

SZÉCHENYI ISTVÁN EGYETEM
ALBERT KÁZMÉR MOSONMAGYARÓVÁRI KAR
ALKALMAZOTT FENNTARTHATÓSÁG TANSZÉK

Témavezető konzulens:

MACHER GERGELY ZOLTÁN
egyetemi tanársegéd
MSc

TUDOMÁNYOS ÉS MŰVÉSZETI DIÁKKÖRI KONFERENCIA PÁLYAMUNKA
**A KERESKEDELMI FORGALOMBAN KAPHATÓ PALÁNTA-
ÉS VIRÁGFÖLDEK MAKRO- ÉS MIKROMŰANYAG-
SZENNYEZETTSÉGÉNEK VIZSGÁLATA**

Készítette:

JUHÁSZ EMESE

Környezetmérnöki BSc
HI7CZC

A pályamunka lezárásának dátuma:
2024.11.03.

Győr, 2024

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném kifejezni hálás köszönetemet mindazoknak, akik támogatásukkal és iránymutatásukkal hozzájárultak tanulmányom sikeres megvalósításához.

Mindenekelőtt szeretnék köszönetet mondani témavezető konzulensemnek, Macher Gergely Zoltánnak, az Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék egyetemi tanársegédjének, aki szakmai tapasztalatainak átadásával, értékes észrevételeivel, valamint folyamatos támogatásával nagyban segítette munkám létrehozását.

Köszönöm Bódizs Dalmának, az Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék tanszéki mérnökének a kutatási tevékenységem során elvégzett laborkísérletek és mérések lebonyolításában nyújtott folyamatos segítségét.

Köszönöm továbbá a Széchenyi István Egyetem Alkalmazott Fenntarthatósági Tanszék segítségét a tanulmányomhoz szükséges eszközök biztosításában, különös tekintettel a Környezetipari Nyitott Laboratórium eszközparkjának használatára, hiszen a mérésekhez használt PerkinElmer Spectrum 3 készülék használatával eltöltött munkaidőm mértéke közel 20 órában volt megállapítható.

Hálás vagyok családomnak és barátaimnak is, akik türelmükkel és bátorításukkal motiváltak a munka során. Végül, de nem utolsósorban köszönet illeti mindazokat, akik hozzájárultak a projekt megvalósításához, nélkülük a tanulmány nem jöhetett volna létre ilyen formában.

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	1
1.1. Kutatási célkitűzések	2
1.2. Hipotézislista	2
2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	3
2.1. Mikroműanyagok fogalom- és tárgyköre	3
2.1.1. A mikroműanyagok csoportosítása minőségi szempontok szerint	5
2.1.2. A mikroműanyagok csoportosítása méretbeli szempontok szerint	5
2.1.3. A mikroműanyagok csoportosítása alaktani szempontok szerint	7
2.2. A mikroműanyagok környezet- és élettani vonatkozásai	8
2.2.1. A mikroműanyagok humánegészségügyi vonatkozásai	9
2.2.2. A mikroműanyagok transzport-folyamatai	11
2.2.3. A mikroműanyagok állategészségügyi vonatkozásai	13
2.2.4. A mikroműanyagok hatása a víz-talaj-növény rendszerre	14
3. ANYAG ÉS MÓDSZERTAN	17
3.1. Problémafelvetés: alapprobléma körülhatárolása	17
3.2. Szakirodalomkutatás- és elemzés	17
3.3. Mintavétel: ültetőközegek leírása	18
3.4. Makroműanyagok izolálása és azonosítása	18
3.4.1. Mintaelőkészítés	18
3.4.2. Különböző frakciók elkülönítése	19
3.4.3. Polimertípusok meghatározása: FTIR	19
3.5. Mikroműanyagok izolálása és azonosítása	19
3.5.1. Mintaelőkészítés	19
3.5.2. Különböző frakciók elkülönítése	20
3.5.3. Vizsgálati módszerek: mikroszkópia	21
4. VIZSGÁLATI EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	22
4.1. Makroműanyag-vizsgálati eredmények és értékelésük	22
4.1.1. Mennyiségi eloszlás az egyes mintákban	22
4.1.2. Minőségi eloszlás az egyes mintákban	24
4.2. Mikroműanyag-vizsgálati eredmények és értékelésük	34
4.2.1. Mennyiségi eloszlás az egyes mintákban	35
4.2.2. Minőségi eloszlás az egyes mintákban	36
5. KÖVETKEZTETÉSEK	44
6. ÖSSZEGZÉS	45
IRODALOMJEGYZÉK	46
ÁBRAJEGYZÉK	56

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Az elmúlt években a környezetszennyezés, különösen a műanyagszennyezés, egyre nagyobb figyelmet kapott világszerte. A műanyag hulladékok jelenléte a környezeti rendszerben nem csupán a vízi ökoszisztémákat érinti, hanem a talajt is, amely az élelmiszertermelés és a növénytermesztés alapját képezi. A talajban található mikro- és nanoműanyagok nemcsak a növények fejlődését befolyásolhatják negatívan, hanem a táplálékláncba is bekerülhetnek, így közvetetten az emberi egészséget is veszélyeztethetik. A kereskedelmi forgalomban kapható palánta- és virágföldek esetleges műanyagszennyezettsége különös figyelmet érdemel, mivel ezek a termékek széles körben használatosak a lakossági és a mezőgazdasági termelők körében is. Jelenlétük a talajban és a vízben egyre nagyobb aggodalomra ad okot, mivel nemcsak a fizikai környezetre, hanem a biológiai rendszerekre is jelentős hatással lehetnek. A mikroműanyagok talajban betöltött szerepének kutatása még kezdeti stádiumban tart, ugyanakkor egyre több tudományos vizsgálat irányul erre a területre.

Az ilyen jellegű kutatások kihívásai közé tartozik a mikroműanyagok kimutatásának és kvantifikálásának nehézsége, valamint a talaj és növények közötti kölcsönhatások komplexitása. A műanyagszennyezettség vizsgálatára irányuló eddigi kutatások a mezőgazdasági területek (szántóföldek) talajának szennyezettségére fókuszáltak, azonban a kereskedelmi forgalomban kapható palánta- és virágföldek mikroműanyag tartalomra vonatkozó vizsgálata kevésbé kutatott terület. Az ilyen típusú termékek szennyezettségének vizsgálata azért is fontos, mert ezeket gyakran használják városi környezetben, ahol a talaj természetes tisztulási folyamatai korlátozottak. Érintettségük kutatásának fontosságát hangsúlyozza, hogy e termékek közvetlen kapcsolatban állnak az otthoni és városi növénytermesztéssel, amely egyre népszerűbbé válik a fenntarthatóságra, valamint az ökológiai lábnyom csökkentésére való törekvések részeként. Másrészt a kereskedelmi földkeverékek szennyezettségének feltérképezése hozzájárulhat a termékek minőségének javításához, és elősegítheti a szigorúbb szabályozások bevezetését.

Kutatásom célja a kereskedelmi forgalomban kapható palánta- és virágföldek műanyagszennyezettségének feltárása, továbbá, hogy tudományos alapot szolgáltasson a mikroműanyagok talajban betöltött abiotikus stresszorként betöltött szerepének megértéséhez, és elősegítse a reziliens növénytermesztési gyakorlatok kialakítását. Tanulmányi munkám részletesen kitér a mikroműanyagok kémiai és fizikai tulajdonságaira, a talaj szerkezetére, textúrájára és tápanyagtartalmára gyakorolt hatásaira, különös tekintettel az akkumulálódásra, a talajbiológiai aktivitására és a növények vitalitására.

1.1. Kutatási célkitűzések

Tanulmányi munkám elsődleges tárgya a kereskedelmi forgalomban kapható palánta- és virágföldek műanyagszennyezettségének vizsgálata Fourier-transzformációs infravörös (FT-IR) spektroszkópia alkalmazásával. Főbb kutatási célkitűzéseim a következők szerint foglalhatók össze:

- **C-1:** jelen tanulmány szakirodalmi áttekintőjében összefoglalom a talajok műanyagszennyezettségének kutatottságát, különös tekintettel a téma mikroműanyagokkal összefüggő vonatkozásaira, továbbá elemzem a műanyag-szennyezés, mint abiotikus stresszor víz-talaj-növény rendszer környezetegészségügyi hatásainak teoretikus hátterét;
- **C-2:** kereskedelmi forgalomban kapható palánta- és virágföldek mintáinak gyűjtése, az ültetőközegek műanyagszennyezettségének feltárása;
- **C-3:** a műanyagszennyezettség során beazonosított szennyezőanyagok anyagminőségi vizsgálata FT-IR spektroszkópia alkalmazásával;
- **C-4:** differens műanyagtipusok azonosítása az egyes ültetőközegekben, igazolva a szennyezettség nem csomagoláseredetű, hanem előállítási eredetét.

1.2. Hipotézislista

Tanulmányi munkám készítése során induktívan határoztam meg hipotéziseimet, melyek helytállóságának igazolása a kísérleti vizsgálatok eredményei alapján kerülnek bizonyításra vagy megcáfolásra:

- **H-1:** A palánta- és virágföldekben leggyakrabban előforduló műanyag a polietilén.
- **H-2:** A magasabb árkategóriájú palánta- és virágföldek kevesebb műanyagszennyeződést tartalmaznak, mint az alacsonyabb árkategóriájú földek.
- **H-3:** A minta ültetőközegekben többnyire egy specifikus típusú műanyag található, amely előfordul a mezőgazdasági termékeknél használt csomagolási anyagokban.
- **H-4:** A műanyagszennyezés jelentős része a földkeverékek előállítási és csomagolási folyamataiból származik, mivel annak anyaga eltér a csomagolásétól.
- **H-5:** A mechanikus feldolgozás során (pl. szitálás, keverés) egyéb más szennyező anyag is kimutatható, nem csak műanyagpolimer-alapú részecske.
- **H-6:** A kertészek és a lakosság által is előnyben részesített bio és öko földkeverékek magasabb műanyagszennyezettségi szintet mutatnak, mint a hagyományos földek.

2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

Tanulmányi munkám során következő alfejezeteiben a kutatási téma mentén lehatárolt teoretikus háttér felállítása érdekében gyűjtött és feldolgozott magyar és nemzetközi szakirodalmak áttekintő elemzésére kerül sor.

2.1. Mikroműanyagok fogalom- és tárgyköre

A „mikroműanyagok” kifejezés minden olyan szintetikus műanyagot és 5 mm-nél kisebb méretű származékukat magában foglalja, amelyek közvetlenül vagy közvetve a környezetbe kerülhetnek (Ahmad et al., 2023; Hasan Anik et al., 2021; Hasan & Jho, 2023; Nohara et al., 2024; Ziani et al., 2023). A tudományos közösségen belül kezdetben volt némi bizonytalanság a mikroműanyagok pontos méretmeghatározását illetően, de végül megállapították, hogy azok legfeljebb 5 mm hosszúságú műanyag részecskékből állnak (Burhani et al., 2024; Kye et al., 2023; Malankowska et al., 2021; Napper & Thompson, 2020; Ziani et al., 2023). A mikroműanyagok mérettartományára vonatkozó megállapításokat alátámasztják azok a kutatási eredmények is (Frias & Nash, 2019; Marchant et al., 2023; Thompson et al., 2004), amelyek szerint ezeknek a részecskének 1 μ m-nél számszerűsített alsó határa lehet. Következésképpen ma már tudományos konszenzus született arról, hogy a mikroműanyagok 1 μ m < L < 5 mm közötti méretre tehetőek, míg az 5 mm < L < 6 mm közötti műanyag részecskéket a makroműanyagok közé sorolják (Bermúdez & Swarzenski, 2021; Bhat, 2024; Crawford & Quinn, 2017a; de Ruijter et al., 2020; Frias & Nash, 2019; Paul et al., 2022). Fontos azonban megjegyezni, hogy a mikroműanyagok elsődleges és másodlagos típusokba egyaránt sorolhatók (X. Dong et al., 2023). A közvetlenül mikroméretű paraméterekkel rendelkező műanyagokat elsődleges mikroműanyagként határozzák meg, és általában kozmetikumokban, arctisztítókbán és egyéb testápolási termékekben használják. A mikroműanyag-részecskék származhatnak továbbá olyan elsődleges forrásokból is, mint a testápolási termékek (Alqahtani et al., 2023a; Amobonye et al., 2021a; Anderson et al., 2016; Hahladakis et al., 2018; Hasan & Jho, 2023), szintetikus textíliák és gumiabroncsok (Boucher & Friot, 2017). Ezek a termékek jellemzően mintegy 93%-ban polietilént tartalmaznak (Miraj et al., 2021). Veszélyességük elsősorban abból fakad, hogy az elsődleges mikroműanyagok különböző útvonalakon közvetlenül bejuthatnak az ökoszisztémákba, például ipari és háztartási tevékenységek révén, idesorolva a textil- és műanyaggyártást, a mezőgazdaságot és a testápolási termékeket, ezáltal évente több milliárd részecskét kibocsátva (Boucher & Friot, 2017; Osman et al., 2023; Praveena et al., 2018a; Tan et al., 2019; Ziani et al., 2023).

A másodlagos mikroműanyagok a nagyobb méretű műanyagok lebomlása során kémiai, fizikai vagy biológiai folyamatok révén keletkezhetnek (S. Liu, Wang, et al., 2024). Vagyis ezen a csoportot alkotó mikroműanyagok a nagyobb műanyag részecskék lebomlásával vagy fragmentációjának eredményeként képződnek (Gunawardhana et al., 2024; Hahladakis et al., 2018; Osman et al., 2023; Ziani et al., 2023). Tovább részletezve, szemben az elsődleges mikroműanyagokkal a másodlagos kategóriába tartozó részecskék a nagyobb műanyaganyagok környezeti tényezők révén történő erodációjából és degradációjából eredeztethetők, ezzel növelve az ökoszisztémák, valamint az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások kitettségét (Kabir et al., 2021; Lin et al., 2023; Prasittisopin et al., 2023; Saud et al., 2023). Ezeknek a mikroműanyagoknak a legfőbb forrásai közé sorolhatóak a mosodai szennyvizek, az úttörmelékek, a légköri lerakódásból származó anyagok, az ipari és lakossági hulladék, valamint az öntözővizekből származó üledék (Kallenbach et al., 2022; Kaiser et al., 2023; Raza et al., 2022; C. Xu et al., 2020).

A mikroműanyagok legelterjedtebb típusai közé tartozik a korábban is említett polietilén (nagy és kis sűrűségű polietilén), a polipropilén, a polivinil-klorid, a polietilén-tereftalát és a polisztirol (Fan et al., 2023; Khan et al., 2024). Ebből adódóan, anyagi szempontból differenciált mikroműanyagok, például polietilén (PE), polivinil-klorid (PVC), polisztirol (PS), polipropilén (PP) és polietilén-tereftalát (PET) terhelik a természetes és antropogén környezetünket egyaránt (Esterhuizen & Kim, 2022; Hasan & Jho, 2023; Khalid et al., 2021; M. Liu et al., 2023; Osman et al., 2023). Ezek a részecskék sokféle formát ölthetnek, beleértve a szálakat, töredékeket, pelleteket, filmeket, gömböket és habokat (Bui et al., 2020; Burhani et al., 2024; Westphalen & Abdelrasoul, 2018). Khalid et al., (2020) ezt a csoportosítást tovább bontotta, állításuk szerint a mikroműanyagok formája lehet gyöngy, film, mikrofibrilla, szál, pellet, hab és granulátum is (Haque & Fan, 2023b; Hasan & Jho, 2023; Osman et al., 2023; Pironti et al., 2021; Rosal, 2021). Emellett kihangsúlyozandó, hogy amikor a szintetikus polimerek a környezetbe kerülnek, az erózió, a napsugárzás, az időjárás és a mikroorganizmusok hatására kisebb részecskékre bomlanak (Boucher & Friot, 2017). Ezek a részecskék vízben oldhatatlan, szilárd műanyag részecskékként határozhatók meg, amelyek összetételében szén, hidrogén és heteroatomok, például oxigén, nitrogén, kén és klór dominál (Falakdin et al., 2024; Michael, 2022; Moore, 2008).

Tanulmányi munkám során következő alfejezeteiben a mikroműanyagok csoportosítási lehetőségeit foglalom össze anyagi minőségre, továbbá méretbeli szempontok mentén lehatárolt követelményekre való tekintettel.

2.1.1. A mikroműanyagok csoportosítása minőségi szempontok szerint

A műanyag hulladék globális kockázatot jelent mind az emberi egészségre, mind a környezetre, elsősorban azért, mert ellenáll a kémiai és/vagy biológiai lebontási folyamatoknak (Barnes et al., 2009; Bhat et al., 2023; Thacharodi et al., 2024). Bár a környezetben különböző típusú mikroműanyag-részecskék léteznek, a konkrét hatásaikra vonatkozó kutatások korlátozottak (Bhat, 2024; Hasan & Jho, 2023; Lamichhane et al., 2023; Martín et al., 2022). A meglévő tanulmányok többsége a hagyományos műanyag polimerek, például a polietilén, a polisztirol és a polipropilén hatásaira koncentrált (de Sá et al., 2018). Ugyanakkor egyre nagyobb igény mutatkozik a biológiailag lebomló alternatívák iránt, mivel azok bizonyos körülmények között képesek lebomlani (J. H. Song et al., 2009), ami a környezetben való kisebb perzisztenciát eredményez (Al-Khairi et al., 2022; Magalhães et al., 2020; Marchant et al., 2023; Okeke et al., 2022). A polipropilént (PP), a polietilént (PE), a polietilén-tereftalátot (PET), a polisztirolt (PS), a poliuretánt (PUR), a polivinil-kloridot (PVC) és a polikarbonátot (PC) számos környezeti elem műanyagszennyezésének elsődleges okozójaként tartják számon (Bhat, 2024). A mezőgazdasági talajokban leggyakrabban előforduló műanyag-részecskék közé tartozik a polietilén (PE), a polipropilén (PP), a polisztirol (PS), a polivinil-klorid (PVC), a polietilén-tereftalát (PET) és a poliamid (PA) (M. Kumar et al., 2020; L. Tian et al., 2022). Különösen igaz ez az alacsony sűrűségű polietilénre (LDPE), amely gyakran használt műanyag a mezőgazdaságban, többek között üvegházakban és mulcsozáshoz alkalmazzák (Q. Chen et al., 2023; Esterhuizen & Kim, 2022; Lamichhane et al., 2023; Palansooriya et al., 2024). A mikroszkopikus szinten leggyakoribb szintetikus polimerek csökkenő sorrendben az alábbiak: a PP > az EPDM > az EVA > a PS > az SBR voltak. A PP-t találták a legnagyobb mennyiségben előfordulónak mind a tömeg, mind a mikroműanyagok száma tekintetében (Öborn et al., 2024). Az alacsony sűrűségű polietilén (LDPE) a természetes vizeket és a mezőgazdasági talajokat szennyező, a talaj-mikrobák-növény rendszereket negatívan befolyásoló mikroműanyag-részecskék uralkodó típusaként azonosítható (Huang et al., 2019; Kadac-Czapska et al., 2023; Palansooriya et al., 2023, 2024; Ya et al., 2022).

2.1.2. A mikroműanyagok csoportosítása méretbeli szempontok szerint

A műanyagok monomerek hosszú láncából állnak, amelyek polimereket alkotnak. Ezek az anyagok felhasználásuktól és funkciójuktól függően képesek módosulni egyik alakról a másikra (Bacosa et al., 2024; Evode et al., 2021; Johansson, 2017). A "mikroműanyagok" kifejezés először 2004-ben jelent meg a szakirodalomban, a <5 mm-es műanyag részecskékre utalva. (Thompson et al., 2004). A tudósok nemrég javasolták a méret szerinti finomított

osztályozást: makroműanyagok (<2 cm), mezoplasztikum(ok) (2 cm), mikroműanyag(ok) (<5 mm) és nanoműanyag(ok) (<1 mm) (M. Liu et al., 2018). Kis méretük és könnyű súlyuk miatt könnyedén eljuthatnak vízzel vagy széllel többféle környezetbe, beleértve a mezőgazdasági területeket, óceánokat, tavakat, vizes élőhelyeket és tengerparti üdülőhelyeket (Acharjee et al., 2023; Borriello et al., 2023; J.-J. Guo et al., 2020; Khan et al., 2024; M. Liu et al., 2018). A műanyagszennyezés problémát okoz a környezetben, különösen, abban az esetben, ha makroműanyagokkal (5 mm-nél nagyobb méretű műanyagdarabok) történő szennyezés lép fel. Ez világszerte számos ökoszisztéma vonatkozásában jelent veszélyeztető tényezőt (Gesamp, 2016). Az ilyen nagyméretű műanyagtárgyak fizikai sérüléseket okozhatnak a vadon élő állatokban, akár azok elfogyasztása, vagy a szálas anyagokban történő elakadás, belekeveredés révén (Auta et al., 2017; Woods et al., 2019). Ezek a szennyezőanyagok a környezet szerkezetének megváltoztatásával képesek befolyásolni az élőhelyek minőségét (K. L. Law, 2017). A makroműanyagok évtizedekig fennmaradhatnak a környezetben és fokozatosan egyre kisebb mikroműanyagokra bomlanak, ezzel megváltoztatják a természetes élőhelyek szerkezetét. Ezzel káros hatást gyakorolva mind a környezetre, mind az emberi egészségre (Megha et al., 2024; Plantado et al., 2024; H. Yang et al., 2021).

A mezoműanyagok endokrin károsító vegyi anyagokat tartalmaznak, amelyek károsíthatják a szervezeteket (Q. Chen et al., 2019), emellett a felületükön található funkcionális csoportok miatt olyan káros anyagok, mint a nitrobenzol és a naftalin mutatnak szorpciós képességet (Bacosa et al., 2024; Q. Chen et al., 2019; Ullah et al., 2023; J. Wang et al., 2019). E műanyagrészek lenyelése fizikai és kémiai szövődményekhez vezethet, mint például a gyomor-bélrendszer elzáródása, hamis teltségérzet, csökkent étvágy, fokozott immunválasz, csökkent termékenység, fáradtság, májkárosodás, betegségek, gyulladások és szervtranszlokáció a szervezetekben (Ahmed et al., 2023; Mallik et al., 2021). A mikroméretű műanyagszennyezés széles körű jelenléte aggodalomra ad okot, főként ezen anyagok egyedi fizikai és mérgező tulajdonságai miatt (Bigdeli et al., 2024; Y. Lee et al., 2023; W. Yang et al., 2022; Ziani et al., 2023). A vízi környezetben való széles elterjedtségük okán a mikroműanyagokat a tengeri élőlények kis méretük és jelenlétük miatt könnyen lenyelik (Lam et al., 2022). Számos mikroműanyag-lenyelési esetet dokumentáltak az organizmusok széles spektrumában, beleértve a garnélarákot (Hariharan et al., 2022), a halakat (S. Zhang et al., 2022) és a kagylókat (H. C. Lee et al., 2022; Rozman et al., 2022). A tengeri madarak, amelyek ezekkel az organizmusokkal táplálkoznak, szintén érzékenyek a mikroműanyagok lenyelésére, tekintettel a részecskék kis méretére és arra, hogy napjainkban már mindenütt jelen vannak a

táplálékláncban (Guzzetti et al., 2018; Issac & Kandasubramanian, 2021; H. Jiang et al., 2024; S. Xu et al., 2020).

A nanoműanyagok széles körben jelen vannak és várhatóan folyamatosan terjednek a különböző környezeti elemekben (Abdolahpur Monikh et al., 2024). A nanoműanyag szennyezés hatása komoly aggodalomra ad okot mind a környezet, mind a közegészségügy szempontjából, hiszen a képesek behatolni a vízbe, a levegőbe és a talajba egyaránt. A nanoanyag-szennyezés mértékére vonatkozó pontos globális adatok megszerzése azonban kihívást jelent, mivel a jelenlegi tudományos módszerekkel nehéz kimutatni és pontosan mérni ezeket, még a legkorszerűbb tudományos módszerek használata mellett is. Ráadásul ezek az apró részecskék könnyen bekerülhetnek a táplálékláncba, mivel a kis élőlények lenyelik őket, ezzel jelentős hatást fejtenek ki a nagyobbakra, ezáltal potenciális veszélyt jelentve az élővilágra és az emberi egészségre (Alqahtani et al., 2023b; Amobonye et al., 2021b; S. Das & Tegadye, 2023; Lai et al., 2022; Yee et al., 2021).

A World Wildlife Fund 2019-es jelentése szerint globális szinten egy átlagember hetente körülbelül 2000 mikroműanyag-részecskét nyel le. Szemléletesen ez a mennyiség egy hitelkártya súlyának felelne meg (Aliko et al., 2022). A nanoműanyagok elsősorban légzéssel, az emésztéssel és a bőrrel való interakció során juthat be az emberi szervezetbe, és a részecskék internalizálása vagy migrációja révén toxikus hatást gyakorolhatnak különböző szövetekre és szervekre. Emellett dokumentálták, hogy a nanoműanyagok az emberi szervezet több rendszerére is toxikus hatást gyakorolhatnak, beleértve az emésztőrendszert, az idegrendszert, a légzőszerveket, az immunrendszert és a reproduktív endokrin rendszert. E rendszerek fizikai károsodása, a bélflóra egyensúlyának felborulásán, az enzimaktivitás változásán és az immunsejtek aktiválásán keresztül következik be, ami oxidatív stressz indukciójához vezet (Z. Liu & You, 2023; Lv et al., 2024; Pletz, 2022; Yong et al., 2020).

2.1.3. A mikroműanyagok csoportosítása alaktani szempontok szerint

A mikroműanyagok nem csak anyagminőségük és méretük, hanem különböző formáik, karakterisztikájuk alapján is kategorizálhatóak. Ezek közé tartoznak a gyöngyök, filmek, mikrofibrillák, szálak, pelleték, habok és granulátumok (Khalid et al., 2020). A szabálytalan alakú filmek és szálak különféle források, például hulladékok, építőanyagok, mosószeres és műanyag fóliák lebomlásából származnak (Crawford & Quinn, 2017b; Hasan & Jho, 2023; Marrone et al., 2021; Sharma et al., 2021). A műanyagtermékek különböző típusai hozzájárulnak a mikroműanyag-szennyezés különböző formáihoz. Például a rostos mikroműanyagok mosás során szabadulnak fel a textilből (Y. Tian et al., 2021), míg a szemcsés

mikroműanyagok öblítés után találtók meg tartályokban (Choi et al., 2021; Du et al., 2020; Hassan et al., 2023; Hernandez et al., 2017; Peng et al., 2023).

A mikroműanyagoknak számos alakja létezik, melyek nagyban befolyásolják környezetre és emberi egészségre kifejtett hatásukat. Például számos kutatás szerint a talajban lévő baktériumközösséget inkább a mikroműanyagok alakja, nem pedig a koncentráció befolyásolta jelentősen. Az adatok azt is mutatják, hogy a baktériumközösség bőségének és diverzitásának eltérései pozitívan korrelálnak a mikroműanyagok fajlagos felületével. A töredék és szál alakú mikroműanyagok nagyobb határfelületi folytonosságot mutatnak a talajrészecskékkel, és nagyobb talajbaktérium α -diverzitást eredményeznek a por- és gömb alakúakhoz képest (Bodor et al., 2024; Sun et al., 2022; P.-Y. Wang et al., 2023; Ziani et al., 2023). Egy másik tanulmány szerint a poliészter mikroműanyag szálak jelenléte fokozhatja a talaj CO₂-termelését azáltal, hogy integrálódik a talaj aggregátumaiba. Ezáltal javítva a tápanyagok rendelkezésre állását, miközben egyidejűleg csökkenti a NO-kibocsátást a talaj O-ellátásának modulálásával (Ingraffia et al., 2022; Y. Liang et al., 2021; Rillig et al., 2021; Shi et al., 2022; F. Wang et al., 2022). Ezzel szemben a polietilén mikroműanyag-gömbök nagy fajlagos felülettel rendelkeznek, és csökkenthetik a talaj CO₂-termelését. Ez a csökkenés adszorbeálja a tápanyagokat és akadályozza azok hasznosítását a talaj mikroorganizmusai számára (Y. Chen et al., 2024; T. Feng et al., 2024; Jia et al., 2023; Z. Liu et al., 2023; Trojan et al., 2024; Xiao et al., 2022). A mikroműanyagok alakja is jelentősen befolyásolja a szállításukat. A kutatások kimutatták, hogy a 6 μ m-nél nagyobb részecskék esetében a szállítás és a lerakódás mértéke az alak függvényében változó, a hosszú szálak esetében 32%-kal nagyobb területen rakódnak le, mint a gömb alakú részecskék vonatkozásában (Ward et al., 2024). Ennek ellenére a hosszú távú szisztematikus megfigyelések a különböző alakú mikroműanyagok valós terepi körülmények közötti hatásairól és felhalmozódásáról még mindig hiányoznak. (Tatsii et al., 2024; Ward et al., 2024).

2.2. A mikroműanyagok környezet- és élettani vonatkozásai

A mikroműanyagok jelenléte a környezeti és biológiai rendszerekben egyre nagyobb aggodalomra ad okot. Ezek az apró műanyagrészecskék könnyen bejutnak a víz-talaj kontinuumba, és ott egyrészt akkumulálódnak, másrészt felhalmozódnak. A tengeri és édesvízi ökoszisztémákban a plankton, a halak és más vízi szervezetek, amelyek fogyasztják őket, különösen érzékenyek a mikroműanyagok felvételére (Haque & Fan, 2023a; Issac & Kandasubramanian, 2021; Narayanan, 2023; Ziani et al., 2023). A mikroműanyagok ezt

követően az egyes trofikus szinteket érintő, táplálékláncon keresztül történő transzport-folyamatok révén végül a nagyobb ragadozókhoz és az emberekhez is eljuthatnak. Fiziológiai szempontból a mikroműanyagok számos káros hatást válthatnak ki, beleértve az endokrin rendszer zavarát, gyulladásos reakciók kiváltását és a sejtműködés zavarát (Hu & Palić, 2020; Jewett et al., 2022; Rose et al., 2023; Ziani et al., 2023). A mikroműanyagok továbbá felszívhatják és koncentrálnak a környezetben lévő mérgező anyagokat, ezáltal súlyosbítva azok toxikus hatásait. Az emberi egészségre gyakorolt hosszú távú következmények még nem teljesen tisztázottak, de a jelenlegi kutatások szerint a mikroműanyagok tartós előfordulása jelentős kockázatot jelent mind az ökoszisztémákra, mind az emberi egészségre nézve (Ali et al., 2024; Campanale et al., 2020; Y. Lee et al., 2023; Saud et al., 2023).

2.2.1. A mikroműanyagok humánegészségügyi vonatkozásai

A mikroműanyagokat számos környezeti közegben kimutatták, beleértve a tengeri, édesvízi és szárazföldi ökoszisztémákat (L. Cai et al., 2017; Dris et al., 2015). Ezenkívül a légkört a mikroműanyag-szennyezőanyagok útvonalaként azonosították. A mikroműanyag-szálak jelenlétét bizonyították mind a kültéri, mind a beltéri levegőben (Amobonye et al., 2021b; Gasperi et al., 2018; Limsiriwong & Winijkul, 2023; Sarathana & Winijkul, 2022; Wieland et al., 2022). Emellett a tüdőmintákon végzett kutatások kimutatták a különféle polimer részecskék létezését, amelyek potenciálisan egészségügyi kockázatot jelenthetnek az emberre nézve (Borgatta & Breider, 2024). A mennyiségi elemzés alapján elmondható, hogy 8,12 és 16,8 μm közötti hosszúságú szálakat azonosítottak az emberi tüdőszövetben (Amato-Lourenço et al., 2021; Limsiriwong & Winijkul, 2023). A beltéri környezetben való mikroműanyag-terhelés elsődleges forrásaként a ruházatban használt szintetikus szövetek azonosíthatóak. További lehetséges források a függönyök, szőnyegek, bútorok, falfestékek és padlóburkolatok (Borgatta & Breider, 2024; Q. Chen et al., 2022; Lu et al., 2022). A munkahelyi expozíció különösen jelentős a hulladékgazdálkodási és újrahasznosítási műveletekben, valamint a polimer kompozitok nagy hővel vagy nagy energiával történő kezelésével járó folyamatokban és a 3D nyomtatásban. A kültéri környezet is kockázatot jelenthet, az expozíció az óceán hullámaiból származó szennyezett aeroszolok vagy a szárított szennyvízkezelésből származó levegőben szálló részecskék belégzése révén (Przekop et al., 2023). A levegőben szálló mikroszennyező anyagok, különösen a városi területeken elterjed fémek és policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) a hidrofób felületükön toxikus anyagokat nyelnek el (Endo et al., 2013). Ezek a különböző kibocsátási forrásokból származó szennyező anyagok jelentős kockázatot jelenthetnek az emberi egészségre, mutációkat, rákkeltő

hatásokat és reprodukzív toxicitást okozva (Boccia et al., 2024; Gasperi et al., 2018; Kangas et al., 2023; Wade et al., 2023; Q. Zhang & Black, 2023).

Továbbá maguk a levegőben szálló mikroműanyagok is rendelkeznek olyan fizikai mechanizmusokkal, amelyek toxikus reakciókat válthatnak ki az emberben (B. D. Law et al., 1990; Limsiriwong & Winijkul, 2023). A levegőben szálló részecskék számos hatást gyakorolhatnak az emberi egészségre, többek között közvetlen kölcsönhatásba léphetnek a hámszövetekkel és annak nyálkahártyájával, miután a szájban és a légzőrendszerben lerakódnak. A belélegzett részecske mérete általában meghatározza, hogy az hol fog lerakódni, azaz milyen mélyen tud bejutni a légutakba (Alqahtani et al., 2023b; Carvalho et al., 2011; Fernández Tena & Casan Clarà, 2012; Limsiriwong & Winijkul, 2023):

- a 100 μm -t meghaladó átmérőjű részecskék általában a felső légutakban rakódnak le;
- a 10-100 μm -es mérettartományba eső részecskék a száj-garatban rakódnak le;
- az 5-10 μm átmérőjű részecskék lerakódnak a központi légutak nyákrétegében, ahol az endothelialis csillók mozgása eltávolítja őket;
- a körülbelül 5 μm -nél kisebb részecskék eljuthatnak az alveolusokba, ahol jellemzően makrofág fagocitózis révén tisztulnak ki a tüdőből,
- a 0,2 és 0,5 μm közötti átmérőjű részecskék nem rakódnak le jelentősen, míg;
- az 5-100 nm-es tartományba eső részecskék főként az alveolusokban rakódnak le;
- Az 5 nm-nél kisebb nanorészecskék a légcsőhörgőkbe és a felső légutakba kerülnek.

A belélegzett nanorészecskék áthatolhatnak az alveoláris-kapilláris gáton, és közvetlenül befolyásolhatják a szív- és érrendszert (Endo et al., 2013). A mikro- és nanoanyagoknak belégzés útján történő expozíciója számos egészségügyi problémát okozhat, az irritációtól kezdve a krónikus expozíció esetén a rák kialakulásáig (Facciola et al., 2021). Egyéb következményekhez tartozhatnak az azonnali asztmaszerű reakciók. A hosszan tartó expozíció gyulladásos reakciókat és fibrotikus elváltozásokat okozhat a hörgőfa különböző szintjein, ami olyan állapotokhoz vezethet, mint a krónikus hörghurut, külső allergiás alveolitisz, krónikus tüdőgyulladás, tüdőtágulat és intersticiális tüdőbetegségek. Emellett a mikroműanyagok jelenléte a tüdőben oxidatív stresszt és reaktív oxigénfajok képződését idézheti elő, ami potenciálisan károsíthatja a sejteket és hozzájárulhat az autoimmun betegségek kialakulásához (Amato-Lourenço et al., 2020; Y. Feng et al., 2023; Przekop et al., 2023). A mikroműanyagok által okozott élelmiszer-szennyezés kérdése jelentős figyelmet kapott, különösen a kisméretű mikroműanyagokhoz kapcsolódó egészségügyi kockázatok tekintetében. Ezen apró részecskék kimutatása az élelmiszerekben azonban kihívást jelent az élelmiszer-mátrixok összetett jellege,

valamint a jelenlegi eszközök és módszerek korlátai miatt (Ling et al., 2024; Sajjad et al., 2022; Sewwandi et al., 2023). A különböző környezeti forrásokból származó mikroműanyagoknak való kitettség közvetlenül és közvetve, a táplálékláncon vagy az ivóvízen keresztül fordulhat elő (Przekop et al., 2023). A legújabb kutatások szerint a mikroműanyagokkal együtt adszorbeált mérgező vegyi anyagok jutnak be a táplálékláncon keresztül az emberi anyagcserébe. Megállapították, hogy a műanyagok és a mikroműanyagok az endokrin rendszert károsító vegyi anyagok (EDC-k) hordozóiként működnek. Az öregedési folyamat során a műanyagok és a mikroműanyagok jelentős mennyiségű biszfenol A-t (BPA) bocsátanak ki, ami az öregedett műanyagokat a BPA folyamatos forrásaként azonosítja (Campanale et al., 2020; Emenike et al., 2023; Jeong et al., 2024; Leslie et al., 2022; B. Zhao et al., 2024). Az EDC-k közé tartoztak a peszticidek (CUP), gyógyszerek és testápolási termékek (PPCP-k), endokrin károsító anyagok (EDC-k), mikroműanyagok (MPS). Ezeket az EDC-ket a szennyvíztisztító telepek feldolgozzák, a természeti környezetbe bocsátják, melyek idővel felhalmozódnak, végül káros hatást gyakorolnak az ökoszisztémákra (biodiverzitás, nemi vagy populációs károsítás) és a vízi élővilágra (egyedpusztulás, fejlődési rendellenességek, diszgenézis stb.) (Al Aukidy et al., 2012; Tong et al., 2024). A mikroműanyagok az anyagcsere-folyamatok megzavarásával hatnak az emberi egészségre (Campanale et al., 2020; Jing et al., 2022; Wu et al., 2022). Mivel a mikroműanyagokkal való emberi expozíció egyik útja az élelmiszerek fogyasztása, ezeket a részecskéket több vizsgálat során is kimutatták az emberi vérben, vizeletben, székletben és anyatejben (Leslie et al., 2022; S. Liu et al., 2023; Massardo et al., 2024; Pérez-Guevara et al., 2021). Egyre több kutató vizsgálja, hogy a mikroműanyagok hogyan befolyásolhatják az emberi betegségek kialakulását (Ling et al., 2024). A mikroműanyagok fogyasztása összefüggésbe hozható a cukorbetegség (Y. Song et al., 2016) és a szívbetegségek (Trasande et al., 2022) magasabb kockázatával, valamint az immunrendszer gyengülésével (Hirt & Body-Malapel, 2020; Przekop et al., 2023).

2.2.2. A mikroműanyagok transzport-folyamatai

A mikroműanyagok könnyen szállíthatók nagy távolságokon keresztül, lerakódnak, veszélyeztetve a globális ökoszisztémák megőrzését és számos faj jólétét (Evangelidou et al., 2020; Padha et al., 2022; Vianello et al., 2019). Ezek az apró részecskék különböző mechanizmusok révén jutnak el a forrásuktól a világ különböző részeire. Míg a vízi rendszerek és az emberi tevékenységek a mikroműanyagok átvitelének legjobban tanulmányozott útvonalai, addig a légköri lerakódás a legkevésbé ismert (Brahney et al., 2021; L. Cai et al., 2017; da Costa et al., 2017; Dris et al., 2017; Evangelidou et al., 2020; González-Pleiter et al.,

2020; K. Liu et al., 2019; Munyaneza et al., 2022; Thushari & Senevirathna, 2020; Wen et al., 2020; Y. Zhang et al., 2020). A légköri transzportról akkor beszélünk, ha a mikroműanyagok a levegőbe kerülnek, a globális légköri rétegeken és a szélrendszereken keresztül tovább szállítódnak. A kisebb méretű és kisebb sűrűségű mikroműanyag-részecskékre a legjellemzőbb a légköri transzport (Enyoh et al., 2019; Munyaneza et al., 2022), de akár az 5 mm-es mérettartományba eső részecskéket is képes szállítani. (Cai et al., 2017; Dris et al., 2016). Ez a légköri szállítás lehetővé teszi a mikroműanyagok szétszóródását, beleértve a minimális emberi tevékenységgel érintett területeket is, amelyekről több száz vagy ezer kilométerre található a mikroműanyag-termelési forrás (Y. Zhang et al., 2020). Ilyen helyek például a sarki régiók, magashegységek, távoli óceáni helyek (Bergmann et al., 2019; Fox et al., 2024; González-Pleiter et al., 2020; Hirai et al., 2011; C. Jiang et al., 2019; T. Liang et al., 2022).

Évente több millió tonna műanyag kerül az óceánba, amelyet a víztest tovább szállít. A mikroműanyagok sajátos tulajdonságai, valamint olyan tényezők, mint a sebesség, a mélység és a nyomás, jelentősen befolyásolják szállításukat és lerakódásukat (Haque & Fan, 2023a; Pourebrahimi & Pirooz, 2023). A megfigyelések szerint a hasonló sűrűségű és méretű hengeres részecskék hajlamosabbak a beszorulásra, mint a gömb alakúak (Bigdeli et al., 2024). A sűrűbb részecskék gyorsabban ülepednek le, még akkor is, ha alakjuk és méretük hasonló, míg az azonos sűrűségű nagyobb részecskéknél a gravitációs erő és a folyadék viszkozus ellenállásának nagyobb aránya miatt nagyobb leülepedési sebességet tapasztalunk (Jalón-Rojas et al., 2019; Y. Wang et al., 2018). Továbbá a mikroműanyagok alakja is befolyásolja mozgásukat és ülepedési sebességüket, a hosszúkás részecskék gyorsabban ülepednek, mint a hasonló méretű, kisebb, kör alakú részecskék (Decuzzi et al., 2005; Kye et al., 2023; Mason et al., 2020; Preston et al., 2023). A mikroműanyagok szállításának és lerakódásának előrejelzése, figyelembe véve azok változatos fizikai tulajdonságait, kiemelkedő jelentőségű. Ezzel összefüggésben a kutatók különböző módszereket alkalmaztak a mikroműanyagok vízi ökoszisztémákban történő viselkedésének vizsgálatára (Ali et al., 2024; Y.-Q. Zhang et al., 2022). A korábbi tanulmányokban főként a fizikai modellezést, a numerikus szimulációkat és a terepi felméréseket alkalmazták. Ezek a fizikai és numerikus modellezési technikák értékes eszközként szolgálnak a műanyag hulladék sorsának és szállításának előrejelzéséhez, és ezáltal potenciális megoldásokat kínálnak a műanyagszennyezés problémájának enyhítésére (Pilechi et al., 2022; Uzun et al., 2022). A laboratóriumi kísérletek kulcsfontosságúak a megbízható eredmények eléréséhez. A fizikai modellezésnek, a numerikus szimulációknak és a helyszíni elemzéseknek azonban vannak korlátai (Bigdeli et al., 2024; Carmo, 2020).

2.2.3. A mikroműanyagok állategészségügyi vonatkozásai

Az emberek és más élőlények különböző módokon fogyaszthatnak vagy hordozhatnak mikroműanyagokat, és ezek a mikroműanyagok negatívan befolyásolhatják anyagcseréjüket, működésüket és általános egészségi állapotukat (Chang et al., 2022; Y. Lee et al., 2023). Ezen túlmenően, nagy felületük miatt a mikroműanyagok számos szennyező anyagot, többek között nehézfémeket és környezetben tartósan megmaradó szerves vegyületeket adszorbeálhatnak, ami komoly következményekkel jár az állatok és az emberek jólétére nézve (Osman et al., 2023; Rafa et al., 2024).

Amikor a szárazföldi állatok ki vannak téve a mikroműanyagoknak, anyagcseréjük és egészségük többféleképpen is károsodhat. A testfelületükhöz tapadt mikroműanyagok fizikai károkat okozhatnak és akadályozhatják a mozgást (Chang et al., 2022; Y. Chen et al., 2020; R. Kumar et al., 2022), továbbá a mikroműanyagokat néhány nagyobb állat lenyelheti, ami közvetlenül vagy közvetve különböző toxicitásokhoz vezethet, elsősorban a bélrendszeri struktúrák és anyagcsere-utak károsodása miatt (Chang et al., 2022; Jeong et al., 2024; Yuan et al., 2022). A mikroműanyag és nanoplasztik részecskéknek való kitettség az állatok számára széles körben elterjedt, mivel a levegőben, a vízben és a talajban is megtalálhatóak. A multinacionális vállalatok áthatják az élelmiszerláncot és a vízellátást, így ezek a részecskék a levegőből való belélegzés mellett a táplálékkal és az ivóvízzel is könnyen felvehetők. A vízi állatok, különösen a halak, a vízrendszerekben találkoznak az mikro- és nanoműanyagokkal, melyet táplálékszerzéskor fogyasztanak el (Borriello et al., 2023; Guerrero et al., 2021; Urli et al., 2023; Yee et al., 2021). Tanulmányok kimutatták, hogy a tengerfenéken élő folyami halak szilánkokat, szálakat és gumiabroncstörmelék-részecskéket fogyasztanak (Wardlaw et al., 2022), melyek közül a PA, a PE és a PET szálak a leggyakoribbak (Justino et al., 2022). Műanyagrészecskéket még a marhahúsban, sertéshúsban és nyers friss tejben is kimutattak, ami bizonyítja e szennyező anyagok széles körű jelenlétét a környezetben (Justino et al., 2022).

A szárazföldi ökoszisztémák mikroműanyag-szennyezése azt jelzi, hogy a mikroműanyagok a táplálékláncban a forrástól a legfőbb ragadozóig terjedhetnek. A talaj is jelentős tározóként szolgál e szennyező anyagok számára (Nessi et al., 2022; Rai et al., 2023). A legújabb kutatások kimutatták, hogy a mikroműanyag-szennyezés szárazföldi madaraknál szívizom-diszpláziához vezethet, ami stressz által vezérelt autofágiás útvonalakat indít el az endoplazmatikus retikulumban (Lee et al., 2024; Y. Zhang et al., 2022; Zou et al., 2022). A fekete rigókat és énekes rigókat gyakran használják a szárazföldi környezetben a mikroműanyag-szennyezés indikátoraként. Egy tanulmány az elhunyt madarak gyomor-bélrendszerében lévő, elsősorban rostokból álló, különböző méretű mikroműanyagokat

vizsgálta Északkelet-Lengyelországban. Az eredmények azt mutatták, hogy minden elemzett madár gyomor-bélrendszerében mikroműanyagokat találtak. Nem volt megfigyelhető szezonális vagy életkorral összefüggő különbség a mikroműanyagok lenyelésében (Deoniziak et al., 2022). Ezen túlmenően a mikroműanyagok belélegezhetők és jelen vannak az emlősök tüdőszövegeiben, ami jelentős kockázatot jelent az állatok egészségére nézve (H. Li et al., 2023). A mikroműanyagok által előidézett légúti szennyeződés az egerek esetében súlyos egészségügyi problémákat idézhet elő. Zha et al. (2023) kimutatták, hogy az egerek légúti mikrobiális diszbiózist mikroműanyagok/nanoanyagok indukálják. Bizonyos baktériumok potenciális biomarkerei voltak a mikro/nanoműanyagok belégzésének és a kapcsolódó légzőszervi megbetegedéseknek (Zha et al., 2023). Továbbá, a mikroműanyag-expozíció súlyosbította az asztmás tüneteket emberekben a nyálkatermelés és a gyulladásos sejtek beszívargásának fokozásával, valamint a programozott sejthalálban, a sejtek stresszválaszában és az immunválaszban szerepet játszó gének expressziójának megváltoztatásával (Lu et al., 2021; Sarkar et al., 2023).

2.2.4. A mikroműanyagok hatása a víz-talaj-növény rendszerre

A szintetikus műanyagok növekvő gyártása és a műanyag hulladék nem megfelelő kezelése jelentősen megnövelte a környezetbe kerülő műanyagok mennyiségét (Kibria et al., 2023; Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024). 2014-ben az ENSZ első Környezetvédelmi Közgyűlése a tengeri műanyag hulladék-szennyezést a 10 legégetőbb környezeti probléma egyikeként jelölte meg (Napper & Thompson, 2020). Emellett a mezőgazdasági mulcsozásból és csomagolásból származó műanyag hulladékok miatt a szárazföldi ökoszisztémákban is jelentős mennyiségű mikroműanyag található (Chang et al., 2022; de Souza Machado, Kloas, et al., 2018; Huang et al., 2020; Surendran et al., 2023). A közelmúltban szennyező anyagként elismert mikroműanyagok jelentős figyelmet kaptak a nyilvánosság és a különböző kormányok részéről (Bank & Hansson, 2022; Mia et al., 2024; Prasittisopin et al., 2023). A műanyagokat különféle monomerek és adalékanyagok polimerizációjának sorozatával állítják elő, ami a tulajdonságok széles skálájával rendelkező termékeket eredményez, beleértve a polaritást és az üvegességet (Bucknall, 2020). A környezetben leginkább elterjedt műanyagok a polietilén, a polivinil-klorid, a polipropilén, a polietilén-tereftalát és a polisztirol (Esterhuizen & Kim, 2022; Rochman et al., 2013). Az összetételükben mutatkozó különbségek közvetlenül befolyásolják más szennyező anyagok iránti affinitásukat és az általuk okozott környezeti kockázatokat (Amelia et al., 2021; Chang et al., 2022). A vízben lévő mikroműanyagokat különböző vízi élőlények, például kagylók,

planktonok és lebegő algák is lenyelhetik. Ezeket az apró műanyagrészecskéket gerinctelen állatok (de Sá et al., 2018; Jeong et al., 2024; Naidu et al., 2018; Ziani et al., 2023), halak (Choy et al., 2019), teknősök (Ivar do Sul et al., 2014) és más nagytestű állatok (Fossi et al., 2014) bélrendszerében is kimutatták már. A mikroműanyag-részecskék vagy műanyagból származó termékek, beleértve a műanyag adalékanyagokat is, lenyelése számos toxikológiai hatást okozhat, többek között növekedés gátlását, anyagcserezavarokat, gyulladásos reakciókat, szaporodási problémákat és akár halált is (Lei et al., 2018; Osman et al., 2023; Thomas et al., 2021; Yuan et al., 2022). A mikroszennyező anyagokat a legkülönbözőbb régiókban és környezetekben mutatták ki, a tengeri ökoszisztémáktól a távoli hegyi erdőkig, a talajban élő földigilisztáktól az erdei madarakig és a háziállatokig (Bohlen et al., 2004; Chang et al., 2022; Singh et al., 2019; Wu et al., 2019; Z. Zhao et al., 2022).

A szárazföldi területek nagyobb valószínűséggel szennyeződnek mikroműanyagokkal, mint az óceánok. E tekintetben az iszapban vagy szennyezett földterületen jelen lévő és mezőgazdasági földterületre szállított műanyag hulladék éves mennyisége meghaladja a jelenleg az óceánban található műanyag részecskék teljes mennyiségét (Nizzetto et al., 2016). Annak ellenére, hogy a mikroműanyagok állatokban előforduló lehetséges káros mechanizmusai körül jelentős a bizonytalanság, a talajban lévő mikroműanyagok megváltoztathatják a talaj tulajdonságait, a növények teljesítményét és a mikrobiális aktivitást (Chang et al., 2022; de Souza Machado et al., 2019; de Souza Machado, Lau, et al., 2018; Igalavithana et al., 2022; J. Li et al., 2018; Qiu et al., 2022; M. Zhang et al., 2019). A legújabb tanulmányok kimutatták, hogy a mikroműanyagok hatással vannak a talaj fizikai-kémiai tulajdonságaira, valamint a talajban élő élővilág sokféleségére és működésére. Ennek révén befolyásolhatják a növények teljesítményét, így újkori abiotikus stresszorként azonosítható. Kimutatták, hogy a mikroműanyagok megváltoztatják a talaj vízdinamikáját (Kim et al., 2021), a pH-t (Boots et al., 2019; F. Wang et al., 2020; T. Zhao et al., 2021), a szervesanyag-tartalmat (Romera-Castillo et al., 2018), a tápanyag-visszatartást, az aggregációt, a légzést, az alom lebomlását (Lozano, Aguilar-Trigueros, et al., 2021), a növény-növekedést (Boots et al., 2019; de Souza Machado et al., 2019; Lozano, Lehnert, et al., 2021) és a növényi közösségek összetételét (Kaur et al., 2022; G. Li et al., 2024; Lozano & Rillig, 2020).

Ezen túlmenően a talajokat a mikroműanyagok tárolójaként azonosították, és ezeket a részecskéket különböző növényi részekben, többek között a gyökerekben, gyümölcsökben és zöldségekben is kimutatták, ami megerősíti felvételüket és felhalmozódásukat a növényekben (Fan et al., 2023; L. Li, Luo, Peijnenburg, et al., 2020; Oliveri Conti et al., 2020; Sajjad et al., 2022; Zhou et al., 2021). A mikro- és nanoműanyagok a gyökérszőrőkön keresztül szívódnak

fel. A nanorészecskék kis méretük miatt közvetlenül a sejtfalon keresztül kerülnek a növényekbe. Ezzel szemben a mikrorészecskék nagyobb méretük miatt nem szívódnak fel közvetlenül a növényi szövetekben, azonban a növényi oldalgyökerek repedésein (Li et al., 2020) és a növényi sebekben keresztül bejuthatnak a sejtekbe. A legújabb jelentések szerint a mikroműanyagok elősegítik az apikális epidermális sejtek lekerekítését, szétszakítva az e sejtek közötti védőréteget, és lyukakat képezve, amelyek lehetővé teszik a mikroműanyagok bejutását a gyökerekbe (Dube & Okuthe, 2023; L. Wang et al., 2023).

Ezenkívül a mikroműanyagok deformációkat okozhatnak a növényi sejtfalban, és ezek a deformációk egy másik belépési pontot biztosítanak (Dube & Okuthe, 2023; Yu et al., 2024). Dong és munkatársai kimutatták, hogy a nagyobb méretű mikroműanyagok képesek behatolni a sárgarépa gyökerébe és felhalmozódni a sejtek közötti rétegben, ami arra utal, hogy ezek a mikroműanyagok deformálják a sejtfalakat és nagyobb pórusokat hoznak létre, amelyek lehetővé teszik a nagyobb mikroműanyag-részecskék további bejutását (Y. Dong et al., 2021). A rendszer transzpirációs vonzása ezután a mikro- és nanoműanyagokat a gyökerekből a hajtásokba juttathatja, ami tovább fokozza a növények mikro- és nanoműanyag felvételét (Dube & Okuthe, 2023; L. Li, Luo, Li, et al., 2020). Továbbá a mikroműanyagok perzisztenciája és mozgása a növény-talaj rendszerekben hatással lehet a növények növekedésére az egész életciklusuk során, mind negatív, mind pozitív hatásokkal. Ez olyan folyamatokat foglal magában, mint a magok csírázása, a gyökérfejlődés, a tápanyagfelvétel, az élettani aktivitás és a szövetek fejlődése (Iqbal et al., 2023; G. Li et al., 2024; Lozano et al., 2022; Zeb et al., 2022). Ezen túlmenően a mikroműanyagok megváltoztathatják egyes növényekben a reaktív oxigén (ROS) termelődését (Das, 2023; Liu et al., 2024; Mateos-Cárdenas et al., 2021), amelyek döntő szerepet játszanak a növények növekedésének, fejlődésének és a környezeti stresszel szembeni ellenálló képességének szabályozásában (Choudhury et al., 2017; Mareri et al., 2022). A mikroműanyagok hozzájárulnak a ROS-szintek változásához olyan növényekben, mint a brokkoli, a retekcsíra, a saláta és a kukorica (López et al., 2022; Zeb et al., 2022; Q. Zhang et al., 2021). A ROS-szintek e változásait gyakran kísérik a növényi antioxidáns enzimek, például a kataláz, a peroxidáz és a szuperoxid-dizmutáz aktivitásának változásai. Érdekes módon a kutatások szerint az invazív növényfajok az őshonos fajokhoz képest toleránsabbak lehetnek a környezeti stresszel szemben (Cai et al., 2021; Guo et al., 2023; Hasanuzzaman et al., 2020; Li et al., 2024; Zandi & Schnug, 2022; Zhang et al., 2021).

3. ANYAG ÉS MÓDSZERTAN

Jelen fejezet célja, hogy összefoglalja azokat az eljárásokat és eszközöket, amelyeket a kereskedelmi forgalomban kapható virág- és palántaültető közegek makro- és mikroműanyag-szennyezettségének vizsgálata során alkalmaztam. Az alkalmazott módszertan segítségével meghatároztam az egyes mintákban található makro- és mikroműanyag-részecskék jellemzőit, ezáltal hozzájárulva a szennyezés jellegének megállapításához.

3.1. Problémafelvetés: alapprobléma körülhatárolása

A kutatási téma problémafelvetésének tárgya a kereskedelmi forgalomban kapható virág- és palántaföldek műanyagszennyezettségének vizsgálata. Az elmúlt években egyre nagyobb figyelem irányult a műanyagok környezeti hatásaira, különösen a talajba és vízrendszerekbe kerülő mikroműanyagokra, amelyek komoly ökológiai kockázatot jelentenek. Bár a mikroműanyag-szennyezés a vizekben már széleskörűen kutatott terület, a talajban, így az ültetőközegekben való megjelenéséről kevés adat áll rendelkezésre. A téma aktualitását tükrözi, hogy ezeket a termékeket széles körben alkalmazzák a növénytermesztésben, és potenciális forrásai lehetnek a műanyagok talajtranszportjának. A kutatás célja, hogy feltárja, milyen mértékben és milyen típusú műanyagok vannak jelen ezekben a közegekben, ezzel hozzájárulva a probléma pontosabb megértéséhez, valamint a szennyezés csökkentését célzó jövőbeli lépések meghatározásához.

3.2. Szakirodalomkutatás- és elemzés

A szakirodalomkutatás célja, hogy átfogó képet nyújtson a virág- és palántaföldek makro- és mikroműanyag-szennyezéssel összefüggő témaköréről, valamint összegyűjtse az e területen végzett korábbi kutatások eredményeit. A témával kapcsolatos nemzetközi és hazai irodalom elemzése segít megérteni a szennyezés forrásait, annak hatásait, valamint a műanyagok talajba kerülésének és felhalmozódásának mechanizmusait. A kutatás során áttekintésre kerültek azok a tanulmányok, amelyek a mikroműanyagok e szférában való jelenlétére irányulnak. Emellett külön figyelmet kapott a műanyagok bomlási folyamata, a talajéletre gyakorolt hatásuk, valamint a mikroműanyagok növényi gyökérzónában való megjelenésének ökológiai kockázatai. Az összegyűjtött szakirodalom elemzése alapján meghatározhatóak azok a módszerek és eljárások, amelyek a legalkalmasabbak a kereskedelmi forgalomban kapható ültetőközegek műanyag-szennyezettségének vizsgálatára, továbbá az eredmények értelmezéséhez szükséges kontextust is biztosítják. A feldolgozott források elsősorban

tudományos cikkekből, tanulmányokból, és esettanulmányokból álltak össze, amelyek az irodalomjegyzékben található 287 db referencia alapján álltak össze. A téma nemzetközi kutatottságát jelzi, hogy a feldolgozott források 100%-a idegennyelvű szakirodalom volt.

3.3. Mintavétel: ültetőközegek leírása

A mintavétel során különböző típusú és forrású ültetőközegeket gyűjtöttünk be (N= 7 db), amelyek kereskedelmi forgalomban széles körben elérhetőek és gyakran használtak a dísznövénytermesztésben és a konyhakerti növények előállításában. A minták beszerzése során figyelembe vettük a különböző gyártókat, márkákat és a kereskedelmi árakat, annak érdekében, hogy a piac különböző szegmenseit lefedjük, és reprezentatív képet kapjunk a forgalomban kapható ültetőközegek érintettségéről. Minden egyes mintát légmentesen tároltunk, és azokat a laboratóriumi vizsgálatok megkezdéséig szobahőmérsékleten tartottuk. A minták pontos leírása, típusa, árkategóriája a későbbi elemzések során fontos szerepet játszik az eredmények értelmezésében és összehasonlításában. Összesen tehát 7 különböző termékmintát választottam ki a vizsgálatokhoz (*jelölés: S1- → S7-*), amelyek mindegyikéből 3 db (Ø8 mm, Ø5 mm, Ø2 mm) 10 grammnyi mintapreparátumot készítettem, a fennmaradó makrorészecskéket pedig további vizsgálatoknak vetettem alá (*jelölés: P1- → P7-*).

3.4. Makroműanyagok izolálása és azonosítása

A makroműanyagok izolálása és azonosítása a mintákban kritikus lépése a kutatásnak, mivel ezek a részecskék vizuálisan detektálható méretűek, és gyakran okoznak közvetlen környezeti hatásokat. A folyamat több lépésből áll, amelyeket alább ismertetünk:

3.4.1. Mintaelőkészítés

Minden mintát először szobahőmérsékleten szárítottunk laboratóriumi körülmények között, hogy azonos alapfeltételeket biztosítsunk a vizsgálatokhoz. A szárítás után a mintákat rostákon átszitáltuk, hogy eltávolítsuk a nagyobb, nem műanyag alapú szennyeződések, mint például köveket vagy faanyagot (Ø8 mm-es szűrő). A rostálás során 8 mm-es, valamint a mikroműanyagok méretbeli határának számító 5 mm-es és 2 mm-es rostájú szitákat alkalmaztunk. Ezzel a lépéssel biztosítottuk, hogy a további elemzések során már csak a mikroműanyag-részecskék és kisebb természetes szemcsék maradjanak a mintákban. Az előzetes rostálás így hozzájárult ahhoz is, hogy a mikroszkópos vizsgálatok során pontosabban és hatékonyabban azonosíthassuk a mesterséges szennyeződések.

3.4.2. Különböző frakciók elkülönítése

A szitálási folyamatok során az egyes közegekből származó nagyméretű műanyagdarabokat manuálisan távolítottuk el, biztosítva a szennyeződések precíz eltávolítását és dokumentálását. Az eltávolított műanyagokat gondosan, az egyes mintákhoz rendelve különválogattuk. Ezt követően, a további analitikai vizsgálatok előkészítése érdekében, a műanyagdarabokat légmentesen záródó tárolóedényekben helyeztük el, ezzel minimalizálva a külső szennyeződés lehetőségét és megőrizve a minták eredeti állapotát a későbbi feldolgozáshoz.

3.4.3. Polimertípusok meghatározása: FTIR

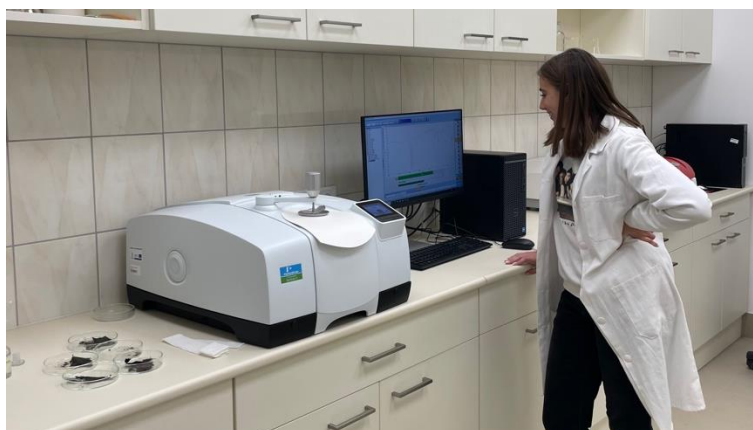
A makroműanyagok azonosításában kulcsfontosságú lépés a polimertípusok pontos meghatározása, amelyre a Fourier-transzformációs infravörös spektroszkópia (FTIR) az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer. Az FTIR technika lehetővé teszi a minták kémiai összetételének gyors és megbízható elemzését, különösen a műanyagok esetében. Az FT-IR spektrumokat környezeti hőmérsékleten, PerkinElmer Spectrum 3 FT-IR spektrométerrel, csillapított teljes visszaverődési (ATR) üzemmódban nyertük. A spektrumokat 80 N-os nyomáson vettük fel (1. ábra). A mintatartót a mérések között nagy tisztaságú etil-alkohollal tisztítottuk. A spektrumok összehasonlítására PerkinElmer Spectrum IR spektroszkópai szoftvert használtunk.

3.5. Mikroműanyagok izolálása és azonosítása

A mikroműanyagok izolálása és azonosítása a vizsgálati folyamat egy másik kritikus eleme, amely különleges figyelmet és speciális technikákat igényel. Ezek a részecskék jellemzően 5 mm-nél kisebbek, ami megnehezíti, korlátozza minőségi és mennyiségi elemzésüket.

3.5.1. Mintaelőkészítés

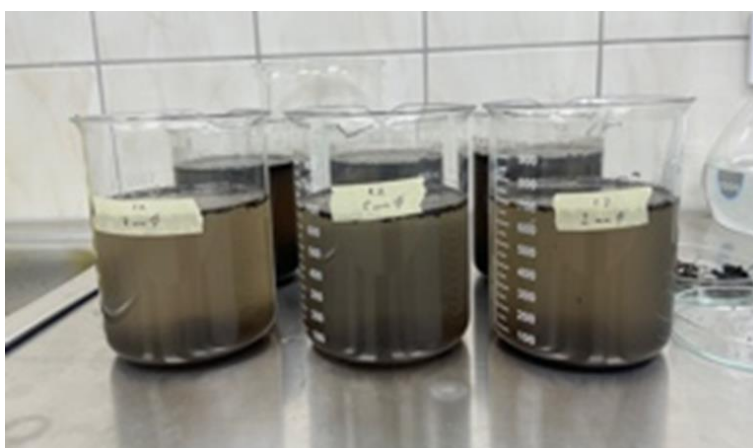
A 3.4.1. *Mintaelőkészítés* című alfejezetben ismertetetteknek megfelelően, minden mintát először szobahőmérsékleten szárítottunk laboratóriumi körülmények között, hogy azonos alapfeltételeket biztosítsunk a vizsgálatokhoz. A szárítás után a mintákat rostákon átszittaltuk, hogy eltávolítsuk a nagyobb, nem műanyag alapú szennyeződések, mint például köveket vagy faanyagot. A rostálás során 8 mm-es, a mikroműanyagok méretbeli határának számító 5 mm-es és 2 mm-es rostájú szitákat alkalmaztunk.



1. ábra FT-IR vizsgálat a Környezetipari Nyitott Laboratóriumban
Saját készítésű kép

3.5.2. Különböző frakciók elkülönítése

A talajszemcsék eltávolítására 0,5 m/m%-os NaCl-oldatot alkalmaztam. A sűrűségkülönbség elve alapján történő szeparálást követően, 48 órán keresztül állni hagytuk a mintákat (2. ábra). A felszínen úszó szennyeződések manuálisan leúsztattuk. A részecskék vizuális ellenőrzését mikroszkóp alatt végeztem, hogy megerősítsem műanyag karakterisztikájukat. Ez a módszer lehetővé tette a természetes talajszemcsék és a mesterséges eredetű anyagok gyors és hatékony elválasztását. A szeparálást követően a minták átvizsgálása során jól elkülöníthető mikroműanyag szálakat és töredékeket is azonosítottam, amelyek eltérő színük és formájuk alapján különböztek a természetes anyagoktól.



2. ábra: A minták sűrűségkülönbség alapján történő szeparálása
Saját készítésű kép

3.5.3. Vizsgálati módszerek: mikroszkópia

A mikroműanyagok jelenlétének megerősítése céljából a vizsgálatok során mikroszkópiát alkalmaztam, amelyek lehetővé tette a minták alapos és részletes elemzését. A mikroszkópia segítségével részletes képet kaptam a mintákban található műanyag részecskékről, így képes voltam azok morfológiai jellemzőinek pontos vizsgálatára és dokumentálására. A vizsgálatok során elsődlegesen fénymikroszkópot használtam, amely lehetővé tette a mikroműanyagok alakjának és méretének pontos megfigyelését. Ezen technika alkalmazása különösen fontosnak bizonyult a mikroműanyagok azonosítása és osztályozása szempontjából, mivel a részecskék mérete és formája döntő információkat szolgáltatott azok eredetének és viselkedésének megértéséhez.



*3. ábra: A mikroszkóra előkészített földminták
Saját készítésű kép*

4. VIZSGÁLATI EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

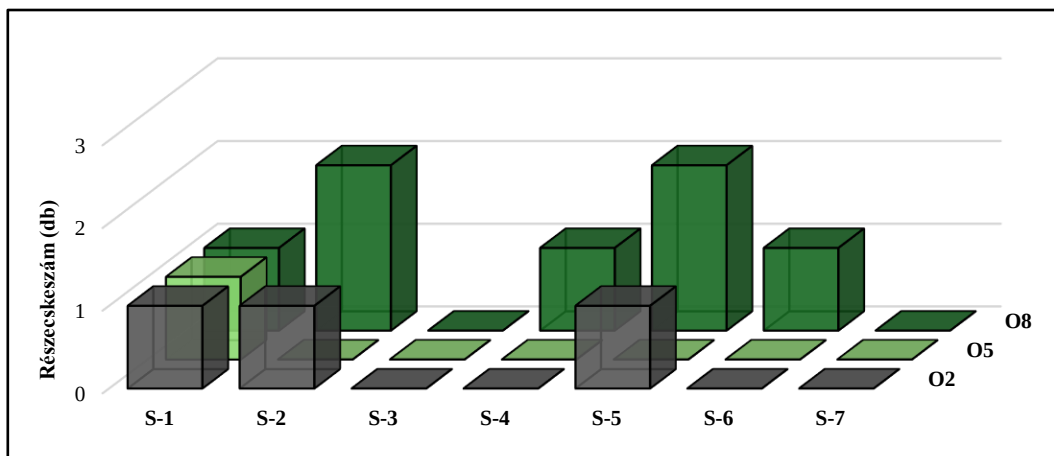
Ebben az alfejezetben részletesen ismertetem a kutatás során kapott eredményeket, amelyek a vizsgált minták mikro- és makroműanyag tartalmának mennyiségi és minőségi eloszlására vonatkoznak. Az elemzések célja, hogy átfogó képet nyújtsanak a mintákban található mesterséges szennyeződések elterjedtségéről, típusáról és gyakoriságáról. Az eredmények bemutatása során először a makroműanyagokkal kapcsolatos megfigyelések következnek, amelyek közé tartozik a nagyobb műanyag darabok, szálak és törmelékek leírása, majd a mikroműanyagok részletes elemzése következik, amelyek rendkívül apró méretük miatt speciális módszereket igényeltek a vizsgálat során.

4.1. Makroműanyag-vizsgálati eredmények és értékelésük

A következő alfejezetben részletes elemzést nyújtok a vizsgálataim során azonosított makroműanyagokról, amelyek mennyiségi és minőségi eloszlását mutatom be. Az elemzés során nemcsak a makroműanyagok előfordulási gyakoriságát és koncentrációját vizsgálom, hanem azok specifikus típusait és tulajdonságait is kifejtem. A célom az, hogy átfogó képet adjak a különböző makroműanyag-fajták jellemzőiről, mint például a szín, a méret és az anyagösszetétel, ezzel is elősegítve a környezetben való eloszlásuk pontosabb megértését. Továbbá, az egyes makroműanyagok forrásaival és potenciális környezeti hatásaival is foglalkozom, hogy feltárjam, milyen módon járulnak hozzá a szennyezéshez és milyen következményekkel járhatnak az ökoszisztémákra nézve.

4.1.1. Mennyiségi eloszlás az egyes mintákban

Az egyes minták makroműanyag-szennyezettsége különböző szinteket mutat a Ø8, Ø5 és Ø2 átmérővel rendelkező szitán átvezetett minták esetében, ami arra utal, hogy a vizsgált minták között jelentős eltérések vannak a szennyezés mértékében és típusában. Az S-1 minta mindhárom frakcióban mutat szennyezést, ami azt jelzi, hogy ez a minta jelentősebb makroműanyag-szennyezettséget mutat, és a szennyezés mértéke aggasztó lehet, figyelembe véve a környezeti hatásokat. Ezzel szemben az S-2 minta esetében a Ø8-as frakcióban viszonylag magas szennyezést tapasztaltam, ami arra utal, hogy a nagyobb méretű makroműanyagok jelenléte számottevő, ugyanakkor a Ø5 kategóriában nem tapasztaltunk szennyezést, míg az Ø2-ben viszont ismét észleltem a szennyeződés nyomait. Ez a jelenség arra figyelmeztet, hogy a kisebb frakciók esetében is jelen lehetnek potenciális káros anyagok, amelyeket érdemes további vizsgálatok alá vonni.



4. ábra: Az ültetőközezminták makroműanyag-szennyezettségének mennyiség szerinti összehasonlító vizsgálata (S1 → S-7)

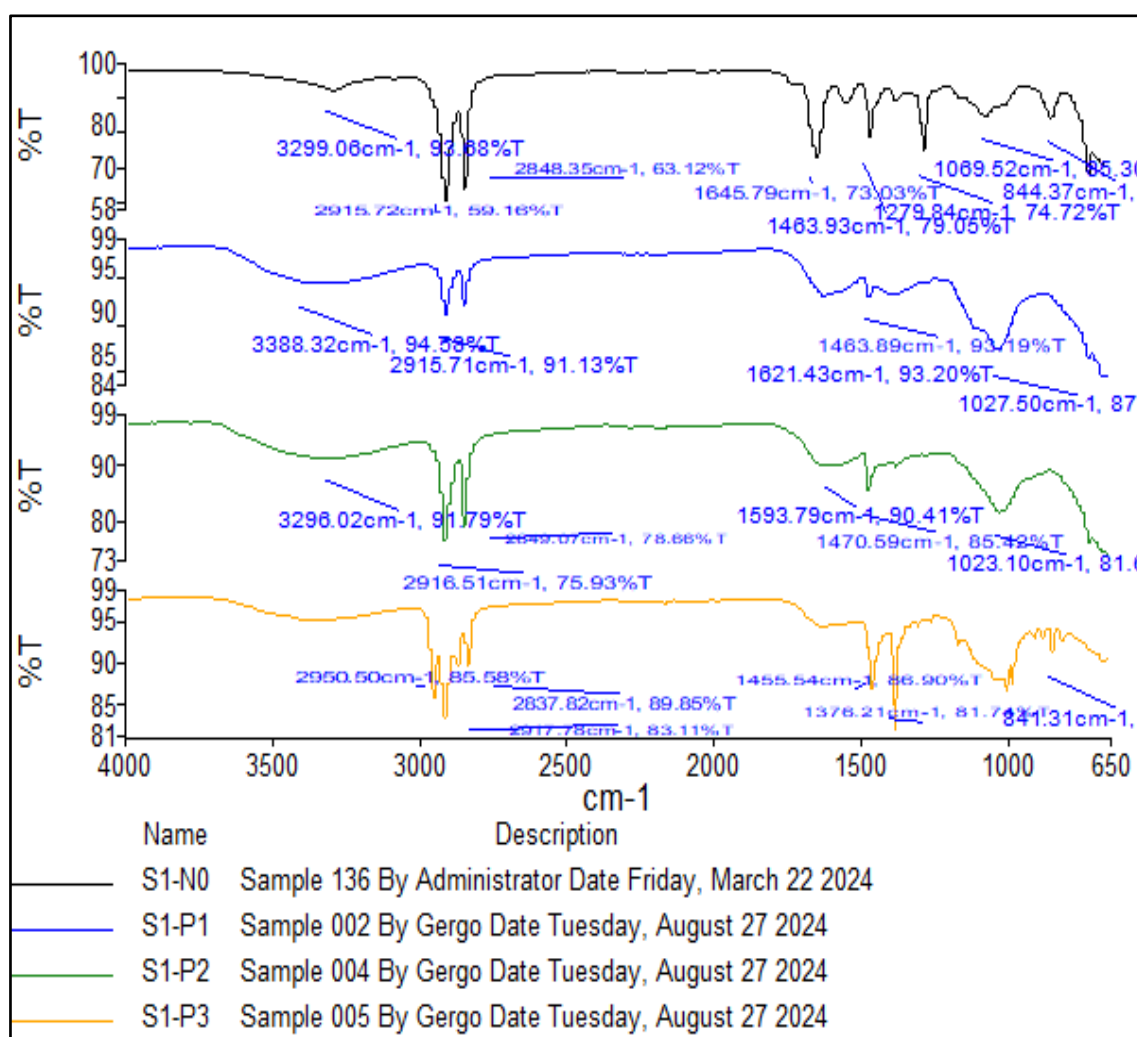
Az S-3 minta viszont teljesen tisztának bizonyult, amely a minták közötti eltérések széles spektrumát mutatja, hiszen ehhez hasonlóan, az S-7 minta sem tartalmazott makroműanyagot. Az S-4 minta esetében egyetlen kategóriában, az Ø8-ban tapasztaltunk makroműanyagot, míg az Ø5 és Ø2 frakciók mentesnek bizonyultak, ami arra utal, hogy a nagyobb részecskék könnyebben felhalmozódnak a környezetben. Az S-5 minta viszont az Ø8 kategóriában erősebben szennyezett, és a Ø2 frakcióban is találtam szennyeződést, ami aggasztó, mivel a kisebb frakciók általában nehezebben észlelhetők, de potenciálisan káros hatásúak lehetnek az ökoszisztémára. Végül, az S-6 minta az Ø8 kategóriában szennyezett, de az Ø5 és Ø2 kategóriákban makroműanyag-mentesnek bizonyult, ami arra utal, hogy a különböző minták között jelentős eltérések lehetnek a szennyezőanyagok forrásában és terjedésében, ezáltal hangsúlyozva a környezeti monitoring fontosságát.



5. ábra: Ültetőközegekben talált makroműanyagok

4.1.2. Minőségi eloszlás az egyes mintákban

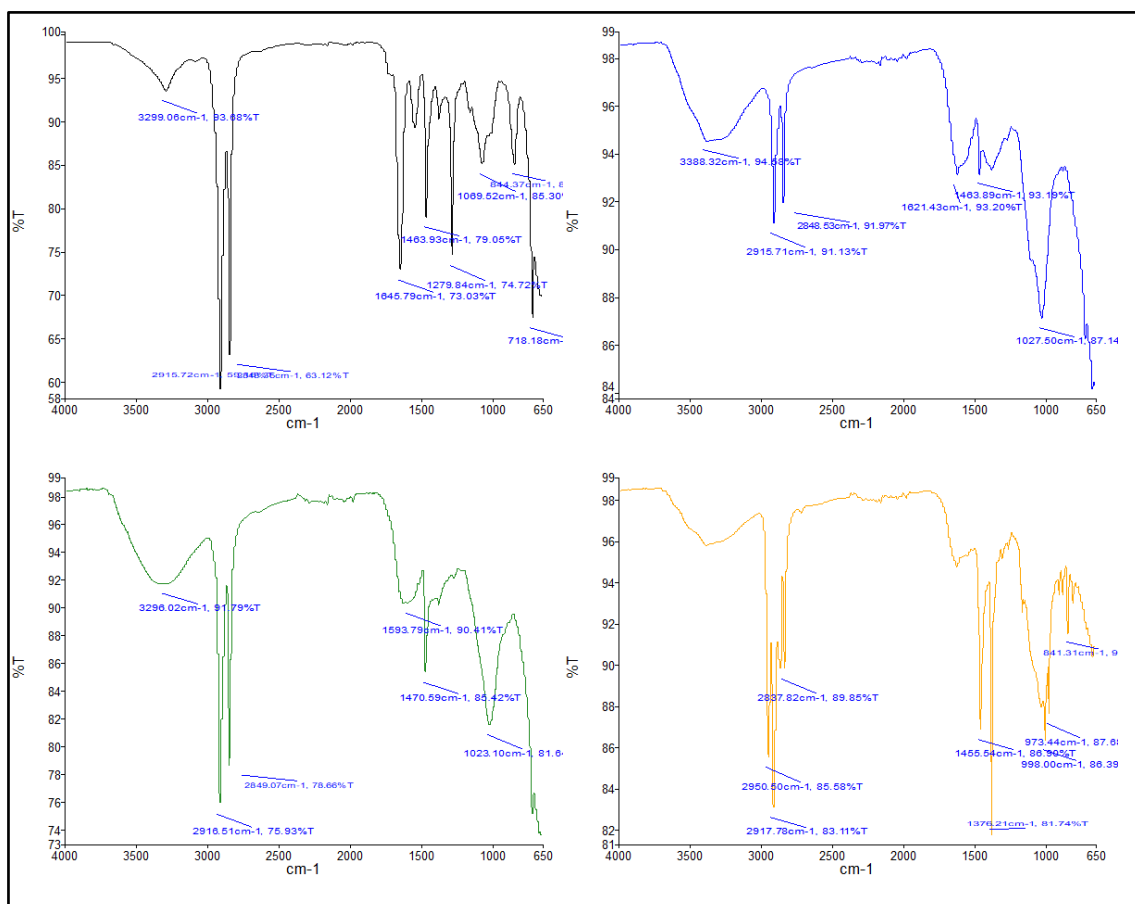
Az első ültetőközegminta (S-1) egy közepes árkategóriájú általános bioföld volt. A vizsgált mintában talált makroműanyagok (-P1 → -P3) összehasonlító spektrumai az 6. ábrán láthatók. A spektrumok alapján a 3000-2700 cm^{-1} tartományban jellegzetes csúcsok figyelhetők meg minden egyes minta esetében. Ennek oka a jellegzetes C-H funkciós csoportok megléte, amelyek transzmittanciája a jellegzetes csúcsok tartományára helyezhető. A $\sim 1700\text{-}1650\text{ cm}^{-1}$ -nél megfigyelt csúcs a C=O kötések rezgéseinek tulajdonítható. A harmadik megkülönböztető csúcs, amely a $\sim 1300\text{-}1000\text{ cm}^{-1}$ tartományban figyelhető meg, a C-O kötésekhez köthető. A vizsgált ujjlenyomat régió, amely a 1500 cm^{-1} és 650 cm^{-1} közötti tartományra helyezhető, egy, a minta spektrális jellemzőit jól szemlélteti karakterisztikát mutat.



6. ábra: Az S-1 ültetőközegminta makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S1-P1 → S1-P3, S1-N0)

Az ültetőközeg csomagolásából származó minta (S1-N0) esetében, 76,95 %-os (0,769501) spektrumegyezési arány mellett poliamidalapú anyagszerkezet volt kimutatható (7.

ábra). Jelen vizsgálat elsődleges célja olyan makro- és mikroműanyagok keresése, amelyek anyagi minőségükben eltérnek a csomagolás anyagkarakterisztikájától, ezáltal alátámasztva azt a hipotézist, hogy a műanyagszennyezettség esetében más, primer folyamatok is szerepet játszanak. Az S1-P1 esetében 84,78 %-os (0,847806) spektrumegyezési arány mellett 1-bromodocosane ($C_{22}H_{45}Br$) volt kimutatható, amely egy hosszú láncú alkil-halogenid. Ezzel szemben az S1-P2 mintánál nagy sűrűségű polietilén (HDPE) spektrumot kaptunk, 89,77%-os (0,897742) spektrumegyezési arány mellett (7. ábra).

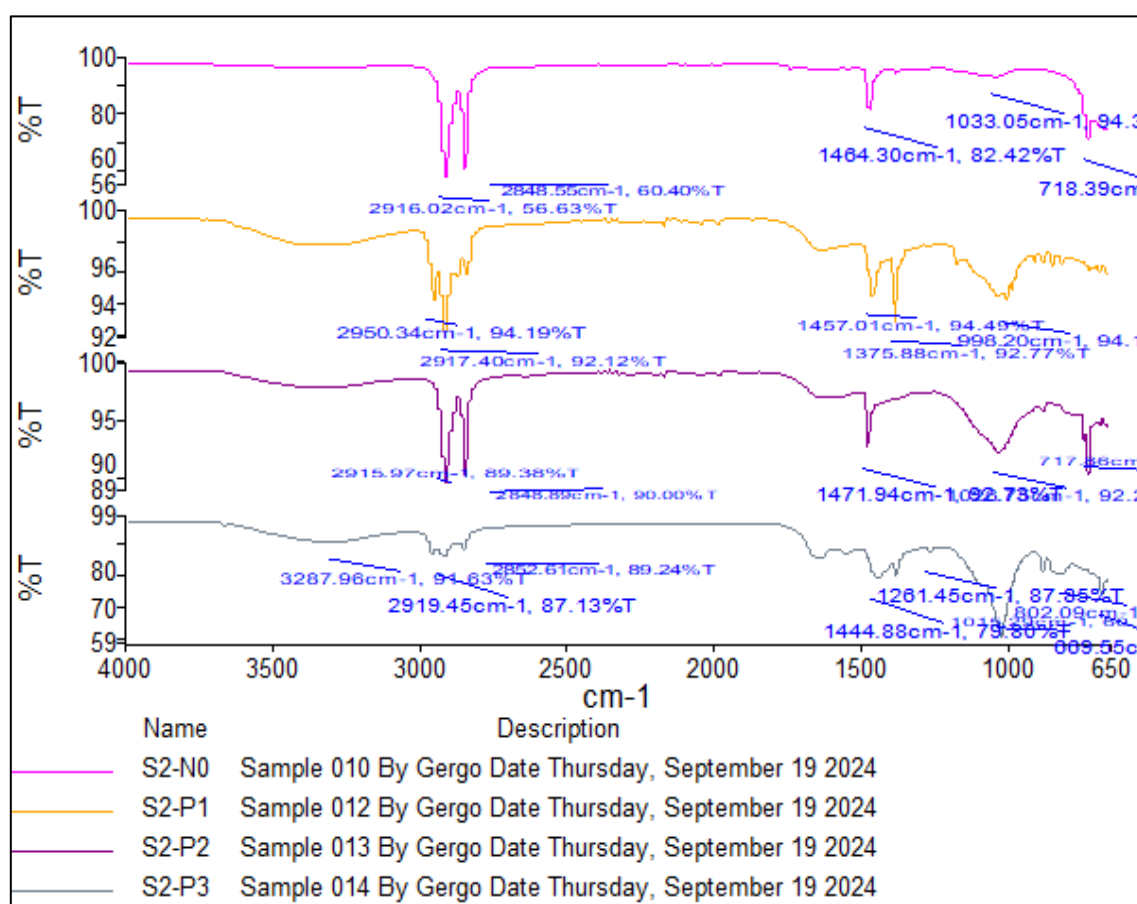


7. ábra: Az S-1 ültetőközeg csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcsék FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S1-P1 → S1-P3, S1-N0)

Míg végül az S1-P3-as mintánál, 92,20%-os (0,92205) egyezési arány mellett izotaktikus polipropilén (iPP) volt mérhető, amely a polipropilén egyik szerkezeti formája, kristályos szerkezetű, és jellemzően erősebb, merevebb, valamint magasabb hőállósággal rendelkezik, mint az ataktikus polipropilén. Az iPP magasabb hőállósággal is rendelkezik, amely lehetővé teszi, hogy széles körben alkalmazzák különböző ipari és kereskedelmi területeken, beleértve az autóipart, az építőipart és a csomagolóipart is. Az izotaktikus polipropilén jellemzően

könnyen feldolgozható, és a hőformázás során remek mechanikai tulajdonságokat mutat. A jelen vizsgálatban kimutatott iPP jelenléte arra utal, hogy a vizsgált ültetőközeg csomagolása nem csupán poliamid alapú anyagokat tartalmaz, hanem más műanyag típusok is részei a szennyeződési profilnak.

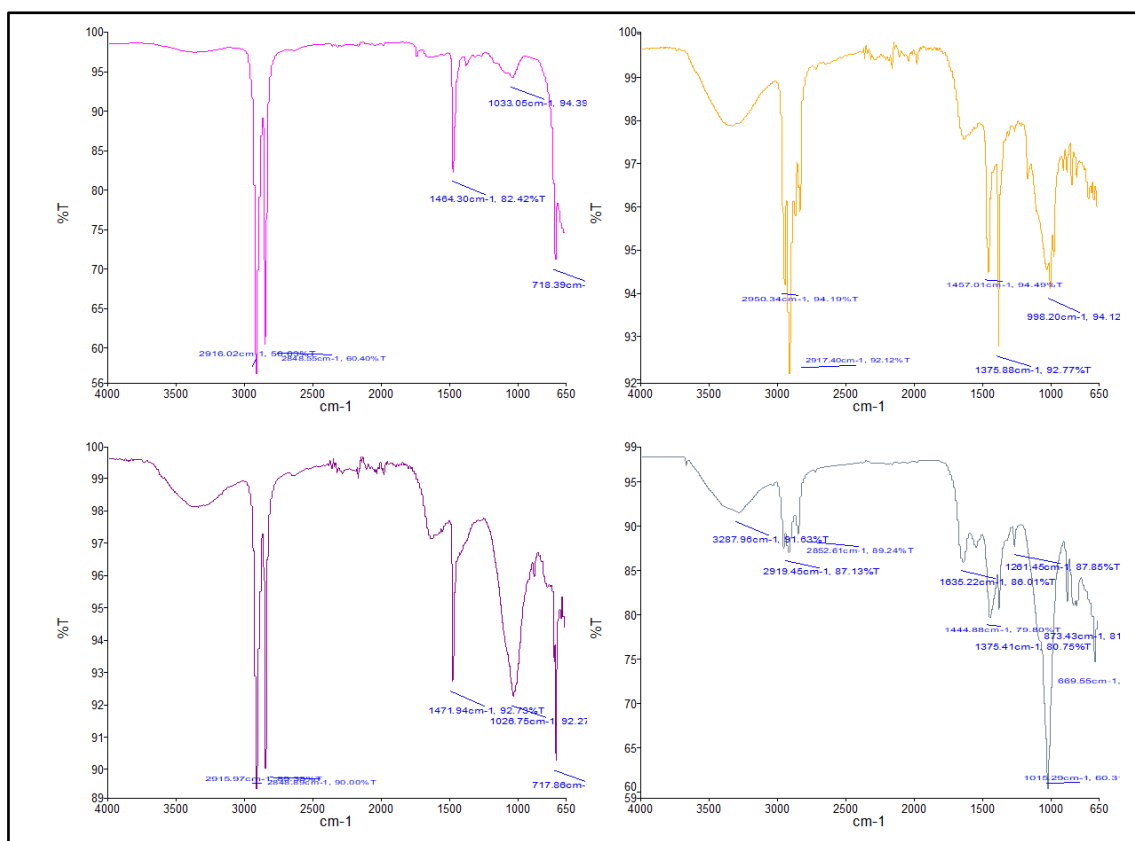
A második minta (S-2) egy alacsony árkategóriájú általános virágföld volt. A vizsgált mintában talált makroműanyagok (-P1 → -P3) összehasonlító spektrumait a 8. ábra szemlélteti, melyen jól megfigyelhető, hogy a 3000-2700 cm^{-1} tartományban jellegzetes csúcsok találhatók. Ez a C-H funkciócsoportok meglétére utal. Az ujjenyomat régió a 1500 cm^{-1} és 650 cm^{-1} közötti tartományra tehető. Ez jól mutatja a minta spektrális jellemzőit.



8. ábra: Az S-2 ültetőközegminta makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S2-P1 → S2-P3, S2-N0)

A második minta csomagolásának spektruma (S2-N0) 97,7%-os (0,977087) valószínűséggel megegyezik a nagy sűrűségű polietilén spektrumával (9. ábra). A mintában talált makroműanyagok spektrumaival összevetve, arra a következtetésre jutottam, hogy a csomagolástól eltérő minőségű szennyeződarabok is megtalálhatóak az ültetőközegben. Az S2-P1 spektrumegyezési aránya 90,39%-os (0,903991) egyezést mutatott az izotaktikus

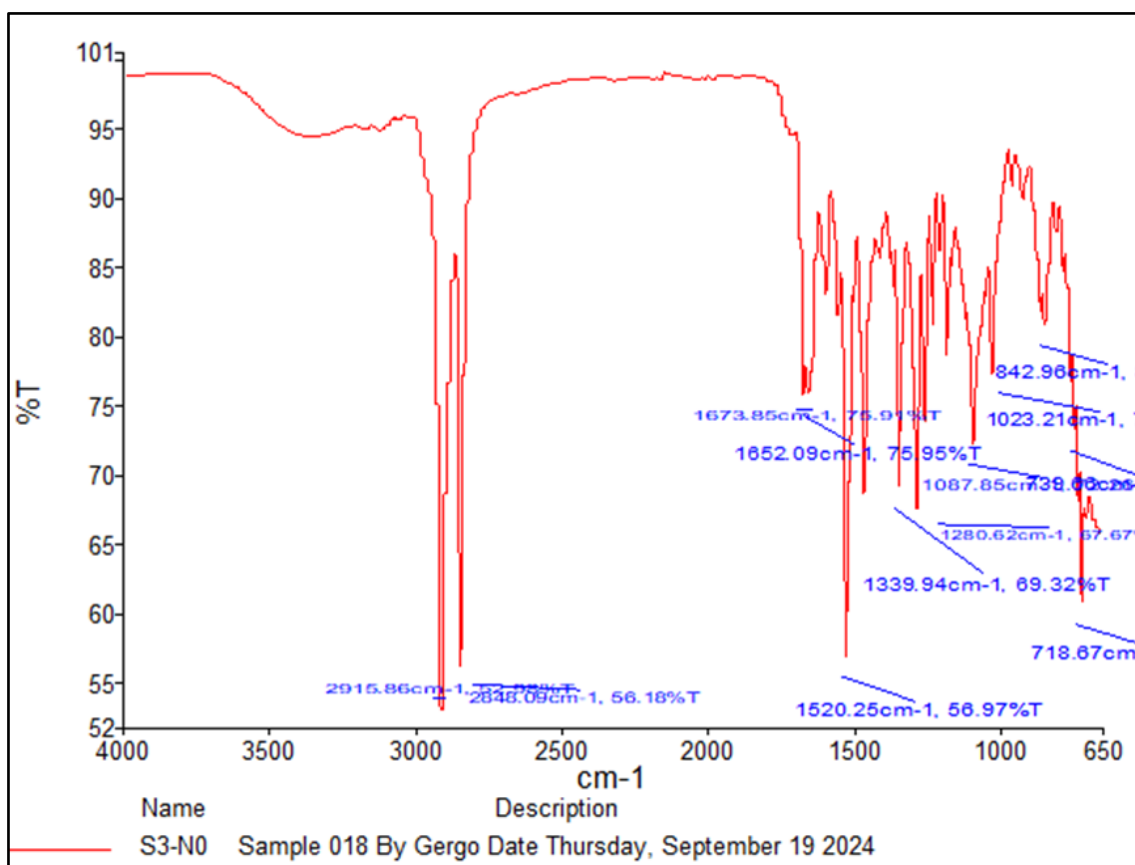
polipropilén spektrumával. A mintában talált következő szennyezőanyagról (S2-P2) kimutatható, hogy anyagi spektruma megegyezik a csomagolóanyag minőségével, tehát nagy sűrűségű polietilén (0,92442). Ez arra enged következtetni, hogy a csomagolás anyagából is jutnak szennyezőanyagok az ültetőközegbe. Az S2-P3 minta 83,28%-os (0,832759) spektrumegyezéssel klórozott polietilén. A csomagolás és a mintában talált makroszkópikus szennyezőanyagok spektrumainak összehasonlítása a 9. ábrán látható.



9. ábra: Az S-2 ültetőközeg csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcsék FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S2-P1 → S2-P3, S2-N0)

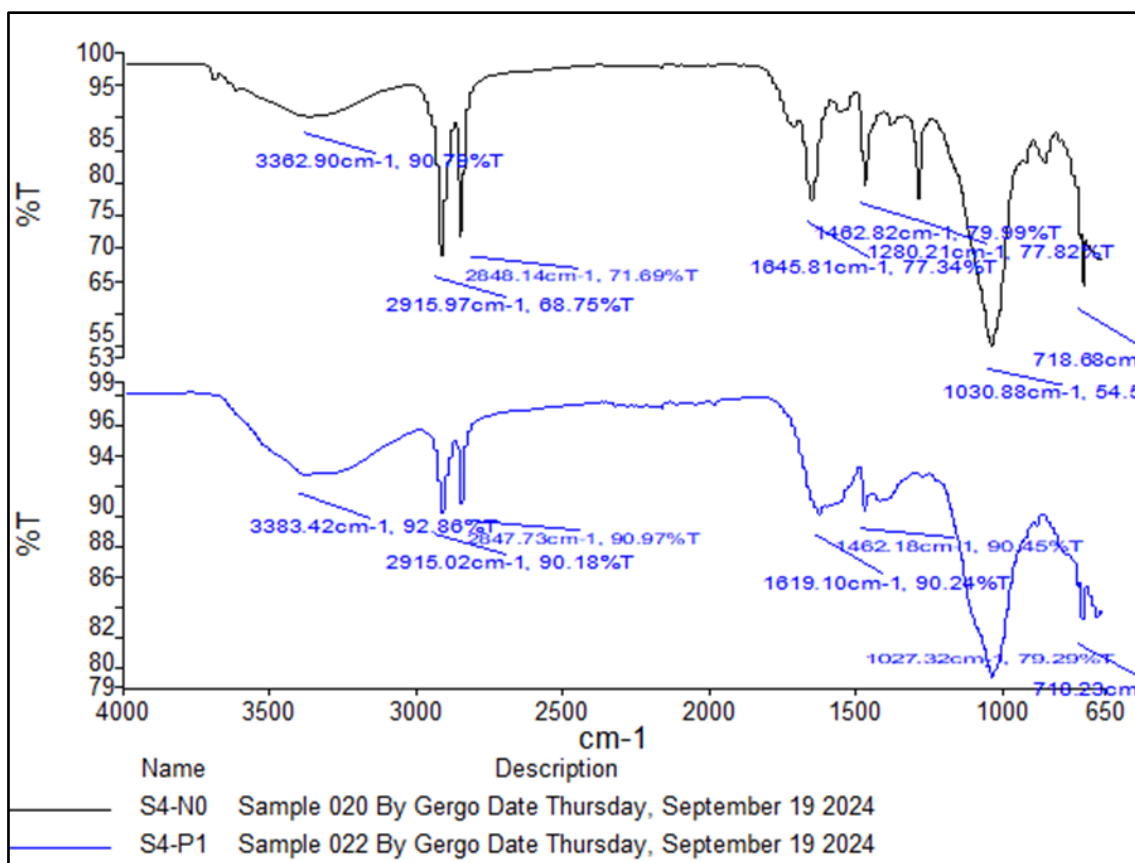
A következő ültetőközegmintaként (S-3) egy magasabb árkategóriájú virágföldet vizsgáltunk részletesen. Az elemzés során sem makroműanyag, sem más jelentős szennyező anyag nem volt azonosítható a mintában, ami pozitív eredmény a környezetbarát és tiszta termesztési alapanyagok szempontjából. Az 10. ábra a vizsgált ültetőközeg csomagolásának (S3-N0) infravörös spektrumát mutatja, amely 67,42%-os (0,674186) egyezési arányt mutatott egy referenciaként használt spektrummal. Ez azt jelenti, hogy az anyag összetétele jelentős átfedést mutat a jól ismert műanyagalapú anyagokkal. A spektrumban a 3000-2700 cm^{-1} tartományban jellegzetes csúcsok figyelhetők meg, amelyek a C-H funkciócsoportok meglétére utalnak, ami általában szénhidrogén-alapú vegyületekre jellemző. Az ujjlenyomat régió a 1500

cm^{-1} és 650 cm^{-1} közötti tartományban található, ami a spektrum egyedi sajátosságait mutatja meg, és segít a minta spektrális jellemzőinek pontosabb azonosításában.



10. ábra: Az S-3 ültetőközeg csomagolásának FT-IR spektroszkópiás vizsgálata (S3-N0)

A negyedik minta (S-4) egy magasabb árkategóriájú, általános virágföldből származott. A 11. ábra részletesen bemutatja a vizsgált ültetőközeg csomagolásának (S4-N0) infravörös spektrumát, valamint az ültetőközegben talált makroműanyag spektrumeredményeit. Az S4-N0 jelölésű csomagolás spektruma 78,33%-os (0,78331) egyezési aránnyal polietilént azonosított, amely széles körben használt műanyag, különösen csomagolóanyagok esetében. Ez az eredmény arra utal, hogy a csomagolás anyagának jelentős része polietilén, ami elterjedt műanyag típus a könnyű, rugalmas és tartós tulajdonságai miatt. A spektrum elemzése során a $3000\text{--}2700 \text{ cm}^{-1}$ tartományban jellegzetes csúcsok figyelhetők meg, amelyek a C-H funkciócsoportok meglétére utalnak. Ezek a csúcsok általában szénhidrogén-alapú vegyületekre jellemzőek, és különösen a polietilén molekuláris szerkezetében találhatók meg.

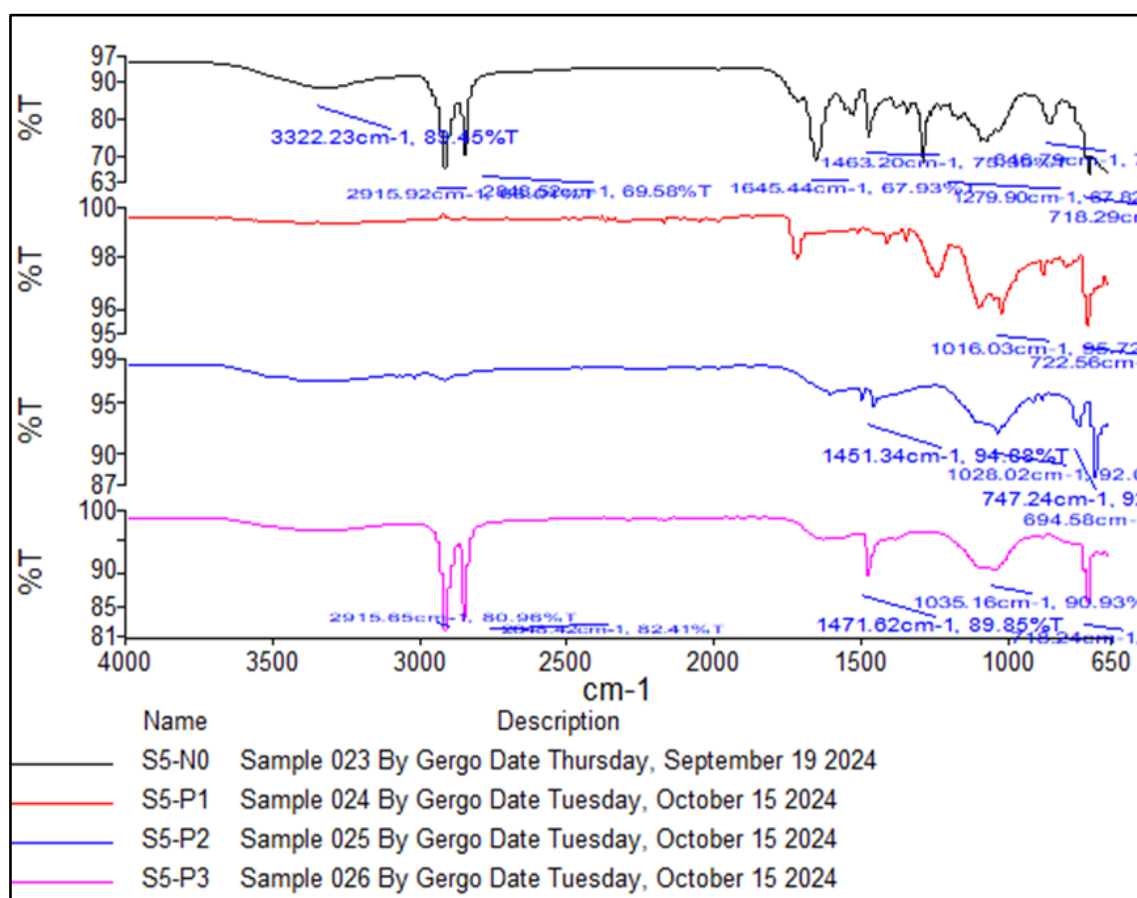


11. ábra: Az S-4 ültetőközeg csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcse FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S4-P1 → S4-N0)

Ezen a hullámszámon a C-H rezgések és a szénhidrogénláncban lévő szénatomok közötti kötések vibrációi jelennek meg, ami tipikus jellemző a polimer anyagokra. A spektrumban az $\sim 1700\text{--}1650\text{ cm}^{-1}$ tartományban található éles csúcsok a C=O kettős kötés meglétére utalnak, ami különféle karbonilcsoportokat, például észtereket vagy savakat jelez. Ezek a kötések számos polimer anyagban előfordulhatnak, és az ilyen jellegű kötések jelenléte gyakran a csomagolóanyag feldolgozási és gyártási folyamataihoz köthető. Ez különösen fontos lehet a csomagolási anyagok környezeti hatásainak és lebomlási tulajdonságainak vizsgálata során. Az ezt követő $\sim 1300\text{--}1000\text{ cm}^{-1}$ -es tartományban lévő csúcsok a C-O kötésekhez kapcsolódnak, amelyek gyakran fordulnak elő oxigént tartalmazó funkciós csoportokban, például alkoholokban, éterekben vagy karbonsavakban. A C-O kötés jelenléte azt is mutathatja, hogy a polimer szerkezet oxigéntartalmú adalékanyagokat tartalmazhat, amelyek javítják az anyag mechanikai tulajdonságait vagy más specifikus jellemzőit, mint például az UV-ellenállást vagy a nedvességgel szembeni védelmet. Az ujjlenyomat régió a 1500 cm^{-1} és 650 cm^{-1} közötti tartományban található, amely a spektrum egyedi sajátosságait tartalmazza. A polietilén esetében ebben a tartományban olyan csúcsok találhatók, amelyek a polimer láncok specifikus

rezgéseire és hajlítási módjaira utalnak. Az ültetőközegben talált makroműanyag spektruma 81,83%-os aránnyal (0,818265) szintén polietilénként volt azonosítható.

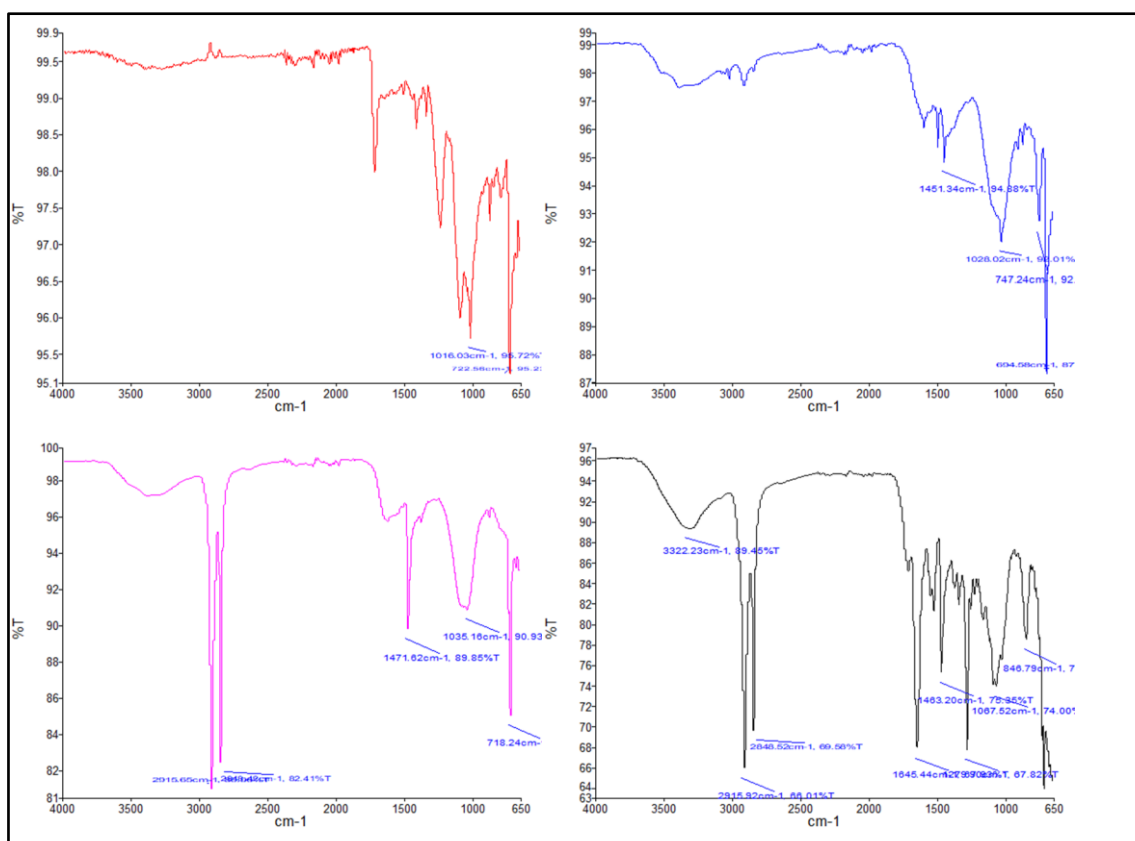
Az ötödik ültetőközegminta (S-5) egy alacsony árkategóriájú, általános bioföld volt. A vizsgált mintában talált makroműanyagok (-P1 → -P3) összehasonlító spektrumai a 12. ábrán láthatók. A spektrumok alapján a 3000-2700 cm^{-1} tartományban jellegzetes csúcsok figyelhetők meg minden egyes minta esetében. Ennek oka a jellegzetes C-H funkciócsoportok megléte, amelyek transzmittanciája a jellegzetes csúcsok tartományára helyezhető. A vizsgált ujjlenyomat régió, amely a 1500 cm^{-1} és 650 cm^{-1} közötti tartományra helyezhető, egy, a minta spektrális jellemzőit jól szemlélteti karakterisztikát mutat.



12. ábra: Az S-5 ültetőközegminta makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S5-P1 → S5-P3, S5-N0)

Az ültetőközeg csomagolásából származó minta (S5-N0) elemzése során, 70,50%-os (0,705052) spektrumegyezés mellett nylon 12, más néven polilauryllaktám (PA 12) volt kimutatható. A nylon 12 egy szintetikus poliamid, amely különleges tulajdonságainak köszönhetően széles körben elterjedt ipari felhasználásra, mivel kiváló mechanikai ellenálló képességgel bír, és nagy rugalmasságot biztosít. Ennek a polimernek az egyik fő előnye, hogy

nagyon jól ellenáll a vegyszereknek és a nedvességnek, így gyakran használják olyan alkalmazásokban, ahol extrém környezeti feltételeknek kell megfelelni. Ilyen területek lehetnek például az autóipar, az orvosi eszközök gyártása, vagy különböző műanyag csövek és szerelvények készítése. Az S5-P1 minta spektrumanalízise során 69,84%-os (0,698397) spektrumegyezést mutatott poliészterrel (PET), amely szintén széles körben használt műanyag.

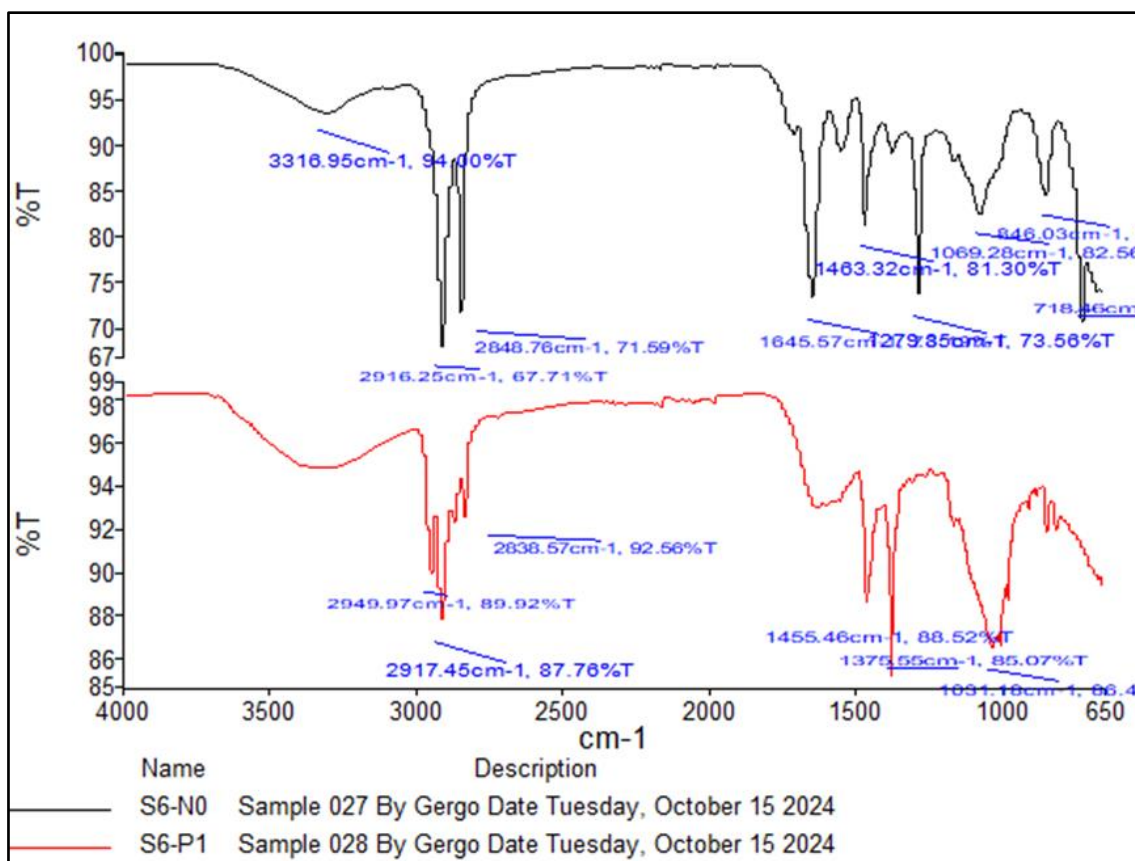


13. ábra: Az S-5 ültetőközeg csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcsék FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S5-P1 → S5-P3, S5-N0)

A PET anyagszerkezet kiváló mechanikai és termikus tulajdonságokkal bír, ezért gyakran alkalmazzák csomagolóanyagok, élelmiszer- és italpalackok, valamint textíliák előállítására. A PET erős és ellenálló, jó átlátszósággal és vegyszerállósággal rendelkezik, ami miatt előnyös választás az élelmiszeriparban és egyéb ipari alkalmazásokban. Az S5-P2 minta vizsgálata során 94,02%-os (0,940237) spektrumegyezési arányt kaptunk, amely polisztrént jelzett. A polisztrén egy másik elterjedt műanyag, amelyet gyakran használnak eldobható termékek, például poharak, tálcák és csomagolások gyártására. Bár törékenyebb, mint más műanyagok, könnyen formázható, és különböző formában – például habosított változatban is – elérhető, mint az EPS, amely hőszigetelő tulajdonságokkal bír, ezért használatos például építkezéseken szigetelőanyagként. Az S5-P3 makroműanyag spektrumanalízise alapján 95,08%-os egyezési

arányban (0,950779) nagy sűrűségű polietilén (HDPE) spektrumot kaptunk. A HDPE egy rendkívül erős és tartós hőre lágyuló polimer, amelyet gyakran használnak csövek, tartályok, és palackok gyártására. Magas sűrűsége és molekuláris szerkezete miatt a HDPE rendkívül ellenálló az ütésekkel és vegyi anyagokkal szemben, valamint jó UV-ellenállósággal rendelkezik, ami különösen fontos az építőiparban és a szabadban használt termékek esetében.

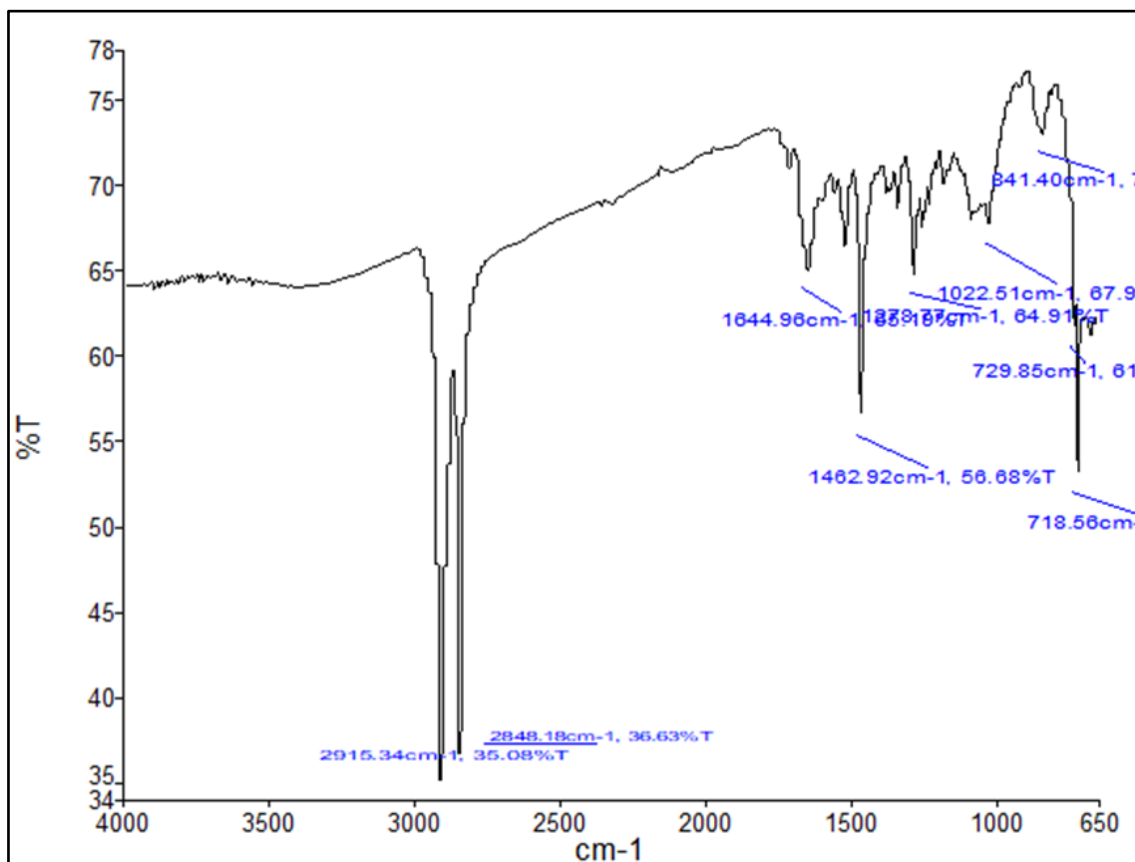
A következő ültetőközezmintaként (S-6) egy közepes árkategóriájú általános virágföldet vizsgáltunk, amely széles körben használatos a háztartásokban és kertekben. Az elemzés során egy makroműanyag jelenlétét azonosítottuk a mintában. Az FT-IR (Fourier-transzformációs infravörös) spektroszkópos vizsgálatok alapján a minta spektruma 82,86%-os (0,828596) egyezéssel izotaktikus polipropilénként (isotactic polypropylene, iPP) volt azonosítható, amely a polipropilén egyik speciális változata. Az izotaktikus polipropilén szerkezete különleges, mivel a propilén molekulák metilcsoportjai (CH_3) azonos oldalra rendeződnek a polimer lánc mentén. Ez a molekuláris elrendezés magasabb kristályosságot eredményez, ami számos fizikai és mechanikai előnyt biztosít a polimer számára. Az iPP egy nagyon gyakori műanyag, amelyet gyakran használnak különféle ipari alkalmazásokban, például csomagolások, élelmiszer-tároló edények, autóipari alkatrészek és egyéb mindennapi használati tárgyak gyártásában. Az iPP kiemelkedő tulajdonságai közé tartozik a kiváló hőállóság, a jó vegyszerállóság és a kivételesen nagy merevség, ami azt jelenti, hogy az anyag jól ellenáll a fizikai terhelésnek és az időjárási körülményeknek. Az iPP emellett könnyű, nem mérgező, és gyakran újrahasznosítható, ami vonzóvá teszi a környezetbarátabb műanyagok keresésében is. A kapott spektrumban a $3200\text{--}2700\text{ cm}^{-1}$ tartományban jellegzetes csúcsok voltak azonosíthatók, amelyek a C-H funkciócsoportok meglétére utalnak. Az ujjenyomat régió a 1500 cm^{-1} és 650 cm^{-1} közötti tartományban található, ami a spektrum egyedi sajátosságait mutatja meg, és segít a minta spektrális jellemzőinek pontosabb azonosításában. Ezen adatok alapján a vizsgálat eredménye jól tükrözi az ültetőközegek összetételének jellemzőit, megerősítve a korábbi spektrális megfigyeléseket és az anyag tisztaságára vonatkozó megállapításokat. A virágföld csomagolóanyagaként (S6-N0), 71,95%-os egyezéssel (0,719449) A nylon 12, más néven polilauryllaktám (PA 12) szintetikus poliamid volt beazonosítható (14. ábra).



14. ábra: Az S-6 ültetőközegminta csomagolóanyagának és makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S6-P1 → S6-N0)

Az utolsó ültetőközegmintaként (S-7) egy közepes árkategóriájú, kifejezetten bio termesztésre ajánlott palántaföldet vizsgáltunk. Az elemzés során az ültetőközegeből vett mintában sem makroműanyag, sem más jelentős szennyező anyag nem volt azonosítható. A szennyező anyagok és makroműanyagok hiánya elsősorban azt sugallja, hogy az S-7 mintában használt anyagok mentesek és valóban megfelelnek a bio előírásoknak, ami pozitív hatással lehet a növények egészségére és fejlődésére. A 15. ábra az S7-N0 jelölésű ültetőközeg csomagolásának infravörös (IR) spektrumát szemlélteti. A spektrum, amelyet a vizsgálat során kaptunk, 93,35%-os (0,933543) egyezési arányt mutatott a referenciaként használt nagy sűrűségű polietilén (HDPE) spektrummal. A spektrumban a 3000-2700 cm⁻¹ tartományban jellegzetes csúcsok figyelhetők meg, amelyek a C-H funkciócsoportok jelenlétét jelzik. Ezek a funkciócsoportok általában szénhidrogén-alapú vegyületekre jellemzőek, és gyakoriak a polimerek szerkezetében. Az ujjlenyomat régió, amely a 1500 cm⁻¹ és 650 cm⁻¹ közötti tartományban található, egyedi spektrális sajátosságokat mutat, amelyek segítenek a minta pontosabb azonosításában. A kapott spektrális eredmények alapján megerősíthető, hogy az S7-

N0 csomagolása valóban HDPE-ből készült, amely anyag könnyen újrahasznosítható és széles körben elterjedt az iparban a környezeti terhelés csökkentésének érdekében.



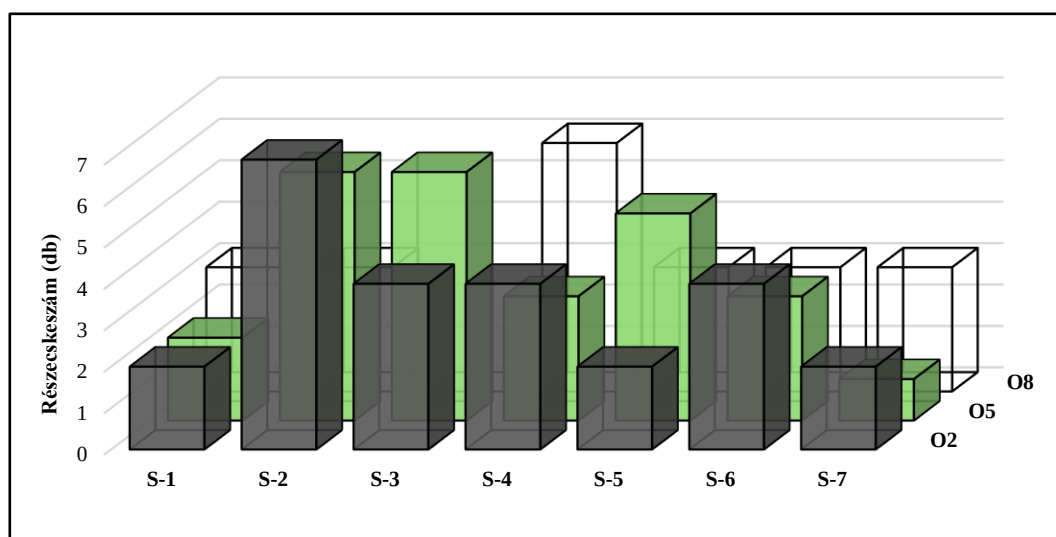
15. ábra: Az S-7 ültetőközegminta csomagolásának FT-IR spektroszkópiás vizsgálata (S7-N0)

4.2. Mikroműanyag-vizsgálati eredmények és értékelésük

A soron következő alfejezetben a vizsgálataim során talált mikroműanyagok részletes elemzése található, amely a minták mennyiségi és minőségi eloszlását mutatja be. A mikroműanyagok, amelyek méretük 5 mm alatti részecskékből állnak, jelentős környezeti problémát jelentenek, mivel képesek behatolni az ökoszisztémákba és hosszú távú hatásokat gyakorolni a környezetre és az élőlényekre. Az elemzés során a mikroműanyagok típusait és azok forrásait is azonosítottam, amelyek hozzájárulhatnak a szennyezéshez. Az adatok értékelése során figyelembe vettem a mikroműanyagok koncentrációját, valamint azok háttérét, hogy jobban megértsük a szennyeződési forrásokat és eloszlásukat a vizsgált mintákban.

4.2.1. Mennyiségi eloszlás az egyes mintákban

Az egyes mintákban talált mikroműanyagok mennyiségi megoszlását a 16. ábra szemlélteti, amely átfogó képet ad a vizsgálat során észlelt részecskék számáról és eloszlásáról. Az ábrán fehér színnel jelöltük a 8 mm-es átmérőjű részecskék számát, amelyeket nem sorolunk a mikroműanyagok közé, azonban fontosnak tartottuk, hogy a minták kiértékelésének reprezentativitásának érdekében ezeket is feltüntessük.



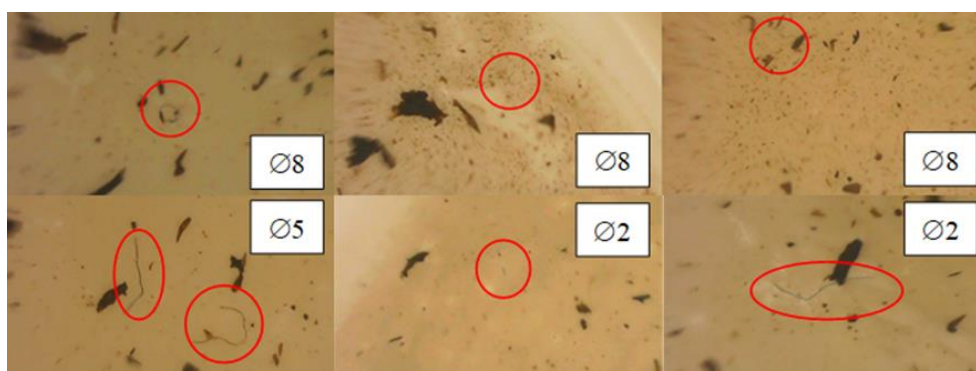
16. ábra: Az ültetőközezminták mikroműanyag-szennyezettségének mennyiség szerinti összehasonlító vizsgálata (S1 → S-7)

A 1. minta (S-1) esetében a 8 mm-es szitán 3 db, az 5 mm-es szitán 2 db, míg a 2 mm-es szitán szintén 2 db részecske volt kimutatható. A 2. minta (S-2) esetében a 8 mm-es frakcióban 3 db, az 5 mm-es frakcióban 6 db, míg a 2 mm-es frakcióban 7 db részecske volt észlelhető, ami arra utal, hogy a szennyeződések koncentrációja ebben a mintában viszonylag magas. A 3. minta (S-3) vonatkozásában a 8 mm-es szitán 0 db, az 5 mm-es szitán 6 db, míg a 2 mm-es szitán 4 db részecske volt kimutatható, ami azt jelzi, hogy ezen a területen a kisebb méretű mikroműanyagok domináltak. A 4. minta (S-4) esetében a 8 mm-es szitán 6 db, az 5 mm-es szitán 3 db, míg a 2 mm-es szitán 4 db részecske volt kimutatható, ami szintén jelentős szennyeződést jelez. Az 5. minta (S-5) esetében a 8 mm-es frakcióban 3 db, az 5 mm-es frakcióban 5 db, míg a 2 mm-es frakcióban 2 db részecske volt észlelhető. A 6. minta (S-6) esetében a 8 mm-es szitán 3 db, az 5 mm-es szitán 1 db, míg a 2 mm-es frakcióban 2 db részecske volt kimutatható, ami a szennyezés alacsonyabb szintjét mutatja. Végül, a 7. minta (S-7) esetében a 8 mm-es szitán 3 db, az 5 mm-es szitán 1 db, míg a 2 mm-es frakcióban szintén 2 db részecske volt kimutatható.

4.2.2. Minőségi eloszlás az egyes mintákban

A mintákban jelen lévő mikroműanyagok minőségi eloszlását mikroszkópos vizsgálatokkal határoztam meg, melyek során a különböző szitálási lépéseken átesett részecskéket alaposan tanulmányoztam. A megfigyelések során egyértelműen azonosíthatók voltak azok a nem természetes eredetű anyagok, amelyek nagyrészt szintetikus műanyagokból származhattak, és eltérő formájuk és színük alapján könnyen elkülöníthetők voltak a természetes talajrészecskéktől. Ezek a nem természetes anyagok főként külső forrásból származó szennyezőanyagokként jelentek meg a vizsgált közegben. A rendkívül kis méretű mikroműanyagok részletes minőségi elemzéséhez azonban nem álltak rendelkezésre megfelelő műszeres analitikai eszközök, így ezek pontosabb azonosítása korlátozott volt.

Az első minta (S-1) 8 mm-es szitán való átszűrése után a 17. ábrán bemutatott, különféle mikroműanyag-szennyeződések azonosítottam, amelyek többféle formában, például szálak, törmelékdarabok és filmrétegek formájában is előfordultak.

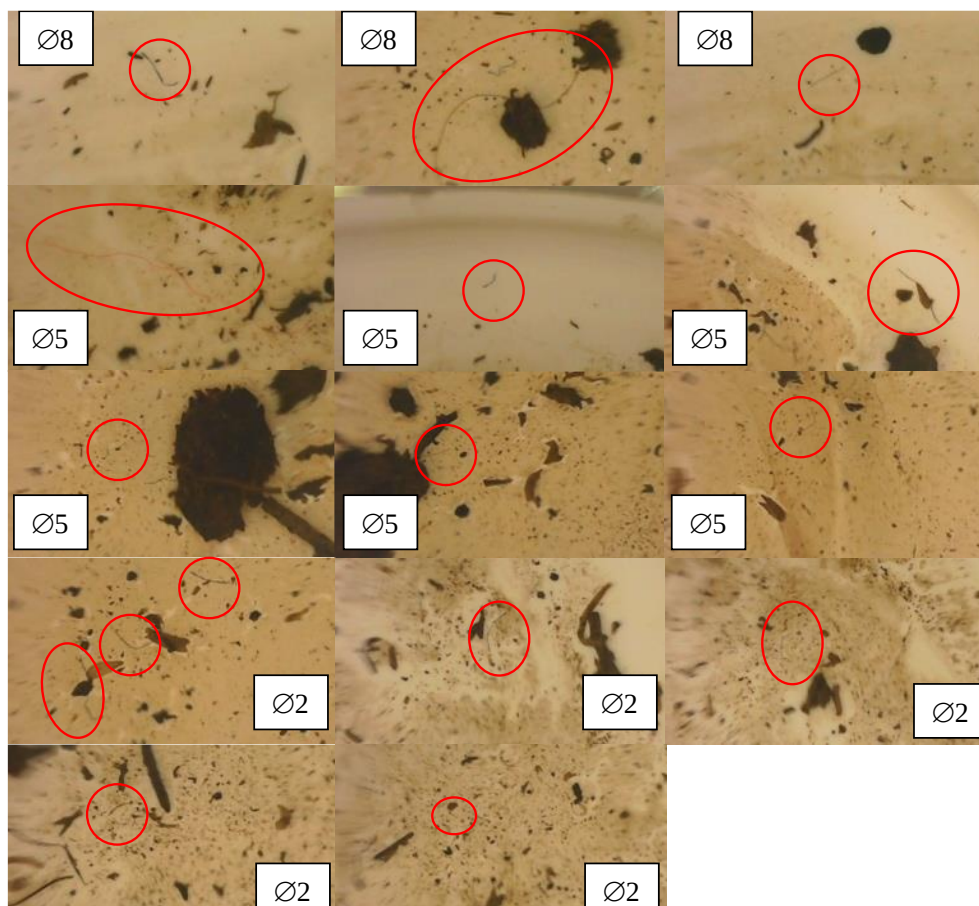


17. ábra: Az S-1 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

A 17. ábrán jól láthatók azok a kék színű szennyeződések, amelyek megjelenésük és anyagi tulajdonságaik alapján egyértelműen nem természetes eredetűek, és valószínűleg mesterséges forrásból származnak. A következő lépésben, az 5 mm-es szitán fennmaradt szennyezőanyagokat vizsgálva megállapítottam, hogy több különböző színű és formájú mikroműanyag is jelen van, amelyek szintén ábrán láthatók. Végül a 2 mm-es szitán végzett további szűrés eredményeit szintén szemlélteti a korábban jelzett ábra, jól mutatja a nem természetes anyagok jelentős jelenlétét, illetve azok mennyiségét a vizsgált mintákban.

A második vizsgálati minták (S-2) átszűrését követően, az alkalmazott 8 mm-es szitán fennmaradt szennyeződések között számos mikroműanyag részecskét sikerült azonosítanom, melyek az 18. ábrán kerültek bemutatásra. A kék színű szennyeződések látványosan elkülönültek a természetes talajrészecskéktől, ami egyértelműen utalt a mesterséges, nem

természetes eredetükre. Ezek a szennyező anyagok, színük és formájuk alapján, feltételezhetően egy külső forrásból származó mikroműanyag-szennyezés részei lehetnek, amelyek az eredeti környezetbe valamilyen módon bekerültek.

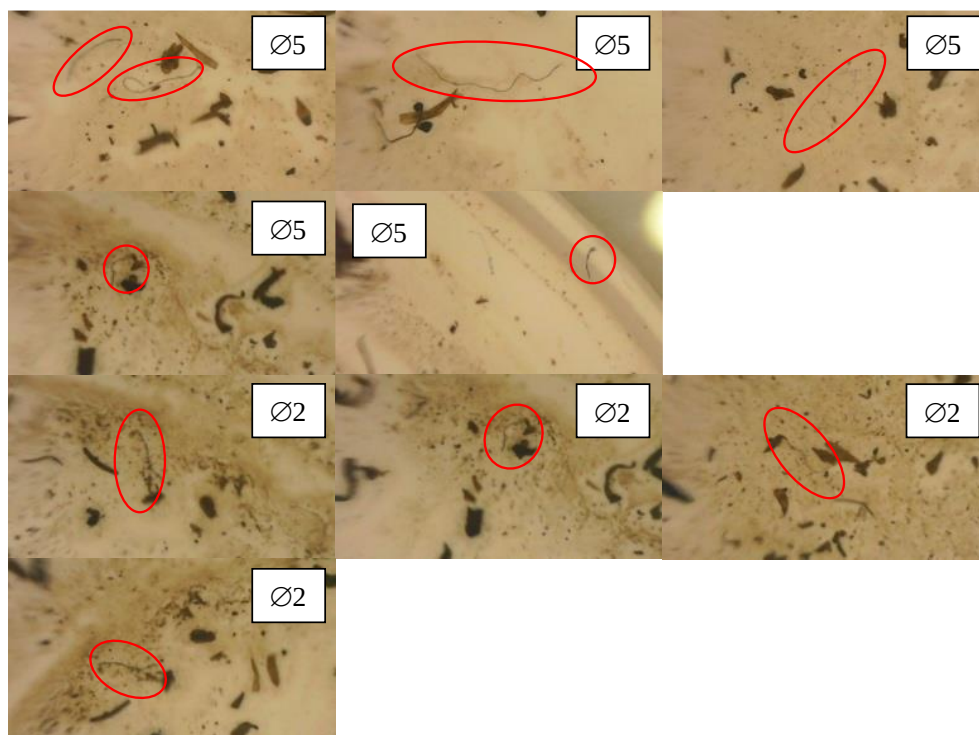


18. ábra: Az S-2 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

Az 5 mm-es szitán végzett további szűrés során visszamaradt szennyeződések szintén részletesen megvizsgáltam, és ezek az 18. ábrán láthatók. Az eredmények arra utaltak, hogy nem csupán a kék színű szennyeződések voltak jelen ebben a mintában, hanem egy újabb, piros színű műanyagrészcseke is megjelent, amely anyagában és színében egyaránt különbözött a többi megfigyelt szennyeződéstől. Ez az újonnan megjelent piros színű mesterséges anyag a különböző szitálási lépések során fennmaradó részecskék között dominánsan volt jelen, tovább erősítve azt a feltételezést, hogy ebben a földmintában kiemelten magas volt a szabad szemmel is felismerhető szennyezőanyagok aránya. A minták további, 2 mm-es szitán történő átszűrését követően nyert vizsgálati eredményeket a 18. ábra szemlélteti. Ezen az ábrán egyértelműen láthatók azok a kisebb méretű, mesterséges részecskék, amelyek a szűrési folyamat végén is megmaradtak. Ezek között különösen feltűnőek voltak a korábban is azonosított kék és piros

színű részecskék, valamint néhány további apróbb, egyértelműen mesterséges eredetű anyag is. A minták ezen részletes vizsgálata megerősítette, hogy a szennyeződések nagy része nem természetes forrásból származik, ami az adott terület mikroműanyag-szennyezési helyzetének jelentőségét is alátámasztja.

A következő minta (S-3) vizsgálata során a 8 mm-es szitálási lépés után alaposan megvizsgáltam az átszűrt anyagot, azonban ekkor még nem találtam egyértelműen beazonosítható, mesterséges eredetű szennyeződést. Az ebben a mérettartományban megmaradt részecskék túlnyomórészt természetes anyagokat tartalmaztak, mint például kisebb kődarabok, homokszemcsék és növényi eredetű szerves anyagok, amelyek különösebb szennyezésre nem utaltak.

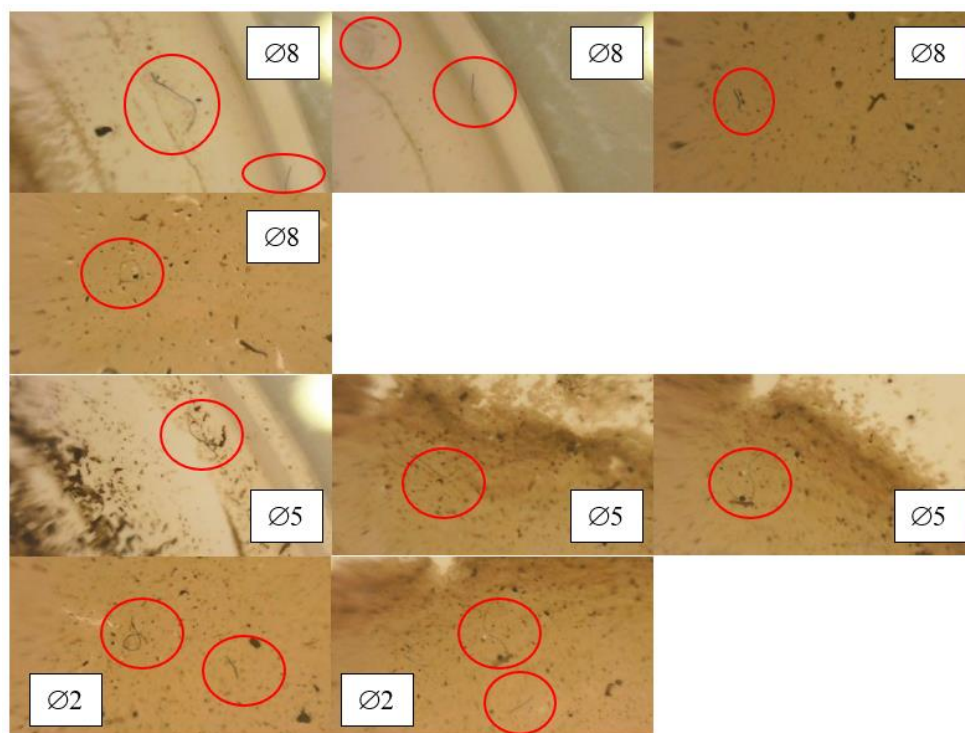


19. ábra: Az S-3 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

A vizsgálat következő lépésében finomabb, 5 mm-es szitát alkalmazva folytattam az elemzést. Ekkor már sikerült néhány olyan apróbb részecskét azonosítanom, amelyek feltételezhetően mesterséges eredetűek voltak. Ezek a mikroműanyag részecskék színük, formájuk és felületük alapján különböztek a természetes eredetű anyagoktól, ami arra utalhat, hogy a vizsgált terület környezetében alacsony koncentrációban, de jelen vannak mesterséges anyagok. Ezeket a megfigyelt részecskéket szintén a 19. ábra mutatja be, ahol látható, hogy a szennyező anyagok között néhány kisebb, szabálytalan alakú és színű részecske található,

melyek feltételezhetően mikroműanyagok. További vizsgálatot végeztem egy még finomabb, 2 mm-es szitán keresztül, és ekkor a mintában több apró, mesterségesnek tűnő részecskét is felfedeztem. Ezeket a mikroműanyag részecskéket részletesen vizsgáltam, és a 19. ábrán bemutattam őket. Ezen az ábrán jól látható, hogy a mikroműanyagok a természetes eredetű anyagok között, elszórtan fordulnak elő, és anyaguk, valamint színük alapján egyértelműen különböznek a talaj természetes összetevőitől. A vizsgálat eredményei azt mutatják, hogy bár a minta elején még nem voltak egyértelmű mesterséges szennyeződések, a finomabb szitálási lépések során fokozatosan megjelentek azok a mikroműanyag részecskék, amelyek jelenléte a környezet szennyezésére utal.

A 4. számú minta (S-4) vizsgálata során olyan mikroműanyag szálakat azonosítottam, amelyeket a 20. ábra részletesen bemutat. Ezek a szennyeződések rendkívül aprók és alig észrevehetőek voltak, ami különösen megnehezítette az észlelésüket és az azonosításukat.



20. ábra: Az S-4 ültetőkőzégben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

A mikroszkópos vizsgálatok során először csak finom, szabálytalan alakú, vékony szálakat találtam, amelyek nem illeszkedtek a mintában egyébként jelen lévő természetes anyagok jellemzőihez. A mikroműanyag szálak megjelenésében feltűnő volt a kék szín, amely egyértelműen utal arra, hogy ezek a részecskék mesterséges eredetűek. A kék szín gyakran műanyag alapanyagokra jellemző, és a természetes anyagokhoz képest idegen jelenségként

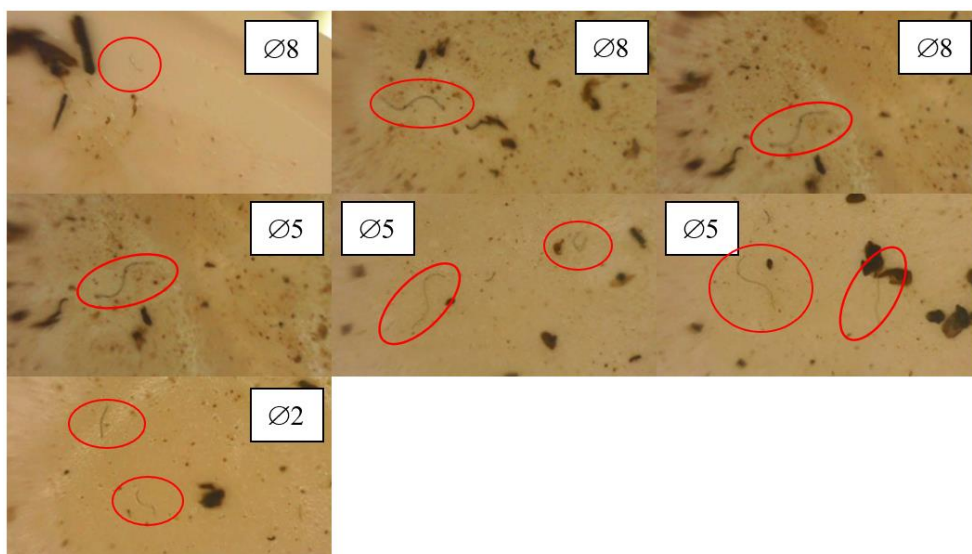
tűntek fel a mintában. A vizsgálat során felfedezett kék színű szálak különösen figyelemfelkeltőek voltak, és a jelenlétük alátámasztja, hogy a környezeti mintában mesterséges eredetű mikroszennyeződések vannak. Az ilyen jellegű mikroműanyagok jelenléte számos potenciális ökológiai és környezetvédelmi problémára világít rá, és további kutatások szükségesek annak megállapítására, hogy milyen mennyiségben és milyen hatással vannak a környezetre.

Az 5. számú (S-5) minta vizsgálata során szintén különféle mikroműanyag szálakat sikerült azonosítanom, amelyek részletes bemutatását a 21. ábra tartalmazza. A mikroszkópos vizsgálatok során kiderült, hogy ezek a mikroműanyag szálak rendkívül aprók és szabad szemmel gyakorlatilag alig észlelhetők. Az ilyen kis méretű szennyeződések azonosítása különösen nehéz volt, mivel a mintában található természetes talajrészecskék között könnyen elvesztek. Mindazonáltal a szálak egyértelműen mesterséges eredetre utaló jellegzetességeket mutattak, amelyek legszembetűnőbb ismertetőjegye a kék szín volt.

A kék szín egyértelműen különbözik a természetes környezetben előforduló részecskék színeitől, amelyek jellemzően barnás, szürkés vagy zöldes árnyalatúak. Ez a jellegzetes kék szín a szálak mesterséges, vélhetően műanyag eredetére utal, amely valószínűsíti, hogy ezek a részecskék nem természetes forrásból származnak, hanem egy külső, emberi eredetű tevékenység során kerülhettek a környezetbe. A mikroműanyag szálak rendkívül finomak és szálas szerkezetük alapján eltértek a mintában egyébként megtalálható növényi és ásványi eredetű részecskéktől, ami szintén erősítette azt a feltételezést, hogy mesterséges eredetű szennyezőanyagokkal van dolgunk. Az 5. minta további vizsgálatai során, különböző szitálási lépéseken keresztül, hasonlóan apró szennyeződésekkel találkoztam, amelyek méretük és színük alapján ugyanazon mesterséges eredetű mikroműanyag kategóriába tartozhattak. A szitálás utolsó fázisaiban, 2 mm-es szita használatával, még finomabb szálakat sikerült elkülöníteni a mintából, amelyek szintén kék színűek voltak, és láthatóan illeszkedtek a korábban megfigyelt mikroműanyag szennyeződések sorába.

Ez az 5. minta elemzése megerősítette, hogy a vizsgált területen valóban jelen vannak mikroműanyag szennyeződések, még ha apró mennyiségben is. Az ilyen mikroműanyagok jelenléte komoly környezetvédelmi kérdéseket vet fel, különösen a hosszú távú hatásokat illetően, hiszen ezek az apró részecskék könnyen bekerülhetnek az élőlények táplálkozási láncába, illetve hozzájárulhatnak a talaj és víz minőségének romlásához. Az 5. minta elemzése során fellelt mikroműanyag szálak és részecskék tovább alátámasztják azt a megállapítást, hogy a terület mikroműanyag szennyezettsége rejtett, ám kétségtelenül jelenlévő probléma, amely

további kutatásokat igényel annak érdekében, hogy a szennyezés forrásai és hosszú távú hatásai pontosabban megérthetők legyenek.



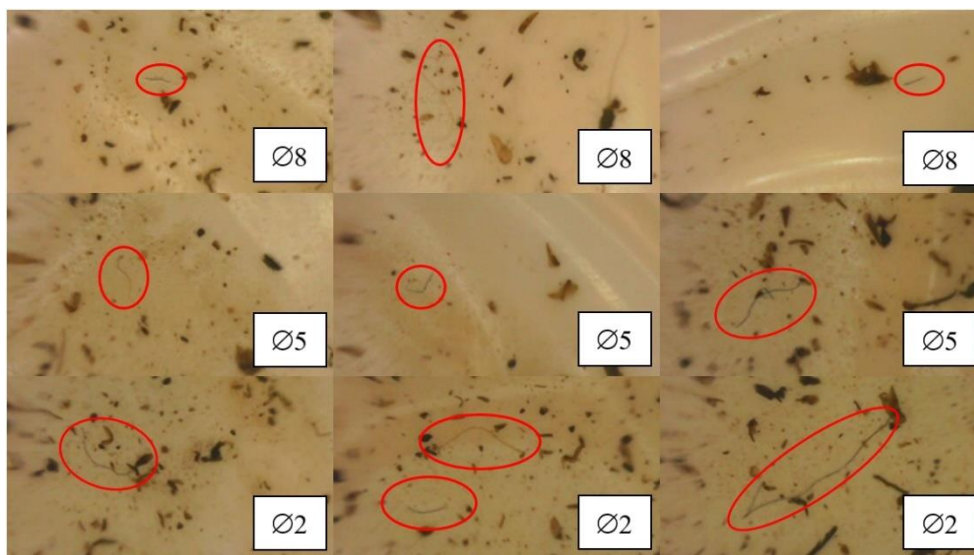
21. ábra: Az S-5 ültetőkőzégben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

A 6. számú minta (S-6) vizsgálata során hasonló alaposággal jártam el, mint az előző minták esetében, és a szűrési folyamat első lépésében, a 8 mm-es szitán keresztül történő átszűrés után kezdetben nem találtam különösebben figyelemre méltó, mesterséges eredetű szennyeződések. A nagyobb méretű természetes részecskék, mint például kő- és homokdarabok, domináltak a mintában, melyek jellemzően a talajban természetes módon előfordulnak, így nem utaltak szennyezésre.

Ahogy azonban finomabb szitán, az 5 mm-es méretű szűrőn folytattam a vizsgálatot, több apróbb, mesterséges eredetűnek tűnő részecskét sikerült azonosítanom, melyek között ismét feltűntek kék színű szálak, amelyek egyértelműen különböztek a környező természetes anyagoktól. A kék szín ismét feltűnő jel volt arra, hogy ezek a szálak vélhetően műanyagból készültek, és valamilyen külső eredetű forrásból kerülhettek a környezetbe. A 21. ábrán láthatóak ezek az 5 mm-es szitán fennakadt szennyeződések, ahol a mesterséges anyagok egyértelműen elkülönülnek a természetes eredetű részecskéktől. A vizsgálat utolsó lépéseként egy még finomabb, 2 mm-es szitát alkalmaztam, amely lehetővé tette, hogy az egészen apró részecskéket is feltérképezsem. E szitálási lépés során további mikroműanyag szálakat azonosítottam, amelyek szálas szerkezetük és színük alapján illeszkedtek az előző mintákban megfigyelt műanyag szennyeződések közé. A kék színű szálak mellett ezúttal néhány zöld szál

is megjelent, amelyek szintén mesterséges eredetre utalnak, hiszen természetes környezetben ilyen színű és anyagú részecskék ritkán fordulnak elő.

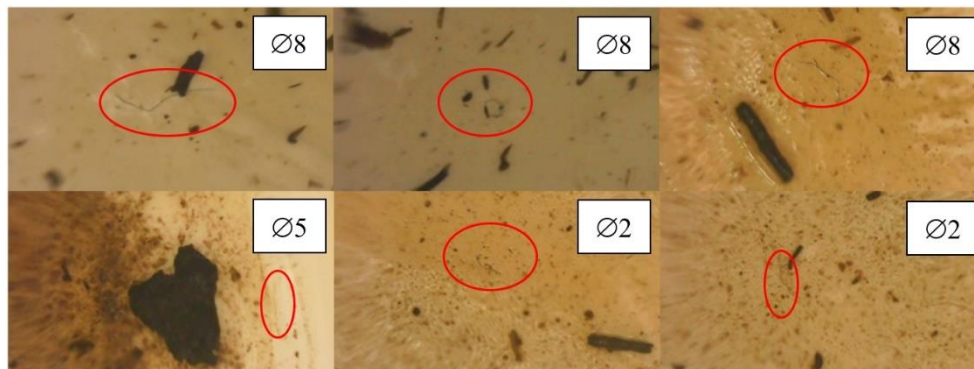
A 6. minta (S-6) eredményei további bizonyítékot szolgáltatott arra, hogy a vizsgált környezetben a mikroműanyag-szennyezettség valóban jelen van, és ezek az apró részecskék különböző méret- és színspektrumokban fordulnak elő (22. ábra). A mesterséges részecskék jelenléte arra utal, hogy a talaj szennyeződése valószínűleg több forrásból származik, és ezek a mikroműanyagok hosszú távon kihatással lehetnek a talaj biológiai összetételére és a helyi ökoszisztémára. További kutatások szükségesek a szennyezés forrásainak és hatásainak pontos meghatározásához, különösen annak fényében, hogy ezek az apró mikroműanyag részecskék milyen potenciális veszélyeket hordozhatnak a környezetre és az élő szervezetekre.



22. ábra: Az S-6 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

A 7. számú minta (S-7) elemzése során a vizsgálati folyamatot a már megszokott módszer szerint végeztem, először a 8 mm-es szitán történő szűréssel. A nagyobb részecskék átvizsgálása során nem találtam jelentős, mesterséges eredetű szennyeződést – a mintában elsősorban természetes talajrészecskék, kődarabok és homokszemcsék voltak jelen, amelyek a talajban természetesen előforduló anyagoknak tekinthetők. A következő lépésben, az 5 mm-es szitán végzett szűrés során azonban már előkerültek apróbb, mesterségesnek tűnő szálak, melyeket különböző színek jellemeztek. Az 5 mm-es szűrés eredményeit a 23. ábra szemlélteti, ahol jól láthatóak a mesterséges részecskék, amelyek között feltűntek a jellegzetes kék szálak, amelyeket korábban is azonosítottam. A színük alapján ezeket mesterséges eredetű, vélhetően mikroműanyag szennyeződéseknek lehet tekinteni. Ezek mellett néhány piros színű szál is

találtam, amelyek még inkább erősítették a feltételezést, hogy külső forrásból származnak. A piros és kék szálak egyértelműen elütöttek a természetes talajrészecskék színeitől, ezzel is alátámasztva mesterséges eredetüket.



23. ábra: Az S-7 ültetőkőzégben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek)

A 2 mm-es szitán végzett további finom szűrés során is sikerült olyan rendkívül apró részecskéket azonosítanom, amelyek szabad szemmel alig láthatóak, de mikroszkóp alatt kivehető volt jellegzetes színük és formájuk. A 2 mm-es szita szűrési eredményeit a 23. ábra mutatja, ahol további kék és piros szálakat sikerült elkülöníteni. Ezek a finomabb részecskék egyértelműen mesterséges eredetűek, és feltehetően különböző mikroműanyag forrásokból kerülhettek a mintába. A szálak szerkezet és szokatlan színek alapján ezek a mikroműanyag részecskék könnyen felismerhetőek voltak a környező természetes anyagok között. A 7. minta elemzése újabb bizonyítékkal szolgált a vizsgált talajban jelen lévő mikroműanyag-szennyezésre, ami arra utal, hogy a terület folyamatosan ki van téve külső, emberi eredetű szennyező hatásoknak. Az ilyen színes mikroműanyag szálak megjelenése különösen aggasztó, hiszen ezek a részecskék könnyen bekerülhetnek a talaj élővilágába, valamint a víz és a levegő áramlásával tovább terjedhetnek.

5. KÖVETKEZTETÉSEK

A tanulmányi munkám során végzett kísérleti vizsgálatok eredményei megerősítették a meghatározott hipotézisek helytállóságát, amelyek a palánta- és virágföldek műanyagszennyeződésével kapcsolatosak. Az alábbiakban részletezem a hipotézisek igazolását és a megfigyelt tendenciákat.

- **K-1:** A vizsgálati eredmények megerősítették, hogy a polietilén a leggyakoribb műanyag, amely előfordul a palánta- és virágföldekben. Ez arra utal, hogy a polietilén gyakori alkalmazása a mezőgazdasági csomagolásban és a kertészeti termékek előállításában közvetlen kapcsolatban áll a földkeverékek szennyezettségével.
- **K-2:** A kutatási eredmények azt mutatják, hogy a magasabb árkategóriájú földkeverékek valóban alacsonyabb műanyagszennyezést mutatnak. Ez alátámasztja azt a feltételezést, hogy a drágább termékek általában szigorúbb minőségellenőrzésen esnek át, és a gyártók a környezettudatosabb alapanyagokat részesítik előnyben.
- **K-3:** A vizsgálatok során kiderült, hogy a földkeverékekben egy meghatározott típusú műanyag, például a polietilén dominál. Ez azt jelzi, hogy a mezőgazdasági csomagolás anyagai közvetlenül hozzájárulnak a földkeverékek szennyezettségéhez. Ennek tudatában a gyártóknak érdemes lenne a csomagolási anyagok átgondolt megválasztására összpontosítaniuk.
- **K-4:** Az eredmények megerősítették, hogy a műanyagszennyezés jelentős része a földkeverékek előállítási és csomagolási folyamatából származik, mivel azok anyagi karakterisztikája sok esetben eltért a csomagolásétól. A gyártási folyamatok során alkalmazott anyagok környezeti hatásainak figyelembevétele elengedhetetlen a műanyagszennyezés csökkentésére irányuló stratégiák kidolgozásához.
- **K-5:** A kutatás során feltártuk, hogy a mechanikai feldolgozás nemcsak műanyagokat, hanem más szennyező anyagokat is felszínre hozhat (fém, üveg). Ez a megállapítás arra figyelmeztet, hogy a földkeverékek minősége szélesebb értelemben véve is vizsgálatra szorul, nem csupán a műanyagszennyezés szempontjából, hanem a különböző szennyezőanyagok figyelembevételével is.
- **H-6:** Ez a hipotézis ellentmond a közvélekedésnek, amely szerint a bio és öko termékek mentesek a szennyeződésektől. Az eredmények azt mutatták, hogy a bio és öko földkeverékek valóban magasabb műanyagszennyezettséggel bírnak, ami új kihívások elé állítja a fenntartható kertészeti gyakorlatokat.

6. ÖSSZEGZÉS

Tanulmányom célja a kereskedelmi forgalomban kapható virág- és palántaföldek makro- és mikroműanyag szennyezettség kimutatása, ezen részecskék jelenlétének igazolása, és jellemzőinek vizsgálata volt. Az elemzés során egyértelműen kimutatható volt, hogy minden mintában található volt makro- és mikroműanyag szennyeződés, melyek különböző anyagi karakterisztikával bíró műanyagokból tevődtek össze. A kutatás azt is igazolta, hogy az ültetőközegek műanyagszennyezettségét nem kizárólag a csomagolóanyagok okozzák, hiszen annak anyagi minőségétől eltérő műanyag-részecskék jelenléte is azonosítható volt a vizsgált mintákban, ami széleskörűbb szennyeződési forrásokra utal. Ideértve a gyártási folyamat során hozzáadott komposztot, valamint a szerves hulladékokat, amelyek sajnálatos módon gyakran tartalmaznak különböző típusú műanyagszemcséket.

A tanulmány rávilágít arra, hogy bár a mikroműanyagok koncentrációja változó, jelenlétük széles körben elterjedt a növényneveléshez használt ültetőközegekben. A talajban található mikroműanyag részecskék potenciálisan károsíthatják a növények fejlődését és befolyásolhatják a talaj mikrobiális közösségeit, ezáltal hozzájárulhatnak a talajdegradációhoz és hosszú távon a termőföldek minőségének romlásához. Emellett felveti a kérdést, hogy a mikroműanyagok hogyan befolyásolhatják az élelmiszerláncot, ha a szennyezett talajt élelmiszernövények termesztéséhez használják. Az eredmények arra hívják fel a figyelmet, hogy szükség van a talajkeverékek szigorúbb ellenőrzésére és a mikroműanyag-szennyezések forrásainak csökkentésére a növénytermesztési rendszerek fenntarthatóságának érdekében.

A kutatás eredményei felhívják a figyelmet a talajkeverékek szigorúbb ellenőrzésére és a műanyagszennyezés forrásainak csökkentésére, így hozzájárulhatnak a fenntartható mezőgazdasági gyakorlatok kialakításához, valamint a jövőbeli kutatások irányainak meghatározásához. A téma folytatására és a szennyezés csökkentésére irányuló stratégiák kidolgozására is szükség van, hogy a fenntarthatóság és az ökológiai integritás biztosítható legyen a növénytermesztési rendszerekben. Céлом a téma további kutatása, hogy mélyebb ismereteket szerezzek a makro- és mikroműanyag-szennyezés forrásaival és ökológiai hatásaival kapcsolatban, valamint hozzájáruljak a környezeti fenntarthatóság előmozdításához.

IRODALOMJEGYZÉK

1. Abdolapur Monikh, F., Nguyen, N. H. A., Bandekar, M., Riha, J., Bogialli, S., Pastore, P., Grossart, H.-P., & Sevcu, A. (2024). Analytical methods for quantifying PS and PVC Nanoplastic attachment to activated sludge Bacteria and their impact on community structure. *NanoImpact*, 35, 100514. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2024.100514>
2. Acharjee, S. A., Bharali, P., Gogoi, B., Sorhie, V., Walling, B., & Alemtoshi. (2023). PHA-Based Bioplastic: a Potential Alternative to Address Microplastic Pollution. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(1), 21. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-06029-2>
3. Ahmad, M., Chen, J., Khan, M. T., Yu, Q., Phairuang, W., Furuuchi, M., Ali, S. W., Nawab, A., & Panyametheekul, S. (2023). Sources, analysis, and health implications of atmospheric microplastics. *Emerging Contaminants*, 9(3), 100233. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100233>
4. Ahmed, A. S. S., Billah, M. M., Ali, M. M., Bhuiyan, M. K. A., Guo, L., Mohinuzzaman, M., Hossain, M. B., Rahman, M. S., Islam, M. S., Yan, M., & Cai, W. (2023). Microplastics in aquatic environments: A comprehensive review of toxicity, removal, and remediation strategies. *Science of The Total Environment*, 876, 162414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162414>
5. Al Aukidy, M., Verlicchi, P., Jelic, A., Petrovic, M., & Barcelò, D. (2012). Monitoring release of pharmaceutical compounds: Occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. *Science of The Total Environment*, 438, 15–25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.061>
6. Aliko, V., Beqiraj, E. G., Qirjo, M., Cani, M., Rama, A., Bego, K., Reka, A., & Faggio, C. (2022). Plastic invasion tolling: First evaluation of microplastics in water and two crab species from the nature reserve lagoonary complex of Kune-Vain, Albania. *Science of The Total Environment*, 849, 157799. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157799>
7. Ali, N., Khan, M. H., Ali, M., Sidra, Ahmad, S., Khan, A., Nabi, G., Ali, F., Bououdina, M., & Kyzas, G. Z. (2024). Insight into microplastics in the aquatic ecosystem: Properties, sources, threats and mitigation strategies. *Science of The Total Environment*, 913, 169489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169489>
8. Al-Khairy, D., Fu, W., Alzahmi, A. S., Twizere, J.-C., Amin, S. A., Salehi-Ashtiani, K., & Mystikou, A. (2022). Closing the Gap between Bio-Based and Petroleum-Based Plastic through Bioengineering. *Microorganisms*, 10(12), 2320. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10122320>
9. Alqahtani, S., Alqahtani, S., Saquib, Q., & Mohiddin, F. (2023). Toxicological impact of microplastics and nanoplastics on humans: understanding the mechanistic aspect of the interaction. *Frontiers in Toxicology*, 5. <https://doi.org/10.3389/ftox.2023.1193386>
10. Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., & Mauad, T. (2021). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126124. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>
11. Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L. A., Hiemstra, P. S., Vijver, M. G., & Mauad, T. (2020). An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? *Science of The Total Environment*, 749, 141676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676>
12. Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. A. W. M., Ong, M. C., Shao, Y. T., Pan, H.-J., & Bhubalan, K. (2021). Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Science*, 8(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4>
13. Amobonye, A., Bhagwat, P., Raveendran, S., Singh, S., & Pillai, S. (2021). Environmental Impacts of Microplastics and Nanoplastics: A Current Overview. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.768297>
14. Anderson, A. G., Grose, J., Pahl, S., Thompson, R. C., & Wyles, K. J. (2016). Microplastics in personal care products: Exploring perceptions of environmentalists, beauticians and students. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2), 454–460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.048>
15. Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
16. Bacosa, H. P., Perpetua, Z. D., Aron, J. B., Bondaug, J. C. S., Cui, V. T., Imperial, J. E., Monera, C. M. M., Villariz, J., Gabriel, A. D., Mayol, A. P., & Shiu, R.-F. (2024). First documented evidence of mesoplastic pollution in the Philippines: The case of the sandy beaches in Iligan City. *Regional Studies in Marine Science*, 75, 103574. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103574>
17. Bank, M. S., & Hansson, S. V. (2022). The Microplastic Cycle: An Introduction to a Complex Issue (pp. 1–16). https://doi.org/10.1007/978-3-030-78627-4_1
18. 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: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
19. Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., & Gerdt, G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>
20. Bermúdez, J. R., & Swarzenski, P. W. (2021). A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX*, 8, 101516. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101516>
21. Bhat, M. A. (2024). Unveiling the overlooked threat: Macroplastic pollution in indoor markets in an urban city. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100558. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2023.100558>
22. Bhat, M. A., Eraslan, F. N., Gaga, E. O., & Gedik, K. (2023). Scientometric Analysis of Microplastics across the Globe. In *Microplastics in the Ecosphere* (pp. 1–13). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119879534.ch1>
23. Bigdeli, M., Mohammadian, A., & Pilechi, A. (2024). A Laboratory Dataset on Transport and Deposition of Spherical and Cylindrical Large Microplastics for Validation of Numerical Models. *Journal of Marine Science and Engineering*, 12(6), 953. <https://doi.org/10.3390/jmse12060953>
24. Boccia, P., Mondellini, S., Mauro, S., Zanellato, M., Parolini, M., & Sturchio, E. (2024). Potential Effects of Environmental and Occupational Exposure to Microplastics: An Overview of Air Contamination. *Toxics*, 12(5), 320. <https://doi.org/10.3390/toxics12050320>
25. Bodor, A., Feigl, G., Kolossa, B., Mészáros, E., Laczi, K., Kovács, E., Perei, K., & Rákhely, G. (2024). Soils in distress: The impacts and ecological risks of (micro)plastic pollution in the terrestrial environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 269, 115807. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115807>
26. Bohlen, P., Scheu, S., Hale, C. M., & Mclean, M. (2004). (PDF) Non-Native Invasive Earthworms as Agents of Change in Northern Temperate Forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(2), 427–435. https://www.researchgate.net/publication/238731739_Non-Native_Invasive_Earthworms_as_Agents_of_Change_in_Northern_Temperate_Forests
27. Boots, B., Russell, C. W., & Green, D. S. (2019). Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11496–11506. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>

28. Borgatta, M., & Breider, F. (2024). Inhalation of Microplastics—A Toxicological Complexity. *Toxics*, 12(5), 358. <https://doi.org/10.3390/toxics12050358>
29. Borriello, L., Scivico, M., Cacciola, N. A., Esposito, F., Severino, L., & Cirillo, T. (2023). Microplastics, a Global Issue: Human Exposure through Environmental and Dietary Sources. *Foods*, 12(18), 3396. <https://doi.org/10.3390/foods12183396>
30. Boucher, J., & Friot, D. (2017). Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
31. Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(16). <https://doi.org/10.1073/pnas.2020719118>
32. Bucknall, D. G. (2020). Plastics as a materials system in a circular economy. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378(2176), 20190268. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0268>
33. Bui, X.-T., Vo, T.-D.-H., Nguyen, P.-T., Nguyen, V.-T., Dao, T.-S., & Nguyen, P.-D. (2020). Microplastics pollution in wastewater: Characteristics, occurrence and removal technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 101013. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101013>
34. Burhani, D., Voet, V. S. D., Folkersma, R., Maniar, D., & Loos, K. (2024). Potential of Nanocellulose for Microplastic removal: Perspective and challenges. *Tetrahedron Green Chem*, 3, 100045. <https://doi.org/10.1016/j.tgchem.2024.100045>
35. Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., & Chen, Q. (2017). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 24928–24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>
36. Cai, M., Lin, X., Peng, J., Zhang, J., Chen, M., Huang, J., Chen, L., Sun, F., Ding, W., & Peng, C. (2021). Why Is the Invasive Plant *Sphagneticola trilobata* More Resistant to High Temperature Than Its Native Congener? *International Journal of Molecular Sciences*, 22(2), 748. <https://doi.org/10.3390/ijms22020748>
37. Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. (2020). A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
38. Carmo, J. S. A. do. (2020). Physical Modelling vs. Numerical Modelling: Complementarity and Learning. <https://doi.org/10.20944/PREPRINTS202007.0753.V1>
39. Carvalho, T. C., Peters, J. I., & Williams III, R. O. (2011). Influence of particle size on regional lung deposition – What evidence is there? *International Journal of Pharmaceutics*, 406(1–2), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2010.12.040>
40. Chang, X., Fang, Y., Wang, Y., Wang, F., Shang, L., & Zhong, Q. (2022). Microplastic pollution in soils, plants, and animals: A review of distributions, effects and potential mechanisms. *Science of The Total Environment*, 850, 157857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157857>
41. Chen, Q., Allgeier, A., Yin, D., & Hollert, H. (2019). Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions. *Environment International*, 130, 104938. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104938>
42. Chen, Q., Gao, J., Yu, H., Su, H., Yang, Y., Cao, Y., Zhang, Q., Ren, Y., Hollert, H., Shi, H., Chen, C., & Liu, H. (2022). An emerging role of microplastics in the etiology of lung ground glass nodules. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 25. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00605-3>
43. Chen, Q., Zhao, H., Liu, Y., Jin, L., & Peng, R. (2023). Factors Affecting the Adsorption of Heavy Metals by Microplastics and Their Toxic Effects on Fish. *Toxics*, 11(6), 490. <https://doi.org/10.3390/toxics11060490>
44. Chen, Y., Liu, X., Leng, Y., & Wang, J. (2020). Defense responses in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 187, 109788. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109788>
45. Chen, Y., Li, Y., Liang, X., Lu, S., Ren, J., Zhang, Y., Han, Z., Gao, B., & Sun, K. (2024). Effects of microplastics on soil carbon pool and terrestrial plant performance. *Carbon Research*, 3(1), 37. <https://doi.org/10.1007/s44246-024-00124-1>
46. Choi, S., Kwon, M., Park, M.-J., & Kim, J. (2021). Characterization of Microplastics Released Based on Polyester Fabric Construction during Washing and Drying. *Polymers*, 13(24), 4277. <https://doi.org/10.3390/polym13244277>
47. Choudhury, F. K., Rivero, R. M., Blumwald, E., & Mittler, R. (2017). Reactive oxygen species, abiotic stress and stress combination. *The Plant Journal*, 90(5), 856–867. <https://doi.org/10.1111/tpj.13299>
48. Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., Hamilton, J. A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., & S. Van Houtan, K. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, 9(1), 7843. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2>
49. Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). Microplastics, standardisation and spatial distribution. In *Microplastic Pollutants* (pp. 101–130). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00005-0>
50. da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. P. (2017). Microplastics – Occurrence, Fate and Behaviour in the Environment (pp. 1–24). <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.004>
51. Das, A. (2023). The emerging role of microplastics in systemic toxicity: Involvement of reactive oxygen species (ROS). *Science of The Total Environment*, 895, 165076. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165076>
52. Das, S., & Tegadye, D. G. (2023). Impact of Nanoplastics on Marine Life: A Review. *Nature Environment and Pollution Technology*, 22(4), 1983–1993. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2023.v22i04.024>
53. Decuzzi, P., Lee, S., Bhushan, B., & Ferrari, M. (2005). A Theoretical Model for the Margination of Particles within Blood Vessels. *Annals of Biomedical Engineering*, 33(2), 179–190. <https://doi.org/10.1007/s10439-005-8976-5>
54. Deoniziak, K., Cichowska, A., Niedźwiecki, S., & Pol, W. (2022). Thrushes (Aves: Passeriformes) as indicators of microplastic pollution in terrestrial environments. *Science of The Total Environment*, 853, 158621. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158621>
55. de Ruijter, V. N., Redondo-Hasselerharm, P. E., Gouin, T., & Koelmans, A. A. (2020). Quality Criteria for Microplastic Effect Studies in the Context of Risk Assessment: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 11692–11705. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03057>
56. de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of The Total Environment*, 645, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
57. de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
58. de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J. B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A. S., & Rillig, M. C. (2019). Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 6044–6052. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>

59. de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., & Rillig, M. C. (2018). Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. *Environmental Science & Technology*, 52(17), 9656–9665. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212>
60. Dong, X., Liu, X., Hou, Q., & Wang, Z. (2023). From natural environment to animal tissues: A review of microplastics(nanoplastics) translocation and hazards studies. *Science of The Total Environment*, 855, 158686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158686>
61. Dong, Y., Gao, M., Qiu, W., & Song, Z. (2021). Uptake of microplastics by carrots in presence of As (III): Combined toxic effects. *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125055. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125055>
62. Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>
63. Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
64. Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
65. Dube, E., & Okuthe, G. E. (2023). Plastics and Micro/Nano-Plastics (MNPs) in the Environment: Occurrence, Impact, and Toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(17), 6667. <https://doi.org/10.3390/ijerph2017667>
66. Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., & Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 122969. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122969>
67. Emenike, E. C., Okorie, C. J., Ojeyemi, T., Egbemhenge, A., Iwuzor, K. O., Saliu, O. D., Okoro, H. K., & Adeniyi, A. G. (2023). From oceans to dinner plates: The impact of microplastics on human health. *Heliyon*, 9(10), e20440. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20440>
68. Endo, S., Yuyama, M., & Takada, H. (2013). Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.018>
69. Enyoh, C. E., Verla, A. W., Verla, E. N., Ibe, F. C., & Amaobi, C. E. (2019). Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11), 668. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7842-0>
70. Esterhuizen, M., & Kim, Y. J. (2022). Effects of polypropylene, polyvinyl chloride, polyethylene terephthalate, polyurethane, high-density polyethylene, and polystyrene microplastic on *Nelumbo nucifera* (Lotus) in water and sediment. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(12), 17580–17590. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17033-0>
71. Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
72. Evode, N., Qamar, S. A., Bilal, M., Barceló, D., & Iqbal, H. M. N. (2021). Plastic waste and its management strategies for environmental sustainability. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4, 100142. <https://doi.org/10.1016/j.csece.2021.100142>
73. Facciola, A., Visalli, G., Pruiti Ciarello, M., & Di Pietro, A. (2021). Newly Emerging Airborne Pollutants: Current Knowledge of Health Impact of Micro and Nanoplastics. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(6), 2997. <https://doi.org/10.3390/ijerph18062997>
74. Falakdin, P., Lopez-Rosales, A., Andrade, J., Terzaghi, E., Di Guardo, A., & Muniategui-Lorenzo, S. (2024). Comparison of microplastic type, size, and composition in atmospheric and foliage samples in an urban scenario. *Environmental Pollution*, 349, 123911. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123911>
75. Fan, W., Qiu, C., Qu, Q., Hu, X., Mu, L., Gao, Z., & Tang, X. (2023). Sources and identification of microplastics in soils. *Soil & Environmental Health*, 1(2), 100019. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100019>
76. Feng, T., Wei, Z., Agathokleous, E., & Zhang, B. (2024). Effect of microplastics on soil greenhouse gas emissions in agroecosystems: Does it depend upon microplastic shape and soil type? *Science of The Total Environment*, 912, 169278. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169278>
77. Feng, Y., Tu, C., Li, R., Wu, D., Yang, J., Xia, Y., Peijnenburg, W. J. G. M., & Luo, Y. (2023). A systematic review of the impacts of exposure to micro- and nano-plastics on human tissue accumulation and health. *Eco-Environment & Health*, 2(4), 195–207. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2023.08.002>
78. Fernández Tena, A., & Casan Clarà, P. (2012). Deposition of Inhaled Particles in the Lungs. *Archivos de Bronconeumología (English Edition)*, 48(7), 240–246. <https://doi.org/10.1016/j.arbr.2012.02.006>
79. Fossi, M. C., Coppola, D., Baini, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Panti, C., de Sabata, E., & Clò, S. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*, 100, 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.002>
80. Fox, S., Stefánsson, H., Petermell, M., Zlotkiy, E., Ásbjörnsson, E. J., Sturkell, E., Wanner, P., & Konrad-Schmolke, M. (2024). Physical characteristics of microplastic particles and potential for global atmospheric transport: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 342, 122938. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122938>
81. Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
82. Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>
83. Gesamp, G. (2016). SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: PART 2 OF A GLOBAL ASSESSMENT Science for Sustainable Oceans. IMO London, 220. www.imo.org
84. González-Pleiter, M., Velázquez, D., Edo, C., Carretero, O., Gago, J., Barón-Sola, Á., Hernández, L. E., Yousef, I., Quesada, A., Leganés, F., Rosal, R., & Fernández-Piñas, F. (2020). Fibers spreading worldwide: Microplastics and other anthropogenic litter in an Arctic freshwater lake. *Science of The Total Environment*, 722, 137904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137904>
85. Guerrero, M. C., Aragona, M., Porcino, C., Fazio, F., Laurà, R., Levanti, M., Montalbano, G., Germanà, G., Abbate, F., & Germanà, A. (2021). Micro and Nano Plastics Distribution in Fish as Model Organisms: Histopathology, Blood Response and Bioaccumulation in Different Organs. *Applied Sciences*, 11(13), 5768. <https://doi.org/10.3390/app11135768>
86. Gunawardhana, G. M. S. S., Perera, U. L. H. P., Ratnayake, A. S., Weerasingha, W. A. D. B., & Subasinghe, H. C. S. (2024). Formation of secondary microplastics during degradation of plastics originating from the MV X-Press Pearl maritime disaster. *Discover Environment*, 2(1), 22. <https://doi.org/10.1007/s44274-024-00044-2>
87. Guo, J.-J., Huang, X.-P., Xiang, L., Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H., & Wong, M.-H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, 137, 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>

88. Guo, W., Xing, Y., Luo, X., Li, F., Ren, M., & Liang, Y. (2023). Reactive Oxygen Species: A Crosslink between Plant and Human Eukaryotic Cell Systems. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(17), 13052. <https://doi.org/10.3390/ijms241713052>
89. Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., & Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.009>
90. Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
91. Haque, F., & Fan, C. (2023a). Fate and Impacts of Microplastics in the Environment: Hydrosphere, Pedosphere, and Atmosphere. *Environments*, 10(5), 70. <https://doi.org/10.3390/environments10050070>
92. Haque, F., & Fan, C. (2023b). Microplastics in the Marine Environment: A Review of Their Sources, Formation, Fate, and Ecotoxicological Impact. <https://doi.org/10.5772/intechopen.107896>
93. Hariharan, G., Purvaja, R., Anandavelu, I., Robin, R. S., & Ramesh, R. (2022). Ingestion and toxic impacts of weathered polyethylene (wPE) microplastics and stress defensive responses in whiteleg shrimp (*Penaeus vannamei*). *Chemosphere*, 300, 134487. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134487>
94. Hasan Anik, A., Hossain, S., Alam, M., Binte Sultan, M., Hasnine, MD. T., & Rahman, Md. M. (2021). Microplastics pollution: A comprehensive review on the sources, fates, effects, and potential remediation. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100530. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100530>
95. Hasan, M. M., & Jho, E. H. (2023). Effect of different types and shapes of microplastics on the growth of lettuce. *Chemosphere*, 339, 139660. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139660>
96. Hasanuzzaman, M., Bhuyan, M. H. M., Zulfikar, F., Raza, A., Mohsin, S., Mahmud, J., Fujita, M., & Fotopoulos, V. (2020). Reactive Oxygen Species and Antioxidant Defense in Plants under Abiotic Stress: Revisiting the Crucial Role of a Universal Defense Regulator. *Antioxidants*, 9(8), 681. <https://doi.org/10.3390/antiox9080681>
97. Hassan, F., Prasetya, K. D., Hanun, J. N., Bui, H. M., Rajendran, S., Kataria, N., Khoo, K. S., Wang, Y.-F., You, S.-J., & Jiang, J.-J. (2023). Microplastic contamination in sewage sludge: Abundance, characteristics, and impacts on the environment and human health. *Environmental Technology & Innovation*, 31, 103176. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103176>
98. Hernandez, E., Nowack, B., & Mitrano, D. M. (2017). Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release During Washing. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 7036–7046. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01750>
99. Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., & Ward, M. W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1683–1692. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
100. Hirt, N., & Body-Malapel, M. (2020). Immunotoxicity and intestinal effects of nano- and microplastics: a review of the literature. *Particle and Fibre Toxicology*, 17(1), 57. <https://doi.org/10.1186/s12989-020-00387-7>
101. Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>
102. Huang, Y., Zhao, Y., Wang, J., Zhang, M., Jia, W., & Qin, X. (2019). LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil. *Environmental Pollution*, 254, 112983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112983>
103. Hu, M., & Palić, D. (2020). Micro- and nano-plastics activation of oxidative and inflammatory adverse outcome pathways. *Redox Biology*, 37, 101620. <https://doi.org/10.1016/j.redox.2020.101620>
104. Igalavithana, A. D., Mahagamage, M. G. Y. L., Gajanayake, P., Abeynayaka, A., Gamaralalage, P. J. D., Ohgaki, M., Takenaka, M., Fukai, T., & Itsubo, N. (2022). Microplastics and Potentially Toxic Elements: Potential Human Exposure Pathways through Agricultural Lands and Policy Based Countermeasures. *Microplastics*, 1(1), 102–120. <https://doi.org/10.3390/microplastics1010007>
105. Ingrassia, R., Amato, G., Bagarello, V., Carollo, F. G., Giambalvo, D., Iovino, M., Lehmann, A., Rillig, M. C., & Frenda, A. S. (2022). Polyester microplastic fibers affect soil physical properties and erosion as a function of soil type. *SOIL*, 8(1), 421–435. <https://doi.org/10.5194/soil-8-421-2022>
106. Iqbal, B., Zhao, T., Yin, W., Zhao, X., Xie, Q., Khan, K. Y., Zhao, X., Nazar, M., Li, G., & Du, D. (2023). Impacts of soil microplastics on crops: A review. *Applied Soil Ecology*, 181, 104680. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104680>
107. Issac, M. N., & Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(16), 19544–19562. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2>
108. Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., & Fillmann, G. (2014). Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(7), 2004. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2004-z>
109. Jalón-Rojas, I., Wang, X. H., & Fredj, E. (2019). A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD): Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 256–272. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>
110. Jeong, E., Lee, J.-Y., & Redwan, M. (2024). Animal exposure to microplastics and health effects: A review. *Emerging Contaminants*, 10(4), 100369. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100369>
111. Jewett, E., Arnott, G., Connolly, L., Vasudevan, N., & Kevei, E. (2022). Microplastics and Their Impact on Reproduction—Can we Learn From the *C. elegans* Model? *Frontiers in Toxicology*, 4. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.748912>
112. Jia, L., Liu, L., Zhang, Y., Fu, W., Liu, X., Wang, Q., Tanveer, M., & Huang, L. (2023). Microplastic stress in plants: effects on plant growth and their remediations. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1226484>
113. Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., & Liu, Y. (2019). Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, 249, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>
114. Jiang, H., Cheng, H., Wu, S., Li, H., Chen, H., Li, Z., Yao, X., Zhang, Y., Chen, Y., Chen, S., Chen, S., Zheng, L., Sui, Y., & Shao, R. (2024). Microplastics footprint in nature reserves—a case study on the microplastics in the guano from Yancheng Wetland Rare Birds National Nature Reserve, China. *Environmental Research*, 256, 119252. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119252>
115. Jing, J., Zhang, L., Han, L., Wang, J., Zhang, W., Liu, Z., & Gao, A. (2022). Polystyrene micro-/nanoplastics induced hematopoietic damages via the crosstalk of gut microbiota, metabolites, and cytokines. *Environment International*, 161, 107131. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107131>
116. Johansson, K. S. (2017). Surface Modification of Plastics. In *Applied Plastics Engineering Handbook* (pp. 443–487). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-39040-8.00020-1>
117. Justino, A. K. S., Ferreira, G. V. B., Schmidt, N., Eduardo, L. N., Fauvelle, V., Lenoble, V., Sempéré, R., Panagiotopoulos, C., Mincarone, M. M., Frédo, T., & Lucena-Frédo, F. (2022). The role of mesopelagic fishes as microplastics vectors across the deep-sea layers from the Southwestern Tropical Atlantic. *Environmental Pollution*, 300, 118988. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118988>

118. Kabir, A. H. M. E., Sekine, M., Imai, T., Yamamoto, K., Kanno, A., & Higuchi, T. (2021). Assessing small-scale freshwater microplastics pollution, land-use, source-to-sink conduits, and pollution risks: Perspectives from Japanese rivers polluted with microplastics. *Science of The Total Environment*, 768, 144655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144655>
119. Kadac-Czapska, K., Knez, E., Gierszewska, M., Olewnik-Kruszkowska, E., & Grembecka, M. (2023). Microplastics Derived from Food Packaging Waste—Their Origin and Health Risks. *Materials*, 16(2), 674. <https://doi.org/10.3390/ma16020674>
120. Kallenbach, E. M. F., Rødland, E. S., Buenaventura, N. T., & Hurley, R. (2022). Microplastics in Terrestrial and Freshwater Environments (pp. 87–130). https://doi.org/10.1007/978-3-030-78627-4_4
121. Kangas, A., Kukko, K., Kanerva, T., Säämänen, A., Akmal, J. S., Partanen, J., & Viitanen, A.-K. (2023). Workplace Exposure Measurements of Emission from Industrial 3D Printing. *Annals of Work Exposures and Health*, 67(5), 596–608. <https://doi.org/10.1093/annweh/wxad006>
122. Kaur, P., Singh, K., & Singh, B. (2022). Microplastics in soil: Impacts and microbial diversity and degradation. *Pedosphere*, 32(1), 49–60. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(21\)60060-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(21)60060-7)
123. Khalid, N., Aqeel, M., & Noman, A. (2020). Microplastics could be a threat to plants in terrestrial systems directly or indirectly. *Environmental Pollution*, 267, 115653. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115653>
124. Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Khan, S. M., & Akhter, N. (2021). Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments. *Environmental Pollution*, 290, 118104. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118104>
125. Khan, I., Tariq, M., Alabbosh, K. F., Rehman, A., Jalal, A., Khan, A. A., Farooq, M., Li, G., Iqbal, B., Ahmad, N., Khan, K. A., & Du, D. (2024). Soil microplastics: Impacts on greenhouse gasses emissions, carbon cycling, microbial diversity, and soil characteristics. *Applied Soil Ecology*, 197, 105343. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105343>
126. Kibria, Md. G., Masuk, N. I., Safayet, R., Nguyen, H. Q., & Mourshed, M. (2023). Plastic Waste: Challenges and Opportunities to Mitigate Pollution and Effective Management. *International Journal of Environmental Research*, 17(1), 20. <https://doi.org/10.1007/s41742-023-00507-z>
127. Kim, S. W., Liang, Y., Zhao, T., & Rillig, M. C. (2021). Indirect Effects of Microplastic-Contaminated Soils on Adjacent Soil Layers: Vertical Changes in Soil Physical Structure and Water Flow. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.681934>
128. Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D. C. W., Gupta, J., Khan, E., Harrad, S., Hou, D., Ok, Y. S., & Bolan, N. S. (2020). Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 265, 114980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>
129. Kumar, R., Manna, C., Padha, S., Verma, A., Sharma, P., Dhar, A., Ghosh, A., & Bhattacharya, P. (2022). Micro(nano)plastics pollution and human health: How plastics can induce carcinogenesis to humans? *Chemosphere*, 298, 134267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134267>
130. Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C., & Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. *Heliyon*, 9(3), e14359. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>
131. Lai, H., Liu, X., & Qu, M. (2022). Nanoplastics and Human Health: Hazard Identification and Biointerface. *Nanomaterials*, 12(8), 1298. <https://doi.org/10.3390/nano12081298>
132. Lamichhane, G., Acharya, A., Marahatha, R., Modi, B., Paudel, R., Adhikari, A., Raut, B. K., Aryal, S., & Parajuli, N. (2023). Microplastics in environment: global concern, challenges, and controlling measures. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(4), 4673–4694. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04261-1>
133. Lam, T. W. L., Fok, L., Ma, A. T. H., Li, H.-X., Xu, X.-R., Cheung, L. T. O., & Wong, M. H. (2022). Microplastic contamination in marine-cultured fish from the Pearl River Estuary, South China. *Science of The Total Environment*, 827, 154281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154281>
134. Law, B. D., Bunn, W. B., & Hesterberg, T. W. (1990). Solubility of Polymeric Organic Fibers and Manmade Vitreous Fibers in Gambles Solution. *Inhalation Toxicology*, 2(4), 321–339. <https://doi.org/10.3109/08958379009145261>
135. Law, K. L. (2017). Plastics in the Marine Environment. *Annual Review of Marine Science*, 9(1), 205–229. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060409>
136. Lee, H. C., Khan, M. M., Yusli, A., 'Aqilah, Jaya, N. A., & Marshall, D. J. (2022). Microplastic accumulation in oysters along a Bornean coastline (Brunei, South China Sea): Insights into local sources and sinks. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113478. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113478>
137. Lee, S. E., Yoon, H. K., Kim, D. Y., Jeong, T. S., & Park, Y. S. (2024). An Emerging Role of Micro- and Nanoplastics in Vascular Diseases. *Life*, 14(2), 255. <https://doi.org/10.3390/life14020255>
138. Lee, Y., Cho, J., Sohn, J., & Kim, C. (2023). Health Effects of Microplastic Exposures: Current Issues and Perspectives in South Korea. *Yonsei Medical Journal*, 64(5), 301. <https://doi.org/10.3349/ymj.2023.0048>
139. Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., & He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of The Total Environment*, 619–620, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>
140. Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163, 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
141. Liang, T., Lei, Z., Fuad, Md. T. I., Wang, Q., Sun, S., Fang, J. K.-H., & Liu, X. (2022). Distribution and potential sources of microplastics in sediments in remote lakes of Tibet, China. *Science of The Total Environment*, 806, 150526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150526>
142. Liang, Y., Lehmann, A., Yang, G., Leifheit, E. F., & Rillig, M. C. (2021). Effects of Microplastic Fibers on Soil Aggregation and Enzyme Activities Are Organic Matter Dependent. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.650155>
143. Li, G., Tang, Y., Lou, J., Wang, Y., Yin, S., Li, L., Iqbal, B., Lozano, Y. M., Zhao, T., & Du, D. (2024). The promoting effects of soil microplastics on alien plant invasion depend on microplastic shape and concentration. *Science of The Total Environment*, 926, 172089. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172089>
144. Li, H., Yang, Z., Jiang, F., Li, L., Li, Y., Zhang, M., Qi, Z., Ma, R., Zhang, Y., Fang, J., Chen, X., Geng, Y., Cao, Z., Pan, G., Yan, L., & Sun, W. (2023). Detection of microplastics in domestic and fetal pigs' lung tissue in natural environment: A preliminary study. *Environmental Research*, 216, 114623. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114623>
145. Li, J., Liu, H., & Paul Chen, J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
146. Li, L., Luo, Y., Li, R., Zhou, Q., Peijnenburg, W. J. G. M., Yin, N., Yang, J., Tu, C., & Zhang, Y. (2020). Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nature Sustainability*, 3(11), 929–937. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0567-9>

147. Li, L., Luo, Y., Peijnenburg, W. J. G. M., Li, R., Yang, J., & Zhou, Q. (2020). Confocal measurement of microplastics uptake by plants. *MethodsX*, 7, 100750. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.023>
148. Limsiriwong, K., & Winijkul, E. (2023). Exploring Personal Exposure to Airborne Microplastics across Various Work Environments in Pathum Thani Province, Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(24), 7162. <https://doi.org/10.3390/ijerph20247162>
149. Ling, X., Cheng, J., Yao, W., Qian, H., Ding, D., Yu, Z., Xie, Y., & Yang, F. (2024). Identification and Visualization of Polystyrene Microplastics/Nanoplastics in Flavored Yogurt by Raman Imaging. *Toxics*, 12(5), 330. <https://doi.org/10.3390/toxics12050330>
150. Lin, Y.-D., Huang, P.-H., Chen, Y.-W., Hsieh, C.-W., Tain, Y.-L., Lee, B.-H., Hou, C.-Y., & Shih, M.-K. (2023). Sources, Degradation, Ingestion and Effects of Microplastics on Humans: A Review. *Toxics*, 11(9), 747. <https://doi.org/10.3390/toxics11090747>
151. Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., & Li, D. (2019). Consistent Transport of Terrestrial Microplastics to the Ocean through Atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 53(18), 10612–10619. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427>
152. Liu, M., Liu, J., Xiong, F., Xu, K., Pu, Y., Huang, J., Zhang, J., Pu, Y., Sun, R., & Cheng, K. (2023). Research advances of microplastics and potential health risks of microplastics on terrestrial higher mammals: a bibliometric analysis and literature review. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(6), 2803–2838. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01458-8>
153. Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., & He, D. (2018). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242, 855–862. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>
154. Liu, S., Guo, J., Liu, X., Yang, R., Wang, H., Sun, Y., Chen, B., & Dong, R. (2023). Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: A pilot prospective study. *Science of The Total Environment*, 854, 158699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158699>
155. Liu, S., Li, L., Liu, S., Liu, L., Xiao, X., Zhou, D., Zhu, C., & She, X. (2024). Reactive oxygen species-induced microplastics aging: Implications for environmental fate and ecological impact. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 173, 117648. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.117648>
156. Liu, S., Wang, C., Yang, Y., Du, Z., Li, L., Zhang, M., Ni, S., Yue, Z., Yang, K., Wang, Y., Li, X., Yang, Y., Qin, Y., Li, J., Yang, Y., & Zhang, M. (2024). Microplastics in three types of human arteries detected by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry (Py-GC/MS). *Journal of Hazardous Materials*, 469, 133855. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133855>
157. Liu, Z., Su, Z., Chen, J., Zou, J., Liu, Z., Li, Y., Wang, J., Wu, L., Wei, H., & Zhang, J. (2023). Polyethylene microplastics can attenuate soil carbon sequestration by reducing plant photosynthetic carbon assimilation and transfer: evidence from a ¹³C-labeling mesocosm study. *Journal of Cleaner Production*, 385, 135558. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135558>
158. Liu, Z., & You, X. (2023). Recent progress of microplastic toxicity on human exposure base on in vitro and in vivo studies. *Science of The Total Environment*, 903, 166766. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166766>
159. López, M. D., Toro, M. T., Riveros, G., Illanes, M., Noriega, F., Schoebitz, M., García-Viguera, C., & Moreno, D. A. (2022). Brassica sprouts exposed to microplastics: Effects on phytochemical constituents. *Science of The Total Environment*, 823, 153796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153796>
160. Lozano, Y. M., Aguilar-Trigueros, C. A., Onandia, G., Maaß, S., Zhao, T., & Rillig, M. C. (2021). Effects of microplastics and drought on soil ecosystem functions and multifunctionality. *Journal of Applied Ecology*, 58(5), 988–996. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13839>
161. Lozano, Y. M., Caesaria, P. U., & Rillig, M. C. (2022). Microplastics of different shapes increase seed germination synchrony while only films and fibers affect seed germination velocity. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1017349>
162. Lozano, Y. M., Lehnert, T., Linck, L. T., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2021). Microplastic Shape, Polymer Type, and Concentration Affect Soil Properties and Plant Biomass. *Frontiers in Plant Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.616645>
163. Lozano, Y. M., & Rillig, M. C. (2020). Effects of Microplastic Fibers and Drought on Plant Communities. *Environmental Science & Technology*, 54(10), 6166–6173. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01051>
164. Lu, K., Lai, K. P., Stoeger, T., Ji, S., Lin, Z., Lin, X., Chan, T. F., Fang, J. K.-H., Lo, M., Gao, L., Qiu, C., Chen, S., Chen, G., Li, L., & Wang, L. (2021). Detrimental effects of microplastic exposure on normal and asthmatic pulmonary physiology. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126069. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126069>
165. Lu, K., Zhan, D., Fang, Y., Li, L., Chen, G., Chen, S., & Wang, L. (2022). Microplastics, potential threat to patients with lung diseases. *Frontiers in Toxicology*, 4. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.958414>
166. Lv, J., He, Q., Yan, Z., Xie, Y., Wu, Y., Li, A., Zhang, Y., Li, J., & Huang, Z. (2024). Inhibitory Impact of Prenatal Exposure to Nano-Polystyrene Particles on the MAP2K6/p38 MAPK Axis Inducing Embryonic Developmental Abnormalities in Mice. *Toxics*, 12(5), 370. <https://doi.org/10.3390/toxics12050370>
167. Magalhães, S., Alves, L., Medronho, B., Romano, A., & Rasteiro, M. da G. (2020). Microplastics in Ecosystems: From Current Trends to Bio-Based Removal Strategies. *Molecules*, 25(17), 3954. <https://doi.org/10.3390/molecules25173954>
168. Malankowska, M., Echaide-Goriz, C., & Coronas, J. (2021). Microplastics in marine environment: a review on sources, classification, and potential remediation by membrane technology. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7(2), 243–258. <https://doi.org/10.1039/D0EW00802H>
169. Mallik, A., Xavier, K. A. M., Naidu, B. C., & Nayak, B. B. (2021). Ecotoxicological and physiological risks of microplastics on fish and their possible mitigation measures. *Science of The Total Environment*, 779, 146433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146433>
170. Marchant, D. J., Martínez Rodríguez, A., Francelle, P., Jones, J. I., & Kratina, P. (2023). Contrasting the effects of microplastic types, concentrations and nutrient enrichment on freshwater communities and ecosystem functioning. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 255, 114834. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114834>
171. Mareri, L., Parrotta, L., & Cai, G. (2022). Environmental Stress and Plants. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(10), 5416. <https://doi.org/10.3390/ijms23105416>
172. Marrone, A., La Russa, M. F., Randazzo, L., La Russa, D., Cellini, E., & Pellegrino, D. (2021). Microplastics in the Center of Mediterranean: Comparison of the Two Calabrian Coasts and Distribution from Coastal Areas to the Open Sea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(20), 10712. <https://doi.org/10.3390/ijerph182010712>
173. Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2022). Microplastics and associated emerging contaminants in the environment: Analysis, sorption mechanisms and effects of co-exposure. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 35, e00170. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2022.e00170>
174. Mason, S. A., Daily, J., Aleid, G., Ricotta, R., Smith, M., Donnelly, K., Knauff, R., Edwards, W., & Hoffman, M. J. (2020). High levels of pelagic plastic pollution within the surface waters of Lakes Erie and Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 46(2), 277–288. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.12.012>

175. Massardo, S., Verzola, D., Alberti, S., Caboni, C., Santostefano, M., Eugenio Verrina, E., Angeletti, A., Lugani, F., Ghiggeri, G. M., Bruschi, M., Candiano, G., Rumeo, N., Gentile, M., Cravedi, P., La Maestra, S., Zaza, G., Stallone, G., Esposito, P., Viazzi, F., ... Artini, C. (2024). MicroRaman spectroscopy detects the presence of microplastics in human urine and kidney tissue. *Environment International*, 184, 108444. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108444>
176. Mateos-Cárdenas, A., van Pelt, F. N. A. M., O'Halloran, J., & Jansen, M. A. K. (2021). Adsorption, uptake and toxicity of micro- and nanoplastics: Effects on terrestrial plants and aquatic macrophytes. *Environmental Pollution*, 284, 117183. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117183>
177. Megha, K. B., Anvitha, D., Parvathi, S., Neeraj, A., Sonia, J., & Mohanan, P. V. (2024). Environmental impact of microplastics and potential health hazards. *Critical Reviews in Biotechnology*, 1–31. <https://doi.org/10.1080/07388551.2024.2344572>
178. Mia, Md. S., Islam, A. R. Md. T., Ali, M. M., Siddique, Md. A. B., Pal, S. C., Idris, A. M., & Senapathi, V. (2024). Microplastics in sediment and surface water from an island ecosystem in Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, 69, 103332. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103332>
179. Michael, B. (2022). *Microplastic in the Environment: Pattern and Process* (M. S. Bank, Ed.). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-78627-4>
180. Miraj, S. S., Parveen, N., & Zedan, H. S. (2021). Plastic microbeads: small yet mighty concerning. *International Journal of Environmental Health Research*, 31(7), 788–804. <https://doi.org/10.1080/09603123.2019.1689233>
181. Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
182. Munyaneza, J., Jia, Q., Qaraah, F. A., Hossain, M. F., Wu, C., Zhen, H., & Xiu, G. (2022). A review of atmospheric microplastics pollution: In-depth sighting of sources, analytical methods, physiognomies, transport and risks. *Science of The Total Environment*, 822, 153339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153339>
183. Naidu, S. A., Ranga Rao, V., & Ramu, K. (2018). Microplastics in the benthic invertebrates from the coastal waters of Kochi, Southeastern Arabian Sea. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1377–1383. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0062-z>
184. Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2020). Plastic Debris in the Marine Environment: History and Future Challenges. *Global Challenges*, 4(6). <https://doi.org/10.1002/gch2.201900081>
185. Narayanan, M. (2023). Origination, fate, accumulation, and impact, of microplastics in a marine ecosystem and bio/technological approach for remediation: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 177, 472–485. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.07.013>
186. Nayanathara Thathsarani Pilapitiya, P. G. C., & Ratnayake, A. S. (2024). The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials*, 11, 100220. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>
187. Nessi, A., Winkler, A., Tremolada, P., Saliu, F., Lasagni, M., Ghezzi, L. L. M., & Balestrieri, A. (2022). Microplastic contamination in terrestrial ecosystems: A study using barn owl (*Tyto alba*) pellets. *Chemosphere*, 308, 136281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136281>
188. Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10777–10779. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>
189. Nohara, N. M. L., Ariza-Tarazona, M. C., Triboni, E. R., Nohara, E. L., Villarreal-Chiu, J. F., & Cedillo-González, E. I. (2024). Are you drowned in microplastic pollution? A brief insight on the current knowledge for early career researchers developing novel remediation strategies. *Science of The Total Environment*, 918, 170382. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170382>
190. Öborn, L., Österlund, H., & Viklander, M. (2024). Microplastics in gully pot sediment in urban areas: Presence, quantities and characteristics. *Environmental Pollution*, 353, 124155. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124155>
191. Okeke, E. S., Olagbaju, O. A., Okoye, C. O., Addey, C. I., Chukwudozie, K. I., Okoro, J. O., Deme, G. G., Ewusi-Mensah, D., Igun, E., Ejeromedoghene, O., Odii, E. C., Oderinde, O., Iloh, V. C., & Abesa, S. (2022). Microplastic burden in Africa: A review of occurrence, impacts, and sustainability potential of bioplastics. *Chemical Engineering Journal Advances*, 12, 100402. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100402>
192. Oliveri Conti, G., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., Fiore, M., & Zuccarello, P. (2020). Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research*, 187, 109677. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>
193. Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P.-S., Wu, Y.-S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O. D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hattai, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(4), 2129–2169. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>
194. Padha, S., Kumar, R., Dhar, A., & Sharma, P. (2022). Microplastic pollution in mountain terrains and foothills: A review on source, extraction, and distribution of microplastics in remote areas. *Environmental Research*, 207, 112232. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112232>
195. Palansooriya, K. N., Sang, M. K., El-Naggar, A., Shi, L., Chang, S. X., Sung, J., Zhang, W., & Ok, Y. S. (2023). Low-density polyethylene microplastics alter chemical properties and microbial communities in agricultural soil. *Scientific Reports*, 13(1), 16276. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-42285-w>
196. Palansooriya, K. N., Zhou, Y., An, Z., Cai, Y., & Chang, S. X. (2024). Microplastics affect the ecological stoichiometry of plant, soil and microbes in a greenhouse vegetable system. *Science of The Total Environment*, 924, 171602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171602>
197. Paul, M. B., Fahrenson, C., Givélet, L., Herrmann, T., Loeschner, K., Böhmert, L., Thünemann, A. F., Braeuning, A., & Sieg, H. (2022). Beyond microplastics - investigation on health impacts of submicron and nanoplastic particles after oral uptake in vitro. *Microplastics and Nanoplastics*, 2(1), 16. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00036-0>
198. Peng, C., Zhang, X., Li, M., Lu, Y., Liu, C., & Wang, L. (2023). Source apportionment of microplastics in indoor dust: Two strategies based on shape and composition. *Environmental Pollution*, 334, 122178. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122178>
199. Pérez-Guevara, F., Kuttralam-Muniasamy, G., & Shruti, V. C. (2021). Critical review on microplastics in fecal matter: Research progress, analytical methods and future outlook. *Science of The Total Environment*, 778, 146395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146395>
200. Pilechi, A., Mohammadian, A., & Murphy, E. (2022). A numerical framework for modeling fate and transport of microplastics in inland and coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 184, 114119. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114119>
201. Pironti, C., Ricciardi, M., Motta, O., Miele, Y., Proto, A., & Montano, L. (2021). Microplastics in the Environment: Intake through the Food Web, Human Exposure and Toxicological Effects. *Toxics*, 9(9), 224. <https://doi.org/10.3390/toxics9090224>
202. Plantado, L. C., Bantigue, J. D., Malto, M. A. D., & Baleta, F. N. (2024). Characterization and distribution of macroplastics along the coastal municipalities of Partido district, Camarines Sur, Philippines. *Regional Studies in Marine Science*, 74, 103520. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103520>

203. Pletz, M. (2022). Ingested microplastics: Do humans eat one credit card per week? *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100071. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100071>
204. Pourebrahimi, S., & Pirooz, M. (2023). Microplastic pollution in the marine environment: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100327. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100327>
205. Prasittisopin, L., Ferdous, W., & Kamchoom, V. (2023). Microplastics in construction and built environment. *Developments in the Built Environment*, 15, 100188. <https://doi.org/10.1016/j.dibe.2023.100188>
206. Praveena, S. M., Shaifuddin, S. N. M., & Akizuki, S. (2018). Exploration of microplastics from personal care and cosmetic products and its estimated emissions to marine environment: An evidence from Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.012>
207. Preston, C. A., McKenna Neuman, C. L., & Aherne, J. (2023). Effects of Shape and Size on Microplastic Atmospheric Settling Velocity. *Environmental Science & Technology*, 57(32), 11937–11947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03671>
208. Przekop, R., Michalczyk, U., Penconek, A., & Moskal, A. (2023). Effect of Microplastic Particles on the Rheological Properties of Human Saliva and Mucus. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(22), 7037. <https://doi.org/10.3390/ijerph20227037>
209. Qaiser, Z., Aqeel, M., Sarfraz, W., Fatima Rizvi, Z., Noman, A., Naeem, S., & Khalid, N. (2023). Microplastics in wastewaters and their potential effects on aquatic and terrestrial biota. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100536. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2023.100536>
210. Qiu, Y., Zhou, S., Zhang, C., Zhou, Y., & Qin, W. (2022). Soil microplastic characteristics and the effects on soil properties and biota: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 313, 120183. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120183>
211. Rafa, N., Ahmed, B., Zohora, F., Bakya, J., Ahmed, S. F., Mofijur, M., Chowdhury, A. A., & Almomani, F. (2024). Microplastics as carriers of toxic pollutants: Source, transport, and toxicological effects. *Environmental Pollution*, 343, 123190. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123190>
212. Rai, M., Pant, G., Pant, K., Aloo, B. N., Kumar, G., Singh, H. B., & Tripathi, V. (2023). Microplastic Pollution in Terrestrial Ecosystems and Its Interaction with Other Soil Pollutants: A Potential Threat to Soil Ecosystem Sustainability. *Resources*, 12(6), 67. <https://doi.org/10.3390/resources1206067>
213. Raza, M., Lee, J.-Y., & Cha, J. (2022). Microplastics in soil and freshwater: Understanding sources, distribution, potential impacts, and regulations for management. *Science Progress*, 105(3), 003685042211266. <https://doi.org/10.1177/00368504221126676>
214. Rillig, M. C., Hoffmann, M., Lehmann, A., Liang, Y., Lück, M., & Augustin, J. (2021). Microplastic fibers affect dynamics and intensity of CO₂ and N₂O fluxes from soil differently. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 3. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00004-0>
215. Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 130109073312009. <https://doi.org/10.1021/es303700s>
216. Romera-Castillo, C., Pinto, M., Langer, T. M., Álvarez-Salgado, X. A., & Herndl, G. J. (2018). Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean. *Nature Communications*, 9(1), 1430. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03798-5>
217. Rosal, R. (2021). Morphological description of microplastic particles for environmental fate studies. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112716. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112716>
218. Rose, P. K., Yadav, S., Kataria, N., & Khoo, K. S. (2023). Microplastics and nanoplastics in the terrestrial food chain: Uptake, translocation, trophic transfer, ecotoxicology, and human health risk. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 167, 117249. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117249>
219. Rozman, U., Jemec Kokalj, A., Dolar, A., Drobne, D., & Kalčíková, G. (2022). Long-term interactions between microplastics and floating macrophyte *Lemna minor*: The potential for phytoremediation of microplastics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, 831, 154866. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154866>
220. Sajjad, M., Huang, Q., Khan, S., Khan, M. A., Liu, Y., Wang, J., Lian, F., Wang, Q., & Guo, G. (2022). Microplastics in the soil environment: A critical review. *Environmental Technology & Innovation*, 27, 102408. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>
221. Sarathana, D., & Winijkul, E. (2022). Concentrations of Airborne Microplastics during the Dry Season at Five Locations in Bangkok Metropolitan Region, Thailand. *Atmosphere*, 14(1), 28. <https://doi.org/10.3390/atmos14010028>
222. Sarkar, S., Diab, H., & Thompson, J. (2023). Microplastic Pollution: Chemical Characterization and Impact on Wildlife. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), 1745. <https://doi.org/10.3390/ijerph20031745>
223. Saud, S., Yang, A., Jiang, Z., Ning, D., & Fahad, S. (2023). New insights in to the environmental behavior and ecological toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100298. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100298>
224. Sewwandhi, M., Wijesekara, H., Rajapaksha, A. U., Soysa, S., & Vithanage, M. (2023). Microplastics and plastics-associated contaminants in food and beverages: Global trends, concentrations, and human exposure. *Environmental Pollution*, 317, 120747. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120747>
225. Sharma, S., Basu, S., Shetti, N. P., Nadagouda, M. N., & Aminabhavi, T. M. (2021). Microplastics in the environment: Occurrence, perils, and eradication. *Chemical Engineering Journal*, 408, 127317. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127317>
226. Shi, J., Sun, Y., Wang, X., & Wang, J. (2022). Microplastics reduce soil microbial network complexity and ecological deterministic selection. *Environmental Microbiology*, 24(4), 2157–2169. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15955>
227. Singh, J., Schädler, M., Demetrio, W., Brown, G. G., & Eisenhauer, N. (2019). Climate change effects on earthworms - a review. *Soil Organisms*, 91(3), 114–138. <https://doi.org/10.25674/SO91ISS3PP114>
228. Song, J. H., Murphy, R. J., Narayan, R., & Davies, G. B. H. (2009). Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2127–2139. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0289>
229. Song, Y., Chou, E. L., Baecker, A., You, N. Y., Song, Y., Sun, Q., & Liu, S. (2016). Endocrine-disrupting chemicals, risk of type 2 diabetes, and diabetes-related metabolic traits: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Diabetes*, 8(4), 516–532. <https://doi.org/10.1111/1753-0407.12325>
230. Sun, Y., Duan, C., Cao, N., Li, X., Li, X., Chen, Y., Huang, Y., & Wang, J. (2022). Effects of microplastics on soil microbiome: The impacts of polymer type, shape, and concentration. *Science of The Total Environment*, 806, 150516. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150516>
231. Surendran, U., Jayakumar, M., Raja, P., Gopinath, G., & Chellam, P. V. (2023). Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. *Chemosphere*, 318, 137946. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>
232. Tan, X., Yu, X., Cai, L., Wang, J., & Peng, J. (2019). Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beiji River, China. *Chemosphere*, 221, 834–840. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.022>

233. Tatsii, D., Bucci, S., Bhowmick, T., Guettler, J., Bakels, L., Bagheri, G., & Stohl, A. (2024). Shape Matters: Long-Range Transport of Microplastic Fibers in the Atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 58(1), 671–682. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c08209>
234. Thacharodi, A., Meenatchi, R., Hassan, S., Hussain, N., Bhat, M. A., Arockiaraj, J., Ngo, H. H., Le, Q. H., & Pugazhendhi, A. (2024). Microplastics in the environment: A critical overview on its fate, toxicity, implications, management, and bioremediation strategies. *Journal of Environmental Management*, 349, 119433. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119433>
235. Thomas, P. J., Perono, G., Tommasi, F., Pagano, G., Oral, R., Burić, P., Kovačić, I., Toscanesi, M., Trifuoggi, M., & Lyons, D. M. (2021). Resolving the effects of environmental micro- and nanoplastics exposure in biota: A knowledge gap analysis. *Science of The Total Environment*, 780, 146534. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146534>
236. Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
237. Thushari, G. G. N., & Senevirathna, J. D. M. (2020). Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*, 6(8), e04709. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04709>
238. Tian, L., Jinjin, C., Ji, R., Ma, Y., & Yu, X. (2022). Microplastics in agricultural soils: sources, effects, and their fate. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 25, 100311. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100311>
239. Tian, Y., Chen, Z., Zhang, J., Wang, Z., Zhu, Y., Wang, P., Zhang, T., Pu, J., Sun, H., & Wang, L. (2021). An innovative evaluation method based on polymer mass detection to evaluate the contribution of microfibers from laundry process to municipal wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124861. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124861>
240. Tong, Y., Xie, M., Xv, H., Sun, R., Wang, Q., & Li, J. (2024). Microplastics and Endocrine Disruptors in Typical Wastewater Treatment Plants in Megacity Shanghai. *Toxics*, 12(5), 345. <https://doi.org/10.3390/toxics12050345>
241. Trasande, L., Liu, B., & Bao, W. (2022). Phthalates and attributable mortality: A population-based longitudinal cohort study and cost analysis. *Environmental Pollution*, 292, 118021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118021>
242. Trojan, M., Koutný, M., Brtnický, M., Holátko, J., Zlámalová Gargošová, H., Fojt, J., Procházková, P., Kalčíková, G., & Kučerík, J. (2024). The Interaction of Microplastics and Microbioplastics with Soil and a Comparison of Their Potential to Spread Pathogens. *Applied Sciences*, 14(11), 4643. <https://doi.org/10.3390/app14114643>
243. Ullah, S., Ahmad, S., Guo, X., Ullah, S., Ullah, S., Nabi, G., & Wanghe, K. (2023). A review of the endocrine disrupting effects of micro and nano plastic and their associated chemicals in mammals. *Frontiers in Endocrinology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fendo.2022.1084236>
244. Urli, S., Corte Pause, F., Crociati, M., Baufeld, A., Monaci, M., & Stradaoli, G. (2023). Impact of Microplastics and Nanoplastics on Livestock Health: An Emerging Risk for Reproductive Efficiency. *Animals*, 13(7), 1132. <https://doi.org/10.3390/ani13071132>
245. Uzun, P., Farazande, S., & Guven, B. (2022). Mathematical modeling of microplastic abundance, distribution, and transport in water environments: A review. *Chemosphere*, 288, 132517. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132517>
246. Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, 9(1), 8670. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>
247. Wade, A. M., Peloquin, D. M., Matheson, J. M., & Luxton, T. P. (2023). Dermal and oral exposure risks to heavy metals from 3D printing metal-fill thermoplastics. *Science of The Total Environment*, 903, 166538. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166538>
248. Wang, F., Wang, Q., Adams, C. A., Sun, Y., & Zhang, S. (2022). Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127531. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127531>
249. Wang, F., Zhang, X., Zhang, S., Zhang, S., & Sun, Y. (2020). Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. *Chemosphere*, 254, 126791. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126791>
250. Wang, J., Liu, X., & Liu, G. (2019). Sorption behaviors of phenanthrene, nitrobenzene, and naphthalene on mesoplastics and microplastics. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), 12563–12573. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04735-9>
251. Wang, L., Liu, B., Zhang, W., Li, Q., Lin, B., & Wei, C. (2023). An unrecognized entry pathway of submicrometre plastics into crop root: The split of hole in protective layer. *Journal of Hazardous Materials*, 457, 131732. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131732>
252. Wang, P.-Y., Zhao, Z.-Y., Xiong, X.-B., Wang, N., Zhou, R., Zhang, Z.-M., Ding, F., Hao, M., Wang, S., Ma, Y., Uzamurera, A. G., Xiao, K.-W., Khan, A., Tao, X.-P., Wang, W.-Y., Tao, H.-Y., & Xiong, Y.-C. (2023). Microplastics affect soil bacterial community assembly more by their shapes rather than the concentrations. *Water Research*, 245, 120581. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120581>
253. Wang, Y., Lam, K. M., & Lu, Y. (2018). Settling velocity of fine heavy particles in turbulent open channel flow. *Physics of Fluids*, 30(9). <https://doi.org/10.1063/1.5046333>
254. Ward, E., Gordon, M., Hanson, R., & Jantunen, L. M. (2024). Modelling the effect of shape on atmospheric microplastic transport. *Atmospheric Environment*, 326, 120458. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120458>
255. Wardlaw, C. M., Corcoran, P. L., & Neff, B. D. (2022). Factors influencing the variation of microplastic uptake in demersal fishes from the upper Thames River Ontario. *Environmental Pollution*, 313, 120095. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120095>
256. Wen, B., Liu, J.-H., Zhang, Y., Zhang, H.-R., Gao, J.-Z., & Chen, Z.-Z. (2020). Community structure and functional diversity of the plastisphere in aquaculture waters: Does plastic color matter? *Science of The Total Environment*, 740, 140082. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140082>
257. Westphalen, H., & Abdelrasoul, A. (2018). Challenges and Treatment of Microplastics in Water. In *Water Challenges of an Urbanizing World*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.71494>
258. Wieland, S., Balmes, A., Bender, J., Kitzinger, J., Meyer, F., Ramsperger, A. F., Roeder, F., Tengelmann, C., Wimmer, B. H., Laforsch, C., & Kress, H. (2022). From properties to toxicity: Comparing microplastics to other airborne microparticles. *Journal of Hazardous Materials*, 428, 128151. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128151>
259. Woods, J. S., Rødder, G., & Veronesi, F. (2019). An effect factor approach for quantifying the entanglement impact on marine species of macroplastic debris within life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 99, 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.018>
260. Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., & Gao, B. (2019). Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184, 109612. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>
261. Wu, P., Lin, S., Cao, G., Wu, J., Jin, H., Wang, C., Wong, M. H., Yang, Z., & Cai, Z. (2022). Absorption, distribution, metabolism, excretion and toxicity of microplastics in the human body and health implications. *Journal of Hazardous Materials*, 437, 129361. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129361>
262. Xiao, M., Ding, J., Luo, Y., Zhang, H., Yu, Y., Yao, H., Zhu, Z., Chadwick, D. R., Jones, D., Chen, J., & Ge, T. (2022). Microplastics shape microbial communities affecting soil organic matter decomposition in paddy soil. *Journal of Hazardous Materials*, 431, 128589. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128589>

263. Xu, C., Zhang, B., Gu, C., Shen, C., Yin, S., Aamir, M., & Li, F. (2020). Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment? *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123228. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123228>
264. Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., & Miao, A.-J. (2020). Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of The Total Environment*, 703, 134699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>
265. Ya, H., Xing, Y., Zhang, T., Lv, M., & Jiang, B. (2022). LDPE microplastics affect soil microbial community and form a unique plastisphere on microplastics. *Applied Soil Ecology*, 180, 104623. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104623>
266. Yang, H., Chen, G., & Wang, J. (2021). Microplastics in the Marine Environment: Sources, Fates, Impacts and Microbial Degradation. *Toxics*, 9(2), 41. <https://doi.org/10.3390/toxics9020041>
267. Yang, W., Jannatun, N., Zeng, Y., Liu, T., Zhang, G., Chen, C., & Li, Y. (2022). Impacts of microplastics on immunity. *Frontiers in Toxicology*, 4. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.956885>
268. Yee, M. S.-L., Hii, L.-W., Looi, C. K., Lim, W.-M., Wong, S.-F., Kok, Y.-Y., Tan, B.-K., Wong, C.-Y., & Leong, C.-O. (2021). Impact of Microplastics and Nanoplastics on Human Health. *Nanomaterials*, 11(2), 496. <https://doi.org/10.3390/nano11020496>
269. Yong, C., Valiyaveetil, S., & Tang, B. (2020). Toxicity of Microplastics and Nanoplastics in Mammalian Systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), 1509. <https://doi.org/10.3390/ijerph17051509>
270. Yuan, Z., Nag, R., & Cummins, E. (2022). Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment - From marine to food systems. *Science of The Total Environment*, 823, 153730. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153730>
271. Yu, Z., Xu, X., Guo, L., Jin, R., & Lu, Y. (2024). Uptake and transport of micro/nanoplastics in terrestrial plants: Detection, mechanisms, and influencing factors. *Science of The Total Environment*, 907, 168155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168155>
272. Zandi, P., & Schnug, E. (2022). Reactive Oxygen Species, Antioxidant Responses and Implications from a Microbial Modulation Perspective. *Biology*, 11(2), 155. <https://doi.org/10.3390/biology11020155>
273. Zeb, A., Liu, W., Meng, L., Lian, J., Wang, Q., Lian, Y., Chen, C., & Wu, J. (2022). Effects of polyester microfibers (PMFs) and cadmium on lettuce (*Lactuca sativa*) and the rhizospheric microbial communities: A study involving physio-biochemical properties and metabolomic profiles. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127405>
274. Zha, H., Xia, J., Li, S., Lv, J., Zhuge, A., Tang, R., Wang, S., Wang, K., Chang, K., & Li, L. (2023). Airborne polystyrene microplastics and nanoplastics induce nasal and lung microbial dysbiosis in mice. *Chemosphere*, 310, 136764. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136764>
275. Zhang, M., Zhao, Y., Qin, X., Jia, W., Chai, L., Huang, M., & Huang, Y. (2019). Microplastics from mulching film is a distinct habitat for bacteria in farmland soil. *Science of The Total Environment*, 688, 470–478. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.108>
276. Zhang, Q., & Black, M. S. (2023). Exposure hazards of particles and volatile organic compounds emitted from material extrusion 3D printing: Consolidation of chamber study data. *Environment International*, 182, 108316. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108316>
277. Zhang, Q., Huang, J., Ke, W., Cai, M., Chen, G., & Peng, C. (2021). Responses of *Sphagneticola trilobata*, *Sphagneticola calendulacea* and Their Hybrid to Drought Stress. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(20), 11288. <https://doi.org/10.3390/ijms222011288>
278. Zhang, S., Wang, N., Gong, S., & Gao, S. (2022). The patterns of trophic transfer of microplastic ingestion by fish in the artificial reef area and adjacent waters of Haizhou Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113565>
279. Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>
280. 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*, 430, 128453. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128453>
281. Zhang, Y., Wang, D., Yin, K., Zhao, H., Lu, H., Meng, X., Hou, L., Li, J., & Xing, M. (2022). Endoplasmic reticulum stress-controlled autophagic pathway promotes polystyrene microplastics-induced myocardial dysplasia in birds. *Environmental Pollution*, 311, 119963. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119963>
282. Zhao, B., Rehati, P., Yang, Z., Cai, Z., Guo, C., & Li, Y. (2024). The potential toxicity of microplastics on human health. *Science of The Total Environment*, 912, 168946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168946>
283. Zhao, T., Lozano, Y. M., & Rillig, M. C. (2021). Microplastics Increase Soil pH and Decrease Microbial Activities as a Function of Microplastic Shape, Polymer Type, and Exposure Time. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.675803>
284. Zhao, Z., Wang, X., Zhang, W., Lu, X., & Liu, T. (2022). Effects of Exotic and Native Earthworms on Soil Micro-Decomposers in a Subtropical Forest: A Field Mesocosm Experiment. *Forests*, 13(11), 1924. <https://doi.org/10.3390/f13111924>
285. Zhou, J., Wen, Y., Marshall, M. R., Zhao, J., Gui, H., Yang, Y., Zeng, Z., Jones, D. L., & Zang, H. (2021). Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 787, 147444. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147444>
286. Ziani, K., Ioniță-Mîndrican, C.-B., Mititelu, M., Neacșu, S. M., Negrei, C., Moroșan, E., Drăgănescu, D., & Preda, O.-T. (2023). Microplastics: A Real Global Threat for Environment and Food Safety: A State of the Art Review. *Nutrients*, 15(3), 617. <https://doi.org/10.3390/nu15030617>
287. Zou, H., Chen, Y., Qu, H., Sun, J., Wang, T., Ma, Y., Yuan, Y., Bian, J., & Liu, Z. (2022). Microplastics Exacerbate Cadmium-Induced Kidney Injury by Enhancing Oxidative Stress, Autophagy, Apoptosis, and Fibrosis. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(22), 14411. <https://doi.org/10.3390/ijms232214411>

ÁBRAJEGYZÉK

1. ábra FT-IR vizsgálat - Saját készítésű kép	20
2. ábra: A minták sűrűségkülönbség alapján történő szeparálása – Saját készítésű kép.....	20
3. ábra: A mikroszkópra előkészített földminták - Saját készítésű kép.....	21
4. ábra: Az ültetőközeget minták makroműanyag-szennyezettségének mennyiség szerinti összehasonlító vizsgálata (S1 → S-7)	23
5. ábra: Az ültetőközeget minták makroműanyag-szennyezettségének mennyiség szerinti összehasonlító vizsgálata (S1 → S-7)	23
6. ábra: Az S-1 ültetőközeget minta makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S1-P1 → S1-P3, S1-N0)	24
7. ábra: Az S-1 ültetőközeget csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcsék FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S1-P1 → S1-P3, S1-N0)	25
8. ábra: Az S-2 ültetőközeget minta makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S2-P1 → S2-P3, S2-N0)	26
9. ábra: Az S-2 ültetőközeget csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcsék FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S2-P1 → S2-P3, S2-N0)	27
10. ábra: Az S-3 ültetőközeget csomagolásának FT-IR spektroszkópiás vizsgálata (S3-N0)	28
11. ábra: Az S-4 ültetőközeget csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcse FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S4-P1 → S4-N0)	29
12. ábra: Az S-5 ültetőközeget minta makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S5-P1 → S5-P3, S5-N0)	30
13. ábra: Az S-5 ültetőközeget csomagolásának, valamint a talált makroműanyag-szemcsék FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S5-P1 → S5-P3, S5-N0)	31
14. ábra: Az S-6 ültetőközeget minta csomagolóanyagának és makroműanyag-szennyezettségének FT-IR spektroszkópiás összehasonlító vizsgálata (S6-P1 → S6-N0)	33
15. ábra: Az S-7 ültetőközeget minta csomagolásának FT-IR spektroszkópiás vizsgálata (S7-N0).....	34
16. ábra: Az ültetőközeget minták mikroműanyag-szennyezettségének mennyiség szerinti összehasonlító vizsgálata (S1 → S-7)	35
17. ábra: Az S-1 ültetőközegetben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	36

18. ábra: Az S-2 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	37
19. ábra: Az S-3 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	38
20. ábra: Az S-4 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	39
21. ábra: Az S-5 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	41
22. ábra: Az S-6 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	42
23. ábra: Az S-7 ültetőközegben talált mikroműanyagok mikroszkópiás felvételei (Ø8, Ø5, Ø2, saját készítésű képek).....	43