az adalékanyagok, a lágyítók és a fémek (Teuten és mtsai, 2007; Keresztes és mtsai 2009). Továbbá vízben a műanyagok felületét beborító biofilmen hidrofób perzisztens szerves szennyezők és fémek adszorbeálódnak, amelyek szintén toxikus hatással rendelkezhetnek (Vieira és mtsai, 2021; Sun és mtsai, 2023), és az MP-k szerepet játszhatnak a különböző patogének és invazív fajok transzportjában (Lofty és mtsai, 2023). A mikroműanyagok nem csak az állatvilágot veszélyeztetik. Megfigyelték például, hogy a mikroműanyagok jelenléte oxidatív stresszt és a kolónia növekedésének a gátlását okozhatja egyes alga fajok esetében (Cheng és mtsai, 2024), továbbá növények esetén a gyökér növekedés csökkenése volt tapasztalható (Kalčíková mtsai, 2020). A MP-ok az emberi szervezetbe is bekerülnek a bőrön, valamint az emésztő- és légzőrendszeren keresztül. Kimutatható mennyiségben vannak jelen MP-ok az emberi vérben, salakanyagban és méhlepényben (Ragusa

és mtsai, 2021). Összefoglalóan kijelenthető, hogy az MP részecskék a földi élőlényekben egyaránt megfigyelhetők és hatásukkal számolnunk kell mindennapi életünk során.

Napjainkban a műanyag szennyezés egyik legjelentősebb forrását a szennyvíziszap és a kezeletlen vagy „tisztított” szennyvíz jelenti (Kiss és mtsai, 2021), mivel a legtöbb esetben alkalmazott szennyvíztisztítási technológiákat nem műanyag részecskék eltávolítására fejlesztették ki és értelemszerűen nem biztosítják a mikroműanyagok teljes eltávolítását. Az óceánok MP tartalmának hozzávetőleg a 25%-a a szennyvíztisztító rendszerekből származik (Gao és mtsai, 2023). A kezeletlen szennyvízben általában a szál alakú MP részecskék aránya a legnagyobb (Sun és mtsai, 2019), amelyek elsősorban a textíliák mosása során jutnak a szennyvízbe (Pirc és mtsai, 2016). A szennyvíziszapban és a kezelt szennyvízben szintén a mikroszál a domináns MP részecske (Gies és mtsai, 2018; Lares és mtsai, 2018; Petroody és mtsai, 2021).

A mikroszálak természetes vagy mesterséges eredetűek. Természetes eredetűek a cellulóz-alapú (például pamut, len, kender) és protein-bázisú (például gyapjú és selyem) szálak. A cellulóz-alapú szálak jelentős forrását a kommunális WWTP-ken a részben degradálódott toalettpapír jelenti (Gupta és mtsai, 2018). Az újrahasznosított papírból készült toalettpapír a rezisztens per- és polifluorozott alkilvegyületek egyik forrása a szennyvízben (Thompson, 2023). A szintetikus úton előállított műanyagszálak (MPF) közül a poliamid (PA) és a polietilén-tereftalát/poliészter (PET) a leggyakoribb (Sun és mtsai, 2019). A szennyvíztisztítóból kifolyó víz és a szennyvíziszap mikroműanyag szennyezettsége alapvetően függ az alkalmazott szennyvíztisztítási technológiától és a szennyvíziszap kezelési módszerétől (Gao és mtsai, 2023).

A kommunális szennyvíztisztító telepekre nagy mennyiségben érkeznek elsődleges és másodlagos MP-ok, amelyek a település csatornarendszerétől és annak vízgyűjtőjétől függően különféle forrásokból származhatnak (Gao és mtsai, 2023). Ahogy már említettem, a hagyományos WWTP-eket eredetileg nem a MP-ok eltávolítására tervezték, ennek ellenére a részecskékre vonatkozó eltávolítási hatásfokuk általában meghaladja a 90%-ot. Ellenben a nagy napi kapacitásuk miatt a környezetbe kifolyó kezelt szennyvizek még mindig számottevő mennyiségű MP-ot tartalmaznak (Sol és mtsai, 2021). Az eltávolított MP a legtöbb esetben a szennyvíziszapba kerül (Ziajahromi és mtsai, 2021), melynek a szokásos kezelése sok esetben nem kellőképpen hatékony a MP-ok eltávolítására. A szennyvíztisztító üzem kifolyó vizével a befogadó felszíni vízbe, míg a mezőgazdaságban komposztként hasznosított kezelt szennyvíziszappal pedig a talajba kerülnek a mikroműanyagok (Hayany és mtsai, 2022; Hatinoğlu és mtsai, 2021). A WWTP által okozott MP-terhelés minimalizálása érdekében

szükség van az eltávolításuk hatásfokát befolyásoló technológiai paraméterek pontos ismeretére.

2. Célkitűzés

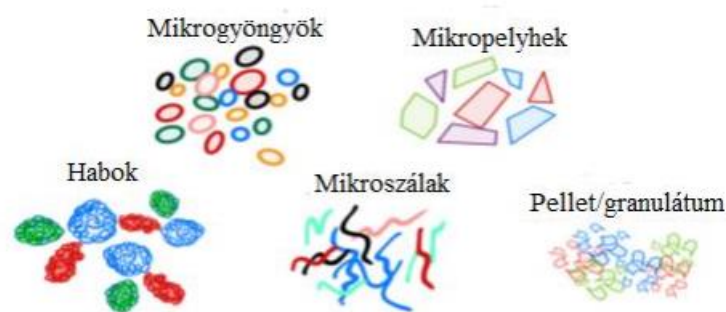
A vízi ökoszisztémákat elsősorban a kommunális WWTP-ekből származó, majd a folyók által szállított MP szennyezők veszélyeztetik. Ennek feltárása érdekében a korábbi, alapképzés során végzett munkámat (Petrics BSc szakdolgozat, 2023) tovább folytattam. A jelen dolgozat elkészítéséhez célul tűztem ki Tserendorj és munkatársai (2024) által közölt, a Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep Dunára gyakorolt MP emissziójával kapcsolatos vizsgálatok további folytatását majd az eredmények értelmezéséhez egy részletes irodalmi összefoglalás elkészítését. Ezen utóbbi esetben kitérek a MP-ok meghatározási módszereinek rövid ismertetésére, képet kívánok adni a tisztításra kerülő, és a szennyvíztisztító üzemből kilépő tisztított szennyvízben és az iszapban található MP részecskék tulajdonságairól, koncentrációjáról és az ezt befolyásoló tényezőkről. Bemutatom az eddigi vizsgálatok alapján eredményesnek bizonyuló eljárásokat, amelyek lehetővé teszik a MP emisszió csökkentését.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. A mikroműanyagok definíciója és tulajdonságai

Frias és Nash (2019) definíciója szerint: “Mikroműanyag minden szabályos vagy szabálytalan alakú, 1 μm és 5 mm közötti méretű, vízben oldhatatlan, elsődleges vagy másodlagos eredetű szintetikus szilárd részecske vagy polimer mátrix” (Frias és Nash, 2019).

A környezetben található MP-okat elsősorban akril, PP (általában használatos a halászfelszerelésben), PE (például arclemosókban), polisztirol ((PS) általánosan használt csomagolóanyag és ipari szigetelőanyag), PA (nylon) és PET szálak és PVC részecskék alkotják (Mathalon és mtsai, 2014). A vízi környezetet szennyező MP-ok számos alakban fordulnak elő (1. ábra). Az előforduló fő kategóriák a mikroszálak (a hossz/átmérő arány nagyobb, mint 100 (Liu és mtsai, 2019)), szabálytalan alakú töredékek vagy fragmensek, gömbök vagy mikrogöngyök, filmek, habok, mikropelyhek és pelleték vagy granulátumok (általában a gyártás során használják) (Conesa és mtsai, 2022; Li és mtsai, 2022). A polimerek negatív hatásai a formától függően változhatnak (Wright és mtsai, 2013), így például a mikroszálak rendkívül nagy felszín/térfogat aránya miatt károsabbnak tekinthetők (Rebelein és mtsai, 2021).



1. ábra: A vízi környezetben előforduló MP részecskék fő formái (Conesa és mtsai 2022)

3.2. A mikroműanyag szennyezők előfordulása a vízi környezetben és az élőlényekben

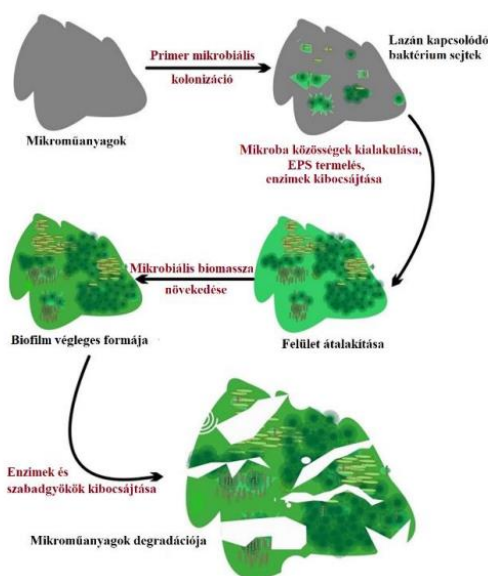
Világszerte a felszíni vizek mintegy 90%-a tartalmaz MP részecskéket, amelyekből a mikroszálak (MPF) megközelítőleg 91%-ot tesznek ki (Barrows és mtsai, 2018; Napper és mtsai, 2021). A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) becslése szerint évente körülbelül 1,8–5,0 millió tonna MP jut a környezetbe világszerte (Boucher és Friot, 2017). A mikroszálak koncentrációja felszíni vizekben 0,2 – 866 MPF/L tartományba esik, melynek üledékében 4,0 – 9450 MPF/kg_szt. koncentráció mérhető. A tengervízben mért adatok 0,00016 – 650 MPF/L, üledékére 1,7 – 1400 MPF/kg_szt. értéket mértek. A fő polimer típusok a PE, PP, PET és PS (Zhang és mtsai, 2022).

A Dunában, Budapest térségében 0,0094 - 0,0279 MP/L koncentráció mérhető, javarészt PE, PP és PS tartalommal (Palotai és mtsai, 2021). Egy hazai mérésorozat eredményei szerint Magyarország 13 vizsgált vízteste közül 12-ben tudtak kimutatni MP-ot. A mért koncentrációk a 3,52-32,05 MP/m³ tartományba estek. A MP koncentráció a természetes vizek közül a Zala folyóban (23,85 MP/m³) és a Tisza tóban (23,12 MP/m³) volt a legnagyobb. A maximális koncentráció (32,05 MP/m³) egy mesterségesen kialakított horgász tóra vonatkozott. A víztestekben 6 különböző típusú polimer volt kimutatható, PE, PP, PS, politetrafluor-etilén (PTFE), PET és poliakrilát (Bordós és mtsai, 2019).

Felszíni vizekben, ivóvízben és üledékben számos szerző mutatott ki szál, fragment, gömb, film és hab alakú mikroműanyag részecskéket (Wong és mtsai, 2020). Sok közlemény utal rá, hogy a szintetikus textíliákból a mosás során felszabaduló szálak jelentősen hozzájárulnak a környezet MPF szennyezéséhez (Napper és mtsai, 2023). A szintetikus úton előállított szálak közül a PP, PA és PET tartósságának és kiváló fizikai tulajdonságainak köszönhetően széles körben elterjedt. A tisztított szennyvíz ezen kívül a textíliák mosása során szabaddá váló természetes cellulóz-alapú (pamut, len, kender) valamint protein-bázisú (pl. gyapjú, selyem) szálakat is tartalmaz. Összességében a textilszálgéártáshoz hozzávetőlegesen 60% szintetikus

szálat, 30% pamutot és 10% egyéb nem szintetikus szálakat, például gyapjút, használnak (Carr és mtsai, 2017). A tapasztalatok szerint a poliészter-pamut keverékek a mosás és a használat során lényegesen kevesebb szálát veszítenek, mint a teljes mértékben akrilból vagy poliészterből álló szövetek (Napper és Thompson, 2016).

A mikroműanyagok természetes környezetben való viselkedését vizsgálva azt találták, hogy a mikroműanyagok a vízi környezetbe kerülését követően mikroorganizmusok telepednek meg a MP-ok felületén, majd biofilmet képeznek (Sun és mtsai, 2023). A biofilm kialakulása elősegíti a szennyező anyagok adszorpcióját a MP-ok felületén (Qiongjie és mtsai, 2022). A polimer felületének fizikai-kémiai tulajdonságai megváltozhatnak a biofilm mikroorganizmusai és a MP közötti kölcsönhatás következtében, ami a MP-ok biológiai lebomlásához vezethet (Sun és mtsai, 2023). A biofilmek a mikroorganizmusok által kiválasztott extracelluláris polimereket (EPS) tartalmazzák, beleértve a glikoproteineket, a glikolipideket és a fehérjéket (Wang és mtsai, 2021). Ezek protozoák, baktériumok, algák és gombák filogenetikailag és funkcionálisan változatos közösségei, amelyeket összefoglaló néven epifitának, bioszennyeződési közösségeknek vagy mikrobiális együtteseknek neveznek (Cooksey és Wigglesworth-Cooksey, 1995). A biofilm képződés dinamikus folyamat, amely magában foglalja a mikrobiális adhéziót, az extracelluláris polimerek szekrécióját és a mikrobiális proliferációt (He és mtsai, 2022). A biofilmek kialakulása négy elsődleges szakaszból áll a 2. ábrán látható módon:



2. ábra: A mikroműanyag részecskék felületén lévő biofilm kialakulása és az azt követő lebomlás szakaszai (Sun és mtsai, 2023)

A vízi környezet MP szennyezői globális fenyegetést jelentenek a vízi szervezetekre nézve (Vieira és mtsai, 2021). Mikroműanyagot mutattak ki számos vízi élőlényben, például

zooplanktonokban (Alfonso és mtsai, 2023), kagylókban (Barboza és mtsai, 2024) garnélarákokban (Saborowski és mtsai, 2022) és halakban (Bordós és mtsai, 2019). Az okozott kár lehet visszafordítható vagy irreverzibilis (Browne és mtsai, 2008; Nelms és mtsai, 2019; Amin és mtsai, 2020; Sun és mtsai, 2023).

A MP-ok lenyelése a zooplanktonok emésztőrendszerében sérülést és elzáródást okozhat, valamint a mikroműanyagokhoz tapadt szennyező anyagok és a részecskékben található mérgező adalékanyagok bekerülhetnek a zooplanktonok testébe. Ez alultápláltsághoz és az ebből következő egészségügyi hatásokhoz vezethet. A hatás mértéke függ az MP tartózkodási időtől a zooplankton emésztőrendszerében, ennek jellemzésére szolgál az úgynevezett „bélretenciós idő”. A MP-ok retenciós idejét az élőlényekben befolyásolja a részecske mérete, alakja, típusa, az expozíció ideje és koncentrációja, a táplálék jelenléte és az azt lenyelő fajok. A kisebb méretű MP-oknak lényegesen hosszabb a retenciós ideje, mint a nagyobbaknak (Yu és mtsai, 2021). A MPF-ak nagyobb veszélyt jelenthetnek, mint a gyöngy alakú MP-ok (Surana és mtsai, 2024). A MPF-ak vízi élőlényeket károsító hatásai közül megemlíthető a szövetek roncsolódása, az oxidatív stressz, a növekedés ütemének csökkenése és a megnövekedett elhullási ráta a vizsgált populációban (Horn és mtsai, 2020; Rebelein és mtsai, 2021).

Példaként mutatom be Joyce és munkatársai (2022a,b) a MP-ok homárra gyakorolt hatásvizsgálati eredményeit. A kutatás a norvég homárban (*Nephrops norvegicus*) és a természetes élőhelyét adó Atlanti-óceán üledékében mérhető MP tartalom meghatározására irányult. A homárból kivont összegabalyodott MP rostok 98,2%-a különböző hosszúságú mikroszálból állt, a maradék 1,8%-ot fragmensek alkották (Joyce és mtsai, 2022b). A szálak hossza 45 µm és 13,34 mm között volt. Az összes kivont műanyag részecske 97,4%-a a MP definíciónak megfelelő mérettartományba esett, a maradék 5 mm-nél nagyobb részecskékből állt (Joyce és mtsai, 2022a). Az elemzett mikrorészecskék 36%-át PP, PA, PS és PET részecskék tették ki (Joyce és mtsai, 2022a). A szerzők megállapították, hogy a szervezet mérete befolyásolhatja az mikrorészecskék előfordulási gyakoriságát. A különböző hosszúságú mikroszálakat eltérő ideig tartják vissza a szervezetek, a hosszabb szálak magasabb retenciós idővel rendelkeznek (Joyce és mtsai, 2022a). Az eredmények arra utalnak, hogy a mikrorészecskék nem bioakkumulálódnak a *Nephrops norvegicus*-ban (Joyce és mtsai, 2022a). Édes vízi környezetre vonatkozóan megemlíthetők Almeshal és munkatársai (2022) kutatásának eredményei. A vizsgálat a folyami kagylóra (*Unio tumidus*) és a tompa folyamkagylóra (*Unio crassus*) terjedt ki. A kagylók a táplálkozásukból fakadóan alkalmas bioindikátornak bizonyultak a Tisza folyó MP, azon belül MPF szennyezettség mértékének a meghatározásában. Az eredmények alapján a kimutatott részecskék többsége MPF volt a

vizsgált egyedekben. A kagylókból kinyert MP-ok hossza a 20-1000 µm és átmérője a 10-75 µm mérettartományokba esett. Az azonos mintavételi területről származó vizsgált két kagyló faj között jelentős eltérést állapítottak meg a kinyert MP részecskék száma szerint. Megközelítőleg kétszer annyi részecske volt a folyami kagylóban (*Unio tumidus*) a tompa folyamkagylóhoz (*Unio crassus*) képest. A mérési eredményeik a 2,7–4,9 MP/egyed, illetve 5,2–8,3 MP/egyed tartományba estek, ebből kifolyólag az *Unio tumidus* faj ajánlottabb a szálszennyeződés változásainak tanulmányozására ezen a vízgyűjtő területen. Ellenben a kagylókban átmentileg jelen lévő MP részecskék meghatározása csak korlátozott minőségi információt nyújt a Tisza folyó MP terheléséről, az élő szervezetek mintavételével kapcsolatos, ismert nehézségei miatt (Almeshal és mtsai, 2022).

Napjainkban már számos kutatás rámutatott arra, hogy kimutatható mennyiségben van jelen MP az emberi salakanyagban, vérben és méhlepényben (Ragusa és mtsai, 2021). A mikroműanyagok a bőrön, a légző- és az emésztőrendszeren keresztül jutnak be az emberi szervezetbe. A táplálékok közül a puhatestűek számítanak jelentős forrásnak, mivel általában a magasabb MP tartalmú tápcsatornával együtt kerülnek elfogyasztásra (Berta és mtsai, 2022; Krishnan és mtsai, 2023). Belégzés útján javarészt a városi aeroszorból, a gumiabroncs kopásából és a szintetikus szövetekből származó részecskék kerülnek a szervezetbe (Krishnan és mtsai, 2023). A kozmetikumokban megtalálható felszívódást elősegítő anyagok (például a glicerin) hozzájárulnak ahhoz, hogy a MP-ok akár a bőrön keresztül is bekerüljenek a szervezetbe (Berta és mtsai, 2022). A MP-ok egészségünkre gyakorolt hatása függhet a részecske méretétől (WHO, 2019). A 110 µm-nél kisebb részecskék képesek bejutni a vérkeringésbe, ahonnan könnyen eljuthatnak a különböző szervekhez, amelyekbe a <20 µm átmérőjű részecskék behatolhatnak (Berta és mtsai, 2022).

3.3. A kommunális szennyvíztisztító üzemek be- és kifolyó vizében, valamint a szennyvíziszapban lévő mikroműanyagok meghatározása

3.3.1. Szennyvíz és szennyvíziszap mintavétel

A MP-ok jellemzéséhez szükséges első lépés a szennyvíz és iszap minták vétele a WWTP különböző pontjairól. A mintát vesznek a WWTP befolyó vizéből, az első-, második- és harmadik kezelési lépcsők kifolyó vizéből, és a szennyvíziszapból az egyes kezelési lépések során. A szennyezés elkerülése végett a mintákat rozsdamentes acél vagy üveg tárolóedényekbe gyűjtik (Liu és mtsai, 2022). A folyadék minták vétele történhet automata mintavevő berendezés alkalmazásával, előre meghatározott időközönként vagy manuálisan a különböző

mintavételi pontokból (Liu és mtsai, 2022; Gao és mtsai 2023). Automatizált mintavételezés esetén szivattyú segítségével folyamatosan áramoltatják a vizsgálni kívánt közeget a szűrőn.

Általában rozsdamentes acélszita sorozatot használnak az MP-ok és egyéb szilárd anyagok kinyerésére, amelyek pórusméretei 10 μm és 5000 μm között választhatók (Liu és mtsai, 2022). Az alkalmazott sziták pórusmérete határozza meg, hogy egy-egy frakció milyen szemcseméret tartománnyal jellemezhető (Gao és mtsai, 2023).

Szennyvíziszap esetén a diszkrét mintavétel hatékonyabb (Sun és mtsai, 2019). Az iszapmintákat közvetlenül lehet gyűjteni az elsődleges derítőkől, az eleveniszapos recirkulációs vezetékekből és az anaerob rothasztókból, rozsdamentes acél vödrök és üvegedények segítségével (Liu és mtsai, 2022). A reprezentatív mintavétel érdekében több pontból szükséges mintát venni. A mintákat célszerű meghatározott időközönként begyűjteni (Pittura és mtsai, 2021). Szennyvíziszap esetén hozzávetőlegesen 5-100 grammnyi tömegű, vagy 150- 200 milliliter térfogatú mintát gyűjtenek (Liu és mtsai, 2022).

3.3.2. Mikroműanyag szennyezők kinyerése a kezelt szennyvízből és szennyvíziszapból

Az MP-ok természetes polimerektől és egyéb szerves vegyületektől való elválasztása érdekében több lépésből álló mintaelőkészítést alkalmaznak (Liu és mtsai, 2022).

Az *előkezelés* során a nem MP szerves anyagok oldatba kerülhetnek, így növelhető a kémiai kezelés hatékonysága és csökkenthető a vegyszerfelhasználás. Az előkezelés történhet ultrahangos kezeléssel, centrifugálással, hidrolízissel vagy enzimatis kezeléssel. Az előkezelést követő a szűrést vákuumpumpa segítségével végzik (Liu és mtsai, 2022).

A *sűrűség szerinti elválasztással* a MP-ok elkülöníthetők vagy kinyerhetők a mintából. A 0,90-1,45 g/cm³ tartományba eső fajlagos sűrűségű MP-k például elválaszthatók az üledékből származó, eltávolítani kívánt nagyobb sűrűségű (~2,6 g/cm³) szennyezőktől. A visszanyert mintát elegyítik ismert sűrűségű telített sóoldattal, például nátrium-klorid (NaCl), cink-klorid (ZnCl₂) vagy nátrium-jodid (NaI) oldattal, alaposan összerázzák, majd hagyják ülepedni, amíg a kisebb és nagyobb sűrűségű részecskék el nem válnak egymástól. Ülepítés után a kis sűrűségű mikroműanyagok a folyadék felszínén lévő szuszpenziós rétegben lebegnek, míg az alsóban a nehezebb részecskék dúsulnak fel. Emiatt az összegyűjtött felső réteg szűrésével kinyerhető a kisebb sűrűségű MP frakció. Az olcsóbb NaCl oldat, melynek sűrűsége a fentiek közül a legkisebb (1,2 g/cm³), csak a kis sűrűségű műanyagok, például PP, PE, PS és PA szétválasztására hatékony. A nagyobb sűrűségű telített NaI (1,6 – 1,8 g/cm³) és ZnCl₂ (1,5 – 1,7 g/cm³) oldatok alkalmasak a kis és nagy sűrűségű MP-k elkülönítésére, egyes szerzők szerint >99% kinyerési hatékonysággal, viszont a használatukat követően az elhelyezési és kezelési

költségeik jelentősek. (Liu és mtsai, 2022) Optimális MP kinyerési módszernek bizonyul a két lépcsős sűrűség szerinti elválasztás alkalmazása. Az első lépésben telített NaCl oldatot használnak, amellyel csökkentik a mintát tartalmazó szuszpenzió térfogatát, a második lépésben alkalmazott nagyobb sűrűségű, de költségesebb oldatból (például NaI) már csak kisebb mennyiség szükséges (Mahapatra és mtsai, 2024). A sűrűség szerinti elválasztás általában hatékony a környezeti mintákban található legtöbb MP kinyerésére, de egyes polimer típusok kivételt jelentenek, emiatt előfordulhat, hogy alábecsülik ezek mennyiségét (Liu és mtsai, 2022).

A *kémia kezelés* lehet oxidáció, savas, bázikus vagy enzimátikus kezelés. Leggyakrabban oxidációt alkalmaznak, amit 30%-os hidrogén-peroxid (H_2O_2) oldattal vagy Fenton-féle reagenssel ($0,05 \text{ mol/dm}^3 \text{ Fe(II)}$ koncentrációjú, 30%-os H_2O_2 oldat) végzik. A hidrogén-peroxidos eljárás hátránya, hogy sok reagenst igényel, a kezelés időigényes, továbbá nem mindig megfelelően hatékony. A Fenton-féle reagens alkalmazása esetén rövidebb idő alatt és jobb hatásfokkal történik az egyéb szálak és szerves szennyezők eltávolítása, a mikroműanyagok roncsolása nélkül. Ezzel szemben lúggal és savval való kezelés során egyes MP-ok elszíneződését és roncsolódását tapasztalták. A korábban tárgyalt, erős oxidálószeret, savakat, vagy bázisokat alkalmazó eljárásokon kívül egy további lehetőség az enzimátikus eljárás, mely jobb hatásfokkal jellemezhető, de költségesebb és időigényesebb. Összességében a Fenton-féle reagenssel való kémiai kezelés tekinthető optimálisnak (Liu és mtsai, 2022).

3.3.3. Mikroműanyagok kvalitatív és kvantitatív jellemzésére alkalmas módszerek

A mikroműanyagok analízise a fizikai és kémiai tulajdonságaik meghatározását jelenti. Az előbbi a mikroműanyagok méreteloszlásának, alakjának és színének, míg a kémiai analízis a kémiai összetételük meghatározására szolgál (Sun és mtsai, 2019).

3.3.3.1. Sztereomikroszkópos vizsgálatok

Az felfogott MP-ok vizuális számolására és méret, alak és szín szerinti kategorizálására széles körben használnak optikai mikroszkópiát (Liu és mtsai, 2022), leggyakrabban sztereomikroszkópot (Sun és mtsai, 2019). Meg kell említeni, hogy a sztereomikroszkóp kis felbontása korlátozhatja a kisebb méretű részecskék meghatározásának pontosságát, a hibalehetőség nőhet a részecske átmérő csökkenésével. Hibaforrás lehet továbbá, hogy a háttérhez hasonló színű részecskék nem látszódnak tisztán. A szintetikus és természetes eredetű szálak hatékonyabb megkülönböztetése érdekében figyelni kell arra, hogy a szintetikus szálak a teljes hosszuk mentén egyenlő szélességűek, és sejtes vagy organikus szerkezetek nem

láthatóak rajtuk (Sun és mtsai, 2019). A szintetikus és természetes eredetű polimerek elválasztása érdekében festési technikákat is alkalmazhatnak, ennek előfeltétele a kémiai kezelés elvégzése (Alvim és mtsai, 2020).

3.3.3.2. A Raman-spektroszkópiái, a Fourier-transzformációs infravörös spektroszkópiái és a Pirolízis gázkromatográfia-tömegspektrometriai módszerek mikroműanyagok vizsgálatára

Bár a vizuális vizsgálatok elegendők ahhoz, hogy a szennyvíz és szennyvíziszap mintákban található szilárd részecskéket jellemző fizikai paramétereket meghatározzák, azok kémiai összetételének vizsgálatára műszeres mérés technikákat kell alkalmazni. Erre a célra leggyakrabban a Raman spektroszkópia, a Fourier-transzformációs infravörös (FT-IR) spektroszkópia és a pirolízis gázkromatográfia-tömegspektrometria (PY-GC/MS) módszereket alkalmazzák, amelyek lehetővé teszik az egyes részecskék kémiai összetétel szerinti identifikálását, sőt lehetőséget kínálnak a műanyagok azonosítására is (Alvim és mtsai, 2020).

A Raman-spektroszkópia és a FT-IR spektroszkópia tipikus roncsolásmentes analitikai módszerek. A műanyagok azonosítása az azokban lévő speciális kémiai kötések jellemző vibrációs spektruma alapján történik. Az egyes minták spektruma összehasonlításra kerül az adatbázisban tárolt spektrumokkal, amely lehetővé teszi a kémiai azonosítást. A Raman-spektroszkópiái módszerrel nyert analitikai jel a kémiai kötés polarizálhatóságának változásától függ, emiatt például az aromás kötések, C–H és C=C kettős kötések könnyen gerjeszthetők. Az IR-elnyelés a kémiai kötés permanens dipólusmomentumának változásától függ, emiatt a poláris funkciós csoportok (pl. karbonilcsoportok) nagyon jól kimutathatóak FT-IR spektroszkópiával. Ezért a Raman és az FT-IR spektroszkópia egymást kiegészítő vibrációs mérés technikák. Az olyan sávok, amelyek erős Raman intenzitást mutatnak sok esetben gyenge IR intenzitásúak és fordítva. FT-IR spektroszkópiával 10 μm -nél, Raman spektroszkópiával 1 μm -nél nagyobb részecskék vizsgálhatók, ugyanakkor a Raman spektroszkópiás mérés időigénye lényegesen hosszabb. Az 500-50 μm mérettartományban gyors és megbízható elemzési eredményt kaphatunk FT-IR képalkotással, míg az 50-1 μm tartományra a Raman spektroszkópia részletes, de időigényesebb képalkotása javasolható (Käppler és mtsai, 2016). Ezen vizsgálatok eredményeként a koncentrációt az egységnyi térfogatban található MP-k számával adják meg, a tömegalapú meghatározás akadályokba ütközik. Az utóbbi hátrányok kiküszöbölésére termoanalitikai módszereket célszerű alkalmazni (Lim és mtsai, 2022), ilyen a PY-GC/MS.

A *Raman-spektroszkópiás* eljárásnál a mintát az ultraibolya vagy látható hullámhossz tartományba eső, intenzív lézer sugárzással világítják meg. A fotonok a mintával való

kölcsönhatás során szóródnak, a szórt fotonok egy kis része energiaeltolódást szenved, amely információt ad a mintabeli molekularezgésekről (Käppler és mtsai, 2016). A Raman-szórás a lézersugárhoz kapcsolódó elektromos tér által indukált dipólusmomentum eredménye. A Raman-spektroszkópia nagyobb érzékenységgel rendelkezik a nem poláris funkciós csoportok kimutatására, mivel a kémiai kötések polarizálhatóságának változásától függ. Előnye, hogy nagy érzékenysége miatt, alkalmas a kisebb méretű részecskék vizsgálatára, és a részecske alaknak, méretnek és vastagságnak nincs különösebb szerepe a vizsgálatok során (Käppler és mtsai, 2016), valamint kiemelkedő kémiai szelektivitással rendelkezik (Król és mtsai, 2014). Hátránya, hogy az egyes polimerek hozzáadott festékanyagainak jelenléte fluoreszcens sugárzást generálhat, amely gyakorlatilag elfedheti a Raman szóródás révén keletkező analitikai jelet. Ennek eredményeképpen a Raman-spektroszkóphoz tartozó kiértékelő program esetenként téves találatot mutathat a bemért anyagra. Alkalmanként a szintetikus anyag spektruma helyett csak a festékanyag spektrumát veszi fel a műszer (Zhu és mtsai, 2019).

Az *FT-IR* spektroszkópiás technikában a mintát infravörös (IR) fénnel sugározzák be (hullámszám-tartomány $400\text{--}4000\text{ cm}^{-1}$). Az IR sugárzás egy része a mintát alkotó molekulák szerkezetétől függően elnyelődik. Az elnyelődés mértékét a frekvencia vagy a hullámszám függvényében mérik. A vizsgált polimer spektruma tükrözi egy adott funkciós csoport választ a kémiai kötések dipólusmomentumának változására az IR sugárzás elnyelésekor. Az FT-IR általában jól használható a poláris funkciós csoportok észlelésére (pl. karbonilcsoportok), mivel ez a kémiai kötések permanens dipólusmomentumának változásától függ. Transzmissziós, reflexiós vagy csillapított totálreflexiós (ATR) módban történik a mérés. A részecskék azonosíthatók egyenként, vagy nagyszámú részecske egyidejűleg szkennelhető. A mikroszálak detektálása során nehézséget jelenthet, hogy a mikroszálak akár több rétegben, összegabalyodva helyezkedhetnek el a szűrőn, így azok megszámlálása nem lehetséges (Lim és mtsai, 2022).

A FT-IR és Raman spektroszkópiai műszerek kapcsolhatók mikroszkóp berendezéssel, ami lehetővé teszi a kisebb MP részecskék azonosítását (Primpke és mtsai, 2020). Az elérhető kisebb alsó mérethatár ($\mu\text{FT-IR}$ kb. $10\text{ }\mu\text{m}$, μRaman kb. $1\text{ }\mu\text{m}$) azzal magyarázható, hogy nem kell számolni azzal a hibalehetőséggel, amikor a kezelő a részecskéket előre kiválasztja egy optikai fénymikroszkóp segítségével az FT-IR vagy Raman elemzés számára, akkor bizonyos esetekben átlátszó vagy áttetsző, illetve nagyon kisméretű részecskéket figyelmen kívül hagyhat. Emiatt ajánlják a gyártók napjainkban az $\mu\text{FT-IR}$ illetve μRaman mikroszkópokat a MP-ok gyors elemzéséhez, melyek alkalmasak az említett mérettartományba eső szerves és szervetlen részecskék azonosítására és analízisére (Wolff és mtsai, 2019).

A PY-GC/MS pirolízist alkalmaz az MP és adalékanyagainak egyidejű azonosítására a minta közvetlen bevezetésével, minimális előkezeléssel. A pirolízis során keletkezett gáz halmazállapotú reakciótermékeket a GC-MS készülékbe vezetik. A módszer képes azonosítani akár egyetlen részecskét, és kis tömegű minta (0,1–0,5 mg) mérésére alkalmas. A 0,1 mg-nál kisebb tömegű minták mérése a kézi kezelés miatt nem lehetséges. További hátrány, hogy roncsolásos módszer és a pirolízis során keletkezett nagy molekulatömegű (400 g/mol) vegyületek a kapillárisba kondenzálódhatnak (Alvim és mtsai, 2020). Nagy mennyiségű minta bejuttatása szennyezheti a PY-GC/MS rendszert, és telítheti a kromatográfiás oszlopot és a tömegdetektort, ami hibás eredményre vezet (Lim és mtsai, 2022).

Az MP meghatározásra szolgáló laboratóriumok kialakításánál alapvető szempont a kontamináció elkerülése. A dolgozók védőfelszerelésként fehér pamut laborköpenyt viselnek (Ben-David és mtsai, 2021). Továbbá kék nitril védőkesztyű alkalmazásával kerülhető el a bőr érintkezése a részecskékkel vagy a berendezéssel, a bőrpelyhek ugyanis a festett mikroműanyag részecskékhez hasonló módon fluoreszkálnak (AlAzzavi és mtsai, 2022). A levegőből származó lebegő részecskék szennyező hatásának elkerülése végett a laboratóriumokban lamináris áramlású fülkéket alkalmaznak (Wolff és mtsai, 2019, AlAzzavi és mtsai, 2022). A mintákat és a berendezéseket alumíniumfóliával borítják a levegőben lévő MP-ktől való védelem érdekében (Ben-David és mtsai, 2021). Az ionmentesített vizet Wolff és munkatársai (2019) fordított ozmózis egységben állították elő, majd a többi alkalmazott vegyszerrel megegyező módszerrel, 0,6 µm-es üvegszálás szűrővel szűrték. Ezen technológia alkalmazásánál csak üveg és rozsdamentes acél berendezések használatára megengedhető (Wolff és mtsai, 2019).

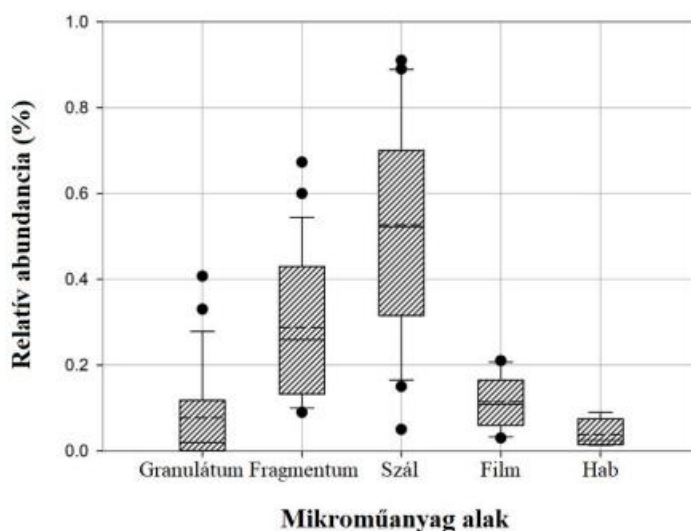
Az egységes mintavételi és meghatározási módszerek hiánya, a vizsgáló laboratóriumok eltérő felszereltsége, a kezelőszemélyzet eltérő felkészültsége megnehezíti a publikált elemzési eredmények összehasonlítását (Ziajahromi és mtsai, 2021).

3.4. A szennyvízben előforduló mikroműanyagok jellemzői

A részecskék tulajdonságai alapján következtetni lehet a kibocsátó forrásra. Jelenleg négy szempont szerint jellemzik a MP-okat, ez az alak, kémiai összetétel, méret és szín (Gao és mtsai, 2023).

A MP-ok *alakja* összefügg az általuk okozott veszéllyel és a részecskék forrásával is. Sun és munkatársai (2019) a rendelkezésre álló közleményekben szereplő adatok alapján vizsgálták a különböző alakú MP részecskék előfordulási gyakoriságát a WWTP-ek be- és kifolyó vizében és a 3. ábrán bemutatott összefüggést állapították meg. Az szakirodalom kutatása alapján a befolyó és kifolyó szennyvízben összesen található MP részecskék között a szálak aránya volt

a legnagyobb (átlagosan 52,7%), míg a szabálytalan alakú MP részecskék átlagosan 28,8%-ban voltak mérhetőek (Sun és mtsai, 2019). Az utóbbiak az erodált műanyag, vagy testápoló termékekből, például fogkrémből származhatnak (Carr és mtsai, 2017). A film, a szemcsés és a hab formájú mikroműanyagok 10% körüli vagy az alatti gyakorisággal fordulnak elő a szennyvízben (Sun és mtsai, 2019). A habok és fóliák a konyhai kellékek, műanyag zacskók és csomagolási termékek eróziójából származhatnak (Gao és mtsai, 2023).

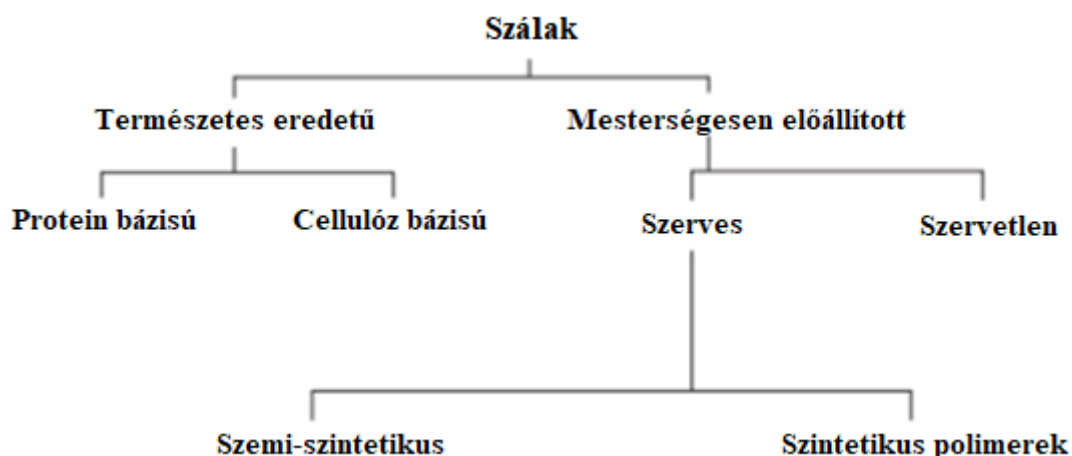


3. ábra: Különböző formájú mikroműanyagok relatív gyakorisága a kifolyó és befolyó szennyvízben (Sun és mtsai, 2019 alapján)

Ezzel összhangban vannak a Sol és munkatársai (2021) által két évvel később, már több publikáció feldolgozása alapján közölt adatok. Cikkükben táblázatosan összefoglalták a megjelent publikációkban megadott, kommunális szennyvízre vonatkozó, MP és MPF koncentráció adatokat és azok és részarányát (MPF%). Úgy találták, hogy a befolyó szennyvízben a mikroszálak aránya az összes alak típushoz viszonyítva, 45 referált cikket figyelembe véve 25-ben (55,5%) legalább 50% és 15 cikkben (33,3%) legalább 70% volt. Ugyanezeket a cikkeket figyelembe véve a kifolyó tisztított szennyvízben 28 cikkben (62,2%) volt legalább 50% a mikroszál aránya és 15 cikkben (33,3%) volt legalább 70%. A szennyvíztisztítás során a mikroszál százalékos aránya egyes esetekben jelentősen változott, amely egyértelműen az alkalmazott szennyvíztisztítási technológiával van összefüggésben (Sol és mtsai, 2021).

Kémiai összetétel szempontjából a polimertípusok megoszlása a szennyvíztisztító telepeken igen eltérő. A kis sűrűségű MP-ok, a PP, a PE és a PET általában nagyobb arányban fordulnak elő a szennyvízben (Long és mtsai, 2019; Horton és mtsai, 2021; Zhang és mtsai, 2020). A szálakat két alap kategóriába sorolják, ezek a mesterséges (vagy ember által előállított) és a

természetes eredetű (4. ábra). A mesterséges szálak anyaga lehet szervetlen (pl. üveg) és szerves, az utóbbin belül megkülönböztetik a szemi-szintetikus (pl. viszkóz) és szintetikus (pl. PP) alcsoportokat. A természetes szálak protein- és cellulóz-bázisúak lehetnek (Robertson és mtsai, 2018; Athey és Erdle, 2021).



4. ábra: Természetes eredetű és mesterségesen előállított szálak csoportosítása (Robertson és mtsai, 2017 alapján)

A természetes eredetű szálak a kezeletlen és a tisztított szennyvízben egyaránt dominánsak. A természetes eredetű és a mesterséges úton előállított szilárd részecskéknek a vízi környezetben élő organizmusokra gyakorolt hatása több szempontból is hasonló, ezért a folyók vízminőségének megítélésénél feltétlenül ajánlott mindkét csoport szilárd részecskéinek a vizsgálata (Tserendorj és mtsai, 2024).

A *méret* lényeges tényező a MP-ok élőlényeket érintő fenyegetéseinek értékelésében. Mivel a legtöbb részecske szabálytalan alakú, a jelentésekben rendszerint a főbb méret adatokat adják meg. A szennyvíztisztítóba befolyó víz szignifikánsan több nagyobb méretű mikroműanyagot ($>500\ \mu\text{m}$) tartalmaz, mint a már tisztított kifolyó víz, de mindkét esetben a kisebb méretű részecskék száma a nagyobb (Gao és mtsai, 2023).

Szín szerint a részecskék lehetnek egy vagy többféle színből állóak. Az egyszínű MP-ok jellemzően a kék (2-83,8%) és fekete, átlátszó vagy fehér (19,6-86,5%) kategóriába esnek (Bayo és mtsai, 2020b; Ziajahromi és mtsai, 2021). A részecskék színe elhalványodhat vagy elváltozhat a természetes degradáció és oxidáció következtében, emiatt a szín szerinti beazonosítás kisebb jelentőséggel bír (Gao és mtsai, 2023).

3.5. Mikroműanyag eltávolítás a kommunális szennyvíztisztító üzemekben

3.5.1. A kommunális szennyvíztisztító üzemek fő technológiai lépcsői

A WWTP-ek teljes folyamatát előzetes/elsődleges, másodlagos és harmadlagos technológiai lépcsőkre szokták bontani. Példaként bemutatok egy hagyományos kommunális WWTP, a Dél-pesti Kommunális Szennyvíztisztító Üzem, berendezéseit és működését, melynek sematikus rajza a 2s. ábrán található (Dél-pesti WWTP, 2015; Kardos PhD értekezés 2012).

Az *előkezelés* során a nyers szennyvizet és csapadékvizet a főgyűjtőből acélcsövön vezetik a kőfogó és osztó medencébe, ahol a nagyobb méretű, darabos szennyeződések kerülnek eltávolításra.

Ezután az *elsődleges kezelési lépcső* első műveleteként a fedett előmechanikai tisztítóban dobácsok szűrik ki az 1 cm-nél nagyobb méretű lebegő szennyeződések. A homok- és zsírfogóban a homokot, aprókavicsot kiülepítik és kotróberendezésekkel távolítják el (homokfogó üledék). A légbefúvás segítségével a zsír és olajszerű anyagok a szennyvíz felszínén úsznak (homokfogó uszadék), eltávolításuk után ezeket a rothasztó tornyokba vezetik. Az osztó az előbbieket szerint a tisztított szennyvizet három részre osztja, a biológiai tisztítósorok kapacitása szerint. A záportároló medencék pufferként szolgálnak a nagy esőzések esetére. Az első kezelési lépcső utolsó művelete az ülepítő medencékben valósul meg, ahol a finom frakciójú szerves és ülepíthető szerves anyagokat leválasztják. Az így keletkezett nyersiszapot (azaz primer iszap) az iszapkezelési berendezésekbe szállítják (Dél-pesti WWTP, 2015).

A *második kezelési lépcsőnek* a szakirodalomban általában a biológiai tisztítást tekintik (Sun és mtsai, 2019). A biológiai kezelés alapvetően kétféle lehet. Az egyik az *eleveniszapos*, a másik pedig a *biofilm alapú* eljárás (Zhang és mtsai, 2020). A világon legelterjedtebb módon, a Dél-pesti WWTP-en eleveniszapos medencékben, mikroorganizmusok segítségével bontják le a szennyvíz oldott szervesanyag tartalmát. A degradáció két lépésből áll: adszorpcióból és lebomlásból. A mikroorganizmusok által kiválasztott EPS adszorbeálja a szerves anyagokat, a nitrogént és a foszfort, majd a hozzáférhető szennyező anyagokat a mikroorganizmusok lebontják (Zhang és mtsai, 2020). Az eleveniszapos eljárás lehetővé teszi a szennyvíz, az iszap és az oxigén teljes elkeveredését egy reaktorban. A Dél-pesti WWTP-en az eleveniszapos medencéket üvegházakkal fedték le, a szennyvíz felszínére telepített növények gyökérzete és a medencében elhelyezett mesterséges biofilm hordozók kiváló életteret jelentenek a mikroorganizmusoknak. A biológiai folyamatok oxigénszükségletét légfúvókkal biztosítják. Az utóülepítő medencékben leválasztják a mikroorganizmus pelyheket, egy részüket visszavezetik

az eleveniszapos medencébe, a fölös szaporulat pedig az iszapkezelési berendezésekbe kerül, hasonlóan, mint az első kezelési lépcsőben keletkezett primer iszap. Az utóülepítő medencéből a tisztított szennyvizet a nitrifikációs bioszűrőbe vezetik, ahol levegőbefúvás mellett a töltetanyagon megkötődő mikroorganizmusok az ammóniát nitrát ionná oxidálják. Következő lépésként a denitrifikációs bioszűrőben a töltetanyagon megkötődő mikroorganizmusok, anoxikus körülmények között, metanol adagolás mellett, elemi nitrogénné redukálják a nitrifikációs bioszűrő elfolyó vizének nitrát tartalmát. A megtisztított szennyvíz UV fertőtlenítő berendezésen áthaladva folyik ki a WWTP területéről, a Ráckevei-Soroksári Duna-ágba (Délpesti WWTP, 2015).

Visszatérve a biológiai tisztítás tárgyalásához, a hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztítás módosított típusainak tekinthető néhány, MP eltávolításra is vizsgált eljárás, mint például az anaerob/anoxikus/oxikus (A2O) módszer, az oxidációs árok és a szakaszos üzemű eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia (SBR) (Zhang és mtsai, 2020). Az A2O technológia egyik folyamatábráját a 3s. ábrán mutatom be (Lee és mtsai, 2018). A berendezés egy anaerob, egy anoxikus és egy aerob tartályból áll. Az aerob tartály után elhelyezett második fokozatú ülepítő tartályból az iszap egy részét visszavezetik az anaerob tartályba, a fölös iszap pedig az iszapkezelőbe jut. Az aerob tartályban történik a nitrifikáció, a szerves anyagok lebomlása, valamint a foszfát felvétele az iszapban lévő heterotróf mikroorganizmusok által. Az anoxikus tartályban denitrifikáció megy végbe. Az anaerob tartályokban az iszapban betárolt foszfor egy része az oldatba kerül. Mivel az iszap által felvett foszfát mennyisége az aerob tartályban több, mint az anaerob tartályban leadott foszfáté, emiatt a fölössiszappal jelentős mennyiségű foszfor távolítható el. Az oxidációs árok a kiterjesztett levegőztetési folyamat egy bizonyos típusa, ahol a levegőztető tartály árok alakjában (ovális alakú) kerül kialakításra. Jellemzően ez a rendszer egy gyűrűs, ovális vagy patkó alakú medencéből áll (Sol és mtsai, 2021), az 4s. ábrán látható módon. Bayo és munkatársai (2021) oxidációs árkot, majd gyors homokszűrő (RSF) technológiát alkalmazó WWTP-en végezték MP eltávolításra vonatkozó kísérleteiket. A zárt hurkú medencében kering a szennyvíz. Az oxidációs árokba irányuló folyadék áramot levegőztetik és összekeverik a szekunder tisztítóból visszaforgatott iszappal (Sol és mtsai, 2021). Az SBR technológiák esetében az egyes fázisok azonos reakcióterben játszódnak le, időben vannak elkülönítve (5s. ábra). A szennyvíz és a biomassza keverékén oxigént buborékoltatnak át. A levegőztetés és a keverés a biológiai reakciók befejeződése után megszűnik, a biomassza (iszap) leülepszik, és a kezelt felülúszót eltávolítják (Singh és mtsai, 2011). Ezt követően, a reaktort újra megtöltik, és a folyamatot megismétlik (Sol és mtsai, 2021).

Az eddig tárgyalt eleveniszapos technológia mellett a másik lehetőség a *biofilm alapú eljárás* (Zhang és mtsai, 2020). A biofilm alapú eljárásban a biofilmet alkotó mikroorganizmusok összetapadását a sejt felületét beborító biológiai termékek, poliszaharidok eredményezik. A biofilm vastagsága néhány száz mikrométertől több milliméterig is változhat. Kívülről befelé nézve, a mikroorganizmusok aerobok, anoxikusak (oxigénmentes, de nitrát tartalmú) majd anaerobok (oxigén-, és nitrát-mentes). A biofilm általában növekedési, állandó és filmleszakadási perióduson megy keresztül, a leválást követően új biofilm képződik és szerepet játszik a szennyvízből a szennyező anyagok eltávolításában (Zhang és mtsai, 2020; Hidayaturrahman és Lee, 2019).

Széles körben alkalmazott, költséghatékony, újonnan kifejlesztett szennyvíztisztítási technológia a membrán bioreaktor (MBR) (Vuori és mtsai, 2022). Az utóbbi időben széles körben alkalmaznak MBR-t kommunális és ipari szennyvízkezelésre, mivel kiváló minőségű szennyvizet termel és eltávolítja a mikroszennyező anyagokat (Di Bella és mtsai, 2022). Az MBR egy bioreaktorból áll az oldat szerves anyag tartalmának csökkentésére, a lebegő szilárd anyagok eltávolítása perm-szelektív membránnal, például mikroszűréssel vagy ultraszűréssel történik, utóülepítésre nincs szükség (6s. ábra). Az előkezelt szennyvíz belép a bioreaktorba, ahonnan a szervesanyag tartalom biodegradációját követően a kezelt szennyvizet szűrőrendszerre szivattyúzzák. A membrán-eljárásnak köszönhetően az MP a visszatartott áramban koncentrálnak. Csak a legkisebb részecskék tudnak átjutni a membránokon keresztül, így jó minőségű tisztított szennyvíz állítható elő (Poerio és mtsai, 2019).

Fontos figyelembe venni, hogy a mikroműanyagok jelenléte káros hatással lehet egyes szennyvíz kezelési szakaszokra, például a biológiai kezeléseknél a MP-ok káros hatással vannak a vízi baktériumokra az aerob és anaerob folyamatok során. Az MP-ok jelenléte toxikus oxidatív stresszt indukál és különféle toxikus anyagokat visz be a rendszerbe, amelyek gátolják az enzimeket vagy csökkentik a sejtek életképességét. A koagulációs folyamatban a negatív töltésű MP-ok csökkentik a hatékony flokkulálószer mennyiségét, mivel kölcsönhatásba lépnek a sós flokkulálószerrel. Az MBR-rendszerben a szerves anyagok és az ammónia eltávolítását gátolta a PVC mikroműanyagok jelenléte, a membrán eltömődése miatt, a szabálytalan alakú MP-ok pedig koptathatják a membránt az ultraszűrés (UF) és fordított ozmózis (RO) folyamatokban (Sun és mtsai, 2019).

A világon nagyon sok szennyvíztisztító üzem, a Dél-Pesti Kommunális Szennyvíztisztító üzemhez hasonlóan, csak előzetes/elsődleges és másodlagos technológiai lépcsőket tartalmaz (Sun és mtsai, 2019). A mikroszennyezők eltávolítására irányuló növekvő igény következtében

világszerte nő azoknak a kommunális WWTP-ek száma, ahol *harmadik kezelési lépcsőt* is alkalmaznak (Conesa és mtsai, 2022).

Hidayaturrahman és Lee (2019) három szennyvíztisztító telepen, a hagyományos eleveniszapos (CAS) technológia mellett koagulációt követően háromféle harmadik kezelési lépcsőt is alkalmaztak. A koagulációs folyamat során polialumínium-klorid koagulálószerrel használtak, ami gyorsan hidrolizál, rosszul oldódó csapadékot képez, mely a szennyező anyagokkal együtt üleptetéssel eltávolítható. Ezt követően ózonozást, membrán tárcsás szűrőt vagy gyors homokszűrőt használtak. Az egyik WWTP a szennyvízzel összekevert ózont erős oxidálószerként alkalmazta, a koaguláció után még visszamaradó szerves szennyezők eltávolítására. Az ózont a levegő oxigén tartalmának átalakításával állították elő, melyet két ellentétes elektromos töltésű lemezt tartalmazó csövön keresztül áramoltatták. A membrán tárcsás szűrő azoknak a részecskéknek az eltávolítására szolgált, amelyek nem ülepedtek ki a koagulációt követően. A szűrőközeg 10 µm-es pórusmérettel rendelkezett, így várhatóan képes volt kiválasztani az ennél nagyobb részecskéket. Az gyors homokszűrő esetében a felülről befolyó, koagulációs folyamatból származó szennyvíz MP részecskéi a homokszemek közé szorultak, vagy a homokszemek felületéhez tapadtak és a kezelt víz a rendszer alsó részén távozott (Hidayaturrahman és Lee, 2019).

3.5.2. A technológiai lépcsőket jellemző eltávolítási hatékonyság

A szennyvíztisztító telepeket eredetileg nem kifejezetten a mikroműanyagok eltávolítására tervezték, ennek ellenére minden kezelési szakasz bizonyos mennyiségű mikroműanyagot eltávolít.

Sun és munkatársai (2019) közleményükben, az akkor rendelkezésre álló irodalmi adatok alapján, összefoglalták különböző országok szennyvíztisztító üzemének MP eltávolítási arányait. Irodalomkutatásuk szerint az előzetes kezelésekkel a mikroműanyagok 35-59%-át, az előzetes és elsődleges kezelésekkel együttesen a mikroműanyagok 50-98%-át távolítják el. Az itt is bemutatott 7s. ábrán megadták, hogy a befolyó víz teljes mikroműanyag tartalmához képest (100%), az egyes kezelési szakaszok után keletkezett tisztított vízben százalékos arányban még mennyi MP volt jelen.

Gao és munkatársai 2023-ban megjelent cikke szerint az elsődleges és másodlagos tisztítási fokozat MP eltávolítási hatékonysága körülbelül 50% és 99,99% közötti érték és az elsődleges szakasz során nagyobb. A harmadik kezelési lépcső után már 94-100% hatásfokú eltávolítást értek el, a kezelt víz MP tartalma 0-19 MP/L tartományba esett.

Az egyes technológiai lépéseket jellemző eltávolítási hatékonyság értelmezéséhez érdemes kitérni rá, hogy a WWTP-en alkalmazott műveletek során hogyan történik az MP eltávolítása.

A szűréshez alkalmazott három féle hálóméretű szita közül csak a finom szita (hálóméret 2,5-10 mm) távolít el mikroműanyagokat. Megjegyzendő, hogy létezik egy jóval kisebb szitaméret is, az ultrafinom szűrő (0,2-2 mm), ezt általában a membrán bioreaktor (MBR) elé helyezik a membrán szennyeződésének elkerülésére (Zhang és mtsai, 2020). A homokfogót a nagy sűrűségű szennyeződések ($\geq 1,5 \text{ g/cm}^3$), úgy, mint a homok és salak (sűrűsége körülbelül $2,65 \text{ g/cm}^3$) eltávolítására tervezték. A legtöbb MP sűrűsége (1. táblázat) 0,8 és $1,6 \text{ g/cm}^3$ között van, ilyen a PA, PP és PE. A nagyobb sűrűségűek közül meg kell említeni az alkidot és a poliésztert, melynek sűrűsége 1,2 és 2,0 - $2,3 \text{ g/cm}^3$ között változik, és a $2,1\text{-}2,3 \text{ g/cm}^3$ sűrűségű PTFE-t (Sun és mtsai, 2019).

1. táblázat: A vízi környezetben leggyakrabban előforduló polimerek sűrűsége (Sun és mtsai, 2019)

Polimer	Sűrűség (g/cm^3)
Polipropilén	0,83-0,92
Polietilén	0,89-0,98
Polietilén-tereftalát	0,96-1,45
Poliamid	1,02-1,16
Polisztirol	1,04-1,1
Akrilát	1,09-1,20
Poliuretán	1,20
Polivinil alkohol	1,19-1,31
Alkid	1,24-2,01
Poliészter	1,24-2,3
Polivinilklorid	1,16-1,58
Polilaktid	1,21-1,43
Politetrafluor-etilén	2,10-2,30

A MP-ok méret eloszlására az *előkezelés* van a legnagyobb hatással, mivel hatékonyan távolítja el a nagyobb méretű mikroműanyagokat (Sun és mtsai, 2019). Ennek eredménye, hogy a nagyobb mérettartományba eső MP-ok gyakrabban találhatók meg a nyers, és az elsődleges folyamat során keletkezett iszapban, mint a kezelés további szakaszában (Zhang és mtsai, 2020).

Az *elsődleges kezelés* során többnyire kétféle homokfogót használnak, ezek a vízszintes áramlású és a levegőztetett. A MP-ok eltávolítása a víz áramlási sebességétől (v) és a víz haladási távolságától függ (D). Ha a mikroműanyagok ülepedési ideje kisebb, mint D/v , akkor eltávolításra kerülnek, ellenkező esetben a szennyvízben maradnak. Az ülepítési folyamat során a nagy sűrűségű MP-okat a szilárd pelyhekben fogják fel. Néhány MP a homokhoz kötődve

képes ülepedni és így kerül eltávolításra (Zhang és mtsai, 2020). A homok és zsírfogóban a légbefúvás segítségével a szennyeződések, elsősorban a kis sűrűségű MP-okat, a szennyvíz felületére úsztatják, majd eltávolítják (Sun mtsai, 2019). Ezzel az eljárással a víznél valamivel nagyobb vagy kisebb sűrűségű MP-okat is eltávolítják, a szennyvízben lévő mikroműanyagok akár 60%-át. Általában elmondható, hogy a nagyobb sűrűségű MP-ok aránya kicsi a kommunális szennyvízben és közülük csak a poliészter mutatható ki (Zhang és mtsai, 2020). Az előülepítés célja a lebegő szilárd anyagok eltávolítása, a víz áramlási sebességének szabályozásával. A kisebb sűrűségű MP-ok inkább lebegnek, míg a nagy sűrűségűek nagyobb valószínűséggel jelennek meg az üledékben (Ngo és mtsai, 2019). Az előülepítés képes eltávolítani a szennyvízben leggyakrabban előforduló PET-ből álló MP-okat, a jelentős koncentrációban előforduló, kis sűrűségű PE és PP mikroműanyagokra azonban kevésbé hatékony (Zhang és mtsai, 2020).

Egyes tisztítótelepeken flotációt alkalmaznak az ülepítési folyamat után. A buborékokat levegőztetéssel állítják elő a flotációs tartályban. A szennyeződések, mint például az olaj és a kis méretű szilárd anyagok kötődnek a generált buborékokhoz, amellyel a felszínre jutnak és lefölezés után eltávolításra kerülnek. A jelentős koncentrációban előforduló PE és PP MP-ok szelektív flotációval való eltávolítása ígéretesnek tűnik (Zhang és mtsai, 2020). A mikroműanyag formák tekintetében úgy találták, hogy az előkezelés hatékonyabban tudja eltávolítani a szennyvízből a szálakat, mint a töredékeket, emiatt a szálak aránya az előkezelés után csökken. Ennek valószínűleg az az oka, hogy a szálak könnyebben beszorulnak a flokkuláló részecskékbe, és ülepedéssel válnak el egymástól (Sun és mtsai, 2019). A többségében PE-ből készült mikrogyöngyök hatékonyan távolíthatók el lefölezéssel, mert a felszínen úsznak (Murphy és mtsai, 2016), emiatt nagyon lecsökken a koncentrációjuk a tisztított szennyvízben (Michielssen és mtsai, 2016).

A második kezelési lépés során tovább csökken a szennyvíz mikroműanyag tartalma 0,2-14%-ra, a biológiai kezeléssel és derítéssel. Az izsappelyhek és a bakteriális EPS a levegőztető tartályban elősegíti a maradék műanyag törmelék felhalmozódását, ami leülepszik a másodlagos derítő tartályban (Sun és mtsai, 2019).

Az eleveniszapos eljárás során az MP eltávolítás hatékonysága többek között függ a szennyvízben lévő MP méretétől és alakjától. A szennyvízben lebegő szilárd anyaghoz hasonló méretű, film és szál alakú MP-ok könnyen adszorbeálhatók az EPS-ban, az izsappelyhekkel együtt ülepsznek és a másodlagos ülepítéssel eltávolításra kerülnek a vízfolyásból (Liu és mtsai, 2019; Xu és mtsai, 2019). Ezzel magyarázható, hogy a szálakat nagy arányban tartalmazó szennyvizek eleveniszapos kezelésekor jó eltávolítási hatékonyság érhető el (Zhang és mtsai,

2020). A2O technológiával Lee és munkatársai (2018) 98,3%-os MP eltávolítási hatékonyságot értek el.

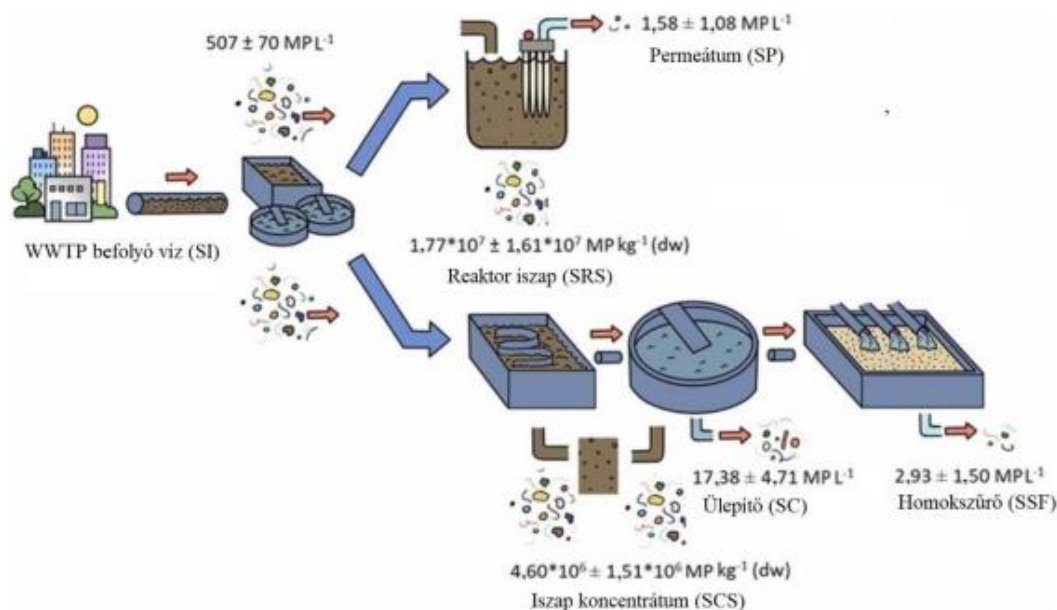
A biofilm alapú eljárásban úgy, mint az eleveniszapos eljárásnál is, az adszorpciónak fontos szerepe van az MP eltávolításban. Miután az EPS adszorbeálja a mikroműanyagokat, rögzíthető hordozóvá válik, a biofilm növekedésének támogatására. A kimerülés után a biofilm film formájában leeshet, és elfolyhat a kezelt vízzel. Az időnként alkalmazott visszamosás szintén leválást okoz a biofilmről. Az újra szuszpendált MP-ok visszatérnek a fő kezelési folyamatba. Az MP-ok a kezelt vízben és a visszamosott vízben leülepednek és az iszapba kerülnek. Az adszorpció szerepére utal, hogy a biofilm alapú folyamatok során a kisebb méretű (könnyebben adszorbeálódó) MP-ok eltávolítása a hatékonyabb. Összehasonlítva az eleveniszap alapú eljárásokkal, a MP-ok eltávolítási hatékonysága a biofilm alapú folyamatokban kisebb. (Hidayaturrahman és Lee, 2019; Zhang és mtsai, 2020).

A *harmadik kezelési lépcső* tovább csökkenti a mikroműanyagok jelenlétét 0,1-2%-ra a befolyó szennyvíz koncentrációjához képest (Sun és mtsai, 2019, 7s. ábra). Fontos megállapítani, hogy a harmadlagos kezelési technikák sem tudják teljesen eltávolítani az MP-okat, különösen a szálakat (Pittura mtsai, 2021).

Mint már említettem, Hidayaturrahman és Lee (2019) három szennyvíztisztító telepen, az előzetes/elsődleges és másodlagos (eleveniszapos) kezelési lépcsőn kívül, koagulációt követően ózonozást vagy membrán tárcsás szűrőt vagy gyors homokszűrőt alkalmaztak harmadik kezelési lépcsőként. Úgy találták, hogy az MP eltávolítási hatások 56,8 - 64,4% közötti érték volt az első, 75,0 – 91,8% tartományba esett a második kezelési lépcső kifolyó vizére vonatkozóan. A koaguláció további eltávolítást eredményezett, elérve a 92,2 – 95,7% eltávolítási hatásfokot. Végül, összességében tovább nőtt az eltávolítási hatékonyság az ózonozást (99,2%), membrán szűrést (99,1%) és gyors homokszűrést (98,9%) alkalmazva (Hidayaturrahman és Lee, 2019).

Egea-Corbacho és munkatársai (2023) egy hagyományos szennyvíztisztító üzemben és egy kísérleti MBR berendezéssel végeztek kísérleteket, vizsgálva a tisztított víz és iszap MP tartalmát. A WWTP sematikus rajza az 5. ábrán látható. A hagyományos WWTP egy biológiai kezelő egységből (nitrifikáció, denitrifikáció, kémiai foszforeltávolítás), derítóból, homokszűrőből és iszapkezelő egységből állt. Ezen kívül az elsődleges tisztítási fokozat után felállítottak egy kísérleti méretű, 250 literes aerob merülő MBR-t, üreges szálazó ultraszűrő membrán modullal. A membrán pórusmérete 20-40 µm volt, hidrophil, nem ionos felszínnel, ami polivinilidén-fluorid aktív rétegből állt. A membránmodult folyamatosan levegőztették, a szennyeződés minimalizálásának érdekében. Egy recirkulációs vezetéket alakítottak ki a

permeátumtartálytól a membránmodulhoz, lehetővé téve a visszafolyatást, a szennyezett rétegek eltávolítása céljából.



5. ábra: A szennyvíztisztító üzem sematikus rajza (Egea-Corbacho és mtsai, 2023)

Méréseik szerint a befolyó szennyvíz átlagos MP koncentrációja 507 MP/L volt, míg az MBR-ből kifolyó permeátumban 1,58 MP/L értéket mértek, ami 99,69%-os eltávolítási hatásfokot jelent. Ugyanakkor a hagyományos szennyvíztisztító üzemben a derítő és a homokszűrés után vett mintákban 17,38 MP/L, illetve 2,93 MP/L volt az átlagos MP tartalom, ami rendre 96,58%-os, illetve 99,42%-os eltávolítási hatásfoknak felel meg. A vizsgálatok azt mutatták, hogy a víztisztítás közben eltérő módon változott meg a domináns formák, a töredékek és a szálak aránya. A befolyó vízben az összes MP 70,12%-a volt töredék, és csak 23,82%-a volt szál. A hagyományos WWTP utolsó egységének, a gyors homokszűrőnek a kifolyó vizében már nagyobb lett a szálak aránya, az összes MP 49,3 %-a, míg az MBR permeátumából vett mintában ez 69,71 %-ot tett ki. A szerzők megállapították, hogy az MBR rendszerrel a szálak eltávolítása nem volt olyan hatékony, mint a töredékeké. Ennek az a magyarázata, hogy a szálak szélessége kisebb lehet, mint a membrán pórusmérete, emiatt ezek a szálak át tudnak haladni a pórusokon. Ugyanakkor a szennyvíziszapban a szálak aránya 6,33%-ot tett ki, ebből arra következtettek a szerzők, hogy a szálak nagy arányban jutnak ki a környezetbe. Több közlemény is megerősítette azt az állítást, hogy a szálak eltávolítása a legkevésbé hatékony a WWTP tisztítás során (Gies és mtsai, 2018; Long és mtsai, 2019; Di Bella és mtsai, 2022).

3.6. A mikroműanyagok koncentrációja a kommunális szennyvíztisztítók kifolyó vizében és az azt befolyásoló tényezők

A MP-ok koncentrációját a WWTP befolyó vizében alapvetően meghatározza például a vízgyűjtő mérete, a kiszolgált lakosság népessége, szokásai, a környező területhasználat és a szennyvízforrások (lakossági, kereskedelmi vagy ipari) (Sol és mtsai, 2021), amely hatással lehet a kifolyó víz MP tartalmára.

Amennyiben a kifolyó szennyvíz MP koncentrációját folyóból származó mintából vizsgálják, számos további külső tényezőt érdemes figyelembe venni. A MP-ok változatos méretén, sűrűségén és alakján kívül, további nehézséget jelentenek az adott víztest sajátos adottságai (például áramlás és morfológiai adottságok), amelyek szignifikánsan befolyásolhatják a részecskék lehetséges eloszlását. A folyók egyéb fizikai adottságai (például teljes szélesség, mélység és hosszanti mederlejtés) további magyarázatot adhatnak a MP koncentrációk változékonyságára. Például a MP-ok mennyisége csökkenést mutathat alacsonyabb mederlejtésű (ezáltal kisebb áramlási sebességű) szakaszokon. A mintavételi pontok helyszínei közötti áramlási sebesség időbeli és térbeli változásai, valamint a mintavételi pontok elhelyezkedése a meder jellemzőihez képest jelentős hatással lehet az MP koncentráció eloszlására mind a vízoszlopban, mind a mederben, növelve a vizsgálat eredményeinek bizonytalanságát. Továbbá a MP koncentráció a vízoszlopban és az üledékben szintén ingadozhat a csapadékesemények vagy a szezonális nedves és száraz ciklusok hatására. A megemelkedett csapadék mennyiség növelheti a vízhozamot, amely az üledék felkavarodásához vezethet, ami a leülepedett MP-ok a fő áramlásba való visszajutását eredményezheti, ezzel növelve a víztest mikroműanyag tartalmát (Lofty és mtsai, 2023).

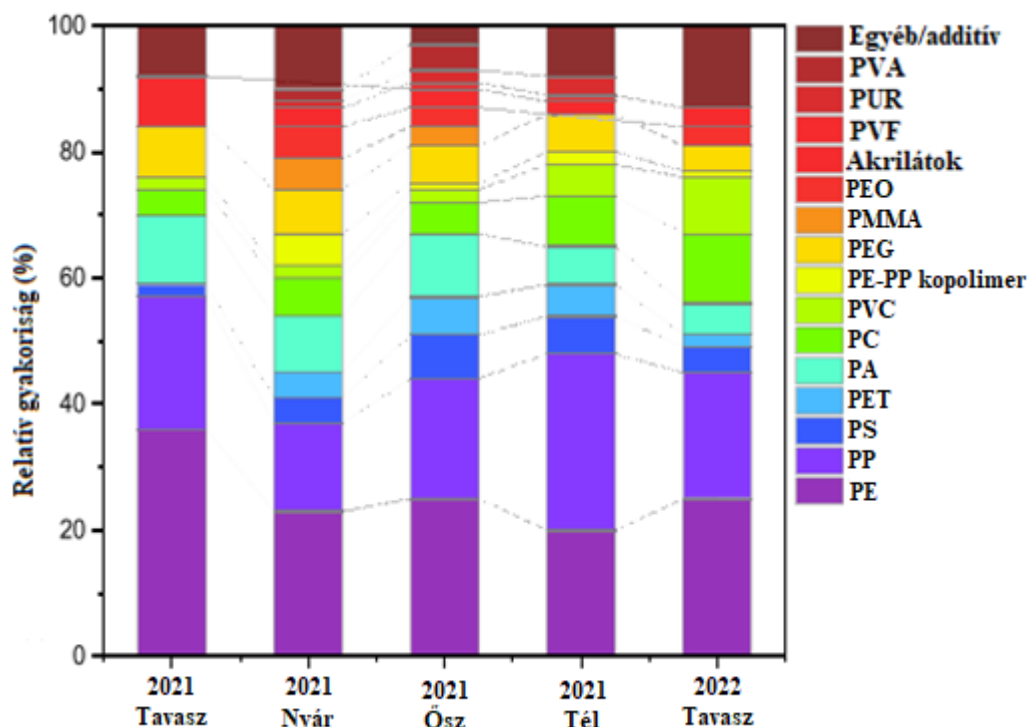
Továbbá érdemes kiemelni a légköri kiülepedés hatását is a víztestek, egyúttal a WWTP telepekről kifolyó tisztított szennyvíz mikroszál tartalmára. Roblin és munkatársai (2020) a nedves kiülepedést és az esővíz mikroműanyag tartalmát vizsgálták négy különböző helyszínen. Antropogén eredetű szálakat találtak mindegyik mintában, átlagosan 80 mikroszál m^2/nap mennyiségben. A meteorológiai változók, azaz a relatív páratartalom, a csapadék mennyisége, a szél sebessége és a szél iránya szignifikánsan összefügghetnek a MPF előfordulásával, amely utalhat arra, hogy mindez fontos indikátora lehet az egyes régiók MPF lerakódásának a mennyiségét illetően. Az összes felfogott antropogén eredetű szálból 15% volt szintetikus eredetű. A legelterjedtebb polimertípus a PET volt 71%-kal, ezt követi 11%-kal poliakrilonitril és PE, majd legutoljára a PP 4%-kal. A műanyag MPF átlagos lerakódása 12 mikroszál m^2/nap volt (Roblin és mtsai, 2020).

Mindezen külső tényezőket ismertetve kívánom bemutatni egyes WWTP-ek kifolyó vizének MP tartalmát.

Napper és munkatársai (2023) szerint a mikroszálak légköri kiülepedése jelentős forrásnak számít, akár több nagyságrenddel nagyobb mikroszál koncentrációt jelenthet, mint a szennyvíztisztítóból kifolyó tisztított szennyvíz MP tartalma. Számos tanulmány arról számolt be, hogy a ruházatból származó mikroszálak jelentős mennyisége jut el a vízi környezetbe a légköri lerakódás révén. Poliészter anyagú ruházat esetén azt becsülik, hogy egy fő évente $2,98 \times 10^8$ mikroszálát bocsájt ki mosással a vízi környezetbe, míg csupán a viseléssel évente akár $1,03 \times 10^9$ mikroszálát juttathat a légkörbe. Ennek fényében a kutatás során egy városi és egy vidéki környezet légköri szintetikus alapú mikroszálak kiülepedését vizsgálták, valamint helyszínenként két WWTP kifolyó tisztított szennyvizének koncentrációját. Az egyes helyszíneken egy másodlagos és egy már harmadlagos kezelési lépcsővel is rendelkező telepet vizsgáltak. Azt találták, hogy a két terület átlagos szintetikus mikroszál mennyisége 81.6 ± 10 MPF m^2/nap . A városi minták jelentősen több mikroszálát tartalmaztak a vidékihez képest. A kifolyó tisztított szennyvizekben átlagosan $0,03 \pm 0,01$ MPF/L koncentrációt mértek. Az egyes WWTP-ek mikroszál emissziójában nem találtak szignifikáns eltéréseket (Napper és mtsai, 2023).

Ainali és munkatársai (2024) munkájuk során egy elsődleges és eleven iszapos kezelést alkalmazó másodlagos lépcsőkkel rendelkező WWTP hatását vizsgálták a Thermaic-öbölre, Görögországban. Megnövekedett MP koncentráció volt megfigyelhető az esőzések után, a megnövekedett vízhozam, megváltozott hidraulikai paraméterek és szeles körülmények miatt. Egy éven keresztül a $125 \mu\text{m}$ és 5 mm mérettartományba eső részecskéket monitorozták. A mintaelőkészítést hidrogén-peroxidos kezeléssel végezték, a fizikai tulajdonságok szerinti csoportosításhoz sztereomikroszkópot használtak, a kémiai összetételt Py-GC/MS alkalmazásával állapították meg. Alakjuk szerint két csoportba sorolták a talált MP-okat, szálak és részecskék, az utóbbi minden egyéb alakot magába foglalt. Megállapították, hogy a szálak részaránya (50–78%) a domináns szinte minden mintában az összesen vizsgált MP-ok számához viszonyítva. Összességében a szennyvízminták MP tartalma a 1,8–12,8 MP/L tartományba esett. A legmagasabb átlagos MP koncentrációt a 2021 májusában gyűjtött mintákban mutatták ki (12,8 MP/L), míg a legalacsonyabb MP koncentrációt 2022 áprilisában (1,8 MP/L) mérték. Az eredmények szerint (6. ábra) a kifolyó tisztított szennyvíz mintákban a leggyakrabban észlelt MP típusai a PE (20-36%), a PP (14-28%), PS (2-7%), PET (2-6%), PA (5-11%), polikarbonát (PC) (4-11%), PVC (2-9%), PE-PP kopolimer (1-5%), polietilén-glikol (PEG) (4-8%), polimetil-metakrilát (PMMA) (3-5%), polietilén-oxid (PEO) (3-5%), polivinil-

fluorid (PVF) (1-3%), poliuretán (PU) (1-3%), polivinil-alkohol (PVA) (2-4%) és egyéb polimerek/adalékanyagok (3-13%). Az egyéb kategóriába esnek például az alkidok, klórozott PE és más természetes polimerek, például kitin, cellulóz, természetes gumi.



6. ábra: Vizsgált kifolyó tisztított szennyvízben található polimerek relatív gyakorisága
(Ainali és mtsai, 2024)

3.7. A mikroműanyag emisszió fő útvonalai

Figyelembe véve a Sol és munkatársai (2021) publikációjában szereplő adatokat, az egy WWTP-be naponta belépő MP részecskék száma $3,4 \times 10^7$ - $1,5 \times 10^{13}$ MP/nap tartományba esik, a tisztított vízzel pedig $3,0 \times 10^4$ - $2,6 \times 10^{10}$ MP/nap lép ki az üzemből a vízi környezetbe. A mikroszálakra nézve egy WWTP-re a befolyó vízzel naponta $5,9 \times 10^6$ - $2,2 \times 10^{12}$ MPF/nap lép be, és a tisztított vízzel $2,1 \times 10^4$ - $1,1 \times 10^{10}$ MPF/nap távozik. A kezelt szennyvíz n.d. - 347 MPF/L, a csapvíz pedig n.d. - 168 MPF/L mikroszálát tartalmaz (Sol és mtsai, 2021). Az eltávolított MP-ok főként az iszapba kerülnek. Becslések szerint $3,3 \times 10^6$ és $6,7 \times 10^{13}$ MPF között van a mikroszálak száma az egy WWTP-en egy nap alatt termelődött iszapban, ami átszámolva $16,1 \times 10^6$ - $14,6 \times 10^{13}$ MP/nap emissziónak felel meg üzemenként. A hazai helyzettel kapcsolatban megemlítem, hogy a Külgazdasági és Külügyminisztérium, az EU Strategy for the Danube Region (EUSDR) koordinátoraként megbízta a WESSLING Magyarország Kft.-t, hogy mérje fel a magyarországi WWTP-ek MP eltávolítási hatékonyságát

(Palotai és mtsai, 2021). A vizsgálat keretén belül a Duna folyó mentén telepített öt WWTP-ből vettek befolyó szennyvíz és tisztított víz mintákat, és a Duna vízből Budapesttől északra és délre vízmintákat. Mindegyik mintavételi ponton két mintavétel történt. A vizsgált öt WWTP befolyó szennyvizében $600\text{--}2800 \text{ MP/m}^3$, míg a tisztított szennyvízben $26,06\text{--}70,07 \text{ MP/m}^3$ volt mérhető. A Duna víz mintákban $9,4\text{--}27,9 \text{ MP/m}^3$ értékeket mértek, a Budapesttől északra vett mintákban átlagosan $16,30 \text{ MP/m}^3$, délen $23,49 \text{ MP/m}^3$ -t, ami a főváros MP kibocsátását mutatja, beleértve a WWTP kifolyó vizét és egyéb hatásokat. Minden mintában a PE volt a legnagyobb mennyiségben előforduló polimer típus, ezt követi a PP, a szennyvizekben és a felszíni vizekben pedig a PS. A közölt adatok alapján számolva az eltávolítási hatásfokok $88,3$ és $99,1\%$ közötti értékek voltak. Sajnos a legnagyobb kapacitású üzem eltávolítási hatásfoka volt a legkisebb és ennek az üzemnek volt a legnagyobb a tisztított vízzel való MP kibocsátása, $14,0 \times 10^6 \text{ MP/nap}$ (Palotai és mtsai, 2021).

Ziajahromi és munkatársai (2021) tanulmányukban értékelték a mikroműanyagok előfordulási gyakoriságát három ausztrál WWTP kezelési lépcsőiben. A $25 \mu\text{m}$ -nél nagyobb MP-ok sorsát a kezelés során, és a környezetbe való kibocsátásukat audit módszerrel értékelték. Mérési eredményeik szerint a legnagyobb MP koncentrációk a WWTP-re befolyó vízben mérhetők, ahol a MP-ok domináns formái a szálak. Az összes befolyó MP-nak $0,2\text{--}1,8\%$ -a volt jelen a végső tisztított szennyvízben, míg $8\text{--}16\%$ -a maradt vissza a kezelt iszapban. Ez napi $22,1 \times 10^6$ - $133 \times 10^6 \text{ MP}$ részecskének felel meg a tisztított szennyvízben, napi 864×10^6 - $1020 \times 10^6 \text{ MP}$ részecskének a kezelt iszapban, és naponta 4100×10^6 - $9100 \times 10^6 \text{ MP}$ -ot szállítanak a hulladéklerakókba. Ez a tanulmány első ízben mutatja be, hogy a legtöbb MP-ot már a kezdeti szűréssel és szemcseeltávolítási folyamattal eltávolítják és a hulladéklerakóba szállítják. Az így kihelyezett MP mennyisége sokkal nagyobb, mint amit a biológiai eredetű szilárd anyagok tartalmaznak. A hulladéklerakók tehát a szennyvízből származó mikroműanyagok fontos tárolóhelyei és csurgalékvizek révén potenciális forrásai lehetnek ezen szennyezőknek. Ugyanakkor a kezelt szennyvíziszapok komposztként történő hasznosítása jelentős MP terhelést jelenthet a talajlakókra, elsősorban a nematódákra (Ziajahromi és mtsai, 2021).

3.8. A mikroműanyag környezetbe jutását akadályozó intézkedések

Bár a szennyvíztisztító telepeken alkalmazott technológiákkal nagy MP visszatartási hatékonyságot érnek el, és a szennyvíztisztító üzemek a mikroszálak túlnyomó részét eltávolítják a szennyvízből, mégis jelentős mennyiségű MP kerül a szennyvíztisztító telepekből a befogadó felszíni vizekbe, figyelembe véve a nagy napi tisztított víz kibocsátást. Emiatt új stratégiákat javasolnak a szerzők a mikroszálemisszió csökkentésére. Már a textilanyag

tervezése és gyártása során számos lehetőség van például a MPF kibocsátás csökkentésére, a szál- és fonaltípusok eltérései, a szövet összetétele, a végső kezelések és a gyártást követő eljárások ugyanis hatnak az MPF-ek emissziójára (Surana és mtsai, 2024). A WWTP-k emissziója csökkenthető a jelenlegi kezelési folyamatok működési paramétereinek optimalizálásával és új, MP eltávolítást célzó technológiák kifejlesztésével (Sun és mtsai, 2019). Rendkívül fontos feladat, hogy megfelelően fejlett technikákat dolgozzanak ki, amelyekkel eltávolítják az iszapból az MP-okat a végső ártalmatlanítás előtt (Di Bella és mtsai, 2022). A szennyvíztisztítás, az iszapfeldolgozás további optimalása mellett a lehetőségekhez mérten mindent el kell követni, hogy csökkentsük a szennyező forrásokat. Törekedni kell arra, hogy elkerüljük a műanyag tárgyak tömeges és válogatás nélküli használatát, alternatív anyagok feltárásával. Hatékony hulladékgazdálkodással vissza kell nyerni a műanyagokat, megakadályozva, hogy azok mikroműanyagok formájában kerüljenek az élelmiszerláncba és a víztestekbe (Bayo és mtsai, 2021).

4. Kísérleti rész

Ebben a fejezetekben bemutatom a kísérleti munkám eredményeit, amelyeket összevetek Tserendorj és munkatársainak (2024) korábbi, a Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep MP emissziójára vonatkozó eredményeivel.

4.1. Mintavétel

A mintavételt Budapesten a Petőfi-híd budai hídfőjénél található Zöld Sziget létesítményen (koordinátája: 47°28'50.2"N 19°03'31.7"E) végeztük, a Csepeli Központi Szennyvíztisztító teleptől 4,5 kilométerre, északra. A Duna felszíni vízrétegéből (20-50cm mélységben) szivattyúval történt a víz kiemelése, amelyet két fokozatú acélszítán (150 és 70 µm lyukméretű) áramoltattunk át. A mintavételi kampányok során a sziták eltömődésétől függően egy-egy alkalommal 0,11-1,62 m³ víz került átszűrésre. A már felfogott szilárd részecskéket tartalmazó szitasorozatot a HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont Vízi Ökológiai Intézetbe szállítottuk mintaelőkészítésre.

Az áprilisi mintavétel esetében egy (2023.04.19.), míg az augusztusi és novemberi mintavételeknél több munkanapon (2023.08.08. és 10, valamint 2023.11.22.-24.) történt a mintázás. A dolgozatban a mintavételi kampány három hónapban (április, augusztus és november) vett mintáinak az eredményeit ismertetem.

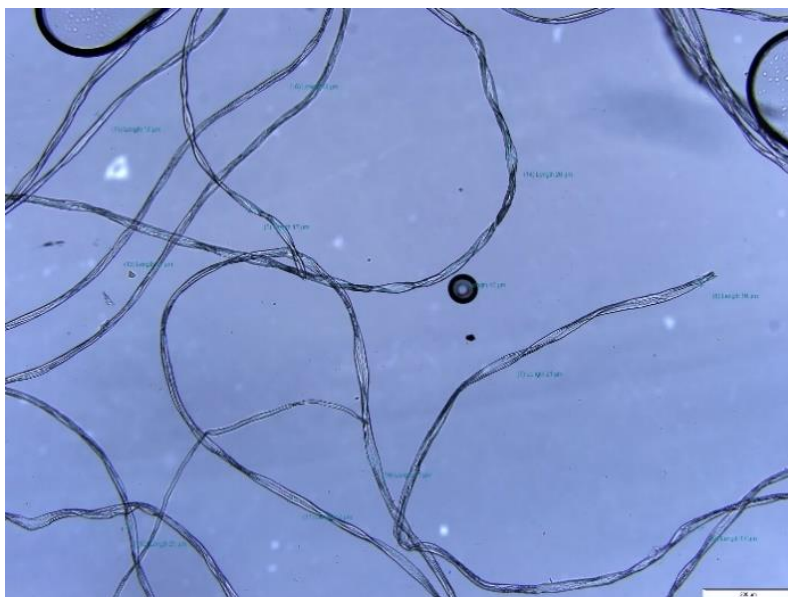
4.2. Mintaelőkészítés

Az egyes acélsziták desztillált vízzel történő alapos átöblítésével nyert vízből a szilárd részecskéket egy vákuumszűrő berendezés rozsdamentes acél tölcsérébe helyezett üvegszálás szűrőn (Whatman Grade GF/F Filter CAT no. 1825-047, pórusmérete: 0.7 μm) fogtuk fel. Az egyes mintákat tartalmazó szűrők megszámozott Petri-csészébe kerültek elhelyezésre. A mintákat 30%-os H_2O_2 oldattal (VWR Chemicals) szobahőmérsékleten 7 napon át kezeltük a biofilmek, algák és egyéb szerves anyagok eltávolítása céljából. A mintakezeléseket nagytisztaságú lamináris boxban végeztük. A kémiai kezelést követően a szűrők egy új Petri-csészébe lettek áthelyezve, majd a Petri-csészében fennmaradó H_2O_2 oldattal kiöblített részecskék vákuumszűréssel, egy további szűrőn kerültek felfogásra, így minden esetben egy mintához két szűrő tartozott. A szűrők szárítását követően az összes minta a Nemzeti Szakértői és Kutató Központ Fizikai és Kémiai Szakértői Intézetbe lett átszállítva a részecskék fizikai és kémiai paramétereinek meghatározásához.

4.3. Minták fizikai és kémiai jellemzése

A szűrőkön található természetes, valamint mesterséges eredetű részecskék manuálisan, sztereomikroszkóp (Carl Zeiss Stemi 508) alatt, mikrocipesz segítségével kerültek kiemelésre és egy speciális géllapon (GellifterTM) rögzítésre. A szervetlen szennyezőktől (például homokszemcse) vizuálisan, valamint a csipesszel való megfogást követően is lehetséges a részecskék egymástól való megkülönböztetése és szeparálása. A géllapon rögzített mikroszálakból és fragmensekből egy mintatár jött létre, amely lehetővé teszi a részecskék későbbi egyéb célú egyedi vizsgálatát is.

Ezt követően a géllapokon lévő részecskék fizikai jellemzését egy fluorescens mikroszkóp (Olympus DP72) segítségével végeztem. A jellemzés során feljegyzésre került a részecske sorszáma, alakja (szál vagy fragment) és színe (színtelen, kék, piros, stb.), valamint a szoftver (cellSens Dimension) segítségével a pontos hossza és szélessége (7. ábra).

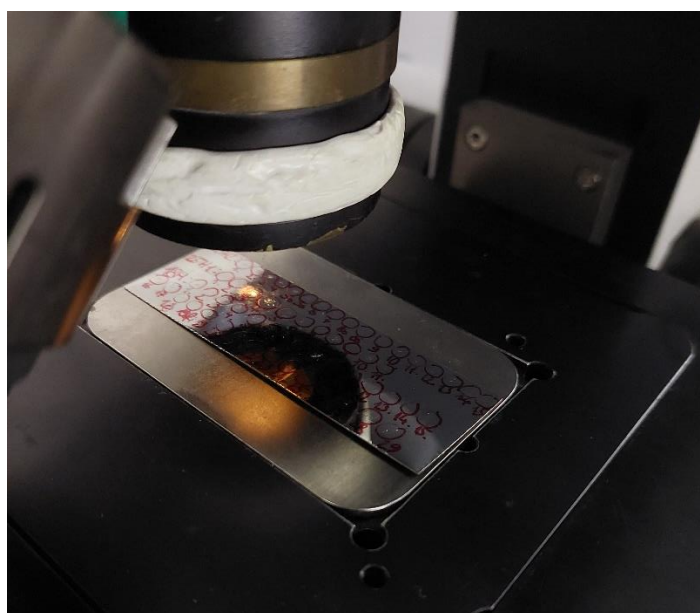


7. ábra: Pamut mikroszálak mikroszkópi képe (10x nagyítású objektív használatával készítve)

A fizikai jellemzést követően a kémiai összetétel megállapítására Bruker Hyperion 2000, gyártmányú FT-IR berendezést alkalmaztam (8. ábra). Ehhez, a vizsgálatot megelőzően, szükséges volt az egyesével kigyűjtött részecskék megfelelő előkészítése. Az infravörös spektrométer reflexiós módban végzett mérése esetén szükséges a mintákat polírozott acél tárgylemezekre vékony rétegben kenetként felvinni (9. ábra). Ehhez bontótűt, valamint a korábbiakban alkalmazott mikrocspeszt használtam. A bontótű oldalával, görgető mozdulatokat végezve, az egyes részecskék fizikai roncsolása, majd szétosztatása a cél. A kenet készítése során számos dologra kell figyelni. Így többek között fontos az egyes részecskék sorszámozása és egyenletes vastagságú (kb. 3 μm vastagságú) kenet kialakítása ügyelve arra, hogy a kenet jelentős része ne váljon el az acél tárgylemez felületétől (minimum $10 \times 10 \mu\text{m}$ méretben). A bemérést megelőzően a FTIR berendezéshez kapcsolt számítógépen, az OPUS szoftverben beállítottam a reflexiós spektrumfelvételi módot. Ehhez a program automatikusan hozzárendel ajánlott spektrumfelvételi paramétereket, amelyek minden mérés előtt manuálisan módosításra kerültek (4 cm^{-1} -es felbontás, 64 scan). Amennyiben a szoba hőmérséklete ($18\text{-}35^\circ\text{C}$), a relatív páratartalom ($<70\%$) és a szoftverben ellenőrizhető jel erőssége megfelelő, a tárgyasztalra helyezett acél tárgylemezen, egy mintát nem tartalmazó helyen, felvettem a háttér-spektrumot, majd elkezdtem az egyes részecskékhez tartozó kenetek spektrumának a felvételét.



8. ábra: A mérésre használt Bruker Hyperion 2000 FT-IR spektrométer

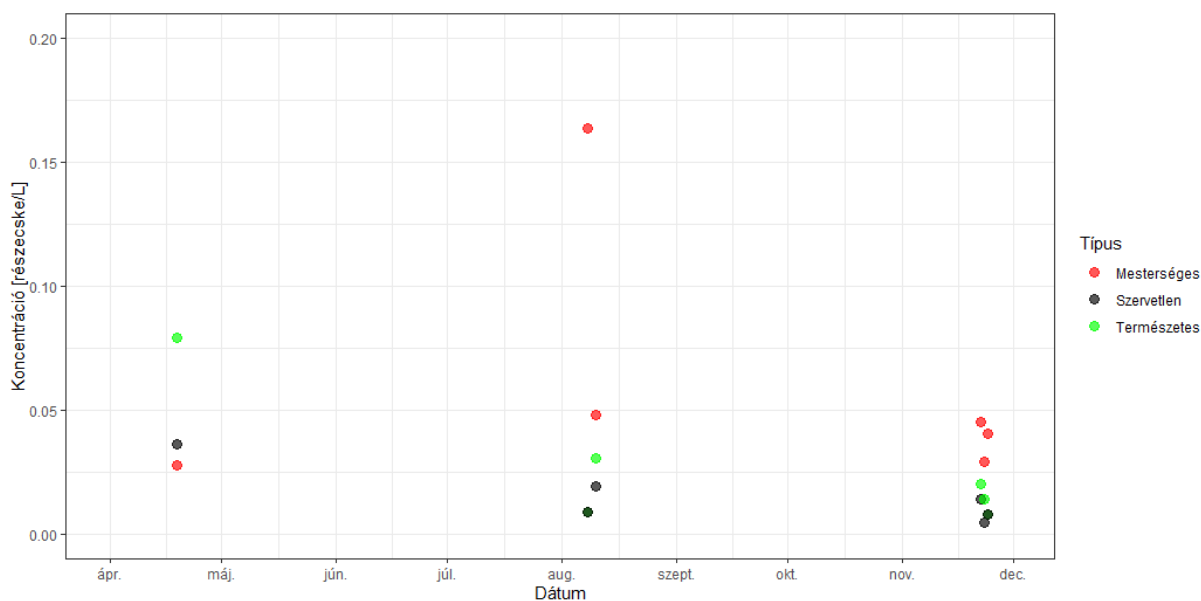


9. ábra: Polírozott acél tárgylemez kenettkel a FT-IR spektrométer tárgyasztalán

A kapott spektrumokat a műszerhez kapcsolt számítógép szoftvere automatikusan lementi. A spektrumokat egy másik számítógépen található szoftver (KnowItAll) segítségével értékeltem ki. A megfelelő referencia spektrumkönyvtárak kiválasztásával az egyezés keresése elindítható, ehhez a program figyelembe veszi az elnyelési sávok maximumának megfelelő hullámszámot, valamint azok távolságát, a relatív intenzitást és az alakját. A program egyes esetekben nem megbízható eredményt adhat, ilyenkor érdemes manuálisan, szakirodalomban található spektrumokkal összevetni a kapott spektrumot és az alapján beazonosítani a kémiai összetételt.

4.4. Eredmények és összefüggések

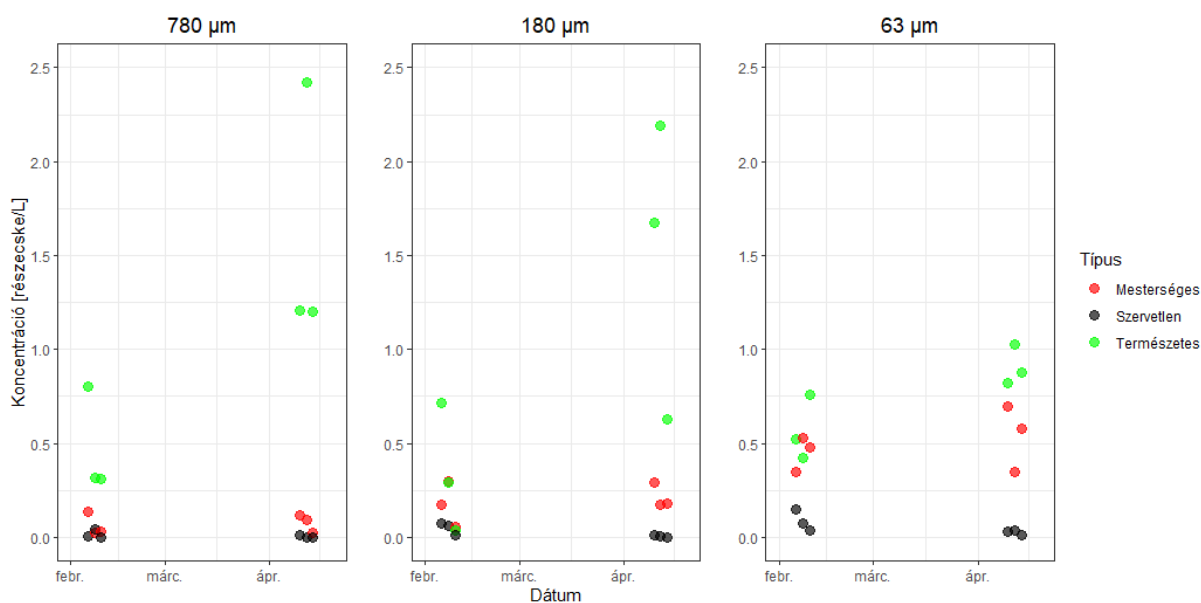
Áprilisban, augusztusban és novemberben a Duna vízében mérhető koncentráció 0,028- 0,079, 0,0091- 0,16 és 0,0080- 0,0404 részecske/L értékek között volt (a szervesetlen részecskék nem lettek figyelembe véve). A Duna vízében mért koncentráció értékek az Rstudióban készített 10. ábrán láthatóak. A természetes (vagy cellulóz-alapú) eredetű részecskék aránya áprilisban 55,3%, augusztusban 5-31,3% és novemberben 14,3-29,4% között változott.



10. ábra: A Duna vízében mért részecske koncentráció adatok az egyes mintavételi napokon

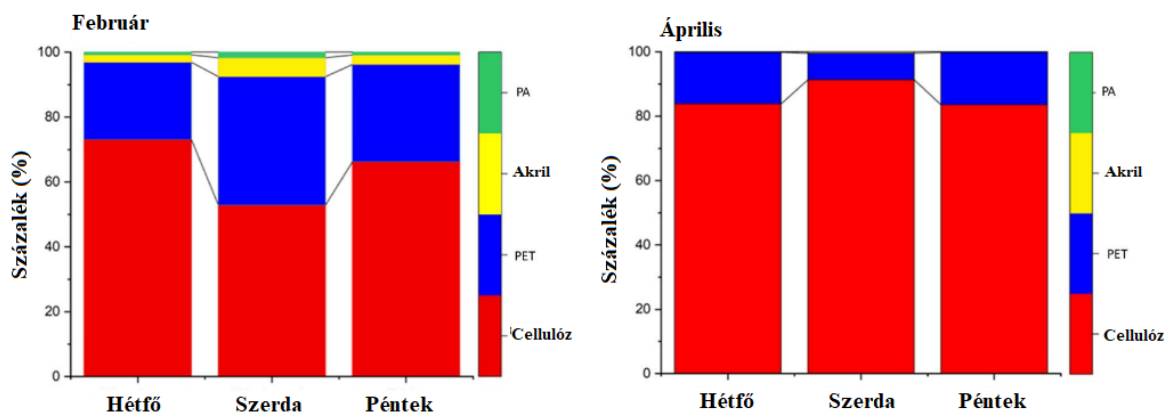
Tserendorj és munkatársai (2024) cellulóz- és szintetikus alapú MPF-kat, valamint MP-okat vizsgáltak egy eleveniszapos technológiával működő budapesti Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep kifolyó tisztított szennyvizében. A mintákat 2023 februárjában és áprilisában, különböző munkanapokon és különböző napszakokban megszervezett két mintavételi kampány keretében vették. A biofilmeket és különböző mikroorganizmusokat hidrogén-peroxidos kezeléssel távolították el az üvegszálás szűrőkön felfogott szilárd anyagok felületéről. Minden 10 µm-nél nagyobb szálát és részecskét bevizsgáltak, és fluoreszcens mikroszkóp segítségével geometriailag jellemezték a szálakat hosszuk és átmérőjük alapján. Minden egyes szálát egyenként azonosítottak reflexiós FT-IR módszerrel. A februári és áprilisi mintavételi kampányok során 405, illetve 410 liter kifolyó szennyvizet szűrtek át. A 10 és 5000 µm közötti mérettartományba eső részecskéket alakjuk szerint szálakra, fragmensekre és szabálytalan alakú részecskékre osztották. Februárban és áprilisban is a MPF-ak voltak a dominánsak, a teljes mennyiség 78,3%, illetve 94,7%-kát tették ki. Februárban és áprilisban a részecske koncentráció 2,27-3,67, illetve 4,45-6,97 részecske/L között ingadozott. Hasonlóan,

a tisztított szennyvíz mikroszál koncentrációja 1,88–2,84 és 4,25–6,79 MPF/L tartományban változott. Az áprilisi MP-koncentráció növekedés a mintegy 3300 km hosszú csatornarendszert átmosó heves esőzéstől következik, amely a leülepedett iszap és mikroszálak felkavarodásával járhatott. A cellulóz alapú mikroszálak aránya februárban 53-73%, áprilisban 84-91% között változott (Tserendorj és mtsai, 2024). Az egyes mintavételi napokon tapasztalt darabszám szerinti eloszlást a 11. ábra mutatja a részecskék kémiai összetételének függvényében, az alkalmazott szítaméret szerint külön választva. Az ábra a szerzők által biztosított nyers adatok alapján készült a Rstudio program alkalmazásával.



11. ábra: Az eltérő kémiai összetételű részecskék koncentrációja a Csepeli szennyvíztisztító kifolyójánál vett tisztított szennyvíz mintákban két különböző mintavételi kampány napok során (Tserendorj és mtsai, 2024 nyers adatai alapján)

A referenciaspektrumok alapján a poliészter, az akril és a poliamid (nylon) szálakat petróleum-alapú szálakként nevesítették, amelyek részaránya februárban 27-47% és áprilisban 5-16% között változott (12. ábra). A fragmenseket és a szabálytalan alakú részecskéket polietilénként, polivinil-acetátként, poliuretánként és polimetakrilátként azonosították. A szintetikus MPF-ak között minden esetben a poliészter volt túlsúlyban; aránya télen 70–73%, tavasszal 90–97% volt. Ezek az eredmények összhangban vannak a Preferred Fiber and Materials Market Report-tal, amely szerint a poliészter szálakat világszerte a legnagyobb mennyiségben állítják elő és használják fel a textilgyártásban (Tserendorj és mtsai, 2024).



12. ábra: A különböző mintavételi napokon vett vízmintákban azonosított cellulóz- és petroleum-alapú részecskék kémiai összetétel szerinti százalékos megoszlása (Tserendorj és mtsai, 2024)

A 10. és 11. ábrát tekintve megállapítható, hogy a Duna vízben mérhető koncentráció adatok elmaradnak, néhány esetben több nagyságrenddel is, a Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep kifolyó tisztított szennyvizében mért adatokhoz képest. Ez az eredmény várható volt a Duna nagy hígító hatának köszönhetően, amely átlagosan 2350 m³/s vízhozammal jellemezhető. A Duna mentén valamennyi országban számos szennyvíztisztító üzemel, ezért az MP és MPF terhelés a részbeni szedimentáció ellenére a tenger felé növekvő tendenciát mutathat.

Ezzel szemben meglepő módon a Duna vízben mért koncentráció adatoknál a természetes eredetű részecskék részaránya nem magasabb a mesterséges eredetűekhez képest a tavaszi és nyári időszakban. Tserendorj és munkatársai (2024) eredményei alapján áprilisban a természetes eredetű részecskék koncentrációja megemelkedett a februárhoz képest, míg a mesterséges eredetű részecskék koncentrációiban nem tapasztalható jelentős eltérés. Ebből arra lehet következtetni, hogy a természetes eredetű részecskék koncentrációjának ugrásszerű növekedése feltehetően a légköri kiülepedés miatt alakulhatott ki. A természetes eredetű, cellulóz alapú részecskék általánosan döntő dominanciájához a toalettpapírból származó cellulóz-alapú szálak is hozzájárulhatnak, amelynek mennyiségét az alkalmazott vízkezelési technológia is jelentősen befolyásolhatja. A Duna vízben mért koncentrációk esetében az áprilisi eredményen kívül a természetes eredetű részecskék részaránya alacsony a mesterségesen gyártottakhoz viszonyítva, amely következhet abból, hogy a természetes eredetű szálak bomlási ideje kevesebb, a mesterségesen előállítottakhoz képest. A Duna vízben, valamint a Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep kifolyó tisztított szennyvizében mért koncentrációkat a 2. táblázat tartalmazza. A táblázatban látható részarány adatok a teljes részecske számra vonatkoznak, beleértve a vizsgált szervesetlen részecskéket. A piros szín a mesterségesen

előállított MP-okra, a zöld szín pedig a természetes eredetű részecskékre vonatkozó adatokat jelöli.

2. táblázat: A vizsgált két helyszínen mért mesterségesen előállított és természetes eredetű részecskék koncentrációja és részaránya (Tserendorj és mtsai 2024 nyers adatai és saját adatok alapján)

Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep kifolyó tisztított szennyvíz			Duna víz		
Dátum	Koncentráció [részecske/L]	Részarány %	Dátum	Koncentráció [részecske/L]	Részarány %
2023.02.06	0,657	21,4	2023.04.19	0,028	19,4
	2,036	66,4		0,079	55,3
2023.02.08	0,854	41,3	2023.08.08	0,164	89,9
	1,033	50,0		0,009	5,0
2023.02.10	0,563	32,8	2023.08.10	0,048	49,0
	1,106	64,3		0,031	31,3
2023.04.10	1,105	22,7	2023.11.22	0,045	56,8
	3,705	76,2		0,020	25,3
2023.04.12	0,614	9,7	2023.11.23	0,029	61,1
	5,642	89,6		0,014	29,4
2023.04.14	0,786	22,4	2023.11.24	0,040	72
	2,704	77,2		0,008	14,3

Ebből kifolyólag a légköri kiülepedés természetes eredetű részecskék koncentrációjára való hatásának további vizsgálata javasolható. Kijelenthető, hogy érdemes a WWTP-ek folyó vizekre gyakorolt hatását vizsgálni, mivel a fentebb bemutatott eredmények alapján látható, hogy ezek a létesítmények jelentősen befolyásolják a természetes vizek szuszpendált részecske koncentrációját.

5. Összefoglalás

A növekvő műanyagtermelés és felhasználás következtében a mikroműanyagok (MP-ok) a világon mindenütt jelenlévő, perzisztens környezeti szennyezőkké váltak. A vízi ökoszisztémát elsősorban a kommunális szennyvíztisztító telepekről származó és a folyók által szállított MP és MPF szennyezők veszélyeztetik. Ezek a különböző alakú és kémiai összetételű, 1-5000 µm méretű műanyag részecskék bekerülve az élő szervezetekbe káros hatásokat fejtenek ki. A tisztított szennyvíz a textíliák mosása során szabaddá váló természetes (pl. pamut és gyapjú) és mesterségesen gyártott (pl. viszkóz és polietilén) szálakat tartalmaz. Jelentős szálterhelést jelent a csak részben degradálódott toalettpapírból származó cellulóz-alapú szálmennyiség, amely egyben lehetséges forrása a perzisztens per- és polifluorozott alkilvegyületeknek. A szálakon túlmenően természetesen számolni kell a kozmetikai ipar által gyártott MP-okkal is. A világon a kommunális szennyvíznek csak egy része kerül összegyűjtésre és tisztításra, de a hagyományos WWTP-ek tervezésénél sem volt korábban szempont a MP eltávolítás. Dolgozatom írásánál arra törekedtem, hogy a vonatkozó szakirodalom és a kísérleti munkám eredményein keresztül bemutassam a WWTP-ek MP emissziójának jellemző adatait. A hazai helyzet illusztrálásához a budapesti Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep kifolyó tisztított szennyvizében és a tisztítómű feletti Duna vízben általam mért MP koncentráció értékeket, hasonlítottam össze.

A szakirodalmi adatok alapján a WWTP-k kapacitásától függően a tisztított szennyvízzel naponta a vízi környezetbe kerül $3,0 \times 10^4 - 2,6 \times 10^{10}$ MP, ezen belül $2,1 \times 10^4 - 1,1 \times 10^{10}$ MPF, míg a naponta keletkező szennyvíziszapban $16,1 \times 10^6 - 14,6 \times 10^{13}$ MP, $3,3 \times 10^6 - 6,7 \times 10^{13}$ MPF mérhető (Sol és mtsai, 2021). A Csepeli Központi Szennyvíztisztító telep kifolyó szennyvizében a 2023 februárban és áprilisban végzett mérések szerint a MP koncentráció 1,88-2,84, illetve 4,25-6,79 MPF/L között ingadozott. Mindkét mérési időszakban a mikroszálak voltak a dominánsak, arányuk a teljes mennyiség 78,3%, illetve 94,7%-kát tette ki (Tserendorj és mtsai, 2024). A Duna vízben Budapestnél, 2023-ban, 0,028-0,164 részecske/L MP koncentrációt mértünk.

A WWTP-be befolyó szennyvíz üzemenként eltérő összetétele, az egységes mintavételi és meghatározási módszerek hiánya, a vizsgáló laboratóriumok eltérő felszereltsége megnehezíti a szennyvíztisztítási módszerek hatékonyságának összevetését. A nagyszámú megjelent publikációban sokféle mintavételi módszert alkalmaznak, amelyek például adott részecskeméret tartománynak, formának, sűrűségnek felelnek meg. Ajánlott egy szélesebb tudományos közösség számára alkalmazható, megbízható és összehasonlítható mintavételi

eljárás kidolgozása, amely a jelenlegi tanulmányok minőségi értékelésével elérhető (Lofty és mtsai, 2021).

6. Summary

As a result of increased plastic production, microplastics (MPs) have become ubiquitous, persistent pollutants in the environment. Aquatic ecosystems are primarily threatened by PM pollutants from municipal wastewater treatment plants (WWTPs) and transported by rivers. These plastic particles of different shape and chemical compositions with a size of 1-5000 μm enter the living organisms and have harmful effects. The purified wastewater contains natural (e.g. wool and cotton) and man-made (e.g. viscose and polyethylene) microplastic fibers (MPF) released during the washing of textiles. The amount of cellulose-based fibers from partially degraded toilet paper represents a significant fiber load and is one of the possible sources of persistent per- and polyfluoroalkyl substances. In addition to fibers, MP particles produced by the cosmetics industry must of course be taken into account. Only a certain part of the globally produced municipal wastewater is collected and treated, and even in the course of the design of traditional wastewater treatment plants, the removal of MP wasn't a primary consideration before. In this thesis I aimed to present the characteristic data of MP emissions from WWTPs through the relevant literature and the results of my experimental work. To illustrate the situation in Hungary, I compared the MP concentration values measured in the effluent of the Csepel Central Wastewater Treatment Plant in Budapest and in the Danube water near to the treatment plant.

According to the literature, depending on the capacity of the WWTPs, $3.0 \times 10^4 - 2.6 \times 10^{10}$ MP is released into the aquatic environment daily with the treated wastewater, of which $2.1 \times 10^4 - 1.1 \times 10^{10}$ MPF, while $16.1 \times 10^6 - 14.6 \times 10^{13}$ MP, $3.3 \times 10^6 - 6.7 \times 10^{13}$ MPF can be measured in the sewage sludge generated daily (Sol et al., 2021). According to measurements made in February and April 2023, the MP concentration in the effluent of the Csepel Central Wastewater Treatment Plant ranged between 1.88-2.84 and 4.25-6.79 MPF/L, respectively. In both measurement periods, microfibers were dominant, their proportion being 78.3% and 94.7% of the total amount, respectively (Tserendorj et al., 2024). In the Danube water within Budapest, in 2023, we measured a MP concentration of 0.028-0.164 particles/L.

The different composition of the wastewater entering the WWTP from plant to plant, the lack of uniform sampling and determination methods, and the different equipment of the testing laboratories make it difficult to compare the efficiency of wastewater treatment methods. The large number of published publications use a variety of sampling methods, e.g. corresponding

to a given particle size range, shape, density. It is recommended to develop a reliable and comparable sampling procedure applicable to the wider scientific community, which can be achieved by assessing the quality of existing studies (Lofty et al., 2021).

7. Irodalomjegyzék

Ainali, N. M.; Kalaronis, D.; Evgenidou, E.; Papageorgiou, M.; Christodoulou, A.; Lioumbas, I.; Kyzas, G. Z.; Mitropoulos, A.; Bikiaris, D. N.; Lambropoulou, D. A. (2024), Abundance and seasonal variation of microplastics in the effluents of a wastewater treatment plant: A case study in Greece. *Sustainable Chemistry for the Environment* 7. 100133-100147. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100133>

Alfonso, M. B.; Lindsay, D. J.; Arias, A. H.; Nakano, H.; Jandang, S.; Isobe, A. (2023), Zooplankton as a suitable tool for microplastic research. *Science of The Total Environment* 905. 167329-167338. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167329>

Almeshal, W.; Takács, A.; Aradi, L.; Sandil, S.; Dobosy, P.; Zárny, Gy. (2022), Comparison of Freshwater Mussels *Unio tumidus* and *Unio crassus* as Biomonitor of Microplastic Contamination of Tisza River (Hungary). *Environments* 9. 122-133. DOI: <https://doi.org/10.3390/environments9100122>

Alvim, C. B.; Mendoza-Roca, J. A.; Bes-Piá, A. (2020), Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques. *Journal of Environmental Management* 255. 109739-109750. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109739>

Amin, R. Md; Sohaimi, E. S.; Anuar, S. T.; Bachok, Z. (2020), Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 150. 110616-110624. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110616>

Athey, S. N.; Erdle, L. M. (2021), Are We Underestimating Anthropogenic Microfiber Pollution? A Critical Review of Occurrence, Methods, and Reporting. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41. 822–837. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5173>

Barboza, L. G. A.; Otero, X. L.; Guilhermino, L. (2024), Microplastic contamination in marine mussels from the Atlantic coast of North Portugal and human risk of microplastic intake through mussel consumption. *Environmental Pollution* 352. 124133-124144. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124133>

Barnes, D. K. A.; Galgani, F.; Thompson, R. C.; Barlaz, M. (2009), Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364. 1985-1998. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

- Barrows, A. P. W.; Cathey, S. E.; Petersen, C. W. (2018), Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution* 237. 275–284. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062>
- Bayo, J.; López-Castellanos, J., Olmos, S. (2020b), Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin* 156. 111211-111220. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111211>
- Bayo, J.; Olmos, S.; López-Castellanos, J. (2021), Assessment of Microplastics in a Municipal Wastewater Treatment Plant with Tertiary Treatment: Removal Efficiencies and Loading per Day into the Environment. *Water* 13. 1339-1353. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13101339>
- Berta, R.; Adamcsik, O.; Galambos, I.; Kovács, N.; Maász, G.; Zrínyi, Z.; Tombácz, E. (2022), Mit is iszunk? Mikroműanyag-problémák, jelenlegi helyzet, 6-12.. Akadémiai Kiadó, Budapest. ISBN: 978-963-454-850-8, DOI: <https://doi.org/10.1556/9789634548508>
- Berta, R.; Adamcsik, O.; Galambos, I.; Kovács, N.; Maász, G.; Zrínyi, Z.; Tombácz, E. (2022), Mit is iszunk? Mikroműanyag-problémák, jelenlegi helyzet, 6-12.. Akadémiai Kiadó, Budapest. ISBN: 978-963-454-850-8, DOI: <https://doi.org/10.1556/9789634548508>
- Bordós, G.; Urbányi, B.; Micsinai, A.; Kriszt, B.; Palotai, Z.; Szabó, I.; Hantosi, Zs.; Szoboszlai, S. (2019), Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere* 216. 110-116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>
- Boucher, J.; Friot, D. (2017), Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. IUCN, Gland. ISBN: 978-2-8317-1827-9, DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Browne, M. A.; Dissanayake, A.; Galloway, T. S.; Lowe, M. D.; Thompson, R. C. (2008), Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L). *Environmental Science & Technology* 42. 5026–5031. DOI: <https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Carr, S. A. (2017), Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13. 466–469. DOI: <https://doi.org/10.1002/ieam.1916>

Cheng, S.; Yoshikawa, J. K.; Cross, J. S. (2024), Influence of synthetic and natural microfibers on the growth, substance exchange, energy accumulation, and oxidative stress of field-collected microalgae compared with microplastic fragment. *Science of the Total Environment* 908. 167936-167950. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167936>

Conesa, J. A.; Ortuño, N. (2022), Reuse of Water Contaminated by Microplastics, the Effectiveness of Filtration Processes: A Review. *Energies* 15. 2432-2448. DOI: <https://doi.org/10.3390/en15072432>

Cooksey, K. E.; Wigglesworth-Cooksey, B. (1995), Adhesion of bacteria and diatoms to surfaces in the sea: a review. *Aquatic Microbial Ecology* 9. 87-96. DOI: <https://doi.org/10.3354/ame009087>

De-la-Torre, G. E.; Dioses-Salinas, D. C.; Dobaradaran, S.; Spitz, J.; Nabipour, I.; Keshtkar, M.; Akhbarizadeh, R.; Tangestani, M.; Abedi, D.; Javanfekr, F. (2022), Release of phthalate esters (PAEs) and microplastics (MPs) from face masks and gloves during the COVID-19 pandemic. *Environmental Research* 215. 114337-114347. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114337>

Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep (2015), Prospektus. Fővárosi Csatornázási Művek Zrt., Budapest

Di Bella, G.; Corsino, S. F.; De Marines, F.; Lopresti, F.; La Carrubba, V.; Torregrossa, M.; Viviani, G. (2022), Occurrence of microplastics in waste sludge of wastewater treatment plants: comparison between membrane bioreactor (MBR) and conventional activated sludge (CAS) technologies. *Membranes* 12. 371-384. DOI: <https://doi.org/10.3390/membranes12040371>

Egea-Corbacho, A.; Martín-García, A. P.; Franco, A. A.; Quiroga, J. M.; Andreasen, R. R.; Jørgensen, M. K.; Christensen, M. L. (2023), Occurrence, identification and removal of microplastics in a wastewater treatment plant compared to an advanced MBR technology: Full-scale pilot plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 11. 109644-109659. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109644>

Fadare, O. O.; Okoffo, E. D. (2020), Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. *Science of the Total Environment* 737. 140279-140283. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140279>

Frias, J. P. G. L.; Nash, R. (2019), Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin* 138. 145-147. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Gao, Z.; Chen, L.; Cizdziel, J.; Huang, Y. (2023), Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. *Journal of Environmental Management* 325. A rész 116411-116426. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116411>

Gaylarde, C.; Baptista-Neto, J. A.; Monteiro da Fonseca, E. (2021), Plastic microfibre pollution: how important is clothes' laundering?. *Heliyon* 7. 7105-7115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07105>

Gies, E. A.; LeNoble, J. L.; Noël, M.; Etemadifar, A.; Bishay, F.; Hall, E. R.; Ross, P. S. (2018), Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine Pollution Bulletin* 133. 553-561. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.006>

Gupta, M.; Ho, D.; Santoro, D. (2018), Experimental assessment and validation of quantification methods for cellulose content in municipal wastewater and sludge. *Environmental Science and Pollution Research* 25. 16743–16753. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1807-7>

Hatinoğlu, M. D.; Sanin, F. D. (2021), Sewage sludge as a source of microplastics in the environment: A review of occurrence and fate during sludge treatment. *Journal of Environmental Management* 295. 113028-113043. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113028>

Hayany, E. B.; Rumpel, C.; Hafidi, M.; El Fels, L. (2022.), Occurrence, analysis of microplastics in sewage sludge and their fate during composting: A literature review. *Journal of Environmental Management* 317. 115364-115377. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115364>

Hidayaturrehman, H.; Lee, T.-G. (2019), A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine Pollution Bulletin* 146. 696-702. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>

Horn, D. A.; Granek, E. F.; Steele, C. L. (2020), Effects of environmentally relevant concentrations of microplastic fibers on pacific mole crab (*Emerita analoga*) mortality and reproduction. *Limnology and Oceanography Letters* 5. 74–83. DOI: <https://doi.org/10.1002/lol2.10137>

Jones, E. R.; van Vliet, M. T.; Qadir, M.; Bierkens, M. F. (2020), Spatially-explicit estimates of global wastewater production, collection, treatment and re-use. *Earth System Science Data* 1–29. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-2020-156>

Joyce, H.; Frias, J.; Kavanagh, F.; Lynch, R.; Pagter, E.; White, J.; Nash, R. (2022a), Plastics, prawns, and patterns: Microplastic loadings in *Nephrops norvegicus* and surrounding habitat in the North East Atlantic. *Science of the Total Environment* 826. 154036-154048. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154036>

Joyce, H.; Frias, J.; Kavanagh, F.; Lynch, R.; Pagter, E.; White, J.; Nash, R. (2022a), Plastics, prawns, and patterns: Microplastic loadings in *Nephrops norvegicus* and surrounding habitat in the North East Atlantic. *Science of the Total Environment* 826. 154036-154048. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154036>

Joyce, H.; Nash, R.; Kavanagh, F.; Power, T.; White, J.; Frias, J. (2022b), Size dependent egestion of polyester fibres in the Dublin Bay Prawn (*Nephrops norvegicus*). *Marine Pollution Bulletin* 180. 113768-113776. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113768>

Joyce, H.; Nash, R.; Kavanagh, F.; Power, T.; White, J.; Frias, J. (2022b), Size dependent egestion of polyester fibres in the Dublin Bay Prawn (*Nephrops norvegicus*). *Marine Pollution Bulletin* 180. 113768-113776. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113768>

Kalčíková, G.; Skalar, T.; Marolt, G.; Kokalj, A. J. (2020), An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms. *Water Research* 175. 115644-115653. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115644>

Käppler, A.; Fischer, D.; Oberbeckmann, S.; Schernewski, G.; Labrenz, M.; Eichhorn, K. J.; Voit, B. (2016), Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?. *Analytical and bioanalytical chemistry* 408. 8377–8391. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>

Kardos L. (2012), A szennyvíztelepi biogáz termelő fermentációs folyamatok nyomon követése kémiai és biokémiai módszerekkel. PHD értekezés, ELTE, Környezettudományi Doktori Iskola, Budapest

Keresztes, Sz.; Tatár, E.; Mihucz, V. G.; Virág, I.; Majdik, C.; Záray, Gy. (2009), Leaching of antimony from polyethylene terephthalate (PET) bottles into mineral water. *Science of the Total Environment* 407. 4731–4735. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.025>

- Kiss, T.; Fórián, Sz.; Szatmári, G.; Sipos, Gy. (2021), Spatial distribution of microplastics in the fluvial sediments of a transboundary river – A case study of the Tisza River in Central Europe. *Science of the Total Environment* 785. 147306-147318. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147306>
- Krishnan, R. Y.; Manikandan, S.; Subbaiya, R.; Karmegam, N.; Kim, W.; Govarthan, M. (2023), Recent approaches and advanced wastewater treatment technologies for mitigating emerging microplastics contamination – A critical review. *Science of the Total Environment* 858. 159681-159697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159681>
- Król, M.; Károly, Á.; Kościelniak, P. (2014), Raman spectroscopy and capillary electrophoresis applied to forensic colour inkjet printer inks analysis. *Forensic Science International* 242. 142-149. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.forsciint.2014.06.031>
- Lares, M.; Ncibi, M. C.; Sillanpää, M.; Sillanpää, M. (2018), Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research* 133. 236-246. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Lee, H.; Kim, Y. (2018), Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. *Marine Pollution Bulletin* 137. 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.050>
- Li, W.; Duo, J.; Wufuer, R.; Wang, S.; Pan, X. (2022), Characteristics and distribution of microplastics in shoreline sediments of the Yangtze River, main tributaries and lakes in China—From upper reaches to the estuary. *Environmental Science and Pollution Research* 29. 48453–48464. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20148-7>
- Lim, S. J.; Park, Y.-K.; Kim, H.; Kwon, J.; Moon, H. M.; Lee, Y.; Watanabe, A.; Teramae, N.; Ohtani, H.; Kim, Y.-M. (2022), Selective solvent extraction and quantification of synthetic microfibers in textile laundry wastewater using pyrolysis-gas chromatography/ mass spectrometry. *Chemical Engineering Journal* 434. 134653-134663. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134653>
- Liu, J.; Yang, Y.; Ding, J.; Zhu, B.; Gao, W. (2019), Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources. *Environmental Science and Pollution Research* 26. 29497-29501. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06265-w>

Liu, Y.; Wang, B.; Pileggi, V.; Chang, S. (2022), Methods to recover and characterize microplastics in wastewater treatment plants. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering 5. 29497-29501. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100183>

Lofty, J.; Ouro, P.; Wilson, C.A.M.E. (2023), Microplastics in the riverine environment: Meta-analysis and quality criteria for developing robust field sampling procedures. Science of the Total Environment 863. 160893-160909. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160893>

Long, Z.; Pan, Z.; Wang, W.; Ren, J.; Yu, X.; Lin, L.; Lin, H.; Chen, H.; Jin, X. (2019), Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. Water Research 155. 255–265. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.028>

Mahapatra, S.; Maity, J. P.; Singha, S.; Mishra, T.; Dey, G.; Samal, A. C.; Banerjee, P.; Biswas, C.; Chattopadhyay, S.; Patra, R. R.; Patnaik, S.; Prosun Bhattacharya, P. (2024), Microplastics and nanoplastics in environment: Sampling, characterization and analytical methods. Groundwater for Sustainable Development 26. 101267-101284. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101267>

Mathalon, A.; Hill, P. (2014), Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor Nova Scotia. Marine Pollution Bulletin 81. 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>

Michielssen, M. R.; Michielssen, E. R.; Ni, J.; Duhaime, M. B. (2016), Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. Environmental Science: Water Research & Technology 2. 1064–1073. DOI: <https://doi.org/10.1039/C6EW00207B>

Murphy, F.; Ewins, C.; Carbonnier, F.; Quinn, B. (2016), Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. Environmental Science & Technology 50. 5800-5808. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>

Napper, E.; Baroth, A.; Barrett, A. C.; Bhola, S.; Chowdhury, G. W.; Davies, B. F. R.; Duncan, E. M.; Kumar, S.; Nelms, S. E.; Md Niloy, N. H.; Nishat, B.; Maddalene, T.; Thompson, R. C.; Koldewey, H. (2021), The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. Environmental Pollution 274. 116348-116357. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116348>

Napper, I. E.; Parker-Jurd, F. N. F.; Wright, S. L.; Thompson, R.C. (2023), Examining the release of synthetic microfibres to the environment via two major pathways: Atmospheric deposition and treated wastewater effluent. *Science of the Total Environment* 857. 159317-159325. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159317>

Napper, I. E.; Parker-Jurd, F. N. F.; Wright, S. L.; Thompson, R. C. (2023), Examining the release of synthetic microfibres to the environment via two major pathways: Atmospheric deposition and treated wastewater effluent. *Science of the Total Environment* 857. 159317-159325. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159317>

Napper, I. E.; Thompson, R. C. (2016), Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin* 112. 39–45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>

Nelms, S. E.; Barnett, J.; Brownlow, A.; Davison, N. J.; Deaville, R.; Galloway, T. S.; Lindeque, P. K.; Santillo, D.; Godley, B. J. (2019), Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory?. *Scientific Reports* 9. 1075-1083. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37428-3>

Ngo, P. L.; Pramanik, B. K.; Shah, K.; Roychand, R. (2019), Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. *Environmental Pollution* 255. 113326-113351. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113326>

OECD (2022), „Preface”, in *Global Plastic Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*. OECD Publishing, Paris 14.-15. DOI: <https://doi.org/10.1787/dfe099c9-en>

Palotai, Z.; Bordós, G.; Bence Prikler, B.; Áron Mári, Á. (2021), Microplastics in wastewater Analysis of wastewater treatment plants along the Hungarian stretch of the Danube River. EU SDR PA4 „Water Quality” (Szerződés kód: KKM/18565/2021/Adm). <https://waterquality.danube-region.eu/analysis-of-wastewater-treatment-plants-along-the-hungarian-stretch-of-the-danube-river/>

Petric, M. (2023), Szennyvíztisztítók általi mikroműanyag emisszió az irodalmi adatok tükrében. BSc szakdolgozat, ELTE, Környezettudományi Centrum, Budapest

Petroody, S. S. A.; Hashemi, S. H.; van Gestel, C. A. M. (2021), Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. *Chemosphere* 278. 130471-130480. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130471>

- Pirc, U.; Vidmar, M.; Mozer, A.; Kržzan, A. (2016), Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental science and pollution research international* 23. 22206–22211. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0>
- Pittura, L.; Foglia, A.; Akyol, C.; Cipolletta, G.; Benedetti, M.; Regoli, F.; Eusebi, A. L.; Sabbatini, S.; Tseng, L. Y.; Katsou, E. (2021), Microplastics in real wastewater treatment schemes: Comparative assessment and relevant inhibition effects on anaerobic processes. *Chemosphere* 262. 128415-128425. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128415>
- Poerio, T.; Piacentini, E.; Mazzei, R. (2019), Membrane processes for microplastic removal. *Molecules* 24. 4148-4163. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules24224148>
- Primpke, S.; Christiansen, S. H.; Cowger, W.; De Frond, H.; Deshpande, A.; Fischer, M.; Holland, E. B.; Meyns, M.; O'Donnell, B. A.; Ossmann, B. E.; Pittroff, M.; Sarau, G.; ScholzBöttcher, B. M.; Wiggin, K. J. (2020), Critical Assessment of Analytical Methods for the Harmonized and Cost-Efficient Analysis of Microplastics. *Applied spectroscopy* 74. 1012–1047. DOI: <https://doi.org/10.1177/0003702820921465>
- Qiongjie, W.; Yong, Z.; Yangyang, Z.; Zhouqi, L.; Jinxiaoxue, W.; Huijuan, C. (2022), Effects of biofilm on metal adsorption behavior and microbial community of microplastics. *Journal of Hazardous Materials* 424. A rész 127340-127352 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127340>
- Quadir, M.; Jones, E.; Drechsel, P. (2024), Domestic wastewater generation, treatment, and agricultural reuse. *Research Square*. DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4427017/v1>
- Ragusa, A., Svelato, A.; Santacroce, C.; Catalano, P.; Notarstefano, V.; Carnevali, O.; Papa, F.; Rongioletti, M. C. A.; Baiocco, F.; Draghi, S.; D'Amore, E.; Rinaldo, D.; Matta, M.; Giorgini, E. (2021), Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International* 146. 106274-106282. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Rebelein, A., Int-Veen, I.; Kammann, U.; Scharsack, J. P. (2021), Microplastic fibers — underestimated threat to aquatic organisms?. *Science of the Total Environment* 777. 146045–146061. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>
- Robertson, J.; Roux, C.; Wiggins, K.G. (2017), *Forensic Examination of Fibres* (3rd ed.). CRC Press 3-4. ISBN: 9781439830710 DOI: <https://doi.org/10.1201/9781315156583>

- Roblin, B.; Ryan, M.; Vreugdenhil, A.; Aherne, J. (2020), Ambient Atmospheric Deposition of Anthropogenic Microfibers and Microplastics on the Western Periphery of Europe (Ireland). *Environmental Science & Technology* 54. 11100–11108. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04000>
- Saborowski, R.; Korez, Š.; Riesbeck, S.; Weidung, M.; Bickmeyer, U.; Gutow, L. (2022), Shrimp and microplastics: A case study with the Atlantic ditch shrimp *Palaemon varians*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 234. 113394–113404. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113394>
- Shukla, S.; Khan, R.; Saxena, A.; Sekar, S. (2022), Microplastics from face masks: A potential hazard Covid-19 pandemic. *Chemosphere* 302. 134805–134812. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134805>
- Singh, M.; Srivastava, R. K. (2011), Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: A review. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering* 6. 3–13. DOI: <https://doi.org/10.1002/apj.490>
- Sol, D.; Laca, A.; Laca, A.; Díaz, M. (2021), Microplastics in Wastewater and Drinking Water Treatment Plants: Occurrence and Removal of Microfibers. *Applied Sciences* 11. 10109–10134. DOI: <https://doi.org/10.3390/app1121101097>
- Sun, J.; Dai, X.; Wang, Q.; van Loosdrecht, M. C. M.; Ni, B. (2019), Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research* 152. 21–37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Sun, X.-L.; Xiang, H.; Xiong, H.-Q.; Fang, Y.-C.; Wang, Y. (2023), Bioremediation of microplastics in freshwater environments: A systematic review of biofilm culture, degradation mechanisms, and analytical methods. *Science of the Total Environment* 863. 160953–160968. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160953>
- Surana, D.; Vinay; Patel, P.; Ghosh, P.; Sharma, S.; Kumar, V. (2024), Microplastic Fibers in Different Environmental Matrices from Synthetic Textiles: Ecotoxicological Risk, Mitigation Strategies, and Policy Perspective. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 12. 112333–112349. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112333>
- Teuten, E. L.; Rowland, S. J.; Galloway, T. S.; Thompson, R. C. (2007), Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology* 41. 7759–7764. DOI: <https://doi.org/10.1021/es071737s>

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.; Akkhavong, 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. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364. 2027–2045. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

Thompson, J. T.; Chen, B.; Bowden, J. A.; Townsend, T. G. (2023) Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Toilet Paper and the Impact on Wastewater Systems. *Environmental Science and Technology Letters* 10. 234–239. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00094>

Tserendorj, D.; Illés, Á.; Károly, Á.; Stadler-Szalai, R.; Sandil, S.; Mireisz, T.; Dobosy, P.; Pomázi, F.; Baranya, S.; Adányi, M.; Zárny, Gy. (2024), Microfiber emission from a municipal wastewater treatment plant in Hungary. *Scientific Reports* 14. 12041-12050. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62817-2>

Vieira, K. S.; Baptista-Neto, J. A.; Crapez, M. A. C.; Gaylarde, C.; da Silva Pierri, B.; Saldaña Serrano, M.; Bairy, A. C. D.; Nogueira, D. J.; Fonseca, E. M. (2021), Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 166. 112225-112235. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112225>

Vuori, L.; Ollikainen, M. (2022), How to remove microplastics in wastewater? A cost-effectiveness analysis. *Ecological Economics* 192. 107246-107255. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107246>

Walkinshaw, C.; Lindeque, P. K.; Thompson, R.; Tolhurst, T.; Cole, M. (2020), Microplastics and seafood: Lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 190. 110066-110080. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>

Wolff, S.; Kerpen, J.; Prediger, J.; Barkmann, L.; Müller, L. (2019), Determination of the microplastics emission in the effluent of a municipal waste water treatment plant using Raman microspectroscopy. *Water Research X* 2. 100014-100023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2018.100014>

Wong, J. K. H.; Lee, K. K.; Tang, K. H. D.; Yap, P.-S. (2020), Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of the Total Environment* 719. 137512-137527. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>

World Health Organization (WHO) (2019), Microplastics in Drinking-Water. WHO 1.-6. ISBN: 978-92-4-151619-8

Wright, S. L.; Thompson, R. C.; Galloway, T. S. (2013), The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178. 483–492. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Xu, X.; Jian, Y.; Xue, Y.; Hou, Q.; Wang, L. (2019), Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): occurrence and removal. *Chemosphere* 235. 1089–1096. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.197>

Zhang, X.; Chen, J.; Li, J. (2020), The removal of microplastics in the wastewater treatment process and their potential impact on anaerobic digestion due to pollutants association. *Chemosphere* 251. 126360-126373. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126360>

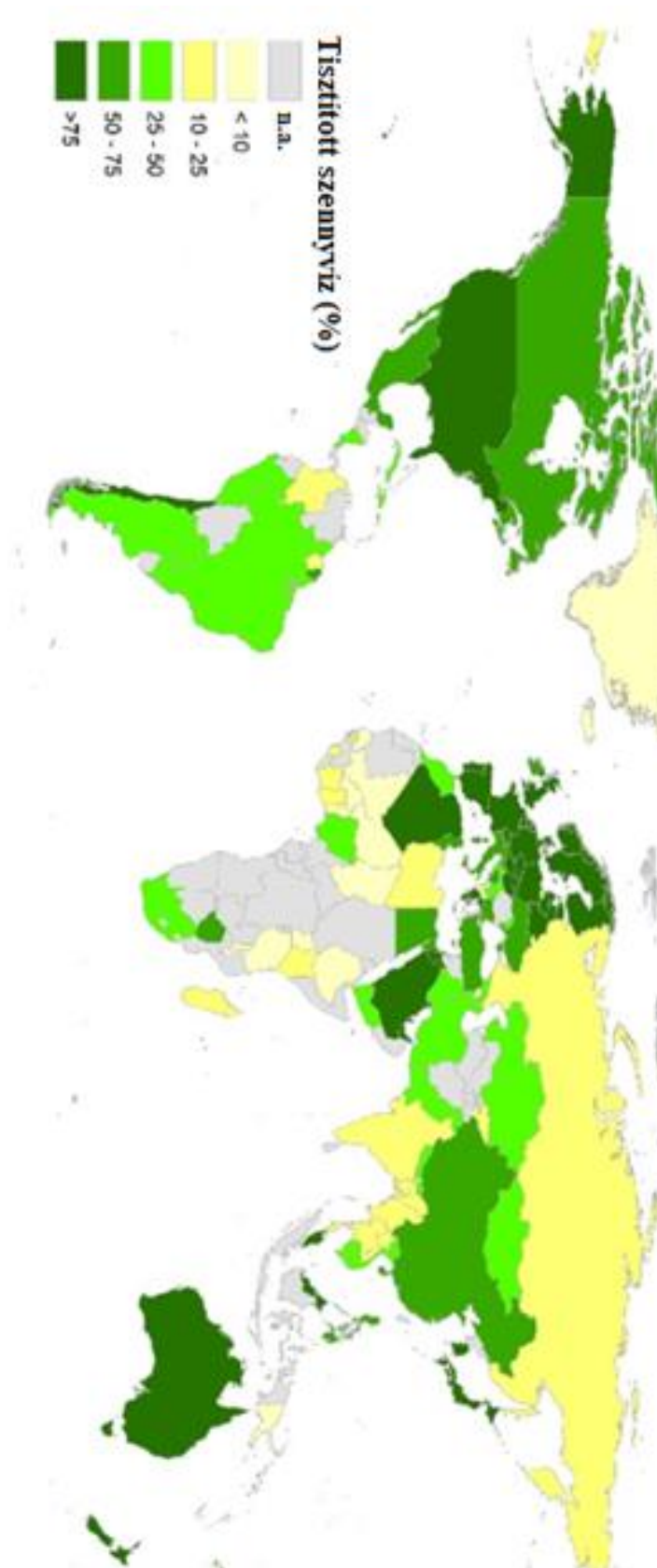
Zhang, Y. Q.; Lykaki, M.; Markiewicz, M.; Alrajoula, M. T.; Kraas, C.; Stolte, S. (2022), Environmental contamination by microplastics originating from textiles: Emission, transport, fate and toxicity. *Journal of Hazardous Materials* 15. 128453-128483. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128453>

Zhao, X.; Gao, P.; Zhao, Z.; Wu, Y.; Sun, S.; Liu, C. (2024), Microplastics release from face masks: Characteristics, influential factors, and potential risks. *Science of the Total Environment* 921. 171090-171099. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171090>

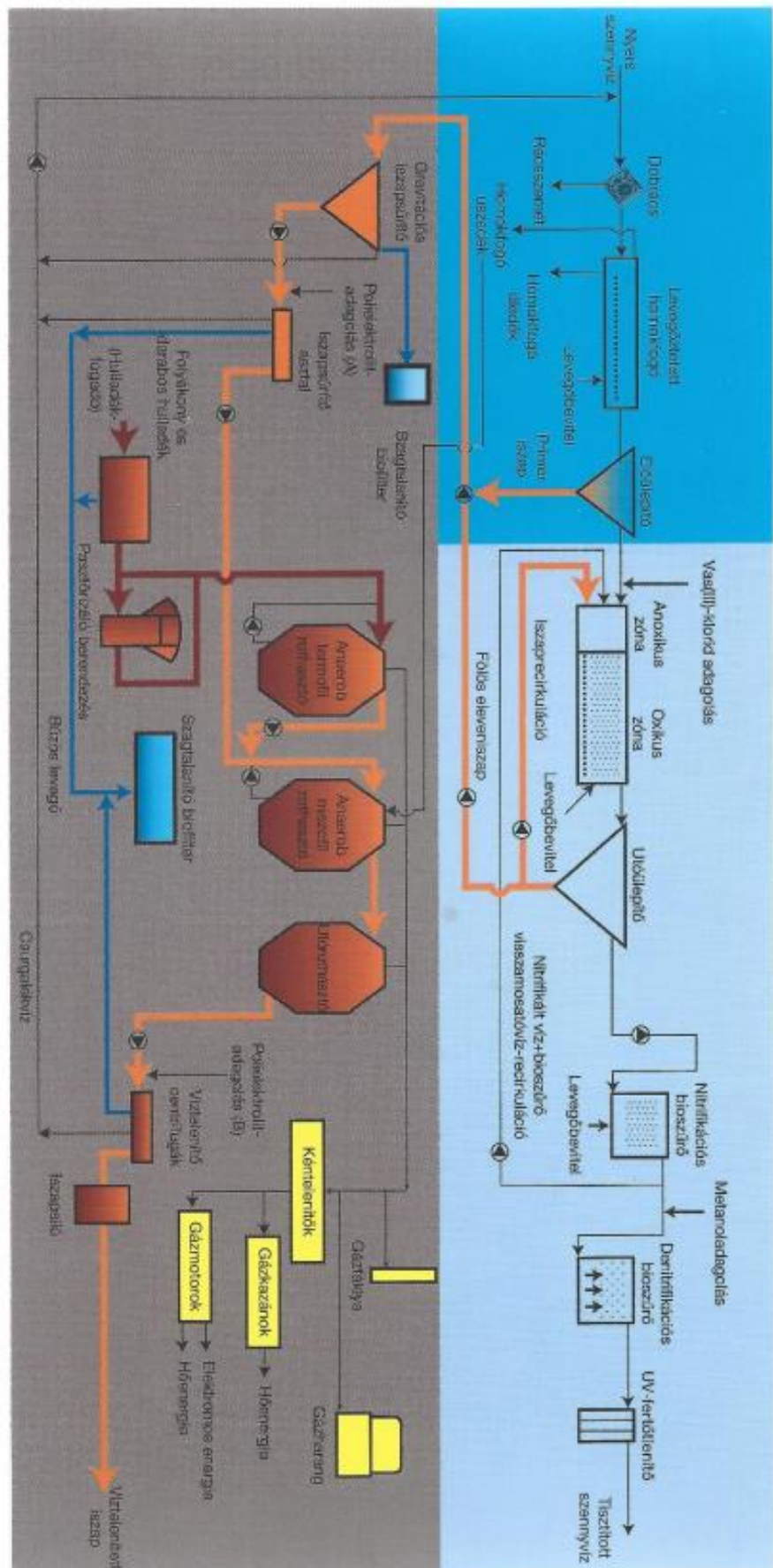
Zhu, X.; Nguyen, B.; You, J. B.; Karakolis, E.; Sinton, D.; Rochman, C. (2019), Identification of Microfibers in the Environment Using Multiple Lines of Evidence. *Environmental Science & Technology* 53. 11877-11887. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05262>

Ziajahromi, S.; Neale, P. A.; Silveira, I. T.; Chua, A.; Leusch, F. D. L. (2021), An audit of microplastic abundance throughout three Australian wastewater treatment plants. *Chemosphere* 263. 128294-128305. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128294>

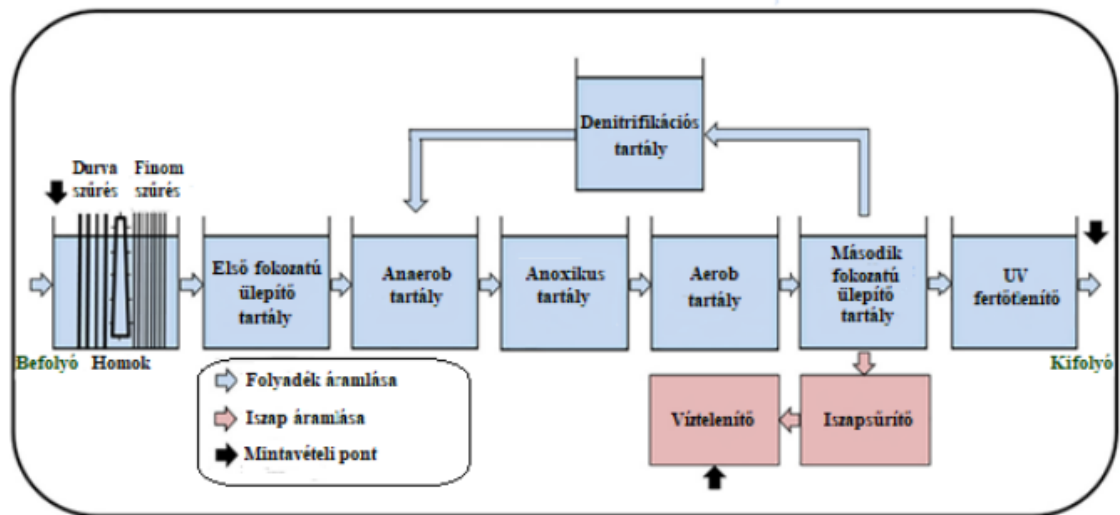
8. Függelék



1s. ábra: A háztartási szennyvíz tisztítási aránya (%) régió vagy ország szerint jelölve (~~Quadr~~ és ~~uttsai~~).



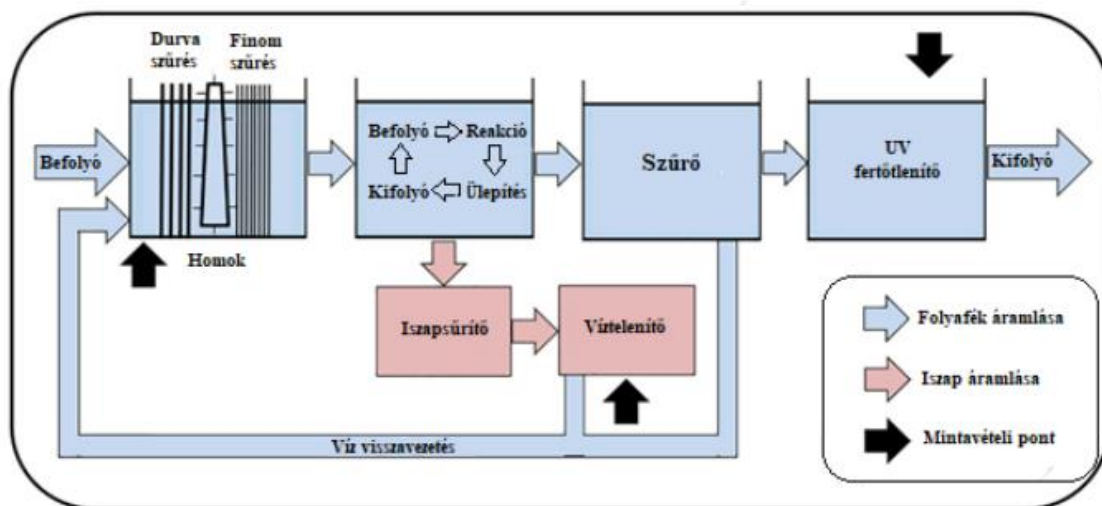
2s. ábra: A Dél-pesti szennyvíztisztító telep folyamatábrája (Dél-pesti WWTTP, 2015)



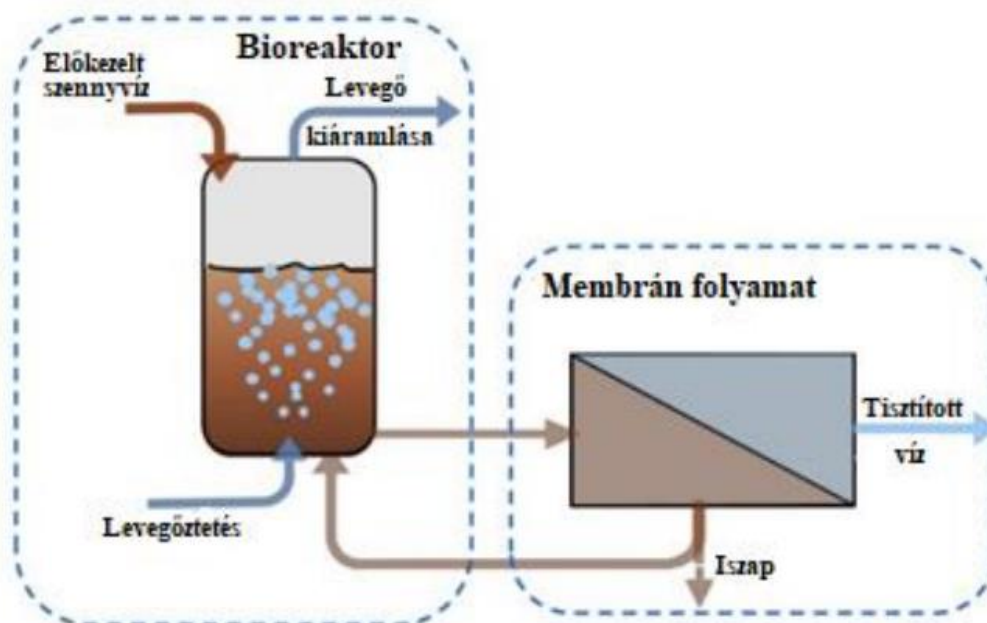
3s. ábra: Anaerob/anoxikus/aerob (A2O) technológia folyamatábrája (Lee és mtsai, 2018)



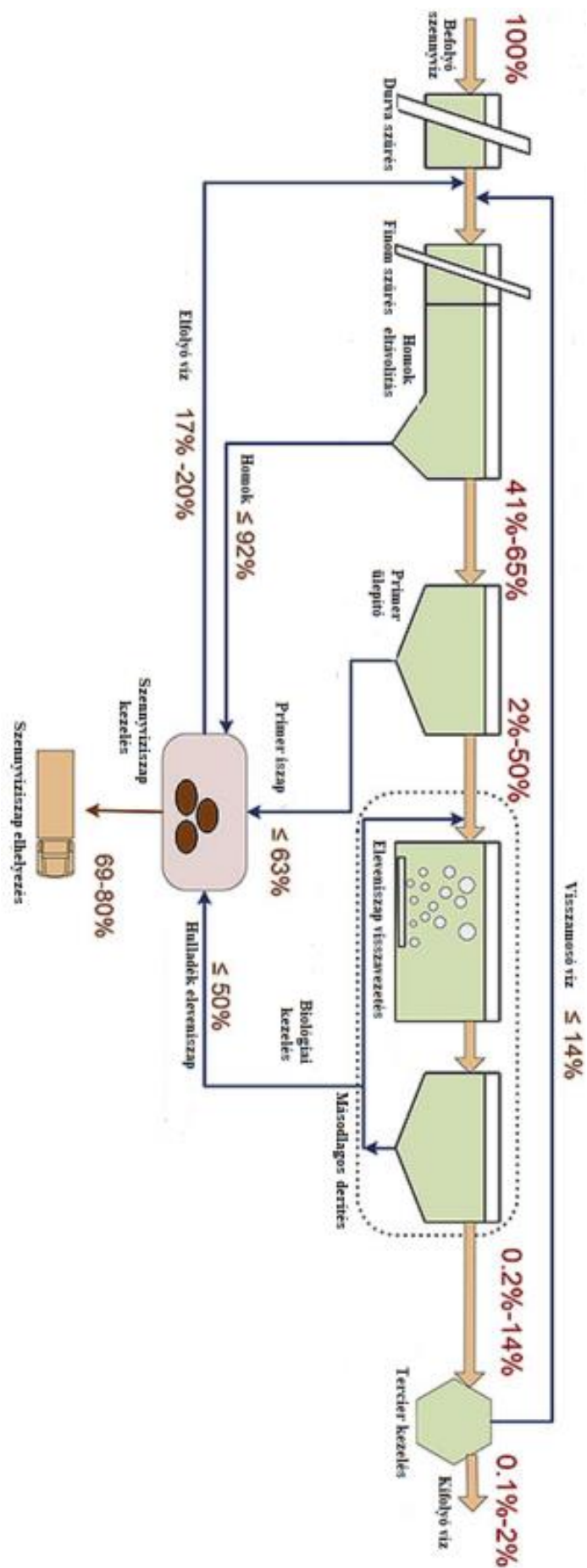
4s. ábra: Oxidációs árok a La Aljorra WWTP-ban (Bayo és mtsai, 2021)



5s. ábra: A szakaszos üzemű eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia folyamatábrája
(Lee és mtsai, 2018)



6s. ábra: A membrán bioreaktor sematikus rajza (Poerio és mtsai, 2019)



7s. ábra: Becsült MP részecske áramlás a WWTP első, második és harmadik tisztítási lépéseje során (Sun és mtsai, 2019)

9. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek Prof. Dr. Záray Gyulának a témaválasztásért, a lehetőségért, valamint, hogy betekintést nyerhettem a mikroműanyagok meghatározását végző laboratórium gyakorlati munkába is. Szeretném Dr. Tatár Enikőnek, külső témavezetőmnek megköszönni a munkáját, amivel elősegítette a dolgozatom elkészítését. Szeretnék köszönetet mondani külső konzulensemnek, Károly Istvánnénak, amiért a munkafolyamatok során rendszeres segítséggel és hasznos tanácsokkal látott el.

Külön köszönetet szeretnék mondani Dr. Davaakhuu Tserendorjnak, hogy lehetővé tette a gyakorlati tudás elsajátítását számomra, rendszeres segítségét, valamint a nyers adatok biztosítását.

Továbbá szeretnék köszönetet mondani a HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont Vízi Ökológiai Intézet munkatársainak és a Nemzeti Szakértői és Kutató Központ Fizikai és Kémiai Szakértői Intézet szakértőinek.

A dolgozatban bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz programkeretében az

RRF-2.3.1-21-2022-00008 számú projekt támogatásával valósult meg.